

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE OITO SISTEMAS DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DA REGIÃO NOROESTE DO
ESTADO DE SÃO PAULO**

João Luiz Cais da Silva Gomes

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de
São Carlos, da Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Engenharia Civil – Área Hidráulica e
Saneamento

ORIENTADOR : Profª. Dra. Odete Rocha

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço:...../...../.....
Ass.:.....
28 06 02
Am

São Carlos
2002

DEDALUS - Acervo - EESC



31100036993



FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **JOÃO LUIZ CAIS DA SILVA GOMES**

Dissertação defendida e julgada em 10-04-2002 perante a Comissão Julgadora:



Profª. Tit. **ODETE ROCHA (Orientadora)**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO


Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO


Prof. Dr. **ROQUE PASSOS PIVELI**
(Escola Politécnica/USP)

APROVADO



Profª. Associada **MARIA DO CARMO CALJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia (Hidráulica e Saneamento)



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

**À memória do meu querido pai ,
exemplo a ser seguido.**

AGRADECIMENTOS

À Professora Odete Rocha pela orientação, correção e apoio dados para a realização deste trabalho.

Aos Professores Roque Passos Piveli e Luiz Antonio Daniel pelas sugestões e correções.

A minha esposa Sonia pelo trabalho de digitação e apoio.

À Sabesp pelo tempo liberado para o curso de pós-graduação, e pelo suporte aos experimentos realizados.

Aos colegas da Sabesp que incentivaram, especialmente aos do Laboratório de Controle Sanitário de Lins pelos trabalhos de campo e de laboratório.

Ao Técnico José Valdecir de Lucca, do Laboratório de Limnologia – DEBE – UFSCar, pelo auxílio nas análises de nutrientes.

Ao Erich Kellner e Maristela Bertuga Cerqueira pelo material bibliográfico disponibilizado.

À minha mãe Warde, meus filhos André, Tiago e Lúcia, e a todos familiares, pelo carinho e incentivo.

Ao meu tio, Professor Arif Cais, pelo apoio e material bibliográfico disponibilizado.

Aos Professores e Funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP que de uma forma ou de outra colaboraram para a realização deste trabalho.

Ao Abraão C. Ferreira, pela colaboração na elaboração do desenho das figuras.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iii
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Histórico.....	2
1.2 O processo de tratamento : vantagens e desvantagens.....	3
1.3 Definição e classificação das lagoas de estabilização não mecanizadas	5
1.3.1 Lagoa anaeróbia.....	5
1.3.2 Lagoa facultativa.....	6
1.3.3 Lagoa de maturação ou de polimento	7
1.4 O estado da arte na região estudada.....	7
2 OBJETIVOS.....	9
3 MATERIAIS E MÉTODOS	10
3.1 Área de Estudo	10
3.1.1 Estimativa de vazões	12
3.2 Descrição dos sistemas e dados de projeto.....	13
3.2.1 Coroados	13
3.2.1.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Coroados.....	13
3.2.1.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Coroados	15
3.2.2 Lourdes.....	17
3.2.2.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Lourdes.....	17

3.2.2.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Lourdes	19
3.2.3 Planalto	20
3.2.3.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Planalto	20
3.2.3.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Planalto.....	22
3.2.4 Zacarias	23
3.2.4.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Zacarias.....	23
3.2.4.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Zacarias	25
3.2.5 Alto Alegre	25
3.2.5.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Alto Alegre.....	25
3.2.5.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento– Alto Alegre.....	27
3.2.6 . Pongáí	28
3.2.6.1 . Informações sobre o sistema de tratamento – Pongáí	28
3.2.6.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Pongáí.....	30
3.2.7 Irapuã.....	31
3.2.7.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Irapuã.....	31
3.2.7.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento –Irapuã	33
3.2.8 Adolfo.....	34
3.2.8.1 Informações sobre o sistema de tratamento – Adolfo	34
3.2.8.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Adolfo	36
3.3 Espessura da camada de lodo – batimetria	41
3.3.1 Coroados – lodo.....	42
3.3.2 Lourdes – lodo.....	42
3.3.3 Planalto – lodo	45
3.3.4 Zacarias – lodo.....	47

3.3.5 Alto Alegre – lodo	49
3.3.6 Pongáí – lodo	51
3.3.7 Irapuã – lodo.....	53
3.3.8 Adolfo – lodo.....	55
3.4 Cronograma de coletas de amostras nas lagoas para realização das análises físicas, químicas e biológicas.....	58
3.5 Variáveis físicas.....	60
3.5.1 Temperatura do ar e da amostra	60
3.5.2 Sólidos sedimentáveis.....	60
3.5.3 Sólidos totais (ou resíduos totais).....	61
3.5.4 Sólidos totais fixos	61
3.5.5 Sólidos totais voláteis.....	62
3.5.6 Sólidos suspensos (ou resíduos não filtráveis).....	62
3.5.7 Sólidos suspensos fixos	62
3.5.8 Sólidos suspensos voláteis	63
3.6 Varáveis químicas.....	63
3.6.1 Condutividade elétrica.....	63
3.6.2 Potencial hidrogeniônico (pH).....	63
3.6.3 Oxigênio dissolvido (OD).....	64
3.6.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	64
3.6.5 Demanda química de oxigênio (DQO).....	65
3.6.6 Sulfetos (S^{2-}).....	66
3.7 Variáveis biológicas	67
3.7.1 Coliformes	67
3.8 Nutrientes	69
3.8.1 Amônio ($N-NH_4^+$)	69
3.8.2 Nitrito (NO_2^-)	69
3.8.3 Nitrato (NO_3^-)	70
3.8.4 Nitrogênio total.....	70
3.8.5 Fosfato inorgânico (ortofosfato dissolvido) e fosfato orgânico.....	70

3.8.6 Fosfato total dissolvido	71
3.8.7 Fósforo total	71
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
4.1 Variáveis físicas, químicas e biológicas dos afluentes e efluentes (esgotos brutos e tratados) das lagoas estudadas.....	72
4.2 Temperatura.....	81
4.3 Sólidos (sedimentáveis, totais fixos e voláteis e suspensos fixos e voláteis)	83
4.3.1 Sólidos sedimentáveis.....	83
4.3.2 Sólidos totais (fixos e voláteis) e sólidos suspensos (fixos e voláteis)	84
4.4 Condutividade elétrica.....	86
4.5 Tempo de detenção hidráulica, relação comprimento/largura e taxa de acúmulo de lodo	87
4.6 Potencial hidrogeniônico (pH).....	90
4.7 Oxigênio dissolvido, DBO e DQO.....	93
4.7.1 Oxigênio dissolvido (OD).....	93
4.7.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	95
4.7.3 Demanda química de oxigênio (DQO)	109
4.8 Sulfetos (S ²⁻)	112
4.9 Coliformes	114
4.10 Nutrientes	120
4.10.1 Nitrogênio.....	120
4.10.2 Fósforo	123
5 CONCLUSÕES	127
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	132

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Esquema simplificado da estrutura e funcionamento do ecossistema de lagoas facultativas.....	4
FIGURA 2 – Influência da carga de DBO e da hora do dia nas camadas aeróbia e anaeróbia de uma lagoa facultativa.....	6
FIGURA 3 – Mapa do Estado de São Paulo, com as oito cidades escolhidas.....	11
FIGURA 4 – Coroados : vista do tratamento preliminar e lagoa facultativa primária.....	14
FIGURA 5 – Coroados : vista da saída do sistema de tratamento.....	14
FIGURA 6 – Lourdes : vista da entrada da lagoa facultativa primária.....	18
FIGURA 7 – Lourdes : vista da saída do sistema de tratamento.....	18
FIGURA 8 – Planalto : vista da entrada da lagoa facultativa primária.....	21
FIGURA 9 – Planalto vista da saída do sistema de tratamento.....	21
FIGURA 10 – Zacarias : vista geral da lagoa facultativa primária.....	24
FIGURA 11 – Zacarias : vista da saída do sistema de tratamento.....	24
FIGURA 12 – Alto Alegre : vista geral das lagoas anaeróbia e facultativa secundária.....	26
FIGURA 13 – Alto Alegre : vista geral da saída do sistema de tratamento.....	26
FIGURA 14 – Pongai : vista da lagoa anaeróbia.....	29
FIGURA 15 – Pongai : vista da lagoa facultativa secundária.....	29
FIGURA 16 – Irapuã : vista das lagoas facultativa secundária e anaeróbia ao fundo.....	32
FIGURA 17 – Irapuã : vista do tratamento preliminar e coletor automático.....	32
FIGURA 18 – Adolfo : vista das lagoas anaeróbia e facultativa secundária ao fundo.....	35
FIGURA 19 – Adolfo : vista do tratamento preliminar.....	35
FIGURA 20 – Equipamento utilizado para a realização das batimetrias nas lagoas.....	41
FIGURA 21 – Croqui da batimetria de Coroados.....	43
FIGURA 22 – Croqui da batimetria de Lourdes.....	44
FIGURA 23 – Croqui da batimetria de Planalto.....	46
FIGURA 24 – Croqui da batimetria de Zacarias.....	48
FIGURA 25 – Croqui da batimetria de Alto Alegre.....	50
FIGURA 26 – Croqui da batimetria de Pongai.....	52

FIGURA 27 – Croqui da batimetria de Irapuã	54
FIGURA 28 – Croqui da batimetria de Adolfo	56
FIGURA 29 – Cronograma de coletas nas lagoas	58
FIGURA 30 – Variação horária do pH em diferentes camadas de uma lagoa facultativa com profundidade útil de 1,20 m.....	92
FIGURA 31 – Relação entre a carga orgânica aplicada e removida nas quatro lagoas anaeróbias em kgDBO/dia.....	104
FIGURA 32 – Relação entre a taxa volumétrica aplicada e removida nas lagoas anaeróbias em kgDBO/m ³ .dia.....	104
FIGURA 33 – Relação entre a carga orgânica aplicada e removida nas oito lagoas facultativas em kgDBO/dia.....	105
FIGURA 34 – Relação entre a taxa superficial aplicada e removida nas lagoas facultativas em kgDBO/ha.dia	106
FIGURA 35 – Eficiência de remoção de coliformes fecais, pH, OD e temperatura nos quatro sistemas com lagoas facultativas primárias.....	118
FIGURA 36 - Eficiência de remoção de coliformes fecais, pH, OD e temperatura nos quatro sistemas com lagoas facultativas secundárias	119

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Número de habitantes, número de ligações e índice de atendimento	10
TABELA 2 – Volume médio de água produzido por mês, índice de perdas médio e extensão de redes.....	12
TABELA 3 – Vazões de esgotos afluentes estimadas para as oito lagoas de estabilização das cidades do noroeste do Estado de São Paulo.....	13
TABELA 4 – Informações sobre os sistemas de tratamento.....	38
TABELA 5 – Parâmetros de projeto dos sistemas de tratamento	39
TABELA 6 – Parâmetros atualizados dos sistemas de tratamento.....	40
TABELA 7 – Espessura da camada de lodo	57
TABELA 8 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa facultativa primária de Coroados nas diferentes datas de amostragem ..	72
TABELA 9 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa facultativa primária de Lourdes nas diferentes datas de amostragem.....	73
TABELA 10 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa facultativa primária de Planalto nas diferentes datas de amostragem	74
TABELA 11 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa facultativa primária de Zacarias nas diferentes datas de amostragem.....	75
TABELA 12 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas anaeróbia e facultativa secundária de Alto Alegre nas diferentes datas de amostragem.....	76
TABELA 13 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas anaeróbia e facultativa secundária de Pongá nas diferentes datas de amostragem.	77
TABELA 14 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas anaeróbia e facultativa secundária de Irapuã nas diferentes datas de amostragem.....	78

TABELA 15 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas anaeróbia e facultativa secundária de Adolfo nas diferentes datas de amostragem.....	79
TABELA 16 – Valores das temperaturas médias do ar e do esgoto afluente e efluente dos sistemas.....	83
TABELA 17 – Eficiência média de remoção de sólidos suspensos nas lagoas anaeróbias (LA), facultativas secundárias (LFs) e facultativas primárias (LFp).....	85
TABELA 18 – Condutividade elétrica média afluente e efluente dos sistemas em $\mu\text{S}/\text{cm}$..	86
TABELA 19 – Valores de vazão média diária (Q_{md}), volumes iniciais (V_i) e finais (V_f) e tempo de detenção hidráulica inicial (T_{di}) e final (T_{df}) nos sistemas estudados	88
TABELA 20 – Valores mínimos e máximos obtidos para o pH do esgoto afluente e efluente dos sistemas.....	92
TABELA 21 – pH médio dos afluentes e efluentes, oxigênio dissolvido (mg/l) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) médios dos efluentes dos sistemas	93
TABELA 22 – DBO mínima e média das amostras do efluente final	96
TABELA 23 – Lagoas anaeróbias: variáveis médias das amostras e correlação com tempo de detenção final (T_{df}), eficiência de remoção de sólidos suspensos (E_{ss}) e DBO (E_{DBO}) do esgoto efluente	98
TABELA 24 – Eficiência de remoção de DBO total nas lagoas anaeróbias, facultativas secundárias e primárias.....	99
TABELA 25 – Carga orgânica aplicada e removida ($\text{kg DBO}/\text{dia}$), volumes total, de lodo e útil (m^3) e vazão afluente média diária (m^3/dia) nas quatro lagoas anaeróbias.....	101
TABELA 26 – Taxa volumétrica aplicada e removida em $\text{kg DBO}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$) nas lagoas anaeróbias.....	101
TABELA 27 - Carga orgânica aplicada e removida ($\text{kg DBO}/\text{dia}$), área de lâmina (ha), vazão afluente média diária (m^3/dia), carga orgânica em função da população atendida ($\text{kg DBO}/\text{dia}$) e carga orgânica média das amostras aplicada ao sistema ($\text{kg DBO}/\text{dia}$) nas oito lagoas facultativas.....	102

TABELA 28 – Taxa superficial aplicada e removida em função da carga superficial nas lagoas facultativas em kg DBO/dia	103
TABELA 29 – Comparação entre algumas variáveis e eficiências médias dos efluentes finais dos sistemas.....	103
TABELA 30 – Eficiência de remoção de DQO nas lagoas anaeróbias e facultativas.....	111
TABELA 31 – Relação DQO/DBO afluente e efluente das lagoas.....	112
TABELA 32 – Organismos patogênicos usuais nos esgotos	115
TABELA 33 – Eficiência de remoção de coliformes totais e fecais nas lagoas de estabilização do Noroeste do Estado de São Paulo	117
TABELA 34 – Concentração média e percentual de redução do íon amônio e do nitrogênio total nos sistemas estudados	122
TABELA 35 – Concentração média de nitrito e nitrato nos efluentes dos sistemas estudados.....	122
TABELA 36 – Concentração média e redução do fosfato inorgânico (ortofosfato dissolvido), fosfato total dissolvido e fósforo total nos sistemas estudados	125
TABELA 37 – Parâmetros de caracterização do esgoto afluente aos sistemas – relações SVT/ST, SSV/SST, DBO/DQO, DBO: N: P e temperatura, pH e condutividade médios...	126

RESUMO

Este trabalho comparou oito lagoas de estabilização da região Noroeste do Estado de São Paulo, que tratam esgotos predominantemente sanitários de Coroados, Lourdes, Planalto, Zacarias, Alto Alegre, Pongaí, Irapuã e Adolfo, cidades pequenas, com no máximo 5500 habitantes (1700 ligações), onde os quatro primeiros sistemas são compostos apenas por lagoas facultativas primárias e os quatro últimos por lagoas anaeróbias e lagoas facultativas secundárias. Vinte e cinco variáveis físicas, químicas e biológicas foram analisadas em amostras compostas coletadas entre 24/05/2000 e 03/10/2000. A análise da batimetria efetuada fornece indicações de prazos para a remoção do lodo do fundo das lagoas. As taxas de acúmulo de lodo médias obtidas para as lagoas anaeróbias e facultativas primárias foram de 0,07 e 0,14 m³/hab.ano, respectivamente. O pH do efluente das lagoas anaeróbias e das facultativas foi em média 6,6 e 7,4. Nas lagoas anaeróbias observou-se alta remoção de sólidos suspensos e de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) com eficiência geral média de 64% e 61% respectivamente. Os sistemas não atenderam plenamente à legislação no tocante a eficiência de remoção de DBO de 80%, porém o valor médio encontrado para os oito sistemas foi de 78%, bastante próximo do exigido. Sugere-se para a região, para eficiência de remoção de DBO de 80%, lagoas anaeróbias com tempo de detenção de 5 dias e para as lagoas facultativas primárias e secundárias tempos de detenção de 25 e 15 dias respectivamente, e taxas de aplicação superficial de 140 e 130 kg DBO/ha . dia, respectivamente. Não foi atingido o limite máximo de 1000 coliformes fecais por 100 ml, obtendo-se média geral de remoção de 97,40% inferindo-se que há necessidade de um processo de tratamento complementar para a remoção de microrganismos. Não observou-se correlação entre eficiência do sistema e relação comprimento/largura das lagoas. Constatou-se maus odores mesmo na ausência de concentrações detectáveis de sulfeto. A remoção média geral de amônio (NH₄⁺), nitrogênio total, fosfato total dissolvido e fósforo total foi de 31%, 12%, 24% e 27% respectivamente nos sistemas estudados.

Palavras-chave: lagoa de estabilização, tratamento de esgotos, tratamento anaeróbio, lagoas facultativas, remoção de coliformes.

ABSTRACT

The present work compared the performance of eight stabilization ponds in the Northwest region of São Paulo state, that treat predominantly the domestic sewage from eight small cities with a maximum of 5000 inhabitants (1700 links): Coroados, Lourdes, Planalto, Zacarias, Alto Alegre, Pongai, Irapuã and Adolfo. The first four systems are made of four primary facultative ponds and the last four by anaerobic ponds and secondary facultative ponds. A total of twenty-five chemical, physical and biological variables were analyzed in integrated samples collected between 24/05/2000 and 03/10/2000. The bathymetric analysis performed has indicated deadlines for sludge removal from the stabilization pond bottom. Mean sludge accumulation rates obtained for anaerobic and primary facultative ponds were 0.07 and 0.14 m³/inhabt.year, respectively. Effluents from anaerobic and facultative ponds had a mean pH of 6.6 and 7.4. In anaerobic ponds a high rate of suspended solids removal was found and the Biochemical Oxygen Demand (BOD) had an overall general efficiency of 64% and 61%, respectively. The systems did not completely attend the present legislation in respect to a BOD removal of 80%, as required, however the mean value for the eight systems monitored was 78%, very close to the established limit. It is therefore suggested that for this region, in order to attain the removal efficiency of 80% anaerobic ponds should have a residence time of 5 days and the primary and secondary facultative ones should have residence times of 25 and 15 days respectively, coupled to loading rates of 140 and 170 Kg BOD/ha.day respectively. Also, the maximum limit of 1000 fecal coliforms per 100 ml was not reached, and in general there was a mean removal efficiency of 97.40%, indicating that an additional treatment process needs to be implemented for a successful removal of coliforms. No correlation was found between the removal efficiency and morphometry (length/weight) pond characteristics. Bad smell was present even in the absence of detectable amounts of sulfide. The mean efficiency for the removal of ammonium (NH₄⁺), total nitrogen, total dissolved phosphorus and total phosphorus were 31%, 12%, 24%, and 27% respectively, among the systems studied.

Key words: stabilization ponds, sewage treatment; anaerobic treatment, facultative ponds, coliform removal

1 – INTRODUÇÃO

O crescimento das populações urbanas e a elevação do padrão de vida, associados à intensa instalação de redes de água para abastecimento público, provocaram um aumento na quantidade de esgotos sanitários, causando um conseqüente agravamento das condições sanitárias das cidades. Ao se lançarem os esgotos “in natura” nos corpos receptores, a grande quantidade de matéria orgânica nos esgotos pode causar a diminuição do teor de oxigênio dissolvido na água, ali se decompondo, provocando mau cheiro e mortandade de peixes e outros efeitos perniciosos, tais como a contaminação por organismos patogênicos e a eutrofização daquele corpo receptor (LINSLEY & FRANZINI, 1978).

O tratamento adequado de esgotos sanitários e industriais é o primeiro e o mais importante passo na proteção dos recursos hídricos em qualquer localidade (JUANICO, 1991).

O tratamento de esgotos sanitários visa principalmente:

- prevenir e reduzir a disseminação de doenças transmissíveis causadas pelos microrganismos patogênicos;
- manter as características naturais das águas dos corpos receptores, para a preservação da fauna e flora aquáticas;
- conservar as fontes de abastecimento de água para uso doméstico, industrial e agrícola, e
- proporcionar a manutenção da qualidade das águas apropriadas para banho e outros fins recreativos (UEHARA & VIDAL, 1989).

Relaciona-se a seguir, algumas das alternativas mais conhecidas para tratamento de esgotos sanitários, segundo CAMPOS (1994):

- disposição de esgotos no solo
- lagoas de estabilização
- lagoa aerada, seguida de lagoa de sedimentação de lodo
- sistema de lodos ativados convencional
- sistema de lodos ativados com reator de mistura completa
- valo de oxidação
- lodos ativados em reator do tipo batelada
- filtro biológico aeróbio
- filtro biológico anaeróbio
- tanque séptico seguido de filtro anaeróbio
- reator anaeróbio de leito fluidificado ou de leito expandido
- reator anaeróbio de manta de lodo
- reator anaeróbio compartimentado com chicanas.

Esses processos podem ser combinados como, por exemplo, reator anaeróbio seguido de lodos ativados. O presente trabalho, analisará comparativamente a eficiência do tratamento de esgotos em oito lagoas de estabilização.

1.1- Histórico

A estabilização de esgoto por ação biológica existe há séculos, cujos princípios eram empregados na China em tanques irrigados com esgotos sanitários para produção de peixes (VICTORETTI, 1973). Porém apenas a partir do início do século XX é que as lagoas de estabilização de esgotos passaram a ser conhecidas como sistemas de tratamento de esgotos.

Em 1901, em San Antonio (Texas- EUA), foi construído um lago artificial, conhecido como lago Mitchell com cerca de 200 ha (dois milhões de metros quadrados) que recebia esgotos sanitários, e cuja água era utilizada para fins de irrigação. Percebeu-se posteriormente que havia melhoria de qualidade do afluente para o efluente do lago (VICTORETTI, 1964 e SILVA & MARA, 1979).

BRINCK apud SLETTEN & SINGER (1971) cita a instalação de uma lagoa de águas residuárias em Montana (EUA) no ano de 1911.

Segundo OSWALD apud SLETTEN & SINGER (1971) houve a instalação de uma lagoa de estabilização no ano de 1916, em San Benedito County, na Califórnia.

No Estado Americano de North Dakota, utilizou-se uma lagoa para armazenar os esgotos da cidade de Fessender em 1928 (VICTORETTI, 1973). Contudo, a primeira lagoa construída especialmente com a finalidade de tratar esgotos, com base nas experiências anteriores, foi em 1914 nos Estados Unidos, na cidade de Maddok, em North Dakota .

No Canadá, o uso de lagoas foi ampliado de uma instalação construída em 1947 na cidade de Alberta, para 114 sistemas em uso no ano de 1960 (VICTORETTI, 1973).

Em 1936, a Austrália desenvolveu estudos para efetuar o tratamento de esgotos em lagoas e foi pioneira no emprego de lagoas em série, também chamadas de “Lagoas Australianas” (PARKER, 1961; JORDÃO & PESSÔA, 1995).

O assunto foi tratado cientificamente em 1950, no Congresso Internacional de Engenharia Sanitária realizado no México, pelo professor Victor Ehlers.

No Brasil, em São Paulo, na realização do Congresso Internacional de Engenharia Sanitária em 1954, foi apresentado um trabalho pioneiro sobre lagoas de estabilização por Oswald, Gotaas e Hee (citado em AZEVEDO NETO, 1985).

A primeira lagoa foi em 1960 construída no Brasil, em São José dos Campos, sob a supervisão do Engenheiro Benoit Victoretti (VICTORETTI, 1973; AZEVEDO NETO, 1967). Pode-se observar, portanto, que a utilização e o estudo das lagoas de estabilização é relativamente recente. Atualmente, o tratamento de esgotos por meio de lagoas de estabilização está difundido no mundo todo e tem sido objeto de inúmeros trabalhos científicos.

1.2– O processo de tratamento : vantagens e desvantagens

Nas lagoas de estabilização há uma associação entre algas e microorganismos que decompõem a matéria orgânica. Nas zonas anaeróbias, as bactérias facultativas decompõem a matéria orgânica, liberando gases para a atmosfera (gás carbônico e

metano) e compostos solúveis para o meio líquido. Na zona aeróbia as bactérias aeróbias oxidam a matéria orgânica, liberando gás carbônico e amônia, que serão utilizados pelas algas que produzem o oxigênio quando da realização de fotossíntese, mediante a presença de luz solar. O oxigênio liberado pelas algas, será necessário ao metabolismo das bactérias aeróbias (UEHARA & VIDAL, 1989).

Sintética e esquematicamente, os principais processos envolvidos são :

- Bactérias → respiração
 - consumo de oxigênio
 - produção de gás carbônico
- Algas → fotossíntese
 - produção de oxigênio
 - consumo de gás carbônico
 - fotossíntese: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{Energia} \rightarrow \text{Matéria Orgânica} + \text{O}_2$
- Respiração:
 - $\text{Matéria Orgânica} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{Energia}$

(VON SPERLING, 1996-a).

A figura 1 ilustra a estrutura e funcionamento de uma lagoa facultativa :

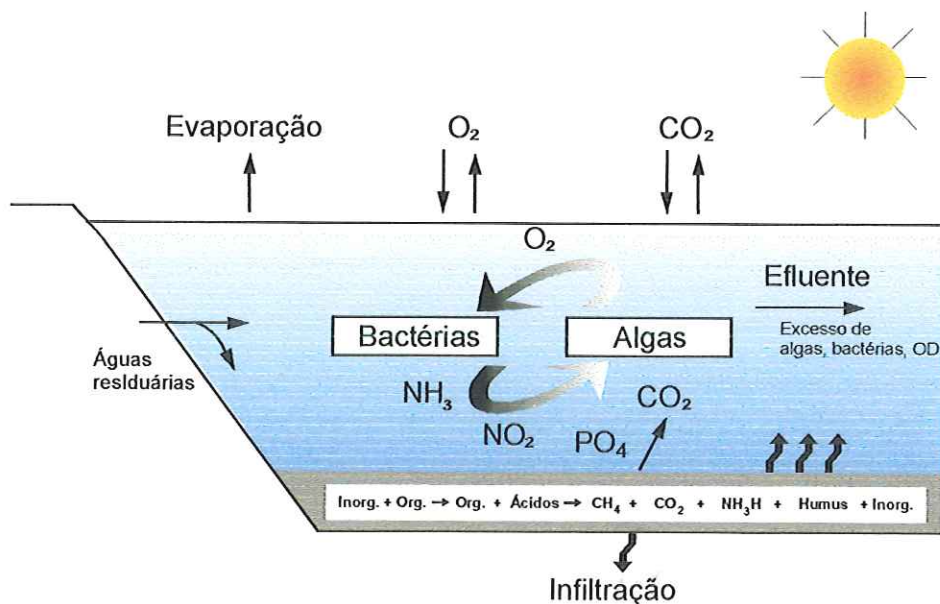


FIGURA 1 – Esquema simplificado da estrutura e funcionamento do ecossistema de lagoas facultativas

Fonte: adaptado de MENDONÇA (2000)

As principais vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização são, de acordo com KELLNER (1995) e MENDONÇA (2000) :

Vantagens

- . Baixo custo de implantação e operação.
- . Não necessidade de energia elétrica.
- . Capacidade de absorver aumentos bruscos de cargas hidráulicas e orgânicas face ao alto tempo de detenção hidráulica.
- . Possibilidade de reutilização da água, na agricultura, por exemplo.
- . Possibilidade de tratar despejos industriais biodegradáveis (matadouros, leiterias, indústria de frutas, etc.).
- . Elevada capacidade de estabilização da matéria orgânica.
- . Produção de efluente com boa qualidade , com excelente redução de microrganismos, não alcançada isoladamente por nenhum outro tipo de tratamento.

Desvantagens

- . Requerimento de grandes áreas, maiores que para qualquer outro tipo de tratamento.
- . Gastos maiores com emissários, para localizá-las afastadas do perímetro urbano, devido aos maus odores exalados principalmente pelas lagoas anaeróbias.
- . Altas concentrações de sólidos suspensos totais nos efluentes (algas, entre outros).
- . Dependência de fatores climatológicos como a luz do sol e a temperatura para maior eficiência .

1.3– Definição e classificação das lagoas de estabilização não mecanizadas

São de quatro tipos : anaeróbias, facultativas, de maturação ou polimento e estritamente aeróbias ou de alta taxa (MENDONÇA, 2000). Alguns autores incluem as lagoas aeradas mecanicamente seguidas de lagoas de decantação entre as lagoas de estabilização.

1.3.1– Lagoa anaeróbia

O termo lagoa anóxica tem sido empregado para as lagoas onde o oxigênio

está presente no meio líquido incorporado em algum composto e não dissolvido no meio (KELLNER & PIRES, 1998).

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos esgotos. São dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas que impedem a existência de oxigênio dissolvido no meio líquido.

A profundidade da lâmina d'água varia de 3,0 m a 4,5 m e o tempo de detenção hidráulica varia de 3 a 5 dias, usualmente. Na ausência de oxigênio, a matéria orgânica é digerida anaerobiamente. As lagoas produzem efluente com eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio em torno de 50 a 60%, o qual é encaminhado para a lagoa facultativa para se efetuar o tratamento secundário.

1.3.2 – Lagoa facultativa

As Lagoas Facultativas são responsáveis pelo tratamento secundário do sistema e possuem profundidade de lâmina d'água em torno de 1,5 a 2,0 m. O tempo de detenção hidráulica usado normalmente é longo, em torno de 15 dias, e em função deste parâmetro, a área necessária para a lagoa é bastante significativa em tamanho.

O termo facultativa refere-se à existência de duas zonas distintas em relação à concentração de oxigênio: aeróbia na superfície e anaeróbia no fundo. Sob a ação da luz solar, durante quase todo o dia prevalecem as condições aeróbias na maior parte da coluna líquida. À noite prevalecem as condições anaeróbias, como ilustrado na figura 2..

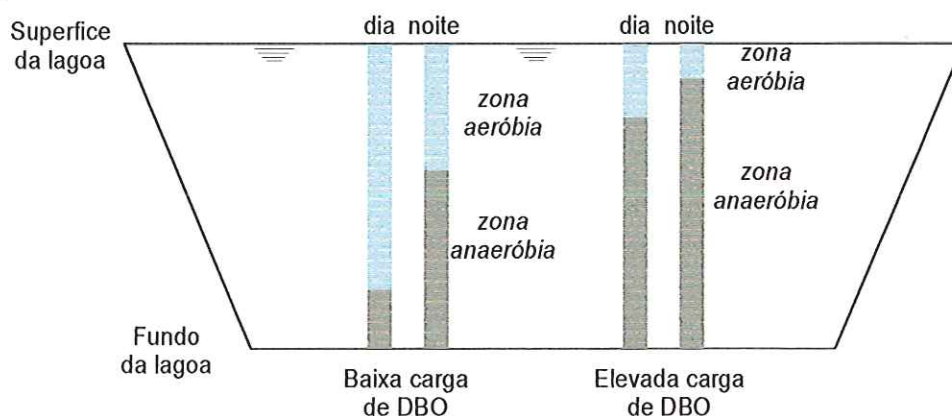


FIGURA 2 – Influência da carga de DBO e da hora do dia nas camadas aeróbia e anaeróbia de uma lagoa facultativa

Fonte : adaptado de ARCEIVALA (1981).

O sistema de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas é denominado por alguns autores de “australiano”, e possui eficiência na remoção de matéria orgânica (DBO), em torno de 80% ou mais.

1.3.3 – Lagoa de maturação ou de polimento

Normalmente um sistema de tratamento de esgotos por meio de lagoas de estabilização, é composto, na ordem, pela caixa de gradeamento e areia (tratamento preliminar), lagoa anaeróbia (tratamento primário), lagoa facultativa (tratamento secundário) e lagoa de maturação.

A finalidade principal da lagoa de maturação é a redução de coliformes fecais (e conseqüentemente de microrganismos patogênicos), dos esgotos efluentes da lagoa facultativa. A profundidade da lâmina é pequena, em torno de 1,0 m, para possibilitar a penetração da luz solar no meio líquido, e o tempo de detenção hidráulica fica em torno de 7 dias.

Segundo MENDONÇA (2000), existem ainda as lagoas estritamente aeróbias ou de alta taxa de degradação, que possuem profundidades muito pequenas (de 0,3 a 0,5 m), cujo uso se restringe a unidades experimentais com a finalidade de produção de nutrientes para a agricultura .

As lagoas de estabilização, caracterizam-se pela remoção considerável de patogênicos, indicado pela redução de coliformes fecais, da ordem até 99,99% em sistemas onde existem lagoas de polimento ou maturação, podendo resultar em número de coliformes fecais por 100ml, abaixo de 1000.

Além disso, dos 5507 municípios brasileiros, 5283 (95,9%) possuem população de até 100 mil habitantes (Censo IBGE, 2000), podendo assimilar a instalação de lagoas de estabilização de esgotos na sua maioria. Para o nosso país, que em quase todo o território possui clima adequado e vastas extensões de terra, e que não dispõe de grandes recursos financeiros para o saneamento, o tratamento de esgotos por lagoas de estabilização pode significar uma solução barata e adequada para resolver esse grave problema de poluição de nossos recursos hídricos.

1.4– O estado da arte na região estudada e o foco do trabalho.

Ao longo dos últimos anos, a SABESP, por meio da Unidade de Negócio do Baixo Tietê e Grande, com sede em Lins, atingiu índices de tratamento de esgoto em

relação aos municípios operados no Noroeste do Estado (83 municípios), acima de 80%. Os sistemas utilizados, via de regra, são lagoas de estabilização, principalmente em função dos baixos custos de implantação (o custo da terra é baixo) e das facilidades de manutenção (em geral não envolve equipamentos eletro-mecânicos). Nessa região do Estado de São Paulo, há 70 sistemas de tratamento de esgotos (Lagoas de Estabilização) construídas e operadas pela SABESP a partir de 1979.

Talvez existam poucas regiões no mundo com uma concentração tão grande desse tipo de tratamento de águas residuárias.

Também por mais esta razão, acredita-se que é interessante o estudo desse universo, com condições ambientais parecidas.

Os sistemas de lagoas supra citados tratam esgotos predominantemente domésticos, de municípios com populações pequenas, variando de 2000 a 35000 habitantes. Porém há sistemas maiores, como o de Lins, com seis lagoas cuja vazão média diária é de 10500 m³/dia, contemplando 65000 habitantes.

Porém, pela diversidade dos sistemas, e em razão de não se ter análise e disponibilidade das variáveis morfométricas e funcionais dos mesmos, há dificuldades em se associar aquelas variáveis para dimensionamento das Lagoas, nas melhores condições de operação, eficiência e qualidade do efluente final.

A presente pesquisa visa o estudo e a comparação de parâmetros dessas variáveis nas diferentes lagoas como subsídio à adequação dos Sistemas à Legislação Ambiental, em especial à Resolução CONAMA n.º 20/86 e a Lei Estadual n.º 997/76.

2 – OBJETIVOS

I– Estudar comparativamente oito sistemas de lagoas de estabilização, utilizando-se variáveis físicas, químicas e biológicas, visando verificar a relação entre estas variáveis e a eficiência dos sistemas.

II– Comparar a morfometria das lagoas, dados de projeto, e dados operacionais com os resultados obtidos nos exames e análises efetuadas, visando contribuir para a melhoria de futuros projetos na região.

III– Relacionar os resultados obtidos nos sistemas com lagoas facultativas primárias com aqueles obtidos nos “sistemas australianos”, verificando-se o atendimento ou não aos parâmetros exigidos pela legislação ambiental vigente.

IV – Analisar os resultados obtidos com as batimetrias efetuadas e a formação do lodo ao longo do tempo, obtendo-se indicações de prazos para a remoção do lodo sedimentado no fundo das lagoas.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – Área de estudo

Foram escolhidos 8 sistemas de tratamento de esgotos: 4 com lagoas facultativas (primárias) e 4 com lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas (sistemas australianos). A Figura 3 mostra as oito cidades cujos sistemas de tratamento por lagoas de estabilização foram analisadas.

Estes sistemas tratam esgotos predominantemente domésticos das cidades com as características indicadas nas Tabelas 1 e 2.

TABELA 1 – Número de habitantes, número de ligações e índice de atendimento

Cidade	População (hab.)	Cresc. anual (%)	Água (ligações)	Esgoto (ligações)	Pop. atend. por esgoto	
					(%)	(hab.)
1-Adolfo	3063	2,23	992	981	98,9	3029
2-Alto Alegre	2190	- 0,61	766	725	94,6	2072
3-Coroados	3305	0,75	1076	854	79,4	2624
4-Irapuã	5430	1,02	1669	1656	99,2	5387
5-Lourdes	1552	0,25	529	504	95,3	1479
6-Planalto	2828	3,27	960	872	90,8	2568
7-Pongai	2909	1,02	1018	983	96,6	2810
8-Zacarias	1332	2,25	561	514	91,6	1220

As ligações indicadas representam a média do período analisado (maio a outubro de 2000). A população indicada refere-se à residente na sede do município.

