

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

JOEL DIAS DA SILVA

**TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE – ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Florianópolis, SC
Agosto de 2007

JOEL DIAS DA SILVA

**TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE – ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Armando Borges de Castilhos Jr.
Co-Orientadora: Rejane Helena Ribeiro da Costa

Florianópolis, SC
Agosto de 2007

JOEL DIAS DA SILVA

“TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE – ESTUDO EM ESCALA PILOTO”

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

DOUTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por.

Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr.

Prof.^a Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr^a.

Prof. Marcos Von Sperling, Dr.

Prof. João Alberto Ferreira, Dr.

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

(Coordenador)

Florianópolis, SC

Agosto de 2007

Dedicatória

À minha família.

Benedito Domingos da Silva e Cezarina – Meus pais.

Cláudia, Vanessa e Márcia – Minhas irmãs.

Obrigado por todo o apoio! Vocês sabem o quão importante é mais essa conquista. E muito ainda há por vir.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, quero agradecer a Jeová Deus por mais esta etapa vencida. E por todas as outras que ainda virão.

A todos os meus amigos que direta e indiretamente ajudaram na conclusão deste trabalho. Obrigado pela amizade, por acreditar, por não me fazer desistir, mesmo em momentos mais difíceis.

Ao Prof. Armando B. de Castilhos Jr. e Prof^a. Rejane H. Ribeiro da Costa, pelo apoio, pela confiança, e pela oportunidade concedida durante todos estes anos de fazer parte do LARESO/LABEFLU em todas as suas atividades.

Ao PPGEA/UFSC pela oportunidade. Maurício Paiva, obrigado por tudo! E desculpem-me por qualquer coisa...

Aos colegas do LARESO: Cláudia Lavina, Elton (obrigado pela contribuição durante toda a pesquisa), Camila(s), Vívian, Marina, Elivete, Ioana, André, Dani, Lucas, Bianca, Sabrina, Alexandre (s), Patrícia, Débora. Vou levá-los na memória e no coração.

Às meninas do LABEFLU: Íria Araújo (valeu toda a ajuda prestada e amizade), Janaína Dutra e Júlia Santos. O meu muito obrigado a vocês.

Ao pessoal do LIMA: Prof. William, Arlete e D. Eliane. Obrigado pelo apoio. E os funcionários da Hidráulica – Prefeitura/UFSC, em especial, aos Sr. Hélio e Sr. Wilson. Obrigado pela ajuda nos momentos de “desespero”.

Ao Prof. Paulo Modesto Filho (ESA/UFMT), que sempre, mesmo distante, demonstrou apoio e consideração, não medindo esforços para contribuir à sua maneira, para o desenvolvimento do meu lado pesquisador. E pensar que tudo teve início como bolsista de Extensão e posteriormente, como bolsista PIBIC/CNPq.

Ao CNPq /FINEP pela concessão da bolsa de Doutorado.

RESUMO

As atividades humanas relacionadas à produção e ao consumo dos mais diversos materiais têm promovido uma crescente geração de resíduos. A destinação final dada a estes nem sempre tem sido adequada do ponto de vista da segurança da Saúde Pública e do meio ambiente. Sabendo-se que, a produção de resíduos é crescente, torna-se imperativo assegurar o seu gerenciamento através de estratégias de gestão destes materiais. Como alternativa, no processo de gerenciamento de resíduos sólidos, o aterro sanitário tem sido uma das formas de destinação final de resíduos adotada. Sendo bem executado, o aterro sanitário é uma boa alternativa. Contudo, apresenta como inconveniente à geração de lixiviados. Estes líquidos resultam da passagem da água de chuva pela massa de resíduos, carreando os produtos da decomposição biológica e aqueles resultantes do processo de solubilização do material inorgânico. Estes líquidos têm sido identificados como fontes potenciais de poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas, apresentando consideráveis variações na sua qualidade e quantidade. Muitas técnicas têm sido abordadas em estudos atuais, desde físico-químicos a tratamentos biológicos. As lagoas de estabilização, em virtude dos seus reduzidos custos de implantação, manutenção e operação, têm-se mostrado uma alternativa viável para o tratamento destes efluentes. Desenvolveu-se um sistema experimental, em escala piloto, composto por três lagoas de estabilização (anaeróbia + facultativa + maturação), tratando efluente bruto, em funcionamento desde Março de 2005 até Maio de 2006. Avaliou-se o desempenho deste sistema na atenuação do potencial poluidor deste efluente e considerando-se, em especial, fatores como a eficiência de remoção carbonácea e de nutrientes nas lagoas, quando submetidas às variações de cargas aplicadas; a possível influência da sazonalidade e estratificação no desempenho das lagoas; a influência da variação nictemeral e o potencial do sistema em detoxificar o efluente tratado. Os resultados mostraram que o sistema de lagoas tratou satisfatoriamente os lixiviados, com eficiências de remoção de 77% para DQO Total; 94,3% para amônia; 83% para fósforo; 70% para DBO₅ e 78% para COT. A relação DBO₅/DQO ficou em torno de 0,3, comprovando-se que, o Aterro de Tijuquinhas, em Biguaçu – SC, operando desde 1991, encontra-se numa fase de transição para um aterro classificado como antigo. Na avaliação ecotoxicológica do lixiviado, utilizou-se o organismo-teste *Daphnia magna Straus*, os resultados

mostraram-se positivos, atingindo valores desejados de detoxificação do efluente. Observou-se estratificação nas lagoas facultativa e de maturação nas diferentes fases, influenciada pelas estações do ano. Para a temperatura, o gradiente médio na lagoa facultativa foi de 1,7 °C/m, enquanto que, para a lagoa de maturação foi de 2,1 °C/m, evidenciando estratificação térmica. Flutuações sazonais e diurnas nas variáveis pH e OD também foram observadas, em especial durante períodos de intensidade luminosa, com os picos ocorrendo entre 13h00 e 15h00. O mesmo se deu durante a avaliação nictemeral, que mostrou variações significativas em alguns dos parâmetros monitorados. OD, pH e temperatura apresentaram flutuações nos diversos horários e profundidades amostradas. A partir da análise multivariada - ACP constatou-se a predominância e representatividade dos fatores matéria orgânica (DQO e Sólidos), temperatura, oxigênio dissolvido e remoção de nutrientes, mostrando-se assim, como de grande importância no dimensionamento de lagoas de estabilização em série, como as adotadas neste estudo. Comprovou-se a hipótese levantada no início dos trabalhos, com base nos resultados obtidos, que o sistema de lagoas de estabilização pode tratar eficientemente lixiviados de aterros sanitários. As questões de pesquisa também foram satisfeitas, recomendando-se o sistema adotado. Reside, porém, a necessidade de se otimizar o sistema, talvez com alterações em seu dimensionamento (comprimento, largura e/ou profundidade) ou adição de tratamentos complementares para melhoria da qualidade do efluente final, deixando-o dentro das condições exigidas pela Legislação Ambiental (CONAMA 357/2005) quanto ao seu lançamento em corpos d'água.

Palavras – chave: Aterro Sanitário, Lixiviados, Tratamento, Lagoas de Estabilização.

ABSTRACT

Human activities related to the production and consumption of various materials has caused a growth in the creation of residues. Their final destination is not always adequate, according to the Health Department. Since the production of residues is growing, it is necessary to assure their proper management through the use of management strategies for these materials. One alternative in the process of management of solid residues is the sanitary landfill site as a final destination for the residues. If well executed, the sanitary landfill site is a good alternative. However, there is the inconvenience of generating leachate. These liquids result from the passage of water from rain through the residue matter, carrying the products of biological decomposition and the ones resulting from the process of solubilization of inorganic material. These liquids have been identified as potential sources of soil pollution, as well as superficial and underground waters, presenting considerable variation in leachate quality and quantity. Many techniques have been used in recent studies, including physico-chemical and biological treatment. Stabilization lagoons, due to their reduced implementation, maintenance and operational costs, have proved to be a feasible alternative for the treatment of these effluents. An experimental system was developed in a pilot scale, composed of three stabilization ponds (anaerobic + facultative + maturation), treating raw effluent from March 2005 to May 2006. The performance of the system in reducing potential pollution of this effluent was assessed, considering in particular such factors as the carbonaceous removal and the nutrients in the ponds, when submitted to the variations of loads applied; the possible influence of seasonability and stratification in the pond performance, the influence of nictemeral variation, as well as the system's potential to detoxify the effluent treated. Results indicate that the system of ponds treated leachate satisfactorily, with removal efficiency of 77% for Total COD; 94% for ammonia; 83% for phosphorous; 70% for BOD₅ and 78% for TOC. The relation of BOD₅/COD was around 0.2, proving that if the Tijuquinhas Landfill Site in Biguaçu – SC, operating since 1991, is in a transitional phase to a landfill site classified as old. In the ecotoxicologic assessment of the leachate, the organism-test *Daphnia magna Straus* was used, results were positive, reaching desired levels of detoxification of effluent. The stratification in the optional and maturation ponds was observed in different phases, influenced by the seasons. For temperature, the average gradient in

the optional pond was 1.7 °C/m, whereas in the maturation pond it was 2.1 °C/m, evidence of thermal stratification. Seasonal changes, as well as daily ones, in the pH and dissolved oxygen were also observed, especially during periods of intense light with peaks between 1pm and 3pm. The same was observed in the diurnal assessment which showed significant variations in some parameters monitored. Dissolved oxygen, pH and temperature presented fluctuations in various times and depths sampled. The multivariate analysis – PCA showed a predominance and representativeness of the organic matter (COD and solids) factors, temperature, dissolved oxygen, and nutrients removal, showing, thus, the importance of the assessment of the stabilization ponds in series, as the ones adopted in this study. The hypothesis raised in this study was corroborated, based on the results obtained, that the system of stabilization ponds can be efficient to treat leachate landfill sites. Research issues were also satisfactory, recommending that the system be adopted. There still is, however, a need for optimizing the system, perhaps with changes to its dimensions (width, length and/or depth) or addition of complementary treatments to improve the quality of final effluent, so as to guarantee optimal conditions as required by the Environmental Regulation (CONAMA 357/2005) launching in water bodies.

Keywords: Sanitary Landfill, Leachate, Treatment, Stabilization Ponds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Fluxograma do Processo de Decomposição Anaeróbica dos Resíduos Urbanos.....	21
Figura 3.1. Localização Física do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.....	52
Figura 3.2. Nível Final de Elevação no Local do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.....	53
Figura 3.3. Vista Parcial do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.	54
Figura 3.4. Vista Parcial da Frente de Serviço do Aterro.	54
Figura 3.5. Reator UASB e Laboratório de Tratamento Físico-Químico.....	55
Figura 3.6. Sistema de Lagoas de Estabilização: Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.....	56
Figura 3.7: Configuração da Série de Lagoas.....	57
Figura 3.8. Bases de alvenaria com diferenças de profundidade.....	58
Figura 3.9. Unidades de Tratamento: 1 – Lagoa Anaeróbica; 2 – Lagoa Facultativa; 3 – Lagoa de Maturação.....	58
Figura 3.10. Coletor de amostras usado no interior das lagoas.....	62
Figura 3.11. Organismo-teste <i>Daphnia magna</i> com 24h00 de idade (40X).....	67
Figura 4.1. Variação do pH nos pontos de amostragem durante o período de estudo.....	74
Figura 4.2. Variação da temperatura nos pontos de amostragem durante o período de estudo..	77
Figura 4.3. Variação do OD no Ponto P3 – Lagoa Facultativa.....	78
Figura 4.4. Variação de OD no Ponto P4 – Lagoa de Maturação.....	79
Figura 4.5 Diagrama de caixas para OD (mg/L) na Lagoa Facultativa e Lagoa de Maturação....	80
Figura 4.6 Algas Verdes do Gênero <i>Chlorella sp</i> encontradas a 10 cm de profundidade, na Lagoa Facultativa e de Maturação.....	81
Figura 4.7. Variação de Clorofila <i>a</i> (µg/L) na Lagoa Facultativa e de Maturação.....	83
Figura 4.8. Variação do Parâmetro Turbidez ao longo do período de estudo.....	84
Figura 4.9 Variação da DQO total nas lagoas durante todo o período de monitoramento.....	85
Figura 4.10. Valores de DQO Total – P1 e DQO Solúvel – P4	86
Figura 4.11. Diagrama de Caixas com Valores de DQO nas diferentes fases do sistema.....	87
Figura 4.12. Variação da DBO ₅ ao longo do período de estudo	88
Figura 4.13. Relação DBO ₅ /DQO durante o período de estudo.....	92
Figura 4.14. Variação do Parâmetro COT durante o período de estudo.....	93
Figura 4.15. Diagramas de caixas para os dados de COT (mg/L) nas diferentes fases de monitoramento.	93
Figura 4.16. Variação do Nitrato durante o período de estudo.....	95
Figura 4.17. Variação da Amônia durante o período de estudo.....	95
Figura 4.18. Diagrama de caixas para a Amônia nas diferentes fases de monitoramento.....	96

Figura 4.19. Variação do Fósforo Total durante o período de monitoramento.....	98
Figura 4.20. Diagrama de caixas do Fósforo Total para as diferentes fases de monitoramento.	99
Figura 4.21. Diagrama de caixas do Potencial Redox para as diferentes fases de monitoramento.	100
Figura 4.22. Eficiência de remoção de N-NH ₃ em relação às Cargas Volumétricas Aplicadas....	103
Figura 4.23. Eficiência de Remoção de N-NH ₃ na Lagoa Facultativa em Relação às Concentrações de Entrada.	106
Figura 4.24. Balanço de sólidos (SDT x SST) para os pontos P1 e P2, respectivamente.....	109
Figura 4.25. Balanço de sólidos (SDT x SST) para os pontos P3 e P4, respectivamente.....	110
Figura 4.26. Dados climatológicos para a Grande Florianópolis.....	113
Figura 4.27. Variações de OD nas diferentes estações do ano.....	114
Figura 4.28. Perfil de estratificação de OD nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P3.....	115
Figura 4.29. Perfil de estratificação de OD nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P4.....	116
Figura 4.30. Perfil de estratificação de pH nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P3.....	116
Figura 4.31. Perfil de estratificação de pH nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P4.....	117
Figura 4.32. Perfil de estratificação da temperatura nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P3.....	118
Figura 4.33. Perfil de estratificação da temperatura nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P4.....	118
Figura 4.34. Variação nictemeral do pH.....	120
Figura 4.35. Variação nictemeral OD.....	120
Figura 4.36. Variação nictemeral da Clorofila a.....	121
Figura 4.37. Variação nictemeral da Temperatura.....	121
Figura 4.38. Variação nictemeral da Turbidez.....	121
Figura 4.39. Variação nictemeral de SS.....	121
Figura 4.40. Variação nictemeral do COT.....	122
Figura 4.41. Variação nictemeral de Amônia.....	122
Figura 4.42. Variação nictemeral de Fósforo.....	122
Figura 4.43. Variação nictemeral do Nitrato.....	122
Figura 4.44. Variação nictemeral do pH.....	123
Figura 4.45. Variação nictemeral do OD.....	123
Figura 4.46. Variação nictemeral da Clorofila a.....	124

Figura 4.47. Variação nictemeral da Temperatura.....	124
Figura 4.48. Variação nictemeral da Turbidez.....	124
Figura 4.49. Variação nictemeral dos SS.....	124
Figura 4.50. Variação nictemeral do COT.....	125
Figura 4.51. Variação nictemeral da Amônia.....	125
Figura 4.52. Variação nictemeral do Fósforo.....	126
Figura 4.53. Variação nictemeral do Nitrato.....	126
Figura 4.54. Variação nictemeral do pH.....	127
Figura 4.55. Variação nictemeral do OD.....	127
Figura 4.56. Variação nictemeral da Clorofila a.....	127
Figura 4.57. Variação nictemeral da Temperatura.....	127
Figura 4.58. Variação nictemeral da Turbidez.....	128
Figura 4.59. Variação nictemeral dos SST.....	128
Figura 4.60. Variação nictemeral do COT.....	129
Figura 4.61. Variação nictemeral da Amônia.....	129
Figura 4.62. Variação nictemeral do Fósforo.....	130
Figura 4.63. Variação nictemeral do Nitrato.....	130
Figura 4.64. Variação nictemeral do pH.....	131
Figura 4.65. Variação nictemeral do parâmetro OD.....	131
Figura 4.66. Variação nictemeral da Clorofila a.....	132
Figura 4.67. Variação nictemeral da Temperatura.....	132
Figura 4.68. Variação nictemeral da Turbidez.....	132
Figura 4.69. Variação nictemeral dos SST.....	132
Figura 4.70. Variação nictemeral do COT.....	133
Figura 4.71. Variação nictemeral da Amônia.....	133
Figura 4.72. Variação nictemeral do Fósforo.....	134
Figura 4.73. Variação nictemeral do Nitrato.....	134
Figura 4.74. Resultados dos Testes de Toxicidade Aguda do Lixiviado. CE (I) 50 (%).....	137
Figura 4.75. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Efluente Bruto.....	144
Figura 4.76. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Ponto P2.....	149
Figura 4.77. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Ponto P3.....	153
Figura 4.78. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Ponto P4.	158

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Componentes Discriminados na Composição Gravimétrica Típica de Resíduos de Origem Domiciliar e Comercial.....	14
Tabela 2.2. Produtos Intermediários do Processo de Degradação dos Resíduos Urbanos.....	19
Tabela 2.3. Produtos Finais do Processo de Degradação dos Resíduos Urbanos.....	19
Tabela 2.4. Valores de K para Aplicação do Método Suíço.....	27
Tabela 2.5. Parâmetros de Projeto para Lagoas Anaeróbias.....	41
Tabela 2.6. Processos utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.	47
Tabela 3.1. Características Físicas e Operacionais das Lagoas do Sistema Piloto de Tratamento.	60
Tabela 3.2. Parâmetros, Procedimentos Metodológicos e Frequência de Amostragem.....	64
Tabela 4.1. Estatística Descritiva dos Parâmetros Monitorados nas Lagoas Durante o Período de Estudo. (N = n°de amostras).....	73
Tabela 4.2. Valores Médios das Cargas Aplicadas de DQO no Sistema de Lagoas de Estabilização.....	102
Tabela 4.3. Valores Médios das Cargas Aplicadas de N-NH ₃ no Sistema de Lagoas de Estabilização.....	104
Tabela 4.4. Teores limites para os compostos amoniacais segundo a Resolução N. 357, de 17 de Março de 2005 do CONAMA.....	107
Tabela 4.5. Dados climatológicos para a Grande Florianópolis.....	112
Tabela 4.6. Resultados dos Testes de Toxicidade Aguda do Lixiviado. CE (I) 50 (%).	137
Tabela 4.7. Coeficientes de Remoção (k) de DBO para o Sistema de Lagoas de Estabilização.....	139
Tabela 4.8. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P1.....	141
Tabela 4.9. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P1...	142
Tabela 4.10. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P1.....	143
Tabela 4.11. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P2.....	145
Tabela 4.12. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P2.	146
Tabela 4.13. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P2.....	148
Tabela 4.14. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P3.....	150
Tabela 4.15. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P3.	150

Tabela 4.16. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P3.....	152
Tabela 4.17. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P4.	154
Tabela 4.18. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Ponto P4.....	155
Tabela 4.19. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P4.....	157
Tabela 4.20. Resumo dos Fatores Artificiais Obtidos para os Pontos de Coleta.....	159
Tabela 4.21. Resumo dos Fatores Artificiais Obtidos para o Sistema de Lagoas.....	160

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

APHA – American Public Health Association

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CH₄ – Gás Metano

COMCAP – Companhia Melhoramentos da Capital

CONDER - Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CO₂ – Dióxido de Carbono

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Carga Orgânica Volumétrica

d – Dia

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DRM – Departamento de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro.

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DQO_{TOTAL} – Demanda Química de Oxigênio Total

E – Eficiência de remoção (%)

EPA/US – Environmental Protect Agency – United States

FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos

g/L – Grama por Litro

HELP – Hidrologic Evaluation of Landfill Performance

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPT/CEMPRE – Instituto de Pesquisas Tecnológicas/Compromisso Empresarial para Reciclagem

L – Litros

L/d – Litros por Dia

LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos

LARESO – Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos

LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente

mg/L – Miligrama por Litro

m³/d – Metros Cúbicos por Dia

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

m/V – mili Volt

N – Nitrogênio

NH₄-N – Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniaco expresso como nitrogênio

NO₂-N – Nitrito expresso como nitrogênio

NO₃-N – Nitrato expresso como nitrogênio

NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez

OD – Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

P_{Total} – Fósforo Total

PVC – Policloreto de Vinila

Q – Velocidade de fluxo volumétrico

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

S_e – Demanda Bioquímica de Oxigênio Efluente

S_o – Demanda Bioquímica de Oxigênio Afluente

SST – Sólidos Suspensos Totais

t – Tempo

T – Temperatura

TC Tempo total de ciclo

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1.....	1
1.1. Introdução.....	1
1.2. Problemática.....	3
1.3. Justificativas.....	7
1.4. Hipótese de Trabalho.....	10
1.5. Objetivos.....	11
1.5.1. Objetivo Geral.....	11
1.5.2. Objetivos Específicos.....	11
CAPÍTULO 2.....	12
2.1. Fundamentação Teórica.....	12
2.1.1. Resíduos Sólidos Urbanos: Definições, Classificações, Quantidades e Características.....	12
2.1.2. Técnicas de Tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos.....	14
2.1.3. Os Mecanismos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários.....	18
2.1.3.1. Mecanismos Biológicos de Degradação dos Resíduos.....	18
2.1.3.2. Mecanismos Físico-Químicos de Degradação dos Resíduos.....	23
2.1.3.3. Origem e Formação dos Lixiviados.....	23
2.1.3.4. Estimativa de Produção e Características dos Lixiviados.....	25
2.1.3.5. Principais Formas de Tratamentos dos Lixiviados	28
2.1.3.6. Processo de Tratamento de Lixiviados pela Técnica de Lagoas de Estabilização.....	37
2.1.3.6.1. Lagoas Anaeróbias.....	40
2.1.3.6.2. Lagoas Facultativas.....	42
2.1.3.6.3. Lagoas de Maturação.....	44
CAPÍTULO 3.....	51
3.1. Materiais e Métodos.....	51
3.1.1. Origem do lixiviado.....	51
3.1.2. Sistema Experimental.....	56
3.1.3. Critérios de Dimensionamento.....	59
3.1.3.1. Lagoa Anaeróbia.....	59
3.1.3.2. Lagoa Facultativa.....	59
3.1.3.3. Lagoa de Maturação.....	60
3.1.4. Protocolo Operacional.....	61

3.1.4.1.	Partida Do Sistema.....	61
3.1.4.2.	Monitoramento Do Sistema.....	61
3.1.5.	Parâmetros E Métodos Analíticos.....	63
3.1.6.	Variabilidade de Carga.....	65
3.1.7.	Eficiência de Remoção.....	65
3.1.8.	Balanço de Sólidos.....	66
3.1.9.	Estratificação e Sazonalidade.....	66
3.1.10.	Varição Nictemeral.....	67
3.1.11.	Avaliação Ecotoxicológica.....	67
3.1.12.	Tratamento Estatístico dos Dados.....	68
CAPÍTULO 4.....		71
4.1.	Resultados e Discussão.....	71
4.1.1.	Monitoramento do Sistema de Lagoas.....	71
4.1.2.	pH.....	74
4.1.3.	Temperatura.....	76
4.1.4.	Oxigênio Dissolvido e Clorofila a.....	78
4.1.5.	Turbidez.....	83
4.1.6.	DQO.....	85
4.1.7.	DBO.....	88
4.1.8.	Biodegradabilidade – Relação DBO/DQO.....	90
4.1.9.	COT.....	93
4.1.10.	Nitrato e Amônia.....	94
4.1.11.	Fósforo Total.....	98
4.1.12.	Potencial Redox.....	100
4.2.	Variabilidade de Cargas.....	102
4.3.	Balanço de Sólidos.....	109
4.4.	Estratificação e Sazonalidade.....	112
4.5.	Varição Nictemeral.....	119
4.5.1.	Lagoa Facultativa – Estação. Inverno (07/08 de Setembro de 2005).....	120
4.5.2.	Lagoa de Maturação – Estação. Inverno (07/08 de Setembro de 2005).....	123
4.5.3.	Lagoa Facultativa – Estação. Verão (13/14 de Março de 2006).....	126
4.5.4.	Lagoa de Maturação – Estação. Verão (13/14 de Março de 2006).....	130
4.6.	Remoção da Toxicidade do Efluente.....	136
4.7.	Determinação do Coeficiente de Remoção de DBO ₅ (k).....	138
4.8.	Análise de Componentes Principais (ACP).....	141
4.8.1.	Efluente Bruto.....	141

4.8.2. Saída da Lagoa Anaeróbia.....	145
4.8.3. Lagoa Facultativa.....	150
4.8.4. Lagoa de Maturação.....	154
4.8.5. Constatações Sobre os Resultados da ACP.....	159
CAPÍTULO 5.....	162
5.1. Conclusões.....	162
5.2. Recomendações.....	164
Referências Bibliográficas.....	166

INTRODUÇÃO

As atividades humanas relacionadas à produção e ao consumo dos mais diversos materiais têm promovido uma crescente geração de resíduos. A destinação final dada a estes nem sempre tem sido adequada do ponto de vista da segurança da Saúde Pública e do meio ambiente, como é o caso, por exemplo, dos depósitos de resíduos sólidos urbanos a céu aberto ou do lançamento de resíduos industriais em corpos hídricos.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2002) são coletadas no Brasil cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, sendo que 52% destes constituem-se de matéria orgânica. As quantidades de resíduos geradas pelos brasileiros aumentam anualmente, e variam, segundo a mesma pesquisa, nas cidades com mais de 200 mil habitantes, ficando numa faixa de 800 e 1.200 gramas por hab/dia.

Sabendo-se que, a produção de resíduos é crescente, torna-se imperativo assegurar o seu gerenciamento através de estratégias de gestão destes materiais. Uma gestão racional das atividades econômicas e sociais não pode ser concebida sem a tomada de consciência desta realidade. A possibilidade de contaminação ambiental, associada à necessidade de grandes áreas para a disposição final e tratamento, tornou a solução para o problema dos resíduos sólidos urbanos, um dos mais sérios desafios para as administrações públicas municipais.

Isso enfatiza a magnitude dos problemas na área de resíduos sólidos urbanos e a necessidade de realização de trabalhos técnico-científicos para o equacionamento deste problema, e, particularmente no que tange ao tratamento de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, com produção de lixiviados.

Em 2000, cerca de 20% dos resíduos sólidos gerados pela população urbana no estado de Santa Catarina recebia disposição final adequada num sistema de aterramento sanitário. Os 84% dos resíduos restantes eram dispostos em depósitos

a céu aberto. Com o programa “*Lixo Nosso de Cada Dia*”, implantado em 2001 pelo Ministério Público do Estado de Santa Catarina, 279 municípios catarinenses, ou seja, um pouco mais de 95% do total, passaram a dispor os seus resíduos de forma adequada, em aterros sanitários (ABES/SC, 2006).

A formação de lixiviados se dá pela percolação não-uniforme e intermitente de água através dos resíduos aterrados, resultando na remoção de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis e sua dissolução e suspensão no líquido. Sua produção é um indicativo do desenvolvimento do processo bioquímico na massa de resíduos, pois o subproduto deste processo contribui para a concentração de elementos no lixiviado (REIS e BIDONE, 2005).

Assim, para o correto tratamento destes líquidos, é fundamental que se conheçam qualitativa e quantitativamente as suas características que apresentam grande variabilidade em sua composição e quantidade gerada, elevada demanda química de oxigênio (DQO), compostos orgânicos e substâncias tóxicas.

Partindo do exposto, este trabalho surge inserido no projeto de pesquisa intitulado “*Desenvolvimento Tecnológico Experimental de Procedimentos de Controle Ambiental em Aterros*”, financiado pela FINEP/CNPq no contexto do Tema III do Edital IV do PROSAB – Programa de Saneamento Básico.

PROBLEMÁTICA

A necessidade de tratamento do volume crescente de resíduos urbanos está se intensificando, principalmente devido à escassez de áreas de destinação final de resíduos, à disputa pelo uso das áreas remanescentes com a população da periferia, bem como a valorização dos componentes presentes nos resíduos sólidos urbanos, como forma de promover a conservação de recursos naturais.

Paralelamente, a composição dos resíduos também se tem alterado, trazendo novas dificuldades às administrações. No Estado de Santa Catarina e também em outras regiões, estas variações ocorrem devido a fatores básicos tais como (COMCAP, 2002):

- Nível de renda familiar, pois quanto maior o poder aquisitivo, maior o consumo e produção de inorgânicos tais como embalagens;
- Grau de industrialização dos alimentos que se caracteriza por uma maior quantidade de embalagens e,
- Baixo nível de consciência das pessoas sobre a disposição final dos materiais que geram.

Outro ponto a ser levado em consideração, reside no fato de que os resíduos apresentam riscos diretos e indiretos na transmissão de doenças. De acordo com PIÑEDA (1998), estes podem ser:

- Riscos diretos: contato direto com os resíduos, os quais poderão conter excrementos humanos e de animais. As pessoas mais expostas são os catadores, devido à manipulação de recipientes inadequados para o armazenamento dos resíduos, como também o uso de equipamentos muitas vezes inadequados para o serviço;
- Riscos indiretos: pela proliferação de vetores sanitários tais como moscas, mosquitos, ratos e baratas, que encontram nos resíduos seu alimento e condições propícias para a sua reprodução.

Desta maneira, o problema da disposição final assume uma magnitude alarmante. Considerando apenas os resíduos urbanos e públicos, o que se percebe

é uma ação generalizada das administrações públicas locais ao longo dos anos em apenas afastar das zonas urbanas os resíduos coletados, depositando-os por vezes em locais absolutamente inadequados, como encostas de matas, manguezais, rios, baías e vales. Causam ainda a proliferação de vetores de doenças, como moscas, mosquitos, baratas, ratos e a geração de odores. Muitos municípios simplesmente vazam seus resíduos em locais a céu aberto, em cursos de água ou em áreas ambientalmente protegidas, sendo que na maioria há presença de catadores, entre eles, crianças, denunciando os problemas sociais que a má gestão dos resíduos sólidos acarreta; e também se tornando responsáveis diretos pelo desequilíbrio ambiental em áreas urbanas, poluindo, rios e lagoas, o que compromete a vegetação aquática, propiciando a extinção de espécies animais (FINKLER, 2002).

A predominância dessas formas de destinação final, segundo ZANTA e FERREIRA (2003), pode ser explicada por vários fatores, tais como: falta de capacitação técnico-administrativa, baixa dotação orçamentária, pouca conscientização da população quanto aos problemas ambientais ou mesmo falta de estrutura organizacional das instituições públicas envolvidas com a questão nos municípios, o que acaba refletindo na inexistência ou inadequação de Planos de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.

Como alternativa, no processo de gerenciamento de resíduos sólidos, o aterro sanitário tem sido uma das formas de destinação final de resíduos adotada. De acordo com a ABNT (1984), este tratamento utiliza princípios de Engenharia para o confinamento dos resíduos sólidos à menor área possível, reduzindo-os ao menor volume possível, e cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão das jornadas de trabalho, ou a intervalos menores.

No mundo inteiro, com algumas poucas exceções, os aterros sanitários representam a principal destinação final dos resíduos sólidos, apesar do imenso esforço conjunto entre a sociedade civil organizada e o Poder Público, em se reduzir, reutilizar e reciclar. Apesar da contradição, nos países em desenvolvimento, o aterro sanitário tem sido a mais importante meta a alcançar, com vistas a um tratamento adequado dos resíduos (JUCA, 2002).

Sendo bem executado, o aterro sanitário é uma boa alternativa. Contudo, apresenta como inconveniente à geração de lixiviados. Estes líquidos resultam da passagem da água de chuva pela massa de resíduos, carreando os produtos da decomposição biológica e aqueles resultantes do processo de solubilização do material inorgânico (SEGATO e SILVA, 2000; REINHART e GROSH, 1998; BARBOSA et al., 1999; FINKLER, 1999; SILVA, 2002; MAXIMO, 2007; RODRIGUES, 2007; PACHECO, 2006).

No Brasil, observa-se que a maioria dos aterros não possui critérios operacionais de implantação e de monitoramento ou, simplesmente, não os adotam, dificultando desta forma, a caracterização dos lixiviados e gases gerados. Também, uma das principais questões de projeto de aterros é a definição do sistema de tratamento dos efluentes e gases gerados. A capacidade da instalação dependerá da extensão do aterro, vida útil e a presença de constituintes tóxicos, e como fator determinante, a carga orgânica presente nos lixiviados (FINKLER, 2002).

Esse sistema de disposição final de resíduos necessita de um controle efetivo, uma vez que os produtos finais da degradação apresentam características peculiares, o que podem causar impactos ambientais, caso não recebam tratamento adequado (BRENTANO, 2006; ROSSO et al. 2003).

QASIM e CHIANG (1994) afirmam que, de forma a minimizar os impactos ambientais adversos, usualmente resultantes da aplicação deste método, é necessário dar uma particular atenção à seleção do local de disposição, que poderia também ser apropriadamente projetado, construído, operado e monitorado.

A composição e concentração dos lixiviados estão intimamente relacionadas com as características dos resíduos sólidos aterrados, e com as condições climáticas da região em que o mesmo se situa, bem como a idade média e as condições operacionais e de projeto do aterro sanitário (LU et al., 1985).

Prever apuradamente a composição química de lixiviados provenientes de aterros sanitários constitui-se em uma tarefa extremamente difícil, pois dados de estudos e pesquisas técnicos relativos à composição aproximada dos lixiviados

apresentam faixas de variação bastante amplas, indicando grande variação dos parâmetros (CAMMAROTA et al., 1994).

Para MELO (2000), a possibilidade do conhecimento da faixa de produção destes efluentes é importante para o dimensionamento e avaliação do sistema de coleta e tratamento destes nos aterros sanitários.

Quanto maior o conhecimento da composição dos lixiviados em relação ao tempo de aterramento, a profundidade da célula de resíduos aterrados e a precipitação pluviométrica, entre outros, maiores serão as condições de escolha da melhor forma de tratamento na remoção da carga poluidora deste efluente, diminuindo ou até evitando impactos negativos ao meio ambiente e à saúde pública (PAES, 2003; MANNARINO et al., 2006).

ROCHA et al. (2005) corroboram com o exposto, enfatizando que a determinação das características físico-químicas desse líquido lixiviado, bem como a sua biodegradabilidade são etapas fundamentais na decisão técnico-econômica, dentro de uma visão de gestão integrada do resíduo e de seus subprodutos gerados.

JUSTIFICATIVAS

Para JURA (2001), o tratamento dado aos resíduos sólidos no Brasil pode ser bem avaliado a partir da própria dificuldade em obter informações confiáveis e detalhadas sobre o tema. Os dados existentes sobre o assunto são escassos, falhos e conflitantes, a começar das estimativas sobre a quantidade de resíduos gerados.

No campo da Legislação referente ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, além da Constituição Federal, o Brasil já dispõe de uma legislação ampla (Leis, Decretos, Portarias, etc.) que, por si só, não tem conseguido equacionar tal problema. A falta de diretrizes claras, de sincronismo entre as fases que compõem o sistema de gerenciamento e de integração dos diversos órgãos envolvidos com a elaboração e aplicação das leis possibilita a existência de algumas lacunas e ambigüidades, dificultando o seu cumprimento (ABES-SC, 2006).

Nos últimos anos, o gerenciamento dos resíduos sólidos ganhou o foco em muitos países. A redução, o reuso e a reciclagem na fonte, compostagem, incineração e o aterro sanitário são algumas das práticas de gerenciamento de resíduos praticadas em diferentes países. A aplicabilidade destas difere de lugar para lugar. A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários é a prática mais comum, seja devido aos custos mais reduzidos como na prática de seu manejo amplamente difundido (MÁXIMO, 2007).

Um dos desafios nos projetos de aterros sanitários é o tratamento do lixiviado, uma vez que sua qualidade é alterada em função das características dos resíduos dispostos no aterro, de fatores relativos à área, de fatores climáticos e, sobretudo, com a idade do aterro, tornando-se relevante, o desenvolvimento, de técnicas de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios (MANNARINO et al., 2006).

Os lixiviados têm sido identificados na literatura como fontes potenciais de poluição das águas superficiais e subterrâneas (MOTT et al., 1987), apresentando

consideráveis variações, tanto de quantidade como de composição química (TATSI e ZOUBOULIS, 2003).

A composição e a concentração dos contaminantes são diretamente influenciadas pelo tipo de resíduos depositados no aterro sanitário, fatores hidrogeológicos dos solos da região e principalmente idade do aterro (EHRIG, 1984; CRAWFORD e SMITH, 1985). ROBERTSON et al. (1974) apud FEITOSA e MANOEL FILHO (1997), identificaram mais de 40 compostos orgânicos em águas subterrâneas contaminadas por lixiviados gerados em aterros sanitários oriundos de plásticos e outros materiais sólidos industriais, em um aquífero arenoso nos Estados Unidos.

Embora o caminho da biotransformação dos resíduos sólidos dos aterros sanitários seja o mesmo, conforme sugere a geração de subprodutos que apresentam certa similaridade, a heterogeneidade dos resíduos sólidos de cada comunidade e a técnica executiva do aterro estabelecendo determinadas condições de contorno, são aspectos que sugerem que cada aterro conduz a um ecossistema particular (ROCHA, 2005).

Por causa disso, segundo QASIM e CHIANG (1994), selecionar e projetar um sistema de tratamento para os lixiviados não é uma tarefa simples. Importantes fatores poderão direcionar a seleção e o projeto do sistema a serem adotados, tais como as características do efluente, alternativas de descarga do mesmo, alternativas tecnológicas disponíveis na região, custos envolvidos e também os padrões para emissão dos efluentes.

Encontram-se na literatura, embora escassa, relatos da experiência do tratamento de lixiviado por processos biológicos tanto anaeróbios (PESSIN et al., 2000; REICHERT e COTRIM, 2000) quanto aeróbios (PESSIN et al., 2000; MARTINEZ e SOTO, 2000), além de processos físico-químicos (PEREIRA DA SILVA et al., 2000; CASTILHOS et al., 2006; MAXIMO, 2007; RODRIGUES, 2007). Nos trabalhos acima citados, podem-se notar valores de DQO e DBO₅ bastante elevados no efluente dos processos, tornando estes, inadequados ao lançamento em corpos receptores sem tratamento complementar.

Estudos de QASIM e BURCHINAL (1970) demonstraram que concentrações de substâncias orgânicas (COT, DQO e DBO₅) e relações DBO₅/DQO são geralmente elevadas durante os estágios mais ativos (iniciais) de decomposição e gradualmente tendem a reduzir conforme o aterro se estabiliza organicamente.

Quando o lixiviado apresentar características de um aterro novo, como DQO elevada (acima de 10.000 mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal e uma relação DBO₅/DQO entre 0,4 e 0,8, e uma concentração significativa de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efetuado pelos processos anaeróbio e aeróbio. O tratamento físico-químico neste caso não é indicado (HAMADA e MATSUNAGA, 2000).

Se os lixiviados apresentarem as características representativas de um aterro velho, com DQO entre 1.500 e 3.000 mg/L e relações DBO₅/DQO menores que 0,4 fala-se que, houve um decréscimo significativo de sua fração orgânica biodegradável. Neste caso, espera-se também uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal, conforme destaca GOMES e MARTINS (2003), acrescentando que, estes líquidos ficaram retidos longos períodos na massa de resíduos aterrada e assim, tiveram sua matéria orgânica mais rica em energia quase totalmente biodegradada. Diante do potencial poluidor destes efluentes gerados diariamente em aterros sanitários devido à degradação de resíduos sólidos nestes depositados, faz-se necessário um estudo detalhado do tratamento destes (SANTOS, 2004).

Muitas técnicas têm sido abordadas em estudos atuais, desde físico-químicos a tratamentos biológicos. Percebe-se uma tendência a tratar estes efluentes em conjunto com o esgoto doméstico, como é feito em alguns grandes centros. O maior problema é que o lixiviado apresenta altas concentrações de material orgânico, bem como, de outras substâncias com alto potencial poluidor, o que requer que o mesmo seja previamente tratado ou diluído antes de entrar na rede coletora de esgotos (LINS et al., 2005).

A facilidade de construção, operação e manutenção das lagoas de estabilização tornam essa técnica de tratamento bastante solicitada para lixiviados de aterros sanitários (ROCHA et al., 2005; LIMA et al., 2005).

HIPÓTESE DE TRABALHO

Com base nas colocações precedentes, a pesquisa sobre o tratamento de lixiviados de aterros sanitários foi conduzida para testar a hipótese:

“Os sistemas de lagoas de estabilização são usados com sucesso para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, sendo assim, esta é uma técnica eficiente para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários”.

A partir desta hipótese, apresentaram-se as seguintes questões de pesquisa:

- Qual o desempenho do sistema de lagoas de estabilização em remover matéria carbonácea e nutrientes, quando submetido a diferentes cargas aplicadas?
- Como se processa a variação nictemeral das lagoas facultativa e de maturação e qual a sua importância para o tratamento de lixiviados?
- Qual o desempenho do sistema de lagoas de estabilização em detoxificar o lixiviado de aterro sanitário?

Foram estabelecidos os objetivos que nortearam a pesquisa testando a hipótese formulada.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Estudar o tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas de estabilização, avaliando seu desempenho na atenuação do potencial poluidor deste efluente.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência de remoção carbonácea e de nutrientes nas lagoas, submetidas às variações de cargas aplicadas;
- Verificar a influência da sazonalidade e estratificação no desempenho das lagoas;
- Verificar a influência da variação horária (nictemeral) na lagoa facultativa e de maturação;
- Avaliar o potencial de toxicidade do efluente tratado pelo sistema de lagoas.

2.1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: DEFINIÇÕES, CLASSIFICAÇÕES, QUANTIDADES E CARACTERÍSTICAS.

A geração de resíduos é um problema tipicamente antrópico. Na natureza não existe este conceito, uma vez que o que sobra de um processo ou ciclo geralmente é aproveitado em outro nível de consumo entre as diversas cadeias alimentares. O Homem, por sua vez, gasta e produz muito além da capacidade do meio ambiente absorver os impactos causados por esta ou aquela ação (RODRIGUES, 2007).

Segundo a ABNT (2004), os resíduos sólidos urbanos, podem ser definidos como os resíduos no estado sólido e semi-sólido, que resultam das atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviço e de varrição. Podem-se incluir nestes também, os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Nesta definição, conforme ZANTA et al. (2006), observam-se as várias fontes ou atividades geradoras de resíduos, com também, a possibilidade dos resíduos se apresentarem em diferentes estados físicos como os lodos de estações de tratamento de água e esgoto. Esta norma classifica os resíduos quanto a sua periculosidade à Saúde Pública e ao Meio Ambiente, ligado às suas propriedades físicas, químicas e infecto-contagiosas.

De acordo com IPT/CEMPRE (2000) são várias as formas possíveis de se classificarem os resíduos urbanos, conforme a sua natureza física (seco ou molhado); sua composição química (matéria orgânica ou inorgânica), ou ainda os seus riscos potenciais ao meio-ambiente.

As características dos resíduos sólidos urbanos podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si e as próprias cidades (MONTEIRO et al., 2001).

As características dos resíduos sólidos produzidos pelas comunidades variam em função de fatores culturais e econômicos. A característica econômica predominante de uma municipalidade como essencialmente agrícola, comercial ou industrial leva a geração de resíduos com diferentes composições. Já o poder aquisitivo de cada comunidade, o acesso dos habitantes a certos bens de consumo e não a outros, a própria cultura de consumo, todas elas resultarão em diferenças qualitativas e quantitativas dos resíduos produzidos. A cultura do aproveitamento máximo das sobras alimentares e embalagens também contribui para esses contrastes (FLECK, 2003).

ZANTA e FERREIRA (2003) afirmam que o conhecimento das características químicas possibilita a seleção de processos de tratamento e técnicas de disposição final. Algumas das características básicas de interesse são: poder calorífico, pH, composição química (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre e carbono) e relação teor de carbono/nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e teor de umidade.

As características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos podem ser identificadas em qualquer etapa do gerenciamento dos resíduos desde o momento da geração até a sua disposição final. Dependendo do momento em que é realizada a amostragem, as características dos resíduos podem variar de acordo com o processo de geração, manejo ou técnicas de tratamento e disposição final adotada (ZANTA et al., 2006).

Conforme salientado por ZANTA e FERREIRA (2003), no caso dos resíduos de origem domiciliar e comercial, normalmente dispostos em aterros, os componentes comumente discriminados na composição gravimétrica são: matéria orgânica putrescível, metais ferrosos e não-ferrosos, papel, papelão, plásticos, trapos, vidro, borracha, couro, madeira, entre outros, conforme apresentado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Componentes Discriminados na Composição Gravimétrica Típica de Resíduos de Origem Domiciliar e Comercial.

Categoria	Exemplos
Matéria Orgânica Putrescível	Restos alimentares, flores, podas de árvores.
Plástico	Sacos, sacolas, embalagens de refrigerantes, água e leite, recipientes de produtos de limpeza, esponjas, isopor, utensílios de cozinha, látex, sacos de ráfia.
Papel e Papelão	Caixas, revistas, jornais, cartões, papel, pratos, cadernos, livros, pastas.
Vidro	Copos, garrafas de bebidas, pratos, espelho, embalagens de produtos de beleza, embalagens de produtos alimentícios.
Metal Ferroso	Palha de aço, alfinetes, agulhas, embalagens de produtos alimentícios.
Metal Não-Ferroso	Latas de bebidas, restos de cobre, restos de chumbo, fiação elétrica.
Madeira	Caixas, tábuas, palitos de fósforo, palitos de picolé, tampas, móveis, lenha.
Panos, trapos, couro e borracha.	Roupas, panos de limpeza, pedaços de tecido, bolsas, mochilas, sapatos, tapetes, luvas, cintos, balões.
Contaminante Químico	Pilhas, medicamentos, lâmpadas, inseticidas, raticidas, colas, cosméticos, vidro de esmaltes, embalagens de produtos químicos, latas de óleo de motor, latas com tintas, embalagens pressurizadas, papel-carbono, filme fotográfico.
Contaminante Biológico	Papel higiênico, cotonete, algodão, curativo, gazes e panos com sangue, fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, seringas, lâminas de barbear, cabelos, pêlos, embalagens de anestésicos, luvas.
Pedra, terra e cerâmica.	Vasos de flores, pratos, restos de construção, terra, tijolos, cascalho, pedras decorativas.
Diversos	Velas de cera, restos de sabão e sabonete, carvão, giz, pontas de cigarro, rolhas, cartões de crédito, lápis de cera, embalagens metalizadas, sacos de aspirador de pó, lixas e outros materiais de difícil caracterização.

Fonte: Adaptado de PESSIN et al. (2002) apud ZANTA e FERREIRA (2003)

No Brasil, a geração de resíduos *per capita* varia de acordo com o porte populacional do município. Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), elaborada pelo IBGE em 2000, a geração *per capita* de resíduos no Brasil variam entre 450 e 700 gramas para os municípios com população inferior a 200 mil habitantes e entre 800 e 1.200 gramas em municípios com população superior a 200 mil habitantes (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

2.1.2. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Em nenhuma fase do desenvolvimento humano se produziu tanto resíduo como atualmente. A grande quantidade associada à igualmente grande variabilidade da composição destes resíduos – que podem incluir uma grande variedade de substâncias químicas e de microrganismos patogênicos – tem trazido sérias conseqüências à saúde das populações humanas e ao próprio ambiente (LIMA, 1995).

Ao longo dos tempos, o homem identificou nos resíduos por ele gerados uma fonte de diversas doenças e de seus vetores, passando a destiná-los a locais determinados, afastados do seu ambiente, sob a forma do que hoje se convencionou chamar de “*lixões a céu aberto*”, que ainda podem ser encontrados na maioria dos municípios brasileiros (FLECK, 2003).

Para reverter essa situação, uma das ações possíveis é a busca de alternativas tecnológicas de disposição final sustentável, entendida como aquela que atente para as condições peculiares dos municípios quanto às dimensões ambiental, sócio-cultural, política, econômica e financeira, e que, simultaneamente, seja integrada às demais etapas de um plano de gerenciamento de resíduos (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Para a definição do procedimento mais adequado para o tratamento dos resíduos urbanos, deve-se partir de um diagnóstico da situação atual do município, considerando-se aspectos como tipo, origem e quantidade de resíduos urbanos produzidos, tratamentos existentes e características dos locais onde esses resíduos são dispostos (IPT/CEMPRE, 2000).

Dentre as alternativas de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos urbanos, destacam-se: aterros sanitários, incineração, reaproveitamento, reciclagem e compostagem, entre outros. Mesmo com muitas tecnologias disponíveis, é importante ressaltar que a redução da geração de resíduos na origem é, de fato, a fase mais importante para resolver os problemas atrelados ao gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (PESSIN et al., 2006).

