

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

ANDERSON TRUPPEL

**REDUÇÃO DE ODORES DE UMA LAGOA DE
ESTABILIZAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO E
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEU
EFLUENTE**

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

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Florianópolis, maio 2002.

**REDUÇÃO DE ODORES DE UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO DE ESGOTO
SANITÁRIO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEU EFLUENTE**

ANDERSON TRUPPEL

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 obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Aprovado por:

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.

Filomena Kotaka, Dr^a
FUNASA- Brasília/DF

Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr^a

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MAIO/2002

AGRADEÇO

A Deus, por estar sempre ao meu lado, iluminando o meu caminho.

Aos meus pais, Nilton e Marlene, pelos ensinamentos proferidos e, principalmente, pela graça de tê-los ao meu lado.

A minha esposa Kely, pelo apoio e compreensão ao longo desta caminhada.

Ao grande amigo e orientador Prof. Dr. Paulo Belli Filho pela orientação, paciência inesgotável, compreensão e conhecimentos passados.

A Fundação Nacional de Saúde, principalmente aos Eng. José Laércio Mialaret Camargos, Milton Tadashi Shiratori, Rosa Vahia, pelo apoio em toda a jornada deste trabalho e por terem apostado na realização deste estudo.

À Professora Dr^a. Rosilane Laudares Silva pelas informações, orientação prestada e realização das análises de algas.

Ao Diretor do Serviço Autônomo Municipal Água e Esgoto de São Ludgero Sr. Jackson Buss e sua equipe técnica, que não mediram esforços para a concretização deste trabalho.

Ao meu amigo Arquiteto Ernani Felipe que ficou incentivando dia após dia a conclusão deste trabalho.

Ao bolsista do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária da UFSC Alan Henn, pela prestigiosa colaboração.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a execução deste trabalho.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO.....	1
---------------------------	----------

CAPÍTULO II

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais.....	3
2.2 Objetivos específicos	3

CAPÍTULO III

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
---------------------------------------	----------

3.1 Conceito de lagoa anaeróbia	4
3.1.1 Princípio de funcionamento	4
3.2 Conceito de lagoas facultativas.....	8
3.2.1 Princípio de funcionamento da lagoa.....	9
3.2.1.1 Fatores físicos	14
3.2.2.2 Fatores químicos	15
3.2.2.3 Fatores ambientais.....	18
3.2.2.4 Fatores biológicos	19
3.3 Remoção de nutrientes.....	24
3.4 Lodo.....	28
3.5 Eficiência e padrões de lançamento das lagoas	28
3.6 Problemas operacionais suas possíveis causas e soluções.....	30
3.7 Métodos de dimensionamento de lagoas facultativas.....	33
3.7.1 Método de dimensionamento baseado na temperatura (Gloyna).....	33
3.7.2 Métodos das taxas de aplicação superficiais de carga orgânica.....	34
3.7.3 Método baseado na taxa de remoção de substrato	35
3.7.4 Método baseado nos fatores de dispersão.....	35

3.8 Princípios da aeração	36
3.9 Fundamentos da transferência do oxigênio.....	37
3.9.1 Mecanismos da transferência de gases.....	38
3.9.2 Taxa de transferência de oxigênio no campo e em condições padrão	39
3.9.3 Requisitos de oxigênio.....	40
3.10 Recirculação.....	40
3.11 Definições e conceitos de odores.....	41
3.12 Descrição do aparelho olfativo	42
3.12.1 Nível de detecção do odor.....	44
3.13 Compostos odorantes	45
3.14 Odor nas unidades de tratamento de esgoto.....	45
3.15 Avaliação dos odores	51
3.15.1 Nível de agrado (valores hedônicos).....	53
3.15.2 Características do odor.....	54
3.15.3 Limite de detecção (percepção)	54
3.15.4 Intensidade odorante	55
3.16 Avaliação das emissões odorantes	56
3.16.1 Análise olfatométrica	56
3.16.1.1 Definições relativas a olfatometria	57
3.16.2 Medidas físico-químicas	59
3.16.2.1 Amostragem dos compostos odorantes sem e com concentração	60
3.16.2.1.1 Amostragem sem concentração	60
3.16.2.1.2 Amostragem com concentração.....	61
3.16.2.2 Análises químicas	64
3.16.3 Dispersão dos odores na atmosfera através de modelos matemáticos.....	65
3.16.4 Nariz eletrônico.....	66

CAPÍTULO IV

4. MATERIAL E MÉTODOS	68
4.1 Caracterização da área de estudo	68
4.2 Caracterização do Sistema de tratamento de esgoto	69
4.3 Monitoramento e operação do sistema.....	72

4.3.1 Análise físico-química e análise da comunidade planctônica da fase líquida	74
4.3.1.1 Métodos de análises dos parâmetros determinados	74
4.3.2 Análises químicas dos compostos odorantes (H ₂ S e NH ₃).....	77
4.3.2.1 Cálculos para a determinação das concentrações de H ₂ S e NH ₃	78
4.3.3 Análises olfatométricas.....	79
4.3.4 Percepção pela comunidade do odor proveniente da ETE.....	80
4.3.5 Desodorização da ETE.....	81

CAPÍTULO V

5. DISCUSSÃO E RESULTADOS	85
5.1 Observações gerais.....	85
5.2 Avaliação do dimensionamento da lagoas.....	87
5.3 Taxa de transferência de oxigênio	87
5.4 Avaliação da fase líquida	88
5.4.1 Vazão	88
5.4.2 Temperatura (T).....	90
5.4.3 Potencial hidrogeniônico (pH).....	92
5.4.4 Oxigênio dissolvido	94
5.4.5 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio amoniacal (NA)	95
5.4.6 Fósforo (PT).....	97
5.4.7 Sólidos totais (ST), Sol. totais voláteis (STV), Sol. totais fixos (STF)	98
5.4.8 Sólidos suspensos totais, Sol susp. voláteis e sol. susp. fixos	100
5.4.9 Sólidos dissolvidos totais (SDT).....	101
5.4.10 Sólidos sedimentáveis.(SP).....	102
5.4.11 Demanda bioquímica de oxigênio(DBO t)	103
5.4.12 Demanda química de oxigênio (DQO).....	104
5.4.13 Relação entre DQO/DBO5 do esgoto bruto.....	105
5.4.14 Dinâmica da comunidade planctônica	106
5.5 Avaliação dos gases odorantes.....	112
5.5.1 Avaliação dos compostos químicos	112
5.5.1.1 Gás sulfídrico (H ₂ S)	112
5.5.1.2 Amônia (NH ₃)	116

	VII
5.5.2 Avaliação olfatométrica	119
5.5.3 Percepção da comunidade.....	121

CAPÍTULO VI

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	125
--	------------

CAPÍTULO VII

7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128
---	------------

ANEXOS

ANEXOS I – Resultados das análises dos parâmetros físico-químico do afluente e efluente da lagoa e resultados das análise química dos gases	135
ANEXOS II – Resultados das análises dos parâmetros oxigênio, temperatura do ar e do liquido e pH.....	138
ANEXOS III – Resultados da densidade do plâncton na lagoa de estabilização	188

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica.....	7
FIGURA 2. Princípios de funcionamento de uma lagoa facultativa	13
FIGURA 3. Aparelho olfativo	43
FIGURA 4: Tipos de testes para avaliação dos odores.....	52
FIGURA 5. Escala em desenho para teste de odor.....	54
FIGURA 6. Representação gráfica da curva de Stevens	56
FIGURA 7. Determinação do fator de diluição para o limite de detecção olfativo (K50)	58
FIGURA 8. Amostragem dos gases por família	62
FIGURA 9. Localização geográfica do município de São Ludgero e da unidade de tratamento de esgoto	71
FIGURA 10. Pontos de coleta e monitoramento da lagoa.....	73
FIGURA 11. Ponto de coleta dos gases “A1” e “A2”	79
FIGURA 12. Nível de agrado do odor.....	81
FIGURA 13. Recirculação do efluente.....	82

FIGURA 14. Locação dos aeradores	84
FIGURA 15. Presença de “nata” esverdeada.....	86
FIGURA 16. Coloração cinza na lagoa facultativa.....	86
FIGURA 17 Perfil da vazão do esgoto bruto na ETE em função da vazão da água tratada medida na rede	89
FIGURA 18: Variação da umidade relativa do ar, temperatura máxima e mínima e precipitação pluviométrica	91
FIGURA 19. Variação da temperatura ambiente e na lagoa nas duas fases de operação da lagoa.....	92
FIGURA 20. Variações do pH nas duas fases de operação da lagoa	93
FIGURA 21. Perfil do O ₂ no efluente e no interior da lagoa.....	95
FIGURA 22. Variação diária dos valores do Nitrogênio total e Nitrogênio Amoniacal afluente e efluente da lagoa.....	97
FIGURA 23. Variação do fósforo total no afluente e efluente na lagoa.....	98
FIGURA 24. Variação do esgoto bruto e efluente dos ST, STV, STF	100
FIGURA 25. Valores de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos afluente e efluente da lagoa nas duas fases do experimento.....	101
FIGURA 26. Valores de Sólidos Dissolvidos Totais afluente e efluente da lagoa nas duas fases do experimento.....	102

FIGURA 27. Valores de Sólidos sedimentáveis afluente e efluente da lagoa nas duas fases do experimento.....	103
FIGURA 28. Valores de DBO total afluente e efluente e DBO solúvel efluente da lagoa nas duas fases do experimento	104
FIGURA 29. Valores de DQO total afluente e efluente e DQO filtrada do efluente da lagoa.....	105
FIGURA 30. Relação entre a densidade de <i>Chlorella</i> vulgares e o plâncton total, no período de estudo	109
FIGURA 31 . Comunidade planctônica na lagoa, nos períodos de estudo.....	109
FIGURA 32. Densidade dos organismos clorofilados e aclorofilados no plâncton, nos períodos de estudo.....	110
FIGURA 33. Comunidade Fitoplâncton encontrados nas amostras de esgoto da lagoa de São Ludgero.....	111
FIGURA 34. Variação da concentração do H_2S dentro e fora da lagoa e da temperatura nos dias de coleta.....	114
FIGURA 35. Variação mensal da temperatura e da concentração do H_2S dentro e fora da lagoa.....	114
FIGURA 36. Variação da concentração de H_2S dentro e fora da lagoa	115
FIGURA 37. Variação da concentração do H_2S dentro e fora da lagoa e do oxigênio nos dias de coleta	115

FIGURA 38 . Variação da concentração do NH_3 dentro e fora da lagoa e da temperatura nos dias de coleta.....	117
FIGURA 39. Variação mensal da temperatura e da concentração do NH_3 dentro e fora da lagoa.....	118
FIGURA 40. Perfil quinzenal da análise de NH_3	118
FIGURA 41. Análise olfatométrica realizada no ponto de coleta dentro da lagoa avaliando o sistema de controle de odor por recirculação.....	119
FIGURA 42. Análise olfatométrica realizada no ponto de coleta fora da lagoa, avaliando o sistema de controle de odor por recirculação.....	120
FIGURA 43. Análise olfatométrica realizada no ponto de coleta dentro da lagoa, avaliando o sistema de controle de odor por recirculação combinado com aeração.....	120
FIGURA 44. Análise olfatométrica realizada no ponto de coleta fora da lagoa, avaliando o sistema de controle de odor por recirculação combinado com aeração.....	121
FIGURA 45. Respostas em percentagem dos questionários aplicados na população, com relação ao odor durante o período da recirculação	122
FIGURA 46. Respostas em percentagem dos questionários aplicados na população, com relação ao odor durante o período da recirculação combinado com aeração.....	123

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Temperatura do ar e do líquido para obter as taxas de aplicação superficial.....	35
TABELA 2. Limites de percepção olfativos de compostos.....	44
TABELA 3. Fontes de emissões odoríferas.....	50
TABELA 4. Características dos principais compostos odorantes em estações de tratamento de águas residuárias	51
TABELA 5. Recomendações da norma francesa para a piridina ou 1-butanol.....	59
TABELA 6. Soluções absorvíveis por compostos odorantes	62
TABELA 7. Soluções adsorventes e suas utilizações.....	63
TABELA 8. Método de análise dos compostos.....	64
TABELA 9. Lista dos modelos de dispersão usados para modelagem de odores de tratamentos de esgoto	66
TABELA 10. Parâmetros de Projetos.....	70
TABELA 11. Intensidade dos odores para piridina ou 1- butanol.....	80
TABELA 12. Mapa de observações meteorológicas do posto EPAGRI/ Urussanga	91

TABELA 13 Variação mensal dos questionários aplicados a população com relação ao odor proveniente da ETE.....	122
---	-----

LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS

A:	Área
AGV:	Ácidos Graxos Voláteis
a:	Constante de Stevens
ABNT:	Associação Brasileira de Normas Técnicas
b:	Crescimento da Intensidade Odorante
BHF:	Bactéria Hidrolítica Fermentativa
BHA:	Bactéria Homoacetogênea
BPOH:	Bactéria Produtora Obrigatória
C:	Concentração (mg/m ³)
CETESB:	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO ₂ :	Dióxido de Oxigênio, ou Gás Carbônico
COT:	Carbônico Orgânico Total
CH ₄ :	Gás Metano
d:	Número de Dispersão
D:	Coefficiente de Dispersão Longitudinal
DQO:	Demanda Química de Oxigênio
DQO _{filtrada} :	DQO da amostra filtrada
E:	Eficiência (%)
ETE:	Estação de Tratamento de Esgoto
F:	Forte
f:	Fraco
FATMA:	Fundação de Amparo e Tecnologia ao Meio Ambiente
FUNASA-SC:	Fundação Nacional de Saúde de Santa Catarina
H ₂ S	Gás Sulfídrico ou Sulfeto de Hidrogênio
I:	Intensidade Odorante
K ₅₀ :	Fator de Diluição de Percepção Olfativo
MA:	Metanogênica Acetrófila
MH:	Metanogênica Hidrolítica
M:	Médio

Mf:	Muito Forte
mf:	Muito Fraco
m:	Massa Molecular do Precipitado (g)
N:	Símbolo Químico do Nitrogênio
NaOH:	Fórmula Química do Hidróxido de Sódio
NH ₃	Amônia.
NKT:	Nitrogênio Kjeldahl Total
OD:	Oxigênio Dissolvido
P:	Símbolo Químico do Fósforo
PM:	Peso Molecular
pH:	Potencial Hidrogeniônico, onde $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$
Q:	Vazão
Q ₁ :	Vazão do Gás Inodora
Q ₂ :	Vazão do Gás Odorífera
SAMAE:	Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto
SSF:	Sólidos Suspensos Fixos
SST:	Sólidos Suspensos Totais
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis
T:	Temperatura (°C)
U:	Velocidade Média de Percurso no Reator
V:	Volume(l)
x:	Massa da Amônia e Compostos Orgânicos Voláteis (mg)
ës:	Carga de DBO

RESUMO

Neste trabalho são apresentados os resultados da avaliação de metodologias para desodorizar uma lagoa de tratamento de esgotos sanitários de uma comunidade de 3.200 habitantes, no sul do Brasil.

O sistema de tratamento dos esgotos é constituído de uma lagoa facultativa. Considerando que esta lagoa está funcionando sob condições próximas da anaeróbiose, ocorre a emissão de maus odores, provocando incômodos para a comunidade. Desta forma foram avaliadas duas possibilidades de desodorizar a lagoa: a primeira, através da recirculação do efluente na razão de 1/6 da vazão afluyente à lagoa, durante três meses e meio; a segunda, com a utilização de aeração combinada com a recirculação, por um período de quatro meses e meio.

Para avaliar a eficiência das duas metodologias empregadas, foram realizadas análises físico-químicas do afluyente e efluente líquidos e análises da comunidade planctônica no efluente da lagoa.

Na avaliação dos gases odorantes foram realizadas análises dos compostos químicos gás sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3), bem como a avaliação olfatométrica com a utilização de um júri de pessoas treinadas, tendo como referência de intensidade de odor soluções de 1-butanol em diferentes concentrações. Além desta metodologia de análise, foi avaliada a percepção dos odores pela comunidade residente nas proximidades da lagoa, através de aplicação de questionários durante o período de estudo.

Durante o fase inicial, com a recirculação do efluente, as análises físico-químicas do afluyente e efluente da lagoa apresentaram os seguintes resultados, relacionados com a eficiência de tratamento obtido: : 77% de redução de DBO_5 ; 45% de redução de DQO; 28% de redução de P_{total} ; 49% de redução de N_{total} ; 63% de redução de $N_{amoniacal}$; 27% de redução de Potássio; 49% de redução de ST. Na análise da comunidade planctônica o período foi marcado pela ocorrência de uma grande densidade de *Euglenófitas* e do crescimento de bactérias sulfurosas púrpuras, que utilizam o H_2S como doador de H_2 na fotossíntese, indicando portanto condições de anaerobiose e de disponibilidade de H_2S . Este período pode ser relacionado com funcionamento deficiente da lagoa (ocorrência de odor).

Com a aeração combinada com a recirculação, na segunda fase de estudo, foram obtidos os seguintes resultados para as análise físico química de afluyente e efluente: 81% de redução de DBO_5 ; 61% de redução de DQO; 39% de redução de P_{total} ; 41% de redução de N_{total} ; 36% de redução de $N_{amoniacal}$; 23% de redução de Potássio; 29% de redução de ST. A comunidade planctônica apresentou um comportamento diferencial com o funcionamento dos aeradores, com altas densidades de *Chlorella vulgaris* e o desaparecimento das bactérias sulfurosas púrpuras, bem como redução dos demais grupos verificados na fase anterior. Este período pode ser relacionado com um funcionamento mais eficiente da lagoa.

Em relação à emissão de gases, o período de recirculação do efluente para a entrada da lagoa não resultou em reduções significativas nos odores. No ponto de coleta localizado dentro da lagoa, foram obtidos valores médios de H_2S de $0,0543 \text{ mg/m}^3$ e NH_3 de $0,2903 \text{ mg/l}$. Para o ponto de coleta localizado fora da lagoa, os valores médios obtidos foram de $0,1345 \text{ mg/m}^3$ de H_2S e $0,0208 \text{ mg/l}$ de NH_3 . Os resultados com o júri de pessoas treinadas indicaram que o odor exalado dentro e fora da lagoa é forte, e a comunidade apontou em seus questionários que o odor incomodava muito.

No segundo período de estudo, com a recirculação combinada com a aeração, ocorreram melhores resultados quanto ao aspecto da desodorização, sendo verificados valores médios de H_2S de $0,0158 \text{ mg/m}^3$ dentro da lagoa e de $0,0083 \text{ mg/m}^3$ fora da área da lagoa.

Também foram obtidos valores médios de NH_3 de 0,0957 mg/l no ponto localizado dentro da lagoa e de 0,0073 mg/l no ponto fora da lagoa. Desta forma, ocorreram reduções médias de 94 % para o parâmetro H_2S e de 65 % para o parâmetro NH_3 , no ponto de análise fora da área da lagoa. A avaliação olfatométrica realizada pelo júri de pessoas treinadas neste período indicaram odor com intensidade média dentro da lagoa e intensidade fraca fora da área da lagoa, sendo que a comunidade apontou em seus relatórios que o odor não mais incomoda.

Desta forma, os resultados indicaram potencialidades positivas na redução dos odores em lagoas de estabilização com a aplicação do processo de recirculação combinado com a aeração.

ABSTRACT

In this work the results of the evaluation of methodologies are presented to odor control of a lagoon of treatment of sanitary sewers of a community of 3.200 habitants, in the south of Brazil.

The system of treatment of the sewers is constituted of a facultative lagoon. Considering that this lagoon is functioning under close conditions to anaerobic, the emission of bad odors occurs, provoking bothering for the community. This way two possibilities had been evaluated to deodorize the lagoon: the first one, through the recirculation of the effluent one in the reason of 1/6 of the affluent outflow to the lagoon, during three months and half; second, with the use of aeration combined with the recirculation, for a period of four and a half months.

To evaluate the efficiency of the two used methodologies, analyses had been carried through physico-chemistries of the effluent tributary and liquids and analyses of the planktonic community in the effluent one of the lagoon.

In the evaluation of the odors gaseous sulfide (H_2S) and ammonia had been carried through analyses of chemical composites (NH_3), as well as the olfactometric evaluation with the use of a jury of trained people, having as reference of odor intensity solutions of 1-butanol in different concentrations. Beyond this methodology of analysis, the perception of the odors for the resident community in the neighborhoods of the lagoon was evaluated, through application of questionnaires during the study period.

During the initial phase, with the recirculation of the effluent one, the analyses physico-chemistries of the effluent tributary and of the lagoon had presented the following results, related with the efficiency of gotten treatment: 77% of BOD reduction; 45% of DQO reduction; 28% of reduction of total Phosphorous; 49% of reduction of total Nitrogen; 63% of reduction of Nitrogen ammonia; 27% of Potassium reduction; 49% of reduction of total solids. In the analysis of the planktonic community the period were marked by the occurrence of a great density of Euglenófitas and the growth of sulphureous purple bacterium, that use the H_2S as giver of H_2 in the photosyntheses, indicating therefore conditions of anaerobic and availability of H_2S . This period can be related with deficient functioning of the lagoon (odor occurrence).

With the aeration combined with the recirculation, in the second phase of study, the following ones resulted for the chemical physical analysis of effluent tributary had been gotten and: 81% of BOD reduction; 61% of DQO reduction; 39% of reduction of total Phosphorous; 41% of reduction of total Nitrogen; 36% of reduction of Nitrogen ammonia; 23% of Potassium reduction; 29% of total solids reduction. The planktonic community presented a distinguishing behavior with the functioning of aerated, high vulgaris densities of *Chlorella* and the disappearance of the sulphureous purple bacterium, as well as reduction of the others groups verified in the previous phase. This period can be related with a more efficient functioning of the lagoon.

In relation to the emission of gases, the period of recirculation of the effluent one for the entrance of the lagoon did not result in significant reductions in the odors. In the located point of collection inside of the lagoon, had been gotten average values of 0,0543 H_2S of 0,2903 mg/m³ and NH_3 of mg/l. For the located point of collection outside of the lagoon, the gotten average values had been of 0,1345mg/m³ of H_2S and 0,0208 mg/l of NH_3 . The results

with the jury of trained people had indicated that the exhaled odor inside and are of the lagoon are strong, and the community pointed in its questionnaires that the odor bothered a lot.

In the second study period, with the recirculation combined with the aeration, they had occurred better resulted with the aspect of reduction of odor, being verified average values of H_2S of the $0,0158 \text{ mg/m}^3$ inside of lagoon and of $0,0083 \text{ mg/m}^3$ is of the area of the lagoon. They were also obtained medium values of $0,0957 \text{ NH}_3$ of mg/l in the point inside of the lagoon and $0,0073 \text{ mg/l}$ in the point is of the lagoon. This way, average reductions of 94 % for parameter H_2S and 65 % for parameter NH_3 had occurred, in the point of analysis are of the area of the lagoon. The olfactometric evaluation carried through by the jury of people trained in this period had indicated odor with average intensity inside lagoon and weak intensity out of the lagoon area, being that the community pointed in its reports that the odor does not bother anymore.

This way, the results had indicated positive potentialities in the reduction of the odors in stabilization lagoons with the application of the recirculation process combined with the aeration.

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO

A importância do saneamento e sua relação com a saúde humana são preocupação desde a existência das primeiras aglomerações urbanas, sendo comprovada em qualquer parte do mundo a relação de doenças com a inexistência ou precárias soluções sanitárias.

Os dejetos humanos sabidamente são veículos de germes patogênicos de varias doenças, como febre tifóides, diarreias infecciosas, esquistossomose, etc. Com o aumento das concentrações populacionais surgiram também epidemias que abateram milhões de pessoas.

Para combater tais problemas, sanitaristas ao longo do tempo vem buscando soluções técnicas visando reduzir ou eliminar tais doenças, através da coleta dos esgotos e a sua destinação para tratamento adequado. Nesse sentido para cada caso existem diversas soluções individuais ou coletivas tais como, tanques sépticos, valas de infiltração, trincheiras filtrantes, filtros biológicos, reatores de manta de lodo, valos de oxidação, estações convencionais de tratamento de esgoto e lagoas de estabilização entre outras.

Nos países em desenvolvimento como o Brasil com grandes extensões de terra com características de clima tropical e pela falta de pessoal capacitado para operacionalização de unidades de tratamento complexas, as lagoas de estabilização vêm se tornando uma forma econômica e eficiente de resolver o problema de tratamento de esgoto para grandes e pequenas comunidades. Tal alternativa de tratamento de esgoto quando bem dimensionadas reduzem significativamente os custos de operação e manutenção atingindo altos índices de eficiência.

Entretanto algumas lagoas principalmente do tipo anaeróbias, podem apresentar incômodos às populações rurais e urbanas nas suas vizinhanças devido à exalação de maus odores.

Tais odores são provenientes de misturas complexas de moléculas orgânicas ou minerais voláteis, com propriedades físico químicas diferentes (BELLI *et al.*, 1998).

Da mesma forma, mas em menor intensidade, as lagoas denominadas facultativas também podem apresentar problemas de odores devido a uma série de fatores como carga orgânica superior à sua capacidade de tratamento, problemas operacionais diversos, mudança de temperaturas, introdução de cargas tóxicas, etc.

Este trabalho de dissertação é resultado de um estudo de caso da lagoa facultativa de tratamento de esgoto sanitário do SAMAE de São Ludgero, que passou a apresentar com frequência problemas de odores durante a sua operação nos últimos dois anos.

Projetada para construção em local adequado do ponto de vista técnico, a área destinada às lagoas de tratamento teve suas áreas vizinhas ocupadas com o passar dos anos pela implantação de loteamentos residenciais. Nestas condições, os odores provenientes da lagoa de tratamento passaram a ser objeto de constantes reclamações da população local, com a intensificação desta situação no ano de 2000, com constantes intervenções da imprensa local e da Câmara de Vereadores sobre o assunto.

Diante destes fatos, atendendo à solicitação do SAMAE de apoio técnico para a solução do problema, a Coordenação Regional de Saúde de Santa Catarina através da Divisão de Engenharia da FUNASA em acordo com o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, elabora um projeto de pesquisa para investigar e desodorizar os maus odores provenientes da lagoa.

Este trabalho esta inserida no Programa de Pesquisa em Saneamento básico, e integra-se ao estudo do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, sobre a gestão da qualidade do ar e de efluentes líquidos. Entre eles pode-se citar, os trabalhos realizados junto ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), os trabalhos de gestão dos odores na suinocultura e a gestão da qualidade do ar em refinarias de petróleo.

CAPÍTULO II

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência da desodorização de uma lagoa facultativa do SAMAE de São Ludgero/SC que vem funcionando próximo da anaerobiose, utilizando-se técnicas de recirculação do efluente e o emprego aeração com aeradores de baixa potência.

2.2 Objetivo Específico

- Reduzir os incômodos provenientes das emissões com maus odores de uma lagoa facultativa com o emprego de duas técnicas de desodorização a primeira o emprego da recirculação e a segunda a aeração utilizando aeradores de eixo horizontal.
- Avaliar a redução das emissões odoríferas para as duas técnicas de desodorização, através de análises química dos gases, análises olfatométricas e a percepção dos odores pela comunidade através de questionários.
- Avaliar o desempenho de funcionamento da lagoa facultativa, durante o período da recirculação e durante o segundo período a aeração combinada com a recirculação.

CAPÍTULO III

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Conceito de Lagoa Anaeróbia

As lagoas anaeróbias são reconhecidas atualmente como excelente opção para remoção de poluentes orgânicos, porém devem ser considerada como etapa inicial do tratamento, pois, como qualquer outro reator anaeróbio produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido, concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento baseados em processos biológicos aeróbios.(MONTEGGIA E SOBRINHO, 1999)

O processo se desenrola como em grandes fossas sépticas a matéria orgânica em suspensão se deposita no fundo da unidade, onde entra em digestão anaeróbia. A matéria orgânica contida no líquido sofre também uma parcial estabilização anaeróbia. Estas lagoas apresentam maior eficiência no verão do que no inverno, em virtude de ocorrer a maior atividade bacteriana com altas temperaturas.

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos esgotos. Elas são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, que resulta em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido. Sua profundidade normalmente varia de 2,5m a 4,5m e o tempo de detenção hidráulico varia de 3 a 6 dias (UEHARA, 1989).

Segundo VON SPERLING (1996c) a estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato das bactérias anaeróbias se reproduzirem numa vagarosa taxa. A eficiência de redução de DBO é da ordem de 50% a 60%. A DBO efluente é ainda elevada, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento.

3.1.1 Princípio de Funcionamento

Segundo FOREST *et al.*, (1999), a digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações seqüenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. Para a digestão anaeróbia de material orgânico complexo, como proteínas,

carboidratos e lipídeos, pode-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global da conversão:

- **Hidrólise**

Segundo FOREST *et al.*, (1999), nesta etapa os polímeros orgânicos são convertidos em compostos dissolvidos de menor peso molecular, sob a ação das exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas por meio de (poli) peptídeos para formarem aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C₁₅ a C₁₇) e glicerina.

- **Acidogênese**

Os produtos hidrolisados ou liquefeitos são metabolizados nas células das bactérias fermentativas e após a acidogênese excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácidos lácticos e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc. A fermentação acidogênica é realizada 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 esgotos, porque o oxigênio dissolvido eventualmente presente poderia se tornar uma substância tóxica, se não fosse removido pela acidogênese facultativa.

- **Acetogênese**

A acetogênese é uma etapa reguladora do processo. É a conversão dos compostos da acidogênese em produtos que formarão os substratos para a produção do metano, acetato, hidrogênio, e dióxido de carbono. Uma fração de aproximadamente 70% da DQO originalmente presente é convertido em ácido acético, enquanto o restante da DQO é concentrado no hidrogênio formado.

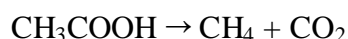
Numa mistura de poluentes orgânicos, como nos esgotos domésticos, é possível que estes processos ocorram simultaneamente, mais haverá tendência de se formar mais hidrogênio do que dióxido de carbono. Isto ocorre devido ao fato de que a média do número

de elétrons transferíveis (Nel) sempre é maior que 4 por átomo de carbono C. Desta forma a conversão dos compostos originais para ácido acético, tende a ser um processo oxidativo e, como tal, causa a liberação simultânea de um produto reduzido, o hidrogênio. Por outro lado, a liberação do 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 ácido acético.

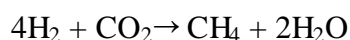
• **Metanogênese**

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:

- metanogênese acetotrófica:



- metanogênese hidrogenotrófica:

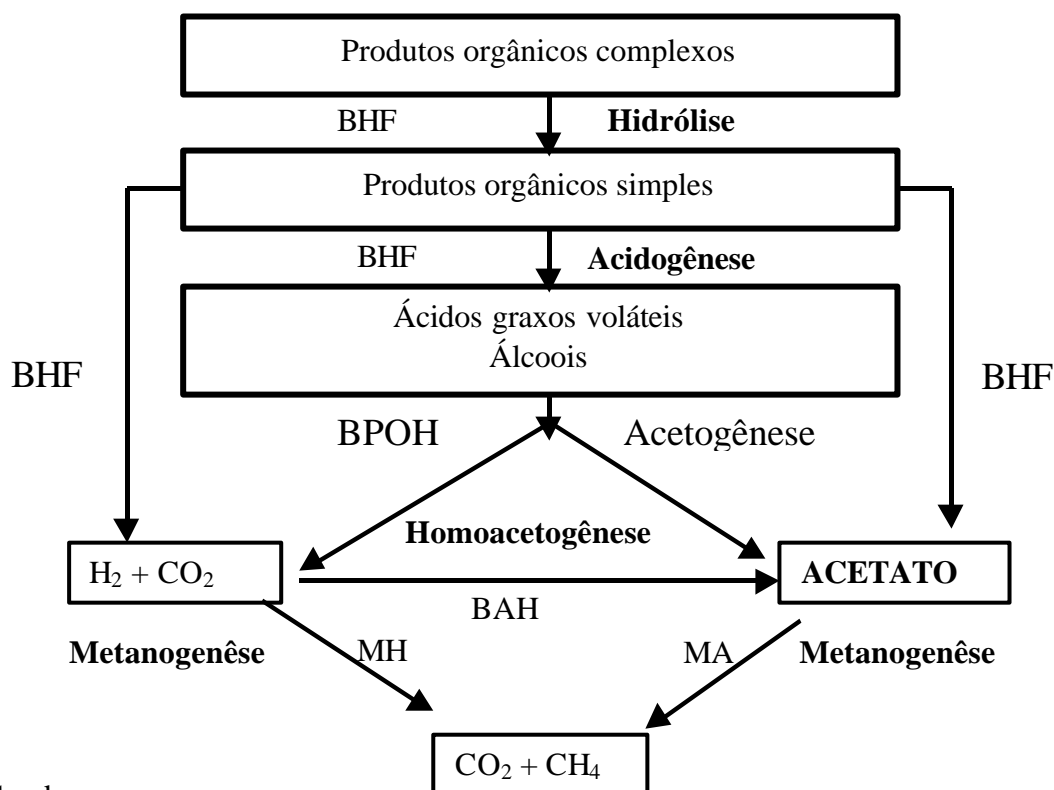


As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a velocidade de transformação de material orgânico complexo no esgoto. As atividades das bactérias metanogênicas depende do pH. As condições ótimas se situam entre valores de pH 6,6 a 7,6. Na figura 1 é apresentado esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica.

FOREST *et al.*, (1999), relata que além dos processos fermentativos que levam a produção de biogás, pode ocorrer a presença de oxidantes alternativos, que permitem o crescimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. Estes oxidantes são o nitrato e sulfato. O nitrato quando usado como oxidante é reduzido de nitrogênio molecular em processo denominado desnitrificação, e o sulfato pode ser reduzido a sulfeto.

Segundo VAN HANDEL E LETTINGA (1994), o valor do pH em um meio anaeróbio é extremamente importante, pois uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH estiver 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. Com um pH baixo a fermentação ácida pode prevalecer sobre a fermentação metanogênica, tendo como resultado o azedamento do conteúdo do reator. Desta forma, o reator somente começará a funcionar de novo após a adição de alcalinidade externa.



Sendo:

BHF – Bactérias hidrolíticas fermentativas

BPOH – Bactérias produtoras obrigatórias de hidrogênio

BHA – Bactérias Homoacetogêneas

MH – Metanogênica hidrogenotróficas

MA – Metanogênica acetotróficas

Figura 1: Esquema da Digestão Anaeróbia da Matéria Orgânica

Fonte: MANOIR 1991; citado por BELLI, 1995.

3.2 Conceito de Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são dispositivos de tratamento para os quais são encaminhados esgotos brutos ou pré-tratados, visando a estabilização bioquímica da matéria orgânica afluyente por meio do metabolismo de organismos aeróbios, que se utilizam do oxigênio produzido pelas algas que aí proliferam devido à manutenção de condições ambientais favoráveis e de organismos anaeróbios que proliferam na camada de lodo que se depositam no fundo. Também podem ser definidas como um corpo de água lântico, construído pelo homem, e destinados 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 por processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos, denominados autodepuração ou estabilização (UEHARA, 1989).

Uma lagoa facultativa se caracteriza pela existência de uma camada superior onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predominam as condições anaeróbias. O oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias na camada superior provém principalmente das algas ali existentes. Essas algas utilizam-se dos produtos finais do metabolismo, seja dos seres aeróbios das camadas superiores, seja dos seres anaeróbios junto ao fundo, para a fotossíntese. Uma lagoa facultativa se constitui então em um ecossistema, no qual a manutenção do equilíbrio biológico é fundamental para o funcionamento do processo.

Segundo ARAÚJO (2000), o processo de tratamento do esgoto nas lagoas facultativas ocorre em taxas mais lentas, sendo necessário um tempo de detenção entre 15 e 45 dias em função da cinética de remoção da DBO e do regime hidráulico da lagoa. Menores tempos de detenção podem ser adotados em regiões de clima mais quente. Para locais com esgotos concentrados (baixa vazão per capita e alta DBO), o tempo de detenção tende a ser elevado.

JORDÃO & PESSOA (1995), considera que o uso de lagoa facultativa é uma solução simples de baixo custo quando se dispõe de área com topografia adequada e de custo acessível. Sendo que elas podem operar sozinhas ou em seqüência a uma lagoa aerada ou anaeróbia, o único cuidado complementar é a previsão de tratamento preliminar provido de grade e caixa retentora de areia. Quando bem dimensionadas raramente uma lagoa facultativa produz odores, porém recomenda-se que não sejam construídas junto à áreas com residências.

Deve-se levar em consideração o sentido predominante dos ventos e localizá-las a pelo menos 500 metros das áreas residenciais ou outro tipo de ocupação urbana.

3.2.1 Princípio de funcionamento da lagoa

O esgoto afluyente entra em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta. Ao longo desse percurso, que demora vários dias uma série de mecanismo contribui para a purificação dos esgotos. Estes mecanismos ocorrem nas três zonas das lagoas denominadas: zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa (VON SPERLING, 1996c).

A zona anaeróbia é constituída pela matéria orgânica sedimentada, dando origem ao lodo presente no fundo da lagoa. Esse lodo é decomposto anaerobiamente e convertido principalmente a CO_2 e CH_4 , restando após um longo período, somente o material inerte ali sedimentado (KELLNER & PIRES, 1998).

Durante o inverno a atividade bacteriana no lodo do fundo é inibida pelas baixas temperaturas, o limite inferior é 15°C ou seja, com temperaturas abaixo deste valor as bactérias anaeróbias têm pouca atividade. Nessa ocasião acumula-se matéria orgânica no fundo, e a espessura do lençol de lodo aumenta progressivamente. Com a elevação da temperatura, ao final do inverno, a atividade bacteriana aumenta, e toda a massa de lodo acumulada durante o inverno passa a ser rapidamente estabilizada, com a conseqüente liberação para o meio líquido de razoável quantidade de compostos orgânicos.

Os autores SILVA&MARA (1978), observaram que nas temperaturas maiores do que 15°C desenvolve-se uma intensa digestão anaeróbia e, como decorrência desta, raramente a espessura da camada de lodo ultrapassa a 25cm e freqüentemente é muito menor do que este valor. Raramente se torna necessária a remoção do lodo, o que pode ocorrer uma vez a cada 10 ou 15 anos. Estudos realizados em uma lagoa facultativa primária no Espírito Santo por GONÇALVES *et al.*, (1999), relatam que a taxa de acumulação de lodo foi de 1,53cm/ano ou 0,07l/hab.dia, resultando uma formação da camada de lodo com altura média de 26,7cm em 18 anos de operação.

Segundo VON SPERLING (1996c), os meses de verão não são necessariamente os meses de melhor desempenho da lagoa, haja vista que a estabilização anaeróbia do lodo de fundo pode gerar subprodutos solúveis não estabilizados, os quais ao serem reintroduzidos na massa líquida superior, são responsáveis por uma nova carga de DBO.

De acordo com ANDRADE NETO (1997), compostos mal cheirosos, como gás sulfídrico por exemplo, que se formam principalmente na camada de lodo do fundo, são oxidados no meio aeróbio e via de regra não alcançam a superfície. Assim, não há problemas de mau odor, salvo esporádicos problemas de sobrecarga ou variações bruscas de temperatura. Nas regiões onde ocorrem variações bruscas de temperatura, aconselha-se empregar profundidades maiores que 1,20m, fazendo com que a massa líquida funcione como um isolante térmico, já que a água possui baixo coeficiente de condutividade térmica (KELLNER & PIRES, 1998).

A zona aeróbia ocorre nas camadas superiores do estrato líquido, parcialmente claro, a penetração da luz o qual permite o desenvolvimento do processo aeróbio (ANDRADE NETO, 1997; VON SPERLING, 1996c). A penetração da luz é obstaculada pela turbidez do líquido, turbidez essa causada principalmente pela presença das próprias algas. A produção de oxigênio não depende apenas da energia luminosa, mas de diversos outros fatores, como disponibilidade de nutrientes e da temperatura do meio. Em meios onde haja fartura de nutrientes, tanto a temperatura quanto a luminosidade do ambiente podem se tornar fatores limitantes.

Segundo UEHARA (1989), a produção de oxigênio dissolvido oscila de acordo com a profundidade, hora do dia, estação do ano e nebulosidade. Nas lagoas facultativas, em certas horas do dia, o oxigênio fotossintético em grande parte encapsulado em finas bolhas pode chegar às camadas superficiais em concentrações superiores a 35 mg/l, condição aparente de supersaturação. Durante a madrugada, as concentrações de OD caem a valores de 0,5 mg/l a 2,0mg/l e na maioria das lagoas a partir das duas horas da manhã não se verifica a presença de oxigênio. O autor MENDONÇA (1990), relata que as maiores concentrações são registradas à tarde entre 12 e 16 horas. Esta fotossíntese intensa causa um aumento no pH até valores de 10,5. A principal causa dessas variações está no consumo do gás carbônico realizado pelas algas, no processo da fotossíntese (BRANCO, 1978).

Quando há uma elevação do pH acima desses valores, ocorre 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, um

decréscimo da população saprófita pode ser prejudicial aos processos de decomposição da matéria orgânica (UEHARA, 1989).

Segundo VON SPERLING (1996c), a zona onde possa haver a presença ou ausência de oxigênio, é denominada Zona Facultativa. Tendo em vista que a fotossíntese só ocorre durante o dia, fazendo com que à noite, possa prevalecer a falta de oxigênio na maior parte da coluna líquida. Devido a estes fatos é importante que haja diversos grupos de bactérias, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, que possam sobreviver e proliferar, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Na ausência de oxigênio livre, são utilizados outros aceptores de elétrons, como nitratos (condição anóxicas) e sulfatos e CO₂ (condições anaeróbias).

As algas utilizam o CO₂ 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. As algas necessitam de luz solar, se localizam preferencialmente na camada superior normalmente entre 15,0 a 40,0 cm de profundidade (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Segundo UEHARA (1989), quando o sistema entra em funcionamento com poucas habitantes, a taxa de aplicação superficial é baixa e como consequência grandes tempos de detenção são disponíveis. Neste período a lagoa apresenta excelentes rendimentos na remoção de DBO e coliformes fecais, predominância durante o dia de altos valores de pH (9 a 11). Ocorre também a diversificação da população de seres vivos na lagoa, o aparecimento de certos predadores como os protozoários e as Daphnias, que se alimentam das algas e bactérias e são mais comuns em lagoas de polimento.

Por outro lado, uma lagoa facultativa excessivamente carregada permite um crescimento rápido de bactérias, implicando num aumento da demanda de oxigênio que pode ser suprida pela ação das algas ou do vento. Disso decorre a morte das algas e o declínio do oxigênio dissolvido, condições estas que levam à anaerobiose da lagoa, à produção de odor e à redução da eficiência global do sistema.

Para UEHARA (1989), a necessidade do estabelecimento da máxima carga orgânica superficial em uma lagoa de estabilização facultativa primária ou secundária, assegura duas condições essenciais. A primeira que a operação se processe sem a emissão de odores. Para

que isso ocorra, a demanda de oxigênio pelas bactérias e algas não deve ser superior a capacidade de reoxigenação resultante da fotossíntese e da reaeração superficial. A segunda que a qualidade do efluente, obtida numa primeira lagoa, determine o tamanho da lagoa subsequente, isto é, quanto menor for a remoção de DBO na primeira célula, maior será o tamanho das lagoas subsequentes.

Segundo ROCHA *et al.*, (1999), a diversidade e biomassa são muito influenciadas pela carga orgânica aplicadas na lagoa. De acordo com UEHARA, (1989), nas lagoas primárias que recebem carga de 300kg/DBO/ha.d, verifica-se uma menor diversidade do fitoplâncton, prevalecem aquelas mais resistentes como as do gênero *Chlamydomonas*. Em lagoas secundárias onde a carga orgânica são mais baixas observa-se que as populações e as espécies de algas são mais numerosas. As do gênero *Chlorella*, por estarem mais associadas a essas condições, predominam na zona fótica. Em lagoas facultativas, o efluente final apresenta elevadas concentrações de algas (10^4 a 10^6 algas/ml).