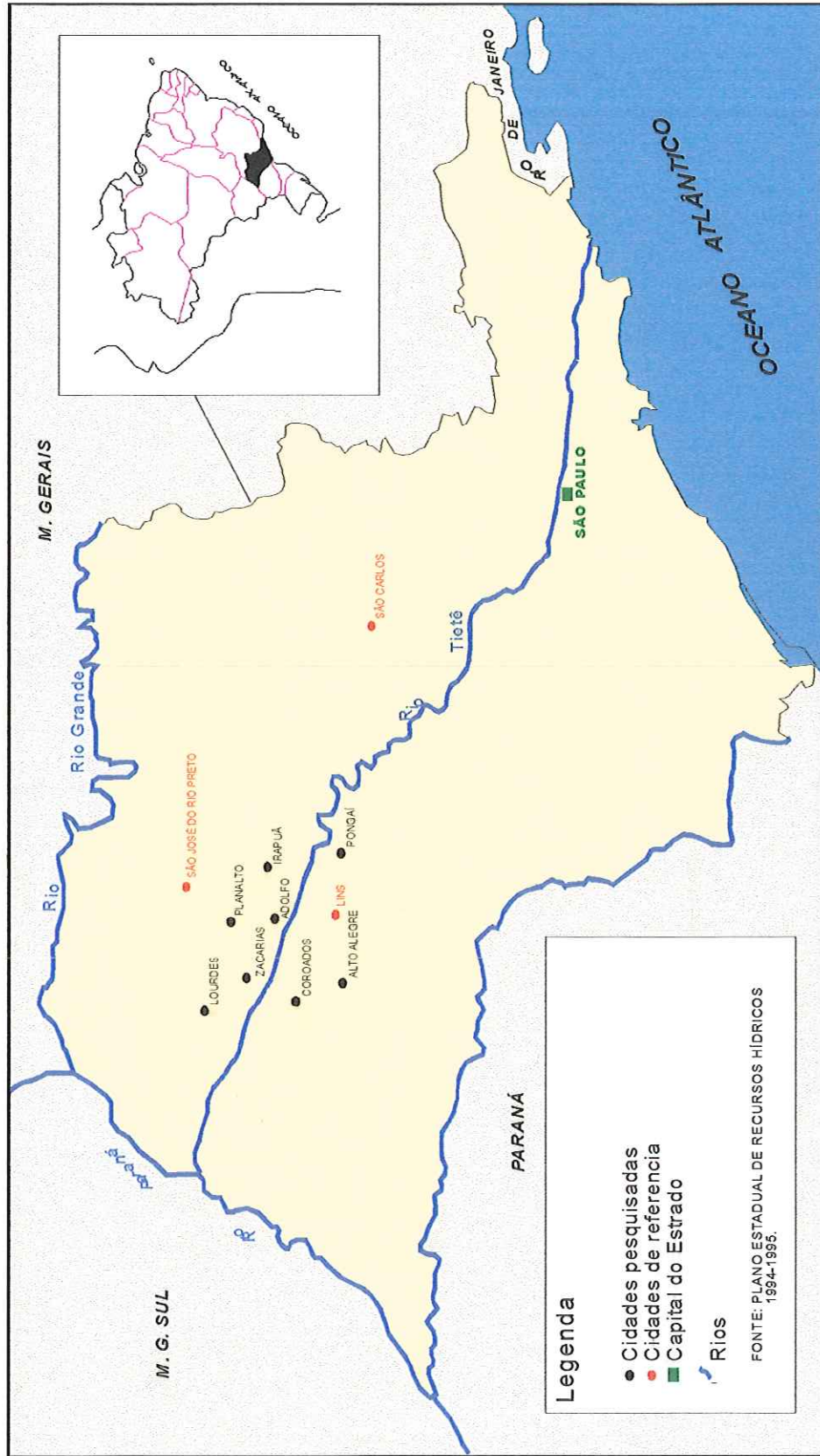


FIGURA 3 – Mapa do Estado de São Paulo com as oito cidades escolhidas

A população atendida por ligações de esgoto foi obtida (porcentagem) através da razão entre o número de ligações de esgoto por ligações de água, considerando-se o índice de atendimento por ligações de água como 100% da população (o n.º médio geral de habitantes por ligação de água é 3,06).

TABELA 2 - Volume produzido, índice de perdas médio e extensão de redes

Cidade	Lagoa de estabilização	Vol. médio produzido (m³)	Índice de perdas médio (%)	Extensão de redes (m)	
				Água	Esgoto
1 -Adolfo	Anaer+Facult.	14584	7,0	15278	15608
2 -Alto Alegre	Anaer+Facult	12200	18,0	12369	13778
3 -Coroados	Facultativa	19623	19,0	19092	18348
4 -Irapuã	Anaer+Facult	28256	22,0	21574	27286
5 -Lourdes	Facultativa	8307	19,0	8287	11494
6 -Planalto	Facultativa	14639	13,0	14238	15020
7 -Pongaí	Anaer+Facult	17675	26,0	13804	17579
8 -Zacarias	Facultativa	7771	16,0	8753	8850

fonte: SABESP – U.N. Baixo Tietê e Grande

Observação: O volume de água produzido e o índice de perdas referem-se à média do período analisado (maio a outubro/2000).

3.1.1 – Estimativa de vazões

Para a estimativa das vazões considerou-se :

R = Coeficiente de retorno de esgotos = 0,80

K_1 = Coeficiente do dia de maior consumo = 1,2

K_2 = Coeficiente da hora de maior consumo = 1,8

T_i = Taxa de infiltração na rede = 0,05 l/s x km

Qmd = Vazão média diária afluyente de esgotos

$$Q_{md} = [\text{Volume médio produzido (m}^3/\text{mês)} \times \frac{1}{30 \text{ (dias/mês)}} \times \frac{1}{24 \text{ (h/dia)}} \times 1000 \text{ (l/m}^3\text{)} \times$$

$$\times R \times (1 - \text{Índice Perdas}) + \text{Ext. rede col. (km)} \times T_i \text{ (l/s x km)}] \text{ [l/s]}$$

$$\text{Vazão máxima diária} = Q_{Md} = Q_{md} \times 1,2$$

$$\text{Vazão máxima horária} = Q_{Mh} = Q_{md} \times 1,2 \times 1,8$$

Aplicando-se o modelo proposto, obtém-se os valores indicados na Tabela 3.

TABELA 3 – Vazões de esgotos afluentes estimadas para as oito lagoas de estabilização das Cidades do noroeste do Estado de São Paulo

Cidade	Qma			QMd		QMh	
	l/s	m ³ /h	m ³ /dia	l/s	m ³ /h	l/s	m ³ /h
1-Adolfo	4,92	17,71	425,13	5,96	21,47	10,74	38,64
2-Alto Alegre	3,61	13,00	311,90	4,54	16,33	8,16	29,40
3-Coroados	4,81	17,32	415,58	6,98	25,14	12,57	45,25
4-Irapuã	8,11	29,20	700,70	9,76	35,12	17,56	63,22
5-Lourdes	2,55	9,18	220,32	3,18	11,45	5,72	20,61
6-Planalto	4,32	15,55	373,25	5,62	20,22	10,11	36,29
7-Pongá	4,78	17,21	412,99	5,90	21,25	10,63	38,25
8-Zacarias	2,29	8,24	197,86	3,00	10,80	5,40	19,44

3.2– Descrição dos sistemas e dados de projeto

A seguir são descritos os sistemas de lagoas de estabilização estudados e indicados os dados e parâmetros obtidos dos projetos.

As informações sobre os projetos foram obtidas dos dossiês de construção das lagoas pela Sabesp.

3.2.1 – Coroados

3.2.1.1 – Informações sobre o sistema de tratamento – Coroados

Início da operação (início do enchimento da lagoa): maio de 1996.

Caixa de gradeamento e areia: O sistema possui apenas gradeamento, composto por duas grades em série.

Limpeza do gradeamento: As informações obtidas junto ao encarregado do Posto de Operação, Marco Torres, é de que a limpeza é feita 3 a 4 vezes por semana.

Medidor de vazão: há vertedor triangular na entrada após o gradeamento e na saída do sistema.

Entradas e saídas das lagoas: O sistema é composto de três entradas e três saídas, todas superficiais. As Figuras 4 e 5 são fotos que indicam detalhes do sistema.



FIGURA 4 – Coroados: vista do tratamento preliminar e lagoa facultativa primária



FIGURA 5 – Coroados: vista da saída do sistema de tratamento

No fundo da lagoa facultativa, próximo à entrada, há rebaixo que serve como depósito de areia, com as dimensões:

$$\text{lâmina: } 26,25\text{m} \times 56,00\text{m} = 1470,00 \text{ m}^2$$

$$\text{fundo: } 23,75 \text{ m} \times 53,50 \text{ m} = 1270,63 \text{ m}^2$$

$$\text{altura : } 0,50 \text{ m}$$

$$\text{volume do rebaixo (depósito de areia) : } \frac{(1470,00 + 1270,63) \times 0,50}{2} =$$

$$= 685,16 \text{ m}^3$$

Dimensões da lagoa:

$$\text{área da lâmina: } 63,50\text{m} \times 126,50 \text{ m} = 8032,75 \text{ m}^2$$

$$\text{área do fundo: } 56,00 \times 119,00 \text{ m} = 6664,00 \text{ m}^2$$

$$\text{altura da lâmina: } 1,50 \text{ m}$$

$$\text{declividade do talude interno (protegido com placas de concreto): } 1,0 : 2,5$$

(V:H)

$$\text{volume da lagoa: } \frac{(8032,75 + 6664,00)}{2} \times 1,50 + 685,16 \text{ (rebaixo)} =$$

$$= 11707,72 \text{ m}^3.$$

O corpo hídrico receptor dos efluentes da lagoa é o córrego do Campo, considerado classe 2, conforme Resolução CONAMA n.º 20/86.

3.2.1.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Coroados.

a – Situação de projeto

Projeto elaborado em 1992 para atender 1400 habitantes, com fim de plano previsto para 2012 (20 anos), para atender uma população de 3950 habitantes.

Obteve-se vazão média diária (Q_{md}) de fim de plano =

$$= 0,7 \times 182 \text{ l/hab} \times \text{dia} \times 3950\text{hab} \times \frac{1}{86400 \text{ s/dia}} + 0,1 \text{ l/s km} \times 9,16\text{km} =$$

$$= 6,74 \text{ l/s} = 24,26 \text{ m}^3/\text{h} = 582,34 \text{ m}^3/\text{dia}.$$

Tempo de detenção de fim de plano: T_d fim de plano = 18,9 dias

Carga orgânica de fim de plano = L_p = 3950 hab x 0,054 kgDBO₅/hab x dia = 213,30 kgDBO₅/hab x dia

Taxa de aplicação superficial =TAS_p = 290,84 kgDBO₅/hab x dia

b – Situação atual.

O tempo de detenção teórico, a taxa de aplicação superficial e volumétrica e a relação comprimento/largura foram calculados. O tempo de detenção teórico é a relação entre o volume do início de operação da lagoa e a vazão média diária afluenta ao sistema.

$$\text{Tempo de detenção teórico} = T_d = \frac{V}{Q_{md}} = \frac{11707,72 \text{ m}^3}{415,58 \text{ m}^3/\text{dia}} = 28,2 \text{ dias.}$$

A taxa de aplicação superficial (TAS), baseada na área necessária à exposição solar para o processo de fotossíntese (VON SPERLING, 1996-a), é a relação entre a carga total de DBO afluenta ($L = \text{kgDBO}_5/\text{d}$) e a área da lâmina da lagoa (hectare).

Adotando-se o valor de referência de 54g DBO₅/habitante x dia, obtêm-se com a utilização dos dados da Tabela 1 :

$$L = \text{população atendida por esgoto(hab)} \times 0,054 \text{ kg DBO/hab} \times \text{dia} = \\ = 2624 \times 0,054 = 141,70 \text{ kgDBO}_5/\text{dia.}$$

$$\text{Área da lâmina} = A_l = 0.8033 \text{ hectare}$$

$$TAS = \frac{L}{A_l} = \frac{141,70 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}}{0,8033 \text{ hectare}} = 176,40 \text{ kg DBO}_5/\text{ha dia}$$

A taxa de aplicação volumétrica (TAV), importante principalmente para as lagoas anaeróbias é a relação entre a carga de DBO total afluenta (solúvel + particulada = $\text{kgDBO}_5/\text{dia}$) e o volume requerido para a lagoa.

$$TAV = \frac{L}{V} = \frac{141,70 \text{ kg DBO}_5/\text{dia}}{11707,72 \text{ m}^3} = 0,01 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \times \text{dia}$$

$$\text{Relação comprimento/largura} = \frac{126,50 \text{ m}}{63,80 \text{ m}} = 1,99$$

A taxa de acúmulo de lodo ($\text{m}^3/\text{hab.ano}$) reproduz os sólidos em suspensão no esgoto bruto, inclusive areia e microrganismos, que serão sedimentados no fundo das lagoas após passarem pelo tratamento preliminar composto por grade e caixa de areia (VON SPERLING, 1996-a).

Comentar-se-á sobre a taxa de acúmulo de lodo, em outro item do texto, no qual serão indicados os dados obtidos na pesquisa batimétrica de campo.

3.2.2 – Lourdes

3.2.2.1 – Informações sobre o sistema de tratamento - Lourdes

Início da operação: novembro de 1996

Todo o esgoto da cidade é recalcado por uma estação elevatória, que possui apenas cesto no poço de sucção. Portanto o sistema não possui caixa de gradeamento e areia.

Há medidor de vazão (vertedor triangular) apenas na saída do sistema.

Existem duas entradas e duas saídas, todas superficiais.

Dimensões da lagoa:

área de lâmina: $110,00 \times 55,00 = 6050,00 \text{ m}^2 = 0,6050 \text{ ha}$

área de fundo: $104,00 \times 49,00 = 5096,00 \text{ m}^2$

altura da lâmina: 1,50 m

declividade do talude interno (protegido com placas de concreto): 1,0 : 2,0

(V : H)

volume da lagoa: $\frac{(6050,00 + 5096,00) \times 1,50}{2} = 8359,50 \text{ m}^3$

O corpo receptor dos efluentes da lagoa é o córrego da Pedra (classe 2).

As fotos das Figuras 6 e 7, indicam detalhes do sistema.



FIGURA 6 – Lourdes: vista da entrada da lagoa facultativa primária



FIGURA 7 – Lourdes: vista da saída do sistema de tratamento

3.2.2.2 –Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Lourdes

a – Situação de projeto

Há dados de projeto disponíveis. O objetivo era atingir redução de DBO₅ do afluente para o efluente de 85%. Projetou-se a população de 1996 (1548 habitantes) para 2016 (20 anos), obtendo-se 3494 habitantes (fim de plano).

Per capita de esgoto = $0,7 \times 112,78 = 78,95$ l/hab. x dia.

Obteve-se vazão média (Q_{md}) de fim de plano =
 $= \frac{3494 \times 78,95}{86400} + 0,60(Q_i) = 3,79$ l/s = 13,64 m³/h = 327,46 m³/dia

Obteve-se para fim de plano o tempo de detenção da lagoa = $\frac{8359,50\text{m}^3}{327,46\text{m}^3/\text{d}}$
 = 25,5 dias.

Carga orgânica = L_p = 3494hab x 0,044kgDBO₅/hab x dia = 153,74KgDBO₅/dia.

Taxa de aplicação superficial TAsp = $\frac{153,74 \text{ kgDBO}_5/\text{d}}{0,6050\text{ha}}$ = 254,11kgDBO₅/ha x dia.

b- Situação atual:

A seguir são calculadas algumas variáveis, com os dados disponíveis (atualizados) :

Tempo de detenção teórico = T_d = V = $\frac{8359,50\text{m}^3}{220,32\text{m}^3/\text{d}}$ = 37,9 dias

Cálculo da carga de DBO₅ afluente (L):

Contribuição de DBO₅ por habitante = 0,054 kgDBO₅/hab. x dia.

L = 1479 hab. x 0,054 kg DBO₅/hab. x dia = 79,87 kgDBO₅/dia.

Cálculo da taxa de aplicação superficial

TAS = $\frac{L}{\text{área da lâmina}}$ = $\frac{79,87}{0,6050}$ = 132,01 kgDBO₅/ha x dia.

Cálculo da taxa de aplicação volumétrica

TAV = $\frac{L}{\text{volume da lagoa}}$ = $\frac{79,87}{8359,50}$ = 0,01 kgDBO₅/m³ x dia

Relação comprimento/largura (lâmina) = $\frac{110,00\text{m}}{55,00\text{m}}$ = 2,00

3.2.3 – Planalto

3.2.3.1 - Informações sobre o sistema de tratamento – Planalto

Início da operação: agosto de 1989.

O Sistema possui gradeamento com uma grade e não possui caixa de areia. O esgoto afluyente é parte recalçado (aproximadamente 75%) e parte transportado por gravidade.

O gradeamento é limpo normalmente três vezes por semana, segundo informações do encarregado Ademir Mascarim.

O Sistema possui medidor de vazão na entrada (calha parshall) e na saída (vertedor triangular).

É composto por duas entradas e uma saída, todas superficiais.

Dimensões da lagoa:

área de lâmina: $182,50 \times 52,00 = 9490,00\text{m}^2 = 0,949\text{ha}$

área de fundo: $173,50 \times 43,00 = 7460,50\text{m}^2$

altura da lâmina: 1,50 m

declividade do talude interno (protegido com placas de concreto): 1,0 : 3,0

(V : H)

volume da lagoa: $\frac{(9490,00 + 7460,50) \times 1,50}{2} = 12712,88\text{m}^3$

O corpo receptor dos efluentes da lagoa é o córrego São Jerônimo (classe 2).

As fotos das Figuras 8 e 9, indicam detalhes do sistema.



FIGURA 8 – Planalto: vista da entrada da lagoa facultativa primária



FIGURA 9 – Planalto: vista da saída do sistema de tratamento

3.2.3.2 - Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Planalto

a – Situação de projeto

O projeto foi elaborado em janeiro de 1981 (população de 1425 hab.) prevendo atingir em fim de plano (2000) 3555 hab.

Carga de DBO₅ = L_p = 0,054kgDBO/hab.dia x 3555 hab = 191,97kg DBO₅/dia
 área da lâmina = A_l = 0,95ha

Taxa de aplicação superficial = TAsp = $\frac{191,97}{0,95} = 202,07$ kg DBO₅/ha x dia

Vazão média (fim de plano) = Q_{mdp} = 10,709 l/s = 38,55m³/h

Tempo de detenção (fim de plano) = T_{dp} = $\frac{12712,85\text{m}^3}{38,55\text{m}^3/\text{h}} = 13,7$ dias

O projeto não cita a redução de DBO que se espera obter.

b – Situação atual

Calcula-se a seguir algumas variáveis, com os dados disponíveis (atualizados):

Tempo de detenção teórico = T_d = $\frac{V}{Q_{md}} = \frac{12712,88}{373,25} = 34,0$ dias

Carga de DBO₅ afluyente (L):

L = 2568 x 0,054 = 138,67 kg DBO₅/dia.

Taxa de aplicação superficial:

TAS = $\frac{L}{\text{área da lâmina}} = \frac{138,67}{0,9490} = 146,12$ kg DBO₅/ha x dia.

Taxa de aplicação volumétrica:

TAV = $\frac{L}{\text{volume da lagoa}} = \frac{138,67}{12712,88} = 0,01$ kg DBO₅/m³ x dia

Relação comprimento/largura (lâmina) = $\frac{182,50\text{m}}{52,00\text{m}} = 3,51$

3.2.4– Zacarias

3.2.4.1 - Informações sobre o sistema de tratamento – Zacarias

Início da operação: julho de 1997.

O sistema possui apenas gradeamento (duas grades) que é limpo três vezes por semana, segundo informação do encarregado Ademir Mascarim.

O esgoto é transportado totalmente por gravidade.

O sistema possui medidor de vazão na entrada e na saída (vertedor triangular)

É composto por duas entradas e duas saídas, todas superficiais.

Dimensões da lagoa:

rebaixo para depósito de areia com 0,50 m de profundidade, área superior de 34,15 x 26,50 m e inferior de 32,65 x 25,00 m (volume do rebaixo = 430,31 m³)

área de lâmina: $79,25 \times 39,25 = 3110,56\text{m}^2 = 0,3111\text{ha}$

área de fundo: $74,15 \times 34,15 = 2532,22\text{m}^2$

altura da lâmina: 1,70 m

declividade do talude interno (protegido com placas de concreto): 1,0 : 1,5

(V : H)

volume da lagoa: $4796,36 + 430,31 = 5226,67\text{m}^3$

O corpo hídrico receptor dos efluentes da lagoa é o córrego da Arribada

As fotos das Figuras 10 e 11 indicam detalhes do sistema.



FIGURA 10 – Zacarias: vista geral da lagoa facultativa primária



FIGURA 11 – Zacarias: vista da saída do sistema de tratamento

3.2.4.2 Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Zacarias

a - Situação de projeto

Há dados de projeto (memorial descritivo) que são reproduzidos a seguir.

O horizonte de projeto é de 20 anos, iniciando-se em 1998 (população de 1333 habitantes), até 2018 (população máxima prevista de 1349 habitantes, devido a inversão na curva de crescimento).

$$\text{Carga de DBO}_5 = L_p = 0,040 \times 1349 = 53,96 \text{ kg DBO}_5/\text{dia.}$$

$$\text{Vazão média (fim de plano)} = Q_{mdp} = 2,46 \text{ l/s} = 8,86 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Tempo de detenção adotado} = T_{dp} = 20 \text{ dias}$$

O projeto não cita taxa de aplicação, bem como redução esperada de DBO.

b – Situação atual

Cálculo de variáveis com os dados atualizados:

$$\text{Tempo de detenção teórico} = T_d = \frac{V}{Q_{md}} = \frac{5226,67}{197,86} = 26,4 \text{ dias.}$$

$$\text{Carga de DBO}_5 \text{ afluyente : } L = 1220 \times 0,054 = 65,89 \text{ kg DBO}_5/\text{dia.}$$

Taxa de aplicação superficial (TAS):

$$\text{TAS} = \frac{L}{\text{área da lâmina}} = \frac{65,89}{0,3111} = 211,80 \text{ kg DBO}_5/\text{ha. x dia.}$$

Taxa de aplicação volumétrica (TAV) :

$$\text{TAV} = \frac{L}{\text{volume da lagoa}} = \frac{65,89}{5226,67} = 0,01 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

$$\text{Relação comprimento/largura (lâmina)} = \frac{79,25}{39,25} = 2,02$$

3.2.5 – Alto Alegre

3.2.5.1 - Informações sobre o sistema de tratamento – Alto Alegre

Início de operação : 10 de novembro de 1979.

O sistema possui apenas gradeamento (1 grade) que é limpa diariamente, segundo informação do encarregado Pedro Peres. O esgoto afluyente é transportado totalmente por gravidade. Há medidor de vazão apenas na entrada (vertedor triangular). As duas lagoas, anaeróbia e facultativa, possuem apenas uma entrada e uma saída, todas superficiais. As Figuras 12 e 13 indicam detalhes do sistema.



FIGURA 12 – Alto Alegre: vista geral das lagoas anaeróbia e facultativa secundária



FIGURA 13 – Alto Alegre: vista geral da saída do sistema de tratamento

Dimensões das lagoas de Alto Alegre:

Anaeróbia

área da lâmina: $Aa = 30,50 \times 30,50 = 930,25\text{m}^2 = 0,0930\text{ha}$

área de fundo = $18,50 \times 18,50 = 342,25\text{m}^2$

altura da lâmina = 3,00m

declividade do talude interno (protegido por placas): 1 : 2 (V : H)

volume da lagoa anaeróbia = $Va = \frac{(930,25 + 342,25) \times 3,00}{2} = 1908,75\text{m}^3$

Facultativa

área da lâmina = $Af = 54,50 \times 54,50 = 2970,25\text{m}^2 = 0,2970\text{ ha}$.

área do fundo = $49,30 \times 49,30 = 2430,49\text{m}^2$

altura da lâmina = 1,30

declividade do talude interno (protegido por placas): 1 : 2 (V : H)

volume da lagoa facultativa = $Vf = \frac{(2970,25 + 2430,49) \times 1,30}{2} = 3510,48\text{m}^3$

O corpo hídrico receptor dos efluentes é o córrego Dourado (classe 2).

3.2.5.2 – Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Alto Alegre

a – Situação de projeto

Não há dados de projeto deste sistema.

b – Situação atual

Cálculo de variáveis com os dados atualizados:

Tempo de detenção teórico = $Td = \frac{V}{Qmd}$

Anaeróbia: $Tda = \frac{1908,75}{311,90} = 6,1\text{ dias}$

Facultativa: $Tdf = \frac{3510,48}{311,90} = 11,3\text{ dias}$

Carga de DBO_5 afluente ao sistema: $L = 2072 \times 0,054 = 111,89\text{ kg DBO}_5/\text{dia}$.

Taxa de aplicação superficial (TAS):

Anaeróbia: $TASa = \frac{L}{Aa} = \frac{111,89}{0,0930} = 1203,12\text{ kg DBO}_5/\text{ha} \times \text{dia}$.

Estimando-se em 60% a remoção de DBO₅ na lagoa anaeróbia, a carga de DBO₅ afluente à lagoa facultativa secundária é: $L1 = 0,40 \times L = 0,40 \times 111,89 = 44,76 \text{ kgDBO}_5/\text{ha} \times \text{dia}$.

$$\text{Facultativa: } TAsf = \frac{L1}{Af} = \frac{44,76}{0,2970} = 150,71 \text{ kgDBO}_5/\text{ha} \times \text{dia}$$

Taxa de aplicação volumétrica (TAV):

$$\text{Anaeróbia: } TAVa = \frac{L}{Va} = \frac{111,89}{1908,75} = 0,06 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \times \text{dia}$$

$$\text{Facultativa: } TAVf = \frac{L}{Vf} = \frac{44,76}{3510,48} = 0,01 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \times \text{dia}$$

Relação comprimento/largura (lâmina):

$$\text{Anaeróbia} = \frac{30,50}{30,50} = 1,00$$

$$\text{Facultativa} = \frac{54,50}{54,50} = 1,00$$

3.2.6 – Pongai

3.2.6.1 - Informações sobre o sistema de tratamento - Pongai

Início de operação: dezembro de 1998

O sistema não possui gradeamento e caixa de areia. Este tratamento preliminar fica na Estação Elevatória e todo o esgoto é conduzido às lagoas por recalque.

Não há medidor de vazão.

Todas as três Lagoas (há uma lagoa de maturação cujos resultados não foram considerados no presente trabalho, devido ao fato que os outros três sistemas australianos são desprovidos de lagoas de maturação, e desta forma a comparação entre eles ficaria prejudicada) possuem duas entradas e duas saídas cuja abertura das tubulações de despejo e captação do esgoto estão abaixo da superfície à 0,70 m.

As fotos das Figuras 14 e 15, indicam detalhes do sistema.



FIGURA 14 – Pongá: vista da lagoa anaeróbia



FIGURA 15 – Pongá: vista da lagoa facultativa secundária

Dimensões das lagoas:

Anaeróbia

área da lâmina: $Aa = 35,50 \times 35,50 = 1260,35\text{m}^2 = 0,1260\text{ha}$

área de fundo = $20,50 \times 20,50 = 420,25\text{m}^2$

altura da lâmina = 3,00m

declividade do talude interno(protegido por placas de concreto):1,0:2,5 (v:h)

volume = $Va = \frac{(1260,35 + 420,25) \times 3,00}{2} = 2520,90\text{m}^3$

Facultativa

área da lâmina = $Af = 102,00 \times 45,00 = 4590,00\text{m}^2 = 0,4570\text{ha}$.

área do fundo = $94,50 \times 37,50 = 3543,75\text{m}^2$

altura da lâmina = 1,50

declividade do talude interno(protegido por placas de concreto):1,0:2,5 (v:h)

volume = $Vf = \frac{(4590,00 + 3543,75) \times 1,50}{2} = 6100,31\text{m}^3$

O corpo hídrico receptor dos efluentes do tratamento é o córrego da Aldeia (classe 2).

3.2.6.2 –Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento - Pongai

a – Situação de projeto.

O horizonte de projeto é de 20 anos, iniciando-se em 1996 (população de 2848 habitantes) até 2016 (população de 5057 habitantes).

$Lp = \text{Carga de DBO}_5 = 0,040 \times 5057 = 202,28\text{kgDBO}_5/\text{dia}$.

Vazão média (fim de plano)= $Q_{mdp} = 6,73\text{ l/s} = 24,23\text{m}^3/\text{h}$.

Tempo de detenção (Tdp) de fim de plano :

Anaeróbia = 4 dias

Facultativa = 10 dias Maturação = 8 dias

Eficiência esperada (remoção de DBO):

Anaeróbia = 50 % Facultativa = 21%

Maturação = 11 % Total = 82 %.

É citado apenas a taxa de aplicação superficial da lagoa facultativa para fim de plano (TASp) de $370,42\text{ kgDBO}_5/\text{ha} \times \text{dia}$.

b – Situação atual.

Cálculo de variáveis com os dados atualizados:

Tempo de detenção teórico:

$$\text{Anaeróbia } T_{da} = \frac{V_a}{Q_{md}} = \frac{2520,90}{412,99} = 6,1 \text{ dias}$$

$$\text{Facultativa: } T_{df} = \frac{V_f}{Q_{md}} = \frac{6100,31}{412,99} = 14,8 \text{ dias}$$

Carga de DBO₅ afluyente ao sistema: $L = 2810 \times 0,054 = 151,74 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}$.

Carga de DBO₅ afluyente à lagoa facultativa: $L_1 = 0,40 \times L = 60,70 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}$

Taxa de aplicação superficial (TAS):

$$\text{Anaeróbia: } T_{ASa} = \frac{L}{A_a} = \frac{151,74}{0,1260} = 1204,29 \text{ kg DBO}_5/\text{ha x dia}$$

$$\text{Facultativa: } T_{ASf} = \frac{L_1}{A_f} = \frac{60,70}{0,4590} = 132,24 \text{ kgDBO}_5/\text{ha x dia}$$

Taxa de aplicação volumétrica (TAV):

$$\text{Anaeróbia: } T_{AVa} = \frac{L}{V_a} = \frac{151,74}{1908,75} = 0,06 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

$$\text{Facultativa: } T_{AVf} = \frac{L_1}{V_f} = \frac{60,70}{6100,31} = 0,01 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

Relação comprimento/largura (lâmina):

$$\text{Anaeróbia} = \frac{30,50}{30,50} = 1,00 \text{ e } \text{Facultativa} = \frac{102,00}{45,00} = 2,27$$

3.2.7 – Irapuã

3.2.7.1 – Informações sobre o sistema de tratamento – Irapuã

Início de operação: agosto de 1995 .

O sistema possui gradeamento (duas grades) e caixa de areia que são limpos duas a três vezes por semana, conforme informação do encarregado, Sr. José Luiz Munhoz. O esgoto é totalmente conduzido por recalque às lagoas. Não há medidor de vazão. As duas lagoas possuem duas entradas e duas saídas. Apenas uma saída da facultativa é do tipo superficial com plataforma, as demais são com tubulações com curvas mergulhadas na massa líquida como mostram as fotos das Figuras 16 e 17 .



FIGURA 16 – Irapuã: vista das lagoas facultativa secundária e anaeróbia ao fundo

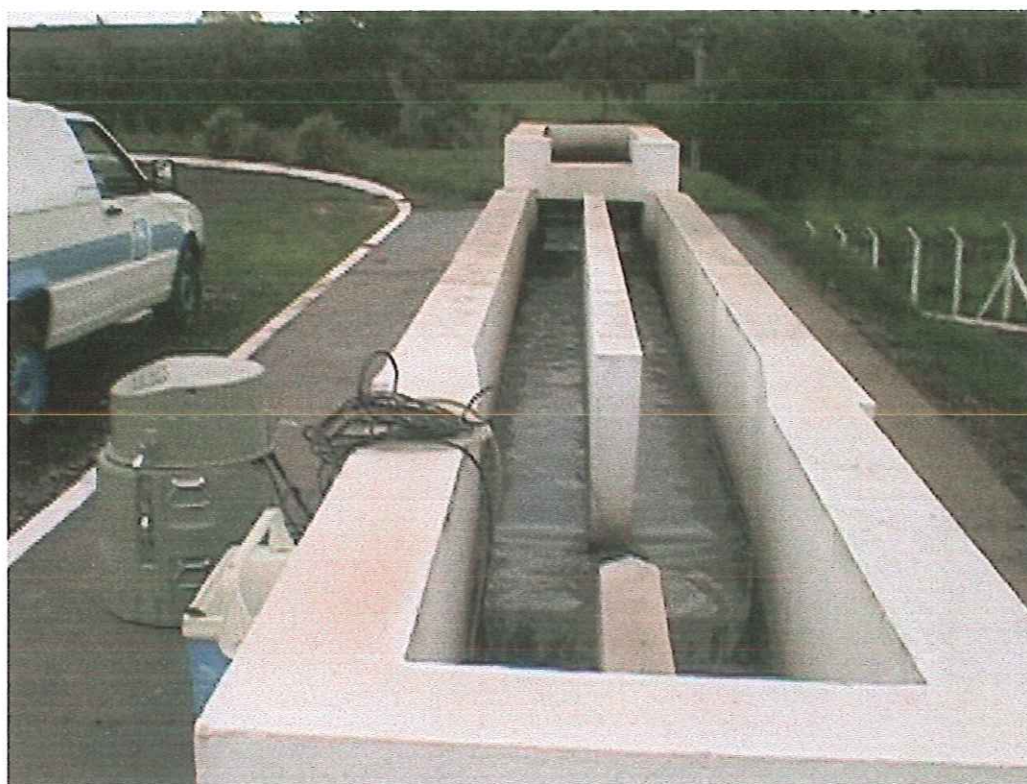


FIGURA 17 – Irapuã: vista do tratamento preliminar e coletor automático

Dimensões das Lagoas:

Anaeróbia

área da Lâmina: $Aa = 42,50 \times 42,50 = 1806,25\text{m}^2 = 0,1806\text{ha}$

área de fundo = $27,50 \times 27,50 = 756,25 \text{ m}^2$

altura da lâmina = 3,00 m

declividade do talude interno(protegido por placas de concreto):1,0:2,5 (v:h)

volume = $Va = \frac{(1806,25 + 756,25) \times 3,00}{2} = 3843,75 \text{ m}^3$

Facultativa

área da lâmina = $Af = 103,00 \times 67,00 = 6901,00 \text{ m}^2 = 0,6901 \text{ ha}$

área do fundo = $95,50 \times 59,50 = 5682,25 \text{ m}^2$

altura da lâmina = 1,50m

declividade do talude interno(protegido por placas de concreto):1,0:2,5 (v:h)

volume = $Vf = \frac{(6901,00 + 5682,25) \times 1,50}{2} = 9437,44 \text{ m}^3$

O corpo hídrico receptor dos efluentes do tratamento é o córrego Cervinho (classe 2).

3.2.7.2 –Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento – Irapuã

a – Situação de projeto.

O horizonte de projeto é de 20 anos, iniciando-se em 1995 (população de 4990 habitantes) até 2015 (população de 5933 habitantes).

Carga orgânica de fim de plano = $L_p = 5933\text{hab.} \times 0,045\text{kgDBO}_5/\text{hab.} \times \text{dia} = 266,99 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}$. A vazão média obtida para fim de plano (Qmdp) é de $33,33\text{m}^3/\text{h}$ ($800,00\text{m}^3/\text{dia}$).

O tempo de detenção (Tdp) obtido para a lagoa anaeróbia é de 4,8 dias e 8,6 dias para a facultativa. A taxa de aplicação superficial (TASp) para a lagoa facultativa é de $386,89 \text{ kgDBO}_5/\text{ha} \cdot \text{dia}$.

Espera-se eficiência de DBO de 50% na anaeróbia e 40% na facultativa (total de 90% no sistema).

b – Situação atual.

Cálculo de variáveis com os dados atualizados:

Tempo de detenção teórico:

$$\text{Anaeróbia: } T_{da} = \frac{V_a}{Q_{md}} = \frac{3843,75}{700,70} = 5,5 \text{ dias}$$

$$\text{Facultativa: } T_{df} = \frac{V_f}{Q_{md}} = \frac{9437,44}{700,70} = 13,5 \text{ dias}$$

Carga de DBO₅ afluente ao sistema: $L = 5387 \times 0,054 = 290,90 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}$.

Carga de DBO₅ afluente à lagoa facultativa: $L_1 = 0,40 \times L = 116,36 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}$

Taxa de aplicação superficial (TAS):

$$\text{Anaeróbia: } T_{ASa} = \frac{L}{\Delta a} = \frac{290,90}{0,1806} = 1610,74 \text{ kgDBO}_5/\text{ha x dia.}$$

$$\text{Facultativa: } T_{ASf} = \frac{L_1}{\Delta f} = \frac{116,36}{0,6901} = 168,61 \text{ kgDBO}_5/\text{ha x dia.}$$

Taxa de aplicação volumétrica (TAV):

$$\text{Anaeróbia: } T_{AVa} = \frac{L}{V_a} = \frac{290,90}{3843,75} = 0,08 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

$$\text{Facultativa: } T_{AVf} = \frac{L_1}{V_f} = \frac{116,36}{9437,44} = 0,01 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

Relação comprimento/largura (lâmina):

$$\text{Anaeróbia} = \frac{42,50}{42,50} = 1,00 \text{ e } \text{Facultativa} = \frac{103,00}{67,00} = 1,54$$

3.2.8 – Adolfo

3.2.8.1 – Informações sobre o sistema de tratamento – Adolfo

Início de operação: março de 1994.

O sistema possui gradeamento (duas grades) e caixa de areia que são limpos três vezes por semana, segundo informação do encarregado, Sr. José Costa. O esgoto é transportado por gravidade até o tratamento. Há medidor de vazão na entrada (calha parshall) e na saída do sistema após a escada de aeração (vertedor triangular). A lagoa anaeróbia possui duas entradas com curvas mergulhando no meio líquido e três saídas também com curvas. A lagoa facultativa possui três entradas superficiais e três saídas (uma com plataforma e duas com curva).

As fotos das Figuras 18 e 19, indicam detalhes do sistema.