A estratégia de redução age na quantidade e na qualidade de resíduos sólidos produzidos, podendo ser através da otimização de processos de produção, do uso de tecnologias limpas e da diminuição da utilização de produtos descartáveis. Além disso, age também na criação de critérios e incentivos a programas educacionais de coleta seletiva e de reciclagem (SANTOS, 2000). Programas de reciclagem e coleta seletiva não apenas ajudam a diminuir o volume de material inorgânico e de difícil biodegradabilidade, mas também ajuda na separação de

materiais tóxicos como vapor de mercúrio contido em lâmpadas, e metais pesados contidos em baterias e pilhas.

A estratégia de tratamento é focalizada no produto a jusante do problema, ou seja, na minimização dos impactos causados. Esta estratégia para resíduos sólidos pode ser reduzida a basicamente três ações: disposição adequada, controle e tratamento dos efluentes produzidos (RODRIGUES, 2007).

Uma forma conhecida de disposição final de resíduos é a do aterro controlado, o qual é preconizado pela NBR – 8.849 (ABNT, 1985). É uma técnica que utiliza de princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, não causando desse modo danos ou riscos à saúde pública. Porém, pelo fato de não dispor de impermeabilização da base e nem de sistemas de tratamento de lixiviados ou de dispersão dos gases gerados, pode causar poluição localizada.

Os aterros sanitários tem-se destacado como o método de disposição final mais utilizado no Brasil para minimizar impactos negativos, quanto ao aspecto ambiental e de saúde pública. O aterro sanitário tem sido utilizado por muitas décadas como uma forma de disposição final de resíduos: residencial, comercial, industrial (JUCA, 2002).

A tecnologia em aterros sanitários tem avançado muito desde o início do uso desta técnica, evoluindo de depósitos de queima a aterros altamente projetados para minimizar os impactos de contaminantes presentes nos resíduos em áreas adjacentes (FARQUHAR, 1988).

Na construção de um aterro sanitário, a face em contato com o solo deve receber uma camada de argila compactada e muitas vezes uma camada extra de material plástico especial, para impermeabilização. Também, deve haver poços de coleta, bombeamento de efluente gerado e tubulações para a coleta de gás. (SWITZENBAUM, 1992).

Porém, o principal problema ambiental dos aterros sanitários é o risco potencial de poluição de águas subterrâneas e a subsequente influência na

qualidade das águas de superfície. A carga total de poluentes dependerá das características do líquido que percola através do aterro sanitário e atinge as águas subterrâneas (BENGTSSON et al., 1994; ROCHA, 2005).

Fica evidente que dentre os procedimentos operacionais mais importantes em um aterro sanitário, estão a drenagem e o tratamento dos líquidos e também a impermeabilização da área onde os resíduos serão depositados, de forma a evitar que os mesmos percolem através do solo e alcancem o lençol freático (CAPELO NETO et al., 1999).

O entendimento dos fatores e das condições envolvidas na produção de lixiviados é necessário para a sua eliminação e controle. Os maiores impactos ambientais, resultantes da disposição de resíduos sólidos municipais dentro de um aterro sanitário, ocorrem quando a água que passa através dos resíduos acumula vários contaminantes. Este lixiviado pode entrar em contato com as águas subterrâneas subjacentes e degradar seriamente a qualidade de água do aquífero (LU et al., 1985).

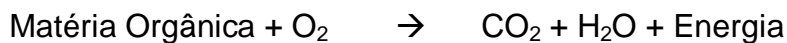
A infiltração de lixiviados nas águas subterrâneas e o escoamento superficial destes para as águas de superfície apresentam um potencial adverso de impactos ambientais (RADEMAKER e YOUNG, 1980; ROCHA, 2005).

A melhoria das técnicas de aterro sanitário tem visado principalmente à redução na produção de lixiviados, a sua coleta e tratamento, e diminuição das descargas destes no solo. Quer o lixiviado seja coletado e tratado ou se permita a sua descarga no solo, é essencial que se estime o seu fluxo quantitativo e concentração em poluentes e, ainda, a variação destas características com o tempo enquanto o aterro se desenvolve de sua abertura até o seu fechamento (FARQUHAR, 1988; FINKLER, 2002).

2.1.3. OS MECANISMOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM ATERROS SANITÁRIOS

2.1.3.1. MECANISMOS BIOLÓGICOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS

Logo após a cobertura do aterro, ainda há a presença de ar e, portanto, de oxigênio, aprisionado no interior da célula confinada. Os microrganismos aeróbios, ou seja, aqueles que utilizam oxigênio na decomposição da matéria orgânica, dão início à primeira das fases do processo de decomposição dos resíduos urbanos. De acordo com CASTILHOS et al. (2003), as principais reações do metabolismo aeróbio são:



De acordo com GOMES et al. (2006), vários modelos descrevem a decomposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, contudo, as diferenças se estabelecem apenas nos níveis de detalhamento de cada classificação e não conceitualmente. Usualmente, adota-se o modelo descrito por POHLAND e HARPER (1985), com cinco fases distintas e seqüenciais para avaliar a estabilização dos resíduos em aterros em função do tempo. De forma prática, as fases ocorrem de maneira simultânea no aterro sanitário, devido às entradas de resíduos ocorrerem ao longo da vida útil do mesmo.

Resumidamente, a fração orgânica presente na massa de resíduos é submetida à ação de enzimas extracelulares, secretadas pelos microrganismos hidrolíticos. Estes degradam as moléculas insolúveis de grande porte em moléculas de menor tamanho e solúvel (produtos intermediários). Apresentam-se abaixo, nas Tabelas 2.2 e 2.3, os principais produtos intermediários e finais do processo de degradação aeróbia e seus efeitos (CASTILHOS, 2000; CASTILHOS et al., 2003):

Tabela 2.2. Produtos Intermediários do Processo de Degradação dos Resíduos Urbanos.

Natureza da Matéria Degradada	Principais Classes de Produtos Intermediários
Proteínas Graxas Hidratos de Carbono Hidrocarbonetos	Polipeptídios, ácidos aminados. Ácidos graxos Polissacarídeos, açúcares, aldeídos. Ácidos graxos, aldeídos.

Principais efeitos: poluição dos lixiviados, através das matérias orgânicas, globalmente medidas através da DQO, DBO₅ e COT; ação complexante de certos produtos (ácidos aminados e compostos amino-carboxílicos) sobre os metais; estimulação da atividade biológica (contaminação bacteriana).

Tabela 2.3. Produtos Finais do Processo de Degradação dos Resíduos Urbanos.

Elementos Constituintes da Matéria Orgânica	Produtos Finais da Biodegradação Aeróbia
H	Água – H ₂ O
C	Gás carbônico – CO ₂ , bicarbonatos e carbonatos.
N	Nitratos
P	Fosfatos
S	Sulfatos
Metais	Seus hidróxidos ou carbonatos

Principais efeitos: influência do CO₂, dos carbonatos e dos bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso e sua capacidade tampão ácido – base em função do pH, insolubilização dos íons metálicos sob forma de hidróxidos, fosfatos, carbonatos pouco solúveis, ou, solubilização destes metais; liberação de elementos eutrofizantes para as águas (nitrato e fosfatos).

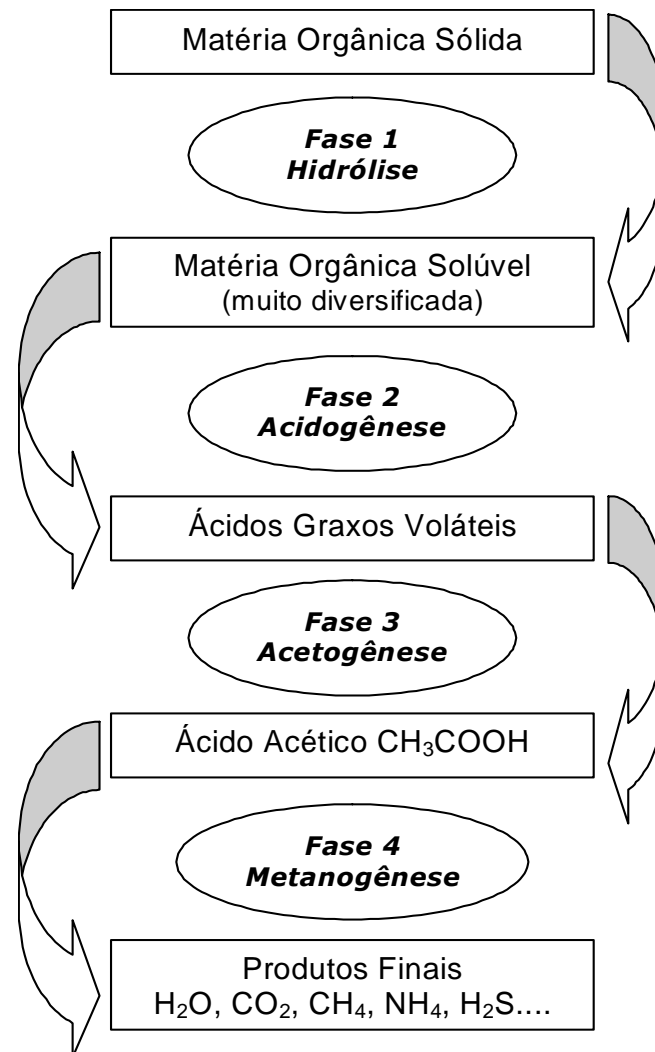
A decomposição aeróbia é relativamente curta, aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente. De acordo com LO (1996), em aterros pouco profundos (inferiores a 3m) ou quando se garante um suprimento extra de oxigênio, esta fase pode perdurar um tempo maior.

No decorrer da fase, ocorre uma grande liberação de calor. A temperatura do aterro sobe acima daquela encontrada no ambiente. Os lixiviados produzidos nesta fase apresentarão elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos no líquido resultante. A elevação da temperatura pode ocasionar, também, a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas (CASTILHOS et al., 2003).

Nesta fase dá-se, também, grande formação de gás carbônico (CO₂) e hidrogênio, particularmente se a umidade no interior da massa de resíduos urbanos for baixa (LO, 1996). Após a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam oxigênio na decomposição da matéria orgânica, podendo, porém, utilizá-lo.

Esses microrganismos são chamados de bactérias acetogênicas. O fluxograma geral do processo de decomposição anaeróbio é mostrado na Figura 2.1. Segundo FORESTI et al. (1999), estas bactérias, primeiramente, convertem o material orgânico particulado e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos, num processo denominado hidrólise ou liquefação (primeira fase). Segue-se a acidogênese (segunda fase), que se caracteriza por ser um processo bioquímico onde as bactérias obtêm energia pela transformação da matéria orgânica hidrolisada, contudo sem mineralizá-la.

Figura 2.1. Fluxograma do Processo de Decomposição Anaeróbia dos Resíduos Urbanos.



Fonte: CASTILHOS (2000)

Durante esta segunda fase, que pode perdurar por alguns anos, são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis (ácido acético, por exemplo) e também grandes quantidades de nitrogênio amoniacal. Estes ácidos se misturam com o líquido que percola pela massa de resíduos, fazendo com que seu pH caia para valores entre 4,0 a 6,0. O caráter ácido desta mistura ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (CASTILHOS et al., 2003).

Os valores baixos de pH favorecem, também, o aparecimento de maus odores, com a liberação de gás sulfídrico (H_2S) e outros gases causadores de odores (LIMA, 1995). Os lixiviados produzidos nesta fase apresentam grande quantidade de matéria orgânica. Tem, portanto, alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), valor usado para indicar a concentração de matéria orgânica em um dado volume líquido. Nesta fase, têm valores de DBO_5 superiores a 10.000 mg/L.

Um outro indicador da quantidade de compostos orgânicos em um líquido é a demanda química de oxigênio (DQO). Dividindo-se o valor da DBO_5 dos lixiviados pelo valor da DQO do mesmo, obtêm-se valores relativamente altos, usualmente superiores a 0,7. Esses valores denotam que os lixiviados são relativamente biodegradáveis (HAMADA e MATSUNAGA, 2000).

Na quarta e última fase, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica, são consumidos por arqueas estritamente anaeróbias, denominadas arqueas metanogênicas, que dão origem ao metano (CH_4) e ao gás carbônico (CO_2). Estas arqueas metanogênicas desenvolvem-se preferencialmente em valores de pH próximos do neutro (pH = 7,0), entre 6,6 e 7,3. Com o consumo dos ácidos voláteis simples produzidos na fase anterior, o valor do pH, que era ácido, começa a subir, favorecendo o aparecimento deste tipo de arquea; porém, esta é bastante sensível (CASTILHOS et al., 2003; SILVA, 2002).

Uma vez estabelecido este equilíbrio no pH, qualquer acúmulo de ácidos pode provocar uma queda na quantidade de bactérias metanogênicas, prejudicando o processo de decomposição dessa quarta fase. Estando o pH próximo do neutro, reduz-se a solubilização de compostos inorgânicos, diminuindo a condutividade dos lixiviados, grandeza que caracteriza a capacidade do líquido de conduzir corrente elétrica (IPT/CEMPRE, 2000). Enquanto o consumo dos ácidos voláteis simples faz o pH subir, a DBO_5 dos lixiviados, por sua vez, começa a baixar.

Nessa condição, a divisão do valor da DBO_5 pelo valor da DQO resulta em valores mais baixos, o que significa menor capacidade de biodegradação dos lixiviados. Isso se explica pelo fato de que, nessas condições, há um acúmulo nos lixiviados de substâncias que são de difícil degradação biológica, como os ácidos

fúlvicos e húmicos, originários da decomposição de material vegetal. Estes compostos também contribuem sobremaneira para a coloração escura destes (CASTILHOS et al., 2003).

2.1.3.2. MECANISMOS FÍSICO-QUÍMICOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS

São apresentados por CASTILHOS (2000), os principais fatores determinantes na solubilização dos componentes químicos dos resíduos sólidos:

- Transporte e mistura: transporte por convecção, difusão, gravidade;
- Reações Químicas: solubilização, complexação, hidrólise;
- Fenômenos Biológicos: efeitos diretos (metabolização), efeitos indiretos (por intermédio do pH, óxido-redução).

2.1.3.3. ORIGEM E FORMAÇÃO DOS LIXIVIADOS

Os lixiviados se originam como resultado da infiltração de água ou de outros líquidos pela cobertura de solo de um aterro sanitário (ou pela co-disposição de dejetos líquidos) que percola através dos resíduos, carreando contaminantes neles contido (GEE, 1981).

É uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvidas e coloidais, formado durante a decomposição dos resíduos urbanos. É um problema de poluição potencial para as águas superficiais e, principalmente, para as águas subterrâneas (CAMPBELL, 1993).

Os lixiviados são formados pela digestão de matéria orgânica sólida, por ação de exo-enzimas produzidas por bactérias. A função dessas enzimas é solubilizar a matéria orgânica para que possa ser assimilada pelas células bacterianas. A umidade tem grande influência na formação dos lixiviados já que um alto teor de umidade favorece a decomposição anaeróbia. A produção de lixiviados depende das condições peculiares de cada caso, principalmente da topografia, geologia, regime e intensidade das chuvas (SEGATO e SILVA, 2000).

Para PIÑEDA (1998), a formação de lixiviados dependerá, fundamentalmente, das precipitações registradas na região, da umidade e composição dos resíduos, como também da capacidade de campo que o aterro sanitário venha a alcançar. Em sua passagem, os lixiviados arrastam materiais dissolvidos em suspensão, fixos ou voláteis, o que faz com que tenham elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados, ácidos, sais e microrganismos. Estas últimas características formam uma corrente altamente agressiva ao meio ambiente com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (LEDESMA et al., 2000).

CASTILHOS et al. (2003) afirmam ainda que, o entendimento das reações e das correlações microbianas em aterros sustentáveis está diretamente relacionado às velocidades de degradação dos resíduos sólidos e, ainda, à qualidade do lixiviado, à produção de biogás e, conseqüentemente, aos cuidados ambientais de toda a área de disposição final. A degradação dos mais variados compostos acontece, alguns inclusive de origem xenobiótica (compostos não disponíveis pela natureza, portanto, de origem sintética, produzidos pelo homem).

A geração de lixiviados geralmente ocorre pelo escoamento superficial e pela infiltração das águas de precipitações. O escoamento superficial é geralmente caracterizado por altas taxas de fluxo e por curtos períodos de contato (geralmente horas) e é o principal método de movimento físico de sólidos suspensos. Já a infiltração é caracterizada por baixas taxas de fluxo e por um período de contato bem maior. O transporte de substâncias pelo último método ocorre principalmente em solução (RADEMAKER e YOUNG, 1980).

A produção do lixiviado pode ser minimizada ou quase eliminada pela prevenção do contato de água com o resíduo, o que pode ser feito pelo uso de drenagem sub-superficial e superficial, e também por selecionar corretamente o material de cobertura a ser usado no aterro (LU et al., 1985).

2.1.3.4. ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DOS LIXIVIADOS

A estimativa de produção dos lixiviados ao longo da vida de um aterro sanitário, bem como o tempo que levam para serem formados, são todos dados valiosos para minimizar o impacto destes ao meio ambiente (LEDESMA et al., 2000). Esta estimativa é também a chave para o projeto de materiais de cobertura e de impermeabilização de fundo adequados, prevenindo assim a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (GEE, 1981).

A composição dos lixiviados é, por outro lado, influenciada por numerosos fatores entre os quais se pode citar: a massa de espécies solubilizáveis (composição dos resíduos), as operações de trituração sobre os resíduos, a pluviometria, a idade dos resíduos, etc. Uma composição “padrão” dos lixiviados é difícil de ser estabelecida, e o resultado numérico que a literatura pode nos fornecer é válido apenas para aterros sanitários específicos (CASTILHOS, 1991).

A infiltração da precipitação através do solo é um processo natural, e faz parte do ciclo de recarga do lençol freático; a percolação é a infiltração de água através dos resíduos sólidos, carreando com ela, as substâncias solúveis do mesmo; a lixiviação é a operação que carrega substâncias contidas nos resíduos por meio de percolação (LU et al., 1985).

Existem vários métodos tanto simplificados como mais complexos que satisfazem parcialmente esta necessidade, a estimativa dos líquidos percolados. A Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos, desenvolveu o modelo HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) que permite uma estimativa rápida e de grande aproximação na produção de lixiviados. De acordo com HAMADA e ABEICHE (2000), o modelo HELP pode ser definido como um modelo quasi-bidimensional, que pode executar cálculos com dados diários para o balanço de água baseado em uma coluna unidimensional de um aterro.

O método do Balanço Hidrológico, desenvolvido por THORNTON e MATHER (1955), está baseado na relação entre a precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água pelo solo. A

precipitação representa a quantidade de água que é adicionada ao aterro; a evapotranspiração representa a evaporação combinada das plantas e da superfície do solo junto com a transpiração das plantas, o que supõe uma perda de água do solo. O escoamento superficial representa a água que flui diretamente sobre a área de estudo, e a capacidade de armazenamento de água pelo solo representa a capacidade de água que pode ser armazenada pelo mesmo.

Este, como desenvolvido na literatura sobre o uso e conservação do solo e da água, dependerá de condições meteorológicas (intensidade e distribuição da precipitação e da evaporação potencial), características hidráulicas, condições iniciais dos resíduos aterrados e dos processos biológicos que ocorrem dentro do aterro (BENGTSSON et al., 1994).

É um método complexo, que se aplica em casos onde há grande disponibilidade de dados de precipitação e evapotranspiração, medidos no local do aterro ou disponibilizados pela mais próxima estação meteorológica. Para assegurar a confiabilidade dos dados, estes devem ser validados e comparados com dados provenientes das outras estações situadas na proximidade do local estudado. Os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais (FIRTA e CASTILHOS JR., 2003; FIRTA, 2007).

Da água que precipita sobre o aterro, parte é devolvida à atmosfera pela evapotranspiração, parte escoar superficialmente e o restante infiltra, podendo ficar retida na camada de cobertura ou produzir um fluxo de percolação quando for atingida a saturação desta camada. Existe uma parte do total que se forma como um subproduto na decomposição do material orgânico pela atividade bacteriana, mas esta quantidade é sensivelmente pequena, o que faz com que seja desprezada quando se faz um balanço de água do aterro sanitário (FENN et al., 1975).

O processo de evapotranspiração somente poderá ocorrer naturalmente se houver ingresso de energia no sistema, proveniente do sol e da atmosfera, e será controlado pela taxa de energia, na forma de vapor de água que se propaga da superfície da Terra. Esta transferência ocorre fisicamente, nas formas de difusão molecular e turbulenta. Logo, o processo de evaporação/evapotranspiração de

superfícies naturais, pode ser simulado com embasamento físico, por modelos que descrevem o efeito de resistência à difusão molecular e turbulenta sobre a distribuição de energia do sol ou da atmosfera (TUCCI, 1997).

Na maioria dos casos, a precipitação será a principal fonte de umidade que contribui para a geração de lixiviados. As águas das chuvas são geralmente usadas para representar a quantidade total de água que atinge a superfície durante um certo período de tempo para uma dada localidade. Esta quantidade de chuva pode ser resultado de uma única tempestade ou de tempestades múltiplas (LU et al., 1985).

Como em todos os casos de infiltração, a situação mais crítica ocorre durante os períodos de chuva contínua, persistentes. Chuvas muito intensas, de curta duração, produzem uma saturação rápida da cobertura do aterro sanitário e diminui a infiltração, perdendo-se grande quantidade de água por meio do escoamento superficial (PIÑEDA, 1998).

Por outro lado, a vazão de lixiviados também pode ser avaliada para os casos mais simples, através do Método Suíço, apresentado por ROOCA (1993) e FIRTA (2007):

$$Q = (1/t) \cdot P \cdot A \cdot K$$

Onde:

Q: vazão média anual de líquido lixiviado (m³/ano);

P: precipitação anual média (mm/ano);

A: área do aterro (m²);

t: número de segundos em um ano;

K: coeficiente dependente do grau de compactação dos resíduos urbanos, que pode ser obtido através da Tabela 2.4.

Tabela 2.4. Valores de K para Aplicação do Método Suíço.

Tipo de Aterro	Peso Específico dos Resíduos Urbanos	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton./m ³	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton./m ³	0,15 a 0,25

Fonte: ROOCA, 1993; SILVA, 2002; FIRTA, 2007.

Os principais componentes dos lixiviados podem ser reunidos em quatro grupos (BATSTONE, 1989; CHILTON e CHILTON, 1992):

- Cátions e ânions, como: Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} , Na^+ , amônia, carbonatos, sulfatos e cloretos;
- Metais traços: Mn, Cr, Ni, Pb, Cd, entre outros;
- Compostos orgânicos variados, usualmente medidos como: Carbono Orgânico Total (COT), DQO e DBO_5 ;
- Microrganismos, tais como bactérias, fungos, protozoários, helmintos e vírus, entre outros (GERBA, 1996).

As concentrações dos metais presentes nos lixiviados gerados em aterros sanitários com resíduos domésticos são relativamente baixas, aumentando caso haja o despejo de resíduos industriais. As concentrações variam de acordo com a fase de decomposição do lixo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida – quando estes elementos estarão mais solúveis – e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico (RAY e CHAN, 1986).

2.1.3.5. PRINCIPAIS FORMAS DE TRATAMENTO DOS LIXIVIADOS

Devido às suas características, os lixiviados devem ser tratados antes de serem lançado no meio ambiente, evitando-se assim maiores riscos de contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais, com sérias conseqüências para a saúde pública. Entretanto, o tratamento de lixiviado representa ainda um grande desafio na elaboração dos projetos de aterros sanitários, uma vez que suas características se alteram em função das características dos resíduos dispostos no aterro e, principalmente, com a idade do aterro (FERREIRA et al. 2003).

SERAFIM et al. (2003) aponta as dificuldades que as técnicas tradicionais comumente empregadas para tratamento de efluentes industriais têm sido empregadas para tratamento de lixiviado incluindo os tradicionais processos biológicos, aeróbio e anaeróbico, como também uma variedade de processos físico-químicos. Entretanto, a capacidade de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas é muito limitada. Além de estarem sujeitos a

quaisquer variações de pH ou de cargas tóxicas, que podem paralisar o metabolismo, outras dificuldades também são comumente encontradas. Entre os principais inconvenientes destacam-se, a dificuldade no controle da população de microorganismos e a necessidade de um tempo relativamente longo para que os efluentes atinjam padrões aceitáveis.

Segundo SILVA (2002), a dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas associa-se o termo, recalcitrância. Como os microorganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. A recalcitrância está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas (ROCHA, 2005).

Um método relativamente eficiente para o tratamento de lixiviados consiste em coletá-los e recirculá-los através do aterro sanitário. Durante as primeiras etapas do funcionamento do aterro sanitário, os lixiviados conterão quantidades significantes de sólidos dissolvidos, DBO₅, DQO, nutrientes e metais pesados. Quando se recirculam os lixiviados, se atenuam e diluem os compostos produzidos pela atividade biológica, e por outras reações físicas e químicas que ocorrem dentro do aterro sanitário. Por exemplo, os ácidos orgânicos simples presentes nos lixiviados se converterão em CH₄ e CO₂. Com o aumento do valor do pH dentro do aterro sanitário, na fase metanogênica, os metais se precipitarão e serão retidos dentro do aterro sanitário (PIÑEDA, 1998).

De acordo com REINHART e TOWNSEND (1998) vários métodos estão disponíveis para devolver uma porção ou todo o lixiviado para um aterro. A recirculação pode ser acomodada em trincheiras de superfície, tubulação perfurada enterrada em forma de seta ou em linha reta, ou por lagoas de redistribuição escavadas na unidade de armazenamento dos resíduos. Poços de injeção de lixiviados (construídos similarmente aos poços de extração de biogás) podem ser usados para redistribuir o lixiviado por várias profundidades dentro do aterro.

No entanto, a recirculação do lixiviado não é uma opção completa de tratamento. Ainda há a necessidade de tratar o lixiviado para reduzir a presença de sais inorgânicos e a concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$. Além disso, a qualidade do lixiviado reciclado pode deteriorar até o ponto onde seja prejudicial à biomassa do aterro, depois de uma série de passagens através dele. Neste caso, a qualidade do lixiviado pode ser restaurada, misturando-o a um lixiviado fresco ou à água capturada na superfície (CLISTER, 2007).

O alto teor de umidade dos resíduos sólidos municipais obtidos imediatamente depois do despejo e seu potencial para exceder a capacidade do terreno são preocupações relevantes quando se desenvolve um cronograma de recirculação de lixiviado para minimizar o acúmulo de metais pesados, a concentração de amônia, a acidez aumentada e o excesso de cloretos no lixiviado recuperado. Além disso, as taxas de recirculação de lixiviado devem ser suficientes para alcançar uma ótima área de permanência e suportar fortes compressões no aterro e ainda prevenir surtos e acúmulos na formação da recuperação de lixiviado e no sistema coletor (GUYONNET e CÔME, 1997).

Dentre as vantagens da recirculação do lixiviado, podem ser citadas MCBEAN et al. (1995):

- Aceleração na estabilização biológica do aterro sanitário;
- Redução consistente dos componentes orgânicos do lixiviado;
- Redução volumétrica do lixiviado devido à evapotranspiração;
- Retarda o tempo de implantação inicial do sistema de tratamento de lixiviado e,
- Reduz os custos do sistema de tratamento de lixiviado.

Estudos de PESSIN e MANDELLI (2000) em células impermeabilizadas do aterro sanitário de Caxias do Sul – RJ mostraram que a DQO do lixiviado reduziu de valores superiores a 15.000 mg/L para valores inferiores a 2.000 mg/L no período de 1 ano através da recirculação do lixiviado. Embora não houvesse um controle efetivo das taxas de recirculação, esse estudo demonstra os efeitos positivos da recirculação na rápida atenuação da carga orgânica final.

Alguns cuidados fundamentais devem ser observados quando se adota a recirculação de lixiviado, pois esta atividade pode resultar na instabilidade do maciço composto pelos resíduos e pelo solo. Esta instabilidade, na prática, decorre da ineficiência dos sistemas de drenagem de líquidos e gases do aterro. Essa ineficiência pode ser de projeto ou pode ocorrer ao longo do tempo, através das alterações físicas, químicas e bioquímicas, que ocorrem no interior do aterro. A localização de lagoas ou de poços de infiltração de lixiviado deve ser bem estudada e ao mesmo tempo, deve ser adotado um fator de segurança maior na análise de estabilidade dos taludes (HAMADA et al., 2004).

Uma outra forma de tratamento adotada é o tratamento em conjunto com o esgoto doméstico. Porém, uma das dificuldades que se pode esperar, é que são altas as concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos lixiviados (BOYLE e HAM, 1974).

COSSU (1982) salienta que para este tratamento conjugado, outros problemas poderiam ocorrer como a corrosão, à redução da sedimentabilidade do lodo e problemas operacionais na estação devido à precipitação de óxidos de ferro.

Porém, HENRY (1985) sugere que a alternativa da adição de lixiviado às estações de tratamento de esgotos deve ser adotada quando possível. Segundo o autor, estudos demonstraram que estes efluentes altamente concentrados (DQO de 24.000 mg/L), quando combinados até 2% em volume com águas residuárias municipais, não causaram alterações significativas no desempenho das estações de tratamento.

Segundo BEKKERS e KASPER (1981) apud PIÑEDA (1998), um outro inconveniente é que a alta concentração de metais poderia inibir a atividade biológica do lodo e reduzir ou ainda inviabilizar a possibilidade de sua aplicação posterior como fertilizante.

Estudos recentes reportam a ozonização como alternativa no tratamento de lixiviados. Como é bem sabido, este efluente freqüentemente contém uma variedade de substâncias químicas que são recalcitrantes ao tratamento biológico

convencional. Nesse sentido, o tratamento com ozônio pode ser capaz de oxidar compostos recalcitrantes em efluentes, tornando-os biodegradáveis (RODRIGUES et al., 2005).

Tratamentos biológicos aeróbios também têm sido usados no tratamento de lixiviados. Um dos estudos pioneiros sobre o tratamento biológico deste efluente foi realizado por BOYLE e HAM (1974) que compararam em escala laboratorial quatro classes de tratamento: aeróbio, anaeróbio, aeróbio com águas residuárias domésticas, e anaeróbio precedido de um tratamento aeróbio, verificando que os quatro sistemas são válidos.

Em relação ao tratamento biológico, é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes, já que a eficácia de tais sistemas de tratamento está diretamente ligada ao desenvolvimento biótico, o qual é condicionado à partida do sistema, ou seja, ao controle inicial de condições ambientes favoráveis. A falta deste pode levar a perda de biomassa formada em semanas e conseqüentemente ao não funcionamento do sistema (MORAVIA et al., 2007)

EHRIG (1984), em estudo com lagoas aeradas e sistemas de lodos ativados, investigou a influência da relação DBO_5/DQO e o problema da desnitrificação, concluindo que quando a relação DBO_5/DQO for baixa, a eficiência do tratamento biológico diminui fortemente, recomendando-se então um tratamento físico-químico.

BEKKERS e KASPER (1981) apud PIÑEDA (1998) estudaram o tratamento anaeróbio dos lixiviados em reatores do tipo UASB em escala laboratorial (reatores com capacidade de 2,5 litros, a uma temperatura de 22°C e 30°C) em uma estação piloto de 6m³ operando a 30°C, e obtiveram boas porcentagens de remoção de metais pesados, especialmente zinco, resultando num processo economicamente viável.

O tratamento anaeróbio também foi aplicado por VENKATARAMANI et al. (1984) para lixiviados procedentes de aterros industriais; as principais características

destes foram: deficiência de fosfato, alta concentração de matéria orgânica (40% em forma de ácidos graxos voláteis) e concentrações de sulfato iguais a 3,4 kg/m³, resultantes de um tratamento prévio de coagulação-acidificação.

HENRY et al. (1987) apud PIÑEDA (1998) compararam os resultados obtidos no tratamento de lixiviados procedentes de três aterros sanitários de idades distintas, como aterro novo, aterro de meia-idade e antigo. Utilizando um filtro anaeróbio e operando à uma temperatura ambiente, concluíram em seu trabalho que o filtro anaeróbio é eficaz na redução de DQO dos lixiviados dos aterros sanitários jovem e com meia-idade com relações de carga orgânica entre 1 e 2 kgDQO/m³dia e tempo de detenção de 2 a 3 dias, sem adição suplementar de fósforo.

Um estudo comparativo da eficácia do tratamento anaeróbio de lixiviados procedentes de dois aterros sanitários similares, diferindo apenas na idade do aterro, mostrou que a porcentagem de DQO eliminada é maior quando procedem de aterros sanitários jovens, porque contêm uma porcentagem menor de materiais refratários. O filtro anaeróbio de fluxo ascendente utilizado neste estudo, trabalhando a um tempo de detenção em torno de dois dias, apresentou estabilidade quando se mantiveram as condições de operação (LEMA et al.,1987).

Para PIÑEDA (1998), o tratamento de lixiviados por processos físico-químicos apresenta como vantagens destes requererem um curto período para que entrem em funcionamento, simplicidade dos equipamentos e materiais, fácil automatização e pouca sensibilidade às constantes mudanças de temperatura.

O tratamento dos lixiviados por adsorção em colunas de carvão ativado em pó alcança melhores resultados na eliminação da matéria orgânica que os métodos químicos segundo CHIAN e DEWALLE (1977). O maior inconveniente, de acordo com os pesquisadores, é a necessidade de se regenerar freqüentemente as colunas com um alto consumo de carvão em pó. Por causa disso, este método só deve ser usado para o tratamento de lixiviados procedentes de aterros sanitários antigos ou com tratamento terciário de efluentes biológicos (PIÑEDA, 1998).

Outra das técnicas empregadas para o tratamento terciário de lixiviados previamente tratados é a osmose inversa (SLATER et al., 1983). Esta apresenta uma alta eficiência na eliminação de sais inorgânicos, tendo ainda como vantagem adicional a eliminação da matéria orgânica dissolvida mediante a passagem do lixiviado através de uma membrana semipermeável (geralmente acetato de celulose ou nylon) que atua como um filtro dos íons e da matéria orgânica.

REIS e BIDONE (2005) ainda ressaltam iniciativas no que diz respeito a tecnologia de banhados construídos ou *wetlands* como alternativa emergente de tratamento de efluentes, que também tem sido considerada eficiente, de fácil operação e baixo custo. Os usos mais comuns deste tipo de sistema são em tratamento de esgotos domésticos e de efluentes de drenagem de minas de carvão.

Estes sistemas apresentam uma ação depuradora devido à absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, pela absorção de nutrientes e metais pelas plantas e pela ação de microorganismos associados à rizosfera (SILVA, 2002).

Outras aplicações também incluem efluentes industriais, municipais e agrícolas, tais como: indústria têxtil, refinarias, efluentes de suinocultura, e lixiviados gerados em aterro sanitário, entre outros (WATSON et al., 1990). Esta forma de promover a qualidade da água tem sido amplamente estudada devido ao fato de ser utilizado um processo natural e ecológico em detrimento aos processos com elevados consumos de energia e produtos químicos.

Existem várias plantas aquáticas que podem ser utilizadas em *wetlands*, porém nem todas possuem igual capacidade de adaptação em resíduos tóxicos. As macrófitas aquáticas podem atuar como bioindicadoras, pois elas têm a habilidade de assimilar os nutrientes presentes no sedimento, indicando tanto o estágio sucessional quanto o estágio trófico do ecossistema aquático (GARCIA et al., 2007).

Sabe-se que, nem sempre, um bom desempenho no sistema de tratamento significa redução dos efeitos tóxicos do efluente. Mesmo com eficiente tratamento de efluentes, substâncias xenobióticas, inibidoras, genotóxicas ou não biodegradáveis podem permanecer causando impactos sobre os ecossistemas, muitas vezes

irreversíveis. Além disso, os efeitos sinérgicos entre as substâncias também podem ser responsáveis pelo efeito tóxico de um efluente (LAITANO, 2005).

Após o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, faz-se necessário o monitoramento deste, visando sua correta destinação a corpos hídricos, conseqüente preservação da biota aquática e da qualidade da água para uso humano (BRENTANO, 2006).

Para realização do monitoramento de lixiviado de aterro sanitário, uma série complexa de parâmetros físicos e químicos pode ser utilizada. Contudo nenhum destes parâmetros é capaz de determinar se a amostra poderá ter efeitos tóxicos na biota aquática. Assim, como alternativa a complementação da caracterização física e química de efluentes, recomenda-se a avaliação toxicológica (SAAR, 2002; ZAGATTO et al., 1988; BOHRER, 1995; GOLDSTEIN, 1988; BRENTANO, 2006, LAITANO, 2005; MATIAS et al., 2006).

As técnicas usadas atualmente para medir e avaliar os efeitos da poluição aquática são numerosas e variadas. A presença de poluentes em baixas concentrações, às vezes não detectadas pelas análises físico-químicas, pode ser evidenciada através de testes de toxicidade (GHERARDI-GOLDSTEIN et al., 1990).

Considera-se como objetivos da ecotoxicologia avaliar a toxicidade de poluentes em laboratório e no meio ambiente; compreender os mecanismos de ação de substâncias tóxicas e avaliar o risco que substâncias ou compostos químicos tóxicos apresentam para o meio ambiente. São avaliados os efeitos agudos, onde se observa letalidade e imobilidade, e os efeitos crônicos, em que se observa alterações no crescimento, reprodução e sobrevivência (BRENTANO, 2006).

A toxicidade é uma propriedade inerente à substância que produz efeitos danosos aos organismos expostos durante um determinado tempo, a uma concentração específica (ABNT, 2004).

A realização do monitoramento de lixiviado após tratamento, visando garantir níveis seguros para disposição do mesmo no ambiente, segundo SAAR (2002),

pode ser realizada por uma série complexa de parâmetros físicos e químicos. Contudo, nenhum destes parâmetros é capaz de determinar se a amostra poderá ter efeitos tóxicos na biota aquática.

O efeito agudo se manifesta dentro de períodos curtos (horas ou dias) de exposição dos organismos aquáticos a um agente nocivo, causando quase sempre a letalidade. Pode ocorrer também a imobilidade a alguns organismos (KNIE e LOPES, 2004).

Os testes de toxicidade podem ser feitos de duas maneiras; no local (*in situ*) ou em laboratório. Em laboratório, os testes, podem ser realizados de forma aguda ou crônica. Nos testes de toxicidade aguda, o organismo é exposto durante curto período de tempo, geralmente 24 a 96 horas, a concentrações elevadas de um agente tóxico. Estes testes fornecem resultados rápidos e reprodutíveis, com curvas de concentração-resposta, com a identificação e estimação dos efeitos de substâncias químicas nos organismos aquáticos (PRÓSPERI, 1993).

LAITANO (2005) acrescenta que, no Brasil, os microcrustáceos, especialmente *Daphnia magna Straus*, têm sido utilizados como indicadores biológicos em estudos e controle da qualidade da água, e em testes de toxicidade na avaliação de efluentes.

BAPTISTA et al. (2000), destaca o seu uso na avaliação de efluentes têxteis. FINKLER (2002), utilizou este organismo em ensaios de reprodução multigeração para avaliar o efeito tóxico de lixiviados, proveniente de aterros sanitários. BRENTANO e LOBO (2002), avaliaram a toxicidade de efluentes de curtume da Região do Vale do Rio Pardo, RS, Brasil com este organismo, concluindo que o tratamento destes efluentes minimiza os efeitos da toxicidade.

SILVA et al. (2002), realizaram testes de toxicidade com diferentes técnicas para tratamento de lixiviado, mostrando que estes são importantes indicadores para inferir o impacto do lançamento de efluentes no corpo receptor.

2.1.3.6. PROCESSO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS PELA TÉCNICA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos, ocorrendo diversas variantes destas unidades com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área, tendo como principal objetivo a remoção de matéria carbonácea sendo ainda o processo mais indicado para regiões tropicais (VON SPERLING, 2002; BERAN e KARGI, 2004).

A eficiência das lagoas poderá ser avaliada em função da qualidade de seu efluente, sendo que a mesma poderá ser estimada através de análises dos parâmetros DBO₅, DQO e sólidos em suspensão. Suas dimensões físicas podem ser estabelecidas com base em relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o tempo de retenção hidráulica (TRH) é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretende alcançar (KELLNER e PIRES, 2000).

Pesquisadores apresentam o sistema de lagoas de estabilização como propícias ao tratamento de lixiviados, uma vez que este é um processo de tratamento de fácil aplicação, projeto e operação. É um sistema indicado para efluente com alta concentração de matéria orgânica, além de ser um dos tratamentos biológicos que apresenta menores custos (FONSECA, 1999; HAMADA e MATSUNANGA, 2000; JUCÁ, 2002; ROCHA, 2005).

Este processo é regulado pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecido em regiões de clima tropical e subtropical, como é o caso do Brasil. Dessa forma, tornam-se relevantes os estudos regionais sobre o comportamento do processo a fim de aperfeiçoar o processo natural (GOTARDO, 2005; VON SPERLING, 2002).

A facilidade de construção, operação e manutenção das lagoas, conforme apresentado anteriormente, assim como os custos relativamente acessíveis, são atrativos que tornam a técnica de tratamento de lixiviados por lagoas de estabilização bastante solicitada (LIMA, 1995; JUCÁ, 2002).

As condições hidráulicas e biológicas das lagoas de estabilização podem ser afetadas por uma série de fatores. Alguns deles são em virtude do projeto e, outros, em função de sua natureza incontrolável. Portanto, devem, na medida do possível, ser criteriosamente considerados, a fim de serem minimizadas as suas interferências no funcionamento das lagoas (CETESB, 1990).

De acordo com GODINHO (1998), o sistema de tratamento de lixiviados feito através das lagoas de estabilização é onde ocorre a retenção do líquido para remoção de cargas orgânicas, coliformes fecais, cistos e ovos de parasita, além de lagoas facultativas, que são supridas de oxigênio através da re-aeração superficial e principalmente da atividade fotossintética das algas.

ARTHUR (1983), MARA e PEARSON (1986), MARQUES e D'ÁVILA (1995) e MEDRI (1997) apontam as principais vantagens dos sistemas de lagoas sobre outros métodos de tratamento de resíduos orgânicos, tais como: alta eficiência no tratamento, flexibilidade e simplicidade no sistema e baixo custo. Como desvantagem, a principal causa é atribuída à necessidade de grande área para sua construção.

Segundo UEHARA (1989), as lagoas de estabilização são habitadas por vários tipos de organismos vivos, dentre eles se destacam as bactérias e as algas. As bactérias decompõem as substâncias orgânicas complexas dos efluentes tais como carboidratos, proteínas e gorduras em matéria solúvel. Já as algas são responsáveis pela produção de oxigênio e pela remoção de nutrientes tais como nitrogênio, fósforo e carbono, para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais.

A utilização de lagoas, como unidades finais do sistema de tratamento, objetiva dar polimento a qualquer tipo de efluente, seja em termos de remoção de patogênicos e nutrientes, ou mesmo para um polimento em termos de demanda química de oxigênio (DQO) remanescente (CHERNICHARO, 1997). Em geral, as lagoas de estabilização são utilizadas como etapa que precede a disposição final do lixiviado em estações de tratamento de esgotos (MAEHLUM et al., 1995).

Desde que haja área disponível e vento, a aeração de lagoas pode ser obtida naturalmente, sem a utilização de mecanismos artificiais (aeradores mecânicos, difusores). As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, tais como: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias, como variantes segundo a intensificação do processo, como, por exemplo, lagoas com plantas macrófitas, aeradas, de alta taxa de degradação e outras (FERREIRA et al. 2003).

A experiência com lagoas de estabilização para o tratamento de efluentes domésticos mostra que a configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série anaeróbia + facultativa + maturação. No entanto, os critérios de projeto devem ser modificados se a remoção de microrganismos patogênicos for o principal objetivo do tratamento (CHERNICHARO, 2002).

A estimativa da qualidade do efluente em termos de matéria carbonácea, segundo FERNANDES et al. (2006), é feita através de modelos conforme o tipo de fluxo de funcionamento da lagoa. O valor do coeficiente k pode ser obtido através de experiências em laboratório ou campo, em função do modelo hidráulico assumido. Este fato deve ser considerado quando da seleção do valor a ser adotado para o projeto de uma nova lagoa. Deve-se, porém se reportar a temperatura, vazão e as principais relações geométricas da lagoa, além do modelo hidráulico assumido.

CAPELO NETO (1999) diz que, apesar de serem amplamente usadas como sistema de tratamento de lixiviados, estudos sobre a eficiência do tratamento destes efluentes em lagoas de estabilização em escala real são escassos e pouco conclusivos.

FERNANDES et al. (2006), no âmbito do CNPq/FINEP/PROSAB, Edital 4, a Universidade Estadual de Londrina (UEL) desenvolveram uma pesquisa de monitoramento de uma lagoa aerada de mistura completa localizada no aterro controlado de Londrina e paralelamente, utilizando o mesmo lixiviado, realizaram pesquisa em escala de laboratório, variando os tempos de detenção hidráulica. Observou-se que a eficiência média de remoção de DBO_5 ficou na faixa de 40%, e para o parâmetro DQO a média de remoção foi de 30%.

2.1.3.6.1. LAGOAS ANAERÓBIAS

As lagoas anaeróbias são normalmente empregadas para estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas e atuam como unidade primária em um sistema em série de lagoas. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO_5 e DQO) envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (MEDRI, 1997).

Nestas lagoas, segundo JORDÃO e PESSOA (1995), a estabilização ocorre pelos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica. Inicialmente, os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. Verifica-se, nesta fase, a produção de material celular (síntese) e compostos intermediários (gás sulfídrico e mercaptanas) e o pH reduz para valores entre 5 e 6.

A fermentação anaeróbia é um processo seqüencial. A degradação da matéria orgânica é realizada pelas bactérias formadoras de ácidos orgânicos e pelas bactérias metanogênicas. As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos efluentes. Elas são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, que resulta em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido (UEHARA, 1989).

O processo se desenrola como em grandes fossas sépticas a matéria orgânica em suspensão se deposita no fundo da unidade, onde entra em digestão anaeróbia. A matéria orgânica contida no líquido sofre também uma parcial estabilização anaeróbia. Estas lagoas apresentam maior eficiência no verão do que no inverno, em virtude de ocorrer a maior atividade bacteriana com altas temperaturas (TRUPPEL, 2002).

A eficiência de remoção de DBO_5 nas lagoas anaeróbias para esgoto doméstico é usualmente da ordem de 50 a 70%. A DBO_5 efluente é ainda elevada, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais utilizadas são as lagoas facultativas. A remoção de DBO_5 na lagoa anaeróbia

proporciona uma substancial economia de área para a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia + facultativa) seja em torno de 45 a 70% para esgoto doméstico do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLING, 2002).

As lagoas podem ser projetadas com base em critérios empíricos, gerados a partir de dados experimentais da carga orgânica volumétrica e/ou tempo de retenção hidráulica e também a geometria (relação comprimento/largura). O critério do tempo de detenção baseia-se no tempo necessário para a reprodução das bactérias anaeróbias. (FERNANDES et al., 2006). Os valores usualmente encontrados são os apresentados no Tabela 2.5:

Tabela 2.5. Parâmetros de Projeto para Lagoas Anaeróbias.

Parâmetro de Projeto	Valores	Fonte
Taxa de Aplicação Volumétrica (kgDBO ₅ /m ³ .d)	0,1 – 0,4	SILVA e MARA, 1979; JORDÃO e PESSOA, 1995.
	0,19 – 0,24	UEHARA e VIDAL, 1989.
	0,1 – 0,3	VON SPERLING, 2002.
Profundidade (m)	> 0,1	MARA, 2002 e MARA et al., 1992.
	2 – 4	SILVA e MARA, 1979.
	3 – 5	UEHARA e VIDAL, 1989.
	3 – 4	JORDÃO e PESSOA, 1995.
	4 – 5	VON SPERLING, 2002.
	2 - 5	MARA, 2002 e MARA et al., 1992.

Fonte: GOTARDO (2005)

O critério da taxa de aplicação volumétrica é o mais importante, sendo estabelecido em função da necessidade de um determinado volume da lagoa anaeróbia para a conversão da carga de DBO₅ aplicada. A capacidade de redução do lodo orgânico na lagoa anaeróbia usando menos da metade da área, quando comparada com outros tipos de lagoas, é um fator importante dentro de um sistema de lagoas (PINTO et al., 1997 apud FERNANDES et al., 2006). Porém, o odor desagradável é um dos principais critérios para aceitação/rejeição de uma lagoa anaeróbia, ainda que sua medida seja um tanto subjetiva.

2.1.3.6.2. LAGOAS FACULTATIVAS

As lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Basicamente, o processo consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam (VON SPERLING, 2002).

São bastante comuns e operam com cargas orgânicas menores que as utilizadas nas lagoas anaeróbias, permitindo um desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas. Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes inorgânicos (SOUSA, 1994).

