

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

TÂNIA DENISE PEDRELLI

**AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PARA O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
BALNEÁRIO CAMBORIÚ/SC**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Tecnologias de Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

FLORIANÓPOLIS

SANTA CATARINA

SETEMBRO/1997

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

TÂNIA DENISE PEDRELLI

**AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PARA O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
BALNEÁRIO CAMBORIÚ/SC**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Santa Catarina, para obtenção
do título de Mestre em Engenharia
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

FLORIANOPOLIS

SANTA CATARINA

SETEMBRO/1997

**AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO PARA O
TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ / SC**

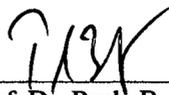
TANIA DENISE PEDRELLI

Dissertação submetida ao corpo docente do programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de

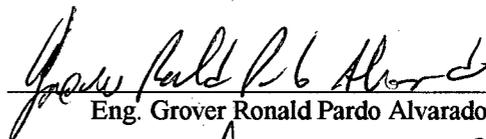
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental .

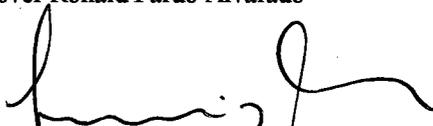
Aprovada por:



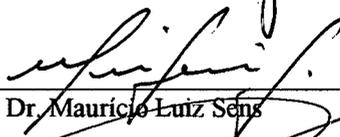
Prof. Dr. Paulo Belli Filho (Orientador)



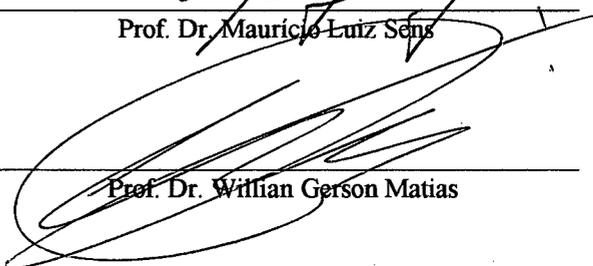
Eng. Grover Ronald Pardo Alvarado



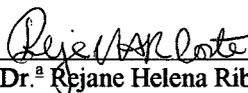
Prof. Dr. Luiz Sérgio Phlipp



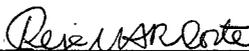
Prof. Dr. Maurício Luiz Sene



Prof. Dr. Willian Gerson Matias



Prof.ª Dr.ª Rejane Helena Ribeiro da Costa
(Coordenadora)



Prof.ª Dr.ª Rejane Helena Ribeiro da Costa

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL
AGOSTO DE 1997

“...Que hei de desejar aos moços de meu país, que se dedicam a ciência (...) Em terceiro lugar, a paixão. Lembre-se de que a ciência exige do homem toda a sua vida. Se vocês tivessem duas vidas, elas não bastariam. Sejam apaixonados no trabalho, na pesquisa...”

Pavlov, 1936.

DEDICATÓRIA

**A minha mãe, Nilma, pela
dedicação e incentivo.**

Agradecimentos

Ao meu orientador Paulo Belli Filho que sempre me incentivou durante o curso.

À Bióloga Leda Ribeiro Freitas e Eng^o Roberto Fasanaro da CASAN pela colaboração e orientação.

À CASAN de Balneário Camboriú, que colocou a disposição o laboratório para o desenvolvimento do trabalho de pesquisa e principalmente ao pessoal do Setor de Esgoto e ao Sr. Rubens Schroeder, pelo apoio, dedicação e amizade.

SUMÁRIO

pg

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE ANEXOS	x
LISTA DE ABREVIATURAS	xi
LISTA DE FÓRMULAS	xii
LISTA DE SÍMBOLOS	xii
RESUMO	xiii
<i>ABSTRACT</i>	xiv
1 INTRODUÇÃO	001
2 OBJETIVOS	004
3 REVISÃO DE LITERATURA	005
3.1 HISTÓRICO	005
3.2 CONCEITOS E CLASSIFICAÇÃO	006
3.3 LAGOAS ANAERÓBIAS	008
3.3.1 PRINCÍPIOS DE FUNCIONAMENTO	009
3.3.2 CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO	015
3.3.3 FATORES QUE AFETAM O FUNCIONAMENTO DAS LAGOAS ANAERÓBIAS	015
3.3.4 CARACTERÍSTICAS DE UM FUNCIONAMENTO NORMAL DE LAGOAS ANAERÓBIAS	016
3.4 LAGOAS FACULTATIVAS	017
3.4.1 PRINCÍPIOS DE FUNCIONAMENTO	019
3.4.2 FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO	022
3.4.3 CARACTERÍSTICAS DE FUNCIONAMENTO DE LAGOAS FACULTATIVAS	023

3.5 LAGOAS DE MATURAÇÃO.....	025
3.6 LAGOAS AERADAS.....	026
3.7 ASPECTOS BIOLÓGICOS DO PROCESSO	031
3.7.1 O PAPEL DAS BACTÉRIAS.....	032
3.7.2 O PAPEL DAS ALGAS	036
3.7.2.1 LUZ E CRESCIMENTO ALGAL	041
3.7.3 AERAÇÃO.....	043
3.7.4 A FUNÇÃO DO ZOOPLÂNCTON.....	043
3.7.5 ACÚMULO DE LODO	044
3.8 DESINFECÇÃO, REMOÇÃO DE METAIS E AUTOFLOCULAÇÃO	046
3.9 REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS.....	048
3.10 EFICIÊNCIA E APLICABILIDADE DAS LAGOAS	049
3.11 COMBINAÇÃO DE LAGOAS ENTRE SI E COM DEMAIS SISTEMAS	051
3.12 INFLUÊNCIA DO REGIME HIDRÁULICO	058
3.13 CULTIVO DE MICRO-ALGAS EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS	064
3.14 CONTROLE DE NUTRIENTES	066
3.14.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	067
3.14.2 REMOÇÃO DE FÓSFORO.....	070
4 MATERIAL E MÉTODO.....	073
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA.....	073
4.2 METODOLOGIA EMPREGADA.....	078
4.3 TESTES DE AERAÇÃO.....	081
5 APRESENTAÇÃO e DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	085
5.1 OBSERVAÇÕES GERAIS	085

5.2 IDENTIFICAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL	089
5.3 VAZÃO.....	092
5.4 ACUMULAÇÃO DE LODO.....	093
5.5 TEMPERATURA.....	094
5.6 pH.....	097
5.7 OXIGÊNIO DISSOLVIDO	099
5.8 ALCALINIDADE	101
5.9 CLORETOS.....	103
5.10 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	105
5.11 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	110
5.12 RELAÇÃO ENTRE DQO/DBO5	113
5.13 AVALIAÇÃO SANITÁRIA.....	115
5.14 NITROGÊNIO TOTAL, NITROGÊNIO AMONÍACAL, NITRITO E NITRATO.....	119
5.15 FÓSFORO.....	121
5.16 SÓLIDOS TOTAIS, SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS E SÓLIDOS TOTAIS FIXOS.....	122
5.17 SÓLIDOS SUSPENSOS	125
5.18 SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS.....	125
5.19 TESTES DE AERAÇÃO.....	127
5.20 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	130
6 CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES	137
6.1 PROBLEMAS OPERACIONAIS, DE MANUTENÇÃO E PROJETO	137
6.2 RECOMENDAÇÕES.....	138
7 BIBLIOGRAFIA	143
8 ANEXOS.....	151

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 - Sequência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a percentagens, expressas como DQO)	012
FIGURA 02 - Princípios de funcionamento numa lagoa facultativa.....	021
FIGURA 03 - Quadro descritivo com os principais tipos de lagoas de estabilização.....	029
FIGURA 04 - Quadro comparativo dos principais sistemas de tratamentos de esgoto e balanço de vantagens e desvantagens.....	030
FIGURA 05 - Vários esquemas de lagoas de estabilização em série, com ou sem recirculação proposto por SHELEF e KANAREK	055
FIGURA 06 - Características dos reatores mais frequentemente utilizados na modelagem do tratamento de esgotos por lagoas.....	062
FIGURA 07 - Lay-out das lagoas de estabilização	074
FIGURA 08 - Lay-Out das lagoas de estabilização com os respectivos pontos de coleta	079
FIGURA 09 - Posição dos pontos de coleta 1,2,3 e 4 e do aerador no teste 1... 	083
FIGURA 10 - Posição dos aeradores no teste 2.....	084
FIGURA 11 - Visualização da coloração marrom-rósea proveniente do efluente da lagoa anaeróbia A1 na lagoa facultativa F1.....	087
FIGURA 12 - Formação de “ilhas” de areia na região de entrada de esgoto bruto na lagoa anaeróbia.....	087
FIGURA 13 - Presença de nata esverdeada e despreendimento de lodo nas laterais da lagoa facultativa F1	090
FIGURA 14 - Presença de berma ao longo de toda a extensão da lagoa facultativa F2.....	091
FIGURA 15 - Presença de berma ao longo de toda a extensão da lagoa facultativa F1.....	091
FIGURA 16 - Perfil da vazão do esgoto bruto na ETE em função da vazão de água tratada.....	095

FIGURA 17 - Perfil anual da temperatura do ar e esgoto bruto	095
FIGURA 18 - Perfil anual da temperatura do esgoto no módulo I	096
FIGURA 19 - Perfil anual da temperatura do esgoto no módulo II	096
FIGURA 20 - Perfil anual do pH no módulo I	098
FIGURA 21 - Perfil anual do pH do esgoto no módulo II	098
FIGURA 22 - Perfil anual do oxigênio dissolvido. no efluente das lagoas facultativas F1 e F2.....	100
FIGURA 23- Perfil diário do oxigênio dissolvido - 12/09/96.....	100
FIGURA 24- Perfil diário do oxigênio dissolvido - 20/11/96.....	100
FIGURA 25 - Perfil anual da alcalinidade do esgoto no módulo I	102
FIGURA 26 - Perfil anual da alcalinidade do esgoto no módulo II	102
FIGURA 27 - Perfil anual de cloretos do esgoto no módulo I.....	104
FIGURA 28 - Perfil anual de cloretos do esgoto no módulo II.....	104
FIGURA 29 - Perfil anual da DBO5 no módulo I.....	109
FIGURA 30 - Perfil anual da DBO5 no módulo II	109
FIGURA 31 - Perfil anual da DBO5 do efluente das lagoas facultativas	109
FIGURA 32 - Perfil anual da DQO no módulo I.....	112
FIGURA 33- Perfil anual da DQO no módulo II.....	112
FIGURA 34 - Perfil anual de coliformes fecais (NMP/100 ml) no módulo I.....	118
FIGURA 35 -Perfil anual de coliformes fecais (NMP/100 ml) no módulo II.....	118
FIGURA 36 - Perfil anual de coliforme fecal (NMP/100 ml) no efluente das lagoas facultativas F1 e F2.....	118
FIGURA 37 - Perfil anual dos sólidos totais no módulo I	123
FIGURA 38 - Perfil anual dos sólidos totais no módulo II	123
FIGURA 39 - Perfil anual dos sólidos sedimentáveis no módulo I.....	126
FIGURA 40 - Perfil anual dos sólidos sedimentáveis no módulo II	126

FIGURA 41- Perfil do O.D. no teste 1 de aeração na lagoa facultativa F1	129
FIGURA 42 - Perfil do O.D. no teste 2 de aeração na lagoa facultativa F1	129
FIGURA 43 - Lay-Out com sugestões de melhorias	142

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 - Características dimensionais da ETE	076
TABELA.02 - Parâmetros de projeto	077
TABELA 03 - Eficiência da lagoas de estabilização em termos de DBO ₅	106
TABELA 04 - Resultados da DBO ₅ (mg/l) do corpo receptor Rio Camboriú - Classe 2	108
TABELA 05- Eficiência da lagoas de estabilização em termos de DQO	113
TABELA 06 - Resultado das análises bacteriológicas do corpo receptor	117
TABELA 07 - Resultados obtidos dos parâmetros de nitrogênio total e amoniacal para os efluentes dos módulos I e II	119
TABELA 08 - Resultados Obtidos dos parâmetros de fósforo para os efluentes dos módulos I e II	122
TABELA 09 - Valores típicos de parâmetros do esgoto bruto na ETE de Balneário Camboriú	130
TABELA 10- Valores médios dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos referentes ao módulo I e comparados a Legislação Ambiental	131
TABELA 11 - Valores médios dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos referentes ao módulo II e comparados a Legislação Ambiental	133

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1 - Valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos referentes ao módulo I	151
ANEXO 2 - Valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos referentes ao módulo II	152
ANEXO 3 - Tabela com os resultados das análises bacteriológicas do ano de 1995	153
ANEXO 4 - Resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas realizadas no rio Camboriú	154

LISTA DE ABREVIATURAS

AGV - Ácido Graxo Volátil

CASAN - Companhia Catarinense de Águas e saneamento

CETESB - Companhia de Tecnologia de saneamento Ambiental.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO5 total - Demanda Bioquímica de Oxigênio, com 5 dias de incubação.

DBO5 solúvel - Demanda Bioquímica de Oxigênio, com 5 dias de incubação filtrada.

DQO total - Demanda Química de Oxigênio.

DQO solúvel - Demanda Química de Oxigênio filtrada.

EPA - Environmental Protection Agency

ETA - Estação de Tratamento de Água.

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

FATMA - Fundação do Meio Ambiente.

HRP - High Rate Ponds - Lagoas de alta Taxa.

IBGE - Instituto Nacional de Geografia

NeI - Número de Elétrons Transmissíveis

NTK - Nitrogênio Total

O.D. - Oxigênio Dissolvido.

PVC - Poli cloreto de Vinila

LISTA DE FÓRMULAS

CaCO₃ - Carbonato de Cálcio.
CH₃COOH - Ácido Acético.
CH₄ - Metano.
CO₂ - Dióxido de Carbono.
H₂S - Sulfeto de Hidrogênio
H₂O - Água.
NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal.

LISTA DE SÍMBOLOS

d - dia
d - número de dispersão - D/U.L - (adimensional)
D - coeficiente de dispersão longitudinal (m²/dia)
cm - centímetro
ha - hectare
hab - habitante
k - coeficiente de remoção de DBO (dia⁻¹)
k_T - coeficiente de remoção de DBO para diferentes temperaturas.
kg - kilograma
l - litro
L - comprimento longitudinal do reator (m)
m² - metro quadrado
ml - mililitro
n - número de lagoas em série
S₀ - concentração de DBO total afluente (mg/l)
S - concentração de DBO solúvel efluente (mg/l)
t - tempo de detenção total
T - temperatura
U - velocidade média de percurso no reator
θ - coeficiente de temperatura

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

CENTRO TECNOLÓGICO

PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

TÍTULO: AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ/SC

AUTOR: TÂNIA DENISE PEDRELLI

ORIENTADOR: PAULO BELLI FILHO

NÍVEL: MESTRADO

RESUMO

Este trabalho de dissertação visou monitorar, através de parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, cloreto, alcalinidade, sólidos sedimentáveis, DBO₅, DQO, O.D., sólidos totais, sólidos totais voláteis e fixos, sólidos suspensos, nitrogênio total e amoniacal, fósforo total) e bacteriológicos (coliforme fecal e total), do sistema de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, composta por dois módulos de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas operando independentemente entre si, do município de Balneário Camboriú sob concessão da CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, durante período de doze meses (baixa temporada - inverno e alta temporada - verão). Foram analisados os afluentes e efluentes de cada unidade que compõem a ETE, bem como análise da DBO₅ e coliforme total e fecal do corpo receptor, a montante e a jusante do lançamento efluente final. Os módulos I e II produziram efluentes com características semelhantes, ambos com temperatura de 23 °C, pH ligeiramente alcalino (7,43 e 7,5), oxigenação baixa (3,32 e 3,54 mg/l), DBO₅ e sólidos suspensos fora dos padrões adequados para descarga ambiental (79 e 81 mg/l) e (268 e 228 mg/l), DQO alta (271 e 220 mg/l). A concentração de nitrogênio total e fósforo total foram de (17 e 16 mg/l de NH₄⁺) e (40 e 43 mg/l fósforo total). Os teores de nitrato foram 0,43 e 0,41 mg/l. A concentração média de cloretos e alcalinidade foram de (77 e 72 mg/l) e (199 e 204 mg/l) respectivamente. A concentração de Coliformes Fecais foram de 7,5x10⁴ e 6,3x10⁴ NMP/100 ml, e Coliformes Totais de 8,9x10⁴ NMP/100 ml, acima dos padrões de lançamento e de qualidade do corpo receptor - Resolução CONAMA nº 20, de 18/06/86, impondo também restrições ao seu uso em irrigações). Detectou-se problemas de ordem operacional e de manutenção afetando a eficiência do sistema, principalmente nas lagoas anaeróbias. Sugestões de melhorias são apresentadas como a compartimentação das lagoas facultativas e otimização do fluxo hidráulico a fim de obter-se a qualidade do efluente final e atender a Legislação Ambiental Estadual.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

CENTRO TECNOLÓGICO

PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

TÍTULO: VALUATION OF WASTEWATER TREATMENT SYSTEM, BY PONDS STABILIZATION OF BALNEÁRIO CAMBORIÚ CITY.

AUTOR: TÂNIA DENISE PEDRELLI

ORIENTADOR: PAULO BELLI FILHO

NÍVEL: MESTRADO

ABSTRACT

The objective this study was to do monitoring, employing physicochemistry parameters (temperature, pH, chloride, alkalinity, settling solids, wastewater suspended solids, total solids, total volatile and fixed solids, ammonia and total nitrogen, nitrate, nitrite, phosphorus) and coliform bacteria of Balneário Camboriú city (South Brazil) wastewater treatment system, by Ponds Stabilization, which is constituted by two modules of anaerobic ponds followed facultative ponds. The period of monitoring was 12 months (summer and winter season). It was analyzed the influents and effluents of each unit that constituents the ETE, and it was analyzed too DBO and coliform bacteria parameters of receiving body collected samples, before and after of discharge of final effluent at receiving body. The modules I and II produce effluents with similar characteristics, both with temperature of 23 C, pH slightly alkaline (7,3 - 7,5), low concentration O.D. (3,32 - 3,54), DBO and SS concentration higher than emission standard for liquid effluents preconized by environmental protection agency (79 - 81 mg/l) and (268 - 228 mg/l), high DQO (271 - 220 mg/l). eutrophics nutrients concentration high (17 - 16 mg/l ammonia nitrogen) and (40 - 43 mg/l total phosphorous). The nitrate concentration was 0,43 and 0,41 mg/l). The chlorine and alkalinity average concentration were of (77 - 72 mg/l) and (199-204 mg/l) respectively. The coliform bacteria average concentration were CF $7,5 \times 10^4$ and CT $8,9 \times 10^4$, CF $6,3 \times 10^4$ and CT $8,9 \times 10^4$ NMP/100 ml respectively, where such concentration are higher than emission standard for liquid effluents preconized by environmental protection agency. Some operational and maintenance problems are interfacing in the system total efficiency, mainly in the anaerobic lagoons. Improvements were suggested for to try increase system total efficiency.

1 - INTRODUÇÃO

Balneário Camboriú/SC, inserido na microregião homogênea denominada "Litoral do Vale de Itajaí" pode ser considerado um dos mais promissores municípios de Santa Catarina, com um rico potencial para a exploração do turismo, devido às suas belas praias. Apesar de ser um município novo, não mais de três décadas de emancipação e de pequeno espaço territorial, com apenas 50 km², possui uma população fixa em torno de 58.085 habitantes segundo dados fornecidos pelo IBGE/96 (Instituto Nacional de Geografia). Contudo no verão, principalmente entre os meses de dezembro à março, devido ao grande volume de turistas, a população flutuante alcança em torno de 500.000 pessoas.

Visto tal demanda populacional intensa neste período e por ser o turismo a principal fonte de renda do município, prioridades como o saneamento básico, fez-se necessário dar às águas residuárias um destino adequado.

Em um breve histórico, até novembro de 1976, o sistema de esgoto, designado de sistema pré-existente, era operado pela prefeitura municipal, quando então passou à responsabilidade da CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) e beneficiava somente pequena parcela da população, compreendida praticamente entre a faixa litorânea em sua parte central da cidade. Já nessa época, através de um levantamento realizado pela FATMA (Fundação do Meio Ambiente) foi constatado que a balneabilidade da praia central estava fora dos padrões exigidos, principalmente nos dois extremos da praia denominadas de: barra sul e norte. A partir do sistema pré-existente (lagoa facultativa única), foi elaborado pela CASAN um plano de emergência, visando a melhoria do sistema. O plano consistia em dividir o município em dois distritos, norte e sul. O número de ligações de esgoto da zona sul foi ampliado e o tratamento seria realizado através do sistema de lagoa de estabilização pré-existente e posteriormente o efluente seria lançado às margens do rio Camboriú (corpo receptor). Quanto à zona norte foi construído um emissário submarino com 1.000 m de extensão.

Atualmente, o emissário submarino foi desativado e a estação de tratamento de esgoto é composta de cinco lagoas de estabilização, duas baterias de lagoas anaeróbias seguidas de duas lagoas facultativas. Os dois módulos operam em paralelo e independentemente entre si. A quinta lagoa - facultativa (denominada de intermediária) compõem do módulo II.

A rede coletora de esgoto atual possui 73.215,20 km de extensão, 5.269 ligações de esgoto e 30.030 economias (dados dez/96). A nova ampliação da rede coletora de esgoto, as obras foram iniciadas em junho de 1996, com término previsto em 27 meses, e consiste em 32.085 km de rede coletora com 3.000 ligações.

Comparando-se a número de ligações e economias de água com o número de ligações e economias de esgoto, a cobertura de esgoto tratado na cidade situa-se em torno de 77%. Considerada relativamente boa para os padrões nacionais. Porém somente o centro da cidade e um dos bairros mais populosos são atendidos por rede de esgoto, restando ainda uma boa parcela sem atendimento. Nestes locais em grande parte são utilizados sistemas de tratamento individuais de esgoto, tipo tanque séptico/filtro anaeróbio/rede pluvial.

Mesmo, com sistema operando, resultados recentes de balneabilidade da água do mar, principalmente da praia central, executados pela FATMA (Fundação do Meio Ambiente) apresentaram-se com resultados condenatórios, demonstrando assim algum problema no sistema sanitário de esgoto.

Outrossim, a concessionária responsável, CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento não dispõem de dados suficientes e diários sobre a eficiência do sistema de tratamento atual. Perante tal situação, resolveu-se elaborar um estudo de caso mais detalhado em relação ao sistema de tratamento de esgoto domésticos do município de Balneário Camboriú, mais precisamente junto às lagoas de estabilização a fim de avaliar eficiência global.

Este trabalho de mestrado contribui para o enriquecimento das pesquisas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) com lagoas de estabilização para o tratamento de diversos tipos de efluentes líquidos, tais como: dejetos de suínos, efluentes industriais e esgoto doméstico.

2 - OBJETIVOS

Este trabalho descreve o desempenho de um sistema de lagoas de estabilização em escala real, tratando os esgotos domésticos da cidade de Balneário Camboriú, região sul do Brasil, operando desde março de 1985.

Os objetivos gerais deste trabalho são os seguintes:

(a) monitoramento ambiental e operacional da ETE durante o período de um ano sob duas condições operacionais distintas, entre baixa temporada e a alta (período constituído entre os meses de dezembro à março);

(b) apresentar os principais problemas que estão interferindo para o bom desempenho da lagoas;

(c) Sugerir soluções a fim de melhorar a eficiência do sistema.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - Histórico

Há séculos existem lagoas naturais ou artificiais que recebem despejos de animais, de usos domésticos, e de pequenas comunidades, que, sem que os especialistas se dessem conta, realizam os fenômenos típicos e próprios de depuração de lagoas de estabilização.

As primeiras lagoas, de origem accidental, em que os fenômenos do tratamento de esgotos foram constatados, parecem ter sido as de Santa Rosa, na Califórnia (USA, 1924), e de Fesseden na Dakota do Norte (USA, 1928). Em Santa Rosa, para se evitar o custo de uma estação de tratamento, se fez passar o esgoto sobre um leito de pedras, acreditando-se que este teria um efeito de filtro percolador. O que veio a ocorrer foi a colmatção dos vazios e uma acumulação de esgotos até 0,90 m. de altura - mas o efluente desta "lagoa" tinha características equivalentes ao de um filtro biológico. Em Fesseden, não se tinha conseguido construir o sistema de tratamento para uma nova rede de coleta, e não havendo corpo receptor adequado, o efluente da rede foi dirigido a uma depressão do terreno, fora da cidade. Alguns meses depois, ficavam as autoridades surpreendidas com a qualidade do efluente final, comparável a de um tratamento secundário. Esta lagoa permaneceu em operação trinta anos.

Mas foi apenas nos últimos quarenta anos que experimentos objetivos e critérios racionais de projeto começaram a ser desenvolvidos, de modo a se estabelecer parâmetros de carga orgânica, tempo de detenção, profundidade, etc. Já na década de 40 apareciam lagoas com acompanhamento de sua operação, e a partir do qual se procurava conhecer parâmetros para dimensionamento, e melhor entendimento de seu funcionamento.

Os Estados da Dakota do Norte e Dakota do Sul foram os primeiros na pesquisa objetiva nos Estados Unidos e, em 1948, entrou em operação a primeira lagoa projetada especificamente para receber e tratar esgoto bruto (lagoa de Maddock). Aproximadamente nesta época, na Austrália desenvolveu-se estudos para realizar o

tratamento de esgotos em lagoas, e este país foi pioneiro no uso de lagoas em série, que alguns chama de “lagoas australianas”.

A partir de 1950 os principais pesquisadores começaram a publicar seus trabalhos, e já em 1960 se estabeleceu um intercâmbio de informações e experiências entre o meio técnico dos países, que de forma definitiva aceitavam e defendiam o uso de lagoas. Este desenvolvimento maior tem-se dado nos Estados Unidos, Austrália, Nova Zelândia, Israel, África do Sul, Índia, Canadá, e na América Latina, no Brasil, México, Colômbia, Peru, Costa Rica, Cuba, Equador.

No Brasil, a primeira lagoa construída foi a de São José dos Campos, São Paulo, no sistema australiano, isto é, duas lagoas em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa. Foi fruto de um convênio entre o Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo, a Fundação SESP (Serviço Especial de Saúde Pública), e a Prefeitura de São José dos Campos. A finalidade do convênio era operar esta lagoa a ser construída e estabelecer parâmetros de projeto de lagoas no Brasil. Em 1963, no Rio de Janeiro, foi construída uma lagoa também pioneira, de Cidade de Deus, inicialmente facultativa e depois aerada. A partir deste período, muitos estados adotaram definitivamente as lagoas, e grande número de pesquisas e resultados operacionais têm sido publicados (JORDÃO e PESSOA, 1995).

3.2 - Conceitos e Classificação

Vários são os conceitos dados às lagoas de estabilização. Segundo SILVA e MARA, (1979) lagoas de estabilização são como tanques de pequena profundidade, definidas por diques de terra, e nas quais as águas residuárias brutas são tratadas inteiramente por processos naturais, envolvendo algas e bactérias ou como um corpo de água lântico, construído pelo homem, e destinado a armazenar resíduos líquidos de natureza orgânica - esgoto sanitário bruto e sedimentado, despejos industriais orgânicos e oxidáveis ou águas residuárias oxidadas. Seu tratamento é feito através de processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos, denominados de *autodepuração ou estabilização*. Esses processos naturais, sob condições parcialmente controladas, são os responsáveis pela transformação de compostos orgânicos putrescíveis em compostos

minerais ou orgânicos mais estáveis (MANUAL DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DE LAGOAS ANAERÓBIAS E FACULTATIVAS - CETESB, 1989). São um reator biológico dimensionado dentro de critérios técnicos e científicos. Elas recebem uma variedade de águas residuárias domésticas e resíduos industriais complexos e funcionam sob uma ampla variação de condições ambientais (MIDDLEBROOKS, 1987).

Segundo VON SPERLING, (1996c), os sistema de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. As lagoas de estabilização são usadas no tratamento de uma grande variedade de águas residuárias, domésticas ou industriais, e estas funcionam um ampla variedade de condições climáticas, do clima tropical ao ártico. Conforme a WATER POLLUTION CONTROLL FEDERATION, (1990) as lagoas também podem ser usadas sozinhas ou em combinação com outros processos de tratamento de águas residuárias. As lagoas de Estabilização, segundo BRANCO (1978) são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas.

De acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica a ser tratada, as lagoas podem a ser classificada em:

- *Anaeróbias*: nas quais predominam processos de fermentação anaeróbia; imediatamente abaixo da superfície não existe oxigênio dissolvido.
- *Facultativas*: nas quais ocorrem simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética; uma zona anaeróbia de atividade bêntica é sobreposta por uma zona aeróbia de atividade biológica, próxima à superfície;
- *Estritamente Aeróbias*: nas quais se chega a um equilíbrio da oxidação e da fotossíntese para garantir condições aeróbias em todo o meio; é comum chamar de aeróbias as lagoas facultativas, embora não seja correto;
- *De Maturação*: usadas como refinamento do tratamento prévio por lagoas, ou outro processo biológico, reduz bactérias, sólidos em suspensão, nutrientes, e uma parcela negligenciável da DBO;

- *Aeradas*: Nas quais se introduz oxigênio no meio líquido através de um sistema mecanizado de aeração; as lagoas aeradas podem ser aeradas ou facultativas. As lagoas aeradas devem ser seguidas de uma lagoa de decantação;
- *Com macrófitas*: usadas como polimento final de um tratamento por lagoas, com objetivo de reduzir nutrientes, sólidos em suspensão e a DBO remanescente. Várias experiências práticas indicam também a redução de metais. Este tipo de lagoa requer manutenção (corte regular das plantas, secagem e destino final), e as áreas sombreadas incentivam a proliferação de moscas e mosquitos, razões pelas quais não é recomendável, ACHOA e BUSCHLER, (1989).
- OSWALD, W. (1995) cita as *Lagoas de Alta Taxa - (HRP)*, as quais, são projetadas para serem aeróbias em todo o seu volume. Conforme o *MANUAL OF PRACTICE FD16 - WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION*, (1990) chama-se de lagoas aeróbia de alta taxa, lagoas onde o oxigênio dissolvido está presente em toda sua profundidade, que freqüentemente é de 30 a 45 cm, permitindo assim a penetração de luz em toda sua profundidade. A aeração geralmente é fornecido, para expor as algas à luz solar, prevenir o depósito e subseqüente condições anaeróbias. O oxigênio é fornecido fotosinteticamente e por aeradores mecanizados. O tempo de detenção é pequeno, de 3 a 5 dias. As lagoas aeróbias não são muito utilizadas.

Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. SILVA e MARA, (1979); VON SPERLING, (1996 c)

3.3 - Lagoas Anaeróbias

A lagoa anaeróbia não é fundamentalmente diferente de um tanque séptico: é também um sistema com escoamento horizontal do esgoto tendo-se lodo anaeróbio no fundo da lagoa. A mistura da fase líquida pode ocorrer devido à turbulência provocada por bolhas de gás ou devido a ventos e insolação (mistura mecânica e térmica respectivamente). As lagoas anaeróbias são usadas amplamente para tratamento de esgoto, notadamente como passo preliminar em séries de lagoas de estabilização. O

tempo de retenção em lagoas anaeróbias (tipicamente na faixa de 2 a 5 dias) frequentemente é mais longo do que em sistemas de tratamento primário e correspondente a eficiência de remoção de 50 a 70% para esgoto bruto em lagoas anaeróbias com tempos de permanência de 1 a 5 dias (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994.)

Nas lagoas anaeróbias a estabilização ocorre sem o concurso do oxigênio dissolvido: são fenômenos de digestão ácida e fermentação metânica que tomam parte do processo. Na verdade tudo se passa como num digestor anaeróbio ou numa fossa séptica. (JORDÃO e PESSOA, 1995)

3.3.1 - Princípios de Funcionamento

No tratamento anaeróbio dispensa-se a necessidade da introdução de um oxidante. O processo leva à produção de menos lodo e produz metano. Entretanto, a estequiometria intrinsecamente favorável da digestão anaeróbia por si só não a torna uma alternativa adequada para a remoção de material orgânico do lodo. Basicamente há dois fatores importantes: (1) a eficiência da remoção de material orgânico deve ser alta de modo que haja uma concentração baixa de material orgânico residual no efluente do sistema de tratamento e (2) a taxa de remoção deve ser alta de maneira que possa ser efetivada num reator com curto tempo de permanência, isto é, um reator com volume pequeno. Ambos esses fatores estão ligados à cinética da remoção de material orgânico (que descreve a velocidade do metabolismo bacteriano) e às condições operacionais e ambientais no sistema de tratamento de esgoto.

Um sistema de tratamento anaeróbio tenderá a desenvolver uma população bacteriana compatível com a natureza do material orgânico, das cargas orgânicas e hidráulicas. Em um sistema de tratamento, que tem uma população bacteriana compatível com o material orgânico no afluente, são importantes para a eficiência da remoção do material orgânico os seguintes fatores:

1. a natureza do material orgânico a ser digerido;
2. a existência de fatores ambientais adequados para digestão anaeróbia;

3. idade da população bacteriana (eficiência de retenção de lodo no sistema);
4. intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e as populações bacterianas;
5. tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento.

Na verdade o quinto fator é uma variável dependente, no sentido que os quatro primeiros fatores determinam as condições ambientais e operacionais do sistema e portanto o tempo de permanência necessário para qualquer eficiência desejada de remoção de material orgânico. Os fatores 1 e 2 são determinados basicamente pelas características do esgoto, enquanto os fatores 3 e 4 dependem do projeto e da operação.

A transformação das macromoléculas orgânicas complexas, presentes no esgoto, em biogás requer mediação de vários grupos diferentes de microorganismos. Na digestão anaeróbia de proteínas, carboidratos e lipídios (a maior parte do material orgânico pertence a esses grupos) pode-se distinguir quatro partes diferentes no processo global da conversão:

I. Hidrólise

Neste processo o material orgânico é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. O processo requer a interferência de exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas se degradam através de (poli)peptidas para formarem aminoácidos; os carboidratos se transformam em açucars solúveis (mono e dissacarídeos) e lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de C (C15 a C17) e glicerina. Na prática de tratamento de esgoto a taxa de hidrólise pode ser o processo limitante para todo o processo da digestão anaeróbia. Em particular a taxa de conversão de lipídios abaixo dos 20^o C se torna muito baixa.

2. Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou liquefação, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido

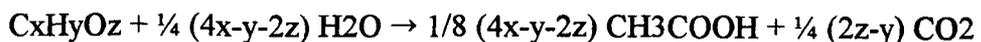
lático e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , etc. A fermentação acidogênica é realizado por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Entretanto algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Isto é importante nos sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto, porque o oxigênio dissolvido eventualmente presente poderia se tornar uma substância tóxica, se não fosse removido pela acidogênese facultativa.

3. Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Conforme indicado na FIGURA 1 uma fração de aproximadamente 70% da DQO originalmente presente se converte em ácido acético, enquanto o restante da capacidade de doação de elétrons é concentrado no hidrogênio formado. Dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de dióxido de carbono ou hidrogênio.

Numa mistura de poluentes orgânicos como em esgotos domésticos, é possível que ambos os processos abaixo ocorram simultaneamente, mas sempre haverá tendência de se formar mais hidrogênio do que dióxido de carbono. Isto se deve ao fato que a média do número de elétrons transferíveis (Nel) sempre é maior que 4 por átomo de carbono C. Dessa maneira, a conversão dos compostos originais para ácido acético (que tem um valor Nel = 4) tende a ser um processo oxidativo e como tal, causa a liberação simultânea de um produto reduzido: o hidrogênio. Por outro lado, a liberação de hidrogênio do material orgânico original somente é possível quando há produção simultânea de produtos oxidativos como o dióxido de carbono e/ou parcialmente oxidativos como o ácido acético.

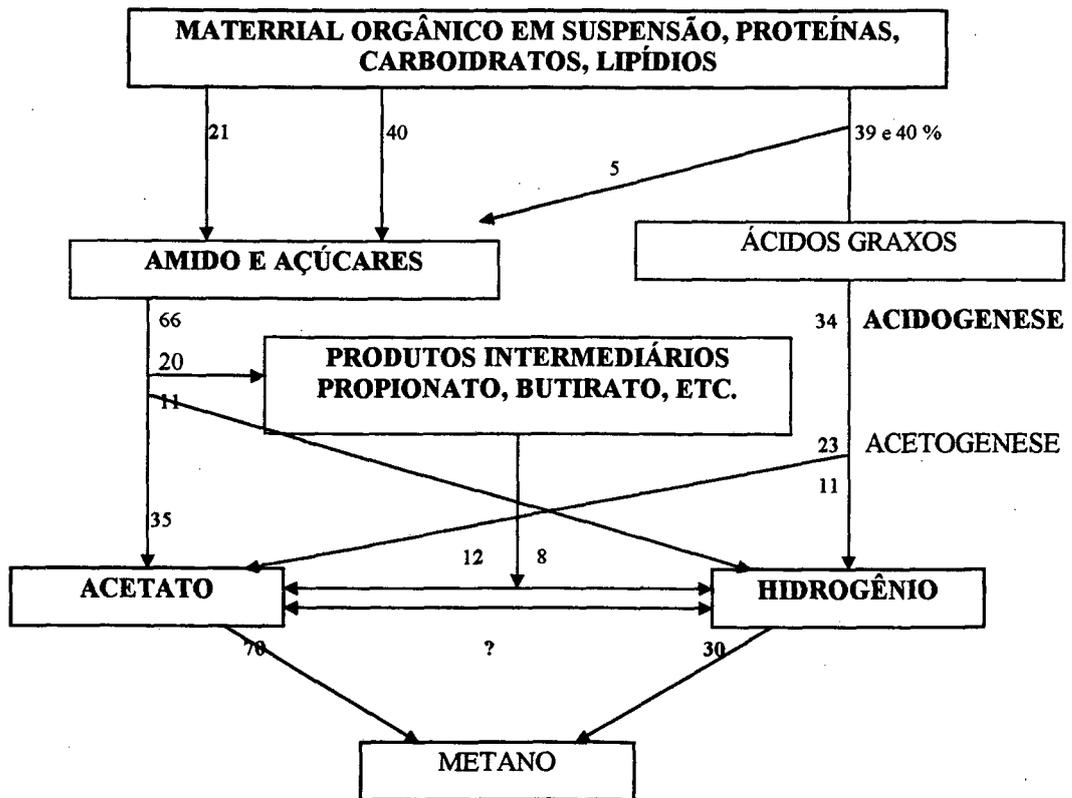
quando $y = 2z$ (Nel , 4):



quando $y > 2z$ (Nel > 4)



FIGURA 1 - A seqüência de processos na digestão anaeróbia de macromoléculas complexas (os números referem-se a percentagens, expressas como DQO)

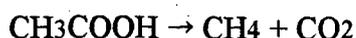


Fonte: Tratamento anaeróbio de esgotos - Um manual para regiões de clima quente, 1994, VAN HAANDEL e LETTINGA

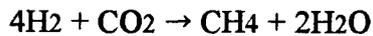
4. Metanogênese

A metanogênese em geral é o passo que limita a velocidade do processo de digestão como um todo, embora a temperatura abaixo do 20° C a hidrólise possa se tornar limitante. O metano é produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução de ácido acético ou pelas bactérias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono. Tem-se as seguintes reações catabólicas:

(a) metanogênese acetotrófica:



(b) metanogênese hidrogenotrófica:



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

Os diferentes grupos de bactérias que transformam o material orgânico afluyente têm todas as atividades catabólicas e anabólicas. Desse modo, paralelo à liberação dos diferentes produtos de fermentação, há a formação de novas células, dando origem a quatro populações bacterianas no digestor anaeróbio. Para conveniência, muitas vezes os três primeiros processos juntos são chamados de fermentação ácida, que deve ser completada com a fermentação metanogênica (VAN HAADEL e LETTINGA, 1994).

Os valores da estabilidade do pH em um meio anaeróbio são extremamente importantes: uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro: se o pH tiver um fator menor que 6,3 ou superior a 7,8 a taxa de metanogênese diminui rapidamente. As populações para a fermentação ácida são muito menos sensíveis para valores baixos ou altos do pH. Desse modo, a um pH baixo a fermentação ácida pode prevalecer sobre a fermentação metanogênica, tendo como resultado o azedamento do conteúdo do "reator". Nesse caso, o reator somente começará a funcionar de novo após a adição de alcalinidade externa.

O valor do pH no reator se estabelece após o equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presentes no sistema de tratamento. Os sistemas de ácidos fracos (não completamente ionizados) são os mais importantes para estabelecer o pH e, em particular, o sistema carbônico (CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-}) muitas vezes é determinante para o valor e a estabilidade do pH. Esta predominância do sistema carbônico se deve ao fato de que a sua concentração é muito maior que a de outros sistemas presentes (fosfatos, amônia, ácidos voláteis).

A alcalinidade do sistema anaeróbio é responsável pelo efeito tampão (capacidade de neutralizar os ácidos), essencial para o controle do pH. A alcalinidade está presente principalmente na forma de íons bicarbonatos e a melhor concentração de alcalinidade deve ser na ordem de 3000 mg/l sendo a faixa mais usual de 1000 a 5000 mg/l. (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)

A crosta de espuma é formada por sólidos flutuantes e lodo que alcança a superfície, e apresenta outras vantagens, além de impedir a saída do gás sulfídrico para a atmosfera:

- se interpõe à penetração da luz solar na lagoa, impedindo assim o desenvolvimento de algas, que produziriam oxigênio na camada superior;
- protege a lagoa contra curtos-circuitos, agitação provocada pelos ventos, e transferência de oxigênio da atmosfera, mantendo assim condições no fundo mais adequadas a metanização (completa ausência de O.D e temperatura estável); e
- ainda conserva e uniformiza a temperatura do meio líquido, impedindo sua alteração por súbita modificação no meio externo. A crosta superficial impede também o maior aquecimento da superfície líquida da lagoa durante o dia, e o rápido esfriamento durante a noite, o que ocasionaria mistura vertical no meio líquido.

O aparecimento de coloração marron-rósea, como descrito em ETUDE NORMATIVE DE LAGUNAGE NATUREL, (1991) na superfície líquida de lagoas de estabilização, principalmente em lagoas anaeróbias indica uma sobrecarga orgânica, com relação direta com a fermentação dos depósitos de lodos. A fermentação ácida, predominantemente a temperaturas inferiores a 18° C libera, além de ácidos orgânicos, o enxofre na forma reduzida (H₂S). Esses fatores, aliados a alta carga orgânica favorecem o desenvolvimento de bactérias fototróficas (thiortodobactéries), responsáveis pela viragem para a cor vermelha. O aparecimento deste nanoplâncton fototrófico (do gênero Thiocapsa...) indica o desequilíbrio de um ecossistema de funcionamento de aerobiose para anaerobiose, seguida de uma mudança das condições do meio como sobrecarga orgânica, presença de enxofre reduzido (H₂S), atividades fermentativas importantes, pH ligeiramente ácido e temperatura elevada.