Os mecanismo das lagoas de estabilização relatados por BRITO (1994), consistem na ação das bactérias e dos vegetais subaquáticos clorofilados: as primeiras, decompondo a matéria orgânica, e as segundas fornecendo oxigênio para ser utilizado pelas primeiras. As bactérias heterotróficas aeróbicas atuando sobre a matéria orgânica do esgoto lançado na lagoa, oxida-a e a decompõem em moléculas mais simples e estáveis que serão utilizadas pelas algas como nutrientes. Com o processo fotoquímico, as algas liberam um subproduto, o oxigênio, que será utilizado pelas bactérias na respiração, oxidando a matéria orgânico do esgoto. A figura 2 mostra os princípios de Funcionamento de uma lagoa facultativa (JORDÃO & PESSOA, 1995).

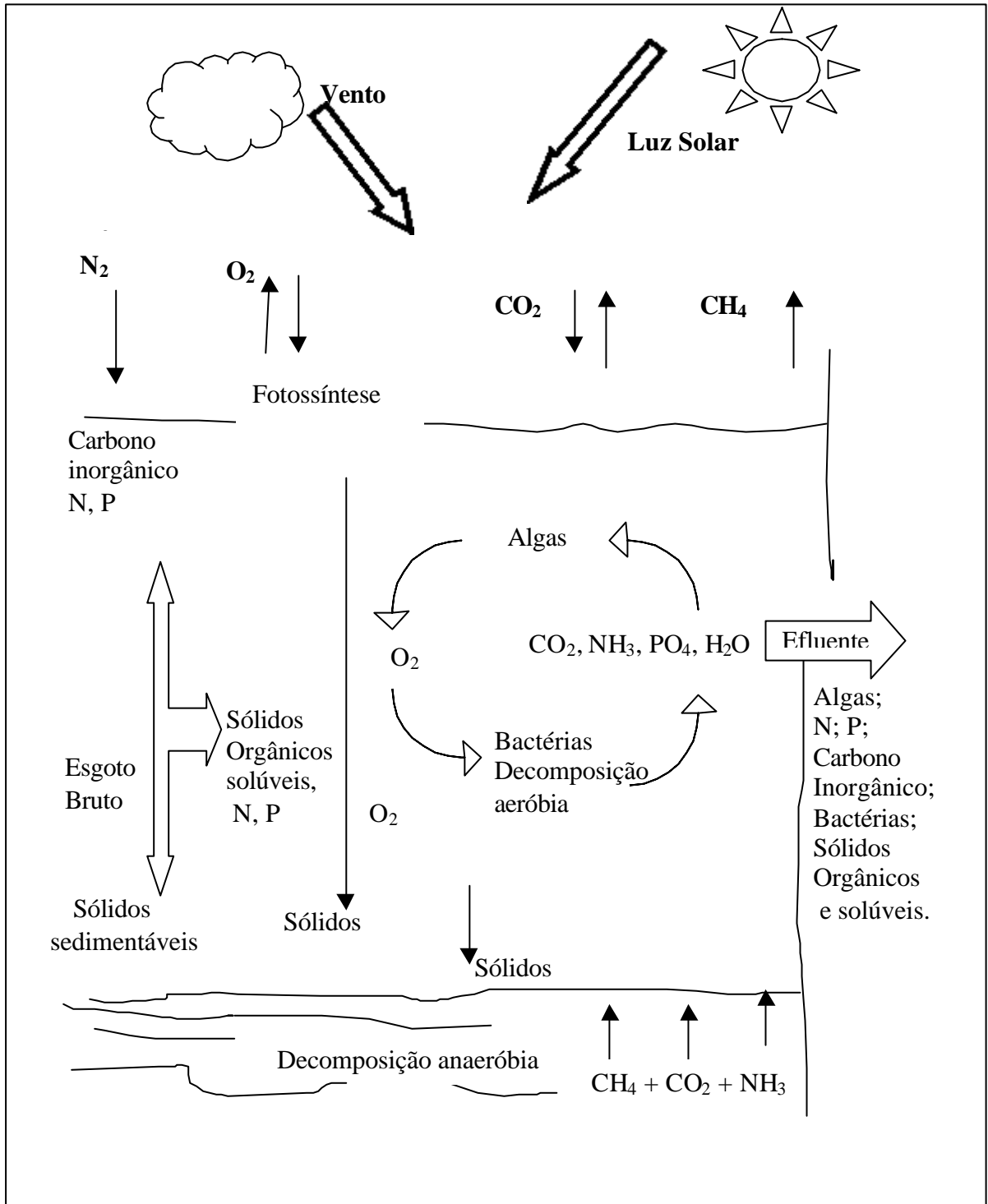


Figura 2 : Princípios de Funcionamento de uma lagoa facultativa

Fonte: JORDÃO & PESSOA, 1995.

3.2.1.1 Fatores Físicos

- **Área superficial:**

A área superficial segundo JORDÃO & PESSOA (1995), é a área sujeita à iluminação e à ação do vento. A rigor a área superficial da lagoa, pode ter qualquer formato, no entanto deve-se evitar o efeito indesejado dos curtos-circuitos e das zonas mortas. A lagoa deve ter preferivelmente formato retangular, obedecendo no entanto as peculiaridades topográficas em relação à compensação de volumes de cortes e aterro. É recomendável superfície com comprimento longo a qual favorece a dispersão e o escoamento hidráulico no sentido da direção do vento dominante.

Nas lagoas facultativas, a área de espelho de água adotado no projeto é definida pela carga de esgotos nelas aplicadas. A carga orgânica aplicada, por sua vez, varia ao longo dos anos de operação de uma lagoa em função das vazões e contribuições de esgotos que ingressam no sistema (UEHARA, 1989).

- **Profundidade:**

A tendência atual é de não se utilizar lagoas rasas , adotando-se profundidade variando de 1,50m a 3,0m (VON SPERLING, 1996c).

Em climas áridos as taxas de evaporação são altas e as perdas de água devem ser minimizadas pelo aumento da profundidade para cerca de 2,0 metros. Por conseguinte, reduzindo-se a área da superfície. Em climas frios profundidades similares a esta última são usadas de maneira a preservar tanto quanto possível a energia térmica existente nas águas residuárias afluentes (SILVA & MARA, 1979).

- **Mistura**

A distribuição dos esgotos em uma lagoa, qualquer que seja o seu tipo, deve ser a mais uniforme para que se possa utilizar, da melhor maneira, todo o volume da lagoa, aproximando-se, assim, a detenção real daquela teoricamente prevista em projeto. Esse procedimento serve para evitar o surgimento de correntes preferenciais, curtos-circuitos e zonas mortas (UEHARA, 1989).

Segundo KELLNER & PIRES (1998), múltiplas entradas e múltiplas saídas têm provado serem muito eficientes na prevenção de curtos circuitos em lagoas. As saídas do esgoto devem estar localizadas o mais longe possível da entrada. O chicanamento melhora a eficiência das lagoas. Essa melhora deve-se ao fato de esse procedimento aumentar o valor de percurso do fluído na lagoa e será tanto maior quanto mais estreito for o canal de chicanamento.

3.2.2.2 Fatores Químicos

- **Oxigênio dissolvido (OD):**

O processo de tratamento em lagoas de estabilização é um processo misto, no qual a fotossíntese, realizada pelas algas, constitui a principal fonte de oxigênio. Para que se mantenham as condições de aerobiose é necessário que haja um balanço de oxigênio produzido ou introduzido e o consumido pela oxidação biológica do sistema (BRANCO, 1978).

Neste balanço os principais fatores são, de um lado, a população de algas e a luz e, de outro lado a população de bactérias e outros microorganismos heterótrofos e a carga de esgoto a ser oxidada. O oxigênio pode não provir exclusivamente da fotossíntese, sendo possível também a reaeração pelo ar atmosférico, através da superfície exposta. A produção de oxigênio pelas algas é máxima quando se acham em fase logarítmica de reprodução, isto é, quando as condições de nutrição são favoráveis, especialmente nas lagoas no que se refere ao fornecimento de carbono. Na falta de carbono elas se tornam menos ricas em clorofila, passando a acumular reservas sob a forma de hidratos de carbono e gorduras, apresentando-se envelhecidas. Nesta situação elas apresentam uma produção de oxigênio menor que a sua própria demanda respiratória. Segundo BRANCO (1978), a camada da lagoa onde há maior produção de oxigênio é a chamada *zona eufótica*, onde se dá a absorção de 99% da luz incidente.

De acordo com UEHARA (1989), outro fenômeno observado é o da estratificação térmica na massa líquida. Quando ocorre nos primeiros 20cm a 40cm da camada superficial estão presentes altas concentrações de oxigênio dissolvido, e nas regiões imediatamente abaixo da termoclima essas concentrações caem bruscamente ou não se verificam. O rompimento natural desta camada só será possível se ocorrer o fenômeno de mistura através

da ação dos ventos. Entretanto abaixo da termoclina pronunciados e persistentes, é possível, em algumas lagoas facultativas, se encontrar oxigênio graças à presença de certas espécies de algas fitoflageladas (como as Euglenóides) que dotadas de mobilidade própria, exercem normalmente sua atividade fotossintética.

- **pH:**

Potencial hidrogeniônico representa a concentração de íons hidrogênio H^+ em escala antilogarítmica, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade a água residuária (VON SPERLING, 1996a).

As lagoas facultativas necessitam de um ambiente ligeiramente alcalino para melhor desempenho do processo, e o teste de pH indica se elas estão ácidas ou alcalinas. Se o efluente da lagoa possuir uma coloração verde bastante acentuada, certamente seu pH estará na faixa alcalina, caso apresente uma tonalidade verde amarelada, isto indicará uma tendência para acidificação (UEHARA, 1989).

O pH superior a 9,0 pode causar a precipitação do fósforo sob a forma de ortofosfatos insolúveis, limitando o crescimento das algas. Além disso muitas bactérias são sensíveis a variações além dos limites de 6,0 e 9,0 e a própria taxa de fotossíntese pode ser reduzida pela elevação muito acentuada de pH. O pH tem também um efeito na diminuição ou mortandade das bactérias entéricas. Por exemplo, a bactéria *E. Coli* pode não sobreviver em valores de pH acima de 9,0. Essa mesma faixa de pH está acima daquela tolerável pelas bactérias responsáveis pelos processos de biodegradação da matéria orgânica (UEHARA, 1989).

- **Nutrientes**

Todos os seres vivos, para que possam desempenhar as suas funções de crescimento, locomoção, reprodução e outras, necessitam basicamente de energia, carbono e nutrientes. Normalmente o esgoto doméstico possui esses elementos em abundância e as necessidades para o crescimento desses organismos no processo biológico são satisfeitas. Em termos de fonte de carbono, existem dois tipos de organismos: os seres autótrofos e os seres heterótrofos. Em termos de fonte de energia há basicamente dois tipos de organismos, os fototróficos e os quimiotróficos (UEHARA, 1989; VON SPERLING, 1996b).

As bactérias aeróbias necessitam de uma relação aproximada de DBO/nitrogênio/fósforo de 100:5:1. As diferentes espécies de algas têm preferência por determinadas formas de compostos de nitrogênio e de carbono, e dependendo como elas assimilam-nas podem produzir mais ou menos oxigênio. Elas necessitam para o seu desenvolvimento e reprodução de 106 átomos de carbono e 15 de nitrogênio para cada átomo de fósforo.

A fonte de carbono encontra-se no esgoto na forma de alcalinidade e gás carbônico, os quais podem ser aproveitados pelas algas, sendo este o elemento fundamental para a vida das algas. Caso ocorra a deficiência desse gás, na água, esse elemento poderá ser fornecido pela atmosfera (UEHARA, 1989).

Segundo BRANCO (1978), a fonte de carbono é constituída, principalmente, pelos vários tipos de compostos orgânicos de que se nutrem as bactérias, protozoários e outros seres heterótrofos e pelo gás carbônico resultante da atividade destes que servirá a nutrição dos autótrofos. Existem algumas algas, como *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Euglena*, etc., que normalmente vivem autotroficamente quando em presença da luz, podem viver à custa de matéria orgânica da mesma forma que as bactérias e protozoários quando a luz é escassa. Os seres heterótrofos necessitam também das fontes de nitrogênio e fósforo, sendo que esses elementos são obtidos a partir das próprias moléculas dos compostos orgânicos mais complexos. As principais fontes desses elementos são a amônia e os sais minerais resultantes da decomposição da matéria orgânica, bem como de outras substância, especialmente detergentes que são lançados ao esgoto.

O nitrogênio, que é necessário para o crescimento das algas, pode ser o orgânico que num primeiro momento é liberado como amônia (NH_4^+) e num segundo momento, é transformado em nitrato (NO_3^-), pela decomposição bacteriana (UEHARA, 1989).

- **Materiais Tóxicos:**

A eventual presença de substâncias tóxicas no esgoto afluente das lagoas deve ser resolvido na fonte, ou seja o operador deve notificar o órgão competente de controle de poluição sobre o problema (UEHARA, 1989).

As lagoas de estabilização têm demonstrado suportar cargas elevadas de substâncias tóxicas, principalmente se não são lançadas bruscamente, isto é, quando ocorre um período de

aclimatação dos microorganismos presentes na lagoa. Logo toxicidade é um termo relativo. Dependendo da concentração em que se encontra, uma mesma substância pode ser estimulante ou tóxica. Existe a possibilidade de redução do efeito tóxico de uma substância pela presença de outra e aumento do efeito tóxico de uma substância pela presença de outra.

3.2.2.3 Fatores ambientais

- **Temperatura:**

De acordo com JORDÃO & PESSOA (1995), a temperatura é o fator mais atuante, pois a decomposição que ocorre pelas bactérias, depende igualmente da temperatura e a eficiência da lagoa está ligada diretamente com a temperatura.

- **Insolação:**

Segundo UEHARA (1989), a energia solar é fundamental para a operação efetiva das lagoas de estabilização, uma vez que contribui para a produção de oxigênio através da realização da fotossíntese. A percentagem da luz disponível anual varia por todo o país e é determinada pela latitude, altitude e cobertura das nuvens. A quantidade de energia solar disponível auxilia a determinar a área e a profundidade necessárias para uma operação adequada. A energia consumida pelas algas é obtida principalmente da parte visível do espectro da radiação solar, particularmente entre comprimento de ondas ou cor de 4 mil a 7 mil Angstroms. Somente 2% a 7% dessa radiação solar visível são utilizáveis pelas algas que, para fotossintetizarem, não necessitam de uma exposição contínua à energia solar.

A velocidade da fotossíntese não aumenta ininterruptamente à medida que aumenta a intensidade da luz. Cada alga apresenta uma determinada taxa de crescimento e de desenvolvimento.

- **Vento**

O vento tem importância para as lagoas na medida em que favorecem a homogeneização da massa líquida e a formação de ondas ; contribuem para uniformizar a distribuição do oxigênio dissolvido e aumentam a superfície de contato das partículas de água

com a atmosfera, com conseqüente aumento da eficiência de transferência de oxigênio (JORDÃO & PESSOA, 1995).

A mistura minimiza a possibilidade de ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos, a formação de zonas estagnadas e assegura uma distribuição vertical uniforme de oxigênio, matéria orgânica e microrganismos, promovendo também o transporte das algas imóveis para toda a lagoa, como as algas verdes do gênero *Chlorella*.

Quanto à localização, a lagoa deve ser escolhida de forma que os ventos dominantes tendam a levar possíveis odores para longe da área urbana. A ação desejada do vento no entanto é uma ação moderada, visto que grandes ondas provocam a erosão nos diques. Por isto os taludes internos dos diques são mais suaves e protegidos. O autor JORDÃO & PESSOA (1995), recomenda taludes com inclinação de 1:4 ou 1:3.

Visando evitar a formação de curtos circuitos e para favorecer o escoamento é recomendável posicionar os dispositivos de entrada e saída dos fluxos na direção dos ventos predominantes. Para maximizar a influência do vento, a lagoa não deverá ser cercada por obstáculos naturais ou artificiais que obstruam o acesso do vento.

A lagoa está ainda sujeita à estratificação térmica, quando a mistura vertical da massa líquida não ocorre. Forma-se um gradiente de temperatura entre as camadas superiores e as inferiores, caracterizados por uma fina camada estática de grande mudança de temperatura, denominado termoclima. Segundo SILVA & MARA (1979); VON SPERLING (1996b), a estratificação pode ser quebrada por meio de um mecanismo de mistura natural, denominado inversão térmica.

3.2.2.4 Fatores Biológicos

As lagoas de estabilização são habitadas por vários tipos de organismos vivos: algas, bactérias, macroinvertebrados, protozoários que coexistem da interação entre eles e o próprio meio ambiente. Essa comunidade de seres vivos, assim como os seres humanos, estão sujeita a contínuas mudanças, sendo difícil prever, com certeza, quando e como estas ocorrerão (UEHARA, 1989).

Ao conjunto de seres que habitam uma lagoa de estabilização chamamos comunidade biótica. Sendo essa uma reunião dos vegetais e dos animais do mesmo ambiente, sujeitos às

mesmas condições de habitat, com aparentes associações de hábitos e atividade, e apresentando uma composição taxonômica relativamente uniforme (BRITO, 1994).

Os principais fatores que afetam os organismos desse meio ambiente e conseqüentemente, a própria eficiência do tratamento são: disponibilidade de energia e nutrientes para o seu crescimento, mudanças no seu tipo de resíduo; efeitos das interações entre os próprios seres vivos da comunidade; mudanças ambientais de natureza física como a temperatura, umidade, radiação solar e as mudanças sazonais na operação das lagoas (UEHARA, 1989).

• **Papel das Bactérias e suas características**

As bactérias são organismos unicelulares responsáveis pela decomposição da matéria presente nas lagoas de estabilização. Além disso, esses compostos orgânicos são utilizados como fonte de carbono para a síntese de novas células. Esses organismos unicelulares possuem as mais variadas formas, sendo cocos, bastonetes e espirais as mais comuns (KELLNER & PIRES, 1998).

PELCZAR *et al.*, (1993), classifica as bactérias por diferentes aspectos, necessidade de oxigênio (aeróbias e facultativas); fonte de energia (*foto*tróficas e *quimio*tróficas); fonte de carbono (*heterotrofa e auto*trofa); temperatura de crescimento (*psicr*ófila, *mesó*fila, *termó*fila);etc.

Com relação à temperatura, as *bactérias psicr*ófila são capazes de crescer em temperaturas inferiores a 0°C, embora a temperatura ótima se situe próxima de 15 a 20°C. A bactéria *mesó*fila cresce melhor à temperaturas de 25 a 40°C e a bactéria *termó*filas cresce melhor à temperaturas de 45 a 60° C. (PELCZAR *et al.*, (1993)).

Segundo METCALF & EDDY (1991), o pH é um fator importante no crescimento das bactérias, poucas bactérias suportam pH abaixo de 4 e acima de 9,5, sendo que a fase ótima ocorre entre pH 6,5 a 7,5 próximo da neutralidade.

Com relação ao oxigênio UEHARA (1989), classifica as bactérias aeróbias, as que só vivem e se reproduzem em meio que contenha oxigênio molecular livre. Outro grupo, as anaeróbias não necessitam de oxigênio livre para viver e reproduzir-se. As que possuem a capacidade de sobreviver utilizando ou não oxigênio livre são as denominadas bactérias facultativas.

De acordo com KELLNER & PIRES (1998), independente da presença ou ausência de oxigênio livre, as bactérias decompõem as proteínas, carboidratos, lipídeos, etc, em material solúvel que pode ser absorvido pela parede celular, convertendo-se em novas células e gerando produtos finais que variam de acordo com o tipo de bactéria.

Nas condições aeróbias os produtos gerados pela solubilização da matéria orgânica são o dióxido de carbono (CO_2), nitratos e fosfatos que são utilizados pelas algas para o seu desenvolvimento, estas bactérias são encontradas na zona aeróbia das lagoas facultativas e nas lagoas de maturação. Quando em condições anaeróbias as bactérias atuantes geram a partir da decomposição da matéria orgânica, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), o gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3). Estas bactérias são encontradas nas lagoas anaeróbias e nas lagoas facultativas na camada do fundo. As bactérias facultativas, em conjunto com as anaeróbias são as principais responsáveis pela remoção da DBO no líquido sobrenadante das lagoas, hidrolisando, fermentando e convertendo a matéria orgânica complexa em compostos mais simples, dentre os quais predominam os ácidos voláteis.

Outras bactérias, estritamente anaeróbias, que têm um interesse particular em lagoas de estabilização, são as fotossintéticas utilizadoras de enxofre. Na presença de luz solar de certos comprimentos de onda, 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 de gás sulfídrico em lagoa anaeróbia e em lagoa facultativa com sobrecarga. Tais bactérias, dotadas de pigmentos fotossintéticos ativáveis pela luz solar com comprimentos de onda maiores que os absorvidos pelas algas, embora não liberem oxigênio livre, apresentam vida autotrófica. Conseqüentemente, não contribuem diretamente, com outras bactérias, para a decomposição da matéria orgânica (UEHARA, 1989).

Em lagoas de estabilização, as bactérias patogênicas geralmente encontradas pertencem aos gêneros *Salmonella*, *Shighella*, *Escherichia*, *Leptospir*, e *Vibrio*. Essas bactérias assim encontradas, são normalmente, incapazes de multiplicar-se ou sobreviver por longos períodos de tempo, pelas seguintes razões (UEHARA, 1989):

- elevados valores de pH provocados pelo consumo de CO_2 pelas algas nas lagoas facultativas;
- efeito bactericida dos raios ultravioletas do sol;

- competição, por nutrientes, entre os organismos saprófitas e os patogênicos;
- depredação pelo próprio Zooplâncton;
- a existência de certos compostos que são tóxicos para algumas bactérias.
- Nas lagoas de estabilização, principalmente quando associados em série, as reduções de bactérias são muitas vezes superiores a 99,99%. Em números absolutos, contudo, a quantidade de organismos no efluente é ainda bastante elevada.

• **Papel das algas e suas características**

As algas possuem a propriedade da fotossíntese, através da qual, sob a influência da luz solar, utilizam o gás carbônico como fonte de carbono na sintetização de novas células e liberam oxigênio no meio líquido (SILVA & MARA, 1979).

Em tanques de oxidação de esgoto ao ar livre, particularmente usados em regiões tropicais, é inevitável um crescimento de algas no efluente, sendo um fator essencial para a sua operação (ROUND,1983)

Em lagoas de estabilização, as algas são importantes como produtoras de biomassa e este grande potencial pode ser aproveitado na produção de alimentos e extração de substâncias de alto valor como vitaminas, drogas intermediárias e outras substâncias (ROUND,1983; PRAKASHAM & RAMAKRISNA,1998).

A remoção de nutrientes e outras substâncias do ambiente é também uma característica desejável nas lagoas de tratamento de esgotos. PRAKASHAM & RAMAKRISNA (1998), citam as cianobactérias como muito eficientes na remoção de compostos nitrogenados, fosfatos e íons metálicos como Cr, Co, Cu e Zn.

As algas tem grande influência na biologia e química das lagoas de estabilização. Constituem um grupo de organismo aquáticos uni ou pluricelulares, móveis ou imóveis, dotados de pigmento fotossintético denominado clorofila (KELLNER & PIRES, 1998).

Segundo PELCZAR *et al.*, (1980), existem cinco tipos de clorofila; *a, b, c, d, e*. A clorofila *a* está presente em todas as algas assim como em todos os outros organismos fotossintéticos, com exceção das bactérias. As clorofilas *b, c, d, e* não estão presentes em todos os organismos clorofilados, sendo encontradas somente em determinados grupos

taxonômicos. Por meio da clorofila *a*, as algas produzem oxigênio absorvendo a energia solar e convertendo-a em calor e energia química.

UEHARA & VIDAL (1989), relatam que o oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é suficiente para, durante o dia, permitir sua respiração, bem como a de outros microorganismos aeróbios. Outro papel importante é a remoção de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, que garantem o seu desenvolvimento.

Dentre outros fatores, o oxigênio é essencial para a decomposição da matéria orgânica e o mesmo é provido em grande proporção pela fotossíntese da comunidade fitoplanctônica (ABELIOVICH, 1986; FALLOWFIELD & GARRET,1985 citados por SOLER *et al.*, 1991).

Nas lagoas de estabilização em geral, quatro grupos de algas são encontrados: *algas verdes, fitoflagelados, algas azuis e diatomáceas* (KELLNER & PIRES, 1998). Segundo UEHARA & VIDAL (1989), há dois grupos que mais se destacam, as algas verdes e as algas azuis, por apresentarem características especiais. As algas verdes conferem uma coloração verde na lagoa e indicam uma boa condição de funcionamento, estando sempre associados a altos valores de pH. As algas azuis predominam, em geral, onde o pH atinge valores próximos ao neutro ou tendendo ao alcalino, em águas que apresentam temperaturas elevadas acima de 30°C, e onde ocorre uma deficiência ou desequilíbrio de nutrientes.

Dentre as algas verdes, são importantes as dos grupos Chlorococcales (como os gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Micractinium*) e Volvocales (como os gêneros *Chlamydomonas*, *Pandorina*), de acordo com ROUND (1983). *Chlorella vulgaris* é conhecida como dominante em lagoas de estabilização de esgotos (COHEN & POST, 1993).

Dentre os fitoflagelados, os euglenoides são considerados os flagelados do acetato, possuindo a habilidade para crescer fotossinteticamente na luz ou heterotroficamente em ausência de luz (LEE, 1999). Segundo este autor, os substratos que podem ser usados para crescimento heterotrófico variam de uma espécie para outra, sendo provavelmente a permeabilidade da célula ao substrato o fator mais importante de variação. Como regra, os substratos mais prontamente utilizados são ácidos butírico e acético e os alcoois correspondentes, sendo acetato e etanol os mais comumente usados (LEE, 1999).

Em lagoas de estabilização, bactérias sulfurosas são importantes por utilizarem gás sulfídrico (H₂S) proveniente da decomposição anaeróbia, que produz odores desagradáveis. Segundo ESTEVES (1998), na oxidação biológica do gás sulfídrico participam dois processos importantes: fotossíntese e quimiossíntese. Segundo o autor, na fotossíntese são utilizados gás sulfídrico e sulfetos como doadores de elétrons e na quimiossíntese o gás sulfídrico é oxidado para obtenção de energia. As bactérias sulfurosas púrpuras anaeróbias do gênero *Thiocapsa* e *Thiopedia* pertencem ao primeiro grupo e as do gênero *Beggiatoa*, que são bactérias sulfurosas incolores e vivem em condições aeróbias, pertencem ao segundo grupo (HUBER- PESTALOZZI, 1938; MADIGAN *et al.*, 1997).

• **Papel do Zooplâncton e suas características**

Segundo ESTEVES (1998), zooplâncton compreende um grupo de animais de diferentes categorias sistemáticas, tendo como característica comum à coluna de água como seu habitat principal. Em sua grande maioria o zooplâncton é formado por protozoários (flagelados, sarcodinas e ciliados) e por vários grupos metazoários. Entre estes se destacam: rotíferos, cladóceros, copépodos e larvas de inseto

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 considerações de ordem prática (UEHARA, 1989).

A presença de Rotíferos, Cladóceras (*Daphnia*) e Copepóides é esperada nas lagoas secundárias e nas lagoas de maturação ou *polimento* 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.

3.3 Remoção de nutrientes.

Os principais nutrientes que precisam ser controlados com relação ao lançamento dos efluentes tratados são o fósforo e o nitrogênio. Estes elementos quando encontrados em excesso

podem causar eutrofização nos corpos lânticos de água e favorecer o crescimento de algas e plantas aquáticas (JORDÃO & PESSOA, 1995; METCALF & EDDY, 1991).

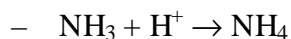
• **Remoção do Nitrogênio**

Em processos biológicos, o nitrogênio é removido da água em duas etapas, a nitrificação e a desnitrificação, que ocorrem sob condições de boa aeração e em condições limitadas de oxigênio dissolvido, respectivamente (MENDONÇA, 2001).

A nitrificação é a transformação da amônia em nitritos e posteriormente em nitratos através da ação de bactérias autotróficas específicas, dos gêneros *Nitrosomona* e *Nitrobacter*. Esta reação se realiza em duas etapas. Na primeira etapa, a amônia é oxidada para nitrito com a intermediação de bactérias do gênero *Nitrosomona*. A segunda etapa, a oxidação do nitrito para nitrato é mediado por bactérias do gênero *Nitrobacter*. A temperatura ideal para a nitrificação se situa entre 20°C e 25°C, verificando-se que entre 6°C e 25°C, esta é duplicada para cada 10°C de elevação. Tanto as *Nitrosomona* como as *Nitrobacter* são aeróbios obrigatórios ou seja, somente o oxigênio pode ser utilizado como oxidante. O pH deve situar-se entre 7,5 e 8,5 não podendo de qualquer forma, ser inferior a 6,0 ou superior a 10,0. A concentração de oxigênio dissolvido deverá ser superior a 1,0 mg/l. Se as concentrações de oxigênio dissolvido alcançarem níveis abaixo deste valor, o oxigênio torna-se o nutriente limitante e o processo da nitrificação desenvolve-se lentamente ou não ocorre (METCALF & EDDY, 1991).

No processo da desnitrificação, ocorre a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, sendo o material orgânico utilizado como agente redutor. A reação requer a mediação de bactérias facultativas em um ambiente sem oxigênio dissolvido. Para que este processo ocorra é necessário a existência de vários gêneros de bactérias, incluindo entre estes as *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacilos*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. Com relação ao processo da nitrificação, neste processo há um aumento do pH, a taxa máxima de desnitrificação se desenvolve na faixa de pH entre 7 e 8. A temperatura afeta a taxa de remoção do nitrato e a taxa de crescimento dos microorganismos, pois estes são sensíveis à mudança de temperatura.

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 superiores a 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH_3 (VON SPERLING, 1996c).

O mecanismo da volatilização tende a ser mais importante em lagoas de maturação, as quais, em função da sua reduzida profundidade, e conseqüente atividade fotossintética ao longo de toda a coluna d'água, usualmente atingem valores de pH bastantes elevados. Adicionalmente, nas lagoas de maturação, o desprendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida supersaturada pode acelerar o desprendimento de NH_3 (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

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

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 (VON SPERLING, 1996c).

SILVA *et al.*, (1991), observou remoções de nitrogênio amoniacal variando de percentuais desprezíveis até valores de 95%, para lagoas de estabilização com diferentes características operacionais e que uma série de lagoas facultativas apresentam menor eficiência na volatilização da amônia quando comparada a uma única lagoa facultativa primária, com área e tempo de detenção hidráulico totais iguais ao da série (SILVA, 1988b).

• Remoção do Fósforo

O fósforo presente nos esgotos é composto de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que os últimos representam a maioria. Os fosfatos incluem os fosfatos orgânicos, polifosfatos e

ortofosfatos. Alguns microorganismos podem armazenar excesso de fósforo na forma de polifosfatos para uso futuro. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são segundo os autores (ARCEIVALA, 1981; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994): retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. Com o pH 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%, ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção pode variar dentro da ampla faixa de 20 a 60% (VON SPERLING, 1995b).

O fósforo orgânico compõe parte do material celular das algas. Em peso seco, o fósforo corresponde a valores em torno de 1,0% da massa das algas (ARCEIVALA, 1981).

Segundo SILVA & MARA (1979); MENDONÇA (1990); JORDÃO & PESSOA (1995), a proporção normal, em esgoto doméstico, para DBO, nitrogênio e fósforo é 100:5:1(DBO5:N:P).

Segundo KONIG *et al.*, (1991), os detergentes sintéticos contendo polifosfatos são os principais responsáveis pelo aumento significativo da quantidade de fósforo total nos esgotos.

Para SILVA *et al.*, (1991), a eficiência na remoção do fósforo total depende da quantidade que deixa a coluna líquida e se deposita na camada de lodo, onde é anaerobiamente decomposto. A parte solúvel do fósforo orgânico presente no sobrenadante é mineralizada por bactérias e convertidas em orto-fosfatos ($(\text{PO}_4)_2^{-3}$). O orto-fosfato solúvel é assimilado por organismos aquáticos, principalmente as algas, sedimentando posteriormente e, quando degradados, desprendem orto-fosfatos.

SILVA *et al.*, (1991a), verificaram que um conjunto de lagoas em série, compreendendo lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, contribui para a conservação do fósforo, principalmente na forma de orto-fosfato solúvel.

Segundo MARA *et al.*, (1992), a precipitação inicia-se com pH 8,2 e para cada aumento de uma unidade de pH, acima deste valor, a concentração de fosfato decresce de um fator de 10. Parte do fosfato inorgânico presente no lodo é utilizado na síntese de novas células bacterianas e a outra parte é incorporada pelo volume líquido devido a ressuspensão do lodo.

3.4 Lodo.

GONÇALVES (1999), denomina lodo ao material que se deposita no fundo das lagoas de estabilização ao longo dos anos de funcionamento, sendo constituído por compostos inorgânicos aportados pelo esgoto, microorganismos, e subprodutos da atividade dos microorganismos. Tomando-se por base os mecanismos que resultam no tratamento de esgotos em lagoas de estabilização do tipo facultativas, o lodo ocupa o compartimento anaeróbio do processo, ou seja a região do fundo da lagoa, onde ocorre a deposição do material sedimentável presente no esgoto, ou que foram gerados como subprodutos nos compartimentos superiores, e sua subsequente degradação pela via anaeróbia

A taxa de acumulo média de lodo em lagoas facultativas é da ordem de apenas 0,03 a 0,08 m³/hab.ano (ARCEIVALA, 1981).

3.5 Eficiência e padrões de lançamento das lagoas.

As lagoas apresentam excelente eficiência de tratamento. A matéria orgânica dissolvida no efluente das lagoas facultativas é bastante estável, e a DBO geralmente encontra-se numa faixa de 30 a 50mg/L, havendo uma separação de algas, esta concentração pode reduzir-se para 15 a 30mg/L . A eficiência de remoção de DBO se situa na faixa de 70 a 85%. Como pode ser observado por estudos realizados por OLIVEIRA (1999), em dois sistemas (Mata da Serra e Barcelona) constituídos por lagoa do tipo facultativa única no município da Serra/ES, no período de 1984 a 1994, apresentaram as seguintes médias de eficiência para os padrões de DBO, DQO, SST: o primeiro sistema localizado em Mata da Serra apresentou uma média de redução de DBO de 78%, redução de DQO de 41% e para SST de 11%. O segundo sistema de Barcelona apresentou uma redução de DBO de 85%, DQO de 67% e SST de 61%.

Nem sempre o objetivo será a remoção da DBO ou da DQO. Interessará muitas vezes a remoção de organismos coliformes, e tem-se alcançado até 99,999% de eficiência em lagoas de maturação e em série. A eficiência na remoção de nitrogênio se situa entre 30 a 50% e a de fósforo entre 20 a 60%. Modernamente se aceita que as lagoas devam cumprir dois objetivos principais: a proteção ambiental, e nesse caso tem-se em vista principalmente a remoção da DBO; e a proteção da saúde pública e aí se visa à remoção de organismos patogênicos (JORDÃO & PESSOA, 1995; VON SPERLING, 1996c).

As determinações relacionadas com a qualidade dos cursos d'água e aos padrões de lançamento de efluentes estão contidas em legislações federais e estaduais.

A resolução nº20 do CONAMA do Ministério da Saúde, publicada em 18 de junho de 1986, estabeleceu a divisão das 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 para as águas foram criadas nove classes, sendo que a cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo de água. Na classe especial não são permitidos lançamentos de efluentes de qualquer natureza, mesmo que tratados. Nas demais classes são permitidos lançamentos de efluentes desde que atendam a padrões especificados e não alterem a qualidade da água prevista para o corpo receptor daquela classe específica.

Em princípio, um efluente deve satisfazer, tanto o padrão de lançamento quanto ao padrão de qualidade do corpo receptor (segundo a sua classe). O padrão de lançamento pode ser exercido caso os padrões de qualidade do corpo receptor sejam resguardados, desde que autorizado pelo órgão ambiental estadual, e demonstrado por estudos de impacto ambiental, fixados o tipo de tratamento e as condições de lançamento.

Desta forma além de padrões para a qualidade de água dos corpos receptores, a Resolução nº20 apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água, estando estes padrões de certa forma inter-relacionados, sendo o objetivo de ambos a preservação da qualidade no corpo d'água.

Os padrões para lançamento de efluentes existem apenas por uma questão prática já que é difícil se manter o controle efetivo das fontes poluidoras com base apenas na qualidade do corpo receptor. Em princípio, 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, de acordo com a classe estabelecida.

De acordo com a KAWAI (1988), é necessário que seja sempre obedecido o mais exigente dos parâmetros. Considerando o lançamento de efluente em um rio de classe 4, o padrão mais exigente será, de modo geral, o relacionado com o efluente. No caso de um corpo de água na classe 2, o atendimento aos limites estabelecidos para o efluente provavelmente

não será suficiente, havendo necessidade do seu tratamento de forma mais rigorosa, para que sejam atendidas os padrões de qualidade estabelecidos o corpo receptor daquela classe.

A legislação estadual de Santa Catarina prevista no decreto nº 14.250, de 5 de junho de 1981 regulamenta os dispositivos da lei nº 5.793 de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental. Os padrões de emissão de efluente líquidos, segundo o artigo 19 da referida lei, determinam que os efluentes somente poderão ser lançados direta ou indiretamente nos corpos de água interiores, lagoas, estuários e a beira-mar, desde que obedeçam as seguintes condições específicas, considerando vários parâmetros, estando alguns deles relacionados a seguir:

- pH entre 6,0 a 9,0;
- temperatura inferior a 40°C;
- materiais sedimentáveis até 1,0ml/l em testes de 1 hora em “Cone Imhoff”;
- concentrações máximas para os seguintes parâmetros:
 - Fósforo total 1,0 mg/l
 - Nitrogênio total 10,0 mg/l
 - Ferro total 15,0 mg/l
- DBO₅ dias no máximo de 60mg/l. Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de água residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO₅ dias, 20°C do despejo em no mínimo 80%.

3.6 Problemas operacionais suas possíveis causas e soluções.

Numa estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização o operador poderá enfrentar os seguintes problemas:

- Presença de Escumas;
 - Maus odores;
 - Insetos;
 - Vegetação.
- **Presença de Escuma**

Para que uma lagoa facultativa esteja operando satisfatoriamente, é necessário que a sua superfície seja isenta de escumas, óleos, graxas ou qualquer outro material que impeça a

livre passagem dos raios luminosos ou prejudique a ação dos ventos (KELLNER & PIRES, 1998; VON SPERLING, 1996c):

Muitas vezes ocorre nas lagoas facultativas um super florescimento de algas, que chega a formar uma verdadeira nata esverdeada sobre a superfície líquida.

Esta nata, que prejudica o processo pois impede a passagem da luz e se desloca para os cantos da lagoa pela ação dos ventos, deverá ser quebrada com jatos de água através da utilização de uma mangueira, ou mesmo ser destruída com auxílio de algum rastelo. Se esta espuma de algas não for destruída, certamente surgirão maus odores na lagoa devido à morte dessas algas.

Um outro tipo de espuma que poderá surgir nas lagoas facultativas principalmente se essas são muito rasas e a temperatura da água é muito elevada, são as “placas de lodo” que se desprendem do fundo e vem flutuar na superfície. Estas placas de lodo deverão também ser desagregadas de imediato.

- **Exalação de maus odores:**

Sua presença está geralmente relacionada à sobrecargas orgânicas, longos períodos com seu encoberto por nuvens e baixas temperaturas, presenças de substâncias tóxicas nos esgotos, formação de curtos-circuitos e zonas mortas nas lagoas e presença de massa flutuante na superfície líquida (KELLNER & PIRES, 1998; VON SPERLING, 1996c).

A sobrecarga orgânica numa lagoa facultativa está sempre acompanhada de um abaixamento do pH, queda do nível de oxigênio dissolvido, mudança na cor do efluente de verde-escuro para verde amarelado e do aparecimento de manchas acinzentadas junto à tubulação afluente à lagoa.

Caso haja apenas uma única célula, deverá ser realizada a recirculação do efluente final à entrada da lagoa, com a utilização de 1/6 da vazão do efluente final. No caso de haver duas ou mais lagoas facultativas secundárias, aquela que apresentar problemas deve ser temporariamente desativada, sendo seu afluente redistribuído pelas demais lagoas, de maneira criteriosa e cuidadosa. No caso de sobrecargas consistentes, considerar a inclusão de aeradores na lagoa. Eventualmente adicionar nitrato de sódio, como complementação de fonte de oxigênio combinado (KELLNER & PIRES, 1998).

Nos longos períodos com temperatura baixas e tempo nublado, a produção de oxigênio é afetada devido à inibição e/ou diminuição da atividade fotossintética, principal responsável pela manutenção das condições aeróbias da lagoa. Nesta situação deve-se recircular o efluente para a entrada da lagoa e, havendo aeradores superficiais disponíveis, estes devem ser instalados junto à entrada do afluente da lagoa, evitando assim a formação de odores.

- **Presença de vegetação:**

A presença de vegetação no meio líquido da lagoa impede a penetração dos raios solares, inibindo assim a fotossíntese. A vegetação que surge nos taludes pode constituir em adequado ambiente para insetos e roedores (KELLNER & PIRES, 1998; VON SPERLING, 1996c).

Havendo vegetação no fundo da lagoa, esta deve ser esvaziada e os vegetais aquáticos removidos, para posterior carregamento da lagoa. Também, deverá ser realizada a manutenção correta e adequada dos taludes, removendo a vegetação que ali nasce. A vegetação removida deve ser disposta em local adequado

- **Presença de insetos e animais roedores:**

A presença de insetos e roedores nas lagoas de estabilização está diretamente ligada a presença de vegetais nas margens internas dos taludes da lagoa, bem como ao material gradeado ou removido da caixa de areia disposto inadequadamente.

Para corrigir estes problemas, o material removido das grades e das caixas de areia deverá ser disposto em local adequado. As escumas existentes deverão ser removidas conforme descrito anteriormente, e deverá ser realizada a variação periódica do nível de água da lagoa. Essa operação diminui a incidência de insetos e de suas larvas. Dependendo da concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido, a proliferação das larvas de insetos pode ser combatida mediante o emprego de peixes (carpas e tilápias), que se alimentarão delas.

3.7 Métodos de dimensionamento de lagoas facultativas

As Normas Brasileiras para elaboração de projetos para lagoas facultativas considera aplicáveis os seguintes métodos de dimensionamento, baseados na: temperatura; taxa de aplicação superficial de carga orgânica; na remoção do substrato e fatores de dispersão.

3.7.1 Método de dimensionamento baseado na temperatura (Gloyna)

De acordo com JORDÃO & PESSOA (1995), Gloyna e Hermann partiram de determinações experimentais em laboratório, em que obtiveram uma redução da DBO da ordem de 80 a 90%, baseada em amostras não filtradas do afluente, e filtradas do efluente, sendo o esgoto doméstico com DBO₅ de 200 mg/l. A maior eficiência foi conseguida com 7 dias de tempo de detenção a uma temperatura de 35°C. Assim após o ajustamento das fórmulas, o volume e a área da lagoa serão:

$$V = 3,5 * 10^{-2} * Q * L_a (1,085)^{(35-T)} \quad (1)$$

$$A = 3,5 * 10^{-6} * Q * L_a * h^{-1} (1,085)^{(35-T)} \quad (2)$$

Sendo:

V= volume (m³);

Q= vazão (m³/dia);

L_a= DBO total de 1º estágio;

A= área (há);

h= profundidade.

A grande facilidade deste critério é que conhecidas a vazão e a DBO afluente, basta fixar a profundidade da lagoa, e de acordo com a temperatura, o volume e a área estão determinados. A temperatura deverá ser a da massa líquida, considerada a média do mês mais frio.