FIGURA 18 – Adolfo: vista das lagoas anaeróbia e facultativa secundária ao fundo

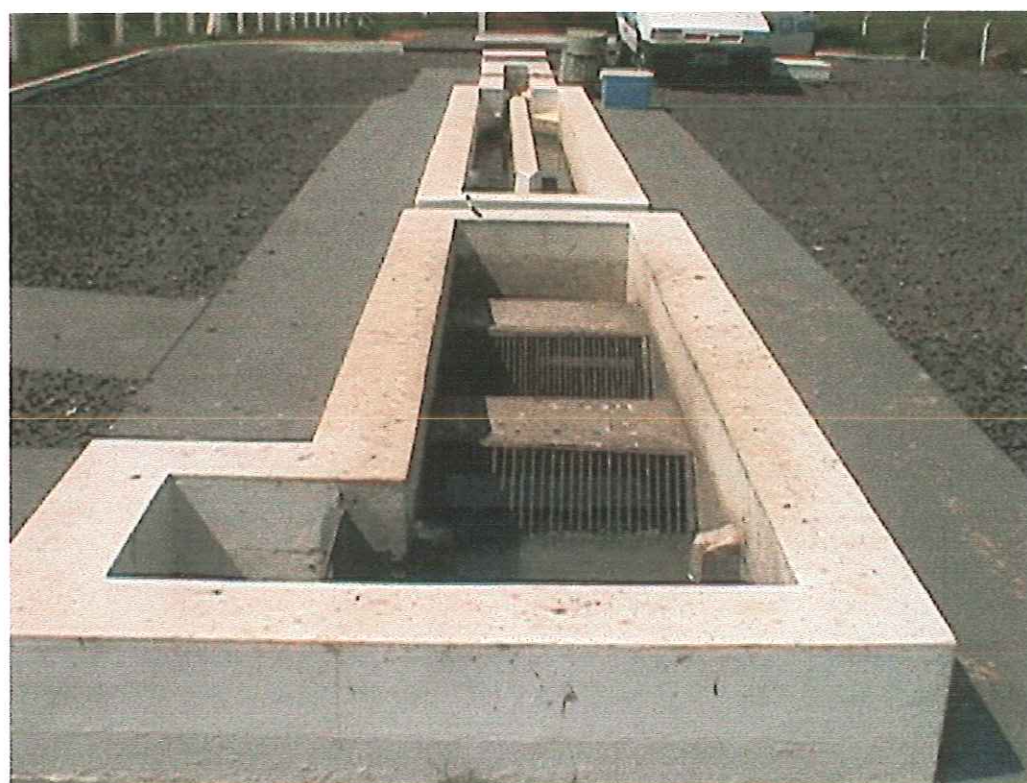


FIGURA 19 – Adolfo: vista do tratamento preliminar

Dimensões das lagoas:

Anaeróbia

área da lâmina: $A_a = 42,50 \times 42,50 = 1806,25 \text{ m}^2 = 0,1806 \text{ ha}$.

área de fundo = $25,00 \times 25,00 = 625,00 \text{ m}^2$

altura da lâmina = 3,50 m

declividade do talude interno(protegido por placas de concreto): 1,0:2,5 (v:h)

volume = $V_a = \frac{(1806,25 \times 625,00)}{2} \times 3,50 = 4254,69 \text{ m}^3$

Facultativa

área da lâmina = $A_f = 71,50 \times 27,75 + \frac{(71,50 + 47,50)}{2} \times 73,75 = 6372,25 \text{ m}^2$

área do fundo = $64,00 \times 24,00 + \frac{(64,00 + 40,00)}{2} \times 70,00 = 5176,00 \text{ m}^2$

altura da lâmina = 1,50 m

declividade do talude interno(protegido por placas de concreto): 1,0:2,5 (v:h)

volume = $V_f = \frac{(5176,00 + 6372,25)}{2} \times 1,50 = 8661,19 \text{ m}^3$

O corpo hídrico receptor dos efluentes do tratamento é o córrego Sobradinho (classe 2).

3.2.8.2 –Parâmetros de projeto e características atuais do sistema de tratamento - Adolfo

a – Situação de projeto.

O horizonte de projeto é de 20 anos, iniciando-se em 1991 (população de 2869 habitantes) até 2011 (população de 5581 habitantes).

Carga orgânica de fim de plano= $L_p = 0,045 \text{ kgDBO}_5/\text{hab.xdia} \times 5581 \text{ hab.} = 251,15 \text{ kgDBO}_5/\text{dia}$.

A vazão média obtida para fim de plano (Q_{mdp}) é de $9,45 \text{ l/s} = 34,02 \text{ m}^3/\text{h} = 816,48 \text{ m}^3/\text{dia}$.

O tempo de detenção (T_{dp}) obtido para a lagoa anaeróbia é de 4,0 dias e para a facultativa de 11,4 dias.

A taxa de aplicação superficial (T_{ASp}) para a lagoa facultativa é de $405,08 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.x dia}$.

Espera-se eficiência de DBO_5 do sistema de 82,4%.

b – Situação atual.

Cálculo de variáveis com os dados atualizados:

Tempo de detenção teórico:

$$\text{Anaeróbia: } T_{da} = \frac{V_a}{Q_{md}} = \frac{4254,69}{425,13} = 10,0 \text{ dias}$$

$$\text{Facultativa: } T_{df} = \frac{V_f}{Q_{md}} = \frac{8661,19}{425,13} = 20,4 \text{ dias}$$

Carga de DBO₅ afluyente ao sistema: $L = 3029 \times 0,054 = 163,54 \text{ kg DBO}_5/\text{dia}$.

Carga de DBO₅ afluyente à lagoa facultativa: $L_1 = 0,40 \times L = 65,42 \text{ kg DBO}_5/\text{dia}$

Taxa de aplicação superficial (TAS):

$$\text{Anaeróbia: } T_{ASa} = \frac{L}{A_a} = \frac{163,54}{0,1806} = 905,54 \text{ kg DBO}_5/\text{ha x dia}$$

$$\text{Facultativa: } T_{ASf} = \frac{L_1}{A_f} = \frac{65,42}{0,6372} = 102,67 \text{ kg DBO}_5/\text{ha x dia}$$

Taxa de aplicação volumétrica (TAV):

$$\text{Anaeróbia: } T_{AVa} = \frac{L}{V_a} = \frac{163,54}{4254,69} = 0,04 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

$$\text{Facultativa: } T_{AVf} = \frac{L_1}{V_f} = \frac{65,42}{8661,19} = 0,01 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ x dia}$$

Relação comprimento/largura (lâmina):

$$\text{Anaeróbia} = \frac{42,50}{42,50} = 1,00$$

$$\text{Facultativa} = \frac{101,50}{59,50} = 1,71$$

TABELA 4 – Informações sobre os sistemas de tratamento

Cidade	tratam. preliminar		medidor de vazão ⁽¹⁾		rebaixo para dep. areia	corpo recep. (classe)	lagoa anaeróbia		lagoa facultativa	
	grades	cx. areia	entrada	saída			área da lâmina(m ²)	Volume (m ³)	área da lâmina(m ²)	Volume (m ³)
1-Coroados	2	não	V.T./3	V.T./3	sim	2	-	8032,75	11707,72	
2-Lourdes	não ⁽²⁾	não ⁽²⁾	não/2	V.T./2	não	2	-	6050,00	8359,50	
3-Planalto	1	não	C.P./2	V.T./1	não	2	-	9490,00	12712,88	
4-Zacarias	2	não	V.T./2	V.T./2	sim	2	-	3110,56	5226,67	
5-A. Alegre	1	não	V.T./1-1	não/1-1	não	2	930,25	2970,25	3510,48	
6-Pongai	não ⁽²⁾	não ⁽²⁾	não/2-2	não/2-2	não	2	1260,35	2520,90	6100,31	
7-Irapuã	2	sim	não/2-2	não/2-2	não	2	1806,25	3843,75	9437,44	
8-Adolfo	2	sim	C.P./2-3	V.T./3-3	não	2	1806,25	6372,25	8661,19	

Observações:

- (1) – medidor de Vazão: C.P. = Calha Parshal; V.T. = Vertedor Triangular. Os números sob barras indicam o número de tubulações de entrada e de saída do sistema, no sentido da lagoa anaeróbia para a lagoa facultativa.
- (2) – o gradeamento e caixa de areia estão na estação elevatória, visto que o esgoto é totalmente recalcado para o tratamento.

TABELA 5 – Parâmetros de projeto dos sistemas de tratamento

Cidade	horizonte de projeto início/fim (anos)	pop. início/ fim plano (hab)	Qmdp ⁽¹⁾ (m ³ /h)	Lp ⁽¹⁾ (kgDBO ₅ /dia)	Tdp (dias) ⁽¹⁾		TASp ⁽¹⁾ (kgDBO ₅ /haXd)		TAVp ⁽¹⁾ (kgDBO ₅ /m ³ Xd)		redução DBO ₅ (%)
					ana.	fac.	ana.	fac.	ana.	fac.	
1-Coroados	1992/2012-20	1400/3950	24,26	213,30	-	18,9	-	290,84	-	-	-
2-Lourdes	1996/2016-20	1548/3494	13,64	153,74	-	25,5	-	254,11	-	-	85
3-Planalto	1981/2000-20	1425/3555	38,55	191,97	-	13,7	-	202,07	-	-	-
4-Zacarias	1998/2018-20	1333/1349	8,86	53,96	-	20,0	-	-	-	-	-
5-A. Alegre	Não	há	dados	disponíveis							
6-Pongai	1996/2016-20	2848/5057	24,23	202,28	4,0	10,0	-	370,42	-	-	82,0 ⁽²⁾
7-Irapuã	1995-2015-20	4990/5933	33,33	266,99	4,8	8,6	-	386,89	-	-	90,0
8-Adolfo	1991/2011-20	2869/5581	34,02	251,15	4,0	11,4	-	405,08	-	-	82,4

Observações:

- (1) Qmdp (vazão média diária afluente), Lp (carga orgânica); Tdp(tempo de detenção), TASp (taxa de aplicação superficial) e Tdp(tempo de detenção), TAVp (taxa de aplicação volumétrica): são parâmetros de projeto para fim de plano.
- (2) Soma das eficiências de redução de DBO das lagoas anaeróbia, facultativa e maturação (Tdp = 8d) = 51 + 21 + 11 = 82%.

TABELA 6 – Parâmetros atualizados dos sistemas de tratamento

Cidade	pop. atendida c/ esgoto(hab)	Qmd (m³/d)	L (kgDBO/dia)	Td ⁽¹⁾ (dias)		TAS ⁽¹⁾ (kgDBOs/ha.xd)		TAV ⁽¹⁾ (kgDBOs/m³.xd)		relação comp/larg	
				ana.	fac.	ana.	fac.	ana.	fac.	ana.	fac.
1-Coroados	2624	415,58	141,70	-	28,2	-	176,41	-	0,01	-	1,99
2-Lourdes	1479	220,32	79,87	-	37,9	-	132,01	-	0,01	-	2,00
3-Planalto	2568	373,25	138,67	-	34,1	-	146,12	-	0,01	-	3,51
4-Zacarias	1220	197,86	65,89	-	26,4	-	211,80	-	0,01	-	2,02
5-A. Alegre	2072	311,90	111,89	6,1	11,3	1202,79	150,71	0,06	0,01	1,00	1,00
6-Pongai	2810	412,99	151,74	6,1	14,8	1204,29	132,24	0,06	0,01	1,00	2,27
7-Irapuã	5387	700,70	290,90	5,5	13,5	1610,74	168,61	0,08	0,01	1,00	1,54
8-Adolfo	3029	425,13	163,54	10,0	20,4	905,54	102,67	0,04	0,01	1,00	1,71

Observação:

Os resultados dos tempos de detenção (Td) e taxas de aplicação (superficial = TAS e volumétrica = TAV) foram calculados sem levar em conta o lodo existente no fundo das lagoas.

3.3– Espessura da camada de lodo – batimetria

Os equipamentos para a obtenção do relevo geométrico da camada de lodo com absoluta precisão, tais como barco apropriado, ecobatímetro, etc., não eram disponíveis quando da realização do trabalho. Em cada um dos oito sistemas (12 lagoas) realizou-se uma batimetria expedita, ao longo do perímetro externo das mesmas conforme mostrado nos croquis a seguir. O dispositivo utilizado, capaz de obter a profundidade da camada de lodo, a cerca de seis metros da borda da lagoa era composto por:

- . mira telescópica de topografia em alumínio com 5,00 metros de comprimento.
- . corda de nylon graduada de 10 em 10 cm, a qual foi amarrada na ponta da mira.
- . disco de chapa de aço de diâmetro de 20cm, com 18 furos de 8 mm, contendo uma haste no centro com uma argola para amarrar a corda. Este dispositivo pesa cerca de 500 gramas.

A foto da figura 20 mostra os instrumentos utilizados para as batimetrias realizadas.

PEARSON et al (1987) utilizaram em experimento o “white towel test” (MALAN, 1964) para se obter a profundidade média do lodo, que consiste em enrolar um pano branco em uma haste de madeira, fazendo-a afundar na camada de lodo que ficará marcada no pano. Este procedimento deve ser repetido em cinco pontos da lagoa.



FIGURA 20 – Equipamento utilizado para a realização das batimetrias nas lagoas

3.3.1 – Coroados - lodo

A batimetria foi efetuada em 29/08/2000. Na Figura 21, h é a altura da lâmina até a camada de lodo. As alturas indicadas ao longo do perímetro das lagoas, foram obtidas cerca de 6,00 metros da borda da lâmina até o interior das mesmas. As alturas médias da lâmina obtidas pela batimetria foram de 1,71m no rebaixo, e 1,44m no restante da lagoa (as alturas no início de operação eram de 2,00m e 1,50m respectivamente). O tempo transcorrido entre o início de operação (maio/96) e a batimetria (agosto/2000) é de 4 anos e 3 meses (4,25 anos). O volume de lodo obtido foi de $696,67 \text{ m}^3$, e a população atendida por esgoto é de 2624 habitantes (Tabela 1). Portanto, a taxa de acúmulo de lodo obtida para a lagoa de Coroados é de : $696,67/4,25 \times 2624 = 0,06 \text{ m}^3/\text{hab.ano}$. A espessura média da camada de lodo é $0,29 + 0,06/2 = 0,18 \text{ m}$. Portanto, a taxa de acúmulo de lodo em cm/ano é $18\text{cm}/4,25\text{anos} = 4,24 \text{ cm/ano}$.

3.3.2 – Lourdes - lodo

A batimetria foi realizada em 30/08/2000, conforme a Figura 22. Os dados da lagoa e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

altura média da lâmina obtida na batimetria = 1,29 m

altura da lâmina no início da operação da lagoa = 1,50m

espessura média da camada de lodo = $1,50 - 1,29 = 0,21 \text{ m}$

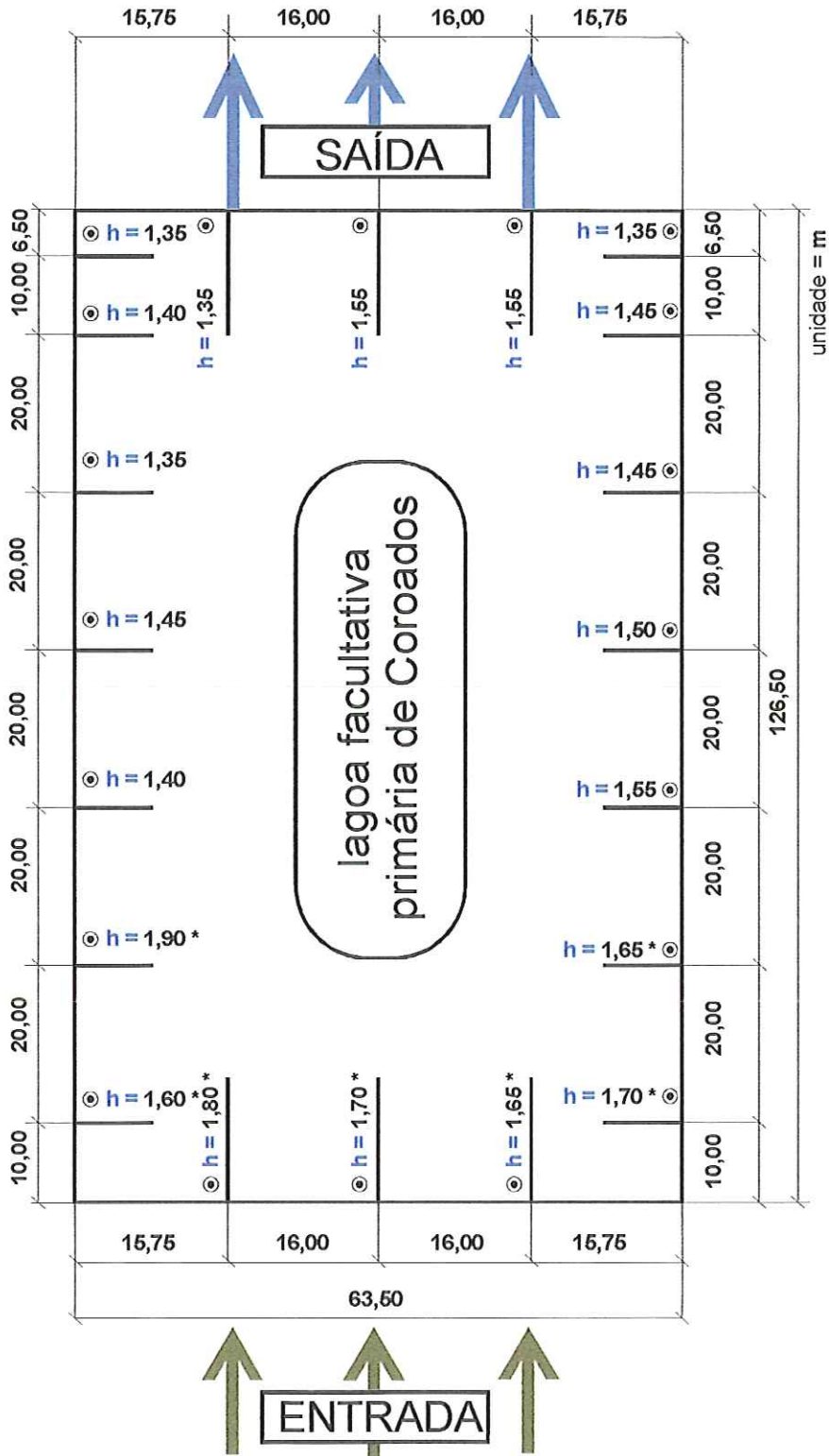
tempo decorrido entre o enchimento da lagoa (novembro/1996) e a batimetria (agosto/2000) = 3 anos e 10 meses = 3,83 anos.

população atendida com esgoto(tabela 1) = 1479 hab.

volume de lodo = $1083,73 \text{ m}^3$

taxa de acúmulo de lodo = $TALf = \frac{1083,73}{3,83 \times 1479} = 0,19 \text{ m}^3/\text{hab. x ano}$, e em cm/ano a

taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 21 \text{ cm}/3,83 \text{ anos} = 5,48 \text{ cm/ano}$.



*Alturas obtidas onde há um rebaixo de 0,50 m no fundo da lagoa

FIGURA 21 – Croqui da batimetria de Coroados

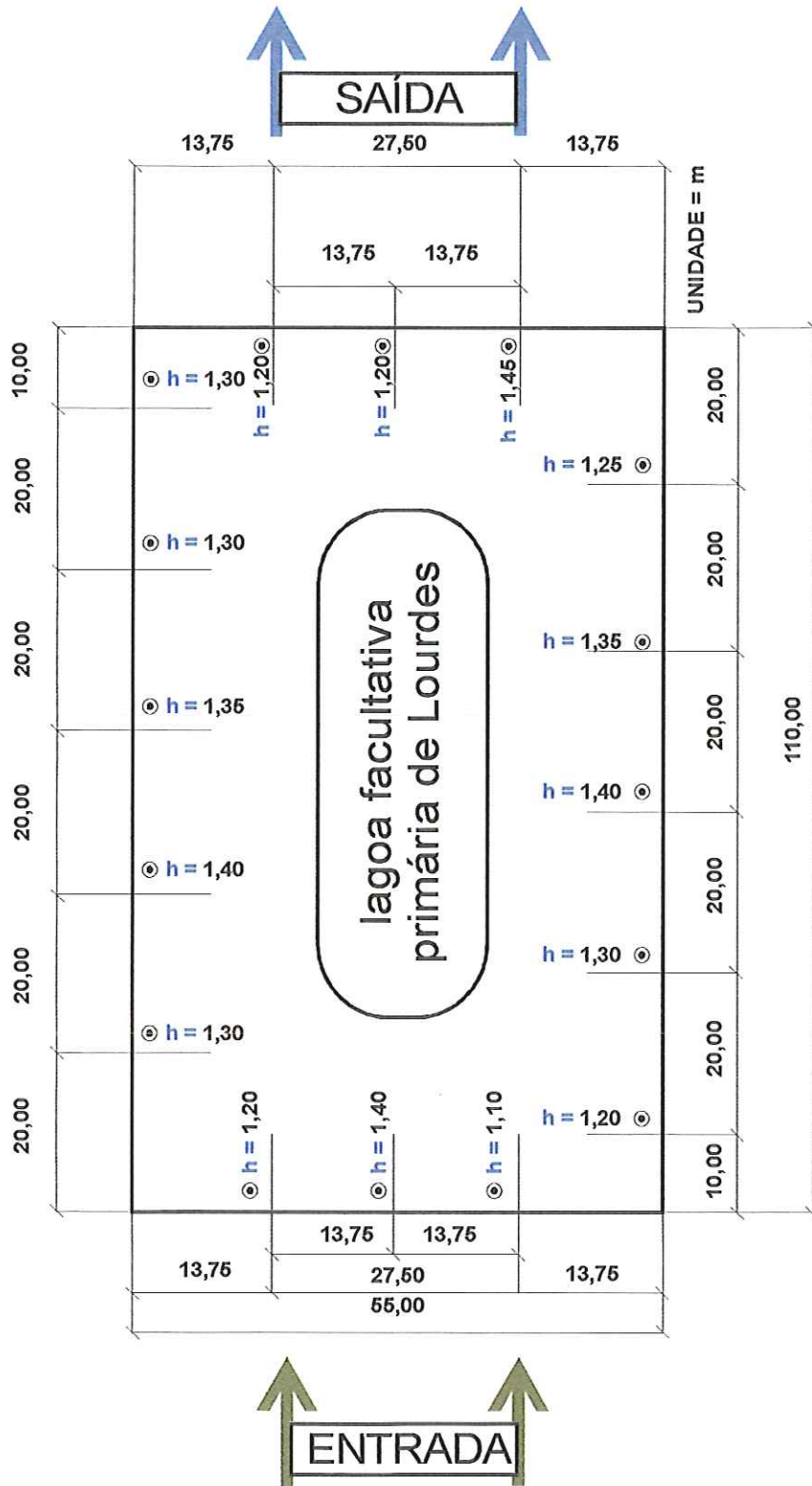


FIGURA 22 – Croqui da batimetria de Lourdes

3.3.3 – Planalto - lodo

A batimetria foi efetuada em 13/09/2000, de acordo com a Figura 22. Os dados da lagoa e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

altura média da lâmina obtida na batimetria = 0,85 m

altura da lâmina no início da operação da lagoa = 1,50m

espessura média da camada de lodo = $1,50 - 0,85 = 0,65$ m

tempo decorrido entre o enchimento da lagoa (agosto/1989) e a batimetria (setembro/2000) = 11 anos e 1 mês = 11,08 anos.

população atendida com esgoto (tabela 1) = 2568 hab.

volume de lodo = 5128,68 m³

Taxa de acúmulo de lodo = $TALf = \frac{5128,68}{2568 \times 11,08} = 0,18\text{m}^3/\text{hab.ano}$, e em cm/ano a

taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 65 \text{ cm}/11,08 \text{ anos} = 5,87 \text{ cm/ano}$.

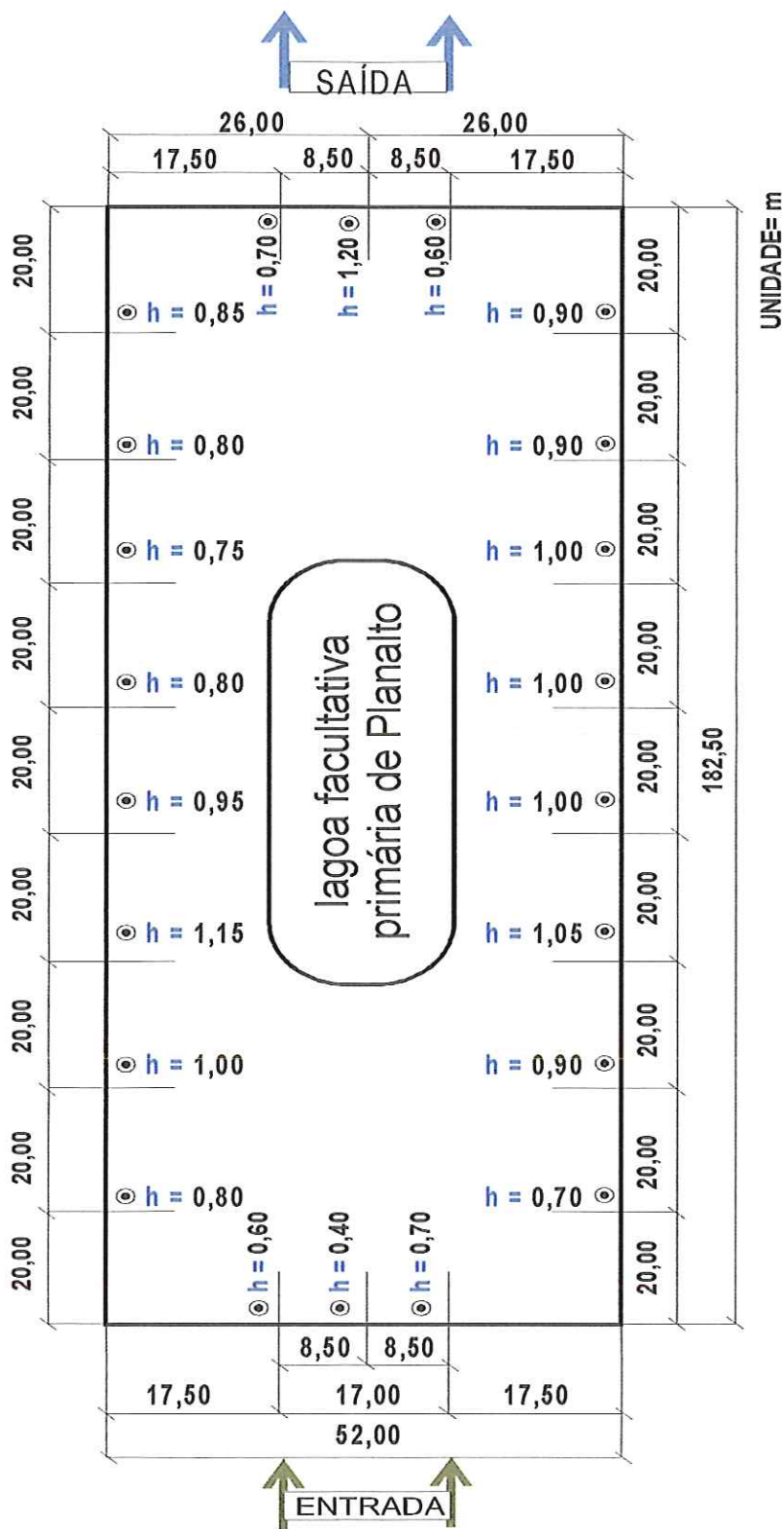


FIGURA 23 – Croqui da batimetria de Planalto

3.3.4 – Zacarias - lodo

A batimetria foi realizada em 19/09/2000, conforme demonstrado na Figura

24. Os dados da lagoa e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

altura da lâmina no início da operação da lagoa no rebaixo é de 2,20 m e no restante da lagoa é de 1,70 m.

altura média da lâmina no rebaixo obtida na batimetria = 1,80m

espessura média da camada de lodo no rebaixo = $2,20 - 1,80 = 0,40$ m

altura média da lâmina no restante da lagoa obtida na batimetria = 1,59m

espessura média da camada de lodo no restante da lagoa = $1,70 - 1,59 = 0,11$ m

espessura média geral da camada de lodo = $(0,40 + 0,11)/2 = 0,26$ m

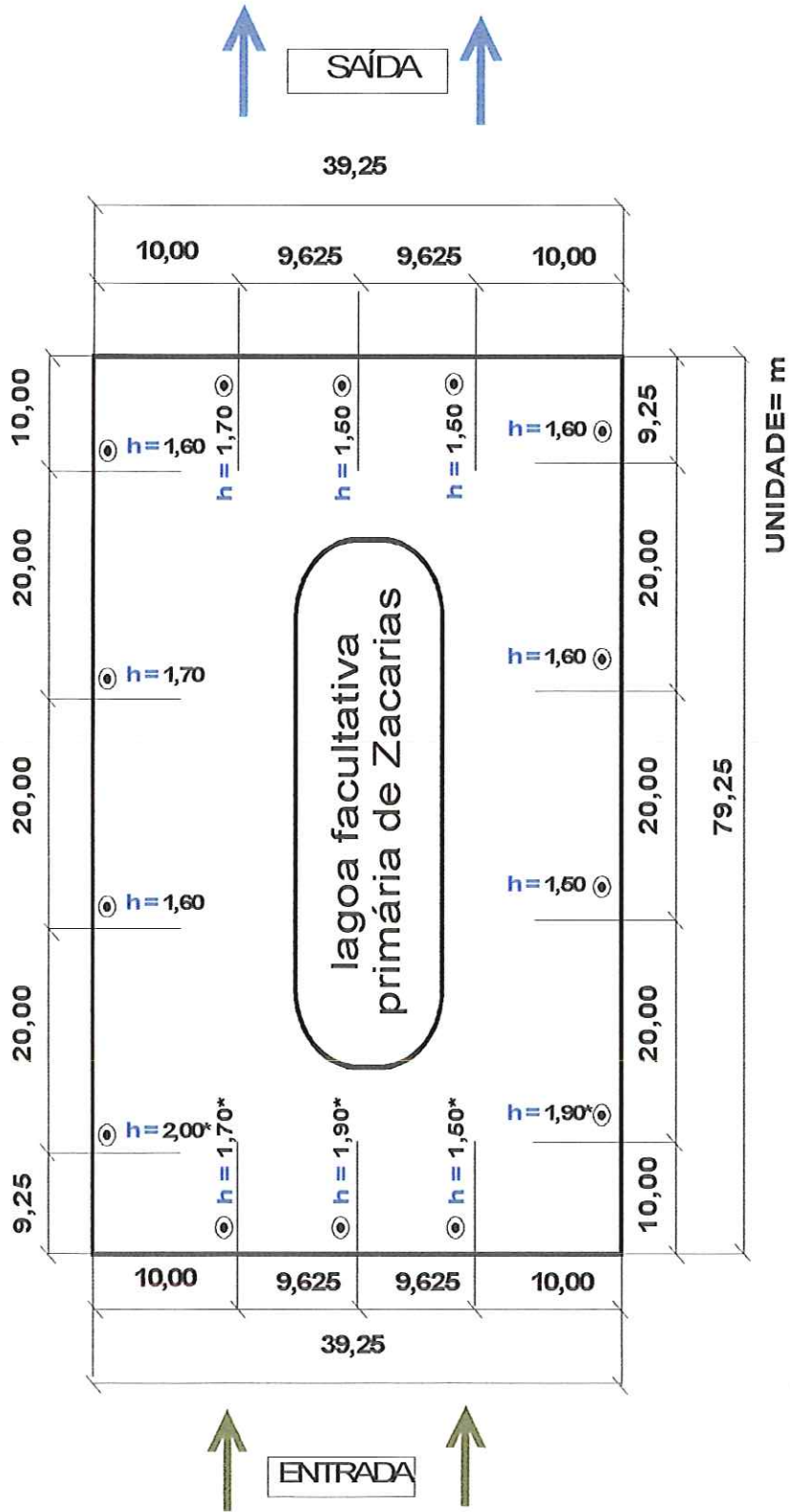
tempo decorrido entre o enchimento da lagoa (julho/1997) e a batimetria (setembro/2000) = 3 anos e 2 meses = 3,17 anos

população atendida com esgoto (tabela 1) = 1220 hab.

volume de lodo = 521,11 m³

taxa de acúmulo de lodo = $TALf = \frac{521,11}{1220 \times 3,17} = 0,13$ m³/hab. x ano, e em cm/ano, a

taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 26$ cm/3,17 anos = 8,20 cm/ano.



* Alturas obtidas onde há rebaixo de 0,50 m no fundo da lagoa
 FIGURA 24 – Croqui da batimetria de Zacarias

3.3.5 – Alto Alegre - lodo

A batimetria foi realizada 20/09/20000, conforme demonstrado na Figura 25.

Os dados das lagoas e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

Anaeróbia

altura média da lâmina obtida na batimetria = 1,23 m.

altura da lâmina após limpeza e início da operação da lagoa = 3,00m

espessura média da camada de lodo = $3,00 - 1,23 = 1,77$ m

enchimento da lagoa em novembro/1979. Limpeza do lodo em julho/95.

tempo decorrido entre a limpeza da lagoa e a batimetria = 5 anos e 2 meses = 5,17 anos .

volume de lodo = 881,98 m³

população atendida com esgoto (tabela 1) = 2072 hab.

taxa de acúmulo de lodo da anaeróbia = $TALa = \frac{881,98}{2072 \times 5,17} = 0,08$ m³/hab x ano, e

em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALa = 123$ cm/5,17 anos = 23,79 cm/ano.

Facultativa

altura média da lâmina obtida na batimetria = 0,85 m

altura da lâmina no início da operação da lagoa = 1,30m.

espessura média da camada de lodo = $1,30 - 0,85 = 0,45$ m

tempo decorrido entre a operação em novembro de 1979 e batimetria = 20 anos e 10 meses = 20,83 anos

volume de lodo = 1134,38m³

taxa de acúmulo de lodo na facultativa = $TALf = \frac{1134,38}{2072 \times 20,83} = 0,03$ m³/hab x ano,

e em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 45,00/20,83 = 2,16$ cm/ano.

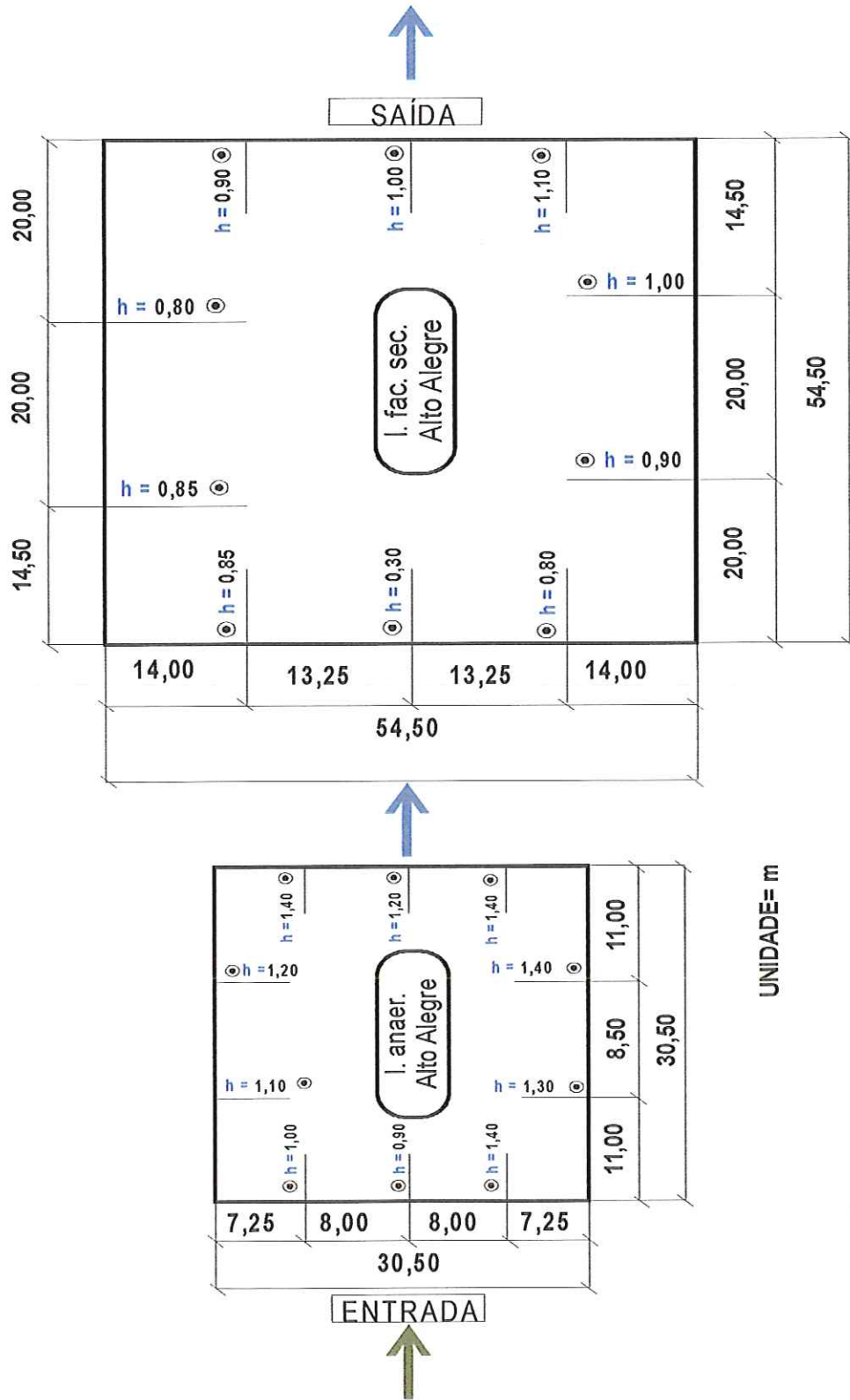


FIGURA 25 - Croqui da batimetria de Alto Alegre

3.3.6 – Pongai – lodo

A batimetria foi realizada 26/09/2000, conforme demonstrado na Figura 26.

Os dados das lagoas e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

Anaeróbia

altura média da lâmina obtida na batimetria = 2,25 m.

altura da lâmina no início da operação das lagoas = 3,00m

espessura média da camada de lodo = 3,00 – 2,25 = 0,75 m

tempo decorrido entre enchimento da lagoa (dezembro/1998) e batimetria = 1 ano e 9 meses = 1,75 ano

população atendida com esgoto (tabela 1) = 2810 hab.

volume de lodo = 378,12 m³

taxa de acúmulo de lodo da anaeróbia = $TALa = \frac{378,12}{2810 \times 1,75} = 0,08 \text{ m}^3/\text{hab} \times \text{ano}$, e

em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALa = 75 \text{ cm}/1,75 \text{ ano} = 42,86 \text{ cm/ano}$.