3.3.2 - Critérios de Dimensionamento

Segundo KAWAI et al. (1981), levantamentos baseados em projetos e sistemas em operação mostram a grande diversidade de critérios para dimensionamento das lagoas, criando uma série de dificuldades para a utilização desses sistemas. O dimensionamento de uma lagoa de estabilização para tratamento de águas residuárias baseia-se, essencialmente, na qualidade do resíduo a ser tratado e na concentração da DBO do afluente. Para SANCHES et al. (1994), a taxa de carga orgânica volumétrica é um parâmetro básico de digestores anaeróbios. Para tratamento de águas residuárias fracas e médias (1000 mg/l DBO₅), uma simples lagoa anaeróbia normalmente é o suficiente (MARA e PEARSON, 1986). Ela é projetada com base na carga orgânica volumétrica expressa em g DBO₅/ m³ . d. Para águas residuárias consideradas fortes (1.000 < DBO₅ < 30.000 ou mais) são mais vantajosos pré-tratamento em uma série de lagoas anaeróbias (Mc GARRY e PESCOD, 1970). Os critérios e modelos empírico e racional para projeto de lagoas de estabilização são numerosos e bastante divulgados pelos especialistas na área, tais como: Vicent et al. (1963), McGarry e Pescod (1970), Gloyna (1976), Wehner e Wilhelm (1956), Marais e Shaw (1961), Marais (1974), Mara (1975), Thirumurthi (1974), Arthur (1983), Oliszkiewics e Koziarski (1986) e outros. Entre os parâmetros principais a serem observados no seu dimensionamento deve-se ressaltar:

- *Tempo de detenção hidráulico:* deve ser o suficiente para a sedimentação de sólidos e para a degradação anaeróbia da matéria orgânica solúvel. O tempo de detenção deve ser, no mínimo, igual ao necessário para a geração das bactérias formadoras do metano, que requerem de 2 a 5 dias, as de crescimento mais rápido, e de 20 a 30 dias, as de crescimento mais lento. (JORDÃO, E. e PESSOA, C, 1995)
- *A taxa de aplicação de carga orgânica:* a tendência é manter pelo menos 100 g DBO / m³ . dia de modo a manter lagoa totalmente anaeróbia e não mais de 400 g DBO / m³ . dia para evitar a emissão de maus odores.
- *A profundidade:* recomenda-se projetar uma lagoa mais profunda, com 3 a 4 metros de profundidade.

- *Distribuição uniforme de esgoto afluyente:* procura-se projetar entradas e saídas múltiplas, cortinas de anteparo, proteção contra a ação dos ventos, dispersão adequada do fluxo e a superfície líquida limitada de 5 ha.

3.3.3 - Fatores que afetam o funcionamento das lagoas anaeróbias

As condições hidráulicas e biológicas que tomam parte no processo de tratamento de esgotos através de lagoas de estabilização, podem ser afetadas por uma série de fatores. Alguns deles são levados em conta no projeto e outros, em função de sua natureza incontrolável, devem, na medida do possível, ser criteriosamente considerados, de modo a serem minimizadas suas interferências no funcionamento das lagoas. Os parâmetros ou fatores não controláveis pelo homem estão representados pelos fenômenos meteorológicos e por variáveis locais, como por exemplo, a infiltração e as características do esgoto a serem tratados.

3.3.4 - Características de um funcionamento normal de lagoas anaeróbias

- O nível de odor é suportável para um visitante e não mais perceptível a uma certa distância da unidade. Mas tanto a distância quanto o grau de percepção são aspectos essencialmente qualitativos e conseqüentemente não mensuráveis, variando de um indivíduo para o outro.
- A cor predominante característica de um processo anaeróbio oscila do acinzentado escuro ao preto.
- O pH do líquido e da camada de lodo mantém-se levemente alcalino (7,0 a 7,6 ou numa faixa mínima aceitável de 6,8 a 7,2 ou de 7,0 a 7,2).
- As temperaturas do líquido e da cama de lodo não sofrem grandes oscilações e a mínima do lodo de permanecer preferencialmente, acima dos 20° C.
- Ausência de O.D. em todo o volume ou com uma tênue camada de coloração esverdeada em virtude da permanência na superfície, de algumas espécies de algas mais resistentes.
- Ocorrência de uma camada espessa de espuma que atenua os maus odores e armazena o calor. Ela será tanto maior - em extensão e espessura - quanto maior for a carga orgânica aplicada.

- Ocasionalmente, pode-se perceber uma coloração rósea na superfície líquida que indica a presença de bactérias fotossintéticas redutoras e, conseqüentemente, o estágio de uma lagoa anaeróbia moderadamente carregada.
- Inexistência de vegetais no interior e nos taludes internos da lagoa, o que previne o aparecimento de insetos SILVA e MARA, (1979).

3.4 - Lagoas Facultativas

São reatores dimensionados para receber tanto águas residuárias brutas (lagoa facultativa primária) quanto para águas residuárias que tenham recebido algum tratamento anterior (lagoa facultativa secundária). São a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização, em geral possuem entre 1,2 a 2,5 m de profundidade e tempo de detenção entre 5 a 30 dias (WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, 1990). Basicamente o processo consiste na retenção dos esgotos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. As principais vantagens e desvantagens das lagoas facultativas estão associadas, portanto, à predominância dos fenômenos naturais. SILVA e MARA (1979); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (1990); JORDÃO e PESSOA (1995); VON SPERLING, (1996c).

As vantagens relacionam-se à grande simplicidade e à confiabilidade da operação. Os processos naturais são via de regra confiáveis: não há equipamentos que possam estragar ou esquemas especiais requeridos. No entanto, a natureza é lenta, necessitando de longos tempos de detenção para que as reações se completem, o que implica em grandes requisitos de área. A atividade biológica é grandemente afetada pela temperatura, principalmente nas condições naturais das lagoas. Desta forma, as lagoas de estabilização são mais apropriadas onde a terra é barata, o clima favorável, e se deseja um método de tratamento que não requeira equipamentos ou uma capacidade especial dos operadores. A construção é simples, envolvendo principalmente movimento de terra, e os custos operacionais são desprezíveis, em comparação com outros métodos de tratamento. A eficiência do sistema é usualmente satisfatória, podendo chegar a níveis comparáveis à da maior parte dos tratamentos secundários.

A lagoa facultativa se caracteriza por possuir uma zona aeróbia superior, em que os mecanismos de estabilização da matéria orgânica são a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e uma zona anaeróbia na camada do fundo, onde ocorrem os fenômenos típicos da fermentação anaeróbia. A camada intermediária entre essas duas zonas é dita facultativa, predominando os processos de oxigenação aeróbia e fotossintética SILVA e MARA (1979); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (1990); JORDÃO e PESSOA (1995); VON SPERLING (1996).

Em muitos países, o tratamento preliminar por lagoas anaeróbias ou lagoas aeradas é evitado e o afluente bruto é aplicado diretamente em lagoas facultativas primárias. Tais lagoas podem apresentar problemas com a sobrecarga, que resultarão em seu mau funcionamento. Em tais casos, as lagoas facultativas primárias em série, sujeitas a ligeiras mudanças nas condições climáticas podem tornar-se inteiramente anaeróbias por um certo período de tempo, fato que resultou no termo FA(AN). Estas lagoas facultativas que operam com pouca luminosidade (definidas como tendo uma zona anóxida na parte superior da lagoa na maior parte do ciclo diurno) ou em completa anaerobiose durante um período de tempo, faz com que não há remoção de matéria orgânica. Ocasionalmente, perante tal performance na primeira lagoa resultará em sobrecarga na segunda lagoa, criando uma reação em cadeia de mau funcionamento. Uma lagoa facultativa primária sobrecarregada é freqüentemente muito mais propensa ao mau funcionamento do que uma lagoa anaeróbia propriamente dita, onde o processo de anaerobiose é estável, resultando em uma boa remoção de matéria orgânica e odores mais suaves.

Existem várias explanações sobre os fenômenos de sobrecarga em lagoas facultativas primárias (aquelas que recebem esgoto bruto), tornando-se em uma lagoa anaeróbia em mau funcionamento. A inibição das micro-algas pelo sulfitos, ácidos orgânicos voláteis ou forte mudanças ambientais, tem sido sugerido tanto quanto a ausência de luz devido a matéria orgânica suspensa e a absorção da luz (freqüentemente produzido pelo sulfito ferroso). Tais efeitos inibitórios são manifestados visivelmente na primeira parte da lagoa e tendem a se expandir rapidamente para a lagoa inteira e algumas vezes para a lagoa seguinte SHELEF e KANAREK, (1995).

3.4.1 - Princípios de Funcionamento

Na lagoa facultativa todo o processo ocorre como um ciclo natural e contínuo, a FIGURA 2 mostra essa situação. As principais reações incluem:

- oxidação da matéria orgânica carbonácea pelas bactérias;
- nitrificação da matéria orgânica nitrogenada pelas bactérias;
- oxigenação da camada superior da lagoa através da fotossíntese das algas; e redução da matéria orgânica carbonácea por bactérias anaeróbias no fundo da lagoa.

Na maior parte da lagoa, e principalmente na camada superior, onde os processos de oxidação aeróbia e redução fotossintética ocorrem, os seguintes fenômenos são encontrados:

- a matéria orgânica é sintetizada pelas bactérias, convertida em material celular, CO_2 e água, na presença de O.D. Parte do carbono serve como fonte de energia para os organismos, e é respirado como CO_2 ; parte é utilizado com o nitrogênio e o fósforo para formar novas células. São assim as bactérias as responsáveis pelas transformações de substâncias orgânicas complexas em matéria solúvel, que atravessa a parede celular e é convertida em energia, protoplasma e produtos finais (que por sua vez atravessam a parede celular e se difundem no meio líquido - CO_2 , amônia, fosfatos);
- paralelamente, as algas utilizam o CO_2 desprendido pelas bactérias, sintetizam a matéria necessária a seu próprio desenvolvimento (protoplasma das algas) e liberam oxigênio em presença de energia solar. São assim as algas responsáveis pela produção da maior parte do oxigênio dissolvido na lagoa, necessário para satisfazer a demanda de oxigênio das bactérias (a outra fonte é a difusão de oxigênio da atmosfera na lagoa). As algas, necessitando de luz solar, se localizam preferencialmente na camada superior, normalmente com 15 a 40 cm de profundidade.

Durante o dia estão produzindo oxigênio, e à noite, passam a consumir (importante é portanto a ação moderada do vento sobre o espelho d'água da lagoa, transferindo o oxigênio da atmosfera para o meio líquido). Explica-se assim a variação de O.D. ao longo do dia, e sua menor concentração no período noturno.

- as algas verdes, que dão à lagoa uma cor esverdeada e indicam geralmente boas condições, tipicamente: *Chlamydomonas*, *Euglenas*, *Chlorellas*. Os dois primeiros gêneros são normalmente os primeiros a aparecer na lagoa, e tendem a ser dominantes nos períodos de frio. *Euglenas* tem grande capacidade de adaptação a diferentes condições climáticas;
- as algas azuis-verdes, filamentosas, típicas de situações com pH baixo e pouco nutrientes nos esgotos; em geral as algas verdes não encontram ambiente favorável ou serviram de alimentos a outras formas de animais, como protozoários, favorecendo assim o desenvolvimento das algas azuis-verdes: *Oscillatoria*, *Phordimum*, *Anacystis*, *Anabaema*.

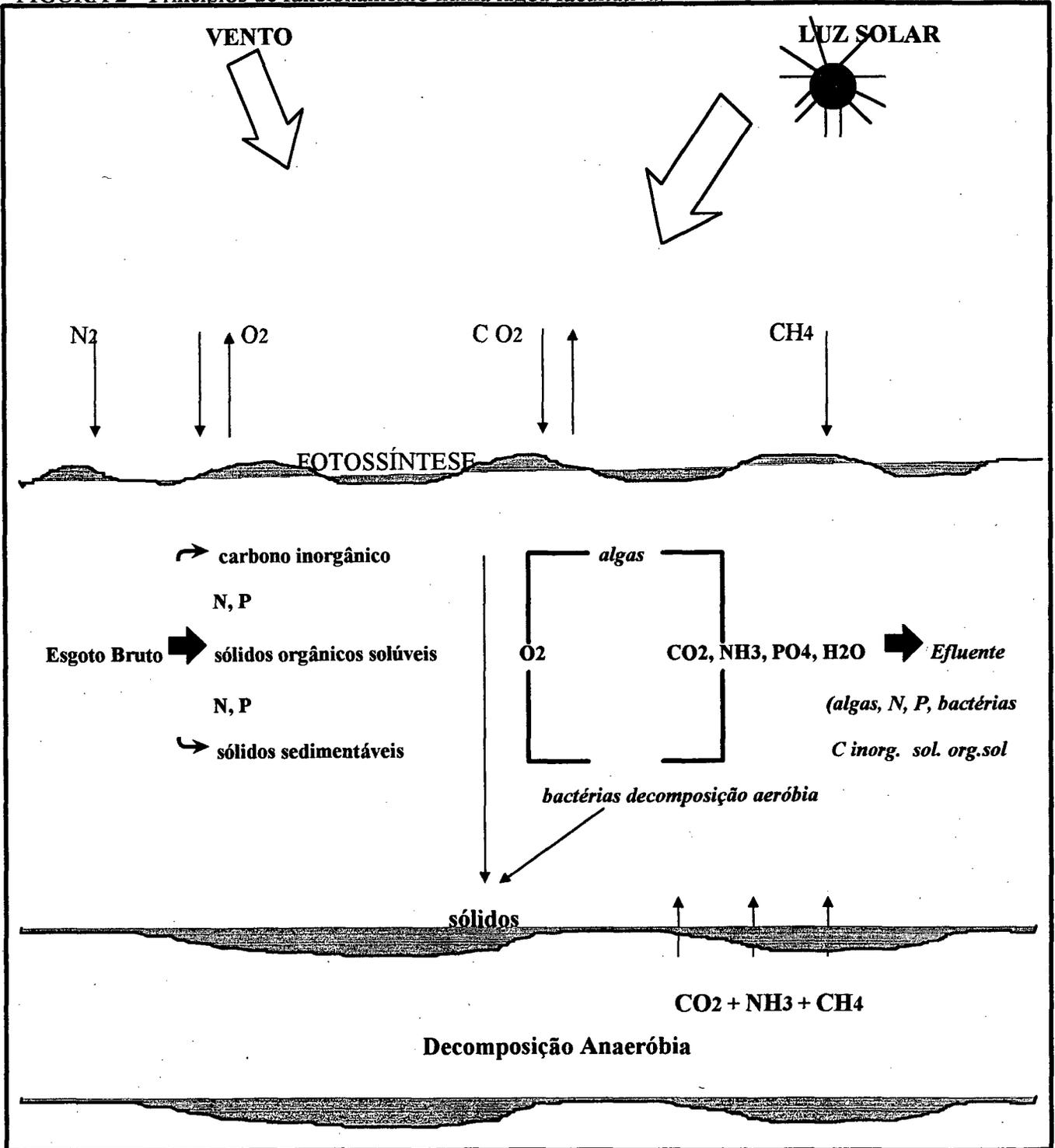
Algumas características podem ser apresentadas em relação ao carregamento das lagoas:

- a população microbiana é muito maior próximo à entrada da lagoa, diminuindo em relação à saída, mas inversamente o número de espécies aumenta com o grau de tratamento;
- em lagoas de polimento com baixa taxa de aplicação de carga orgânica, é possível o aparecimento de vários protozoários (*Daphnia*, *Paramecium*), usando as bactérias e algas como alimento;

O super carregamento de uma lagoa promove um rápido desenvolvimento de bactérias e algas, que exercem uma demanda de oxigênio nem sempre suportada pela ação fotossintética das algas ou pela transferência pelo vento. Tal fenômeno pode resultar em morte das algas, que flutuam como manchas de algas mortas e geram depleção de oxigênio. Eventualmente toda lagoa poderá se tornar anaeróbia. Uma preocupação constante é a perda de algas com o efluente, contribuindo para o aumento da concentração de sólidos e da DBO. Para diminuir esta possibilidade, usa-se antepor uma chicana à saída do efluente de modo a retirá-lo de um ponto abaixo da camada superficial de algas, cerca de 40 a 60 cm; ocorrerá um provável aumento de coliformes fecais, em geral estratificados abaixo das algas, que no entanto irão morrer se o sistema tiver incluído lagoas finais de maturação. A camada superior de algas pode mover-se para cima e para baixo, durante o dia, de acordo com as mudanças na intensidade luminosa, formando uma camada estratificada de aproximadamente 15 cm, nos primeiros

50 a 60 cm. de profundidade. Este movimento pode dar-se pela própria mobilidade das algas móveis, ou pela ação da transferência dos ventos e ondas. SILVA e MARA, (1979); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, (1990); JORDÃO e PESSOA, (1995); VON SPERLING, (1996).

FIGURA 2 - Princípios de funcionamento numa lagoa facultativa.



Fonte: JORDÃO e PESSOA, 1995.

3.4.2 - Fatores que Interferem no Processo

Semelhantes às lagoas anaeróbias, as condições hidráulicas e biológicas que tomam parte no processo de depuração nas lagoas facultativas podem ser afetadas por uma série de fatores, que podem ser incontroláveis ou controláveis.

Fatores Incontroláveis: são aqueles fatores que praticamente não se pode exercer qualquer ação visando modificá-los. São fatores meteorológicos, hidrológicos, e relacionados à intensidade luminosa, tais como: ventos, precipitação pluviométrica, temperatura, evaporação, nuvens e radiação solar.

Fatores Controláveis: são estas as características do esgoto a ser tratado, as características do terreno, dos corpos receptores, a legislação ambiental, a interferência das comunidades locais; em relação às características do esgoto, pode-se citar:

- *tipo de esgoto*: o tipo de esgoto, se doméstico, ou industrial, ou agrícola, unitário ou separador, é de importância para o tratamento;
- *vazão afluente*: deve-se conhecer a variação de vazão esperada, particularmente se a lagoa é precedida por pré-tratamento;
- *concentração de DBO ou DQO*: tem influência direta no comportamento da lagoa, sendo o parâmetro de carga superficial (kg.DBO/ha.d) usado no seu dimensionamento;
- *concentração de sólidos*: totais, sedimentáveis, em suspensão, voláteis, de modo especial nos casos de presença importante de despejos industriais, ou de areia. A concentração típica de sólidos nos esgotos domésticos não interfere com o processo de estabilização nas lagoas, havendo no entanto tendência a maior acúmulo próximo à zona de entrada;
- *concentração de Coliformes Fecais*: na ausência de determinação local, deve-se usar, para esgotos domésticos, 10^{12} CF/hab.d, ou 10^8 CF/ 100 ml.
- *concentração de nutrientes*: tal como em qualquer tratamento biológico, nutrientes são necessários para a adequada decomposição biológica; a relação usual é DBO: P = 100:1, e DBO: N = 20:1;
- *toxicidade*: substâncias tóxicas impedem o desenvolvimento dos organismos responsáveis pela decomposição biológica, e não devem ser admitidas no afluente;

- *substâncias com cor*: interferem na passagem de luz solar; (1)

Em relação às características do terreno:

lençol freático, taxa de percolação do solo, características do solo local, o custo do terreno, inundações, localização dos cursos d'água, uso da água e capacidade de depuração, legislação, existência e interferência de comunidades, assoreamento e acumulação de lodo no fundo.

O projeto das lagoas facultativas, perante as Normas Brasileira considera aplicáveis os seguintes métodos de dimensionamento, baseados:

- na temperatura,
- na taxa de aplicação superficial de carga orgânica,
- na remoção do substrato, e
- nos fatores de dispersão.

3.4.3 - Características de Funcionamento de Lagoas Facultativas

- Cor verde escura e parcialmente transparente: significa a inexistência de microrganismos no efluente, altos valores de pH e O.D. e, em última análise, o efluente está em boas condições;
- Coloração verde-amarelada ou excessivamente clara: pode significar o crescimento de rotíferos, protozoários ou crustáceos que se alimentam das algas e podem causar sua destruição em poucos dias. É importante ressaltar que uma diminuição de população de algas implica no decréscimo de O.D. na lagoa e na emissão de odores desagradáveis. Estes aspectos, todavia, quando presentes numa lagoa de maturação ou polimento, são considerados indicadores de um bom funcionamento e da presença de matéria orgânica já estabilizada;
- Coloração acinzentada: é indicativa de uma sobrecarga de matéria orgânica e/ou de um período de retenção tão curto que não possibilita uma completa fermentação da camada de lodo. Neste caso, a lagoa deve ser posta fora de operação até que se recupere;
- Coloração verde leitosa: indica que a lagoa passa por um processo de autofloculação. Este fenômeno ocorre com elevação excessiva da temperatura e concomitantemente do pH, a tal ponto que os hidróxidos de magnésio ou de

cálcio se precipitam e, ao fazê-lo carregam para o fundo as algas e outros microrganismos. Ele acontece principalmente no verão tanto em lagoas rasas quanto na superfície das lagoas profundas; nestas últimas a autofloculação é mais perceptível durante os dias de sol e sem vento;

- Coloração azul-esverdeada na superfície: indica uma excessiva proliferação de algas azuis. A floração de certas espécies forma natas que se decompõem facilmente provocando a exalação de odores incômodos, reduzindo a penetração de luz solar e diminuindo, conseqüentemente, a produção de oxigênio dissolvido;
- Superfície do líquido ondulada pela ação dos ventos: em períodos de calmaria - quando a ação eficiente dos ventos intervém para misturar o conteúdo líquido - as camadas superficiais são aquecidas (tornando-se menos densas) e provavelmente se misturam menos com as camadas inferiores com temperaturas mais baixas (de maior densidade). Eventualmente, as diferenças de densidade são suficientes para impedir a mistura e, em decorrência, a lagoa torna-se estratificada em duas camadas: uma superior bem misturada - rica em nutrientes e fitoplâncton - e uma inferior - pobre em nutrientes e algas -, separadas uma da outra por uma zona (termoclima) onde a temperatura (e densidade) do líquido muda abruptamente. Quando tal fenômeno se verifica, os conteúdos de oxigênio dissolvido nas diferentes camadas superiores (5 cm a 20 cm) alcançam valores elevados, muito semelhantes entre si, ocorrendo um decréscimo brusco do teor desse gás logo abaixo dessa profundidade (termoclima), seguido de uma diminuição mais lenta nas camadas inferiores da lagoa;
- Inexistência de vegetação, capim ou mato no interior da lagoa que facilitam o aparecimento de insetos;
- Ausência de placas de lodos que se elevam do fundo: a dispersão dessas placas pode ser feita por jateamento ou através de instrumentos mecânicos;
- Inexistência de maus odores: indica um bom funcionamento da lagoa, com predominância das condições aeróbias;
- Inexistência de bosques densos ou cercas altas nas proximidades da lagoa: estes elementos constituem verdadeiras barreiras à ação dos ventos.

3.5 - Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são usadas ao final de um sistema clássico de lagoas de estabilização, e através delas almeja-se a melhoria da qualidade do efluente anteriormente tratado, pela redução de organismos patogênicos, e particularmente coliformes fecais. Segundo SILVA e MARA, (1979) e VON SPERLING, (1996) o principal objetivo das lagoas de maturação é o da remoção de patogênicos, e não a remoção adicional de DBO. As lagoas de maturação constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração.

Na verdade, tem-se em consideração aspectos de proteção de saúde pública, buscando-se a diminuição da concentração de bactérias, vírus, parasitas, nos corpos d'água, e a conseqüente redução das doenças de veiculação hídrica. Este é um enfoque recente já difundido na América Latina, que considera que a redução da DBO nas lagoas cumpre um papel de proteção ambiental, enquanto a redução de organismos patogênicos visa a proteção da saúde pública. (JORDÃO e PESSOA, 1995).

O projeto de Normas Brasileiras admite o dimensionamento das lagoas de maturação com base na taxa de decaimento bacteriano ou no tempo de detenção. Neste último caso o tempo de detenção mínimo deve ser de 2 dias em cada lagoa, e preferivelmente o volume necessário deve ser dividido em lagoas múltiplas dispostas em série, com profundidades entre 0,60 m e 1,50 m, evitando-se maiores profundidades e estratificação no corpo da lagoa, visto que as regiões eventualmente anaeróbias diminuem a taxa de decaimento dos organismos.

Diversos fatores contribuem para a mortandade dos patogênicos, como temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, competição e compostos tóxicos. Vários destes mecanismos se tornam mais efetivos com menores profundidades da lagoa, o que justifica que as lagoas de maturação sejam mais rasas, comparadas aos demais tipos de lagoas. Dentre os mecanismos associados a menores profundidades da lagoa, pode-se citar VAN HAANDEL e LETTINGA, (1994); VAN BUUREN et al., (1995); VON SPERLING, (1996):

- Maior penetração da radiação solar bactericida (ultra-violeta),

- Elevação do pH ($\text{pH} > 8,5$), em virtude da fotossíntese,
- Elevação da concentração de O.D., em razão da fotossíntese, favorecendo a comunidade aeróbia, mais eficiente na competição por alimentos.

Os sistemas com lagoas de polimento removem algas por sedimentação e pela atividade dos herbívoros e podem ser considerada essencial para o fornecimento de efluentes com boa qualidade SHELEF e KANAREK, (1995). De acordo com PEARSON et al. (1995), reduzindo a profundidade da lagoa também reduz o tempo de detenção, mas isto não afeta a qualidade do efluente, pelo contrário, isto implica que lagoas mais rasas são mais eficientes na desinfecção natural do que as lagoas de maturação mais profundas.

3.6 - Lagoas Aeradas

As lagoas aeradas constituem uma modalidade de processo de tratamento através de lagoas de estabilização, onde o suprimento de oxigênio é realizado artificialmente por dispositivos eletromecânicos, com a finalidade de manter uma concentração de oxigênio dissolvido em toda ou parte da massa líquida, garantido as reações bioquímicas que caracterizam o processo. As lagoas aeradas são, quase sempre, construídas em terra, da mesma forma que as lagoas clássicas de estabilização, ou eventualmente em concreto armado, similares aos tanques de aeração do processo de lodo ativado. O processo de lagoas aeradas é utilizado para o tratamento de esgotos domésticos e de despejos industriais com elevado teor de substâncias biodegradáveis.

Os fatores de maior influência na seleção deste processo são a área adequada disponível, a fonte de energia elétrica e, obviamente, os custos de implantação e operação. O uso de lagoas de estabilização facultativas (fotossintéticas) apresenta como principal desvantagem a grande área ocupada, que chega a ser cinco vezes maior do que a necessária para as lagoas aeradas, resultado das pequenas profundidades exigidas naquele tipo de lagoa. As lagoas aeradas por sua vez, devido ao fornecimento contínuo de oxigênio, dia e noite, e devido à capacidade de mistura dos equipamento de aeração, permitem maiores profundidades, menor tempo de detenção, resultando conseqüentemente menor área ocupada.

As lagoas aeradas podem ser classificadas de acordo com a grande flexibilidade na concepção de projetos e procedimentos operacionais, bem como o comportamento e a cinética do processo. Classicamente as lagoas aeradas costumam ser classificadas em dois grupos:

- Lagoas aeradas aeróbias, ou de mistura completa e;
- Lagoas aeradas facultativas.

Alguns autores estendem esta classificação a um terceiro tipo:

- Lagoas aeradas aeróbias com recirculação de lodo.

As **lagoas aeradas aeróbias** são similares aos tanques de aeração de lodos ativados sem recirculação de lodo, onde a quantidade e distribuição do ar deve ser suficiente para manter uma quantidade mínima de oxigênio em toda a massa líquida.

As **lagoas aeradas facultativas** tem as mesmas características construtivas das lagoas aeradas aeróbias, com acréscimo da profundidade correspondente ao volume necessário para o armazenamento do material sedimentado, onde se processa a fase anaeróbia (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Como citado anteriormente, conforme o MANUAL OF PRACTICE FD16 DO WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, (1990), as lagoas aeróbias também são conhecidas como lagoas aeróbias de alta taxa. Em pesquisas recentes OSWALD (1988) escreve sobre Lagoas de Alta Taxa (HRP), onde estas são projetadas para serem aeróbias através de todo seu volume.

É um processo secundário, análogo ao processo de lodo ativado. Nas lagoas de alta taxa (HRP) a adsorção e a oxidação biológica da matéria orgânica suspensa ou dissolvida é feita por microrganismos aeróbios na presença de oxigênio dissolvido - O.D que é produzido pelas algas (micro-algas) no processo de fotossíntese. Para assegurar que o oxigênio dissolvido produzido pelas algas será usado para a oxidação do esgoto pelas bactérias, é essencial que a lagoa seja agitada a uma velocidade linear de 15 cm/s, ou seja mais devagar que a velocidade de 61cm/s utilizados na oxidação em tanques de aeração. A velocidade de 15 cm/s sustenta a suspensão de algas e o lodo bacteriano. Se o lodo bacteriano estiver suspenso, há a absorção da luz e acaba reduzindo o crescimento algal. Devido a produção de CO₂ pelas bactérias e o consumo deste pelas algas, ocorrerá um

gradiente de pH, mesmo em lagoas rasas de 30 cm. Sem agitação, o gradiente pode variar 2 ou 3 unidades de pH da superfície da lagoa ao fundo.

O maior benefício das lagoas de alta taxa (OSWALD, 1988) é a sua produtividade de oxigênio barato, que pode variar de 20 g/m²/dia a 50 g/m²/dia. Em lagoas de alta taxa com profundidades de 30 cm, 1 m² conterá 300 l, onde cada qual receberá 66 mg de oxigênio fotossintético diariamente. Algum residual de DBO das lagoas facultativas está inteiramente oxidado em poucos dias. Se o tempo de residência é prolongado para produzir O.D. suficiente para as bactérias oxidarem a DBO aplicada, formará excesso de oxigênio e as algas começará a excretar matéria orgânica sintetizada no meio. Por esta razão a lagoa de alta taxa ideal é operada a um tempo de residência longo suficiente para produzir 1 ou 2 dias de O.D. requerido para satisfazer a DBO aplicada. Tempo de residência de 2 ou 3 dias são requeridos para áreas não ensolaradas. E tempo de residência um pouco maiores são requeridos para melhorar a desinfecção e outros benefícios.

Se o tempo de residência for prolongado até que o ponto em que o carbono da DBO tornar-se limitante para o crescimento algal, o pH aumentará para 9,5 ou mais e a morte dos microrganismos indicadores ocorrerá em 24 horas. Deste modo tais lagoas poderão ser operadas para alcançar a desinfecção acelerada com a redução da profundidade e tempo de residência prolongado. As mesmas condições de pH altos que aceleram a desinfecção são também conhecidos por causarem a precipitação de cátions polivalentes, na qual incluem-se metais pesados.

O fósforo também pode ser precipitado na forma de fosfato amoniacal de cálcio ou compostos similares. E também à valores de pH altos, a amônia (NH₄⁺) do íon amônia e devido a agitação é liberada para o ar. Isto pode ser benéfico no controle da formação de nitrato do amônia, mas é prejudicial se a recuperação do nitrogênio fixado é um objetivo do sistema. As FIGURAS 3 e 4 mostram quadros descrevendo os principais tipos de lagoas de estabilização e as principais vantagens e desvantagens de cada um deles.

FIGURA 3 - Quadro Descritivo com os principais tipos de lagoas de estabilização

Lagoas de Estabilização	Características
<p>Lagoa Anaeróbia Lagoa Facultativa</p>	<p>A DBO é em torno de 50% estabilizada na lagoa anaeróbia (mais profunda e com menor volume), enquanto a DBO remanescente é removida na lagoa facultativa.</p>
<p>Lagoa Facultativa</p>	<p>A DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aeróbicamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa é estabilizada anaeróbicamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas lagoas, através da fotossíntese.</p>
<p>Lagoa Aerada de mistura completa - lagoa facultativa</p>	<p>A energia introduzida por unidade de volume da lagoa é elevada, o que faz com que os sólidos (principalmente biomassa) permaneçam dispersos no meio líquido, ou em mistura completa. A decorrente maior concentração de bactérias no meio líquido aumenta a eficiência do sistema na remoção da DBO, que permite que a lagoa tenha um volume inferior ao de uma lagoa facultativa aerada. No entanto, o efluente contém elevados teores de sólidos (bactérias), que necessitam ser removidos antes do lançamento no corpo receptor. A lagoa facultativa a jusante proporciona condições para esta remoção, além de prover um polimento efluente.</p>
<p>Lagoa Aerada de mistura completa - lagoa de decantação</p>	<p>Similar ao sistema anterior, com a diferença de que a unidade de decantação é constituída por uma lagoa de menores dimensões. O lodo da lagoa de decantação deve ser removido em períodos de poucos anos.</p>

Fonte: Revista Bio, 1995.

FIGURA 4 -Quadro comparativo dos principais sistema de tratamento de esgoto - Balanço de Vantagens e Desvantagens

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Lagoa Facultativa	<ul style="list-style-type: none"> • Satisfatória eficiência na remoção da DBO; • Eficiente na remoção de patogênicos; • Construção, operação e manutenção simples, • Ausência de equipamentos mecânicos; • Requisitos energéticos nulos; • Satisfatória resistência a variações de carga; • Remoção de lodo necessária apenas após períodos superiores a 10 anos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevados requisitos de áreas; • Dificuldades em satisfazer padrões de lançamento bem restrito; • A simplicidade pode trazer descaso na manutenção (crescimento de vegetação); • possível remoção de algas do efluente para o cumprimento dos padrões rigorosos; • Performance variável com as condições atmosféricas (temperatura e insolação); • Possibilidade de crescimento de insetos.
Sistema de Lagoa Anaeróbia - Lagoa Facultativa	<ul style="list-style-type: none"> • Ídem lagoa facultativa • Requisitos de área inferiores aos da lagoa facultativas únicas 	<ul style="list-style-type: none"> • Ídem a lagoas facultativas; • Possibilidade de maus odores nas lagoas anaeróbias; • Eventual necessidade de elevatórias de recirculação do efluente, para o controle de maus odores; • Necessidade de um afastamento razoável às residências circunvizinhas.
Lagoa Aerada Facultativa	<ul style="list-style-type: none"> • Construção, operação e manutenção relativamente simples; • Requisitos de área inferiores aos sistemas de lagoas facultativas e aeróbio-facultativas; • Maior independência das condições atmosféricas que os sistemas de lagoas facultativas e aeróbios-facultativas. • Eficiência na remoção da DBO ligeiramente superior à das lagoas facultativas; • Satisfatória resistência à variações de carga; • Reduzidas possibilidades de maus odores 	<ul style="list-style-type: none"> • Introdução de Equipamentos; • Ligeiro aumento do nível de sofisticação; • Requisitos de área ainda elevados; • Requisitos de energia relativamente elevados.

continua

continuação da FIGURA 4 - Quadro comparativo dos principais sistemas de tratamento de esgoto - Balanço de Vantagens e Desvantagens.

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Sistema de lagoa aerada de mistura completa - lagoa facultativa	<ul style="list-style-type: none"> • Ídem a lagoas aeradas facultativas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem lagoas aeradas facultativas; • Requisitos de áreas superiores aos da lagoa aerada facultativa; • Possibilidade de crescimento de insetos.
Sistema de Lagoa Aerada de Mistura Completa e Lagoa de Decantação.	<ul style="list-style-type: none"> • Idem lagoas aeradas facultativas, • Menores requisitos de área de todos os sistemas de lagoas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Idem lagoas aeradas facultativas (exceção: requisitos de áreas), • Preenchimento rápido da lagoa de decantação com lodo (2 a 5 anos).

Fonte: Revista Bio, 1995

3.7 - Aspectos Biológicos do Processo

Na verdade as lagoas de estabilização são lagoas, quer naturais ou artificiais, em que prevalecem condições técnicas adequadas aos fenômenos físicos, químicos e biológicos que caracterizam a autodepuração. A matéria orgânica é estabilizada principalmente pela ação das bactérias, embora alguns fungos e protozoários também participam do processo. As bactérias produzem ácidos orgânicos, sob condições anaeróbias, ou CO_2 e água sob condições aeróbias. Uma vez que a DBO do efluente tratado é menor nos casos em que o produto final do metabolismo é CO_2 e água, dá-se preferência à realização do processo sob condições aeróbias; além desta razão, a produção de gases malcheirosos nos processos anaeróbios, faz com que a oxidação aeróbia tenha preferência em geral, pelo menos nas localidades em aqueles inconvenientes poderiam ser prejudiciais a uma população eventualmente próxima.

As lagoas de estabilização são habitadas por vários tipos de organismos vivos: - bactérias, algas, macroinvertebrados, protozoários - que coexistem da interação entre eles e o próprio meio. Essa comunidade de seres vivos, assim como os seres humanos,

está sujeita a contínuas mudanças, sendo difícil prever, com certeza, quando e como estas ocorreram. Sabe-se, contudo, serem os seguintes principais fatores que afetam os organismos desse meio ambiente e, conseqüentemente, a própria eficácia do tratamento:

- disponibilidade de energia e nutriente para o seu crescimento: mudanças no tipo de resíduo;
- efeitos das interações entre os próprios seres vivos da comunidade;
- mudanças ambientais de natureza física, tais como temperatura, umidade, radiação solar;
- mudanças sazonais na operação das lagoas. (BRANCO, S; 1978)

A temperatura e o pH são importantes parâmetros ambientais que regem as atividades metabólicas e o crescimento das algas e bactérias hetrotróficas em lagoas de estabilização. A temperatura influencia a composição da biomassa, requerimentos de nutrientes, metabolismo e taxas de reações metabólicas. Os microrganismos não possuem a habilidade de regular sua temperatura interna e isto pode afetar o crescimento dos mesmos e a taxa de utilização de substrato. Por outro lado, o pH de um sistema alga-bactéria influencia a regulação da biomassa, o sistema de transporte de íons e as taxas metabólicas. A temperatura varia amplamente em lagoas de estabilização dependendo da localização da lagoa e da estação do ano. Em esgotos domésticos o pH é função da taxa de carga orgânica e pode variar de 6,0 no afluente a 11,5 em lagoas de maturação. O pH em lagoas de maturação de regiões tropicais e subtropicais tem sido correlacionadas com a temperatura da água MAYO e NOIKE, (1996).

2.7.1 - O papel das Bactérias

São as principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica numa lagoa de estabilização, as bactérias são organismos unicelulares e podem se reproduzir-se com grande velocidade, a partir da utilização da matéria orgânica disponível.

A oxidação das matérias orgânicas, segundo BRANCO, (1978) entretanto, não se dá (a não ser possivelmente, em escala extremamente reduzida) pelo simples contato com o oxigênio do ar. É necessária a presença de catalizadores ou seja, enzimas, que

facilitem a realização dessa reação. A presença de bactérias, em grandes quantidades, nos esgotos, proporciona exatamente os catalizadores necessários à reação, que são as suas enzimas respiratórias. Não se deve entender que as bactérias tenham, por isso, um papel específico (que vem ao encontro dos anseios e necessidades do homem) de depurar os dejetos e cursos d' água, mas trata-se, apenas, de um ciclo biológico, como tantos outros que concorrem para a chamada economia da natureza. Existem dois caminhos para a oxidação biológica: aeróbio e anaeróbio, realizados, respectivamente, por bactérias que respiram o oxigênio do ar e bactérias que utilizam de outros tipos de aceptores de hidrogênio. Mas, em ambos os casos, as bactérias desempenham papel preponderante, como intermediário da reação.

A capacidade de sobreviver dentro de uma variedade de condições ambientais é uma das características das bactérias. Um grupo delas é chamada de aeróbias, só vive e se reproduz em meio que contém oxigênio molecular livre (atmosférico ou dissolvido na água). Outro grupo as anaeróbias, não necessitam por sua vez, de oxigênio livre para viver e reproduzir-se. Outras ainda possuem a faculdade de utilizar ou não o oxigênio livre: são as denominadas bactérias facultativas.

Vários são os aceptores de elétron utilizados na respiração e que se encontram disponíveis no meio (VON SPERLING, 1996), o sistema utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por essa razão, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente e, após a sua exaustão, o sistema deixa de ser aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os organismos aparelhados a utilizar o nitrato na respiração passam a fazê-lo, convertendo o nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação). Estas condições recebem um nome específico, sendo designados como anóxicas (ausência de oxigênio dissolvido, mas presença de nitratos). Quando esses se extinguem, tem-se as condições anaeróbias estritas. Nestas, são utilizados os sulfatos, os quais são reduzidos a sulfetos, e o dióxido de carbono, que é convertido a metano. Enquanto houver substâncias de maior liberação de energia, as inferiores não serão utilizadas.

As bactérias decompõem as substâncias orgânicas complexas dos esgotos - carboidratos, proteínas e gorduras - em matéria solúvel que, ao passar através da membrana celular, converte-se em energia, em novas células bacterianas e produtos finais

que, posteriormente, são difundidos no meio líquido pela própria membrana celular. A solubilização dos compostos é possível graças a liberação de enzimas específicas, liberadas pela própria célula. O dióxido de carbono (CO_2), nitratos e fosfatos - alimentos essenciais para as algas - são os produtos finais da decomposição dos resíduos orgânicos pela ação das bactérias em condições aeróbias. As mais frequentes são *Flavobacterium* e *Achromobacter*.

Os grupos de substâncias orgânicas nos esgotos são constituídos principalmente por: compostos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%), e uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, etc. As *proteínas* são produtoras de nitrogênio, oxigênio e algumas vezes fósforo, enxofre e ferro. O gás sulfídrico presente nos esgotos é proveniente do enxofre fornecido pelas proteínas. Os *carboidratos* contêm carbono, hidrogênio e oxigênio. São as primeiras substâncias destruídas pelas bactérias, com produção de ácidos orgânicos (por estas razões os esgotos velhos apresentam maior acidez). As *Gorduras* que o termo para se referir a matéria graxa, aos óleos e substâncias semelhantes são os que mais trazem problemas para o tratamento do esgoto (JORDÃO, e PESSOA, 1995).

Em condições anaeróbias, as bactérias produzem substâncias solúveis, utilizadas como alimento dentro do ecossistema e que podem ser convertidas em gases como o dióxido de carbono, metano, gás sulfídrico e amônia. Já as bactérias facultativas, em conjunto com as aeróbias, são as principais responsáveis pela remoção da DBO no líquido sobrenadante das lagoas, exercendo um papel importante na primeira fase da digestão anaeróbia da camada de lodo depositada no fundo das lagoas. São elas que hidrolizam, fermentam e convertem as substâncias orgânicas complexas como os lipídios, as proteínas e os carboidratos - em compostos mais simples, entre os quais predominam os ácidos voláteis (fórmico, acético, propiônico, butírico e valérico), sendo denominadas bactérias da fermentação ácida. É importante atividade dessas bactérias, uma vez que os ácidos voláteis formados constituem o alimento básico para um grupo de bactérias, estritamente anaeróbias, denominadas bactérias metanogênicas.

Estas convertem os produtos da fase de digestão ácida em compostos gasosos, como o gás carbônico e metano. Outras bactérias, estritamente anaeróbias, que tem um

interesse particular em lagoas de estabilização, são as fotossintéticas utilizadoras de enxofre. Na presença de luz solar de certos comprimentos de ondas, elas utilizam o gás sulfídrico (H_2S) e depositam enxofre dentro da sua própria célula, ou o convertem em sulfatos estáveis. Possuem, através de sua própria atividade metabólica, capacidade de suprimir a produção de odores ofensivos do gás sulfídrico em lagoa anaeróbica moderadamente carregada e em lagoa facultativa com sobrecarga. Tais bactérias, dotadas de pigmentos fotossintéticos ativáveis pela luz solar com comprimento de ondas maiores que os absorvidos pelas algas, embora não liberem oxigênio livre, apresentam vida autotrófica. Conseqüentemente, não contribuem diretamente, como outras bactérias, para a decomposição de matéria orgânica.

Em lagoas de estabilização, as bactérias patogênicas geralmente encontradas pertencem aos gêneros *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia*, *Leptospira* e *Vibrio*. Essas bactérias são normalmente incapazes de multiplicar-se ou sobreviver por longos períodos de tempo por diversas razões: elevados valores de pH provocados pelo consumo de CO_2 pelas algas nas lagoas facultativas, efeitos bactericidas dos raios ultravioletas do sol, competição por nutrientes, entre os organismos saprófitas e os patogênicos, predação pelo próprio zooplâncton e a existência de certos compostos tóxicos para algumas bactérias.