São dispositivos de tratamento para os quais são encaminhados efluentes brutos ou pré-tratados, visando à estabilização bioquímica da matéria orgânica afluyente por meio do metabolismo de organismos aeróbios e de organismos anaeróbios que proliferam na camada de lodo que se depositam no fundo. Seu tratamento é feito por processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos (UEHARA, 1989).

Uma lagoa facultativa se caracteriza pela existência de uma camada superior onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predomina as condições anaeróbias. O termo “*facultativo*” refere-se à dualidade ambiental, condições aeróbias na superfície, uma zona intermediária de transição e uma zona anaeróbia no fundo. O oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias na camada superior provém principalmente das algas ali existentes. Essas algas utilizam-se dos produtos finais do metabolismo, seja dos seres aeróbios das camadas superiores, seja dos seres anaeróbios junto ao fundo, para a fotossíntese. Uma lagoa facultativa se constitui então em um ecossistema, no qual a manutenção do equilíbrio biológico é fundamental para o funcionamento do processo (TRUPPEL, 2002).

Numa lagoa facultativa, as algas desempenham um papel fundamental. A sua concentração é mais elevada do que a de bactérias, fazendo com que o líquido na

superfície da lagoa seja predominantemente verde. Em termos de sólidos em suspensão secos, a concentração é usualmente inferior a 200 mg/L, embora em termos de números elas possam atingir contagens na faixa de 10^4 a 10^6 organismos por mL (ARCEIVALA, 1981).

A mistura em uma lagoa de estabilização ocorre principalmente através de mecanismos como vento e diferencial de temperatura. A mistura é importante no desempenho da lagoa devido aos seguintes aspectos (SILVA e MARA, 1979):

- Minimização da ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos;
- Minimização da ocorrência de zonas estagnadas;
- Homogeneização da distribuição no sentido vertical da DBO_5 , algas e oxigênio;
- Transporte para a zona fótica superficial das algas não-motoras que tendem a sedimentar;
- Transporte para as camadas mais profundas do oxigênio produzido pela fotossíntese na zona fótica.

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o tempo de retenção hidráulica, a profundidade e cargas orgânicas aplicadas, estas variando entre 100 e 350 kg DBO_5 /ha.d, em função da temperatura, latitude, exposição solar, altitude, evaporação, pluviometria e outros fatores locais. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção de DBO_5 segundo uma reação de primeira ordem (VON SPERLING, 2002; ZANOTELLI, 2002).

Para PEARSON et al. (1995) apud ZANOTELLI (2002), alguns projetistas têm a tendência de aumentar a profundidade da lagoa como sendo uma maneira de aumentar o tempo de retenção na série de lagoas, acreditando que com isso melhorará a qualidade do efluente em termos de microbiologia. Diferentes razões entre comprimento, largura e profundidade têm pouco efeito na qualidade do efluente em termos de DBO_5 , sólidos suspensos e coliformes fecais, por isso, aumentando a profundidade da lagoa e mantendo a carga orgânica superficial, não melhorará a eficiência da qualidade físico-química ou microbiológica do efluente.

Os parâmetros de projeto são basicamente empíricos. Para a taxa de aplicação superficial, existem alguns modelos matemáticos que permitem projetar as lagoas facultativas com base em métodos conceituais, como produção de algas em função da radiação solar, produção de oxigênio por unidade de massa de algas e outros (VON SPERLING, 2002).

2.1.3.6.3. LAGOAS DE MATURAÇÃO

As lagoas de maturação são empregadas como o último estágio em uma série de lagoas ou como lagos de polimento em sistemas de tratamento de efluentes utilizando processos clássicos como os lodos ativados ou os filtros biológicos. Sua principal função é a eliminação de microrganismos patogênicos, porém, podem ser utilizadas também para a remoção de nutrientes (ZANOTELLI, 2002).

São predominantemente aeróbias, em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes, tendo como objetivo principal a remoção de organismos patogênicos e de nutrientes. Estas possibilitam um polimento no efluente de qualquer dos sistemas de lagoas de estabilização. Constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002; BRENTANO, 2006).

De acordo com CAVALCANTI et al. (2001), a denominação de lagoas de polimento ou maturação é para distinguir-se de lagoas de estabilização, uma vez que o primeiro sistema se refere ao pós-tratamento de efluentes ao passo que o segundo, ao tratamento de esgoto bruto.

A remoção de cistos de protozoários e de ovos de helmintos da fase líquida ocorre principalmente devido à sedimentação. No fundo da lagoa os ovos e cistos podem morrer ou simplesmente ficarem inativos, e quando houver a necessidade da retirada do lodo excedente, este dever ser higienizado. Os métodos de higienização mais difundidos são: calagem, compostagem e pasteurização (PASSAMANI e GONÇALVES, 2000).

A inativação de bactérias e vírus ocorre principalmente pela prolongada exposição à radiação solar (raios UV). Desta maneira o dimensionamento de lagoas de maturação depende de fatores como temperatura, radiação solar, pH, concentração de OD e o regime hidráulico adotado. Estas unidades de tratamento devem e podem atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes ($E > 99,9$) para que possam ser cumpridos os padrões da legislação (VON SPERLING et al., 2003).

Lagoas de polimento associadas à pré-tratamento anaeróbio são também indicadas quando se pretende remover nitrogênio e fósforo do efluente final, em função das condições favoráveis de pH. A menor produção de CO_2 devido à baixa carga orgânica, associada à maior atividade de fotossíntese que o consome, pode resultar em elevado valor de pH nas lagoas de polimento, de até 9 ou maior. Com isso, favorece-se a formação de amônia molecular que pode se desprender da fase líquida, ao mesmo tempo favorece-se uma maior concentração de íon fosfato, e em consequência, a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio, por exemplo, no caso de tratamento de esgoto doméstico (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Segundo SILVA e MARA (1979) é aconselhável, que as lagoas de maturação possuam profundidades entre 1,0 e 1,5 metros. O tamanho e o número de lagoas são variáveis de acordo com a qualidade do efluente que precede o tratamento e o nível de tratamento que se quer atingir (irrigação, aquicultura, hidroponia, entre outros).

KATO e FLORENCIO (2001) estudaram uma lagoa de polimento tratando efluente de reator UASB. Testaram diferentes profundidades (0,3; 0,6 e 1,0 m) e fixaram o tempo de retenção hidráulica em 20 dias. Compararam os seus resultados com um trabalho anterior desenvolvido por ARANTES et al. (2000), que testou diferentes tempos de detenção hidráulica (3,5 a 10 dias). O desempenho da lagoa de polimento foi significativo, com eficiências de remoção de DQO filtrada de 60 a 67% e remoção de coliformes entre 84 e 97%, atingindo valores no efluente final de 10^2 a 10^3 NMP/100 mL.

Comparados com os valores nos experimentos anteriores não houve diferença significativa em termos de remoção de DQO, porém houve para coliformes, mostrando que maiores tempos de retenção hidráulica favorecem o decaimento dos coliformes fecais. Entretanto, os resultados globais na faixa de tempo de retenção hidráulica entre 3,5 e 20 dias não refletem bem a influências das principais variáveis. É bem possível que os fatores geométricos, como profundidade e relação comprimento/largura tenham sido secundários se comparados com a influência do grau de mistura e dispersão que ocorreram nos experimentos (KATO e FLORENCIO, 2001).

A Tabela 2.6 apresenta, de forma resumida, alguns dos processos utilizados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, com as vantagens e desvantagens inerentes a cada tratamento.

Tabela 2.6. Processos utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
Equalização	Baixo Custo; Flexibilidade Operacional; Redução de carga de choque.	Disponibilidade de área ou tanque; Geração de odores; emissões aéreas.	Lodo
PROCESSOS FÍSICOS			
Sedimentação	Baixo custo; Rebaixamento da carga efluente; Geralmente combinada com precipitação química.	Residual de sólidos	Lodo (se o processo for combinado com precipitação química pode haver grande residual de metais).
Flotação	Remoção de sólidos pouco sedimentáveis; Remoção de óleos e graxas.	Alta demanda energética; Geração de odores.	Lodo
Filtração	Boa remoção de sólidos suspensos.	Custo elevado; Requer retrolavagem.	Filtrado
Adsorção com Carvão Ativado	Remoção da maioria dos compostos orgânicos; Carvão atomizado pode suplementar sistema de lodos ativados; Utilizado principalmente para polimento do efluente.	Alto custo; Manuseio do carvão; Processo não-seletivo que em geral requer pré-filtração.	Carvão usado; Lodo.
Argilas Adsorptivas	Tratamento em um estágio; Remoção de óleos e graxas.	Manuseio de argilas; Elevado custo; Manuseio de lodo.	Lodo.

Tabela 2.6. Processos utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.
(Cont.)

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
PROCESSOS DE MEMBRANA			
Osmose Reversa	Remoção de sólidos dissolvidos; Facilidade de operação; Geração de efluente de alta qualidade.	Colmatção biológica da membrana; Necessidade de adaptar equipamento à escala da vazão afluyente; Elevada demanda energética; Elevado custo de manutenção.	Solução altamente concentrada em poluentes.
Filtração	Alta qualidade do efluente.	Custo elevado; Requer retrolavagem; Não remove sólidos dissolvidos.	Solução altamente concentrada em poluentes; Efluente da retrolavagem.
PROCESSOS QUÍMICOS			
Ajuste de pH	Fácil operação; Remoção de metais; Condicionamento do pH do efluente para cumprimento de padrão de emissão.	Manuseio de químicos; Geração de odores.	Lodo, no caso de processo combinado com sedimentação.
Coagulação	Remoção de sólidos coloidais; Fácil operação.	Manuseio de químicos; Custo dos químicos; Doses excessivas podem impactar processos subseqüentes.	Lodo, no caso de processo combinado com sedimentação.
Troca Iônica	Remoção seletiva de ânions e cátions.	Regeneração das resinas de troca; Manuseio de químicos; Elevado custo; Demanda garantia de proteção da saúde dos operadores; Pode haver dependência de controle de pH e uso de catalisadores.	Regenerante gasto; Efluente de retrolavagem.
Oxidação Química	Processo não seletivo; Vários oxidantes químicos disponíveis; Remoção de amônia.		Lodo

Tabela 2.6. Processos utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.
(Cont.)

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
PROCESSOS BIOLÓGICOS			
Reator Sequencial em Batelada	Minimização de volume de reator; Processo automatizado; Processo adaptável a flutuações de vazão e qualidade do afluente; Boa remoção de amônia.	Alta demanda energética para aeração.	Lodo biológico.
Lodo Ativado	Fácil operação; Disponibilidade de dados cinéticos e elevada experiência relatada; Boa qualidade do efluente.	Geração de odor; Elevada demanda energética.	Lodo biológico.
Lagoas de Estabilização	Baixo investimento necessário; Facilidade de operação; Diluição do lixiviado por águas de chuva.	Elevada área requerida; Geração de odores; Emissões aéreas; Demanda garantia de proteção da segurança dos operadores.	Sedimentos e lodo biológico.
Processos de Crescimento Aderido	Sistemas compactos; Operação aeróbia ou anaeróbia.	Elevada demanda energética; Baixa nitrificação para médias e altas taxas de aplicação.	Lodo biológico.

Tabela 2.6. Processos utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

(Cont.)

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
PROCESSOS TÉRMICOS			
Evaporação	Sistema compacto; Sistema de fácil operação; Grande rebaixamento da vazão efluente.	Sistema compacto; Sistema de fácil operação; Grande rebaixamento da vazão efluente.	Efluente muito concentrado; Gases de combustão
Destilação	Boa remoção de orgânicos voláteis e amônia; Eficiência energética; Sistema compacto; Gera efluente de alta qualidade.	Complexidade operacional	Orgânicos voláteis e amônia; Efluente concentrado; Gases de combustão.
PROCESSOS "NATURAIS"			
Banhados Construídos	Operação simplificada; Boa opção de polimento de lixiviado pré-tratado. Solução ecológica.	Processo contra-indicado para lixiviados concentrados; Dependência de variáveis climáticas; Demanda de extensas áreas.	Plantas colhidas periodicamente.
Fitorremediação	Operação simplificada; Geração de madeira; Solução ecológica.	Necessidade de poda e remoção de árvores; Demanda sistema de irrigação permanente; Geração de odores; Dependência de variáveis climáticas.	Árvores removidas.

Fonte: HARRIS et al. (2000); FLECK (2003).

3.1. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1.1. ORIGEM DO LIXIVIADO

O lixiviado bruto utilizado neste trabalho foi coletado no Aterro Sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu – SC. Situado no km 177,6 da BR 101. O aterro é operado e administrado pela empresa *Proactiva Brasil*. A *Proactiva Brasil*, que desenvolveu o projeto, é a subsidiária brasileira da *Proactiva Medio Ambiente*, uma empresa espanhola com sede em Madri, Espanha. A Figura 3.1 mostra a localização física do Aterro Sanitário de Tijuquinhas e a Figura 3.2 o nível de elevação do aterro. A ocupação do solo em torno do local se caracteriza pela predominância de atividades rurais e não há nenhum centro urbano num raio de 8 km a contar do aterro sanitário. A operação do aterro sanitário cobre uma área aproximada de 200.000 m².

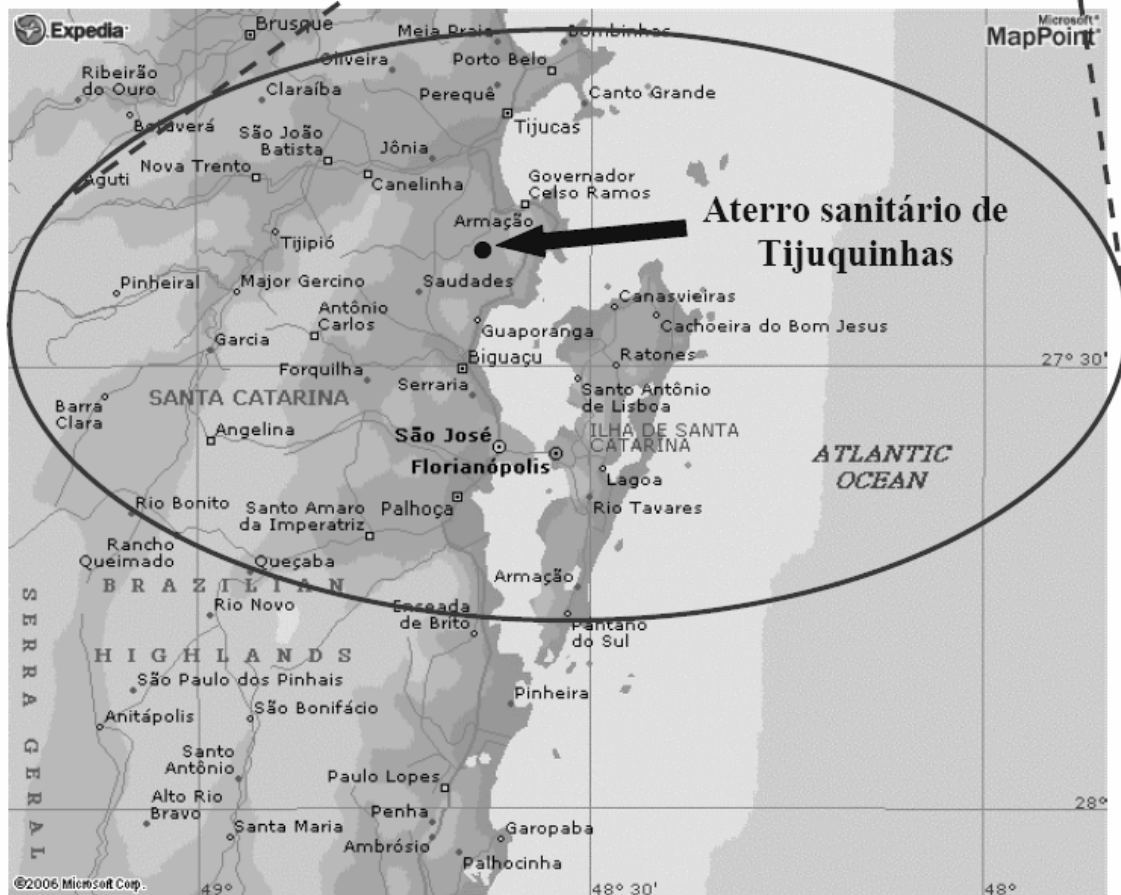


Figura 3.1. Localização Física do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.
 Fonte: MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E DA TECNOLOGIA (2007)

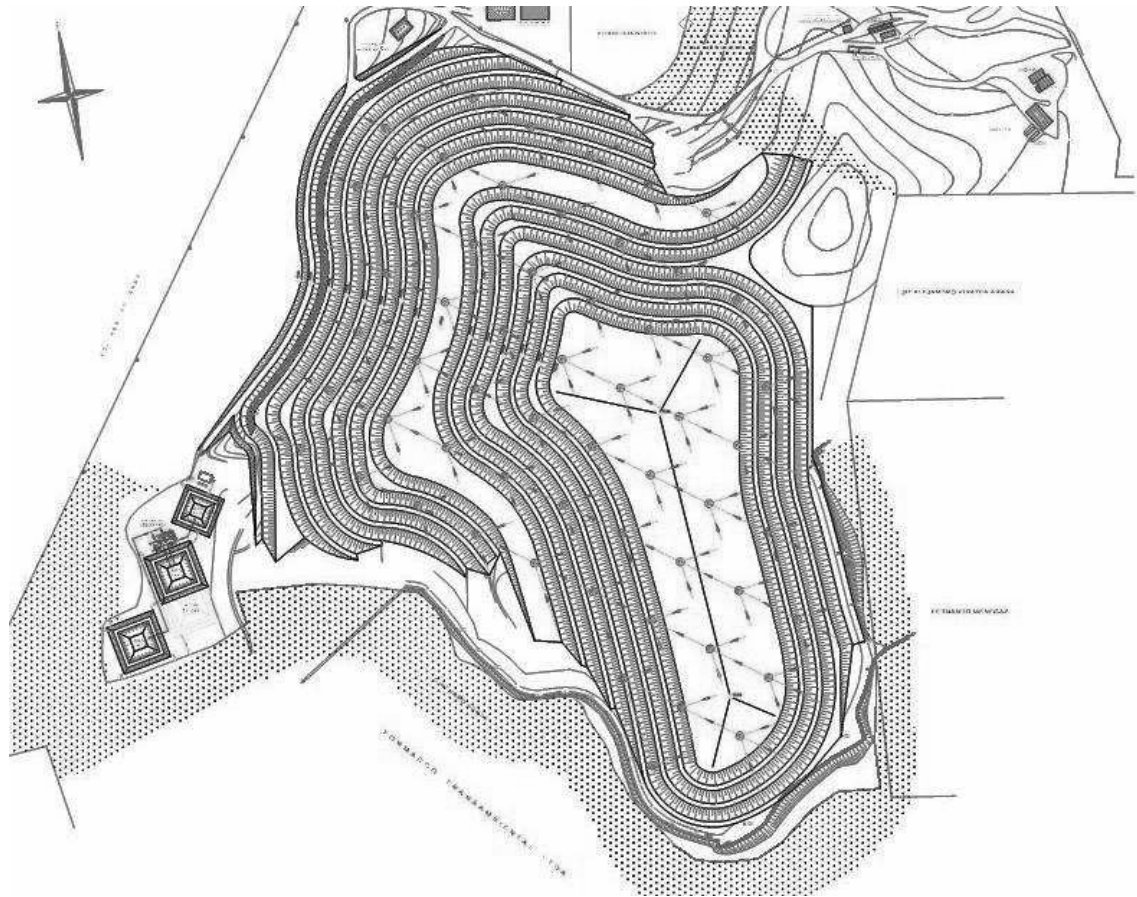


Figura 3.2. Nível Final de Elevação no Local do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.

Fonte: MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E DA TECNOLOGIA (2007)

Em operação desde 1991, o Aterro de Tijuquinhas recebe resíduos sólidos domésticos, comerciais e eventualmente industriais de 21 municípios da área metropolitana de Florianópolis, totalizando, aproximadamente, 240 mil toneladas por ano.

As Figuras 3.3 e 3.4 mostram uma vista parcial do Aterro, bem como uma das frentes de trabalho, respectivamente.



Figura 3.3. Vista parcial do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC.

Fonte: ABES-SC (2006)



Figura 3.4. Vista parcial da frente de serviço do aterro.

Fonte: ABES-SC (2006)

O aterro está licenciado para receber resíduos domiciliares, hospitalares e inertes. O lixiviado gerado neste aterro recebe tratamento antes de seu descarte em corpo receptor, sendo que a ETE – Estação de Tratamento de Efluentes trata em média 3,0 L/s. Os tratamentos são do tipo físico-químico e biológico. O processo de tratamento se dá após a drenagem dos lixiviados, que são conduzidos até o poço de

equalização. Este poço tem por função apenas equalizar a vazão e a carga orgânica. Deste poço, o efluente passa pelo tratamento físico-químico, pelo reator UASB e decantador, conforme Figura 3.5. A vazão de saída deste tratamento é da ordem de 3,0 L/s (BRENTANO, 2006).



Figura 3.5. Reator UASB e Laboratório de Tratamento Físico-Químico.

Fonte: BRENTANO (2006)

Após o decantador, o efluente era, na época do desenvolvimento da pesquisa, enviado ao sistema de lagoas de estabilização, composto por quatro lagoas em série (Figura 3.6), sendo a primeira do tipo anaeróbia (com área de $85,7\text{m}^2$; tempo de detenção hidráulica TDH= 20 dias), seguida por uma lagoa facultativa (com área de 240m^2 ; TDH= 28 dias), lagoa aerada (área de 150m^2 ; tempo de detenção hidráulica de 15 dias) e uma lagoa de polimento (área de 100m^2 ; TDH= 5 dias).



Figura 3.6. Sistema de Lagoas de Estabilização: Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC. Fonte: BRENTANO (2006)

Os gases gerados são coletados por um sistema de drenagem e posteriormente queimados. Antes do lançamento do efluente tratado existe ainda uma etapa de desinfecção, visando à remoção de patógenos. Este é feito com hipoclorito de sódio à concentração de 0,5% e vazão de 0,007 mL/s. O efluente assim tratado é lançado no Rio Inferninho (FINKLER, 2002; BRENTANO, 2006).

3.1.2. SISTEMA EXPERIMENTAL

O estudo foi realizado em um sistema de lagoas, dispostas em série, em escala piloto, para tratamento de lixiviados gerados em aterro sanitário. As instalações foram montadas nas dependências do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), anexos ao Laboratório de Hidráulica.

O sistema experimental consistia em um tanque de armazenamento primário, que através de bombeamento, recebia o efluente bruto de um tanque de estocagem do material, e posteriormente, por gravidade, fornecia o efluente bruto para a série de

lagoas. Esta série era formada por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação. Todas as unidades estavam conectadas por meio de tubos de PVC de 50 mm de diâmetro, contando com registros para controle do fluxo e eventual limpeza dos mesmos. Isso também possibilitava o trabalho isolado das unidades, caso houvesse necessidade. Após a série de lagoas havia um tanque de armazenamento secundário, que possibilitava o abastecimento das unidades de pós-tratamento físico-químico e eletrolítico, que foram objeto de estudo de outras pesquisas realizadas em paralelo (CASTILHOS et al., 2006; MÁXIMO, 2007; PACHECO, 2006; RODRIGUES, 2007). A Figura 3.7 apresenta fluxograma do sistema.

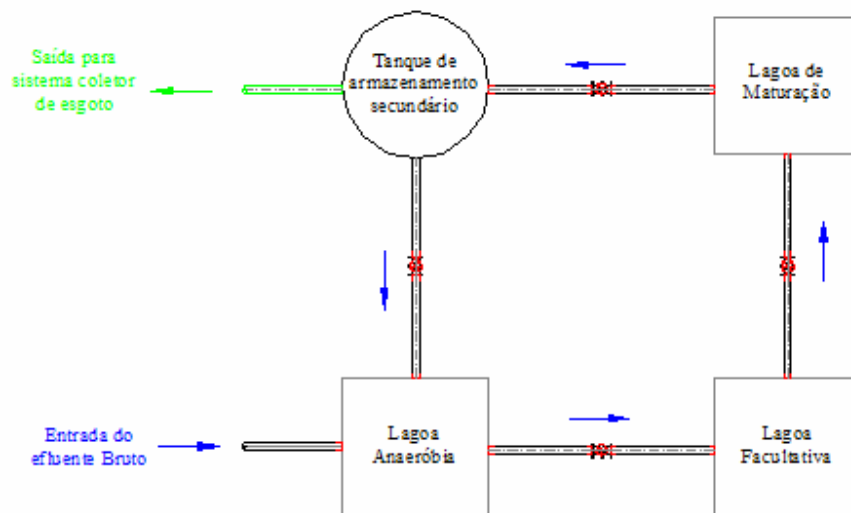


Figura 3.7: Configuração da série de lagoas.

As lagoas de estabilização foram construídas em formato retangular, feitas à base de fibra de vidro, de cor azul claro, com reforço nas suas laterais e dreno para limpeza próximo à base. As lagoas estavam apoiadas sob uma base de alvenaria com diferenças de profundidade, para que ocorresse o escoamento do fluxo por gravidade. A diferença de nível entre elas era de 30 cm, o que pode ser visto na Figura 3.8.

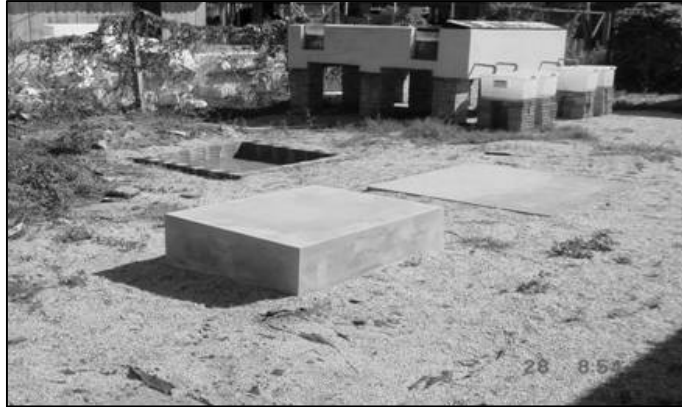


Figura 3.8. Bases de alvenaria com diferenças de profundidade.

A Figura 3.9 mostra a disposição final das lagoas, sendo:

- Lagoa 1: lagoa anaeróbia;
- Lagoa 2: lagoa facultativa, e
- Lagoa 3: lagoa ou maturação.



Figura 3.9. Unidades de Tratamento: 1 – Lagoa Anaeróbia; 2 – Lagoa Facultativa; 3 – Lagoa de Maturação.

3.1.3. CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO

3.1.3.1. LAGOA ANAERÓBIA

A taxa de aplicação volumétrica escolhida para a lagoa anaeróbia foi de 0,3 kg.DBO₅/m³.dia, conforme a faixa sugerida por McGARRY e PESCOD (1970), no intervalo de 0,3 a 0,75 kg.DBO₅/m³.dia, para despejos industriais com cargas orgânicas elevadas.

Igualmente, MARA e PEARSON (1986) recomendam para lagoas anaeróbias cargas variando entre 0,1 e 0,3 kg.DBO₅/m³.dia, e argumentam que quando aplicadas cargas inferiores a 0,1 kg.DBO₅/m³.dia, estas impedem o desenvolvimento de condições anaeróbias e cargas acima de 0,3 kg.DBO₅/m³.dia liberam níveis de odor inaceitáveis (KELLNER e PIRES, 2000).

Devido a limitações da escala piloto, foi escolhido um tanque com volume de aproximadamente 1,0 m³ e vazão de 60L/dia, resultando em um tempo de retenção hidráulica da ordem de 13 dias.

3.1.3.2. LAGOA FACULTATIVA

Para a lagoa facultativa foi adotado um valor de 250 kgDBO₅/ha.d que está dentro das recomendações de JORDÃO e PESSÔA (2005) para efluentes domésticos e confere com o modelo de ARTHUR (1983), considerando a temperatura média do mês mais frio do ano em torno de 15°C. O tempo de retenção resultante foi de 18 dias.

De acordo com VON SPERLING (1996) e JORDÃO e PESSÔA (2005), o tempo de retenção hidráulica é variável segundo a carga aplicada, situando-se entre 15 e 45 dias para regiões tropicais.

3.1.3.3. LAGOA DE MATURAÇÃO

A lagoa de maturação foi dimensionada considerando uma remoção mínima de 80% da DBO₅ na lagoa facultativa (DBO₅ ~350 mg/L na entrada da lagoa de maturação) e superfície de 1,2 m², resultando então em uma taxa de aplicação da ordem de 175 kgDBO₅/ha.d, valor próximo ao recomendado por VON SPERLING (1996) e JORDÃO e PESSÔA (2005) para efluentes domésticos.

Na Tabela 3.1 estão sumarizadas as características físicas de cada lagoa e condições operacionais.

Tabela 3.1. Características Físicas e Operacionais das Lagoas do Sistema Piloto de Tratamento.

Dimensões	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	Lagoa de Maturação
Área – Topo (m ²)	0,8	1,20	1,20
Área – Fundo (m ²)	0,8	1,1	1,1
Profundidade (m)	1,0	1,0	1,0
Volume (m ³)	0,8	1,1	1,1
Vazão (L/d)	60	60	60
TDH (dia)	13	18	18

3.1.4. PROTOCOLO OPERACIONAL

3.1.4.1. PARTIDA DO SISTEMA

O efluente foi coletado a partir do tanque de equalização, anterior à entrada do sistema de tratamento físico-químico do Aterro de Biguaçú, com o auxílio de um caminhão limpa-fossa, sendo então encaminhado às dependências do LABEFLU – LARESO/UFSC.

Antes da partida do sistema, fez-se o carregamento inicial das lagoas, utilizando água para abastecimento, seguindo-se o protocolo descrito por CETESB (1989), com “*start-up*” em temperaturas elevadas, e introduzindo-se o afluente até que fosse atingida a lâmina d’água prevista em projeto. Testes hidráulicos com as bombas de recalque e de estanqueidade das peças foram realizados previamente.

Foram realizadas medidas de DQO para diferentes diluições (25, 50 e 75%) do efluente bruto, até se encontrar uma concentração ótima para a partida do sistema. Verificou-se que a diluição de 75% do lixiviado apresentou condições propícias para o início dos trabalhos, com DQO em torno de 4000 mg/L. Esta etapa teve duração de uma semana, com início em 28 de Fevereiro e final em 07 de Março de 2005.

O efluente final tratado pelas lagoas em série, depois de armazenados no tanque de armazenamento secundário, era então encaminhado à rede coletora de esgotos domésticos da CASAN, situada próxima do Laboratório de Hidráulica da UFSC.

3.1.4.2. MONITORAMENTO DO SISTEMA

O sistema de tratamento foi monitorado em quatro pontos de amostragem, que coincidiam com a entrada do afluente e a saída do mesmo, das diferentes unidades. As amostras foram coletadas, em duplicata, nos seguintes pontos de amostragem:

- P1: entrada da lagoa anaeróbia, que corresponde à entrada do sistema (efluente bruto);
- P2: saída da lagoa anaeróbia, que coincide com a entrada da lagoa facultativa, possibilitando a avaliação da primeira unidade de tratamento;
- P3: interior da lagoa facultativa, sendo dividido em três estratos distintos (superfície – 10 cm, meio – 50 cm e fundo – 80 cm);
- P4: interior da lagoa de maturação, que também foi dividido em estratos (superfície – 10 cm, meio – 50 cm e fundo – 80 cm).

As lagoas possuíam registros para controle do fluxo e torneiras para efetuar as coletas entre uma unidade e outra. Para a coleta no interior das lagoas, utilizou-se um coletor em forma de “T” invertido, à base de PVC, com diferentes graduações, montado especialmente para isso, conforme pode ser visualizado na Figura 3.10.



Figura 3.10. Coletor de amostras usado no interior das lagoas.

No momento das coletas, procurou-se não agitar a massa líquida, para não interferir nos resultados para as diferentes profundidades. As coletas foram realizadas logo cedo pela manhã (em torno de 09h00), com medições in loco e análises laboratoriais das amostras ao longo do dia. O trabalho foi dividido em duas fases

distintas, objetivando verificar a variação dos parâmetros monitorados, sendo estas:

- **Fase 1 – Sem Ajuste de pH do Efluente Bruto**

Nesta fase foi tratado o efluente bruto tal qual este se apresentava no armazenamento. Dividiu-se em duas etapas, em função do número de coletas semanais realizadas.

- **Fase I A:** duas coletas semanais, compreendendo o período pós-partida do sistema em 06 de Março de 2005 até o dia 06 de junho de 2005;
- **Fase I B:** uma coleta semanal, a partir do dia 13 de junho de 2005 até 22 de março de 2006;

- **Fase II: Com Ajuste de pH do Efluente Bruto**

Tendo em vista o caráter alcalino do efluente bruto, nesta fase foi efetuado ajuste do seu pH, de forma a otimizar o tratamento na primeira lagoa. Foi realizada apenas uma coleta semanal. O ajuste de pH era feito com Ácido Sulfúrico PA, deixando o efluente bruto com pH entre 6,0 e 7,0, na entrada do sistema (P1). Este período estendeu-se de 10 de abril de 2006 até 26 de Maio de 2006.

3.1.5. PARÂMETROS E MÉTODOS ANALÍTICOS

O sistema foi monitorado através de parâmetros físico-químicos e biológicos conforme a Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Parâmetros, Procedimentos Metodológicos e Frequência de Amostragem.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO	FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM		
			Fase 1a	Fase 1b	Fase 2
Temperatura	°C	Método Potenciométrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
pH	-	Método Potenciométrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
DBO ₅	mg/L	Método Manométrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
DQO	mg/L	Método Titulométrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
Série de Sólidos Totais	mg/L	Método Gravimétrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
OD	mg/L	Oxímetro APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
Turbidez	NTU	Método Nefelométrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
Potencial Redox	mV	Medição Direta	2 x semana	Semanal	Semanal
Condutividade	mS/cm	Método Nefelométrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
COT	mg/L	Método N-POC (Carbono não-purgável) APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
Fosfato Total	mg/L	Método Colorimétrico APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
Série Nitrogenada	mg/L	Método de Nessler APHA (1998)	2 x semana	Semanal	Semanal
Clorofila a	µg/L	Extração em Etanol (80%) NUSCH (1980)	2 x semana	Semanal	Semanal
Identificação de Fitoplâncton/ Zooplâncton	-	STREBELE e KRAUTER (1985) e SILVA (2002)		Semestral	
Avaliação Toxicológica	-	NBR 12.713 (2003)		Mensal	

3.1.6. VARIABILIDADE DE CARGA

A variação da carga aplicada se deu de forma natural em função da variação das concentrações no lixiviado. Permaneceram constantes o tempo de detenção (TDH= 13 d) e a vazão (Q = 60 L/d) em cada lagoa. O cálculo de carga aplicada foi feito para os parâmetros DQO e N-NH₃:

- Carga Volumétrica, dada em g.DQO/m³.d ou g.N-NH₃/m³.d, aplicada à lagoa anaeróbia:

$$C \text{ carga Volumétrica} = \frac{C \times Q}{V}$$

Onde:

C = concentração afluyente de DQO ou N-NH₃(g/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

V = volume da lagoa (m³)

- Carga Superficial Aplicada, dada em kg.DQO/ha.d ou kg.N-NH₃/ha.d, aplicada às lagoas facultativa e de maturação:

$$C \text{ carga Superficial} = \frac{C \times Q}{A}$$

Onde:

C = concentração afluyente de DQO ou N-NH₃ (kg/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

A = Área da lagoa (ha)

3.1.7. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO

A eficiência de remoção foi calculada para as principais variáveis, utilizando a equação:

$$E = \frac{(A_f - E_f)}{A_f} \times 100$$

Onde:

E = Eficiência de Remoção (%)

Af = Concentração do Afluente (mg/L)

Ef = Concentração do Efluente (mg/L)

Desconsiderou-se, para o cálculo das eficiências de remoção de DQO e DBO₅, a biomassa algal presente na lagoa facultativa e de maturação, utilizando os valores de DBO₅ e DQO total do afluente e DBO₅ e DQO solúvel no efluente, conforme SOARES e BERNARDES (2001) apud ARAÚJO (2007).

3.1.8. BALANÇO DE SÓLIDOS

Os cálculos do balanço de sólidos foram feitos observando-se:

- Análise de sólidos da amostra bruta: sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e por diferença os sólidos totais voláteis (STV);
- Análise de sólidos do sobrenadante da amostra centrifugada, correspondendo à fração dissolvida: sólidos dissolvidos totais (SDT);
- Cálculo dos sólidos suspensos totais: a partir da diferença dos sólidos totais e dos sólidos dissolvidos, ou seja: $SST = ST - SDT$.

3.1.9. ESTRATIFICAÇÃO E SAZONALIDADE

A estratificação da lagoa facultativa e de maturação foi acompanhada através do monitoramento dos parâmetros temperatura, pH e OD, nos diferentes pontos de coleta no interior das lagoas facultativa e de maturação (P3 e P4). Quanto à sazonalidade, procurou-se correlacionar os dados climatológicos obtidos junto à estação meteorológica próxima da área de estudo com os resultados encontrados nas diferentes estações do ano.

3.1.10. VARIACÃO NICTEMERAL

Para verificar a variação horária ocorrida no interior das lagoas facultativa e de maturação, foi efetuado um estudo nictemeral. A amostragem foi feita a cada 4 horas, sendo a primeira às 08h00 da manhã (T1), seguida de 12h00 (T2); 16h00 (T3); 20h00 (T4); 24h00 (T5); 4h00 (T6) e 8h00 (T7), fechando o ciclo diário. As coletas foram efetuadas em duas ocasiões: 07 e 08 de Setembro de 2005 (final do Inverno) e 13 e 14 de Março de 2006 (final do Verão). Os pontos de amostragem foram os mesmos adotados durante o período de estudo, ou seja: superfície (10 cm), meio (50 cm) e fundo (80 cm). Foram medidos: pH, condutividade, OD, potencial redox, turbidez, COT, nitrato, temperatura, clorofila a, N-NH₃, sólidos dissolvidos.

3.1.11. AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

A avaliação ecotoxicológica do lixiviado tratado nas lagoas foi realizada mensalmente com o organismo-teste *Daphnia magna* Straus, 1822 (Figura 3.11). O organismo-teste foi cultivado no Laboratório de Toxicologia Ambiental – LABTOX, da UFSC, observando-se a NBR 12.713 (2004).



Figura 3.11. Organismo-teste *Daphnia magna* com 24h00 de idade (40X).

Fonte: BRENTANO (2006)

Os testes de toxicidade agudos foram realizados expondo os organismos jovens

a diferentes concentrações da amostra, por 48 horas. Baseado na imobilidade dos organismos testados calculou-se a porcentagem de mortalidade por concentração e estimou-se a CE (I)50 48h – Concentração Efetiva Inicial Mediana, concentração da amostra no início dos ensaios, que causa efeito agudo a 50% dos organismos em 48 horas nas condições de ensaio.

A CE (I) 50 48h é calculada utilizando-se os métodos estatísticos *Probit Method* (WEBER, 1993) para dados paramétricos e *Trimmed Spearman-Kärber Method* (HAMILTON, 1979) para dados não-paramétricos. (MATIAS et al., 2006)

Determinaram-se também os valores do FD (Fator de Diluição – a menor diluição da amostra na qual não se observou efeito deletério sobre o organismo teste, sendo efeito deletério imobilidade igual a 10%).

3.1.12. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os resultados obtidos receberam tratamento estatístico, utilizando análise exploratória, através de diagramas de caixa ou “*Box-plot*” (medianas e quartis) e estatística descritiva em tabela contendo médias, desvio padrão, valores de mínimo e máximo.

Foi usado o software STATISTICA® 6.0 (STATSOFT, Inc. 2001). Esse software é um programa integrado para gerenciar a análise estatística e base de dados, importando diretamente da base em MICROSOFT Excel®, podendo caracterizar uma ampla seleção do processo analítico (análise exploratória de dados; análise de variância e análise fatorial, entre outros) (OGLIARI e PACHECO, 2004).

Os resultados são expressos por média e desvio padrão quando apresentam distribuição normal, sendo que a média representa bem os dados quando existe simetria, quando não ocorrem os valores extremos, altos ou baixos, que recebem o nome de “*out-liers*”. Já a mediana, 1º quartil (25% dos dados) e 3º quartil (75% dos

dados), são usados quando não existe simetria dos dados, tornando-se uma maneira mais adequada de representação dos dados. Os valores de máximo e mínimo complementam a análise, para que se tenha uma visão da variabilidade dos dados (ARAÚJO, 2007).

Os dados também foram explorados através de análise multivariada. Considerando-se que há muitas observações (dados monitorados) e variáveis, e para entender o relacionamento entre elas, fez-se uma análise dos componentes principais, ou ACP. De acordo com SCHIMITT (2005), esta técnica multivariada consiste, basicamente, em analisar um conjunto de variáveis numéricas com alta dimensionalidade de representação, reduzindo o número de variáveis, mantendo a máxima variabilidade dos dados originais, minimizando assim a perda de informação ao se fazer a redução. JOHNSON e WICHERN (2002) acrescentam que obter esta redução num conjunto de variáveis consiste em encontrar combinações lineares entre elas, que irão gerar um outro conjunto de variáveis, com novas coordenadas.

Isto permite identificar os padrões e processos físicos associados às variáveis observadas, possibilitando a interpretação dos dados num contexto que envolve a sua variabilidade espacial/temporal. Além disso, esta técnica tem sido utilizada para comprimir e codificar dados, realçar imagens e detectar mudanças digitalmente (GURGEL, 2000).

Existem vários critérios práticos para se determinar o número ideal de componentes principais a considerar. No método de KAISER devem-se excluir os componentes cujos autovalores são menores do que 1, se a análise for feita a partir da matriz de correlações (REIS, 1997). Segundo ZANOTELLI (2002), os coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais permitem interpretar os dados, pois as variáveis de maior influência no processo apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais.

Foram utilizadas 15 variáveis para a lagoa anaeróbia e 17 para a lagoa facultativa e de maturação, sendo variáveis físico-químicas e biológicas (DQO, Temperatura, DBO₅, Sólidos Totais e Dissolvidos, entre outros), que podem ser correlacionadas e fornecer uma visão do desempenho das lagoas de modo individual. Adotou-se o método de Kaiser para escolha dos componentes.

Seis fatores artificiais, adaptado dos estudos de OLIVEIRA et al. (2001), para as lagoas de estabilização em caráter individual poderão ser analisadas, tais como:

- Fator de estabilidade do processo anaeróbio: descreve a influência de certas variáveis, principalmente, do pH, no sensível equilíbrio entre a fermentação ácida e metanogênica da digestão anaeróbia;
- Fator concentração de material orgânico: indica a necessidade de cuidados com o lançamento de efluentes em corpos receptores, devido, por exemplo, a uma insuficiente remoção da matéria orgânica ou a um excesso de sólidos suspensos, pois este fator apresenta altas correlações com variáveis como DBO₅, DQO e, às vezes, sólidos suspensos, coliformes fecais e Clorofila *a*;
- Fator remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) por assimilação biológica;
- Fator aerobicidade: retrata o saldo positivo de oxigênio dissolvido no reator, representando, assim, a produtividade de oxigênio do fitoplâncton;
- Fator crescimento algal, muito verificado nas lagoas de maturação, bem correlacionado com a clorofila *a*, também pode estar associado à DBO₅, DQO, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido ou pH, indica um potencial de produção de oxigênio inerente ao sistema;
- Fator temperatura, relacionado à influência da temperatura na velocidade das reações bioquímicas que são processadas no reator e no ciclo diário de estratificação e mistura dentro das lagoas, que exerce influência na intensidade do contato entre os microrganismos e a massa líquida. Ocasionalmente, poderá apresentar boa correlação com a radiação solar.

4.1. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1.1. MONITORAMENTO DO SISTEMA DE LAGOAS

A Tabela 4.1 apresenta os valores médios, desvio padrão, mínimos e máximos dos parâmetros de qualidade monitorados nas lagoas de estabilização desde a partida do sistema até o final do experimento, nos pontos de amostragem (P1 – Efluente bruto; P2 – Saída da Lagoa Anaeróbia; P3 – Interior da Lagoa Facultativa e P4 – Interior da Lagoa de Maturação), durante o período de estudo (06 de Março de 2005 até 26 de Maio de 2006)

A partir da Tabela 4.1 pode-se comentar que, os valores encontrados, em geral, para o efluente bruto (Ponto P1), apresentaram pH elevado, média de $8,55 \pm 0,71$ chegando até o valor de 10,23. Esses valores não diferem de outros trabalhos tratando lixiviados de aterros sanitários. Para SEGATO e SILVA (2000), tais valores de pH evidenciam que o lixiviado estudado não está na fase acidogênica ou de fermentação ácida, que é caracterizada por valores de pH baixos, e sim numa segunda fase, a de fermentação metanogênica. É nessa fase que há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano (CH_4), substâncias húmicas e água.

O Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC está em funcionamento desde 1991 e dada as características do efluente bruto, pode-se afirmar que o mesmo se encontra numa fase de transição, ou seja, de um aterro novo para um aterro classificado como antigo, o que é evidenciado pelos valores encontrados para os parâmetros monitorados como: DQO Total em torno de 2502 ± 1072 mg/L; DBO_5 em torno de 450 ± 254 mg/L e COT em torno de 594 ± 240 mg/L. EL FADEL et al. (2002) observaram que para aterros com idade de 10 a 15 anos, os valores para parâmetros como DBO_5 e DQO encontram-se numa faixa de 50 a 1000 mg/L e 1000 a 5000 mg/L,

respectivamente. MORAES et al. (1995) encontraram para o Aterro de Santo André – SP, um aterro antigo, valores de pH variando de 6,90 a 8,65, 2600 a 8050 mg/L para DQO e 1720 a 5790 mg/L para DBO₅.

GIORDANO (2003) afirmou que, a existência de baixa fração de material biodegradável indica que grande parte dos resíduos já foi digerida, podendo ser considerado como um aterro velho, conclusões tiradas a partir do monitoramento de lixiviados do Aterro de Gramacho – RJ, em operação desde 1986. De acordo com o pesquisador, se o pH estiver próximo de 6,0 indica que o lixiviado é novo; se próximo de 8,0, encontra-se na fase metanogênica, sendo considerado lixiviado antigo.

Segundo PAES (2003), a transição da fase de formação ácida para a fase de fermentação metanogênica ocorre de 4 a 10 anos depois da instalação do depósito de resíduo e pode continuar por um período de vários anos. Concentrações de DBO₅ e DQO declinam à medida que muitos desses materiais são convertidos para gás.

Para o Aterro Sanitário de Pirai – RJ, que recebia em 2006 uma média de 20 toneladas de resíduos por dia, e em funcionamento desde 2000, cujo projeto inclui o controle de água superficial, barreira de proteção de argila e sistema de captação de gás e lixiviado, foram relatadas valores de pH na faixa de 6,9 a 8,2, enquanto que, os de DQO e de DBO₅, ficaram na faixa de 57 a 2435 mg/L e 27 a 100 mg/L, respectivamente, caracterizando-se como um aterro novo e contrastando com as características do efluente bruto analisado nesta pesquisa (FERNANDES et al., 2006).

Tabela 4.1. Estatística Descritiva dos Parâmetros Monitorados nas Lagoas Durante o Período de Estudo. (N = nº de amostras).