Facultativa

altura média da lâmina = 1,47 m.

altura da lâmina no início da operação das lagoas = 1,50m.

espessura média da camada de lodo = 1,50 – 1,47 = 0,03 m

volume de lodo = 106,61 m³

taxa de acúmulo de lodo na facultativa = $TALf = \frac{106,61}{2810 \times 1,75} = 0,02 \text{ m}^3/\text{hab} \times \text{ano}$, e

e em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 3,00/1,75 = 1,71 \text{ cm/ano}$.

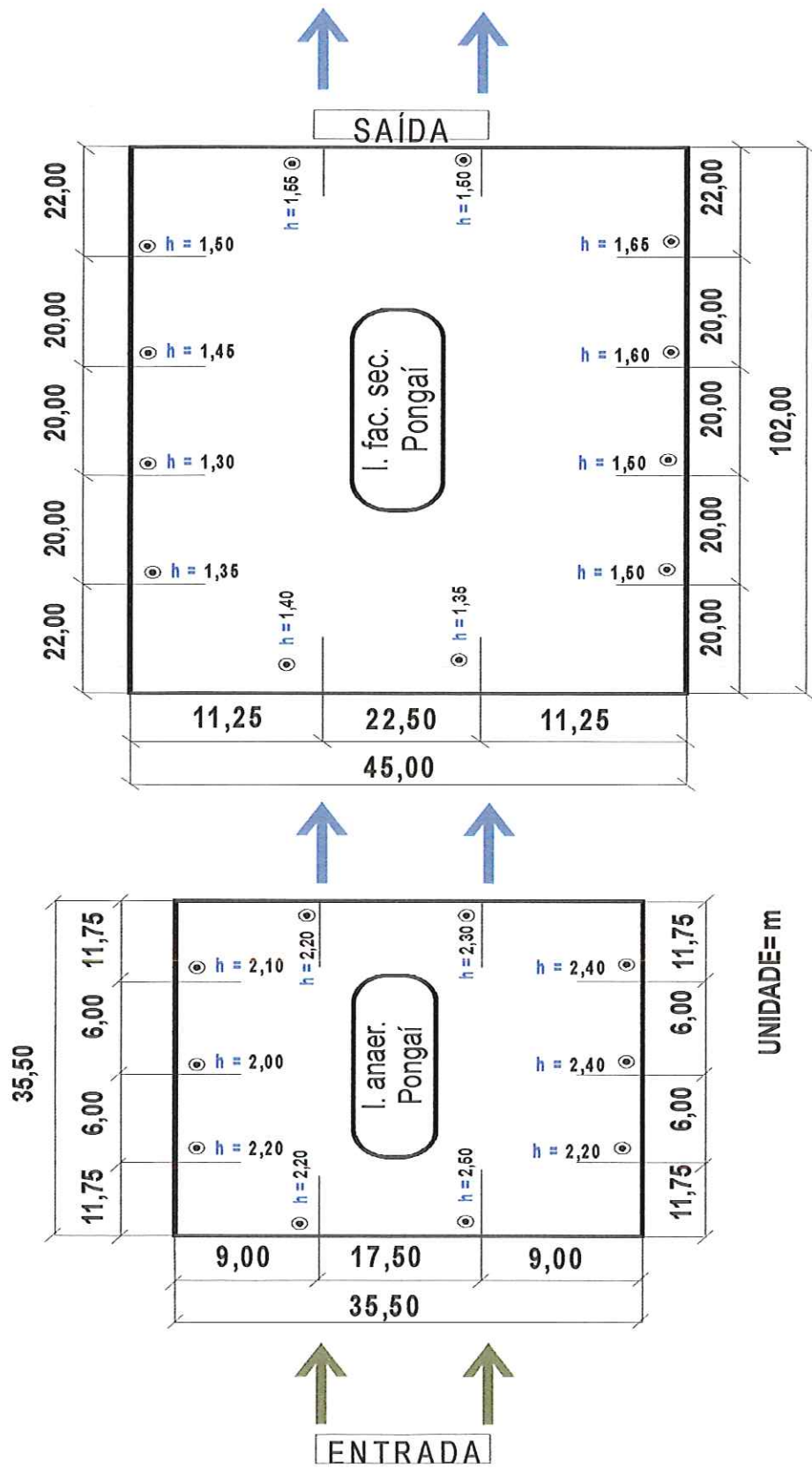


FIGURA 26 - Croqui da batimetria de Pongai

3.3.7 – Irapuã – lodo

A batimetria foi realizada 27/09/2000, conforme demonstrado na Figura 27.

Os dados das lagoas e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

Anaeróbia

altura média da lâmina obtida na batimetria = 1,68m

altura da lâmina no início da operação das lagoas = 3,00m

espessura média da camada de lodo = $3,00 - 1,68 = 1,32\text{m}$

tempo decorrido entre enchimento da lagoa (agosto/1995) e batimetria = 5 anos e 1 mês = 5,08 anos

população atendida com esgoto (tabela 1) = 5387 hab.

volume de lodo = $1266,66\text{m}^3$

taxa de acúmulo de lodo da anaeróbia = $TALa = \frac{1266,66}{5387 \times 5,08} = 0,05\text{m}^3/\text{hab} \times \text{ano}$, e

em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALa = 132,00 \text{ cm}/5,08 \text{ anos} = 25,98 \text{ cm/ano}$.

Facultativa

altura média da lâmina = 1,42m

altura da lâmina no início da operação das lagoas = 1,50m

espessura média da camada de lodo = $1,50 - 1,42 = 0,08 \text{ m}$

volume de lodo = $457,07\text{m}^3$

taxa de acúmulo de lodo na facultativa = $TALf = \frac{457,07}{5387 \times 5,08} = 0,02\text{m}^3/\text{hab} \times \text{ano}$, e

e em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 8,00/5,08 = 1,57 \text{ cm/ano}$.

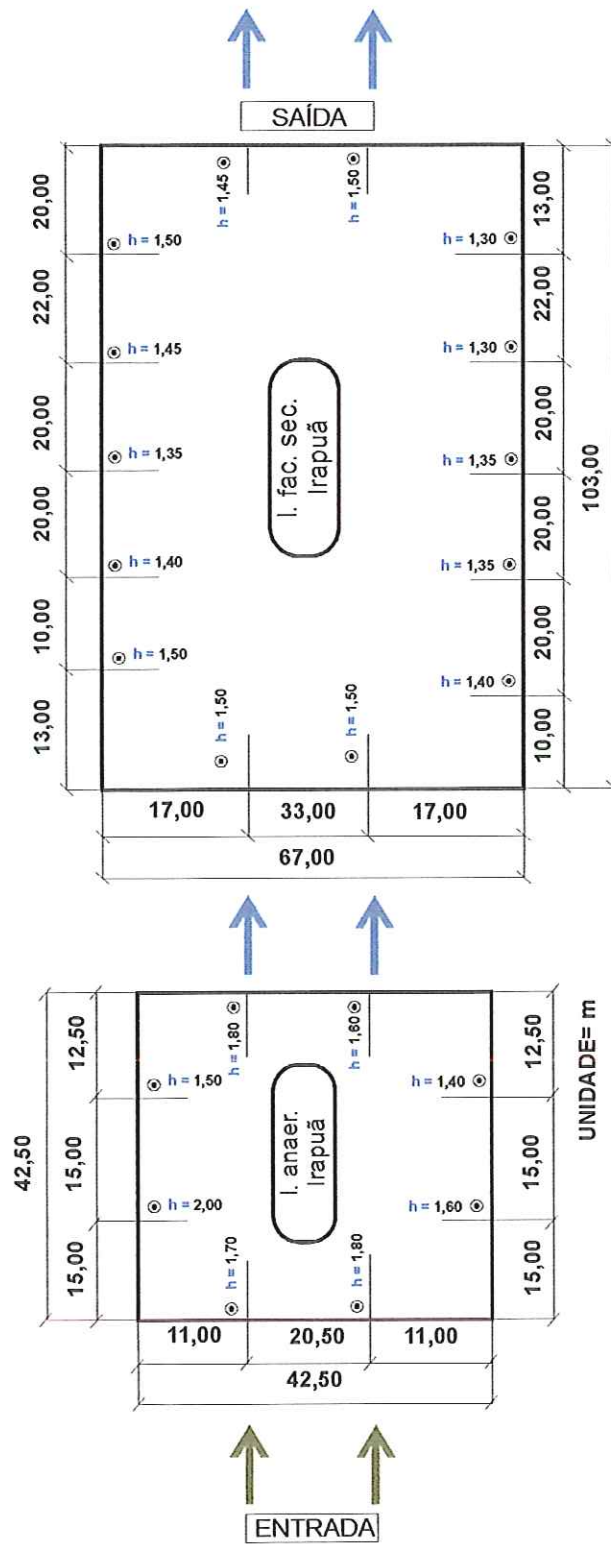


FIGURA 27 - Croqui da batimetria de Irapuã

3.3.8 – Adolfo – lodo

A batimetria foi realizada 16/08/2000, conforme demonstrado na Figura 28.

Os dados das lagoas e os resultados obtidos estão relacionados abaixo:

Anaeróbia

altura média da lâmina obtida na batimetria = 1,72 m

altura da lâmina no início da operação das lagoas = 3,50m

espessura média da camada de lodo = 3,50 – 1,72 = 1,78 m

tempo decorrido entre enchimento da lagoa (março/94) e batimetria = 6 anos e 5 meses = 6,42 anos

população atendida com esgoto (tabela 1) = 3029 hab.

volume de lodo = 1579,05m³

taxa de acúmulo de lodo da anaeróbia = $TALa = \frac{1579,05}{3029 \times 6,42} = 0,08 \text{ m}^3/\text{hab} \times \text{ano}$, e

em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALa = 178,00 \text{ cm}/6,42 \text{ anos} = 27,73 \text{ cm/ano}$.

Facultativa

altura média da lâmina obtida na batimetria = 1,37 m

altura da lâmina no início da operação das lagoas = 1,50m

espessura média da camada de lodo = 1,50 – 1,37 = 0,13 m

volume de lodo = 660,83m³

taxa de acúmulo de lodo na facultativa = $TALf = \frac{660,83}{3029 \times 6,42} = 0,03 \text{ m}^3/\text{hab} \times \text{ano}$, e

e em cm/ano a taxa de acúmulo de lodo = $TALf = 13,00/6,42 = 2,02 \text{ cm/ano}$.

As taxas médias de acúmulo de lodo obtidas das batimetrias efetuadas, foram:

- lagoas anaeróbias – 0,07 m³/hab.ano ou 30,09 cm/ano
- lagoas facultativas primárias – 0,14 m³/hab.ano ou 5,95 cm/ano
- lagoas facultativas secundárias – 0,03 m³/hab.ano ou 1,87 cm/ano.

A Tabela 7 sumariza os principais parâmetros obtidos em relação à batimetria das lagoas.

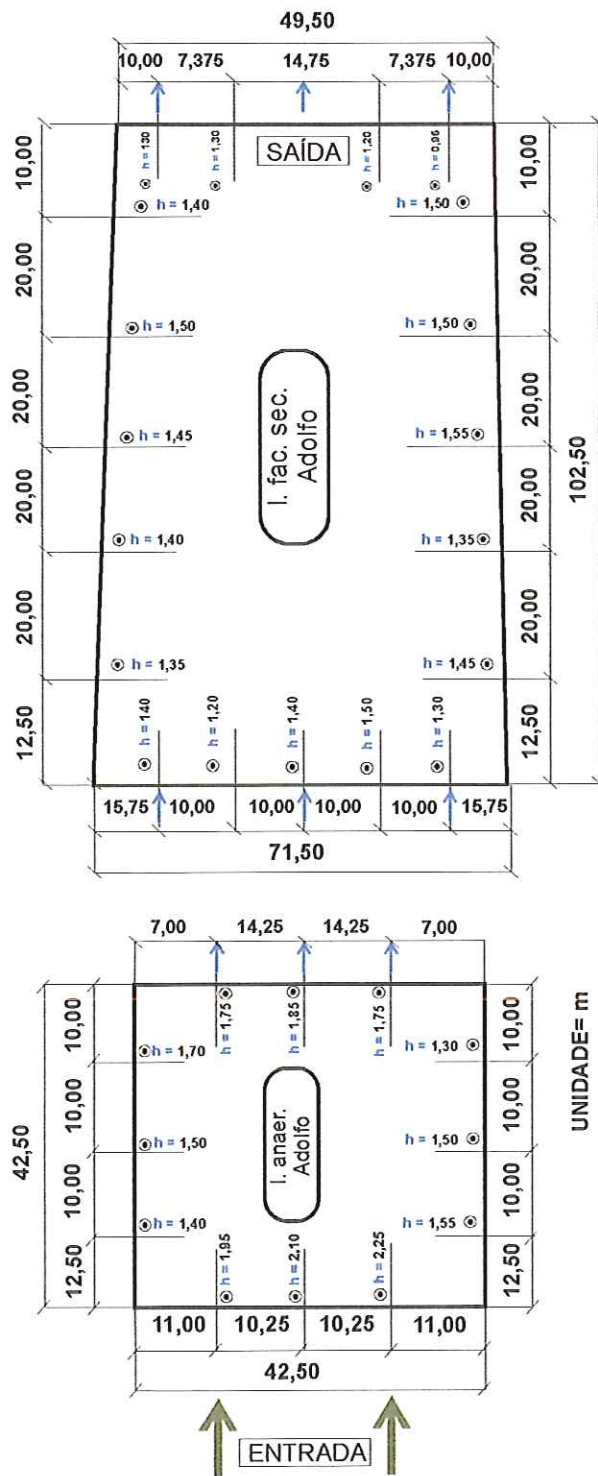


FIGURA 28 - Croqui da batimetria de Adolfo

TABELA 7 –Espessura da camada de lodo

Cidade	datas início oper.- batimetria	tempo decorrido (anos)	pop.atend c/esgoto (hab.)	lagoa anaeróbia					lagoa facultativa						
				hta ⁽¹⁾ (m)	hba ⁽¹⁾ (m)	hla ⁽¹⁾ (m)	Vla ⁽¹⁾ (m ²)	TALa		htf (m)	hbf (m)	hlf (m)	Vlf (m ²)	TALf	
								(m ² / hab. ano)	(cm/ ano)					(m ² / hab. ano)	(cm/ ano)
1-Coroados	06/96-08/00	4,25	2624	-	-	-	-	-	-	2,00 ⁽²⁾ 1,50	1,71 ⁽²⁾ 1,44	0,29 ⁽²⁾ 0,06	696,67	0,06	4,24
2-Lourdes	11/96-08/00	3,83	1479	-	-	-	-	-	-	1,50	1,29	0,21	1083,73	0,19	5,48
3-Planalto	08/89-09/00	11,08	2568	-	-	-	-	-	-	1,50	0,85	0,65	5128,68	0,18	5,87
4-Zacarias	06/97-09/00	3,17	1220	-	-	-	-	-	-	2,20 ⁽²⁾ 1,70	1,80 ⁽²⁾ 1,59	0,40 ⁽²⁾ 0,11	521,11	0,13	8,20
5-A.Alegre	11/79-09/00	5,17 ⁽³⁾	2072	3,00	1,23	1,77	881,98	0,08	23,79	1,30	0,85	0,45	1134,38	0,03	2,16
6-Pongai	12/98-09/00	1,75	2810	3,00	2,25	0,75	378,12	0,08	42,86	1,50	1,47	0,03	106,61	0,02	1,71
7-Irapuã	08/95-08/00	5,08	5387	3,00	1,68	1,32	1266,66	0,05	25,98	1,50	1,42	0,08	457,07	0,02	1,57
8-Adolfo	03/94-08/00	6,42	3029	3,50	1,72	1,78	1579,05	0,08	27,73	1,50	1,37	0,13	660,83	0,03	2,02

Observações: (1) ht = altura total da lâmina; hb = altura média da lâmina obtida na batimetria; hl = altura média da camada de lodo; Vl = volume de lodo e TAL = taxa de acúmulo de lodo. a: anaeróbia ; f: facultativa.

(2) alturas considerando o rebaixo de 0,50 para depósito de areia e o restante da lagoa.

(3) considerado o tempo decorrido entre a limpeza da lagoa anaeróbia (07/95) e a batimetria (5,17 anos). E para a facultativa foi considerado o tempo total (20,83 anos).

3.4 – Cronograma de coletas de amostras nas lagoas para a realização dos exames e análises físicas, químicas e biológicas

As amostras foram coletadas nas lagoas entre os dias 24 de maio de 2000 e 03 de outubro de 2000, de acordo com a Figura 29.

N.º DE DIAS	MÊS	DIA DO MÊS/SEM.	SISTEMA	N.º COLETA
1	MAIO	24 – 4ª F.	COROADOS	1
2	MAIO	30 – 3ª F.	LOURDES	1
3	MAIO	31 – 4ª F.	PLANALTO	1
4	JUNHO	06 – 3ª F.	ZACARIAS	1
5	JUNHO	08 – 5ª F.	ALTO ALEGRE	1
6	JULHO	03 – 2ª F.	PONGAÍ	1
7	JULHO	05 – 4ª F.	IRAPUÃ	1
8	JULHO	11 – 3ª F.	ADOLFO	1
9	JULHO	12 – 4ª F.	COROADOS	2
10	JULHO	18 – 3ª F.	LOURDES	2
11	JULHO	19 – 4ª F.	PLANALTO	2
12	JULHO	25 – 3ª F.	ZACARIAS	2
13	JULHO	26 – 4ª F.	ALTO ALEGRE	2
14	AGOSTO	01 – 3ª F.	PONGAÍ	2
15	AGOSTO	09 – 4ª F.	IRAPUÃ	2
16	AGOSTO	16 – 4ª F.	ADOLFO	2
17	AGOSTO	29 – 3ª F.	COROADOS	3
18	AGOSTO	30 – 4ª F.	LOURDES	3
19	SETEMB.	13 – 4ª F.	PLANALTO	3
20	SETEMB.	19 – 3ª F.	ZACARIAS	3
21	SETEMB.	20 – 4ª F.	ALTO ALEGRE	3
22	SETEMB.	26 – 3ª F.	PONGAÍ	3
23	SETEMB.	27 – 4ª F.	IRAPUÃ	3
24	OUTUBR.	03 – 3ª F.	ADOLFO	3

FIGURA 29 – Quadro do cronograma de coletas nas lagoas

Durante este período, cada sistema foi visitado 3 (três) vezes, totalizando 24 dias de coleta. O procedimento e o detalhamento para a obtenção dos parâmetros das

variáveis será explicado a seguir, porém, resumidamente é relatada a jornada diária da coleta nas lagoas.

Sempre que possível, foi utilizado um coletor automático, instalado em geral na entrada do sistema junto ao medidor de vazão. As amostras foram coletadas automaticamente de meia em meia hora, resultando em média quinze amostras a serem compostas por dia. Na saída dos sistemas, as coletas foram efetuadas manualmente de hora em hora, o que resultou em média, em torno de cinco coletas a serem compostas por dia. O horário das coletas ocorreu no período entre 9:00 horas até 16:00 horas, tanto na entrada quanto na saída dos sistemas, e foram realizadas com ausência de chuvas, de uma forma geral. As exceções foram indicadas nas observações do capítulo 4 – Resultados e discussão. As precipitações pluviométricas foram registradas nos boletins de campo.

A amostragem composta, resultante de alíquotas individuais de amostras coletadas naquele dado período, foi feita da seguinte forma :

$$V_i = \frac{q_i}{\sum q_i} \times V, \text{ onde}$$

V_i = volume da alíquota i (mínimo 120ml)

q_i = vazão registrada durante a coleta da alíquota i .

V = volume total da amostra

Algumas variáveis foram obtidas no próprio local: temperatura da amostra, temperatura do ar, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e sulfeto. As coletas foram superficiais, após a caixa de areia e em caixas de passagem. As amostras foram devidamente acondicionadas em caixas térmicas de isopor, com gelo.

Todos os exames e análises, exceto nutrientes, foram feitos em conjunto com os técnicos do Laboratório de Controle Sanitário da Sabesp, sediado em Lins.

A rotina estabelecida de comum acordo atendeu também aos interesses técnico-operacionais da Sabesp.

As análises para obtenção dos resultados de nutrientes foram feitas em conjunto com Técnico do Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos.

PEARSON et al (1987) recomendam a coleta de amostras compostas por 24 horas, obtidas em coletor automático, ou coleta manual de amostras simples a cada 1, 2 ou 3 horas, com obtenção da vazão em cada coleta efetuada. Porém se nenhuma dessas

opções é possível, então amostras simples podem ser obtidas a cada 2 ou 3 horas por uma boa parte do dia e obtidas as respectivas vazões para compor as amostras. Recomendam também a realização de amostragens nos meses mais quentes e mais frios do ano, porém, recomendam em algumas regiões tropicais a obtenção das amostras compostas em três ou quatro vezes ao ano. Pode-se inferir, portanto, que o critério adotado para a metodologia de coletas de amostras nesta pesquisa encontra respaldo em metodologia de trabalho de pesquisa científica anterior.

3.5 – Variáveis físicas

Neste trabalho foram consideradas as variáveis temperatura, sólidos sedimentáveis, sólidos totais (fixos e voláteis) e sólidos suspensos (fixos e voláteis)

3.5.1 – Temperatura do ar e da amostra

A temperatura direta e indiretamente exerce efeitos fundamentais em fenômenos limnológicos, tais como na circulação das massas d'água, metabolismo dos organismos e na cinética de compostos químicos na água (LIND, 1974).

Segundo JORDÃO & PESSOA (1995), a temperatura interfere na:

- velocidade de fotossíntese
- taxa de decomposição bacteriana
- solubilidade e transferência de gases
- condições de mistura.

As medidas de temperatura, em graus Celsius, foram obtidas com um termômetro de mercúrio com precisão de 1 °C.

A temperatura do ar foi obtida em local arejado, na sombra. A temperatura da água foi obtida mergulhando-se o termômetro diretamente na amostra.

3.5.2 – Sólidos sedimentáveis

Os sólidos sedimentáveis compreendem a porção dos sólidos em suspensão que se sedimenta sob a ação da gravidade durante o período de uma hora em descanso no cone Imhoff, a partir de uma amostra de um litro. Esta porção é medida em ml/l.

A relação das concentrações de sólidos sedimentáveis e sólidos em suspensão (aqueles que após filtração e secagem, permanecem retidos em membrana com porosidade de 1,2 µm), constitui o índice volumétrico de lodo (IVL).

$$IVL \text{ (ml/g)} = \frac{\text{sólidos sedimentáveis (ml/l)} \times 1000}{\text{sólidos em suspensão (mg/l)}}$$

Os lodos que se apresentam em boas condições de sedimentabilidade apresentam IVL baixo ($< 100\text{ml/g}$).

Os sólidos sedimentáveis aparecem na Resolução CONAMA n.º 20 com padrão de emissão máximo de 1 ml/l para lançamento em corpos hídricos.

O critério para a obtenção dos resultados de sólidos sedimentáveis está descrito no Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1995) e consiste em homogeneizar uma amostra de um litro, transferindo-a para um cone Imhoff, e tornar a homogeneizar a amostra com auxílio de uma baqueta. Após 45 minutos girar o cone com movimento de rotação de 360° e deixar em repouso por mais 15 minutos, totalizando uma hora. O resultado expresso em ml/l é lido diretamente no cone.

3.5.3 – Sólidos totais (ou resíduos totais)

São os resíduos que permanecem em uma cápsula após a evaporação em banho-maria de uma porção de amostra e sua posterior secagem em estufa a $103 - 105^\circ\text{C}$ (até peso constante).

O método utilizado para a obtenção dos sólidos totais, descrito no Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1995) consiste em utilizar cápsula de porcelana com capacidade para 100 ml, lavada com água destilada e calcinada a 550°C por uma hora. A cápsula deve ser pesada (P_1 em g).

A amostra deve ser homogeneizada em um béquer, transferida uma alíquota para a cápsula seca em banho-maria e em seguida colocada em estufa ($105^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$) até peso constante.

Obtêm-se o peso da cápsula com os resíduos (P_2 em g).

Sólidos totais = $\frac{P_1 - P_2}{V}$, onde V é o volume da amostra utilizada (100ml). O resultado é expresso em mg/l.

3.5.4 – Sólidos totais fixos

Os sólidos totais fixos, representam a porção dos sólidos totais que resta após a calcinação a 550°C após uma hora em forno-mufla.

O Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1995), recomenda após a metodologia descrita no item 3.5.3, deixar a cápsula com o resíduo em forno-mufla ($550 \pm 50^\circ\text{C}$) por uma hora e depois transferi-la para um dessecador até atingir a temperatura ambiente.

Pesa-se a cápsula e obtém-se P_3 (g)

Sólidos Totais Fixos = $\frac{P_3 - P_1}{V}$, onde V é o volume da amostra utilizada (100 ml). O resultado é expresso em mg/l.

3.5.5 – Sólidos totais voláteis

É a porção dos sólidos totais que se perde após a calcinação em mufla a 550°C.

É obtido pela diferença entre as concentrações de sólidos totais e sólidos totais fixos (expresso em mg/l).

A presença de sólidos voláteis na amostra, está intimamente relacionada com a maior ou menor quantidade de matéria orgânica presente nos esgotos sanitários.

3.5.6 – Sólidos suspensos (ou resíduos não filtráveis)

Os sólidos suspensos, ou em suspensão ou ainda resíduos não filtráveis, representam a porção de sólidos totais que fica retida em um filtro com poros de 1,2 µm após filtração e secagem .

O Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1995), recomenda a obtenção da concentração de sólidos suspensos em 3 etapas. Prepara-se a membrana de fibra de vidro (filtro de 1,2µm) filtrando-se água destilada até a aderência da membrana no cadinho, calcinando-se após em mufla (550°C) por 15 minutos. Obtém-se o peso P₁ em gramas (tara). Em seguida homogeneiza-se a amostra com volume conhecido (100ml por exemplo), filtra-se em um filtro a vácuo e leva-se em estufa por uma hora a 105°C. Após resfriar, obtém-se P₂ (g).

A etapa final é a calcinação da amostra em mufla a 550°C por 30 minutos. Após esfriar, obtém-se P₃ (g).

Sólidos Suspensos = $\frac{P_2 - P_1}{V}$, onde V é o volume da amostra em ml, e o resultado é expresso em mg/l.

3.5.7 – Sólidos suspensos fixos

Também podem ser chamados de sólidos em suspensão fixos ou resíduos não filtráveis fixos.

Esta porção é obtida após as etapas descritas no item anterior, considerando-se :

Sólidos Suspensos Fixos = $\frac{P_3 - P_1}{V}$, onde V é o volume da amostra em ml, e o

resultado é expresso em mg/l (miligrama por litro).

3.5.8 – Sólidos suspensos voláteis

Podem ser chamados de sólidos em suspensão voláteis ou resíduos não filtráveis voláteis.

Esta porção é obtida pela diferença entre as concentrações de sólidos suspensos e sólidos suspensos fixos (expresso em mg/l).

As porções de sólidos dissolvidos (totais, fixos e voláteis), podem ser calculadas por diferença:

Sólidos Dissolvidos = Sólidos Totais – Sólidos Suspensos.

Sólidos Dissolvidos Fixos = Sólidos Fixos – Sólidos Suspensos Fixos

Sólidos Dissolvidos Voláteis = Sólidos Voláteis – Sólidos Suspensos Voláteis

3.6 – Variáveis químicas

Foram consideradas no trabalho, a condutividade elétrica, o potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sulfeto de hidrogênio.

3.6.1 – Condutividade elétrica

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma solução aquosa em conduzir uma corrente elétrica. Essa capacidade depende da presença de íons, da sua concentração relativa e da temperatura de medição (APHA, 1985).

Quanto maior a quantidade de íons em solução tanto mais fácil será a condução da eletricidade.

As medidas da condutividade foram feitas imediatamente após a coleta da amostra, no próprio local, com condutivímetro Digimed mod. CD-2P

Os valores da condutividade elétrica foram expressos em $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3.6.2 – Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH indica a intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução a uma dada temperatura (APHA, 1995).

Segundo PIVELI (1996), nos ecossistemas formados nos tratamentos biológicos de esgotos, o pH é uma variável que interfere acentuadamente no processo, e a condição de pH que corresponde à formação de um ecossistema diversificado e tratamento dos esgotos mais estável, é a neutralidade.

O pH das amostras foi determinado imediatamente após a coleta das mesmas, no próprio local, com potenciômetro da marca Procyon modelo 710 A, o qual foi calibrado com a solução tampão de pH 4,0 e pH 7,0.

3.6.3 – Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é necessário para a respiração de microorganismos aeróbios. No entanto, o oxigênio é pouco solúvel na água (METCALF & EDDY, 1991).

Nas lagoas de estabilização a principal fonte de oxigênio dissolvido utilizada pelo microorganismo na estabilização da matéria orgânica provém da ação fotossintética das algas. Durante a noite, quando cessa essa função a concentração de oxigênio dissolvido pode cair a menos de 1 mg/l durante a madrugada. (MENDONÇA, 2000).

A velocidade das reações bioquímicas que utilizam oxigênio aumenta com o aumento da temperatura (METCALF & EDDY, 1991).

O oxigênio dissolvido é o melhor indicador de uma operação satisfatória quando presente no efluente de uma lagoa facultativa ou de maturação (MENDONÇA, 2000).

A concentração de oxigênio dissolvido constitui-se em parâmetro de fundamental importância no estudo de modelos de autodepuração natural dos corpos hídricos (PIVELI, 1996).

Para determinação do oxigênio dissolvido foi utilizado o método de Winkler com modificação pela azida (APHA, 1985). Pela metodologia titulométrica de Winkler, ou iodométrica, há fixação de oxigênio dissolvido na amostra pela reação com o hidróxido manganoso e formação do hidróxido mangânico. Após adição de ácido sulfúrico, o sulfato mangânico formado libera iodo livre do iodeto de potássio. O iodo equivalente ao oxigênio dissolvido da amostra é titulado com tiosulfato de sódio.

A titulação para obtenção dos resultados da concentração de oxigênio dissolvido em mg/l foi feita no campo imediatamente após a coleta das amostras, tomando-se os cuidados necessários para evitar o borbulhamento das mesmas.

3.6.4 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO representa a quantidade de oxigênio do meio líquido que é consumido pela respiração dos microorganismos aeróbios, durante a estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis existentes nesse meio.

O resultado expresso pela DBO é usado para determinar a quantidade aproximada de oxigênio que será necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente no esgoto. A $DBO_{5,20}$ é o parâmetro mais utilizado para referendar poluição orgânica em esgotos sanitários e águas superficiais (METCALF & EDDY, 1991). A $DBO_{5,20}$ corresponde à fração biodegradável dos compostos presentes na

amostra, que é mantida por cinco dias a uma temperatura constante de 20°C, medido indiretamente através do consumo de oxigênio em mg/l.

Deve ser lembrado que esses valores de DBO de 5 dias a 20°C representam somente uma parte da DBO total que em esgoto sanitário representa de 70 a 80% da DBO total (SABESP, 1997).

O método utilizado com base no Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1995) é o da diluição, incubação e determinação, por diferenças da quantidade de oxigênio consumido durante a incubação. A determinação do oxigênio é feita pelo método Winkler, modificado pela azida.

Para a coleta, foram utilizados frascos plásticos, tomando-se o cuidado para evitar-se o borbulhamento das amostras e estas foram mantidas em caixas térmicas com gelo. Após a coleta, as amostras foram levadas para laboratório e procedeu-se às diluições. Os frascos com as diluições (quatro) das amostras foram incubados à 20°C por cinco dias. O cálculo da DBO é obtido assim:

$$DBO_5 \text{ (mg/l)} = \frac{OD_i - OD_f}{P}$$

onde,

$OD_i - OD_f = fn$ = frasco da amostra com as diluições (n de 1 a 4)

P = fração volumétrica decimal da amostra

$P = \frac{\text{volume (ml) da amostra introduzida no frasco de DBO}}{\text{Volume do frasco de DBO}}$

Há condições para a validade do resultado que é expresso pela média dos quatro valores obtidos, em mg/l. Uma dessas condições usadas no Laboratório da Sabesp é que os valores calculados nos quatro frascos variem entre si no máximo em 20%.

3.6.5 – Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é usada como uma medida de oxigênio equivalente ao necessário para se oxidar quimicamente a matéria orgânica contida numa amostra usando um oxidante químico forte. É um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e efluentes industriais.

Para vários tipos de águas residuárias é possível correlacionar a DQO (que é mais alta) com a DBO, e isto pode ser útil no controle e operação de estações de tratamento de esgotos, visto que a DQO é obtida em cerca de 3 horas e a DBO₅ em 5 dias (METCALF & EDDY, 1991).

O método usado pela Sabesp, para águas residuárias, consiste em utilizar solução de dicromato de potássio em 20 ml de amostra, juntamente com ácido sulfúrico. Após 2 horas de refluxo em chapa, esfria-se e titula-se com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (0,25 N), anotando-se o volume gasto na solução padrão de sulfato ferroso amoniacal. É preparada uma prova em branco utilizando-se 20 ml de água desionizada, tratando-a igual à amostra.

Resultado da DQO, expresso em mg/l é:

$$DQO = \frac{(B - A) \times N \times 8000}{V}, \text{ onde,}$$

B = volume (ml) gasto de solução padrão de sulfato ferroso amoniacal da prova em branco;

A = volume (ml) gasto de solução padrão de sulfato ferroso amoniacal da amostra.

8000 = equivalente grama de O₂;

N = normalidade da solução padronizada de sulfato ferroso amoniacal;

V = volume da amostra (ml).

3.6.6 – Sulfetos (S²⁻)

Os sulfatos contidos nas águas residuárias são reduzidos a sulfeto pelas bactérias que utilizam sulfato como aceptor em suas reações catabólicas. Condições favoráveis para estas reações ocorrem quando a concentração de oxigênio é baixa (< 0,16 mg/l) e temperaturas maiores que 15°C, geralmente em lagoas anaeróbias ao amanhecer quando o oxigênio dissolvido é mínimo e a anaerobiose é máxima (MENDONÇA, 2000).

O gás sulfídrico(H₂S) é formado da decomposição anaeróbia de matéria orgânica contendo enxofre ou da redução de sulfitos e sulfatos minerais. Embora seja o gás de maior importância na presença de odores, outros compostos voláteis podem contribuir com odores no processo (METCALF & EDDY, 1991).

De fato, constatou-se que mesmo na ausência de sulfetos medidos nas entradas e saídas das lagoas anaeróbias, ocorreu a presença de odores bastante acentuados.

O método usado para determinação de gás sulfídrico foi aquele do kit de teste de sulfeto e hidrogênio da HACH Company. Nesse método, é colhida a amostra (100ml) em um frasco que é imediatamente vedado com tampa rosqueável, sob a qual existe um círculo de papel. À amostra são adicionados dois comprimidos de Alka-Seltzer, e espera-se dois minutos até os mesmos dissolverem e passar a efervescência. Remove-se o papel

da tampa e compara-se a sua coloração com uma tabela de cores. Os resultados são expressos em mg/l.

3.7 – Variáveis biológicas

Foram considerados neste trabalho as variáveis concentração de coliformes totais e de coliformes fecais.

3.7.1 – Coliformes

De acordo com MENDONÇA(2000) as bactérias do grupo coliforme, ou coliformes totais, são caracterizadas por apresentarem forma de bastonetes, serem grã-negativas aeróbias e anaeróbias facultativas, não formadoras de esporos, e que fermentam a lactose com produção de ácido e gás após 24 a 48 horas de incubação a 37°C. O grupo reúne tanto as bactérias presentes apenas em fezes de animais homotérmicos (*E. coli*), quanto aquelas presentes em fezes e no meio ambiente (*Enterobacter e Cytrobacter*) e mesmo as não presentes em fezes (*Serratia, Rahnella, Buttiauxella e Yersinia*).

Os parâmetros fisiológicos ou sanitários são aqueles que afetam a saúde, principalmente do homem que se utiliza da água, a qual deve estar isenta de microrganismos patogênicos capazes de provocar uma série de doenças, quando a água ingerida está por eles contaminada, ditas de veiculação hídrica.

No caso de doenças gastrointestinais, existem em números muito grandes no intestino, sendo eliminadas com as fezes, daí a necessidade do tratamento dos esgotos para evitar a contaminação dos corpos hídricos. Cerca de 25% das fezes humanas é composta por microrganismos. Mais de 300 espécies diferentes de bactérias já foram isoladas das fezes humanas. Estima-se que um adulto excreta 30 trilhões de bactérias diariamente através da defecação (PELCZAR JR et al, 1993).

As bactérias do grupo coliforme não são normalmente patogênicas, mas são organismos de presença obrigatória nas fezes de seres humanos, os quais eliminam diariamente de 50 a 400 bilhões dessas bactérias. Uma vez que as bactérias patogênicas veiculadas por água estão sempre associadas às fezes, a quantidade de coliformes sempre presentes nas fezes poderá servir como “indicador” da presença de patogênicos, sem a necessidade do estudo analítico para identificação dos mesmos, o que seria de custo muito mais alto e menos seguro (BRANCO, 1991).

As bactérias coliformes termoresistentes ou fecais são aquelas que podem fermentar a lactose a 44 – 45°C e compreendem o gênero *Escherichia* e em menor grau,

espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Cyrobacter*. Porém os coliformes termoresistentes distintos de *E. coli* podem proceder também de águas enriquecidas por exemplo de efluentes industriais, ou de materiais vegetais ou solos em decomposição. Assim, o termo “coliformes fecais” que se lhes aplica com frequência não é correto e deveria deixar-se de utilizá-lo. As concentrações de coliformes termoresistentes estão na maior parte dos casos em relação direta com as de *E. coli*. Por isso, sua utilização para avaliar a qualidade da água é aceitável nos exames sistemáticos (OMS, 1995).

Os coliformes indicados como fecais nos resultados deste trabalho, são na realidade *E. coli*. A *E. coli* é uma bactéria pertencente ao grupo dos coliformes fecais ou termotolerantes. Atualmente se aceita a *E. coli* como um indicador de contaminação fecal. Esta bactéria do grupo coliformes, possui as condições adequadas para se constituir em um indicador de contaminação fecal (MENDONÇA, 2000).

O método utilizado para a obtenção do NMP (número mais provável) de coliformes, é aquele descrito no Standard methods for the examination of water and wastewater, ou seja, é o teste do substrato cromogênico para detecção de enzimas dos coliformes totais e substrato fluorogênico para detecção da *E. coli* (coliformes fecais).