O decaimento bacteriano é usualmente modelado através da cinética de primeira ordem. A concentração do efluente de coliformes é função ainda da configuração da lagoa representada por um dos seguintes modelos hidráulicos (de maior eficiência à menor eficiência): fluxo em pistão, lagoas em série, fluxo disperso, mistura completa. Em recentes estudos de VON SPERLING, (1996), a respeito da taxa de decaimento bacteriano em lagoas de estabilização em função das relações geométricas da lagoa são que: o modelo hidráulico de fluxo disperso é adequado para representar a remoção de coliformes em lagoas de estabilização (facultativas e maturação) e que o regime hidráulico de fluxo disperso deve ser utilizado na modelagem de lagoas, principalmente quando a relação comprimento/largura é bem superior a 1. De forma contrária ao concluído por PEARSON et al. (1995) e ORAGUI et al. (1995), os quais utilizaram a mesma série de dados, mas empregaram o modelo de mistura completa. A profundidade exerce uma grande influência no coeficiente k_b , para as lagoas facultativas (1,5 a 2,5 m) e

lagoas de maturação (0,8 a 1,4 m), os valores de k_b , situam-se na faixa de 0,2 a 0,4 d^{-1} e 0,3 a 0,8 d^{-1} respectivamente.

A penetração de luz é de importância fundamental para o bom funcionamento de lagoas facultativas e de maturação, afetando a remoção de patogênicos e na produtividade algal. A faixa de onda da solar de efeito bactericida segundo pesquisas de CURTIS, et al., (1994) é de 290 a 700 nm. Alguns comprimentos de ondas podem ter mais efeitos bactericidas do que outros.

3.7.2 - O Papel das Algas

As algas constituem um grupo de organismos aquáticos unicelulares ou pluricelulares, móveis ou imóveis, dotados de pigmentos fotossintéticos denominados clorofila. Através da clorofila elas tem a capacidade de produzir oxigênio, absorvendo a energia da luz solar e convertendo-a em energia química. Normalmente multiplicam-se pela simples divisão da célula. Sua principal função nas lagoas de estabilização é produzir oxigênio para a realização dos processos de decomposição aeróbios da matéria orgânica, bem como manter as condições aeróbias do meio aquático. O oxigênio resultante da fotossíntese das algas é suficiente para, durante o dia, exceder não apenas sua demanda respiratória, como também a de outros organismos envolvidos na estabilização da matéria orgânica na camada fótica.

Um outro papel suplementar desempenhado pelas algas nas lagoas é a remoção de nutrientes, tais como nitrogênio, fósforo e carbono, para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais. Dependendo do tipo de alga, da forma como esses nutrientes se apresentam no meio e do estágio da matéria orgânica na lagoa, a produção de oxigênio poderá ser maior ou menor. Muitas preferem o nitrogênio na forma de amônia, por ser este rapidamente sintetizado em aminoácidos e, nesses casos, 1 kg de algas, em peso seco, pode produzir 1,6 kg de oxigênio.

Certas espécies de algas podem utilizar-se das formas oxidadas do nitrogênio - nitratos e nitritos - podendo a produção, teoricamente, chegar a valores de 2,0 kg de O_2 por quilo de matéria seca de algas (OSWALD, 1988).

Outro efeito indireto proporcionado pelas algas às lagoas é a elevação do pH do meio líquido, valores estes que podem variar em torno de 8 a 11. Tal efeito é em função do consumo de dióxido de carbono, (subproduto da respiração das bactérias saprófitas e também proveniente de bicarbonatos do próprio meio líquido) que modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato e, em consequência da formação de ions hidróxidos OH. Quando há uma elevação do pH acima desses valores, pode ocorrer uma redução do número de bactérias, precipitação dos fosfatos de cálcio e perda parcial da amônia para a atmosfera. Por um lado, se a mortalidade e/ou redução das bactérias entéricas (*E.Coli*) apresenta-se como um aspecto positivo desse comportamento das algas, por outro lado um decréscimo da população saprófita pode ser prejudicial aos processos de decomposição da matéria orgânica. No efluente das lagoas de estabilização, as algas respondem por uma das maiores deficiências dessas instalações. Contribuem de forma significativa, para um aumento de sólidos em suspensão, principalmente no verão, quando seu crescimento se dá de forma mais intensa.

Como a intensidade da incidência da luz solar e a densidade das algas determinam a profundidade onde a luz pode alcançar a lagoa, normalmente um maior número delas encontra-se um pouco abaixo da superfície. Considerando também que, durante a noite, elas continuam necessitando de oxigênio para sua respiração, os níveis de oxigênio dissolvido na lagoa de estabilização são mais baixos a partir de 1:00 h da manhã até o nascer do sol e, mais elevados, desde as 14:00 até as 16:00 horas conforme pesquisas realizadas por CURTIS et al. (1994).

A água, na lagoa adquire, em pouco tempo, uma turbidez esverdeada, dada pela presença de algas microscópicas que aí se encontram em número de centenas de milhares de células por centímetro cúbico. Em geral, junto à entrada, predominam gêneros de flagelados pigmentados, tais como *Euglema*, *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas*, *Lepocinclis*, *Phacus*; nas regiões onde já se encontram degradada a maior parte da matéria orgânica, passam a dominar algas verdes como *Chlorella*, *Chlorococcum* (as quais, entretanto podem ser encontradas, em algumas épocas, predominando no início da lagoa), *Micractinium*, *Ankistrodesmus*, *Golenkinia*, *Scenedesmus*, *Actinastrum*; algumas formas filamentosas, como *stigeoclonium*; algas azuis, como *Microcystis*; flagelados pigmentados como *Pandoria*, *Gonium*, etc. As algas azuis, embora pouco citadas na

maior parte das lagoas de oxidação dos Estados Unidos, podem chegar a atingir números elevados, em lagoas do Estado de São Paulo, como sucede com a *Microcystis*., produzindo, ao se decomporem, forte odor de esgoto (BRANCO. S., 1978).

Apesar de existirem nas lagoas muitas formas de algas, duas delas mais se destacam, pois, parece, que elas estão relacionadas com a qualidade da lagoa. São elas:

- *Algas Verdes* : conferem às lagoas uma coloração esverdeada e indicam uma boa condição de funcionamento; estão sempre associadas a pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes;

- *Algas Azuis* : são unicelulares, coloniais ou filamentosas e menos eficientes na produção de oxigênio. Predominam, nas lagoas com pH próximo do neutro ou tendendo ao alcalino, cujas águas possuem temperaturas mais elevadas - acima de 30 °C - e onde ocorre uma deficiência ou desequilíbrio de nutrientes (principalmente nitrogênio). Por possuírem vacúolos ou pseudo-vacúolos de gás em suas células, este tipo de alga flutua na superfície do líquido, dificultando, assim, a penetração de luz na água. Normalmente quando estas algas (*Microcystis*) se decompõem exalam maus odores.

Segundo OSWALD, (1995), o crescimento das algas sobre a superfície de lagoas facultativas podem converter luz para calor com eficiência aproximada de 90%. O resultado é que durante o dia há uma camada de água mais quente sobre a superfície que resiste ao vento agitando a camada aquecida inferior e por esta razão cria um volume estacionário abaixo desta camada. A água residuária, que chega durante ao dia, se injetada abaixo desta camada, é influenciada por este volume estacionário que existe em condições de sedimentação perfeita e uma grande fração de sólidos suspensos dentro de uma zona anóxida no fundo da lagoa. Acima da camada estratificada, enquanto isso, devido ao rápido crescimento algal, o dióxido de carbono e seus derivados como o bicarbonato tornam-se depletados, o valor do pH aumenta para 11 e os íons hidróxidos combinam e precipitam cálcio, magnésio e fósforo. A amônia, a pH altos, encontra-se na forma gasosa e tende a escapar para a atmosfera.

As algas inativadas pelo pH alto e temperatura tendem a sedimentar, criando uma constante chuva de sólidos algais dentro da zona anóxida. Este material no fundo da lagoa sofre fermentação, com a liberação de metano de dióxido de carbono onde cada

miligrama de metano liberado para a atmosfera diminui 4 mg de DBO. Também durante a fermentação metânica em lagoas de maturação, há o processo de desnitrificação que resulta em perdas de 50% a 75% de nitrogênio orgânico do afluente para a lagoa. Assim que o nitrato é formado, ele é rapidamente reduzido para gás nitrogênio, o qual é liberado da lagoa, juntamente com outros gases e metano. Os gases típicos liberados são: 70% de metano, 20% de nitrogênio, 10% de gases diversos.

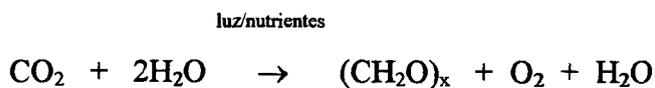
As águas mais quentes das lagoas facultativas, acima da camada estratificada, a noite favorecem a degradação bacteriana e libera mais dióxido de carbono a fim de promover o crescimento algal quando houver luz. Em dias ensolarados, lagoas não aeradas podem alcançar valores de pH altos de 10 ou 11, e a atividade bacteriana é inibida. Isto conduziu a desenvolvimento contínuo de lagoas agitadas de alta taxa. OSWALD, (1995).

A estratificação acontece quando as camadas superficiais das lagoas facultativas ou de maturação são aquecidas (tornam-se menos densas) e menos provavelmente se misturam com as camadas inferiores com temperatura mais baixa (de maior densidade). Eventualmente as diferenças de densidades são suficientes para impedir a mistura e, em decorrência a lagoa torna-se estratificada em duas camadas: uma superior bem misturada - rica em nutrientes e fitoplâncton, e uma inferior - pobre em nutrientes e algas -, separadas uma da outra por uma zona (termoclima) onde a temperatura (e densidade) do líquido muda abruptamente. Quando tal fenômeno se verifica, os conteúdos de oxigênio dissolvido (5 cm a 20 cm) alcançam valores elevados, muito semelhantes entre si, ocorrendo um decréscimo brusco do teor desse gás logo abaixo dessa profundidade (termoclima), seguindo uma diminuição mais lenta na camadas inferiores da lagoa. Geralmente esses fenômenos acontecem onde predominam elevadas temperaturas de verão (acima de 30 ° C), entre os quais se destacam: uma excessiva floração de certas espécies de algas do grupo cianofícias (algas azuis): surgimento de termoclimas pronunciados que impedem ou dificultam a passagem da luz; não ocorrência da mistura vertical que a ação dos ventos realiza a partir das camadas superficiais e profundas. Sérios distúrbios acontecem na lagoa com má distribuição ou má produtividade de oxigênio, e o efluente final se apresenta com altas concentrações de sólidos em suspensão, DBO e coliformes fecais.

A função das algas são de geradoras de oxigênio. Por causa deste ciclo, a oxidação do esgoto pode ser grandemente aumentada em lagoas de alta taxa, que segundo Oswald são aquelas que são projetadas para serem aeróbias através de seu volume, onde a adsorção e oxidação biológica da matéria orgânica suspensa e dissolvida é realizada por microrganismos aeróbios na presença de O.D. produzido pelas algas.

Tais lagoas são projetadas de acordo com competição do crescimento algal e produção de oxigênio para a DBO ser tratada. Em tais processos é necessário primeiramente determinar se a água residuária pode, sob condições normais de tempo e temperatura, suportar o crescimento algal afim de liberar oxigênio suficiente para a DBO.

O fato é que a taxa de oxigênio liberado durante o crescimento de micro-algas é dado pela composição das mesmas, conforme a equação fotossintética idealizada:

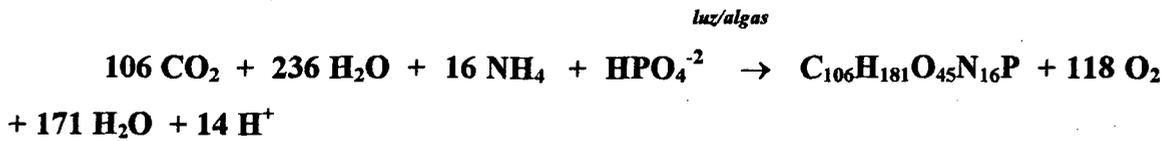


Onde: $(\text{CH}_2\text{O})_x$ representa a matéria orgânica fixada no material das plantas.

Pode ser visto que o oxigênio é produzido somente como resultado de um lucro do $(\text{CH}_2\text{O})_x$. O oxigênio do lado direito da equação provém inteiramente da água do lado esquerdo da equação. Há um infinito abastecimento de oxigênio da água da lagoa com a qual oxida o resíduo que entra. Os requerimentos básicos são: um rápido crescimento de micro-algas, luz suficiente, tempo, temperatura moderada e nutrientes. Em análise da composição da célula algal resulta em: 52,4% de carbono, 7,4% de oxigênio, 9,2% de nitrogênio e 1,3% de fósforo em cinza livre como peso base. Dividindo cada uma dessas percentagens pelo peso atômico de cada elemento correspondente e assumindo que o coeficiente do fósforo é igual a 1.0, obtem-se a fórmula estequiométrica: $\text{C}_{106}\text{H}_{181}\text{O}_{45}\text{N}_{16}\text{P}$.

Segundo Oswald, quando da oxidação da matéria orgânica, a amônia resultante é a principal fonte de nitrogênio, bem como o CO_2 é a principal fonte de carbono, o fosfato a principal fonte de fósforo e a água a principal fonte de oxigênio, e que assumindo tais

termos, a síntese deste material algal e a liberação de oxigênio prossegue como a equação abaixo:



E considerando somente que o material celular e o oxigênio do lado direito da equação acima, para determinar a taxa de oxigênio liberado para do crescimento do material celular algal, há um mol de material celular com um peso molecular de 2429 associado com a liberação de 118 moles de oxigênio com um peso molecular de 3776. Desta maneira a taxa é de $3776/2429 = 1.55$, no qual é evidente que, na síntese de 1 g de material celular algal da composição acima, 1,55 g de oxigênio são liberados da água.

Numerosos estudos indicam que a taxa de oxigênio liberado para a síntese algal é variável, dependendo principalmente da composição das algas, a qual muda com a espécie e a idade. A fonte de nitrogênio também influencia nesta taxa. Para algas com idade de 3 a 5 dias e que utilizam amônia como fonte de nitrogênio o valor da taxa de oxigênio liberado pode variar de 1.5 a 1.6 g. (g algas sintetizadas)¹. OSWALD, (1995).

3.7.2.1 - Luz e Crescimento algal

A concentração máxima de crescimento algal que pode ser alcançada a qualquer instante em culturas aeradas continuamente é determinada pelo grau de penetração de luz na cultura. Células próximas a superfície recebem um superávit de luz, aquelas próximas ao fundo recebem menos luz do que é necessário para compensar sua respiração. Em níveis intermediários, as células recebem quantidades variáveis de luz dependendo de suas localizações em relação à superfície. Em sistemas aerados continuamente, as algas absorvem luz e a convertem ou em calor ou em energia química. Frequentemente em uma lagoa, mais do que 90% da energia solar total incidente é convertido em calor e menos que 10% é convertido em energia química. OSWALD, J. (1995).

CURTIS; MARA; DIXO e SILVA; (1994) estudaram que alguns comprimentos de ondas da luz solar tem maior poder bactericida do que outros, e outros não são bactericidas. Os comprimentos de ondas maiores penetram mais do que os comprimentos de ondas menores.

A penetração de luz em lagoas de estabilização é similar à penetração de luz em corpos d'água com altos níveis de algas e cor. As propriedades de absorção da luz em corpos d'água naturais são atribuídos a quatro componentes: a água, matéria dissolvida amarela (gilvin), as algas e a matéria particulada proveniente da erosão e suspensão do solo.

A diminuição exponencial de luz é observada em todos os tipos de águas. As variações de atenuação de luz visualizados entre diferentes profundidades, lagoas e comprimentos de ondas são uma consequência dos conteúdos das lagoas. Foram observadas reflectividades baixas sobre uma ampla faixa de turbidez e densidade algal, no qual sugere que baixas reflectividades é uma característica inerente a todas as lagoas. A penetração de luz em lagoas de estabilização é dependente das propriedades de absorvância da água e as mudanças de turbidez não influenciarão nas propriedades ópticas das águas de lagoas. A variação espectral encontradas em lagoas facultativas foram de 480 a 420 nm. Este declínio torna-se estranho desde que a luz parece penetrar melhor em lagoas facultativas do que em lagoas menos eutotróficas. Isto poderia refletir na diferença entre a população algal de lagoas facultativas e de maturação, mas esta discrepância foi somente aparecer a pequenos comprimentos de ondas. A mais plausível explicação é que as leituras podem ter sido distorcidas pela rápida atenuação da luz azul nas lagoas facultativas, que levariam a cálculos errôneos para o coeficiente de atenuação. A variação de penetração de luz de lagoa para lagoa pode ser quase inteiramente atribuída à diferentes concentrações algais. Estudos sobre a penetração de luz pode ser considerado como um primeiro passo para projetos de lagoas, desde que a população algal afeta a remoção de patógenos, a carga orgânica máxima, o pH, o O.D. , os quais também influenciam na remoção de nutrientes.

3.7.3 - Aeração

Desde a década de 1960, tem sido reconhecida que vários fatores, como as variações no pH, oxigênio dissolvido, precipitação de fósforo e ferro e sedimentação de algas podem ser mitigadas por freqüentes ou aeração contínua. O problema foi que métodos de aeração tais como de propulsores ou bombas de hélice, bombas de ar, escovas rotativas tendem a ser caras na instalação, ineficientes, excesso de energia quando operadas continuamente. Isto eventualmente conduzem à aeração com rodas de pás. Tais equipamentos eliminam níveis adversos de pH e O.D onde valores de pH nunca elevam acima de 9,5 durante o dia e o O.D nunca abaixo de 2 mg/l durante a noite. Uma vantagem adicional da aeração por rodas de pás foi uma tendência para aglomeração de micro-algas e sedimentação quando removidos do campo de aeração. Esta tendência nunca foi observados em lagoas rasas aeradas por outros métodos. Com aeração de rodas de pás à 15 cm /s e um Fator de Oxigenação de 1,55, obtem-se uma remoção de DBO em torno de 90% com sistemas algal (OSWALD, 1995).

3.7.4 - A Função do Zooplâncton

O zooplâncton compreende pequenos animais invertebrados - Micrometazoários, larvas de insetos, etc. - e os organismos unicelulares, conhecidos como protozoários, que vivem flutuando livremente ou em suspensão nas águas. Apesar da sua importância nas lagoas de estabilização não haver sido totalmente investigada, o seu significado no ecossistema e na eficiência das lagoas permite tecer algumas de ordem prática.

A presença de rotíferos, Cladóceras (*Daphnia*) e Coperpóides pode ser esperada nas lagoas secundárias e nas lagoas de maturação. Quando, em grande número, afetam o balanço de oxigênio pelo extermínio ou diminuição do número de algas e aumento da demanda respiratória. Contribuem também na estabilização dos processos de tratamento, pois, como se alimentam de bactérias, protozoários, partículas orgânicas em suspensão, podem desta forma, clarificar o efluente. Predadores que se alimentam de bactérias, detritos orgânicos particulados e protozoários menores, os protozoários desempenham, também, importante papel na clarificação do efluente.

Via de regra, segundo HATHAWAY, C.J. e STEFAN, H.C. (1995) a presença de populações de *Daphnia* diminuem a concentração e o crescimento algal e de sólidos suspensos no efluente final. HATHAWAY, C.J. e STEFAN, H.C. (1995) em trabalhos recentes desenvolveram um modelo matemático unidimensional, estacionário, advecção/difusão para lagoas de estabilização de regiões de climas frios para melhor caracterizar a relação da população de *Daphnia* com o ambiente das lagoas de estabilização. A modelagem confirma a importância do balanço entre os níveis de oxigênio dissolvido, o crescimento algal e a população de *Daphnia*. Em algumas simulações foram demonstradas que estes parâmetros estão inter-relacionados, incluindo-se os níveis de fósforo, nitrogênio e sólidos suspensos.

Conforme o MANUAL DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DE LAGOAS ANAERÓBIAS E FACULTATIVAS, CETESB; (1989), os vermes nematóides e anelídeos encontrados no lodo do fundo das lagoas secundárias e de maturação, contribuem para a estabilização dos lodos orgânicos, ao se alimentarem dos detritos.

3.7.5 - Acúmulo de lodo

Um dos motivos da simplicidade operacional das lagoas de estabilização refere-se à remoção de lodo depositado no fundo da lagoa, que pode ser efetuada de 5 a 10 anos, enquanto que, em outros sistemas, a necessidade pode ser até mesmo diária. (TSUTIYA, e CASSETTARI, 1995).

Conforme VON SPERLING (1996), o lodo acumulado no fundo da lagoa é resultado dos sólidos em suspensão do esgoto bruto, incluindo areia, mais microrganismos sedimentados. a fração orgânica do lodo é estabilizada anaerobicamente, sendo convertida em água e gases. A taxa de acúmulo média de lodo em lagoas facultativas é da ordem de apenas 0.03 a 0.08 m³/hab.ano. (ARCEIVALA, 1981). SILVA (1993) observou, através das medições em duas lagoas facultativas no estado de São Paulo, uma elevação média em torno de 1,5 a 2,3 cm/ano. Como consequência desta baixa taxa de acúmulo, a ocupação de volume da lagoa é baixa. A menos que a lagoa esteja com uma alta carga, o lodo se acumulará por diversos anos, sem necessidade de qualquer remoção. Apenas 5% do lodo acumulado é areia.

TSUTIYA e CASSETTARI, (1995) após realizarem pesquisas sobre o assunto, relatam que a distribuição de lodo no fundo das lagoas do estado de São Paulo que foram observadas através de levantamentos batimétricos em lagoas anaeróbias e facultativas, com período de funcionamento de 12 anos são aleatórias, não havendo tendência de uniformidade ou crescimento típico. Na lagoa aneróbia o volume de lodo resultante corresponde a 31,2% de seu volume útil, representando uma camada média de 0,49 m a uma taxa de 3,9 cm/ano. Na lagoa facultativa, o volume de lodo depositado corresponde à 17,7% do volume útil, a camada média de lodo é de 0,266 m, resultando na taxa de deposição de 2,2 cm/ano. As análises físico-químicas do lodo apresentaram os seguintes resultados: 9,26% sólidos totais, 5,28% sólidos fixos, 3,98% sólidos voláteis, 8,54% sólidos suspensos totais, 5,53% sólidos suspensos fixos, 3,01% sólidos suspensos voláteis.

A matéria orgânica que entra numa lagoa de estabilização constitui-se principalmente de sólidos sedimentáveis e não sedimentáveis, coloidal ou em solução. Enquanto a matéria sedimentável e a matéria coloidal floculada sedimentam principalmente nas proximidades da entrada para formar a camada de lodo, a matéria restante permanece no meio líquido (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Na camada de lodo, os sólidos orgânicos sedimentados são estabilizados por bactérias (formadoras de ácidos e de metano) que, em condições anaeróbias, liberam gases para a atmosfera e compostos solúveis para o meio líquido. Sob determinadas condições de temperatura, a quantidade de matéria orgânica aplicada na lagoa, a gaseificação pode ser responsável de 20% a 30% de carga de DBO aplicada na lagoa. A matéria orgânica solúvel resultante dessa decomposição acarreta, todavia, um acréscimo de DBO no meio líquido. A fração de matéria orgânica no meio líquido correspondente aos sólidos não sedimentados e aos compostos solúveis da realimentação da camada de lodo e é decomposta por bactérias aeróbias, facultativas e anaeróbia.

3.8 - Desinfecção, Remoção de Metais e autofloculação

Segundo BARZILY e KOTT, (1991). concentração de bactérias patogênicas são menores quando comparadas com as não patogênicas, pois elas são mais sensíveis às hostilidades ambientais. As bactérias patogênicas multiplicam-se em ambientes favoráveis à temperatura ótima de 37 °C, sendo que podem resistir a altas temperaturas se o sistema enzimático não for destruído. A temperaturas em torno de 60 °C, é raro alguma bactéria patogênica resistir. Estudos realizados por BARZILY e KOTT, (1991). em escala piloto com efluentes de lagoas facultativas levados a temperaturas de 40 °C, 50 °C e 60 °C relatam que apenas 33,3%, 5,77% e 0,12% de coliformes sobreviveram respectivamente a estas temperaturas.

FERNANDEZ; TEJEDOR; CHORDI, (1992) através de revisão bibliográfica (PARHAD and RAO, 1974; TRUSSELLIER *et al.*, 1986; HIRN *et al.*, 1980; JAMES, 1987; PEARSON *et al.*, 1987). PEARSON *et al.*) e pesquisas identificaram que o efeito do pH sobre a capacidade de auto-purificação de águas residuárias sob condições de lagonagem estão relacionados com o decréscimo de bactérias do grupo coliforme, quando o pH é maior ou igual a 9. A relação entre a distribuição da concentração de coliformes fecais e o pH com a profundidade das lagoas de estabilização foi que as concentrações mais altas de bactérias do grupo coliformes foram detectadas a mais de 60 cm de profundidade onde o pH era menor ou igual a 8,2, enquanto que em profundidades acima de 60 cm, com pH maior ou igual a 9,0 a concentração de coliformes fecais diminuía. Ou seja a morte bacteriana aumenta consideravelmente quando valores de pH são iguais ou maiores que 8,75, concluindo que o aumento do pH realmente tem ação bactericida, além de que, tais autores comprovaram que os fenômenos como a competição e predação tem grande importância no decréscimo da concentração de indicadores de contaminação fecal.

Sob condições de stress, as bactérias podem resistir aos vários tipos mudanças. FERNANDEZ; TEJEDOR; CHORDI, (1992) identificaram que mudanças nas concentrações de oxigênio dissolvido durante o dia e a noite em lagoas de estabilização podem variar entre 20 mg/l durante o dia e zero a noite, podendo resultar em um rápido desaparecimento das bactérias. Este efeito tóxico causa danos a parede celular de

bactérias gran-negativas e é um importante fator na mortandade de patogênicos em águas residuárias de lagoas.

As algas tem uma certa afinidade para cátions polivalentes. Esta afinidade resulta na remoção de metais com o auxílio das algas, tanto em lagoas facultativas como nas lagoas rasas de alta taxa. Esta é uma vantagem, do ponto de vista de tratamento de esgoto, principalmente àqueles que contenham metais, mas podem tornar-se uma desvantagem, quando um dos objetivos além do tratamento, também for a utilização destas como ração animal.

As algas também tem como função, em lagoas de estabilização, a desinfecção. Há o aumento da temperatura das águas pela conversão de energia luminosa em calor e o aumento da taxa de mortandade de bactérias intestinais. Por exemplo, a 4 °C bactérias do grupo coliformes tem um tempo de meia-vida de 20 dias ou mais, considerando temperaturas a 30 °C seu tempo de meia-vida é menos que um dia. Também, bactérias intestinais, com tempo de meia vida de 10 dias em lagoas com pH a 7, tem um tempo de meia vida menor que 1 dia à pH a 9.

Pela metabolização do íon bicarbonato, as algas frequentemente aumentam o valor do pH para 10 ou mais em lagoa rasas. Em lagoas facultativas não aeradas, o aumento da sedimentação, devido a presença das algas, também há o aumento da remoção de certas bactérias incorporadas nos flocos sedimentados.

O fenômeno de autofloculação algal, ocorre quando os níveis de pH na superfície da lagoa aproximam-se de 9 ou mais. Abaixo dessas condições, cátions polivalentes como cromo, cobre, ferro estrôncio e zinco juntamente com cálcio e magnésio, tendem a serem incorporados nos flocos, os quais sedimentam para o fundo em lagoas estacionárias OSWALD, (1995).

Por outro lado, as algas também podem utilizar-se do íon bicarbonato à pH de águas naturais, de modo que, os íons cálcio, magnésio, ferro e manganês combinam com íons carbonato e hidróxi formando precipitados que sedimentam. A desvantagem deste fenômeno, está relacionado ao crescimento algal acelerado em lagoas não aeradas, que

podem precipitar fosfato e outros ânions, resultando na morte repentina das algas, seguida pela sua decomposição e conseqüentemente ocasionado o surgimento de maus odores e a proliferação moscas, bem como depressão de oxigênio dissolvido no efluente final. A aeração contínua, aplicada em lagoas de alta taxa, elimina este problema, através da suspensão contínua das algas e nutrientes, até a sua remoção, para uso e/ou disposição final, permitido assim, um efluente final apto para irrigação.

3.9 - Remoção de Sólidos Suspensos

Uma das desvantagens das lagoas de estabilização é a alta concentração de sólidos suspensos no efluente final. Estes sólidos que deixam a lagoa com outros constituintes podem causar problemas no corpo receptor. Conforme o MANUAL DE TRATAMENTO DE PRÁTICA FD16 DA WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, (1990), muitas são as técnicas que podem ser utilizadas como pós-tratamento para remoção de sólidos suspensos, como: Sistemas de aplicação no solo, sistema intermitente de filtração em areia, sistemas de "micro-containers", filtros de pedra, e aplicação em aquacultura.

Apesar dos diversos problemas concernentes à introdução de peixes em lagoas de estabilização, como grandes requisitos de terra, pouca aceitação dos produtos no mercado consumidor e ineficiência no tratamento de S.S. e nutrientes, SMITH, (1994) propôs uma técnica de cultivo combinado de peixes e zooplâncton em lagoas de estabilização de polimento. Teoricamente, colocando-se peixes em lagoas de estabilização, a tendência é aumentar o teor de SS e nutrientes, pois estes se alimentam dos zooplâncton (micro-crustáceos), que por sua vez consomem os fitoplânctons, com isso a concentração de fitoplânctons no meio tendem a aumentar tornando-se um problema. A maior parte dos SS é representada pelos fitoplânctons. Enquanto os fitoplânctons podem representar um problema (excesso de S.S.) no efluente, também introduzem oxigênio no meio, que é utilizado pela bactéria. A técnica de "refúgio" proposta por SMITH, (1994) é uma opção como técnica para a otimização da dinâmica dos fitoplânctons nas lagoas de estabilização e que consiste na utilização de lagoas de polimento em série, após duas lagoas facultativas primárias, alternando-se com e sem a

presença de peixes, permitindo assim, que nas lagoas onde não há presença de peixes, haja o crescimento de fitoplâncton.

3.10 - Eficiência e Aplicabilidade das Lagoas

Em função de serem “reatores” de baixo custo, as lagoas que forem peculiarmente projetadas crescerão em sua importância no século XXI. Elas também serão importantes para a reciclagem de água e nutrientes e na produção de alimentação de ração animal. As lagoas aeradas mecanicamente que visam a produção algal, não somente terão custos efetivos na escolha de lagoas de oxidação, mas também serão mais eficientes na fixação de energia solar e na recuperação de água, nutrientes, e energia dos resíduos orgânicos.

As lagoas apresentam excelente eficiência de tratamento. A matéria orgânica dissolvida no efluente das lagoas é bastante estável, e a DBO geralmente encontra-se numa faixa de 30 a 50 mg/l, nas lagoas facultativas (havendo separação das algas, esta concentração pode reduzir-se para a faixa de 15 a 30 mg/l). Nem sempre porém o objetivo será de remoção da DBO ou da DQO - muitas vezes haverá mais interesse na remoção das bactérias do grupo coliformes, e em algumas situações, pode-se alcançar remoções destas bactérias na ordem de até 99,9999% de eficiência em lagoas de maturação em série. Atualmente, preconiza-se que os sistemas de lagoas de estabilização devem atender a dois objetivos principais: a proteção ambiental, neste caso visa-se a remoção de matéria orgânica; e a proteção da Saúde Pública, a qual visa-se a remoção de organismos patogênicos OSWALD, (1995).

As lagoas de estabilização tem atualmente outro campo muito importante de aplicação: preparar o efluente para uso em agricultura e/ou aquacultura. Diretrizes recentes estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde estabelecem que a qualidade microbiológica de efluentes tratados usados em irrigação de culturas consumidas cruas, bem como em campos esportivos ou parques públicos, nos casos em que existem grupos trabalhadores ou consumidores e/ou público expostos, deve ser inferior a 1.000 CF/100 ml como média geométrica, e indicam que uma série de lagoas de estabilização pode

alcançar esta qualidade microbiológica. A Comunidade Européia estabeleceu em, 1991, os seguintes padrões para efluentes de lagoas de estabilização (MARA, 1995):

- DBO₅ solúvel \leq 25 mg/l
- SS \leq 150 mg/l

Os limites estabelecidos na Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, para águas de Classe 2, irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, fixam: em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais, $<$ 1.000 CF/100 ml, e $<$ 5000 CT/100 ml.

A legislação Brasileira não faz distinção entre as formas de DBO, considerando como padrão de lançamento os valores de DBO total. A concentração de SS no efluente de lagoas facultativas usualmente atende o padrão pela Comunidade Européia, embora possa haver eventuais períodos com valores superiores ao estipulado SPERLING, 1996c.

Em termos práticos, há três tipos de padrão de interesse direto dentro da engenharia ambiental no que tange à qualidade da água:

- padrões de lançamento no corpo receptor
- padrões de qualidade do corpo receptor
- padrões de qualidade para determinado uso imediato (ex: padrões de potabilidade).

No que refere-se aos *Padrões de Lançamento e de qualidade do corpo receptor* a RESOLUÇÃO CONAMA nº. 20, de 18/06/86, dividiu as águas do território nacional em águas doces (salinidade $<$ 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05% e 0,3%) e salinas (salinidade $>$ 0,3%). Em função dos usos previstos, foram criadas nove classes e a cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo d'água. Esta qualidade é expressa na forma de padrões, através da referida RESOLUÇÃO CONAMA nº.20. Além dos *padrões de qualidade dos corpos receptores*, a RESOLUÇÃO CONAMA apresenta ainda *padrões de lançamento de efluente em corpos d'água*. Ambos os padrões estão de certa forma interrelacionados. O real objetivo de ambos é a preservação da qualidade no corpo d'água. No entanto, os padrões de lançamento existem apenas como questão prática, já que é difícil se manter o

controle efetivo das fontes poluidoras com base apenas na qualidade do corpo receptor. O inter-relacionamento entre os dois padrões se dá no sentido de que um efluente, além de satisfazer os padrões de lançamento, deve proporcionar condições tais no corpo receptor, de tal forma que a qualidade do mesmo se enquadre dentro dos padrões para corpos receptores.

A legislação estadual de Santa Catarina prevista no Decreto nº 14.250, de 5 de julho de 1981 que regulamenta dos dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro, dispõem sobre a proteção e melhoria na qualidade ambiental e dá outras providências. Os padrões de emissão de lançamento de efluentes líquidos (Art 19, do Dec. nº 14.250 de 05/07/81) diz que somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água interiores, lagunas, estuários e a beira-mar desde que obedeçam as seguintes condições, como alguns exemplos:

- pH entre 6,0 a 9,0,
- temperatura inferior a 40° C,
- materiais sedimentáveis até 1,0 ml/l em testes de 1 hora em "Cone Imhoff",
- limites máximos para as seguintes substâncias:

- Fósforo Total	1,0 mg/l
- Nitrogênio Total	10,0 mg/l
- Ferro Total	15,0 mg/l

- DBO 5 dias no máximo de 60 mg/l. Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluentes de sistema de tratamento de água residuárias que reduzam a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20 °C do despejo em no mínimo 80%.

3.11 - Combinação de Lagoas entre si e com demais sistemas

Sistemas com recirculação

Segundo SHELEF e KANAREK, (1995) a eficiência dos sistemas de lagoas de estabilização tendem aumentar quando faz-se uso da recirculação. A recirculação do efluente pode ser feita de várias maneiras:

- da última lagoa de uma série (frequentemente da segunda ou terceira) para a primeira lagoa facultativa;
- para a entrada da própria lagoa;

- ou para a entrada da lagoa anaeróbia.

O objetivo da utilização de sistemas de recirculação é permitir a introdução de cargas orgânicas altas na primeira lagoa (anaeróbia ou facultativa primária) sem o aparecimento de problemas relacionados com maus odores e a nível de projeto é diminuir as grandes áreas requeridas em projetos comuns. A taxa de recirculação ótima recomendada por SHELEF e KANAREK, (1995) é 1.0 - 2.5 de efluente recirculado para 1 de esgoto bruto, o qual pode ser mudado de acordo com as condições climáticas e a taxa de carga.

As vantagens obtidas pela utilização de sistemas de recirculação em sistemas de lagoas de estabilização podem ser:

- o aumento da carga orgânica crítica por três vezes ou mais, quando comparado com a carga orgânica permissível em lagoas facultativas primárias em séries sem nenhum problemas de mau funcionamento como os odores;

- mantém as condições anóxicas na entrada da lagoa facultativa primária, desta maneira eliminando os odores causados pelas condições sépticas do esgoto bruto que permanece tempo demais dentro das canalizações;

- a introdução da biomassa algal na primeira lagoa;

- quebra a estratificação térmica que reduz a performance da lagoa;

- aumenta a estabilidade sazonal e mantém as variações sazonais na performance da lagoa e tanto quanto nas cargas orgânicas;

- aumenta a difusão do lodo sedimentado ao longo da superfície da lagoa.

O efluente das lagoas com recirculação estudadas pelos pesquisadores apresentaram-se com grande concentração algas, sendo um indicador de "saúde" do sistema. A DBO₅ dissolvida encontrada no efluente foi frequentemente abaixo de 10 mg/l, mas a concentração de matéria orgânica suspensa alcançou valores de 200 mg/l ou

mais, associados com valores de DBO₅ de 60 a 120 mg/l. Os sistemas de polimento removem algas por sedimentação e pela atividade dos herbívoros.

O sistema de lagoas facultativas podem ser projetados para se ter maior flexibilidade operacional. Ao se analisar a divisão para um maior número de unidades, deve-se levar em consideração os seguintes aspectos:

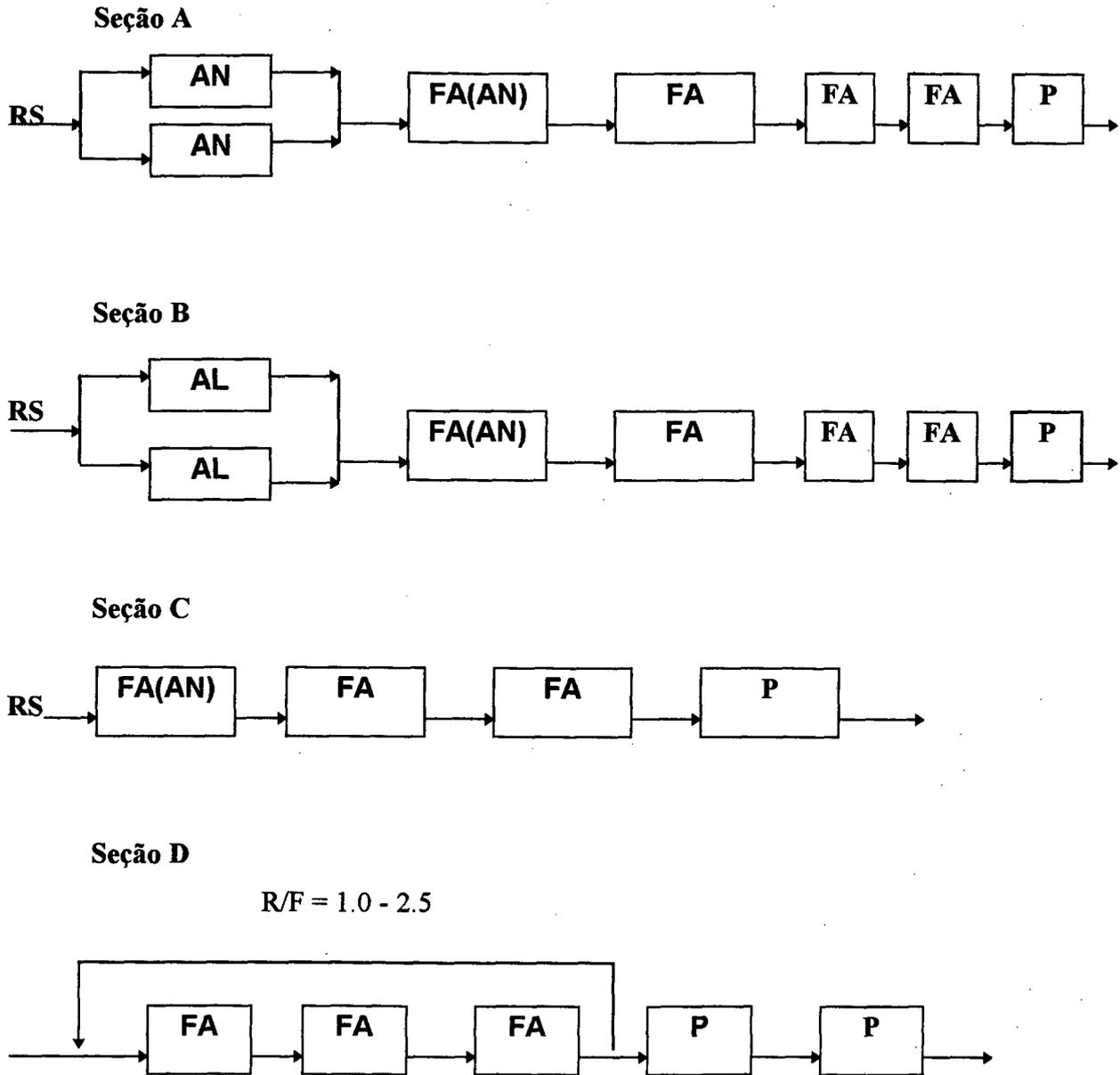
- **células em série:** um sistema de lagoas em série, com um determinado tempo de detenção total, possui uma maior eficiência do que uma lagoa única, com o mesmo tempo de detenção total. A implicação de tal é que, para uma mesma qualidade do efluente, pode-se ter uma menor área ocupada com sistema de lagoas em série.
- **células em paralelo:** um sistema de lagoa em paralelo possui a mesma eficiência que uma única lagoa. No entanto, o sistema possui uma maior flexibilidade e garantia, no caso de se ter de interromper o fluxo para uma lagoa, devido a algum funcionamento ou eventual manutenção (embora esta deva ser rara). Desta forma, o funcionamento do sistema não será interrompido.
- **sobrecarga na primeira célula:** caso haja lagoa em série, deve-se levar em consideração o fato de que a primeira célula irá trabalhar sobrecarregada, por receber toda a carga afluente, com a possibilidade de se ter condições de anaerobiose. O projeto deverá avaliar o balanço de oxigênio nesta célula (produção e consumo), ou verificar se a taxa de aplicação superficial não é excessiva na primeira célula. Para contornar tal situação, células de diferentes tamanhos podem ser adotadas, com a primeira unidade possuindo a maior área. Este aspecto sobrecarga é bastante importante em lagoas primárias (que recebem esgoto bruto).
- **divisões internas:** a subdivisão interna de uma única lagoa em um número maior de lagoas implica na necessidade de taludes intermediários.
- **fluxo em pistão:** Teoricamente, um número infinito de células em série corresponde ao fluxo em pistão, o qual é o sistema mais eficiente na remoção da DBO. Assim, ao invés de se ter um elevado número de subdivisões, pode-se ter uma única lagoa com um percurso predominantemente longitudinal, conseguido através de uma série de curvas em U, formando um zig-zag. Neste caso, deve-se levar em consideração os aspectos mencionados acima, relativos `sobrecarga no trecho inicial, e à necessidade de taludes (ou divisões internas, como lonas). O fluxo em pistão é mais utilizado para polimento do efluente, como lagoas de maturação. Para lagoas facultativas, YANES

(1993) sugere uma relação comprimento/largura de no máximo 8:1, no entanto acerta-se que relações menores, da ordem de 2 a 4 podem ser mais seguras do ponto de vista de sobrecarga orgânica.

A FIGURA 5, da seção A, B e C delinea os fluxos mais comuns de lagoas em séries sem recirculação. Mesmo quando a série de lagoas é precedida por lagoa anaeróbia ou por lagoas aeradas na sequência, reduz a carga orgânica inicial, como ilustra a FIGURA 4 nas seções A e B respectivamente. A primeira lagoa facultativa, denominada como FA(AN), pode ser a lagoa mais ocasionando o mau funcionamento associado com produção de maus odores. A carga orgânica sobre esta lagoa, é freqüentemente expressada em kg de DBO₅ /he.dia, torna-se crítica, onde este valor é um parâmetro de projeto. Em muitos casos, as cargas orgânicas são críticas nas primeiras seções das lagoas FA(AN) e não para a área total da primeira lagoa.