Parâmetros	EFLUENTE BRUTO – P1					LAGOA ANAERÓBIA – P2					LAGOA FACULTATIVA – P3					LAGOA DE MATURAÇÃO – P4				
	N	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	N	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	N	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	N	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
pH	62	8,55	0,71	6,59	10,23	62	8,31	1,14	3,62	9,68	60	8,59	0,73	5,98	10,23	60	8,68	0,87	6,55	10,64
Temperatura (°C)	62	23,3	4,6	13,3	34,6	62	25,9	4,8	17,1	35,5	60	24,3	4,1	15,3	35,1	60	23,3	3,9	14,6	35,1
OD (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	58	3,8	2,0	0,1	7,56	58	4,6	2,3	1,1	11,7
Potencial Redox (mV)	61	-78	13,5	-110	-31	61	-78	5,3	-91	-67	61	-82	15,3	-134	-68	61	-95	23,5	-153	-62
Condutividade (mS/cm)	62	12,4	1,6	8,21	16,6	62	11	2,1	3,81	14,9	60	7,1	2,6	0,3	11,3	60	3,1	2,0	0,2	8,7
Turbidez (NTU)	54	103	57,3	48,2	299	54	86,1	32	18,2	183	54	73	29,4	15,6	153	54	59,5	46,4	3,4	203
DQO Total (mg/L)	60	2502	1012	977	6025	59	1955	833	101	4625	57	1182	567	49	2581	57	580	400	31	1464
DQO Solúvel (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	41	1119	309	101	1903	41	541	272	101	1380
DBO ₅ Total (mg/L)	12	454	254	232	1164	12	287	96	152	438	12	209	83	87	312	12	138	71	54	264
COT (mg/L)	55	594	240	260	1391	55	439	194	156	1173	55	278	116	46	553	55	131	69	21	351
N-NH ₃ (mg/L)	46	1246	414	540	2653	46	711	477	87	1953	46	313	250	10	1129	46	71	70	6	401
Fósforo Total (mg/L)	51	40,6	17,8	12,8	89	51	33,6	17,7	3,2	80	51	21,0	12,3	0,1	50	51	7,0	6,5	0	26,4
Nitrato (mg/L)	49	9,0	2,4	4,6	15,5	49	8,0	2,2	2,5	14	49	6,0	2,0	1,1	9,5	49	4,0	2,3	0,3	8,4
Clorofila a (µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	117	80,4	123,6	11,2	987	117	121,7	164,2	8,4	1205
ST (mg/L)	63	8020	1841	101	12096	63	6745	1760	101	9716	60	5941	1935	5590	7428	60	3277	1376	1650	5706
SST (mg/L)	21	466	1268	96	1246	21	287	113	117	612	21	292	146	74	730	21	247	231	114	1195
SD (mg/L)	21	7415	2113	5388	11681	21	6412	1167	4125	9316	21	4747	570	4892	7124	21	2243	472	2426	4308

4.1.2. pH

Na Figura 4.1 pode-se visualizar que, para os diferentes pontos de amostragem, o parâmetro pH ficou na faixa de 8,3 a 8,7 unidades de pH, no início da fase experimental (Fase I A). Nos meses de Fevereiro e Março, o pH ficou compreendido entre 6,0 e 10,8 com variações entre os pontos de amostragem, sendo mais elevado nos pontos P3 e P4. Na Fase I B, verificou-se que o comportamento deste parâmetro seguia o mesmo padrão da etapa anterior, variando entre 9,0 e 10,5 nos meses de Julho e Agosto de 2005.

De agosto de 2005 a Janeiro de 2006, houve uma queda nesses valores, ficando entre 8,0 e 9,0, com diferença entre os pontos de amostragem principalmente no ponto P4 (saída do sistema). Na Fase II, procurou-se verificar o comportamento das unidades com um pH de entrada do sistema (Lagoa Anaeróbia) em torno de 6,5 e 7,0. Fez-se a redução/ajuste com H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico PA) e valores entre 6,7 e 8,5 foram conseguidos na entrada do sistema. Isso imediatamente refletiu na saída da Lagoa Anaeróbia (P2) que apresentou um pH na faixa de 3,7 a 7,2 unidades, durante os dois últimos meses de monitoramento (Abril e Maio de 2006).

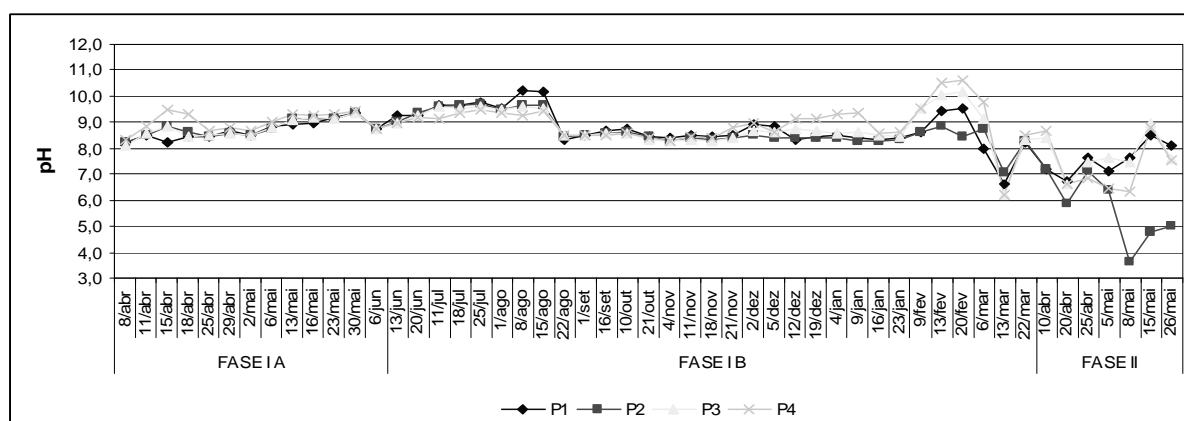


Figura 4.1. Variação do pH nos pontos de amostragem durante o período de estudo.

Para CASTILHOS et al. (2003) este parâmetro de controle é um fator chave para a dissolução de certos elementos minerais quando do contato líquido-sólido. Ele pode

afetar a solubilidade por deslocamento do equilíbrio físico-químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , por reação química direta destes íons sobre a matéria sólida e por influência sobre o estado de óxido-redução do sistema. O pH dos lixiviados de aterro sanitário é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos.

GIORDANO (2003) corrobora com o exposto e acrescenta que, o pH afeta a atividade enzimática, a solubilização dos compostos e mesmo as suas toxicidades. O pH do lixiviado novo é levemente ácido, tornando-se superior a 8,0 em aterros na fase metanogênica, sobretudo se houver a recirculação do mesmo. PESSIN et al. (1997), ao monitorar um aterro sanitário em Caxias do Sul – RS durante três anos, verificou que este se situava nos intervalos de 5,71 a 8,40 unidades de pH.

Os valores de pH encontrados para o efluente bruto durante o período de estudo mostraram que este não está na fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracterizada por valores de pH baixos, e sim numa segunda fase, a de fermentação metanogênica, segundo SEGATO e SILVA (2000). Nessa fase há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano (CH_4), substâncias húmicas e água. O aterro está em funcionamento desde 1991 e encontra-se já na fase de transição para um aterro classificado como antigo o que fica evidente, nos resultados médios obtidos.

CASTRO (2001) apud (PAES, 2003) caracterizou o lixiviado do Aterro Sanitário de Piracicaba (SP) preliminarmente ao tratamento do mesmo em um sistema australiano de lagoas e obteve valores em torno de 7,8 unidades de pH, 3935 mg/L de DQO e DBO_5 de 1640 mg/L. De acordo com os valores encontrados para os parâmetros citados, percebe-se que é um lixiviado característico de um aterro antigo com material orgânico em avançado estado de degradação.

A principal causa de variações do pH em lagoas facultativas, segundo ROCHA (2005), está no consumo do gás carbônico realizado pelas algas, no processo de fotossíntese. Este gás é o principal responsável pela acidez das águas das lagoas e que pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética supera a respiração das bactérias e das próprias algas, o qual é restabelecido no turno da noite, quando predomina a oxidação da matéria orgânica.

Procura-se alcançar estabilidade nos valores de pH, para que o mesmo contribua para com a atividade bacteriana e algal. No estudo de RITA (2002), ao monitorar um reator anaeróbio utilizado no tratamento de lixiviados orgânicos observou que para a otimização da atividade no reator anaeróbio são extremamente importantes: uma concentração elevada de bactérias metanogênicas só pode se desenvolver quando o pH se mantém perto do valor neutro, se o pH tiver um valor menor de 6,3 ou superior a 7,8 a concentração de bactérias metanogênicas diminui rapidamente.

4.1.3. TEMPERATURA

A temperatura é um parâmetro de controle essencial para o bom funcionamento de sistemas de lagoas de estabilização e, assim como o pH, está relacionada diretamente com o desenvolvimento dos processos químicos e biológicos no meio líquido. De forma geral, a temperatura do meio líquido seguiu a temperatura ambiente, conforme a estação climática do ano, sendo mais baixa nos meses de inverno (junho/julho/agosto/setembro). A Região Sul, segundo VIANELLO e ALVES (1991), é climaticamente mais regular e definida. O calor do verão contrasta-se com as geadas do inverno, passando por temperaturas mais amenas no outono e na primavera.

Este parâmetro acompanhou aproximadamente a curva de variação da temperatura média externa (na faixa de 16 a 26°C), manteve-se em média na faixa de 13 a 26°C com gradiente de ± 3 a 4°C em todas as lagoas, o que pode ser visualizado na Tabela 4.1 e na Figura 4.2. Para METCALF e EDDY (2003), essa faixa de temperatura é considerada ideal para a realização da maioria dos processos de

degradação biológica.

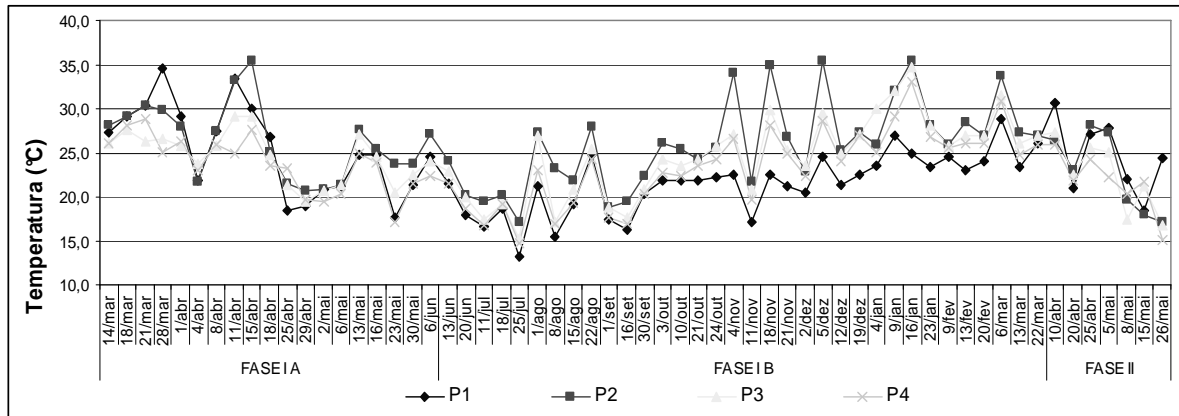


Figura 4.2. Variação da temperatura nos pontos de amostragem durante o período de estudo.

Na Figura 4.2 observa-se que as temperaturas nas lagoas, que estavam compreendidas entre 20 e 35°C nos meses de Março e Abril de 2005, baixaram para 13 a 26°C durante Maio e Outubro de 2005. Apresentando no geral, pequena diferença entre os pontos de amostragem (1 a 3°C). No período compreendido entre Novembro de 2005 e Março de 2006, as temperaturas elevaram-se novamente, ficando entre 20 e 35°C, apresentando um gradiente crescente entre os pontos de coleta P1 e P2. A partir de Abril de 2006 (Fase II), os valores da temperatura ficaram entre 15 e 27°C.

Dados do CEPIS/GTZ (1992) apud IPT/CEMPRE (2000) obtidos em diversos estudos, mostraram remoções maiores de 90% das cargas orgânicas, para lixiviado sob condições anaeróbias por cerca de 10 a 12 dias, com temperaturas na faixa de 23 a 30°C, para uma carga superior a 1000gDQO/m³.d, indicando que, segundo os pesquisadores, a eficiência do tratamento está diretamente ligada à temperatura do meio líquido.

Em sistemas de tratamento de lixiviados a temperatura do meio líquido sofrerá influência marcante da temperatura externa, ainda que dependa fundamentalmente das condições operacionais, mais ou menos propícias ao desenvolvimento microbológico e,

portanto, à produção de calor, que se dá, sobretudo, como perda de eficiência no metabolismo celular (PELCZAR et al., 1996).

4.1.4. OXIGÊNIO DISSOLVIDO e CLOROFILA a

O oxigênio dissolvido é um parâmetro de qualidade ambiental essencial para a atividade bacteriana aeróbia, ele foi acompanhado na lagoa facultativa e de maturação, nas diferentes profundidades de coleta (superfície, meio e fundo). Os resultados tiveram médias de $3,8 \pm 2,0$ e $4,6 \pm 2,3$ mg/L na lagoa facultativa e de maturação, respectivamente, sendo que os maiores valores encontrados estavam próximos da superfície das lagoas, no estrato de 10 cm.

Observou-se também que, entre a região compreendida entre o meio e o fundo das lagoas, ou seja, a 50 e 80 cm, respectivamente, a tendência era de redução dos valores de OD, que em alguns momentos, como do início das atividades, chegou a ser nulo, alcançando posteriormente a estabilidade. As Figuras 4.3 e 4.4 exemplificam o exposto para os Pontos P3 e P4 respectivamente.

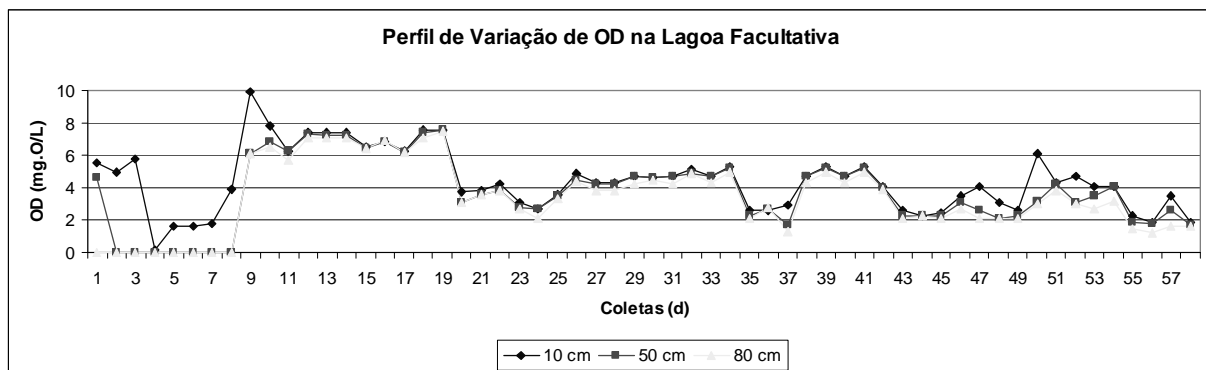


Figura 4.3. Variação do OD no Ponto P3 – Lagoa Facultativa.

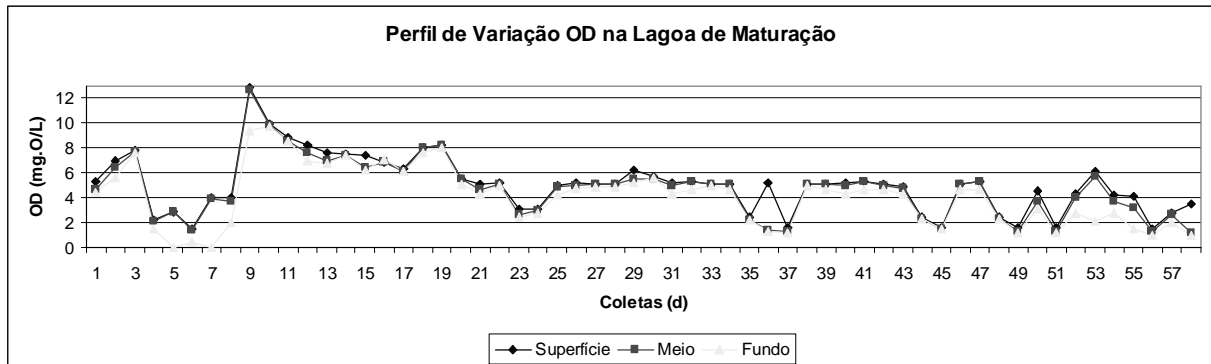


Figura 4.4. Variação de OD no Ponto P4 – Lagoa de Maturação.

Para VON SPERLING (1996), devido à necessidade de energia luminosa, a maior quantidade de algas situa-se próximo à superfície, daí o motivo de haver uma produção de oxigênio maior, como visto nas figuras 17 e 18, em alguns picos de leitura em que o OD chegou a 9,9 mg/L na lagoa facultativa e 12,9 mg/L, na lagoa de maturação, nos estratos superficiais. Este fato também é abordado por LINS et al. (2004), que afirmam que a penetração de luz, nas lagoas é reduzida, por causa dos níveis de cor elevados, o que reduz a cerca de 5 cm a produção maior de oxigênio. PEARSON et al. (1987) apud MIWA e CALIJURI (2006) concluíram que a distribuição vertical da comunidade algal na coluna d'água das lagoas de estabilização varia com o carregamento orgânico e com o horário.

A Figura 4.5 mostra o comportamento do OD nas diferentes fases de monitoramento, sob a forma de diagrama de caixas, considerando os valores da mediana, nos pontos de coleta P3 e P4, por fases operacionais.

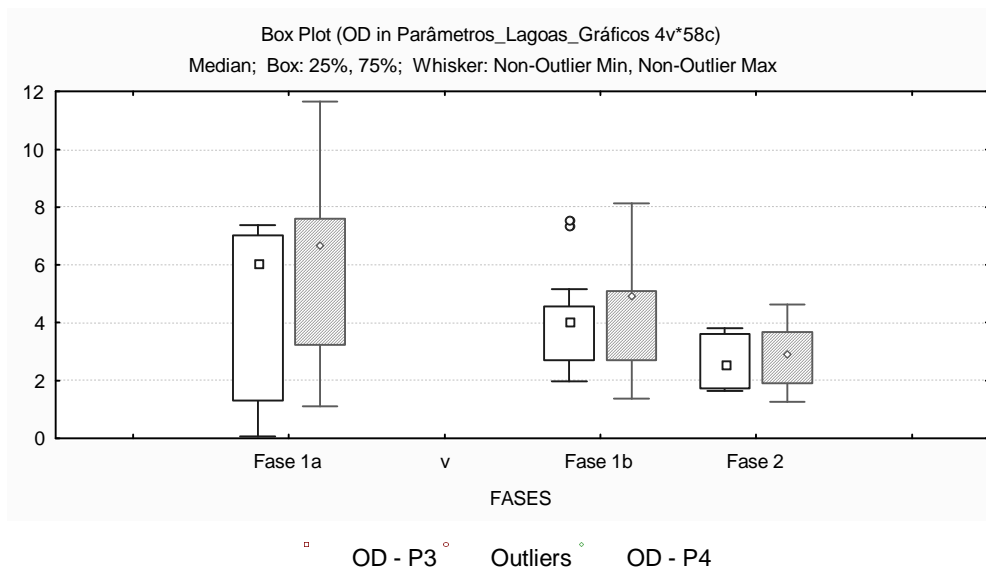


Figura 4.5 Diagrama de caixas para OD (mg/L) na Lagoa Facultativa e Lagoa de Maturação

Observa-se na Figura 4.5 que, na Fase I A houve maior variação do OD em relação às outras fases, assim como os valores mais elevados. As variações desse parâmetro estão, porém, relacionadas com fatores ambientais tais como temperatura do meio líquido, radiação solar, cargas aplicadas e pH.

Em resposta às variações dos fatores ambientais, tais como luz incidente, as algas podem se movimentar através da coluna de água, interferindo na oxigenação por via fotossintética nos estratos. Essas variações diurnas na coluna vertical podem fazer com que o efluente apresente várias vezes ao dia, diferenças nos demais parâmetros de controle. A lagoa facultativa e de maturação apresentaram uma coloração predominantemente verde na sua superfície, o que pode ser explicado pelo aparecimento de algas verdes, como as do gênero *Chlorella*, encontradas nas análises microscópicas. Segundo MARA et al. (1992) apud VON SPERLING (1996), esse é um dos primeiros gêneros a aparecer em lagoas de estabilização.

Para ROCHA (2005), nas lagoas, a cor esverdeada provenientes das algas

verdes (*Chlamydomonas*, *Euglenas* e *Chlorellas*) indica boas condições, além das algas azul-verdes, que aparecem nas situações de pH baixos. Uma sobrecarga nesta unidade promoveria um rápido desenvolvimento de bactérias e algas, que exercem uma demanda de oxigênio nem sempre suportada pela ação fotossintética das algas ou pela transferência pelo vento. Tal fenômeno pode resultar em morte das algas, que flutuam como manchas de algas mortas e geram uma depleção de oxigênio. Eventualmente, toda a lagoa poderá se tornar anaeróbia. A perda de algas com o efluente é uma preocupação constante, pois contribui para o aumento da concentração de sólidos e DBO₅.

De acordo com CANOVAS et al. (1996), a alga verde *Chlorella sp.* é comumente associada a lagoas de alta taxa e lagoas facultativas, com taxa de aplicação superficial elevada, por apresentar velocidade de crescimento superior aos demais gêneros de algas comuns em lagoas de estabilização. No presente trabalho, esse gênero foi o mais abundante durante o monitoramento, nas duas amostragens realizadas, mostrando linearidade nos resultados. A Figura 4.6 apresenta fotos das algas verdes do Gênero *Chlorellas sp.*, encontradas em amostras coletadas na superfície (10 cm), para a lagoa facultativa e de maturação durante as duas coletas realizadas, sendo identificadas através das lâminas de STREBELE e KRAUTER (1985) e da metodologia abordada por SILVA (2002)

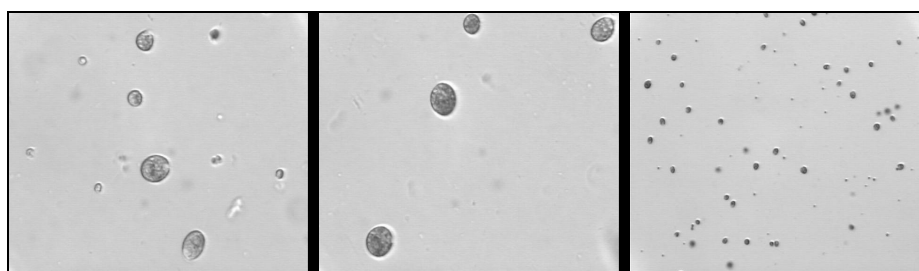


Figura 4.6 Algas Verdes do Gênero *Chlorella sp* encontradas a 10 cm de profundidade, na Lagoa Facultativa e de Maturação.

Segundo MUÑOZ e GUIEYSSE (2006) e ZULFIKLI (1992), *Chlorella* é uma alga muito resistente às condições de alta concentração de N-NH₃, tendo inclusive a

capacidade de remover poluentes recalcitrantes como fenóis e manter taxas elevadas de crescimento, e utiliza preferencialmente a amônia em relação aos nitratos.

BRANCO (1986) salienta que este é um dos gêneros mais freqüentes em águas residuárias e podem ser descritas como algas pequenas, verdes, esféricas, isoladas; plastro parietal em forma de taça ou concha. Vivem em ambientes poluídos por matéria orgânica ou muito rico em sais minerais, sendo freqüentes, em lagoas de estabilização.

A captura de energia solar pelos seres foto-autotróficos eucariontes é feita através de pigmentos, sendo os principais a Clorofila *a* e *b*, que se encontram nos cloroplastos (JUNQUEIRA e CARNEIRO, 1991). Para ODUM (1998), a Clorofila é o pigmento mais importante na recepção da luz durante a fotossíntese, sendo que esta absorção ocorre com maior intensidade nas faixas de comprimento de onda entre 400 – 500nm (luz azul) e 600 – 700 nm (luz verde).

Os valores médios de concentração de Clorofila *a* obtidos na lagoa facultativa e de maturação foram de 80,4 µg/L e de 121,7 µg/L (Tabela 4.1), respectivamente, esses valores são considerados baixos quando comparados a outros obtidos com lagoas facultativas (≥ 500 µg/L) nos trabalhos de SAMBUCO et al. (2002) e MENESES et al. (2005); e lagoas de maturação para esgotos domésticos (≥ 1000 µg/L) (KÖNIG, 2000), estando mais próximos daqueles obtidos em águas oligotróficas, como as de lagoas naturais ou construídas, conforme resultados reportados por DINIZ et al. (2003) que obtiveram concentrações médias de 2,7 µg/L de Clorofila *a*, em um açude do semi-árido paraibano, com valores mais elevados durante o dia, pela atividade fotossintética, decrescendo com o aumento da profundidade devido à atenuação da luz solar.

Provavelmente as características tóxicas do lixiviado contribuíram para valores de Clorofila *a* bem abaixo do reportado na literatura para lagoas de estabilização com esgoto doméstico. Observaram, porém, alguns “out-liers” ou valores extremos (picos), com valores superiores a 500 µg/L, tanto na lagoa facultativa (P3) quanto na lagoa de maturação (P4), indicando em alguns períodos bom potencial de oxigenação das

lagoas pela via fotossintética.

Diferentemente dos resultados conseguidos por KÖNIG (2000), ainda com respeito a Figura 4.7, a concentração de clorofila *a* na lagoa facultativa foi menor do que na lagoa de maturação.

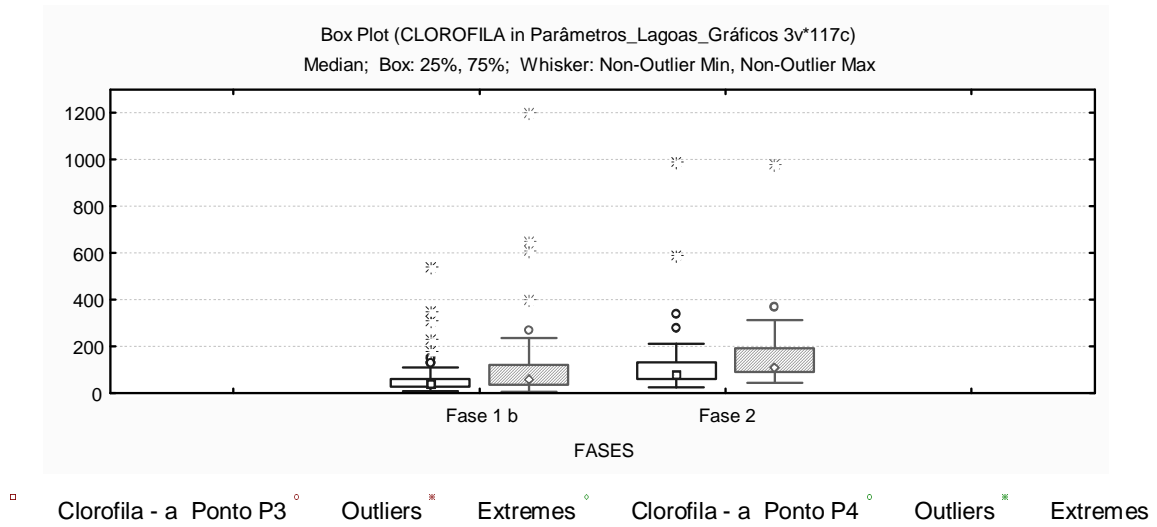


Figura 4.7. Variação de Clorofila *a* (µg/L) na Lagoa Facultativa e de Maturação.

4.1.5. TURBIDEZ

Na Figura 4.8 é demonstrado a variação da turbidez durante o período experimental. Os valores médios encontrados foram: $103 \pm 57,3$ NTU, com máximo de 299 NTU para a entrada do sistema. Para as lagoas, os valores médios encontrados foram de: $86,1 \pm 57,3$ NTU para o Ponto P2; $73 \pm 29,4$ para o ponto P3 e $59,5 \pm 46,4$ NTU para o ponto P4 (Tabela 4.1.).

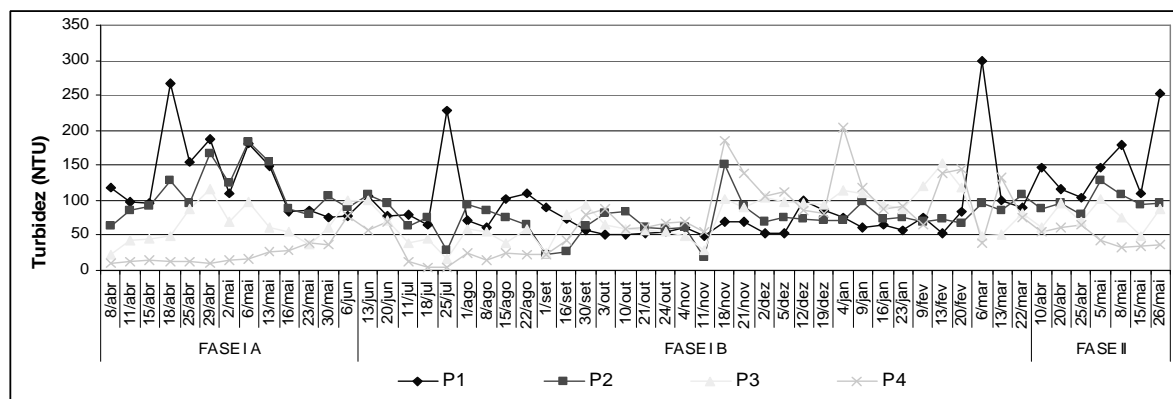


Figura 4.8. Variação do Parâmetro Turbidez ao longo do período de estudo.

A concentração de algas foi também um dos responsáveis pela turbidez nas lagoas, principalmente em períodos ensolarados, mas apesar disso, a redução de turbidez foi de 42,3% a partir do efluente bruto até a saída na lagoa de maturação. Segundo BRANCO (1986), as algas tendem a aumentar o teor de matéria orgânica, por sintetizarem estas substâncias a partir de compostos minerais. Além de formarem novas células, reproduzindo-se ou crescendo, secretam, também, para o meio, substâncias orgânicas por elas elaboradas, as quais se dissolvem no meio. Isso ocorre, em maior quantidade, sempre que o tempo de detenção é superior a 6 dias.

Ao comparar os resultados obtidos com aqueles dos estudos realizados por GEORGETTI et al. (2004), que conseguiram reduções na ordem de 62% de turbidez, utilizando processo de filtração lenta de lixiviados, as lagoas apresentam resultados satisfatórios.

ROCHA (2005) relembra que este é um parâmetro proveniente de uma variedade de materiais suspensos que podem ser orgânicos ou inorgânicos. Esta disparidade na natureza dos materiais causadores de turbidez torna impossível estabelecer regras rígidas e rápidas para removê-los. A turbidez pode estar associada a compostos tóxicos e organismos patogênicos. Ela reduz a penetração da luz e conseqüentemente prejudica a fotossíntese.

4.1.6. DQO

As lagoas foram dimensionadas para receberem um efluente com DQO na faixa de 4000 mg/L. O valor da DQO total do lixiviado ficou em média em de 2502 \pm 1012mg/L. Na lagoa anaeróbia a redução de DQO ficou em torno de 22%. Na saída do sistema houve redução nas concentrações de DQO para valores em torno de 580 mg/L de DQO total e 541 mg/L de DQO filtrada (Tabela 4.1). Isso evidencia uma remoção na ordem de 77% em relação a DQO total, e de 78,4% em relação a DQO filtrada. Detalhes do comportamento e evolução temporal deste parâmetro podem ser vistos nas Figuras 4.9 a 4.11, sendo que nesta última é apresentado um diagrama de caixas com os valores médios obtidos durante o estudo.

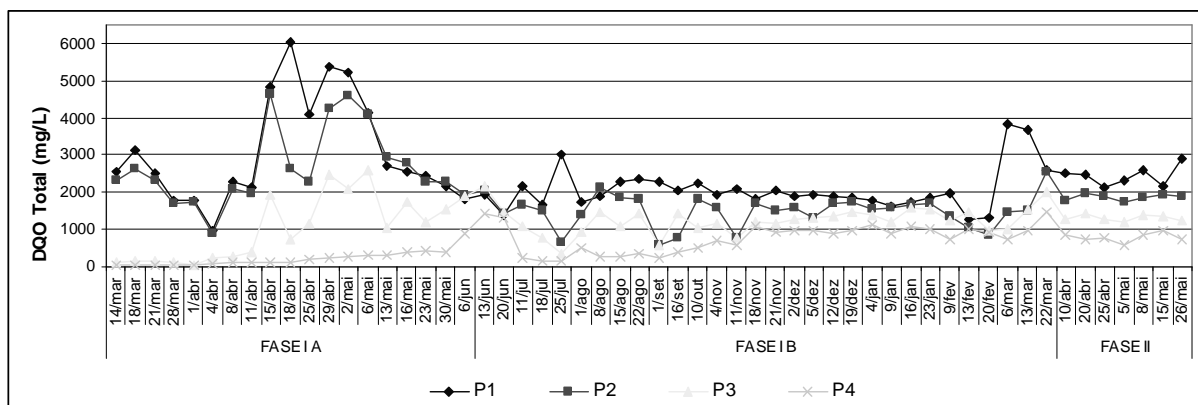


Figura 4.9 Variação da DQO total nas lagoas durante todo o período de monitoramento.

Com base na Figura 4.10, percebe-se o comportamento deste parâmetro durante as diferentes fases de monitoramento do sistema. Na Fase I A, o sistema apresentou oscilações mais significativas, desde valores em torno de 1500 mg/L até próximos de 6000 mg/L, no mês de Abril de 2005. De modo geral, a saída do sistema caracterizou-se por apresentar valores mais baixos, menores que 500 mg/L até Julho de 2005, representando em média, uma remoção de 80%. No dia 13 de Junho de 2005, houve perturbações significativas no sistema de abastecimento das lagoas, onde a vazão passou de 60 L/d, conforme o projeto, para 600 L/d durante dois dias, o que influenciou

o sistema como um todo nas duas próximas semanas. Depois de um ligeiro período sem abastecimento, na primeira quinzena de Julho de 2005, o sistema voltou a responder de modo satisfatório aos valores anteriores e passou a apresentar certa estabilidade a partir de então, com o reinício do seu abastecimento conforme projeto.

A partir de Novembro de 2005 até o final dos experimentos em Maio de 2006, a DQO Total na saída ficou em torno de 1000 mg/L, com eficiência média em torno de 50%, o que pode ser visto na Figura 4.11. Estes valores estão bem correlacionados com o aumento da turbidez, conforme Figura 4.8 no Ponto P4, observado também a partir de Novembro de 2005, evidenciando interferência sazonal destes parâmetros na lagoa de maturação durante os meses mais ensolarados. O sistema apresentou um pico no final da Fase I B com valores próximos de 4000 mg/L, sendo acompanhado pelos demais pontos de coleta.

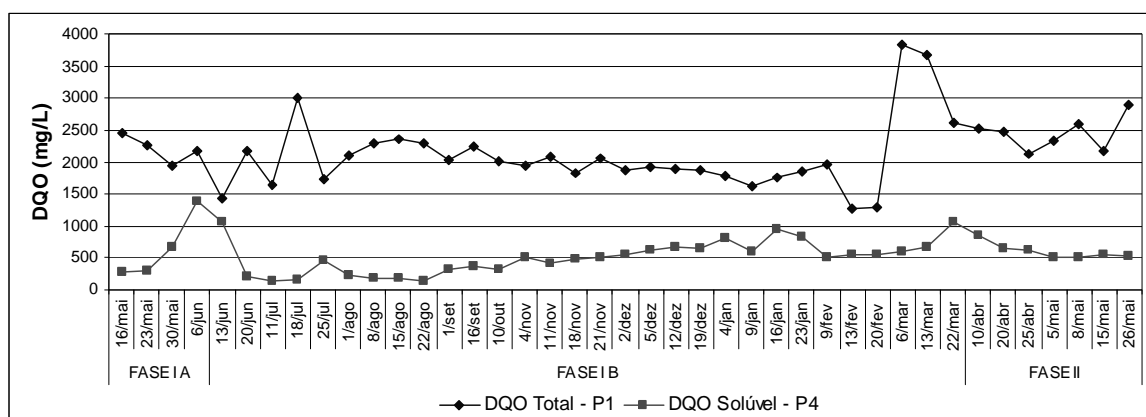
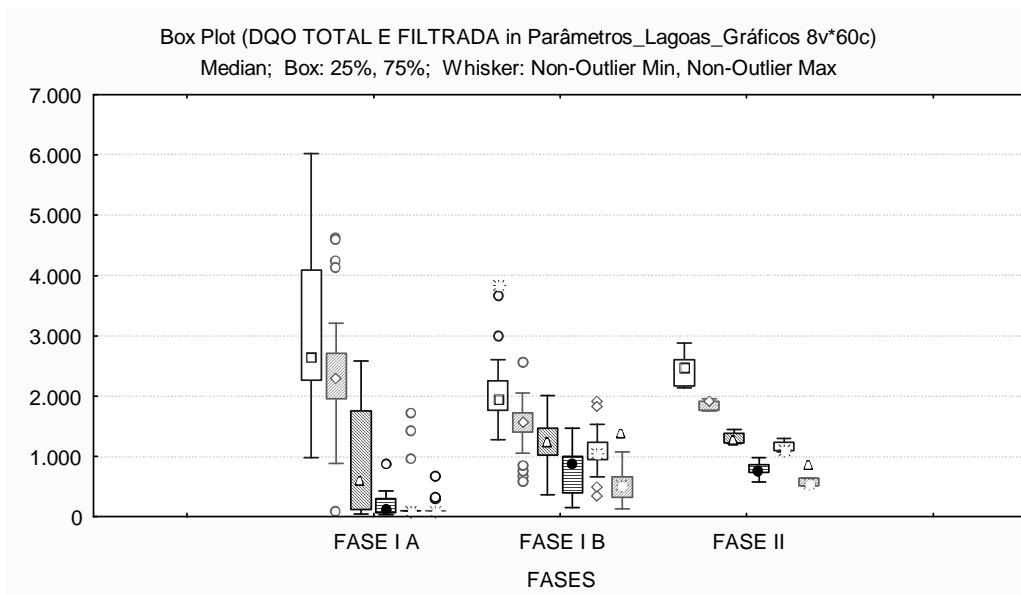


Figura 4.10. Valores de DQO Total – P1 e DQO Solúvel – P4

Essas oscilações são próprias do efluente em questão, que é retratado na literatura como efluente de difícil tratamento devido às suas consideráveis oscilações de carga e vazão, conforme evidenciado em trabalhos como os de SANTOS et al. (2003), FLECK (2003), HAMADA e MATSUNGA (2000) e SEGATO e SILVA (2000) que também encontraram variações na qualidade e quantidade do efluente durante as suas pesquisas. A Figura 4.11 apresenta essas variações durante as diferentes fases através de uma visualização de suas medianas e quartis.



□ DQO TOTAL - P1 ° Outliers * Extremes ° DQO TOTAL - P2 ° Outliers △ DQO TOTAL - P3
 • DQO TOTAL - P4 ° Outliers * DQO FILT. - P3 ° Outliers ° Extremes * DQO FILT. - P4
 ° Outliers ° Extremes

Figura 4.11. Diagrama de Caixas com Valores de DQO nas diferentes fases do sistema

Considerando-se os percentuais de remoção, observa-se que estes foram satisfatórios para o parâmetro DQO total, que em média representou 77% para todo o sistema, apresentando constante decaimento ao longo do sistema. Esses percentuais de remoção foram superiores àqueles obtidos com os processos físico-químicos conduzidos por HAMADA e MATSUNAGA (2000), nos quais as melhores remoções alcançadas foram de 50%, utilizando concentrações elevadas de coagulantes (>3.000mg/L), com produção excessiva de lodo e alto custo operacional.

LANGE et al. (2006) trataram os lixiviados gerados no Aterro Sanitário de Belo Horizonte/MG, com características de um aterro sanitário já estabilizado, através de processo oxidativo avançado empregando Reagente de Fenton. Conseguiram remoções de DQO superiores a 46%, com média em torno de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%, ligeiramente mais baixos do que os conseguidos pelo sistema de lagoas de estabilização em série nesta pesquisa.

4.1.7. DBO₅

A DBO₅ total foi acompanhada mensalmente a partir da Fase I B. Os resultados, conforme vistos na Tabela 4.1 apresentaram valores médios de entrada em torno de $454 \pm 254\text{mg/L}$, com redução média de 69,6% em relação à saída do sistema. Para os pontos P2, P3 e P4 os valores foram: $287 \pm 96\text{mg/L}$, $209 \pm 83\text{mg/L}$ e $138 \pm 71\text{mg/L}$ respectivamente. Sabe-se que, em aterros existe a presença de toxicidade, o que poderia inibir o crescimento microbiano anaeróbio e sabotar a biodegradação no aterro e conseqüente a confiabilidade de informações baseadas unicamente em termos de DBO₅. Contudo, segundo BIDONE e POVINELLI (1999) a inibição causada pelas substâncias tóxicas tem se mostrado reversível, pois as populações anaeróbias têm grande capacidade de adaptação às cargas tóxicas. A Figura 4.12 apresenta os resultados para DBO₅ obtidos durante o período de estudo.

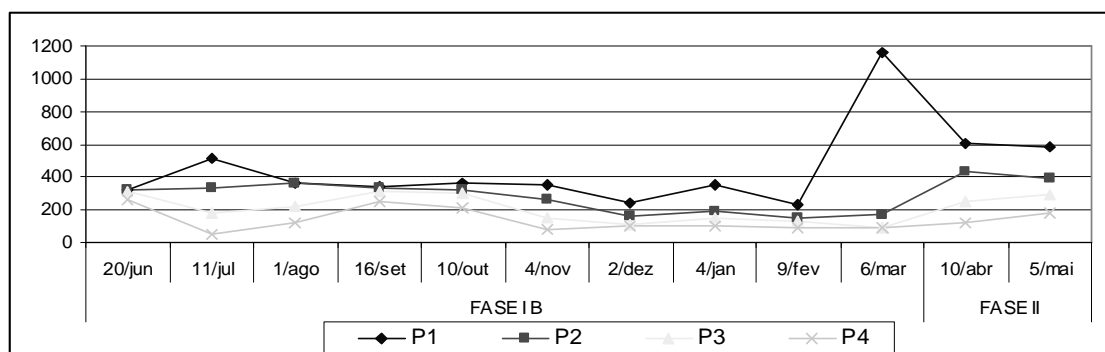


Figura 4.12. Variação da DBO₅ ao longo do período de estudo

Devido à elevada quantidade de compostos oxidáveis por ataque de agente químico oxidante e à presença de compostos biologicamente inibitórios, os resultados dos testes de DBO₅ para lixiviados antigos costumam ser muito inferiores aos da DQO (FLECK, 2003).

A estabilização da matéria orgânica ocorre pela combinação da precipitação pela conversão anaeróbia até compostos como CO₂ e CH₄, além de outros gases, ácidos orgânicos e tecido celular. Normalmente são esperadas eficiências de conversão de

DBO₅ acima de 65% e sob condições operacionais ótimas, são possíveis eficiências acima de 80% para lagoas anaeróbias tratando lixiviados de aterros sanitários. Considerando-se esses fatores, normalmente o efluente de lagoas anaeróbias é encaminhado para um tratamento complementar (HAMADA e MATSUNAGA, 2000).

Operando filtros anaeróbios com lixiviados de aterros sanitários operando sob TDH de 14 dias, FLECK (2003) relata que os mesmos apresentaram eficiências globais de remoção de DBO₅ e de DQO muito próximas entre si, tanto no intervalo de semanas 1-20 quanto no intervalo de semanas 1-31, sendo as médias dos dois reatores de 64,97% de remoção de DBO₅ e 60,81% de remoção de DQO (semanas 1-31) e 64,15% de remoção de DBO₅ e 63,92% de DQO (semanas 1-20). De acordo com CAMPOS (1999), também é possível atingir eficiência de remoção em termos de DBO₅ em lagoas anaeróbias, bem projetadas e condições ambientais favoráveis, de 50 a 60% no tratamento de esgotos domésticos, assim para lixiviados de aterros sanitários.

Nos estudos de PAES (2003), ao caracterizar o lixiviado do Aterro da Muribeca – PE de um dos piezômetros utilizados, o parâmetro DBO₅, variou entre 68 e 2.673mg/L, com valor médio de 838 mg/L, percebendo-se que, ao longo do tempo, os valores da DBO₅ tiveram uma tendência a decrescer, comportamento este, segundo a pesquisadora, associado com o estágio de biodegradação.

BOYLE e HAM (1974) apud FLECK (2003) estudaram o tratamento anaeróbio de lixiviados com 10.600 mgDQO/L e 8400 mgDBO₅/L em escala de bancada. Utilizando lodo anaeróbio originário de um sistema de tratamento de esgotos como inóculo, aplicaram, em dois reatores com tempos de detenção hidráulica de 10 e 12,5 d, cargas de 0,192-0,396 kgDQO/m³.d e 0,078-0,318 kgDQO/m³.d, respectivamente. Obtiveram eficiências de remoção DQO de 93,4% e 94,5%, de DBO₅ de 98,0% e 98,8% e de SSV de 52,0% e 62,5%, respectivamente. Em um segundo momento, utilizando diluições do lixiviado, testou-se a relação entre carga orgânica aplicada e as eficiências de remoção. Para TDH de 5-20 d e cargas orgânicas aplicadas entre 0,432 e 2,16 kgDQO/(m³.d) obtiveram remoções de DQO e DBO₅ superiores a 90% em todos os reatores.

Concluíram, no âmbito das taxas aplicadas, que não há relação significativa entre a carga orgânica aplicada e a eficiência de remoção, porém que existe uma correlação entre tal eficiência e o tempo de detenção hidráulica.

SPENGEL e DZOMBAK (1991) testaram a eficiência de biodiscos rotativos no tratamento de lixiviado com elevado grau de estabilidade anaeróbia (“lixiviado velho”) com 15-38 mgDBO₅/L, 322-385 mgDQO/L, 156-171 mgNTK/L e pH entre 7,2 e 7,7, na remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Utilizando três unidades experimentais em escala de bancada, cada qual composta por três estágios com dois biodiscos por estágio, mantendo 40% de suas superfícies imersas no líquido, os autores utilizaram taxas de aplicação volumétricas de 7,9 a 49,2 L/m².d, correspondendo a cargas orgânicas aplicadas de 0,21-1,3 gDBO₅/m².d, 2,8-18,4gDQO/m².d e 1,2-7,3 gN/m². d. Os autores obtiveram remoções de DBO₅, DQO e amônia máximas de 38%, 80% e 98%, respectivamente, reportando que os desempenhos das unidades experimentais deram-se de modo inversamente proporcional às cargas aplicadas.

4.1.8. BIODEGRADABILIDADE – RELAÇÃO DBO₅/DQO

As mudanças na biodegradabilidade do lixiviado são refletidas na relação DBO₅/DQO. Todavia, existe uma quantidade significativa de material inerte biologicamente nos aterros velhos, como indicado pela baixa relação DBO₅/DQO ou pela larga diferença entre os valores de DBO₅ e DQO (LO, 1996).

Segundo HAMADA (1997), as características do substrato e a biodegradabilidade do lixiviado variam com o tempo, sendo relações DBO₅/DQO entre 0,4 e 0,6 indicadores de boa biodegradabilidade. Para o efluente estudado (Ponto P1), a relação DBO₅/DQO ficou na faixa de 0,2 conforme pode ser visualizado na Figura 4.13. Nos meses de Setembro a Outubro de 2005, o sistema apresentou os maiores valores de biodegradabilidade, em especial nas lagoas de maturação, onde estes ficaram na faixa de 0,40 a 0,65 devido aos valores de DQO afluente.

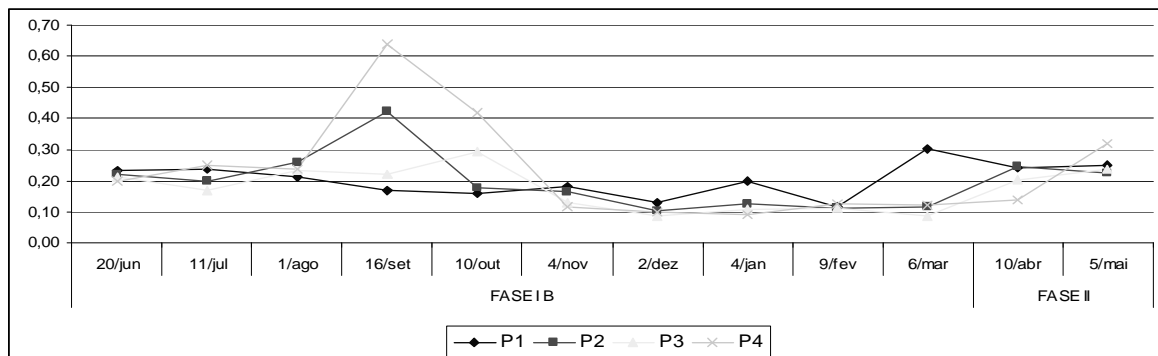


Figura 4.13. Relação DBO₅/DQO durante o período de estudo

SANTOS et al. (2003) ressaltam que valores entre 0,05 e 0,2 para relação DBO₅/DQO, comuns em aterros antigos, indicam baixa biodegradabilidade, e, portanto, a provável existência de compostos orgânicos recalcitrantes. Segundo SILVA (2002), à dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas associa-se o termo “recalcitrância”. Como os microrganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. A recalcitrância está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas.

Para TCHOBANOGLIOUS et al. (1993), inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, as relações estarão na faixa de 0,5 ou maiores. Valores no intervalo de 0,4 a 0,6 são tomados como indicadores de que a matéria orgânica no lixiviado é prontamente biodegradável. Para os autores, em aterros antigos, a relação DBO₅/DQO geralmente se situará na faixa de 0,05 – 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis. No caso do aterro de Biguaçu, o mesmo está em funcionamento desde 1991 e encontra-se já na fase de transição para um aterro classificado como antigo.