Para obtenção do NMP de coliformes totais utiliza-se um substrato cromogênico (ONPG) para detectar a enzima β -D-galactosidase produzida pelas bactérias coliformes totais, a qual hidroliza o substrato provocando uma mudança de cor. Essa coloração amarela indica a presença dos coliformes totais. Foram usadas as bandejas Quany- Tray da IDEXX, as quais contém o substrato, são divididas em células, e após 24 horas da inserção da amostra e incubação a $35 \pm 0,5$ °C, verifica-se as células “amareladas”, e com o auxílio de uma tabela de conversão obtém-se o NMP de coliformes totais.

Para a detecção de *E. coli* é utilizado um substrato fluorogênico (MUG), que detecta a enzima β -D-glucuronide produzida por esta bactéria. Utilizaram-se também as bandejas da IDEXX, que após incubação por 24 horas fornecem o número de células positivas com *E. coli*, mediante a leitura sob luz ultra violeta de 366 nm. Pelo mesmo procedimento anterior, obtém-se o NMP de *E. coli* (coliformes fecais).

A Resolução CONAMA n.º 20 e o Decreto Estadual n.º 8468/76 estabelecem como parâmetro de qualidade de águas de corpos d' água de classe 2, NMP de coliformes totais 5000 e NMP de coliformes fecais de 1000 por 100 ml em regimes diferentes de frequência de coleta de amostras.

Os resultados são expressos em NMP (número mais provável) de coliformes por 100 ml.

3.8 – Nutrientes

3.8.1 – Amônio ($N-NH_4^+$)

Pode-se dividir os compostos de nitrogênio presentes nas águas residuárias em dois grupos.

O primeiro corresponde às formas reduzidas, nitrogênio orgânico e amoniacal.

O nitrogênio amoniacal é composto pelo amônio ou gás amoníaco ($N-NH_3(g)$) e pelo íon amônio ($N-NH_4^+$).

A soma das concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal corresponde ao nitrogênio Kjeldhal Total (NKT) que se apresenta como parâmetro correlacionado com as necessidades de nutrientes em reatores biológicos para tratamento de esgotos (PIVELI & MORITA, 1996).

O segundo grupo correspondente às formas oxidadas incluindo o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-), que somados ao NKT resultam no nitrogênio total (NT).

Na água, em valores de pH ácido e neutro, o amônio apresenta-se na forma predominante de íon amônio, o qual em altos níveis, é indicador de poluição de origem doméstica ou industrial (BATALHA & PARLATORE, 1977).

Para análise do amônio foi utilizado o método descrito por KOROLEFF(1976). A amostra foi diluída 50 vezes, e neste método o amônio reage com hipoclorito de sódio em solução moderadamente alcalina (pH entre 8,0 e 11,5) formando monocloramina . O produto formado, em presença de fenol e excesso de hipoclorito catalisado por nitroprussiato iônico, é o azul de indofenol. A leitura da absorbância desse composto foi feita espectrofotometricamente em cubeta de 1 cm, no comprimento de onda de 630nm e os resultados são expressos em mg/l.

3.8.2 – Nitrito (NO_2^-)

O nitrito é o produto intermediário da oxidação do amônio a nitrato.

A presença de nitrito pode também indicar existência de poluição recente por despejos orgânicos (BRANCO, 1996).

Para a obtenção do nitrito foi usado o método BENDSCHNEIDER & ROBINSON (1952) apud GOLTERMAN et al (1978), que se baseia na reação do nitrito em meio ácido com sulfanilamida e bicloridrato de n-1 naftal etilenodiamina formando

um composto colorido róseo, o qual é determinado espectrofotométricamente a 543 nm, usando-se cubeta de 5 cm de caminho ótico, e os resultados são expressos em mg/l.

3.8.3 - Nitrato (NO_3^-)

Nas águas, o processo de oxidação biológica sofrida pela amônia (NH_3), conduzida em meio aeróbio por bactérias nitrificadoras (a qual é convertida em nitrito e posteriormente a nitrato) chama-se nitrificação, e corresponde à DBO de segundo estágio, devendo ocorrer no tratamento de esgoto. O processo inverso, chamado de desnitrificação, ocorre em meio anaeróbio e compreende a redução de nitrato a nitrito e posteriormente a nitrogênio gasoso (N_2).

O método usado foi o de MACKERETH et al (1978), reduzindo-se o nitrato a nitrito por cádmio amalgamado. O nitrito produzido é complexado por sulfanilamida e biclorato -N-(1-naftil)-etilenodiamida formando um composto nitrogenado colorido.

Do valor final obtido, subtrai-se a quantidade de nitrito presente na amostra antes da redução. A amostra foi diluída em 50 vezes. Os resultados obtidos são expressos em mg/l.

3.8.4 – Nitrogênio total

O nitrogênio total representa todas as formas de nitrogênio da água, o que inclui as formas dissolvidas (nitrito, nitrato, ions amônio e uréia), inorgânicas e orgânicas (nitrogênio orgânico dissolvido, aminoácidos e proteínas).

Para a quantificação do nitrogênio total foi utilizada a metodologia descrita em VALDERRAMA (1981) na qual a amostra (diluída 100 vezes) com reagente de oxidação é autoclavada a 120°C , depois adicionada a cádmio, cloreto de amônia e bórax para redução a nitrito. A leitura é realizada no espectrofotômetro a 543 nm em cubeta de 1 cm. Os resultados são expressos em mg/l.

3.8.5 – Fosfato inorgânico (ortofosfato dissolvido) e fosfato orgânico

Todo fósforo presente nas águas, em ions ou formando complexos encontra-se sob a forma de fosfato (ESTEVEES, 1988).

O fosfato inorgânico pode ser representado pelos ortofosfatos que compreendem os radicais ortofosfato (PO_4^{-3}), presentes nas águas em quantidade bem maiores que o monofosfato (HPO_4^{-2}) e o dihidrogeno fosfato (H_2PO_4^-). Estes radicais combinam-se com cátions formando os sais inorgânicos.

Considera-se o fosfato total dissolvido, como a soma entre o fosfato inorgânico e o orgânico.

A terceira forma de fosfato são os polifosfatos, a qual não se considera para o estudo de qualidade da água, porque sofrem hidrólise convertendo-se rapidamente em ortofosfato (PIVELI & MORITA, 1996).

Para análise do ortofosfato dissolvido foi seguido o método do ácido ascórbico ou de STRICKLAND & PARSONS (1960) apud GOLTERMAN et al (1978). Inicialmente procedeu-se a uma filtragem da amostra em filtro millipore (GFC) com a finalidade de separar as formas de fósforo, dissolvidas das suspensas. Pelo método empregado, os ortofosfatos dissolvidos reagem com o molibdênio de amônio, em presença de tartarato de antimônio-fosfomolibdico. Este complexo é reduzido pelo ácido ascórbico a um complexo molibdênico azulado, o qual é determinado espectrofotométricamente. A leitura é feita a 882 nm em cubeta de 5 cm.

A amostra foi diluída 50 vezes. Os resultados são expressos em mg/l.

3.8.6 – Fosfato total dissolvido

O método usado é o de STRICKLAND & PARSONS (1960) apud GOLTERMAN ET AL (1978), onde é feita a digestão das amostras, para oxidar a matéria orgânica presente, com persulfato de potássio ($K_2S_2O_8$) em autoclave, convertendo-se todo o fosfato à forma inorgânica solúvel.

Em seguida as amostras foram tratadas seguindo a metodologia descrita para análise de ortofosfatos. As amostras foram diluídas 50 vezes.

Os resultados são expressos em mg/l.

3.8.7 - Fósforo total

O fósforo total além de conter as formas dissolvidas tratadas nos itens 3.8.5 e 3.8.6, apresenta as formas de fósforo particulado não disponíveis à absorção imediata pelo fitoplâncton, ou seja, dá uma medida do conteúdo de todas as formas de fósforo presentes na água.

O método utilizado para obtenção do fósforo total descrito por VALDERRAMA (1981), é parecido com aquele empregado para a obtenção do nitrogênio total, ou seja, a amostra com reagentes de oxidação é autoclavada e após esfriar é adicionado o reagente misto.

A leitura é feita a 882 nm em cubeta de 5 cm. As amostras foram diluídas 100 vezes.

Os resultados são expressos em mg/l.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – Variáveis físicas, químicas e biológicas dos afluentes e efluentes (esgoto bruto e tratado) das lagoas estudadas

As Tabelas 8 a 15 contêm cerca de 1500 parâmetros para as 25 variáveis relacionadas.

TABELA 8 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa de estabilização de Coroados, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente		
		Data da coleta			Data da coleta		
		24/05/00	12/07/00	29/08/00	24/05/00	12/07/00	29/08/00
1.Temp. amostra	°C	26	25	24	26	19	20
2.Temper. do ar	°C	21	16	20	21	16	20
3.Sólid. Sedim..	ml/l	9	10	7	<1	<1	<1
4.Sólidos Totais	mg/l	849	1890	901	613	808	707
5.Sól.Tot.Fixos	mg/l	374	359	431	321	359	417
6.Sól.Tot.Volát.	mg/l	475	1531	470	292	449	290
7.Sól.Suspensos	mg/l	373	305	290	185	190	140
8.Sól.Susp.Fixos	mg/l	40	40	20	Zero	50	15
9.Sól.Susp.Volát.	mg/l	333	265	270	185	140	125
10.Conduç.Elét.	µS/cm	1096	1270	1307	896	793	897
11.pH	-	7,0	6,0	6,8	7,6	7,1	7,3
12.Oxig.Dissolv.	mg/l	-	-	-	2,0	0,8	0,8
13.DBO	mg/l	925	675	520	125	212	210
14.DQO	mg/l	1207	1142	1103	717	640	599
15.Sulfetos	mg/l	0,2	0,2	-	-	-	-
16.Colif.Totais	NMP/100ml	1,12x10 ⁸	1,55x10 ⁸	1,55x10 ⁸	9,59x10 ⁵	1,42x10 ⁶	1,73x10 ⁷
17.Colif.Fecais	NMP/100ml	1,67x10 ⁷	1,44x10 ⁷	3,65x10 ⁷	1,75x10 ⁵	3,68x10 ⁵	6,57x10 ⁵
18.Amônio	mg/l	37,23	62,03	15,74	24,99	22,23	12,10
19.Nitrito	mg/l	-	-	-	0,31	0,18	0,18
20.Nitrato	mg/l	-	-	-	1,17	3,80	0,99
21.Nitrog. Tot.	mg/l	50,85	76,58	80,59	42,11	53,29	86,20
22.Fosfato Inorg.	mg/l	8,10	1,02	4,34	4,95	5,91	7,19
23.Fosfato Orgân.	mg/l	1,63	10,44	4,92	3,61	2,52	0,28
24.Fosfato tot.dis.	mg/l	9,73	11,46	9,26	8,55	8,43	7,47
25.Fosforo Total	mg/l	15,51	23,42	15,77	11,04	14,74	10,48

TABELA 9 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa de estabilização de Lourdes, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente		
		Data da coleta			Data da coleta		
		30/05/00	18/07/00	30/08/00	30/05/00	18/07/00	30/08/00
1.Temp. amostra	°C	26	21	25	26	21	21
2.Temper. do ar	°C	24	20	24	24	17	24
3.Sólid. Sedim.	ml/l	14	5	4	<1	<1	<1
4.Sólidos Totais	mg/l	1935	851	1010	379	758	723
5.Sól.Tot.Fixos	mg/l	582	293	354	213	334	335
6.Sól.Tot.Volát.	mg/l	1353	558	656	166	424	388
7.Sól.Suspensos	mg/l	760	380	585	155	150	130
8.Sól.Susp.Fixos	mg/l	180	85	90	5	85	zero
9.Sól.Susp.Volát.	mg/l	580	295	495	150	65	130
10.Conduz.Elét.	µS/cm	855	760	780	780	720	810
11.pH	-	6,6	6,0	5,7	7,1	7,7	7,4
12.Oxig.Dissolv.	mg/l	-	-	-	3,0	3,0	2,5
13.DBO	mg/l	1125	597	750	125	140	117
14.DQO	mg/l	2992	959	1219	615	599	503
15.Sulfetos	mg/l	0,2	-	-	-	-	-
16.Colif.Totais	NMP/100ml	$1,41 \times 10^8$	$1,55 \times 10^8$	$1,99 \times 10^8$	$2,78 \times 10^5$	$3,45 \times 10^6$	$8,16 \times 10^6$
17.Colif.Fecais	NMP/100ml	$6,13 \times 10^7$	$1,62 \times 10^7$	$2,25 \times 10^7$	$8,60 \times 10^4$	$3,64 \times 10^5$	$9,07 \times 10^5$
18.Amônio	mg/l	32,18	38,75	28,66	9,98	17,33	15,72
19.Nitrito	mg/l	-	-	-	0,13	0,17	0,05
20.Nitrato	mg/l	-	-	-	3,51	1,50	0,09
21.Nitrog. Tot.	mg/l	84,18	50,94	57,32	34,08	48,53	31,05
22.Fosfato Inorg.	mg/l	14,62	6,73	7,78	1,47	3,33	3,20
23.Fosfato Orgân.	mg/l	8,37	1,82	0,69	3,55	0,79	2,06
24.Fosfato tot.dis.	mg/l	22,99	8,55	8,47	5,02	4,12	5,26
25.Fosforo Total	mg/l	29,02	15,98	20,53	5,85	8,48	14,17

TABELA 10 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa de estabilização de Planalto, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente		
		Data da coleta			Data da coleta		
		31/05/00	19/07/00	13/09/00	31/05/00	19/07/00	13/09/00
1.Temp. amostra	°C	26	24	26	19	17	26
2.Temper. do ar	°C	27	23	28	27	23	28
3.Sólid. Sedim.	ml/l	10	10	3	<1	<1	<1
4.Sólidos Totais	mg/l	4041	1204	778	759	901	768
5.Sól.Tot.Fixos	mg/l	429	436	381	347	359	324
6.Sól.Tot.Volát.	mg/l	3612	768	397	412	542	444
7.Sól.Suspensos	mg/l	440	240	445	275	140	330
8.Sól.Susp.Fixos	mg/l	20	25	100	25	15	50
9.Sól.Susp.Volát.	mg/l	420	215	345	250	125	280
10.Conduç.Elét.	µS/cm	960	1030	995	844	900	778
11.pH	-	6,4	5,9	6,3	7,7	7,7	7,5
12.Oxig.Dissolv.	mg/l	-	-	-	4,0	4,5	4,6
13.DBO	mg/l	630	450	400	135	83	121
14.DQO	mg/l	1154	1520	762	535	635	642
15.Sulfetos	mg/l	-	-	-	-	-	-
16.Colif.Totais	NMP/100ml	1,05x10 ⁸	1,30 x10 ⁸	1,20 x10 ⁸	4,11x10 ⁶	3,40 x10 ⁶	1,90 x10 ⁶
17.Colif.Fecais	NMP/100ml	1,99x10 ⁷	3,40x10 ⁷	4,30 x10 ⁷	6,91x10 ⁵	9,80 x10 ⁵	7,10 x10 ⁵
18.Amônio	mg/l	13,75	59,73	25,61	21,49	17,10	16,81
19.Nitrito	mg/l	-	-	-	0,14	0,17	0,15
20.Nitrato	mg/l	-	-	-	1,60	1,32	0,80
21.Nitrog. Tot.	mg/l	55,61	80,23	64,74	41,32	51,20	64,09
22.Fosfato Inorg.	mg/l	8,51	9,80	5,48	2,85	4,29	4,56
23.Fosfato Orgân.	mg/l	4,52	1,44	0,54	4,74	0,63	0,62
24.Fosfatotot.dis.	mg/l	13,03	11,24	6,02	7,59	4,92	5,18
25.Fosforo Total	mg/l	15,93	23,23	7,84	8,13	10,41	8,00

TABELA 11 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente da lagoa de estabilização de Zacarias, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente		
		Data da coleta			Data da coleta		
		06/06/00	25/07/00	19/09/00	06/06/00	25/07/00	19/09/00
1.Temp. amostra	°C	25	22	28	21	18	26
2.Temper. do ar	°C	28	19	34	28	19	34
3.Sólid. Sedim.	ml/l	5	5	5	<1	<1	<1
4.Sólidos Totais	mg/l	2108	1054	771	874	840	754
5.Sól. Tot.Fixos	mg/l	498	308	391	375	239	430
6.Sól.Tot.Volát.	mg/l	1610	746	380	409	601	324
7.Sól.Suspensos	mg/l	313	430	275	240	250	65
8.Sól.Susp.Fixos	mg/l	60	85	60	10	25	25
9.Sól.Susp.Volát.	mg/l	253	345	215	230	225	40
10.Conduz.Elét.	µS/cm	960	920	964	843	923	862
11.pH	-	6,6	5,6	6,7	7,6	7,6	7,1
12.Oxig.Dissolv.	mg/l	-	-	-	0,5	0,9	0,2
13.DBO	mg/l	608	675	550	163	167	179
14.DQO	mg/l	1019	1061	750	738	610	510
15.Sulfetos	mg/l	-	-	-	-	-	-
16.Colif.Totais	NMP/100ml	$8,66 \times 10^7$	$5,17 \times 10^7$	$1,30 \times 10^8$	$4,88 \times 10^6$	$2,38 \times 10^6$	$1,90 \times 10^6$
17.Colif.Fecais	NMP/100ml	$5,17 \times 10^7$	$1,48 \times 10^7$	$6,10 \times 10^7$	$1,72 \times 10^6$	$6,40 \times 10^5$	$1,00 \times 10^6$
18.Amônio	mg/l	20,36	10,38	21,28	16,05	10,92	13,19
19.Nitrito	mg/l	-	-	-	0,30	0,23	0,19
20.Nitrato	mg/l	-	-	-	2,07	0,98	0,69
21.Nitrog. Tot.	mg/l	45,11	78,83	54,96	46,15	80,60	68,92
22.Fosfato Inorg.	mg/l	7,12	6,89	4,20	3,11	6,74	4,21
23.Fosfato Orgân.	mg/l	1,62	3,01	1,20	4,78	1,67	0,91
24.Fosfato tot.dis.	mg/l	8,74	9,90	5,40	7,90	8,41	5,12
25.Fosforo Total	mg/l	13,91	15,70	7,12	9,80	11,00	8,59

TABELA 12 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas de estabilização de Alto Alegre, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente da Anaeróbia			Efluente da Facultativa		
		Data da coleta			Data da coleta			Data da Coleta		
		08/06/00	26/07/00	20/09/00	08/06/00	26/07/00	20/09/00	08/06/00	26/07/00	20/09/00
1.Temper. amostra	°C	25	22	25	22	18	27	22	19	27
2.Temper. do ar	°C	30	20	28	30	20	28	30	20	28
3.Sólid. Sedimen.	ml/l	3	5	8	<1	<1	<1	<1	<1	<1
4.Sólidos Totais	mg/l	893	1177	1201	675	788	625	666	769	647
5.Sól. Tot.Fixos	mg/l	373	447	433	376	393	321	377	444	301
6.Sól. Tot.Volát.	mg/l	520	730	768	289	395	304	289	325	346
7.Sól.Suspensos	mg/l	300	75	280	100	65	110	240	50	125
8.Sól.Susp.Fixos	mg/l	117	15	106	75	25	30	55	25	35
9.Sól.Susp.Volát.	mg/l	183	60	174	25	40	80	185	25	90
10.Conduz.Eléct.	µS/cm	938	905	1029	1155	1117	1152	1030	971	913
11.pH	-	7,1	6,1	6,8	6,9	7,0	6,9	6,9	8,2	7,7
12.Oxig.Dissolv.	mg/l	-	-	-	-	-	-	7,3	11,0	1,5
13.DBO	mg/l	538	837	1000	113	325	358	86	139	255
14.DQO	mg/l	1040	900	1147	725	581	390	413	388	380
15.Sulfetos	mg/l	-	-	-	0,4	0,3	-	-	-	-
16.Colif.Totais	NMP/100ml	2,42x10 ⁸	2,42x10 ⁸	6,00x10 ⁸	3,65x10 ⁷	6,49x10 ⁷	9,10x10 ⁷	2,91x10 ⁶	3,45x10 ⁶	3,80x10 ⁶
17.Colif.Fecais	NMP/100ml	3,65x10 ⁷	1,95x10 ⁷	2,60x10 ⁷	6,20x10 ⁶	5,63x10 ⁶	4,80x10 ⁶	5,73x10 ⁵	3,99x10 ⁵	8,10x10 ⁵
18.Amônio	mg/l	36,88	10,51	35,44	61,91	15,43	38,67	39,37	13,06	34,34
19.Nitrito	mg/l	-	-	-	-	-	-	0,10	0,10	0,11
20.Nitrato	mg/l	-	-	-	-	-	-	1,81	1,06	0,81
21.Nitrogênio Tot.	mg/l	51,57	74,53	40,93	65,98	77,92	45,96	51,70	71,66	45,96
22.Fosfato Inorg.	mg/l	9,74	7,62	4,17	10,17	9,63	8,70	8,35	8,51	7,63
23.Fosfato Orgân.	mg/l	2,20	3,91	5,89	1,47	0,81	1,64	2,74	1,67	2,66
24.Fosfato Tot.Dis.	mg/l	11,94	11,53	10,06	11,64	10,43	10,34	11,09	10,18	10,29
25.Fosforo Total	mg/l	20,73	14,07	15,77	16,94	13,42	15,86	15,28	12,70	15,05

TABELA 13 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas de estabilização de Pongai, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente da Anaeróbia			Efluente da Facultativa		
		Data da coleta			Data da coleta			Data da Coleta		
		03/07/00	01/08/00	26/09/00	03/07/00	01/08/00	26/09/00	03/07/00	01/08/00	26/09/00
1. Temper. amostra	°C	24	23	25	22	20	23	22	20	22
2. Temper. do ar	°C	24	21	22	24	21	22	24	21	22
3. Sólid. Sedimen.	ml/l	5	4	4	<1	<1	<1	<1	<1	<1
4. Sólidos Totais	mg/l	1029	672	1229	691	516	482	577	467	440
5. Sól. Tot. Fixos	mg/l	491	309	291	423	283	275	386	277	275
6. Sól. Tot. Volát.	mg/l	538	363	939	268	233	207	191	190	165
7. Sól. Suspensos	mg/l	275	133	345	155	43	70	200	35	87
8. Sól. Susp. Fixos	mg/l	75	33	40	35	23	13	25	25	13
9. Sól. Susp. Volát.	mg/l	200	100	305	120	20	57	175	10	74
10. Condut. Elét.	µS/cm	840	830	850	898	919	860	807	841	712
11. pH	-	6,2	5,5	6,0	6,3	6,7	6,4	7,2	7,3	7,3
12. Oxig. Dissolv.	mg/l	-	-	-	-	-	-	1,1	-	6,0
13. DBO	mg/l	400	400	468	241	150	160	90	50	180
14. DCO	mg/l	911	935	802	518	467	321	243	277	319
15. Sulfetos	mg/l	0,6	-	-	0,6	-	-	-	-	-
16. Colif. Totais	NMP/100ml	1,20x10 ⁸	1,99x10 ⁸	7,20x10 ⁷	3,07x10 ⁷	1,58x10 ⁷	6,90x10 ⁶	6,87x10 ⁶	4,11x10 ⁶	8,60x10 ⁵
17. Colif. Fecais	NMP/100ml	2,48x10 ⁷	2,22x10 ⁷	3,00x10 ⁷	8,39x10 ⁶	3,89x10 ⁶	4,10x10 ⁶	3,01x10 ⁵	8,84x10 ⁵	2,90x10 ⁵
18. Amônio	mg/l	19468	5186	32529	35868	7790	34006	20632	10316	14359
19. Nítrito	mg/l	-	-	-	-	-	-	0,02	0,07	0,07
20. Nitrato	mg/l	-	-	-	-	-	-	1,31	0,78	0,91
21. Nitrogênio Tot.	mg/l	42,66	49,48	38,13	45,13	50,59	39,04	32,02	44,98	21,23
22. Fosfato Inorg.	mg/l	5,34	6,07	6,15	4,93	4,53	5,56	2,18	5,14	4,25
23. Fosfato Orgân.	mg/l	0,73	0,95	1,52	1,30	1,36	0,55	3,20	1,94	1,11
24. Fosfato Tot. Dis.	mg/l	6,07	7,01	7,67	6,23	5,89	6,11	5,37	7,08	5,36
25. Fosforo Total	mg/l	12,13	7,97	13,35	11,06	6,53	11,72	11,97	8,85	10,16

TABELA 14 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas de estabilização de Irapuã, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente da Anaeróbia			Efluente da Facultativa		
		Data da coleta			Data da coleta			Data da Coleta		
		05/07/00	09/08/00	27/09/00	05/07/00	09/08/00	27/09/00	05/07/00	09/08/00	27/09/00
1. Temper. amostra	°C	24	24	24	22	23	24	22	23	23
2. Temper. do ar	°C	25	30	27	25	30	27	25	30	27
3. Sólid. Sedimen.	ml/l	5	9	10	<1	<1	<1	<1	<1	<1
4. Sólidos Totais	mg/l	912	1731	1036	661	524	571	595	549	530
5. Sól. Tot. Fixos	mg/l	347	296	264	304	285	220	300	251	225
6. Sól. Tot. Volát.	mg/l	565	1435	772	357	239	351	295	298	305
7. Sól. Suspensos	mg/l	325	380	340	155	93	80	155	120	113
8. Sól. Susp. Fixos	mg/l	zero	35	20	10	zero	10	5	13	13
9. Sól. Susp. Volát.	mg/l	325	345	320	145	93	70	150	107	100
10. Condut. Elét.	µS/cm	970	1020	1180	1030	1072	1063	915	945	841
11. pH	-	5.8	6.0	5.9	6.0	6.6	6.5	6.9	7.3	7.5
12. Oxig. Dissolv.	mg/l	-	-	-	-	-	-	2.6	2.0	1.6
13. DBO	mg/l	375	475	520	230	81	260	66	73	137
14. DQO	mg/l	1066	1329	1066	622	399	476	358	325	408
15. Sulfetos	mg/l	-	-	-	1,1	0,7	0,4	-	-	-
16. Colif. Totais	NMP/100ml	1,41x10 ⁸	2,42x10 ⁸	1,50x10 ⁸	1,45x10 ⁷	3,45x10 ⁷	3,60x10 ⁷	4,88x10 ⁶	5,48 x10 ⁶	8,60 x10 ⁶
17. Colif. Fecais	NMP/100ml	1,73x10 ⁷	3,65x10 ⁷	2,90x10 ⁷	3,73 x10 ⁶	5,44x10 ⁶	5,30x10 ⁶	1,99x10 ⁵	3,59x10 ⁵	6,80x10 ⁵
18. Amônio	mg/l	20632	29109	81774	39328	37291	62224	36957	32996	36844
19. Nitrito	mg/l	-	-	-	-	-	-	0,01	0,03	0,08
20. Nitrato	mg/l	-	-	-	-	-	-	1,20	0,74	0,67
21. Nitrogênio Tot.	mg/l	33,95	60,83	85,35	60,40	56,91	59,33	48,83	61,15	40,20
22. Fosfato Inorg.	mg/l	6,16	3,24	7,77	7,57	6,64	10,24	5,81	6,22	7,08
23. Fosfato Orgân.	mg/l	0,89	4,14	6,21	0,43	1,05	1,14	2,60	1,96	2,79
24. Fosfato Tot. Dis.	mg/l	7,05	7,39	13,98	8,00	7,69	11,38	8,41	8,18	9,88
25. Fosforo Total	mg/l	12,24	9,47	21,38	12,80	9,40	16,91	11,36	11,69	15,67

TABELA 15 – Valores obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas no afluente e efluente das lagoas de estabilização de Adolfo, nas diferentes datas de amostragem

Variável	Unidade de Medida	Afluente			Efluente da Anaeróbia			Efluente da Facultativa		
		Data da coleta			Data da coleta			Data da Coleta		
		11/07/00	16/08/00	03/10/00	11/07/00	16/08/00	03/10/00	11/07/00	16/08/00	03/10/00
1.Temper. amostra	°C	25	25	27	23	24	27	22	24	27
2.Temper. do ar	°C	26	28	32	26	28	32	26	28	32
3.Sólid. Sedimen.	ml/l	8	6	6	<1	<1	1	<1	<1	<1
4.Sólidos Totais	mg/l	1050	908	818	724	749	638	781	838	671
5.Sól.Tot.Fixos	mg/l	389	310	343	395	288	383	449	370	373
6.Sól.Tot.Volát.	mg/l	661	598	475	329	461	255	332	468	298
7.Sól.Suspensos	mg/l	320	250	340	140	73	107	175	170	160
8.Sól.Susp.Fixos	mg/l	25	10	110	25	20	30	40	20	43
9.Sól.Susp.Volát.	mg/l	295	240	230	115	53	43	135	150	117
10.Condut.Elét.	MS/cm	1020	1020	880	1183	1252	1127	914	944	839
11.pH	-	6.8	6.1	6.6	6.3	6.8	6.6	7.4	8.3	7.5
12.Oxig.Dissolv.	mg/l	-	-	-	-	-	-	6.2	8.0	5.0
13.DBO	mg/l	473	575	1000	190	229	358	75	142	171
14.DQO	mg/l	1243	1207	1650	554	546	524	493	519	455
15.Sulfetos	mg/l	-	-	-	0.1	-	0.2	-	-	-
16.Colif.Totais	NMP/100ml	1,20x10 ⁸	1,73 x10 ⁸	1,30x10 ⁸	1,08x10 ⁷	1,29x10 ⁷	9,30x10 ⁶	1,99x10 ⁶	1,20x10 ⁶	1,00x10 ⁶
17.Colif.Fecais	NMP/100ml	1,90x10 ⁷	1,73x10 ⁷	2,20x10 ⁶	3,09x10 ⁶	3,27x10 ⁶	1,80x10 ⁶	4,71x10 ⁵	2,62x10 ⁵	2,40x10 ⁵
18.Amônio	mg/l	27745	26174	36766	39211	38107	48854	22887	22773	19664
19.Nitrito	mg/l	-	-	-	-	-	-	0.23	0.28	0.29
20.Nitrato	mg/l	-	-	-	-	-	-	1.27	0.88	0.85
21.Nitrogênio Tot.	mg/l	33,89	52,35	81,05	53,91	76,21	96,05	39,76	45,55	65,52
22.Fosfato Inorg.	mg/l	6,10	6,11	5,54	8,64	7,11	7,53	3,14	5,76	6,52
23.Fosfato Orgân.	mg/l	0,63	0,51	2,64	0,81	0,55	1,34	1,68	2,24	0,65
24.Fosfato Tot.Dis.	mg/l	6,73	6,61	8,18	9,45	7,66	8,88	4,82	8,00	7,17
25.Fosforo Total	mg/l	13,22	15,15	10,12	15,31	17,63	11,30	8,88	17,07	9,83

Observações referentes às tabelas 8 a 15 e algumas anotações sobre as condições das coletas realizadas :

1 - Os valores indicados para temperatura da amostra, temperatura do ar, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido e sulfetos, referem-se à média daqueles obtidos no momento da coleta das amostras naquela data.

2 – Coroados: na coleta de 12/07/00 o tempo estava nublado e na coleta de 29/08/00, o tempo também estava nublado e havia chovido no dia e noite anterior.

3 – Lourdes: na coleta de 30/05/00 o tempo passou de bom a nublado a partir das 12:00 horas.

4 – Planalto: na coleta de 13/09/00 o tempo estava nublado.

5 – Zacarias: uma das duas tubulações de saída do sistema está muito alta, não permitindo o fluxo de esgoto pela mesma. Na coleta de 19/09/00, observou-se a lagoa com coloração intensa de verde-escuro, aparentando alta concentração de algas.

6 – Alto Alegre: nas coletas de 08/06/00 e 20/09/00, observou-se afluentes com coloração avermelhada, possivelmente devido a despejo de fábrica de sucos em pó.

7 – Pongá: na coleta de 01/08/00 o tempo apresentou-se nublado até as 13:00 horas, com sol a partir desse horário e a lagoa facultativa com cor acentuadamente acinzentada. Na coleta de 26/09/00, observou-se cheiro forte na lagoa anaeróbica e vento forte no sentido da entrada para a saída da facultativa.

8 – Irapuã: observou-se na coleta de 05/07/00 que o pH do corpo receptor a montante do lançamento dos efluentes tratados estava baixo. Presume-se que pode ser originário de fábrica de jeans que faz despejo direto no corpo receptor.

9 – Adolfo: notou-se na coleta de 11/07/00, que havia pequeno vazamento de esgoto bruto pela comporta do by-pass cujo fluxo dirigia-se ao corpo receptor. Esta comporta foi imediatamente vedada logo após a coleta. Nesse dia o tempo apresentou-se nublado a partir das 13:00 horas. As amostras na saída da lagoa facultativa, foram colhidas no final da escada de aeração, as quais podem indicar modificação nas características dos efluentes do sistema, sobretudo oxigênio dissolvido.

10 - Não foi observada a presença de algas azuis em nenhuma das coletas efetuadas.

Algumas variáveis analisadas constituem parâmetros para estabelecimento de padrões de qualidade de corpos d'água e de emissão de efluentes na legislação em vigor. Os padrões de qualidade dos corpos d'água com base na sua classificação são estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 20 de 18/06/1986 em todo Território Nacional. O Estado de São Paulo possui a lei n.º 997 de 31/05/1976, regulamentada, pelo decreto n.º 8468 de 08/09/1976 que também estabelece padrões de qualidade de corpos d'água em função de sua classe e padrões de emissão de efluentes. O Decreto Estadual n.º 10755 de 22/11/77 divide os corpos d'água em quatro classes. Todos os oito corpos hídricos receptores dos efluente tratados nesta pesquisa são classificados na classe 2, ou seja, águas destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional.

Neste estudo efetua-se a análise comparativa e discussão dos resultados sem contudo se ater unicamente à legislação vigente. A seguir, são indicados alguns padrões de emissão (referem-se às concentrações máximas de lançamento no corpo receptor) definidos pela legislação estadual:

pH: entre 5,0 e 9,0

Temperatura: inferior a 40°C

Sólidos sedimentáveis: até 1,0 ml/l

DBO₅ : máximo de 60mg/l, que poderá ser ultrapassado desde que o sistema de tratamento tenha eficiência de remoção maior ou igual a 80%.

Estabelece também, como padrão de qualidade para águas de classe 2, o limite do número mais provável de coliformes (NMP) de 5000 para totais e 1000 para fecais, para 80% de pelo menos 5 amostras colhidas num período de até 5 semanas consecutivas. A seguir, são interpretados e discutidos os dados das diferentes variáveis analisadas.

4.2 – Temperatura

A temperatura é fator fundamental no tratamento de esgotos, pois é inversamente proporcional ao coeficiente de solubilidade dos gases na água. Assim, com o aumento da temperatura, os gases, dentre eles o oxigênio, tornam-se menos disponíveis no meio.

Segundo BRANCO (1996), a temperatura do líquido de uma lagoa de estabilização, acompanha a curva de variação da temperatura ambiente, com exceção das camadas mais profundas que se mantêm mais estáveis.

A temperatura influencia na formação da camada de lodo, pois as taxas de digestão anaeróbia dependem diretamente da mesma. Para temperaturas acima de 22°C, ocorrem taxas de digestão elevadas, que resultam em maior estabilização dos sólidos sedimentáveis e uma maior produção de biogás (GONÇALVES et al, 2000).

Nos locais onde a temperatura do esgoto atinge valores inferiores a 19°C por alguns dias consecutivos a carga de material orgânico sedimentável supera a capacidade de digestão anaeróbia da biomassa (OSWALD, 1968 apud GONÇALVES et al, 2000).

Na região estudada, mesmo na época mais fria do ano, em que foram feitas as coletas, a temperatura média durante o dia é relativamente alta, como se observam nos resultados apresentados, fato que provoca o aumento da velocidade de decomposição dos compostos orgânicos, porém diminuindo a solubilidade do oxigênio dissolvido.

Segundo MENDONÇA (2000), nos meses mais frios do ano, em função do decréscimo da atividade fotossintética das algas há aumento das concentrações de amônio e fósforo e diminuição dos sólidos suspensos nos efluentes das lagoas de estabilização. A lagoa de estabilização está sujeita a estratificação térmica, na qual a camada superior mais quente não se mistura com a inferior mais fria. À medida que se aprofunda na lagoa há uma fina camada caracterizada por um acentuado decréscimo na temperatura e um elevado acréscimo de densidade e viscosidade, camada essa denominada termoclina. O comportamento das algas é influenciado por essa estratificação, em que as algas não motoras sedimentam, deixando de produzir oxigênio e implicando em consumo do mesmo na zona mais escura da lagoa, e as algas motoras vão para a camada superficial da lagoa, formando uma densa camada de algas que dificulta a penetração da energia solar (VON SPERLING, 1996-a).

Adiante, são relacionadas na tabela 16 as médias das temperaturas do ambiente e do líquido em cada um dos sistemas para as três coletas efetuadas nas datas indicadas no quadro do cronograma da Figura 29 ou nas Tabelas 8 a 15, lembrando que cada resultado indicado expressa a temperatura média diária das coletas realizadas.

TABELA 16 – Valores das temperaturas médias do ar e do esgoto afluente e efluente dos sistemas.

Local	Tar (°C)	Taf (°C)	Tef.ana. (°C)	Tef.fac. (°C)
1. Coroados	19	25	-	22
2. Lourdes	23	24	-	23
3. Planalto	26	25	-	21
4. Zacarias	27	25	-	22
5. Alto Alegre	26	24	22	23
6. Pongá	22	24	22	21
7. Irapuã	27	24	23	23
8. Adolfo	29	26	25	24
Média	25	26	23	22

Segundo MENDONÇA (2000), a produção ótima de oxigênio para algumas espécies de algas em lagoas facultativas se obtém entre 20 e 25°C. Pode-se inferir, conforme as temperaturas indicadas na tabela 16, que a região apresenta, mesmo na época mais desfavorável do ano (mais fria), temperaturas que possibilitam o tratamento biológico por lagoas de estabilização.

4.3 – Sólidos (sedimentáveis, totais fixos e voláteis e suspensos fixos e voláteis).

4.3.1 – Sólidos sedimentáveis.