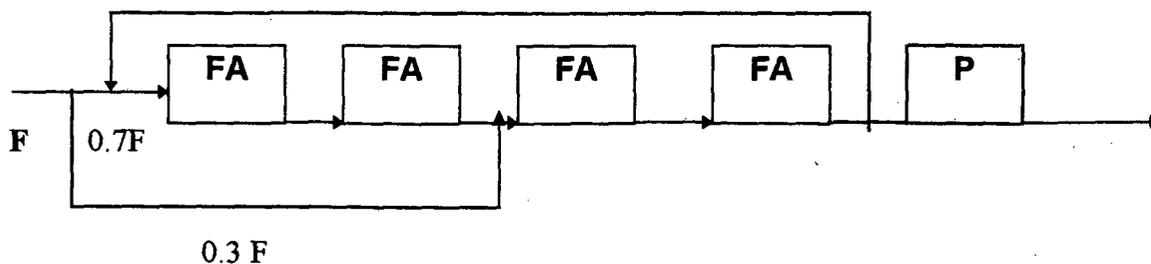
FIGURA 5 - Vários esquemas de lagoas de estabilização em série, com ou sem recirculação proposto por SHELEF e KANAREK, (1995).

RS - Esgoto Bruto; FA - Lagoa Facultativa; AN - Lagoa Anaeróbia; F - Fluxo;
R/F - Taxa de recirculação; P - Lagoa de Polimento; RES - Reservatório.

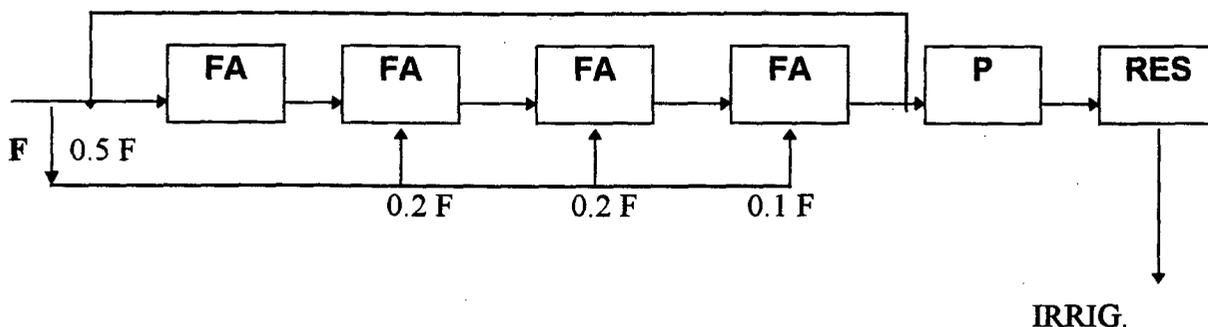


Seção E

$$R/F = 1.0 - 2.5$$

**Seção F**

$$R/F = 1.0 - 2.0$$

**a) Lagoas Facultativas seguidas de filtros biológicos**

MEIRING e OELLERMANN, (1995) observaram que em um sistema de lagoas de estabilização em série com filtros biológicos é um arranjo com pouca eficiência na redução dos níveis de algas presentes no efluente, mesmo através da nitrificação que é consequência das condições autotróficas prevaletentes nos filtros biológicos. Este baixo nível trófico explica a falta da capacidade de adsorvidade presente. Para um fluxo de alimentação menor que 10% do efluente de uma lagoa facultativa primária sobrecarregada para o filtro biológico, o biofilme autotrófico foi suficientemente substituído para um heterotrófico que possui suficiente capacidade adsorvativa para reter a maior parte das algas. Foi concluído que as algas, embora sendo adsorvidas, permaneciam vivas no biofilme e não contribuíam significativamente para a carga carbonácea do filtro biológico. Além do mais, as algas, embora segregadas da luz solar, na verdade participam no processo de purificação, produzindo efluentes lípidos. Uma

pesquisa feita por OLIVEIRA e GONÇALVES, (1995) utilizando um biofiltro aerado submerso, operando sob fases distintas de alimentação que resultaram nas seguintes conclusões:

- Quando operado como tratamento terciário, alimentado somente com efluente das lagoas, a remoção de algas foi realizada com uma eficiência média de 57% para uma carga volumétrica média de 1,4 kg SST / m³ de leito / dia. Concentrações da ordem de 76 mg SST/l na entrada do biofiltro foram reduzidas para 33 mg SST / l na saída. Um efluente final contendo em média 90 mg DQO/l foi produzido para concentrações médias de entrada em torno de 191 mg DQO/l;

- Quando operado como tratamento secundário e terciário, objetivando simular lagoas operando com sobrecargas, a remoção de algas obteve uma eficiência média de 56% para uma carga volumétrica média de 1,2 kg SST / m³ de leito / dia. Concentrações na entrada da ordem de 68 mg SST/l chegaram a 30 mg SST/l na saída. Um efluente final de 72 mg DQO/l foi produzido para concentrações médias de entrada em torno de 194 mg DQO/l;

- Tratando águas residuárias com características diluídas, a nitrificação terciária foi realizada com uma eficiência média de 84% para cargas volumétricas de 0,08 kg N-NH₄⁺ / m³ leito / dia (27 °C), cargas muito baixas;

- No período compreendendo dosagem suplementar de amônia, eficiências de 86% foram atingidas para cargas de até 0,5 kg N-NH₄⁺/m³ de leito aerado/dia. Efluentes com menos de 1 mg N-NH₄⁺ / l podem facilmente serem produzidos, caso não haja carência de alcalinidade;

- A duração do período de filtração entre duas lavagens consecutivas é limitado mais pela qualidade do efluente pós filtração do que pelas condições hidráulicas. Sob as condições operacionais testadas, esta duração não deve ultrapassar a 3 dias. O período de influência da lavagem na filtração é de 4 horas, a partir do qual o biofiltro volta ao seu funcionamento normal;

- A possibilidade de oxidar DQO e o nitrogênio amoniacal remanescente do tratamento secundário é, indiscutivelmente, uma vantagem do biofiltro sobre os demais processos de polimento do efluente de lagoas de estabilização.

b) Lagoas de Estabilização como pós tratamento de reatores anaeróbios

Uma alternativa de pós-tratamento bastante atraente é representada pelas lagoas de estabilização, pelo fato de se manter em todo o sistema a simplicidade conceitual já assumida para os reatores anaeróbios. Esta linha de se combinar é reatores de mantas de lodo com lagoas de estabilização afigura-se como de aplicabilidade extremamente ampla no Brasil. O pós-tratamento pode objetivar alguns dos seguintes itens: remoção adicional de DBO, nutrientes e patogênicos.

3.12 - Influência do Regime Hidráulico em Lagoas de Estabilização

Todos os processos biológicos de tratamento de esgotos ocorrem num volume definido por limites físicos específicos, comumente denominado de reator. As modificações na composição e concentração dos compostos durante a permanência da água residuária no reator são essenciais no tratamento de esgotos. Estas mudanças são causadas pelo *transporte hidráulico dos materiais no reator (entrada e saída) e pelas reações que ocorrem no reator) produção e consumo.*

O modelo hidráulico do reator é função do tipo de fluxo e do padrão de mistura na unidade. O padrão de mistura, por sua vez, depende da forma geométrica do reator, da quantidade de energia introduzida por unidade de volume, do tamanho e de outros fatores. Em termos do fluxo no reator pode ser *fluxo intermitente* - em batelada - entrada e/ou saídas descontínuas e *fluxo contínuo*, entrada e saída contínuas. Em termos do padrão de mistura, há dois modelos hidráulicos básicos: *fluxo em pistão e de mistura completa*, que podem conduzir às seguintes alternativas: fluxo em pistão, mistura em completa, fluxo disperso, arranjos de células em série e/ou em paralelo.

A remoção da DBO₅ processa-se segundo uma *reação de primeira ordem* (na qual a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do substrato). Nestas condições, o regime hidráulico do reator (lagoa) tem grande influência na eficiência do

sistema. Embora a cinética da remoção da DBO₅ é a mesma nos diferentes regimes hidráulicos, a concentração efluente de DBO₅ varia. Segundo a cinética de primeira ordem, a taxa de remoção de DBO₅ é tanto mais elevada quanto maior for a concentração de DBO no meio e tem grande implicação na performance do reator:

- Reator de fluxo em Pistão. O fluxo em pistão ideal é aquele no qual cada elemento de fluido deixa o tanque na ordem que entrou, ou seja cada elemento é exposto ao tratamento pelo mesmo período de tempo. Em grandes reatores nos quais se tem uma maior concentração de DBO₅ (por exemplo, próximo à entrada do reator), a taxa de remoção será mais elevada neste ponto. Este é o caso, por exemplo, dos reatores de fluxo em pistão, predominantemente longitudinais (concentração próximo à entrada do reator é diferente da concentração na saída). No caso de variação na carga afluente (condições dinâmicas), a derivação das fórmulas para o reator de fluxo em pistão é mais complicada do que para mistura completa, devido ao fato da concentração no fluxo em pistão variar ao longo do tempo e do espaço no reator, ao passo que na mistura completa a variação é apenas ao longo do tempo. Essa é a razão pela qual os sistemas de mistura completa em série são frequentemente utilizados para simular o reator de fluxo em pistão nas condições dinâmicas. Nas condições em que a concentração afluente (entrada) é constante, a concentração efluente (saída) permanece também constante ao longo do tempo. O perfil de concentração no tanque e, por conseguinte, a concentração de saída dependem do tipo e da taxa de reação do composto.
- Reatores de Mistura Completa. são reatores que, através de uma homogeneização em todo o tanque, possibilitam uma imediata dispersão do poluente, fazendo com que a sua concentração seja logo igualada à baixa concentração efluente, apresentam uma menor eficiência na remoção da DBO₅. Este é o caso dos reatores de mistura completa, predominantemente quadrados (concentração no reator, próximo a entrada, igual à concentração na saída) SILVA e MARA, (1979); VON SPERLING, (1996b,c).
- Células em Série é um outro modelo hidráulico largamente utilizado é o de reatores de mistura completa em série. este sistema pode ocorrer na prática, como em lagoas de maturação, ou pode ser utilizado como modelo teórico para representar condições hidráulicas intermediárias entre o reator de mistura completa e o fluxo em pistão.

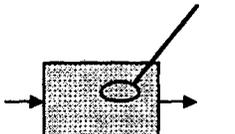
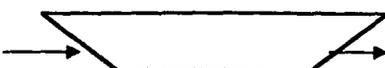
Quando o volume total é distribuído em uma célula apenas, o sistema se comporta como mistura completa. Por outro lado, quando o volume total é distribuído em um número infinito de células, o sistema reproduz o fluxo em pistão. Números de células intermediárias simulam o fluxo disperso, com o sistema tendendo a um tipo de reator ou outro, dependendo do número de subdivisões adotado. Quando se tem poucas células, o sistema se aproxima da mistura completa. De forma oposta, quando o sistema é subdividido em um maior número de células, este tende para o fluxo em pistão.

A eficiência do sistema na remoção de DBO₅ segundo a reação de primeira ordem é igual para coliformes e também segue a seguinte relação decrescente de eficiência (de maior eficiência à menor eficiência): fluxo em pistão, lagoas em série, fluxo disperso, mistura completa. Em termos de remoção de matéria orgânica o regime hidráulico de fluxo em pistão é o mais eficiente, no entanto, o regime de mistura completa é mais indicado quando se tem despejos sujeitos a uma grande variabilidade de cargas e à presença de compostos tóxicos, pelo fato de o reator de mistura completa prover uma imediata diluição do afluente no corpo d'água. Os sistemas de fluxo em pistão estão também sujeitos à uma elevada demanda de oxigênio próximo à entrada na lagoa, em virtude de se ter o esgoto bruto, sem diluição no corpo do reator. Neste local poderão ocorrer condições anaeróbias. O projeto de lagoas poderá fazer um aproveitamento do terreno disponível e da sua topografia para se obter a relação mais adequada do comprimento/largura (L/B). Sistemas de L/B elevado tendem ao fluxo em pistão, enquanto lagoas com L/B próximo a 1,0 (lagoas quadradas) tendem ao regime de mistura completa. Mais frequentemente, a relação L/B das lagoas facultativas se situa em torno de 2 a 4 EPA, (1983). Nestas condições, o regime hidráulico encontrado na realidade é o fluxo disperso. Usualmente tem sido adotado nos dimensionamentos o modelo de mistura completa (para uma ou mais células), devido às seguintes razões:

- Os cálculos com o modelo de mistura completa são mais simples.
- O dimensionamento com os cálculos assumindo mistura completa leva a um dimensionamento a favor da segurança, já que o reator de mistura completa é o de menor eficiência o de menor eficiência.

Segundo VON SPERLING (1996b) o regime hidráulico em uma lagoa de estabilização não segue exatamente os modelos ideais dos reatores de mistura completa ou fluxo em pistão, mas sim um modelo intermediário. Os modelos de mistura completa e fluxo em pistão constituem um envelope, dentro do qual se situam todos os reatores na realidade, vide quadro da FIGURA 6 relacionando as características mais frequentemente utilizados na modelagem do tratamento de esgotos por lagoas de estabilização. O reator de mistura completa representa um extremo (dispersão longitudinal infinita), enquanto o reator de fluxo em pistão representa o outro extremo (dispersão longitudinal nula). Dentro destes extremos situam-se os reatores de fluxo disperso, que compreendem todas as lagoas encontradas na prática. A modelagem de uma lagoa segundo o fluxo disperso é mais complicada, pelo fato de se necessitar de dois parâmetros (coeficiente de remoção da DBO e o número da dispersão), ao contrário dos modelos anteriores, em que se necessita do conhecimento apenas do coeficiente de remoção de DBO.

FIGURA 6 - Características dos reatores mais frequentemente utilizados na modelagem do tratamento de esgotos por lagoas de estabilização.

Modelo Hidráulico	Esquema	Características
<i>Fluxo em Pistão</i>		As partículas de fluido entram continuamente em uma extremidade do tanque, passam através do mesmo e são descarregadas na outra extremidade, na mesma seqüência em que entraram. O fluxo se processa como um êmbolo, sem misturas longitudinais. As partículas mantêm a sua identidade e permanecem no tanque por um período igual ao tempo de detenção hidráulico. Este tipo de fluxo é reproduzido em tanques longos, com uma elevada concentração comprimento-largura, na qual a dispersão longitudinal é mínima.
<i>Mistura Completa</i>		As partículas que entram no tanque são imediatamente dispersas em todo o corpo do reator. O fluxo de entrada e saída é contínuo. As partículas deixam o tanque em proporção à sua distribuição estatística. A mistura completa pode se obtida em tanques circulares ou quadrados se o conteúdo do tanque for contínua e uniformemente distribuído.
<i>Reatores de Mistura Completa em Série</i>		Os reatores de mistura completa em série são usadas para modelar o regime hidráulico que existe entre os regimes ideais de fluxo em pistão e mistura completa. Se a série for composta de uma unidade apenas, o sistema reproduz um reator de mistura completa. Se o sistema apresentar um número infinito de reatores em série, o fluxo em pistão é reproduzido. O fluxo de entrada e saída é contínuo. Unidades em série são também comumente encontradas em lagoas de estabilização e maturação.
<i>Fluxo Disperso</i>		O fluxo disperso ou arbitrário é obtido em um sistema qualquer com um grau de mistura intermediário entre os dois extremos de fluxo em pistão e mistura completa. Na realidade, a maior parte dos reatores apresenta fluxo disperso. Devido à maior dificuldade na sua modelagem, são frequentemente feitas aproximações para um dos modelos hidráulicos ideais. O fluxo de entrada e saída é contínuo.

FONTE: VON SPERLING, 1996c.

Em função dos diversos regimes hidráulicos, tem-se as seguintes fórmulas para a determinação da concentração efluente de DBO5 solúvel:

- Fluxo em Pistão:

$$S = S_0 e^{-k.t}$$

- Mistura Completa (1 célula)

$$S = S_0 / 1 + k.t$$

- Mistura Completa (células iguais em série)

$$S = \frac{S_0}{(1 + k \times t/n)^n}$$

- Fluxo Disperso

$$S = S_0 \cdot \frac{4 \cdot a \cdot e^{-1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}}$$

onde:

$$a = (1 + 4 k \cdot t \cdot d)^{1/2}$$

S_0 = concentração de DBO total afluente (mg/l)

S = concentração de DBO solúvel efluente (mg/l)

k = coeficiente de remoção de DBO (d^{-1})

t = tempo de detenção total (d)

n = número de lagoas em série (-)

d = número de dispersão = $D/U.L = D.t/L^2$ (adimensional)

D = coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/d)

U = velocidade média de percurso no reator (m/d)

L = comprimento do percurso logitudinal no reator (m)

O valor do coeficiente de remoção de DBO (k) foi obtido por diversos pesquisadores em várias lagoas existentes em função da DBO de entrada e de saída e do tempo de detenção. O valor de K é sempre calculado em função do modelo hidráulico assumido.

Em decorrência, os valores de K reportados na literatura estão associados ao regime hidráulico, devendo tal fato ser levado em considerações quando da seleção do valor adotado para o projeto de uma nova lagoa. A maior parte dos autores assume o regime de mistura completa. O valor de K obtém-se por base dados experimentais. Para o caso mais frequente do sistema de mistura completa, tem-se a seguinte faixa de valores usualmente utilizados para dimensionamento (SILVA e MARA, 1979; ARCEIVALA, 1981; EPA, 1983; SPERLING, 1996): $k = 0,30 \text{ A } 0,35 \text{ d}^{-1}$.

Para diferentes temperaturas, o valor de K pode ser corrigido através da seguinte equação:

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{T-20}$$

onde:

k_T = coeficiente de remoção da DBO em uma temperatura do líquido T qualquer (d^{-1});

k_{20} = coeficiente de remoção da DBO em uma temperatura do líquido de 20 °C (d^{-1}),

θ = coeficiente da temperatura (-)

Deve-se notar que diferentes valores de θ são propostos na literatura. Para $k = 0,35$, citado pela EPA (1983), deve-se adotar $\theta = 1,085$. Para $K = 0,30$, citado por SILVA e MARA (1979), deve-se adotar $\theta = 1,05$. No dimensionamento, normalmente se considera a temperatura média do líquido no mês mais frio.

3.13- Cultivo de micro-algas em águas residuárias

O cultivo de micro-algas em águas residuárias foi proposto por OSWALD (1995) mais ou menos á 30 anos atrás, a fim da reutilização do efluente final e da utilização da biomassa algal, que constitui um material protéico de grande valor. Lagoas com cultivos de micro-algas poderão produzir biomassa com alto teor protéico a taxas de 10 a 20 g / m^2 /dia, onde as algas poderão ser combinadas com grãos para produzir alimentação de alto valor, os quais através de gado, porcos e peixes podem aumentar a nutrição humana OSWALD, (1995).

As idéias de Oswald estão mais vigentes atualmente, pois o nível de poluição das águas exige um tratamento terciário para eliminar nitrogênio e fósforo. É conhecido que o processo levantado originalmente por Oswald explora a ação combinada de algas e população microbiana heterotrófica que se desenvolve espontaneamente nas lagoas sob ação seletiva exercida pela composição da água e pelas condições ambientais.

A biomassa microbiana fotossintética constitui um material puro, rico em compostos bioquimicamente interessantes, como pigmentos protéicos, vitaminas, ácidos graxos, etc. Por muitos anos a biomassa micro-algal foi considerada como um produto rico em proteína, porém recentemente tal tendência está mudando, como a muitas maneiras de se utilizar outros fins os constituintes celulares das algas, tais como OSWALD, (1995):

1 - Alimentação Animal

- aves domésticas
- porcos
- ruminantes

2 - Aquicultura

3 - Aplicação na Agricultura

- biofertilizantes
- fixadores de N₂
- aglomerantes de solo

4 - Extração de Química Fina

- antibióticos
- polisacarídeos
- pigmentos
- vitaminas
- lipídeos

5 - Produção de Energia

- metano, hidrogênio
- amônia,
- óleo combustível

3.14 - Controle de Nutrientes

A remoção de nutrientes é considerada como uma etapa terciária no tratamento de águas residuárias e concentra-se principalmente sobre dois elementos: fósforo e nitrogênio.

Descargas de efluentes contendo nitrogênio e fósforo pode acelerar a eutrofização de lagos e reservatórios e pode aumentar o crescimento de algas e plantas aquáticas. Em concentrações significativas de nitrogênio no efluente tratado pode também ter outros efeitos adversos, incluindo depleção de O.D. nas águas receptoras e possível toxidez para a vida aquática. Pode afetar também a eficiência de desinfecção no tratamento de água para abastecimento ou mesmo ser prejudicial à saúde pública. Os efeitos fertilizantes do nitrogênio e fósforo em corpos receptores variam de acordo com a profundidade dos mesmos. Em rios profundos, há a estimulação do desenvolvimento dos fitoplânctons, enquanto que em águas rasas há predominância do desenvolvimento de plantas aquáticas, que em excesso chegam a impedir o escoamento e dispersão natural do corpo d'água (METCALF & EDDY, 1991).

O nitrogênio das águas residuárias não tratadas encontra-se principalmente na forma de nitrogênio amoniacal ou nitrogênio orgânico, ambos solúveis e particulados. O nitrogênio orgânico solúvel está presente principalmente na forma de uréia e amino-ácidos. As águas residuárias não tratadas freqüentemente contém pouco ou nenhum nitrito ou nitrato. Uma porção da matéria orgânica particulada é removida pela sedimentação. Durante o tratamento biológico, a maior parte do nitrogênio orgânico particulado é transformado em amônia e outras formas inorgânicas. Uma porção do amônia é assimilada para dentro do material celular da biomassa. A maior parte do nitrogênio do efluente no tratamento secundário está na forma de amônia. Menos que 30% do nitrogênio total é removido pelo tratamento secundário convencional.

Na maior parte das águas residuárias, aproximadamente 10% do fósforo corresponde a porção insolúvel é normalmente removida pela sedimentação primária. Exceto para a amônia incorporada na porção insolúvel, uma remoção adicional nos

tratamentos biológicos convencionais é mínima, porque quase todo o fósforo presente depois da sedimentação primária esta na forma solúvel (METCALF & EDDY, 1991).

O fósforo presente nos esgotos é composto de fósforo orgânico e inorgânico os fosfatos, sendo que os últimos representam a maioria. As maiores fontes são as excretas humanas, detergentes sintéticos domésticos e compostos químicos de indústrias. (Water Pollution Control Federation, 1990). Os fosfatos são os ortofosfatos e polifosfatos e representam em torno de 70% do fósforo total, o remanescente refere-se ao fósforo orgânico. O ortofosfato solúvel é a forma mais simples de fósforo, estes são os produtos finais da quebra do polifosfato e do fósforo orgânico representa em torno de 15 a 35% do fósforo no esgoto fresco.

Historicamente o tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização era baseado na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos. Mais recentemente, devido a uma maior rigidez na legislação que disciplina a disposição ou reutilização de efluentes, o desempenho de lagoas levando em consideração os critérios convencionais não é mais suficiente para atingir a qualidade desejada e então, são requeridos parâmetros adicionais para definir esta caracterização (OLIVEIRA *et al.*, 1990).

3.14.1 - Remoção de Nitrogênio

A amônia, por exemplo, é um importante parâmetro a ser considerado no tratamento de esgoto devido ao fenômeno da eutrofização, toxidez e encarecimento dos processos de tratamento de água para uso doméstico. A experiência tem mostrado que o projeto tradicional de lagoas não tem sido eficiente na remoção de amônia, havendo, portanto a necessidade de otimizar o projeto de lagoas de estabilização de forma a ir além dos clássicos modelos (SILVA *et al.* , 1993; SOARES, 1994). Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são (ARCEIVALA; 1981; EPA, 1983; SOARES *et al.*, 1995):

Volatilização da amônia, assimilação da amônia pelas algas, assimilação dos nitratos pelas algas, nitrificação-denitrificação, sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. A volatilização amônia é considerado o mais importante mecanismos para a remoção do nitrogênio, ou seja, o desprendimento da amônia para a atmosfera. No meio

líquido, a amônia apresenta-se segundo a seguinte reação de equilíbrio: (VON SPERLING, 1996c).



A amônia livre (NH_3) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . No pH em torno da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de NH_4^+ . No pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH_3 .

A fotossíntese que ocorre nas lagoas facultativas contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO_2 , ou seja, a acidez carbônica. E, condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições para a volatilização do NH_3 . ademais, em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui com o consumo direto de NH_3 pelas algas (ARCEIVALA, 1981).

O mecanismo de volatilização tende a ser maior em lagoas de maturação, as quais, em função de sua reduzida, e conseqüentemente atividade fotossintética ao longo de toda a coluna de água, usualmente atingem valores de pH bastantes elevados. Adicionalmente, nas lagoas de maturação, o desprendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida super-saturada pode acelerar o desprendimento de NH_3 (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Em lagoas de maturação em série, a eficiência de remoção de amônia pode situar-se entre 70 a 80%, e em lagoas de maturação especialmente rasas, pode ser superior a 90%, cumprindo com o padrão de lançamento do CONAMA, de 5 mg/l de amônia (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; SOARES et al., 1995). Em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30 a 50%.

A perda de nitrogênio através da sua assimilação pelas algas, e conseqüente saída pelo efluente é de maior importância, caso se deseje atingir elevados percentuais de

remoção. O nitrogênio constitui em torno de 6 a 12%, em peso seco, do material celular das algas (ARCEIVALA, 1981).

Os demais mecanismos de remoção de nitrogênio atuam simultaneamente, mas são considerados de menor importância. A nitrificação é pouco representativa em lagoas facultativas e lagoas aeradas. Nas lagoas anaeróbias, não há, naturalmente, nenhuma reação de oxidação da amônia, devido à ausência de oxigênio.

A amônia, no qual é abundante em ecossistemas complexos hipertróficos tais como lagoas de estabilização e reservatórios de águas residuárias, é um potente inibidor da fotossíntese algal, e interfere com o processo de oxigenação de lagoas de estabilização e de reservatórios (ABELIOVICH e AZOV, 1976). Como somente a amônia não ionizada penetra livremente através da membrana citoplasmática, o efeito inibitório sobre a fotossíntese é fortemente dependente do pH, por outro lado a fotossíntese algal é um processo no qual eleva o pH através da extração de CO₂ da água. Empiricamente, a combinação de concentração de amônia de 2 mg e valores de pH igual ou maior que 8,1 a 8,2 é fortemente inibitório para a fotossíntese, conduzindo a uma fraca oxigenação e freqüentemente ao desenvolvimento de condições anóxicas. Como resultado, mesmo com baixas cargas orgânicas um reservatório de água residuária armazenando milhões de m³ de água poderia tornar-se anaeróbio, com todas as implicações ambientais. Efluentes entrando nestes reservatórios contêm freqüentemente 3 a 5 mM de amônia e o baixo pH imposto sobre a água por estas concentrações não permitem significante transferência de amônia para a atmosfera. Então para quebrar este ciclo vicioso, é via nitrificação da amônia a nitrato. A bactéria da espécie Nitrosomonas e Nitrobacter estão presentes em todos os nichos ecológicos destes biótipos, incluindo ambientes permanentemente anaeróbios. No entanto esses números são geralmente baixos de 10² a 10³ / ml e a nitrificação é muito vagarosa, mesmo em excesso de amônia e nutrientes (ABELIOVICH, 1987). As condições nos reservatórios são desfavoráveis para ocorrer nitrificação.

Um estudo realizado por MUTTAMARA e PUETPAIBOON, (1996), os quais avaliaram a remoção de nitrogênio amoniacal e total com o emprego de lagoas de estabilização com chicanas em escala piloto e concluíram que a dispersão do meio

diminui com o auxílio das chicanas, aumentando assim a relação comprimento/largura e aproximando-se mais das condições de reatores “plug flow “. Remoções de até 65% para nitrogênio total e 90% para nitrogênio amoniacal foram obtidas em lagoas de escala piloto com até seis chicanas e que estas eficiências, bem como a remoção de DQO aumentaram com o aumento do número de chicanas. Comparações, entre lagoas de estabilização em escala piloto, com e sem chicanas, foram que as eficiências do nitrogênio total e amoniacal, DBO5, DQO e sólidos suspensos são maiores para lagoas com chicanas.

3.14.2 - Remoção de Fósforo

O fósforo ocorre nas águas naturais e águas residuárias quase unicamente na forma de fosfato. Estes fosfatos incluem fosfatos orgânicos, polifosfatos e ortofosfatos. alguns microrganismos podem armazenar excesso de fósforo na forma de polifosfatos para futuro uso. Ao mesmo tempo, alguns fosfatos são continuamente perdidos juntos com os sedimentos onde permanecem como precipitados insolúveis.

O fósforo é essencial para o crescimento dos microrganismos e pode ser o nutriente que limita o uso primário de um corpo de água. Nos casos em que o fosfato é um nutriente limitante de crescimento, a descarga de esgoto bruto ou águas residuárias domésticas ou industriais tratadas.

A remoção do fósforo pode ser acompanhada por métodos físicos, químicos e biológicos. A precipitação química empregando sais de ferro e alumínio são comuns. Métodos de tratamento biológico baseados no estresse do microrganismo assim que eles são levados a uma concentração maior de fósforo do que a requerida normalmente para seu crescimento comum.

Os processos biológicos tem sido muito desenvolvidos nos últimos anos como alternativa para precipitação química.

Em sistemas de lagoas, o fósforo também é removido pela assimilação dentro da biomassa das algas e bactérias. Durante dias ensolarados, a remoção do dióxido de

carbono pela fotossíntese algal causa um decréscimo da alcalinidade bicarbonato e aumenta o pH que levaria a precipitação de fosfatos. Os valores de remoção de fósforo (como fosfato de cálcio) em lagoas de alta taxa devido ao aumento de pH. Geralmente, a concentração de fósforo no efluente é menor que a metade da concentração do afluente SURAMPALLI *et al.* (1995).

Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são (ARCEIVALA, 1981; VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994): retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. O percentual de remoção de fósforo através da assimilação pelas algas situa-se em torno de 5%. Remoções de fósforo mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, acima de 8. O fosfato pode precipitar-se na forma de hidroxiapatita ou estruvita. Em lagoas especialmente rasas, a remoção de fósforo pode aproximar-se de 90% (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994) e em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção pode variar dentro de uma ampla faixa de 20 a 60%. (VON SPERLING, 1996).

Em resultados recentes ARAÚJO *et al.* (1995) obtiveram uma remoção de fósforo total e ortofosfato em um sistema experimental de lagoas de maturação terciária entre 42 a 54% e 24 a 63%, respectivamente. Com a diminuição dos tempos de detenção hidráulica e o conseqüente aumento das cargas orgânicas houve um desequilíbrio do sistema, deixando de existir condições favoráveis a remoção de fósforo.

SURAMPALLI *et al.* (1995) avaliando sistemas de tratamentos de águas residuárias por lagoas em 32 cidades dos estados de Michigan e Minnesota (USA) concluíram que: 1 - A tecnologia que emprega a adição de produtos químicos, como sais de alumínio (sulfato de alumínio) e ferro (cloreto férrico) e polímeros em lagoas facultativas secundárias (como de Minnesota), ou em câmaras de agitação entre as lagoas e o clarificador final (como a de Michigan) removeu a concentração de fósforo para quantidades menores que 1 mg/l na maior parte dos sistemas avaliados; 2 - Em nenhum destes sistemas apresentaram problemas com o desenvolvimento de lodo à níveis

as quais poderiam afetar a concentração do efluente final; - 3 - Os benefícios secundários foram concentrações menores de DBO e sólidos suspensos no efluente.

4 - MATERIAL E MÉTODO

4.1 Caracterização do Sistema

A ETE de Balneário Camboriú, situada no município de mesmo nome, é de responsabilidade da CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. É composta por dois módulos de lagoas anaeróbias seguida de lagoas facultativas, comumente denominada de sistema australiano, que pode ser visualizada na FIGURA 7. A descarga do efluente final é no rio Camboriú e posteriormente no mar. O rio Camboriú foi enquadrado pela Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral do Estado de Santa Catarina na Classe 2 da classificação estabelecida pela Portaria GM nº 0013, de 15/01/76 do Ministério do Interior.

Possui uma lagoa intermediária, que serve de passagem da lagoa anaeróbia 2 para a entrada da facultativa 2. As lagoas do módulo II (anaeróbia e facultativa), possuem chicanas feitas de telha tipo fibra, algumas destas já foram retiradas, porém não repostas. O nível da lâmina d'água quase sempre está acima das chicanas.

A caixa de distribuição ficou locada em ponto estratégico, no coroamento do dique sul da lagoa anaeróbia 2. É constituída de três câmaras: a primeira recebe as tubulações dos emissários; a segunda, após receber as vazões tranquilizadas através da interligação inferior com a câmara anterior, alimenta os vertedores situados entre essa câmara e a terceira; dessa última, finalmente partem as tubulações distribuidoras de vazão para as lagoas.

A alimentação das lagoas é feita em regime intermitente, sendo que a caixa de distribuição envia uma vazão uniforme para os dois módulos. A alimentação das lagoas anaeróbias é feita por meio de distribuidores, neste caso tubulações que se iniciam na caixa distribuidora de vazão e se estendem até adentrarem, por baixo, na massa líquida das referidas lagoas. As conexões das lagoas anaeróbias com as lagoas facultativas se dá através de caixas extravasadoras, onde os efluentes das lagoas anaeróbias são extravasados nessas caixas e, por meio de tubulações afluem às lagoas facultativas.

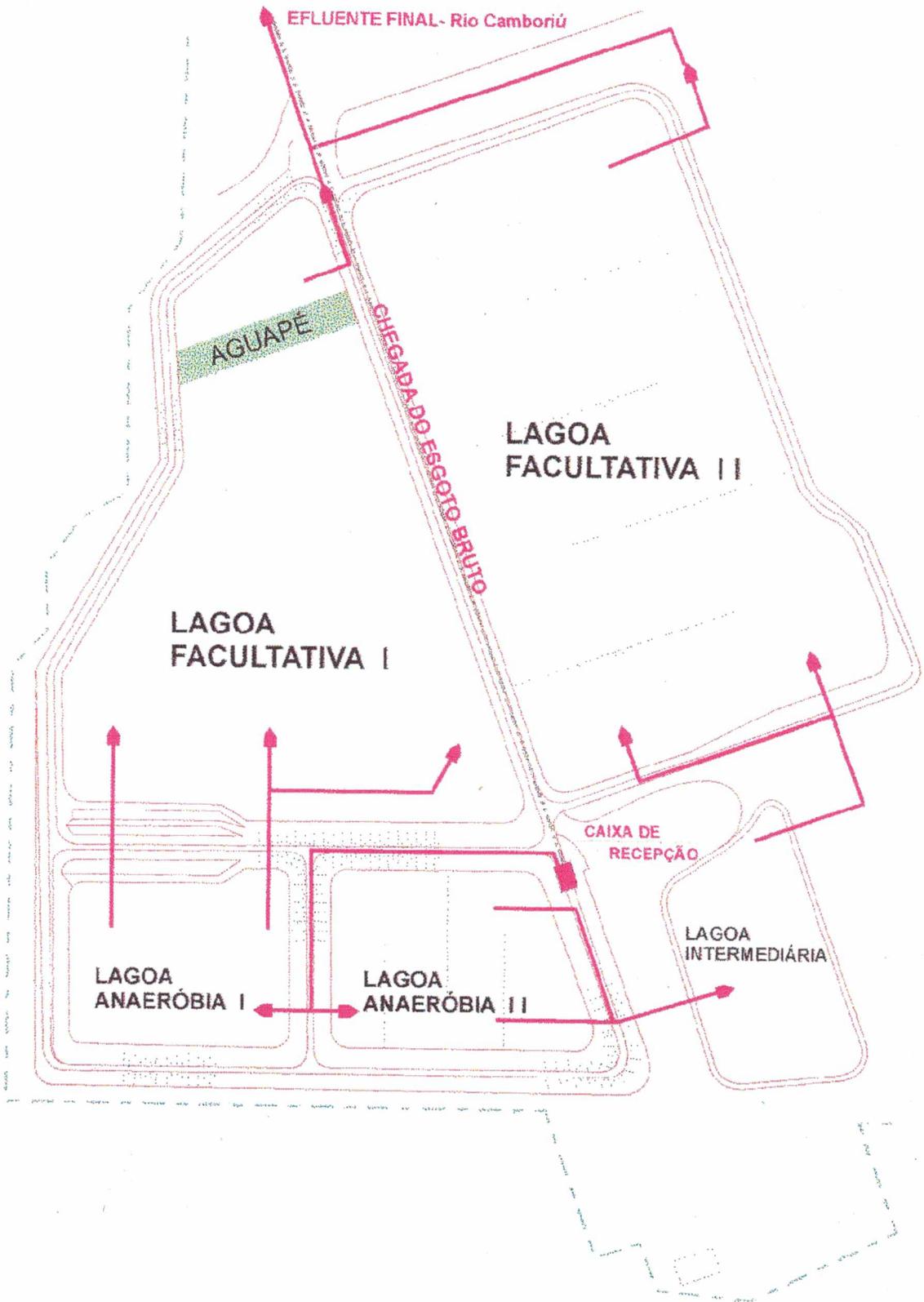


Figura 7 - Lay-Out das Lagoas de Estabilização

Os vertedores tem a finalidade de regular a lâmina d'água nas lagoas anaeróbias de modo a permitir ajustes operacionais.

Essas caixas ainda dispõem de descargas de fundo para permitir o eventual esgotamento das lagoas anaeróbias. O acesso às caixas é por meio de passarela, a partir do coroamento do dique. Nos vertedores das lagoas anaeróbias 1 e 2, foi instalado um dispositivo tipo placa de metal para evitar a evasão do material flutuante, como óleos, gorduras e demais objetos, que permanecem na superfície líquida, formando uma crosta (escuma) sobre a lagoa. Diariamente essa escuma é retirada manualmente das lagoas anaeróbias.

Ressalta-se que a partir de março/96 a lagoa anaeróbia 2 está recebendo efluente de uma ETE particular, composta de tratamento preliminar (caixa móvel retentora de sólidos flutuantes, caixa distribuidora/retentora de sólidos grosseiros) primário (tanque séptico decanto/digestor e um filtro de pedra e areia), acompanhado de remoção de lodo (leito de secagem). A ETE particular recebe os esgotos sanitários provenientes de fossas sépticas, filtros anaeróbios, sumidouros, valas de infiltração, caixas de gordura e congêneres coletados por uma empresa de limpa fossa. A descarga deste esgoto na lagoa é através de cano PVC, abaixo da lâmina d'água, a uma vazão de $1,17 \text{ m}^3/\text{h}$ (caso o sistema fosse contínuo).

A coleta dos efluentes das lagoas facultativas é feita através de caixas extravasadoras e conduzidos ao lançamento final mediante com tubulação de diâmetro de 900 mm. O extravasador permite a regulagem da lâmina d'água da lagoa, além da medição de sua vazão afluyente e a descarga de fundo para o seu esgotamento.

Foram previstos (no projeto) entre os dois módulos, dispositivos de interligações, visando dotar o sistema de flexibilidade operacional, permitindo assim o funcionamento em série dos módulos, não obstante o projeto da ETE tenha sido desenvolvido para ser operada em paralelo.

Também em projeto, foram previstos três módulos de lagoas anaeróbias seguidos de lagoas facultativas. Os critérios de pré-dimensionamento adotados pela empresa

reponsável pelo projeto, para a lagoa anaeróbia, foram baseados segundo os parâmetros adotados por GLOYNA, ECKENFELDER e ARCEIVALLA, os quais consideram o tempo de detenção de cinco dias como o tempo mínimo de digestão para que sejam minimizados os problemas de mau cheiro ; e para a lagoa facultativa foi adotado o critério racional de GLOYNA que, em última análise é função da temperatura. A TABELA 1 apresenta as características dimensionais das lagoas de estabilização previstas em projeto. O projeto inicial previu duas alturas da lâmina líquida, a de projeto (ideal) e a altura mínima operacional. As cargas poluidoras estimadas estão relacionadas aos 8 distritos sanitários de projeto e ao valor básico de 54 g DBO/hab.d e para alcançar uma eficiência em termos de DBO superior a 90%. Os parâmetros de projeto podem ser encontrados na TABELA 2.

A lagoa intermediária, já existente antes da implantação das lagoas de estabilização é classificada do tipo facultativa.

TABELA 1 - Características Dimensionais da ETE - Lagoas de Estabilização.

Denominação da Lagoa	tempo de detenção (dias)	Área Superficial (ha)	Lâmina Líquida (m)	
			De projeto	Mínima Operacional
Anaeróbia I	5	1.56	3	2.5
Anaeróbia II	5	1.69	3	2.5
Facultativa I	17	6.32	1.75	1.25
Facultativa II	17	8.75	1.75	1.25
Intermediária		1.60	1.4 a 1.83	

Fonte: Memorial de Cálculo - TECNOSAN ENGENHARIA S/A, 1980

TABELA 2 - Parâmetros de Projetos

	Parâmetros de Projeto - 1980		
	Fixa	Flutuante	Total
População Atendida (hab)	33.162	99.484	132.646
Vazão (m ³ /d)	7.461	22.384	29.845
Carga Orgânica DBO (kg/d)	1.790	5.372	7.162

Fonte: Memorial de Cálculo - TECNOSAN ENGENHARIA S/A, 1980

A remoção de sólidos grosseiros e flutuantes, ou seja todos os resíduos sólidos que a população lança na rede, além de águas residuárias, tais como preservativos, absoventes, fraldas descartáveis, utensílios de plástico e/ou metal, garrafas de refrigerantes e similares é feita através de gradeamento prévio com o auxílio de cestos dispostos em cada uma das cinco estações elevatórias e da estação de recalque distribuídas ao longo da rede coletora de esgoto. Estes cestos retém boa parte dos sólidos grosseiros, porém ETE não dispõe de unidade de remoção areia, gordura e sólidos flutuantes, a montante da entrada das lagoas.

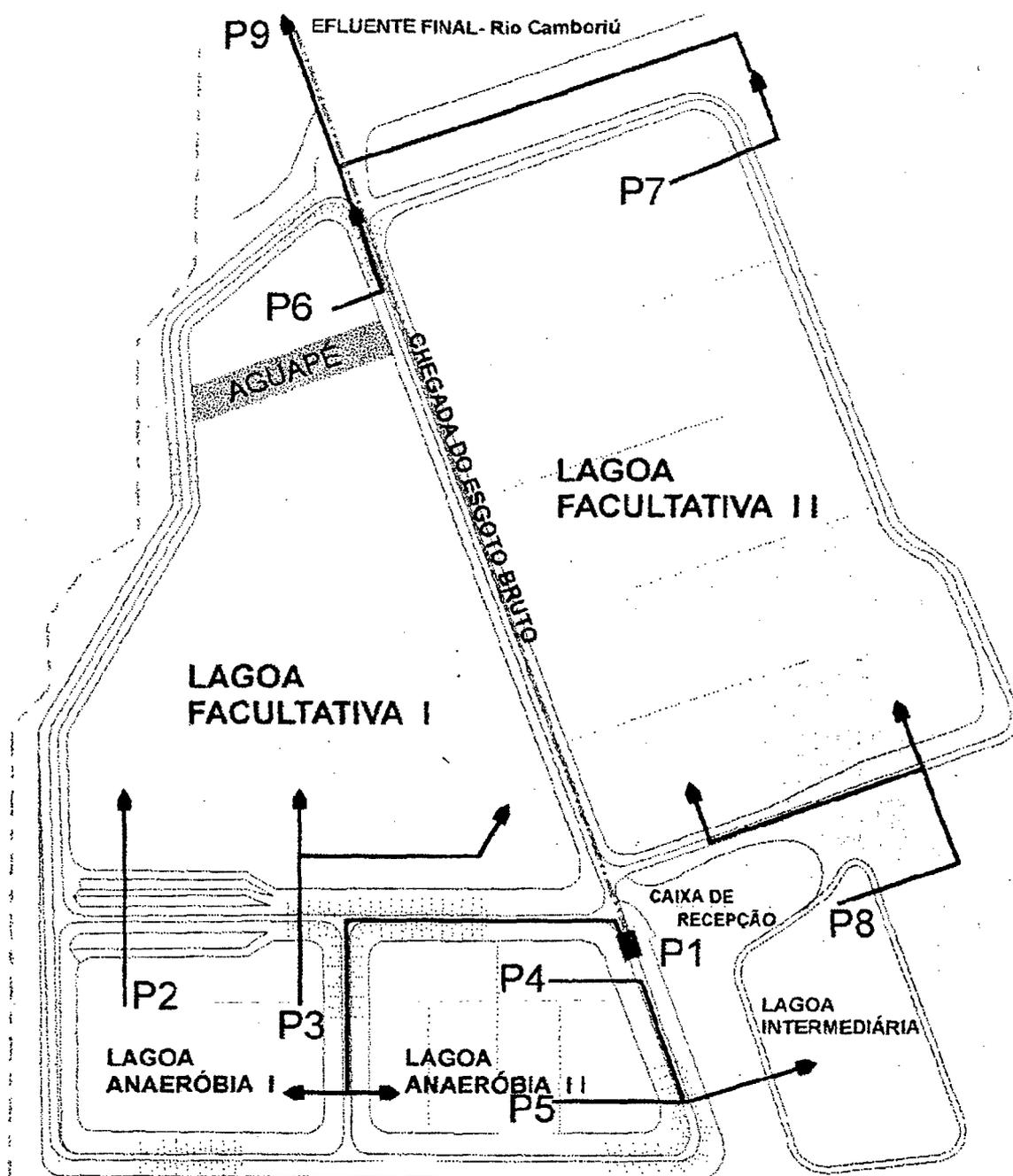
4.2 - Metodologia Empregada

A metodologia empregada pode ser dividida em dois itens principais:

- Levantamento de campo através de análises visuais;
- Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas.