A relação DBO₅/DQO tende a decrescer com o aumento da idade do aterro em função da redução da fração orgânica que mais rapidamente é degradada, podendo ser

um indicativo que processos biológicos seriam cada vez menos efetivos para o tratamento do lixiviado (SANCINETTI et al. 2001 apud PACHECO, 2006). BERRUETA et al. (1996, apud SANTOS et al., 2003) avaliaram a biodegradabilidade de lixiviado antigo (12 anos) detectando que apenas 40 a 50% do material orgânico seriam biodegradáveis. Mesmo os lixiviados mais jovens podem apresentar problemas operacionais para sistemas biológicos de tratamento, em função da variabilidade de suas características físico-químicas, das altas cargas biológicas, das altas concentrações de metais alcalinos e pesados e deficiências nutricionais (SANTOS et al., 2003).

CHEN (1996) apud PAES (2003) estudou nove aterros na região central de Taiwan e observou que a relação DBO_5/DQO diminuía rapidamente em aproximadamente um ano, mantendo um nível relativamente constante ao longo dos anos seguintes. O Aterro Sanitário de Futekeng em Taiwan inicialmente tinha concentrações entre 0,6 e 0,8, depois de 5 anos de operação os valores de DBO_5/DQO caíram para 0,2 a 0,4.

Segundo CETESB (1995), num lixiviado com relação DBO_5/DQO maior que 0,5, o teor de material orgânico biodegradável é elevado, caracterizando-o de fácil biodegradabilidade, o que possibilita o seu tratamento por processos biológicos. Quando a relação DBO_5/DQO encontra-se entre 0,1 e 0,5, o lixiviado é classificado como um efluente medianamente biodegradável, sendo o tratamento biológico satisfatório e quando esta relação apresenta valores inferiores a 0,1, será um efluente de difícil biodegradabilidade, indicando a impossibilidade do tratamento por processos biológicos. SANTOS et al. (2004), analisaram no período de março a dezembro de 2002, o lixiviado afluente do Aterro da Muribeca - PE, e obtiveram o valor médio de 0,28 para a relação da biodegradabilidade, caracterizando o lixiviado como um efluente de difícil degradabilidade.

4.1.9. COT

Para o parâmetro COT, a remoção foi da ordem de 78%, com concentrações médias variando entre $594 \pm 240\text{mg/L}$ e $131 \pm 69\text{mg/L}$, na entrada e saída do sistema, respectivamente, conforme Tabela 4.1. A Figura 4.14 mostra a evolução temporal deste parâmetro e na Figura 4.15 são visualizadas as medianas e quartis, representados pelos diagramas de caixas.

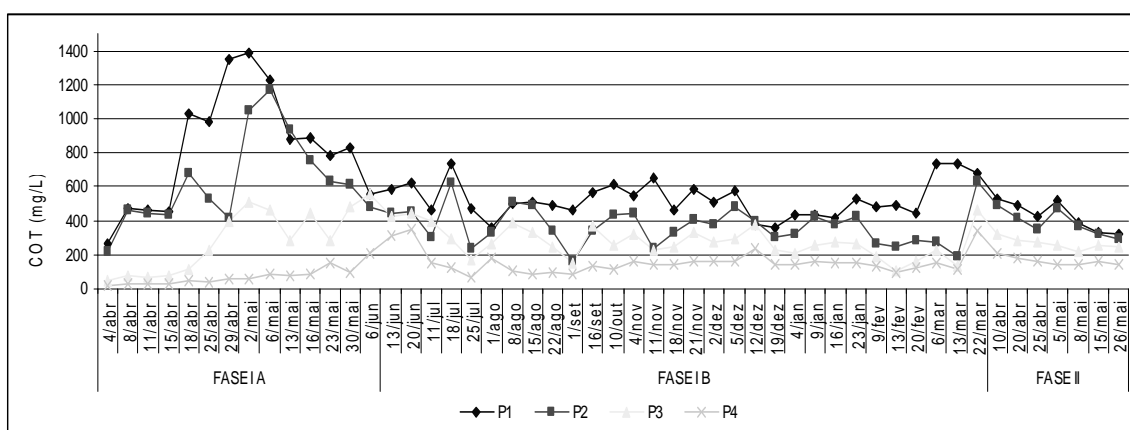


Figura 4.14. Variação do Parâmetro COT durante o período de estudo.

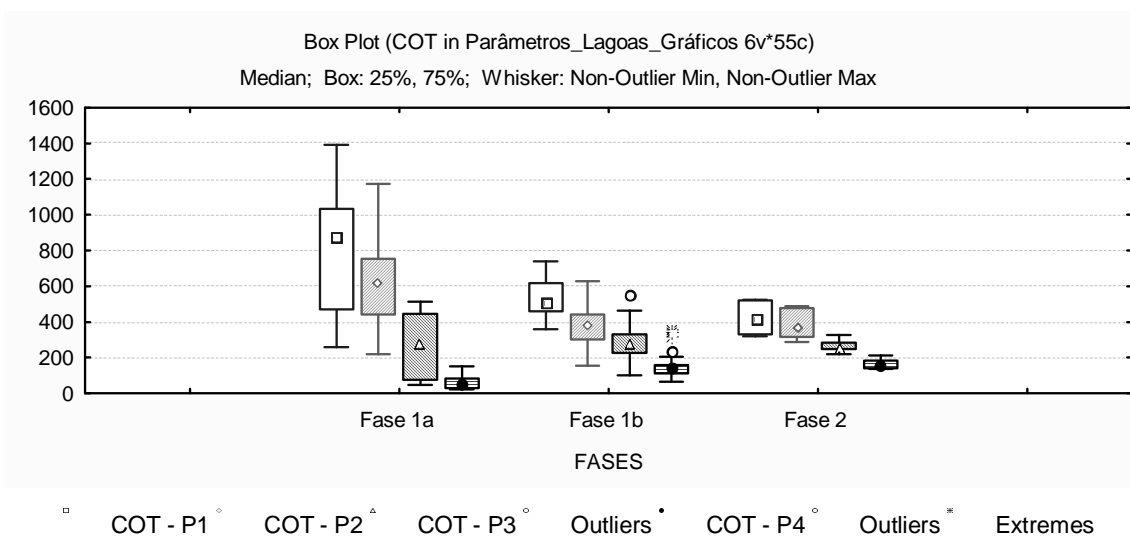


Figura 4.15. Diagramas de caixas para os dados de COT (mg/L) nas diferentes fases de monitoramento.

De maneira geral, o parâmetro COT acompanhou aproximadamente os valores de DQO, mostrando uma correlação positiva entre os mesmos. Quando, devido a problemas operacionais, houve uma sobrecarga no sistema (vazão em torno de 600 L/d, devido a problemas com o bombeamento), este parâmetro reagiu, também aumentando os seus valores.

CHIAN e DEWALLE (1977) apud QASIM e CHIANG (1994), utilizando o processo com uma membrana de acetato de celulose reportaram remoções de COT entre 56% e 70%, ainda abaixo dos valores obtidos na pesquisa com lagoas. Utilizando uma membrana de polietilenamina, os autores verificaram incremento da eficiência a 88%; quando elevaram o pH do lixiviado de 5,5 a 8,0 observaram incremento da eficiência de remoção de COT a 94%.

Em outro estudo conduzido no aterro de Gramacho – RJ, tratando lixiviados pelo processo de coagulação/floculação, as remoções alcançadas foram bem abaixo das obtidas com o sistema de lagoas de estabilização. No melhor dos casos, SILVA (2002) obteve eficiências de remoção do COT da ordem de 15 a 24%.

4.1.10. NITRATO E AMÔNIA

Para o nitrato, os valores mostraram-se baixos e de certa forma estáveis. Os maiores valores estavam na entrada do sistema, conforme Tabela 4.1, ou seja, no Ponto P1, com decréscimos em todas as unidades até a saída do efluente tratado. Para o ponto P1, o valor médio foi de $9,0 \pm 2,4$ mg/L, enquanto que, nos pontos P2, P3 e P4 foram de $8 \pm 2,2$ mg/L, $6,0 \pm 2,0$ mg/L e $4,0 \pm 2,3$ mg/L respectivamente. O comportamento deste parâmetro não apresentou alterações ao longo do sistema, durante as diferentes fases de monitoramento conforme pode ser visto na Figura 4.16. A eficiência média de remoção calculada entre os pontos P1 e P4 foi de 55,5%.

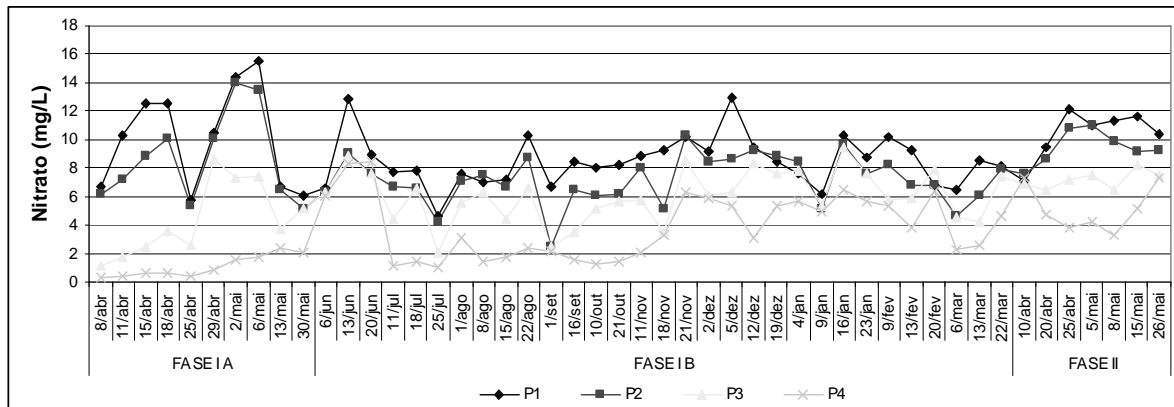


Figura 4.16. Variação do Nitrato durante o período de estudo.

Em relação à amônia, os valores mostraram-se altos no efluente (P1), com média de $1246 \pm 414 \text{mg/L}$, apresentando reduções ao longo do sistema de tratamento (ver Tabela 4.1). Na saída da lagoa anaeróbia (P2), o valor médio foi de $711 \pm 477 \text{mg/L}$, uma redução de cerca de 40% em relação à entrada do sistema. Já nas outras unidades, os valores médios chegaram a $313 \pm 250 \text{mg/L}$ e $71 \pm 70 \text{mg/L}$, ponto P3 e P4, respectivamente, representando uma remoção média total do sistema de 94,3%. As Figuras 4.17 e 4.18 apresentam o comportamento desse parâmetro durante o período de estudo.

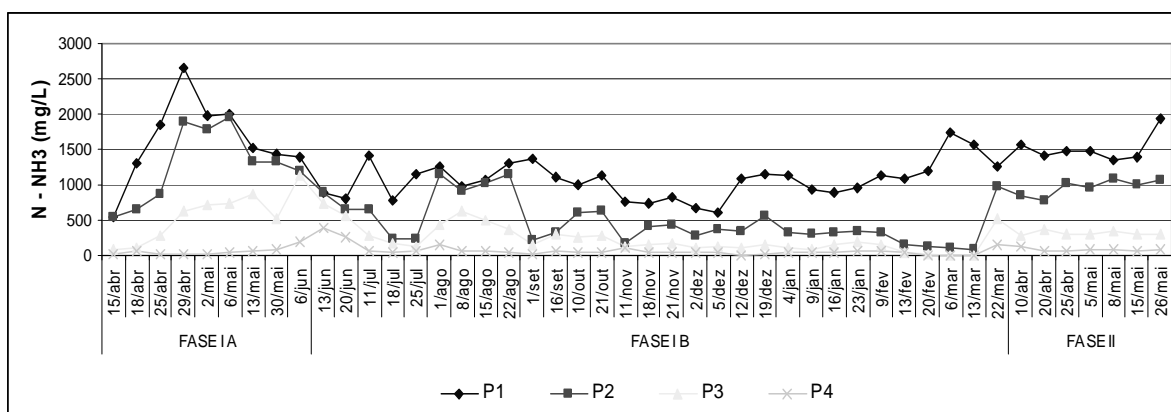


Figura 4.17. Variação da Amônia durante o período de estudo.

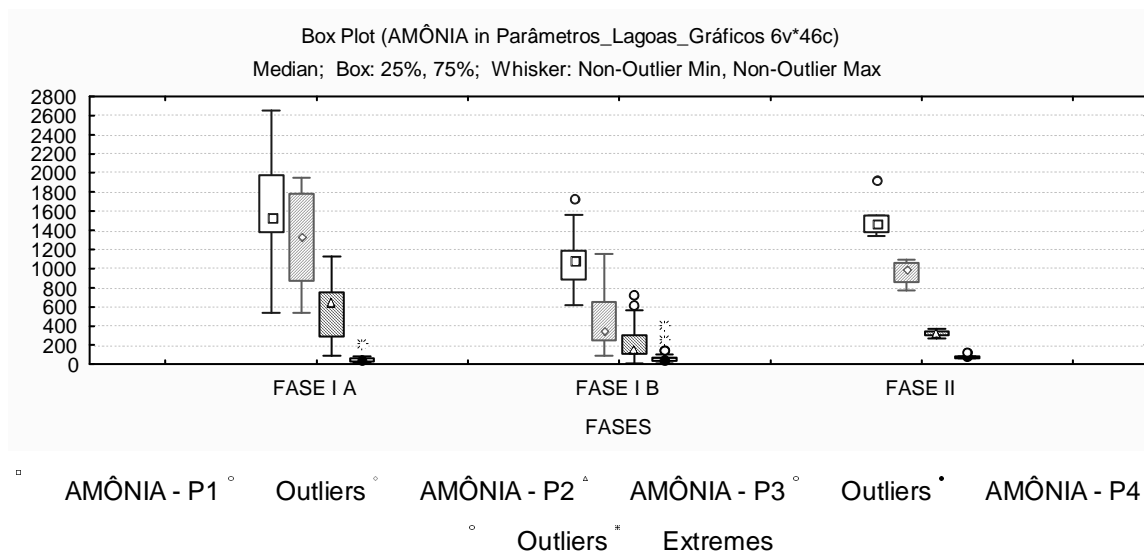


Figura 4.18. Diagrama de caixas para a Amônia nas diferentes fases de monitoramento.

Os elevados valores de amônia obtidos para o efluente bruto (P1) estão em contradição com aqueles apresentados por EL-FADEL et al. (2002) apud GOMES et al. (2006), para os quais, lixiviados de aterros com idade entre 10 e 15 anos possuem concentrações de amônia entre 50 e 200 mg/L.

O processo de volatilização pode ter sido responsável de forma predominante, pela remoção da amônia nas lagoas piloto, chegando a faixas de 75 a 98%, influenciado pelas condições de pH superior a 8,0, em temperaturas do meio líquido entre 22 e 28°C. Segundo PEARSON et al. (1996), a taxa de volatilização depende da concentração de amônia livre e alguns fatores como a temperatura do líquido na lagoa e as condições de mistura. Não foi observada a nitrificação nas lagoas facultativa e de maturação. Os resultados obtidos para o nitrato foram muito baixos (<10 mg.N-NO₃/L).

Estudos de SILVA et al. (1996) e MARA et al. (1997) sugerem que lagoas anaeróbias tratando esgoto doméstico, com tempo de detenção hidráulica - TDH menor que 3 dias, tendem à menor geração de amônia. Entretanto, estes reconhecem que as características dos esgotos brutos podem influenciar mais significativamente. Estes autores sugerem ainda que unidades anaeróbias sejam importantes para a remoção da

amônia em séries de lagoas, pois os mecanismos de volatilização e assimilação são viabilizados nas unidades contendo biomassa de algas.

A remoção de amônia de lixiviados de aterros sanitários é um dos fatores limitantes na escolha do processo de tratamento, como reportado por MORAIS e BERTAZZOLI (2005), que utilizaram um reator eletroquímico (com eletrodos de ADE) para tratar lixiviados provenientes de aterro sanitário antigo. Os autores reportaram remoção de amônia variando de 31 a 100%, porém, devido ao alto custo de operação, indicaram os processos utilizados como complementares ao tratamento biológico, sob a forma de polimento do efluente. Segundo ARAÚJO (2007), ainda existe discordância em relação aos mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, em especial, em lagoas terciárias.

As lagoas não favorecem a remoção do nitrogênio por nitrificação seguida de desnitrificação (REED, 1985). Microorganismos nitrificantes exigem suporte físico para o crescimento, como em filtros aeróbios e solo. Também, é possível que as algas causem a inibição de bactérias nitrificantes (MARA et al. 1992). Outra consideração importante é que a desnitrificação somente é viável em ambiente anóxico. Este não é muito consistente em lagoas, a não ser em pequena fração da coluna líquida. Variações nictemerais também dificultam a estabilidade de qualquer ambiente anóxico na lagoa. (SILVA, 2004)

Estudos sobre a remoção de nitrogênio em várias lagoas na Austrália foram conduzidos por CONSTABLE et al. (1989) e GROSS et al. (1994), os quais concluíram que os mecanismos de nitrificação e desnitrificação são importantes na remoção de nitrogênio em lagoas de maturação. Porém, a população bacteriana que promove a nitrificação é instável e sujeita a ser removida do sistema conforme o regime hidráulico. Além disso, segundo ARAÚJO (2007), a manutenção da população de bactérias depende de níveis ótimos de pH, OD, COT, Clorofila *a*, amônia e baixa toxicidade.

De acordo com AZOV e TREGUBOVA (1995) ocorre inibição do processo de nitrificação quando o pH é maior que 8,5 e OD é menor que 6 mg/L, temperatura abaixo de 15°C e elevada amplitude térmica. Outros estudos concluíram que a volatilização da amônia é a principal via de remoção em lagoas terciárias (REDDY, 1983; SILVA et al., 1995). O processo de volatilização ocorre em temperatura e pH elevados e estas condições ocorrem normalmente próximas da superfície da lagoa. A elevação do pH é causada pela absorção do CO₂ pelas algas durante a fotossíntese. (ARAÚJO, 2007)

4.1.11. FÓSFORO TOTAL

Os valores de entrada (ponto P1) de Fósforo Total foram em média de 40,6 ±17,8 mg/L e na saída do sistema de 7,0 ±6,5mg/L, conforme Tabela 4.1, com reduções ao longo do tratamento, na ordem de 83%, evidenciado pela Figura 4.19 e no diagrama de caixas na Figura 4.20. Esta redução se deu principalmente através de precipitação química, devido ao pH elevado (> 8,0), conforme constatado em trabalhos realizados por PICOT et al. (1992), utilizando sistema de lagoas com esgoto doméstico, e absorção algal nas lagoas facultativa e de maturação.

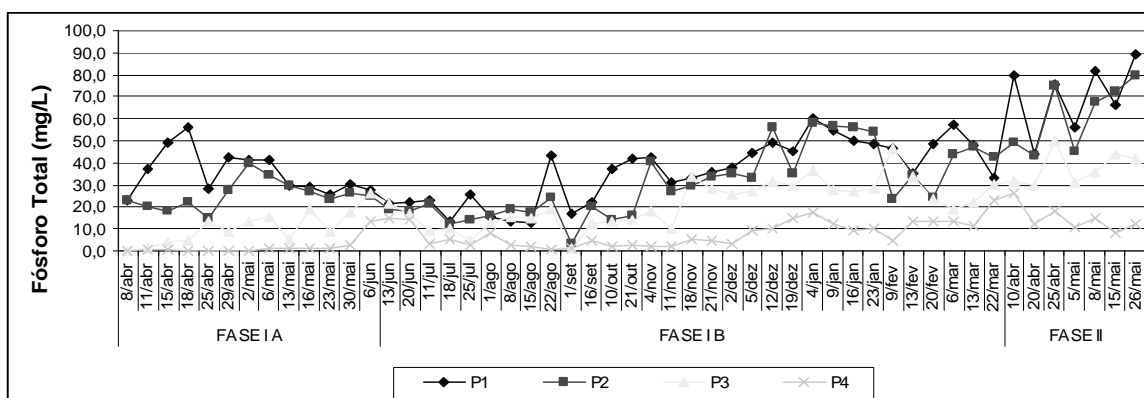


Figura 4.19. Variação do Fósforo Total durante o período de monitoramento.

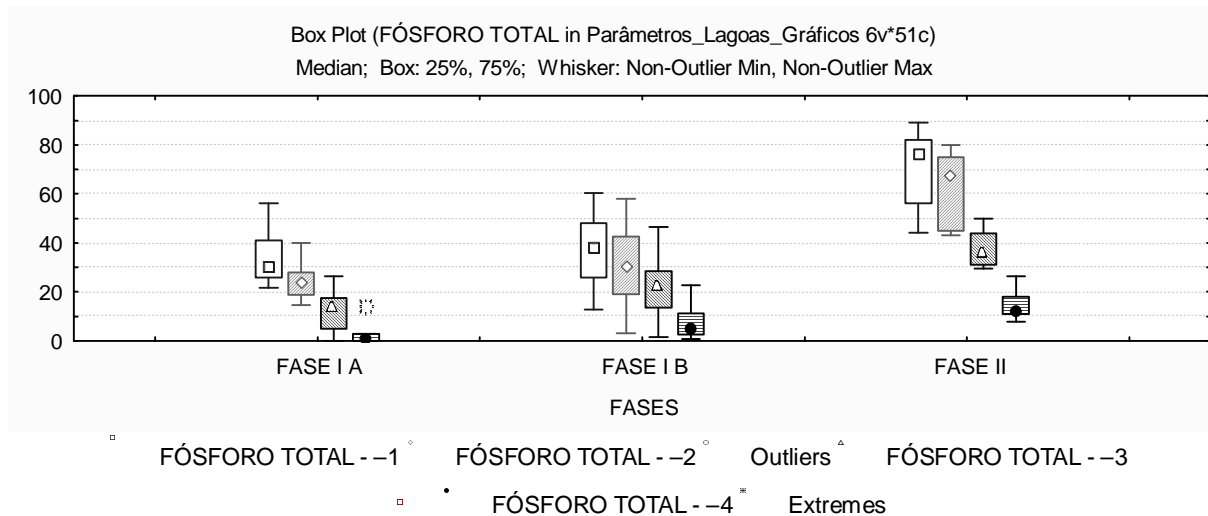


Figura 4.20. Diagrama de caixas do Fósforo Total para as diferentes fases de monitoramento.

Na fase I A e I B (até Março de 2005), a remoção de fósforo total calculada entre os pontos P1 e P4 foi de aproximadamente 95%, a partir de Dezembro de 2005 até o final do experimento (Maio de 2006) a remoção média foi de 80%, evidenciando um bom desempenho do sistema de lagoas na remoção desse parâmetro, embora submetido às variações de carga e fatores ambientais. Observa-se ainda, na Figura 4.19 que a remoção ocorreu principalmente nas lagoas facultativa e de maturação. A liberação do fósforo do sedimento para a fração líquida depende do precipitado formado, do pH e das condições de aerobiose. Em pH alto e anaerobiose existem condições para a dissolução do fosfato, mineralização do fósforo orgânico e simples difusão do fosfato (REED et al., 1988 apud MAYNARD et al., 1999).

LIMA et al. (2001) estudaram o fracionamento do fósforo em suspensão em uma lagoa facultativa primária com chicanas, tratando esgoto doméstico, verificando que as formas inorgânica e orgânica de fósforo representaram, respectivamente, em torno de 52 e 48% do fósforo total presente no material sedimentável da lagoa; os valores de pH situaram-se na faixa neutra, favorecendo a predominância da fração de fósforo ligado a ferro e alumínio sobre as demais formas de fósforo inorgânico, e a fração de fósforo ligado ao cálcio representou 30% do fósforo inorgânico total, mesmo sob condições

desfavoráveis (pH neutro).

Com o decorrer da estabilização dos resíduos de aterro há uma progressiva diminuição da concentração de fósforo nos lixiviados (CASTILHOS, 1993). Os fosfatos agem como agentes de tamponamento alcalino do meio anaeróbico, sendo contribuintes para a alcalinidade potencial do mesmo (FLECK, 2003).

4.1.12. POTENCIAL REDOX

Para o parâmetro potencial redox, os valores médios encontrados, conforme a Tabela 4.1 foram: $78 \pm 135,5\text{mV}$, $78 \pm 5,3\text{mV}$, $83 \pm 15,3\text{mV}$ e $95 \pm 23,5\text{mV}$, para os pontos P1, P2, P3 e P4 respectivamente. O potencial redox ou de oxi-redução de um meio caracteriza sua capacidade de oxidação ou redução, que está relacionada aos compostos e íons existentes no meio, sendo que os mais influentes na variação deste parâmetro, segundo FLECK (2003) são o oxigênio, o ferro, o enxofre e alguns sistemas orgânicos presentes no lixiviado. A Figura 4.21 apresenta um diagrama de caixas (*box-plot*) para as diferentes fases do estudo.

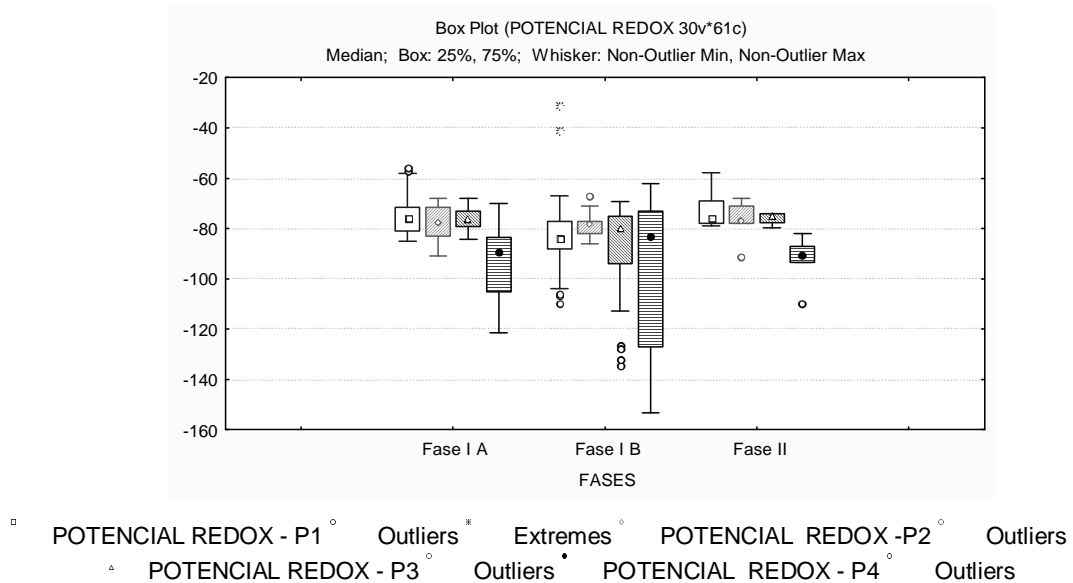


Figura 4.21. Diagrama de caixas do Potencial Redox para as diferentes fases de monitoramento.

Durante todo o período de monitoramento, os valores apresentaram-se sempre negativos, embora, na segunda fase, quando houve adição de ácido sulfúrico no efluente bruto, por alguns instantes, o seu valor ficou positivo. Alguns autores afirmam que o gás sulfídrico e os sulfetos são compostos que conferem apreciável capacidade redutora ao meio. De acordo com LIMA (1995) e FLECK (2003), na fase anaeróbia os valores deste parâmetro variará entre -600 e -300 mV, caracterizando o desenvolvimento dos organismos anaeróbios. A transição entre os dois estágios torna-se possível pela existência dos organismos facultativos.

VIEIRA e SOUZA (1981) indicam que meios em que se desenvolvem processos anaeróbios estáveis apresentam potencial redox da ordem de -500 mV, enquanto que valores de cerca de -300 mV indicam desequilíbrio e predominância da fase ácida.

4.2. VARIABILIDADE CARGAS

Devido ao armazenamento do lixiviado e entrada progressiva no sistema de lagoas, este foi submetido a cargas variáveis em termos de DQO e de N-NH₃ ao longo do período experimental.

A Tabela 4.2 apresenta os valores médios das cargas aplicadas no sistema em termos de DQO. Para a lagoa anaeróbia, em média, foram aplicados 185,59 ±76,74 gDQO/m³.dia de carga orgânica volumétrica, enquanto que as cargas orgânicas superficiais aplicadas foram de 105,81 ±44,92 kgDQO/ha.dia e 63,93 ±31,23 kgDQO/ha.dia para a lagoa facultativa e de maturação, respectivamente. De modo geral, os índices de remoção para o sistema como um todo, ficou na faixa de 77%.

Tabela 4.2. Valores Médios das Cargas Aplicadas de DQO no Sistema de Lagoas de Estabilização.

Cargas de DQO	Lagoa Anaeróbia (gDQO/m ³ .dia)	Lagoa Facultativa (kgDQO/ha.dia)	Lagoa de Maturação (kgDQO/ha.dia)
Aplicada	185,59 ±76,74	105,81 ±44,92	63,93 ±31,23
Mínimo	73,27	36,70	2,67
Máximo	451,87	252,30	140,8
Removida	42,36 ±47,91	41,84 ±39,59	32,46 ±28,61

A partir dos resultados obtidos, pode-se comparar com outros sistemas de tratamento de efluentes. Como por exemplo, MEDRI (1997) estudou um sistema de lagoas, em escala semi-real, formado por duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapés tratando dejetos de suínos. Os resultados mostraram que na primeira lagoa anaeróbia (TRH de 35 dias), a carga volumétrica média foi de 433 gDQO/m³.d. O tratamento secundário foi realizado na lagoa facultativa (TRH de 24 dias), recebendo carga de 294 kgDBO₅/ha.dia, efetuou remoção de 50% para DBO₅ e DQO, 34% de sólidos totais, 59% de nitrogênio total e 30% de fósforo total. Já a lagoa de aguapés, utilizando um TRH de 20 dias, funcionou como tratamento

secundário/terciário, removendo 58% da DQO remanescente, 47% de sólidos totais, 59% de nitrogênio total e 54% de fósforo total. Com TRH total de 124,3 dias, o sistema efetuou remoção média de 98% de DQO.

A Figura 4.22 apresenta os resultados obtidos para as cargas de amônia, onde a remoção média foi de 94,3% da carga volumétrica aplicada média de $93,40 \pm 31,10 \text{ gN-NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ para a lagoa anaeróbia, $38,70 \pm 26,01 \text{ gN-NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ pra a lagoa facultativa e $17,10 \pm 13,64 \text{ gN-NH}_3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ para a lagoa de maturação, conforme visto na Tabela 4.3. No geral, as cargas aplicadas na entrada do sistema foram elevadas, podendo-se comparar com sistema de lagoas que recebem despejos industriais e agropecuários (dejetos suínos), como os reportados por ARAUJO (2007).

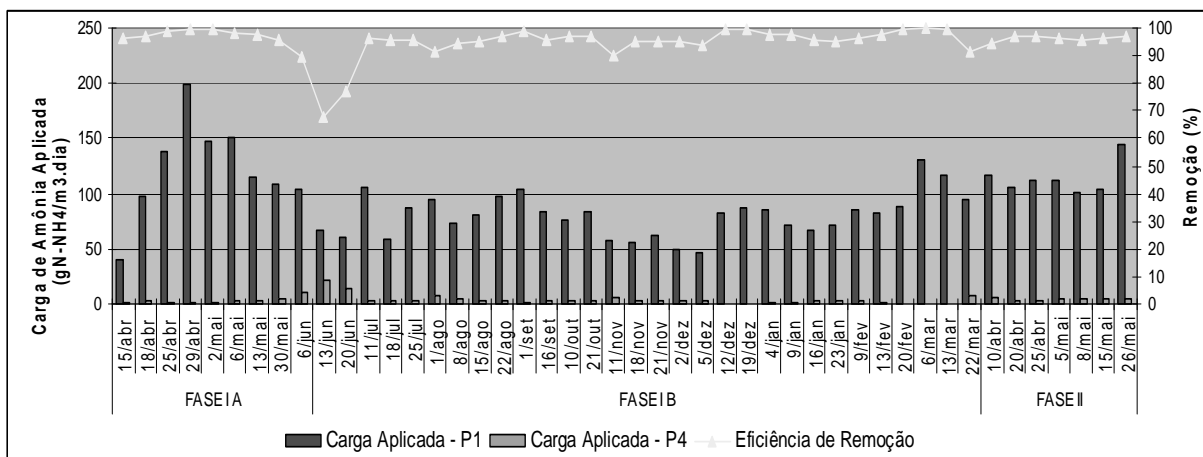


Figura 4.22. Eficiência de remoção de N-NH₃ em relação às Cargas Volumétricas Aplicadas.

Tabela 4.3. Valores Médios das Cargas Aplicadas de N-NH₃ no Sistema de Lagoas de Estabilização.

Cargas de N- NH ₃	Lagoa Anaeróbia (g N-NH ₃ /m ³ .dia)	Lagoa Facultativa (kgN-NH ₃ /ha.dia)	Lagoa de Maturação (kgN-NH ₃ /ha.dia)
Aplicada	93,40 ±31,10	38,70 ±26,01	17,10 ±13,64
Mínimo	40,50	4,75	0,51
Máximo	198,90	106,52	61,58
Removida	40,10 ±28,23	36,20 ±26,10	13,2 ±12,10

As remoções na concentração de amônia foram altas, superiores à 94% se compararmos os dados de entrada com o afluente bruto e o da saída da lagoa de maturação, pontos P1 e P4, respectivamente. O motivo pode estar ligado ao processo de volatilização, favorecido pelo elevado pH do afluente bruto e também os do sistema de lagoas (> 8,5). Contudo, não foi observada a nitrificação nas lagoas facultativa e de maturação, embora o ambiente fosse aeróbio, os resultados obtidos para o nitrato foram muito baixos (<10 mg/L).

CAVALCANTI et al. (2001) apud BASTOS et al, (2007), indicam que para que haja um desprendimento significativo de amônia, o pH deve ser superior a 8 e que quando a profundidade da lagoa é maior que 1 m a remoção de nitrogênio não ocorre.

Pesquisadores como REED (1985) e MARA et al. (1992), argumentam que num sistema de lagoas de estabilização, há condicionantes que não favorecem a remoção do nitrogênio por nitrificação seguida de desnitrificação. Microorganismos nitrificantes exigem suporte físico para o crescimento, como em filtros aeróbios e solo. Outro ponto abordado é que, há a possibilidade de que as algas causem a inibição de bactérias nitrificantes. Uma outra consideração importante é feita por DA SILVA (2004) e SOARES (1996), lembrando que a desnitrificação somente é viável em ambiente anóxico, e que este, não é muito consistente em lagoas, a não ser em pequena fração da coluna líquida. Variações nictemerais também poderiam dificultar a estabilidade de

qualquer ambiente anóxico na lagoa.

Há, entretanto, estudos que afirmam a assimilação-sedimentação seguida da nitrificação-desnitrificação são mecanismos consistentes na remoção de nitrogênio (SENZYA et al., 1999, DA SILVA, 2004). O mecanismo de volatilização da amônia ocorre principalmente em lagoas facultativas e de maturação, onde o elevado pH permite a desprotonação do amônio (NH_4^+) para o gás amônia (NH_3), que em seguida é transferido à atmosfera. Temperaturas mais altas determinam maior taxa de volatilização (ERICKSON, 1985). Assim, este é um importante processo em regiões de clima tropical (SOARES, 1996). A mistura e a turbulência da água resultantes da ação do vento são importantes na retirada do gás amônia (HARGREAVES, 1998; DA SILVA, 2004).

Segundo CLEMENT e MERLIN (1995) apud MORAIS (2005), um efluente que apresenta nitrogênio amoniacal em concentrações de 500 a 1000 mg L⁻¹, juntamente com valores de DQO acima de 2000 mg L⁻¹ e alta alcalinidade, é considerado como de difícil tratamento por processo biológico, principalmente devido à alta toxicidade do nitrogênio.

Teores de nitrogênio amoniacal acima de 1.500 mg/L também podem inibir os processos de tratamento biológicos anaeróbios. Dependendo do pH, o N-Amoniacal pode causar inibição em processos aeróbios como a nitrificação (SILVA et al., 2007)

A amônia livre (NH_3) dissolvida na água pode ser tóxica aos peixes, mesmo em baixas concentrações. Segundo SEIFFERT (2000) apud SILVA (2002) a USEPA – Agência Americana de Proteção Ambiental estabelece um limite de 0,02 ppm de N na forma de NH_3 em águas, para proteção da vida aquática.

Para estimar a remoção de amônia num sistema de lagoas de estabilização, PANO e MIDDLEBROOKS (1982) desenvolveram um modelo, considerando temperaturas entre 21 e 25 °C e mistura completa, sendo função do pH e do

carregamento hidráulico. O modelo matemático é descrito de acordo com a seguinte equação:

$$C_e = C_i / [1 + 5,035 \times 10^{-3} (A/Q) \exp(1.540 (\text{pH} - 6.6))]]$$

Onde:

C_e e C_i : concentração de amônia no efluente e influente (mg/L),

A : é a área da lagoa (m^2) e

Q : vazão (m^3/d).

Utilizando-se essa equação, com os dados da pesquisa, com o objetivo de testar o modelo proposto pelos pesquisadores, tem-se a seguinte situação, conforme Figura 4.23.

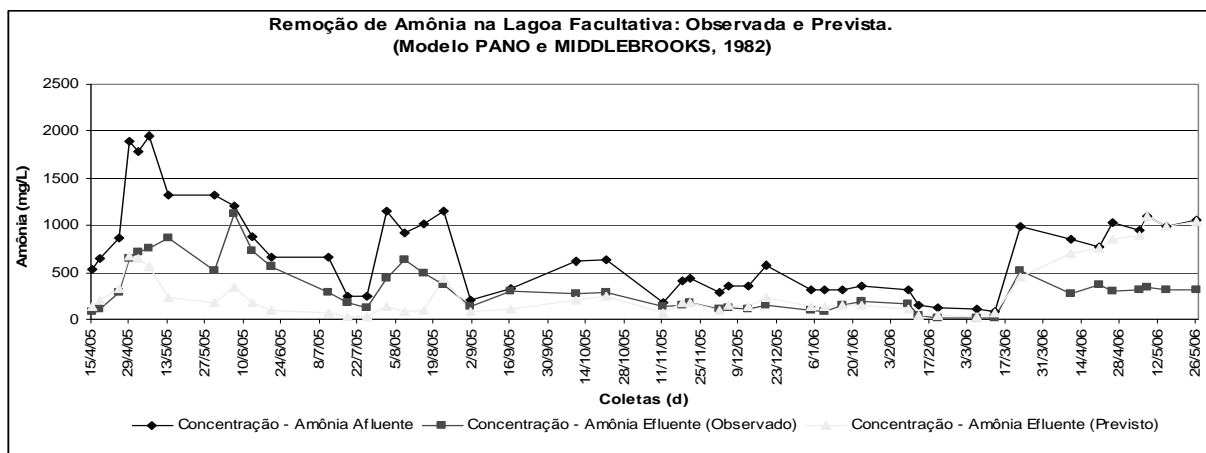


Figura 4.23. Eficiência de Remoção de N-NH_3 na Lagoa Facultativa em Relação às Concentrações de Entrada.

A partir da Figura 4.23 pode-se verificar que, o modelo que fora proposto por PANO e MIDDLEBROOKS (1982), em vários momentos esteve bem próximo da situação real, principalmente se os valores médios de entrada do afluente forem considerados. Para uma concentração média de amônia total de $711 \pm 477 \text{mg/L}$ e pH de $8,31 \pm 1,14$, o modelo apresenta como valor a ser conseguido na saída da lagoa

facultativa como sendo 311 mg/L, ou seja, uma remoção na ordem de 56%. Nos dados reais, os valores médios obtidos pelo monitoramento que foi de 313 ±250 mg/L, com remoção de 56%. Houve oscilações nos valores de entrada, o que é perceptível na Figura 4.23, mas na média, o modelo foi suficiente para se estimar a remoção de amônia na lagoa facultativa.

Quanto aos aspectos ligados a Legislação, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, através da Resolução N. 357, de 17 de Março de 2005, classificou as águas do Território Nacional em função dos sais dissolvidos conforme: doces (salinidade ≤ 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05 e 3%) e salinas (salinidade > 3%). Cinco classes para as águas doces foram definidas de acordo os usos preponderantes. Estabeleceu-se o nível de qualidade a ser mantido nos corpos de água, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes, respeitando os limites estabelecidos apresentados. No que concerne aos compostos amoniacais a Tabela 4.4 apresenta os valores limites.

Tabela 4.4. Teores limites para os compostos amoniacais segundo a Resolução N. 357, de 17 de Março de 2005 do CONAMA.

Tipo de água	Classe	Parâmetro	Limite
Doce	Especial	Virtualmente ausente	-
	1 e 2	Nitrogênio Amoniacal Total	3,7 mg/L, para pH ≤ 7,5
			2,0 mg/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0
			1,0 mg/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5
			0,5 mg/L, para pH > 8,5
3	Nitrogênio Amoniacal Total	13,3 mg/L, para pH ≤ 7,5	
		5,6 mg/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0	
		2,2 mg/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5	
4	Limite não-fixado	1,0 mg/L, para pH 8,5>	
Efluentes	Artigo 24	Nitrogênio Amoniacal Total	20 mg/L

CHERNICHARO (2000) salienta que, o limite para N-amoniacal de efluentes não tem sido normalmente considerado, por vários órgãos estaduais de controle de

ambiental, como parâmetro para efluente. Porém, para o corpo receptor, os limites das diferentes formas de nitrogênio devem ser obedecidos, quando então se pode requerer a nitrificação dos efluentes ou até a nitrificação e desnitrificação para a remoção de nitrogênio.

CLÉMENT et al. (1995) apud MÁXIMO (2007) relatam em pesquisas realizadas por diversos autores em 89 amostras de lixiviado, nas quais, constataram que o nível de amônia em torno de 400 mg/L é considerado tóxico, confirmando também, que, parâmetros como alcalinidade, condutividade e a amônia contribuem para o aumento da toxicidade deste efluente. A partir dessa constatação, os autores sugerem que, deverão ser controlados tanto o pH como a alcalinidade deste efluente, antes do seu lançamento no corpo receptor, para não criar condições favoráveis para o surgimento de amônia na forma tóxica, pois a alcalinidade e o pH afetam o equilíbrio da amônia (ionizada ou não).

ZIMMO (2003) apud MIWA et al. (2007) investigou a dinâmica das formas nitrogenadas e o efeito das variáveis pH e oxigênio dissolvido em experimentos (incubações em batelada) simulando lagoas de estabilização com organismos fitoplanctônicos e macrófitas aquáticas. Várias rotas de remoção foram propostas, incluindo a assimilação pelos organismos fitoplanctônicos e sedimentação. No entanto, os autores chamaram a atenção para a dificuldade no entendimento dos processos de transformação e fluxo do nitrogênio nos dois tipos de sistema, apesar de reconhecerem a influência do pH e do oxigênio dissolvido na volatilização da amônia, nitrificação e desnitrificação, assimilação pelos organismos fitoplanctônicos e incorporação na biomassa das macrófitas aquáticas.

Além da questão da toxicidade, o controle do lançamento de efluentes contendo amônia pode minimizar os riscos da ocorrência de eutrofização (SILVA, 2002).

RODRIGUES (2007) ainda lembra que a *Lei dos Crimes Ambientais* (Lei Federal N. 9.605/88) define que é crime “causar poluição de qualquer natureza em níveis tais

que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora” e impõe pena de 1 a 5 anos de reclusão e multa se o crime ocorrer em decorrência de lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em desacordo com exigências legais.

Assim, mesmo com as boas remoções para este parâmetro, comparando-se o sistema como um todo, residiria ainda, a necessidade de otimização do mesmo, uma vez que, os valores conseguidos para amônia e outros parâmetros de qualidade ambiental, são ligeiramente superiores aos teores limites fixados pela Legislação.

4.3. BALANÇO DE SÓLIDOS

Na Figura 4.24 e 4.25 são apresentadas as porcentagens de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos, para o efluente bruto, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e de maturação, durante a Fase I B (compreendendo as quatro primeiras médias) e Fase II, compreendendo as duas últimas médias. Percebe-se, pela característica do efluente estudado, a grande quantidade de sólidos dissolvidos, com valores superiores a 90% em relação aos sólidos suspensos.

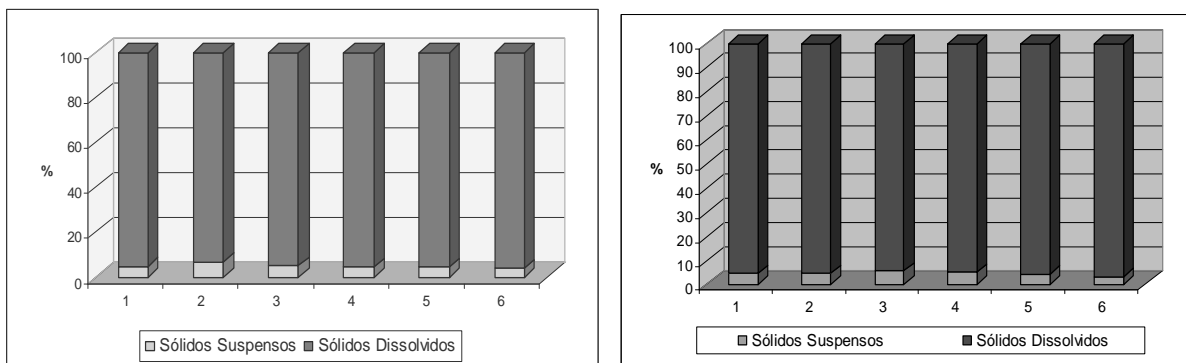


Figura 4.24. Balanço de sólidos (SDT x SST) para os pontos P1 e P2, respectivamente.

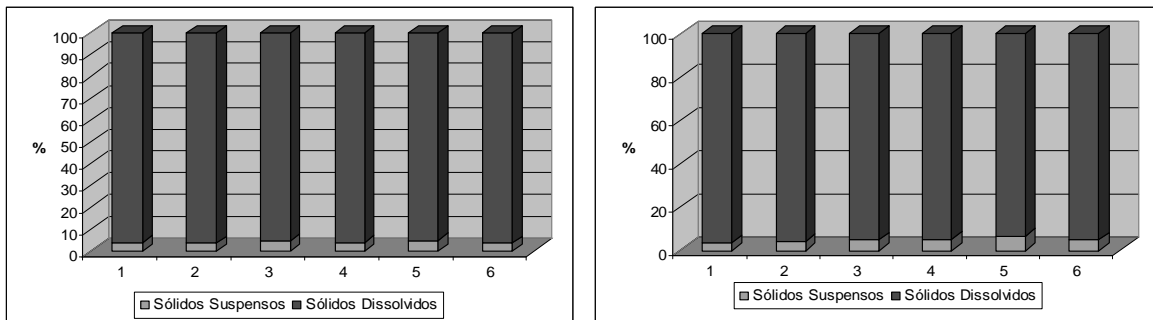


Figura 4.25. Balanço de sólidos (SDT x SST) para os pontos P3 e P4, respectivamente.

No trabalho de ARAUJO (2007) também houve a predominância de sólidos dissolvidos na lagoa facultativa aerada e de maturação e em todos os períodos de monitoramento (SD = 50 – 80% ST), caracterizado pela grande quantidade de sais (cloretos, fosfatos, amônia) nos despejos de suínos. A autora observou que, a quantidade de sólidos voláteis nas lagoas (SV = 43 a 57% ST) esteve relacionada com a presença predominante de algas, observando-se correlação forte e positiva entre sólidos suspensos e Clorofila *a*. Por outro lado, ULOTH e MAVINIC (1977), em seus trabalhos, verificaram que a alta concentração de sólidos suspensos voláteis facilitou a sedimentação de uma grande parte da DQO e redução de alguns metais presentes no lixiviado.

Os sólidos suspensos sofrem grande contribuição das algas, sendo necessário o controle das mesmas, para que o efluente final não prejudique o corpo receptor através do consumo de oxigênio. De acordo com ARAÚJO (2007), os sólidos suspensos podem ser utilizados como indicadores da densidade algal em lagoas de estabilização, servindo como uma ferramenta de controle para avaliação das condições de operação de uma estação de tratamento de efluentes.

Para despejos domésticos, LUDUVICE et al. (2001) encontraram uma formulação matemática para se estimar a biomassa algal a partir de simples análises de sólidos suspensos, permitindo sua utilização diretamente em efluentes de lagoas com alta densidade de algas, como as lagoas de alta taxa, ou efluentes submetidos a pós-

tratamento para remoção de sólidos suspensos.

BRAILE (1979) apud (ROCHA, 2005) afirma que é possível acompanhar o tratamento biológico de efluentes domésticos em suas várias etapas e a eficiência através das concentrações de sólidos suspensos voláteis e fixos. De forma geral, ocorreu variabilidade nas concentrações de sólidos suspensos, tanto voláteis (SSV) quanto fixos (SSF), em todo o sistema, indicando que o aterro possui características mais relevantes de um aterro velho.

4.4. ESTRATIFICAÇÃO E SAZONALIDADE

Na Tabela 4.5 e Figura 4.28 estão os dados climatológicos para o período estudado, apresentando médias mensais próprias para as estações do ano:

Tabela 4.5. Dados climatológicos para a Grande Florianópolis.