A análise dos resultados de sólidos sedimentáveis indica que todas as amostras dos efluentes das lagoas facultativas atenderam ao limite determinado pela Resolução CONAMA n.º 20/86 para padrão de emissão máximo de 1 ml/l.

Mesmo as lagoas anaeróbias possuem efluentes que atenderam este padrão. O Decreto Estadual n.º 8468/76, também estabelece no artigo 19 que “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados em sistema público de esgoto provido de estação de tratamento com materiais sedimentáveis abaixo de 10 ml/l”.

Foram feitas 24 análises de sólidos sedimentáveis em datas diferentes, nos esgotos afluentes dos oito sistemas de tratamento (três em cada um deles). Em cinco delas, os resultados apresentavam valor igual ou superior a 10 ml/l, contrariando o

decreto. Ressalta-se que as coletas foram realizadas em período de pouca precipitação pluviométrica. Na época chuvosa do ano os valores de sólidos sedimentáveis certamente são maiores face aos sólidos carregados pela chuva (principalmente areia) para a rede coletora e para a estação de tratamento.

As relações para obtenção do índice volumétrico de lodo (IVL) indicaram resultados de lodos com condições de sedimentabilidade, todas inferiores a 100 ml/g, o que é considerado uma faixa adequada nos sistemas de tratamento por lagoas de estabilização, uma vez que o valor máximo para os sólidos sedimentáveis foi 1 ml/l e o mínimo dos sólidos suspensos foi de 35 mg/l (Pongai, efluente da facultativa em 01/08/00), que resultaria no maior valor de IVL igual a 29ml/g.

4.3.2 – Sólidos totais (fixos e voláteis) e sólidos suspensos (fixos e voláteis).

As águas residuárias podem ser enquadradas genericamente em:

- . predominantemente inorgânicas, as quais para tratamento são mais apropriados os processos físicos e químicos, tais como os efluentes industriais de metalúrgicas, mineração, etc.;

- . predominantemente orgânicas, que reúnem esgotos sanitários, águas residuárias de indústrias de bebidas e alimentos, para as quais os processos biológicos de tratamento são aplicáveis;

- . predominantemente orgânicas, porém contendo substâncias tóxicas ou resistentes à biodegradação, tais como curtumes, indústrias de papel e celulose, petroquímicas, farmacêuticas, em que os processos de tratamento podem associar os biológicos aos físicos e químicos (FORESTI, 1999).

A razão entre a concentração dos sólidos voláteis e de sólidos totais indica genericamente a porcentagem de material orgânico dos sólidos totais. Quando o valor dessa razão é muito pequeno, há pouca presença de matéria orgânica, e é possível que a aplicação de processos biológicos não seja recomendável podendo-se optar por processos químicos e físicos.

Segundo METCALF & EDDY(1991), em esgotos sanitários com composição medianamente forte, cerca de 75% de sólidos suspensos e 40% de sólidos dissolvidos são orgânicos. No presente estudo foram obtidas as seguintes relações de sólidos

totais voláteis/sólidos totais (SVT/ST) e sólidos suspensos voláteis/sólidos suspensos totais (SSV/SS) médias, para os esgotos afluentes aos sistemas:

- . Coroados: SVT/ST média = 0,63 - SSV/SS média = 0,90
- . Lourdes: SVT/ST média = 0,67 - SSV/SS média = 0,80
- . Planalto: SVT/ST média = 0,68 - SSV/SS média = 0,88
- . Zacarias: SVT/ST média = 0,65 - SSV/SS média = 0,80
- . Alto Alegre: SVT/ST média = 0,61 - SSV/SS média = 0,68
- . Pongai: SVT/ST média = 0,61 - SSV/SS média = 0,79
- . Irapuã: SVT/ST média = 0,73 - SSV/SS média = 0,95
- . Adolfo: SVT/ST média = 0,62 - SSV/SS média = 0,85.

A média geral para a relação SVT/ST foi de 0,65 e para SSV/SS foi de 0,83, as quais indicam predominância de matéria orgânica nos esgotos sanitários, com plena aplicabilidade de tratamento biológico, como é o caso das lagoas de estabilização.

A Tabela 17 a seguir, indica a eficiência média de remoção de sólidos suspensos para as três amostras coletadas, considerando-se separadamente os quatro sistemas com lagoas anaeróbias e facultativas secundárias (LA e LFs) e os quatro sistemas com lagoas primárias (I.Fp).

TABELA 17 – Eficiência média de remoção de sólidos suspensos nas lagoas anaeróbias (I.A), facultativas secundárias (I.Fs) e facultativas primárias (I.Fp).

Sistema	Eficiência de remoção de sólidos suspensos (Ess%)			
	LA	LFs	Total (LA+LFS)	LFp
1-Coroados	-	-	-	47
2-Lourdes	-	-	-	75
3-Planalto	-	-	-	34
4-Zacarias	-	-	-	45
5-A. Alegre	68	-21	37	-
6-Pongai	64	-7	57	-
7-Irapuã	69	-6	63	-
8-Adolfo	65	-20	45	-
Média	-	-	51	50

Observa-se que nos sistemas providos de lagoas anaeróbias, houve incremento de sólidos suspensos nos quatro sistemas, possivelmente pela floração de algas. Os sistemas dotados de apenas lagoas facultativas primárias tiveram média geral de remoção de sólidos suspensos bem próxima daqueles dotados de lagoas anaeróbias seguidas por facultativas secundárias.

4.4 – Condutividade elétrica

Durante o processo de decomposição da matéria orgânica, em função da liberação de nutrientes, há aumento da concentração de minerais, e verificam-se valores maiores da condutividade elétrica.

A temperatura também influencia a condutividade elétrica, aumentando-a cerca de 2% a cada grau centígrado (ABELIOVICH,1985).

Além da decomposição da matéria orgânica e da temperatura, o pH também pode influenciar a condutividade. Em ambientes cujos valores localizam-se nas faixas extremas (menores que 5 e maiores que 9), a condutividade elétrica é devida apenas às elevadas concentrações de poucos ions em solução, dentre os quais, os mais freqüentes são H^+ e OH^- (ESTEVES, 1988).

A condutividade elétrica do esgoto afluente das lagoas de estabilização avaliadas no presente estudo variou entre cerca de 800 $\mu S/cm$ a 1300 $\mu S/cm$ (média geral de 974 $\mu S/cm$).

Para os efluentes das quatro lagoas anaeróbias, foram registrados valores de condutividade elétrica variando entre 800 $\mu S/cm$ e 1200 $\mu S/cm$ (média geral de 1069 $\mu S/cm$).

Nos efluentes das oito lagoas facultativas foram registrados resultados de condutividade entre cerca de 700 $\mu S/cm$ e 1000 $\mu S/cm$ (média geral de 863 $\mu S/cm$).

TABELA 18 - Condutividade elétrica média dos esgotos afluentes e efluentes dos sistemas, em $\mu S/cm$

sistema	Coroados	Lourdes	Planalto	Zacarias	A .Alegre	Pongáí	Irapuã	Adolfo	média
cond.afl.	1224	798	995	948	957	840	1057	973	974
cond.efl. ana	-	-	-	-	1141	892	1055	1187	1069
cond.efl. fac	862	770	841	876	971	787	900	899	863

Conforme pode ser observado na Tabela 18, entre o afluente das lagoas e o efluente final, verifica-se uma redução da condutividade média de cerca de 11% (de 974 $\mu\text{S/cm}$ para 863 $\mu\text{S/cm}$), em função da diminuição da concentração de minerais no efluente final. Os valores de condutividade das águas doces superficiais no Estado de São Paulo, geralmente situam-se na faixa de 4 a 200 $\mu\text{S/cm}$, bem inferiores aos dos efluentes das lagoas estudadas. É portanto previsível que o lançamento do efluente ocasionará um aumento na condutividade dos rios receptores, com conseqüências variadas à biota.

4.5 – Tempo de detenção hidráulica, relação comprimento/largura e taxa de acúmulo de lodo.

A Tabela 19 apresenta tempos de detenção hidráulica T_{di} considerando-se os volumes úteis no início de operação das lagoas e T_{df} descontando-se os volumes de lodo sedimentado no fundo das mesmas, obtidos entre as razões desses volumes (m^3) e as vazões médias diárias (Q_{md} em m^3/dia).

TABELA 19 – Valores de vazão média diária (Qmd), volumes iniciais (Vi) e finais (Vf) e tempos de detenção hidráulica inicial (Tdi) e final (Tdf) nos sistema estudados.

Sistema	Qmd (m ³ /d)	Vi (m ³)		Vf (m ³)		Tdi (dias)			Tdf (dias)			redução Tdit/ Tdft (%)
		ana.	fac.	ana.	fac.	ana.	fac.	total (Tdit)	ana.	fac.	Total (Tdft)	
1-Coroados	415,58	-	11707,72	-	11011,05	-	28,2	28,2	-	26,5	26,5	6,0
2-Lourdes	220,32	-	8359,50	-	7275,77	-	37,9	37,9	-	33,0	33,0	12,9
3-Planalto	373,25	-	12712,88	-	7584,20	-	34,1	34,1	-	20,3	20,3	40,5
4-Zacarias	197,86	-	5226,67	-	4705,56	-	26,4	26,4	-	23,8	23,8	9,8
5-A Alegre	311,90	1908,75	3510,48	1026,77	2376,10	6,1	11,3	17,4	3,3	7,6	10,9	37,4
6-Pongai	412,99	2520,90	6100,31	2142,78	5993,70	6,1	14,8	20,9	5,2	14,5	19,7	5,7
7-Irapuã	700,70	3843,75	9437,44	2577,66	8980,37	5,5	13,5	19,0	3,7	12,8	16,5	13,2
8-Adolfo	425,13	4254,69	8661,19	2675,64	8000,36	10,0	20,4	30,4	6,3	18,8	25,1	17,4

A relação comprimento/largura para todas as lagoas anaeróbias é 1,00 e para as facultativas varia de 1,00 a 3,51. Pelos resultados de remoção de coliformes fecais e de DBO não foi possível estabelecer nenhuma relação com este parâmetro de projeto e o funcionamento das lagoas. Com relação às profundidades, coincidentemente as duas lagoas facultativas primárias de Coroados e Zacarias que possuem rebaixos no fundo próximos às entradas para depósito de areia, apresentaram os piores resultados de eficiência média de remoção de DBO (74% e 72% respectivamente). PEARSON, et al (1995) constataram que as diferenças na relação comprimento/largura (na faixa de 1/1 a 1/6) e profundidades (de 1 a 2 m) tem efeito muito pequeno na qualidade do efluente de lagoas facultativas secundárias (DBO, SST e coliformes fecais).

A formação do lodo nas lagoas de estabilização é função da deposição de sólidos sedimentáveis e da reprodução de bactérias responsáveis pela digestão anaeróbia no fundo do reator. Segundo COSSIO (1993), a taxa de acúmulo de lodo em uma lagoa anaeróbia varia entre 0,03 e 0,04 m³/hab x ano e o número de anos entre duas limpezas consecutivas é obtido pela relação:

$$n = \frac{0,5 \cdot V}{TAL \cdot P}, \text{ em que,}$$

n = número de anos de operação para limpeza

V = volume da lagoa em m³ (Vi da tabela 18)

TAL = taxa de acúmulo de lodo em m³/hab x ano, normalmente de 0,04m³/hab x ano

P = população atendida, obtida da tabela 6.

Utilizando-se esse critério, o número de anos para limpeza das lagoas anaeróbias seria para: Alto Alegre = 11, 5 anos; Pongai = 11,2 anos; Irapuã = 8,9 anos; e Adolfo = 17,6 anos.

A taxa média de acúmulo de lodo obtida nessas lagoas conforme tabela 7, resultante das batimetrias efetuadas, foi de 0,07m³/hab.ano. Utilizando-se a mesma formula de COSSIO com esta última taxa, verifica-se que as lagoas anaeróbias deveriam ter o lodo removido em :

Alto Alegre – n = 6,6 anos(6 anos e 7meses) – limpeza a partir de janeiro de 2002

Pongai – n = 6,4 anos(6 anos e 5 meses) – limpeza a partir de maio de 2005

Irapuã – n = 5,1 anos(5 anos e 1 mês) – limpeza a partir de setembro de 2000

Adolfo – n = 10,0 anos – limpeza a partir de março de 2003.

Verifica-se que para as lagoas anaeróbias de Alto Alegre e Irapuã já seriam necessárias as remoções do lodo. As limpezas podem ser feitas sem interrupção dos processos de tratamento, desviando-se os esgotos para as lagoas facultativas. Este mecanismo é uma vantagem importante destes sistemas dotados de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas. Por exemplo, no período de limpeza da lagoa anaeróbia de Alto Alegre, ocorrida entre junho e julho de 1995, o esgoto afluyente foi desviado para a lagoa facultativa.

As lagoas facultativas primárias tiveram taxa de acúmulo de lodo média de 0,14 m³/hab.ano (obtida da Tabela 7). No sistema de Planalto, por exemplo, o acúmulo de lodo resulta na redução de 40 % do tempo de detenção e do volume útil. Considerando-se ¼ do volume inicial das lagoas facultativas primárias como máximo volume de acúmulo de lodo, para a taxa média obtida, o número de anos para a remoção de lodo a partir do início de operação das lagoas seria igual a $n = V_i/4 \times TAI \cdot xP$, e as mesmas deveriam ter o lodo removido em :

Coroados – n = 7,8 anos(7 anos e 10 meses) – limpeza a partir de abril de 2004

Lourdes – n = 10,1 anos(10 anos e 1 mês) – limpeza a partir de dezembro de 2006

Planalto – n = 8,8 anos(8 anos e 10 meses) – limpeza a partir de junho de 1998

Zacarias – n = 7,7 anos(7 anos e 8 meses) – limpeza a partir de março de 2005.

Observa-se que o sistema de Planalto já deveria ter o lodo removido.

4.6 – Potencial hidrogeniônico (pH)

A concentração do íon hidrogênio é um parâmetro importante para águas naturais e esgotos sanitários. Nestes, condições adversas quanto ao pH, conduzem a maior dificuldade no tratamento biológico, e se não for alterado no efluente, poderá influenciar na concentração do íon hidrogênio do corpo receptor (METCALF & EDDY, 1991).

Tanto a Resolução CONAMA n.º 20, quanto o Decreto Estadual n.º 8468/76, consideram padrão de emissão para lançamento no corpo receptor, pH com valores entre 5,0 e 9,0. Os resultados de todas as amostras coletadas dos efluentes finais atenderam às exigências legais.

Segundo MENDONÇA (2000), em países de clima tropical, as lagoas anaeróbias adequadamente projetadas, funcionam satisfatoriamente com pH ótimo entre 7,0 e 7,2, com predomínio da fase metanogênica sobre a fase ácida de formação

de ácidos voláteis. Tanto as lagoas anaeróbias quanto as facultativas são operadas de forma eficiente com valores ligeiramente alcalinos.

O pH de lagoas de estabilização está sujeito a variações, que ocorrem em diferentes estações do ano ou horas do dia, dependendo da intensidade luminosa e da concentração de algas (PIPES, 1962).

No caso das lagoas facultativas, as algas por meio do processo de fotossíntese mediante a luz solar, consomem gás carbônico do meio e promovem a precipitação do carbono sob a forma insolúvel de bicarbonato (SHIMADA et al, 1987).

De acordo com SHILINGLAW & PIETERSE (1977), a principal causa de variação do pH em lagoas de estabilização é a variação na concentração de algas na coluna d'água. Estes autores verificaram que altos valores de pH coincidiam com períodos de grandes concentrações de algas, uma vez que estas consumiam CO_2 no processo fotossintético, elevando o pH.

BOKIL & AGRAWALL (1977) constataram que ambientes aquáticos com alta alcalinidade apresentam baixa variação de pH (7-8), mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas.

Ainda conforme MENDONÇA (2000), se a lagoa facultativa apresenta cor verde escura o pH será alcalino e se verde amarelada ou pálida indica que se inicia o processo de acidificação. À noite, o pH das lagoas tende a baixar devido a liberação de CO_2 pela respiração dos organismos presentes na lagoa, e ausência de fotossíntese. A Figura 30 demonstra a variação horária do pH em diferentes camadas de uma lagoa facultativa, localizada em Santa Fé do Sul, Estado de São Paulo.

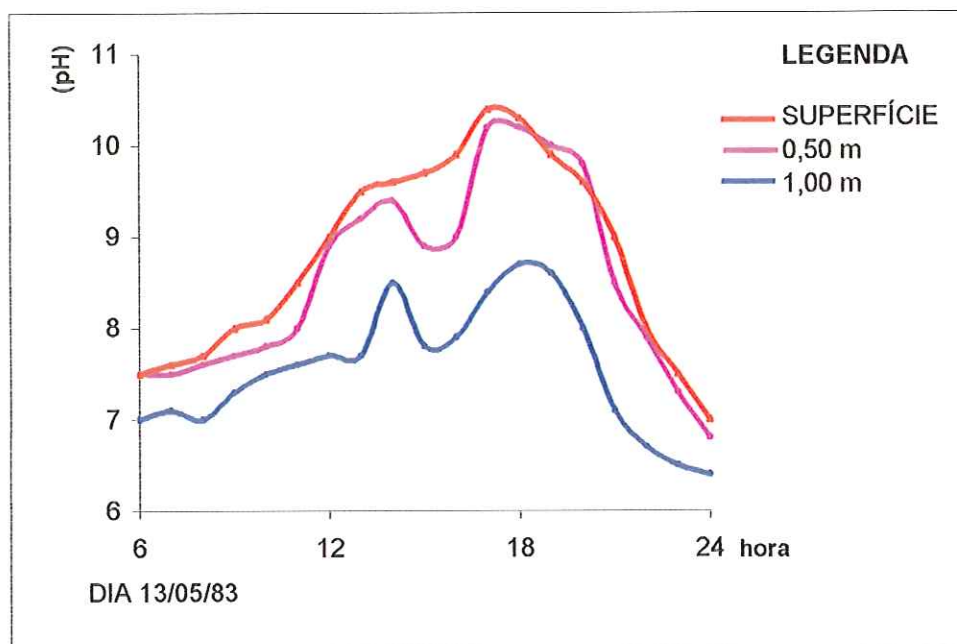


FIGURA 30 – Variação horária do pH em diferentes camadas de uma lagoa facultativa com profundidade útil 1,20 m .

Fonte : adaptado de VIDAL & TREMAROLI (1983).

Nas lagoas estudadas o pH variou de 5,4 a 8,7, considerando-se as diferentes horas do dia e os afluentes e efluentes dos sistemas estudados, nas três coletas efetuadas, como sintetizado a seguir na Tabela 20.

TABELA 20 – Valores mínimos e máximos obtidos para o pH do esgoto afluente e efluente dos sistemas.

Sistema	pH _{afl.} (mín./máx.)	pH _{efl.ana.} (mín./máx.)	pH _{efl.fac.} (mín./máx.)
1. Coroados	5,8/7,2	-	7,1/7,6
2. Lourdes	5,5/7,0	-	7,1/7,8
3. Planalto	6,0/6,5	-	7,4/7,8
4. Zacarias	5,4/6,8	-	7,1/7,7
5. Alto Alegre	5,4/7,2	6,8/7,1	6,3/8,7
6. Pongai	5,4/6,5	6,2/6,8	6,9/7,8
7. Irapuã	5,4/6,4	5,9/6,8	6,9/7,6
8. Adolfo	6,1/7,0	6,1/6,9	7,2/8,6
Geral	5,4/7,2	5,9/7,1	6,3/8,7

Os valores médios de pH registrados para os efluentes e afluentes das lagoas tanto anaeróbias quanto facultativas são apresentados na Tabela 21.

TABELA 21 – pH médio dos afluentes e efluentes, oxigênio dissolvido (mg/l) e temperatura (°C) médios dos efluentes dos sistemas.

Sistema	Coroados	Lourdes	Planalto	Zacarias	A .Alegre	Pongáí	Irapuã	Adolfo	média geral
pH afluente	6,6	6,1	6,2	6,3	6,7	5,9	5,9	6,5	6,3
pH efl. ana.	-	-	-	-	6,9	6,5	6,4	6,6	6,6
pH efl. fac.	7,3	7,4	7,6	7,4	7,6	7,3	7,2	7,7	7,4
OD efl. fac	1,2	2,8	4,4	0,5	6,6	2,4	2,1	6,4	3,3
Temp. efl. fac.	22	23	21	22	23	21	23	24	22

A característica ácida dos esgotos sanitários pode ser observada na variação geral do pH dos afluentes aos sistemas, a qual variou entre 5,4 e 7,2 com média de 6,3. Os efluentes das lagoas anaeróbias também indicaram pH notadamente baixo variando entre 5,9 e 7,1 com média de 6,6. A grande quantidade de lodo acumulada no fundo dessas lagoas pode ter contribuído para o caráter ácido devido à intensa atividade biológica de decomposição e conseqüente acidificação que ocorre na camada de lodo. O efluente das lagoas facultativas teve pH variando entre 6,3 e 8,7 com média de 7,4 , o qual indica ambiente alcalino, provavelmente devido ao predomínio da atividade fotossintética.

4.7 – Oxigênio dissolvido, DBO e DQO.

4.7.1 – Oxigênio dissolvido (OD)

A cor esverdeada das lagoas facultativas é atribuída às algas verdes (clorofíceas), cujos gêneros predominantes são geralmente *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Chlorella*. As algas respiram durante as 24 horas do dia. O balanço entre produção (fotossíntese) e consumo (respiração) de oxigênio favorece amplamente o primeiro, com cerca de 15 vezes mais (VON SPERLING, 1996-a).

O oxigênio atmosférico representa uma parcela muito pequena em relação ao oxigênio fotossintético. A produção de oxigênio dissolvido varia de acordo com a profundidade, hora do dia e condições climáticas. Nas lagoas facultativas em certas horas do dia, o oxigênio fotossintético encapsulado em microbolhas, pode chegar nas camadas superficiais em concentrações superiores a 35 mg/l, e de madrugada as concentrações caem a valores de 0,5 a 2,0 mg/l, e na maioria das lagoas a partir das 2h da manhã não se detecta a presença de oxigênio dissolvido (UEHARA & VIDAL, 1989).

YHDEGO (1992), observou a ocorrência de concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 1 mg/l no período entre 21h e 6h, em experimento realizado em lagoas de estabilização na Tanzânia.

Segundo GLOYNA (1973), os fatores de importância nesse balanço de oxigênio são a produção de algas, a luz, a população de bactérias e outros microrganismos heterótrofos e a carga de matéria orgânica a ser estabilizada.

Conforme UHLMANN (1978), em ambientes aquáticos rasos como as lagoas de estabilização, a concentração de matéria orgânica aliada às altas temperaturas contribui para o grau de desoxigenação da água.

As concentrações de oxigênio dissolvido para as amostras dos efluentes das lagoas facultativas observados entre 9h e 16h, variaram entre 0,5 mg/l e 11,0 mg/l, ocorrendo apenas para uma amostra de Pongai (2ª coleta) a completa ausência de oxigênio dissolvido. A média da concentração de oxigênio dissolvido foi de 3,3 mg/l no efluente das facultativas, como pode ser observado na tabela 19, na qual são apresentadas as médias obtidas para as três datas de coletas nos efluentes das lagoas facultativas. O oxigênio dissolvido no efluente das lagoas facultativas teve valores mínimos e máximos que variaram nos três dias de coletas, como descrito a seguir:

Coroados – de 0,4 a 2,0 mg/l	Lourdes – de 1,8 a 5,0 mg/l
Planalto – de 3,0 a 5,0 mg/l	Zacarias – de zero a 1,6 mg/l
Alto Alegre – de zero a 22,0 mg/l	Pongai – de zero a 8,0 mg/l
Irapuã – de 0,2 a 5,0 mg/l	Adolfo - de 4,0 a 10,0 mg/l.

Observa-se que as lagoas são na maioria ambientes pouco oxigenados, com exceção de Planalto (moderadamente oxigenado) e Alto Alegre e Adolfo que são lagoas bem oxigenadas.

4.7.2 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A demanda de oxigênio provocada pela introdução de despejos orgânicos é, na realidade, uma demanda respiratória, uma vez que a oxidação desse material é realizada exclusivamente por via enzimática, tratando-se pois de uma demanda bioquímica de oxigênio (AMIN & GANAPATI, 1972).

Um fator que representa uma potente demanda de oxigênio para as lagoas de estabilização, são as altas concentrações do íon amônio, uma vez que para oxidar 10 mg desse íon, são necessários 4,3 mg de oxigênio (ABELIOVICH & AZOV, 1976). Além disso, a oxidação posterior do nitrito a nitrato também requer oxigênio.

Alguns autores constataram que a remoção da DBO é mais eficiente no verão do que nas outras estações do ano, atribuindo a este fato às altas temperaturas observadas nesta estação (LOEHR & STEPHENSON, 1965; EL SHARKAWI & MOAWAD, 1970; HICKEY et al, 1989).

Segundo METCALF & EDDY (1991), os resultados de DBO servem para:

- . determinar a quantidade de oxigênio necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica presente;
- . dimensionar as instalações de tratamento de esgotos;
- . medir a eficiência de alguns processos de tratamento;
- . verificar ou estabelecer os padrões de lançamento no corpo receptor.

Segundo os mesmos autores, o modelo cinético da reação de DBO simplificadamente pode ser resumida em duas etapas:

.demanda carbonácea total, ou de primeiro estágio ou DBO última correspondente principalmente à quantidade total de matéria carbonácea biodegradável ($C + O_2 \xrightarrow{\text{microrganismos}} CO_2$).

.demanda nitrificante, ou de segundo estágio, exercida principalmente pelos compostos de nitrogênio, onde as bactérias autotróficas utilizam o oxigênio para oxidar a amônia a nitrito e nitrato ($N \rightarrow N - NH_3^+ \rightarrow N - NO_2^- \rightarrow N - NO_3^-$).

No presente estudo os ensaios para obtenção da DBO_{5,20} foram feitos com amostras não filtradas. Corresponde, portanto à DBO solúvel (remanescente do tratamento) somada à DBO particulada (causada pelos sólidos em suspensão no efluente). Esta DBO de 5 dias a 20°C, corresponde à oxidação bioquímica de cerca

de 70% dos compostos existentes na amostra (predominantemente carbonácea). A Tabela 22 apresenta os valores mínimos, máximos e médios de DBO obtidos.

TABELA 22 – DBO mínima,máxima e média das amostras do efluente final

Sistema	Coroados	Lourdes	Planalto	Zacarias	A Alegre	Pongáí	Irapuã	Adolfo	média
DBO MÍN (mg/l)	125	125	83	163	86	50	66	75	97
DBO MÁX (mg/l)	182	127	113	170	160	107	92	129	135

Segundo MARA (1995), os sólidos em suspensão que exercem demanda de oxigênio quando são lançados no corpo receptor são compostos em cerca de 60% a 90% pelas algas. A intensa digestão anaeróbia e a produção de CO₂ e CH₄ são responsáveis pela remoção de até 30% de DBO₅ nas lagoas facultativas. Porém a remoção de 60 a 90% da DBO₅ do efluente deve-se às algas (MENDONÇA, 2000).

A comunidade Européia trata diferenciadamente os efluentes de lagoas facultativas, estabelecendo os seguintes padrões de lançamento (MARA, 1995): DBO₅ solúvel ≤ 25 mg/l e SS ≤ 150 mg/l. Acredita-se que seria interessante adotar procedimentos similares no Brasil, de forma a viabilizar e legitimar ainda mais a utilização do importante processo de lagoas de estabilização no nosso país (VON SPERLING, 1996-b). A Legislação Federal (CONAMA n.º 20) , não estabelece padrões de emissão quanto à DBO e a Legislação Estadual (Decreto n.º 8468/76), estabelece máximo de 60mg/l ou eficiência de remoção no tratamento de no mínimo 80%, como padrão de emissão. Verifica-se que os valores mínimos da tabela 20, são superiores ao valor máximo de DBO de 60 mg/l determinado pela legislação.

SAQQAR & PESCOD (1995), em experimentos em lagoa anaeróbia na Jordânia realizados por 48 meses, obtiveram uma remoção média de DBO de 53%. Segundo VON SPERLING (1996-a), a eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias é da ordem de 50 a 60%. Segundo ARCEIVALA (1981), para lagoas

anaeróbias com tempo de detenção de 2 a 5 dias e temperatura entre 25 e 30°C, a eficiência de remoção de DBO varia entre 60 e 70% e entre 20 e 25°C, de 40 a 60%.

Observando-se a Tabela 23, verifica-se que a eficiência média obtida nas quatro lagoas anaeróbias analisadas foi de 61% de remoção de DBO, um bom resultado, uma vez que os experimentos transcorreram em época do ano mais desfavorável (mais fria) quanto à temperatura(mais fria).

A eficiência de remoção média dos sistemas com lagoas facultativas primárias (4) foi de 77%, dos sistemas com lagoas anaeróbias seguidas de facultativas (4) foi de 79% e a média geral entre os oito sistemas foi de 78%. Nenhum dos sistemas atendeu plenamente à Legislação do Estado de São Paulo quanto à remoção mínima de DBO₅ de 80%. Porém, a média geral de remoção de DBO obtida nas amostras compostas de todas as lagoas de 78% está muito próxima da remoção solicitada pela legislação de 80%.

Entre as facultativas primárias, Coroados com 74% e Zacarias com 72% (média), foram as que apresentaram pior desempenho. E entre os sistemas australianos, Pongai teve o pior desempenho com 75% (média) de remoção de DBO, atribuindo-se esse resultado ao baixo desempenho na última coleta.

As metas esperadas dos projetos em que foi prevista a remoção de DBO₅ também não foram alcançadas, talvez por serem superestimadas:

-Planalto – redução esperada = 85% - redução conseguida = 79%; 82% e 70% - média = 77% .

-Pongai – estimou-se redução de DBO₅ total inclusive na lagoa de maturação. Normalmente não ocorre redução de DBO₅ nas lagoas de maturação. Para as lagoas anaeróbia e facultativa, o projeto estimou remoção de 72% de DBO₅ (mais 11% na maturação = total de 82%). A meta para as duas primeiras lagoas foi atingida: 78%; 88% e 62% - média = 76%.

-Irapuã – o projeto esperava redução de 90% de DBO₅. Atingiu-se: 82%; 85% e 74% - média = 80%

-Adolfo – o projeto estimou em 82,4% a eficiência de remoção de DBO₅. Atingiu-se : 84%; 75% e 83% - média = 81%.

TABELA 23 – Eficiência de remoção de DBO total nas lagoas anaeróbias e facultativas

sistema	lagoa anaeróbia Eab (%)			lagoa facultativa Efb (%)			eficiência total Etb(%)			eficiência média total Emtb (%)
	Eab1	Eab2	Eab3	Efb1	Efb2	Efb3	Etb1	Etb2	Etb3	
1-Coroados	-	-	-	86	69	60	86	69	60	74
2-Lourdes	-	-	-	89	77	84	89	77	84	85
3-Planalto	-	-	-	79	82	70	79	82	70	77
4-Zacarias	-	-	-	73	75	67	73	75	67	72
5-A Alegre	79	61	64	5	22	11	84	83	75	80
6-Pongai	40	63	66	38	25	-4	78	88	62	75
7-Irapuã	39	83	50	43	2	24	82	85	74	80
8-Adolfo	60	60	64	24	15	19	84	75	83	81
Média geral	61			77/19 ⁽¹⁾			78			78

Observação: Eab é a eficiência de remoção de DBO apenas das lagoas anaeróbias, Efb é a eficiência das lagoas facultativas(a média geral⁽¹⁾ indica 77% para as primárias e 19% para as secundárias) e Etb a eficiência final dos sistemas em cada uma das três coletas. A eficiência média total (Emtb) foi obtida da redução entre DBO total afluente e efluente, média entre as três coletas

Observa-se pela Tabela 24 que as lagoas anaeróbias desempenharam importante função na remoção de sólidos suspensos e DBO. Dentre as quatro lagoas não houve desvios padrão significativos com relação à média das eficiências apresentadas, mesmo para a lagoa de Alto Alegre com tempo de detenção 1,3 dia abaixo da média. A lagoa anaeróbia de Pongaí apresentou a menor remoção de sólidos suspensos e DBO entre todas as quatro lagoas.

TABELA 24 – Lagoas anaeróbias: variáveis médias das amostras e correlação com tempo de detenção final (Tdf), eficiência de remoção de sólidos suspensos (Ess) e DBO (EDBO) do esgoto efluente.

Lagoa Anaeróbia	temp. (°C)	pH	Tdf (dias)	TAV kgDBO/m ³ . d	Ess (%)	EDBO (%)
A Alegre	22	6,9	3,3	0,06	58	66
Pongaí	22	6,5	5,2	0,06	64	57
Irapuã	23	6,4	3,7	0,08	69	58
Adolfo	25	6,6	6,3	0,04	65	62
Média	23	6,6	4,6	0,06	64	61

Para as Tabelas 25 a 28, foi considerada a carga aplicada nas lagoas como resultante do produto da DBO obtida nas coletas (amostras compostas – Tabelas 8 a 15) pela vazão média diária (Tabela 3), ou seja, $\text{kgDBO/m}^3 \times \text{m}^3/\text{d} = \text{kgDBO/d}$. Foi considerado o volume útil para a obtenção de carga volumétrica aplicada e removida (cav e crv). Considerou-se a vazão média diária afluyente às facultativas posteriores às anaeróbias, igual à mesma afluyente ao sistema.

Pode-se observar pelos resultados obtidos, de acordo com as Tabelas 25 a 27, que há variação acentuada entre as cargas aplicadas na mesma lagoa de uma amostra para outra. Apesar de que as concentrações de DBO são maiores por terem sido provenientes de amostras coletadas durante o dia, quando ocorrem os picos de vazão, e de que provavelmente a DBO resultante de 24 horas seja menor do que aquelas apontadas, verifica-se que as cargas médias afluentes ao sistemas são bem maiores que as cargas calculadas pela contribuição per capita (L da Tabela 6). Pode-se inferir que o valor utilizado para cálculo da carga de 0,054 kgDBO/hab.dia, serve apenas como parâmetro de referência para fins estimativos.

As Figuras 31 e 32 apresentam, respectivamente, a relação entre a carga e a taxa volumétrica aplicada e removida nas lagoas anaeróbias. Observa-se uma alta correlação linear entre as duas variáveis. Em ambos os casos as correlações são significativas, no entanto há menor dispersão e mais alta correlação quando as cargas volumétricas são consideradas.

Para as lagoas facultativas as relações entre a carga e a taxa superficial aplicada e a removida de DBO são apresentadas nas Figuras 33 e 34, respectivamente. Observando-se as figuras nota-se que a carga removida aumenta proporcionalmente ao aumento da carga aplicada tanto nas lagoas facultativas primárias, quanto secundárias. Observa-se no entanto, em função dos valores da inclinação das retas ajustadas, que nas lagoas facultativas secundárias há um decréscimo da carga removida relativa (área específica), isto é, há um decréscimo da carga removida por unidade de área superficial, à medida que aumenta a carga aplicada por unidade superficial. Este fenômeno provavelmente decorre do fato de que nas lagoas facultativas secundárias o material a ser decomposto é um pouco mais refratário do que aquele das lagoas facultativas primárias onde os compostos mais facilmente degradados (lábeis) já foram decompostos.

Os valores de DBO para esgoto afluyente indicados nas Tabelas 8 a 15 são elevados. A média geral é de 624 mg/l. Segundo METCALF & EDDY (1991), esgotos sanitários não tratados com concentração forte de DBO resultam valores em torno de 400 mg/l. Acredita-se que os valores elevados obtidos de DBO podem ser atribuídos às altas concentrações de matérias orgânicas nas amostras compostas, devido aos horários das coletas entre 9 e 16 horas e também pela possibilidade de terem ocorrido poucas precipitações pluviométricas no período.

Atribui-se a primeira correlação empírica de cargas orgânicas superficiais aplicadas e removidas a MCGARRY & PESCOD(1970). O trabalho refere-se a lagoas facultativas primárias operadas em 143 diferentes condições e com remoções de DBO entre 70% e 90%. A equação obtida por regressão linear foi $y = 10,35 + 0,725x$, onde y é a carga removida por hectare.dia e x é a carga aplicada por hectare.dia. Segundo COSSIO (1993), estudos para lagoas facultativas primárias e secundárias no Peru, obtiveram as seguintes equações por regressão linear respectivamente: $y = 7,67 + 0,806x$ e $y = -0,80 + 0,765x$.



TABELA 25 – Carga orgânica aplicada e removida (kg DBO/dia), volume total, de lodo e útil(m³) e vazão afluente média diária(m³/d) nas lagoas anaeróbias

lagoa anaeróbia	volume total (m³)	volume lodo (m³)	Volume Útil (m³)	carga aplicada (ca = kgDBO/dia)			carga removida (cra = kgDBO/dia)			Qmd (m³/dia)
				ca1	ca2	ca3	cra1	cra2	cra3	
Alto Alegre	1908,75	881,98	1026,77	167,80	261,06	311,90	132,56	159,69	200,24	311,90
Pongai	2520,90	378,12	2142,78	165,20	165,20	193,28	65,67	103,25	127,20	412,99
Irapuã	3843,75	1266,66	2577,09	262,76	332,83	364,36	101,60	276,08	182,18	700,70
Adolfo	4254,69	1579,05	2675,64	201,09	244,45	425,13	120,31	147,09	272,93	425,13

Obs.: (1) Carga aplicada(ca) [kgDBO/dia] = vazão afluente (Qmd = m³/d) x DBO afluente (mg/l x 10⁻³ = kg/m³). (2) Carga removida(cra) = [DBO afluente – DBO efluente] x [Qmd,], onde a DBO é obtida das Tabelas 8 a 15 para cada uma das três coletas(c1, c2 e c3), e a vazão média diária(Qmd) é obtida da Tabela 6.

TABELA 26 – Taxa volumétrica aplicada e removida em kg DBO/m³ . dia nas lagoas anaeróbias.

lagoa anaeróbia	carga aplicada (cav = kg DBO/m³ . dia)			carga removida (cra = kg DBO/m³ . dia)		
	cav1	cav2	cav3	cra1	cra2	cra3
Alto Alegre	0,163	0,254	0,304	0,129	0,156	0,195
Pongai	0,077	0,077	0,090	0,031	0,048	0,059
Irapuã	0,102	0,129	0,141	0,039	0,107	0,071
Adolfo	0,075	0,091	0,159	0,045	0,055	0,102

Obs.: cav e crv = ca e cra/volume útil.