Para os casos mais usuais em que é conhecida a temperatura do ar, é possível relacionar este valor à temperatura média da lagoa, T, ou à temperatura da camada superficial, T_s, a partir de correlações publicadas:

$$T = 10,443 + 0,688T_a \quad (\text{lagoas de San Juan, Lima});$$

$$T_s = 3,685 + 1,137T_a \quad (\text{lagoas de Melipilla, Chile});$$

$T = 10,966 + 0,611T_a$ (lagoa experimental de Campina Grande).

A adoção de uma dessas equações deve ser feita considerando aspectos climatológicos similares, como radiação solar, evaporação, ventos, etc.

3.7.2 Métodos das taxas de aplicação superficiais de carga orgânica.

Segundo ARAÚJO (2000), a taxa de aplicação superficial da lagoa estimada em $\text{kgDBO}_5/\text{ha.dia}$, considera a área de exposição pela luz solar, necessária a realização da fotossíntese. Um adequado crescimento das algas é a garantia de suprimento de oxigênio para a demanda bioquímica. A taxa a ser adotada varia com a temperatura local, latitude, exposição solar, altitude e outros.

De acordo SILVA & MARA (1979), o método das taxas de aplicação superficial é totalmente ou em parte baseado na carga superficial diária de DBO_5 , o qual é comumente usado por projetistas. O mais simples destes métodos é puramente empírico, no qual a área à meia profundidade é calculada segundo a equação:

$$A = \frac{10 * Q * L_i}{\dot{e}_s} \quad (3)$$

onde:

I_s = carga de DBO_5 de projeto, $\text{kg/ha}^*\text{dia}$.

L_i = DBO_5 afluyente, mg/l (g/m^3)

Q = vazão, m^3/dia .

Segundo VON SPERLING (1996b), o valor de I_s é escolhido com base em experiências adquirida com a eficiência das lagoas existentes na região, onde a mesma será construída, ou em outras situadas em região de clima similar. Esta taxa a ser adotada varia com a temperatura local, latitude, exposição solar, altitude e outros. Locais com clima e insolação extremamente favoráveis, como o nordeste do Brasil, permitem a adoção de taxas bem elevadas, eventualmente superiores a $300\text{kg DBO}_5/\text{há.dia}$, o que implica em menores áreas superficiais da lagoa. Por outro lado, locais de clima temperado requerem taxas de aplicação inferiores a $100\text{KgDBO}_5/\text{há.d}$.

Na tabela 1 é apresentado a variação das taxas de aplicação superficial em função temperatura do ar e do líquido.

Tabela 1: Temperatura do ar e do líquido para obter as taxas de aplicação superficial.

Tmédia do ar (°C)	L _s (KgDBO ₅ /há.d)	Tmédia do líquido no mês mais frio (°C)	L _s (KgDBO ₅ /há.d)
15	142	15	167
20	201	20	253
25	284	25	350
30	403	30	440

Fonte: VON SPERLING (1996c)

3.7.3 Método baseado na taxa de remoção de substrato

De acordo com AISSE (2000); KELLNER&PIRES (1998), este modelo estima a redução das bactérias fecais em lagoas de estabilização baseadas na equação de balanço de massa supondo que a lagoa comporta-se como um reator de mistura completa.

$$S_e = \frac{S_a}{1 + K * td}; \quad (4)$$

onde:

K= constante de remoção de primeira ordem, adotada 1,2 dia⁻¹;

td= tempo de detenção, em dias;

S_a= concentração da DBO₅ afluyente, em mg/l;

S_e= concentração da DBO₅ efluyente solúvel, em mg/l.

3.7.4 Método baseado nos fatores de dispersão

De acordo AISSE (2000), uma lagoa de estabilização pode idealmente comporta-se como um reator tipo pistão, completamente misturado ou com um fluxo intermediário denominado disperso, conforme equação a seguir, onde o coeficiente de dispersão(d) é menor que a unidade:

$$\frac{S_e}{S_a} = \frac{4 * a * \exp\left[\frac{1-a}{2 * d}\right]}{(1+a)^2}; \quad (5)$$

$$a = \sqrt{1 + 4 * k * t * d}; \quad (6)$$

onde:

d= número de dispersão = D/UL= D*t/L² (-); (para lagoas retangulares d varia 0,1 a 0,5; para lagoas com formato quadrado d varia de 1,0 a 1,5);

D= coeficiente de dispersão longitudinal (m²/dia);

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

L= extensão do percurso (m);

t_h= tempo de detenção hidráulico (=V/Q) (dia);

K= constante de remoção de substrato (d⁻¹);

C= concentração efluente de substrato (g/m³);

C₀= concentração afluente de substrato (g/m³).

A vantagem desta equação é permitir uma solução contínua entre os limites de fluxo em pistão e mistura completa. Quando "d" é pequeno, a equação dá resultados bem próximos à equação específica para fluxo em pistão. Por outro lado, quando d é bastante elevado, a equação produz valores similares aos obtidos por meio da equação de mistura completa (VON SPERLING, 1996b).

3.8 Princípios da aeração

Segundo IMHOFF (1985), a introdução de ar na massa líquida, sob qualquer forma, traz benefícios para os esgotos. Os processos de tratamento biológico aeróbios dependem da aeração, entretanto a simples aeração tem um efeito limitado, uma vez que a água só pode dissolver o oxigênio do ar até o ponto de saturação (aproximadamente 10mg/l).

A demanda de oxigênio dos esgotos médios é da ordem de 300 mg/l, portanto mesmo que se consiga saturar um efluente totalmente desprovido de oxigênio, seria introduzido apenas 1/30 do ar necessário ao tratamento completo.

Desta forma observa-se que a aeração simples só chegaria ao fim se o processo de oxigenação fosse repetido de zero a saturação 30 vezes, correndo por conta dos microorganismos aeróbios presentes a depressão do oxigênio do ponto de saturação até

novamente zero, durante intervalos entre as operações de aeração. Este processo levaria aproximadamente 20 dias, é o que se aprende da autodepuração dos rios.

A transferência de gás é um fenômeno físico, no qual as moléculas do gás são intercambiadas entre o líquido e o gás, através da interface existente entre esses elementos. Esta troca resulta do aumento da concentração do gás ou dos gases na fase líquida até haver a saturação do líquido sob determinadas condições de pressão, temperatura, etc. Poderá também ocorrer o inverso, isto é, haver um decréscimo quando a fase líquida estiver super saturada. (MENDONÇA, 1990).

O oxigênio pode ser transferido para o líquido através dos seguintes equipamentos de aeração: ar difuso, turbina de aeração, aeração superficial. Segundo JORDÃO & PESSOA (1995), oxigênio possui as seguintes finalidades no processo: satisfazer as necessidades do metabolismo dos organismos; através do ar injetado, manter uma agitação completa no tanque de aeração, de modo a não permitir qualquer sedimentação e manter os flocos em contato com os organismos presentes no meio; retirar do líquido vários produtos voláteis do metabolismo

Os processos aeróbios de tratamento caracterizam-se pela heterogeneidade, a biomassa é constituída de diversas espécies microbianas, incluindo predominantemente, bactérias, alguns fungos e protozoários.

3.9 Fundamentos da transferência do oxigênio

Segundo METCALF & EDDY (1991), a transferência de gases pode ser definida pelo processo pelo qual o gás é transferido de uma fase para outra, geralmente da fase gasosa para a fase líquida.

Se um líquido é exposto a um gás, ocorre um contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a fase gasosa e vice versa. Tão logo a solubilidade na fase líquida, seja atingida, ambos os fluxos passam a ser de igual magnitude, de modo a que não ocorra uma mudança global das concentrações, do gás em ambas as fases (VON SPERLING, 1996b).

Em condições de equilíbrio, as velocidades de absorção e de liberação do gás são iguais. Desta forma, a concentração de saturação é diretamente proporcional à concentração na fase gasosa, conforme a equação:

$$C_s = K_D * C_g \quad (7)$$

Onde:

C_s = Concentração do gás na fase líquida

K_D = Coeficiente de distribuição

C_g = Concentração do gás na fase gasosa.

Para VON SPERLING (1996b), a altitude exerce uma influência na solubilidade de um gás pôr ser inversamente proporcional à pressão atmosférica. Quanto maior a altitude, menor a pressão atmosférica e menor a pressão para que o gás se dissolva na água, segundo a equação:

$$fH = (1 - (H/9450)) \quad (8)$$

Onde:

fH = fator de correção da concentração de saturação de oxigênio dissolvido, pela altitude.

H = altitude (m)

3.9.1 Mecanismos da transferência de gases

Existem dois mecanismos de transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida a difusão molecular e a difusão turbulenta (VON SPERLING, 1996b).

- **Difusão molecular:**

É a tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente pelo espaço disponível, a qual é definida pela Lei de Fick:

$$dM/dt = -D * A * (C/x) \quad (9)$$

Onde:

D = coeficiente de difusão molecular (m^2/S);

A = área superficial (m^2);

X = distância da interface (m);

C/x = gradiente da concentração ($g/m^3 \times m$)

Há duas teorias para a penetração dos gases, a teoria dos dois filmes, e a teoria da penetração. A teoria da penetração, é descrita por uma difusão não estacionária, pois o tempo

de exposição é considerado muito curto, menor que 0,1 s. Segundo METCALF & EDDY (1991), existem dois filmes na interface gás líquido, um filme gasoso e outro líquido. O gás é absorvido e transportado pôr difusão molecular, os filmes são considerados com estagnados e com espessura fixa.

- **Difusão turbulenta:**

Segundo VON SPERLING (1996b), a turbulência é caracterizada por oscilações e turbilhonamentos, que transportam partículas de fluído de uma camada para outra, com velocidades variáveis. A difusão é extremamente superior a difusão moloecular.

A ação mecânica dos aeradores efetua a transferência de oxigênio, através dos seguintes mecanismos (MENDONÇA, 1990):

- Movimento da superfície da água, devido a existência de ondas no tanque de aeração;
- Bolhas de ar arrastadas pela água;
- Difusão da água em forma de gotas;
- Mistura ar líquido nas proximidades do aerador, onde o ar é puxado pela água.

3.9.2 Taxa de transferência de oxigênio no campo e em condições padrão.

A taxa de transferencia de oxigênio, para cada equipamento depende da potência específica, da forma do tanque de aeração e também varia de local para local (MENDONÇA, 1990; VON SPERLING 1996b).

Sendo assim expressa-se a taxa de transferência de oxigênio sob dois modos: em condições padrão (água limpa) e em operação (esgoto). A conversão da taxa de transferência de oxigênio é realizada utilizando-se a seguinte equação:

$$TTO_{\text{padrão}} = ((TTO_{\text{campo}}) / ((\beta * fH * C_s - C_L / C_s (20^\circ\text{C})) * \alpha * e^{T-20})) \quad (10)$$

Onde:

$TTO_{\text{padrão}}$ = Taxa de transferência de oxigênio padrão (kg O₂/h);

TTO_{campo} = Taxa de transferência de oxigênio no campo, nas condições de operação (kg O₂/h);

C_s = Concentração de saturação de oxigênio na água limpa, nas condições (temperatura e altitude) de operação no campo (g/m^3);

C_L = Concentração média de oxigênio mantida no reator (g/m^3);

$C_{s(20^\circ\text{C})}$ = Concentração de saturação de oxigênio da água limpa, nas condições padrão (g/m^3);

fH = Fator de correção de C_s para a altitude;

β = Fator de correção varia de 0,70 a 0,98, usual 0,95

α = Fator de correção varia de 0,60 a 1,20 para aeração mecânica e de 0,4 a 0,8 para aeração por ar difuso;

θ = Coeficiente de temperatura, usualmente adotado como 1,024.

T = Temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$).

3.9.3 Requisitos de oxigênio

segundo VON SPERLING (1996c), a quantidade de oxigênio a ser fornecida pelos aeradores para a estabilização aeróbia da matéria orgânica, é usualmente igual a DBO total última afluente. Considerando-se este aspecto, tem-se que a quantidade de oxigênio a ser fornecida pode ser obtida com a equação:

$$RO = a * Q * (S_0 - S) / 1000 \quad (11)$$

Onde:

RO = Requisito de oxigênio ($\text{Kg O}_2/\text{d}$);

a = Coeficiente varia de 0,80 a 1,20 ($\text{Kg O}_2/\text{Kg DBO}_5$);

Q = Vazão afluente (m^3/d);

S_0 = Concentração de DBO_5 total (solúvel + particulada afluente) (g/m^3);

S = Concentração de DBO_5 solúvel efluente (g/m^3);

1000 = conversão de kg para g (g/kg).

3.10 Recirculação

A utilização de bombas de recirculação para retornar o efluente de uma lagoa para a entrada da própria lagoa ou para qualquer lagoa precedente, a princípio constitui uma sofisticação desnecessária e dispendiosa no tratamento de esgotos por meio de lagoas de

estabilização. No entanto, essa recirculação traz inúmeros benefícios à operação das lagoas e, em certos casos, ela é considerada indispensável (UEHARA, 1989).

A recirculação do efluente de uma lagoa facultativa unicelular, para a entrada da mesma lagoa corrige as deficiências do oxigênio dissolvido em decorrência da estratificação térmica, além de auxiliar a prevenção de odores e o surgimento de condições anaeróbias nas entradas da lagoa. A recirculação do líquido, abaixo do termoclima (hipolimio), possibilita que certas espécies de algas não móveis e produtoras de oxigênio (por exemplo, as *Chlorellas*) tenham a oportunidade de freqüentar a zona fótica, região mais propícia às suas atividades fotossintéticas. A recirculação do efluente de uma lagoa facultativa secundária para uma facultativa primária, permite suprimir odores decorrentes de sobrecargas temporárias na primeira célula. Outro fator importante é a possibilidade de projetar a célula primária para receber cargas orgânicas mais elevadas e assegurar a mistura do conteúdo líquido das lagoas. As vazões de recirculação (vazão recirculada / vazão afluente) são da ordem de 1/6 (VON SPERLING, 1996c):

3.11 Definições e Conceitos de odores

Os compostos odorantes estão associados com biosólidos, adubos e outras matérias orgânicas, são emissões voláteis geradas da decomposição microbiológica e química de nutrientes orgânicos. Quando inalados estes odores interagem com o odor do aparelho sensitivo (sistema olfatométrico) e a pessoa percebe o odor (EPA, 2000a).

Para WEF (1995), o odor é definido como uma sensação proveniente de um receptor com base no estímulo do sistema sensorial olfativo na cavidade nasal.

Os tipos de respostas humanas para avaliação de odor dependem da sensibilidade a ser medida, incluindo intensidade de odor, características e tipo de odor (prazeroso ou desconfortável). Os odores em si não trazem danos físicos ou enfermidades apesar do senso comum freqüentemente apontar no sentido inverso. O mau cheiro em si pode ser perturbador, entretanto os efeitos psicológicos do odor podem até ser surpreendentes. Quando o odor atinge uma vizinhança, reações comunitárias em cadeia podem ocorrer chegando à beira da histeria coletiva.

Existem reclamações documentadas, variando desde aumento nos latidos de cães até surtos epidêmicos de sarampo. De uma forma geral reclamações junto aos órgãos ambientais referentes a incomodidade do odor costumam ser comuns.

Certos odores estão associados com a operação de coleta de águas residuárias, tratamento e sistemas de disposição. A maioria dos compostos odorantes produzidos encontrados no esgoto doméstico e na remoção de sólidos resultantes de atividades biológicas anaeróbias que consomem matéria orgânica, enxofre e nitrogênio encontrados nas águas residuárias. Esgoto doméstico normalmente contém enxofre orgânico e sulfato inorgânico suficiente para causar um problema de odor (WEF,1999).

Compostos odoríferos abrangem moléculas orgânicas ou inorgânicas. Os dois maiores odores inorgânicos são ácido sulfídrico e amônia . Odores orgânicos são geralmente o resultado de atividade biológica que decompõem a matéria orgânica e formam uma variedade imensa de gases mal odorantes inclusive indols, escalotes, mercaptanas e aminas (WEF,1999).

3.12 Descrição do aparelho Olfativo

O funcionamento do sistema olfativo, no que se refere à percepção e identificação de odores, ainda não foi totalmente desvendado. Entretanto, muitas informações já foram obtidas e algumas teorias formuladas.

Com mais de seis milhões de células receptoras de cheiros, o nariz humano pode distinguir 10.000 odores diferentes. O olfato é ainda quase totalmente o responsável pela sensação de gosto. Os mecanismos de gosto só conseguem distinguir quatro sabores: doce, salgado, amargo e azedo. Cabe ao olfato providenciar as nuances que criam todas as diferenças. Conforme a pessoa mastiga, os aromas dos alimentos ingeridos vão sendo enviados ao dorso da boca e sobem para os receptores olfativos.

Os odores são detectados no nariz por células receptoras especializadas do epitélio olfativo, estas células são denominadas neurônios receptores olfativos. A cavidade nasal, que começa a partir das janelas do nariz está situada em cima da boca e debaixo da caixa craniana. Contém os órgãos do sentido do olfato, e é forrada por um epitélio secreto de muco. O órgão olfativo do sentido de olfato é a mucosa que forra a parte interior e superior das fossas nasais, chamada mucosa amarela, para distingui-la da vermelha, que é a que cobre a parte inferior . A mucosa vermelha é dessa cor por ser muito rica em vasos sanguíneos, e contém glândulas que

segregam um muco que mantém úmida a região. A mucosa amarela é muito rica em terminações nervosas do nervo olfativo. As fossas nasais apresentam três pregas duplas, separadas por meatos que se dividem em superior, médio e inferior. Os das inferiores recobrem os cornetos ósseos, e sua função é aumentar em pouco espaço a superfície sensorial.

De acordo com BELLI *et al.*, (1998a), a mucosa olfativa possui uma superfície de 2 a 3 cm² e é constituída de neuroepitélios possuidores de células receptoras, de sondas e de uma submucosa onde se encontram os neuroreceptores. Os estímulos chegam por meio da corrente de ar respiratória em contato com a mucosa. As substâncias transportadoras preenchem as células sensoriais, que estão conectadas às ramificações dos nervos olfativos. O acesso a esta região também é feito pelas vias retro nasais, através da impulsão de degustação seguido de uma expiração. A anatomia do aparelho olfativo pode ser visualizado na figura 3

O olfato humano possui em torno de 10 bilhões de receptores aptos a captar o sentimento de aproximadamente 100 mil odores ou cheiros diferentes proporcionados por substâncias e compostos denominados odorantes ou odoríferos. Conhece-se, hoje, cerca de 1000 genes responsáveis pela construção desse formidável sistema (BIACHARA, 1997).

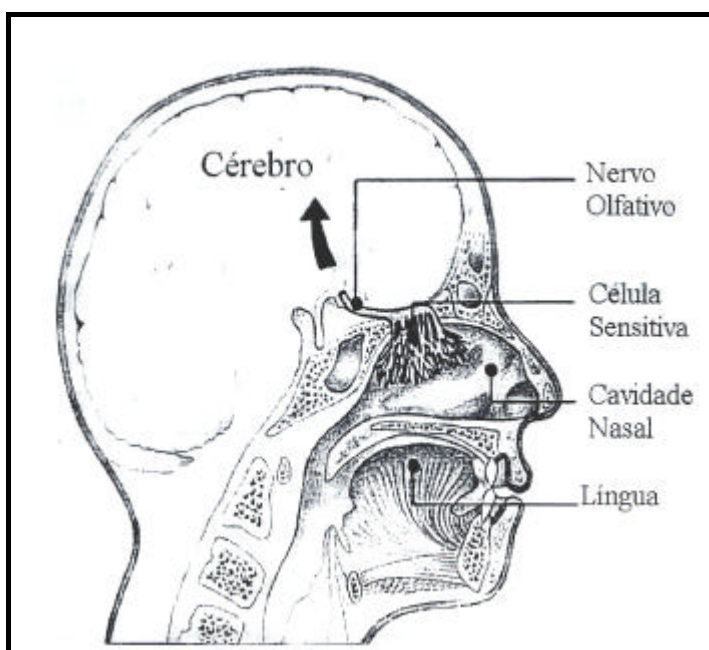


Figura 3 : Aparelho Olfativo

Fonte: MARTIN E LAFFORT, 1991.

3.12.1 Nível de Detecção do odor

Os aromistas (ou flavoristas) são pessoas treinadas para reconhecer odores característicos mesmo em baixíssimas concentrações. O melhor detector de aromas é o ser humano, enquanto os equipamentos de análise mais sensível (comercialmente disponível) detectam, na melhor das hipóteses, concentrações na ordem de fentogramas/g ($\text{fg/g} - 1\text{fg} = 10^{-15}\text{g}$) o nariz humano é capaz de detectar com precisão até atogramas/g ($\text{ag/g} - 1\text{ag} = 10^{-18}\text{g}$).

Para HESKETH *et al* (1989), o nariz humano é um instrumento altamente sensível capaz de detectar concentrações extremamente baixas de certas substâncias químicas. O tipo de odor e quantidade são ambos importantes na fixação do sinal emitido para o cérebro. Baixas concentrações de uma substância odorante pode produzir uma sensação indicando a presença de um vapor de odor. Este é o limite da detecção do odor, neste nível o cérebro pode não ser capaz de reconhecer o odor específico.

Um exemplo deste limite pode ser dado usando o sulfeto de hidrogênio (H_2S) o qual tem um baixo limite de detecção da ordem de $0,002 \text{ mg/m}^3$. Neste nível a sensibilidade do nariz pode detectar a presença de um odor mais não o reconhecer. A diferença entre a detecção e o limite do reconhecimento varia na ordem de 2 a 10 para certos materiais

BONNIM *et al.*, (1993), apresenta na tabela 2 os limites olfativos e as famílias de moléculas mais importantes pelos maus odores ocorridos na degradação do esgoto.

Tabela 2: Limites de percepção olfativos de compostos

Famílias	Limite olfativomg/m ³
Compostos de N	
Amônia	20
Aminas	0,03 a 0,1
Compostos de S	
H ₂ S e mercaptanas	0,002 a 0,1
Compostos carbonils	
Aldeídos e cetonas	0,2 a 0,4

Fonte: BONIN *et al.*, 1993.

3.13 Compostos Odorantes

Compostos odorantes são para PROKOP (1996), substâncias que são emitidas de fontes industriais incluindo tanto as partículas de gases orgânicos e inorgânicos. O sulfeto de hidrogênio e amônia são exemplos de gases inorgânicos. Muitos compostos odorantes resultam de atividades biológicas ou estão presente no processo de emissão de substâncias químicas. A maioria das substâncias odorantes derivam da decomposição aeróbica da matéria orgânica que contem enxofre e nitrogênio.

A maior parte das substâncias odorantes derivam da decomposição aeróbica da matéria orgânica que contem enxofre e nitrogênio, e grande parte são gasosas em condições atmosféricas abaixo da normal, ou no mínimo tem uma volatilização significativa. O peso molecular dessas substâncias geralmente é da ordem de 30 a 150. Substâncias de alto peso molecular são normalmente menos voláteis e desse modo normalmente tem menos impacto com a causa das reclamações de odor. Os compostos reduzidos de enxofre como as mercaptanas e sulfetos orgânicos tendem a ser os mais odorantes, baseado no seu baixo limite de detecção da concentração de odor. Isto também é aplicado também para as aminas e nitrogênio em uma menor extensão.

3.14 Odor nas unidades de tratamento de esgoto

Um dos maiores problemas encontrados, para a instalação de estações de tratamento de esgoto em centros urbanos são os odores exalados em virtude da liberação dos gases.

O odor em estações de tratamento de esgoto bem projetadas e bem operadas em geral não são objetos de reclamações. Entretanto, como às vezes se verificam perturbações no funcionamento das instalações e devido à menor dispersão do cheiro por ocasião das inversões atmosféricas, a tarefa de controle das emissões é facilitada quando se guarda uma distância de aproximadamente 300m entre as residências e de uns 800m de leitos de secagem de lodo (IMHOFF, 1985).

As instalações de tratamento de esgotos sanitários podem gerar odores em função dos processos adotados e das condições operacionais empregadas. Por conseqüência, estas instalações tornam-se indesejáveis às suas vizinhanças, justificando a implementação da gestão das emissões odorantes, seja na adoção de medidas de prevenção na sua produção, ou na ação de tratamento dos gases (BELLI *et al.*, 2001).

Para BELLI *et al.*,(1999), os principais subprodutos que geram a emissão de odores, pertencem a as famílias de compostos químicos tais como o enxofre (H₂S, mercaptanas e outros polienxofres), o nitrogênio (NH₃, clássicas aminas cíclica), os fenóis, aldeídos, cetonas, álcoois e ácidos graxos voláteis. Este efeito é resultado da decomposição das águas residuárias ricas em aminoácidos (lipídeos e polissacarídeos).

Os compostos de enxofre constituem a maioria das moléculas olfativas encontradas nas estações de tratamento e sobretudo o gás sulfídrico. Os compostos com nitrogênio constituem-se em moléculas olfativas importantes na geração de maus odores. São essencialmente a amônia (NH₃), as aminas clássicas e o indol e escatole, proveniente da degradação da urina, de proteínas e de aminoácidos.

A liberação de compostos fétidos para a atmosfera a partir de um líquido depende basicamente de três fatores: da concentração destes compostos no líquido, da área superficial do líquido exposto à atmosfera e do grau de turbulência do fluxo deste líquido. A liberação depende também do pH do meio: em condições ácidas sulfetos e ácidos orgânicos são facilmente liberados, em pH alcalino amônia e aminas são favorecidas (LUDIVICE *et al.*, 1997).

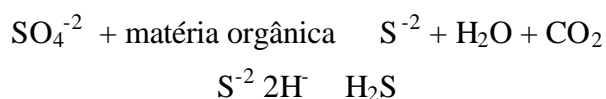
Segundo LUDIVICE *et al.*, (1997), os principais compostos odorantes em ETEs possuem as seguintes características:

- **Gás sulfídrico:**

Pode ser encontrado nos esgotos afluente a ETE, quando o tempo de retenção no sistema coletor for elevado ou existir forte contribuição de efluente industrial. Em ETEs o H₂S é produzido nos decantadores primários, adensadores por gravidade, tanques de estabilização e áreas de manejo de lodos.

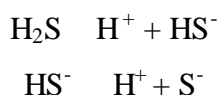
Possui odor com características de ovo podre (tabela 4) sendo detectado pela maioria das pessoas em concentrações baixas, 2- 4 ppb.

O gás é corrosivo tóxico, e solúvel em águas residuárias. O H₂S resulta da redução de sulfato a gás sulfídrico pelas bactérias anaeróbias abaixo das condições (WEF,1999):



O pH é um dos fatores mais importantes a ser mantido para se obter uma boa eficiência no processo da digestão anaeróbia. Na digestão anaeróbia a faixa de pH ótimo se situa entre 6,8 e 7,2. Em pH próximo de 9, mais do que 99% do sulfato dissolvido na água acontece na forma de HS^- . (WEF,1999).

O gás sulfídrico dissocia-se facilmente em meio aquoso, segundo as equações:



Conseqüentemente, o H_2S , será predominante em pH próximo a 7 e o HS^- acima de 7 até pH 14. Nota-se que, quanto mais elevado for o pH, acima de 7, menor será a existência de H_2S na forma de gás, reduzindo a exalação de odores, pois o meio básico “retém” o H_2S produzido. (CAMPOS & PAGLIUSIO, 1999).

Para que os odores sejam atenuados podem ser utilizados recursos específicos, como manter os esgotos em valores de pH acima de 7, mediante adição de álcali, ou ainda, adicionando-se sais de ferro, por exemplo, que podem promover a precipitação do enxofre proveniente do gás sulfídrico. (CAMPOS& PAGLIUSIO,1999).

Em trabalho realizado por PAING *et al.*(2001), mostram que a aplicação de cal em lagoas do tipo anaeróbia, obteve-se uma redução de 66% da taxa de emissão de H_2S , porém este observou-se que a adição de cal necessitaria ser continua uma vez que seu efeito desaparecia rapidamente.

Em muitos casos, adição de nitratos aos esgotos também pode diminuir a geração de H_2S .

- **Amônia, Aminas, Indol e Escatol**

Amônia (NH_3) normalmente encontrada nos esgotos em concentrações relativamente baixas de até 100 mg/l. Concentrações acima deste valor normalmente estão associados ao lançamento de efluentes industriais com alta concentração de proteínas. Ela também é produzida a partir da quebra dos compostos orgânicos nitrogenados durante o tratamento anaeróbio de lodos. A concentração de detecção é a mesma da concentração limite de exposição ocupacional, 5 ppm.

Grande parte dos compostos orgânicos nitrogenados é constituído de proteínas e produtos de degradação de proteínas. A hidrólise de proteínas produz aminoácidos que em

condições anaeróbias liberam entre outros produtos, algumas substâncias de mau odor como mercaptanas, aminas, fenol, sulfeto de hidrogênio e gás amônia. (VIEIRA e SOUZA, 1981)

Outros produtos finais de degradação dos aminoácidos são os ácidos orgânicos, álcoois e finalmente o dióxido de carbono e metano. A amônia quando em solução pode estar na forma iônica (NH_4^+) ou como gás dissolvido (NH_3).



O deslocamento desse equilíbrio depende do pH do meio, em pH até 7,2 o equilíbrio tende quase todo para a esquerda. Na digestão anaeróbia a amônia encontra-se na forma iônica, pois o pH é cerca de 7. Para valores de pH mais altos, o equilíbrio tende para a direita e a concentração do gás de amônia pode tornar-se inibidora.

A amônia tem uma intensidade de odor que pode muitas vezes mascarar outros odores, como os compostos reduzidos de enxofre. Porém, devido o nível de detecção da amônia, ela pode ser muito mais detectável no ar do que os compostos de enxofre (EPA, 2000a).

Para Ludvíce *et al.*, (1997), as aminas são compostos orgânicos que contem o grupo amina (R-NH_2), sendo o mais conhecido a trietilamina ($(\text{CH}_3\text{CH}_2)_3\text{N}$) detectável em concentrações de 0,2 ppb, responsável pelo “cheiro de peixe” muitas vezes observado.

Estes compostos podem ser produzidos e detectados facilmente em quantidades durante a decomposição microbiológica que envolve a descarbonação do aminoácido.

As aminas que são produzidas são volatilizadas facilmente quando as temperaturas estão elevadas acima em torno de 27°C. (EPA, 2000 b).

O indol e escatol apresentam um odor fecal nauseante, são formados por fermentação anaeróbia a partir do ácido aminotriptofane.

- **Mercaptanas, Dimetil e Dimetil Sulfeto**

Os compostos orgânicos de enxofre, dimetil dissulfeto tem sido associado com emissão de odores na operação de compostagem de biosólidos. Também tem sido medido nos sólidos das águas residuárias e facilmente na secagem, facilmente na pelletização e digestão do gás. Em geral dimetil dissulfeto é um sub produto da degradação microbiológica (anaeróbia) ou química de proteínas (EPA, 2000b).

As mercaptanas são compostos orgânicos de enxofre (tiols) com cheiro desagradável e segundo EPA (2000b), é uma classe de compostos que contem uma única molécula de enxofre. O metil mercaptana é o mais comum tiol medido nas emissões dos biosólidos. As mercaptanas são detectáveis em baixas concentrações e são facilmente detectáveis. Os ingredientes ativos do alho e cebola tem precursores que são similares as mercaptanas, os brócolis deteriorados também produzem mercaptanas e dimetil dissulfeto.

- **Metano (CH₄)**

A formação do metano não ocorre em ambientes onde o oxigênio, nitrato ou sulfato encontram-se prontamente disponíveis como aceptores de elétrons. A produção do metano ocorre em diferentes ambientes naturais tais como pântano, solo, sedimentos de rios, lagos e mares, assim como nos órgãos digestivos de animais ruminantes (CHERNICHARO, 1997).

A formação do metano ocorre a partir de quatro grupos de bactérias de acordo com (ZEIKUS, 1982 citado por NASCIMENTO, 1996):

- a) Grupo I: bactérias hidrolíticas, as quais convertem uma variedade de moléculas orgânicas complexas (polissacarídeos, lipídeos e proteínas) a um amplo espectro de produtos finais (ácidos acéticos, H₂ e CO₂, compostos com único carbono, ácidos orgânicos maiores que ácido acético e compostos neutros maiores que metanol);
- b) Grupo II: bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio. Este grupo de bactéria pode converter ácidos orgânicos maiores que ácido acético (butirato, propionato,...) e compostos neutros maiores que o metanol (etanol, propapanol, ...) a hidrogênio e acetato;
- c) Grupo III: bactérias homoacetogênicas, as quais podem converter um espectro muito amplo de compostos orgânicos de vários ou mesmo um carbono a ácido acético;
- d) As bactérias metanogênicas, as quais convertem H₂ e CO₂ compostos de um carbono (metanol, CO, metilamina) e acetato em metano.

BONNIM *et al.*, (1993), apresenta (tabela 3) os principais pontos de emissão e os níveis de concentração dos odores em um sistema de tratamento de esgoto.

Tabela 3: Fontes de emissões odoríferas

Pontos na ETE	Concentrações médias (mg/m ³)	
	H ₂ S	NH ₃
Elevatória	4,8	0,25
Pré-tratamento	3,5	0,5
Decantação	0,5	0,07
Lodos ativados	0,4	0,07
Desidratação do lodo	6,5	0,85
Armazenamento do lodo	0,4	7

Fonte: BONIN *et al.*, 1993.

Grande parte dos problemas de odores na estação de tratamento de esgoto segundo BELLI *et al.*, (2001),. podem ser contornados e controlados com medidas que minimizem sua origem ainda na rede coletora. Experiências realizadas pela SABESP tem apresentado boas soluções para a redução de formação de H₂S no sistema de esgotamento sanitário. A experiência consiste na aplicação de solução de nitrato de amônia, com concentrações variando entre 10 e 50%.

Se a aplicação de compostos nitrogenados em esgotos domésticos é contraditória, ou questionável, devido à necessidade premente de sua remoção posterior, outras técnicas podem igualmente serem utilizadas como o uso de peróxido de hidrogênio, soluções de ferro, oxigênio molecular, etc, (BELLI *et al.*, 2001).

A tabela 4: Características dos principais compostos odorantes em estações de tratamento de águas residuárias

Classe do composto	Composto	Peso Molecular	Fórmulas Químicas	Características dos odores	Limite Olfativo (mg/N m ³ ar)
Enxofre	Ácido Sulfídrico	34,1	H ₂ S	Ovo podre	0,0001 a 0,03
	Metilmercaptana	48,1	CH ₃ SH	Repolho, alho	0,0005 a 0,08
	Etilmercaptana	62,1	C ₂ H ₅ SH	Repolho deteriorado	0,0001 a 0,03
	Dimetilsulfeto	62,13	(CH ₃) ₂ S	Legumes deteriorado	0,0025 a 0,65
	Dietilsulfeto	90,12	(C ₂ H ₅) ₂ S	Etéreo	0,0045 a 0,31
	Dimetildissulfeto	94,2	(CH ₃) ₂ S ₂	Pútrido	0,003 a 0,0014
Nitrogênio	Amônia	17	NH ₃	Picante, irritante	0,5 a 37
	Metilamina	31,05	CH ₃ NH ₂	Peixe em decomposição	0,0021
	Etilamina	45,08	C ₂ H ₅ NH ₂	Picante, amoniacal	0,05 a 0,83
	Dimetilamina	45,08	(CH ₃) ₂ NH	Peixe deteriorado	0,047 a 0,16
	Indol	117,5	C ₈ H ₆ NH	Fecal, nauseante	0,0006
	Escatol	131,5	C ₉ H ₈ NH	Fecal nauseante	0,0008 a 0,10
	Cadaverina	102,18	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Carne em decomposição	-
Ácidos	Acéticos	60,05	CH ₃ COOH	Vinagre	0,025 a 6,5
	Butírico	88,1	C ₃ H ₇ COOH	Manteiga rançosa	0,0004 a 3
	Valérico	102,13	C ₄ H ₉ COOH	Suor, transpiração	0,0008 a 1,3
Aldeídos e Cetonas	Formaldeído	30,03	HCHO	Ocre, sufocante	0,033 a 1,12
	Acetaldeído	44,05	CH ₃ CHO	Fruta, maçã	0,04 a 1,8
	Butiraldeído	72,1	C ₃ H ₇ CHO	Ranço	0,013 a 15
	Isovaleraldeído	86,13	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	Fruta maçã	0,072
	Acetona	58,08	CH ₃ COCH ₃	Fruta doce	1,1 a 240
Álcoois e Fenóis	Etanol	46	CH ₃ CH ₂ OH	-	0,2
	Butanol	74	CH ₃ H ₇ CH ₂ OH	-	0,006 a 0,13
	Fenol	94	C ₆ H ₅ OH	-	0,0002 a 0,004
	Cresol	108	C ₆ H ₄ CH ₃ OH	-	0,00001

Fonte: BELLI *et al.*, 2001.

3.15 Avaliação dos odores

Os odores que sentimos são causados pela mistura complexa de várias substâncias odoríferas, orgânicas ou inorgânicas, lançadas na atmosfera na forma de gases ou partículas. As fontes destes lançamentos podem ser as mais variadas, destacando-se as de origem industrial, tratamento de esgotos urbanos e material orgânico em decomposição. Esta complexidade faz com que a avaliação da concentração química de todas as substâncias

presentes num determinado ambiente torne-se praticamente impossível (ZURITA *et al.*, 1999).

Os odores podem ser avaliados através de técnicas de análises químicas e olfatométricas. As análises químicas identificam e quantificam os compostos responsáveis pelos odores, enquanto que a olfatometria qualifica e apresenta as intensidades odorantes com seus níveis de incômodos (BELLI *et al.*, 2001).

Para avaliar o odor presente em um ambiente, pode-se realizar testes analíticos ou testes sensoriais conforme o esquema apresentado na figura 4.

Para que os testes analíticos possam ser aplicados, torna-se necessário que a sensibilidade dos métodos empregados seja, no mínimo, igual ao limiar olfativo, que, para muitas substâncias odoríficas, é extremamente baixo. Os métodos analíticos, por mais sensíveis e precisos que sejam, não conseguem traduzir o que ocorre nos diferentes tipos de odores, quando estes são gerados por misturas complexas de substâncias odoríficas.

Desta forma, ao invés de se utilizar métodos analíticos, são usados métodos sensoriais baseados na resposta do sistema olfativo de pessoas, ou júris.

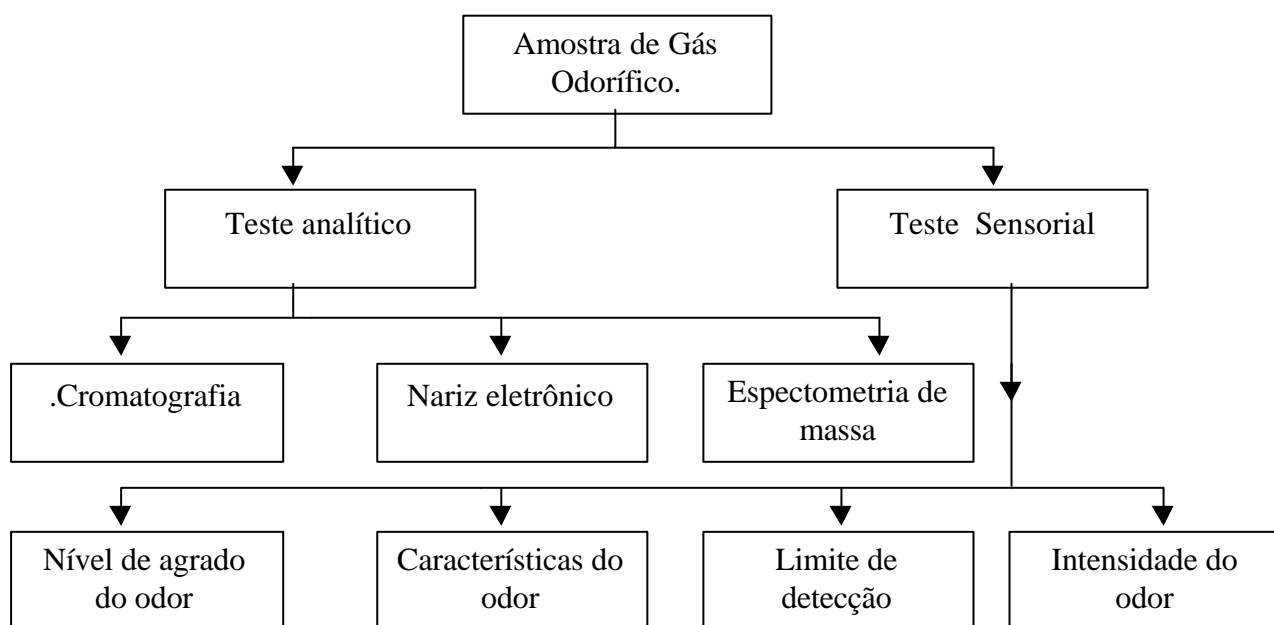


Figura 4: Tipos de testes para avaliação dos odores

Fonte: Adaptado de ZURITA *et.al*, 1999.

As análises sensoriais são mais efetivas para amostras que contêm misturas complexas odorantes ou níveis de concentração abaixo da detecção de um instrumento técnico (WEF, 1999).

Os métodos sensoriais são apropriados para monitorar odores da fonte emissora, no ar ambiente, ou ambos. (ZURITA *et al.*, 1999).

Para WEF(1999), embora o nariz humano forneça somente uma resposta subjetiva para a presença ou ausência de um odor, várias técnicas desenvolvidas quantificam a resposta humana. Os testes sensoriais estabelecem as características do odor, força, e sua intensidade.

3.15.1 Nível de agrado (valores hedônicos)

Segundo ZURITA *et al.*, (1999), um odor pode ser agradável, neutro, desagradável, muito desagradável e insuportável, conforme representado na figura 5. Este método relaciona o grau de agrado e desagrado que o odor proporciona, a resposta pode variar dependendo da qualidade do odor, um odor prazeroso para muitos pode ser declarado altamente desagradável para outros.

A aceitabilidade é tipicamente um julgamento feito por uma pessoa específica, num contexto e situação específica e com expectativa também específica. Por exemplo, um odor agradável pode ser inaceitável se fizer parte de um problema de poluição do ar numa área residencial e tiver origem numa fábrica de perfumes, ao invés de um jardim de flores (ZURITA *et al.*, 1999).

Para WEF,(1999), um painel de odor, mostra os métodos comuns usados para avaliar os incômodos dos odores, abrangendo um grupo de pessoas, comuns oito ou mais, divididos igualmente entre homens e mulheres. As amostras de gases odorantes são coletadas, e diluídas em diferentes concentrações para liberar ao painel de odor para cheirar. Então um membro do painel de odor responde, sim ou não para a presença de um odor para cada diluição cheirada.