Meses	Chuva (mm)	Neb. (N/10)	Temp. Mín. (°C)	Temp. Méd. (°C)	Temp. Máx. (°C)	Radiação Solar Global (W/m ²)	Vel. Vento (m/s)
Março/05	133,5	6,1	17,9	24,76	34	24.372	3,4
Abril	164,3	6,7	14,5	23,06	33	21.571	3,0
Maio	202	5,0	9,1	20,4	29,8	21.256	2,3
Junho	31,2	6,0	7,7	20,04	28	25.151	2,4
Julho	76	4,3	5,1	16,82	32	28.253	2,5
Agosto	192,4	5,4	8,5	18,51	35	26.777	3,4
Setembro	279,5	8,1	7,5	17,22	26,2	23.636	3,3
Outubro	201,6	8,0	14,5	20,4	30,4	17.752	3,9
Novembro	89	6,3	12,9	22,17	30,9	24.189	4,0
Dezembro	102,2	6,7	14,5	23,23	30	23.324	4,2
Janeiro/06	175	6,5	19,3	25,89	32	23.729	3,7
Fevereiro	170,8	6,9	18,4	25,13	32,6	22.840	3,7
Março	67,8	6,2	16,6	25,44	35,6	27.945	3,7
Abril	68,1	6,1	12,8	21,84	30,4	29.915	3,0
Maio	49,2	6,1	9,6	17,82	26,8	30.030	2,7

Fonte: EPAGRI (2007); LABSOLAR (2007)

Os dados de radiação solar foram obtidos junto ao LABSOLAR – Laboratório de Energia Solar – UFSC, que integra, desde 1994, a rede de estações de superfície BSRN – Baseline Surface Radiation Network, organizada com apoio da WMO – World Meteorological Organization. Os dados são para Estação de Superfície da cidade de Florianópolis, a 27°28'S de latitude, 48°29'O de longitude, e altitude de 15m. (KRATZENBERG et al., 2003; ECHER et al., 2007) e podem ser visualizados na Figura 4.26.

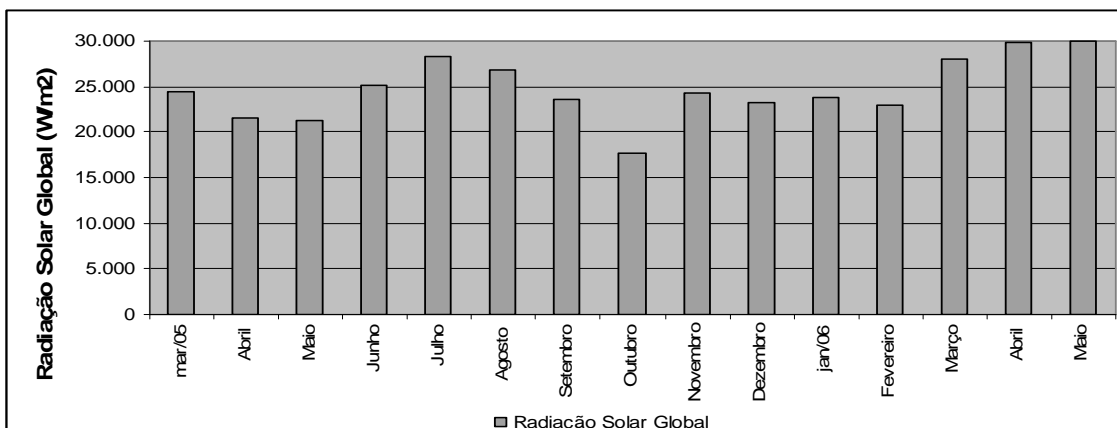


Figura 4.26. Dados climatológicos para a Grande Florianópolis. Fonte: LABSOLAR (2007)

Quanto aos demais dados meteorológicos, estes foram coletados junto à EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, para a Estação Meteorológica de São José (Grande Florianópolis) a 27°35' S de latitude, 48°34' O de Longitude, e altitude de 2 m.

De modo geral, o Município de Florianópolis, que está localizado entre os paralelos de 27°50' S e 48°25' O, apresenta características climáticas inerentes ao litoral sul brasileiro. As estações do ano são bem caracterizadas, verão e inverno bem definidos, sendo o outono e primavera de características semelhantes (SANTA CATARINA, 2006; VIANELLO e ALVES, 1991).

As séries históricas (30 anos) mostram que a precipitação é bastante significativa e bem distribuída durante o ano. Elevadas precipitações ocorrem de janeiro a março, com média de 160 mm mensais, sendo que de abril a dezembro há pouca variação, com uma média em torno de 100 mm mensais. Os valores mais baixos ocorrem de junho a agosto. A média das máximas do mês mais quente varia de 28 a 31°C e a média das mínimas do mês mais frio, de 7,5 a 12°C (SANTA CATARINA, 2006)

Num sistema de lagoas de estabilização, a ação dos ventos é útil quando promove a homogeneização da massa líquida, levando o oxigênio da superfície às camadas mais profundas, fazendo com que os microrganismos se dispersem por toda a extensão das lagoas (MENDONÇA, 2000; ARAÚJO, 2007). Os ventos auxiliam a movimentação das algas desprovidas de movimento próprio, como a *Chlorella*, alga verde encontrada na lagoa facultativa e de maturação durante a pesquisa. O vento pode contribuir para a transferência e difusão de oxigênio para a massa líquida, como pode ser visto na Figura 4.27 com a variação de OD nas diferentes estações do ano. Os dados foram plotados segundo as notações: Fase I A, envolvendo as estações Verão-Outono-Inverno de 2005; Fase I B, referentes às estações Primavera-Verão, e Fase II, Outono de 2006. As medições foram realizadas a partir das 9h00 da manhã.

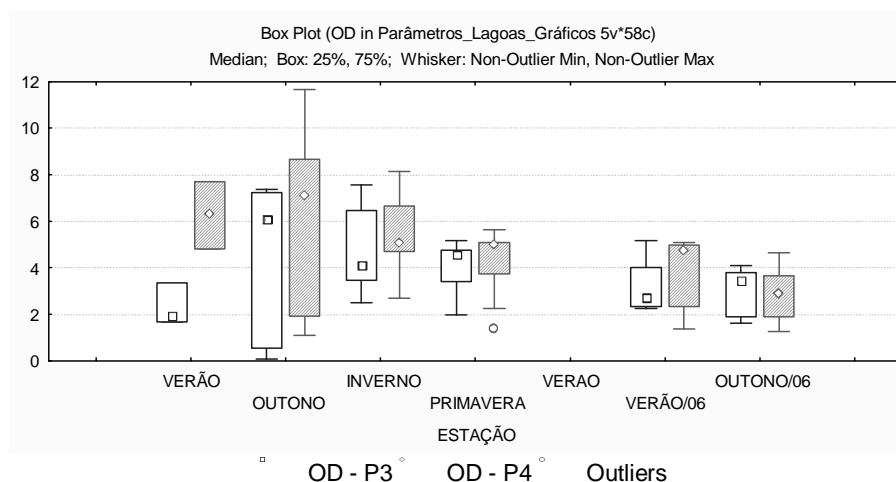


Figura 4.27. Variações de OD nas diferentes estações do ano.

A partir da Figura 4.28, na lagoa facultativa, durante a Fase I A, os valores de OD, em média foram de 5 mg/L, 4 mg/L e 3,7 mg/L, para as profundidades 10, 50 e 80cm, respectivamente. Na Fase I B, os valores foram: 4 mg/L, 3,6 mg/L e 3,4 mg/L para as profundidades 10, 50 e 80 cm, respectivamente. Na última fase, envolvendo os meses de Abril e Maio de 2006 (Outono), os valores foram os mais baixos observados; 3,2 mg/L, 2,7 mg/L e 2,1 mg/L, respectivamente para as profundidades 10, 50 e 80 cm.

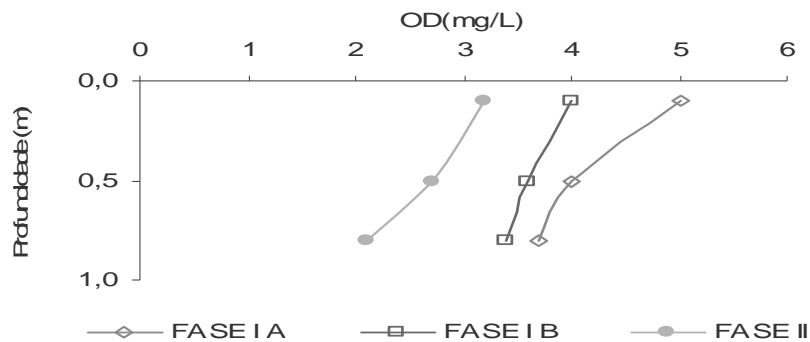


Figura 4.28. Perfil de estratificação de OD nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P3.

De modo geral, ficou bem definida a estratificação na lagoa facultativa, com os maiores valores na superfície ou próximo dela, local de alta produção de oxigênio, e onde de acordo com VON SPERLING (2002), devido à necessidade de energia luminosa, nela é encontrada maior quantidade de algas. Em contrapartida, à medida que se aprofunda na lagoa, a energia luminosa diminui, reduzindo em decorrência, a concentração de algas, e conseqüentemente, a produção de oxigênio.

Esta mesma estratificação pode ser observada na lagoa de maturação, durante as diferentes fases, onde os valores de OD mostraram-se superiores aos encontrados na lagoa facultativa. De acordo com a Figura 4.29, durante a Fase I A, os valores médios encontrados na superfície foram de 6,0 mg/L, enquanto que, nas profundidades de 50 e 80 cm, os valores foram de 5,8 e 5,1 mg/L. Na Fase I B, os valores decresceram para todos os pontos de coleta, em média 1,7 mg/L se comparados com a Fase I A. Na última fase, os valores médios foram menores ainda, apresentando para as profundidades de 10, 50 e 80 cm: 3,8mg/L, 3,1 mg/L e 1,9 mg/L respectivamente.

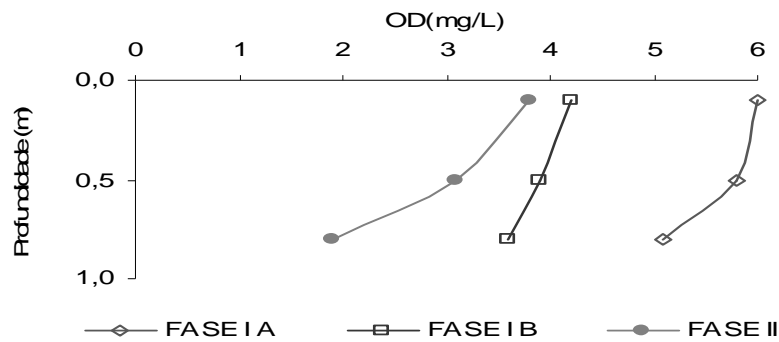


Figura 4.29. Perfil de estratificação de OD nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P4.

Também houve estratificação para o parâmetro pH nas diferentes fases do experimento e também nas diferentes estações do ano. Na lagoa facultativa, durante a primeira fase, os valores estavam superiores a 8,7 para todas as profundidades. Nas fases posteriores, houve um decréscimo em todos os pontos de coleta, e os valores foram de: 8,6 para a profundidade de 10 cm; 8,5 para a profundidade de 50 cm e 8,4 para 80 cm. Na Fase II, os valores situaram-se na faixa de 7,5 e 8,1, evidenciando estratificação, conforme Figura 4.30.

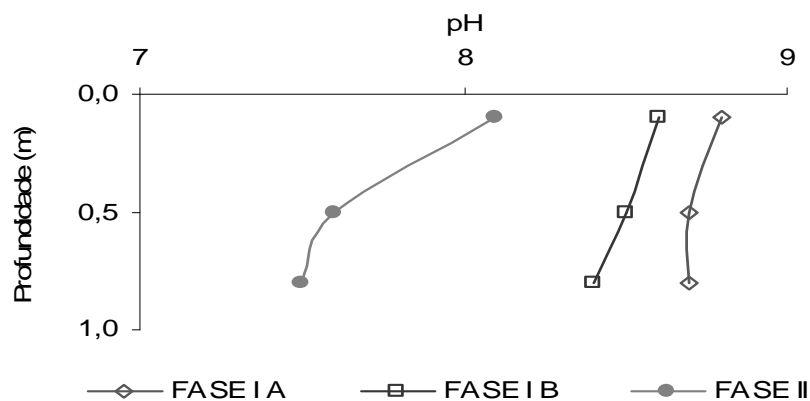


Figura 4.30. Perfil de estratificação de pH nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P3.

Para a lagoa de maturação, os valores de pH para as duas primeiras fases

ficaram bem próximos um dos outros, elevados e básicos, sem mudança acentuada, como se percebe na Figura 4.31, onde a faixa de pH situou-se entre 8,6 e 9,0. Na última fase, onde o pH de entrada foi ajustado para valores entre 6,5 e 7, houve reflexo na última unidade, onde o pH no fundo da lagoa esteve próximo da neutralidade.

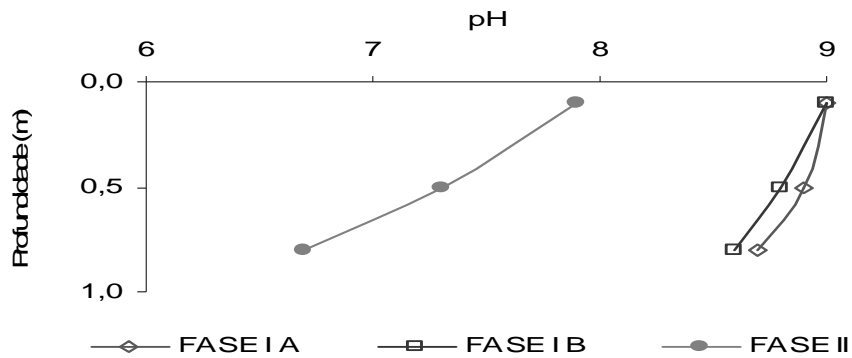


Figura 4.31. Perfil de estratificação de pH nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P4.

Houve estratificação térmica nas lagoas, o que pode ser observado nas Figuras 4.32 e 4.33. Na lagoa facultativa, os valores estiveram na faixa de 22 a 24°C para a Fase I A, onde foram contabilizadas as baixas temperaturas de inverno. Na Fase II B, referindo-se às estações de primavera e verão, os valores mostraram-se superiores, ficando acima dos 25°C, sempre superiores na profundidade de 10 cm. Na última fase, os valores foram para as profundidades de 10, 50 e 80 cm foram de 24,4°C, 23,4°C e 23,1°C respectivamente.

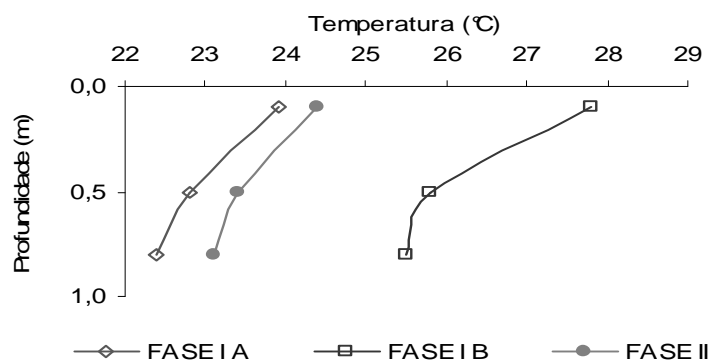


Figura 4.32. Perfil de estratificação da temperatura nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P3.

Referindo-se à lagoa de maturação, os valores mostraram-se menores do que a lagoa facultativa, conforme visto na Figura 4.33, mas preservando a estratificação da mesma, com valores superiores na superfície e menores no fundo da lagoa. Como na lagoa facultativa, os maiores valores estiveram relacionados ao período referente ao verão e a primavera, com temperaturas do meio líquido acima de 24°C (Fase I B). No Outono de 2006 (Fase II), os valores para o meio líquido foram de 23,4°C para a profundidade de 10 cm, 22,1°C para a profundidade de 50 cm e 21,7°C para o fundo da lagoa (80 cm)

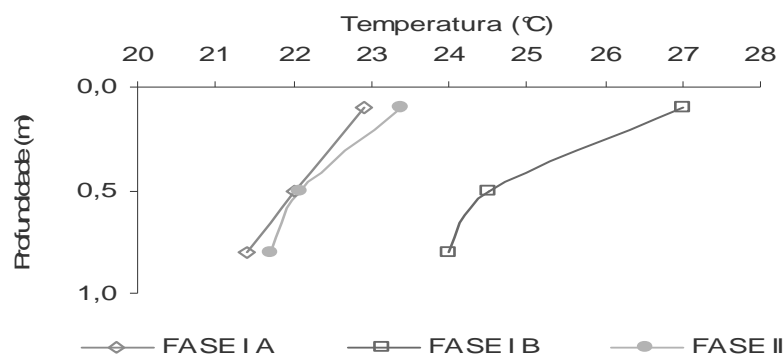


Figura 4.33. Perfil de estratificação da temperatura nas diferentes fases de monitoramento para o ponto P4.

De modo geral, observou-se estratificação nas lagoas facultativa e de maturação nas diferentes fases, influenciada pelas estações do ano. No período de outono (Fase II), as duas lagoas apresentaram as maiores estratificações verticais. Nesta fase foram registrados baixos valores de velocidade do vento, chuva e temperatura média, e os maiores valores de radiação solar (Tabela 4.5). Segundo KELLNER e PIRES (2002), a coluna de água das lagoas de estabilização é considerada estratificada quando há gradientes de 0,6°C por metro, em regiões tropicais, valor inferior ao encontrado durante a avaliação de estratificação das lagoas facultativa (gradiente médio de 1,7°C) e de maturação (gradiente médio de 2,1°C). ARCEIVALA (1983) esclarece que a estratificação térmica, como vista nesta pesquisa, é normalmente observada em lagoas mais profundas. Entretanto, lagoas de estabilização com pouca profundidade e alta

turbidez fornecem condições favoráveis para a ocorrência do fenômeno, principalmente durante o verão.

As variações dos fatores meteorológicos provocam flutuações sazonais e diurnas nas variáveis de qualidade do efluente, como temperatura, pH e OD. A oxigenação fotossintética, a qual é essencial para a oxidação da matéria orgânica, varia diariamente com a intensidade luminosa, com os picos ocorrendo entre 13h00 e 15h00 nos trópicos, sendo comum encontrar supersaturação de oxigênio dissolvido entre 300 e 400% na superfície de lagoas de estabilização ricas em algas nas tardes quentes. (PICOT et al., 1992)

Segundo SOLER et al. (1991) apud ARAÚJO (2007), altas temperaturas próximas à superfície da coluna d'água e a presença de termociclo, o qual dificulta a mistura entre o fundo da lagoa e a superfície resulta normalmente em variações bioquímicas, de variáveis como o fitoplâncton, oxigênio dissolvido, temperatura e pH, conforme a profundidade. A temperatura e a limitação de luz no crescimento fitoplanctônico são fatores particularmente importantes quando existe bom suprimento de nutrientes, como é o caso em lagoas de estabilização (CHU e SOONG, 1997; TORRES et al., 2000; ARAÚJO, 2007)

4.5. VARIAÇÃO NICTEMERAL

As Figuras 4.34 a 4.73 apresentam a variação horária dos parâmetros monitorados durante as coletas nictemerais nas lagoas facultativa e de maturação para as datas 07 – 08 de Setembro de 2005 (inverno) e 13 – 14 de Março de 2006 (verão). As amostras foram coletadas a cada 4 horas, sendo a primeira às 8h00 da manhã e a última às 8h00 do dia seguinte fechando o ciclo diário de amostragem. Seguiram-se os mesmos pontos de coleta convencional: superfície (10 cm), meio (50 cm) e fundo (80 cm).

4.5.1. LAGOA FACULTATIVA – ESTAÇÃO: INVERNO (07 – 08 DE SETEMBRO DE 2005)

Na Figura 4.34, nota-se que, a 10 cm, os valores de pH foram os mais elevados em todos os horários, entre 6,5 a 7,3. Para os pontos meio e fundo, observa-se uma diminuição nos valores deste parâmetro nas coletas efetuadas a partir das 0h00, pH igual a 5,1 (50 cm) e 5,9 (80 cm). Para o OD, a 10 cm os valores foram mais elevados do que em outros pontos em todos os horários, com valores entre 6 e 7 mg/L e com pico de 10 mg/L, conforme Figura 4.35. Nas profundidades de 50 e 80 cm, os valores foram crescentes ao longo do dia, entre 2,8 e 7,5 mg/L, com mínimo pela manhã, cerca de 3 mg/L, e máximos a partir das 20h00, cerca de 6 mg/L.

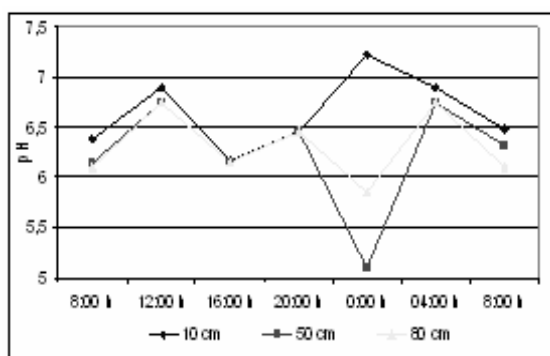


Figura 4.34. Variação nictemeral do pH.

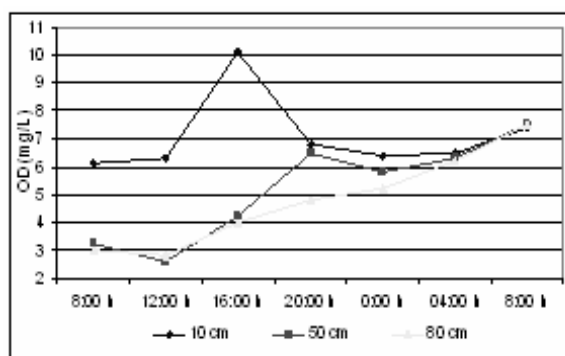


Figura 4.35. Variação nictemeral OD.

Na Figura 4.36 são apresentados os valores para Clorofila *a*. Notam-se valores variáveis entre 10 e 70 $\mu\text{g/L}$ nas diferentes profundidades de coleta e observa-se um pico de aproximadamente 60 $\mu\text{g/L}$ para a profundidade de 10 cm no horário das 16h00, coincidindo com o máximo de OD nessa mesma profundidade. Observa-se também um pico de 65 - 70 $\mu\text{g/L}$ para a profundidade de 50 cm às 8h00 e 80 cm às 0h00, que pode ser resultante da mobilidade algal na coluna d'água, conforme observado por diversos autores relatados em BARTHEL (2007). Na Figura 4.37, a temperatura variou entre 16 e 24°C, sendo mais elevada na coleta das 12h00 no ponto de amostragem a 10 cm. Nos demais horários, a temperatura foi praticamente igual para os estratos a 10 e 50 cm. O estrato de 80 cm foi o que apresentou os menores valores para temperatura,

com uma diferença de 1 a 2°C em relação aos outros estratos. A menor temperatura foi observada às 4h00 em todos os estratos.

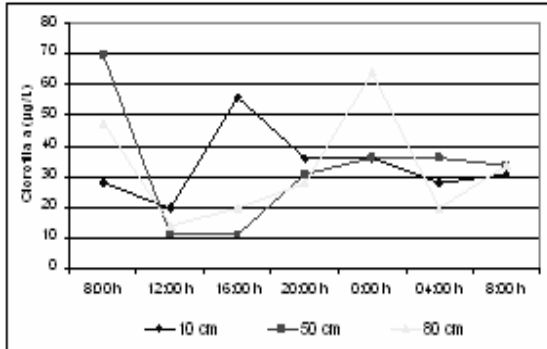


Figura 4.36. Variação nictemeral da Clorofila a.

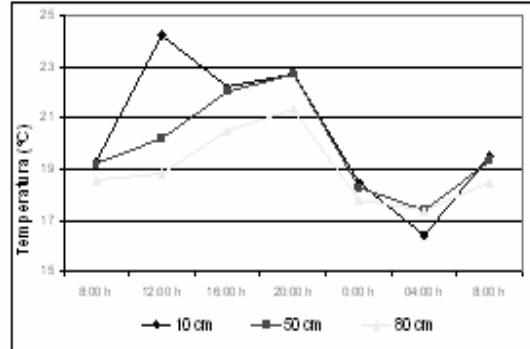


Figura 4.37. Variação nictemeral da Temperatura.

A turbidez apresentou oscilações ao longo do dia, conforme Figura 4.38, sendo que as maiores variações ocorreram também na superfície (10 cm), apresentando os menores valores às 8h00 no primeiro dia (42 NTU) e um pico às 16h00 (60 NTU), coincidindo com os picos de clorofila a e também de OD. Os sólidos suspensos apresentaram poucas variações ao longo do dia, ficando em torno de 300 mg/L, à exceção do horário das 4h00, conforme Figura 4.39, quando se observou um pico de aproximadamente 400 mg/L.

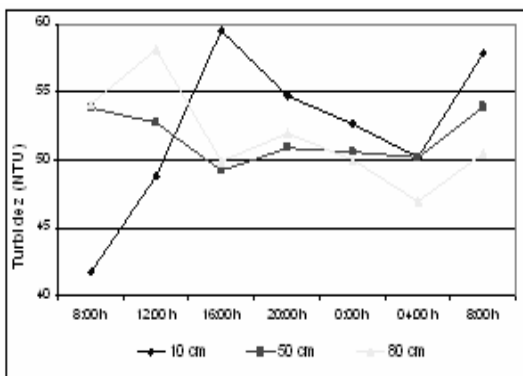


Figura 4.38. Variação nictemeral da Turbidez.

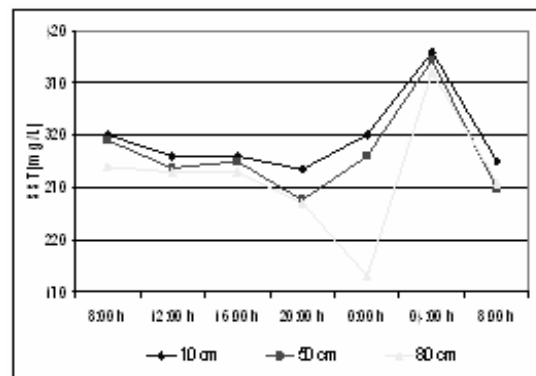


Figura 4.39. Variação nictemeral de SS.

O COT apresentou variações ao longo do dia e nas diferentes profundidades de coleta, com concentrações compreendidas entre 290 e 470 mg/L. Os maiores valores,

como mostrado na Figura 4.40, foram obtidos no horário da coleta às 4h00. Na Figura 4.41, observa-se que a amônia teve variações entre 330 e 489 mg/L, sendo que nas profundidades de 50 e 80 cm, as concentrações foram mais elevadas que a 10 cm. Os maiores valores foram obtidos entre 20h00 e 0h00.

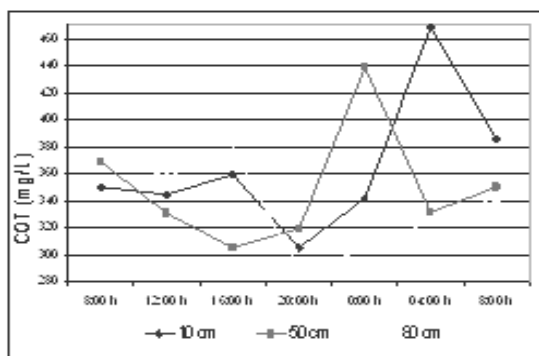


Figura 4.40. Variação nictemeral do COT.

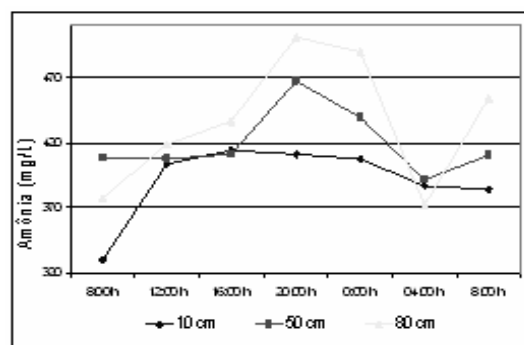


Figura 4.41. Variação nictemeral de Amônia.

O fósforo total teve um comportamento similar ao da amônia, conforme Figura 4.42, apresentando valores entre 15 e 23 mg/L. Os maiores valores foram obtidos nas profundidades de 50 e 80 cm durante a madrugada ou logo cedo pela manhã. O nitrato apresentou concentrações entre 3,5 e 6,0 mg/L, apresentando pouca diferença entre os estratos nos diferentes horários de coleta (Figura 4.43).

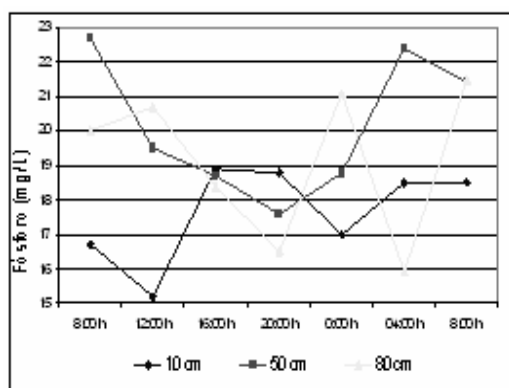


Figura 4.42. Variação nictemeral de Fósforo.

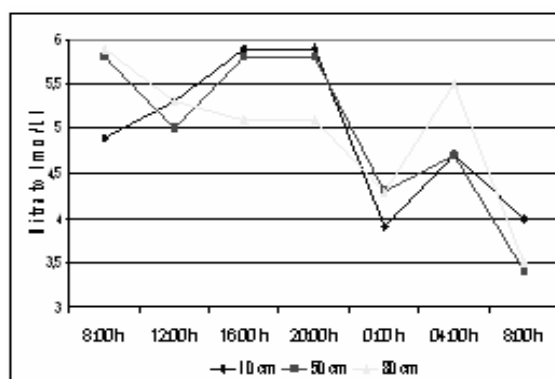


Figura 4.43. Variação nictemeral do Nitrato.

4.5.2. LAGOA DE MATURAÇÃO – ESTAÇÃO: INVERNO (07 – 08 DE SETEMBRO DE 2005)

Esta unidade apresentou valores variáveis de pH entre 5 e 7,0 para os diferentes estratos ao longo do dia, o que pode ser observado na Figura 4.44. A profundidade de 10 cm apresentou-se com valores mais elevados que as outras profundidades, exceto na coleta das 20h00. O parâmetro OD apresentou pico de 10,5 mg/L às 16h00, na profundidade 10 cm. Os valores foram crescentes ao longo do dia, como observado na lagoa facultativa e que pode ser comprovado na Figura 4.45.

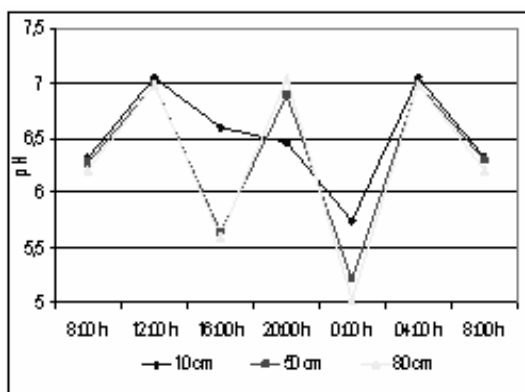


Figura 4.44. Variação nictemeral do pH.

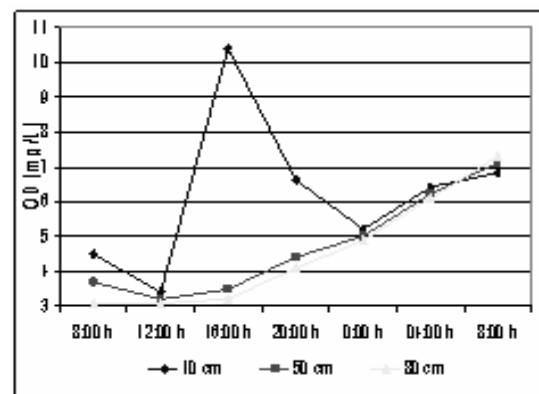


Figura 4.45. Variação nictemeral do OD.

Na Figura 4.46, são apresentados os valores para Clorofila *a*, nota-se valor acima de 100 $\mu\text{g/L}$ na primeira coleta, às 8h00 para a profundidade de 10 cm, que decresce ao longo do dia, evidenciando mobilidade da comunidade algal. Ocorrem picos no horário das 20h00, para as profundidades 50 e 80 cm, com valores em torno de 80 $\mu\text{g/L}$, que decresce até o dia seguinte. A Figura 4.47 mostra que a temperatura nos estratos variou de 15° a 23°C, sendo mais elevada, para as profundidades de 10 e 50 cm na coleta das 16h00, ocasionada pela ação do aquecimento ao longo do dia. O estrato de 80 cm foi o que apresentou os menores valores para temperatura, com pico de 23°C ao meio dia. A menor temperatura foi observada às 4h00 em todos os estratos.

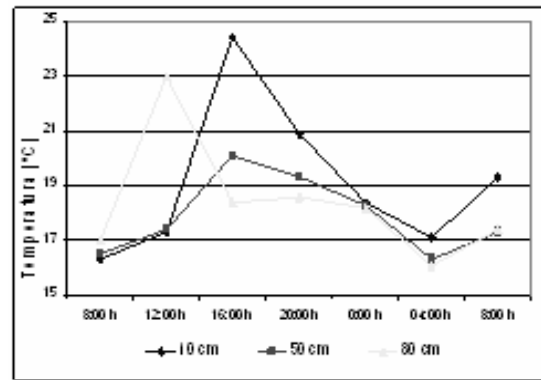
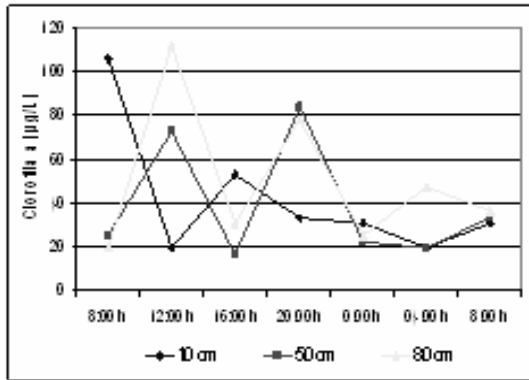


Figura 4.46. Variação nictemeral da Clorofila a. **Figura 4.47.** Variação nictemeral da Temperatura.

Para turbidez, os valores apresentaram oscilações durante os horários de coleta, mas comportando-se de maneira uniforme nos diferentes estrados, com os menores valores alcançados na coleta realizada às 0h00, na faixa de 34 e 35 NTU, como pode ser observado na Figura 4.48. Os sólidos suspensos apresentaram valores crescentes durante o dia, entre 110 e 150 mg/L para todas as profundidades, e queda às 20h00 para todos os pontos. Os valores começam a subir novamente nas demais coletas, apresentando os maiores valores para os pontos 50 e 80 cm, na faixa de 150 e 170 NTU. A profundidade 10 cm, conforme Figura 4.49, apresenta queda de 170 NTU para 148 NTU no horário 8h00 do dia seguinte.

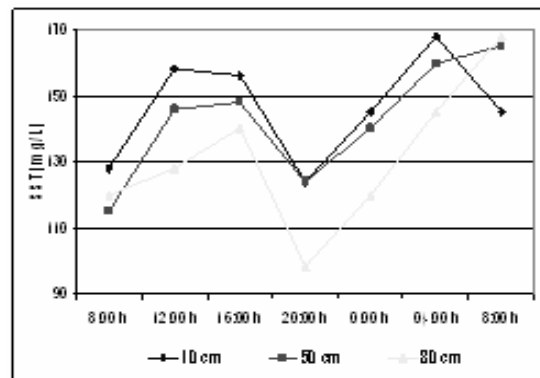
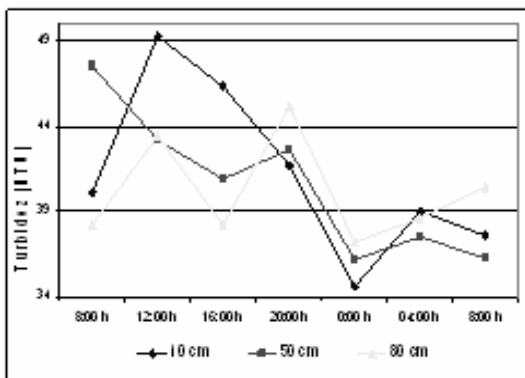


Figura 4.48. Variação nictemeral da Turbidez. **Figura 4.49.** Variação nictemeral dos SS.

O parâmetro COT apresentou oscilações significativas para a profundidade 80 cm, com valores superiores a 150 mg/L no começo das coletas, decrescendo até às

20h00 e posteriormente, voltando a elevar-se até 128 mg/L na coleta às 8h00. Na Figura 4.50 pode-se observar isso como também as oscilações nas profundidades 10 e 50 cm, que seguiram um padrão mais uniforme, com os menores valores na coleta realizada às 0h00 e com pico às 4h00, com valores na faixa de 120 e 142mg/L respectivamente. Para o parâmetro amônia, os valores foram baixos para a profundidade de 10 cm ao longo do dia, elevando-se apenas a partir da coleta realizada às 0h00, o que pode ser visto na Figura 4.51.

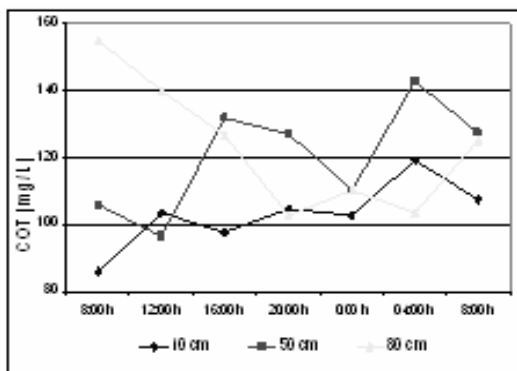


Figura 4.50.Variação nictemeral do COT.

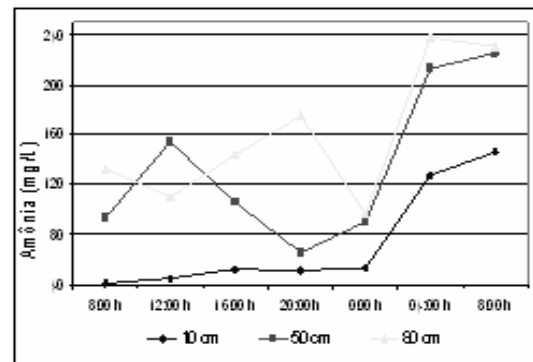


Figura 4.51. Variação nictemeral da Amônia.

Na coleta realizada às 8h00, os valores de fósforo eram praticamente nulos para a profundidade de 10 cm, crescendo lentamente durante o dia, até atingir o seu valor máximo à 0h00 com aproximadamente 1 mg/L. Já os valores para as profundidades 50 e 80 cm foram maiores em todos os momentos, variando de 0,1 a 4 mg/L e 2,85 a 6 mg/L, respectivamente, conforme Figura 4.52. Na Figura 4.53 são apresentados os valores para nitrato, que foram decrescentes, de modo geral, no decorrer do dia, começando com valores na faixa de 2,8 e 3,10 para todas as profundidades até valores abaixo de 2,2 mg/L na coleta realizada às 8h00 do dia posterior.

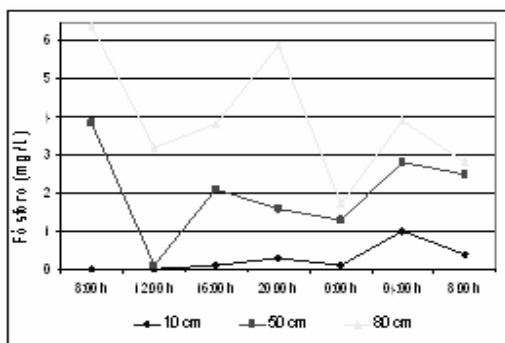


Figura 4.52. Variação nictemeral do Fósforo.

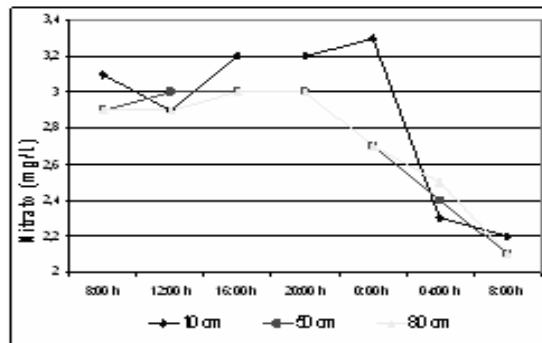


Figura 4.53. Variação nictemeral do Nitrato.

4.5.3. LAGOA FACULTATIVA – ESTAÇÃO: VERÃO (13 – 14 DE MARÇO DE 2006)

O comportamento do pH mostrou-se uniforme durante todos os horários de coleta, como pode ser observado na Figura 4.54, com valores superiores a 8,5 para todas as profundidades no horário das 8h00, com decréscimo ao meio dia, para valores menores do que 8,4. A partir das 16h00, os valores começam a aumentar até a coleta realizada à 0h00, quando se atinge 8,55 para todas as profundidades. Na superfície os valores continuam superiores na madrugada, para então decrescerem até 8,51 na coleta das 8h00 do dia seguinte. O parâmetro OD começou com valores em torno de 4 a 4,5 mg/L para todas as profundidades, decrescendo significativamente até o 12h00 quando os valores foram mínimos para todos os pontos, 2,6 mg/L. Os valores de OD começam então a elevar-se atingindo o seu máximo na coleta 0h00 para o profundidade 10 cm (5,45mg/L). Nos pontos 50 e 80 cm, os valores foram crescentes a partir das 20h00 até a coleta das 8h00 do dia posterior, conforme Figura 4.55.

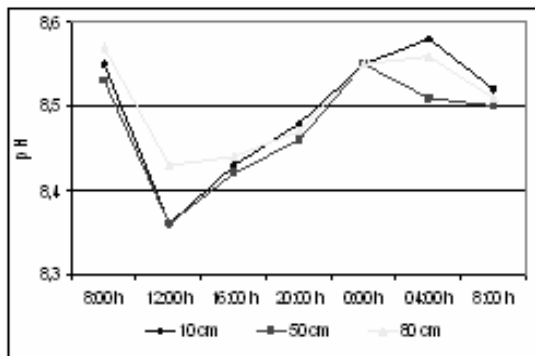


Figura 4.54. Variação nictemeral do pH.

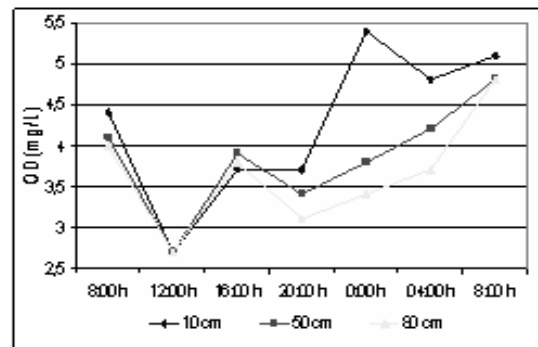


Figura 4.55. Variação nictemeral do OD.

Os valores de clorofila *a* mostraram-se baixos durante todas as coletas, com pico de 2020 $\mu\text{g/L}$ no primeiro horário de coleta para a profundidade 10 cm, ficando em torno de 20 a 90 $\mu\text{g/L}$ durante os demais horários, conforme Figura 4.56. O aumento nos valores de OD ao longo do dia pode estar relacionado à ação dos ventos, uma vez que as concentrações de Clorofila *a* não sofreram alterações no período. Na Figura 4.57 percebe-se a variação da temperatura ao longo do dia, acima de 25°C no começo das coletas, com menores valores às 4h00, entre de 23,9 e 25 °C para todas as profundidades, propícias ao desenvolvimento dos trabalhos.

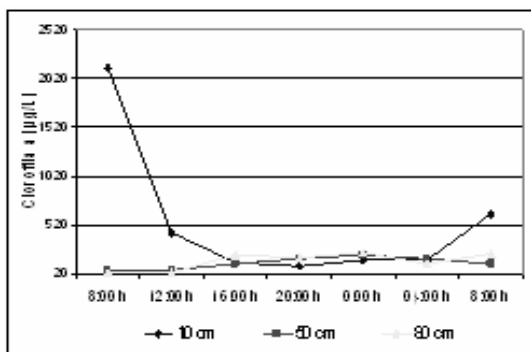


Figura 4.56. Variação nictemeral da Clorofila *a*.

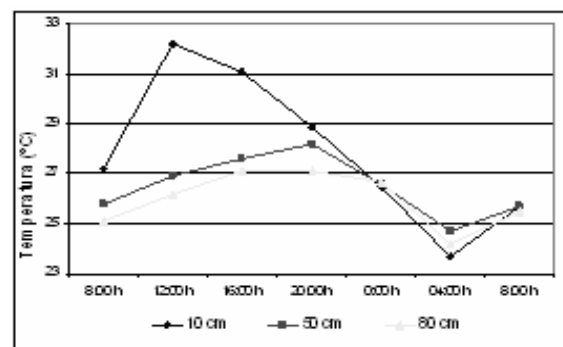


Figura 4.57. Variação nictemeral da Temperatura.

A turbidez apresentou oscilações durante a coleta horária, como se pode notar na Figura 4.58, começando em torno de 50 NTU para a profundidade de 10 cm, no primeiro horário de coleta, e, valores próximos de 36 NTU para as profundidades de 50 e 80 cm. Ao meio-dia, todos os pontos elevaram-se, notadamente o ponto relacionado

com a profundidade de 50, que teve um incremento de 15 NTU em seu valor. De modo geral, os maiores valores encontraram-se na superfície, e foram acompanhados pelos demais pontos no decorrer do dia, salvo nos horários de 20h00 e 0h00 quando os valores se inverteram, mostrando relacionamento deste parâmetro com o deslocamento da comunidade algal, conforme Figura 4.54. Registraram-se durante a coleta realizada às 8h00 do dia seguinte 70 NTU para a profundidade de 10 cm, que não necessariamente foi acompanhada pelos demais pontos que, se mostraram próximos aos valores obtidos no mesmo horário, mas para o dia anterior, ou seja, 36 NTU para as profundidades 50 e 70 cm. Na Figura 4.59, tem-se a variação horária para os sólidos suspensos totais, na coleta realizada às 8h00 os valores estavam na faixa de 450 a 470 mg/L para a profundidade de 10 cm, enquanto que, para as demais profundidades, os valores situavam-se na faixa de 150 a 160 mg/L. No decorrer do dia, os valores decrescem, mas existe coerência entre as profundidades de 50 e 80 cm, cujos valores seguiram o intervalo entre 70 e 160 mg/L, diferentemente da superfície da lagoa, que apresentou picos nos horários de coleta às 8h00. Pode-se perceber também, uma relação favorável entre os parâmetros turbidez, clorofila a e sólidos suspensos, se comparados entre si, evidenciando um ambiente mais algal do que bacteriano.

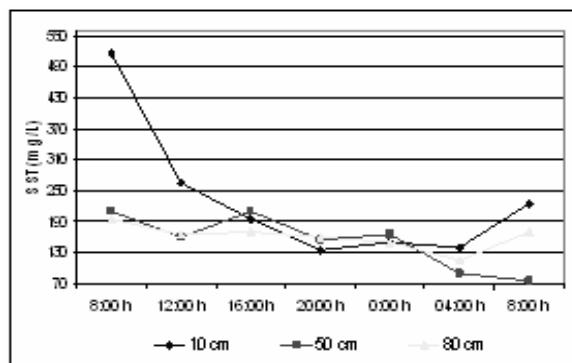
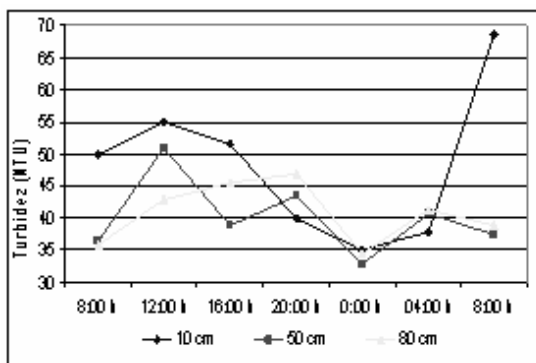


Figura 4.58. Variação nictemeral da Turbidez. **Figura 4.59.** Variação nictemeral dos SST.