TABELA 27 – Carga orgânica aplicada e removida (kg DBO/dia), área da lâmina (ha) e vazão afluente média diária (m³/d) nas lagoas facultativas

lagoa facultativa	área da lâmina (ha)	Qmd (m³/d)	carga aplicada (cf = kgDBO/dia)			carga removida (crf = kgDBO/dia)			cms (kgDBO/dia)
			cf1	cf2	cf3	crf1	crf2	crf3	
1-Coroados	0,8033	415,58	384,41	280,52	216,10	332,46	192,41	128,83	293,68
2-Lourdes	0,6050	220,32	247,86	131,53	165,24	220,32	100,69	139,46	181,54
3-Planalto	0,9490	373,25	235,15	167,96	149,30	184,76	136,98	104,14	184,14
4-Zacarias	0,3111	197,86	120,30	133,56	108,82	88,05	100,51	73,41	120,89
5-A. Alegre	0,2970	311,90	35,24	101,37	111,66	8,42	58,01	32,13	246,92
6-Pongai	0,4590	412,99	99,53	61,95	66,08	62,36	41,30	-	174,56
7-Irapuã	0,6901	700,70	161,16	56,76	182,18	114,91	5,61	86,19	319,98
8-Adolfo	0,6372	425,13	80,77	97,35	152,20	48,89	36,99	79,50	290,22

Obs.: (1) Carga aplicada (cf) = DBO afluente x Qmd. Para o cálculo das cargas aplicadas às lagoas facultativas secundárias (5 a 8), considerou-se a DBO efluente das lagoas anaeróbias correspondentes. Os valores de DBO foram obtidos das três coletas das Tabelas 8 a 15, e a vazão média diária (Qmd) da Tabela 6.

(2) Carga removida = [DBO afluente – DBO efluente] x [Qmd].

(3) cms refere-se à carga aplicada média afluente ao sistema (média aritmética entre cf1, cf2 e cf3).

TABELA 28 – Taxa superficial aplicada e removida nas lagoas facultativas em kgDBO/ha x dia

Lagoa	carga aplicada (cfs=kgDBO/ha x dia)			carga removida (crfs=kgDBO/ha x dia)			
	Facultativa	cfs1	cfs2	cfs3	crfs1	crfs2	crfs3
1-Coroados		478,54	349,21	269,02	413,87	239,52	160,38
2-Lourdes		409,69	217,40	273,12	364,17	166,43	230,51
3-Planalto		247,79	176,99	157,32	194,69	144,34	109,74
4-Zacarias		386,69	429,32	349,79	283,03	323,08	235,97
5-A Alegre		118,65	341,31	375,96	28,35	195,32	108,18
6-Pongaí		216,84	134,97	143,97	135,86	89,98	-
7-Irapuã		233,53	82,25	263,99	166,51	8,13	124,89
8-Adolfo		126,76	152,78	238,86	76,73	58,05	124,76

Obs.: cfs e crfs = cf e crf / área da lâmina. O valor da área da lamina das lagoas facultativas em hectare(ha) é obtido da Tabela 4.

TABELA 29 – Comparação entre algumas variáveis e eficiências médias dos efluentes finais dos sistemas.

Sistema	T	pH	OD	Tdf=Tdfana+ Tdffac	TASft	Ess	$E_{DBO}=E_{DBOa}+$ E_{DBOf}
	(°C)		(mg/l)	(dias)	(kgDBO/ha.d)	(%)	(%)
1-Coroados	22	7,3	1,2	26,5	176,40	47	74
2-Lourdes	23	7,0	2,8	33,0	132,01	75	85
3-Planalto	21	7,6	4,4	20,3	146,12	34	77
4-Zacarias	22	7,4	0,5	23,8	211,80	45	72
5-A. Alegre	23	7,6	6,6	3,3+7,6=10,9	150,68	37	68+12=80
6-Pongaí	21	7,3	2,4	5,2+14,5=19,7	132,24	57	56+19=75
7-Irapuã	23	7,2	2,1	3,7+12,8=16,5	168,61	63	57+23=80
8-Adolfo	24	7,7	6,4	6,3+18,8=25,1	102,66	45	61+20=81
Média	22	7,4	3,3	22,0	152,57	50	78

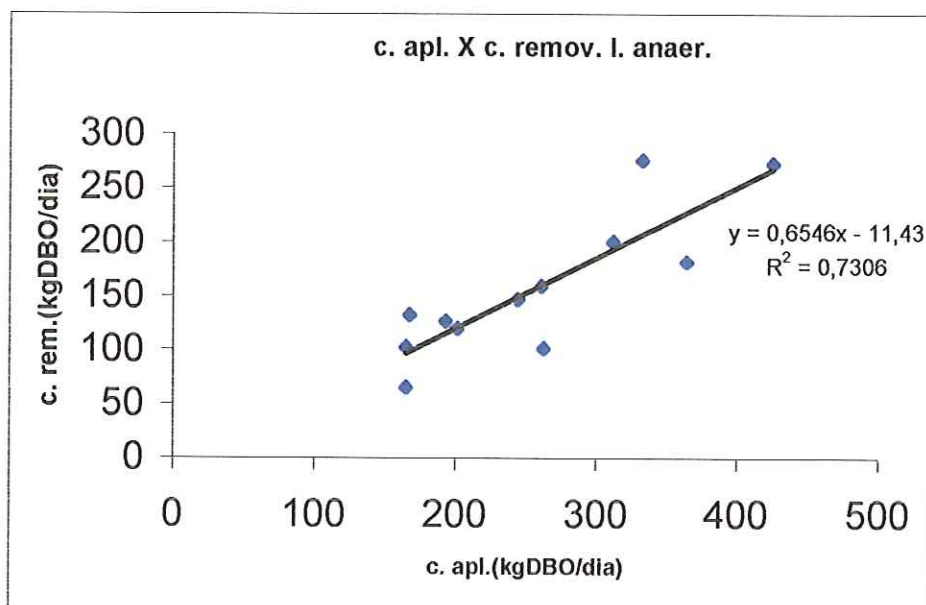


FIGURA 31 – Relação entre a carga orgânica aplicada e removida nas lagoas anaeróbias em kgDBO/dia, obtida da Tabela 25.

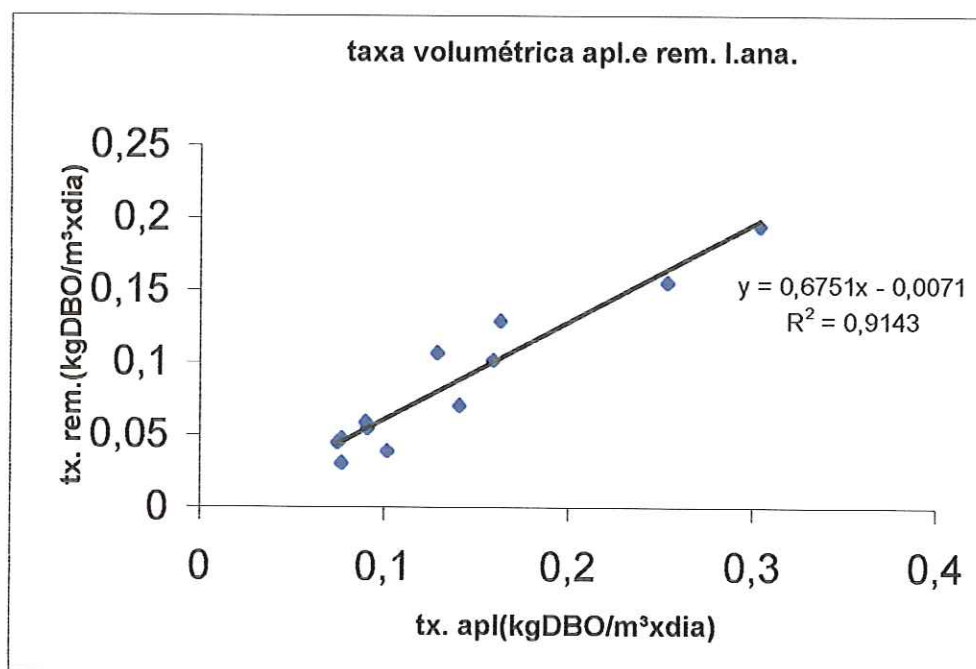


FIGURA 31 – Relação entre a taxa volumétrica aplicada e removida nas lagoas anaeróbias em kgDBO/m³ x dia, obtida da Tabela 26.

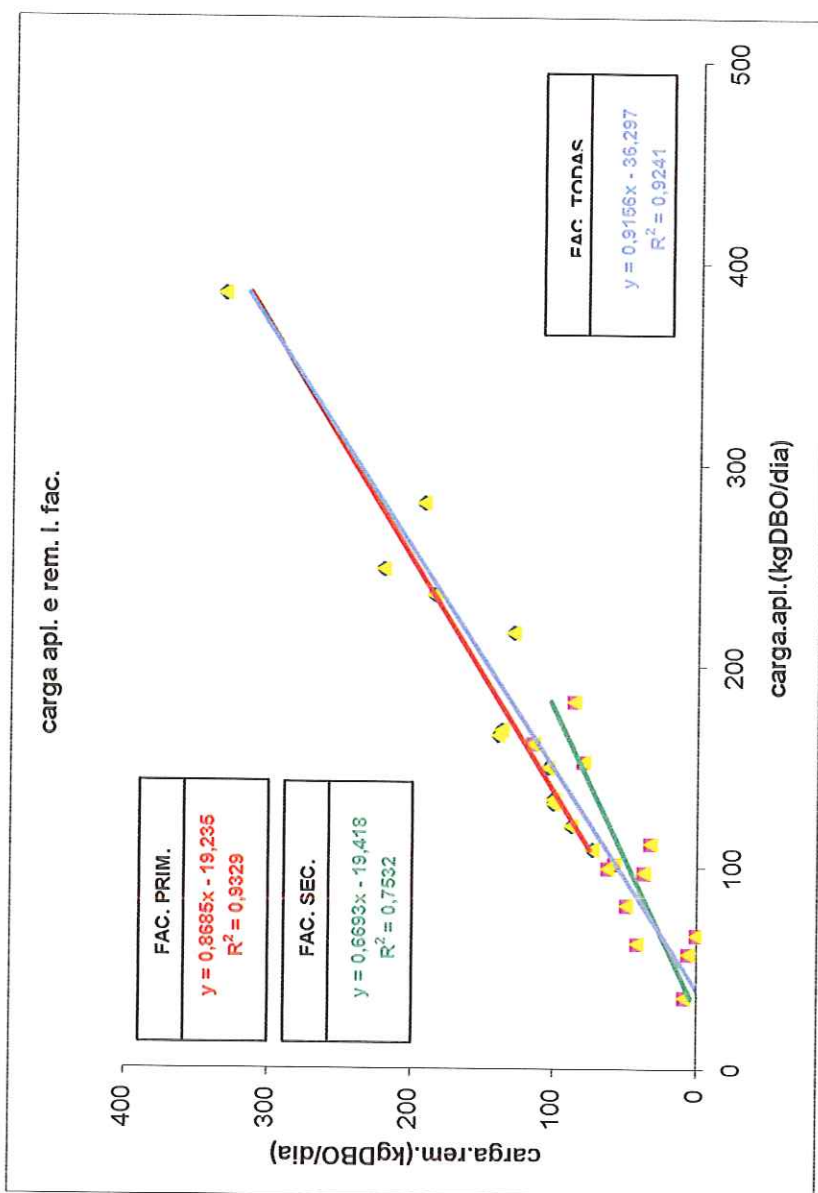


FIGURA 33 – Relação entre a carga orgânica aplicada e removida nas lagoas facultativas em kgDBO/dia, obtida da Tabela 27.

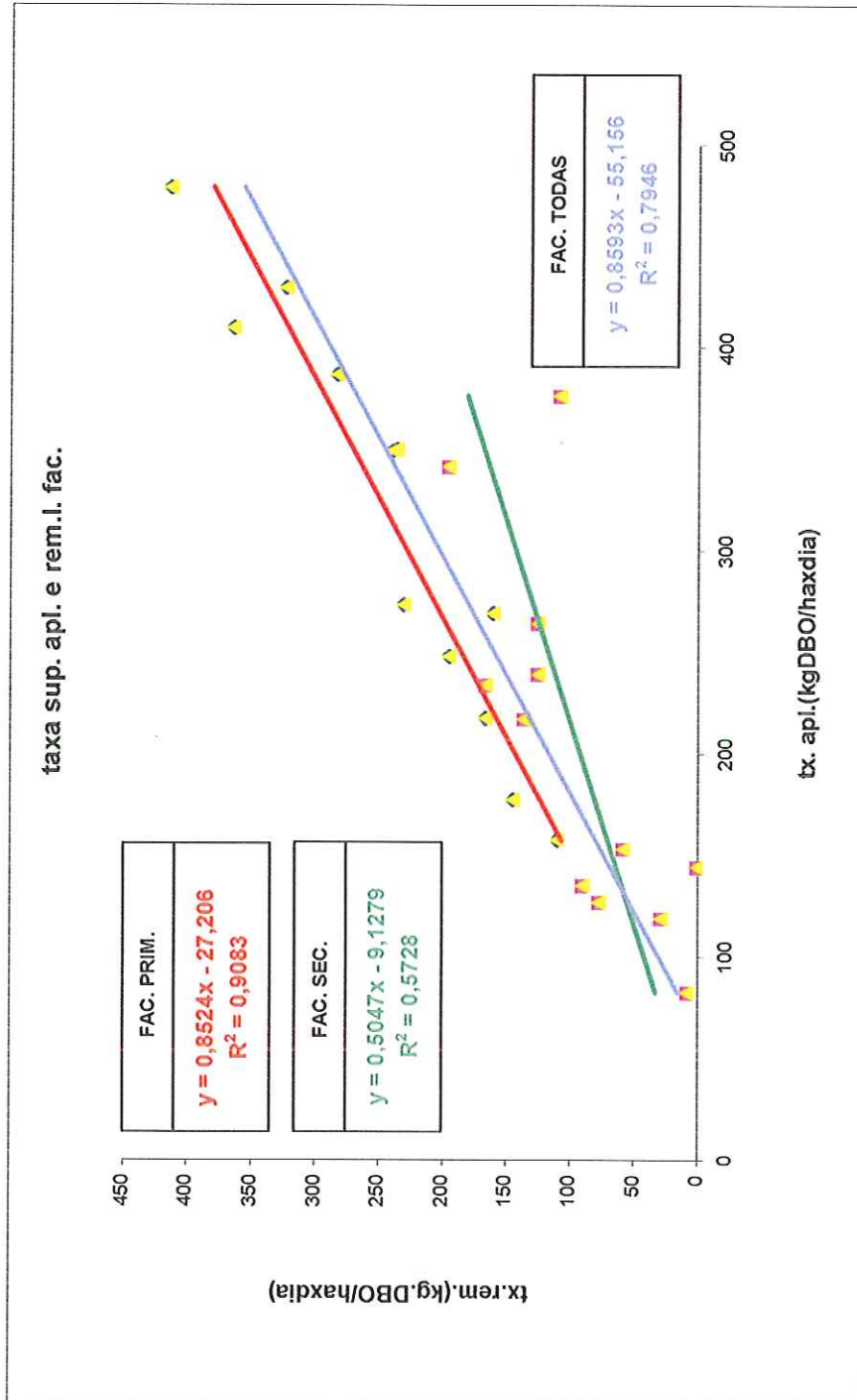


FIGURA 34 – Relação entre a taxa superficial aplicada e removida nas lagoas facultativas em kgDBO/ha x dia, obtida da Tabela 28.

Neste estudo, as equações obtidas respectivamente para as lagoas facultativas primárias, secundárias e primárias mais secundárias foram, conforme gráficos da figura 33 : $y = 0,8524x - 27,206$, $y = 0,5047x - 9,1279$ e $y = 0,8593x - 55,156$. Consideradas estas equações, para remoções de carga por hectare . dia de 80%, nas facultativas primárias a carga máxima aplicada seria em torno de 519 kgDBO/ha.dia e para as facultativas secundárias, considerando-se remoção média de 60% nas lagoas anaeróbias, para a remoção de DBO restante de 20% para se conseguir a remoção total de 80% nos sistemas australianos, requer-se máxima carga aplicada de DBO nas lagoas facultativas secundárias de 30 kgDBO/ha.dia.

O valor significativamente alto obtido para a carga aplicada às lagoas facultativas primárias (519 kgDBO/ha.dia) pode ser atribuído às cargas elevadas de DBO devido às fortes concentrações como já explicado anteriormente. E a carga baixa das lagoas facultativas secundárias pode ser devido ao elevado desvio em relação à curva obtida (variância com valor muito baixo, $r^2 = 0,7532$).

Com relação à tabela 29, a temperatura (T em °C), o pH e o oxigênio dissolvido (OD em mg/l) foram obtidos da média aritmética dos valores das três coletas efetuadas para os efluentes finais dos sistemas estudados(Tabelas 8 a 15). Tdf em dias, é o tempo de detenção final, obtido da Tabela 18, através da razão entre o volume útil da lagoa(Vf em m³), descontado o volume da camada de lodo obtido pela batimetria, e a vazão média diária(Qmd em m³/d) obtida da Tabela 6. TASft em kgDBO/ha.dia, é a taxa de aplicação superficial teórica das lagoas facultativas, e para as lagoas facultativas primárias(sistemas 1 a 4) o valor é idêntico ao da Tabela 6(TASfac), o qual é resultante do produto da contribuição diária de DBO por habitante(0,054 kgDBO/d) pelo número de habitantes atendidos por esgoto dividido pela área da lâmina da lagoa em hectare. Para as lagoas facultativas secundárias(sistemas 5 a 8), utilizou-se o mesmo processo, considerando-se 60% de remoção da carga orgânica do afluente para o efluente das lagoas anaeróbias, visto que a média dessa remoção obtida para as quatro lagoas anaeróbias, é de 61% conforme a Tabela 23. Os valores das eficiências de remoção de sólidos suspensos dos efluentes finais dos sistemas(Ess em%) foram obtidos da tabela 16, e aqueles da eficiência de remoção de DBO(EDBO em %) foram obtidos das

médias aritméticas dos valores das três coletas, para as lagoas anaeróbias, facultativas primárias e secundárias, representados na Tabela 23.

Dentre os quatro sistemas com lagoas facultativas primárias o que teve o melhor desempenho, tanto em remoção de sólidos suspensos(75%) como em remoção de DBO(85%) foi o de Lourdes, que possui a menor taxa de aplicação superficial com o maior tempo de detenção. A outra lagoa facultativa primária cujo resultado em remoção de DBO(77%) mais se aproximou da anteriormente citada foi a de Planalto. Verifica-se na Tabela 29, que a taxa de aplicação superficial(TASft) e o tempo de detenção hidráulica(Tdf) médios desses dois sistemas são, respectivamente 139,07 kgDBO/ha.dia e 26,7 dias.De uma forma geral os quatro sistemas tiveram eficiência diretamente proporcional ao tempo de detenção e inversamente proporcional a taxa de aplicação superficial.

Para os outros quatro sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas secundárias, verifica-se pela Tabela 29 que a lagoa anaeróbia de Alto Alegre teve o melhor desempenho na eficiência de remoção de DBO(68%), apesar de possuir o menor tempo de detenção(3,3dias). As outras três tiveram valores próximos entre si de remoção de DBO(56%,57% e 61%). Porém, a média geral da eficiência de remoção de DBO entre as quatro lagoas anaeróbias atingiu o valor de 61% e o tempo de detenção médio das mesmas foi de 4,6 dias. Dentre as quatro lagoas facultativas secundárias, a de Alto Alegre teve o pior desempenho na eficiência de remoção de DBO(12%), e as outras três tiveram desempenho com valores próximos entre si(19%, 23% e 20%), conforme a Tabela 29. Para essas três lagoas, a taxa de aplicação superficial(TASft) e o tempo de detenção hidráulica(Tdf) médios são, respectivamente 134,50 kgDBO/ha.dia e 15,4 dias.

Como referência para projetos, permite-se sugerir para esta região, com base na análise anterior deste estudo, alguns parâmetros para lagoas de estabilização.

- lagoa facultativa primária : tempo de detenção hidráulica teórico de 25 dias ou mais, visando-se a remoção de DBO em torno de 80%. Pode-se aplicar taxa de aplicação superficial em torno de 140 kgDBO/ha.dia.

Sistema chamado de australiano, ou seja, lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa secundária :

- lagoa anaeróbia : tempo de detenção hidráulica teórico de 5 dias, visando-se remoção de DBO em torno de 60%.
- lagoa facultativa secundária : tempo de detenção hidráulica teórico de 15 dias ou mais, visando-se a complementação de remoção de DBO de 20%, para obter-se uma remoção global do sistema em torno de 80%. Pode-se aplicar taxa de aplicação superficial em torno de 130 kgDBO/ha.dia.

Acredita-se que o tempo de detenção hidráulica teórico deve levar em conta a taxa de acúmulo de lodo, para o cálculo do volume útil das lagoas, conforme considerado no presente estudo. E a carga orgânica para obtenção da área das lagoas facultativas com o auxílio das taxas de aplicação superficial referidas pode ser calculada pelo produto da população a ser atendida pela contribuição diária de DBO por habitante, conforme valor de referência retro citado.

4.7.3 – Demanda química de oxigênio (DQO)

A utilização da DQO como parâmetro de eficiência da lagoa de estabilização, tem a vantagem de que os resultados são obtidos rapidamente, em cerca de três horas, porém tem a desvantagem de que ao utilizar um oxidante forte (permanganato ou dicromato de potássio) que oxida quase todos os compostos orgânicos e inorgânicos da amostra, não permite distinguir entre a matéria orgânica viva(algas bactérias, protozoários) que é coadjuvante do processo de decomposição, e os detritos orgânicos contidos na água residuária, nem a velocidade do processo. A DQO não se constitui em parâmetro para emissão de efluente de sistema de tratamento tanto na legislação estadual quanto na federal.

Observa-se pela Tabela 30, que a eficiência média de remoção de DQO nos quatro primeiros sistemas com lagoas facultativas primárias foi de 45%, enquanto nos outros quatro com lagoas anaeróbias seguidas de facultativas secundárias foi de 65%, e a remoção média total nos oito sistemas foi de 55%. Estes valores são inferiores aos encontrados para a eficiência de remoção de DBO (77%, 79% e 78% respectivamente),

provavelmente devido à predominância da maior quantidade de matéria orgânica biodegradável contida na água residuária.

Segundo PIVELI (1996), é comum aplicarem tratamentos biológicos para esgotos com relações DQO/DBO de 3/1, porém, valores elevados desta relação indicam uma fração pequena de matéria biodegradável, observando-se que o tratamento biológico pode ser prejudicado pelo efeito tóxico sobre os microorganismos, exercido pela fração não biodegradável.

A Tabela 31 indica que a relação média DQO/DBO dos esgotos sanitários afluentes aos oito sistemas estudados é de 2/1 e a dos esgotos efluentes é de 4/1. Percebe-se que a relação DQO/DBO afluente é baixa (2/1), indicando facilidade maior para o tratamento biológico. Verifica-se esta maior eficiência de remoção de DBO na relação DQO/DBO efluente (4/1), pois o tratamento biológico atua mais fortemente sobre a DBO.

TABELA 30 – Eficiência de remoção de DQO nas lagoas anaeróbias e facultativas

sistema	lagoa anaeróbia			lagoa facultativa			eficiência total			Eficiência média total	
	Eaq1	Eaq2	Eaq3	Efq1	Efq2	Efq3	Eiq1	Eiq2	Eiq3	Emtq	Emtq
1-Coroados	-	-	-	-	-	-	41	44	46	44	
2-Lourdes	-	-	-	-	-	-	79	38	59	59	
3-Planalto	-	-	-	-	-	-	54	58	16	43	45
4-Zacarias	-	-	-	-	-	-	28	43	32	34	
5-ª Alegre	30	35	66	30	22	1	60	57	67	61	
6-Pongai	43	51	60	30	20	-	73	71	60	68	
7-Irapuã	42	70	55	24	6	7	66	76	62	68	65
8-Adolfo	55	55	68	5	2	4	60	57	72	63	
Média geral	53			13			55			55	

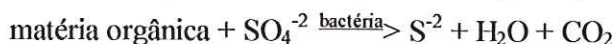
TABELA 31 - Relação DQO/DBO afluente e efluente das lagoas

sistema	relação DQO/DBO afluente ao sistema				relação DQO/DBO efluente do sistema			
	Rqba 1	Rqba 2	Rqba 3	Rqba ma	Rqbe 1	Rqbe 2	Rqbe 3	Rqbe me
1-Coroados	1,3	1,7	2,1	1,7	5,7	3,0	2,9	3,9
2-Lourdes	2,7	1,6	1,6	2,0	4,9	4,3	4,3	4,5
3-Planalto	1,8	3,4	1,9	2,4	4,0	7,7	5,3	5,7
4-Zacarias	1,7	1,6	1,4	1,6	4,5	3,7	2,8	3,7
5-A Alegre	1,9	1,1	1,1	1,4	4,8	2,8	1,5	3,0
6-Pongai	2,3	2,4	1,7	2,1	2,7	5,5	1,8	3,3
7-Irapuã	2,8	2,8	2,1	2,6	5,4	4,5	3,0	4,3
8-Adolfo	2,6	2,1	1,7	2,1	6,6	3,7	2,7	4,3
Média geral	2,0				4,1			

4.8 – Sulfetos (S²⁻)

O ion sulfato normalmente presente nas águas residuárias é reduzido biologicamente em condições anaeróbias a sulfeto, que por sua vez combina com o hidrogênio para formar o gás sulfídrico (H₂S), responsável por maus odores nas lagoas anaeróbias. Nas tubulações de esgoto, o gás sulfídrico acumulado pode ser oxidado biologicamente a ácido sulfúrico, que é corrosivo.

As seguintes reações gerais são típicas (METCALF & EDDY, 1991):



No entanto, constatou-se nas experiências de campo, que mesmo com a ausência de sulfeto em algumas coletas efetuadas, haviam fortes maus odores nas proximidades das lagoas anaeróbias. As quatro lagoas anaeróbias estudadas apresentaram grande quantidade de material sobrenadante em decomposição. Esta camada gordurosa pode ser responsável por maus odores e deveria, provavelmente, ser removida e aterrada em valas, periodicamente. Se esta camada não é responsável por maus odores, oferece com certeza, um péssimo aspecto ao sistema de tratamento de esgotos.

Os exames de sulfetos indicaram os seguintes resultados:

- Coroados : coleta de 24/05/00 (afluente): 9:15 h = 0,1 mg/l; 10:15 h = 0,3 mg/l; 11:40 h = 0,3 mg/l e 14:50 h = 0,1 mg/l. Coleta de 12/07/00 (afluente): 11:00 h = 0,2 mg/l. Coleta de 29/08/00 não apresentou sulfeto.

- Lourdes : coleta de 30/05/00 (afluente): 10:20 h = 0,4 mg/l; 11:10 h = 0,2 mg/l; 11:55 h = 0,2 mg/l; 14:00 h = 0,1 mg/l. As coletas de 18/07/00 e 30/08/00 não apresentaram sulfetos.

- Planalto e Zacarias : as três coletas não apresentaram sulfetos.

- Alto Alegre : constatou-se a presença de sulfetos nas duas primeiras coletas apenas, no efluente da lagoa anaeróbia. Coleta de 08/06/00: 9:45 h = 1,0 mg/l; 10:40 h = 0,1 mg/l; 11:40 h = 0,1 mg/l; 12:50 h = 0,5 mg/l; 14:00 h = 0,3 mg/l. Coleta de 26/07/00: 9:40 h = 0,5 mg/l; 10:55 h = 0,3 mg/l; 11:40 h = 0,1 mg/l; 12:40 h = 0,3 mg/l; 13:40 h = 0,1 mg/l.

- Pongai : constatou-se a presença de sulfetos apenas na coleta de 03/07/00, no afluente e efluente da lagoa anaeróbia. Nas demais coletas de 01/08/00 e 26/09/00 não se constatou a presença de sulfetos. Coleta de 03/07/00 (afluente): 9:20 h = 1,4 mg/l; 10:20 h = 0,9 mg/l; 11:20 h = 0,5 mg/l; 12:20 h = 0,2 mg/l; 13:20 h = 0,1 mg/l. Coleta de 03/07/00 (efluente da anaeróbia): 10:05 h = 1,0 mg/l; 10:55 h = 0,5 mg/l; 11:45 h = 0,7 mg/l; 13:25 h = 0,3 mg/l; 14:50 h = 0,4 mg/l.

- Irapuã : constatou-se sulfeto apenas no efluente da anaeróbia, nas três coletas. Coleta de 05/07/00: 10:10 h = 0,7 mg/l; 11:20 h = 3,5 mg/l; 11:55 h = 0,5 mg/l; 13:40 h = 0,3 mg/l; 14:40 h = 0,3 mg/l. Coleta de 09/08/00: 9:55 h = 0,5 mg/l; 10:55 h = 1,0 mg/l; 11:45 h = 0,5 mg/l; 13:30 h = 1,0 mg/l; 14:30 h = 0,5 mg/l. Coleta de 27/09/00: 10:00 h = 0,3 mg/l; 11:05 h = 0,3 mg/l; 12:00 h = 0,3 mg/l; 13:30 h = 0,7 mg/l; 14:25 h = 0,5 mg/l.

- Adolfo : constatou-se sulfeto apenas no efluente da anaeróbia na primeira e terceira coletas. A segunda coleta de 16/08/00 não apresentou sulfeto. Coleta de 11/07/00: 9:50 h = 0,3 mg/l; 11:55 h = 0,1 mg/l; 13:30 h = 0,3 mg/l. Coleta de 03/10/00: 10:55 h = 0,7 mg/l; 11:55 h = 0,1 mg/l; 13:35 h = 0,1 mg/l; 14:30 h = 0,1 mg/l.

Foram indicados apenas os resultados que apresentaram sulfeto na faixa do limite de detecção do método. Verifica-se que os valores de sulfeto variaram de um mínimo de 0,1 mg/l até 3,5 mg/l, quando presente no esgoto, tanto afluente aos sistemas, quanto efluente das lagoas anaeróbias(tabelas 8 a 15). Os valores médios obtidos nas lagoas anaeróbias, que apresentaram a presença de sulfeto, foi de 0,4 mg/l no afluente e 0,5 mg/l no efluente, valores relativamente baixos. VEENSTRA et al (1995) constataram em experiência na República do Iêmen concentrações de sulfeto em efluente de lagoa anaeróbia de até 15,0 mg/l.

Ainda segundo VEENSTRA et al (1995), como o metabolismo das bactérias foto-heterotróficas muda durante a noite, o sulfeto produzido na lagoa anaeróbia poderá acumular no seu efluente e ser transferido para a lagoa facultativa. Consequentemente, a presença de gás sulfídrico prevalecerá nas primeiras horas da manhã quando a oxidação biológica do H_2S ainda não terá começado. Nas amostras coletadas para este trabalho não se pode afirmar alguma correlação entre valor de pH baixo e presença de sulfeto, invariavelmente, nem tampouco constatou-se a presença maior ou menor de sulfeto em determinados períodos do dia.

4.9 – Coliformes

Bactérias, vírus, protozoários e helmintos são alguns organismos patogênicos, ditos de “veiculação hídrica”, presentes no intestino das pessoas infectadas. A Tabela 32 indica alguns organismos e doenças por eles causadas.

TABELA 32 – Organismos patogênicos usuais nos esgotos.

organismo	doença	principais sintomas
<i>Vibrio cholerae</i> (bactéria)	Cólera	diarréia, fezes semelhantes à água de arroz, sede dores, coma.
<i>Salmonella typhi</i> (bactéria)	Febre tifóide	infecção geral caracterizada por febres contínuas, manchas rosadas e diarréia
<i>Shigella spp</i> (bactéria)	Disenteria bacilar	diarréia, febre e frequentemente fezes com sangue e muco
Vírus da hepatite (vírus)	Hepatite	febre, fraqueza e perda de apetite, dores estomacais e musculares
<i>Ascaris lumbricoides</i> (verme)	Ascariíase	quando em grandes quantidades, podem causar obstrução intestinal, perfuração do apêndice, peritonite
<i>Entamoeba histolytica</i> (protozoário)	Disenteria amebiana	diarréia, cólica, náuseas, vômitos, emagrecimento, fadiga

Fonte: adaptado de VON SPERLING (1995).

As bactérias do grupo coliformes por serem de origem fecal, podem servir de indicadores da presença de organismos patogênicos. Apresentam-se no esgoto em número mais elevado que os patogênicos e quanto maior o número de coliformes, maior a probabilidade de se encontrarem organismos patogênicos na amostra, porém a sua ausência não obrigatoriamente indica a inexistência de organismos patogênicos.

Nas lagoas anaeróbias, o mecanismo principal para a eliminação de organismos patogênicos é a sedimentação. Ovos de helmintos sedimentam por seu peso próprio e vírus, bactérias e protozoários sedimentam aderidos ou adsorvidos por outros sólidos sedimentáveis. No lodo, as condições anaeróbias de decomposição da matéria orgânica e a ação de predadores causam a eliminação desses microrganismos. A eficiência de eliminação de microrganismos nas lagoas anaeróbias é baixa: o decaimento bacteriano é de 10 vezes (1 log), de nulo a 10 vezes para vírus e protozoários e muito baixo para parasitas.

Os fatores que influenciam o processo de eliminação de patógenos nas lagoas de estabilização são: sedimentação, radiação solar, pH elevado, ação bactericida de toxinas produzidas por algas, presença de predadores e tempo de detenção hidráulica (MENDONÇA, 2000). Segundo METCALF & EDDY (1991), em esgotos sanitários não tratados com média concentração de matéria orgânica, estima-se o NMP por 100 ml de coliformes totais de 10^7 a 10^8 e o de coliformes fecais de 10^6 a 10^7 . Para aqueles de concentração forte de matéria orgânica o NMP variaria até 10^9 para totais e até 10^8 para fecais.

Os quatro sistemas com facultativas apenas, tiveram remoção de coliformes fecais de 2 ordens de magnitude em média, com valores de NMP variando de 10^7 para 10^5 do esgoto afluente para o efluente, como pode ser observado na Tabela 31. Os outros quatro sistemas, também não apresentaram resultados melhores. Os oito sistemas não atendem aos padrões de emissão exigidos pela legislação estadual e federal (até 1000 coliformes fecais e até 5000 coliformes totais para a classe 2).

A remoção pode ser maior em lagoas de maturação em que ocorre ação conjunta de substâncias bacterianas produzidas pelas algas, níveis elevados de pH, redução de nutrientes, competição microbiana e o alto potencial redox das culturas de algas e bactérias (CAMPOS et al, 2000). Verifica-se pela Tabela 33 que há necessidade de tratamento complementar para desinfecção nos sistemas estudados, pois a remoção média obtida para coliformes totais foi de 97,28% e para coliformes fecais foi de 97,40%, consideradas relativamente baixas.

As Figuras 35 e 36 ilustram graficamente a eficiência de remoção de coliformes, e os valores médios de temperatura, pH e concentração de oxigênio dissolvido nos sistemas com lagoas facultativas primárias e secundárias, respectivamente. Observa-se grande similaridade entre os dois tipos de lagoas, tanto em relação às variáveis abióticas quanto em termos de remoção de coliformes.

TABELA 33 – Eficiência de remoção de coliformes totais e fecais nas lagoas de estabilização do Noroeste do Estado de São Paulo

sistema	coliformes totais – Ect (%)						coliformes fecais – Ecf (%)						Tdft (dias)	relação L/H	
	Ect 1	Ect 2	Ect 3	Ect	Ecf 1	Ecf 2	Ecf 3	Ecf	Ecf 1	Ecf 2	Ecf 3	Ecf		ana	fac
1-Coroados	99,14	99,08	88,84	95,93	98,95	97,44	98,20	98,20	98,20	98,20	98,20	98,20	-	1,99	
2-Lourdes	99,80	97,77	95,90	97,82	99,86	97,75	95,97	97,86	97,86	97,86	97,86	97,86	-	2,00	
3-Planalto	96,09	97,38	98,42	97,30	96,53	97,12	98,35	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	-	3,51	
4-Zacarias	94,36	95,40	98,54	96,10	96,67	95,68	98,36	96,90	96,90	96,90	96,90	96,90	-	2,02	
5-A Alegre	98,80	98,57	99,37	98,91	98,43	97,95	96,88	97,75	97,75	97,75	97,75	97,75	1,00	1,00	
6-Pongai	94,28	97,93	98,81	97,01	98,79	96,02	99,03	97,95	97,95	97,95	97,95	97,95	1,00	2,27	
7-Irapuã	96,54	97,74	94,27	96,18	98,85	99,02	97,66	98,51	98,51	98,51	98,51	98,51	1,00	1,54	
8-Adolfo	98,34	99,31	99,23	98,96	97,52	98,49	89,09	95,03	95,03	95,03	95,03	95,03	1,00	1,71	
Média	-	-	-	97,28	-	-	-	97,40	-	-	-	97,40	-	-	-

Observação : As eficiências indicadas referem-se a cada uma das três amostras compostas dos efluentes finais dos sistemas, e as respectivas médias para coliformes fecais e coliformes totais. Tdft é o tempo de detenção hidráulica e L/H a relação comprimento/largura da lâmina d'água dos sistemas estudados.