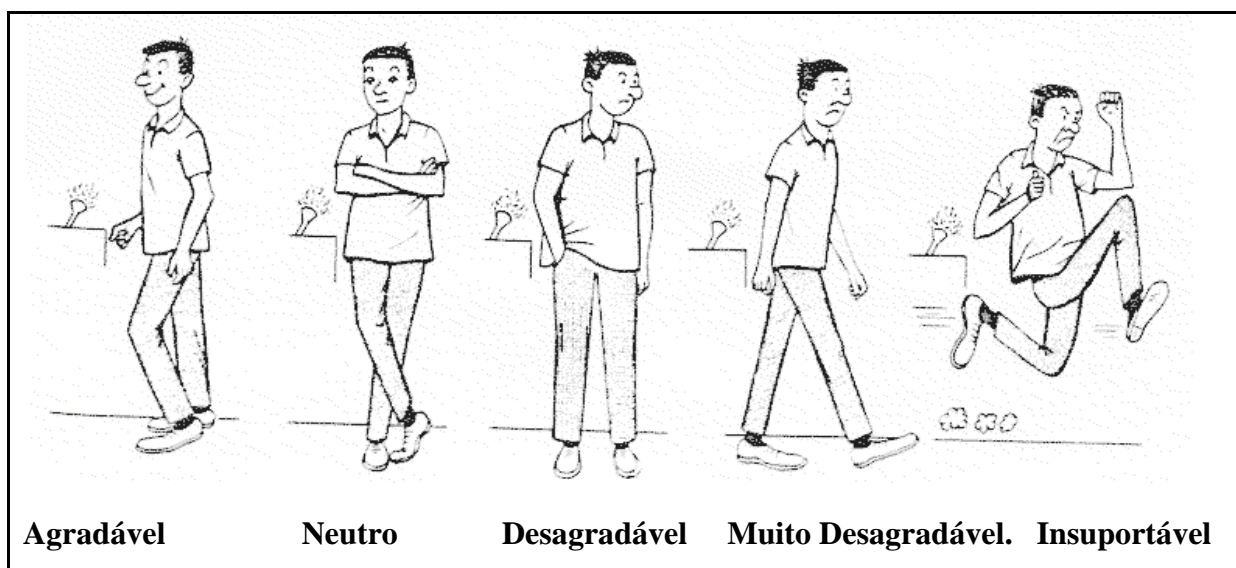


Figura 5: Escala em desenho para teste de odor

Fonte: ZURITA *et al.*, 1999.

3.15.2 Características do odor

Segundo PROKOP (1996), a característica de um odor é avaliada pela comparação com outros odores, ou diretamente através do uso de palavras descritivas.

Para EPA (2000b), o odor característico pode ser descrito diretamente através do uso de várias palavras descritivas ou frases que representam a qualidade das partículas de odor de interesse. Cada júri é perguntado a descrever o odor que estava sentindo. O problema com a descrição do odor como: agradável, rançoso, podre, etc é que diferentes indivíduos usam uma variedade de palavras ou frases para descrever o mesmo odor. Usando o que é chamado de escala hedônica, a qual é entregue aos júris com uma escala de números ou com uma descrição do odor já produzido. Esta técnica não elimina o fator humano e a subjetividade natural do odor relativo aos efeitos dele sobre diferentes indivíduos.

3.15.3 Limite de detecção (Percepção)

A percepção ou limite de detecção de um odor é uma propriedade referente à mínima concentração que produz uma resposta ou sensação ao nariz humano. Este limite geralmente é determinado por um painel que consiste de um número específico de pessoas e o resultado

numérico é geralmente expresso quando 50% do painel detecta corretamente o odor (PROKOP, 1996).

De acordo com WEF,(1999), a intensidade medida indica como a intensidade de odor é afetada pela diluição. Este procedimento representa o número de diluições necessárias para o odor ser detectável por 50% dos membros de um júri. O painel de odor mede as amostras de um odor para múltiplas diluições de butanol em uma escala de um a oito.

3.15.4 Intensidade odorante

MISSELBROK *et al.*, (1993), citado por BELLI (1998a) relata que a intensidade odorante de uma atmosfera é uma sensação relativa percebida por um estímulo superior ao limite de percepção. A intensidade é uma função crescente da concentração dos odores no ar respirado. A relação entre a concentração de odor e a intensidade percebida ou fisiológica é representado pela equação da lei de Stevens:

$$\log I = b * \log C + \log a \quad (12)$$

onde:

a = constante de Stevens;

b = traduz o crescimento da intensidade odorante em função da concentração (valor entre 0,2 a 0,8);

I = intensidade odorante da amostra

C = concentração de odor ou do composto no ar analisado

O método de caracterização do odor é para determinar um número limite de odor representado a concentração abaixo para a qual o nariz humano pode detectar alguma sensação de odor. Estabelecer o limite de odor requer várias evoluções no painel de odor, para determinar quando o odor não é detectado em tempo (WEF, 1999).

A lei de Stevens é aplicada sobre os comportamentos das funções orgânicas que são utilizadas igualmente nas outras organizações sensoriais. Qualquer tipo de odor é caracterizado por uma curva que traçará a intensidade olfativa e sua concentração. Esta curva apresenta uma área não detectável pelo nariz humano, uma linha do limite de detecção e um patamar à montante de saturação.

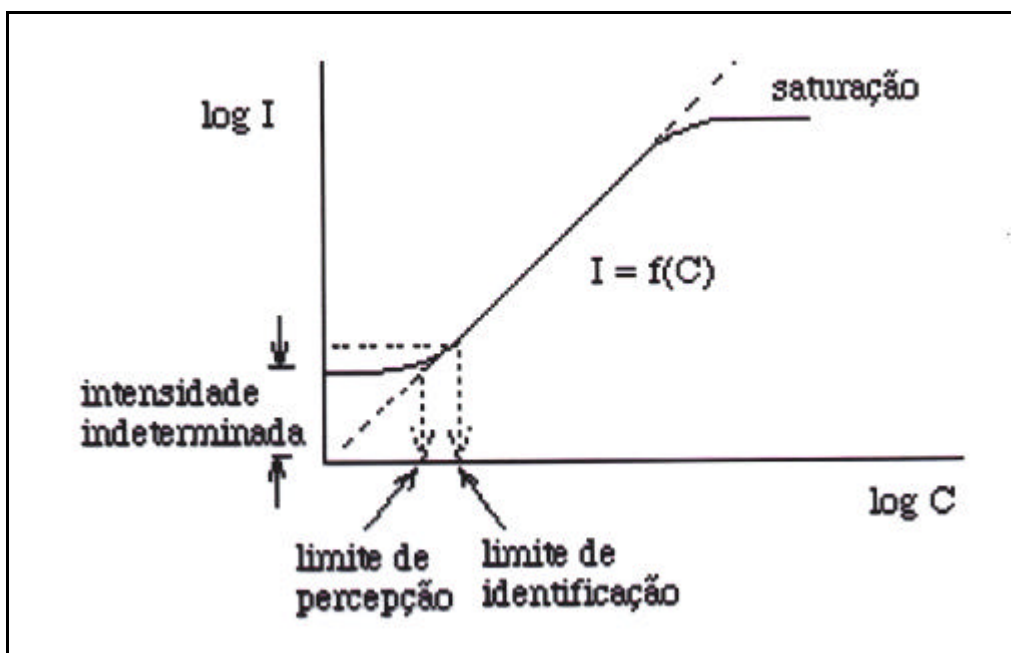


Figura 6: Representação gráfica da curva de Stevens
 Fonte: BELLI *et al.*, 1998b.

3.16 Avaliação das emissões odorantes.

Segundo VIGNERON *et al.*, (1994), na realização do estudo das emissões odorantes pode-se adotar quatro caminhos:

- Análise olfatométrica - utiliza o sistema olfativo do ser humano para uma apreciação global do odor;
- Medidas físico-químicas – são as análises clássicas para caracterização físico-química da atmosfera;
- Avaliação da dispersão das emissões com maus odores na atmosfera através de modelos matemáticos;
- Nariz eletrônico.

3.16.1 Análise Olfatométrica .

Para VIGNERON *et al.*, (1994), a olfatometria (medida dos odores) está baseada na avaliação sensorial sensitiva, principalmente, pelos receptores da membrana da mucosa nasal existentes no ser humano. As análises olfatométricas possibilitam fazer a quantificação dos

níveis de odores, identificando a natureza da emissão dos poluentes, podendo ser utilizado para avaliar os odores dentro da vizinhança de uma fábrica.

Segundo BELLI *et al.*, (1998b), a olfatometria pode ser caracterizada por duas grandezas:

- A concentração odorante de uma atmosfera e o seu limite de detecção e de percepção;
- A intensidade odorante de uma atmosfera, relacionada com os níveis de odores de uma escala de referência.

As análises olfatométricas são baseadas em processos estatísticos de respostas verbais de um júri de pessoas treinadas. É importante realizar análises olfatométricas sobre uma amostra representativa da população, devido a presença na atmosfera de compostos odorante (VIGNERON *et al.*, 1994).

Estas determinações se efetuam por tratamento estatístico das várias respostas de um júri de pessoas treinadas e selecionadas de uma população, para avaliar uma atmosfera odorante, seguindo as recomendações normalizadas da (AFNOR NF X 43-103).

3.16.1.1 Definições relativas a olfatometria:

- **Gás inodoro:**

É um gás que é constantemente julgado inodoro pôr todos os membros componentes de um júri, este gás é praticamente ar ou nitrogênio filtrado em carvão ativado. É necessário observar que pôr causa do fenômeno de sua adaptação é difícil fazer a diferença entre um gás realmente inodoro e um gás fracamente odorante. (LE CLOIREC *et al.*, 1991).

- **Medida do nível de odor de acordo com o fator de diluição:**

O limite de detecção olfativo é realizado através da determinação do fator de diluição para o limite de percepção olfativo (K50). Corresponde ao valor da diluição que permite a transformação da concentração de uma amostra à concentração que corresponde ao limite de detecção, observado por 50% dos membros de um júri conforme representação gráfica da figura 7 (BELLI *et al.*, 1998b).

$$K_{50} = (Q_1 + Q_2) / Q_2 \quad (13)$$

Onde:

K_{50} - fator de diluição;

Q_1 - Vazão do gás inodoro;

Q_2 – Vazão do gás odorífero.

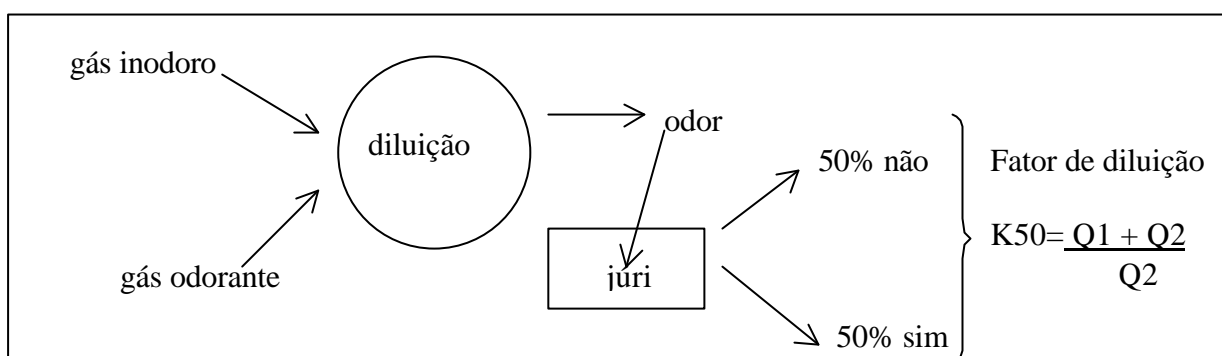


Figura 7 Determinação do fator de diluição para o limite de detecção olfativo (K50) através do olfatometro.

Fonte: BELLI, 1995b.

De acordo com BELLI *et al.*, (1998b), a definição da intensidade de odor de uma amostra esta fundamentada nas relações funcionais entre a mente e os fenômenos físicos, com o auxílio de um júri. Desta forma o nível de odor de uma amostra é a grandeza da sensação olfativa proveniente de estímulos motivados por concentrações de odores superiores ao limite de percepção olfativo. Este método utiliza uma escala de referência (ex: 1-butanol), com concentrações diferentes de soluções . A análise consiste em comparar a amostra a ser examinada com a intensidade de referência de acordo com a diluição conhecida do composto padrão, conforme apresentado na tabela 5.

O olfatometro é o aparelho que permite diluir a amostra de um gás odorante com um gás inodoro. Após a diluição das amostras estas são apresentadas a um painel de pessoas a fim de determinar a concentração odorante detectável por 50% dos membros do painel. A concentração de um odor deve ser determinada em um ambiente inodoro para que não interfira na percepção real do odor.

O painel de pessoas permite descobrir um odor em concentrações bem abaixo dos níveis de sensibilidade dos métodos analíticos químicos. A exposição ao estímulo deve ser tal

que o limite superior seja suficiente para que o painelista faça a escolha, porém a exposição não deve durar mais que 15 segundos, com intervalo entre a repetição da série superior a 1 minuto, com a finalidade de evitar a habituação durante a exposição ao estímulo.

Tabela 5: Recomendações da norma francesa para a piridina ou 1 butanol

Concentração (g)	Nível	Intensidade dos odores
0,001	1	Muito Fraco
0,01	2	Fraco
0,1	3	Médio
1	4	Forte
10	5	Muito Forte

Fonte: AFNOR,1993 citado por BELLI *et al.*, (1998a) .

- **Concentração do odor**

É expresso em unidade de odor pôr metro cúbico (UO/m³). Corresponde ao número de diluições necessárias para atender seu limite de detecção.

- **Júri**

Segundo LE CLOIREC *et al.*, (1991), para se fazer parte de um júri, as pessoas devem ser treinadas com o objetivo de classificar corretamente a ordem de intensidade das soluções de 1-butanol ou de piridina. Os membros do júri devem ter entre 16 e 50 anos, e apresentar uma sensibilidade olfativa normal.

A norma francesa AFNOR X 43 101 recomenda utilizar: 16 pessoas para se obter um valor representativo do valor limite de percepção; 8 pessoas na maioria das análises e 4 pessoas para as medidas comparativas.

3.16.2 Medidas Físico-Químicas

Para BELLI *et al.*, (1998a), a análise físico-química tem por finalidade identificar e quantificar as moléculas presentes num gás ou no ar com odor. Em certas situações uma pré-concentração será necessária. A análise pode tornar-se complexa caso o gás contenha vários

compostos com propriedades diferentes, entre elas pode-se citar: massa molecular, função química, concentrações variáveis, nível de odor diferente e volatilidades diferentes.

3.16.2.1 Amostragem dos compostos odorantes sem e com concentração.

Segundo BELLI *et al.*, (1998a), a técnica de amostragem de uma amostra depende de vários fatores:

- da integridade do gás ou dos vapores coletados;
- da adequação do procedimento de amostragem em relação com a técnica de análise;
- da estabilidade dos gases ou dos vapores que devem ser armazenados sem perda pelas paredes do sistema de coleta;
- controle contra contaminação.

A escolha do método adequado é primordial para análise dos compostos e depende principalmente das características das amostras a serem analisadas. Quando a concentração odorante é elevada a amostragem ocorre sem concentração ou seja a análise do gás é realizada diretamente, neste caso pode-se utilizar algumas técnicas de amostragem como ampolas de vidro, saco plástico teflon ou tedlar e container metálico. Esta técnica é recomendada quando se realizam análises olfatométricas.

Caso a concentração do composto odorante for muito baixo, inferior aos limites de detecção pelos métodos analíticos, será necessário a realização da amostragem com concentração. Neste caso dois procedimentos são indicados: amostragem por absorção e amostragem por adsorção.

3.16.2.1.1 Amostragem sem concentração:

Para realizar a amostragem sem concentração, utiliza-se os seguintes materiais: sacolas plásticas de teflon ou tedlar, frascos de vidro e containers metálicos (LE CLOIREC *et al.*, 1991).

- **Sacolas plásticas:**

As sacolas plásticas são em grande parte confeccionadas de materiais do tipo teflon, mylar, tedlar os quais são materiais não absorventes. Atualmente as sacolas tedlar têm

apresentado ser um dos melhores materiais, por possuir uma parede não permeável a qualquer tipo de gás, o qual garante a preservação da amostra a ser coletada.

O método de amostragem do gás é realizado com auxílio de uma bomba a vácuo ou uma pêra de borracha inodora, mangueiras de PVC atóxico (tipo TYGON) a qual é conectada na válvula fixa da sacola. Desta maneira a bomba coleta o gás externo e abastece a sacola. Antes de iniciar a coleta das amostras, deve ser realizado um ensaio para certificar a ausência de vazamento no sistema. A reutilização da sacola é possível desde que seja realizada a limpeza com ar puro, até se observado a completa ausência de compostos residuais.

- **Frascos de vidro:**

Os frascos de vidro são geralmente constituídos de dois registros, sendo que o abastecimento é realizado pôr meio de sucção. O volume dos frascos varia de 0,25 a 3 litros. Estes frascos são utilizados na coleta de gases inertes, não sendo recomendado para a coleta de gases reagentes.

- **Containers metálicos:**

Os containers metálicos são geralmente de ácido inox, sendo também muito utilizado na coleta de gases inertes. O volume varia de 1 a mais de 30 litros. Tem como principal característica à estabilidade ao armazenamento dos gases hidrocarbonetos, mesmo a concentrações inferiores a 25 ppb.

3.16.2.1.2 Amostragem com concentração:

A amostragem com concentração é realizada através dos métodos de absorção e adsorção dos compostos odorantes.

- **Amostragem por absorção:**

De acordo com MARTIN & LATFORT (1991), a amostragem por absorção consiste na fixação para selecionar os compostos ou suas famílias de compostos, dosada sob a forma de uma solução específica ou um precipitado para posterior análise.

Para LE CLOIREC *et al.*, 1991, as soluções absorventes devem permitir uma captura rápida e integral, dos gases. O volume da solução absorvente varia de 5 a 200ml. A vazão do

gás absorvido é da ordem de 100l/h durante borbulhamento, sendo ajustado à medida que se obtém uma precisão durante a análise. As soluções absorventes são selecionadas de acordo com a natureza dos compostos capturados e do tipo de análise a ser realizado. A tabela 6 relaciona os produtos odorantes e as soluções absorventes necessárias na captura dos gases

Nesta técnica coloca-se uma série de frascos de vidro conforme figura 8, complementados com as soluções indicadas na tabela 6 para a captura dos respectivos gases. A solução de ácido clorídrico permite a captura da amônia e das aminas, o bissulfito de sódio permite a captura dos aldeídos e cetonas. O cloreto de mercúrio e o acetato de zinco capturam o gás sulfídrico e as mercaptanas.

Tabela 6: Soluções absorvíveis por compostos odorantes

Gases a serem capturados	Soluções absorventes
SO ₂	H ₂ O ₂
NH ₃	HCl 0,1 N ou H ₃ BO ₃ 0,5%
Aminas	HCl 0,1N
Aldeídos e Cetonas	NaHSO ₃ 4%
H ₂ S e Mercaptanas	HgCl ₂ 4%, Acetato de Zn

Fonte: LE CLOIREC *et al.*, 1991.

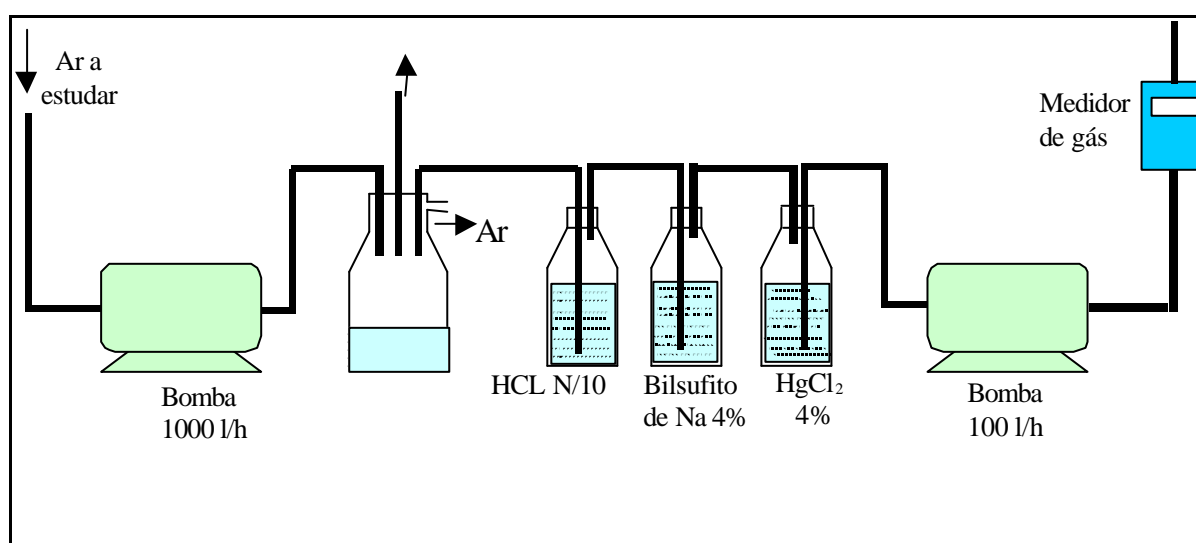


Figura 8: Amostragem dos gases por família

Fonte- LE CLOIREC *et al.*, 1991.

- **Amostragem por adsorção:**

Segundo LE CLOIREC *et al.*, (1991), a técnica de adsorção consiste em passar um volume conhecido de um gás através de um tubo contendo um adsorvente, este volume é função da concentração do poluente. Um grande número de adsorventes está atualmente disponíveis, entre eles o carvão ativado, sílica gel, alumínio ativado e polímeros porosos sintéticos. A sílica gel, o carvão ativado e o tenax são os adsorventes mais utilizados. Estes materiais adsorvem uma variedade muito grande de compostos e apresentam a vantagem de uma estabilidade boa desde a amostragem até o armazenamento. A tabela 7 apresenta alguns adsorventes e suas utilizações para os compostos ou a família dos compostos.

Tabela 7 : Soluções adsorventes e suas utilizações

Compostos ou famílias odorantes	Adsorventes
Ácidos orgânicos	Carbotrap, XAD, Tenax
Compostos Orgânicos	Carvão ativado
Amônia	Na ₂ CO ₃ 5% sobre Chromosorb
Aminas	Sílica gel ativada
Álcool	Sílica gel ativada
Mercaptanas e polienxofres	Carvão ativado ou Tenax
Formaldeído, Acroleína	2-hidroximetil-piridina em supelpack 20N
Gazes dos escapamentos	Sílica gel

Fonte: LE CLOIREC *et al.*, 1991.

A recuperação dos compostos é efetuada por desorção térmica quando então são injetados em cromatografia gasosa para análise qualitativa e quantitativa, associados ou não com espectrometria de massa (BELLI *et al.*, 1998 a).

Segundo LE CLOIREC *et al.*, (1991), esta técnica de desorção térmica submete o adsorvente a um choque térmico por um período de 10 a 15 segundos a uma temperatura de aproximadamente 250° C, permitindo a liberação completa dos compostos capturados. A desorção é realizada através da corrente do gás inerte (hélio), o qual permite a injeção total dos gases adsorvidos no cromatógrafo gasoso

3.16.2.2 Análises químicas.

Uma vez completada a fase de amostragem dos gases odorantes, com ou sem concentração, procede-se a análise qualitativa e quantitativa dos compostos odorantes. Na tabela 8 é apresentado um resumo dos métodos analíticos utilizados nas análises dos compostos ou da família dos compostos odorantes (LE CLOIREC *et al*, 1991).

Tabela 8- Método de análise dos compostos

Compostos ou Família dos Compostos	Análises	Observações
H ₂ S	Iodométrico Gravimétrico Colorimétrico e CG	-----
Mercaptanas	Gravimétrico CG/SM	Quantificação global Detecção com fotômetro de chama
SO ₂	Volumétrica CG/SM	Acidez Detecção com fotômetro de chama
NH ₃	Volumétrica CG/SM	Interferências possíveis
Aminas	Volumétrico CG/SM	Quantificação global Detecção com ionização de chama
Aldeídos, cetonas álcoois	CG/SM CG/SM	Detecção com ionização de chama Interferências possíveis com as aminas e os aldeídos.

Fonte: MARTIN & LAFFORT, 1991

- **Análise Volumétrica.**

Utiliza-se o método de Reich em efluentes que contém o H₂S e SO₂, o método consiste em medir o volume de gás necessário para descolorir uma solução de iodeto. O SO₂ pode ser também determinado depois de transformá-lo em ácido sulfúrico dentro de água oxigenada, a acidez pode ser determinada por uma solução de borato de sódio. A amônia pode ser medida antes do borbulhamento na solução de HCl, pelo método Kjeldhal (LE CLOIREC *et al*, 1991).

- **Análise Gravimétrica.**

Este método é usado principalmente para medir o H₂S e as mercaptanas através do borbulhamento e precipitação do cloreto de mercúrio, quantificado sob a forma de H₂S (LE CLOIREC *et al*, 1991).

- **Análise Colorimétrica**

Segundo LE CLOIREC *et al*, (1991) esta análise pode ser realizada somente em soluções líquidas, iguais à análise da NH₃ a qual é capturada em HCl (Norma AFNOR NF X 90-015). Também se pode determinar o H₂S da atmosfera, medindo-se o tempo para colorir o papel impregnado de acetato de chumbo. A análise colorimétrica é possível com a utilização de tubos preenchidos com vários reagentes específicos os quais reagem com a família de um composto odorante. No momento da passagem da corrente do gás, uma reação colorimétrica se produz. Esta reação de coloração é uma referência da concentração do poluente no gás.

- **Cromatografia Gasosa.**

Para LE CLOIREC *et al*, (1991) a característica volátil dos compostos odorantes fazem da cromatografia a melhor técnica para análises quantitativas e qualitativas dos odores. A cromatografia tem condições de analisar geralmente três famílias de compostos odorantes: enxofre, aldeídos e cetonas e compostos das aminas e amônias. É necessário notar que o acompanhamento direto da cromatografia na fase gasosa espectrometria de massa não são suficiente para a análise dos compostos químicos presentes no ar que são responsáveis pelos odores. Essa identificação das moléculas odorantes necessita da associação das mucosas olfativas humanas e as técnicas instrumentais clássicas. A união direta da cromatografia da fase gasosa, espectrometria de massa e a olfatometria permitem identificação de um odor, ou de uma mistura de odores com concentração na ordem de ppb, ou até mesmo na fração de ppb onde certos odores são detectados

3.16.3 Dispersão dos odores na atmosfera através de modelos matemáticos

A concentração de um odor é o resultado da concentração inicial de gases odorosos na fonte emissora e de sua diluição durante a trajetória na atmosfera. Esta diluição consiste

dos complexos processos simultâneos de transporte e difusão. A ação combinada destes processos é denominada de dispersão atmosférica. Para que se possa avaliar estes efeitos qualitativa e quantitativamente, emprega-se a modelagem matemática de dispersão de poluentes na atmosfera.

A EPA possui uma série de modelos matemáticos cuja função é a aplicação sistemática às avaliações de impacto à qualidade do ar. O modelo ISCT demonstrou ser, ao longo dos anos, ser o de maior aplicabilidade, sendo freqüentemente aplicado em estudos nos EUA, Banco mundial e BID, o ISCT tem sido aplicado com sucesso em diversos estudos e licenciamentos ambientais.

A equação de dispersão Gaussiana tem sido incorporada por muitos computadores tornando prático a modelagem de muitas fontes e receptores de odor. As descrições detalhadas do alcance e tipo de modelos disponíveis para modelagem de dispersão em geral podem ser encontradas no site da EPA., conforme apresentado na tabela 9 (IWA,2001).

Tabela 9: Lista dos modelos de dispersão usados para modelagem de odores de tratamentos de esgoto.

MODELOS	DESENVOLVIDO	TIPO
ISC (www.epa.gov.scramm001)	USEPA	Gaussian plume model
AERMOD(www.epa.gov.scramm001)	American Meteorological Society And USEPA	Steady-state gaussian Plume model
SCREEN(www.epa.gov.scramm001)	USEPA	Steady-state gaussian Plume model
ADMS (www.cerc.co.uk)	Cambridge Environmental Research Consultants	Advanced gaussian type.

Fonte: IWA, 2001.

3.16.4 Nariz eletrônico

HERMIA (1997), a pesquisa de um dispositivo suscetível a associar um odor a um sinal mensurável vem ocorrendo aproximadamente há 30 anos, mais o termo nariz eletrônico ficou difundido há menos de 10 anos.

Para HERMIA (1997), o nariz eletrônico pode ser definido como um sistema composto da união de detectores definidos grosseiramente como sensores químicos e do outro lado um meio de interpretação dos sinais, sob a forma de impressões digitais, graças aos equipamentos de informática.

Existem diferentes tipos de sensores que podem estar associados, de modo que seus sinais possam ser tratados via uma rede de neurônios a fim de reforçar a noção de impressão eletrônica (BELLI et al, 1998).

Segundo HERMIA (1997), o tempo de resposta do sensor depende de uma série de outros fatores atuantes, como a intensidade do gás, a natureza do odor e tipo de concentração, as condições ambientais (temperatura, umidade e pressão) e a natureza dos sensores.

A aplicação do nariz eletrônico é múltipla, pode servir por exemplo, nas indústrias que utilizam produtos químicos tóxicos, detectando-os à menor emanção anormal. Nas indústrias alimentícias o nariz eletrônico poderá detectar alimentos deteriorados bem como pode ser utilizado na apreensão de drogas em bagagens.

Mais o nariz eletrônico apresenta uma baixa sensibilidade quando comparado ao nariz humano.

CAPÍTULO IV

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O presente trabalho foi realizado na estação de tratamento de esgotos sanitários do município de São Ludgero. O município possui área total de 112 Km², e com a sede distante 180 Km da capital de Santa Catarina, a altitude é de 50m acima do nível do mar, com latitude 28° 19'33 "S, longitude de 49° 12' 18" W.

Limita-se ao norte com o município de Braço do Norte, ao Sul com o município de Pedras Grandes, a Leste com o município de Gravatal e a Oeste com o município de Orleans.

O clima de São Ludgero é quente e seco no verão com temperatura média máxima de 35°C e muito frio no inverno atingindo a 0°C.

Segundo o Diagnostico Geral das Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina, realizado pela Secretária de Estado do desenvolvimento Urbano e Meio ambiente (SEDUMA), a região Hidrográfica Sul Catarinense a qual pertence o município de São Ludgero apresenta como principais cursos de água as bacias hidrográficas dos rios Tubarão e D'Una.

A bacia do rio Tubarão é a mais expressiva da região. Nasce na encosta da Serra Geral (na confluência dos rios Bonito e Rocinha). A jusante da cidade de Lauro Muller, passa a denominar-se rio Tubarão. É formado pelos rios Rocinha, Bonito, Oratório, Capivaras, sendo seu principal afluentes os rios Braço do Norte o qual corta o município de São Ludgero, Capivari, Laranjeiras e Congonhas pela margem esquerda, e rio Palmeiras e rio Pedras Grandes/Azambuja, pela margem direita. Percorre uma distância de 120Km e desemboca na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos, no município de Laguna. A bacia do Tubarão Drena uma área de 5.640 Km² / totalizando 19 municípios da região.

As principais rodovias de acesso são a BR-101 e a SC-438, esta última iniciando em Tubarão, passando por Gravatal, Braço do Norte, São Ludgero e Orleans.

A figura 9 mostra a localização geográfica do município e da unidade de tratamento de esgoto sanitário avaliada.

A economia tem destaque na agropecuária, mas a industrialização do município fez com que a importância dos dois setores se equilibrasse. Em propriedades com no máximo 50 hectares, pequenas portanto, colhe-se fumo, feijão, milho e hortifrutigranjeiros. Também se destaca a produção de suínos e ovos, além do gado para corte. Já na indústria a diversificação das atividades vai da fabricação das embalagens e copos plásticos, molduras em madeira para quadros, madeiras e feculárias.

4.2 Caracterização do Sistema de tratamento de esgoto

A ETE de São Ludgero é de responsabilidade do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE). A área da estação de tratamento de esgoto se situa próximo à zona urbana do município, as margens esquerda do rio Braço do Norte entre o rio e a estrada municipal não pavimentada que dá acesso ao distrito de Barra do Norte.

A descarga do efluente final é feita no rio Braço do Norte, o qual 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.

A estação de tratamento possui duas chicanas longitudinais, além da célula de tratamento ela é composta por:

- tubulação de chegada, esta tubulação parte da caixa n.º 1 na qual é lançado o efluente das estações elevatórias n.º 1 e n.º 2 e alimentam a caixa de grade;
- caixa de grade, para retenção de sólidos grosseiros;
- calha Parshall, para controle da vazão de esgoto bruto;
- dispositivo de distribuição;
- dispositivos de proteção, constituído por bermas e valetas de drenagem, para controle de erosão, proteção de taludes, etc;
- urbanização, existe cerca no contorno da lagoa, e nos taludes foi plantado grama para evitar a erosão.

A concepção da ETE foi realizada para a população de fim de plano, com um horizonte de projeto de 20 anos abrangendo o período de 1990 a 2010, divididos em duas

etapas de 10 anos. A primeira etapa uma lagoa facultativa para atender uma população de 3216 hab. e segunda etapa uma população de 8317 hab.

Para o cálculo das unidades de tratamento foi utilizado a taxa de aplicação superficial de carga orgânica. Assim foi adotado a profundidade da lagoa facultativa de 1,20m com uma taxa de aplicação de DBO de 300kg DBO₅ /ha.dia, resultando uma área para cada lagoa de 7000m² com um tempo de detenção de 8 dias e eficiência de 57,93%. Os parâmetros de projeto encontram-se na tabela 10.

Tabela 10: Parâmetros de Projetos

Parâmetros de Projeto	1º Etapa (1990 a 2010)	2º Etapa (2010 a 2020)
População atendida (hab.)	3216	8317
Vazão média (m ³ /d)	334,37	864,87
Carga Orgânica de DBO (Kg/d)	160,80	415,85
Consumo per-capta (l/hab*dia)	130	130

Fonte: Memorial de Cálculo da SESP (Serviço Especial de saúde Pública) , 1990

Atualmente a estação de tratamento de esgoto vem funcionando com uma vazão aproximada de 778 m³/d, uma vazão cerca de 2,3 vezes maior que o calculado para a primeira etapa de projeto.

Uma das explicações do aumento da vazão de esgoto, esta associado ao incremento populacional que vem ocorrendo na cidade, este último em função do crescimento das industrias de embalagens de copos plásticos.

FIGURA 9: localização geográfica do município de São Ludgero e da unidade de tratamento de esgoto

4.3 Monitoramento e operação do sistema

O sistema foi monitorado por um período de sete meses entre dezembro de 2000 a julho de 2001.

Foram feitas 17 coletas para as análises do afluente e efluente líquido da lagoa e 11 coletas para as análises dos gases.

A metodologia empregada se divide em avaliar a desodorização da lagoa em dois períodos, o primeiro da recirculação e o segundo da aeração combinada com a recirculação.

Para o acompanhamento destas duas metodologias de desodorização, foram realizadas a avaliação da fase líquida e avaliação dos gases odorantes. Na avaliação da fase líquida foram realizadas análises físico-químico do afluente e efluente líquido da lagoa e análise da comunidade planctônica. Na avaliação dos gases odorantes foram realizadas análises químicas dos gases, análises olfatométricas e percepção da comunidade dos odores provenientes da ETE.

O primeiro teste a recirculação do efluente para a entrada da lagoa foi realizada no período de 01/12/00 a 14/03/01 e o segundo teste da recirculação do efluente combinado com a aeração da lagoa foi de 15/03/01 a 16/07/01.

Na figura 10 é apresentado os pontos de coleta e monitoramento das análises da fase líquida e da fase gasosa, onde P1 representa o ponto de coleta do esgoto bruto, P2 a P14 pontos de monitoramento no interior da lagoa e P15 ponto de coleta do esgoto efluente.

FIGURA 10 Pontos de Coleta e Monitoramento da lagoa

4.3.1 Análise físico-química e análise da comunidade planctônica da fase líquida

As amostras coletadas, em face da variação constante em sua composição física, química e biológica merecem a recomendação de não se adotar amostras instantâneas, as quais não tem representatividade estatística. Assim sendo foram realizadas as coletas de 0,5 litro de amostra a cada duas horas com início as 7:00 e término as 17:00hs. Tais amostras foram preservadas em baixa temperatura e ao final do dia era obtida uma amostra composta.

As análises físico-química foram realizadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

O período de coleta foi quinzenal para os parâmetros DBO₅, DQO, fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, potássio, sólidos totais, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, sólidos voláteis e sólidos dissolvidos nos pontos de entrada e saída do esgoto (P₁ entrada e P₁₅ saída).

Todas as amostras analisadas são compostas com exceção das amostras de oxigênio, temperatura e pH, que foram realizadas com equipamentos de leitura direta, ao longo dos 15 pontos de monitoramento indicados na figura 3.

O transporte, a preservação da amostras e as análises laboratoriais foram executadas de acordo com as normas técnicas recomendadas pelo Stander Methods (APHA, 1992).

4.3.1.1 Métodos de análises dos parâmetros determinados

- **Oxigênio dissolvido, temperatura e pH**

O oxigênio dissolvido, a temperatura (°C) e o potencial hidrogeniônico (pH) foram determinados diariamente com intervalos de duas horas, as análises iniciavam às 7:00 terminando as 17:30., a uma profundidade de aproximadamente 30cm.

As medições de pH foram feitas com um pHmetro digital marca Mettler, modelo HP 120 com eletrodo LE 438 e sensor de temperatura integrado pelo qual foi obtido a temperatura. O oxigênio foi medido através de um oxímetro digital marca Bernauer modelo F-1001C com faixa de medição de 0,0 até 20,0 mg/l O₂.

- **Sólidos Suspensos Totais (SST)**

Para obtenção dos SST, as amostras após a homogeneização foram filtradas através de membranas (Whatman 0,45 μm), sendo o líquido filtrado usado para a determinação dos Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), seguindo a metodologia específica para a obtenção dos sólidos. Com a subtração entre os Sólidos Totais (ST) e SDT encontra-se o valor de SST. Para a determinação dos Sólidos Sedimentáveis foi utilizado um Cone Inhoff com leitura direta no cone. Esta metodologia está descrita no Standard Methods (APHA,1992).

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Os procedimentos padronizados para determinar a DQO são os descritos no Standard Methods (APHA,1992). Para as determinações da DQO filtrada esta análise era realizada através de filtros com porosidade de 2μ .

Foram utilizados para a determinação destas análises espectrofotômetro CARY/1E/UV- Visible da marca VARIAN e para a digestão da amostra um digestor da HACH – COD REACTOR com timer de até 120 minutos à 150°C .

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

As amostras foram preservadas sob refrigeração à temperatura próxima de 4°C e as análises de DBO foram realizadas dentro do prazo de 24 horas após a coleta. Para as determinações da DBO filtrada, estas análises eram realizadas através de filtros com porosidade de 2μ ., os restantes dos procedimentos seguiam as recomendações do Standard Methods (APHA,1992).

- **Fósforo Total**

O fósforo total seguia o método colorimétrico ácido Yanadomolybdofosfórico indicado para detectar concentrações de 1 a 20 mg/l e leitura com comprimento de onda entre 400 a 490nm.

As amostras foram preservadas sob refrigeração à temperatura próxima de 4°C e as análises foram realizadas dentro do prazo máximo de três dias.

- **Nitrogênio Total Kjeldahl**

As análises de NTK e NH_4^+ , seguiram o método “Modified Kjeldahl Method-Nitrogen-Ammonia-Protein”, da AOCS (American Oil Chemists Society). Foi utilizado um destilador modelo UDK 130A da marca VELD SCIENTIFICA para destilação do NTK e Nitrogênio Amoniacoal. A digestão do NTK foi feita com um digestor modelo DK6 da marca VELD SCIENTIFICA equipada com SCRUBBER da mesma marca para filtrar os gases tóxicos resultantes da digestão, passando por uma solução básica indicadora e um potenciômetro MODELO 210 A da marca ORION.

- **Potássio**

As amostras foram filtradas em papel de filtro com porosidade de 2μ . Para realizar a filtração foi utilizado um equipamento da Polysulfone Aseptic System da marca MFS ADVANTEC, em seguida era realizada a Cromatografia Iônica líquida com um equipamento da DIONES DX- 120 Ion Chromatograph.

- **Análise das comunidades planctônicas**

As análises das comunidades planctônicas foram realizadas no Laboratório de Ficologia do Departamento de Botânica da UFSC, pela Professora Dr^a. Rosilane Laudares da Silva.

O plâncton total era coletado em frascos, na superfície da lagoa por funcionários da ETE de São Ludgero. O material era fixado no Laboratório de Ficologia/BOT/UFSC com formol a 4%. Parte do material foi mantido não fixado, em refrigerador, para observação do material vivo.

Foram preparadas lâminas para observação e medidas dos espécimes, em microscópio OLYMPUS BX-50. A identificação foi feita com auxílio de bibliografia especializada: HUBER-PESTALOZZI (1938); HUBER-PESTALOZZI (1955); KOMÁAREK & FOTT (1983); KOMÁAREK & ANAGNOSTIDIS (1999); TELL & CONFORTI (1986).

O material era contado separadamente da seguinte forma:

Para células maiores que $10,0 \mu\text{m}$: com uso de microscópio invertido Leitz, modelo Diavert, com aumento de 400 vezes, de acordo com o método de Utermohl in HASLE(1978).

Foram sedimentados 5,0 ml e contados 15 campos aleatórios. Para facilitar a sedimentação das células, adicionou-se uma gota de Lugol. Amostras muito densas foram diluídas na proporção de 2:1 (duas partes de água destilada para uma parte da amostra).

Para células menores que $10,0 \mu\text{m}$: foi depositada uma gota (0,04 ml) entre lâmina e lamínula. A contagem se deu em 10 campos, delimitados pelo retículo de Whipple, distribuídos por toda a superfície da lamínula, com aumento de 400 vezes. A contagem de cada amostra foi realizada em três lâminas, sendo considerada a média dos dois valores mais próximos. Este método foi o mais adequado para este grupo muito denso e de difícil visualização. Ele é semelhante ao método de contagem em câmara de Sedgwick-Rafter (CETESB,1979) mas permite a utilização de objetiva de 40 vezes.

4.3.2 Análises químicas dos Compostos Odorantes (H_2S e NH_3)

Para realizar as análises químicas foi utilizada a seguinte seqüência nos frascos lavadores: frascos de lavagem contendo solução de HCl-0,1N, frasco vazio, frasco com HgCl_2 a 4g/l, frasco vazio, frasco contendo NaOH – 10%, frasco vazio e frasco contendo bolinhas de vidro.

O frasco de HCl tem por objetivo capturar os gases que contêm amônia e COVs. O frasco de HgCl_2 para capturar o ácido sulfídrico e o frasco contendo soda cáustica foi utilizado para elevar o pH dos gases antes de atingirem os registradores de vazão, com isso evitando a corrosão do medidor (Carvalho, 2001).

O frasco vazio servia como segurança caso ocorresse refluxo no sistema e o frasco com bolinhas de vidro tinha por finalidade reter a umidade.

Para a determinação dos compostos H_2S (gás sulfídrico), NH_3 (amônia) gerados na lagoa facultativa, foi utilizada a técnica de absorção destes gases em soluções aquosas, sendo o HgCl_2 utilizado para capturar o H_2S e HCl para a captura do NH_3 (amônia). A partir do momento em que se formava o precipitado de sulfeto de mercúrio dentro do frasco, procedia-se à realização da análise química.

A quantificação do H_2S foi obtida através da análise gravimétrica, a qual consiste na passagem do gás em solução de HgCl_2 até a produção de um precipitado (leitoso), posteriormente o sulfeto de mercúrio é filtrado com uma membrana de $0,45\mu\text{m}$, esta

membrana é previamente seca na estufa durante 14,0 a 16,0 horas e pesado em uma balança digital SHIMADZU modelo LIBROR AEG-120G.

A quantificação da amônia (NH_3) foi realizada com destilação expressa em equivalente de NH_4^+ , seguido de titulação com H_2SO_4 .

4.3.2.1 Cálculo para a determinação das concentrações de H_2S e NH_3

- **Concentração de H_2S :**

Foi utilizada a metodologia de MARIS & LAPANCHE (1994), para os cálculos da concentração de H_2S , equação 1:

$$C = \frac{m \times 32}{326 \times V} \quad (14)$$

sendo:

C: concentração de H_2S (mg/m^3) dentro e fora da lagoa

m: massa do precipitado obtida em gramas

V: volume do gás que passou na solução de cloreto de mercúrio

32: massa molecular do enxofre

326: massa do precipitado sulfeto de mercúrio (HgS) por mol de cloreto de mercúrio.

- **Concentração de NH_3 :**

$$C_{\text{NH}_3} = \frac{x}{V} \quad (\text{mg}/\text{m}^3); \quad (15)$$

sendo:

x: massa de amônia obtida em 100ml de ácido clorídrico;

V: volume do gás que passou na solução de ácido clorídrico.