O parâmetro COT, conforme Figura 4.60, apresentou os seus menores valores durante o início das coletas, às 8h00, com valores no intervalo de 140 a 210 mg/L para as diferentes profundidades. Os valores foram crescentes durante o dia ficando no intervalo de 280 a 300 mg/L, decrescendo em todos os pontos durante a coleta às

4h00, cujos valores foram menores do que 260 mg/L. Os valores de COT voltam a elevar-se na coleta realizada às 8h00, permanecendo, para todos os pontos superiores a 280 mg/L. Quanto à amônia, de acordo com a Figura 4.61, na coleta realizada às 8h00, os valores foram de 330 mg/L, 408 mg/L e 380 mg/L para as profundidades 10, 50 e 80 cm respectivamente. Os valores encontrados na superfície foram menores do que nos demais pontos em todos os momentos da coleta, sendo que para a profundidade de 80 cm, teve-se um pico às 20h00, próximo de 500 mg/L. Os valores decresceram durante a madrugada, ficando em média de 385 mg/L e voltando a elevar-se às 8h00.

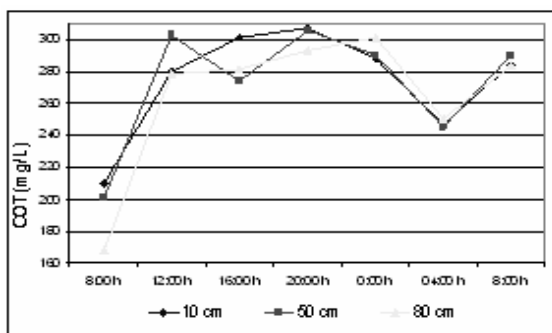


Figura 4.60. Variação nictemeral do COT.

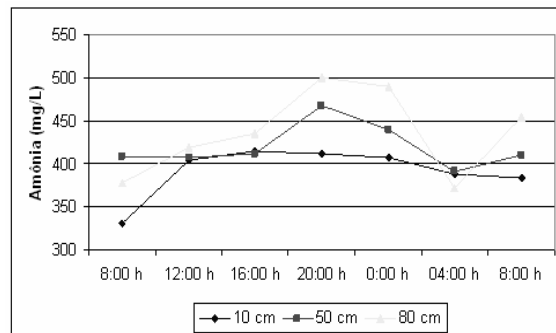


Figura 4.61. Variação nictemeral da Amônia.

Os valores para fósforo apresentaram grande oscilação durante as coletas, em que os pontos se revezavam em valores extremos. No primeiro momento, para a profundidade 10 cm o valor foi de 13,8 mg/L, enquanto que, para a profundidade 50 cm, este valor foi de 9,2 mg/L e 15,1 mg/L para a profundidade 80 cm. Durante o meio dia, os valores estavam bem próximos um do outro, ficando no intervalo de 13,8 e 15,3 mg/L em todos os pontos. Nos demais horários, houve muita oscilação, e os valores se alternavam, ora valores maiores na superfície, ora no fundo da lagoa, conforme visto na Figura 4.62. Para nitrato, os valores foram mais lineares, com os maiores valores na superfície e os menores, no fundo da lagoa. Na coleta realizada às 8h00, todos os valores estavam próximos de 4,2 mg/L, elevando-se, para a profundidade 10 cm ao meio dia, atingindo o seu ponto máximo de 6,5 mg/L, enquanto que, para as profundidades 50 e 80 cm, no mesmo horário, apresentaram os menores valores: 4,2

mg/L para a profundidade de 50 cm e 4,0 mg/L para 80 cm. Às 16h00, os valores em todas as profundidades se aproximam uns dos outros, ficando ligeiramente superiores a 4,8 mg/L, elevando-se às 20h00 e decrescendo na madrugada. A profundidade 50 cm apresentou o seu maior valor durante a coleta realizada às 4h00, que ficou acima de 5 mg/L, como pode ser visto na Figura 4.63.

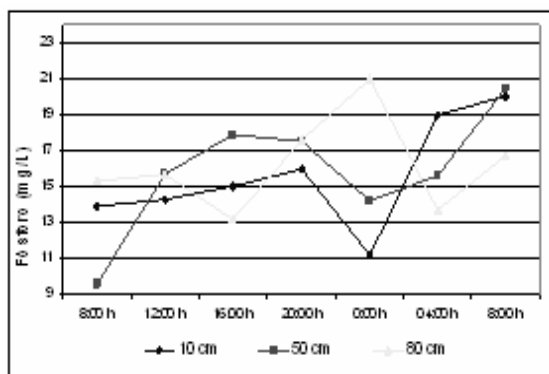


Figura 4.62. Variação nictemeral do Fósforo.

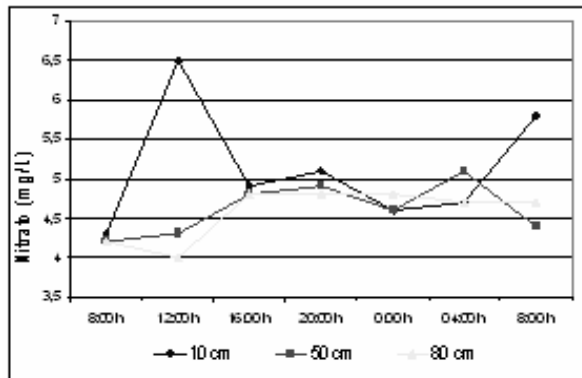


Figura 4.63. Variação nictemeral do Nitrato.

4.5.4. LAGOA DE MATURAÇÃO – ESTAÇÃO: VERÃO (13 – 14 DE MARÇO DE 2006)

A Figura 4.64 apresenta os valores de variação nictemeral para o parâmetro pH. Este período de coleta foi caracterizado pelos elevados valores de pH para todos os pontos. Na coleta realizada às 8h00, a profundidade 10 cm apresentou valor acima de 9,0 enquanto que, para as profundidades 50 e 80 cm, os valores foram 8,54 e 8,8 respectivamente. Ao meio dia, tanto na superfície como quanto a 50 cm, os valores ficaram próximos à 8,4, enquanto que no fundo da lagoa, o pH chegou a 8,75. Nos outros momentos de coleta, os valores seguem uma linearidade, tendo na superfície valores maiores do que na base da lagoa. Os valores se elevam no final da tarde e noite, e voltam a decrescer durante a madrugada, mas permanecendo elevados em todo o momento (>8,4). Já o parâmetro OD, apresentou oscilações consideráveis na superfície durante as coletas, com valores desde 3,8 até 9,0 mg/L, durante a coleta

realizada às 20h00. Para as demais profundidades, os valores mostraram-se próximos uns dos outros, não apresentando grandes oscilações e permanecendo no intervalo de 3,0 a 4,2 mg/L, conforme Figura 4.65.

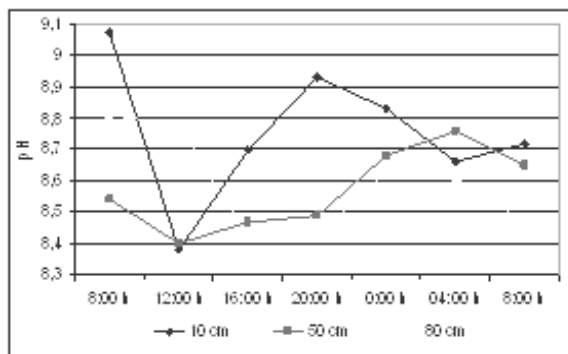


Figura 4.64. Variação nictemeral do pH.

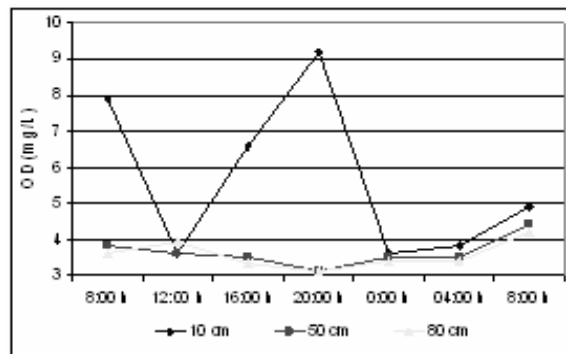


Figura 4.65. Variação nictemeral do parâmetro OD.

Os valores para Clorofila a podem ser vistos na Figura 4.66, onde se percebe o valor elevado para o parâmetro no início das coletas, 512 $\mu\text{g/L}$ para a profundidade 10 cm. Percebeu-se também que, os valores para a profundidade 80 cm estiveram mais elevados do que os encontrados à 50 cm, permanecendo até o final da coleta, onde os valores entre ambas as profundidades estiveram próximos, no intervalo de 220 a 270 $\mu\text{g/L}$. Estes valores mostraram-se elevados quando comparados com os obtidos na lagoa facultativa para o mesmo período.

Para o parâmetro temperatura, através da Figura 4.67, observa-se que os valores apresentaram-se elevados durante o dia, com decréscimo ao cair à noite, atingindo valores mais baixos às 4h00 da manhã, quando a superfície da lagoa de maturação apresentou a temperatura de 22,5°C. Os valores acompanharam a variação da superfície da lagoa.

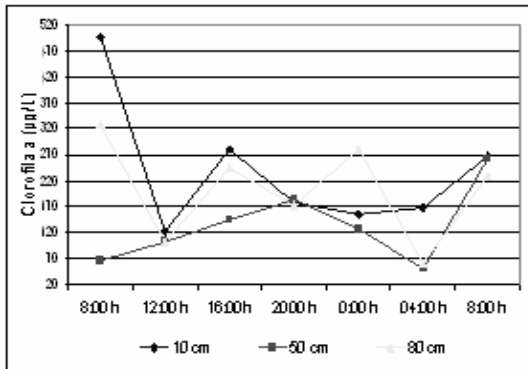


Figura 4.66. Variação nictemeral da Clorofila a.

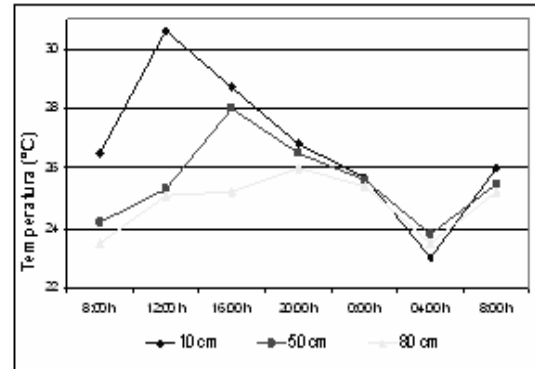


Figura 4.67. Variação nictemeral da Temperatura.

Já a turbidez começou elevada no primeiro horário de coleta, acima de 130 NTU para a profundidade 10 cm e inferior a 60 NTU para as profundidades do meio e fundo. Assim como no período anterior, houve deslocamento da comunidade algal, o que fica evidente durante os períodos de luminosidade e ausência da mesma. Os valores para turbidez foram baixos ao cair da noite, em especial às 20h00, quando a superfície atingiu o seu menor valor, aproximadamente 40 NTU. Os valores só começam a elevar-se com o raiar do dia, como se percebe na Figura 4.68, em especial, na coleta realizada às 8h00 da manhã. Para os sólidos suspensos, os valores para as profundidades 50 e 80 cm, seguiram o intervalo de 120 a 200 mg/L, com valores máximos às 12h00 para a profundidade 50 cm (192 mg/L) e às 16h00 para a profundidade 80 cm (282 mg/L). Na superfície da lagoa observou-se, de acordo com a Figura 4.69, uma elevação de sólidos suspensos às 12h00, superando 540 mg/L.

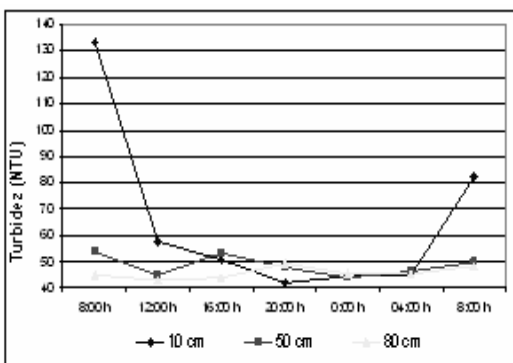


Figura 4.68. Variação nictemeral da Turbidez.

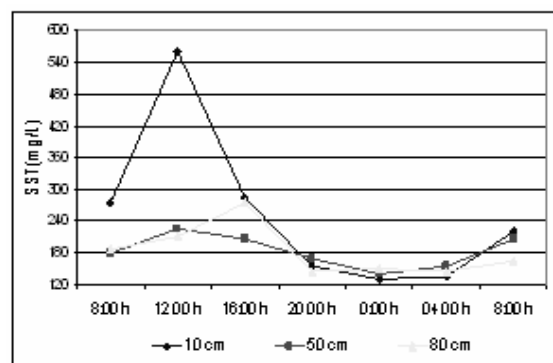


Figura 4.69. Variação nictemeral dos SST.

Na lagoa de maturação, durante todo o período, os valores de COT para a profundidade 10 cm apresentaram-se menores do que os valores encontrados para as profundidades 50 e 80 cm. A Figura 4.70 mostra o comportamento deste parâmetro. Nos primeiros horários, os valores da profundidade 80 cm estavam, em média, cerca de 40 mg/L superiores aos da superfície, situação que se ameniza quando a noite cai e às 0h00, os valores para as profundidades 10 e 50 cm, superam aos encontrados para a profundidade 80 cm. Neste momento, os valores para ambas as profundidades foram de 190 mg/L. Os valores decrescem durante a madrugada, até atingirem os valores entre 150 e 155 mg/L para todas as profundidades às 8h00 do dia seguinte. Na Figura 4.71 são apresentados os valores para o parâmetro amônia, que apresentaram variação linear entre os pontos de coleta. Estiveram em todo o momento próximos uns dos outros, começando com valores em torno de 7,0 mg/L às 8h00, elevando-se às 12h00, em que as profundidades 10 e 50 cm apresentaram os valores máximos de 7,1 mg/L. Às 16h00, em todos os pontos, apresenta-se um decréscimo de cerca de 2,5 mg/L para as profundidades 10 e 50 cm, e de 2,0 mg/L para o fundo da lagoa. Estes valores reduziram-se ainda mais ao cair da noite, chegando aos menores valores, em todos os pontos, de 3,6 mg/L, de 0h00 até às 4h00. Os valores se elevam novamente com o começo do novo dia, chegando a 5,1 mg/L para todas as profundidades. Estes valores baixos de amônia, talvez se devam ao fato de a lagoa de maturação apresentar um pH elevado, acima de 8,4 unidades, conforme visto na Figura 4.64.

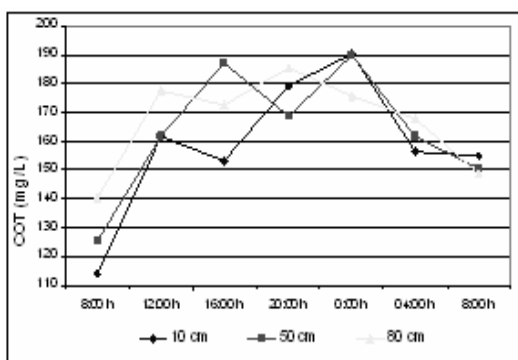


Figura 4.70. Variação nictemeral do COT

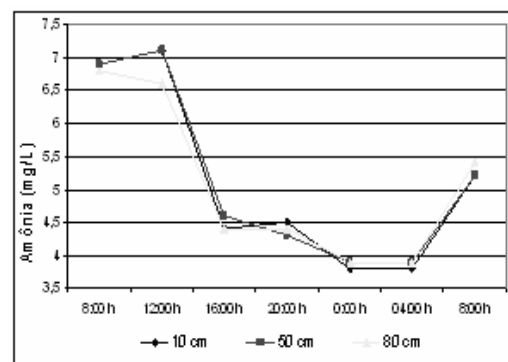


Figura 4.71. Variação nictemeral da Amônia.

Para o fósforo, a variação horária é apresentada na Figura 4.72, onde se

percebe valores elevados para a profundidade 80 cm da lagoa de maturação, em relação aos pontos meio e superfície da lagoa. O único momento em que os valores obtidos na profundidade 10 cm foram superiores às outras profundidades, foi às 0h00, quando atingiu o seu valor máximo de 12,2 mg/L. Para o nitrato, de acordo com a Figura 4.73, percebem-se alguns picos para a profundidade 10 cm, às 8h00, 16h00 e 8h00 do dia posterior, com valores de 4,4 mg/L, 3,8 mg/L e 4,2 mg/L respectivamente. Nas profundidades 50 e 80 cm, os valores mostraram-se uniformes, não acompanhando os picos encontrados na superfície da lagoa, em média, estiveram no intervalo de 2,9 a 3,2 mg/L.

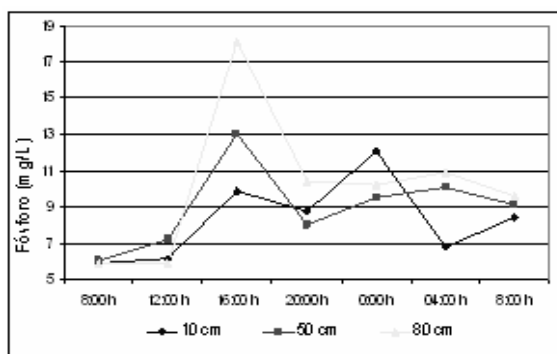


Figura 4.72. Variação nictemeral do Fósforo.

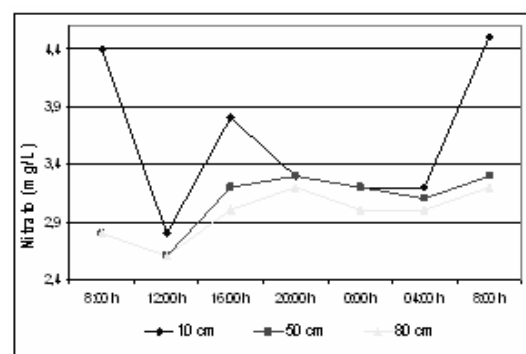


Figura 4.73. Variação nictemeral do Nitrato.

De modo geral, a partir dos resultados apresentados, percebe-se que um estudo da variação nictemeral (24 horas) tem grande importância para indicar os principais mecanismos e as interações que ocorrem em curtos períodos de tempo nos sistemas aquáticos, conforme relatam DINIZ et al. (2003). Perceberam-se mudanças em alguns parâmetros, e estas, segundo KAYOMBO et al. (2002), em especial mudanças periódicas de OD, bem como, a temperatura e intensidade de luz que controlam a abundância de atividade de grupos específicos de microrganismos nas comunidades multi-espécies características de lagoas de estabilização. O pH mostrou variação considerável, apresentando valores próximos da neutralidade durante o dia e descendo para 5,0 unidades de pH durante a madrugada durante a primeira amostragem nictemeral. Na segunda análise, com o sistema já em estabilidade, os valores foram superiores, mas permaneceram na faixa de 8,3 – 8,6 unidades.

A mudança diurna deste parâmetro nas lagoas de estabilização geralmente segue o padrão de captura de CO₂ pelas algas durante o dia, via fotossíntese, e o aumento de CO₂ durante a noite devido às atividades de respiração das algas e bactérias. Aumento de pH até 11,0 unidades não é incomum em lagoas, com os maiores níveis comumente alcançados durante o final da tarde. Estas variáveis mostram as mudanças na qualidade ambiental do sistema durante o dia (KAYOMBO et al., 2002). As lagoas mostraram um comportamento mais bacteriano que algal no período de inverno e mais algal que bacteriano no verão. Esses resultados estão em acordo com aqueles obtidos por SAMBUCCO et al. (2001) que relatam comportamento semelhante em lagoas facultativas sobrecarregadas, para tratamento de esgotos domésticos.

A temperatura e o pH foram apontados por MAYO e NOIKE (1996) como um dos principais fatores responsáveis pela atividade e pela taxa de crescimento de bactérias heterotróficas em lagoas de estabilização. Temperaturas entre 10 e 20°C não tiveram influência no número de bactérias, que reduziu a partir de temperaturas mais elevadas (30 °C) em função da competição por glicose com *Chlorella vulgaris*. Já o parâmetro OD comportou-se como nos demais momentos da pesquisa, com alguns picos durante o dia e valores mais estáveis durante a noite. Estudos realizados por NASCIMENTO et al. (2000) mostraram que os perfis de OD realizados ao longo de 24 horas em lagoas de alta taxa tinham oscilações acentuadas entre o período diurno e noturno.

BARTHEL (2007) avaliou o tratamento de dejetos de suínos em lagoas de alta taxa (etapa secundária) e lagoa de maturação e aguapés (etapa terciária), todas em escala piloto. O tratamento alcançou eficiência de remoção de 40 a 75% para NTK, 58 a 86% de amônia (pelo processo de nitrificação – desnitrificação) e 97% de fósforo. As lagoas apresentaram variações nictemerais para as variáveis pH, temperatura, OD e biomassa planctônica. O desempenho do sistema não sofreu influência sazonal, embora tenha sido observada sucessão planctônica durante as diferentes estações do ano.

4.6. REMOÇÃO DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO

A Tabela 4.6 e Figura 4.74 apresentam os resultados obtidos nos testes de toxicidade. Os resultados iniciais foram bastante positivos, atingindo valores desejados, ou seja, os efluentes das lagoas não apresentaram toxicidade aguda. Contudo, houve uma redução importante da eficiência das mesmas, em especial, pela qualidade do efluente tratado, por um período de dois meses (junho e julho/05), como pode ser perceber pelos baixos valores da CE (I) 50(%). Quanto menor o valor, mais tóxico é a amostra analisada.

O Artigo 24 da Resolução CONAMA 357/2005, estabelece que, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam as condições, padrões e exigências dispostos na mesma. Nesse sentido, o §1º do Art. 34, diz que o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Os limites máximos de toxicidade aguda para os microcrustáceos, *Daphnia magna Straus*, de acordo com a Portaria N. 017/02 da FATMA – Fundação do Meio Ambiente, de 18 de Abril de 2002, para efluentes de aterros sanitários é 8 (FDd), sendo que, o Fator de Diluição (FD) representa a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observa efeitos tóxicos agudos aos organismos-testes.

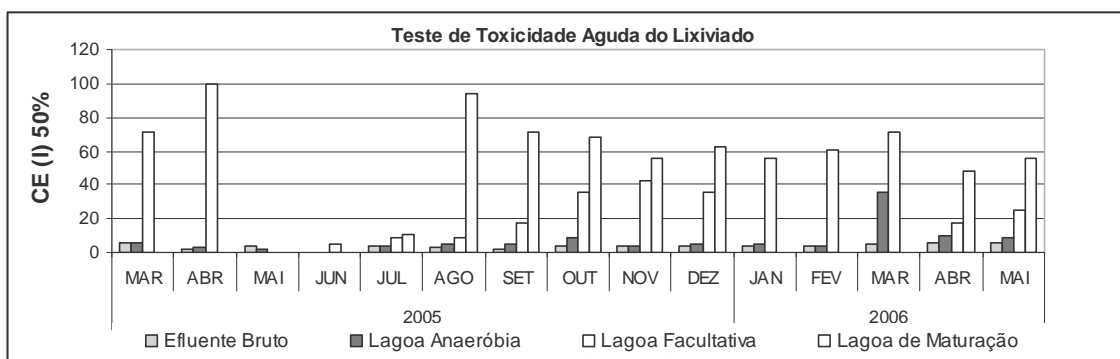
Essa oscilação se deu a alterações não-programadas no abastecimento das lagoas, o que resultou em sobrecarga do sistema. Após o estabelecimento da normalidade na operação, a eficiência foi gradativamente aumentando até atingir novamente o valor não tóxico, como se observa na Tabela 4.6, apresentando alta eficiência na remoção da toxicidade segundo MATIAS et al.,(2006)

Tabela 4.6. Resultados dos Testes de Toxicidade Aguda do Lixiviado. CE (I) 50 (%)

	2005												2006		
	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai
EB	6,2	1,6	4,3	-	4,3	2,9	2,4	3,8	3,9	4,2	4,1	3,8	4,4	5,4	5,4
LA	6,2	3,3	1,6	-	4,3	4,4	4,4	8,8	4,3	5,1	4,4	4,1	35,4	9,47	8,57
LF	70,7	99,9	-	4,9	8,8	8,8	17,7	35,4	42,1	35,7	55,6	60,2	70,7	17,6	25,3
LM	NT	NT	-	-	10,9	93,9	70,7	68,3	55,8	62,3	NT	NT	NT	48,3	55,8

Obs. NT= não tóxico; EB = Efluente Bruto; LA = Lagoa Anaeróbia; LF = Lagoa Facultativa; LM= Lagoa de Maturação.

Figura 4.74. Resultados dos Testes de Toxicidade Aguda do Lixiviado. CE (I) 50 (%)



A partir dos resultados da Tabela 4.6 e Figura 4.74 verifica-se que o sistema estava apto para eliminar toda a toxicidade aguda do lixiviado, podendo-se concluir que o mesmo é indicado para este tipo de efluente, resultados próximos aos encontrados por FINKLER (2002) e MACHADO (2005) – que analisaram o sistema de lagoas de estabilização, mas em escala real – e diferentes dos valores encontrados nos trabalhos de MÁXIMO (2007), PACHECO (2006) e RODRIGUES (2007) que, trataram o mesmo efluente – em testes em escala piloto e de bancada – com sistema de coagulação-floculação, reator UASB e tratamento eletrolítico, e não foram capazes de eliminar, em períodos consecutivos, a toxicidade do lixiviado.

A presença de uma grande diversidade de substâncias que são comuns no lixiviado proporciona dificuldades para determinar qual a classe de compostos químicos que contribui mais para sua elevada toxicidade. Os impactos provocados por esse tipo de matriz são geralmente ocorrências de uma interação sinérgica entre vários poluentes

presentes (ARAÚJO et al., 2006)

Fatores ambientais, como o pH, também, influenciam no efeito tóxico, principalmente de substâncias/íons cuja espécie tóxica é dependente deste fator, como a amônia. Os valores de pH apresentaram incremento durante o período pesquisado, atingindo valores superiores a 8,5 em determinados períodos, o que permite a obtenção da amônia na forma tóxica, ou seja, NH_3 (FERNANDES et al., 2006).

LAITANO e MATIAS (2006) ao analisarem os valores de CE (I) 50 obtidos para os afluentes e efluentes de um reator UASB tratando lixiviados verificaram grande variabilidade ao longo do tempo, com valores de $4,4 \pm 4,2\%$ e $16,5 \pm 5,9\%$, para CE (I) 50 do afluente e efluente, respectivamente. GHERARDI-GOLDSTEIN et al. (1985) também encontraram amplas variações na toxicidade de efluentes industriais na região de Cubatão - SP, independente da existência ou não de tratamento específico.

LAITANO (2003) acrescenta que a toxicidade do afluente tende a aumentar (diminuição dos valores de CE (I) 50), enquanto a toxicidade do efluente tratado tende a diminuir (aumento dos valores da CE (I) 50). Os baixos valores de CE (I) 50 encontrados nos testes com o reator UASB tratando lixiviado do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu – SC, principalmente com o afluente, demonstraram a presença de alta toxicidade para todas as amostras.

4.7. DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE REMOÇÃO DE DBO_5 (k)

Analisando-se a remoção de DBO_5 nas lagoas estudadas, encontraram-se os valores apresentados na Tabela 4.7, para o coeficiente de remoção de DBO.

Tabela 4.7. Coeficientes de Remoção (k) de DBO para o Sistema de Lagoas de Estabilização.

UNIDADE DE TRATAMENTO	COEFICIENTES DE REMOÇÃO (d ⁻¹)											
	2005						2006					
	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI
Lagoa Anaeróbia	0,002	0,042	0,001	0,002	0,009	0,029	0,036	0,062	0,040	0,438	0,030	0,038
Lagoa Facultativa	0,001	0,046	0,035	0,004	0,003	0,039	0,024	0,017	0,007	0,056	0,040	0,020
Lagoa de Maturação	0,010	0,134	0,046	0,013	0,026	0,053	0,010	0,025	0,027	0,001	0,062	0,032

Verifica-se, durante os meses estudados, uma oscilação nos valores do coeficiente de remoção de DBO₅, com médias de $0,061 \pm 0,120d^{-1}$ para a lagoa anaeróbia, $0,024 \pm 0,019d^{-1}$ para a lagoa facultativa e $0,036 \pm 0,036d^{-1}$ para a lagoa de maturação.

QASIM e CHIANG (1994) apresentam uma tabela com os coeficientes de remoção de vários parâmetros, considerando-os como reações de 1ª ordem. O valor para DBO₅ é de $0,043 d^{-1}$, e comparando-se com os resultados obtidos, para a lagoa anaeróbia o valor médio foi superior, enquanto que, para a anaeróbia foi ligeiramente menor.

Os valores dos coeficientes representam baixos valores de remoção, o que também foi verificado nos trabalhos de ROCHA (2005), que ao analisar lagoas facultativas em série, chegou à média de $0,051d^{-1}$, ressaltando a baixa eficiência do sistema em termos de remoção de matéria orgânica biodegradável.

Em lagoas de maturação, de acordo com MARA et al. (1992) apud DA SILVA (2006), a remoção de matéria orgânica expressa como DBO é baixa e não excede a 25%. Esta remoção é declinante ao longo de configurações com séries. Assim, quanto mais distante do topo da série de lagoas, a unidade de maturação remove menores quantidades de DBO.

Como regra simplificadora de projetos considera-se que a carga orgânica superficial máxima admissível é de 75% do valor daquela utilizada no dimensionamento de lagoas facultativas. (DA SILVA, 2006)

VON SPERLING (2002) ressalta que, ao se projetar lagoas, deve-se ter sempre em mente que a incerteza no dimensionamento não está apenas nos coeficientes do modelo, mas também em todos os dados de entrada, a começar pela população e pela vazão de projeto. Os dimensionamentos devem ter sempre esta incerteza em perspectiva, de forma a não exagerar na sofisticação na obtenção de certos coeficientes, esquecendo-se de analisar a confiabilidade de outros dados possivelmente de maior influência.

4.8. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

As variáveis de monitoramento medidas nos P1 (afluente bruto), P2 (saída da lagoa anaeróbia), P3 (interior da lagoa facultativa) e P4 (interior da lagoa de maturação) foram avaliadas por meio da análise de componentes principais (ACP), que forneceu um panorama geral do seu comportamento nas diferentes unidades, identificando assim, os fatores predominantes durante o monitoramento.

4.8.1. AFLUENTE BRUTO

A Tabela 4.8 mostra os dois primeiros fatores que possuem autovalores maiores que 1, e por isso foram escolhidos: Fator 1= 9,73; e Fator 2= 2,16. Esses fatores somam 79,24%, porcentagem que explica a variância no ponto P1.

Tabela 4.8. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P1.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	9,73	64,9	9,73	64,86
2	2,16	14,4	11,89	79,24

A Tabela 4.8 apresenta os coeficientes de correlação entre as variáveis medidas e os dois fatores artificiais oriundos da análise dos autovalores. Os coeficientes de correlação permitem interpretar os fatores artificiais, pois as variáveis de maior influência no processo apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais. Os coeficientes de correlação também representam as coordenadas das variáveis no espaço multidimensional definido pelos fatores artificiais (diagramas de dispersão), os quais constituem os eixos que definem esse espaço (ordenadas e abscissas).

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 15 variáveis monitoradas para o lixiviado estão na Tabela 4.9 e 4.10. O Fator 1 possui coeficientes de correlação maiores que 0,7 para um número maior de variáveis analisadas do que o Fator 2, que apresenta coeficientes de correlação menores do que 0,7.

Tabela 4.9. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P1.

Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temperatura	-0,882672	0,180386
DQO	-0,818078	-0,488686
pH	0,869732	-0,362667
Potencial Redox	-0,841196	0,329195
Condutividade	-0,788790	-0,115697
Turbidez	-0,830593	-0,513237
DBO₅	-0,797807	-0,572255
COT	-0,482329	-0,583779
Fósforo Total	-0,767272	0,271111
Amônia	-0,776058	-0,165709
Nitrato	-0,666876	0,421751
ST	-0,915595	0,304068
STF	-0,788406	0,523770
STV	-0,890588	0,053477
SD	-0,864389	-0,226460

Tabela 4.10. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P1.

	Temperatura	DQO	pH	Redox	Condutividade	Turbidez	DBO ₅	COT	Fósforo	Amônia	Nitrato	ST	STF	STV	SD
Temperatura	1,000	0,640	-0,907	0,755	0,579	0,675	0,567	0,316	0,867	0,622	0,604	0,786	0,711	0,732	0,755
DQO	0,640	1,000	-0,511	0,441	0,663	0,904	0,923	0,621	0,541	0,786	0,393	0,592	0,393	0,684	0,813
pH	-0,907	-0,511	1,000	-0,830	-0,534	-0,531	-0,444	-0,355	-0,871	-0,562	-0,721	-0,863	-0,820	-0,769	-0,670
Redox	0,755	0,441	-0,830	1,000	0,608	0,567	0,511	0,243	0,586	0,624	0,678	0,902	0,819	0,838	0,594
Condutividade	0,579	0,663	-0,534	0,608	1,000	0,737	0,744	0,247	0,505	0,546	0,404	0,741	0,616	0,741	0,726
Turbidez	0,675	0,904	-0,531	0,567	0,737	1,000	0,966	0,704	0,452	0,669	0,375	0,603	0,348	0,745	0,786
DBO ₅	0,567	0,923	-0,444	0,511	0,744	0,966	1,000	0,658	0,399	0,750	0,301	0,570	0,350	0,685	0,797
COT	0,316	0,621	-0,355	0,243	0,247	0,704	0,658	1,000	0,198	0,262	0,265	0,263	0,027	0,440	0,485
Fósforo	0,867	0,541	-0,871	0,586	0,505	0,452	0,399	0,198	1,000	0,624	0,504	0,656	0,714	0,501	0,721
Amônia	0,622	0,786	-0,562	0,624	0,546	0,669	0,750	0,262	0,624	1,000	0,343	0,619	0,555	0,581	0,726
Nitrato	0,604	0,393	-0,721	0,678	0,404	0,375	0,301	0,265	0,504	0,343	1,000	0,758	0,710	0,685	0,296
ST	0,786	0,592	-0,863	0,902	0,741	0,603	0,570	0,263	0,656	0,619	0,758	1,000	0,912	0,925	0,700
STF	0,711	0,393	-0,820	0,819	0,616	0,348	0,350	0,027	0,714	0,555	0,710	0,912	1,000	0,689	0,651
STV	0,732	0,684	-0,769	0,838	0,741	0,745	0,685	0,440	0,501	0,581	0,685	0,925	0,689	1,000	0,636
SD	0,755	0,813	-0,670	0,594	0,726	0,786	0,797	0,485	0,721	0,726	0,296	0,700	0,651	0,636	1,000

A partir da Tabela 4.9, os maiores coeficientes de correlação associados ao Fator 1 (abscissas) foram Sólidos Totais (-0,916), Sólidos Totais Voláteis (-0,891) e Temperatura (-0,883); ao Fator 2 (ordenadas) foram COT (-0,584) e DBO₅ (-0,572). Assim, conclui-se que as variáveis de maior representatividade no efluente bruto foram sólidos totais, sólidos totais voláteis, temperatura, COT e DBO₅.

A Figura 4.75 mostra a correlação existente entre as diferentes variáveis no ponto P1, sendo ilustrados os Fatores 1 e 2.

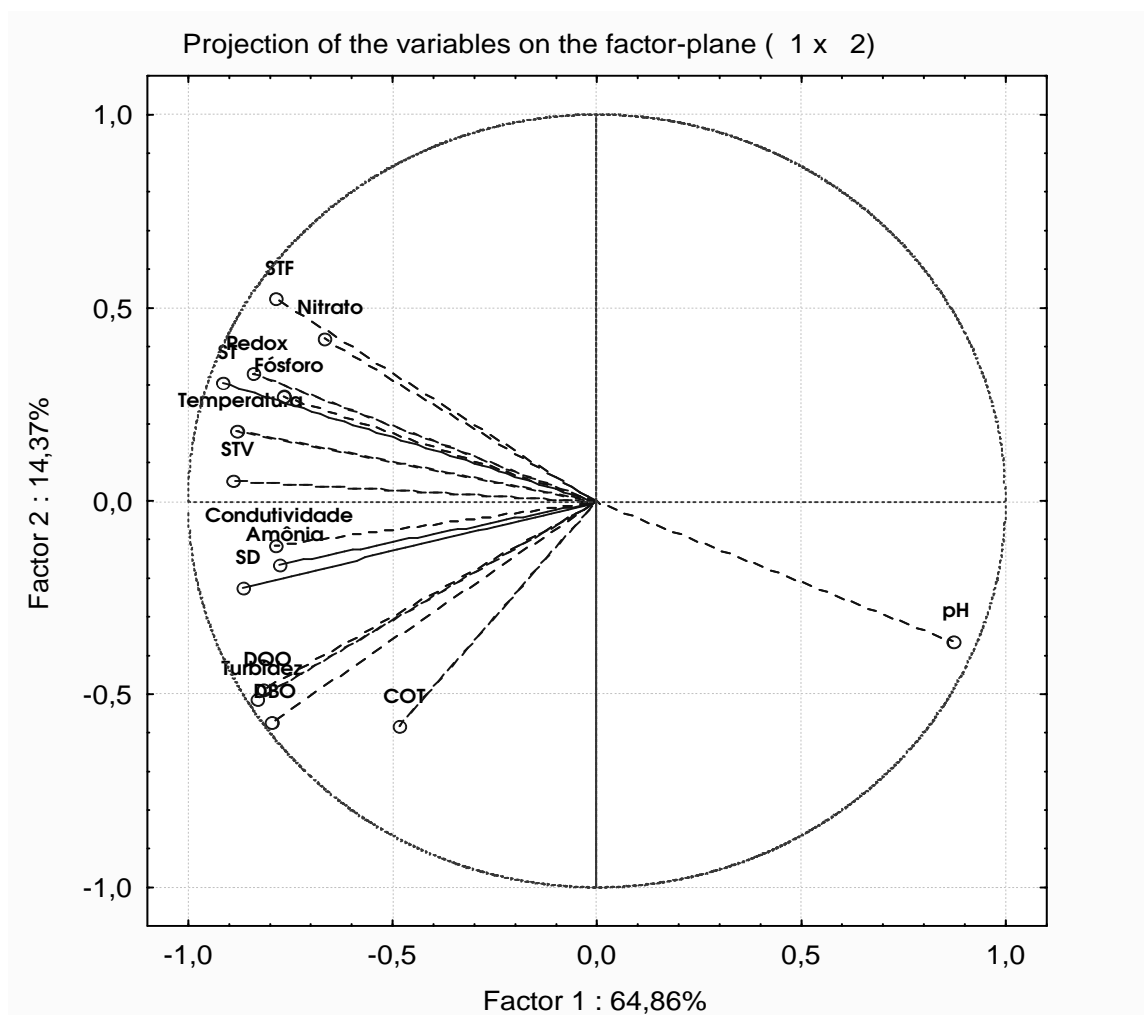


Figura 4.75. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Efluente Bruto.

A partir da Figura 4.75, percebe-se que existe uma correlação forte e positiva entre as variáveis, como DBO₅, Nitrato, Amônia e COT, e que estas, na sua grande maioria, tiveram correlação com o Fator 1, correspondendo a 64,86% da variância no efluente bruto. Quanto a variável pH, existe correlação inversa para com praticamente todos os demais parâmetros, se ele aumenta, as demais variáveis diminuem, e vice-versa.

4.8.2. SAÍDA DA LAGOA ANAERÓBIA

A Tabela 4.11 mostra os três primeiros fatores que possuem autovalores maiores que 1, e por isso foram escolhidos: Fator 1= 7,54; Fator 2= 2,30; Fator 3= 1,32 e Fator 4= 1,14. Esses fatores somam 74,4%, porcentagem que explica a variância no ponto P2.

Tabela 4.11. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P2.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	7,543725	50,29150	7,54372	50,2915
2	2,296596	15,31064	9,84032	65,6021
3	1,319646	8,79764	11,15997	74,3998

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 15 variáveis monitoradas para o ponto P2, estão na Tabela 4.12 e 4.13.

Tabela 4.12. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P2.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	-0,076145	-0,614483	-0,370850
DQO	-0,657013	0,020625	0,525463
pH	0,875870	0,195825	-0,089555
Potencial Redox	-0,923959	0,127104	-0,149732
Condutividade	-0,872016	0,141768	-0,027875
Turbidez	-0,729677	0,100596	-0,591975
DBO ₅	-0,620495	0,426994	-0,054843
COT	-0,734053	0,288415	0,148141
Fósforo Total	-0,500101	-0,744741	0,283207
Amônia	-0,920211	0,246396	0,068025
Nitrato	-0,396041	0,334645	0,466180
ST	-0,903141	-0,306436	-0,115876
STF	-0,739769	-0,233338	0,155539
STV	-0,796742	-0,284407	-0,301729
SD	0,131401	-0,782163	0,261883

O Fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para a maioria das variáveis analisadas, seguido dos Fatores 2 e 3 respectivamente. O Fator 2 apresentou os maiores valores de correlação para as variáveis Fósforo Total e Temperatura, -0,745 e 0,614, respectivamente. Para o Fator 3, os maiores coeficientes de correlação foram os das variáveis Turbidez de -0,592 e DQO de 0,525. Ficou evidenciado que nesta lagoa predomina o fator matéria orgânica (relacionado com o fator 1) onde uma das variáveis que apresentou maior carga foi ST (0,903); o fator temperatura (relacionado ao fator 2) com a variável representativa sendo a temperatura (-0,735); e o fator remoção de Fósforo (-0,720).

A Tabela 4.13 traz a matriz de correlação entre as variáveis e a Figura 4.76 apresenta o mapa de correlação entre as variáveis para os fatores 1 e 2. A Tabela 4.12 apresenta a correlação entre as variáveis em estudo e os três primeiros fatores artificiais gerados pela análise dos respectivos autovalores.

Tabela 4.13. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P2.

	Temperatura	DQO	pH	Redox	Condutividade	Turbidez	DBO ₅	COT	Fósforo	Amônia	Nitrato	ST	STF	STV	SD
Temperatura	1,000	-0,116	-0,316	0,083	-0,112	0,096	-0,184	-0,013	0,407	-0,106	-0,180	0,170	0,001	0,260	0,177
DQO	-0,116	1,000	-0,591	0,518	0,427	0,164	0,593	0,543	0,522	0,616	0,343	0,493	0,377	0,457	-0,012
pH	-0,316	-0,591	1,000	-0,872	-0,682	-0,501	-0,292	-0,600	-0,669	-0,818	-0,372	-0,756	-0,670	-0,627	0,142
Redox	0,083	0,518	-0,872	1,000	0,836	0,732	0,530	0,598	0,324	0,927	0,315	0,775	0,677	0,650	-0,349
Condutividade	-0,112	0,427	-0,682	0,836	1,000	0,627	0,637	0,591	0,244	0,887	0,301	0,766	0,766	0,565	-0,083
Turbidez	0,096	0,164	-0,501	0,732	0,627	1,000	0,475	0,420	0,101	0,585	0,156	0,777	0,492	0,800	-0,304
DBO ₅	-0,184	0,593	-0,292	0,530	0,637	0,475	1,000	0,642	-0,051	0,680	0,075	0,415	0,231	0,454	-0,223
COT	-0,013	0,543	-0,600	0,598	0,591	0,420	0,642	1,000	0,283	0,750	0,488	0,498	0,254	0,563	-0,295
Fósforo	0,407	0,522	-0,669	0,324	0,244	0,101	-0,051	0,283	1,000	0,302	0,031	0,602	0,417	0,591	0,480
Amônia	-0,106	0,616	-0,818	0,927	0,887	0,585	0,680	0,750	0,302	1,000	0,343	0,699	0,648	0,556	-0,289
Nitrato	-0,180	0,343	-0,372	0,315	0,301	0,156	0,075	0,488	0,031	0,343	1,000	0,266	0,395	0,094	-0,328
ST	0,170	0,493	-0,756	0,775	0,766	0,777	0,415	0,498	0,602	0,699	0,266	1,000	0,814	0,886	0,169
STF	0,001	0,377	-0,670	0,677	0,766	0,492	0,231	0,254	0,417	0,648	0,395	0,814	1,000	0,452	0,252
STV	0,260	0,457	-0,627	0,650	0,565	0,800	0,454	0,563	0,591	0,556	0,094	0,886	0,452	1,000	0,059
SD	0,177	-0,012	0,142	-0,349	-0,083	-0,304	-0,223	-0,295	0,480	-0,289	-0,328	0,169	0,252	0,059	1,000

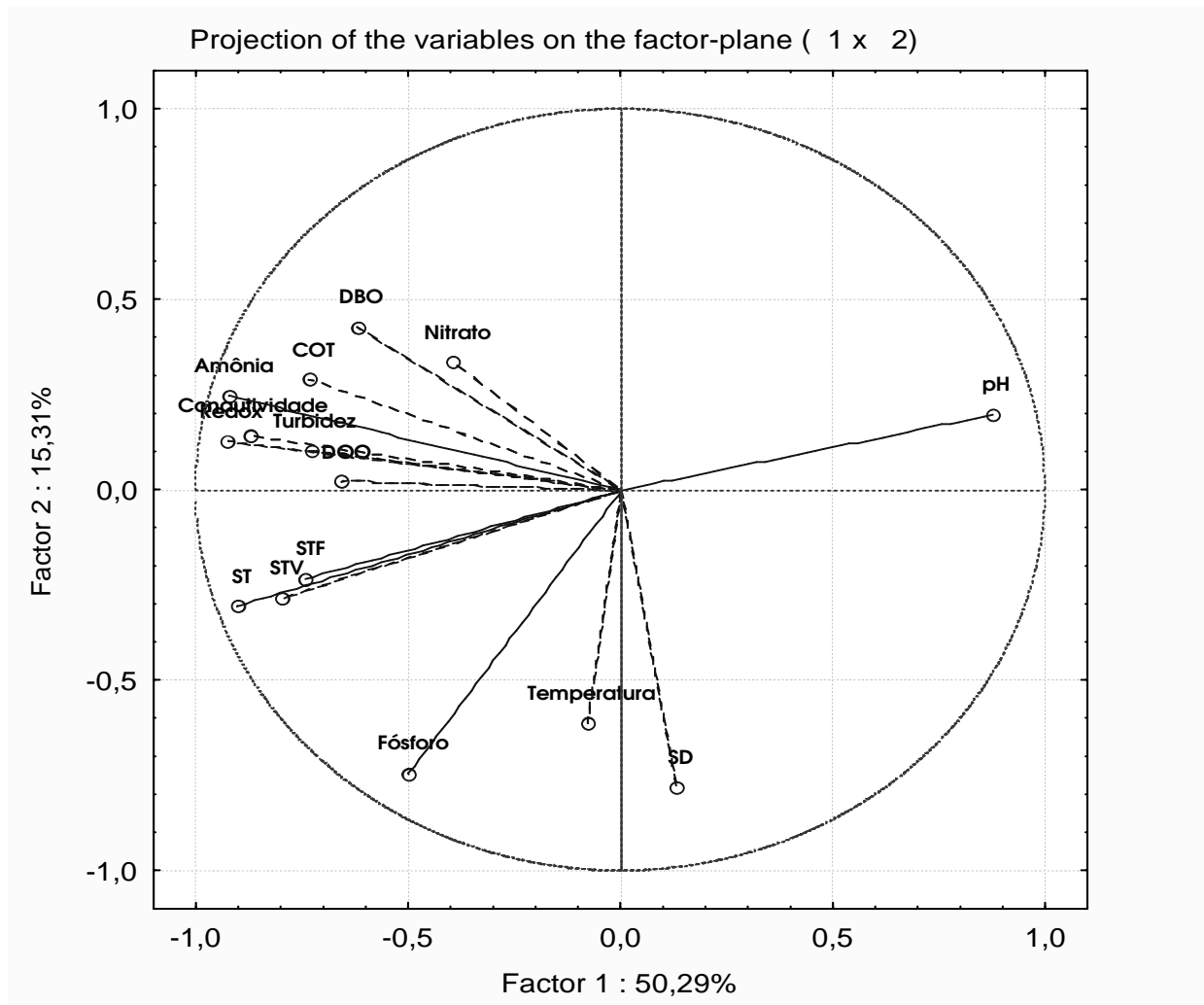


Figura 4.76. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Ponto P2.

4.8.3. LAGOA FACULTATIVA

As Tabelas 4.14 e 4.15 mostram os três primeiros fatores que possuem autovalores maiores que 1, e por isso foram escolhidos: Fator 1= 5,69; Fator 2= 4,10; Fator 3= 2,35. Esses fatores somam 71,34%, porcentagem que explica a variância no ponto P3.

Tabela 4.14. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P3.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	5,693240	33,48965	5,69324	33,4896
2	4,098835	24,11079	9,79208	57,6004
3	2,335880	13,74047	12,12795	71,3409

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais, com as 17 variáveis monitoradas para o ponto P3, estão na Tabela 4.16.

Tabela 4.15. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P3.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
DQO Total	-0,827579	-0,108131	0,395982
DQO Solúvel	-0,812859	-0,206729	0,341118
Turbidez	-0,551499	0,573837	0,080168
DBO₅	-0,408836	-0,677898	-0,345840
COT	-0,099949	-0,929238	0,222998
Condutividade	-0,750330	0,031060	0,077666
pH	0,488859	-0,068241	0,711995
Temperatura	0,082161	0,700914	-0,278396
Potencial Redox	-0,346294	-0,354035	-0,768992
OD	-0,481022	-0,511453	0,570891
Nitrato	-0,844188	-0,305033	0,036993

Tabela 4.15. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o ponto P3. (Cont.)