Foi realizado um controle analítico em nove (9) pontos pré-determinados, que pode ser visualizada na FIGURA 8, nos vertedores de cada lagoa A1, A2, F1, F2) durante um ciclo, entre fevereiro/96 à março/97. Para a programação de amostragem e medições, seguiu-se as recomendações apresentadas por VON SPERLING (1996) e JORDÃO & PESSOA (1995), conforme a capacidade dos laboratórios da CASAN.

A amostragem teve frequência diária para os parâmetros chamados de análises de rotina como: temperatura do ar, temperatura do esgoto, pH, Alcalinidade, Cloretos, Sólidos Sedimentáveis e Oxigênio Dissolvido; semanais DBO5, DBO5 solúvel, DQO, DQO solúvel; quinzenais: Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Suspensos; mensais: Coliforme Total e Fecal, Nitrogênio Total e Amoniacal, Fosfato Total, Nitrito, Nitrato, e eventualmente perfil diário do O.D. das lagoas facultativas F1 e F2. As análises de DBO5 solúvel e DQO solúvel, foram feitas com amostras do efluente das lagoas facultativas F1 e F2, filtradas em papel de filtro quantitativo faixa branca 389², filtração média da Framex.



DESCRIÇÃO DOS PONTOS

- P1 - ESGOTO BRUTO CAIXA DE RECEÇÃO
- P2/P3 - EFLUENTE DA LAGOA ANAERÓBIA I
- P4/P5 - EFLUENTE DA LAGOA ANAERÓBIA II
- P6 - EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA I
- P7 - EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA II
- P8 - PONTO INTERMEDIÁRIO
- P9 - EFLUENTE FINAL

Figura 8 - Lay-Out das Lagoas de Estabilização com os pontos de coleta

Os horários das coletas das amostras ficaram estabelecidos durante o período matutino, entre às 8:30 e 10:30. Os pontos de coleta foram: para o esgoto bruto, na caixa de distribuição, e para os efluentes de cada lagoa nos vetedores, no qual cada ponto de coleta recebeu uma identificação:

Ponto 1: Esgoto Bruto,

Ponto 2 e 3: Efluente Lagoa Anaeróbia 1,

Ponto 4 e 5: Efluente Lagoa Anaeróbia 2,

Ponto 6: Efluente Lagoa Facultativa 1,

Ponto 7: Efluente Lagoa Facultativa 2,

Ponto 8: Efluente Lagoa Intermediária (não foi coletada amostra, somente para O.D.).

Ponto 9: Efluente final junto a tubulação de saída.

Ponto 10: à montante do ponto de lançamento do efluente final das lagoas

Ponto 11: à jusante do ponto de lançamento do efluente final das lagoas.

A distância escolhida dos pontos de coleta ao ponto do lançamento do efluente final foi aproximadamente de 300 a 400 metros entre final das lagoas, observando as marés cheia e vazante. Os parâmetros analisados para as amostras coletadas no rio foram DBO₅ e Coliformes Totais e Fecais.

Durante a coleta das amostras fazia-se a leitura da temperatura do ar e esgoto no local. O transporte e preservação das amostras, bem como as análises, foram feitas conforme normas técnicas recomendadas pelo STANDARD METHODS OF EXAMINATION FOR WATER AND WASTEWATER, (1989).

Para cálculos de vazões, adotou-se o mesmo método empregado pela CASAN, ou seja a vazão de entrada do esgoto bruto na ETE foi medida em função da vazão de água tratada na ETA, de que aproximadamente 70% da vazão de água tratada é a vazão de esgoto bruto na entrada da ETE.

Diariamente foi preenchido um boletim de inspeção e ocorrências, onde foram incluídos as condições do tempo (com sol, nublado, chuvoso) e do vento (ausente, fraco, forte), bem como observações visuais das lagoas, como: levantamento de lodo, manchas verdes ou negras na superfície da lâmina d'água, manchas de óleo, vegetação em contato com a água, deslizamento dos taludes, infiltração visível, presença de aves e/ou insetos e outras considerações que se fizeram necessárias.

Levantamentos batimétricos foram efetuados pelos técnicos da CASAN nas lagoas anaeróbias A1 e A2 em janeiro/97.

Regularmente foi feito a manutenção das lagoas de estabilização, como capinação e limpeza das áreas de circulação, retirada de espuma e às vezes lodo e nata esverdeada sobrenadante nas lagoas facultativas.

4.3 - Testes de Aeração

Foram realizados dois testes de aeração com auxílio de equipamentos mecânicos -aeradores de diferentes especificações, na lagoa facultativa F1, com o objetivo de aumentar os teores de O.D. no efluente final das lagoas facultativas. Os testes foram monitorados através de medições diárias da concentração de O.D., em pontos pré-determinados, na lagoa facultativa F1.

Teste 1

O primeiro teste foi realizado durante 57 dias, entre o período de 31/01/96 a 28/03/96. O equipamento - aerador de pás Aguapá B105 "tipo pedalinho", de fabricação Bernauer Aquacultura - com características técnicas de taxa de oxigenação de 4,99 g de ar/h e potência de 1HP. O aerador foi instalado em um ponto próximo (em torno de 4 metros) do vertedor da lagoa facultativa 1.

O monitoramento foi feito mediante coleta diária de amostras em quatro pontos distintos e equidistantes no interior da lagoa, denominados de pontos 1,2,3 e 4 que encontram-se plotados no lay-out das lagoas na FIGURA 8, à profundidades de 5 cm e 45 cm. Foi feita a determinação por métodos analíticos do oxigênio dissolvido. Durante a coleta das amostras também foi feita a medição da concentração do O.D. e da temperatura, com o auxílio de um medidor de campo digital (Bernauer)

Teste 2

O segundo teste foi realizado durante 224 dias, entre o período de 18/09/96 a 29/01/97. Neste teste foram instalados dois equipamentos - aerador rápido Propulsair, de fabricação da ECOSAN com características técnicas de taxa de oxigenação de 50 m³/h e potência de 1HP. Os aeradores foram instalados em pontos próximos (em torno de 4 e 16 metros) do vertedor da lagoa facultativa 1 conforme demonstra a FIGURA 9.

O monitoramento foi feito mediante coleta diária de amostras no interior no vertedor da lagoa (lay out em anexo), a profundidades de 5 cm. Foi feita a determinação por métodos analíticos do O.D e da temperatura, com o auxílio de um termômetro de mercúrio.

Simultaneamente aos dois testes, para fins comparativos, foram coletadas amostras no vertedor da lagoa facultativa F2, para a determinação das concentrações de O.D. e temperatura.

Em setembro/96 foram feitas coletas de amostras das águas do Rio Camboriú. As amostras foram coletadas em 10 pontos do rio Camboriú, desde a captação de água bruta até a foz do rio, que ficam distantes entre si uns 3,0 km.. Foram realizadas análises de temperatura, pH, O.D., alcalinidade, cloretos, DBO5, Coliformes fecais e totais. Os resultados encontrados estão na tabela nos anexos.



Figura 9 - Posição dos pontos de coleta no Teste 1

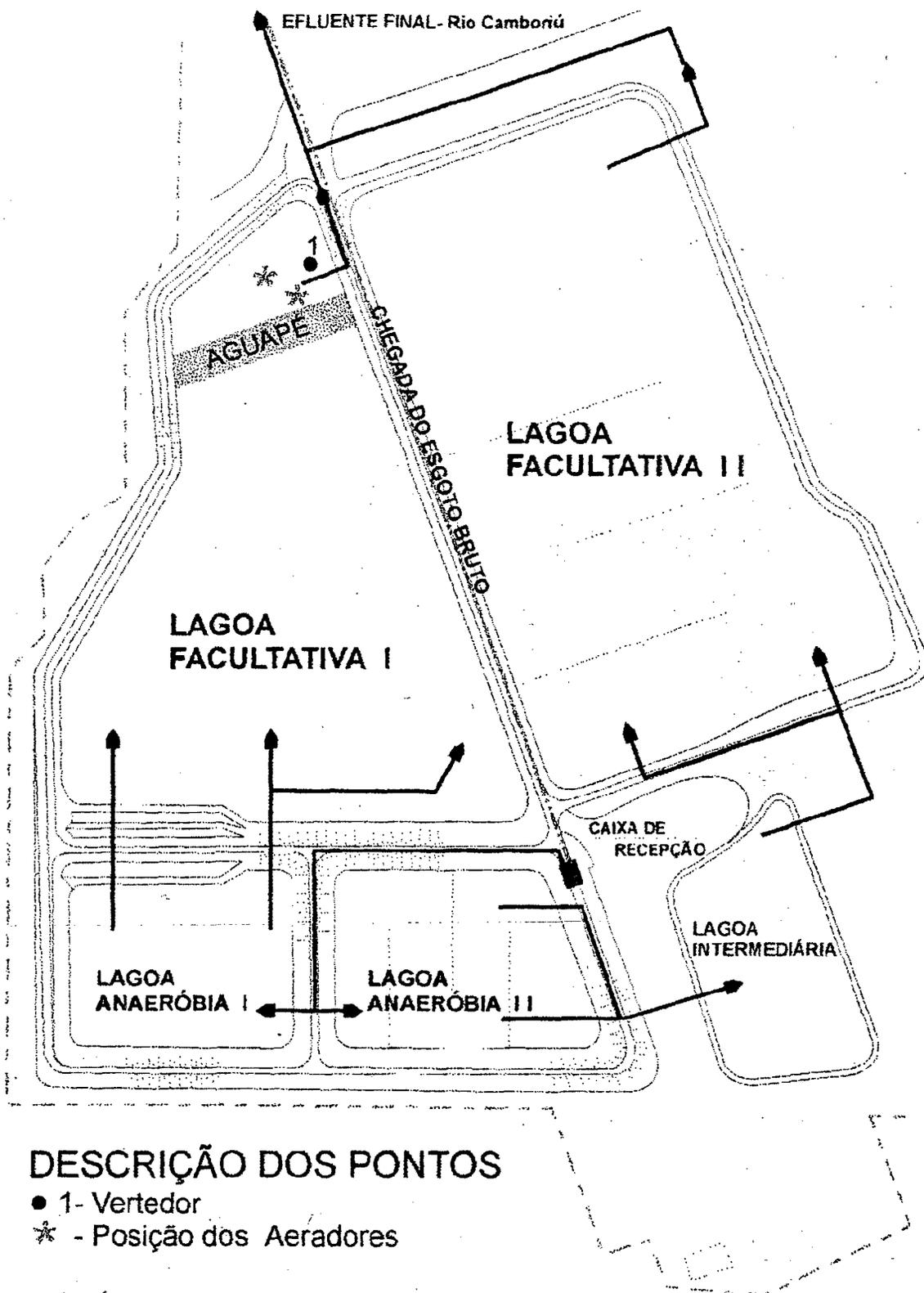


Figura 10 - Posição dos Aeradores no teste 2

5 - APRESENTAÇÃO e DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 - Observações Gerais

Através de um levantamento de campo, pode-se fazer as seguintes constatações:

Caixa de Distribuição: Em função dos fortes odores foi fechada completamente, impossibilitando a manutenção e limpeza da mesma. As amostras de esgoto bruto foram coletas através de um pequeno buraco feito no concreto e apresentando odor fétido, diluída e de coloração variando de castanho claro a cinza claro e odor característico.

Lagoa Anaeróbia 1: Apresentou constante odor séptico, mesmo nos meses de baixa temporada; presença de espuma, gordura e ocasionalmente placas de lodo sobrenadante. Observou-se também manchas com coloração esverdeada na superfície da lâmina d'água, principalmente nas áreas laterais, constando a dissolução de algas, porém sem presença de O.D. no seu interior. Observou-se também certa coloração rósea na superfície líquida da lagoa, que indica a presença de bactérias fotossintética redutoras e, conseqüentemente, o estágio de uma lagoa anaeróbia moderadamente carregada. Esta coloração marrom-rósea pode ser melhor visualizada na FIGURA 11, que ilustra a descarga do efluente da lagoa anaeróbia A1 de coloração marrom-rósea na lagoa facultativa F1, de coloração verde. Junto a área de descarga do esgoto bruto, observou-se a presença de ilhas de areia, indicação de assoreamento. A coloração do efluente de saída varia de cinza claro esverdeado à cinza escuro.

Lagoa Anaeróbia 2: Semelhante a lagoa anaeróbia 1, apresentou constante odor séptico, mesmo no meses de baixa temporada (inverno); presença de espuma, gordura e ocasionalmente placas de lodo sobrenadante. Após ao esvaziamento da mesma, em março/97 como ilustra a FIGURA 12, pode-se observar a presença de acúmulo de areia "de praia" principalmente nas imediações da descarga do esgoto bruto e presença de placas de lodo secas nas laterais da lagoa. Tais fenômenos de assoreamento e acumulação de lodo estão associados à maior ou menor concentração de sólidos no esgoto, e a ausência de desarenação prévia.

Lagoa Facultativa 1: A lâmina de água apresentou coloração variando ao longo do ano, de verde escuro parcialmente transparente, verde claro, verde leitoso à cinza. Observou-se também a presença de natas esverdeadas principalmente nas laterais e cantos da lagoa e excessivo desprendimento de placas de lodo como pode ser observado na FIGURA 13.

Inexistência de odores fétidos. Com o deslizamento dos taludes a vegetação permaneceu em contato com o líquido e houve o crescimento constante de plantas aquáticas (macrófitas) no interior da lagoa, sendo que o mesmo era retirado periodicamente. Por outro lado foi feita uma experiência em janeiro/96 com o uso de *Eichornia Crassipes* em uma área delimitada (vide FIGURA 8) com cercas de telas, próximo ao vertedor, na tentativa de aumentar a eficiência da lagoa. Porém os mesmos não cresceram nem desenvolveram do modo esperado, sendo que, os aguapés restantes foram retirados manualmente em dezembro/96. Geralmente, este tipo de vegetação não utiliza a matéria orgânica para a sua sobrevivência, mas permite o desenvolvimento da biomassa capaz de estabilizar a matéria orgânica, além de adsorver metais pesados e dar melhores condições de sedimentação dos sólidos em suspensão. Um dos problemas que poderia surgir na lagoa, seria a proliferação excessiva do mesmo, tendo como consequência a sua difícil remoção da lagoa.

Quando da utilização de macrófitas com raízes, tem-se como vantagem em função destas funcionarem como filtros na remoção de nutrientes, N e P e também podem ajudar a reduzir curtos-circuitos, porém a proliferação de moscas e um possível rompimento na impermeabilização do fundo da lagoa são apresentados como desvantagens. A utilização de macrófitas flutuantes, como o aguapé, também tem o inconveniente de moscas e a remoção de N e P se dá em pequena escala. Recomenda-se o uso limitado de aguapé em lagoas, recomenda-se o MANUAL OF PRACTICE FD-16, WAT. POLL. CON. FED.,(1990) deixar 1/3 da lagoa sempre descoberta quando usar aguapé e realizar a sua retirada constantemente.

A estratificação térmica ocorreu de forma visível, o qual notou-se a formação de duas camadas distintas, uma superior bem misturada - rica em nutrientes e fitoplâncton - e uma inferior - pobre em nutrientes e algas.



FIGURA 11 - Visualização da coloração marrom-rosa proveniente do efluente da lagoa anaeróbia 1 para lagoa facultativa 1

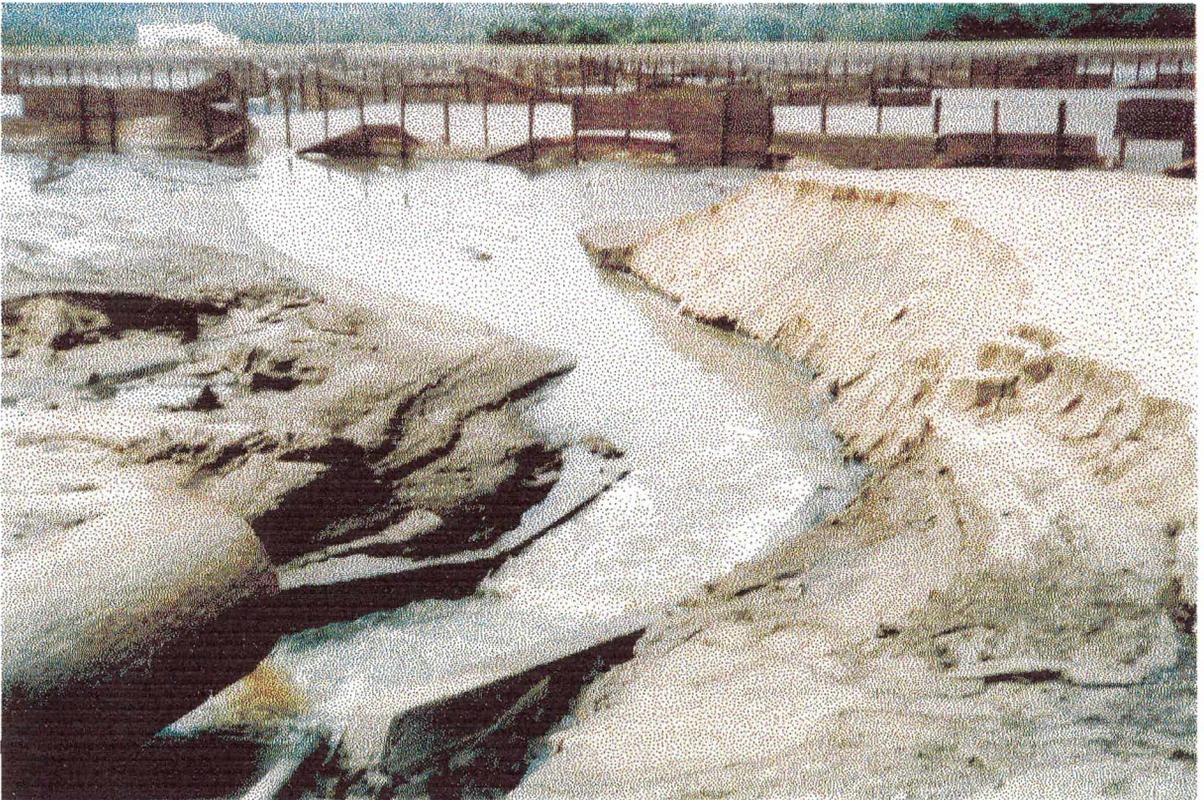


FIGURA 12 - Formação "ilhas" de areia na região de entrada do esgoto bruto na lagoa anaeróbia 2

Em períodos com temperaturas acentuadas de frio ou calor, observou-se a presença de insetos (moscas).

Lagoa Facultativa 2: As observações referentes à lagoa facultativa II são semelhantes à lagoa facultativa I, no que refere-se a coloração da lâmina d'água variando ao longo do ano, de verde escuro parcialmente transparente, verde claro, verde leitoso à cinza, indicação de sobrecarga. Observou-se também a presença de natas esverdeadas principalmente nas laterais e cantos da lagoa e excessivo desprendimento de placas de lodo. Com o deslizamento dos taludes a vegetação permaneceu em contato com o líquido e houve o crescimento constante de plantas aquáticas (macrófitas) no interior da lagoa, sendo que o mesmo era retirado periodicamente. Não foi observado odor fétido no efluente das lagoas facultativas, e em períodos com temperaturas acentuadas de frio ou calor, observou-se a presença de insetos (moscas). Constatou-se também o fenômeno de estratificação térmica.

A cor cinza é a principal indicação de sobrecarga orgânica (geralmente acompanhada de concentrações de DBO₅ elevadas) ou tempo de detenção não suficiente para que ocorra os processos biológicos. A cor verde escura e parcialmente transparente da lagoa indica a presença de algas verdes e boas condições de funcionamento; a coloração verde-amarelada ou excessivamente clara pode indicar o crescimento de rotíferos, protozoários ou micro-crustáceos, que quando presentes em lagoas de maturação são considerados indicadores de um bom funcionamento e da presença de matéria orgânica já estabilizada; a coloração verde-leitosa indica que a lagoa passa por um processo de auto-floculação e a coloração azul-esverdeada indica uma excessiva proliferação de algas azuis.

Quando as lagoas facultativas foram parcialmente esvaziadas, pode-se observar que o fundo das mesmas não são impermeabilizadas, conforme recomendações bibliográficas (ROCHA, 1995; e outros autores), encontrando-se ainda restos de tocos de árvores e pedras. Também em ambas as lagoas, quando da retirada das plantas aquáticas com raízes observou-se que haviam focos de girinos e durante todo o ano a presença de aves.

As lagoas anaeróbias e facultativas não estão operando com as profundidades propostas em projeto: 3,0 e 1,75 m de profundidade. Nas lagoas facultativas observou-se a existência de bermas em toda sua extensão lateral, como pode ser observado nas FIGURAS 14 e 15. A FIGURA 14 ilustra as bermas localizadas na lagoa facultativa F2, próximo ao vertedor e a FIGURA 14 ilustra situação semelhante na lagoa facultativa F1. As bermas foram construídas em função da sustentação dos diques, que começaram a ceder logo após a construção. As bermas construídas nas lagoas facultativas ocupam uma extensão em torno de 10 a 30 m da lateral para o interior das lagoas, fazendo com que nestas áreas a lagoa, em função da profundidade, funcione como lagoa de maturação, fato este comprovado devido às altas taxas de oxigênio dissolvido encontrado em amostras ali coletadas.

5.2 - Identificação da Biomassa Algal

Conforme laudos técnicos fornecidos pela CASAN, desde 1984 a população algal praticamente permaneceu constante. Para as lagoas facultativas F1 e F2 foram identificados os seguintes gêneros:

- cianofíceas - algas azuis: *Oscilattória*, *Microcystis*
- clorofíceas - algas verdes: *Scenedesmus quadricauca*, *Scenedesmus sp.*,
Ankistrodesmus, *Chlorella*, *Symura sp.*
- fitoflagelados: *Phacus*, *Euglena*, *Cryptoglena*.

Os protozoários identificados conforme laudos técnicos foram em sua maioria do gênero: *Cólpoda*.

As análises realizadas em amostras coletadas nas lagoas anaeróbias, em épocas que estas estavam com sua lâmina d'água esverdeada são do gênero: *Selenastrun*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Scenedesmus quadricauca*, *Chlamydomonas*, *Euglena viridis*, *Phacus*.

Também conforme laudos técnicos fornecidos pela CASAN, desde 1984, sazonalmente foi observado a presença de macroinvertebrados como *Daphnias* que são mais comuns em lagoas de polimento.



FIGURA 13 - Presença de "nata" esverdeada e desprendimento de lodo nas laterais da lagoa facultativa 1



FIGURA 14 - Presença de berna ao longo de toda extensão da lagoa facultativa 2

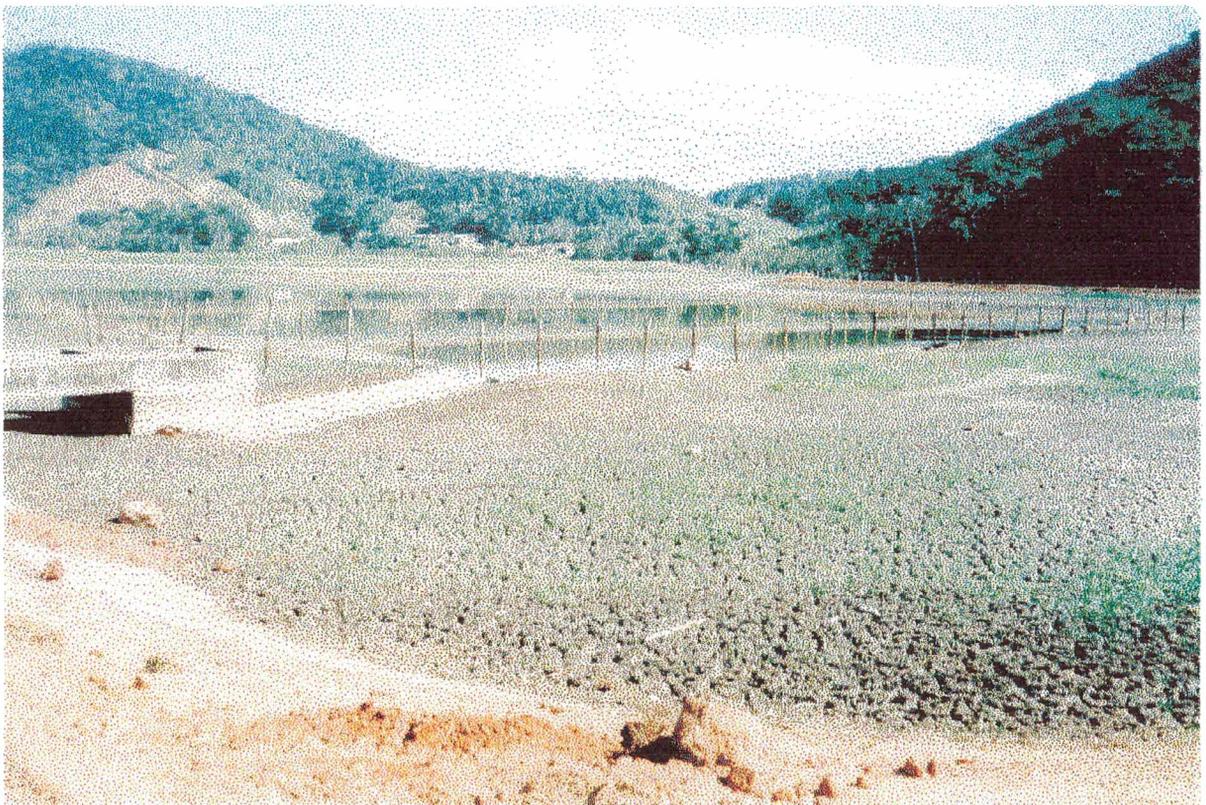


FIGURA 15 - Presença de berna ao longo de toda extensão da lagoa facultativa 1

5.3 - Vazão

O valor médio da vazão anual de esgoto bruto na entrada da ETE, conforme relatórios técnicos mensais fornecidos pela CASAN resultou em 167,24 l/s, com pico máximo de 294,34 l/s no mês de janeiro/97 e mínimo de 109,84 em setembro/96. Observou-se que as vazões máximas ocorreram entre os meses de alta temporada (janeiro a março).

Não há medidor de vazão na entrada da caixa distribuidora das lagoas de estabilização, nem nas saídas do efluente final das lagoas facultativas, portanto o método de determinação da vazão atualmente empregado pela CASAN é empírico.

O método de determinação da vazão de esgoto bruto empregado pela CASAN baseia-se em considerações empíricas, sem especificações científicas, de que 70% da vazão de água tratada na Estação de Tratamento de Água do município é a vazão do esgoto bruto que entra nas lagoas anaeróbias. A vazão do esgoto bruto em função do volume de água tratada na ETA pode ser visualizado na FIGURA 15. As vazões constantes em determinados períodos do ano, que são visualizados na FIGURA 15 são função da operação da ETA.

Com tal método de determinação de vazão obtêm-se valores errôneos, segundo JORDÃO & PESSOA (1995), independente dos aspectos próprios de consumo de água, a vazão de esgoto bruto afluente a uma ETE é afetada por vários fatores, tais como: tipo de esgoto (doméstico ou misto); sistema de coleta (unitário ou separador); condições climáticas (temperaturas e condições do ano); tipo e material de canalizações; qualidade da execução das obras; quantidade de poços de visita; concepção e quantidade de elevatórias e extravasadores; qualidade dos serviços de conservação, manutenção e reparos na rede coletora; influência do lençol freático. É de conhecimento da empresa, CASAN, que em dias de chuva o volume de água residuária aumenta em torno de 100%, isso devido à falhas no sistema de coleta, i.e. em muitas edificações a drenagem da água pluvial está ligada na rede coletora de esgoto. Com esse aumento considerável no volume de água residuária, vários são os problemas locais como: extravasamento dos

poços de visita e da estação de recalque ER1, lançando assim o esgoto bruto, ainda que diluído, no corpo receptor - rio Camboriú.

A determinação da vazão através da vazão das bombas na estação de recalque também é apenas um valor estimado, portanto não servindo para fins de cálculos do tempo de detenção real. E a determinação das vazões através da medição da altura da lâmina d'água que escoar nos vertedores não é possível, pois a caixa de distribuição encontra-se lacrada, bem como os próprios vertedores de saída dos efluentes das lagoas anaeróbias.

5.4 - Acumulação de Lodo

O volume de lodo encontrado através dos resultados batimétricos realizados em janeiro de 97 nas lagoas anaeróbias 1 e 2 são 8.934,15 m³ e 8.138,10 m³. Através das respectivas áreas teóricas obteve-se uma altura média de lodo de 50,3 cm (3,59 cm/ano após 14 anos de operação) para a lagoa anaeróbia 1 e 42,43 cm (3,03 cm/ano após 14 anos de operação para a lagoa anaeróbia 2. Dados disponíveis sobre a taxa de acumulação de lodo de 2,2 cm/ano após 8 anos de funcionamento (SILVA, 1993, lagoa anaeróbia de Mairiporã-SP) e de 5,7 cm/ano após 8 anos de funcionamento (CETESB, 1989, lagoa anaeróbia de Tatuí- SP). Conforme recomendação de VON SPERLING (1996), as lagoas devem ser limpas quando a camada de lodo atingir aproximadamente a metade da altura útil. JORDÃO & PESSOA (1995) relatam taxas de acumulação de lodo para as lagoas facultativas secundárias de 1,22 e 2,77 cm/ano após 8 anos de operação e para lagoa facultativa (Cidade de Deus, RJ) de 3,10 cm/ano após 20 anos de funcionamento.

5.5 - Temperatura

A temperatura média anual do ar medida no local durante a coleta variou entre 14,7 e 31° C e a temperatura média anual fornecida pela Estação Experimental de Itajaí/EPAGRI durante o ano de 1996 e coletados no Posto Agrometeorológico foi de 20,6 ° C com variações entre 15 e 24,6° C . As temperaturas das amostras no módulo I variaram entre 16,9 e 29,6 ° C e no módulo II entre 14,7 e 30,1 ° C, não havendo flutuações consideráveis entre os dois sistemas, apenas flutuações conforme os meses de inverno e verão, característicos de regiões subtropicais. As temperaturas dos efluentes das lagoas mantiveram-se dentro dos padrões de emissão de efluente líquidos, temperatura inferior a 40 ° C, preconizados pela Legislação Ambiental Estadual e Federal.

A temperatura diária do esgoto bruto e a temperatura do ar durante a coleta das amostras podem ser visualizadas na FIGURA 17 e as temperaturas do Módulo I e II podem ser visualizadas nas FIGURAS 18 e 19. Observou-se também, que em determinados dias, os quais apresentavam-se com condições climáticas desfavoráveis, como nublado sem sol e/ou com chuva e acompanhados de temperatura do ar baixas, havia presença constante de mau odor nas lagoas anaeróbias.

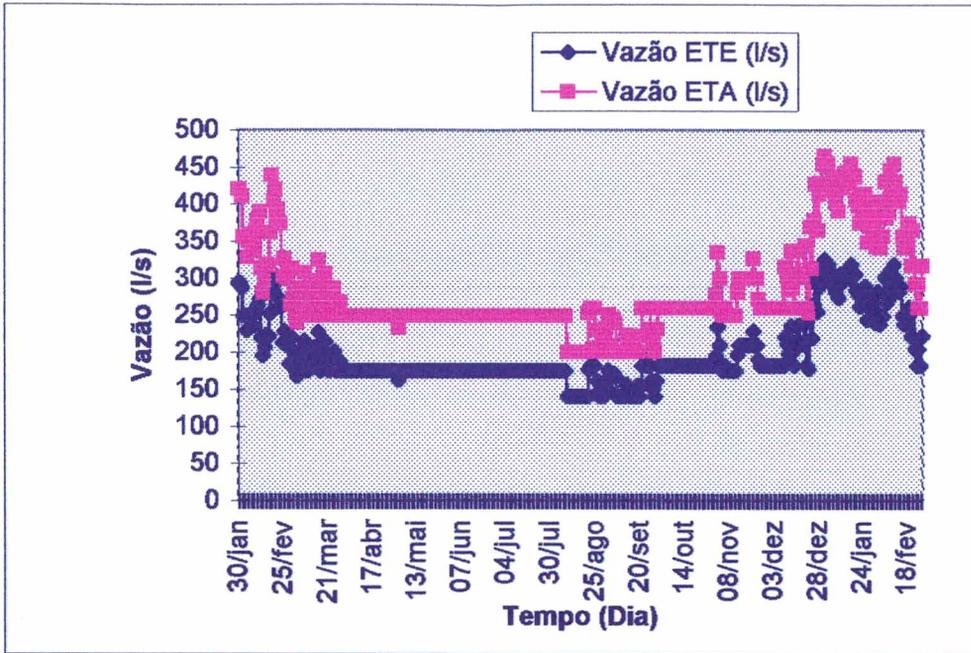


FIGURA 16 - Perfil da vazão do esgoto bruto na ETE em função da vazão da água tratada na ETA.

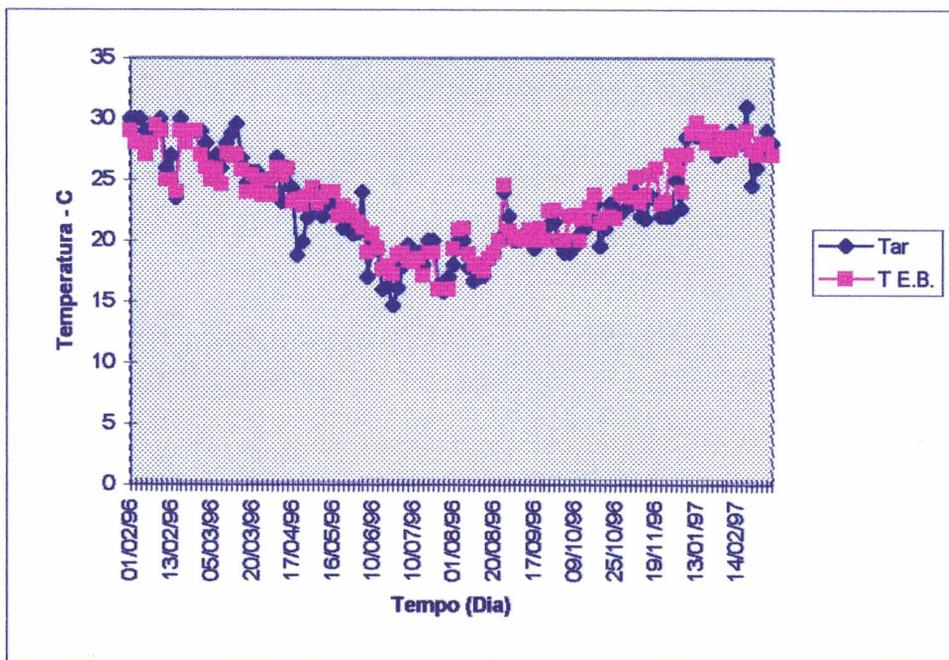


FIGURA 17 - Perfil anual da temperatura do ar e do esgoto bruto.

Legenda: Tar = temperatura do ar
T.E.B. = temperatura esgoto bruto

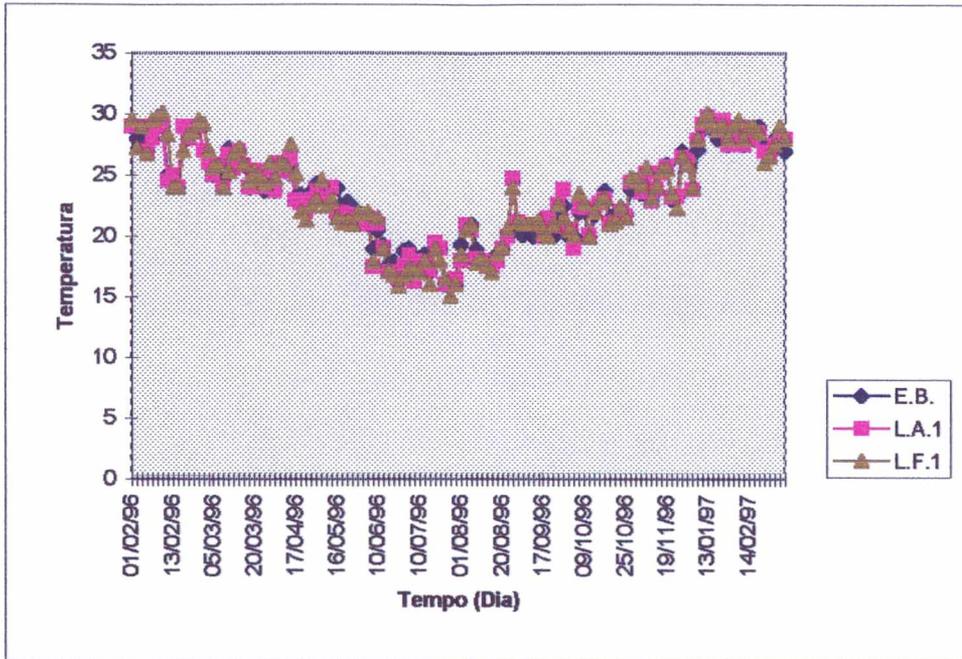


FIGURA 18 - Perfil da temperatura do esgoto no módulo I.

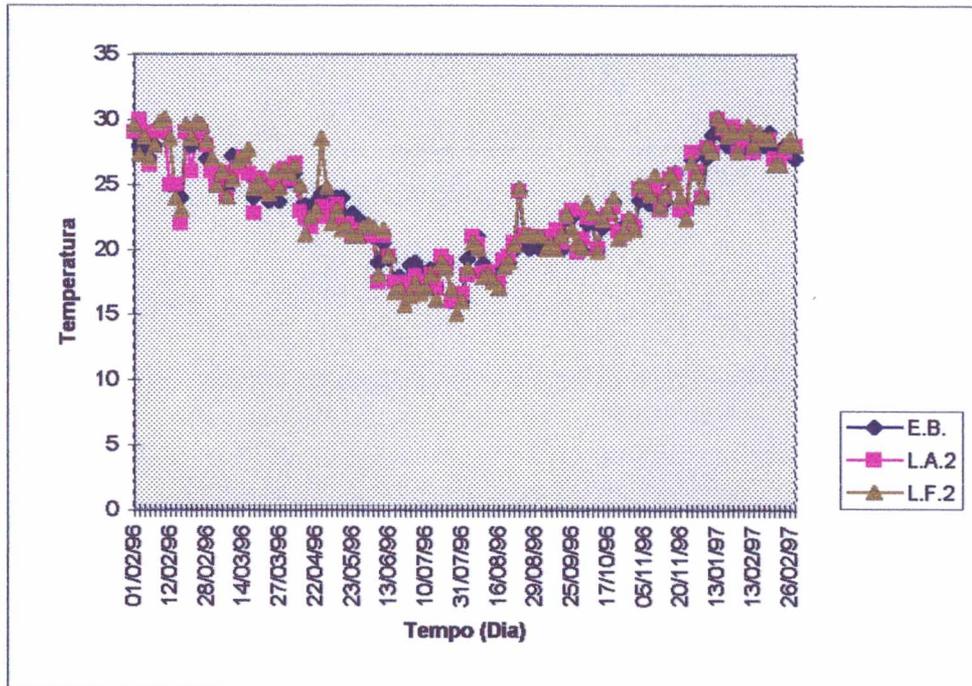


FIGURA 19 - Perfil da temperatura do esgoto no módulo II.

Legenda: E.B.= esgoto bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

5.6 - pH

Referentes aos valores de pH, para o esgoto bruto, houve flutuação entre os valores de 5,2 e 7,67, sendo que, a média anual foi de 6,95.

Os efluentes das lagoas anaeróbias A1 e A2 resultaram em uma média anual de 7,01 e 6,89 respectivamente, com variação entre 5,4 a 7,74 e 5,2 a 7,72 respectivamente. A variação do pH do esgoto bruto para o efluente das lagoas anaeróbias é praticamente inexistente, e pode ser visualizada nas FIGURAS 20 e 21. Em estudos realizados por KONIG, et al. (1996), a pesquisadora estabelece que o pH ótimo para lagoas anaeróbias fica entre 6,8 a 7,2. Os valores de pH baixo podem ser considerados em função da septicidade do esgoto bruto, pois o mesmo em determinadas épocas do ano, pode permanecer muito tempo nas estações elevatórias (em torno de 10 horas).

Observou-se um ligeiro aumento do pH no efluente das lagoas facultativas F1 e F2, que pode ser visualizado nas FIGURAS 20 e 21. O pH dos efluentes das lagoas facultativas mantiveram-se com uma média anual na ordem de 7,43 e 7,50, com variação entre 6,0 a 8,65 e 5,4 a 9,91 respectivamente, os quais evidenciaram a influência do processo fotossintético desencadeado durante o dia pelas algas nos reatores facultativos. Este aumento está associado à demanda de CO₂, o qual é fornecido pelo sistema carbônico. O pH das lagoas anaeróbias e facultativas apresentaram picos muito baixos, principalmente entre os meses de fev/96 à abr/96, provavelmente em consequência do pH baixo do esgoto bruto.

O pH numa lagoa facultativa varia ao longo do dia e nas diferentes camadas do líquido, prevalecendo na superfície os valores mais elevados. A causa dessa contínua variação é o consumo de gás carbônico pelas algas. Normalmente, durante as primeiras horas da manhã os valores de pH são mais baixos, tornando-se mais elevados entre às 14:00 e 16:00 horas, período em que as algas se encontram em plena atividade fotossintética. Valores fornecidos pela literatura indicam o pH das lagoas facultativas variando entre 6,5 a 9,2 KONIG, et al. (1996).