4.3.3 Análise Olfatométrica :

O estudo olfatométrico na Estação de Tratamento de Esgoto foi realizado seguindo as recomendações da norma francesa AFNOR. Foi utilizado o 1-butanol como composto de referência na determinação dos níveis diferentes da intensidade dos odores.

Os gases a serem avaliados, foram coletados com auxílio de uma bomba a vácuo FISATOM modelo 820 dentro da lagoa, através da instalação de uma caixa coletora mostrada na figura 11 e fora da lagoa no contorno da ETE. O gás coletado era armazenado em sacolas Tedlar com capacidade de 45 litros.



Figura 11: Ponto de coleta dos gases A1 e A2

Para realizar a avaliação olfatométrica foi selecionado um júri composto de oito pessoas selecionadas e treinadas antes de iniciar os trabalhos. A faixa etária do júri estava entre 28 a 42 anos, sendo formada por moradores que vivem próximo a lagoa, autoridades municipais (vereadores), funcionários do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Orleans e São Ludgero. O treinamento e a seleção do júri foi realizado seguindo as recomendações da norma Francesa AFNOR NF X 43-103, que consiste na utilização do 1-butanol em várias concentrações, conforme discriminado na tabela 11.

Tabela 11: Intensidade dos odores para piridina ou 1butanol.

Concentração de 1-butanol (g/l)	Nível	Intensidade dos Odores
0,001	1	Muito fraco
0,01	2	Fraco
0,1	3	Média
1	4	Forte
10	5	Muito Forte

Fonte: BELLI e LISBOA, 1998a.

O teste foi feito com cinco frascos, cada um codificado por número. Os monitores tinham que distinguir as cinco intensidade dos odores. Os oito monitores treinados tiveram 100% de acerto e considerados aptos para auxiliar na pesquisa.

As análises foram realizadas quinzenalmente, sendo que a cada análise olfatométrica procedia-se a limpeza das sacolas Tedlar, passando ar comprimido até a eliminação total do odor dentro da sacola.

4.3.4 Percepção pela Comunidade do odor proveniente da ETE:

Foram aplicados questionário com o objetivo de avaliar as características hedônicas das residências instaladas próximo a ETE. O critério da escolha das residências foi de entrevistar, os moradores que possuem suas residências mais próximas a lagoa. Para isso utilizou-se o critério de se escolher as moradias que estavam instaladas a 200m ao longo do comprimento da rua (frente da lagoa) e a 300 m de afastamento da lagoa, totalizando 30 residências. Sendo que a área total de influência do questionário foi de aproximadamente 60.000m².

Os questionários foram aplicados quinzenalmente por um período de cinco dias com início às segundas feiras e término às sextas feiras.

Cada morador recebia um questionário (figura 12) onde era feita a seguinte pergunta: Olhando estas figuras, em qual delas você se enquadra com relação ao cheiro de esgoto proveniente da lagoa de tratamento?

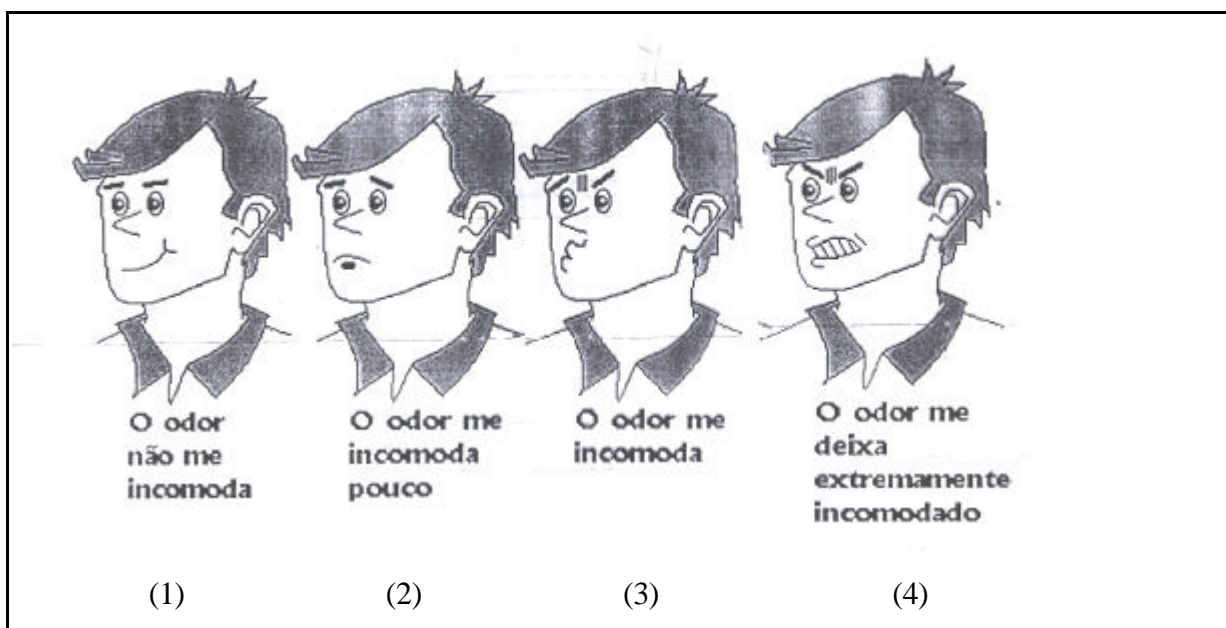


Figura 12: Nível de agrado do odor

Fonte: MEYER, 1999.

4.3.5 Desodorização da ETE:

Foram realizados dois testes para redução de odor na lagoa. O primeiro consiste na recirculação do efluente da lagoa facultativa para a entrada da própria lagoa na razão de 1/6 da vazão, com o objetivo de corrigir as deficiências do oxigênio dissolvido, auxiliar na prevenção de odores e o surgimento de condições anaeróbias nas zonas de alimentação da lagoa, conforme recomendações de (UEHARA, 1989).

O segundo teste combinou a recirculação do efluente com a instalação de dois aeradores mecânicos colocados em pontos identificados com maior problema de odor e formação de zonas mortas.

Foram realizadas as concentrações diárias de OD, pH e temperatura, análises quinzenais do gás sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3). Associados a estas análises realizou-se a olfatométrica de um júri de pessoas treinadas tendo-se a referência de intensidade para os odores, solução de 1-butanol em diferentes concentrações. Bem como foi avaliado a percepção dos odores pela comunidade envolvida através de respostas obtidas com questionários aplicados durante as duas metodologias de estudo.

As demais análises do afluente e efluente líquido da lagoa tiveram por objetivo avaliar a eficiência da unidade de tratamento e avaliar a comunidade planctônica da lagoa e a sua relação com a formação dos odores.

Teste 1 (Recirculação)

No primeiro teste, a recirculação do efluente para a entrada da lagoa foi realizado entre o período de 01/12/00 a 14/03/01. O conjunto motobomba instalado, da marca SOMAR modelo SE1 com 6 estágios, possuía vazão de bombeamento de 2,5 l/s , potência de 3 CV e altura manométrica de 50,0 m.c.a.

O equipamento foi instalado sobre o vertedor na saída da lagoa, a tubulação de adução, em PVC 20mm foi colocada a uma profundidade de 30,0cm do nível da superfície do líquido.

As análises de rotina (O_2 , Temperatura do ar, temperatura do líquido e pH) foram realizadas no interior da lagoa em 15 pontos demarcados denominados pontos P1 a P15 (figura 11). Todas as amostras analisadas e coletadas foram realizadas a uma profundidade de 30,0 cm do líquido.

A figura 13 apresenta o ponto de instalação e o equipamento utilizado para realizar a recirculação do efluente até a entrada da lagoa.



Figura 13 Recirculação do efluente

Teste 2 (Aeração + Recirculação)

O segundo teste, foi realizado durante 124 dias, entre o período de 15/03/01 a 16/07/01. Neste período foram instalados dois aeradores de pás modelo Aguapá B-216 “tipo pedalinho”, de fabricação Bernauer Aquacultura com 8 rotores de 8 pás com as seguintes características técnicas: taxa de oxigenação de 2,79kg O₂/h; potência de 2HP; motor trifásico de 220v; peso de 130kg; dimensões de 1,65m x 6,00m x 0,90m de altura.

Os testes para identificar capacidade real de produção de oxigênio dos equipamentos em estudo foram realizadas no laboratório de Camarões Marinhos da Universidade Federal de Santa Catarina, durante o mês de junho de 2001. Para tanto foram utilizados dois tanques circulares de fibra de vidro com capacidade de 50m³ cada. Para se proceder o teste da taxa padrão de eficiência de aeração(SOTR), os referidos tanques foram enchidos com água do mar com salinidade de 34%. A eliminação do oxigênio presente na água, procedimento necessário para este tipo de teste foi conseguido adicionando-se sulfito de sódio (Na₂SO₃) e cloreto de cobalto (C_oCl₂). Uma vez que o oxigênio dissolvido tinha chegado a menos de 0,20mg/l a temperatura da água foi medida e os aeradores ligados, afim de registrar o incremento de oxigênio a cada trinta segundos com a ajuda de um oxímetro polarográfico digital. Uma vez que o oxigênio tinha atingido 80% de saturação, os aparelhos foram desligados. Com base nos dados de incorporação de oxigênio procedia-se o cálculo do SOTR.

O posicionamento e instalação dos aeradores na lagoa foi de forma visual. Observou-se as áreas onde apresentavam a formação de zonas mortas, esgoto com cor cinza o qual é um indicador de sobrecarga na lagoa e que a mesma vem funcionando próximo da anaerobiose, e nas áreas com maiores concentrações de odor.

A instalação do aerador n°1 foi a 15,0 metros da entrada do afluente, onde ocorria a presença de um forte odor e o esgoto apresentava coloração cinza escura como pode ser observado na figura 16. A principal finalidade da instalação do aerador n° 1, foi de introduzir uma quantidade de oxigênio na massa líquida afim de reduzir ou eliminar a formação dos odores.

O aerador n° 2 foi instalado entre as duas chicanas a uma distância de 18,00 m do vertedor de saída do esgoto, conforme mostrado na figura 14. Este aerador tinha duas funções introduzir oxigênio na massa líquida e eliminar a zona morta no canto da lagoa.

As mesmas análises que foram realizadas no primeiro teste (recirculação) foram realizadas no segundo teste.

FIGURA 14 Localização dos aeradores

CAPÍTULO V

5. DISCUSSÃO E RESULTADOS

5.1 Observações Gerais

Através de um levantamento de campo, foram feitas as seguintes constatações:

- **Tratamento Preliminar:** Foi verificado a inexistência destas unidades, as quais segundo VON SPERLING (1996a) tem por objetivo a proteção da unidade de tratamento subsequente, proteção de bombas e evitar o acúmulo de areia na entrada da lagoa.
- **Lagoa de tratamento:** Nas observações feitas durante o período em que foi realizado o primeiro teste (recirculação do efluente), verificamos que a lâmina de água apresentou coloração variando de verde escuro, verde claro, verde leitoso (figura 15) à cinza (figura 16).

Foram observadas a presença de natas esverdeadas nos cantos da lagoa e nas laterais. Esta nata esverdeada prejudica o processo pois impede a passagem de luz, causando a formação de maus odores.

Também ocorreu um odor fétido da lagoa nos períodos com temperaturas acentuadas de frio ou calor.

Para UEHARA (1989), as algas verdes conferem à lagoa uma coloração esverdeada e indicam uma boa condição de funcionamento. A coloração verde leitosa indica que a lagoa passa por um processo de autofloculação e a coloração azul esverdeada indica a presença de algas azuis. Este tipo de alga flutua na superfície do líquido, dificultando assim a penetração da luz na água e, de maneira geral, quando se decompõem exalam maus odores.

A cor cinza é a principal indicação de sobrecarga na lagoa, normalmente acompanhada de elevadas concentrações de DBO_5 , baixos valores de pH, queda do nível de oxigênio e também é associada a um tempo de detenção insuficiente para que ocorram os processos biológicos, como pode ser observado na figura 16.



Figura15 : Presença de “nata” esverdeada



Figura 16: Coloração cinza na lagoa facultativa

5.2 Avaliação do dimensionamento da lagoa.

A lagoa facultativa existente foi dimensionada pelo método da taxa de aplicação superficial de carga orgânica, método que considera a área de exposição da luz solar necessária à realização da fotossíntese.

No dimensionamento da lagoa foram adotados os seguintes parâmetros de projeto:

- População contribuinte: 3.216 hab.
- Vazão média de esgoto: 334,37 m³/dia.
- Taxa de aplicação de DBO: 300 kg. ha./dia.
- Profundidade da lagoa: 1,20 m

Utilizando-se as fórmulas matemáticas para o dimensionamento da lagoa, obtém-se uma área de projeto de 7.000 m² para um tempo de detenção de 8,10 dias. Segundo VON SPERLING (1996c), esta taxa de aplicação é indicada para locais com temperaturas médias do ar de 25°C e temperaturas médias do líquido no mês mais frio em torno de 25°C.

Refazendo o dimensionamento da lagoa, com a finalidade de verificar a área necessária e utilizando os dados obtidos durante a realização do experimento na lagoa teremos:

- DBO₅ afluente: 429,00 mg/l
- Temperatura média ambiente: 16,75°C
- Vazão média: 778 m³/dia.
- Taxa de aplicação de DBO: 150kg. ha./dia. (temperatura média do ar de 15°C)

A área de projeto encontrada utilizando-se os novos parâmetros de projetos foi de 2,22 ha ou 22.220 m², uma área cerca de 3 vezes superior à área da lagoa existente, situação que demonstra matematicamente que a lagoa está operando próximo da anaerobiose, com constantes desprendimento de odores.

5.3 Taxa de Transferência de oxigênio

A quantidade de oxigênio a ser fornecida pelos aeradores para a estabilização aeróbia da matéria orgânica é geralmente igual a DBO total última afluente (DBO_{tU}) . Esta DBO em esgoto doméstico é atingida ao final de um período de tempo da ordem de 20 dias. A DBO_{tU} pode ser calculada pela seguinte relação: $DBO_{tU} = 1,5 \times DBO_5$.

O requisito de oxigênio (RO) necessário para uma lagoa aerada facultativa de fluxo em pistão, com vazão de 778 m³/dia e DBO₅ afluente de 429 mg/l, para estabilizar a matéria orgânica será de $RO = 269,46 \text{ kg } O_2/\text{dia}$, o que corresponde a 11,23kg O₂/h.

Afim de assegurar uma concentração de oxigênio dissolvido de 2,00 mg/l, a taxa de transferência de oxigênio pelos aeradores mecânicos deverá ser de:

$$TTO_{\text{padrão}} = ((RO) / ((\beta * fH * C_s - C_L / C_s(20^\circ\text{C})) * \alpha * e^{T-20}))$$

$$TTO_{\text{padrão}} = 18,03 \text{ kg O}_2/\text{h}$$

Dados:

$TTO_{\text{padrão}}$ = Taxa de transferência de oxigênio padrão (Kg O₂/h);

RO = 11,23kg O₂/h;

$C_s = 8,7 \text{ g/m}^3$;

$C_L = 2 \text{ g/m}^3$;

$C_s(20^\circ\text{C}) = 9,20 \text{ g/m}^3$;

$fH = (1 - (H/9450)) = 0,995$;

$\beta = 0,95$;

$\alpha = 0,90$;

$e = 1,024$;

T = 20°C.

Os equipamentos utilizados na aeração da lagoa possuem taxa de transferência de oxigênio de 2,79kg O₂/hora por equipamento. A lagoa de tratamento vem recebendo 5,58kg O₂/hora, taxa de oxigenação tres vezes e meia inferior ao calculado, condição necessária para manter um efluente com uma concentração de O₂ da ordem de 2mg/l.

Com a taxa aplicada de 5,58kg O₂/hora foi obtido um efluente com uma concentração média de 0,50 mg/l. Esta concentração foi suficiente para reduzir os incômodos provocados pelos odores e mudar toda a comunidade planctônica da lagoa, mais não foi suficiente para melhorar o efluente em termos de carga orgânica.

5.4 Avaliação da fase líquida.

5.4.1 Vazão – (l/s)

O valor médio da vazão semestral na entrada da ETE, conforme relatórios técnicos mensais fornecidos pelo SAMAE, resultou em 9,04 l/s, com pico máximo de 10,0 l/s no mês de fevereiro/01 e mínimo de 7,86 l/s em julho/01.

A lagoa de tratamento possui uma calha Parshal de 6“ na entrada da lagoa, não existindo medidor de vazão na saída. A determinação das vazões através da medição da altura

da lamina de água que escoo no vertedor não foi possível, pois a caixa de distribuição do esgoto é coberta por uma tampa de concreto, pesada de difícil manejo.

O método utilizado pelo SAMAE para determinação da vazão de esgoto bruto baseia-se na consideração de que 80% da vazão de água medida, distribuída para a população, corresponde à vazão de esgoto bruto que entra na lagoa de tratamento. A vazão de esgoto bruto em função do volume de água tratada medida na rede pode ser visualizada na figura 17.

Segundo JORDÃO & PESSOA (1995), com tal método de determinação de vazão obtém-se valores errôneos. 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 de execução das obras; número de poços de visita; concepção e quantidade de elevatórias; qualidade dos serviços de conservação, manutenção e reparos na rede coletora; influência do lençol freático.

De acordo com o SAMAE em dias de chuva o volume de água residuária aumenta em torno de 100% , devido às ligações clandestinas de águas pluviais domiciliares na rede coletora de esgoto. Estas ligações trazem vários problemas locais como extravasamento dos poços de visita e aumento significativo na vazão do esgoto bruto afluente à ETE.

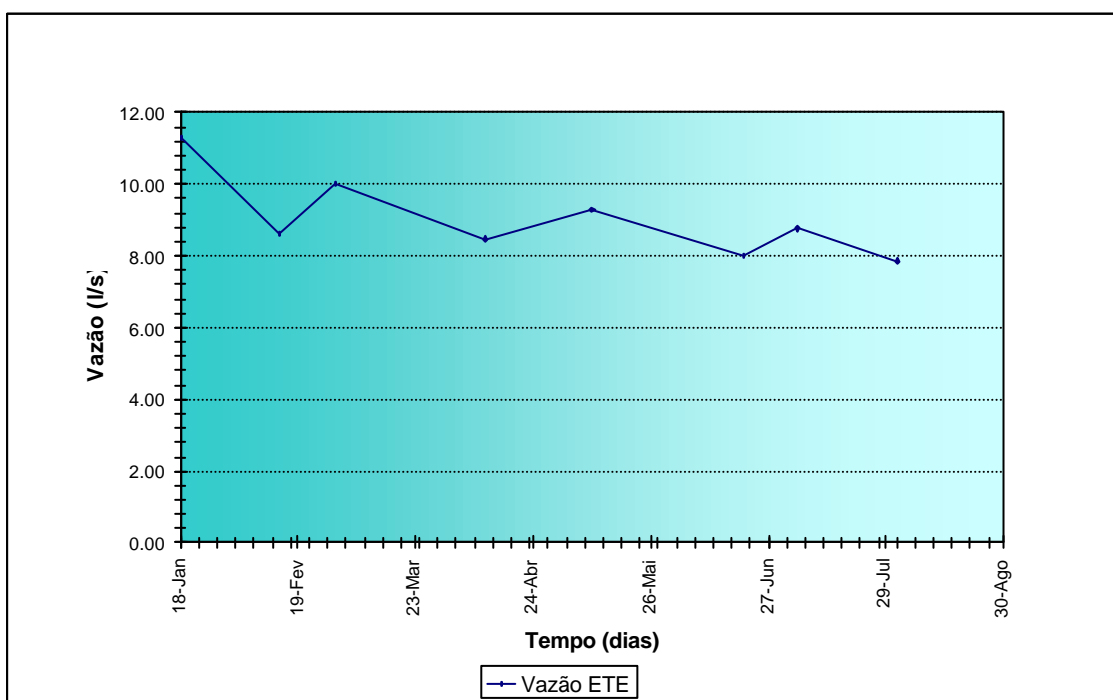


Figura 17: Perfil da vazão do esgoto bruto na ETE .

5.4.2 Temperatura – T (°C)

Os dados da Estação Experimental da EPAGRI em Urussanga estão apresentados na tabela 12 e plotados na figura 18, sendo possível observar os meses em que ocorrem as maiores precipitações (janeiro, fevereiro, março e julho), bem como as temperatura máximas e mínimas. A temperatura média semestral do ar fornecida pela Estação Experimental durante o período de estudo variaram de um mínimo de 16,75°C até um máximo de 27,70°C, ficando a média em 22,84°C.

Na figura 19 estão apresentadas as variações diárias da temperatura ambiente, temperatura do esgoto bruto, temperatura do esgoto efluente e temperatura no interior da lagoa, para as duas fases do experimento. No anexo 2 são apresentados os valores da temperatura do ar e do esgoto nos quinze pontos de amostragem ao longo do dia.

Foi observado que nos meses mais frios do ano de 2001 (junho e julho) as temperaturas na lagoa mantiveram-se abaixo de 20°C. Esta temperatura é considerada prejudicial aos processos anaeróbios e facultativos. Segundo JORDÃO & PESSOA (1995), a velocidade de decomposição do esgoto aumenta com a temperatura, sendo a faixa ideal para a atividade biológica de 25°C a 35°C. O autor MEDRI (1997) considera que temperaturas superiores a 20°C são as mais indicadas para processos facultativos.

No período em que foi realizado a recirculação do efluente a temperatura das amostras ficaram muito próximas da temperatura do meio ambiente. Na segunda fase de operação, com o emprego da aeração, observou-se que a temperatura ambiente ficou acima da temperatura do esgoto, em função da homogeneização da massa líquida causada pelos movimentos dos aeradores

As temperaturas do efluente da lagoa mantiveram-se dentro dos padrões de emissão de efluentes líquidos (temperatura inferior a 40°C) preconizados pela Legislação Ambiental Estadual e Federal.

Tabela 12: Mapa de observações metereológicas do Posto EPAGRI/ Urussanga.

Variáveis	Dez/00	Jan/01	Fev/01	Mar/01	Abri/01	Mai/01	Jun/01	Jul/01
Temp.MédiaAr (°C)	26,20	27,70	27,70	26,05	23,60	17,95	16,75	16,75
Temp. Max. (°C)	39,20	38,40	36,00	34,60	33,00	30,90	31,50	32,40
Temp. Min. (°C)	13,20	17,00	19,40	17,50	14,20	5,00	2,00	1,10
Insolação (h)	5,60	4,60	4,60	5,40	4,20	4,31	5,00	4,80
Evaporação (mm)	1,25	0,84	0,70	0,77	0,69	0,58	0,61	0,61
Pluviometria (mm)	1,24	2,66	4,50	0,83	1,68	1,74	0,90	1,81
Umidade Rel. (%)	76,38	82,97	87,77	84,71	87,46	84,22	83,72	83,60
Nebulosidade(0110)	6,84	8,10	7,40	6,61	7,16	6,52	5,80	5,54

Fonte- EPAGRE 2001/ Urussanga.

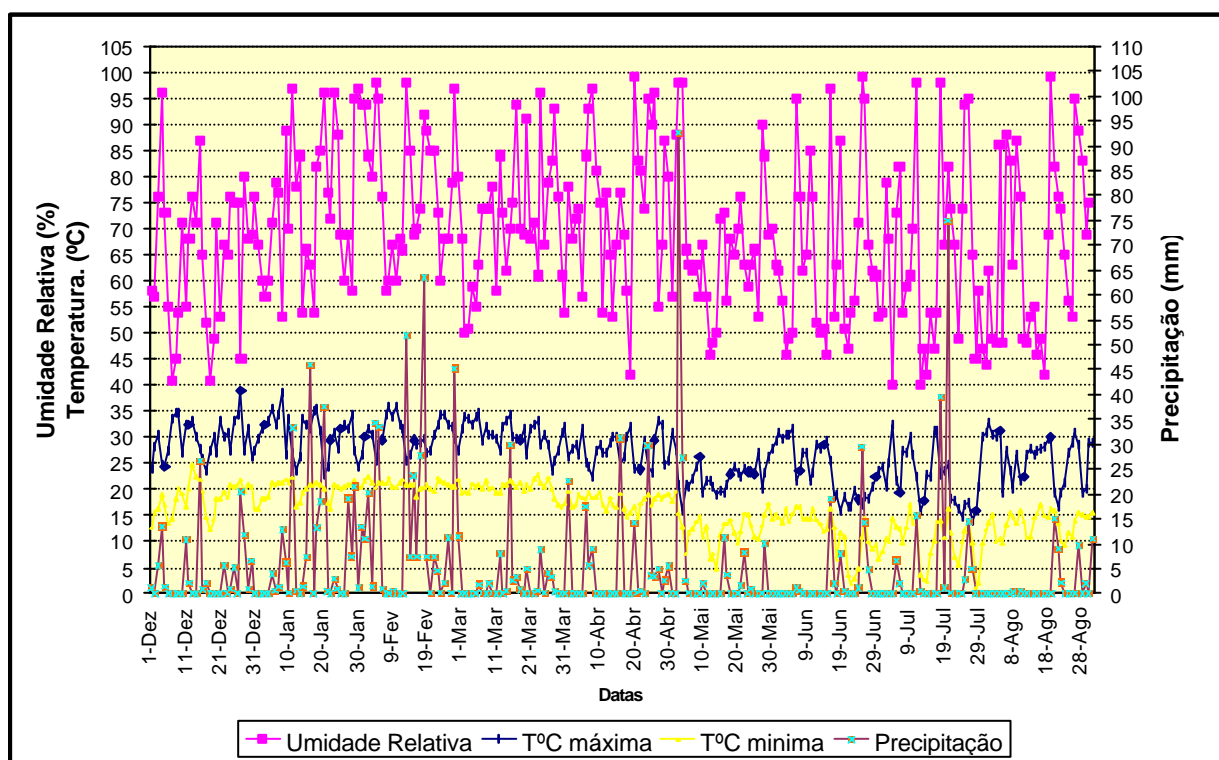


Figura 18 : Variação da umidade relativa do ar, temperatura máxima e mínima e precipitação pluviométrica.

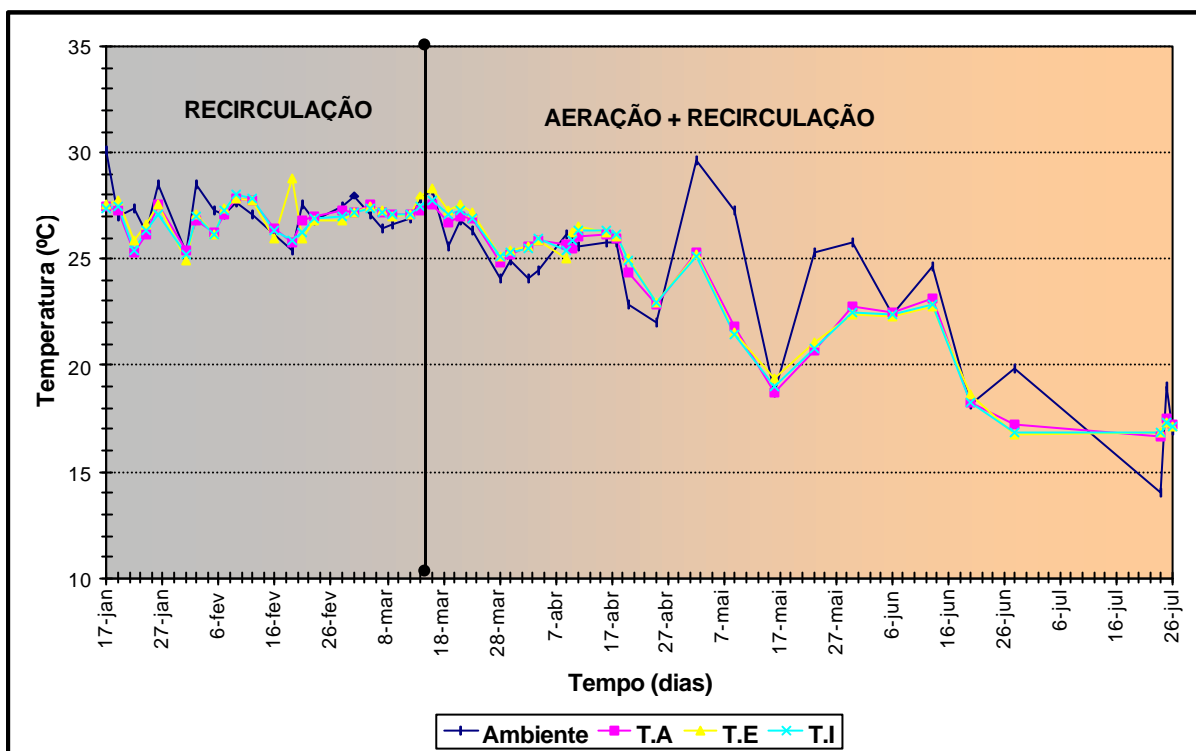


Figura 19: Variação da temperatura ambiente e na lagoa nas duas fases de operação da lagoa.

Legenda: Ambiente = temperatura do ar - °C

T.A = temperatura do afluente da lagoa - °C

T.E = temperatura do efluente da lagoa - °C

T.I = temperatura no interior da lagoa - °C

5.4.3 Potencial Hidrogeniônico - pH

O valor do pH médio do esgoto bruto durante a pesquisa foi de 7,20 encontrando-se próximo do neutro e dentro da faixa característica para esgotos domésticos (JORDÃO & PESSOA, 1995; VON SPERLING, 1996a).

Na figura 20 estão apresentadas as variações diárias do pH para as duas fases do experimento e no anexo 2 encontram-se os valores do pH nos quinze pontos de amostragem ao longo do dia. Na primeira fase, o emprego da recirculação do efluente foi realizada por um período de 104 dias, resultando em um valor médio do pH no interior da lagoa de 6,9 e de 6,4 para o esgoto efluente. Na segunda fase, com aeração por um período de 124 dias, o valor médio do pH no interior da lagoa foi de 6,15 e do esgoto efluente de 6,00. Estes baixos valores de pH nos dois períodos de estudo indicam que o sistema está operando com elevadas cargas orgânicas, favorecendo o predomínio de condições próximas da anaerobiose. Apesar

da grande densidade de algas (figura 30) observadas na lagoa, o baixo valor do pH e a baixa concentração de oxigênio (figura 21) são devidos a uma baixa atividade fotossintética.

VON SPERLING (1996c), cita que o pH em lagoas facultativas depende das atividades da fotossíntese e da respiração. Durante o dia, nas horas de máxima atividade fotossintética, o pH atinge valores próximos de 10,0, o que converte a amônia ionizada (NH_4^+) em amônia livre (NH_3^+). A precipitação de fosfatos e a conversão do sulfeto (H_2S), causador de odor desagradável, em bissulfeto (HS^-) inodoro ocorrem também com pH próximo ao valor citado. Observa-se, portanto, que esta lagoa não vem operando como lagoa facultativa e sim como anaeróbia, considerando os baixos valores de pH encontrados.

Segundo BRITO (1994), conforme as fontes preferenciais de oxigênio vão sendo exauridas os organismos vão lançando mão de outras fontes mais propícias, que são na ordem: OD, nitratos, sulfatos, e fosfatos. Entretanto a utilização dos sulfatos como fonte de oxigênio leva a formação de gás sulfídrico, causador de odor com características de ovo podre (MARTIN & LAFFORT, 1991). Este fato foi observado nas análises químicas dos gases provenientes da lagoa de estabilização que apresentaram valores acima do limite de percepção do ser humano.

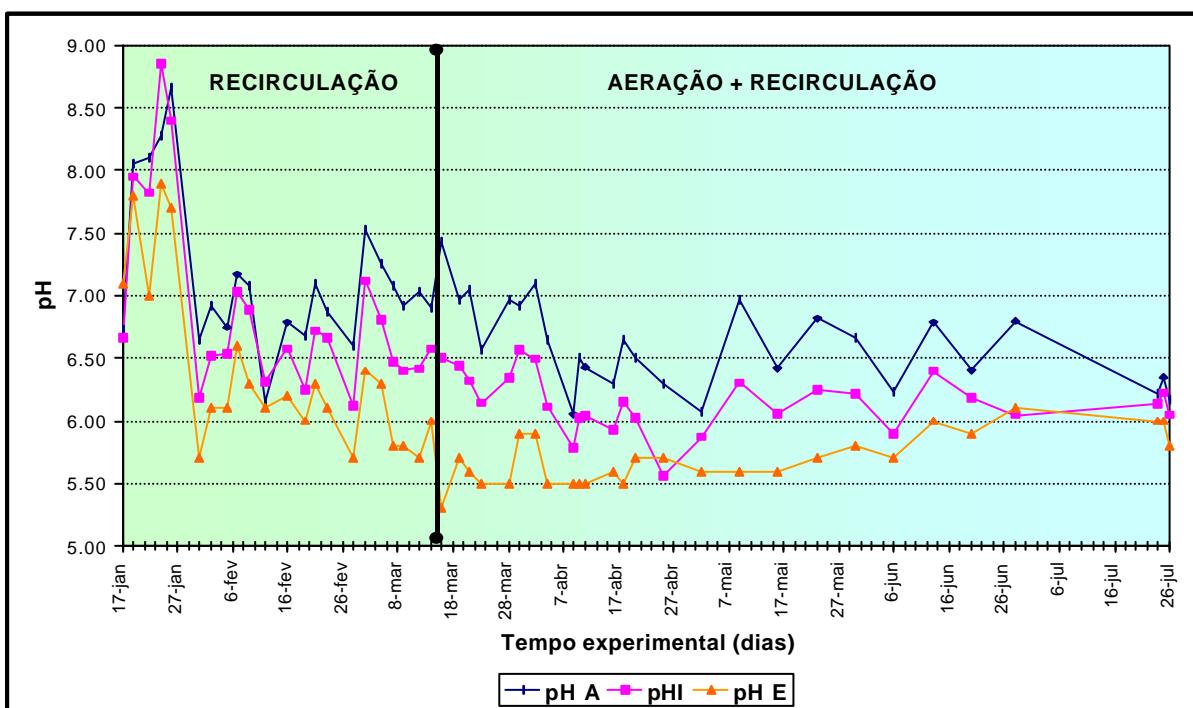


Figura 20: Variações do pH nas duas fases de operação da lagoa

Legenda: pH A = pH do afluente da lagoa

pH.I = pH do interior da lagoa

pH.E = pH do efluente da lagoa.

5.4.4 Oxigênio Dissolvido- OD

Os valores médios de oxigênio dissolvido encontrados no efluente da lagoa na primeira fase do processo, variaram entre os valores máximos de 0,5 mg/l e valores mínimos de 0,0 mg/l. No interior da lagoa foram verificados valores médios máximos de 0,36 mg/l e mínimos de 0,0 mg/l ao longo do dia.

Na segunda fase, com o emprego da aeração, os valores médios do oxigênio dissolvido encontrados no efluente variaram entre os valores máximos de 0,5 mg/l e valores mínimos de 0,10 mg/l, e no interior da lagoa foram obtidos valores máximos de 1,92 mg/l e mínimos de 0,50 mg/l.

Estes valores de oxigênio dissolvido são considerados baixos pela literatura para lagoas do tipo facultativa. PEDRELLI (1997), encontrou valores de oxigênio dissolvido em lagoas facultativa variando entre 1,0mg/l a 15mg/l de O₂.

Apesar do aumento na concentração de oxigênio dissolvido observado na lagoa facultativa na segunda fase ser pequeno, esta variação foi suficiente para mantê-la em bom funcionamento.

Na primeira fase, período anterior a aeração, foi observado na comunidade planctônica a presença de bactérias sulfurosas púrpuras (anaeróbias fotossintetizantes) e alta densidade de *Euglenófitas* (figura31), indicando condições de anaerobiose.

No segundo período, com a instalação dos aeradores em 14 de março de 2001, ocorreu uma brusca queda na densidade de *Euglenófitas* e o desaparecimento das bactérias sulfurosas púrpuras (figura 32), bem como alta densidade de *Chlorella vulgares*, que é indicador de bom funcionamento da lagoa. Na figura 21 estão apresentados os perfis de oxigênio dissolvido para o esgoto efluente e interior da lagoa nas duas operações.

A Legislação Ambiental Estadual de Santa Catarina (1995), no seu artigo 19 para padrões de emissão de efluentes líquidos, não estabelece os padrões de emissão de efluentes líquidos relativos à concentração de OD.

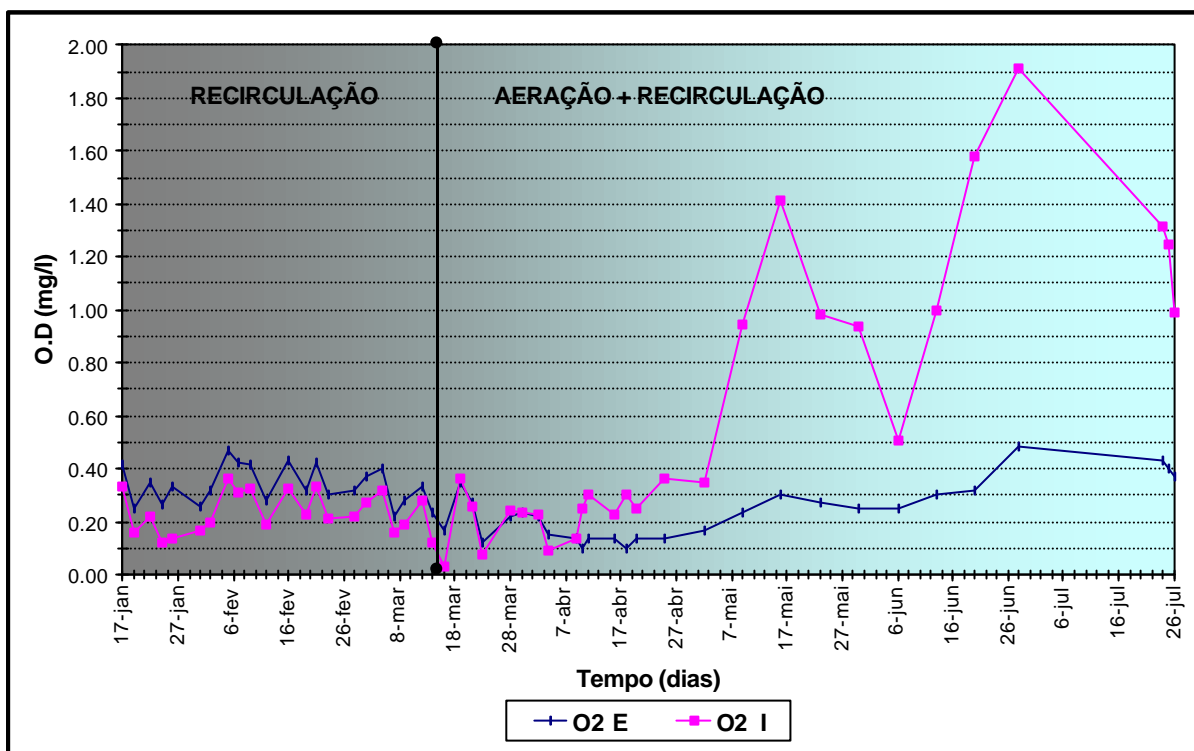


Figura 21: Perfil do O₂ no efluente e no interior da lagoa

Legenda: O.2 E = Oxigênio dissolvido do efluente da lagoa (mg/l).

O.2 I = Oxigênio dissolvido no interior da lagoa (mg/l).

5.4.5 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Amoniacal (NA)

A soma do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal é definida como NTK. A concentração média de nitrogênio total no afluente da lagoa foi de 57,02 mg/l, com variações entre os valores mínimos e máximos de 33,60 mg/l e 84,0 mg/l.

O efluente da lagoa apresentou uma concentração média de nitrogênio total de 31,0 mg/l, com valores máximos de 47,60 mg/l e mínimos de 22,4 mg/l.

A eficiência média para a redução do nitrogênio total foi de 45%, sendo que MEDRI (1997), verificou eficiências na remoção de NTK em lagoas de estabilização de até 90%. Esta baixa eficiência produzida na lagoa em estudo vem de encontro às citações de PEARSON (1996), afirmando que a maior remoção de NTK em lagoas facultativas ocorre por liberação da amônia gasosa para a atmosfera, em virtude da mudança do equilíbrio da reação rumo a produção de amônia gasosa $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$.

Segundo VON SPERLING (1996c), em pH próximo 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^+ , e em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH_3 .

As concentrações de nitrogênio total obtidas no efluente da lagoa não atendem ao valor máximo permissível de 10 mg/l N, conforme recomendação da Legislação Ambiental do estado de Santa Catarina (1995) no artigo 19, para padrões de emissão de efluentes líquidos.

A concentração média de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente foi de 36,22 mg/l N-NH₄⁺, com variações entre os valores mínimo e máximo de 5,60 e 53,2 mg/l N-NH₄⁺. O efluente apresentou uma concentração média de 19,32 mg/l N-NH₄⁺, com valor máximo de 31,6 mg/l N-NH₄⁺ e mínimo de 5,6 mg/l N-NH₄⁺. A lagoa apresentou uma eficiência média de redução de nitrogênio amoniacal da ordem de 46%.

A volatilização da amônia é fortemente influenciada por valores elevados de pH, portanto esse desempenho da lagoa está associado aos baixos valores de pH (figura 20) observados ao longo do processo, nos dois períodos de estudos: recirculação e aeração combinada com a recirculação. O valor do PH está relacionado com a atividade fotossintética realizada pelas algas, fazendo com que prevaleça produção de CO₂, através da atividade de respiração das bactérias. Como consequência o íon bicarbonato (HCO₃⁻) do esgoto converteu-se em H⁺, reduzindo o valor do pH.

Nas condições verificadas, a produção de oxigênio pelas algas, através da fotossíntese, não foi suficiente para manter a lagoa em boas condições de funcionamento, apesar da grande densidade de algas observadas (figura 30). A baixa concentração de oxigênio dissolvido na lagoa e o baixo valor do pH indicaram uma baixa atividade fotossintética.

De acordo com KONIG *et al.* (1995), valores elevados de amônia podem ser úteis como fonte de nitrogênio caso a água residuária seja utilizada na agricultura. Na figura 22 está apresentada a variação diária dos valores do Nitrogênio total e nitrogênio amoniacal nos esgotos afluente e efluente da lagoa .

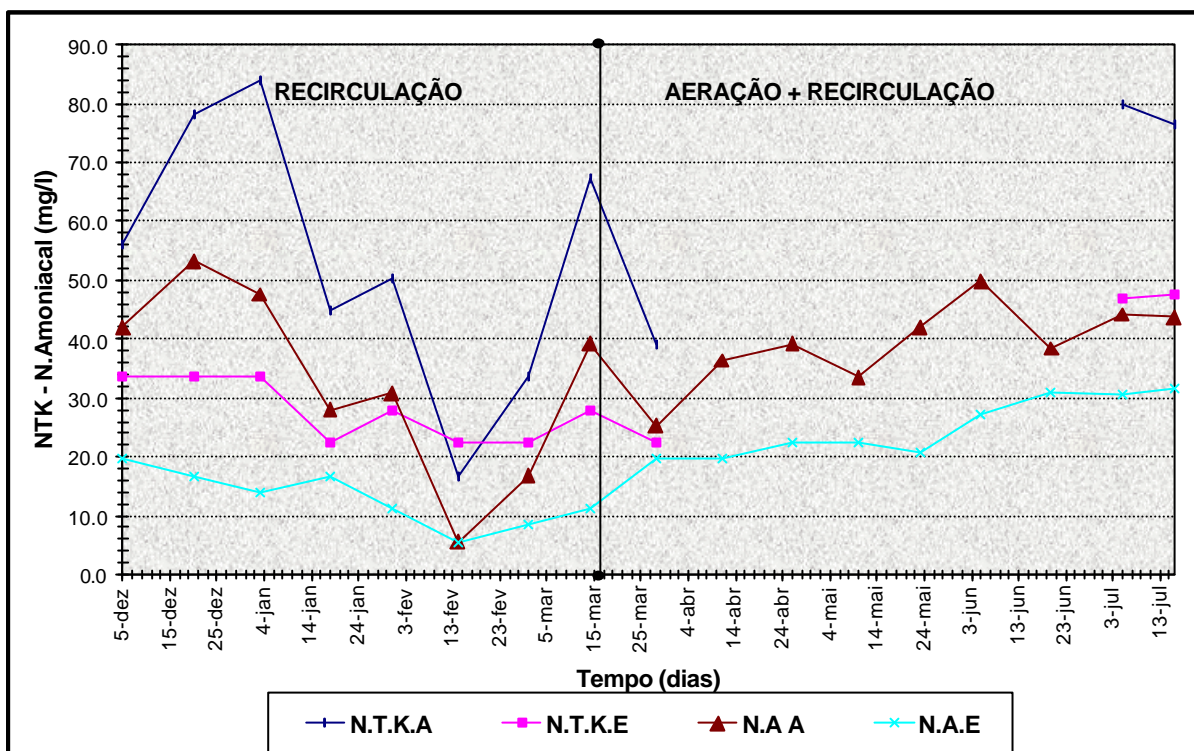


Figura 22: Variação diária dos valores do Nitrogênio total e Nitrogênio Amoniacal afluente e efluente da lagoa.