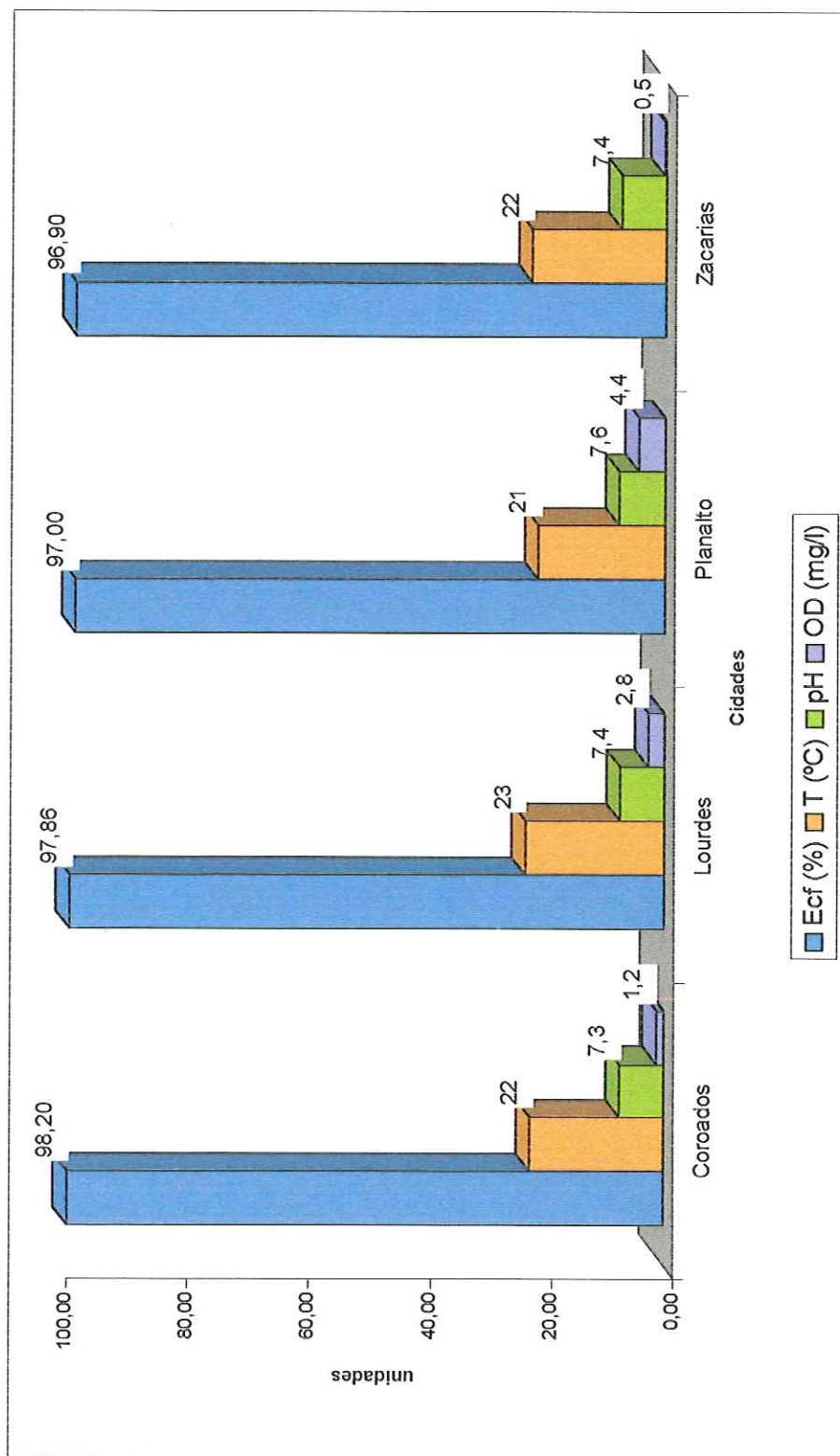


FIGURA 35 - Eficiência de remoção de coliformes fecais, pH, OD e temperatura nos quatros sistemas com lagoas facultativas primárias

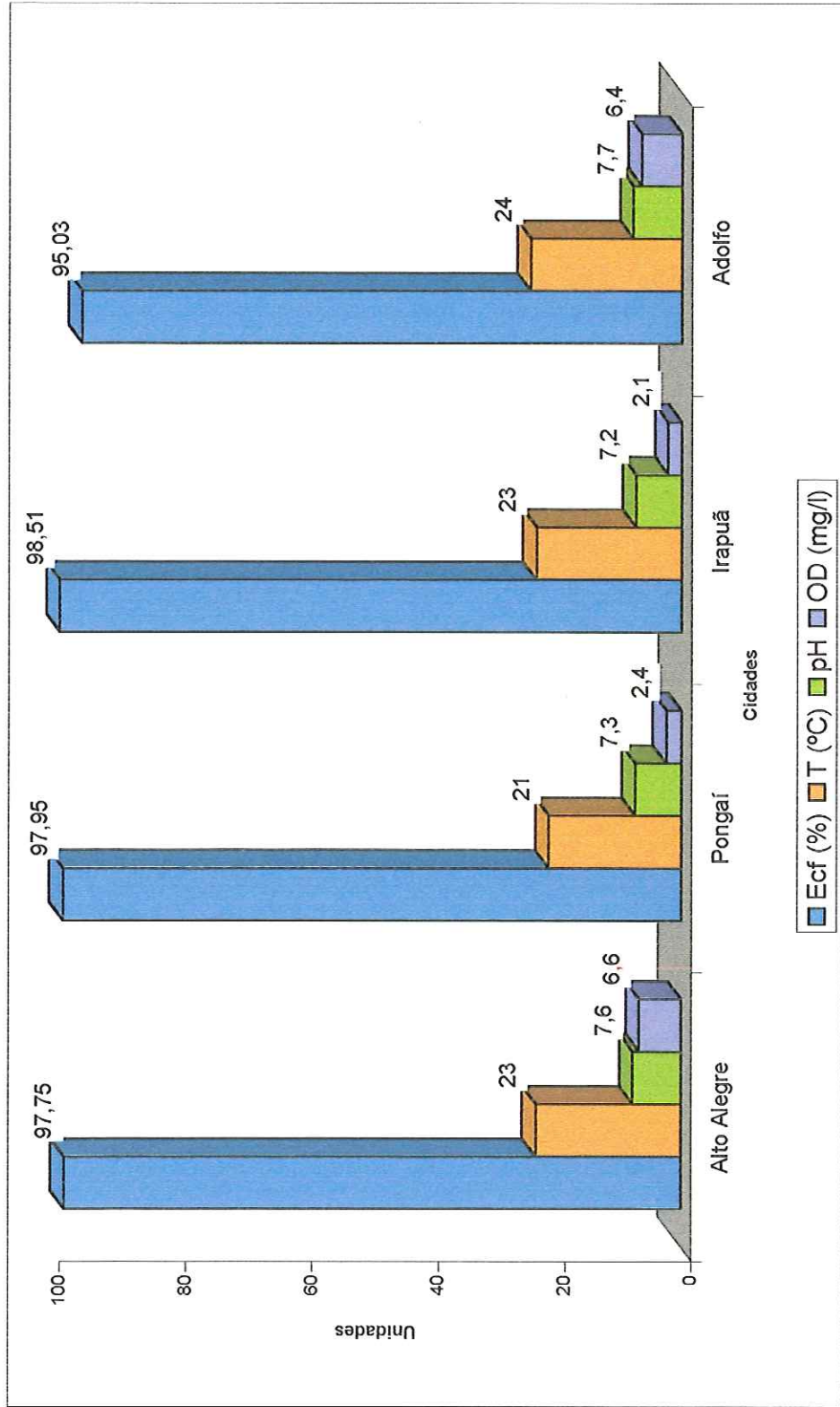


FIGURA 36 – Eficiência de remoção de coliformes fecais, pH, OD e temperatura nos quatros sistemas com lagoas facultativas secundárias.

4.10 – Nutrientes

Tanto as bactérias como as algas necessitam de uma fonte de nutrientes para crescerem e multiplicarem. Desses, carbono, nitrogênio e fósforo são requeridos em maior quantidade.

4.10.1 – Nitrogênio

Indica-se a seguir, simplificadamente, o significado de alguns compostos que fazem parte do processo de tratamento, apenas para fins elucidativos:

Nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) = ion amônio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) + gás amônia ($\text{NH}_3\text{g-N}$)

Nitrogênio kjeldhal total (NKT) = Nitrogênio amoniacal + nitrogênio orgânico

Nitrogênio total (NT) = NKT + nitrito (NO_2^-) + nitrato (NO_3^-)

Sabe-se que as lagoas de estabilização tem potencial muito reduzido de nitrificação e remoção de nitrogênio. A principal transformação é a incorporação de nitrogênio amoniacal em nitrogênio orgânico, de modo que o nitrogênio kjeldhal total permanece praticamente o mesmo. Um dos principais mecanismos remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização é a sedimentação de nitrogênio orgânico ou seja, da biomassa (COSSIO, 1993).

O nitrogênio amoniacal é produzido em processos anaeróbios, tanto pela redução do nitrogênio orgânico, como pelo lodo bêntico. Nas lagoas facultativas a redução do nitrogênio amoniacal se deve à nitrificação via oxidação mais a utilização pelas algas e bactérias para crescimento. O nitrogênio em esgotos sanitários está presente na forma de nitrogênio orgânico e amoniacal.

A amônia, gás solúvel, se dissocia para formar o ion amônio pela reação:



A oxidação do ion amônio, por ação das bactérias nitrificantes a nitrito e depois a nitrato ocorre segundo a reação: $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \longrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+$.

O nitrogênio amoniacal existe na solução aquosa tanto como ion amônio (NH_4^+) quanto na forma gasosa ($\text{NH}_{3(\text{g})}$), dependendo do pH e da temperatura do meio de acordo com a seguinte reação de equilíbrio: $\text{NH}_3(\text{g}) + \text{H}_2\text{O} = \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$. O equilíbrio da reação desloca-se para a esquerda, com incremento da amônia gasosa com o aumento do pH e da temperatura. O gás amônia ($\text{NH}_{3(\text{g})}$) dissolve facilmente na água formando o

hidróxido de amônia (NH_4OH), o qual dissocia produzindo amônio (NH_4^+) e ions hidroxila (OH^-).

Segundo COSSIO (1993), para que a remoção da amônia gasosa ($\text{NH}_3(\text{g})$) seja de pelo menos 50%, o pH deve estar acima de 9,1, e este deslocamento para gás também é favorecido com o aumento da temperatura. Para uma temperatura de 20°C e pH de 10,5 somente 10% do gás permanece solúvel. O restante é liberado para a atmosfera. No entanto, segundo NURDOGAN & OSWALD (1995), sob alto pH, a amônia gasosa dissolvida é tóxica para as bactérias.

O íon amônio (NH_4^+) é predominante para pH abaixo de 8 (NURDOGAN & OSWALD, 1995). GOLDMAN & HORNE (1983) observaram que NH_4OH não dissociado é tóxico e não o íon NH_4^+ . Esta toxicidade varia com a temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, dureza e conteúdo de sais na água.

Entende-se que por serem altos os tempos de detenção das lagoas, e em função das reações bioquímicas que ocorrem na entrada e na saída do reator em tempos e intensidades diferentes, visando comparar resultados mais próximos da realidade no presente estudo, uma vez que pontualmente no mesmo dia não constatou-se uma lógica entre os resultados dos reatores, foi estabelecida a média das concentrações do íon amônio (NH_4^+) e de nitrogênio total para a entrada e saída dos sistemas analisados nas três amostras compostas efetuadas e foram indicadas as reduções, em percentual.

A lagoa de Zacarias não apresentou redução para nitrogênio total e a de Alto Alegre não reduziu amônio e nitrogênio total.

A média geral apresentada na Tabela 34 foi de 30,28 mg/l para o afluente e 20,92 mg/l para o efluente quanto à presença do íon amônio com uma redução média de 31%. O nitrogênio total teve valores médios de 58,11 mg/l para o afluente e 51,04mg/l para o efluente, com redução média de 12%, nos sistemas estudados. Se não fosse considerado o sistema de Alto Alegre para NH_4^+ e os sistemas de Zacarias e Alto Alegre para nitrogênio total, as reduções médias seriam respectivamente de 34% e 21%.

Segundo METCALF & EDDY (1991), o esgoto bruto possui nitrogênio total de 20 a 85mg/l (fraco a forte, com média de 40mg/l). Neste trabalho, observa-se que a média dos sistemas é de 58,11mg/l para o nitrogênio total afluente.

TABELA 34 – Concentração média e percentual de redução do ion amônio e do nitrogênio total nos sistemas estudados

Sistema	NH ₄ ⁺ médio (mg/l)			nitrogênio total médio (mg/l)		
	afluente	efluente	redução %	afluente	efluente	redução %
1-Coroados	38,33	19,77	48	69,34	60,53	13
2-Lourdes	33,19	14,34	57	64,15	37,89	41
3-Planalto	33,03	18,46	44	66,86	55,20	17
4-Zacarias	17,34	13,39	23	59,63	65,22	-
5-A Alegre	27,61	28,92	-	55,67	56,43	-
6-Pongaí	19,06	15,10	21	43,42	32,74	25
7-Irapuã	43,44	35,60	18	60,04	50,00	17
8-Adolfo	30,23	21,77	28	55,76	50,28	10
Média	30,28	20,92	31	58,11	51,04	12

TABELA 35 – Concentração média de nitrito e nitrato nos efluentes dos sistemas

Sistema	Coroados	Lourdes	Planalto	Zacarias	A Alegre	Pongaí	Irapuã	Adolfo	média
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,16	0,12	0,15	0,71	0,10	0,05	0,07	0,27	0,20
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,99	1,70	1,23	1,25	1,23	1,00	0,87	1,00	1,28

Sabe-se que o processo de nitrificação não ocorre de forma acentuada em lagoas de estabilização. Daí os valores baixos de nitritos e nitratos dos efluentes das lagoas facultativas, conforme se observa na tabela 35. Em experiência de laboratório com efluentes de lagoas de estabilização em Israel, AZOV & TREGUBOVA (1995) verificaram pelo balanço de nitrogênio que a nitrificação não é o principal processo de remoção de amônia.

Alto pH, combinado com altas temperaturas e efeito da radiação solar, são fatores importantes que influenciam na evaporação da amônia para a atmosfera, contribuindo conseqüentemente com a diminuição da mesma no sistema.

4.10.2 – Fósforo

A absorção de fósforo pelas algas é proporcionalmente mais baixa que a de nitrogênio, pois a composição deste último na matéria orgânica é cerca de 10 a 16 maior. Nas lagoas de estabilização o fósforo corresponde usualmente em torno de 1% do peso seco das algas. Se o líquido contém 10mg/l de fósforo a absorção pelas algas é geralmente de 1 a 3 mg/l. Nas lagoas de estabilização pode ocorrer precipitação de fosfatos ligados a cátions polivalentes tais como cálcio e magnésio. Esta precipitação, por vezes chamada “autofloculação”, é freqüentemente incompleta devido às concentrações insuficientes de cálcio e magnésio no esgoto (NURDOGAN & OSWALD,1995).

Segundo uma experiência realizada em Mèse na França, por MESPLÉ et al (1995), o percentual de fosfato removido por precipitação variou de 28% a 45% do fosfato total removido. A absorção do fosfato total dissolvido pelo fitoplâncton, foi maior (26%) que a remoção por precipitação (19%), em duas lagoas estudadas.

Na Tabela 36, utilizando-se os mesmos critérios de cálculo das concentrações médias de nitrogênio, são apresentados os valores médios obtidos para o fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e para o fósforo total, resultantes das três amostras compostas, dos oito sistemas estudados. Conforme METCALF & EDDY (1991), esgotos sanitários não tratados possuem concentrações de fósforo total variando de 4 a 15 mg/l (fraco a forte com média de 8 mg/l). A média encontrada nos sistemas estudados para fósforo total foi de 15,40 mg/l no esgoto afluente. A remoção média de fosfato total dissolvido e fósforo total do afluente para o efluente dos sistemas foi de 9,54 mg/l para 7,24 mg/l (24%) e 15,40 mg/l para 11,22 mg/l (27%) respectivamente.

Os resultados dos nutrientes, indicam variação muito grande na capacidade de remoção dos mesmos nos vários sistemas:

- . amônio – redução de zero a 57% - média de 31%
- . nitrogênio total – redução de zero a 41% - média de 12%
- . fosfato inorgânico (ortofosfato dissolvido) – redução de zero a 73% - média de 23%
- . fosfato total dissolvido – redução de 7 a 64% - média de 24%
- . fósforo total – redução de 7 a 57% - média de 27%.

A variação de resultados entre uma amostra e outra em cada sistema, e entre os sistemas, foi muito grande. Infere-se que haveria necessidade de um número maior de amostras em cada sistema para confirmação dos resultados ou obtenção de resultados mais precisos.

Na Tabela 37 são apresentados alguns parâmetros de caracterização de águas residuárias afluentes, visando avaliar as condições dos sistemas de tratamento (médias das três amostras em cada sistema). De acordo com FORESTI (1999), relações mais altas de SVT/ST e SSV/SST, indicam esgotos com maior facilidade para se tratar com processo biológico. Verifica-se um percentual considerável de sólidos voláteis, ou biodegradáveis em relação aos sólidos totais e suspensos totais nos esgotos afluentes dos sistemas estudados. Também, uma relação DBO/DQO maior que 0,6 indica que a matéria orgânica presente é mais facilmente biodegradável e não é necessária a correção de suas características para que o processo biológico apresente bom desempenho. O valor médio geral para o esgoto afluente aos sistemas para esta relação DBO/DQO de 0,54 não apresenta desvio muito grande em relação ao valor recomendado.

Quanto à relação de nutrientes, em unidades que promovem a estabilização aeróbia da matéria orgânica, indica-se a relação DBO: N: P de 100: 5: 1. A média geral dos esgotos sanitários afluentes aos sistemas foi de 41: 4: 1, confirmando altas concentrações de fósforo com média de 15,4mg/l. METCALF & EDDY(1991), apontam o valor de concentração de fósforo de 15 mg/l para esgoto com forte concentração.

TABELA 36 – Concentração média e redução do fosfato inorgânico (ortofosfato dissolvido), fosfato total dissolvido e fósforo total nos sistemas estudados.

sistema	fosfato inorgânico médio (mg/l)			fosfato total dissolvido médio (mg/l)			fósforo total médio (mg/l)		
	afluente	efluente	redução %	afluente	efluente	redução %	afluente	efluente	redução %
1-Coroados	4,49	6,02	-	10,15	8,15	20	18,23	12,09	34
2-Lourdes	9,71	2,67	73	13,34	4,80	64	21,84	9,50	57
3-Planalto	7,93	3,90	51	10,10	5,89	42	15,66	8,85	44
4-Zacarias	6,07	4,69	23	8,01	7,14	11	12,24	9,80	20
5-A. Alegre	7,18	8,16	-	11,18	10,52	6	16,85	14,34	15
6-Pongai	5,85	3,85	34	6,91	5,94	14	11,15	10,33	7
7-Irapuã	5,73	6,37	-	9,47	8,82	7	14,36	12,91	10
8-Adolfo	5,92	5,14	13	7,18	6,67	7	12,83	11,93	7
Média	6,61	5,10	21	9,54	7,24	24	15,40	11,22	27

TABELA 37 – Parâmetros de caracterização do esgoto afluente aos sistemas – relações SVT/ST, SSV/SST, DBO/DQO, DBO: N: P e temperatura, pH e condutividade médios.

Sistema	Relação				Média das coletas		
	SVT/ST	SSV/SST	DBO/DQO	DBO: N : P	Temp. (°C)	Cond. (µs/cm)	pH
1-Coroados	0,63	0,90	0,61	38,8: 3,8: 1	25	1224	6,6
2-Lourdes	0,67	0,80	0,48	37,7: 2,9: 1	24	798	6,1
3-Planalto	0,68	0,88	0,43	31,5: 4,3: 1	25	995	6,2
4-Zacarias	0,65	0,80	0,65	49,9: 4,9: 1	25	948	6,3
5-A Alegre	0,61	0,68	0,77	47,0: 3,3: 1	24	957	6,7
6-Pongai	0,61	0,79	0,48	37,9: 3,9: 1	24	840	5,9
7-Irapuã	0,73	0,95	0,40	31,8: 4,2: 1	24	1057	5,9
8-Adolfo	0,62	0,85	0,50	53,2: 4,3: 1	26	925	6,5
Média	0,65	0,83	0,54	41,0: 4,0: 1	25	968	6,3

5 – Conclusões

a – Apesar do presente estudo ter sido realizado na época mais fria do ano, ocorreram dias ensolarados na região, com temperatura média ambiente de 25°C. A temperatura média do esgoto afluente às lagoas foi de 25°C, de 23°C para o esgoto efluente das lagoas anaeróbias, e de 22°C para o esgoto efluente das lagoas facultativas, possibilitando condições térmicas adequadas para o tratamento biológico dos esgotos.

b – Os valores para os sólidos sedimentáveis foram inferiores ao máximo determinado como padrão de emissão de 1 ml/l, para os efluentes dos sistemas estudados. Verificou-se predominância de matéria orgânica biodegradável devido à razão adequada de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais e sólidos suspensos totais, bem como à razão adequada DBO/DQO nos esgotos sanitários afluentes aos sistemas estudados. Os sistemas tiveram uma remoção média geral de sólidos suspensos totais de 50%.

c – A condutividade média obtida foi de 863 $\mu\text{s}/\text{cm}$ para os efluentes finais dos sistemas, e as águas superficiais no Estado de São Paulo possuem, em geral, valores de condutividade bem menores. É portanto previsível que o lançamento do efluente ocasionará um aumento na condutividade dos rios receptores, com conseqüências variadas à biota.

d – Não se constatou correlação ou interferência nos parâmetros de eficiência de remoção de DBO ou de coliformes nos sistemas estudados e a relação comprimento/largura das lâminas das lagoas.

e - As batimetrias efetuadas nas lagoas de estabilização propiciaram a estimativa das taxas de acúmulo de lodo. As taxas médias de acúmulo de lodo obtidas das batimetrias efetuadas, foram:

- lagoas anaeróbias – 0,07 $\text{m}^3/\text{hab.ano}$ ou 30,09 cm/ano
- lagoas facultativas primárias – 0,14 $\text{m}^3/\text{hab.ano}$ ou 5,95 cm/ano

- lagoas facultativas secundárias – 0,03 m³/hab.ano ou 1,87 cm/ano.

De acordo com os critérios adotados, concluiu-se que as lagoas deveriam ter o lodo removido (n é o número de anos decorridos entre o início de operação da lagoa até a limpeza recomendada):

lagoas anaeróbias –

Alto Alegre – n = 6,6 anos (6 anos e 7 meses) – limpeza a partir de janeiro de 2002

Pongá – n = 6,4 anos (6 anos e 5 meses) – limpeza a partir de maio de 2005

Irapuã – n = 5,1 anos (5 anos e 1 mês) – limpeza a partir de setembro de 2000

Adolfo – n = 10,0 anos – limpeza a partir de março de 2003.

lagoas facultativas primárias –

Coroados – n = 7,8 anos (7 anos e 10 meses) – limpeza a partir de abril de 2004

Lourdes – n = 10,1 anos (10 anos e 1 mês) – limpeza a partir de dezembro de 2006

Planalto – n = 8,8 anos (8 anos e 10 meses) – limpeza a partir de junho de 1998

Zacarias – n = 7,7 anos (7 anos e 8 meses) – limpeza a partir de março de 2005.

Observa-se que o sistema de Planalto já deveria ter o lodo removido.

f – O pH médio efluente das lagoas anaeróbias foi de 6,6, ligeiramente ácido. Este predomínio da fase ácida pode ser decorrente da contribuição de grande quantidade de lodo acumulada nessas lagoas, em cuja camada ocorre atividade biológica de acidificação. As lagoas facultativas apresentaram pH médio levemente alcalino de 7,4, indicando ambiente propício à realização fotossintética.

g – O valor médio da concentração de oxigênio dissolvido para os efluentes das oito lagoas facultativas obtido neste estudo foi de 3,3 mg/l. Observou-se que as lagoas facultativas pesquisadas são na maioria ambientes pouco oxigenados, com exceção de Planalto (moderadamente oxigenado) e Alto Alegre que são lagoas facultativas bem oxigenadas. O sistema de Adolfo teve valores de oxigênio dissolvido que variaram de 4,0 a 10,0 mg/l no efluente final, possivelmente devido à escada de aeração

h – A remoção média de DBO obtida para os oito sistemas estudados foi de 78%, valor bem próximo daquele recomendado pela legislação que é de 80%. As lagoas anaeróbias desempenharam importante função na remoção de sólidos suspensos e de DBO. Dentre as quatro lagoas anaeróbias, não houve desvios padrão significativos com

relação à média das eficiências apresentadas, mesmo para a lagoa de Alto Alegre com tempo de detenção 1,3 dia abaixo da média.

Como referência para projetos nesta região do Estado de São Paulo, sugere-se com base na análise anterior deste estudo, alguns parâmetros para lagoas de estabilização.

- lagoa facultativa primária : tempo de detenção hidráulica teórico de 25 dias ou mais, visando-se a remoção de DBO em torno de 80%. Pode-se aplicar uma taxa de aplicação superficial em torno de 140 kgDBO/ha.dia.

Sistema chamado de australiano, ou seja, lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa secundária :

- lagoa anaeróbia : tempo de detenção hidráulica teórico de 5 dias, visando-se remoção de DBO em torno de 60%.
- lagoa facultativa secundária : tempo de detenção hidráulica teórico de 15 dias ou mais, visando-se a complementação de remoção de DBO de 20%, para obter-se uma remoção global do sistema em torno de 80%. Pode-se aplicar uma taxa de aplicação superficial em torno de 130 kgDBO/ha.dia. Recomenda-se que o tempo de detenção hidráulica teórico deve levar em conta a taxa de acúmulo de lodo, para o cálculo do volume útil das lagoas, conforme considerado no presente estudo.

i - Mesmo não constatando-se sulfetos no limite de detecção do método utilizado, verificaram-se maus odores nas proximidades das lagoas anaeróbias. A grande quantidade de sobrenadante nas lagoas anaeróbias e facultativas primárias, se não contribuem para os maus odores constatados, ao menos conferem um péssimo visual para as mesmas, e deveria ser removida. Também não se constatou a presença maior ou menor de sulfetos em determinados períodos do dia, neste estudo.

j – Os sistemas estudados, obtiveram uma média de 97,40% para a eficiência de remoção de coliformes fecais, e não atingem a eficiência requerida, inferindo-se que há necessidade de tratamento complementar, como a adição de uma lagoa de maturação ou algum outro processo biológico para dar continuidade à remoção de microrganismos.

I – A eficiência de remoção de nutrientes foi baixa tanto para os compostos nitrogenados quanto para o fósforo. Assim, os efluentes das lagoas de estabilização, se solucionado o problema dos patógenos, seriam uma fonte promissora de nutrientes para cultivos agrícolas. O desenvolvimento de tecnologias para aproveitamento dos efluentes poderá vir a solucionar simultaneamente o problema do enriquecimento por nutrientes indesejado nos corpos receptores e a redução do custo com o uso de fertilizantes nos sistemas agrícolas.

Considerações finais –

Evidentemente a discussão e conclusões sobre os resultados obtidos seriam enriquecidos com o aumento do número de amostras coletadas e dos dias do cronograma. Porém, isso não foi possível neste trabalho em função da limitação de prazo e de recursos financeiros para a ampliação da pesquisa.

Este trabalho aponta para alguns problemas na operação das lagoas de estabilização, as quais precisam ser objeto imediato de pesquisas que busquem solucioná-los e tornar ainda mais eficientes e difundidos estes importantes e acessíveis sistemas de tratamento de esgotos. Assim, é interessante a condução de estudos para a ratificação de parâmetros, tais como taxas de aplicação, tempos de detenção hidráulica, e outros, que possibilitem a otimização da eficiência destes sistemas, e que estudem tratamentos complementares para a melhoria da qualidade do efluente tratado.

Observa-se também, que os sistemas dotados por lagoas de estabilização de esgotos não necessitam mecanismos sofisticados e dispendiosos para sua manutenção, porém, requerem atenção quanto à remoção diária dos resíduos do gradeamento, e de uma a duas vezes por semana dos resíduos da caixa de areia, com destino final adequado.

Algumas providências simplificadas nos projetos poderiam facilitar a operação e manutenção, bem como incrementar a eficiência desses sistemas :

- caixa de areia com rampas laterais para a remoção dos resíduos com carrinho de mão.
- poços de detritos próximos ao gradeamento, e valas para aterro dos resíduos da caixa de areia.

- taludes não muito inclinados, por exemplo 3:1 (h : v), para possibilitar a roçada da grama com trator.
- prever-se escada de aeração no talude de saída do efluente tratado, a qual não possui custo significativo diante do custo global do sistema, e permite incorporação de oxigênio dissolvido ao efluente, como verificou-se no sistema de Adolfo.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH; A; AZOV, Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Appl. Envir. Microbiol.*, v.31, p.801-806.
- ABELIOVICH, A. (1985). Biological treatment of chemical industry effluents by stabilization ponds. *Water Reserch*, v. 19, n. 12, p. 1497 – 1503.
- AMIN, P. M.; GANAPATI, S.V. (1972). Biochemical changes in oxidation ponds. *Journal WPCF*, v. 44, n. 2, p. 183 – 200.
- APHA, AWW & WPCF. (1985). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16. ed. New York, APHA.
- APHA, AWW & WPCF. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19. ed. New York, APHA.
- ARCEIVALA, D. J. (1981). *Wastewater treatment and disposal: engineering and ecology in pollution control*. New York, Marcel Dekker Inc.
- AZEVEDO NETO, J.M. (1967). Lagoas de estabilização. Generalidades – Desenvolvimento – Histórico. In: *Lagoas de estabilização*. São Paulo, Faculdade de Higiene e Saúde Pública/ USP. Cap.1, 6 p.
- AZEVEDO NETO, J.M. (1985). Aspectos construtivos de lagoas de estabilização. *Revista DAE*, v. 45, n. 140, p.44 –49.
- AZOV Y.; TREGUBOVA, T. (1995). Nitrification processes in stabilization reservoirs. *Water Science & Technology Journal*, v. 31, p. 313 –319.
- BATALHA B. L.; PARLATORE, A. C. (1977). *Controle de qualidade de água para consumo humano*. São Paulo, CETESB.

- BOKIL, S.D.; AGRAWALL G. D. (1977). Stratification in laboratory simulation of shallow stabilization ponds. *Water Research*, v. 11, p. 1025 –1030.
- BRANCO, S. M. (1991). A água e o homem. In: PORTO, R. L. (org) et al – *Hidrologia ambiental*. São Paulo ABRH/EDUSP. Cap.1.
- BRANCO, S. M. (1996). *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. 3. ed. São Paulo, CETESB/ASCETESB.
- BRITTO, E. R. (1994). *Introdução à biologia sanitária*. 1. ed. Rio de Janeiro, DTP/ABES.
- CAMPOS, J. R. (1994). Alternativas para tratamento de esgotos – Pré – Tratamento de águas para abastecimento. Americana, Consórcio Intermunicipal das bacias dos rios Piracicaba e Capivari, n. 9.
- CAMPOS, J. R.; REALI M. A. P.; DANIEL, L. A. (2000). Conceitos gerais sobre técnicas de tratamento de águas de abastecimento, esgotos sanitários e desinfecção. Apostila. São Carlos, EESC/USP.
- COSSIO, F. Y. (1993). *Lagunas de estabilizacion. Teoría, diseño, evaluacion y mantenimiento*. 1. ed. Cuenca, Empresa Pública Municipal de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado.
- EL SHARKAWI, F. M.; MOAWAD, S. K. (1970). Stabilization of dairy wastes by algal – bacterial symbiosis in oxidation ponds. *WPCF Journal*, v. 42, n. 1, p. 115 – 125.
- ESTEVEZ F. A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP.
- FORESTI, E. (1999). Notas de aula da disciplina de pós-graduação do Departamento de Hidráulica e Saneamento “Processos e operações em tratamento de resíduos”. São Carlos, EESC/USP.
- GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. (1983). *Limnology*. New York, McGraw – Hill.
- GLOYNA, E. F. (1973). *Estanques de estabilizacion de aguas residuales*. Ginebra, OMS.

GOLTERMAN, H. L. ; CLYMO R. S.; OHNSTAD, M. A. (1978). Methods for chemical analysis of freshwater. Oxford Blackwell Scientific Publications, IBP Handbook, n.8.

GONÇALVES, R. F. (org.) et al (2000). Gerenciamento de lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas. Rio de Janeiro, ABES.

HAMMER, M. J. (1979). Sistemas de abastecimento de água e esgotos. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos.

HICKEY, C. W.; QUINN, J. M.; DAVIES-COLLEY, R. J. (1989). Effluent characteristics of domestic sewage oxidation ponds and their potencial impacts on rivers. New Zealand Journal of Marine and Fresh Water Research, v. 23, p. 585 – 600.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. (1995). Tratamento de esgotos domésticos. 3. ed. Rio de Janeiro, ABES.

JUANICO, M. (1991). A experiência internacional no processo de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização de alta taxa. In: Seminário Internacional sobre Eutrofização e Abastecimento de Água. Anais. Brasília, p. 121 – 130.

KELLNER, E. (1995). Operação e manutenção de lagoas de estabilização. Apostila. São Carlos, EESC/USP.

KELLNER, E.; PIRES E. C. (1998). Lagoas de estabilização: projeto e operação. 1. ed. Rio de Janeiro, ABES.

KOROLEFF, F. (1976). Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. Methods of sea water analysis. Verlag, Chemie Weinheim.

LIND, O. T. (1974). Handbook of common methods in Limnology. Saint Louis, The C. V. Mosby Co.

LOEHR, R. C.; STHEPHENSON, R. L. (1965). An oxidation pond as a terciary treatment device. Journal of the Sanitary Engineering Division, v. 91, n.3, p. 31 – 44.

LINSLEY, R. K.; FRANZINI, J. B. (1978). Engenharia de recursos hídricos. 1.ed. São Paulo, McGraw-Hill.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). Water analysis – Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association Scientific Publication. Kendall, Titus Wilson & Sons Ltda, n. 36, 117p.

MALAN, W. M. (1964). A guide to the use of septic tank systems in South Africa. CSIR Research Report n. 219. National Institute for Water Research, Pretoria.

MARA, D.D. (1995). Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. In: IAWQ International Specialist Conference Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications, João Pessoa.

MC GARRY, M.G.; PESCOD, M.B. (1970). Stabilization ponds design criteria for tropical Asia. In: 2nd International Symposium for Waste: Treatment Lagoons. University of Kansas, Kansas. p.114.

MENDONÇA S. R. (2000). Sistemas de lagunas de estabilización 1. ed. Santa Fe de Bogotá, McGraw-Hill.

MESPLÉ, F.; TROUSSELIER, M.; CASELLAS, C.; BOUNTOUX, J. (1995). Difficulties in modelling phosphate evolution in a high – rate algal pond. Water Science & Technology Journal, v. 31, n. 12, p. 45 – 54.

METCALF & EDDY, Inc. (1991). Wastewater engineering – treatment, disposal and reuse. 3. ed. New York, McGraw-Hill.

NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. (1995). Enhanced nutrient removal in high – rate – ponds. Water Science & Technology Journal, v. 31, n. 12, p. 33- 44.

ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD. (1995). Guías para la calidad del agua potable. 2. ed. Ginebra, v. 1.

PARKER, C. E. (1961). Sewage lagoons in Australia. In: Waste stabilization lagoons – Proceedings of a Symposium. Kansas City, p. 1 – 5.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; BARTONE, C. R. (1987). Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. Water Science & Technology Journal, v.21, n.9, p. 1067 – 1075.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D. , ARRIDGE, H. A. (1995). The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization

pond performance and efficiency. *Water Science & Technology Journal*, v. 31, n. 12, p. 129 – 139.

PELCZAR JR, M. J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R. (1993). *Microbiology – Concepts and applications*. New York, McGraw–Hill.

PIPES, W. O. (1962). pH variation and BOD removal in stabilization ponds. *Journal WPCF*, v. 34, n. 11, p. 33 – 45.

PIVELI, R. P. (1996). *Qualidade das águas. Apostila*. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública/USP.

PIVELI, R. P.; MORITA, D. M. (1996). *Caracterização de águas residuárias. Medidas de nutrientes – Nitrogênio e fósforo. Apostila*. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública/USP.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (1997). *Projeto de norma técnica – PNTS.003*. São Paulo.

SAQQAR, M.M.; PESCOD, M.B. (1995). Modelling the performance of anaerobic wastewater stabilization ponds. *Water Science & Technology Journal*, v. 31, n.12, p. 171 – 183.

SHILLING LAW, S. N.; PIETERCE, A. J. H. (1977). Observations on algal populations in an experimental maturation pond system. *Water Science & Technology Journal*, v. 3, n.4, p. 183 – 192.

SHIMADA, P.; BIDONE, F. R. A.; ALMEIDA FILHO, M. *Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico na Região Centro - Oeste*. (1987). São Paulo. *Revista DAE*, v.47, n.150, p. 268 – 274.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. (1979). *Lagoas de estabilização*. 1. ed. Rio de Janeiro, ABES.

SLETTEN, O.; SINGER, R. H. (1971). Sulfur bacteria in red lagoons. *Journal WPCF*, v. 43, n.10, p. 2118 – 2122.

UEHARA, M. Y.; VIDAL, W. L. (1989). *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo, CETESB.

UHLMANN, D. (1978). The upper limit of phytoplankton production as a function of nutrient load, temperature, retention time of the water and euphotic zone depth. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, v.63, p. 353 – 363.

VALDERRAMA, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Water Research Journal*, v. 10, p. 109 – 122.

VEENSTRA, S.; AL-NOZAILY, F. A.; ALAERTS, G. J. (1995). Purple non sulfur bacteria and their influence on waste stabilization pond performance in the Yemen Republic. *Water Science & Technology Journal*, v. 31, n. 12, p. 141 – 149.

VICTORETTI, B. A. (1973). Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo para depuração de esgotos domésticos. São Paulo, CETESB.

VIDAL, W.L.; TREMAROLI, D. (1983). Aperfeiçoamentos hidráulicos no projeto de lagoas de estabilização, visando redução da área de tratamento: uma aplicação prática. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriu.

VON SPERLING, M. (1995). Design of facultative ponds based on the uncertainty analysis. In: IAWQ International Specialist Conference Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications, João Pessoa.

VON SPERLING, M. (1996a). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 3. Lagoas de estabilização. Belo Horizonte, DESA/UFMG.

VON SPERLING, M. (1996b). Padrões de efluentes e de corpos d'água adotados no Brasil. Uma análise da Resolução CONAMA n.º 20. In: Seminário Internacional. Tratamento e disposição de águas residuárias. Tecnologias e perspectivas para o futuro. Brasília – DF, p.97 – 113.

WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. (1996). Wastewater disinfection. Manual of practice FD – 10. Alexandria.

YHDEGO, M. (1992). Pilot waste stabilization pond in Tanzania. *Journal Environmental Engineering*, v. 118, n.2, p. 286 – 303.