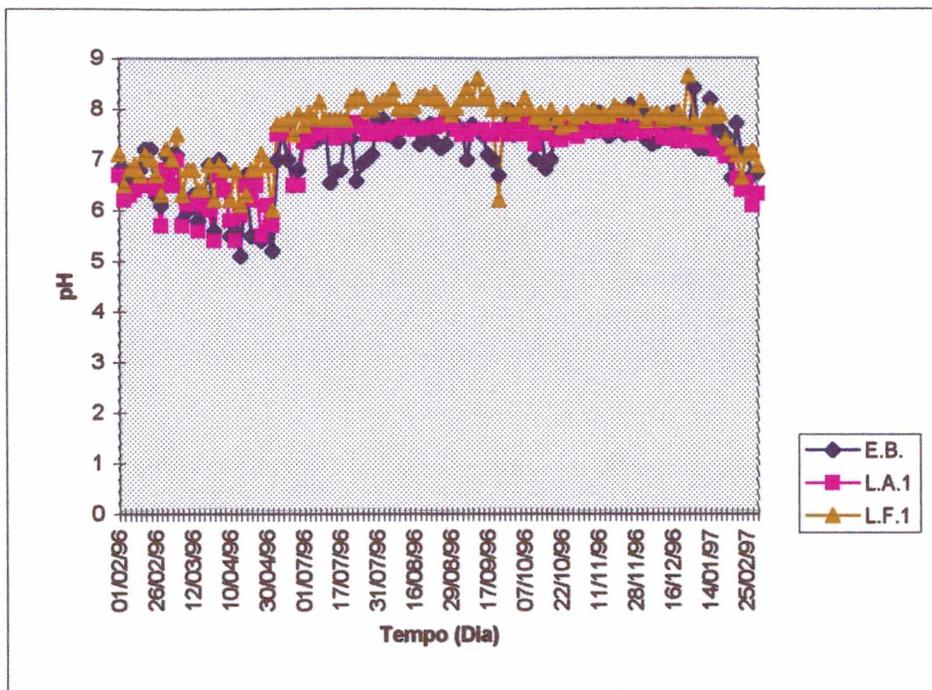


FIGURA 20 - Perfil do pH do esgoto no módulo 1.

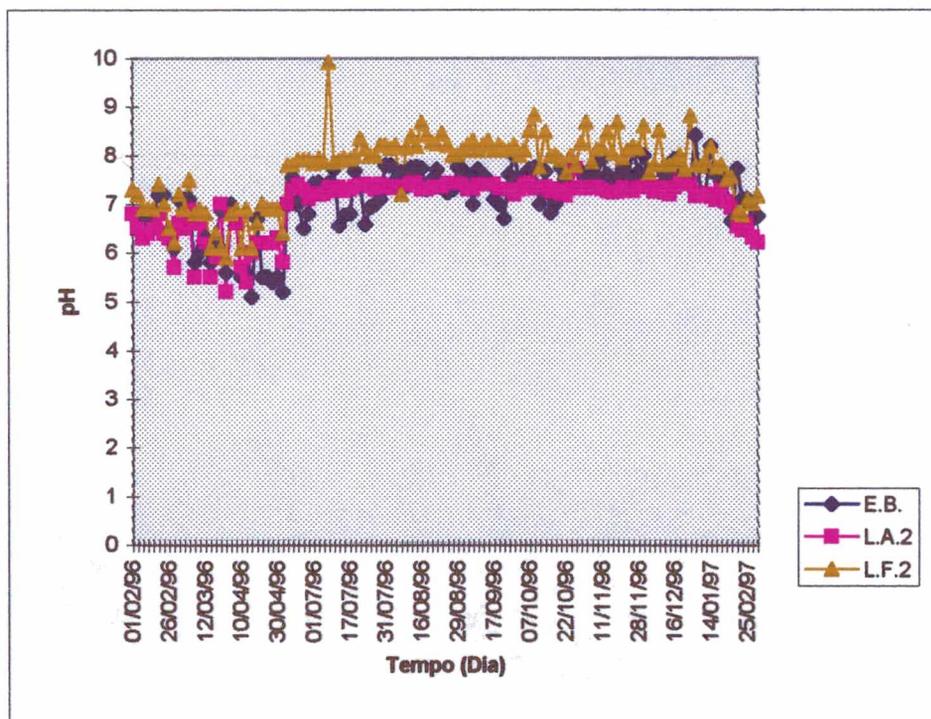


FIGURA 21 - Perfil do pH do esgoto no módulo 2.

Legenda: E.B.= esgoto bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

5.7 - Oxigênio Dissolvido

As determinações de O.D. em amostras de esgoto bruto e efluente das lagoas anaeróbias A1 e A2 e lagoa intermediária sempre mantiveram-se nulos. Nas lagoas facultativas F1 e F2 os valores de O.D. variaram entre os picos máximos e mínimos de 0,0 a 11,6 e 0,0 a 22 mg/l de O₂ respectivamente. A média anual resultante foi de 3,32 e 3,54 para as lagoas facultativas F1 e F2. A Legislação Ambiental Estadual 5.793/80 e a Resolução CONAMA 20/96 não prescreve os padrões de emissão de efluentes líquidos o parâmetro de O.D. Estas concentrações de O.D. são consideradas baixas pela literatura para efluentes de lagoas facultativas.

Em geral, existem muitas variações das concentrações de oxigênio dissolvido em ambas as lagoas, que podem ser visualizadas na FIGURA 22 podendo até em um dado instante ser maior numa determinada lagoa e menor logo em seguida em outra, comprovando tal situação foi a ausência de valores predominantemente altos e/ou baixos em qualquer uma das lagoas facultativas.

Foi feito um perfil diário do oxigênio dissolvido realizado nos meses de setembro e novembro e podem ser visualizados nas FIGURAS 23 e 24 para as lagoas facultativas F1 e F2. Os perfis do O.D. confirmaram picos máximos entre os horários compreendido das 11:00 às 13:00 horas e as concentrações do O.D variaram entre a faixa de 1,0 a 15,7 mg/l de O₂. Os valores do O.D. estabeleceram-se ligeiramente superiores para a lagoa facultativa F1.

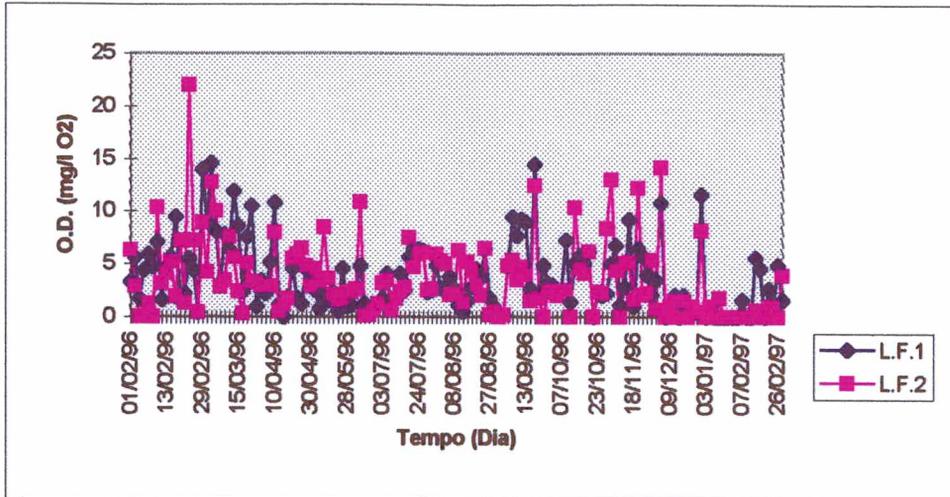


FIGURA 22 - Perfil anual do O.D. no efluente das lagoas facultativas F1 e F2.

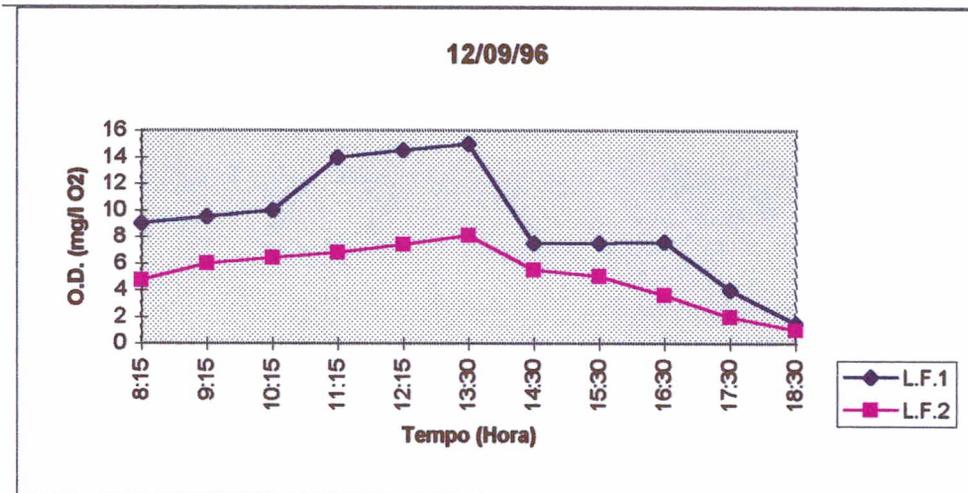


FIGURA 23 - Perfil diário do O.D..

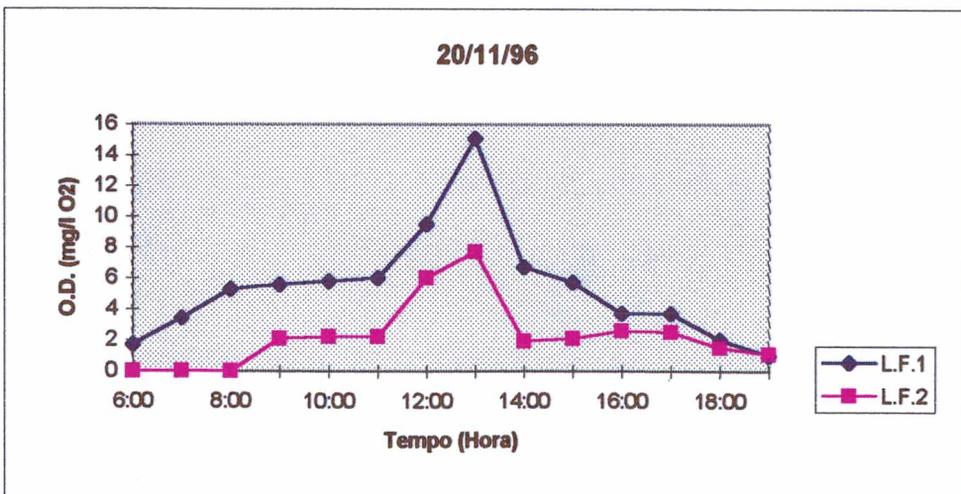


FIGURA 24 - Perfil diário do O.D..

Legenda:

L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

5.8 - Alcalinidade

A média de alcalinidade total para o esgoto bruto foi de 213 mg/l de CaCO_3 , com uma variação de 156 a 278 mg/l de CaCO_3 , um pouco acima dos valores encontrados na literatura que se situam na faixa de 50 a 200 mg/l de CaCO_3 . Para os efluentes das lagoas anaeróbias A1 e A2, os valores médios ficaram em 238 e 248 mg/l de CaCO_3 , com uma variação entre 72 a 324 e 76 a 320 mg/l de CaCO_3 , respectivamente e para os efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 os valores médios ficaram em 199 e 204 mg/l de CaCO_3 , com uma variação entre 83 a 413 e 90 a 403 mg/l de CaCO_3 respectivamente. Os valores obtidos nas lagoas anaeróbias são superiores àqueles recomendados em literatura entre 80 a 136 mg/l de CaCO_3 e para as lagoas facultativas enquadram-se àqueles recomendados entre 70 a 94 mg/l de CaCO_3 . Os perfis anuais da alcalinidade nos esgotos do módulo I e II podem ser visualizados nas FIGURAS 25 e 26.

A alcalinidade do efluente das lagoas facultativas F1 e F2 são predominantemente maiores do que a alcalinidade do esgoto bruto e do efluente das lagoas anaeróbias. Os valores obtidos permaneceram constantes ao longo do ano, sendo com um pequeno declive a partir do mês de março, aumentando novamente em abril. Notou-se que não há variações significativas entre os módulos I e II, evidenciando que as lagoas são ecossistemas capazes de absorver condições ácidas sem que ocorram modificações no pH, KOENIG et al. (1995).

A alcalinidade é uma determinação importante no tratamento de esgotos, quando há evidências de que a redução do pH pode afetar os microrganismos responsáveis pela depuração.

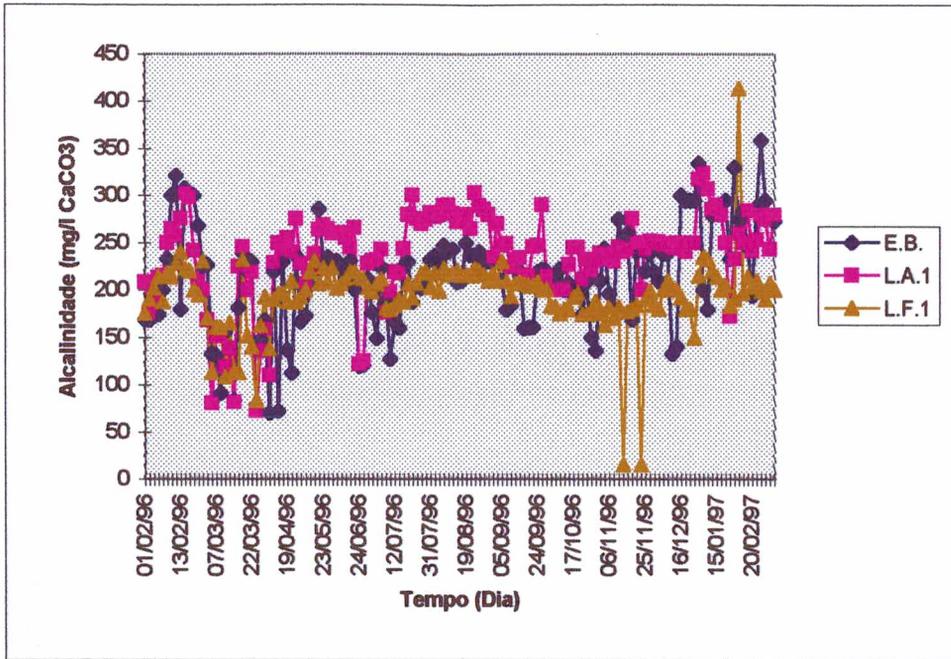


FIGURA 25 - Perfil anual da alcalinidade do esgoto no módulo I.

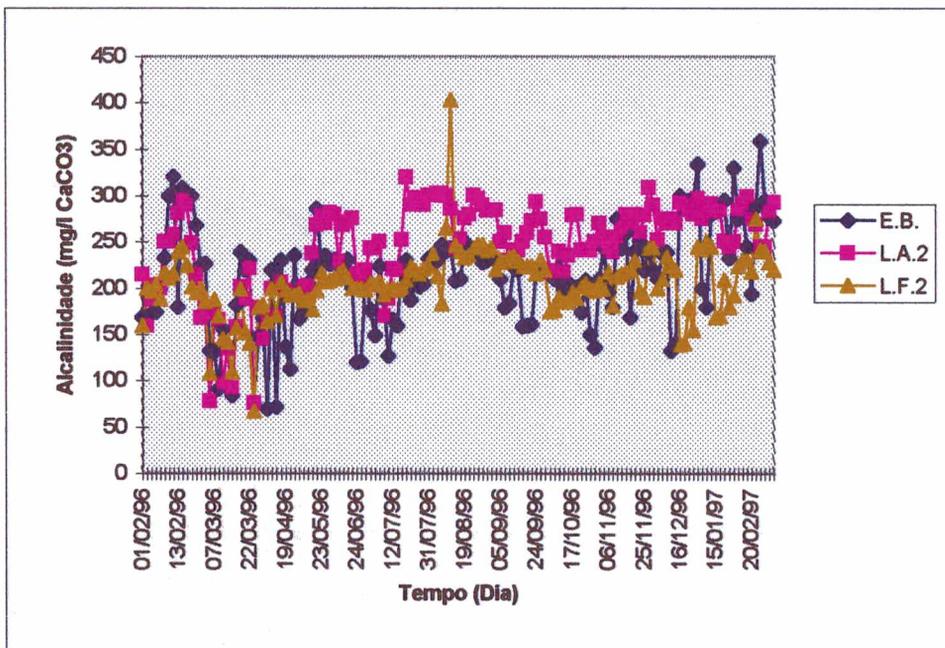


FIGURA 26 - Perfil anual da alcalinidade do esgoto no módulo II.

Legenda: E.B.= esgoto bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

5.9 - Cloretos

O cloreto na forma de Cl^- , é um dos principais ânions encontrados nos esgotos domésticos, uma vez que o cloreto de sódio está presente na urina. A concentração de cloretos para o esgoto bruto foi de 76 mg/l Cl^- , com uma variação de 37 a 123 mg/l Cl^- . Para os efluentes das lagoas anaeróbias A1 e A2, os valores médios ficaram em 76 e 78 mg/l de Cl^- , com uma variação entre 11 a 168 e 36 a 205 mg/l de Cl^- respectivamente e para os efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 os valores médios ficaram em 77 e 72 mg/l de Cl^- , com uma variação entre 36 a 436 e 29 a 420 mg/l de Cl^- respectivamente. Os valores obtidos nas lagoas anaeróbias são superiores àqueles recomendados entre 20 a 100 mg/l de Cl^- dependendo das características do esgoto forte, médio ou fraco. Para os efluentes das lagoas anaeróbias e facultativas são superiores àqueles recomendados de 32 a 38 e 32 a 44 respectivamente.

Não houve variação significativa nas concentrações de cloretos das lagoas anaeróbias para as facultativas que podem ser visualizados nas FIGURAS 27 e 28. A concentração de cloretos nos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 mantiveram-se constantes durante o período pesquisado, apesar da ocorrência de picos elevados aleatoriamente do esgoto bruto. Estes picos podem ser atribuídos à introdução da água do rio com alta concentração de cloretos na estação elevatória de recalque através do "ladrão". Segundo KOENIG, et al. (1995) lagoas de estabilização não removem cloretos. Também não há variações bruscas entre os módulos I e II.

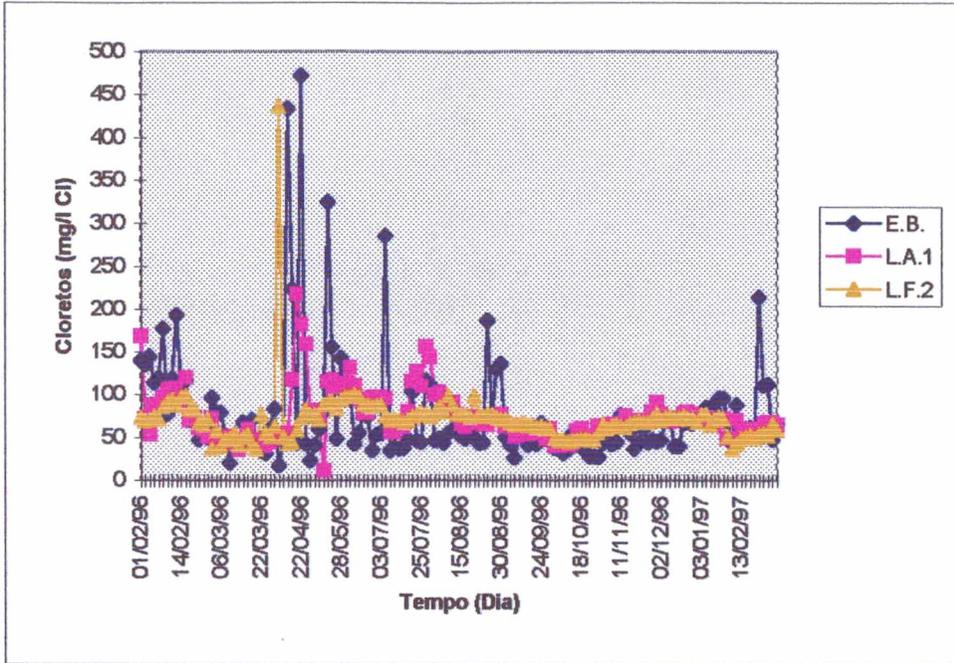


FIGURA 27 - Perfil anual de cloretos no esgoto do módulo I.

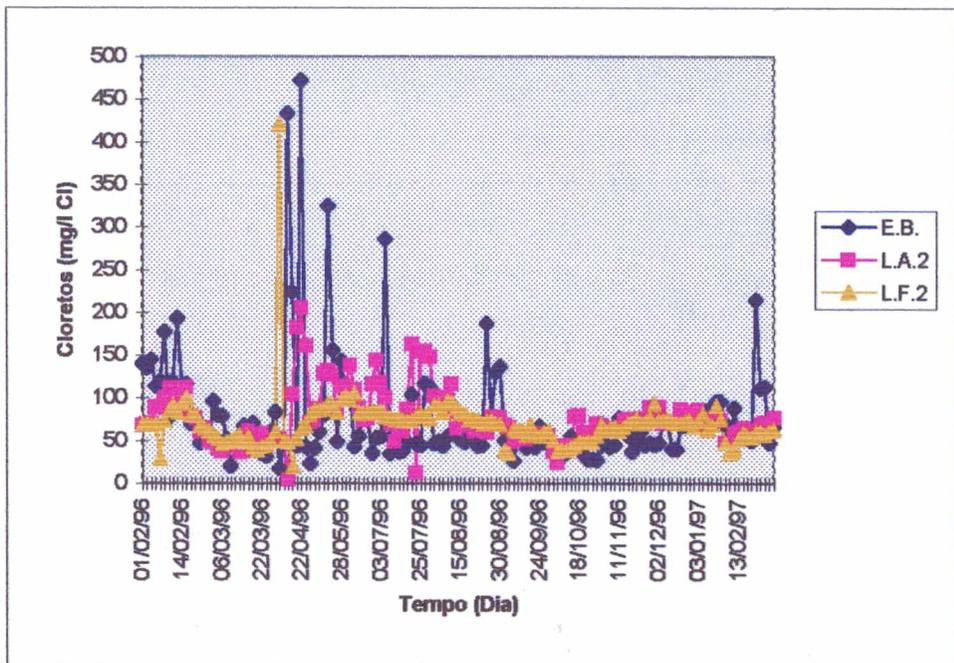


FIGURA 28 - Perfil anual de cloretos no esgoto do módulo II.

Legenda: E.B.= esgoto bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

5.10 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO₅ é um teste importante para se conhecer a força dos esgotos, particularmente seu conteúdo de matéria orgânica decomponível.

O monitoramento da DBO₅ total do esgoto bruto evidenciou uma média de 349 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 99 e 680 mg/l. Comparando-se os resultados com os valores mínimos da DBO₅ total encontrada no esgoto bruto, no efluente das lagoas anaeróbias e facultativas e os boletins diários contendo as condições climáticas, observou-se que os valores mínimos encontrados são em função da diluição, provocada por precipitações de águas de chuvas (devido à problemas de infiltração na rede) e/ou aliada à período de baixa temporada (inverno) e os valores máximos são em consequência das épocas de alta temporada (verão - dezembro a março).

A DBO₅ total resultante dos efluentes das lagoas anaeróbias A1 e A2 foram de 198 e 231 mg/l respectivamente, com variação entre os valores mínimos e máximos de 63 a 306 e 78 a 397 mg/l, resultando em uma eficiência parcial para a remoção de DBO (esgoto bruto para lagoa anaeróbia) de 43,3% e 33,8%, estando abaixo dos resultados encontrados na literatura, onde a eficiência de remoção de DBO₅ total nas lagoas anaeróbias está entre 50 a 60% (VON SPERLING, 1996). Essas baixas eficiências encontradas tanto nos módulos I e II podem ser em função da profundidade, devido ao assoreamento ocorrido ao longo dos anos e também a outros fatores. Esse assoreamento comprovado visualmente (fotos em anexo) foi causado principalmente devido a areia proveniente do esgoto bruto.

A DBO₅ total resultante dos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 foram de 79 e 81 mg/l, com variação entre os valores mínimos e máximos de 29 a 162 e 35 a 147 mg/l respectivamente, resultando em uma eficiência parcial para a remoção de DBO₅ (efluente anaeróbio para lagoa facultativa) de 60,1% e 64,9%. Esses valores da DBO₅ não alcançaram os valores estabelecidos pela Legislação Ambiental para padrões de emissão de efluentes líquidos (RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20, 18/06/86 e Lei

Estadual N^o 5.793/81), o qual preconiza que os efluentes somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água interiores, lagoas, estuários e a beira mar desde que obedçam as seguintes condições: DBO₅ total (5 dias, 20 °C) no máximo de 60 mg/l, sendo que o limite poderá ser ultrapassado no caso de o sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora do despejo em termos de DBO₅ total (5 dias, 20 °C) do despejo em no mínimo 80%.

A eficiência total em termos de DBO₅ total (5 dias, 20 °C) para os módulos I e II estabeleceram-se em 77,9% e 76,8% respectivamente, sendo que a variação entre as eficiências resultantes finais de cada módulo foi de apenas de 0,78%, ou seja pouco significativa. O gráfico da FIGURA 29 mostra que não há muitas variações entre os pontos referentes das lagoas facultativas F1 e F2.

Observou-se que as eficiências em % de remoção de matéria orgânica foram maiores para as lagoas facultativas do que nas lagoas anaeróbias. Tal fato comprova-se que as lagoas anaeróbias não estão operando de forma correta, seja por problemas de hidráulica, profundidade e biológicos que tomam parte nos processos de tratamento anaeróbio de esgotos.

TABELA 3 - Eficiência das Lagoas de Estabilização em termos de DBO₅

Eficiência %	Módulo I	Módulo II
	DBO (mg/l)	DBO (mg/l)
Esgoto Bruto / Efluente Lagoa Anaeróbia	43.3	33.8
Ef. Anaeróbio / Efluente Lagoa Facultativa	60.1	64.9
Esgoto Bruto / Efluente Lagoa Facultativa	77.9	76.8
Esgoto Bruto / Efluente Lagoa Facultativa (solúvel)	82.8	82.8

A DBO₅ solúvel média resultante dos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 foram de 60 e 69 mg/l, com variação entre os valores mínimos e máximos de 22 a 141 e 27 e 130 mg/l respectivamente. A eficiência total em termos de % de remoção da matéria orgânica foi de 82,8% e 82,8% respectivamente, sendo que a diferença entre as eficiências resultantes finais é de apenas 2,6%.

Através das curvas mostradas nas FIGURAS 29 e 30 pode-se observar a remoção da DBO5 ao longo das lagoas. A diferença entre a DBO5 total e DBO5 solúvel também pode ser visualizada, sendo que as curvas em determinados pontos se sobrepõem.

A relação entre DBO5 solúvel/ DBO5 total para o efluente das lagoas facultativas F1 e F2 é 0,75 e 0,85. Esta relação próxima de um provavelmente é devido ao sistema de filtração utilizado para o desenvolvimento das análises.

Os resultados do monitoramento da DBO5 realizados no corpo receptor, em pontos à montante e à jusante do efluente final das lagoas de estabilização, no rio Camboriú, estão listados na TABELA 4. Pode-se observar que os resultados das concentrações da DBO5 foram altas por ser um rio classificado como de classe 2.

Um dos grandes problemas deste corpo receptor, é que o mesmo ao longo de todo o seu percurso, mesmo antes da captação de água bruta da CASAN para tratamento, o rio Camboriú já sofre problemas com algum tipo de poluição, tanto pontual como difusa. Pois o mesmo atravessa a cidade de Camboriú, que não possui sistema de tratamento de esgoto coletivo e/ou individual e recebe o despejo da rede pluvial de alguns bairros considerados carentes de Balneário Camboriú. O esgoto em muitos casos é lançado "in natura" no rio Camboriú.

Além de receber o despejo de águas provenientes de irrigação das culturas de arroz. Ressalta-se que nestes casos a própria rede pluvial é o corpo receptor de diversas águas residuárias. Os resultados das análises realizadas com as amostras coletadas ao longo do rio Camboriú estão em tabela anexo.

TABELA 4 - Resultados da DBO5 (mg/l) do Corpo Receptor (Rio Camboriú) Classe 2.

Período	Referência	
	Ponto 10	Ponto 11
	<i>á montante</i>	<i>á jusante</i>
	DBO 5 (mg/l)	
jun/96	27,0	27,2
jul/96	27,6	34
ago/96	21,5	28,3
ago/96	32,9	33,6
set/96	6,8	14,5
nov/96	7,3	8,0
fev/97	19,8	15,3

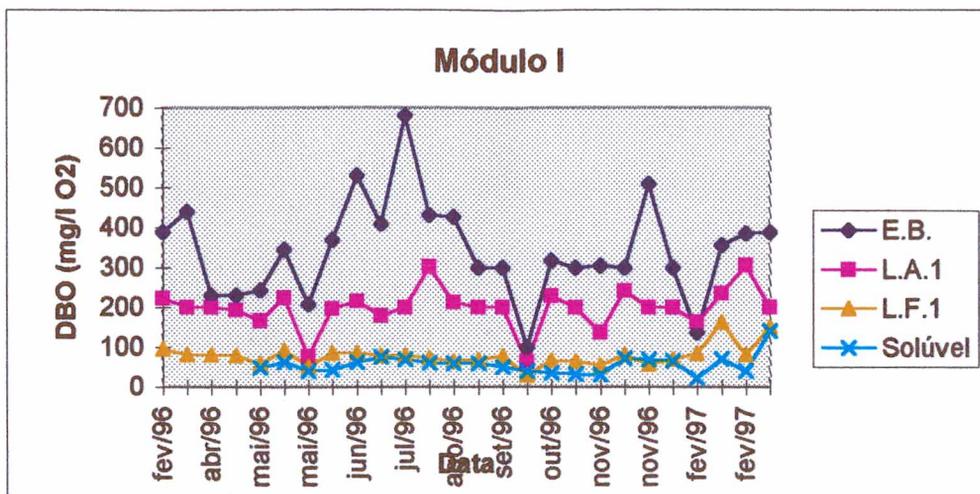


FIGURA 29 - Perfil anual da DBO5 no módulo I

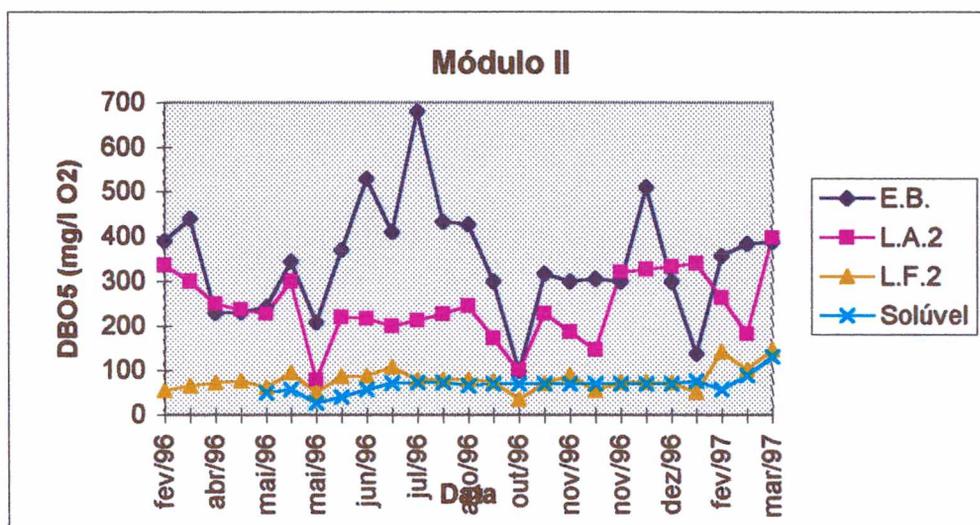


FIGURA 30 - Perfil anual da DBO5 no módulo II

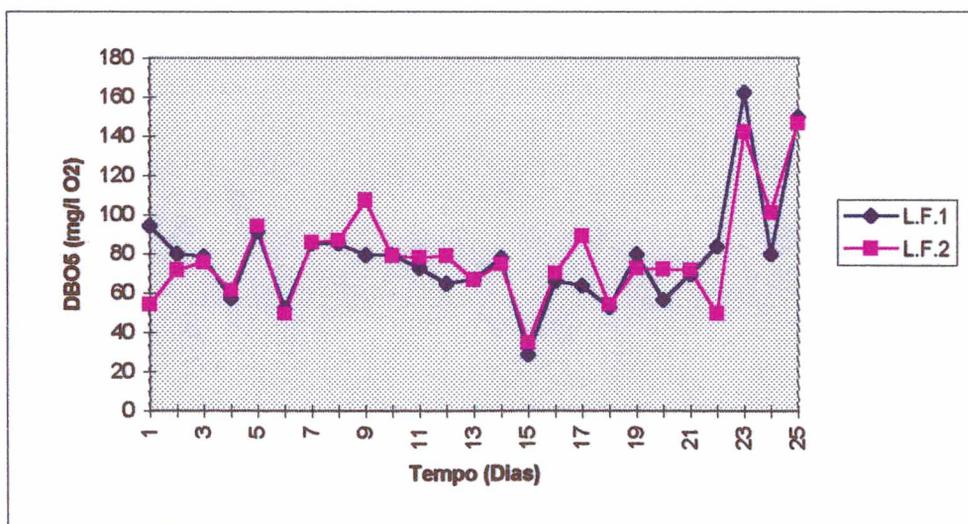


FIGURA 31 - Perfil anual da DBO5 nas L.F. 1 e L.F. 2

Legenda: E.B.=Esgoto bruto, L.A.1= lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1= lagoa facultativa 1, L.F.2= Lagoa facultativa 2, solúvel= DBO5 solúvel.

5.11 - Demanda Química de Oxigênio - DQO

O teste de DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente.

A DQO total média obtida ao longo do monitoramento para o esgoto bruto foi de 512 mg/l, com uma variação entre os valores mínimos e máximos entre 136 a 1080 mg/l

A DQO total resultante dos efluentes das lagoas anaeróbias A1 e A2 foram de 372 e 337 mg/l, com variação entre os valores mínimos e máximos de 125 a 1060 e 129 a 1029 mg/l respectivamente, resultando em uma eficiência parcial em termos de DQO (esgoto bruto para lagoa anaeróbia) de 27,5% e 34,2. A concentração média da DQO solúvel (filtrada) do efluente das lagoas anaeróbias A1 e A2 estaveleceram-se na ordem de 210 mg/l.

A DQO total resultante dos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 foram de 271 e 220 mg/l, com variação entre os valores mínimos e máximos de 48 a 820 e 57 a 485 mg/l respectivamente. Os gráficos referentes aos valores obtidos de DQO para o esgoto bruto, efluente das lagoas anaeróbias A1 e A2 e lagoas facultativas F1 e F2 podem ser visualizadas nas FIGURAS 32 e 33. A concentração média da DQO solúvel (filtrada) do efluente das lagoas facultativas estaveleceram-se na ordem de 185 e 149 mg/l.

As eficiências parciais e totais podem ser visualizadas no TABELA 5. A eficiência total (esgoto bruto para lagoa facultativa) para os módulos I e II estabeleceram-se entre 47% a 57% respectivamente e a eficiência parcial (efluente anaeróbio para lagoa facultativa) de 26,9% e 34,7%. A eficiência total em termos de DQO solúvel para os módulos I e II foi de 63,2% a 71,4%. A diferença entre as eficiências resultantes finais para cada módulo foi de 21%. Não é previsto na legislação ambiental a remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

Observou-se que em termos de DQO, a eficiência de remoção de matéria orgânica também foram menores para as lagoas anaeróbias quando comparadas com as lagoas facultativas, seguindo o sucedido em termos de DBO5.

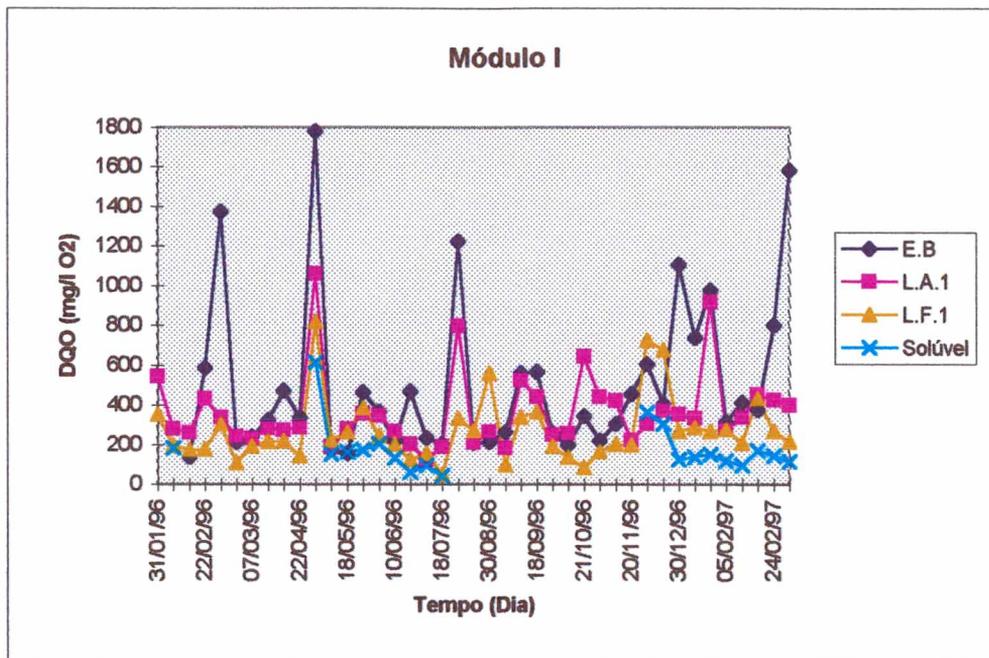


FIGURA 32 - Perfil anual da DQO do esgoto no módulo I.

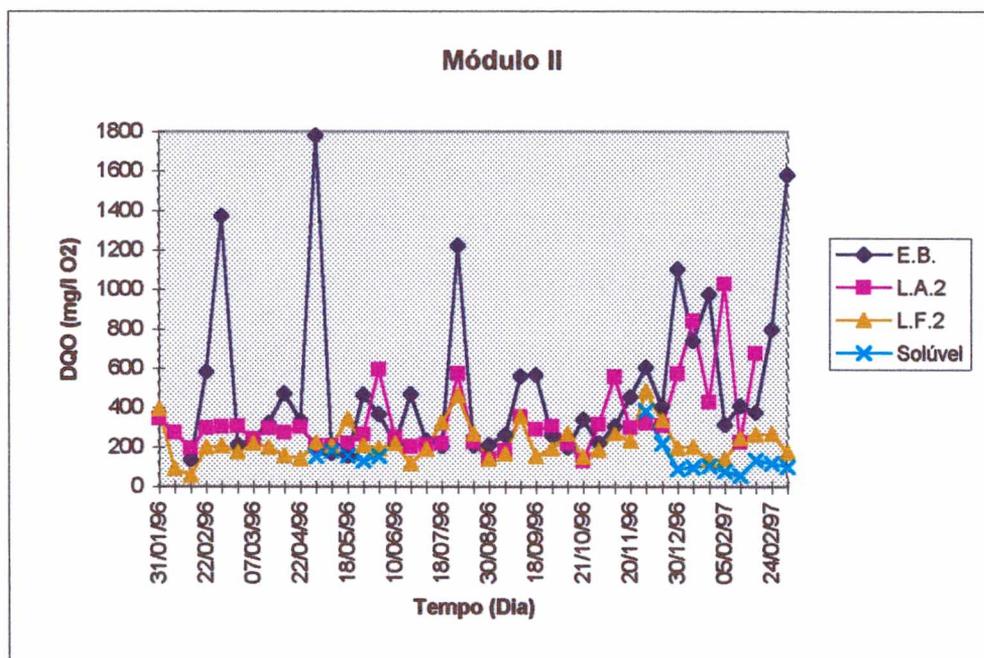


FIGURA 33 - Perfil anual da DQO do esgoto no módulo II.

Legenda: E.B= Esgoto bruto, L.A.1= lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1= lagoa facultativa 1, L.F.2= lagoa facultativa 2.

TABELA 5 - Eficiência das Lagoas de Estabilização em termos de DQO

Eficiência %	Módulo I	Módulo II
Esgoto Bruto / Efluente Lagoa Anaeróbia	27.5	34.2
Ef. Anaeróbio / Efluente Lagoa Facultativa	26.9	34.7
Esgoto Bruto / Efluente Lagoa Facultativa	47	57
Esgoto Bruto / Efluente Lagoa Facultativa (solúvel)	63.2	71.4

5.12 - Relação entre DQO/DBO5

Para esgoto doméstico bruto, a relação DQO/DBO5 varia em torno de 1,7 a 2,4. A relação DQO/DBO5 varia também a medida que o esgoto bruto passa pelas diversas unidades da estação de tratamento. A tendência para a relação é de aumentar, devido a redução paulatina da fração biodegradável, ao passo que a degradação inerte permanece aproximadamente inalterada. Assim o efluente final do tratamento biológico possui valores da relação DQO/DBO5 usualmente superiores a 3,0 (VON SPERLING, 1996a). Em trabalhos realizados por SILVA, et al. (1995), a relação DBO5/DQO para efluentes de lagoas anaeróbias variou de 0,23 a 0,30 e para efluentes de lagoas facultativas variou de 0,18 a 0,26 e mediante às análises estatísticas, mostraram que existe uma flutuação dos parâmetros DQO e DBO5 para efluentes das lagoas. A relação DBO5/DQO apresentou pequena flutuação em relação á média, apontando uma proposta de estimativa da DBO5 a partir da DQO medida para efluentes de lagoas de estabilização, já que os resultados da DBO5 são mais rápidos de serem obtidos (VON SPERLING, 1996a).

Quando a relação $DQO/DBO5$ for baixa há indicações de que a fração biodegradável é elevada e a provável indicação para tratamento biológico. Quando a relação $DQO/DBO5$ for elevada há indicações de que fração inerte (não biodegradável) é elevada. Se a fração não biodegradável não for importante em termos de poluição do corpo receptor: possível indicação para tratamento biológico; se a fração não biodegradável for importante em termos de poluição do corpo receptor: provável indicação para tratamento físico-químico.

A relação obtida entre DQO/DBO5 para o esgoto bruto de Balneário Camboriú foi de 1,46 e para o efluente das lagoas anaeróbias A1 e A2 foram de 1,87 e 1,46 respectivamente e para o efluente das lagoas facultativas F1 e F2 foram de 3,63 e 2,74 confirmando a tendência descrita por VON SPERLING, (1996a).

Trabalhando-se com os dados médios disponíveis, ainda que insuficientes, a relação entre DBO5/DQO para o efluente das lagoas anaeróbias A1 e A2 foram de 0,53 e 0,68 respectivamente e para o efluente das lagoas facultativas F1 e F2 foram de 0,28 e 0,37.

5.13 - Avaliação Sanitária

Os valores de Coliformes Totais e Fecais quantificados no esgoto bruto foram típicos de águas residuárias domésticas entre $9,4 * 10^7$ e $5,3 * 10^7$ NMP/100 ml respectivamente.

A concentração bacteriana média, em termos de coliformes totais para as lagoas anaeróbias A1 e A2 estabeleceu-se em $9,1 * 10^6$ e $2,0 * 10^7$ NMP/100 ml respectivamente, com variações entre os valores mínimos e máximos entre $2,3 * 10^5$ e $5,0 * 10^7$ NMP/100 ml e $2,3 * 10^5$ e $9,0 * 10^7$ NMP/100 ml. E em termos de coliformes fecais estabeleceu-se em $3,6 * 10^6$ e $7,2 * 10^6$ NMP/100 ml respectivamente, com variações entre os valores mínimos e máximos entre $1,3 * 10^5$ e $1,7 * 10^7$ NMP/100 ml e $1,3 * 10^5$ e $3,0 * 10^7$ NMP/100 ml respectivamente.