Legenda: N.T.K A = Nitrogênio total afluente da lagoa (mg/l)

N.T. K..E = Nitrogênio total efluente da lagoa (mg/l)

N.A.A = Nitrogênio amoniacal afluente da lagoa (mg/l)

N.A.E = Nitrogênio amoniacal efluente da lagoa (mg/l)

5.4.6 Fósforo Total (PT)

Na figura 23, está apresentada a variação do fósforo total (PT) nos esgotos afluente e efluente da lagoa, nas duas fases do experimento.

A concentração média de fósforo total no esgoto afluente foi de 9,14 mg/l, com variações entre os valores máximo de 25,31mg/l e mínimo de 1,33 mg/l. No esgoto efluente, a lagoa apresentou uma concentração média de fósforo de 6,17 mg/l, com valores máximo de 9,72 mg/l e mínimo de 3,17 mg/l. Em termos de remoção de fósforo total a lagoa facultativa apresentou uma eficiência média de remoção da ordem de 32,50%.

As concentrações de fósforo total encontradas no efluente da lagoa facultativa não atendem ao valor máximo permissível de 1mg/l, conforme recomendação da Legislação Ambiental do estado de Santa Catarina (1995) no seu artigo 19, para padrões de emissão de efluentes líquidos.

Verifica-se na literatura, segundo VON SPERLING (1995b), que em lagoas facultativas e aeradas a eficiência de remoção pode variar dentro da ampla faixa de 20 a 60%. Desta forma, a lagoa de São Ludgero estaria operando dentro desta faixa de eficiência.

No período em que foi realizada a aeração do efluente observou-se um aumento na quantidade de fósforo do efluente, indicando um provável revolvimento do fundo, causado pelos aeradores mecânicos.

VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), relatam que remoções mais significativas de fósforo podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado (acima de 8), em lagoas especialmente rasas, onde a remoção de fósforo pode aproximar-se de 90%. Observou-se na lagoa em estudo que o pH manteve-se entre 6,0 a 7,0 não permitindo desta forma uma maior precipitação do fosfato.

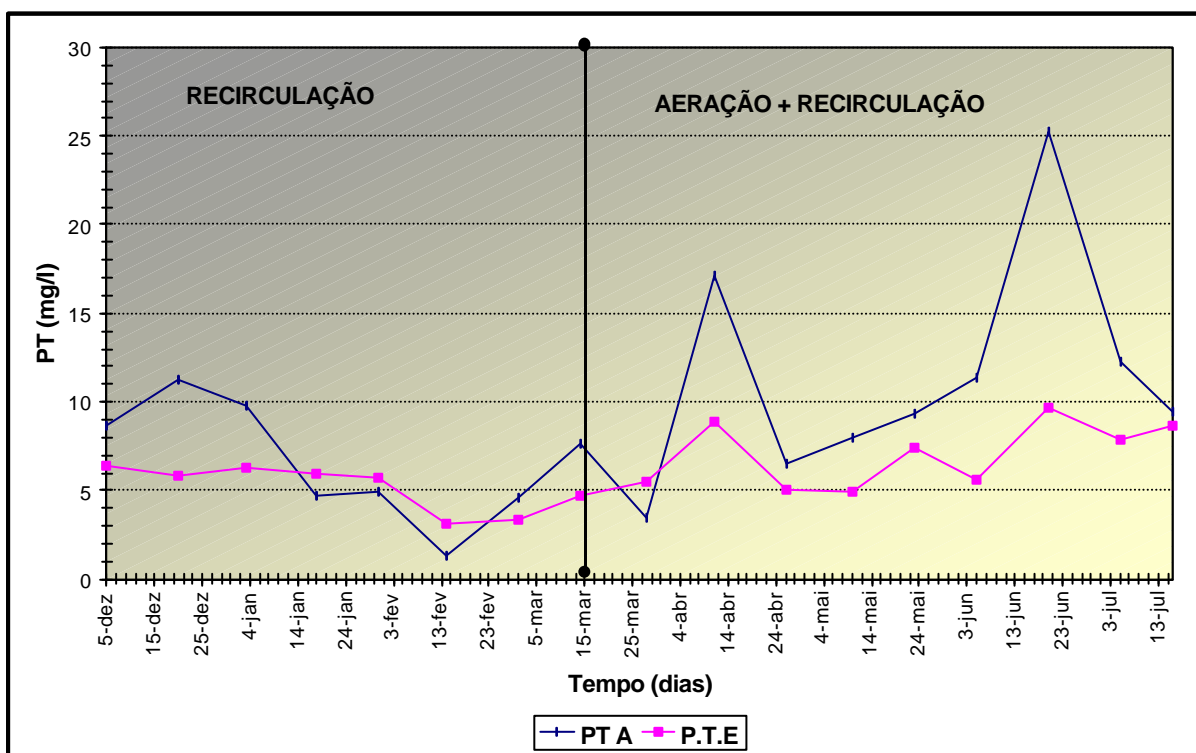


Figura 23 :Variação do fósforo total no afluente e efluente na lagoa

Legenda: P.T.A = Fósforo total afluente da lagoa (mg/l)

P.T.E = Fósforo total efluente da o esgoto efluente (mg/l)

5.4.7 Sólidos Totais (ST), Sol. Totais Voláteis (STV), Sol. Totais Fixos (STF)

A concentração média de sólidos totais no afluente da lagoa de tratamento foi da ordem de 534,0 mg/l, com variações entre os valores mínimo e máximo de 188,0 mg/l e

1172,0 mg/l. Conforme dados referentes a características típicas de sólidos no esgoto bruto relatados por JORDÃO & PESSOA (1995), o esgoto que chega a ETE de São Ludgero pode ser classificado como médio.

A concentração efluente média de sólidos totais obtida foi de 387,0 mg/l com variação entre os valores máximo de 662,0 mg/l e mínimo de 272 mg/l, correspondendo a uma eficiência de remoção de 27%.

Esta baixa eficiência observada na lagoa facultativa pode ser atribuída à floração constante de algas e desprendimento de lodo (figuras 15 e 16).

Segundo BRAILE (1993), o teor de sólidos voláteis indicam uma boa aproximação do teor de sólidos orgânicos existentes no esgoto bruto. A grande maioria dos sólidos voláteis é constituído por material orgânico (biodegradável e não biodegradável).

A concentração média de sólidos totais voláteis no esgoto bruto foi de 280,0 mg/l, com variações entre os valores mínimo e máximo de 110,0mg/l e 628,0mg/l. O efluente apresentou uma concentração média de sólidos totais voláteis de 205,0 mg/l, com valores máximo de 308,0 mg/l e mínimo de 108,0 mg/l, produzindo um efluente com 27% de eficiência. DALAVÉQUIA (2000), verificou a eficiência na remoção de STV em lagoas facultativas de três sistemas, com variações de 17% a 2% de eficiência. Segundo o autor, esta baixa eficiência na redução de sólidos voláteis está relacionada com a contribuição algal.

A concentração média de sólidos totais fixos no esgoto bruto foi de 254,0 mg/l, com variações entre os valores mínimo e máximo de 40,0 mg/l e 544,0 mg/l. A lagoa facultativa produziu efluente com concentração média de sólidos totais fixos de 182,0 mg/l, com variações entre os valores máximo e mínimo de 382,0 mg/l e 64,0 mg/l, resultando em uma eficiência de 28%. De maneira bastante aproximada os teores de sólidos fixos indicam aproximadamente o teor de sólido mineral (BRAILE, 1993).

Na figura 24 estão apresentadas as variações das concentrações verificadas nos esgotos afluente e efluente para os parâmetros sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos.

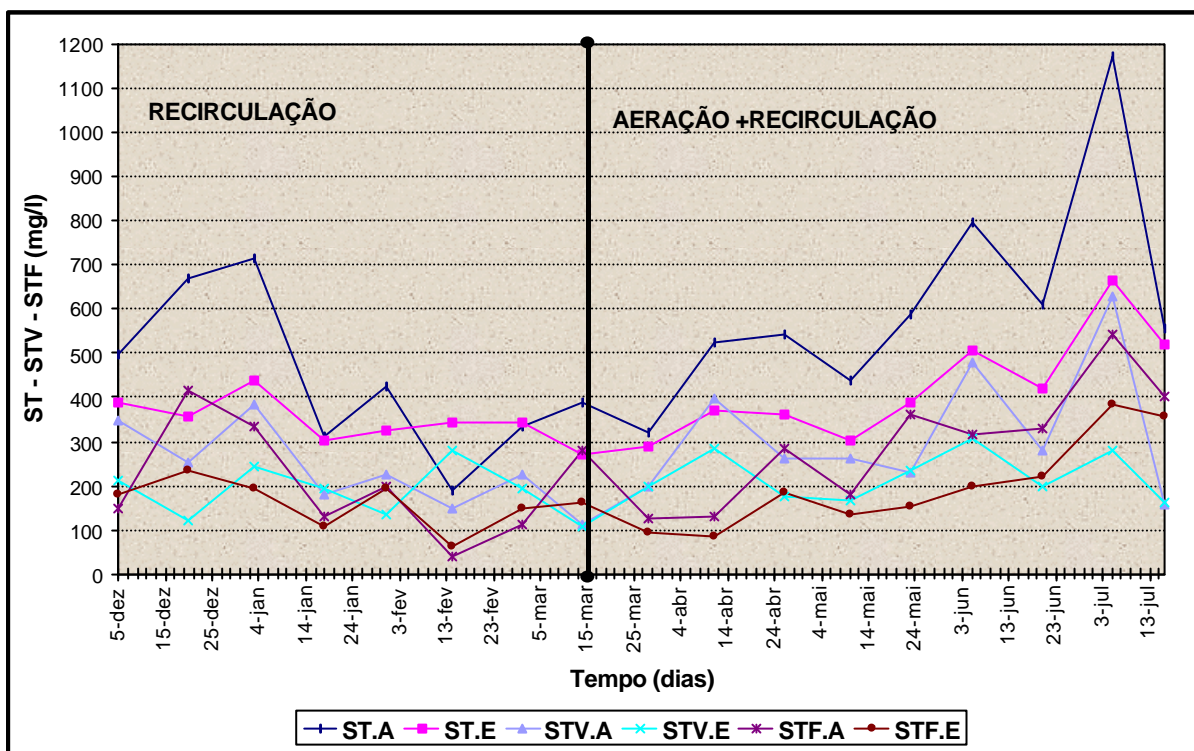


Figura 24: Variação do esgoto bruto e efluente dos ST, STV, STF .

5.4.8 Sólidos Suspensos Totais, Sol Susp. Voláteis e Sol. Susp. Fixos

Na figura 25 está apresentada a evolução dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no decorrer do experimento.

A concentração média de sólidos suspensos totais no esgoto bruto foi da ordem de 147,0 mg/l, com variações entre os valores máximo e mínimo de 586,0 mg/l e 24,0 mg/l. A concentração média de sólidos suspensos totais para o efluente da lagoa facultativa foi de 54 mg/l, com variações entre os valores máximo e mínimo de 152,0 mg/l e 12,0 mg/l, observando uma eficiência na redução dos sólidos suspensos totais da ordem de 63 %. Desta forma a maior parcela dos sólidos totais são constituídos por sólidos em suspensão.

Segundo BRAILE (1993), os sólidos em suspensão são compostos por todos os sólidos presentes na água residuária, exceto os sólidos solúveis e os sólidos em fino estado coloidal. Desta forma os sólidos em suspensão são os sólidos que possuem partículas superiores a 1,0 micron. Os sólidos em suspensão, em solução e em estado coloidal, são removidos através da transferência para a massa de lodo.

A concentração média de sólidos em suspensão voláteis para o esgoto bruto da lagoa foi de 84,0 mg/l com valores máximo de 414,0mg/l e mínimo de 24,0mg/l.

A lagoa facultativa produziu efluente com concentração média de sólidos em suspensão voláteis de 29,0 mg/l, com variações entre os valores máximo e mínimo de 92,0

mg/l e 4,0 mg/l, resultando em uma eficiência na remoção de sólidos suspensos voláteis de 65%.

Os sólidos suspensos fixos apresentaram uma concentração média no esgoto bruto de 63,0 mg/l, com valores máximo de 266,0 mg/l e mínimo de 8mg/l. O efluente apresentou uma concentração média de SSF de 25,0 mg/l, com valores máximo de 120,0 mg/l e mínimo de 8,0 mg/l, resultando numa eficiência na remoção de SSF de 60%.

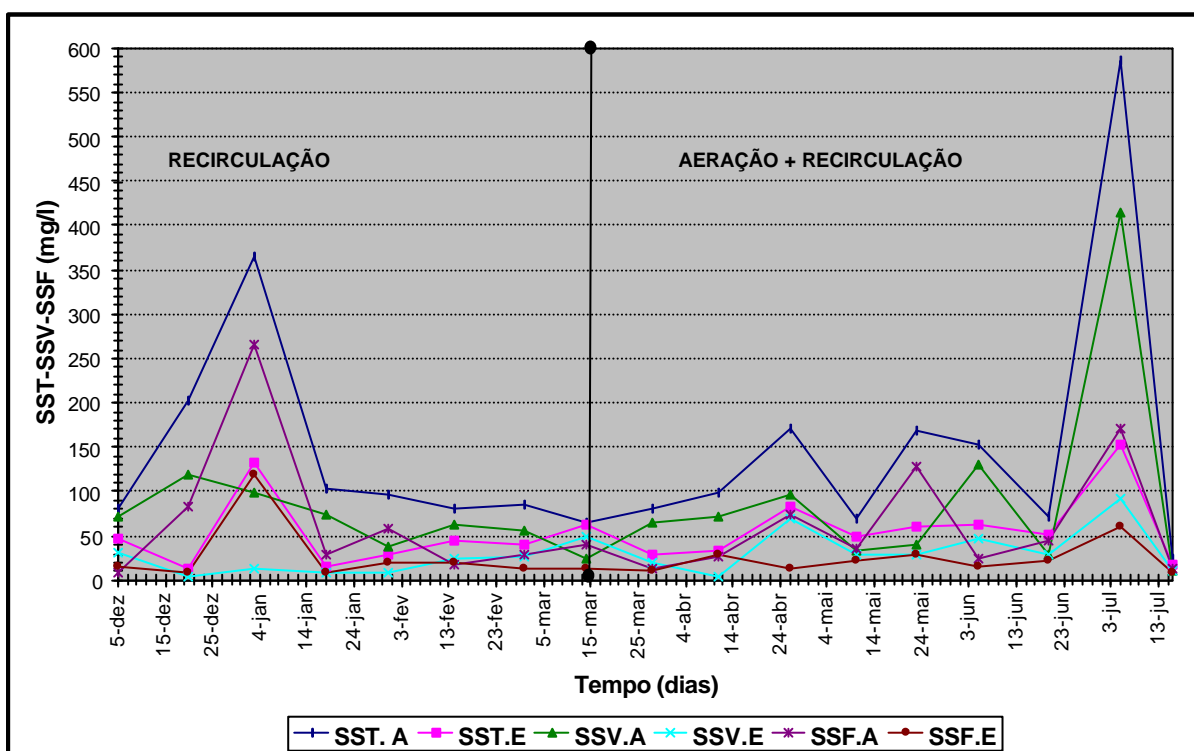


Figura 25: Valores de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos afluente e efluente da lagoa nas duas fases do experimento.

5.4.9 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Na figura 26 estão apresentadas as variações das concentrações em afluentes e efluentes para os parâmetros sólidos dissolvidos totais. A concentração média de sólidos dissolvidos totais no esgoto bruto foi na ordem de 396,0 mg/l, com variações entre os valores máximo e mínimo de 640,0 mg/l e 208,0 mg/l. A concentração média de sólidos dissolvidos totais para o efluente da lagoa foi de 320mg/l, com valores máximo de 510,0 mg/l e mínimo de 144,0 mg/l resultando em uma eficiência na redução dos sólidos dissolvidos totais de 19%.

Esta baixa eficiência está relacionada com despejos com alto teor de sólidos dissolvidos fixos, no qual o tratamento biológico na prática não é o mais indicado, mesmo que o despejo seja biodegradável devido aos problemas de pressão osmótica.

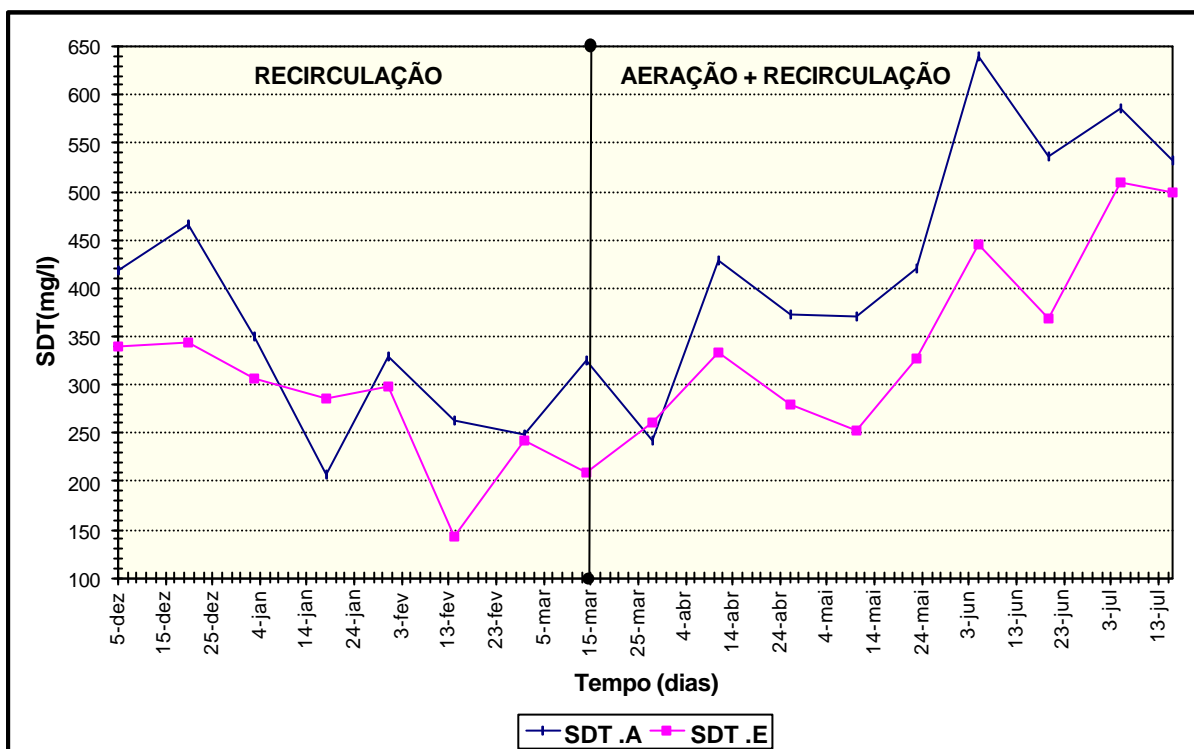


Figura 26: Valores de Sólidos Dissolvidos Totais afluente e efluente da lagoa nas duas fases do experimento.

5.4.10 Sólidos Sedimentáveis.(SP)

A concentração média de sólidos sedimentáveis no esgoto afluente foi da ordem de 2,0 mg/l, com variações entre os valores mínimo e máximo de 0,5 mg/l a 8,0 mg/l. O esgoto efluente apresentou uma concentração média de sólidos inferior a 0,10 mg/l. A finalidade deste parâmetro é medir a quantidade de sólidos em suspensão grosseiros que pode ser retirada por decantação simples. Portanto a lagoa de estabilização apresentou, em termos de remoção, uma eficiência média na ordem de 95%.

O gráfico da figura 27 demonstra que a concentração de sólidos sedimentáveis obtidas no efluente da lagoa facultativa manteve-se constante durante o período de estudo, mesmo na ocorrência de picos elevados de sólidos sedimentáveis no esgoto bruto.

Apesar da eficiência de 95%, as concentrações de sólidos sedimentáveis encontradas no efluente da lagoa facultativa não atendem ao valor máximo permissível de 1ml/l recomendado pela Legislação Ambiental do estado de Santa Catarina (1995) no seu artigo 19, para padrões de emissão de efluentes líquidos

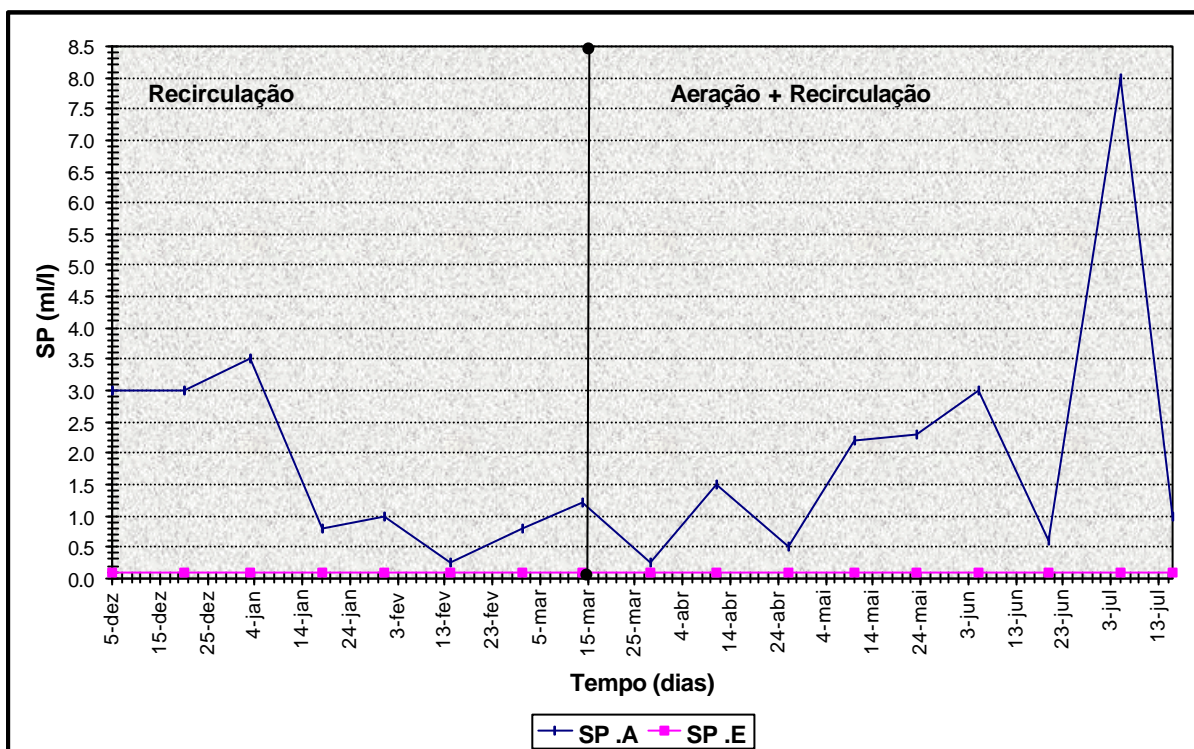


Figura 27: Valores de Sólidos sedimentáveis afluente e efluente da lagoa nas duas fases do experimento.

5.4.11 Demanda Bioquímica de Oxigênio Total.(DBO t)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é um indicador importante para se conhecer o grau de poluição de uma água residuária, também utilizado para dimensionar as estações de tratamento de esgotos e medir sua eficiência. Através da figura 28 é possível verificar o comportamento da DBOt e DBO solúvel no sistema ao longo do período de amostragem. Este sistema reduziu a DBOt de 429,0 mg/l (afluente) para 84,0 mg/l (efluente) (anexo 1), correspondendo a uma eficiência de 80%. É importante salientar que estes valores são médios.

A resolução do CONAMA N° 20, de 18/06/86, e a Lei Estadual N° 5.793/81, preconizam que os efluentes somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água interiores, lagoas, estuários e a beira mar, quando apresentarem DBO₅ total (5 dias, 20 °C) no valor máximo de 60,0mg/l. Consideram também que este limite poderá ser ultrapassado, quando o sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora do despejo em termos de DBO₅ total (5 dias, 20°C) em no mínimo de 80%.

Desta forma observa-se que a eficiência em percentual obtida para a remoção de matéria orgânica atende aos valores estabelecidos pela Legislação Ambiental, para padrões de emissão de efluentes líquidos.

O valor médio da DBO do esgoto bruto evidencia tratar-se de um esgoto com concentração classificado como forte ($\sim 400\text{mg/l}$) (JORDÃO & PESSOA, 1995 e METCALF & EDDY, 1991).

A DBO_5 solúvel encontrada no efluente apresentou uma concentração média de $60,82\text{ mg/l}$, com variações entre os valores mínimo e máximo de $13,0\text{ mg/l}$ e 94 mg/l . A eficiência total em termos de remoção de matéria orgânica foi de 86% , portanto a DBO_5 solúvel apresentou uma diferença entre as eficiências finais de apenas 6% . Essa diferença de eficiência está relacionada com a baixa produção algal na lagoa facultativa, pois para realizar este ensaio é necessário a filtração da amostra do efluente.

Na figura 28 pode-se observar que não ocorreu uma melhora significativa na remoção de DBO no período em que foi realizado a recirculação e a aeração do sistema.

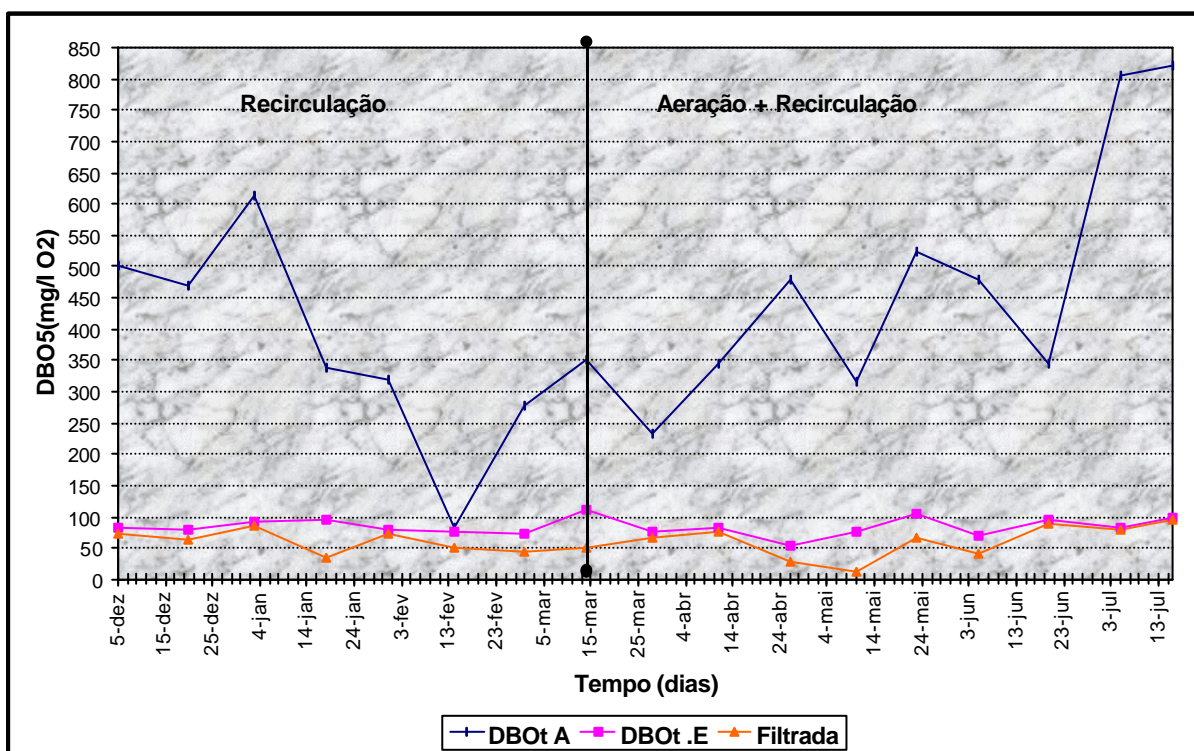


Figura 28: Valores de DBO total afluente e efluente e DBO filtrada efluente da lagoa nas duas fases do experimento.

5.4.12 Demanda Química de Oxigênio (DQO).

O ensaio da DQO tem por finalidade determinar a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra. O resultado da análise nos fornece uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente.

Através da figura 29 é possível verificar o comportamento da DQOt e DQO solúvel no sistema ao longo do período de amostragem. A DQO total média obtida ao longo do monitoramento para o esgoto bruto foi de 749,0 mg/l, com uma variação entre os valores máximo e mínimo de 243,0 mg/l e 1765,0 mg/l. A DQO total média resultante do efluente da lagoa facultativa foi de 351,0 mg/l, com variações entre os valores máximo e mínimo de 744,0mg/l e 197 mg/l, resultando em uma eficiência na remoção da DQO total de 53%.

A lagoa facultativas apresentou uma boa remoção em termos de DQOt, sendo que maiores remoções de DQO obtidas em processos de tratamento anaeróbios e por sedimentação da fração carbonácea dos resíduos orgânicos (HENZE & HARREMES, 1982 E OLESZKIEWICZ & KOZIARSKI, 1986).

A concentração média da DQO solúvel (filtrada) do efluente foi de 269,0 mg/l, com valores mínimo e máximo de 123,0 mg/l e 726,0 mg/l, resultando em uma eficiência de 64%. Este aumento na eficiência se deve ao fato da realização da filtração do material solúvel ou particulado presente no efluente. A legislação ambiental não prevê a remoção da matéria orgânica em termos de DQO.

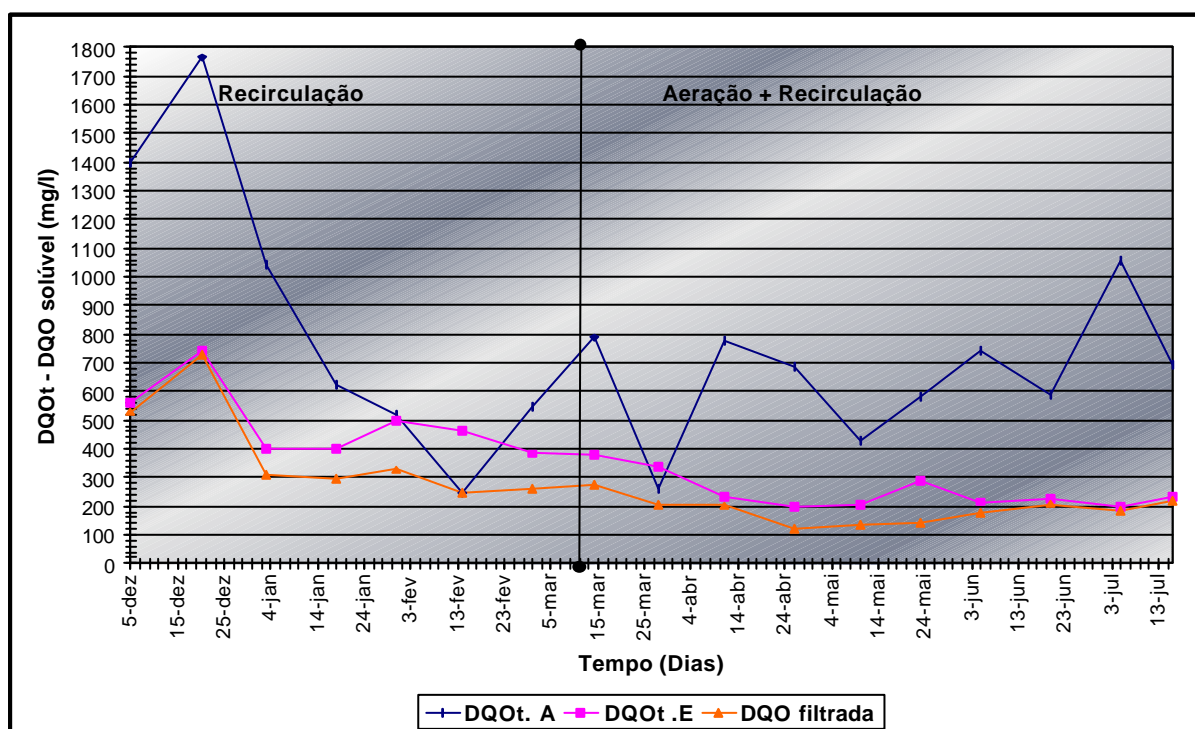


Figura 29: Valores de DQO total afluente e efluente e DQO filtrada efluente da lagoa.

5.4.13 Relação entre DQO/DBO₅ do esgoto bruto

Para esgotos domésticos brutos, a relação DQO/DBO₅ varia em torno de 1,7 a 2,4, podendo variar amplamente em esgotos industriais. A relação DQO/DBO₅ varia também na

medida em que o esgoto bruto passa pelas diversas unidades da estação de tratamento. A tendência da relação é de aumentar devido a redução gradativa da fração biodegradável, ao passo que a degradação inerte permanece aproximadamente inalterada. Assim o efluente final do tratamento biológico possui valores de DQO/DBO₅ usualmente superiores a 3,0 (VON SPERLING, 1996a).

Quando a relação DQO/DBO₅ for baixa há indicações de que a fração biodegradável é elevada e o tratamento biológico é o mais indicado. Quando a relação DQO/DBO₅ for elevada há indicações de que a fração não biodegradável é elevada, caso a fração não biodegradável não seja importante em termos de poluição do corpo receptor há uma possível indicação para tratamento biológico, caso contrario tratamento físico químico é o mais indicado

A relação DQO/DBO₅ média para o esgoto efluente da lagoa foi de 4,19, estando em conformidade com o autor (VON SPERLING, 1996a).

5.4.14 Dinâmica da comunidade planctônica

A composição do plâncton e sua variação temporal, durante o período estudado está apresentada no Anexo III.

A dinâmica da comunidade planctônica na lagoa de estabilização estudada esteve relacionada com a instabilidade de seu funcionamento. O plâncton esteve dominado por *Chlorella vulgaris* (Clorófitas), com exceção da amostra de 23/05/01, com a densidade variando de $2,6 \times 10^5$ a $7,4 \times 10^6$ indivíduos/ml (figura 30). O plâncton total variou na mesma ordem de grandeza.

A comunidade planctônica mostrou um comportamento diferencial no período anterior e posterior à instalação e funcionamento dos aeradores.

O período anterior foi marcado pela ocorrência de uma grande densidade de *Euglenófitas*, com valores atingindo $1,3 \times 10^5$ indivíduos/ml (figura 31). Este período também foi caracterizado pelo crescimento de bactérias sulfurosas púrpuras (anaeróbias fotossintetizantes), dos gêneros *Thiocapsa* e *Thiopedia*, com densidade de até $9,0 \times 10^3$ colônias/ml. Estas bactérias utilizam H₂S como doadores de H₂ na fotossíntese, indicando portanto condições de anaerobiose e de disponibilidade de H₂S como substrato (MADIGAN *et al.*, 1997).

A situação da lagoa de São Ludgero pode ser comparada, no período anterior à aeração, à uma lagoa profunda (8m) estudada por SOLER *et al.* (1991), os quais, no estágio

do processo de depuração, em que ocorreu alta concentração de H_2S na zona eufótica e anoxia, detectaram o crescimento de bactérias sulfurosas púrpura fotossintetizantes dos gêneros *Cromatium* e *Thiocapsa*.

Com a instalação dos aeradores em 14/03/01, ocorreu uma brusca queda na densidade de *Euglenófitas* e o desaparecimento das bactérias sulfurosas púrpuras (figura 32). No período seguinte à instalação dos aeradores, a comunidade se manteve desestruturada por algum tempo, com queda na densidade de plâncton para $3,1 \times 10^5$ indivíduos/ml. Também foi registrada a ocorrência de *Beggiatoa*, bactéria sulfurosa incolor, que é quimiotrófica e oxida H_2S para obtenção de energia (MADIGAN *et al.*, 1997).

A amostra de 23/05/01 mostrou-se atípica, indicando nova mudança brusca no ambiente. Neste período o plâncton foi dominado (Figura 32) por *Polytoma sp*, uma clorófito aclorofilada que atingiu a densidade de $8,4 \times 10^6$ indivíduos/ml. Também ocorreu novo pico de crescimento de *Euglenófitas* e um pequeno crescimento de bactérias sulfurosas púrpuras (figura 31). Após este período, consolidou-se a dominância de *Chlorella vulgaris*, que atingiu seu crescimento máximo.

Esta amostra mostrou-se bastante turbida e de cor acinzentada, indicando um provável revolvimento do fundo. A baixa penetração de luz na coluna d'água não favoreceu o crescimento de indivíduos autotróficos permitindo principalmente o crescimento de organismos aclorofilados e facultativamente heterotróficos.

Após a instalação dos aeradores foram criadas também condições propícias ao crescimento de cianobactérias, que por serem potencialmente produtoras de cianotoxinas, podem apresentar problemas em efluentes de lagoas de estabilização.

Nas condições verificadas da lagoa em estudo, antes da instalação dos aeradores a presença de algas não foi capaz de suprir o O_2 necessária para mantê-la em bom funcionamento. As algas em lagoas de estabilização tem como característica desejável a produção de O_2 , através da fotossíntese, que será consumido nas reações de oxidação da matéria orgânica.

Apesar da grande densidade de algas observada na lagoa, durante quase todo o período estudado, a baixa concentração de oxigênio dissolvido na água e o baixo pH, indicaram uma baixa atividade fotossintética. Durante um período de alta produtividade primária na zona eufótica, LLORENS *et al.* (1993), encontraram para uma lagoa de estabilização na Espanha, valores de pH maiores que 9 e concentração de oxigênio dissolvido atingindo 20mg/L.

Algas crescendo em lagoas de estabilização são continuamente expostas a fatores de estresse como exposição à alta intensidade de luz e alta concentração de oxigênio, na superfície, ao meio dia para algas adaptadas à baixa intensidade luminosa, condições anóxicas abaixo da zona eufótica, alta concentração de NH_3 e S_2 - (Abielovich 1986, Pearson *et al.*, 1987) os quais são considerados inibidores de fotossíntese (POST *et al.*, 1994).

Segundo POST *et al.* (1994), estudos experimentais envolvendo *Chlorella vulgaris*, mostraram que ela apresenta grande resistência aos fatores de estresse acima citados mas pouco se conhece da performance destas algas em presença de matéria orgânica dissolvida. COHEN & POST (1993) observaram que compostos orgânicos como glicose e acetato (produto final da oxidação da glicose) têm efeitos opostos sobre a atividade fotossintética de *Chlorella vulgaris*. Segundo os autores, o crescimento celular em presença de acetato acarreta um decréscimo da clorofila, reduzindo o potencial fotossintético e aumentando a atividade respiratória com aumento da demanda de O_2 . Em presença de glicose, a célula retém alto conteúdo de pigmento e a atividade fotossintética é aumentada. Desta forma os autores demonstram que um organismo tido como autotrófico, pode vir a se comportar como heterotrófico, competindo pelo oxigênio do meio.

Estudos também têm mostrado que numa mesma população os organismos se diferenciam pela sua preferência em usar a via autotrófica ou heterotrófica. POST *et al.* (1994), isolaram 2 ecotipos de *Chlorella vulgaris* que coexistiam numa lagoa de estabilização. O tipo C1 é autotrófico e o C2 mostra preferência pelo uso do carbono orgânico e depende de vitamina B12, sintetizada pelas bactérias heterotróficas.

Algumas algas encontradas no ambiente estudado não contribuíam mais com a produção de O_2 pois perderam definitivamente a capacidade fotossintética, como *Poytoma sp* e *Hyaloraphidum contortum* (clorófitas).

As condições de funcionamento da lagoa não favoreceram o crescimento de zooplâncton, que foi de ocorrência rara.

O estudo da dinâmica do plancton tem se mostrado uma ferramenta muito útil no monitoramento das lagoas de estabilização. Na lagoa de São Ludgero a presença de bactérias sulfurosas púrpuras e a alta densidade de Euglenófitas estiveram relacionadas com a ocorrência de odores. Por outro lado, altas densidades de *Chlorella vulgaris* e redução dos demais grupos, com exceção das cianobactérias, estiveram relacionadas com a ausência de odores. Na figura 33 é apresentado a comunidade planctônica encontrada na lagoa de estabilização de São Ludgero.

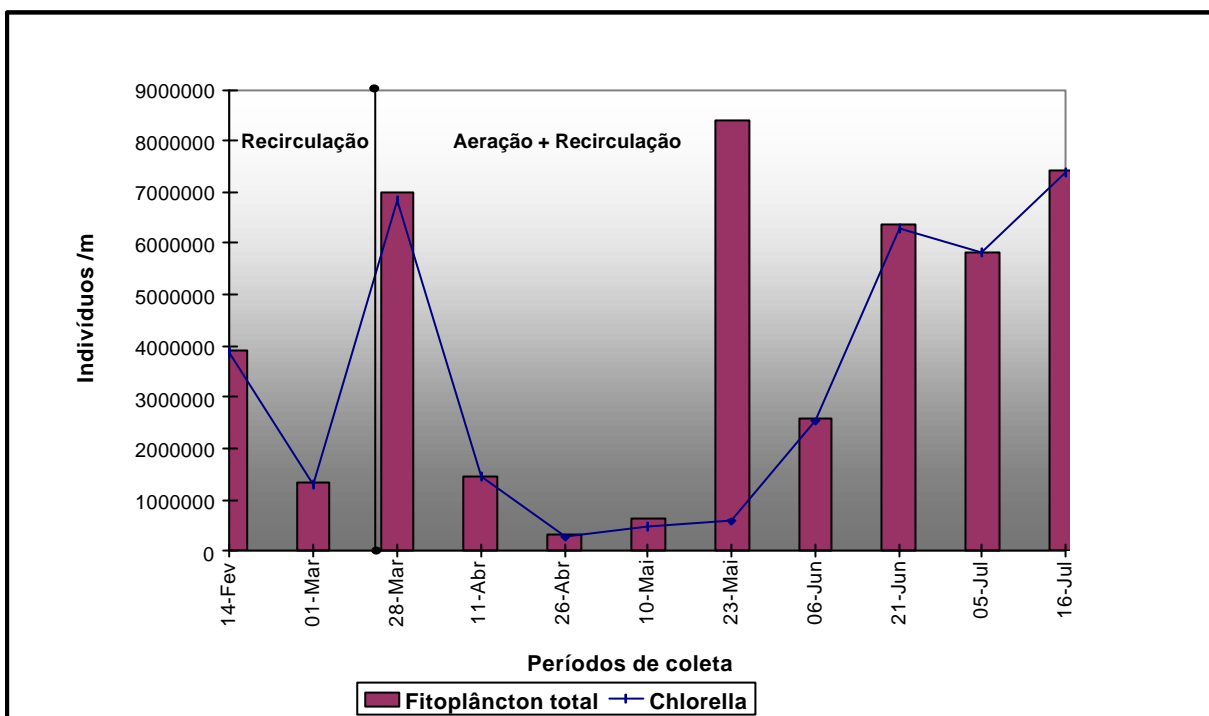


Figura 30: Relação entre a densidade de *Chlorella vulgares* e o plâncton total, no período de estudo.

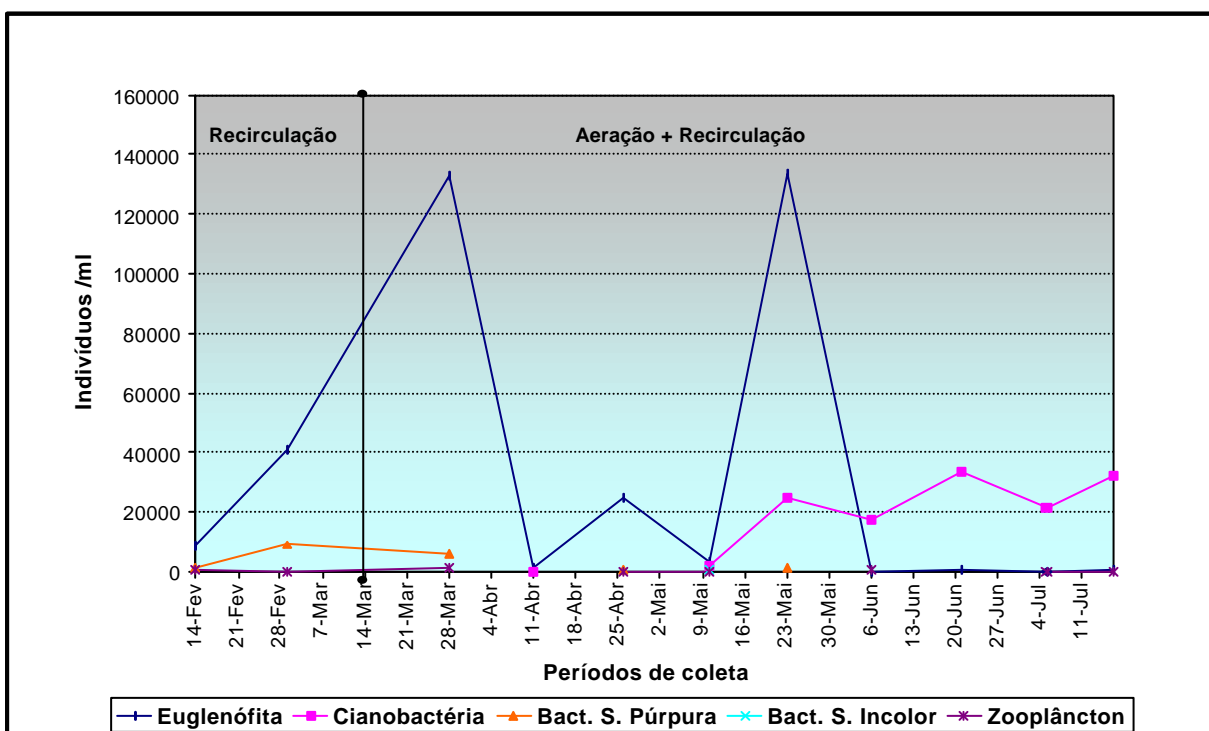


Figura 31: Comunidade planctônica na lagoa, nos períodos de estudo.

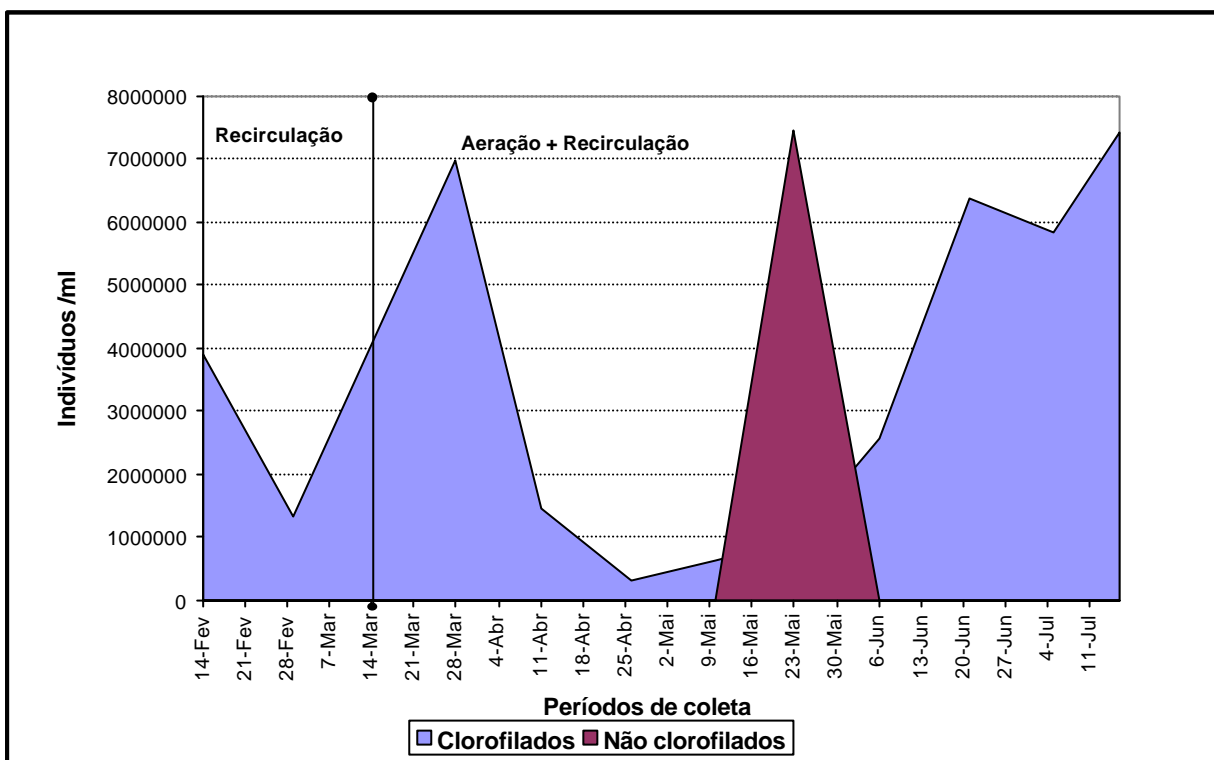


Figura 32: Densidade dos organismos clorofilados e aclorofilados no plâncton, nos períodos de estudo.

FIGURA 33 COMUNIDADE PLANCTÔNICA ENCONTRADA NA LAGOA DE SÃO LUDGERO

5.5 Avaliação dos gases odorantes

5.5.1 Avaliação dos Compostos Químicos

5.5.1.1 Gás Sulfídrico (H₂S).

Na primeira etapa do experimento, no período de 01 de janeiro a 15 de março de 2001, foi efetuada a recirculação do efluente para a entrada da lagoa na razão de 1/6 da vazão afluyente. Neste período, a concentração média de H₂S no ponto de coleta dentro da lagoa foi de 0,0543 mg/m³, com variação entre os valores mínimo e máximo de 0,003 mg/m³ e 0,178 mg/m³.

No ponto de coleta fora da lagoa a concentração média de H₂S encontrada foi de 0,1345 mg/m³, com valores mínimo e máximo de 0,003 mg/m³ e 0,384 mg/m³.

Observou-se neste teste que a recirculação apresentou pouca eficiência na redução de odores,. Segundo LE CLOIREC (1991), o limite de toxicidade para o H₂S é de 14,0 mg/m³ e o limite de percepção é de 0,0006 mg/m³. Apesar dos valores encontrados dentro e fora da lagoa estarem abaixo do limite de toxicidade, os mesmos apresentam valores altos quanto ao limite de percepção, trazendo desta forma incômodo às residências próximas à lagoa.

Em trabalho realizado por PAING *et al.*, (2001), utilizando a recirculação do esgoto de uma lagoa facultativa para uma anaeróbia em escala real, na razão de recirculação de 1/1 e 2/1, foi obtida uma redução significativa na concentração de H₂S na atmosfera da ordem de 80 %, alcançando valores de 0,12 mg-S/m³ a 0,04 mg-S/m³. Neste caso a recirculação foi suficiente para evitar as reclamações.

Um dos fatores que pode-se associar ao baixo valor da redução de odor na lagoa de São Ludgero no primeiro teste, está associado a vazão de recirculação na razão de 1/6, em comparação com o trabalho realizado por PAING *et al.*, (2001).

Outro fator observado está relacionado com a temperatura, que mostrou ter influência direta na concentração do valor do H₂S. O aumento da temperatura influenciou no aumento do H₂S, como pode ser observado na figura 34. Na figura 35 são apresentadas as variações mensais da temperatura e do H₂S nos dois períodos do experimento.

Na segunda etapa do processo, realizada no período de 15 de março a 16 de julho de 2001, foi efetuada a instalação de dois aeradores com taxa de aeração por equipamento de 3,68kg O₂/h totalizando 7,36kgO₂/h, combinado com a recirculação do efluente. A concentração média de H₂S no ponto de coleta dentro da lagoa foi de 0,0158 mg/m³, com variação entre os valores mínimo e máximo de 0,007 mg/m³ e 0,0377 mg/m³. No ponto de

coleta fora da lagoa a concentração média foi de $0,0083 \text{ mg/m}^3$, com valores mínimo e máximo de $0,003 \text{ mg/m}^3$ e $0,0204 \text{ mg/m}^3$.

Pode-se verificar uma redução média no ponto de coleta fora da lagoa da ordem de 94%. Neste caso a aeração mostrou-se bastante eficiente na redução do H_2S , como pode ser observado na figura 36.

Uma das explicações relativas ao resultado obtido com o emprego da aeração está em função de que os sulfetos nunca são formados em água com oxigênio dissolvido. Experiências anteriores na SABESP mostram que oxigênio entre $0,5 \text{ mg/l}$ e 1 mg/l de O_2 dissolvidos nos esgotos são suficientes para inibir a geração de sulfetos (AZEVEDO, 1999).

Para que se consiga uma operação do processo de estabilização livre de qualquer odor indesejável, é necessário que se tenha um suprimento de oxigênio nas lagoas, o qual segundo BRITTO (1994) deve ser de $8 \text{ kg de O}_2/\text{acre/dia}$.

Na figura 37, observa-se que apesar da pequena taxa de aeração empregada, a quantidade de oxigênio no sistema foi suficiente para reduzir em 94% a formação do H_2S , estando em conformidade com o pesquisado por AZEVEDO (1999).

Um dos fatores também observado, após a conclusão dos estudos para a primeira e segunda etapa, foi que no primeiro teste a concentração de gás sulfídrico no ponto dentro da lagoa foi maior que no ponto de coleta fora da lagoa, enquanto que no segundo teste observa-se o contrário. Uma das explicações para o ocorrido está relacionado com a área do equipamento utilizado para realizar a coleta dos gases dentro da lagoa. Observa-se que seria necessário uma área mais representativa de acúmulo de gás, pois a área da lagoa é de 7.000 m^2 e a caixa utilizada para a coleta dos gases possui apenas área de $1,5 \text{ m}^2$.

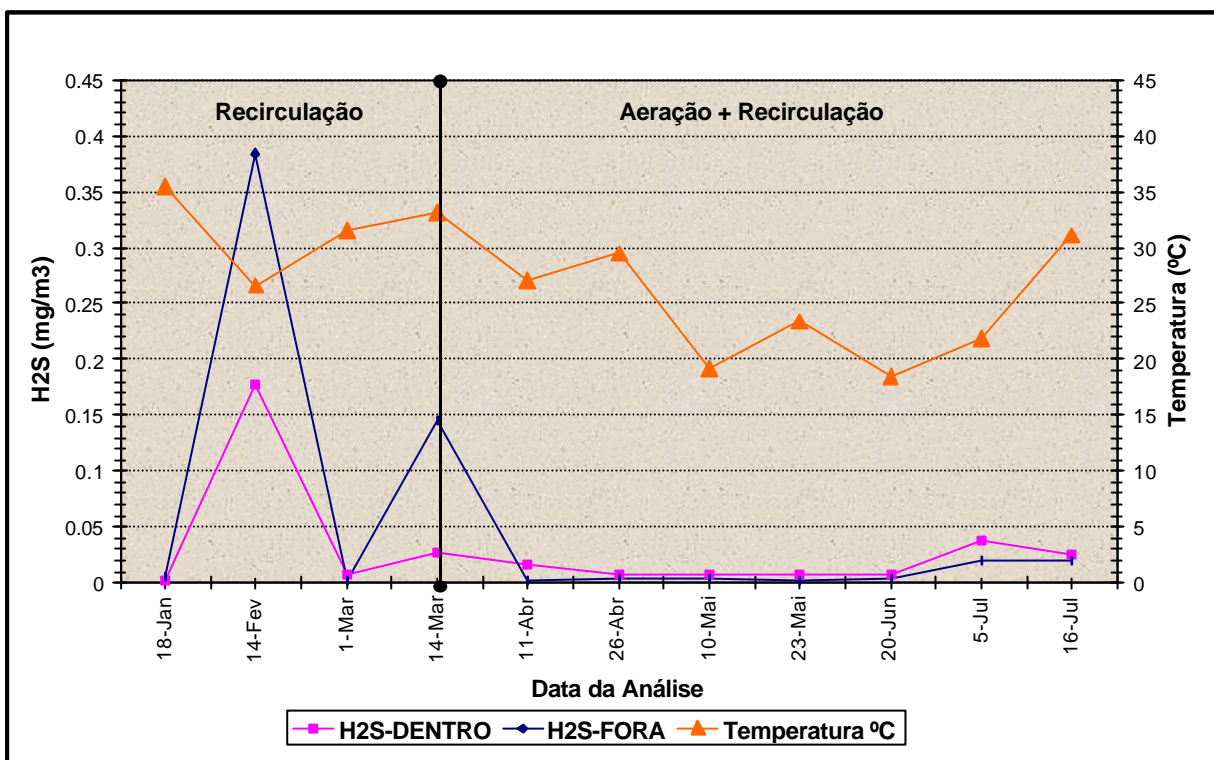


Figura 34: Variação da concentração do H₂S dentro e fora da lagoa e da temperatura nos dias de coleta.

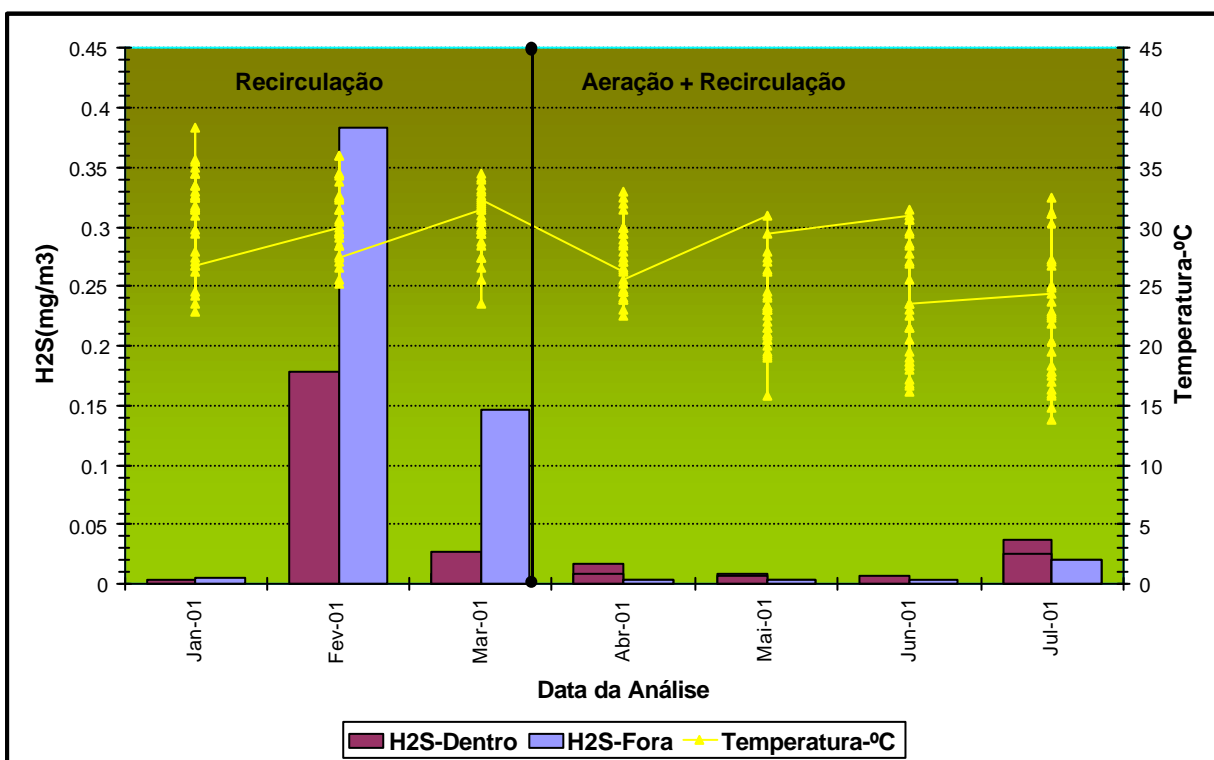


Figura 35: Variação mensal da temperatura e da concentração do H₂S dentro e fora da lagoa.

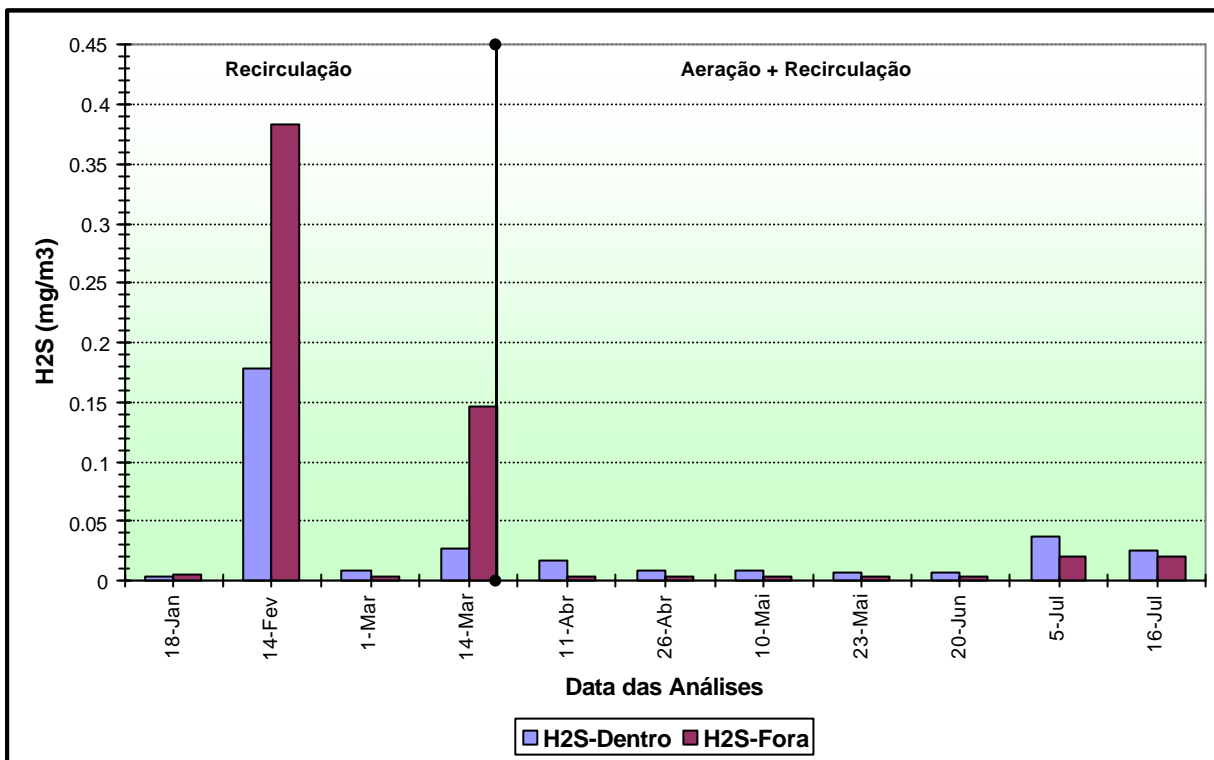


Figura 36- Variação da concentração de H₂S dentro e fora da lagoa.

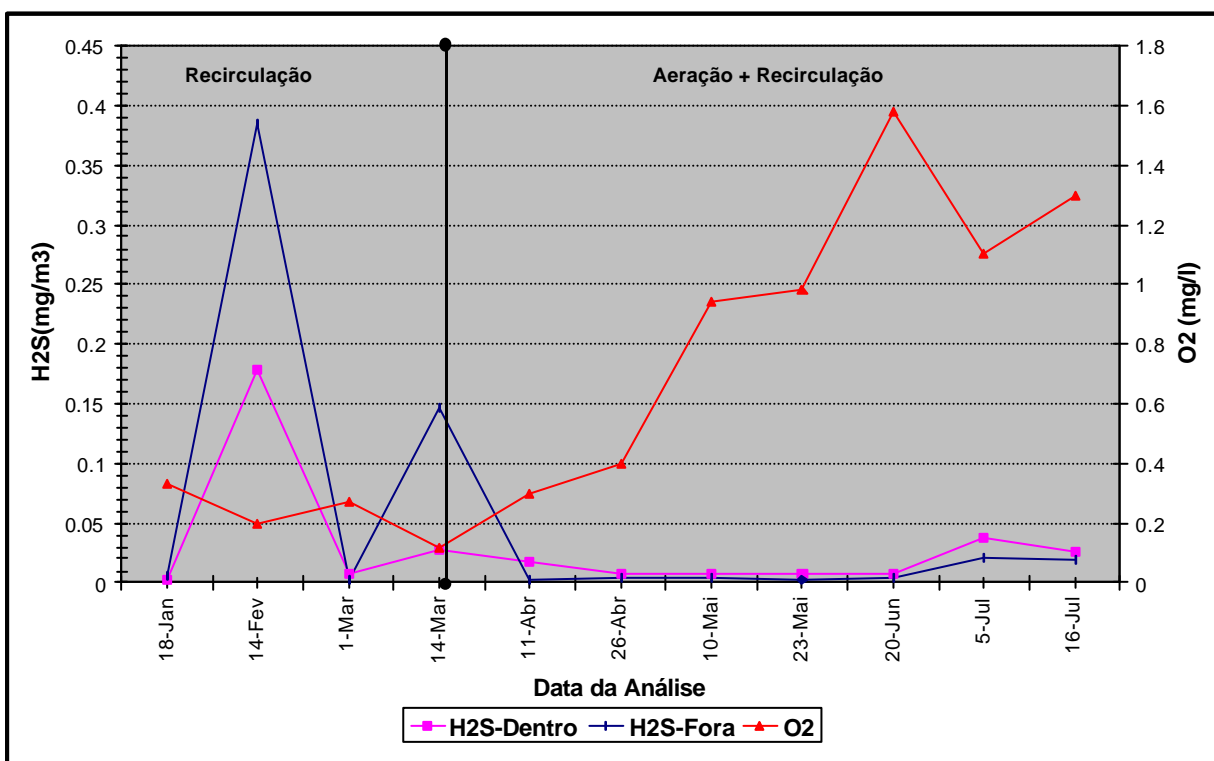


Figura 37: Variação da concentração do H₂S dentro e fora da lagoa e do oxigênio nos dias de coleta.

5.5.1.2 Amônia – NH₃

Na primeira etapa do teste, com a recirculação do efluente para a entrada da lagoa no mesmo período da realização da análise do H₂S, foi observada a concentração média de 0,2903mg/m³ de NH₃ no ponto de coleta localizado dentro da lagoa, com variação entres os valores mínimo e máximo de 0,0832 mg/m³ e 0,6624 mg/m³.

No ponto de coleta fora da lagoa a concentração média de NH₃ foi de 0,0208 mg/m³, com valores mínimo e máximo de 0,0104 e 0,0284 mg/m³.

Segundo LE CLOIREC (1991), o limite de percepção de NH₃ atinge concentrações médias variáveis de 33,0 mg/m³ e o limite de toxicidade concentrações em torno de 18,0 mg/m³. Os valores encontrados de amônia dentro e fora da lagoa estão abaixo dos limites de toxicidade e de percepção, nos dois períodos de estudo.

Outro fator observado com relação aos valores de amônia é a sua relação com os valores da temperatura ambiente. A queda e o aumento da temperatura influenciaram diretamente o valor do NH₃, como pode ser verificado nas figuras 38 e 39.

Na segunda etapa do processo, com a instalação dos aeradores combinado com a recirculação, a concentração média de NH₃ no ponto de coleta dentro da lagoa foi de 0,0957 mg/m³, com valores mínimo e máximo de 0,0024 mg/m³ e 0,497 mg/m³. No ponto de coleta fora da lagoa a concentração média de NH₃ foi de 0,0073 mg/m³, com valores mínimos e máximos de 0,0000 e 0,035 mg/m³, resultando em uma eficiência média na redução do NH₃ da ordem de 65%. Na figura 40 são apresentadas as concentrações do NH₃ dentro e fora da lagoa nas duas etapas de estudo, sendo observada a redução da amônia na etapa de recirculação combinada com aeração.

A redução de amônia em uma lagoa de tratamento pode ser associada a fatores relacionados com a atividade algal, bem como a situações de ocorrência de pH em valores elevados.

A variação do pH é um fenômeno muito interessante, facilmente constatado, e que permite verificar as modificações que se processam no decorrer da oxidação biológica. Um importante aspecto observado é o efeito do metabolismo das algas sobre o pH, que opera em direção oposta ao metabolismo das bactérias.

No metabolismo das bactérias, o CO₂ e a amônia são removidos, dando origem a formação de ácidos orgânicos. Uma parte de CO₂ se une quimicamente com a água e baixa o pH. Na fotossíntese, as algas removem o CO₂ da água e elevam o pH.

Na síntese das proteínas segundo BRITTO (1994), as algas removem amônia da água e baixam o valor do pH. Nas condições encontradas no estudo, pode-se afirmar que a

atividade das algas foi o principal mecanismo de remoção da amônia na lagoa de São Ludgero, enquanto que a volatilização da amônia não ocorreu em função dos baixos valores de pH verificados durante o estudo.

Com a instalação dos aeradores ocorreu a dominância de algas do tipo *Chlorella vulgaris* que são indicadores de bom funcionamento da lagoa. Antes da instalação dos aeradores a presença de algas não foi capaz de fornecer o oxigênio necessário para manter o bom funcionamento da lagoa. O período anterior foi marcado por uma grande densidade de *Euglenófitas* e pelo crescimento de bactérias sulfurosas púrpuras que são anaeróbias, indicando portanto condições de anaerobiose na lagoa.

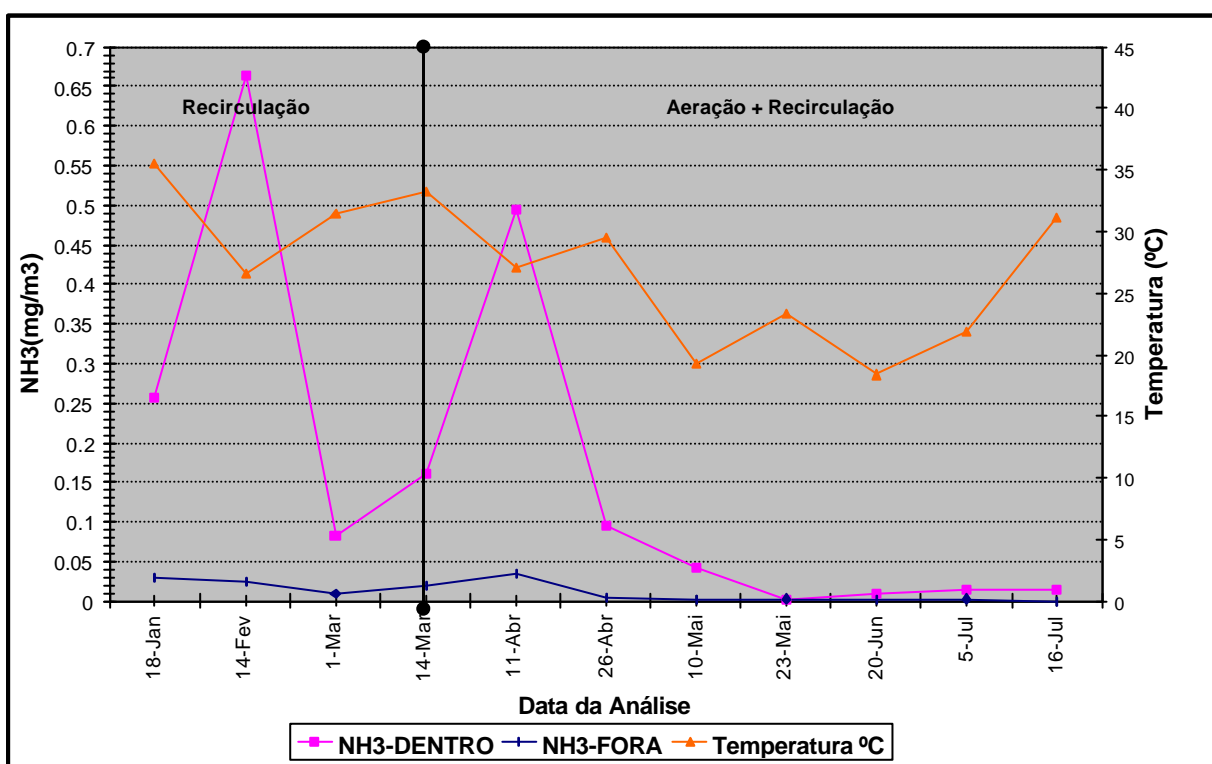


FIGURA 38: Variação da concentração do NH₃ dentro e fora da lagoa e da temperatura nos dias de coleta.

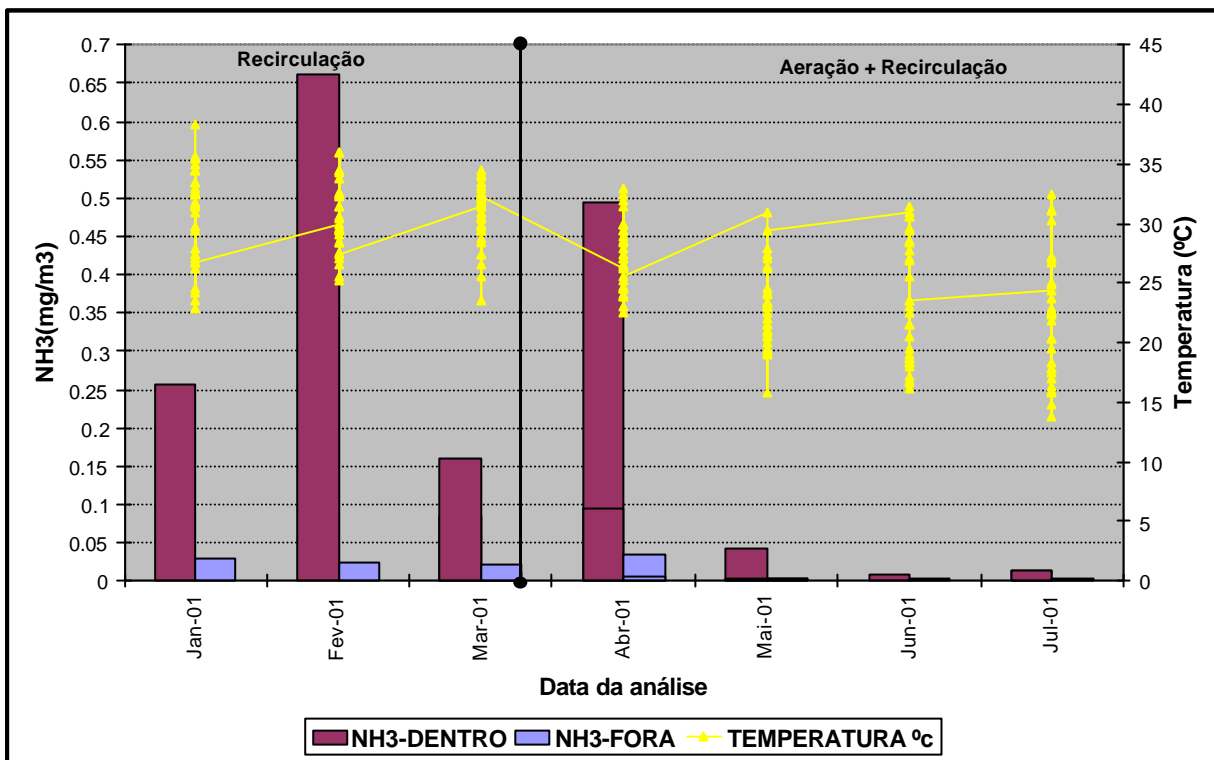


Figura 39: Variação mensal da temperatura e da concentração do NH₃ dentro e fora da lagoa .

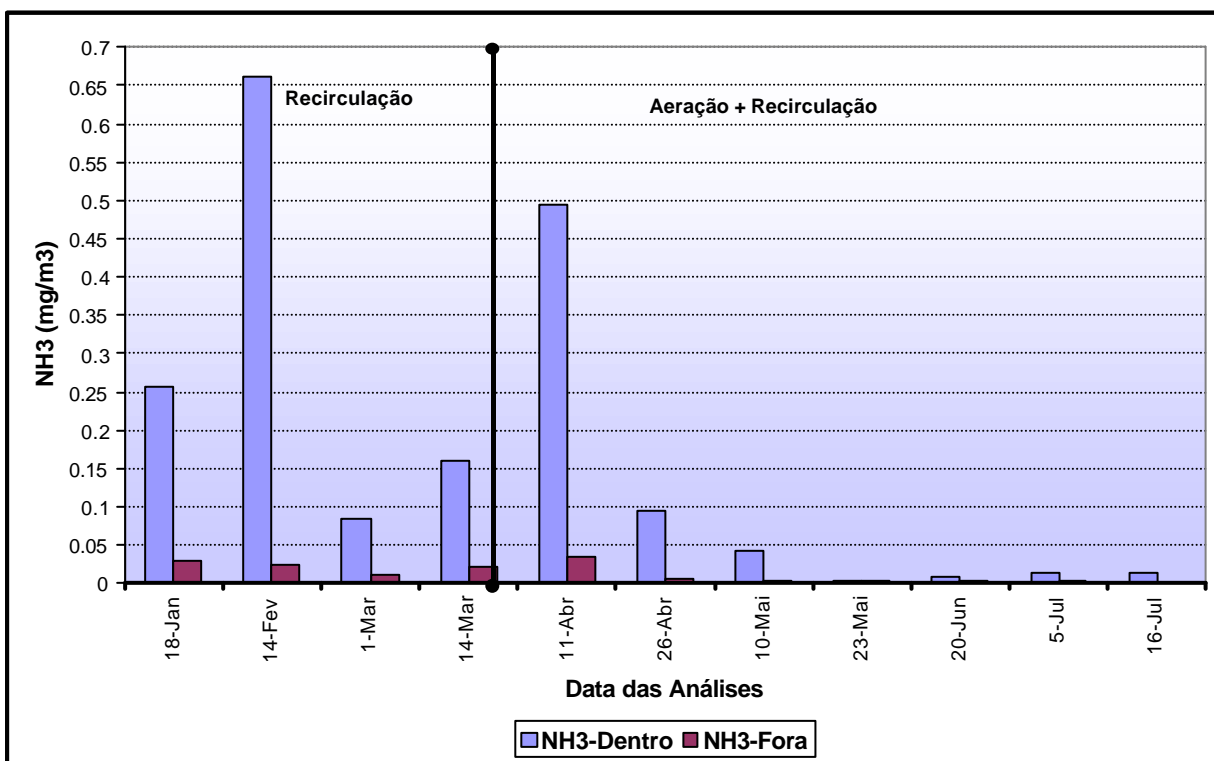


Figura 40: Perfil quinzenal da análise de NH₃.

5.5.2 Avaliação Olfatométrica

As figuras 41, 42, 43 e 44 apresentam a intensidade odorante na lagoa de tratamento de esgoto observada pelo júri de pessoas treinadas, em dois pontos de coleta localizados dentro e fora da lagoa.

A primeira fase de avaliação olfatométrica foi realizada no período de 25/01/01 a 14/03/01, quando a recirculação do efluente foi utilizada como medida de controle de odor, e totalizou 4 avaliações. Nesta fase 25 pessoas passaram pelo teste de avaliação olfatométrica, sendo que 72% indicaram como forte a intensidade de odor no ponto de coleta dos gases instalado fora da lagoa, e 28 % indicaram intensidade média no mesmo ponto.

A segunda fase de avaliação olfatométrica foi realizada no período de 15/03/01 a 09/07/01 e totalizou 5 avaliações, durante a utilização do sistema combinado recirculação mais aeração. A avaliação foi realizada em 32 pessoas, em ponto de coleta localizado fora da lagoa, sendo que 26 % do júri classificou o odor com intensidade forte, enquanto que 32% classificou com intensidade média e 41% com intensidade muito fraca.

Comparando com a fase de avaliação anterior, pode-se concluir que o processo de recirculação combinado com a aeração proporcionou maior êxito na redução dos odores.

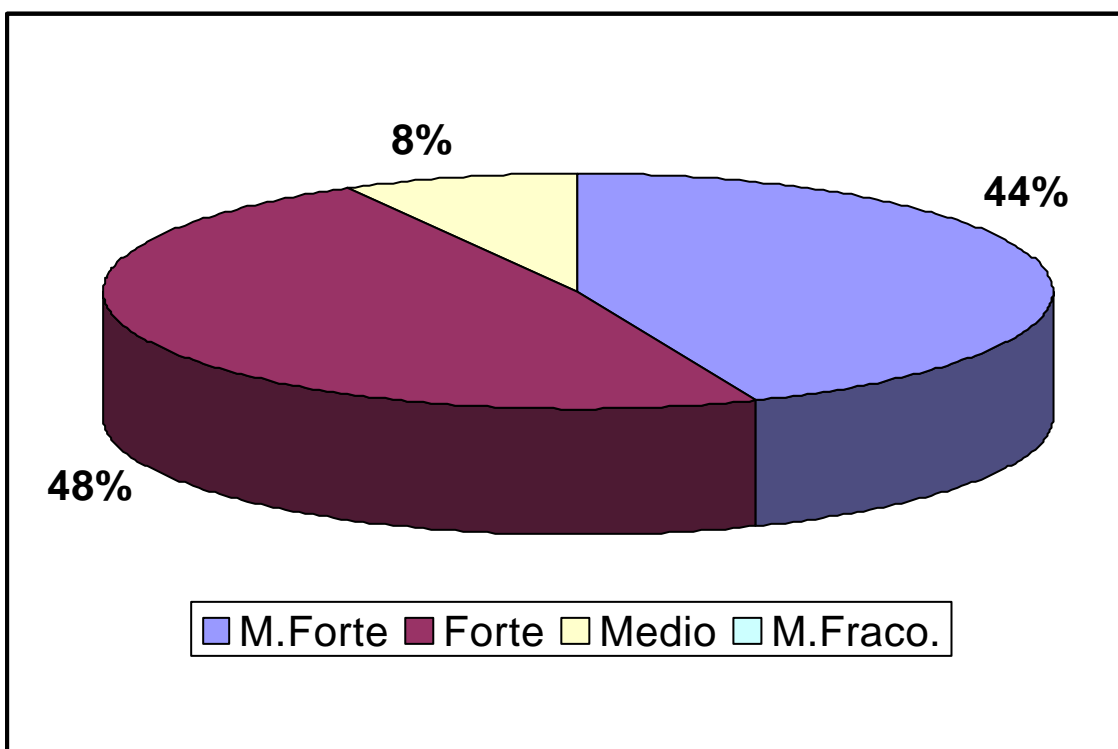


Figura 41: Análise olfatométrica ponto de coleta dentro da lagoa avaliando o sistema de controle de odor por recirculação

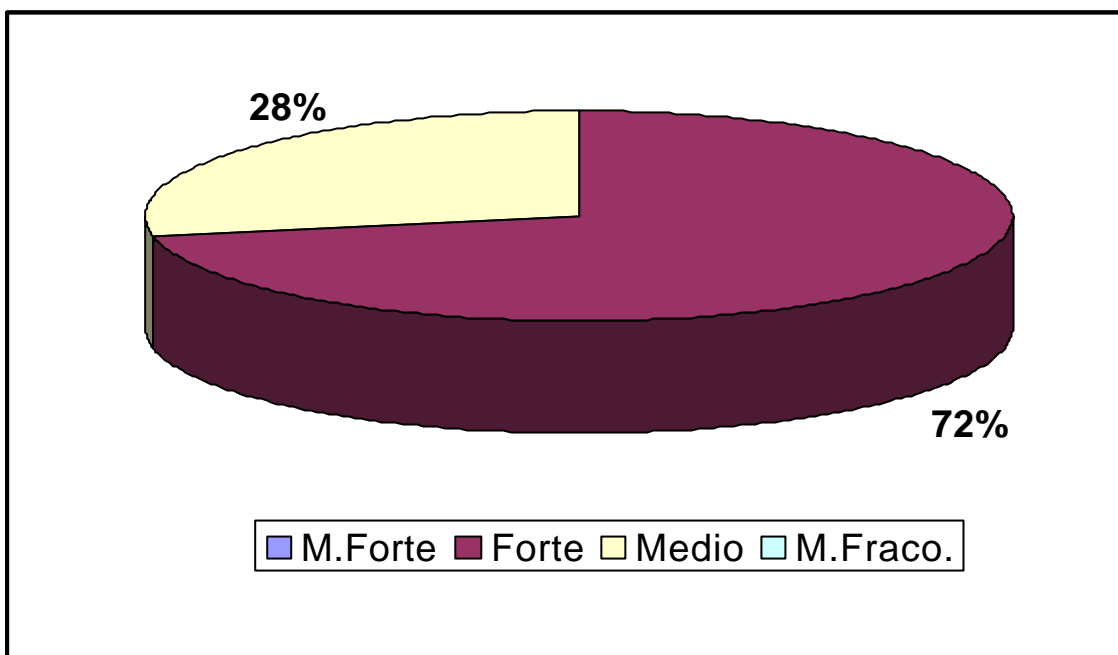


Figura 42: Análise olfatométrica no ponto de coleta fora da lagoa, avaliando o sistema de controle de odor por recirculação.

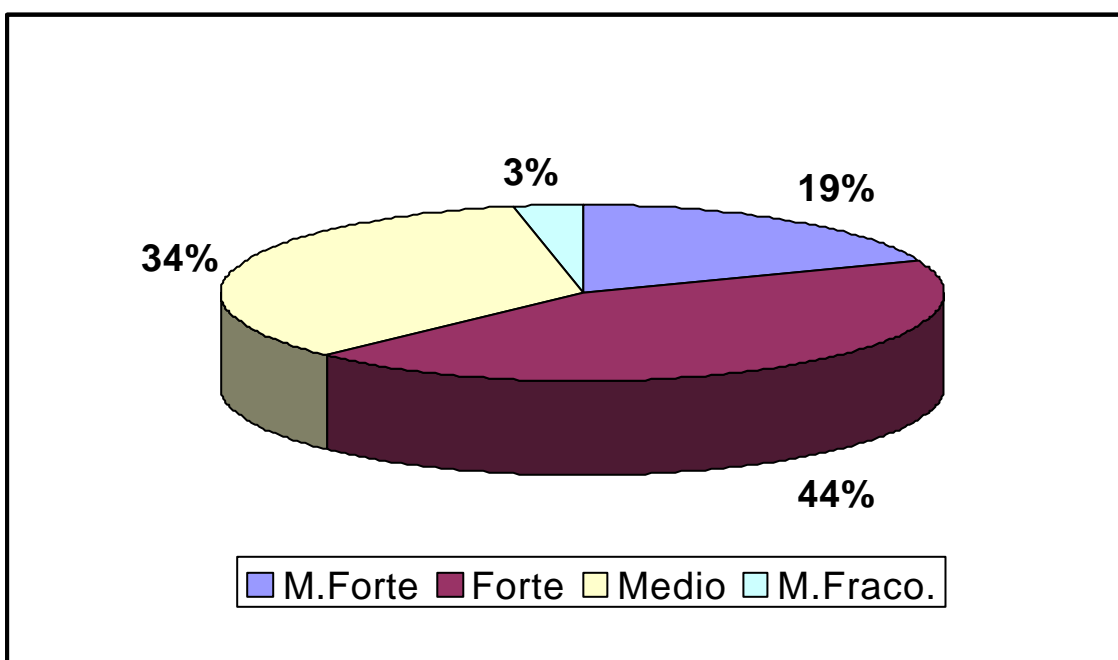


Figura 43: Análise olfatométrica realizada no ponto de coleta dentro da lagoa, avaliando o sistema de controle de odor por recirculação combinado com aeração.