A concentração bacteriana média, em termos de coliformes totais para as lagoas facultativas F1 e F2 estabeleceu-se em $8,9 * 10^4$ e $8,1 * 10^5$ NMP/100 ml respectivamente, com variações entre os valores mínimos e máximos entre $1,4 * 10^4$ e $1,6 * 10^5$ NMP/100 ml e $1,7 * 10^4$ e $7,9 * 10^6$ NMP/100 ml. E em termos de coliformes fecais estabeleceu-se em $7,3 * 10^4$ e $6,3 * 10^4$ NMP/100 ml respectivamente, com variações entre os valores mínimos e máximos entre $2,8 * 10^3$ e $2,4 * 10^5$ NMP/100 ml e $2,2 * 10^3$ e $2,4 * 10^5$ NMP/100 ml respectivamente, resultando em uma eficiência total de 99,86% e 99,88%. Os gráficos podem ser visualizados nas FIGURAS 33, 34 e 35. As curvas referentes aos efluentes das lagoas anaeróbias em relação ao esgoto bruto quase se sobrepõe, evidenciando que não há elevada remoção de Coliformes Fecais nas lagoas anaeróbias, o que é de se esperar conforme literatura.

Em amostras coletadas no ponto 9 referentes ao efluente final lançado do corpo receptor, os resultados da bacteriologia do efluente final para coliformes totais e fecais foram de $9,8 * 10^4$ e $5,7 * 10^4$ NMP/100 ml, evidenciando uma concentração de acordo com a configuração proposto para sistemas de lagoas respectivamente cujas eficiências resultantes foram de 99,99% e 99,89%. A Resolução CONAMA N^o 20, de 18/06/86 e Lei Estadual N^o 5.793/80 não prevê para padrões de emissão de efluentes líquidos redução de coliformes fecais e totais, porém, prevê que para águas de classe 2 o limite de

número mais provável (NMP) de coliformes totais de até 5000, sendo 1000 o limite para os de origem fecal em 100 ml. Caso fosse considerar este como sendo o limite máximo permissível de lançamento o efluente das lagoas de estabilização não se enquadrariam e nem atenderiam aos padrões da OMS (WHO, 1989) de 1000 Coliforme Fecal/100ml recomendado para uso irrestrito em culturas agrícolas.

Para lagoas de estabilização, de forma a se obter a elevadíssima remoção de coliformes usualmente requerida, é necessária a adoção de células em série ou, preferencialmente, de um reator de fluxo em pistão, (equivalente um número de células infinito). Remoções acima de 99,9%, com tempos de detenção não excessivos, somente podem ser atingidas com um número de células em série superior a 4 ou, preferencialmente, através do fluxo em pistão VON SPERLING, (1996c).

Os resultados do monitoramento da bacteriologia em termos de coliformes totais e fecais, realizados no corpo receptor, em pontos à montante e à jusante do efluente final das lagoas, rio Camboriú, estão listados na TABELA 6. Pode-se observar que os resultados das concentrações bacterianas não enquadram-se aos limites prescritos para RESOLUÇÃO CONAMA Nº.20 e Lei Estadual Nº- 5.793/80 para um rio classificado como de Classe 2.

TABELA 6 - Resultados das análises Bacteriológicas do Corpo Receptor

Período	Referência			
	Ponto 10 <i>á montante</i>		Ponto 11 <i>á jusante</i>	
	<i>Coliforme Total (NMP/100 ml)</i>	<i>Coliforme Fecal (NMP/100 ml)</i>	<i>Coliforme Total (NMP/100 ml)</i>	<i>Coliforme Fecal (NMP/100 ml)</i>
mar/96	$5 * 10^4$	$5 * 10^4$	$5 * 10^4$	$1,1 * 10^4$
abr/96	$5 * 10^4$	$3 * 10^4$	$1,1 * 10^4$	$5 * 10^3$
jul/96	$2,2 * 10^4$	$8 * 10^3$	$2,4 * 10^5$	$5 * 10^4$
ago/96	$1,6 * 10^5$	$7 * 10^3$	$1,6 * 10^5$	$7 * 10^3$
set/96	$> 1,6 * 10^5$	$5 * 10^4$	$> 1,6 * 10^5$	$9 * 10^4$
nov/96	$1,6 * 10^5$	$1,6 * 10^5$	$1,6 * 10^5$	$2,2 * 10^4$
dez/96	$9 * 10^4$	$2,4 * 10^4$	$1,6 * 10^5$	$3 * 10^4$
jan/97	$9 * 10^4$	$3 * 10^4$	$3 * 10^4$	$3 * 10^4$
mar/97	$9 * 10^4$	$2,4 * 10^3$	$> 1,6 * 10^5$	$5 * 10^4$

Mediante aos resultados bacteriológicos do ano de 1995, tabela em anexo, observou-se que não houve mudanças drásticas nos valores das concentrações de coliformes fecais e totais para os efluentes de cada unidade das lagoas de estabilização em relação aos resultados obtidos em 1996/97.

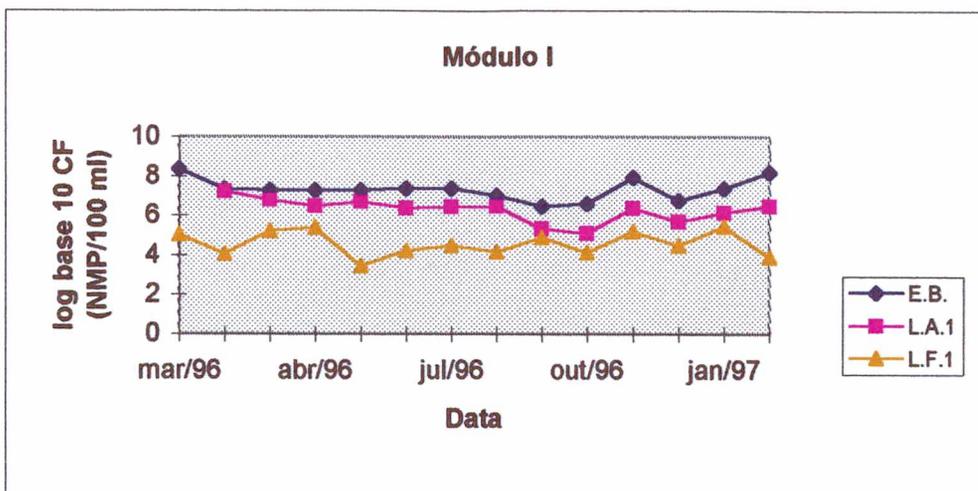


FIGURA 34 - Perfil anual da Coliforme Fecal no esgoto do módulo I.

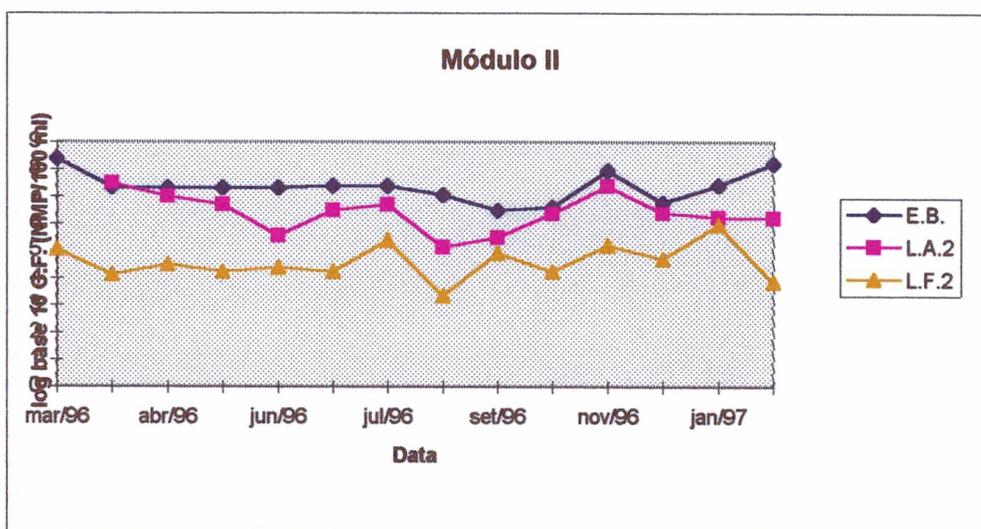


FIGURA 35 - Perfil anual de Coliforme Fecal no esgoto do módulo II.

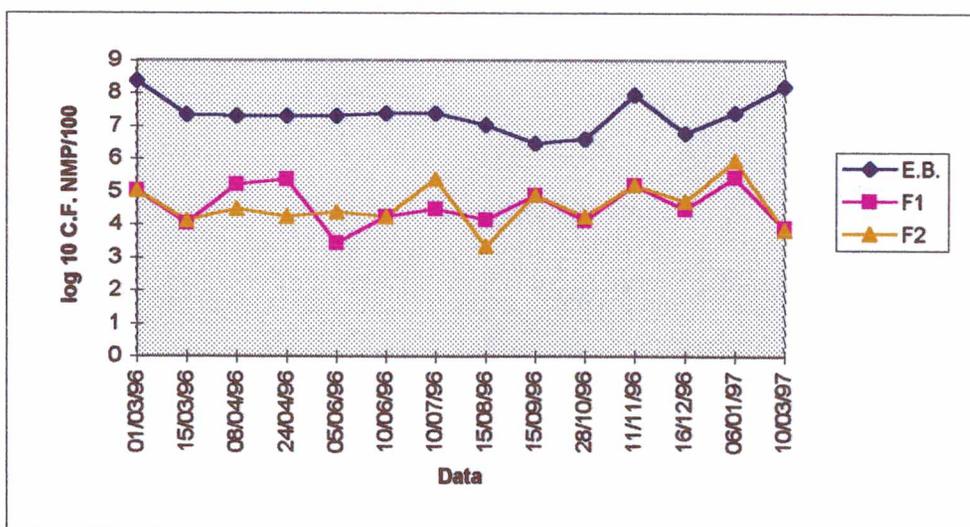


FIGURA 36- Perfil anual de Coliforme Fecal nos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 e esgoto bruto.

Legenda: E.B.=Esgoto bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2=lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2= lagoa facultativa 2.

5.14 - Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato

A concentração média de nitrogênio total no esgoto bruto foi de 39 mg/ N, com variações entre os valores mínimos e máximos de 13 e 75 mg/ N. As lagoas anaeróbias, apresentaram efluentes com concentrações de nitrogênio total que variaram entre os valores mínimos e máximos de 18,0 e 60 para a lagoa anaeróbia A1 e 18 e 69 mg/ N para a lagoa anaeróbia A2. Observou-se que as concentrações nitrogênio total mantiveram-se semelhantes ao do esgoto bruto nas lagoas anaeróbias.

As concentrações de nitrogênio total para as lagoas facultativas apresentaram variações dos valores mínimos e máximos de 9 a 39 mg/l N para a lagoa facultativa F1 e 7 a 41 mg/l N para a lagoa facultativa F2. Em termos de remoção para o sistema, a eficiência média corresponde à 38% para o módulo I e 45% para o módulo II. As concentrações de nitrogênio total obtidas nos efluentes das lagoas facultativas não atendem ao valor máximo permissível de 10 mg/l N, recomendado pela Legislação Ambiental Brasileira CONAMA, (1986) para a descarga de efluentes em corpos receptores. A TABELA 7 mostra os valores obtidos, ainda que poucos, referentes às análises de Nitrogênio total e amoniacal para os efluentes das lagoas anaeróbias A1 e A2 e facultativas F1 e F2.

TABELA 7 - Resultados Obtidos de Nitrogênio Total e Amoníaco para os Efluentes dos Módulos I e II.

Data	Esgoto Bruto		L.A.1		L.A.2		L.F.1		L.F.2	
	NTK	NH ₄ ⁺	NTK	NH ₄ ⁺	NTK	NH ₄ ⁺	NTK	NH ₄ ⁺	NTK	NH ₄ ⁺
15/8/96	18	13	18	14	18	11	28	21	13	9
7/10/96	13	10					9	6	7	4
4/11/96	27	23					12	10	22	18
17/12/96	75	36	60	45	69	45	39	19	23	11
10/1/97	63	56	53	48	52	48	33	27	41	38

LEGENDA: L.A.1 = lagoa anaeróbia 1, L.A.2 = lagoa anaeróbia 2, L.F.1 = lagoa facultativa 1, L.F.2 = lagoa facultativa 2. NTK = Nitrogênio Total, NH₄⁺ = Nitrogênio Amoniacal.

A concentração média de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto foi de 28 mg/l N- NH_4^+ , com variações entre os valores mínimos e máximos de 10 e 56 mg/ N- NH_4^+ . As lagoas anaeróbias apresentaram efluentes com variações entre valores mínimos e máximos nas concentrações de nitrogênio amoniacal na ordem de 14 e 48 mg/l N- NH_4^+ para a lagoa anaeróbia 1 e 11 e 48 mg/l N- NH_4^+ . A concentração dos teores de nitrogênio amoniacal aumentou em termos de percentagem de 22% e 20% do esgoto bruto para as lagoas anaeróbias A1 e A2 respectivamente. Segundo SOARES et al. (1995), este fenômeno acontece devido ao processo de amonificação aliado a baixa volatilização da amônia, justamente por causa dos baixos valores de pH nas lagoas anaeróbias. As concentrações de nitrogênio amoniacal para os efluentes das lagoas facultativas apresentaram variações entre os valores mínimos e máximos na ordem de 6 e 27 mg/l N- NH_4^+ para a lagoa facultativa F1 e 4 e 38 mg/l N- NH_4^+ para a lagoa facultativa F2. Em termos de remoção total de nitrogênio amoniacal no sistema, correspondem à eficiências médias na ordem de 40% para o módulo I e 42% para o módulo II. As concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas nos efluentes das lagoas facultativas não atendem ao valor máximo permissível de 5 mg/l N- NH_4^+ recomendado pela Legislação Ambiental Brasileira CONAMA, (1986) para a descarga de efluentes líquidos em corpos receptores.

Segundo KONIG et al. (1995), valores elevados de amônia podem ser úteis como fonte de nitrogênio caso a água residuária seja utilizada em reuso agrícola porém podem ocorrer problemas de toxidez com o biota da lagoa se esta não estiver bem ajustada no caso de elevada concentração de amônia e pH elevado ocorrerem simultaneamente.

Não foram detectados traços de nitritos no esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbias e facultativas. As variações entre os valores mínimos e máximos nas concentrações de nitrato encontrados nos efluente das lagoas facultativas foram na ordem de 0,0 (zero) a 0,65 mg/l em NO_3 em ambas as lagoas. O limite máximo permissível é de 10 mg/l N, recomendado pela Legislação Ambiental Brasileira CONAMA, (1986) para a descarga de efluentes em corpos receptores, portanto os valores encontrados nos efluentes das lagoas facultativas enquadram-se na Legislação Ambiental.

5.15 - Fósforo

A concentração média de fósforo total no esgoto bruto foi de 57 mg/ em PO₄, com variações entre os valores mínimos e máximos de 25 e 92 mg/l PO₄. As lagoas anaeróbias apresentaram efluentes com variações entre os valores mínimos e máximos na ordem de 31 e 97 mg/l PO₄ para a lagoa anaeróbia A1 e 30 e 85 mg/l PO₄ para a lagoa anaeróbia A2. Não houve alterações representativas das concentrações de fósforo total do esgoto bruto para os efluentes das lagoas anaeróbias. Os efluentes das lagoas facultativas apresentaram concentrações cujas variações dos valores mínimos e máximos foram na ordem de 21 e 67 mg/l PO₄ para a lagoa facultativa F1 e 21 e 76 mg/l PO₄ para a lagoa facultativa F2. Em termos de remoção de fósforo total para sistema, as eficiências médias de remoção estabeleceram-se na ordem de 26% para o módulo I e 28% para o módulo II. As concentrações de fósforo total encontradas nos efluentes das lagoas facultativas não atendem ao valor máximo permissível de 1 mg/l PO₄ recomendado pela Legislação Ambiental Brasileira CONAMA, (1986) para a descarga de efluentes líquidos em corpos receptores.

A TABELA 8 mostra os resultados obtidos de fósforo total em mg/l de PO₄ para os efluentes dos módulos I e II. Pode-se observar que a concentração de fósforo total aumentou progressivamente para o esgoto bruto quando da chegada da temporada de verão.

Apesar das lagoas não alcançarem as condições exigidas pela Legislação Ambiental, vale a pena ressaltar que dados encontrados na literatura prescrevem (VON SPERLING, 1995b) que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência remoção de fósforo pode variar dentro de uma ampla faixa de 20 a 60%, portanto nestes termos as lagoas de estabilização de Balneário Camboriú, ainda operam com certa eficiência. ARAÚJO et al. (1995) em trabalhos recentes, observou que as séries combinando lagoas anaeróbias e lagoas facultativas convencionais com lagoas de maturação rasas e cargas orgânicas adequadas apresentaram, de modo geral, boa remoção de fósforo.

TABELA 8 - Resultados Obtidos de Fósforo Total em mg/l em PO₄ para os Efluentes dos Módulos I e II.

Data	Esgoto Bruto	L.A.1	L.A.2	L.F.1	L.F.2
15/8/96	34	31	30	45	25
7/10/96	25			21	21
4/11/96	48			22	51
17/12/96	87	96	84	66	44
10/01/97	92	90	85	48	76

5.16 - Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Fixos

A concentração média de sólidos totais no esgoto bruto estabeleceu-se na ordem de 1188 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 572 e 2428 mg/l. Conforme dados referentes à características típicas de sólidos no esgoto bruto (mg/l) relatados por JORDÃO & PESSOAS (1995), o esgoto bruto de Balneário Camboriú pode ser classificado como forte. As lagoas anaeróbias, A1 e A2 produziram efluentes com concentrações de sólidos totais de 1483 e 1326 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 478 e 2324 e 404 e 2900 mg/l. As concentrações médias de sólidos totais para os efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 foram na ordem de 1211 e 1646 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 538 e 2310 e 548 e 6848 mg/l. Para ambos os módulos I e II, a concentração de sólidos totais aumentou no efluente final, verificando assim que não está havendo remoção de sólidos totais nas lagoas de estabilização. O perfil anual de sólidos totais para os módulos I e II podem ser visualizados nas FIGURAS 37 e 38.

Um dos possíveis fatores do alto teor de sólidos nos efluentes das lagoas facultativas pode ser atribuída à floração constante de algas, desprendimento de lodo nas lagoas facultativas, vide FIGURA 13, e a presença de excessiva quantidade de areia e lodo encontrada nos fundos das lagoas anaeróbias, vide FIGURA 12.

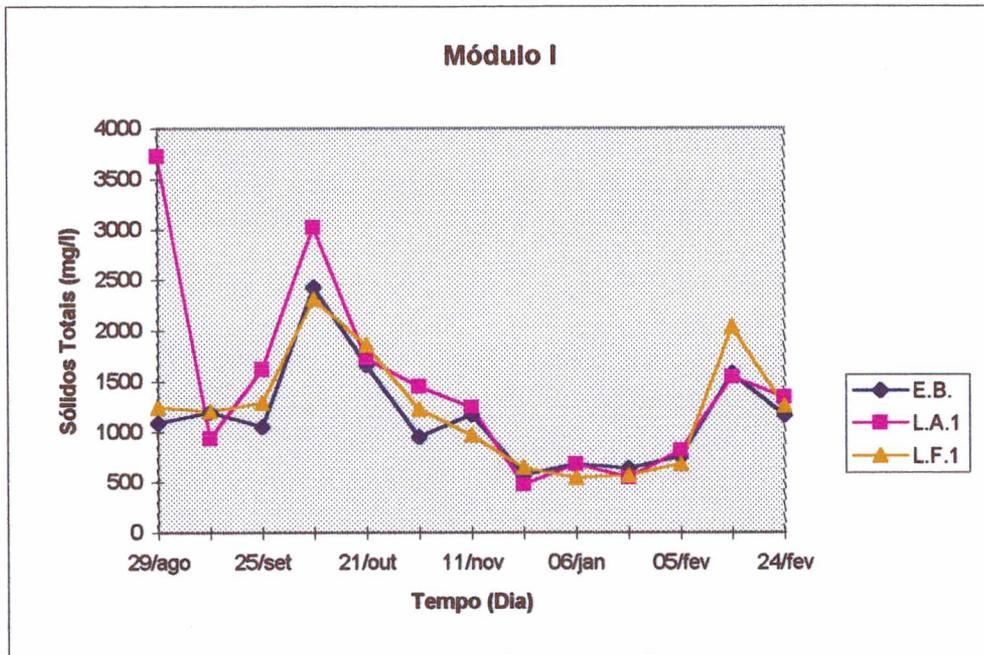


FIGURA 37 - Perfil anual de Sólidos Totais no módulo I.

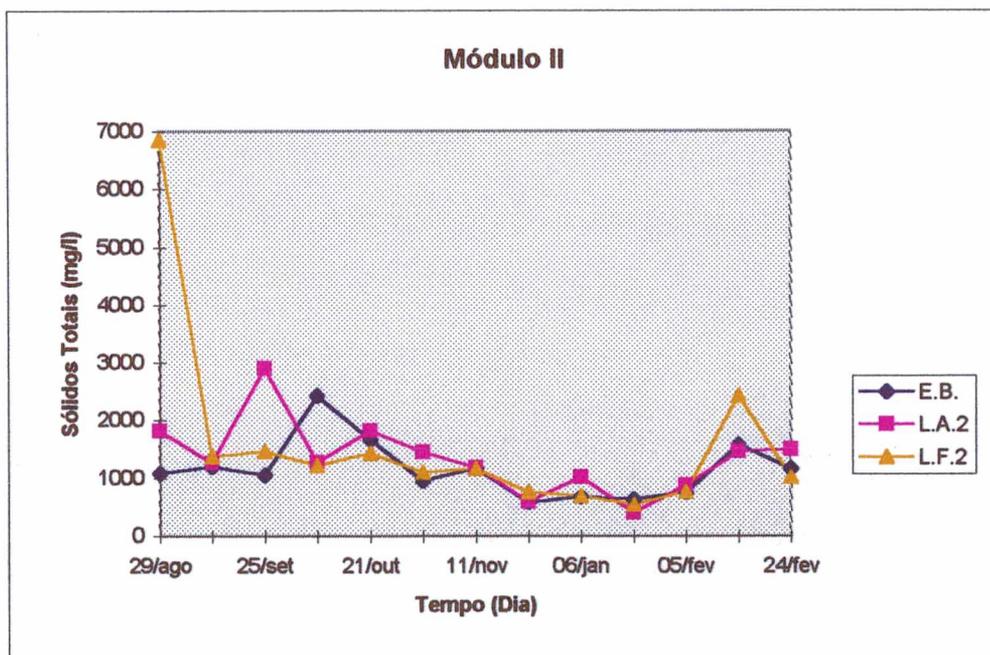


FIGURA 38 - Perfil anual de Sólidos Totais no módulo II.

Legenda: E.B.=Esgoto Bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2=lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

De maneira bastante aproximada os sólidos voláteis dão uma idéia do teor de sólidos orgânicos existentes no esgoto bruto.

A concentração média de sólidos totais voláteis no esgoto bruto foi na ordem de 956 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 382 e 1912 mg/l. As lagoas anaeróbias, A1 e A2 produziram efluentes com concentrações de sólidos totais voláteis de 1247 e 1004 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 456 e 2476 e 282 e 2564 mg/l. As concentrações médias de sólidos totais voláteis para as lagoas facultativas F1 e F2 foram de 957 e 1321 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 374 e 1986 e 378 e 6061 mg/l. Semelhante ao ocorrido para os sólidos totais, em ambos os módulos I e II, a concentração de sólidos totais voláteis aumentou no efluente final, verificando que não há remoção de sólidos nas lagoas de estabilização.

De maneira bastante aproximada os teores de sólidos fixos indicam aproximadamente o teor de sólidos minerais.

A concentração média de sólidos totais fixos no esgoto bruto foi de 283 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 20 e 574 mg/l. As lagoas anaeróbias, A1 e A2 produziram efluentes com concentrações de sólidos totais fixos de 514 e 352 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 88 e 1690 e 122 e 618 mg/l. As concentrações médias de sólidos totais para as lagoas facultativas F1 e F2 foram de 234 e 333 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 22 e 724 e 54 e 997 mg/l. Para ambos os módulos I e II, a concentração de sólidos totais fixos aumentou no efluente final, verificando que não há remoção de sólidos nas lagoas de estabilização.

5.17 - Sólidos Suspensos

A concentração média de sólidos suspensos no esgoto bruto foi na ordem de 178 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 153 e 204 mg/l. As concentrações médias de sólidos suspensos para os efluentes das lagoas facultativas foram na ordem de 268 para a lagoa facultativa F1 228 mg/l para a lagoa facultativa F2. Semelhante ao ocorrido para os parâmetros de sólidos totais, voláteis e fixos, para ambos os módulos I e II, a concentração de sólidos suspensos aumentou no efluente final, verificando que não há remoção de sólidos suspensos nas lagoas de estabilização.

5.18 - Sólidos Sedimentáveis

A concentração média de sólidos sedimentáveis no esgoto bruto foi na ordem de 1,5 ml/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 0 e 20 ml/l. As lagoas anaeróbias, produziram efluentes com concentrações médias de sólidos sedimentáveis 1,5 ml/l para a lagoa anaeróbia A1 e 0,5 ml/l para a lagoa anaeróbia A2 e apresentaram variações entre os valores mínimos e máximos de 0 e 2,8 para a lagoa anaeróbia A1 e 0 e 11 ml/l para a lagoa anaeróbia A2. As concentrações médias de sólidos sedimentáveis para os efluentes das lagoas facultativas foram na ordem de 0,4 para a lagoa facultativa F1 e 0,3 ml/l para a lagoa facultativa F2 e apresentaram variações entre os valores mínimos e máximos de 0 e 4,5 e 0 e 2,5 ml/l respectivamente. Em termos de remoção, a eficiência média estabeleceu-se na ordem de 87% para ambos os módulos I e II. Observou-se que 70% das análises de sólidos sedimentáveis realizadas em amostras com os efluentes das lagoas facultativas F1 e F2, houve a inversão do Cone Imhoff, onde ficou mais denso na superfície do cone e mais clarificado na parte inferior do cone e que os sólidos no cone eram provenientes de algas e lodo.

Os gráficos das FIGURAS 39 e 40 demonstram que as concentrações de sólidos sedimentáveis obtidas nos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 mantiveram-se constante durante o período estudado, mesmo quando na ocasião de picos elevados de sólidos sedimentáveis no esgoto bruto.

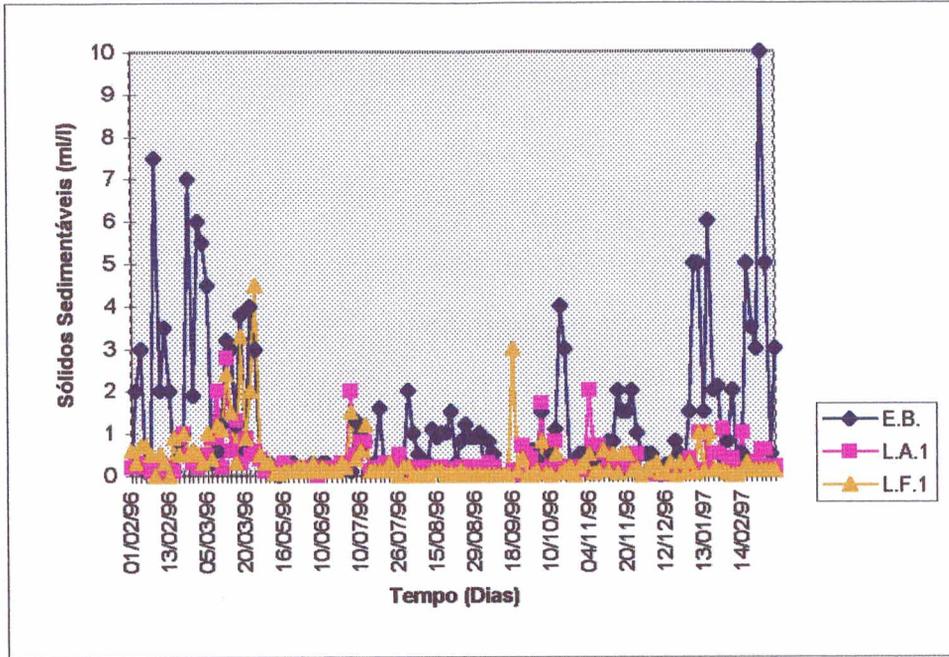


FIGURA 39 - Perfil anual de sólidos sedimentáveis no módulo I.

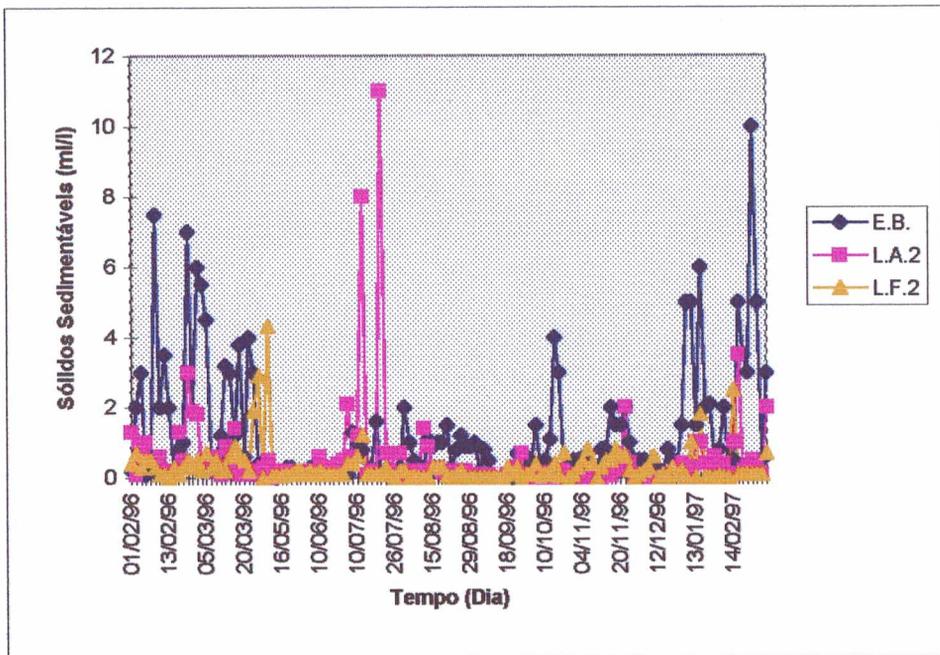


FIGURA 40 - Perfil anual de sólidos sedimentáveis no módulo II.

Legenda: E.B.= esgoto bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2= lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2.

5.19 Testes de aeração

Teste 1

As médias das concentrações de O.D. encontrados nos pontos de amostragem 1,2,3 e 4 (FIGURA 9) são mostradas na FIGURA 41. Esses valores foram obtidos de amostras coletadas a profundidade de 10 cm. As médias das concentrações de O.D. obtidas foram na ordem de 7,6; 7,7; 8,1; 7,6 mg/l de O₂, obtendo-se como média final 7.8 mg/l de O₂. As concentrações de O.D. obtidas a uma profundidade em torno de 45 cm foram encontrados valores médios de 5,9; 6,7; 6,9 e 6,5 mg/l de O₂, sendo a média final de 6,5 mg/l de O₂. O decaimento da concentração de O.D. em função da profundidade estabeleceu-se na ordem de 16%, não necessariamente linear.

A concentração média do O.D. na lagoa facultativa F2 (que possui chicanas), e que não foram colocados aeradores, durante o mesmo período de realização do teste, estabeleceu-se na ordem de 6,4 mg/l de O₂.

A variação nas concentrações dos valores do O.D. entre as lagoas facultativas F1 e F2 ficou em 17,8%, não sendo uma variação significativa. Apesar da concentração de O.D. encontrada durante o teste ser um bom valor, houve dias que a concentração de oxigênio dissolvido foi nula aliado a pequena variação, ficou evidenciando que o número de aeradores instalados não foram suficientes para manter a concentração desejada.

Ressalta-se que esses valores foram obtidos em medições realizadas entre horários das 10:00 às 12:00 horas, períodos de boa insolação.

Esses valores foram obtidos com medidor de campo digital. Em testes comparativos entre os valores obtidos com medidor de campo digital (oxímetro) e através dos métodos analíticos de Winckler chegou-se a um erro em torno de 30%, percentual de erro muito representativo.

Teste 2

As média dos valores da concentração do O.D. encontrados durante o teste 2, nas lagoa facultativa F1 (com os aeradores) e F2 (sem os aeradores) foram de 3,3 e 3,4 respectivamente. Observou-se que os valores médios obtidos na lagoa facultativa F2 são 3,5% maiores que os da lagoa facultativa F1. Novamente observou-se que não houve diferenças significativas entre as concentrações das duas lagoas, evidenciando que o número de aeradores foi insuficiente para se obter a concentração de oxigênio dissolvido desejada. Ambos os perfis podem ser visualizados no gráfico da FIGURA 42.

Não pode-se fazer comparações entre os dois testes pois o metodologia empregada na obtenção e medição das amostras não foram as mesmas.

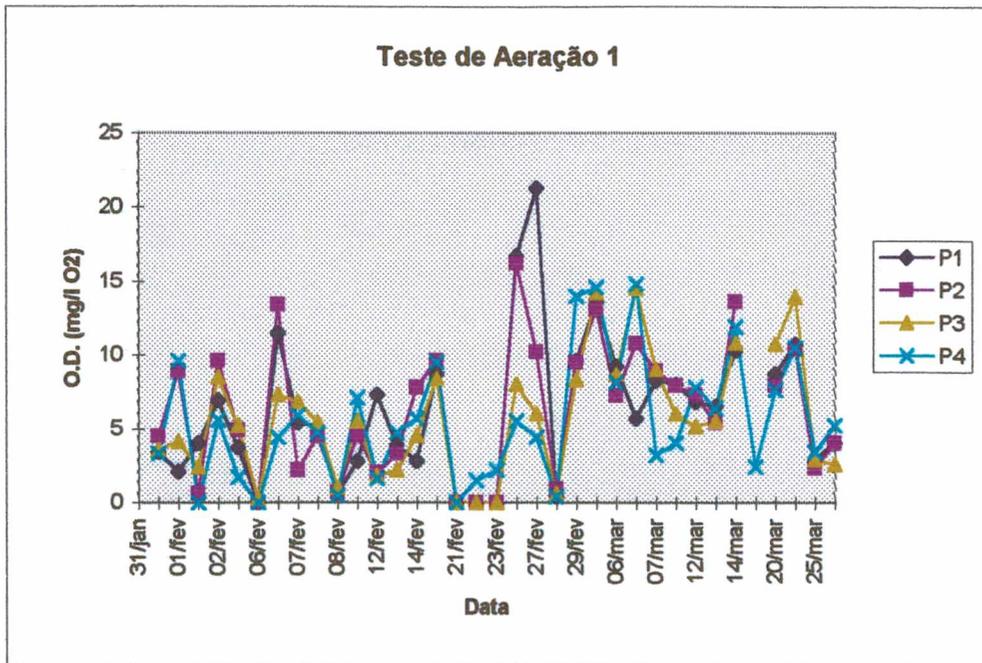


FIGURA 41 - Perfil do O.D. no teste de aeração 1 na lagoa facultativa 1.

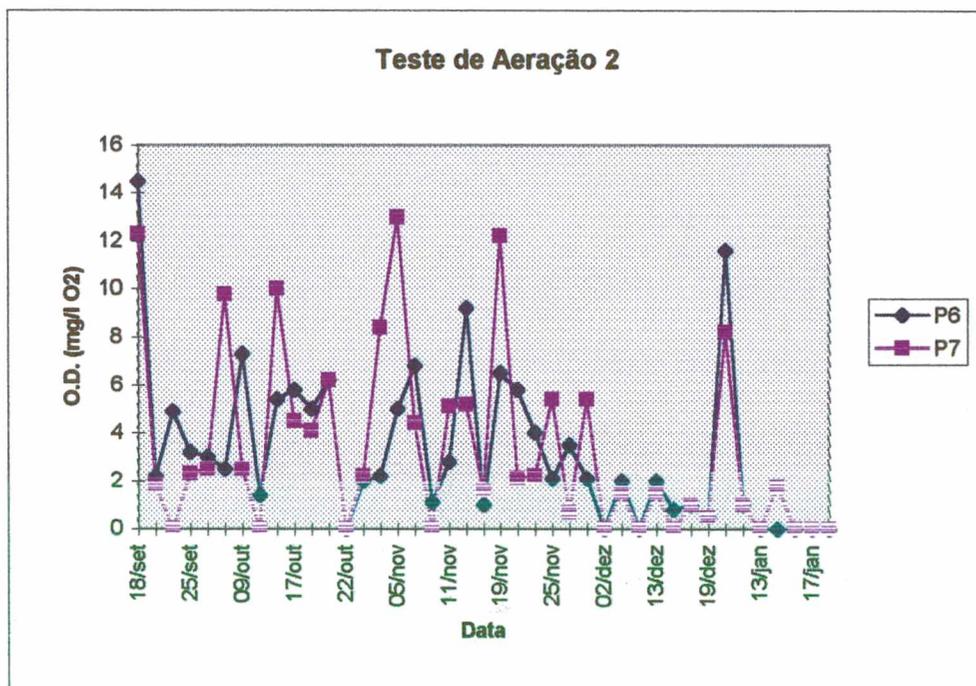


FIGURA 42 - Perfil comparativo do O.D. no teste de aeração 2 na lagoa facultativa F1 com a lagoa facultativa F2 sem o aerador.

Legenda: Pontos 1, 2, 3, 4 são os pontos de amostragem no teste 1 e pontos 6 e 7 são os pontos de amostragem (nos vertedores) no teste de aeração 2.

F1 = lagoa facultativa 1 e F2 = lagoa facultativa 2.

5.20 - Considerações Finais

Na TABELA 9 estão listados os valores médios, mínimos e máximos encontrados para os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do esgoto bruto.

TABELA 9 - Valores Típicos de Parâmetros do Esgoto Bruto na ETE de Balneário Camboriú/SC.

Parâmetros *	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura ° C	23.4	17.8	28.4
pH	6.95	5.2	7.67
O.D. (mg/l O ₂)	0	0	0
Alcalinidade (mg/l de CaCO ₃)	213	156	278
Cloretos (mg/l de Cl ⁻)	76	37	123
DBO ₅ (mg/l de O ₂)	349	99	680
DQO (mg/l de O ₂)	512	136	1780
DQO (mg/l de O ₂) solúvel	504	70	1709
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	1.5	0	20
Sólidos Totais (mg/l)	1188	572	2428
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)	956	382	1912
Sólidos Totais Fixos (mg/l)	283	20	574
Sólidos Suspensos (mg/l)	178	153	204
Nitrogênio Amoniacal (mg/l de N-NH ₃)	28	10	56
Nitrogênio Total (mg/l em N)	39	13	75
Nitrito (mg/l em N-NO ₂)	N.D.	N.D.	N.D.
Nitrato (mg/l em N-NO ₃)	N.D.	N.D.	N.D.
Fosfato Total (mg/l em PO ₄)	57	25	92
Coliforme Total (NMP/100 ml)	$9.4 * 10^7$	$2.4 * 10^7$	$3.5 * 10^8$
Coliforme Fecal (NMP/100 ml)	$5.3 * 10^7$	$3.0 * 10^6$	$2.4 * 10^8$

As TABELAS 10 e 11 resumem os resultados dos principais parâmetros analisados e comparação com o que preconiza a Legislação Ambiental Estadual e Federal.

TABELA 10 - Valores médios referentes ao Módulo I comparados a Legislação Ambiental

Parâmetro Avaliado	Afluente	L.A. I	L.F.I	Legislação Ambiental *
Temperatura °C	23.4	23.4	23.3	< 40 °C **
pH	6.95	7.0	3.32	6.0 - 9.0 **
O.D. - mg/l O ₂	0	0.0	7.4	não inferior a 5.0 mg/l **
Alcalinidade - mg/l CaCO ₂	213	238	199	N.P.
Cloretos - mg/l Cl ⁻	76	76	77	N.P.
DBO 5 - mg/l de O ₂	349	198	79	60 mg/l ou redução de 80% *** até 5,0 mg/l **
DBO 5 - mg/l de O ₂ solúvel)			60	N.P.
DQO - mg/l de O ₂	512	371	271	N.P.
DQO - mg/l de O ₂ (solúvel)	504	210	185	N.P.
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	1.5	1.5	0.4	até 1.0 ml/l **
Sólidos Totais (mg/l)	1188	1483	1211	N.P.
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)	956	1247	957	N.P.
Sólidos Totais Fixos (mg/l)	283	514.25	239	N.P.
Sólidos Suspensos (mg/l)	178		268	N.P.
Nitrogênio Total - mg/l de N	28	44	24	10.0 mg/l ***
N. Amoniacal - mg/l em NH ₃	39	35	17	N.P.
Nitrito - mg/l N-NO ₂	N.D.	N.D.	N.D.	< 1.0 mg/l de N***
Nitrato - mg/l N-NO ₃	N.D.	0.45	0.43	< 10 mg/l de N ***
Fósforo Total (mg/l em PO ₄)	57	72	40	1.0 mg/l **
Coliforme Total (NMP/100 ml)	9.4 * 10 ⁷	9.1*10 ⁶	8.9*10 ⁴	até 5000 NMP**
Coliforme Fecal (NMP/100 ml)	5.3 * 10 ⁷	3.6*10 ⁶	7.3*10 ⁴	até 1000 NMP**

Notas:

- A tabela lista apenas os principais parâmetros.
- O efluente lançado deve satisfazer, tanto ao padrão de lançamento, quanto ao padrão de qualidade do corpo receptor (segundo a sua classe). O padrão de lançamento pode ser excedido, com permissão do órgão ambiental, caso os padrões de qualidade do corpo

receptor sejam resguardados, como demonstrados por estudos de impacto ambiental, e desde que fixados o tipo e tratamento e as condições para o lançamento.

Referências:

* Legislação Ambiental DECRETO N^o 14.250 de 05 de junho de 1981 que regulamenta dispositivos da LEI ESTADUAL N^o 5.793 de 15 de Outubro de 1980 referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental e Resolução CONAMA N^o 20 de 18/06/86.

** Padrões estabelecido para efluentes lançados em rios de Classe 2.

*** Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos.

N.P. Não previsto em legislação ambiental.

N.D. Não Detectável

TABELA 11 - Valores médios referentes ao Módulo II comparados a Legislação Ambiental.

Parâmetro Avaliado	Afluente	L.A. II	L.F.II	Legislação Ambiental
Temperatura °C	23.4	23.1	23.35	< 40 °C **
pH	6.95	6.890	7.5	6.0 - 9.0 **
O.D. - mg/l O ₂	0	0	3.5	não inferior a 5.0 mg/l **
Alcalinidade - mg/l CaCO ₂	213	248	204	N.P.
Cloretos - mg/l Cl ⁻	76	78	72	N.P.
DBO 5 - mg/l de O ₂	349	231	81	60 mg/l ou redução de 80% *** até 5,0 mg/l **
DBO 5 - mg/l de O ₂ (solúvel)			69	N.P.
DQO - mg/l de O ₂	512	337	220	N.P.
DQO - mg/l de O ₂ (solúvel)	504		149	N.P.
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	1.5	0.5	0.3	até 1.0 ml/l **
Sólidos Totais (mg/l)	1188	1326	1646	N.P.
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)	956	1004	1321	N.P.
Sólidos Totais Fixos (mg/l)	283	352	333	N.P.
Sólidos Suspensos (mg/l)	178		228	N.P.
Nitrogênio Total - mg/l de N	27.63	46.31	21.38	10.0 mg/l ***
N. Amoniacal - mg/l em NH ₃	38.91	34.49	16.06	N.P.
Nitrito - mg/l N-NO ₂	N.D.	N.D.	N.D.	< 1.0 mg/l de N ***
Nitrato - mg/l N-NO ₃	N.D.	0.51	0.41	< 10 mg/l de N ***
Fosfato Total (mg/l em PO ₄)	57.18	66	43.4	1.0 mg/l ***
Coliforme Total (NMP/100 ml)	9.4 * 10 ⁷	2.0*10 ⁷	8.1*10 ⁴	até 5000 NMP
Coliforme Fecal (NMP/100 ml)	5.3 * 10 ⁷	7.2*10 ⁶	6.3*10 ⁴	até 1000 NMP

Notas:

- A tabela lista apenas os principais parâmetros.