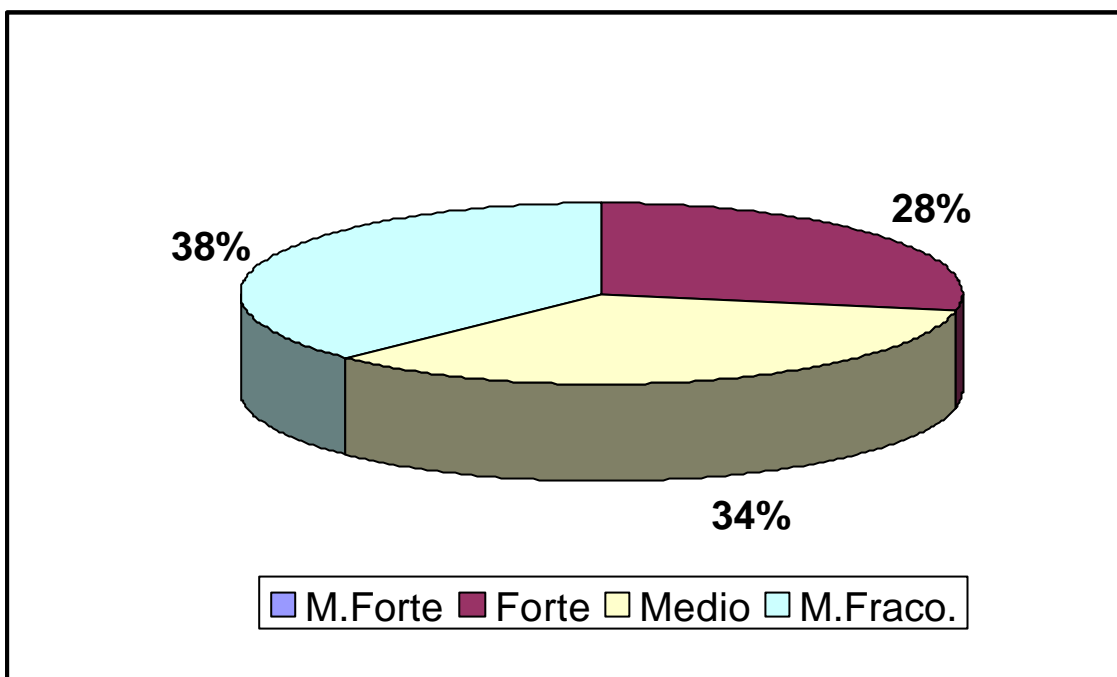


Figura 44: Análise olfatométrica realizada no ponto de coleta fora da lagoa, avaliando o sistema de controle de odor por recirculação combinado com aeração.

Comparando-se a análise dos gases H_2S e NH_3 com a olfatometria observa-se que o principal elemento responsável pelos maus odores é o H_2S , em virtude da sua detecção ser percebida com mínimas concentrações, colocando a amônia em segundo plano. Desta forma o principal elemento a ser removido é o do grupo dos sulfurados (H_2S , mercaptanas, sulfetos), sendo este fato confirmado por CARVALHO (2001).

5.5.3 Percepção da comunidade

Os questionários aplicados à população considerando as duas etapas de trabalho estabelecidas neste estudo. As pessoas selecionadas responderam aos questionários durante o período de recirculação de efluente (01 de janeiro a 14 de março de 2001), e voltaram a respondê-los durante o segundo período de estudo (15 de março a 30 de julho de 2001), quando foi aplicado o processo de recirculação mais aeração.

Foram aplicados 926 questionários em 30 residências localizadas na área selecionada em frente a lagoa, com aproximadamente 60.000 m^2 . No questionário foi utilizada a seguinte pergunta: “olhando estas figuras (figura 12), **qual delas** representa você com relação ao cheiro de esgoto proveniente da lagoa de estabilização? ”.

Na TABELA 13 estão apresentados os resultados obtidos mensalmente provenientes dos questionários aplicados à população. Nas figuras 45 e 46 estão apresentados os mesmos resultados, em valores percentuais, das opiniões da população durante as fases de estudo.

Tabela 13:Variação mensal (porcentagem) dos questionários aplicados a população com relação ao odor proveniente da ETE.

MÊS		O odor não me incomoda (%)	O odor me incomoda pouco (%)	O odor me incomoda (%)	O odor me deixa extremamente incomodado (%)	Total de questionários aplicados por mês
Recirculação	Jan.	26,37	25,82	30,22	17,58	182
	Fev.	22,69	33,61	31,09	12,61	119
Aeração + Recirculação	Março	28,32	28,32	21,97	21,39	173
	Abril	50,50	32,67	12,87	3,96	101
	Maio	58,54	26,02	12,20	3,25	123
	Junho	70,40	18,40	8,00	3,20	125
	Julho	67,96	21,36	8,74	1,94	103

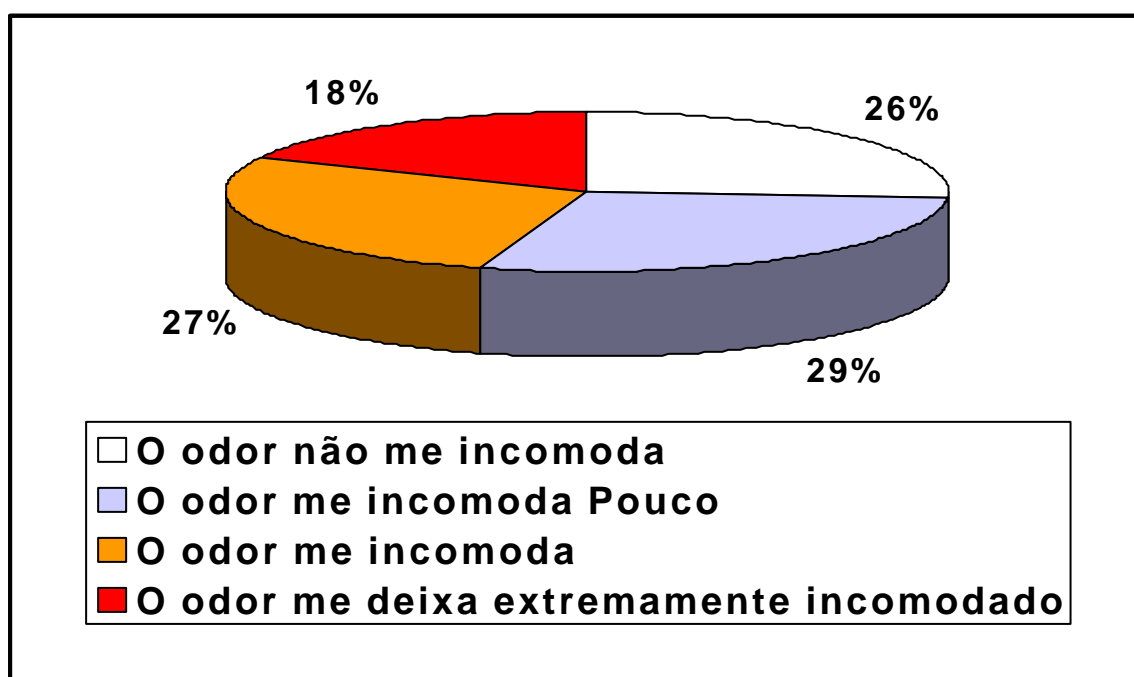


Figura 45: Respostas em porcentagem dos questionários aplicados na população, com relação ao odor durante o período da recirculação

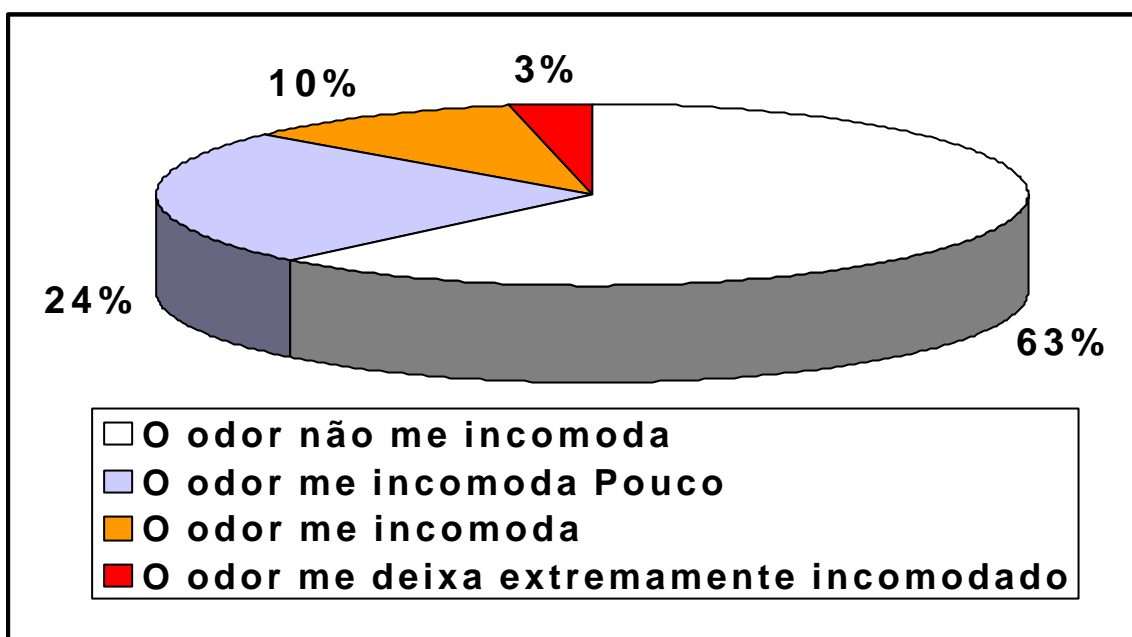


Figura 46: Respostas em percentagem dos questionários aplicados na População, com relação ao odor durante o período da recirculação combinado com aeração.

Observa-se na avaliação dos questionários aplicado na população localizada próximo à ETE a confirmação dos resultados encontrados na avaliação química dos gases e na avaliação olfatométrica.

Apesar de cada pesquisa utilizar metodologia específica para análise e avaliação dos dados, todas elas conduziram para um resultado em comum, ou seja o melhor desempenho da lagoa na eliminação dos odores ocorreu quando foi combinada a recirculação com a aeração.

A participação da população no acompanhamento dos trabalhos de controle de odor na lagoa, nas duas fases do experimento, foi fundamental em dois aspectos. O primeiro foi relacionado com a aceitação da atual ETE, pois os moradores localizados nas suas proximidades exigiam das autoridades municipais (Prefeito e Vereadores) a desativação da unidade de tratamento existente, em virtude dos fortes odores emanados da lagoa, posição também defendida pela imprensa local.

O segundo aspecto foi relacionado com a ampliação da capacidade de tratamento da ETE com a construção de outra lagoa ao lado da existente, utilizando recursos financeiros liberados pela Fundação Nacional de Saúde, através de convênio assinado em 1999 com a Prefeitura Municipal.

A população local não aceitava a construção desta unidade de tratamento, alegando que se uma lagoa já apresentava problema de odor, com a construção da segunda unidade o problema dobraria.

Combinado com a redução de odores conseguida com o processo de recirculação mais aeração, a aplicação dos questionários realizados junto aos moradores foi fundamental para a aceitação da permanência da ETE pela população local.

Outro resultado obtido foi o início dos trabalho de construção da segunda lagoa no final de 2001, pela Prefeitura Municipal, sem qualquer intervenção contrária por parte da população.

Neste sentido a aplicação do questionário pode ser considerada como uma ferramenta complementar importante na verificação dos incômodos provocados pelos odores, e uma metodologia de trabalho que possibilita a interação direta com a população localizadas próximas à sistemas de tratamento, e que convive com o problema de odor.

CAPÍTULO VI

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho apresenta uma alternativa de baixa manutenção e operação, econômica e eficiente para redução das emissões odorantes provenientes de uma lagoa de estabilização, através dos processos de aeração, utilizando aeradores de eixo horizontal, combinado com a recirculação.

Com base nas análises e discussões dos resultados do trabalho apresentados, pode-se concluir que:

Na primeira fase, com a recirculação do efluente para a entrada da lagoa na razão de 1/6 da vazão afluente, foram obtidos as seguintes eficiências de remoção:

- Análises físico-químicas: 77% de redução de DBO₅; 45% de redução de DQO; 28% de redução de P_{total}; 49% de redução de N_{total}; 63% de redução de N_{amoniaco}; 27% de redução de Potássio; 49% de redução de ST.

Apesar da utilização do processo de recirculação de efluente, os resultados das análises indicam uma baixa eficiência no funcionamento da lagoa estudada.

- Análises da fase gasosa: foram encontrados valores médios de H₂S de 0,0543 mg/m³ e NH₃ de 0,2903 mg/l em pontos de coleta dentro da lagoa e H₂S de 0,1345mg/m³ e NH₃ de 0,0208 mg/l em pontos localizados fora da lagoa.

Os valores obtidos estão acima dos valores limites mínimos de percepção pelo ser humano, resultando em reclamações constantes pela população.

- Análise olfatométrica: os resultados com o júri de pessoas treinadas apontam que o odor exalado dentro e fora da lagoa é forte.
- Percepção da comunidade: a comunidade instalada no entorno da lagoa, através de questionários, indica que o odor incomoda muito. Desta forma pode-se concluir que a recirculação na razão de 1/6 não foi suficiente para proporcionar a redução necessária dos valores de odores.

Na segunda fase, com a recirculação do efluente combinada com a aeração, foram obtidas as seguintes eficiências de remoção:

- Análises físico-químicas: 81% de redução de DBO₅; 61% de redução de DQO; 39% de redução de P_{total}; 41% de redução de N_{total}; 36% de redução de N_{amoniaco}; 23% de redução de Potássio; 29% de redução de ST.

Os resultados indicam uma melhoria na qualidade do efluente em relação à redução da carga orgânica, atendendo desta forma a Legislação Estadual do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina.

- Análises da fase gasosa: foram encontrados os valores médios de H₂S de 0,0158 mg/m³ nos pontos de coleta localizados dentro da lagoa e de 0,0083 mg/m³ nos pontos fora da área da lagoa. Também foram obtidos valores médios de NH₃ de 0,0957 mg/l dentro da lagoa e de 0,0073 mg/l fora da lagoa.

Desta forma, foram obtidas reduções de 94% para o parâmetro H₂S e de 65% para o parâmetro NH₃ para os pontos de coleta fora da lagoa.

- Análise olfatométrica: os resultados com o júri de pessoas treinadas indicam odores com intensidade média dentro da lagoa e intensidade fraca fora da área da lagoa.
- Percepção da comunidade: a comunidade instalada no entorno da estação apontou através de questionários que o odor não mais incomodava.
- Comunidade planctônica: a comunidade planctônica mostrou um comportamento diferencial no período anterior e posterior à instalação e funcionamento dos aeradores. O período anterior foi marcado pela ocorrência de uma grande densidade de *Euglenófitas* e pelo crescimento de bactérias sulfurosas. Com a instalação dos aeradores ocorreu uma brusca queda na densidade de *Euglenófitas* e o desaparecimento das bactérias sulfurosas púrpuras. Nas condições verificadas na lagoa em estudo, antes da instalação dos aeradores, a presença de algas não foi capaz de suprir o O₂ necessária para mantê-la em bom funcionamento. A presença de bactérias sulfurosas púrpuras e a alta densidade de *Euglenófitas* estiveram relacionadas com período de mau funcionamento da lagoa (ocorrência de odores). Por outro lado, altas densidades de *Chlorella vulgaris* e redução dos demais grupos, com exceção das

cianobactérias, estiveram relacionadas com o bom funcionamento da lagoa (ausência de odores).

Desta forma os resultados indicam potencialidades positivas na aplicação da aeração, com aeradores de baixa potência combinada com a recirculação para eliminação dos odores, em situações como a analisada neste estudo.

Assim sendo, na seqüência do trabalho recomenda-se:

- Estudar a possibilidade de utilização de vazões de recirculações superiores à vazão aplicada no estudo, nas situações de controle de odor.
- Avaliar a eficiência de utilização dos aeradores nas atividades de controle de odor em estações de tratamento de esgotos semelhantes à estudada, para determinar o tempo mínimo diário necessário de funcionamento.
- Considerar a implantação de um sistema de tratamento de esgoto anterior ao existente, do tipo anaeróbio coberto, para evitar a liberação de gases odoríferos na atmosfera e possibilitar um maior controle operacional da ETE.
- Realizar novas pesquisas para a redução dos nutrientes de efluente da lagoa facultativa, de modo a atender às Legislações Estaduais e Federais do Meio Ambiente.
- **Utilizar a** avaliação da comunidade planctônica como parâmetro complementar nas avaliações de funcionamento de sistemas de tratamento de esgoto e das condições de emissão de odores.

CAPÍTULO VII

7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M.. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 192 p.

ANDRADE NETO, C. O. de. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários, experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301 p.

ARAÚJO, L. de F. P.. **Reuso com lagoas de estabilização, potencialidade no Ceará**. Fortaleza: Semace, 2000. 132 p.

AZEVEDO, A. D. P.; SIMÕES, C. J.; FERREIRA, R.; LAMEU, D.; ELIAS, W. F. **Eliminação de H₂S (Sulfeto) dos esgotos de Pereira Barreto - SP**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999. 10p.

APHA, AWWA, WPCF. **Stander methods for examination of water and wastewater**. 17 ed. Public Health Association.Inc., New York, 1989.

BELLI FILHO, P.; LISBOA, H. M. **Avaliação de emissões odorantes**. Rio de Janeiro, V. 3, n. 3, p.101-106, out/dez.1998.

BELLI FILHO, P.; LISBOA, H. M. **Odor e desodorização de estações de tratamento de efluentes líquidos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro, 1999.

BELLI FILHO, P.; WOLFF, B. D.; CARVALHO, C. M.; RIBEIRO, L. G.; COSTA, R. H. R. Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários. In: LEMOS C. A (coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. 544 p. Projeto PROSAB 2.

BIACHARA, J. M. Odores – parte I – Aspectos básicos. **Revista Meio Ambiente Industrial**, São Paulo, ano II, 7 ed., p.64-67, mai./jun. 1997.

BONNIN, C.; MARTIN, G; GRAGNIC, G. **Bioépuración de gás odorants de stations d'épuration d'eaux usées urbaines**. In: SYMPOSIUM INTERNATIONAL SUR LA CARACTÉRISATION ET LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS D'ODEURS ET DE COV DANS L'INDUSTRIE DES PROCÉDES, 2º, 1993, Louvain-la Neuve – Belgique. Anais... p. 1-14.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2 ed. São Paulo: CETESB: 1978, 620 p.

BRAILE, P. M.;CAVALCANTE , J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRITTO, E. R. **Introdução à biologia sanitária**. Rio de Janeiro: DTP, 1994. 200p.

CARVALHO, C. M. **Odor e biodesodorização em reatores anaeróbios**. 2001. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

CAMPOS, J. R., PAGLIUSIO, J. D. Tratamento de gases gerados em reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R (coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES,1999. 464 p. Projeto PROSAB.

CETESB. **Procedimento de Exame de fitoplâncton de água doce**. (Normatização técnica L5.318). São Paulo: 1979. 14p.

COHEN & POST, A. F. **The heterotrophcl connection in a photoautropic Clorella vulgaris dominant in waste-whater oxidation pounds**. Whater Scienc and Tecnology, 27 (7-8): 151,155. 1993

CONAMA. Resolução Nº 20 de 20 de junho de 1986. Diário Oficial da União. Brasília, 30 de julho de 1986, Seção I, 11356-61. 1986.

DACACH, N. G. **Tratamento primário de esgoto**. Rio de Janeiro: Didática e Científica, 1991. 106 p.

DALAVÉQUIA, M. A. **Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos**. 2000. 180 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

EPA U.S. Environmental Protection Agency. Guide field storage o biosolids and other organic by-products used in agriculture and for soil resource management. EPA/832-B-00-007, july, 2000a. Chapter 2 – Odor . Capturado em 01 de dezembro de 2001, Online. Disponível na Internet [http:// www.epa.gov/owm/bio/fsguide/appa.pdf](http://www.epa.gov/owm/bio/fsguide/appa.pdf)

EPA U.S. Environmental Protection Agency. Guide field storage o biosolids and other organic by-products used in agriculture and for soil resource management. EPA/832-B-00-007, july, 2000b. Appendix A – Odor Characterization, assessment and sampling. Capturado em 01 de dezembro de 2001, Online. Disponível na Internet [http:// www.epa.gov/owm/bio/fsguide/appa.pdf](http://www.epa.gov/owm/bio/fsguide/appa.pdf)

ESTEVEES, F. de A. **Fundamentos de liminologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: interciência, 1998. 602 p.

FORESTI, E., FLORÊNCIO, L., HAANDEL, A. V., ZAIATA, M., CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p. Projeto PROSAB

GONÇALVES, R. F. Formação de lodos em lagoas de estabilização anaeróbias ou facultativas primárias. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 95 p. Projeto PROSAB.

GONÇALVES, R. F., NASCIMENTO, C. G., FERRARI, G. F., MULLER, P. S. G. **Lodos de lagoas de estabilização em operação no Espírito Santo: formação e características**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 20º, 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

HASLE, G. R. The inverted microscope method. In: SOURNIA, A.(ed). **Phytoplankton manual**. Paris, UNESCO, 1978. 337 p.

HENZE, M.; HARREMOES, P. **Review Paper: Anaerobic Treatment of Watewater in Fixed Film Reactors**. Anais IAWPR – Specialised Seminar. Copenhagen, Denmark. 1982. 414p.

HESKETH, H. E., CROSS, F. L. **Odor control including hazardous/Toxic odours**. Pennsylvania: Technomic Publishing AG, 1989. p. 1-9.

HERMIA, J. **Analyse olfactive: du nez humain au nez électronique**. In: CONGRÈS INTERNATIONAL SUR LA CARACTERISATION ET LE CONTRÔLE DES ÉMISSIONS D'ODEURS ET DE COV, 4, 1997, Quebec-Canada. P. 1-20

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. Tradução de Max Lothar Hess. 26 ed. Essen: janeiro, 1985.

IWA PUBLISHING. **Odous in wastewater treatment measurement, modelling and control**. London: Richard Stuetz and Franz-Bernd Frechen, 2001.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720 p.

KAWAI, H. Eutrofização dos corpos de água. In: CETESB. **Treinamento à distância, recuperação da qualidade das águas**. São Paulo: CETESB, 1988. 164 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.

KONIG, Annemarie *et al.* **Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em um sistema de lagoas de estabilização em escala real**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16º, 1991, Goiânia, Anais... Rio de Janeiro: ABES. v.2, tomo I, p.20-36.

KONIG, Annemarie *et al.* **Monitoramento, eficiência de remoção de um sistema de tratamento no nordeste do Brasil e proposta para melhoria do efluente final**. In: III SIBESA - SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1996, Rio Grande do Sul, Anais... Gramado: ABES, 1996.

LEE, R.E. **Phycology**, 3ª ed. Cambridge. Cambridge University Press, 1999. 614 p.

LUDUVICE, M. L.; PINTO, M. A. T. P.; NEDER, K. D. **Controle de odores em estações de tratamento de esgoto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19º, 1997, Foz do Iguaçu. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1997.

LLORENS, M.; SÁEZ, J. & SOLLER, A. Primary productivity in a deep sewage stabilization lagoon. **Wat. Res.** **27** (12): 1779-1785, 1993.

MARA, D. D. **Sewage treatment in hot climates**. New York: John Wiley & Sons Ltda, 1976. 167 p.

MARTIN, G; LAFFORT, P. **Oderurs et désodorisation dans l'environnement**. Paris: Tec & Doc - Lavoisier, 1991. 449 p.

MENDONÇA, S. R.. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos.** João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1990. 388 p.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 3 ed. New York: Mc Graw Hill, 1991.

MENDONÇA, L. C. **Caracterização microbiológica de um sistema de remoção de nitrogênio em batelada.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21º, 2001, Paraíba. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos.** 1997. 205p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina.

MEYER RICARDO. R. **Avaliação dos odores no aterro da baía sul em torno da ETE insular Florianópolis -SC.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFSC, 1999. 30 p.

MIDDLEBROOKS, E. J. Upgrading pond effluents: na overview. *wat. sci. tech.* v.31, n.12, 1995 p.353-368.

MONTEGGIA, O. P, SOBRINHO P. A. Lagoas Anaeróbias. In: CAMPOS, J. R (coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES,1999. 464 p. Projeto PROSAB.

NASCIMENTO, R. M. **Desempenho de Reator Anaeróbio de Manta de Lodo Utilizando Efluentes Líquidos de Indústria Alimentícia.** 1996. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas -SP.

NORME AFNOR NF X43-103., Qualité de l'air. Mesurage de l'odeur d'une atmosphère gazeuse. Méthode supraliminaire.

OLIVEIRA, L. F. F. de. **Eficiência de remoção de carga orgânica por lagoas de estabilização.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, 1999. Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

OLESZKIEWICZ, J. A; KOZIARSKI, S. **Kinetics of piggery wastes treatment in anaerobic lagoons.** *Agricultura Wastes* v.16, n.1, 1986, p.13-25

PAING, J., SAMBUCCO, J. P, COSTA, R. H. R.; PICOT, B. **Reduction of odor from anaerobic pond with different operating practices.** 1st IWA International Conference on Odor and VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques. UNSW. Sydney, Australia. 2001.

POST, A.F.; COHEN, I. & ROMEN, E. Characterization of two *Chlorella vulgaris* (CHLOROPHYCEAE) strains isolated from wastewater oxidation ponds. **J. Phycol.**, **30**: 950-954, 1994.

PRAKASHAM, R.S. & RAMAKRISHNA, S. V. The role of Cyanobacteria in effluent treatment. **Journal of Scientific & Industrial Research**, **57**: 258-265, 1998.

PROKOP, W. H. **ODORS**. In: Air Pollution Engineering Manual, USA, Air & Waste Management Association, 1996. p. 147-154.

ROCHA, M. L.A.; RIBEIRO, E.N.; RORIZ, G.M.R.; VERONEZ, F. A.; GONÇALVES, R. F. **Remoção de algas do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação**. IV EXPOSIÇÃO DE EXPERIÊNCIAS MUNICIPAIS EM SANEAMENTO, 1999, Rio Grande do Sul. Anais... Porto Alegre: ASSEMAE, 1999.

ROUND, F. E. **Biologia das algas**. 2^a ed, Rio de Janeiro, Guanabara Dois, 1983. 263p.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1. ed.. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140 p.

SILVA, S. A. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização em série no nordeste do Brasil**. In: Coleção de Trabalhos Técnicos. Campina Grande: UFPB/EXTRABES, 1988a. 12 p.

SILVA, S. A. **Remoção de nutrientes em lagoas de estabilização em série tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil**. In: Coleção de Trabalhos Técnicos. Campina Grande: UFPB/EXTRABES, 1988b. 7p.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. de; MARA D. **Lagoas de estabilização profundas II: remoção de nutrientes**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16^o, 1991, Goiânia. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1991.

SOARES, J. *et al.* **Remoção de amônia em um sistema de lagoas de estabilização otimizado**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador. Anais... Salvador: ABES, 1995.

SOLER, A; SÁEZ, J.; LLÓRENS, M.; MARTINEZ, I.; TORELLA, F. & BERNÁ, L. M. Changes in physico-chemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self-depuration lagoon. **Wat. Res.**, **25** (6): 689-695. 1991.

UEHARA, V.; VIDAL, W. L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo: CETESB, 1989. 91 p.

VAN HAANDEL, A. C. , LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente. 1994.

VIEIRA, S. M. M.; SOUZA, M. E. de. **Métodos analíticos para acompanhamento da biodigestão**. *Revista Energia*, Rio de Janeiro, vol. III, nº 15. pág. 26 a 36, jul./ago. 1981.

VIGNERON/HERMIA/CHAOUKI. Characterization and control of odours and VOC in the process industries. Elsevier Science, 1994. p 49-59.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1996a. v.1. 243 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 1 ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1996b. v.2. 211 p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 1 ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1996c. v.3. 134 p.

ZURITA, M. L. L. **Avaliação de odor gerado por fonte estacionária, através da implantação de uma rede de monitoramento de incidência de odores**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1995). **Odor Control in Wastewater Treatment Plants**. Manual of Practice Nº.22, Alexandria, Va; ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice n. 82, New york, N.Y.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1999). **Odor Control of Municipal Wastewater Treatment Plants**. Manual of Practice.

ANEXOS:

ANEXO I – Análises do afluente e efluente líquido da lagoa e análises químicas dos gases

Parâmetros	DATA: 05-12-2000		DATA: 20-12-2000		DATA: 03-01-2001		Unidade
	ENT.	SAIDA	ENT.	SAIDA	ENT.	SAIDA	
DBO ₅ TOTAL	500	81	470	79	612	92	mg O ₂ / l
DBO ₅ FILTRADA	338	74	296	64	370	87	mg O ₂ / l
DQO TOTAL	1401	562	1765	744	1042	400	mg O ₂ / l
DQO FILTRADA	826	529	1210	726	581	309	mg O ₂ / l
P TOTAL	8.64	6.45	11.21	5.79	9.76	6.25	mg / l
N TOTAL	56.0	33.6	78.4	33.6	84.0	33.6	mg / l
N AMONICAL	42.0	19.6	53.2	16.8	47.6	14.0	mg / l
Potássio	17.6	14.8	19.0	13.1	20.8	15.0	mg / l
ST	498	388	668	356	714	438	mg / l
STV	348	210	252	122	382	244	mg / l
STF	150	178	416	234	332	194	mg / l
SST	80	48	202	12	364	132	mg / l
SSV	72	32	120	4	98	12	mg / l
SSF	8	16	82	8	266	120	mg / l
SDT	418	340	466	344	350	306	mg / l
S. Sed.	3.0	< 0.1	3.0	< 0.1	3.5	< 0.1	ml / l
Análise Química dos Gases							
Parâmetros	DATA: -		DATA: -		DATA: -		Unidade
	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	
H ₂ S	-	-	-	-	-	-	mg / m ³
NH ₃	-	-	-	-	-	-	mg / m ³
COV	-	-	-	-	-	-	-

Parâmetros	DATA: 18-01-2001		DATA: 31-01-2001		DATA: 14-02-2001		Unidade
	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	
DBO ₅ TOTAL	338	94	318	79	82	75	mg O ₂ / l
DBO ₅ FILTRADA	196	34	196	74	50	49	mg O ₂ / l
DQO TOTAL	622	401	521	497	243	465	mg O ₂ / l
DQO FILTRADA	421	297	340	328	112	246	mg O ₂ / l
P TOTAL	4.72	5.92	4.91	5.70	1.33	3.17	mg / l
N TOTAL	44.8	22.4	50.4	28.0	16.8	22.4	mg / l
N AMONICAL	28.0	16.8	30.8	11.2	5.6	5.6	mg / l
Potássio	14.5	13.6	15.3	13.1	5.6	9.2	mg / l
ST	312	302	426	326	188	342	mg / l
STV	182	194	226	134	148	278	mg / l
STF	130	108	200	192	40	64	mg / l
SST	104	16	96	28	44	80	mg / l
SSV	74	8	38	8	24	62	mg / l
SSF	30	8	58	20	20	18	mg / l
SDT	208	286	330	298	144	262	mg / l
S. Sed.	0.8	< 0.1	1.0	< 0.1	0.25	0.1	ml / l
Análise Química dos Gases							
Parâmetros	DATA: 18-01-2001		DATA: -		DATA: 14-02-2001		Unidade
	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	
H ₂ S	-	0.005	-	-	0.178	0.384	mg / m ³
NH ₃	-	0.0284	-	-	0.6624	0.0237	mg / m ³
COV	-	-	-	-	-	-	-

ANEXO I – Análises do afluente e efluente líquido da lagoa e análises químicas dos gases

Parâmetros	DATA: 01-03-2001		DATA: 14-03-2001		DATA: 28-03-2001		Unidade
	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	
DBO ₅ TOTAL	276	72	350	110	234	77	mg O ₂ / l
DBO ₅ FILTRADA	154	43	230	52	110	65	mg O ₂ / l
DQO TOTAL	545	383	787	379	263	338	mg O ₂ / l
DQO FILTRADA	454	260	431	273	127	207	mg O ₂ / l
P TOTAL	4.55	3.32	7.68	4.66	3.42	5.46	mg / l
N TOTAL	33.6	22.4	67.2	28.0	39.2	22.4	mg / l
N AMONICAL	16.8	8.4	39.2	11.2	25.2	19.6	mg / l
Potássio	10.9	8.7	17.4	10.2	14.7	10.7	mg / l
ST	334	282	388	272	322	290	mg / l
STV	224	192	110	108	196	196	mg / l
STF	110	90	278	164	126	94	mg / l
SST	86	40	64	62	80	30	mg / l
SSV	56	26	24	50	66	20	mg / l
SSF	30	14	40	12	14	10	mg / l
SDT	248	242	324	210	242	260	mg / l
S. Sed.	0.8	0.1	1.2	< 0,1	0.25	< 0,1	ml / l
Análise Química dos Gases							
Parâmetros	DATA: 01-03-2001		DATA: 14-03-2001		DATA: -		Unidade
	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	
H ₂ S	0.008	0.003	0.028	0.146	-	-	mg / m ³
NH ₃	0.0832	0.0104	0.1600	0.0207	-	-	mg / m ³
COV	-	-	-	-	-	-	-

Parâmetros	DATA: 11-04-2001		DATA: 26-04-2001		DATA: 10-05-2001		Unidade
	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	
DBO ₅ TOTAL	344	83	478	53	316	77	mg O ₂ / l
DBO ₅ FILTRADA	232	76	294	29	182	13	mg O ₂ / l
DQO TOTAL	777	232	684	197	426	206	mg O ₂ / l
DQO FILTRADA	398	202	394	123	272	134	mg O ₂ / l
P TOTAL	17.10	8.86	6.48	5.00	7.93	4.97	mg / l
N TOTAL	-	-	-	-	-	-	mg / l
N AMONICAL	36.4	19.6	39.2	22.4	33.6	22.4	mg / l
Potássio	16.9	15.5	17.1	14.2	17.4	12.9	mg / l
ST	526	368	542	362	440	302	mg / l
STV	396	284	260	176	262	168	mg / l
STF	130	84	282	186	178	134	mg / l
SST	98	34	170	82	70	50	mg / l
SSV	72	4	96	70	34	28	mg / l
SSF	26	30	74	12	36	22	mg / l
SDT	428	334	372	280	370	252	mg / l
S. Sed.	1.5	< 0,1	0.5	< 0,1	2.2	0.1	ml / l
Análise Química dos Gases							
Parâmetros	DATA: 11-04-2001		DATA: 26-04-2001		DATA: 10-05-2001		Unidade
	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	
H ₂ S	0.017	0.003	0.008	0.004	0.008	0.004	mg / m ³
NH ₃	0.4947	0.0350	0.0943	0.0051	0.0432	0.0027	mg / m ³
COV	-	-	-	-	-	-	-

ANEXO I – Análises do afluente e efluente líquido da lagoa e análises químicas dos gases

Parâmetros	DATA: 23-05-2001		DATA: 05-06-2001		DATA: 20-06-2001		Unidade
	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	
DBO ₅ TOTAL	524	104	478	71	344	95	mg O ₂ / l
DBO ₅ FILTRADA	312	68	268	42	266	90	mg O ₂ / l
DQO _{TOTAL}	584	288	745	215	587	229	mg O ₂ / l
DQO _{FILTRADA}	381	142	412	178	432	209	mg O ₂ / l
P _{TOTAL}	9.31	7.47	11.34	5.66	25.31	9.72	mg / l
N _{TOTAL}	-	-	-	-	-	-	mg / l
N _{AMONICAL}	42.0	20.7	49.8	27.2	38.4	30.8	mg / l
Potássio	19.7	13.2	-	-	-	-	mg / l
ST	588	388	794	506	608	420	mg / l
STV	228	236	478	308	280	198	mg / l
STF	360	152	316	198	328	222	mg / l
SST	168	60	154	62	72	52	mg / l
SSV	40	30	130	46	28	30	mg / l
SSF	128	30	24	16	44	22	mg / l
SDT	420	328	640	444	536	368	mg / l
S. Sed.	2.3	< 0,1	3.0	< 0,1	0.6	< 0,1	ml / l
Análise Química dos Gases							
Parâmetros	DATA: 23-05-2001		DATA: -		DATA: 20-06-2001		Unidade
	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	
H ₂ S	0.007	0.003	-	-	0.007	0.004	mg / m ³
NH ₃	0.0024	0.0029	-	-	0.0085	0.0024	mg / m ³
COV	-	-	-	-	-	-	-

Parâmetros	DATA: 05-07-2001		DATA: 16-07-2001		DATA: -		Unidade
	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	ENT.	SAÍDA	
DBO ₅ TOTAL	806	84	821	97	-	-	mg O ₂ / l
DBO ₅ FILTRADA	386	80	394	94	-	-	mg O ₂ / l
DQO _{TOTAL}	1057	200	691	236	-	-	mg O ₂ / l
DQO _{FILTRADA}	580	184	470	222	-	-	mg O ₂ / l
P _{TOTAL}	12.24	7.82	9.44	8.68	-	-	mg / l
N _{TOTAL}	80.1	47.0	76.7	47.6	-	-	mg / l
N _{AMONICAL}	44.2	30.5	43.7	31.6	-	-	mg / l
Potássio	-	-	-	-	-	-	mg / l
ST	1172	662	556	518	-	-	mg / l
STV	628	280	156	160	-	-	mg / l
STF	544	382	400	358	-	-	mg / l
SST	586	152	24	18	-	-	mg / l
SSV	414	92	10	10	-	-	mg / l
SSF	172	60	14	8	-	-	mg / l
SDT	586	510	532	500	-	-	mg / l
S. Sed.	8.0	< 0,1	1.0	< 0,1	-	-	ml / l
Análise Química dos Gases							
Parâmetros	DATA: 05-07-2001		DATA: 16-07-2001		DATA: -		Unidade
	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	DENTRO	FORA	
H ₂ S	0.0377	0.0204	0.0256	0.0197	-	-	mg / m ³
NH ₃	0.0136	0.0032	0.0135	0.0000	-	-	mg / m ³
COV	-	-	-	-	-	-	-

ANEXO II – Análise de Oxigênio, Temperatura do ar e da amostra e pH

ANEXO III – Densidade do Plâncton na lagoa de estabilização.

	14-Fev	01-Mar	28-Mar	11-Abr	26-Abr	10-Mai
CHLOROPHYTA						
Pigmentadas						
<i>Chlamydomonas cf multitaeniata</i>	10766	3310	1473	546	1164	
<i>Chlamydomonas sp 2</i>		546	1308	54	436	
<i>Chlorella vulgaris</i>	3870782	1289362	6847947	1461277	257872	487092
<i>Chlorogonium</i>			981	219	146	
<i>Closteriopsis acicularis</i>	327	655	1800	1146	22842	122428
<i>Pandorina morum</i>					1454	146
Não pigmentadas						
<i>Hyaloraphyidium contortum</i>	2291	9566	7692	2073	7202	3274
<i>Polytoma Ehrenberg</i>						
EUGLENOPHYTA						
Pigmentadas						
<i>Euglena agilis</i>	4146	20623	97548	108		
<i>Euglena cf amphypyrenica</i>			6219	54		
<i>Euglena cf. fundoversata</i>						
<i>Euglena spathirhyncha</i>			17349		17458	
<i>Euglena sp 1</i>						
<i>Euglena sp 2</i>		2110			582	
<i>Euglena sp 3</i>						
<i>Euglena sp 4</i>		1600				
<i>Euglena sp 5</i>	436	1055	2454		3638	
<i>Euglena sp 7</i>				108	72	1892
<i>Euglena</i>	1055		492			
<i>Lepocinclis texta</i>						1164
<i>Lepocinclis sp 1</i>		582	2127	108	2910	218
<i>Lepocinclis sp 2</i>					72	
<i>Lepocinclis sp 4</i>						
<i>Trachelomonas volvocina</i>	2946	73		765		
Não pigmentadas						
<i>Rhabdomonas spiralis</i>	73	4619	6384	219		
BACILLARIOPHYCEAE						
<i>Hantzschia sp</i>						72
<i>Navicula sp</i>					72	
CYANOBACTERIA						
<i>Oscillatoria sp 1</i>				165		1746
<i>Oscillatoria sp 2</i>						
<i>Spirulina sp</i>						
BACTÉRIAS SULFUROSAS						
cf <i>Thiocapsa</i>	1491	4255	5730		290	
cf <i>Thiopedia</i>		4801	165		364	
<i>Beggiatoa Trevisan</i>						436
ZOOPLÂNCTON	582	218	1146		72	146
CISTOS		364				
Célula não identificada				435	436	
TOTAL	3894895	1343739	7000815	1467277	317082	618614

ANEXO III – Densidade do Plâncton na lagoa de estabilização.

	23-Mai	06-Jun	21-Jun	05-Jul	16-Jul
CHLOROPHYTA					
Pigmentadas					
<i>Chlamydomonas cf multitaeniata</i>		109			
<i>Chlamydomonas sp 2</i>					
<i>Chlorella vulgaris</i>	573050	2521420	6303550	5816457	7E+06
<i>Chlorogonium</i>					
<i>Closteriopsis acicularis</i>	205682	35899	26079	1309	1309
<i>Pandorina morum</i>	18822		218		109
Não pigmentadas					
<i>Hyaloraphydium contortum</i>		764	436	873	546
<i>Polytoma Ehrenberg</i>	7449650	109			5238
EUGLENOPHYTA					
Pigmentadas					
<i>Euglena agilis</i>					
<i>Euglena cf amphypyrenica</i>	273				
<i>Euglena cf. fundoversata</i>					
<i>Euglena spathirhyncha</i>					
<i>Euglena sp 1</i>					
<i>Euglena sp 2</i>					
<i>Euglena sp 3</i>					
<i>Euglena sp 4</i>					
<i>Euglena sp 5</i>	5729		218		
<i>Euglena sp 7</i>					
<i>Euglena</i>			109		218
<i>Lepocinclis texta</i>	127119		109		
<i>Lepocinclis sp 1</i>					
<i>Lepocinclis sp 2</i>					
<i>Lepocinclis sp 4</i>				109	21
<i>Trachelomonas volvocina</i>	546		218		
Não pigmentadas					
<i>Rhabdomonas spiralis</i>	109				
BACILLARIOPHYCEAE					
<i>Hantzschia sp</i>					
<i>Navicula sp</i>					
CYANOBACTERIA					
<i>Oscillatoria sp 1</i>	21277	17240	33717	21168	32407
<i>Oscillatoria sp 2</i>	546				109
<i>Spirulina sp</i>	2728				
BACTÉRIAS SULFUROSAS					
<i>cf Thiocapsa</i>	546				
<i>cf Thiopedia</i>	546				
<i>Beggiatoa Trevisan</i>					
ZOOPLÂNCTON		873		218	218
CISTOS					
Célula não identificada					218
TOTAL	8406514	2576959	6364763	5840134	7E+06