- O efluente deve satisfazer, tanto ao padrão de lançamento, quanto ao padrão de qualidade do corpo receptor (segundo a sua classe). O padrão de lançamento pode ser

excedido, com permissão do órgão ambiental, caso os padrões de qualidade do corpo receptor sejam resguardados, como demonstrados por estudos de impacto ambiental, e desde que fixados o tipo e tratamento e as condições para o lançamento.

Referências:

* Legislação Ambiental DECRETO Nº 14.250 de 05 de junho de 1981 que regulamenta dispositivos da LEI ESTADUAL Nº 5.793 de 15 de Outubro de 1980 referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental e Resolução CONAMA Nº 20 de 18/06/86.

** Padrões estabelecido para efluentes lançados em rios de Classe 2.

*** Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos.

N.P. Não previsto em legislação ambiental.

Os valores dos parâmetros de temperatura, pH e sólidos sedimentáveis para os efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 enquadram-se conforme a Legislação Ambiental listados nas TABELAS 10 e 11. Porém no que se refere a valores de pH, conforme literatura pesquisada, quanto maior o pH do efluente final maior a remoção de coliformes fecais e totais.

Os valores obtidos DBO5 total para os efluentes da lagoa facultativa F1 e F2 foram de 79 e 81 mg/l, tais valores não alcançaram aos estabelecidos pela Legislação Ambiental para padrões de lançamento de efluente líquido demonstrados nas TABELAS 10 e 11.

A eficiência das lagoas anaeróbias em termos de remoção de DBO5 total foi na ordem de 43,3% e 33,8% para os módulos I e II, estando abaixo dos resultados encontrados na literatura, onde preconiza-se como eficiência de remoção de DBO5 total nas lagoas anaeróbias de 50 a 60% (SILVA e MARA, (1979); VON SPERLING, (1996). A eficiência parcial para remoção de DBO5 total (da lagoa anaeróbio para lagoa facultativa) foi na ordem de 60,1% e 64,9% para os módulos I e II respectivamente. A eficiência total para o sistema em termos de remoção de DBO5 total (5 dias, 20 °C) para os módulos I e II estabeleceram-se em 77,9% e 76,8% respectivamente, sendo que a variação entre as eficiências resultantes finais de cada módulo foi de apenas de 0,78%, ou seja pouco significativa. A eficiência total em termos de % de DBO5 solúvel foi de

82,8% e 82,8% respectivamente, sendo que a diferença entre as eficiências resultantes finais é de apenas 2,6%.

A relação entre DBO5 solúvel / DBO5 total para os efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 foi na ordem de 0,75 e 0,85. Esta relação próximo de um (1) pode ser atribuído a metodologia de análise empregada no que refere-se ao sistema de filtração da amostra (efluente das lagoas facultativas) utilizada para o desenvolvimento das análises.

Observou-se que as eficiências em % de remoção de matéria orgânica (DBO5 total) foram maiores para as lagoas facultativas do que nas lagoas anaeróbias. Tal fato comprova que as lagoas anaeróbias não estão operando de forma correta, seja por problemas de hidráulica (curto-circuito e zonas mortas), profundidade e/ou desequilíbrio nos processos biológicos que tomam parte no tratamento anaeróbio de esgotos.

Os resultados da bacteriologia do efluente final coletadas no ponto 9, para coliformes totais e fecais estabeleceram-se na ordem de $9,8 * 10^4$ e $5,7 * 10^4$ NMP/100 ml, evidenciando uma concentração bacteriana de acordo com a configuração proposta para sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas. As eficiências resultantes estabeleceram-se na ordem de 99,99% e 99,89%. A Resolução CONAMA N^o 20, de 18/06/86 e Lei Estadual N^o 5.793/80 não prevê padrões para remoção de indicadores fecais para emissão de efluentes líquidos, somente prevê padrões para o corpo receptor, neste caso, limites para águas de classe 2, que estabelece o limite de: número mais provável (NMP) de coliformes totais até 5.000 (cinco mil), sendo 1.000 (hum mil) o limite para os de origem fecal em 100 ml, para 80% ou mais de, pelo menos, 5 (cinco) amostras colhidas, num período de até 5 (cinco) semanas consecutivas. É interessante notar que os padrões da OMS para utilização direta em irrigação irrestrita (1.000 coliformes fecais/100ml) correspondem aos padrões para corpos d'água de Classe 2, após diluição esgoto/corpo receptor. Portanto, pelos padrões da para uso em irrigação, o efluente das lagoas de estabilização em estudo, da forma que está atualmente, não pode ser utilizado para fins de irrigação em função da carga bacteriana, conforme visto na literatura, necessitando ainda de um polimento final.

A concentração média de sólidos totais no esgoto bruto foi na ordem de 1188 mg/l. As lagoas anaeróbias, A1 e A2 produziram efluentes com concentrações de sólidos totais na ordem de 1483 e 1326 mg/l respectivamente e as lagoas facultativas F1 e F2 foram na ordem de 1211 e 1646 mg/l. Para ambos os módulos I e II, a concentração de sólidos totais aumentou no efluente final, verificando que não há remoção de sólidos nas lagoas de estabilização.

A concentração média de nitrogênio total e amoniacal listados nas TABELAS 10 e 11 para o efluente das lagoas facultativas F1 e F2 não atendem o que preconiza a Legislação Ambiental. Não foram detectados traços de nitritos no esgoto bruto e nos efluentes das lagoas anaeróbias e facultativas. As concentrações de nitritos e nitratos no efluente final das lagoas facultativas enquadram-se dentro da legislação ambiental listados nas TABELAS 10 e 11.

A concentração média de fósforo total listados nas TABELAS 10 e 11 para o efluente das lagoas facultativas F1 e F2 não atendem o que preconiza a Legislação Ambiental. As eficiências médias de remoção de fósforo total estabeleceram-se na ordem 26% e 28% para os módulos I e II respectivamente.

De maneira sucinta, não está havendo boa remoção de nutrientes nas lagoas, conforme demonstram as TABELAS 10 e 11, fato esperado, pois em sistemas de lagoas deste tipo não é comum obter-se altas eficiências de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

6 - CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES

Durante o período de monitoramento proposto (fev/96 a mar/97) das lagoas de estabilização (sistema australiano) de Balneário Camboriú/SC sob concessão da CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, pode-se observar que grande parte dos problemas relacionados com as lagoas (mau odor, ineficiência na remoção de matéria orgânica, bacteriológica, sólidos totais e nutrientes) estão principalmente relacionados com a operação e aos aspectos construtivos da mesma.

A eficiência global do sistema para os módulos I e II em termos de DBO₅ total foi na ordem de 77,9% e 76,8% respectivamente, enquanto que para a DBO₅ solúvel foi na ordem de 82,8% e 82,8%. As lagoas anaeróbias não estão apresentando boa remoção de carga orgânica, em termos de remoção de DBO₅ total, a eficiência foi na ordem de 43,3% e 33,8% para os módulos I e II, estando abaixo dos resultados encontrados na literatura. Já a eficiência parcial para remoção de DBO₅ total (da lagoa anaeróbia para lagoa facultativa) foi na ordem de 60,1% e 64,9% para os módulos I e II respectivamente. A DBO₅ total resultante dos efluentes das lagoas facultativas F1 e F2 foram na ordem de 79 e 81 mg/l, acima do que preconiza a legislação ambiental.

Os aspectos de saúde pública são de relevante importância. O efluente final apresentou resultados para coliformes totais e fecais na ordem de $9,8 * 10^4$ e $5,7 * 10^4$ NMP/100 ml, com uma eficiência de 99,99% e 99,89%, valor considerado bom para este tipo de configuração de lagoas (anaeróbia seguida de facultativa) porém a concentração de bactérias indicadoras lançada no meio ambiente não atendeu as recomendações da legislação vigente no Brasil.

6.1 - Problemas Operacionais, de Manutenção e Projeto

Para um sistema de tratamento de esgoto produzir um efluente de boa qualidade, o desempenho deste é influenciado por diversos fatores que vão desde ao estado de conservação da rede coletora, tempo de residência do esgoto bruto nas estações elevatórias, a forma de alimentação do sistema (contínuo ou intermitente) até questões de ordem operacional e de manutenção das lagoas.

Em função da alimentação das lagoas serem intermitente, um dos maiores problemas encontrados durante o monitoramento das lagoas foi a impossibilidade de medição exata da vazão de entrada esgoto bruto em cada lagoa anaeróbia e a vazão de saída dos efluentes em cada lagoa facultativa. Os valores obtidos são apenas estimados em função do consumo de água tratada na ETA, sendo assim muito superficiais para determinação do tempo de detenção real do esgoto em cada lagoa. Teoricamente sabe-se que o tempo de detenção hidráulico previsto não corresponde com o tempo de detenção real devido também aos problemas de curto-circuito no interior das lagoas.

Tanto as lagoas anaeróbias como as facultativas não estão operando com as profundidades previstas em projeto, de 3,0 m e 1,75 m respectivamente. Nas lagoas facultativas foram construídas bermas, sendo assim as áreas laterais das lagoas funcionam com profundidades de lagoa de maturação. Conseqüentemente, o volume disponível para o bom funcionamento das lagoas previstos em projetos não correspondem com os parâmetros iniciais de projeto. Agravando-se a esta situação, principalmente nas lagoas anaeróbias houve um grande depósito de areia nos pontos de descarga do esgoto bruto, ocasionando o aparecimento de "ilhas", diminuindo ainda mais o volume proposto, tal fato pode ser comprovado através dos estudos batimétricos nas lagoas anaeróbias A1 e A2 que revelaram um depósito de lodo mais areia em torno de 50,0 cm e 42,0 cm respectivamente.

A existência de grande quantidade de areia no interior das lagoas é em função da inexistência de tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia) como dispositivos de remoção de areia à montante da entrada das lagoas de estabilização.

6.2 - Recomendações

A vazão é um parâmetro importante para o monitoramento de qualquer ETE. Nas lagoas é necessário a implantação de um medidor de vazão a montante da entrada das lagoas de estabilização, bem como a jusante do ponto de interligação das canalizações provenientes dos efluentes das lagoas facultativas.

Prever gradeamento e caixa de retenção de areia a montante das lagoas anaeróbias, a fim de evitar o acúmulo de areia no interior das lagoas anaeróbias,consequentemente para não interferir na eficiência das mesmas.

Avaliar a existência de curto-circuito e zonas mortas nas lagoas a fim de verificação da hidrodinâmica das mesmas.

A profundidade das lagoas é um ponto importante a ser revisto. Conforme literatura em lagoas anaeróbias de 3,0 a 4,0 m de profundidade o ponto ótimo para introdução do esgoto bruto é 1,5 m acima do fundo da lagoa e para lagoas facultativas o ponto de alimentação ótimo é de 50 cm acima do fundo da lagoa.

Os eventuais problemas relacionados com as zonas mortas nas lagoas também tendem a resultar em má distribuição do líquido no interior da lagoa. A tendência em relação aos aspectos construtivos das lagoas de estabilização quanto a predominância de formas geométricas é assemelhar-se a um retângulo, comprimento maior que largura, seguindo a um modelo de reator em pistão. Em casos de remediação, como em lagoas com formas quadradas, relação comprimento/largura aproximadamente igual a um, a tendência é a introdução de chicanas paralelas para que o fluxo se assemelhe a um reator fluxo em pistão para evitar o aparecimento de zonas mortas. Uma maneira de fazer com que as lagoas aproximem-se de um modelo de reator de fluxo em pistão seria utilizar vários “reatores” lagoas em série.

É de suma importância que seja feita a remoção (limpeza) do lodo e areia nas lagoas anaeróbias para tentar resgatar o tempo de retenção de projeto. Já nas lagoas facultativas, em função da construção das bermas, existem áreas laterais onde a altura da lâmina de água é de 25 cm, uma das soluções seria aumentar a altura do nível da lâmina de água, mesmo porque nas áreas próximas da descarga do efluente das lagoas anaeróbias há uma tendência da lagoa funcionar como facultativa primária (que recebe esgoto bruto) e/ou anaeróbia em função das elevadas cargas orgânicas. Este fato pode ser comprovado visualmente, em virtude da coloração acinzentado escuro.

Sugere-se efetuar uma mudança do fluxo operacional das lagoas de estabilização que consiste na modificação total do sistema, passando de dois módulos (anaeróbio + facultativo) trabalhando em paralelo a um sistema de 4 (quatro) lagoas trabalhando em série, apresentando como características principais os seguintes elementos:

- **Lagoas Anaeróbias:** As duas lagoas ainda funcionarão em paralelo, cada uma recebendo a metade da vazão afluente. Em cada lagoa será introduzido o conceito de criação de efeito tampão com a modificação da camada superficial que, de camada anaeróbia passará a camada aeróbia e fazendo com que a liberação dos gases do tipo H₂S fiquem modificados na presença de uma camada de oxigênio. Para isso pode-se prever aeradores de baixa potência (1 a 2 HP) que introduzirão ar na horizontal e de forma sub-superficial, evitando modificações bacterianas na altura anaeróbia. Igualmente todas as saídas de fluxo tem que serem modificadas em direção ao tratamento posterior, criando-se caixas alimentadoras em pontos prefixados que façam o direcionamento do encaminhamento do fluxo na lagoa facultativa N^o 1.

- **Lagoa Facultativa N^o 1:** As principais modificações propostas residem na introdução de chicanas, criando-se 5 (cinco) lagoas facultativas internas, cada uma com 1/5 da vazão alimentadora, para propiciar a formação de um sistema semelhante ao tipo plug-flow e permitindo ainda a jusante, a formação de uma zona específica de mistura total.

- **Lagoa Facultativa N^o 2:** As principais modificações propostas residem na introdução de uma chicana na diagonal, de modo a dar a lagoa o formato de duas lagoas com formato triangular, similar ao modelo construído e testado pela CASAN, na Base Aérea de Florianópolis há mais de 10 anos.

- **Lagoa Intermediária:** continua funcionando como lagoa intermediária, sendo que a saída do efluente desta lagoa será dirigido à lagoa facultativa N^o 1.

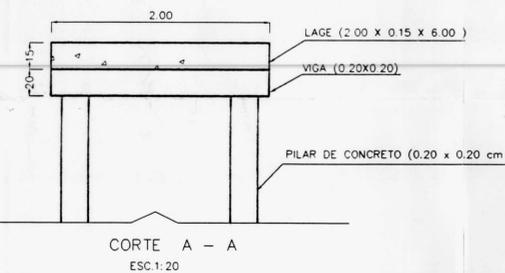
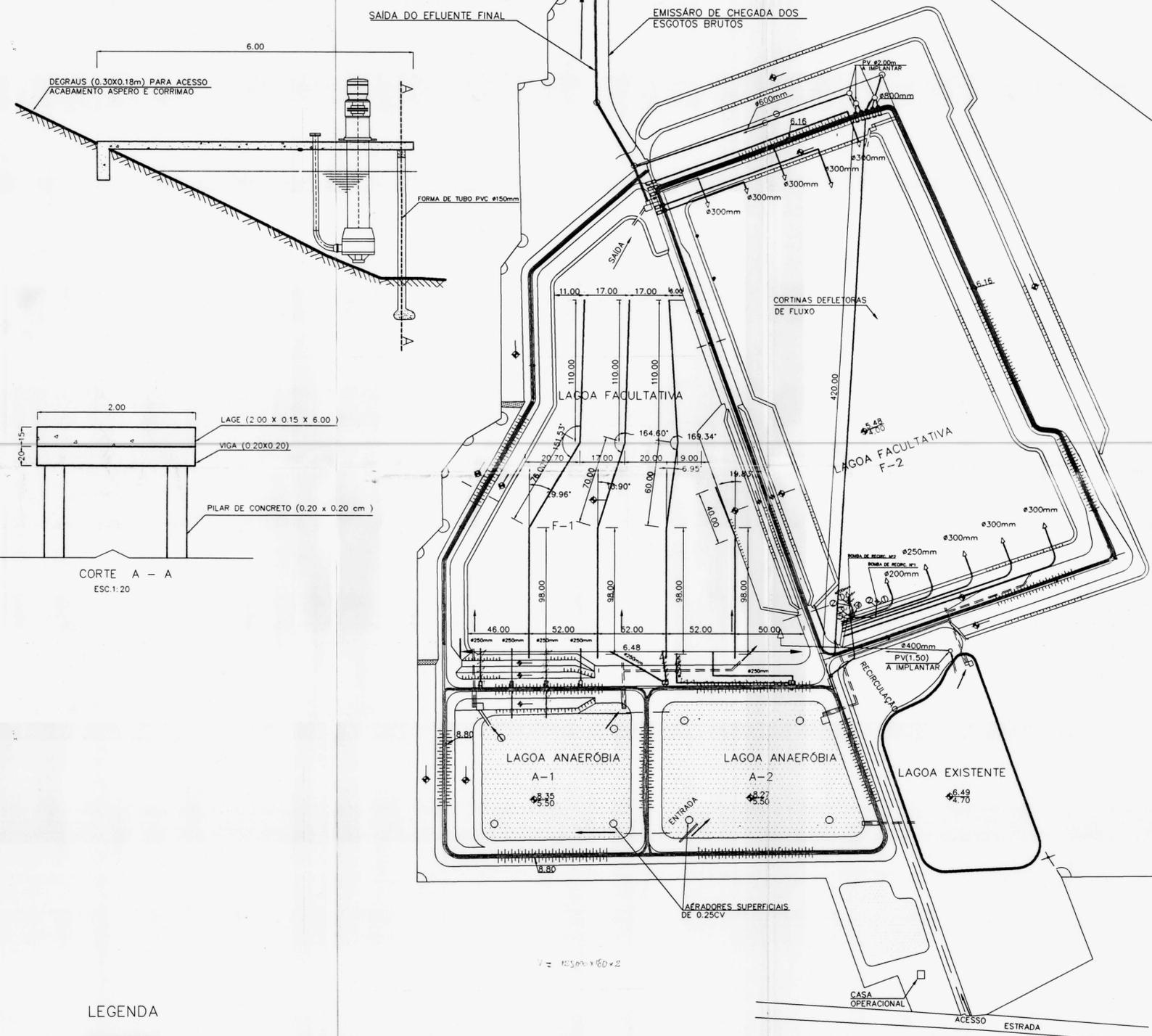
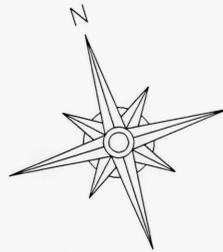
Para recuperar a profundidade original de projeto, pode-se prever o aumento do nível da lâmina de água das lagoas anaeróbias e facultativas, em 50 a 60 cm, para isso pode-se aumentar o nível dos taludes internos.

Em termos bacteriológicos, atualmente o efluente final das lagoas de estabilização não estão aptos para serem utilizados na irrigação, porém com as melhorias sugeridas, caso o efluente se encontre de acordo com a legislação ambiental, pode-se estudar e incentivar a utilização deste efluente para uso na irrigação.

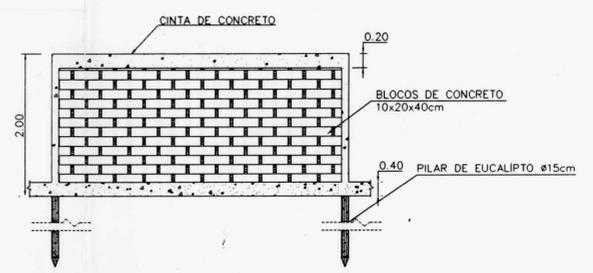
Equipar o laboratório para o desenvolvimento de análises físico-químicas e bacteriológicas afim de monitoramento completo e diário, para avaliação do desempenho das lagoas.

Sugere-se dar continuidade ao trabalho de pesquisa, tais como: analisar qualitativamente e quantitativamente do lodo das lagoas anaeróbias e facultativas, dar continuidade às análises físico-químicas e bacteriológicas, após serem feitas as reformas propostas nas lagoas e compará-las com os resultados anteriores; estudo mais detalhado do corpo receptor.

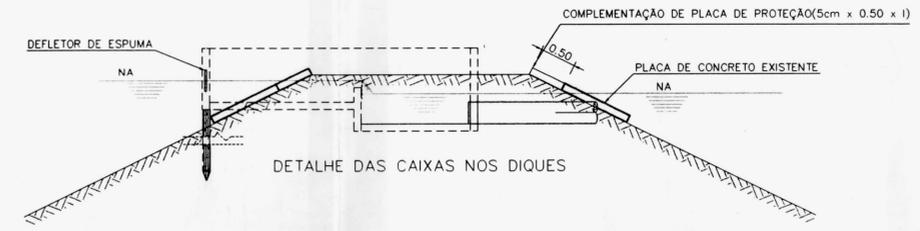
Sistemas de tratamento de esgoto através de Lagoas de Estabilizações pode ser considerado como boa alternativa quando comparada com outros sistemas de tratamento, principalmente para regiões de clima tropical e subtropical e com disponibilidade de áreas.



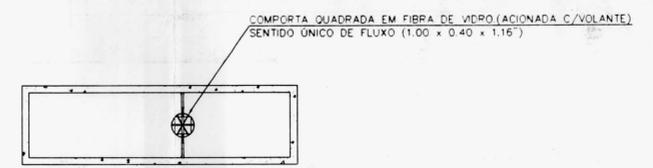
CORTE A - A
ESC.1:20



DETALHE DAS CAIXAS NOS DIQUES



DETALHE DAS CAIXAS NOS DIQUES



DETALHE DAS CAIXAS

ESC.1:50

RELAÇÃO DE MATERIAIS			
N°	DISCRIMINAÇÃO	MAT	Q
1	VALVULA DE RETENÇÃO TIPO PORTINHOLA DUPLA VRPØ 10 DN 300 mm	FF'	2
2	REGISTRO DE GAVETA CHATO C/ FLANGES SEM REDUTOR DN 300 mm	FF'	2
3	CURVA 45° C/ PONTA E BOLSA DN 400 mm	PVC	2
4	REDUÇÃO COM PONTA E BOLSA DN 400 x 300 mm	PVC	2
5	JUNÇÃO DE 45° C/ PONTA E BOLSA DN400 mm	PVC	1
6	TUBO DE PVC VINILFORT DN 200 mm x 720,00 m	PVC	-
7	TUBO DE PVC VINILFORT DN 250 mm x 508,00 m	PVC	-
8	TUBO DE PVC VINILFORT DN 300 mm x 1077,00 m	PVC	-
9	TUBO DE PVC VINILFORT DN 400 mm x 184,00 m	PVC	-
10	TUBO DE FF-JUNTA ELÁSTICA DN 600 mm x 186,00 m	FF'	-
11	TUBO DE FF-JUNTA ELÁSTICA DN 800 mm x 40,00 m	FF'	-
12	CONJUNTO MOTO BOMBA COM AS SEGUINTES CARACTERÍSTICAS: BOMBA VERTICAL DE EIXO ÚNICO, SEM BUCHA OU MANCAL INTERMEDIÁRIA, SEM SELO MECÂNICO PARA VAZÃO DE 80L/S E AMT= 10mca P/ REC. DN 300 mm CARREGA PROTEÇÃO IPW 55	CJ	2
13	AERADOR AQUAPÁ B-209 COM AS SEGUINTES CARACTERÍSTICAS: TAXA DE OXIGENAÇÃO: 8,9 Kg de AR / h POTENCIA 2HP - 30 220V / 380V OU 10 220V EM 60 Hz, 4 ROTORES DE NYLON COM 8 PAS CADA. PESO: 98kg	UN	16

LEGENDA

- COMPLEMENTAÇÃO DE PLACAS P/PROTEÇÃO,0.05x1.00
- VIGA DE PAREDE C/ESTACA DE EUCALIPTO (ø15cm)
- CORTINAS DEFLTORAS DE FLUXO EM BLOCO DE CONCRETO (0.10 x 0.20 x 0.40)

ESC.1:2000

N°	REVISÃO	DATA

COMPANHIA CATARINENSE DE AGUAS E SANEAMENTO
SISTEMA DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ
 AUMENTO DA CAPACIDADE DE TRATAMENTO DA ETE P/250.000hab
 PLANTA GERAL DA ETE
 SITUAÇÃO EXISTENTE P/86.000 hab.
 DETALHES DAS MELHORIAS NA ETE

PROJETO	ENG. GROVER	TOPOGRAFIA			
DESENHO	ENG. GROVER	DATA TOP			
DESENHO	VÁLIO M. MARTINS	DATA			
DESENHO	VÁLIO M. MARTINS				

7 - BIBLIOGRAFIAS

- 1 - ABELIOVICH, Aharon, VONSHAK, Ahura. Factors Inhibiting Nitrification of Amonia in Deep Wastewater Reservoirs. *Water Research*. New York, v.27, n.10, p.1585 a 1590, 1993.
- 2 - AGENCE DE L'EAU- RHÔNE MÉDITERRANÉE CORSE (1991). *Etude Normative du Lagunage Naturel - Commentaires et illustrations d'une technique d'épuration em Languedoc Roussillon*. Region Languedoc Roussillon, 146 p.
- 3 - ACHOA, Griseldis, BUCHLER, Pedro. Dimensionamento de Lagoas de Estabilização para Tratamento Terciário de Efluentes Industriais. *Revista Engenharia Sanitária*, Rio de Janeiro, v.28, n.2, p. 113 a 116, set 1989.
- 4 - ALDANA, Geraldo et .Análisis de las Variables Operacionales en la Remoción de tratamento de un Sistema Experimental de Lagunas. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996. I - 003.
- 5 - ANDRADE NETO, de Cícero. Alternativa Compacta para Tratamento Anaeróbico de Águas Residuárias. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996. I - 013.
- 6 - APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17 th edition. Washington: Americam Public Health Association, 1989.
- 7 - ARAÚJO, André Luiz et al.. Remoção de Fósforo em um Sistema de Lagoas de Estabilização com Diferentes Configurações e Características Operacionais CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador/BA. Anais...Salvador: ABES, 1995.

- 8- ARCEIVALA, S.J. et al. (1981). *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Dekker, Nex York. 892 p.
- 9 - BARZILY, A; KOTT, Y. Survival of Pathogenic Bacteria in an Adverse Environmental. *Water Science Technology*. Great Britain, v 24, n. 02, p. 395-400, 1991.
- 10 - BRANCO, Samuel. Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 2^o ed. São Paulo: CETESB, 1978.
- 11 - BRANCO, Samuel. Poluição: A morte de nossos Rios. 2^o ed. São Paulo: CETESB, 1972
- 12 - CETESB, *Manual de Avaliação de Desempenho de Estações de Tratamento de Esgoto*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo. 44p, 1989.
- 13 - CETESB, *Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo. 91p, 1989.
- 14 - CETESB, *Análises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de Esgoto*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo. 226 p, 1977.
- 15 - CETESB, *Normalização Técnica de Saneamento Ambiental NT 08. Análises Microbiológicas de Águas*. 1^o ed. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, São Paulo, 1978.
- 16 - CONAMA - Resolução nº20/86, Brasília, 1986.

- 17 - CURTIS, T.P. et al.. Ligth Penetration in Waste Stabilization Ponds. *Water Research*, New York, v.28, n.5, p.1031-1038, 1994.
- 18 - DAMASCENO, Simone, CAMPOS, J.R. Potencialidade do Reuso de Efluentes de Lagoas de Estabilização. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996. I - 12
- 19 - FERNÁNDEZ, A; TEJEDOR, C; CHORDI, A. Influence of pH on the Elimination of Fecal Coliform Bactéria in Waste Stabilization Ponds. *Water, Air and Soil Pollutiion*, Netherlands, v.63, p.317-320, 1992.
- 20 - GONÇALVES, R.F.; OLIVEIRA,F.F. Improving the effluent quality of facultative stabilization ponds by means of submerged aerated biofilters. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.33, n.3, p. 145 - 152, 1996.
- 21 - GU, Ruochuan.e STEFAN, Heins. G. Stratification Dynamics in Wastewater Stabilization Ponds. *Water Research*, Great Britain, v.29, n.1, p. 1909-1995, 1995.
- 22 - HATHAWAY, Charles. J. e STEFAN, Heinz. G. Model of *Daphnia* Populations for Wastewater Stabilization Ponds. *Water Research*, Great Britain, v.29, n.1, p. 195-208, 1995.
- 23 - JAGALS, P.; LUES, J.F.R. Efficiency of a combined waste stabilization pond/maturation pond system to sanitise waste water intended for recreacional reuse. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.33, n.7, p. 117 - 124, 1996.
- 24 - JEWELL, W.J. Anaerobic Seawage Treatment. *Environmental Science Technology*, New York, v.21, n.1, p. 14-20, 1987.

- 25 - JORDÃO, Eduardo, PESSOA, Constantino. Tratamento de Esgotos Domésticos. 3^a ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- 26 - KOENIG, Annemarie *et al.*. Monitoramento, Eficiência de Remoção de um Sistema de Tratamento no Nordeste do Brasil e Proposta para melhoria do Efluente Final. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE 26 - 27 - 26 - ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996. I - 037.
- 27 - LEVENSPIEL, Octave. Engenharia das Reações Químicas. 2^a ed. São Paulo: EDITORA EDGARD BLÜCHER, 1996.
- 28 - MARA, D.D. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.33, n.7, p. 23 - 31, 1996.
- 29 - MAYO, ALOICE.W e NOIKE, Tatsuya. Effects of Temperatures and pH on the Growth of Heterotrophic Bacteria in Waste stabilization Ponds. *Water Research*, Great Britain, v.30, n.2, p. 447-455, 1996.
- 30 - Mc CARTY, P.L., SMITH, D.P. *Environmental Science Technology*, New York, v.20, n.12, p. 1200-1206, 1987.
- 31 - MEIRING, P.G.J.; OELLERMANN, R.A. Biological of algae in an integrated pond system. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.31, n.12, p. 21 - 31, 1995.
- 32 - METCALF & EDDY, Wastewater Engineering, Mc Graw Hill, New York, N.Y. 1991.
- 33 - MIDDLEBROOKS, E.J. Design equations for DBO removal in facultative ponds. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.19, n.12, p. 187 - 193, 1987.

- 34 - MUTTAMARA, S.; PUETPAIBOON,U. Nitrogen removal in baffled waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.33, n.7, p. 173-181, 1996.
- 35 - "Natural Systems of Wastewater Treatment." Manual of Practice FD-16, Water Pollution Control Federation, Alexandria, Va. (1990)
- 36 - NEDER, K.D.; PINTO, M.A.T.. Lagoa de Estabilização de samambaia novas tecnologias no processo de tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1993, Natal/RN. Anais...Natal: ABES, 1993.
- 37 - "Nutrient Control ." Manual of Practice FD-7, Water Pollution Control Federation, Alexandria, Va. (1990)
- 38 - OLIVEIRA, Fabícia Fafá de, GONSALVES, Ricardo Franci. Readaptação de ETes com lagoas de Estabilização Facultativas a Padrões Rigorosos de Qualidade através de Biofiltros Aerados Submersos. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador/BA. Anais...Salvador: ABES, 1995.
- 39 - OSWALD, Willian.J. Perspectives on Liquid Organic Waste Treatment in Ponds. For presentation before Les Groupe de Recherche Universitaire sur les Techniques de Traitement et Depuration des Eux, MontPellier, Gedex, september 21-24, 1988.
- 40 - OSWALD, Willian. J., Micro-Algal Biotechnology. Cambridge University Press, 1995.
- 41 - OSWALD, W.J. Ponds in the twenty-fist century. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.31, n.12, p. 1-8, 1995.

- 42 - PEARSON, H.W. *et al.*. Performace of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loading. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.33, n.7, p. 63 - 73, 1996.
- 43 - RITTMANN, B.E. Aerobic Biological Treatment. *Environmental Science Technology*, New York, v.21, n.2, p. 128-136, 1987.
- 44 - ROCHA, P.C.L da. Lagoas de Tratamento - Novas Metodologias. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador/BA. Anais...Salvador: ABES, 1995.
- 45 - SAMPAIO, Sérgio Paixa. Tratamento de Esgotos Urbanos através de Infiltração-Percolação em Leitos Arenosos. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996
- 46 - SANTA CATARINA, Lei nº5.793, de 15 de outubro de 1980. Dispõe sobre a proteção e melhoria da qualidade ambiental e dá outras providências.
- 47 - SANTA CATARINA, Decreto lei nº-14.250, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da lei nº-5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental
- 48 - SHELEF, G.; KANAREK, A. Stabilization ponds with recirculation *Water Science and Technology*, Great Britain, v.31, n.12, p. 389 - 397, 1995.
- 49 - SHELEF, G. *et al.*. Reuse of stabilization pond effluent for agricultural irrigation in Israel. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.19, n.12, p. 299 - 305, 1987.
- 50 - SILVA, Salomão Anselmo *et al.*. Desempenho de um Sistema de Lagoas de Estabilização em Escala-Piloto na Remoção de Matéria Orgânica.

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador/BA. Anais...Salvador: ABES, 1995.

- 51 - SILVA, Salomão. A. e MARA, D.D 1978. Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias - Lagoas de Estabilização. Editora ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.
- 52 - SILVA, Sara Ramos da, AGUIAR, Marluce Martins de, MENDONÇA, Antonio Sérgio Ferreira. Correlação DBO/DQO para Efluentes de Lagoas de Estabilização na Região da Grande Vitória - ES. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996. I - 028.
- 53 - SMITH, Daniel W. Wastewater treatment with complementary filter feeders: A new method to control excessive suspended solids and nutrients in stabilization ponds. *Water Environmental Research*, Alexandria, v.65, n.5, p. 650-654, 1994.
- 54 - SOARES, José et al.. Remoção de Amônia em um Sistema de Lagoas de Estabilização Otimizado. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador/BA. Anais...Salvador: ABES, 1995.
- 55 - SURAMPALLI, R.Y. *et al.*. Phosphorus removal in ponds. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.31, n.12, p. 331 - 339, 1995.
- 56 - TSUTIYA, Milton Tomoyuki, CASSETARI, Orlado Zuliani. Caracterização do Lodo de Lagoas de Estabilização. In CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador/BA. Anais...Salvador: ABES, 1995.

- 57 - VAN HAANDEL, A.C. , LETTINGA, G. (1994) *Tratamento anaeróbio de Esgotos. Um Manual para Regiões de Clima Quente.*
- 58 - VON SPERLING, Marcos. Determinação da Taxa Bacteriana em Lagoas de Estabilização em Função das relações Geométricas da Lagoa. In V SIBESA - SIMPÓSIO ITÁLO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Gramado/RS. Anais ...Gramado/RS: ABES, 1996. I - 001.
- 59 - VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias - Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. v.1. 1 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1995. 240 p.
- 60 - VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias - Princípios Básicos do Tratamento de Esgoto. v.2. 1 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1995. 211 p.
- 61 - VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias - Lagoas de Estabilização. v.3. 1 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1995. 240 p.
- 62 - VON SPERLING, M. Critérios e Dados para uma Seleção Preliminar de Sistemas de Tratamento de Esgotos. *Revista Bio*, Rio de Janeiro, Ano V.

ANEXOS

ANEXO 1 - Resultados Operacionais do módulo I nas Lagoas de Estabilização de Balneário Camboriú/SC.

MÓDULO I PARÂMETROS	L. A. I			L.F.I		
	Media	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura do Esgoto - °C	23.4	16.9	29.8	23.3	15	30.1
O.D. - mg/l de O ₂	0	0	0	3.32	0	14.5
pH	7.0	5.4	7.74	7.43	6	8.65
Alcalinidade Total mg/1CaCO ₃	238	72	324	199	83	413
Cloretos - mg/l de Cl ⁻	76	11	168	77	36	436
DBO 5 - mg/l de O ₂	198	63.2	306	79	29	162
DBO 5 - mg/l de O ₂ solúvel)				60	22	141
DQO - mg/l de O ₂	371	60	1060	271	48	820
DQO - mg/l de O ₂ (solúvel)	210	198	222	185	41	615
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	1.5	0	2.8	0.4	0	4.5
Sólidos Totais (mg/l)	1483	478	2324	1211	538	2310
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)	1247	456	2476	957	374	1986
Sólidos Totais Fixos (mg/l)	514.25	88	1690	239	22	724
Sólidos Suspensos (mg/l)	-	-	-	268	-	-
Nitrogênio Total - mg/l de N	43.83	18	60.4	24.09	8.73	39.2
N. Amoniacal - mg/l em NH ₃	35.35	13.67	47.85	16.52	5.98	27.34
Nitrito - mg/l N-NO ₂	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Nitrato - mg/l N-NO ₃	0.45	0	0.65	0.43	0	0.94
Fosfato Total (mg/l em PO ₄)	72.27	30.96	95.77	40.28	20.83	65.7
Coliforme Total (NMP/100 ml)	9.1*10 ⁶	2.3*10 ⁵	5.0*10 ⁷	8.9*10 ⁴	1.4*10 ⁴	1.6*10 ⁵
Coliforme Fecal (NMP/100 ml)	3.6*10 ⁶	1.3*10 ⁵	1.7*10 ⁷	7.3*10 ⁴	2.8*10 ³	2.4*10 ⁵

**ANEXO 2 - Resultados Operacionais do módulo II nas Lagoas de Estabilização de
Balneário Camboriú/SC.**

MÓDULO II	L.A. II			L.F.II		
	PARÂMETROS	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo
Temperatura do Esgoto - °C	23.1	14.7	30.1	23.35	15	30.2
O.D. - mg/l de O ₂	0	0	0	3.54	0	22
pH	6.89	5.2	7.72	7.5	5.4	9.91
Alcalinidade Total - mg/l CaCO ₃	248	76	320	204	90	403
Cloretos - mg/l de Cl ⁻	78	36	205	72	29	420
DBO 5 - mg/l de O ₂	231	78	397	81	35	147
DBO 5 - mg/l de O ₂ (solúvel)				69	27	130
DQO - mg/l de O ₂	337	129	1029	220	57	485
DQO - mg/l de O ₂ (solúvel)				149	57	384
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	0.5	0	11	0.3	0	2.5
Sólidos Totais (mg/l)	1326	404	2900	1646	548	6848
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)	1004	282	2564	1321	378	6061
Sólidos Totais Fixos (mg/l)	352	122	618	333	54	997
Sólidos Suspensos (mg/l)	-	-	-	228	-	-
Nitrogênio Total - mg/l de N	46.31	18	69	21.38	6.84	41.3
N. Amoniacal - mg/l em NH ₃	34.49	11.11	47.85	16.06	4.27	37.58
Nitrito - mg/l N-NO ₂	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Nitrato - mg/l N-NO ₃	0.51	0	1	0.41	0	1.05
Fosfato Total (mg/l em PO ₄)	66	29.84	84.45	43.4	21.39	76
Coliforme Total (NMP/100 ml)	2.0*10 ⁷	2.3*10 ⁵	9.0*10 ⁷	8.1*10 ⁴	1.7*10 ⁴	7.9*10 ⁶
Coliforme Fecal (NMP/100 ml)	7.2*10 ⁶	1.3*10 ⁵	3.0*10 ⁷	6.3*10 ⁴	2.4*10 ³	6.3*10 ⁵

ANEXO 3 - Tabela com os resultados das análises bacteriológicas referentes ao ano de 1995.

Pontos de Coleta		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 4	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9
Data	Coliformes	E.B.	L.A.1	L.A.2	L.F.1	L.F.2	L.I.	E.F.
30/jan	C.TOTAL	2,4E+9	3,0E+6	5,0E+6	1,6E+5	1,6E+5	9,0E+5	1,6E+5
	C.FECAL	5,0E+8	8,0E+5	5,0E+5	1,6E+5	1,6E+5	2,4E+5	1,4E+4
20/fev	C.TOTAL	1,6E+10	1,6E+10		2,4E+4	2,3E+2		5,0E+2
	C.FECAL	1,6E+10	1,6E+10		2,2E+3	4,0E+1		8,0E+1
27/mar	C.TOTAL	1,6E+8	1,6E+7	5,0E+6	1,6E+6	3,0E+4	5,0E+5	1,6E+5
	C.FECAL	1,6E+8	1,6E+7	3,0E+6	9,0E+5	5,0E+3	3,0E+5	2,4E+4
27/abr	C.TOTAL	1,6E+9	1,6E+7	1,6E+7	1,6E+6	1,6E+5	1,6E+6	1,6E+5
	C.FECAL	1,6E+9	1,6E+7	1,6E+7	1,6E+6	1,1E+4	1,6E+6	1,6E+5
31/mai	C.TOTAL		3,0E+6	5,0E+6	2,2E+6	1,1E+6	3,0E+6	2,2E+4
	C.FECAL		4,0E+5	1,1E+6	1,1E+6	5,0E+5	8,0E+5	1,1E+4
21/jun	C.TOTAL	1,6E+10	1,6E+8	1,6E+8	1,4E+6	1,1E+6	5,0E+6	1,4E+5
	C.FECAL	1,1E+9	9,0E+7	9,0E+7	3,0E+5	3,0E+5	1,7E+6	1,1E+5
29/jul	C.TOTAL	1,7E+8		1,6E+8	5,0E+4	1,6E+5	5,0E+5	1,6E+5
	C.FECAL	5,0E+7		9,0E+6	2,4E+4	5,0E+4	2,4E+5	1,6E+5
30/ago	C.TOTAL	1,6E+8	9,2E+6	1,4E+7	1,6E+5	5,4E+5	5,4E+5	2,8E+4
	C.FECAL	9,2E+7	2,2E+6	7,0E+6	2,2E+4	2,2E+5	2,2E+5	1,1E+4
30/out	C.TOTAL		1,4E+7	3,0E+6	2,4E+6	1,7E+6	1,7E+6	1,6E+5
	C.FECAL		8,0E+7	1,3E+6	5,0E+5	2,4E+5	1,1E+6	1,6E+5
30/nov	C.TOTAL		7,0E+6	1,7E+7	1,3E+6	2,3E+4	2,4E+6	1,3E+5
	C.FECAL		5,0E+6	1,7E+7	2,7E+5	1,1E+4	1,3E+6	8,0E+4
15/dez	C.TOTAL		3,4E+6	2,4E+7	3,0E+7	3,0E+5	5,0E+6	1,6E+5
	C.FECAL		2,7E+6	1,3E+7	1,3E+6	2,4E+5	1,7E+6	1,6E+5

Legenda: E.B.=Esgoto Bruto, L.A.1=lagoa anaeróbia 1, L.A.2=lagoa anaeróbia 2
L.F.1=lagoa facultativa 1, L.F.2=lagoa facultativa 2, L.I.=lagoa intermediária
E.F.=Efluente Final

ANEXO 4 - Tabela com os resultados das análises realizadas no rio Camboriú

Local de Referência *	Pontos									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Local de Referência *	Captação	Ponte em Camboriú	Fóz do Rio Peroba	Fóz do Rio Canela	Iate clube	Ponte Percil	Ponte BR 101	Próximo à Iha/campini	Efluente da CASAN	Fóz do Rio
Hora da Coleta	9:15	11:10	11:20	11:25	11:30	10:50	10:45	10:30	10:35	10:15
Temperatura da água - C	21,4	23,2	22	22,5	22,6	21,3	21,6	22,4	22,1	23
O.D. (mg/l O ₂) - método analítico	7,3	8,5	7,5	6,1	5,8	6,5	6	5,3	6,2	5,6
pH	6,93	7,04	7,06	7,07	7,04	6,96	6,97	7	7,49	7,22
Alcalinidade (mg/l CaCO ₃)	19	26	37	34	29	26	27	31	66	19
Cloretos (mg/l Cl ⁻)	5,2	4,8	9,6	10	11,6	34	68,4	242	120,8	
DBO (mg/l O ₂)	7.5	10.4	6.1	8.6	2.5	4.1	6.8	1.8	14.5	12.7
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	50.000	>160.000	>160.000	>160.000	>160.000	>160.000	>160.000	>160.000	>160.000	>160.000
Coliformes Fecais (NMP/100 ml)	24.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000	50.000	50.000	90.000	30.000

* Data da coleta: 30/9/96

* Condições da maré: cheia

* Temperatura ambiente= 25 C