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Fósforo Total	-0,426144	0,657333	0,096846
Amônia	-0,160017	-0,721284	-0,297909
ST	-0,832513	0,438913	-0,049159
STF	-0,788233	0,468445	-0,027230
STV	-0,592721	0,159048	-0,091048
SD	0,347463	0,159681	0,517949

O Fator 1 possui 6 coeficientes de correlação maior que 0,7 para as variáveis analisadas, enquanto que, os Fatores 2 e 3 possuem 4 e 3 coeficientes de correlação maiores do que 0,7, respectivamente. O Fator 1 apresentou os maiores valores para as variáveis: DQO (total e solúvel), condutividade, nitratos, ST e STF. O Fator 2 apresentou os maiores valores de correlação para as variáveis COT e Amônia. Para o Fator 3, os maiores coeficientes de correlação foram os das variáveis potencial redox e pH.

Tabela 4.16. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P3.

	DQO T.	DQO Sol.	Turbidez	DBO ₅	COT	Cond.	pH	Temp.	Redox	OD	Nitrato	Fósforo	Amônia	ST	STF	STV	SD
DQO T.I	1,000	0,883	0,523	0,308	0,253	0,462	-0,225	-0,304	0,093	0,693	0,692	0,404	0,044	0,549	0,516	0,400	-0,044
DQO Sol.	0,883	1,000	0,239	0,230	0,424	0,433	-0,269	-0,261	0,054	0,709	0,630	0,198	0,145	0,604	0,509	0,612	-0,205
Turbidez	0,523	0,239	1,000	-0,077	-0,574	0,361	-0,229	0,008	0,120	-0,102	0,377	0,834	-0,290	0,588	0,631	0,206	0,175
DBO ₅	0,308	0,230	-0,077	1,000	0,468	0,322	-0,347	-0,433	0,650	0,334	0,614	-0,196	0,670	-0,026	-0,080	0,143	-0,280
COT	0,253	0,424	-0,574	0,468	1,000	0,048	0,137	-0,637	0,165	0,685	0,331	-0,612	0,607	-0,289	-0,314	-0,087	-0,162
Condutividade	0,462	0,433	0,361	0,322	0,048	1,000	-0,070	0,052	0,127	0,366	0,738	0,274	0,199	0,709	0,741	0,303	-0,220
pH	-0,225	-0,269	-0,229	-0,347	0,137	-0,070	1,000	-0,254	-0,746	0,109	-0,352	-0,200	-0,058	-0,391	-0,305	-0,468	0,471
Temperatura	-0,304	-0,261	0,008	-0,433	-0,637	0,052	-0,254	1,000	-0,226	-0,351	-0,296	0,252	-0,561	0,292	0,309	0,112	-0,222
Redox	0,093	0,054	0,120	0,650	0,165	0,127	-0,746	-0,226	1,000	-0,149	0,426	-0,012	0,565	0,084	0,073	0,077	-0,375
OD	0,693	0,709	-0,102	0,334	0,685	0,366	0,109	-0,351	-0,149	1,000	0,621	-0,189	0,063	0,128	0,118	0,101	-0,132
Nitrato	0,692	0,630	0,377	0,614	0,331	0,738	-0,352	-0,296	0,426	0,621	1,000	0,252	0,301	0,487	0,483	0,282	-0,230
Fósforo	0,404	0,198	0,834	-0,196	-0,612	0,274	-0,200	0,252	-0,012	-0,189	0,252	1,000	-0,241	0,494	0,523	0,193	0,326
Amônia	0,044	0,145	-0,290	0,670	0,607	0,199	-0,058	-0,561	0,565	0,063	0,301	-0,241	1,000	-0,127	-0,146	-0,015	-0,147
ST	0,549	0,604	0,588	-0,026	-0,289	0,709	-0,391	0,292	0,084	0,128	0,487	0,494	-0,127	1,000	0,966	0,657	-0,391
STF	0,516	0,509	0,631	-0,080	-0,314	0,741	-0,305	0,309	0,073	0,118	0,483	0,523	-0,146	0,966	1,000	0,439	-0,411
STV	0,400	0,612	0,206	0,143	-0,087	0,303	-0,468	0,112	0,077	0,101	0,282	0,193	-0,015	0,657	0,439	1,000	-0,162
SD	-0,044	-0,205	0,175	-0,280	-0,162	-0,220	0,471	-0,222	-0,375	-0,132	-0,230	0,326	-0,147	-0,391	-0,411	-0,162	1,000

A Figura 4.77 mostra a correlação existente entre as diferentes variáveis no ponto P3, para os Fatores 1 e 2, que representam 57,3% da variância.

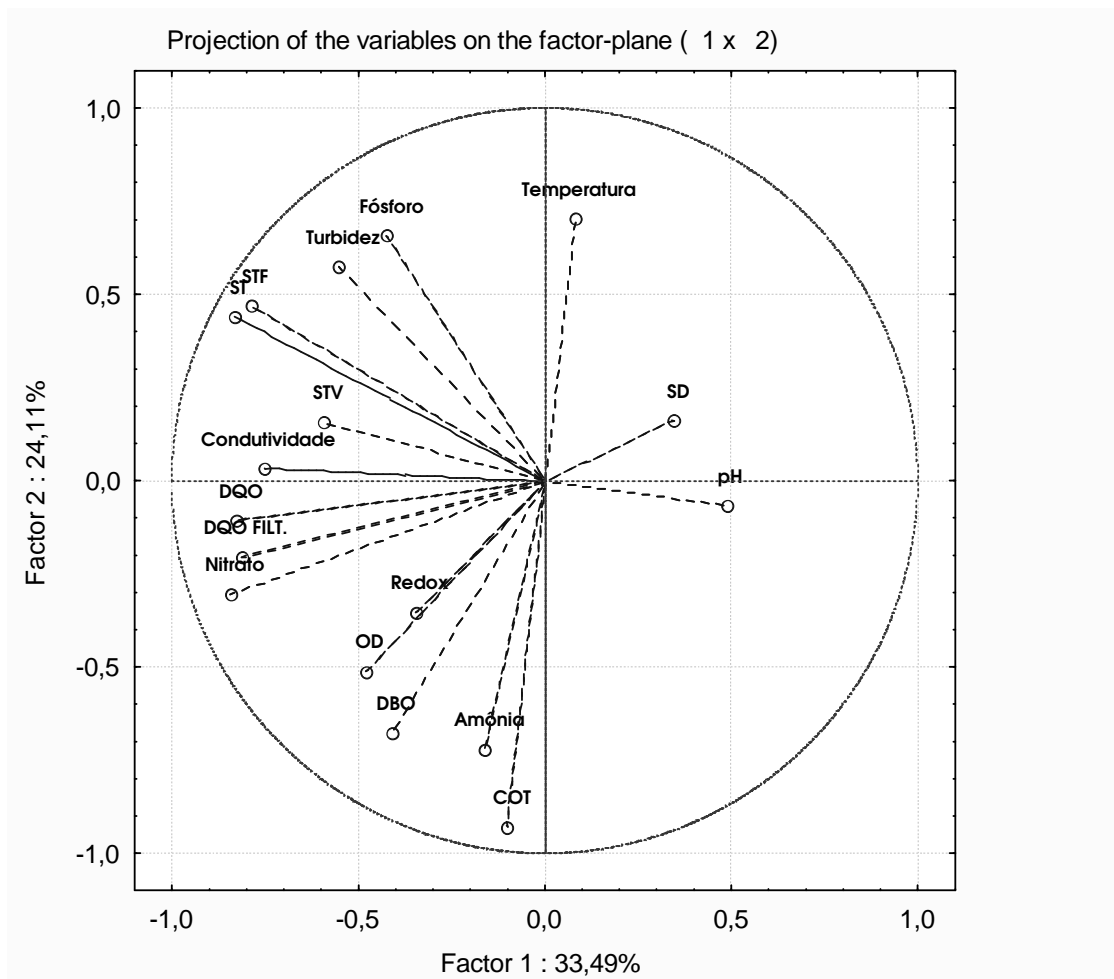


Figura 4.77. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Ponto P3.

Usando análise fatorial para lagoas facultativas tradicionais e lagoas de alta taxa, MOERSIDIK (1992) e EL HALOUANI et al. (1993), autores observaram que a remoção dos nutrientes nessas lagoas deve-se a uma forte atividade algal, estimulada por fatores climáticos como temperatura elevada e radiação solar, e a presença de bactérias, que se desenvolvem mais intensamente devido ao alimento (DQO) e oxigênio disponíveis.

4.8.4. LAGOA DE MATURAÇÃO

A Tabela 4.17 mostra os três primeiros fatores que foram escolhidos para a lagoa de maturação, por possuírem autovalores maiores que 1. Fator 1= 7,68; Fator 2= 2,85; Fator 3= 2,70. Esses fatores somam 77,81%, que explica a variância na lagoa de maturação.

Tabela 4.17. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o ponto P4.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	7,677747	45,16322	7,67775	45,1632
2	2,848976	16,75868	10,52672	61,9219
3	2,701188	15,88934	13,22791	77,8112

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais, e as 17 variáveis monitoradas para o ponto P4, estão na Tabela 4.18 e 4.19.

Tabela 4.18. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Ponto P4.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
DQO Total	-0,912140	-0,179700	-0,316548
DQO Solúvel	-0,975613	0,044344	-0,083687
Turbidez	-0,384681	-0,191040	-0,563371
DBO ₅	-0,600770	-0,350011	0,439441
COT	-0,764447	-0,208969	0,256668
Condutividade	-0,893949	-0,019649	-0,089353
pH	-0,100052	0,002261	-0,738417
Temperatura	0,134672	0,566489	-0,469024
Potencial Redox	0,117223	-0,066540	0,906275
OD	-0,409821	-0,744505	0,213018
Nitrato	-0,922522	-0,309208	0,004583
Fósforo Total	-0,670985	0,635381	0,096722
Amônia	-0,070963	0,771719	0,508786
ST	-0,943194	0,228751	-0,045674
STF	-0,914339	0,248609	-0,105179
STV	-0,795865	0,076114	0,281659
SD	-0,355418	0,719190	0,130192

O Fator 1 possui 8 coeficientes de correlação maior que 0,7 para as 17 variáveis analisadas, enquanto que, os Fatores 2 e 3 possuem 3 e 2 coeficientes de correlação maiores do que 0,7, respectivamente. Para o Fator 1, as variáveis com maior correlação foram DQO (total e solúvel), COT, condutividade, Nitratos, ST, STF e STV. O Fator 2 apresentou os maiores valores de correlação para as variáveis: amônia, OD e SD. Para o Fator 3, os maiores coeficientes de correlação foram para o pH e o Potencial Redox.

Tabela 4.19. Matriz de correlação entre variáveis para o ponto P4.

	DQO T.	DQO Sol.	Turbidez	DBO ₅	COT	Cond.	pH	Temp.	Redox	OD	Nitrato	Fósforo	Amônia	ST	STF	STV	SD
DQO T.	1,000	0,912	0,649	0,461	0,589	0,829	0,210	-0,031	-0,352	0,441	0,896	0,463	-0,233	0,858	0,851	0,615	0,114
DQO Sol.	0,912	1,000	0,437	0,596	0,707	0,836	0,126	-0,014	-0,198	0,382	0,869	0,709	0,046	0,918	0,905	0,710	0,382
Turbidez	0,649	0,437	1,000	0,043	-0,121	0,272	0,146	-0,004	-0,462	0,268	0,431	0,200	-0,396	0,325	0,359	0,036	0,077
DBO ₅	0,461	0,596	0,043	1,000	0,534	0,481	-0,315	-0,308	0,387	0,523	0,709	0,241	-0,122	0,440	0,415	0,441	0,071
COT	0,589	0,707	-0,121	0,534	1,000	0,750	0,120	-0,340	0,103	0,509	0,696	0,385	0,026	0,658	0,604	0,736	0,053
Condutividade	0,829	0,836	0,272	0,481	0,750	1,000	0,173	-0,004	-0,071	0,217	0,807	0,501	-0,081	0,905	0,904	0,628	0,174
pH	0,210	0,126	0,146	-0,315	0,120	0,173	1,000	0,095	-0,838	-0,067	0,100	0,019	-0,285	0,051	0,064	-0,035	0,051
Temperatura	-0,031	-0,014	-0,004	-0,308	-0,340	-0,004	0,095	1,000	-0,326	-0,724	-0,337	0,116	0,041	0,115	0,191	-0,290	0,057
Redox	-0,352	-0,198	-0,462	0,387	0,103	-0,071	-0,838	-0,326	1,000	0,072	-0,108	-0,039	0,299	-0,107	-0,125	0,025	-0,078
OD	0,441	0,382	0,268	0,523	0,509	0,217	-0,067	-0,724	0,072	1,000	0,596	-0,113	-0,298	0,149	0,102	0,338	-0,214
Nitrato	0,896	0,869	0,431	0,709	0,696	0,807	0,100	-0,337	-0,108	0,596	1,000	0,401	-0,158	0,790	0,747	0,750	0,157
Fósforo	0,463	0,709	0,200	0,241	0,385	0,501	0,019	0,116	-0,039	-0,113	0,401	1,000	0,600	0,724	0,721	0,536	0,782
Amônia	-0,233	0,046	-0,396	-0,122	0,026	-0,081	-0,285	0,041	0,299	-0,298	-0,158	0,600	1,000	0,203	0,169	0,327	0,697
ST	0,858	0,918	0,325	0,440	0,658	0,905	0,051	0,115	-0,107	0,149	0,790	0,724	0,203	1,000	0,990	0,737	0,377
STF	0,851	0,905	0,359	0,415	0,604	0,904	0,064	0,191	-0,125	0,102	0,747	0,721	0,169	0,990	1,000	0,636	0,357
STV	0,615	0,710	0,036	0,441	0,736	0,628	-0,035	-0,290	0,025	0,338	0,750	0,536	0,327	0,737	0,636	1,000	0,385
SD	0,114	0,382	0,077	0,071	0,053	0,174	0,051	0,057	-0,078	-0,214	0,157	0,782	0,697	0,377	0,357	0,385	1,000

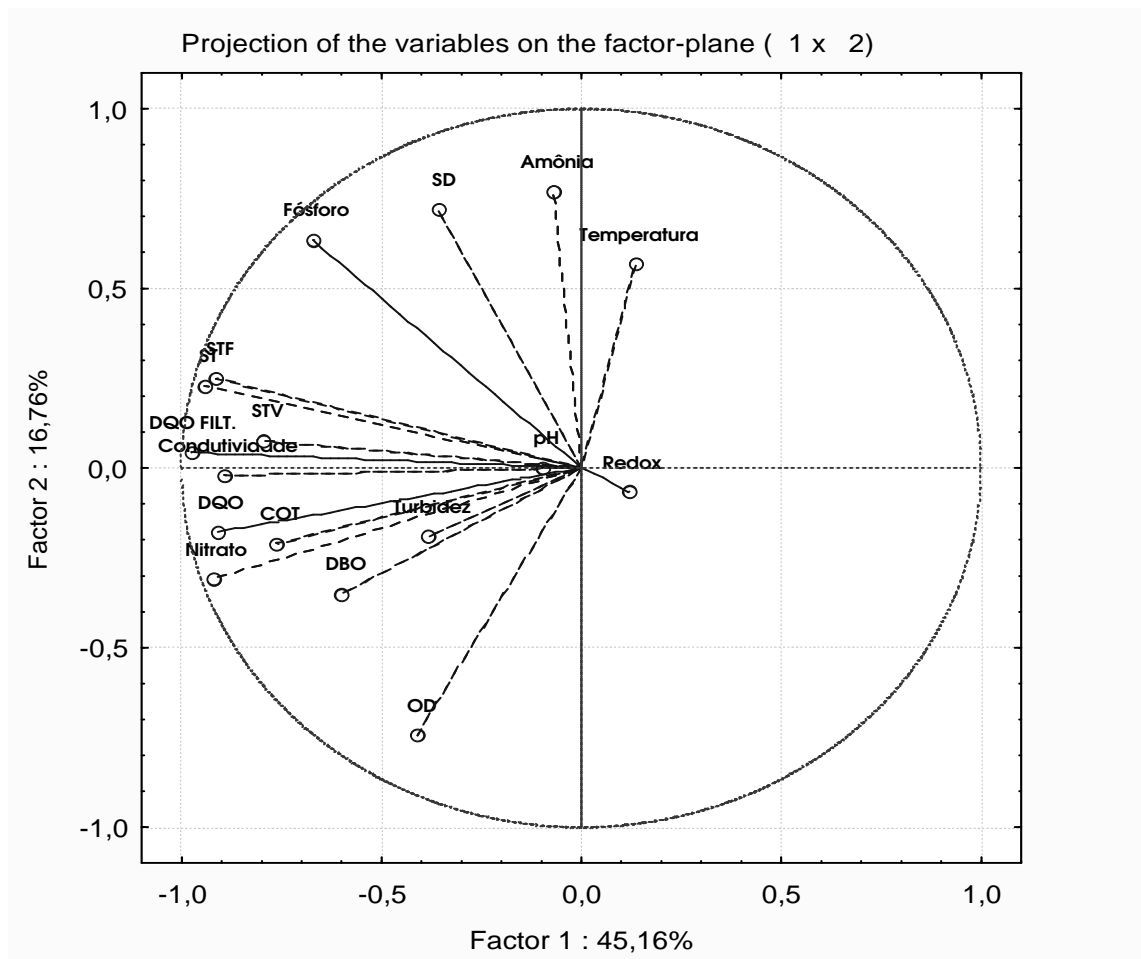


Figura 4.78. Coeficientes de Correlação entre Variáveis e os Fatores Artificiais Para o Ponto P4.

A Figura 4.78 mostra a correlação existente entre as diferentes variáveis no ponto P4, sendo ilustrados os Fatores 1 e 2. Na projeção acima, percebe-se uma forte correlação positiva entre as variáveis, concentrando-se em torno do eixo Y, que representou 16,76% de significância. Vale ressaltar também que, nesta unidade de tratamento, o quadrante do pH mudou e passou a ter correlação positiva com as outras variáveis, diferente do que aconteceu com o afluente bruto.

4.8.5. CONSTATAÇÕES SOBRE OS RESULTADOS DA ACP

Os resultados de maior importância, que descrevem o funcionamento das diferentes unidades, bem como do afluente bruto, são expostos na Tabela 4.20. Tais variáveis foram apresentadas nos mapas fatoriais (Figuras 4.75, 4.76, 4.77 e 4.78) onde se percebe a sua variação ao longo do período estudado.

Tabela 4.20. Resumo dos Fatores Artificiais Obtidos para os Pontos de Coleta.

Pontos	Variável	Fator	Explicação (%)	Explicação Acumulada (%)
P1	ST, Temperatura e pH	1	64,9	79,3
	DBO ₅ e COT	2	14,4	
P2	Potencial Redox, Amônia, ST	1	50,3	74,4
	Fósforo, SD	2	15,3	
	DQO e Turbidez	3	8,8	
P3	DQO, Nitrato, ST	1	33,5	71,3
	COT e Amônia	2	24,1	
	Potencial Redox e pH	3	13,7	
P4	DQO, ST e Nitrato	1	45,2	77,9
	OD e Amônia	2	16,8	
	Potencial Redox e pH	3	15,9	

A variável DQO também apresentou significância de variação, sendo um dos parâmetros adotados para verificar a eficiência do sistema quanto à remoção de cargas aplicadas nas lagoas, se comparados com a carga aplicada do efluente bruto. Outra variável que aparece como representativa para o sistema foi a amônia, em especial para os pontos P2 e P3, responsáveis pela grande remoção desta variável, com o conseqüente aumento de pH observado, durante toda a pesquisa, até mesmo no final do experimento (Fase II) quando o efluente bruto (P1) passava por ajuste de pH.

Comparando-se os resultados obtidos com os conduzidos por OLIVEIRA et al. (2001), observou-se que o fator remoção dos nutrientes (fósforo e amônia) apresentou

maior percentual de explicação da variância das variáveis para a Lagoa Anaeróbia (50,3%) que o fator concentração de material orgânico (15,3%).

Para a Lagoa Facultativa, os fatores relacionados à concentração de material orgânico e à remoção de nutrientes explicaram o maior percentual da variância das variáveis da lagoa facultativa do que o fator estabilidade do processo, relacionado com o pH. O fator concentração de material orgânico explicou 33,5%, enquanto que o fator remoção de nutrientes explicou 24,1% em especial relacionado à volatilização de amônia. Na Lagoa de Maturação, os fatores concentração de material orgânico e remoção de nutrientes explicaram 45,2%, enquanto que o fator aerobicidade explicou de 17% da variância. O fator concentração de material orgânico, para a lagoa facultativa e de maturação explicou grande parte da variância nestas unidades, o que evidencia que, conforme OLIVEIRA et al. (2001), o desenvolvimento da biomassa de algas contribuiu para uma maior variabilidade da concentração de sólidos suspensos e também das variáveis medidoras de material orgânico.

A Tabela 4.21 apresenta o resumo dos fatores artificiais para o sistema de lagoas.

Tabela 4.21. Resumo dos Fatores Artificiais Obtidos para o Sistema de Lagoas.

Pontos	Variável	Fator	Explicação (%)
Lagoa Anaeróbia	Remoção de nutrientes	1	50,3
	Concentração de material orgânico	2	15,3
	Concentração de material orgânico	1	33,5
Lagoa Facultativa	Remoção de nutrientes	2	24,1
	Estabilidade do processo	3	13,7
	Concentração de material orgânico	1	45,2
Lagoa de Maturação	Remoção de nutrientes	1	45,2
	Aerobicidade	2	16,8

A predominância do fator matéria orgânica, indicado pela variável DQO e

também pelos Sólidos, em todas as lagoas demonstra que, assim como nos trabalhos conduzidos por ZANOTELLI (2002), há necessidade de melhorar a eficiência do sistema de tratamento, uma vez que indica a má qualidade do efluente, conforme OLIVEIRA et al. (2001). Este fator é característico das lagoas anaeróbias e facultativas, pois são reatores com efluentes mais concentrados. É importante, no estudo do aparecimento do fator matéria orgânica, salientar que este não expressa quantitativamente a concentração do efluente, só permite uma interpretação qualitativa para tal.

O fator temperatura, em especial para o efluente bruto, demonstra a importância desta variável na velocidade das reações bioquímicas que são processadas nas lagoas, assim como no ciclo diário de estratificação e mistura, que exercem influência na intensidade do contato entre os microrganismos e a massa líquida (OLIVEIRA et al., 2001). Já o fator aerobicidade, explicando 16,8% da variância na lagoa de maturação, indica a produção de oxigênio pelo fitoplâncton, ou seja, expressa a quantidade de oxigênio dissolvido presente nas lagoas maturação.

O fator remoção de nutrientes – indicado pela remoção de nitrogênio e fósforo – ocorreu principalmente na lagoa facultativa e de maturação, o qual é ressaltado por ZANOTELLI (2002) que, as lagoas são ambientes adequados para o desenvolvimento das algas, as quais realizam mutualismo com as bactérias proporcionando a remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio), mesmo em pequenas quantidades, como no presente caso.

5.1. CONCLUSÕES

Neste trabalho, procurou-se verificar a viabilidade de tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitários por meio de um sistema de lagoas de estabilização em série, consistindo na configuração lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação. Esta seqüência mostrou-se ser adequada ao tratamento do efluente bruto, refletidos nos resultados obtidos:

- O efluente bruto caracterizou-se por apresentar biodegradabilidade na faixa de 0,2 – 0,3, evidenciando o período de transição do aterro sanitário de jovem para um aterro maduro, com características bem distintas, passível de tratamento biológico;
- Para a lagoa anaeróbia, em média, foram aplicados 186 ± 77 gDQO/m³.dia de carga orgânica volumétrica, enquanto que as cargas orgânicas superficiais aplicadas foram de 106 ± 45 kgDQO/ha.dia e 64 ± 31 kgDQO/ha.dia para a lagoa facultativa e de maturação, respectivamente. De modo geral, a eficiência de remoção para o sistema como um todo, ficou na faixa de 77% em termos de DQO total, sendo o sistema capaz de tratar cargas elevadas, superiores a 400 gDQO/m³.dia. Tratando-se de amônia, o sistema apresentou remoção média de 94,3% da concentração afluente de amônia aplicada média de 90 gN-NH₃/m³.dia, resultado do pH elevado e temperaturas adequadas. O sistema como um todo foi favorável para a remoção de fósforo total, cujos valores de entrada foram em média de 41 mg/L, com reduções ao longo do tratamento, na ordem de 83%. É provável que esta redução, de fato, se deu principalmente através de precipitação química, devido ao pH elevado;
- A remoção para COT foi da ordem de 78%, com concentrações médias variando entre 594 mg/L e 131 mg/L, na entrada e saída do sistema, respectivamente, mostrando-se superior aos encontrados por outros sistemas de tratamento também adotados para o tratamento de lixiviados.
- No balanço de sólidos totais, suspensos e dissolvidos para o sistema, verificou-

se a grande quantidade de sólidos dissolvidos, com valores superiores a 90% em relação aos totais, característica marcante do efluente tratado no sistema de lagoas.

- Para avaliação ecotoxicológica do lixiviado, embora o afluente apresentasse considerável toxicidade de acordo com estudos prévios, utilizou-se o organismo-teste *Daphnia magna* Straus, conforme diretrizes da Resolução CONAMA 357/2005 e Portaria Nº 017/02 da FATMA – SC. Os resultados foram positivos, atingindo valores desejados de detoxificação do efluente. Mesmo com um ligeiro período de sobrecarga, o sistema conseguiu restabelecer-se e de modo gradativo conseguiu remover a toxicidade do efluente.
- Observou-se estratificação nas lagoas facultativa e de maturação nas diferentes fases, influenciada pelas estações do ano. Para a temperatura, o gradiente médio na lagoa facultativa foi de 1,7°C por metro e quanto que para a lagoa de maturação foi de 2,1°C por metro, evidenciando estratificação térmica. Flutuações sazonais e diurnas na variável pH e OD também foram observadas, em especial durante períodos de intensidade luminosa, com os picos ocorrendo entre 13h00 e 15h00. O mesmo se deu durante a avaliação nictemeral (24 horas), que mostrou variações significativas em alguns dos parâmetros monitorados. OD, pH e temperatura apresentaram flutuações nos diversos horários e profundidades amostradas.
- A partir da análise multivariada - ACP constatou-se a predominância de fatores como matéria orgânica (DQO e série de sólidos), temperatura, oxigênio dissolvido e remoção de nutrientes como sendo os mais representativos, mostrando-se assim, como de grande importância no dimensionamento de unidades de tratamento como a adotada neste estudo.

Foi comprovada a hipótese levantada no início dos trabalhos, com base nos resultados obtidos, que o sistema de lagoas de estabilização pode tratar eficientemente lixiviados de aterros sanitários, sob as condições retratadas no presente estudo. A legislação ambiental brasileira não fornece os limites permissíveis para este tipo específico de efluente, restringindo-se, portanto, à obediência das legislações e normas

municipais, estaduais e a federal. Os valores máximos permitidos para efluentes de qualquer fonte poluidora são estabelecidos pela resolução número 357 de 2005 do Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA. Nesse contexto, há real necessidade de adequações no sistema como um todo para que o mesmo atenda, de fato, aos parâmetros da Legislação.

As questões de pesquisa também foram satisfeitas, recomendando o sistema de tratamento adotado como próprio para o tratamento deste tipo de efluente, com características ímpares.

5.2. RECOMENDAÇÕES

Na seqüência das pesquisas, algumas recomendações são oportunas, a saber:

- Realizar estudos quanto ao dimensionamento das unidades (variação no comprimento, largura e/ou profundidade), fazendo a adição de chicanas na lagoa facultativa e/ou tornando mais rasa a lagoa de maturação;
- Avaliar o desempenho do sistema quanto à sua eficiência a partir do tempo de detenção hidráulico (TDH), constante da reação (K) para remoção da matéria orgânica em termos de DBO₅ e em termos de DQO, bem como em termos de cargas orgânicas volumétricas e superficiais, como sugerido por outros pesquisadores;
- Melhorar a qualidade do efluente antes do seu descarte final, uma vez que, com suas características físico-químicas, principalmente representadas por elevada carga orgânica e forte coloração, adotando-se tratamentos complementares como de banhados construídos (*wetlands*) ou ainda processos de coagulação e clarificação;
- Realizar um estudo detalhado sobre a presença/ausência de metais pesados, determinando sua composição e concentração no lixiviado – o que ainda tem gerado conflitos entre pesquisadores – uma vez que, mesmo após passar pelas diferentes unidades de tratamento, o efluente

em alguns momentos apresentou toxicidade aguda, talvez pela presença de metais pesados e de outros compostos inorgânicos;

- Aprimorar o conhecimento da toxicidade do lixiviado, utilizando-se outros organismos-teste recomendados na Legislação, com uma frequência maior de amostragens, cujos resultados poderão servir de indicativo para controlar a exposição do homem e outros seres a agentes químicos contaminantes, protegendo-os dos riscos potenciais, e também poderão ser aplicadas no controle de poluição deste efluente gerado em aterros sanitários;
- Realizar estudo dos microrganismos atuantes nos processos anaeróbio e facultativo das lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviados, correlacionando-os com as suas necessidades nutricionais, visando à melhoria do processo de tratamento empregado.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES – SC. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – SEÇÃO SANTA CATARINA. **Relatório do Projeto de Verificação da Sustentabilidade do Programa Lixo Nosso de Cada Dia, do Ministério Público do Estado de Santa Catarina.** Projeto de Cooperação Técnico-Científica entre o Ministério do Meio Ambiente e a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Seção Santa Catarina. Disponível em: <<<http://www.abes-sc.org.br/novosite/programas/RelatoriodeVerificacaodoSustentabilidadedoProgramaLixoNossodeCadaDiadoMinisterioPublicodoEstadodeSantaCatarina.pdf>>> Acessado em: 27 de Setembro de 2006.

ALVES, F. **Disposição Inadequada Ainda é o Grande Problema.** In: Revista Saneamento Ambiental, nº 103, Março – Abril, 2004.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 16, Ed, 1985.

ARANTES, R. F. M.; VIEIRA, A. G. F.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L. **Uso de Lagoa de Polimento para Efluente UASB.** In.: CHERNICHARO, C. A. L (Coord). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos. Vol. 1, pp. 33-42. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

ARAÚJO, I. S. **Avaliação de Lagoas Facultativa e de Maturação em Escala Real, como Etapas Secundária e Terciária, de Sistema de Tratamento de Dejetos de Suínos.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ARAÚJO, R.; BOTTA-PASCHOAL, C.; SILVÉRIO, P.; ALMEIDA, F. RODRIGUES, P.; UMBEZEIRO, G.; JARDIM, W.; MOZETO, A. **Application of Toxicity Identification-Evaluation to Sediment in a Highly Contaminated Water Reservoir in Southeastern Brazil.** Environmental Toxicology and Chemistry. USA, v. 25 n.2, p. 581-588, 2006.

ARCEIVALA, J. S. **Hydraulic Modeling for Waste Ponds.** Journal Environmental Engineering,

ASCE, v. 109, n.1, p.265-268. 1983.

ARRUDA, A.C.S.; TEIXEIRA, A.E.; MANDELLI, S.M.C.; PESSIN, N.; SILVA, A.R. **Estudo do Comportamento de Parâmetros Físico-Químicos Relacionados ao Processo de Estabilização de Resíduos Sólidos Urbanos no Sistema de Remediação de São Giácomo – Caxias do Sul/RS.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18. Salvador. Anais. Salvador: ABES, 10p., 1995.

ARTHUR, J.P. **Notes On The Design And Operation Of Waste Stabilization Ponds In Warm Climates Of Developing Countries.** Technical paper No 7. Washington DC: The World Bank. 1983.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimentos: NBR 8419.** São Paulo. 13 p., 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *Daphnia spp.* (Cladocera Crustáceo).** NBR 12713. Rio de Janeiro, 17 p., 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos Sólidos – Classificação: NBR 10004.** São Paulo. 13 p., 2004.

AZOV, Y.; TREGUBOVA, R. **Nitrification Processes in Stabilization Ponds.** *Water Science and Technology.* V. 31, n. 12, p. 313 – 319, 1995.

BARBETTA, P. A. **Estatística Aplicada às Ciências Sociais.** 3 Ed. Editora da UFSC, Florianópolis, 1999.

BARBOSA, R. M. **O Chorume dos Depósitos de Resíduos Urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição e Atenuação.** Revista Brasileira de Tecnologia, v. 14, p. 111-125, Camaçari, 1999.

BARTHEL, L. **Lagoas de Alta Taxa, Maturação e Aguapés em Sistema de Tratamento de**

Dejetos de Suínos: Avaliação de Desempenho e Dinâmica Planctônica. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BARTOSH, Y; BANKS, C. J. **Algae Growth Response and Survival in a Range of Light and Temperature Conditions; Implications for Non-Steady-State Conditions in Waste Stabilization Ponds.** In: 7th Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Anais...Bangkok, Thailand. CD-ROM, 2006.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; ROSA, A. P. **Caracterização E Comportamento de Uma Série de Lagoas de Polimento Tratando Esgotos Sanitários.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, Belo Horizonte, 2007. Anais... Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2007.

BATSTONE R.; SMITH J. and WILSON D. **The Safe Disposal of Hazardous Wastes – The Special Needs and Problems of Developing Countries.** World Bank Technical N.º93, Vol. 1 e 2, Washington D. C. 1989.

BENGTSSON, L., BENDZ, D., HOGLAND, W., ROSQVIST, H. AKESSON, M. **Water Balance for Landfills of Different Age.** Journal of Hydrology, n. 158, p. 2003-2217.1994.

BERAN, B.; KARGI, F. **A Dynamic Mathematical Model for Wastewater Stabilization Ponds.** Ecological Modelling 181(2005) 39 – 57. 2004.

BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.** 1.^a Ed, V.1, São Carlos, EESC-USP, 1999.

BOHRER, M. B. **Biomonitoramento das Lagoas de Tratamento Terciário do Sistema de Tratamento dos Efluentes Líquidos Industriais (SITEL) do Pólo Petroquímico do Sul, Triunfo, RS, Através da Comunidade Zooplanctônica.** Tese (Doutorado em Ciências) - UFSCar, 1995.

BOYLE, W. C.; HAM, R. K. **Treatability of Leachate form Sanitary Landfills.** Journal Water Pollution Control Federation, 46(5): 860 – 872. 1974.

BRANCO, S. M. **A Água E O Homem**. Hidrologia Ambiental, v. 3. São Paulo: Edusp – Editora da Universidade de São Paulo, 1991.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. CETESB, 2. Ed. São Paulo, 1978.

BRENTANO, D. M. **Desenvolvimento e Aplicação do Teste de Toxicidade Crônica com *Daphnia Magna*: Avaliação de Efluentes Tratados de um Aterro Sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

BRENTANO, D. M.; HOINASKI, L.; MATIAS, W. G. **Avaliação do Efeito Tóxico Agudo de Líquidos Percolados após Diferentes Tratamentos, Usando *Daphnia magna* como Organismo-Teste**. Relatório Técnico. UFSC. Santa Catarina, 2006.

BRENTANO, D. M.; LOBO, E. A. **Utilização de Ensaio Ecotoxicológicos com *Daphnia magna Straus, 1820 (Cladocera, Crustacea)* para Avaliação de Efluentes de Curtume da Região do Vale do Rio Pardo, RS, Brasil**. VII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia. Vitória, ES.p 193. 2002.

CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C.; SANT'ANNA JR, G. L. **Tratabilidade do Chorume Gerado no Aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro**. In: I Encontro Brasileiro de Ciências, v. 2, p. 453-473, 1994.

CAMPBELL, D. J. V. **Environmental Management of Landfill Sites**. Journal IWEN, n.7, p. 170-174. 1993.

CAMPOS, J. R. (Coordenador). **Tratamento de Esgotos Sanitários Por Processo Anaeróbio E Disposição Controlada No Solo**. Rio de Janeiro: ABES. 1999.

CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P.; DOMBROSKI, S. A. G.; MARCHETO, M.; LIMA, M. R. A. **Tratamento Físico-Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. XXV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental – AIDIS, México, 1980.

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C. ZULKIFLI, H.; DUBOIS, A.; BONTOUX, J. **Seasonal Development of Phytoplankton and Zooplankton in High-Rate Algae Pond.** Water Science and Technology, v. 33, n. 7, pp. 199 – 206. 1996.

CAPELO NETO, J., MOTA, S., SILVA, F. J. A. **Geração do Percolado em Aterro Sanitário no Semi-Árido Nordestino: uma abordagem quantitativa.** Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, v. 4, n. 3/4, 1999.

CASTILHOS JR., A. B. **Estudo da Evolução Físico-Química de Resíduos Urbanos Em Aterro Sanitário: Resultados Experimentais e Modelação** - In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, Natal, 1993.

CASTILHOS JR., A. B. **Estudo da Previsão dos Volumes de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16, Goiânia, 1991. Anais... Goiânia.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. 550p. p. 114-124. 1991.

CASTILHOS JR., A. B. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CASTILHOS JR., A. B. **Resíduos Sólidos**, Notas de Aula. Digitado. 2000.

CASTILHOS JR., A. B; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G., SILVA, J. D. **Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CAVALCANTI, D. S. P., PASQUALETTO, A., SANTOS, C. R. A. **Produtividade Primária da Lagoa de Estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto do Parque Atheneu, Goiânia-Go.** Disponível em: << <http://www.ucg.br/nupenge/pdf/daniela.pdf> >> Acesso em: 21 de janeiro de 2005.

CAVALCANTI, P. F. F. ; VAN HAANDEL, A.; VON SPERLING, M.; KATO, M. T.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Coord: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo. Projeto PROSAB. Belo Horizonte :[s.n.], 2001.

CETESB. **Caracterização e Estudo de Tratabilidade de Líquidos Percolados de Aterros Sanitários**. São Paulo. 1995.

CETESB. **Operação e Manutenção de Lagoas de Estabilização**. São Paulo, 1990.

CHERNICHARO, C. A. L. In: **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Sérgio Túlio Cassini (Coordenador). Rio de Janeiro: ABES, Rima, 210p. 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, Belo Horizonte. 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. - Volume 5. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, Belo Horizonte. 2000.

CHIAN, E. S. K.; DeWALLE, F. B. **Evaluation of Leachate Treatment - Biological and Physical-Chemical Processes**. Volume II. EPA - 600/2 -77 - 186b, USEPA, Cincinnati, Ohio, 1977.

CHIAN, E.S.K., DEWALLE, F.B. **Characterization and Treatment of Leachate Generated from Landfills**. Symp. ASChE Symposium Series. Vol 71, pp 319-327, 1975.

CHILTON, J.; CHILTON, K. A. **A Critique of Risk Modeling and Risk Assessment of Municipal Landfills based on U.S. Environmental Protection Agency Techniques**. Waste Management and Research, 10:505-516, 1992.

CHRISTENSEN, T. P. **Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers**. Critical Reviews in Environmental Science & Technology, n. 24, p. 119-202, 1994.

CHU, C. R.; SOONG, C. K. **Numerical Simulation of Wind-Induced Entrainment in a Stably Stratified Water Basin.** Journal Hydraulical Research, v. 36, n. 1, p. 21 – 41. 1997.

CLARK, C. S. et al. **Disease Risks of Occupational Exposure to Sewage.** J. of the Envir. Eng. Div., v. 102, n. EE2, p. 375-388, 1976.

CLISTER, W. E. **Aplicação da Tecnologia de Biorreatores ao Gerenciamento de Biogás e Chorume nos Aterros Sanitários Brasileiros.** ABPL – Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública. Disponível em: << http://www.dc2.com.br/clientes/ablp/pdf/Aplicacao_da_tecnologia_de_biorreatores_ao_gerenciamento_de_biogas_e_chorume_nos_at_san_brasileiros_PRN.pdf >> Acessado em: 01 de Outubro de 2007.

COMCAP – Companhia Melhoramento da Capital. **Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Urbanos de Florianópolis.** CD – Rom. 2002.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N. 357, de 17 de Março de 2005.** *Dispõe sobre a Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para o seu Enquadramento, bem como Estabelece Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes e dá Outras Providências.* Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, 17 de Março de 2005.

CONDER - Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia. **Manual de Operação de Aterros Sanitários.** Cartilha. Bahia, 2003.

CONSTABLE, J. D.; CONNER, M. A.; SCOTT, P. H. **The Comparative Importance of Different Nitrogen Removal Mechanisms in 5 West Lagoon.** Werribe Treatment Complex. In: 13th Australian Water and Wastewater Association Conference. Anais...Canberra, 1989.

COSSU, R. **Alternative di Smaltimento del Percolato Negli Impianti di Scarico Controllato dei Rifiuti Solidi Urbani.** Ingegneria Ambientale 11, 564±573. 1982

CRAWFORD, J. F., SMITH, P. G. **Landfill Technology.** Butterworths, London. 1985.

CRONHOLM, L. S. **Potential Health Hazards from Microbial Aerosols in Densely Populated Urban Regions.** Appl. and Envir. Microbiol. v. 39, n. 1, p. 6-12, 1980.

CULP, G. **Design Seminar for Land Treatment of Municipal Waste Water Effluents.** US. Environmental Protection Agency, Technology Transfer Program, California, 1973.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. **The Effects of Sunlight on Faecal Coliforms in Ponds: Implication for Research and Design.** Water Science and Technology, v. 26, n. 7-8, pp. 1729 – 1738. 1992

DA SILVA, F. J. A. **Amônia em Efluente de Lagoa Facultativa Primária em Fortaleza, Ceará.** Rev. Tecnol., Fortaleza, v. 25, n. 2, p. 41-51, dez. 2004.

DA SILVA, F. J. A. **Estudo do Ciclo do Nitrogênio em Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil.** 125 p. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal da Paraíba, Campus II. Campina Grande. 1994.

DE OLIVEIRA, R. **The Performance Of Deep Waste Stabilization Ponds In Northeast Brazil.** Tese de doutorado. University of Leeds, United Kingdom. 1990.

DELGADILLO, A.M.S. **Tratamento Eletrolítico de Efluentes de Refinaria de Petróleo.** Tese de Doutorado, FEA/UNICAMP, 1991.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. **Ciclo Nictemeral E Vertical de Variáveis Ambientais No Açude Epitácio Pessoa, Semi-Árido Paraibano.** ANAIS DO XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Joinville, SC, 2003.

DOREGO, N. C., LEDUC, R. **Characterization of Hydraulic Flow Patterns in Facultative Aerated Lagoons.** Water Science Technology, 34(11), 99 -106. 1996.

DRM – Departamento de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro. **Vazadouro Municipal de Itaboraí - RJ - Proposta para Recuperação da Área Degradada.** Disponível em: << <http://www.drm.rj.gov.br/item.asp?chave=24>>> Acesso em: 21 de Janeiro de 2005.

ECHER, M. P. Z.; NORDEMANN, D. J. R.; PEREIRA, E. B.; RIGOZO, N. R. **Metodologias para Aquisição e Processamento de Dados sobre Cobertura de Nuvens Obtidas em Superfície (Florianópolis)**. In: Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 Abril, INPE, p. 5723-5730. 2007

EHRIG, H. J. **Cantidad y Contenidos de Lixiviados de Rellenos de Desechos Domésticos**. Costa Rica: CEPIS/GTZ, 1992.

EHRIG, H. J. **Treatment of Sanitary Landfill Leachate: Biological Treatment**. Waste Management Res. 2, 131-152. 1984.

EL - FADEL , M.; BOU –ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. **Temporal Variation Of Leachate Quality Pré –Sorted And Baled Municipal Solid Waste With High Organic And Moisture Content**. Waste management, n. 22, p. 269 – 282. 2002.

EL HALOUANI, H.; PICOT, B.; CASELLAS, C. **Elimination De L'azote Et Du Phosphore Dans Un Lagunage À Haut Rendement**. Revue des Sciences de l'Eau, v.6, p.47-61, 1993.

ERICKSON, R. J. **An Evaluation of Mathematical Models for the Effects of the Ph and Temperature on Ammonia Toxicity to Aquatic Organisms**. Water Research, v. 19, n. 8. p.1047-1058. London. August, 1985.

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. **Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário Na ETE Lami (Porto Alegre) Após O Primeiro Ano De Operação**. XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. AIDIS, Porto Alegre-RS. 2000.

FALCO, P. B. **Estrutura da Comunidade Microbiana (Algas e Bactérias) em um Sistema de Lagoas de Estabilização em duas Escalas Temporais: Nictemeral e Sazonal**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Programa de Pós-Graduação Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

FALCO, P. B. **Estrutura da Comunidade Microbiana (Algas e Bactérias) em um Sistema de**

Lagoas de Estabilização em duas Escalas Temporais: Nictemeral e Sazonal. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Programa de Pós-Graduação Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

FARQUHAR, G. J. **Leachate: Production and Characterization.** Disponível em: << <http://www.cepis.org.pe/muwwww/fulltext/repind49/lesson10/leachate.html> >> Acesso em: 05 de fevereiro de 2001.

FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Portaria Nº. 017/02, de 18 de Abril de 2002.** *Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para Efluentes de Diferentes Origens e dá outras Providências.* Disponível em: << http://labtox.navista.com.br/images/stories/Portaria_017.html >> Acesso em: 25 de Setembro de 2007.

FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FO, J. - **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações.** Fortaleza: CPRM, LABHID - UFPE, 1997

FERNANDES, F., COSTA, R. H. R; GOMES, L. P.; FERREIRA, J. A.; CASTILHOS, A. B. C, SILVA, J. D. **Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, Joinville, 2003. Anais... Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FINKLER, R. **Avaliação do Efeito Tóxico de Líquidos Percolados sobre o Sistema Reprodutivo de *Daphnia magna*.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

FINKLER, R. **Desempenho dos Reatores de Bancada com Aeração como Tratamento Biológico para Líquido Percolado.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas). Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 1999.

FIRTA, I. N. **Previsão da Geração de Líquidos Percolados em Aterros Sanitários Através de Modelo de Simulação Hidrológica.** Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

FIRTA, I. N.; CASTILHOS JR., A. B. **Método do Balanço Hídrico.** In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando B. de Castilhos Jr. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003

FLECK, E. **Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, Filtro Biológico de Baixa Taxa e Banhado Construído Aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FLORÊNCIO, M.L. **Sistemas de Tratamento Anaeróbio.** In: IV Curso De Tratamento Biológico De Resíduos. Florianópolis – Santa Catarina CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, p.24. 1999.

FONSECA, E. **Iniciação ao Estudo dos Resíduos Sólidos e da Limpeza Urbana.** Ed. A União. João Pessoa – PB. 1999.

FONSECA, P. W. **Avaliação do Desempenho Caracterização de Parâmetros em Lagoas Facultativa e de Maturação.** Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

FORGIE, D. **Selection of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods. Part 1: A Review of Potential Biological Leachate Treatment Methods.** Water Pollution Research in Canada. vol 23, pp 308-328, 1988.

GARCIA, C. G. P.; BARBOZA, I. M.; RIZK, M. C. **Avaliação da Capacidade de Adaptação de Diferentes Plantas Aquáticas em Chorume Bruto Visando sua Tratabilidade.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. Belo Horizonte, 2007. Anais... Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2007.

GEE, J. R. **Prediction of Leachate Accumulation in Sanitary Landfills.** In: APPLIED RESEARCH & PRACTICE ON MUNICIPAL & INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 4, 1981. Madison. Anais... Madison: University of Wisconsin, p. 170 – 190. 1981.

GERBA, C. P. **Microbial Pathogens in Municipal Solid Waste.** In: Microbiology of Solid Waste. A. C. Palmisano and M. A. Barlaz (org). CRC Press. p.155-173. 1996.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A; ARAUJO, R. P. A; RAMOS, M. L. L. C. **Estimativa da Carga Poluidora de Efluentes Industriais da Região de Cubatão Através de Ensaio Biológicos com Microcrustáceos e Peixes.** Anais 13o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Maceió-AL, p.10. 1985.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A; ARAUJO, R. P. A; RAMOS, M. L. L. C. **Procedimentos para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos.** CETESB/PROCOP, São Paulo, p.i. (Série Manuais – Secretaria do Meio Ambiente). 1990

GIORDANO, G. **Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.** Tese (Doutorado em Ciências dos Materiais e Metalurgia). Programa de Pós-Graduação em Ciências dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

GOLDSTEIN, E. G. **Testes de toxicidade de Efluentes Industriais.** Revista CETESB de Tecnologia – Ambiente, São Paulo, n.1, v.1, p. 33-37. 1988.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração

e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

GOMES, L. P.; MARTINS, F. B. **Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para Municípios de Pequeno Porte.** In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

GOTAAS, H. B. **Field Investigation of Waste Water Reclamation in Relation to Ground Water Pollution.** California State Water Pollution Control Board Public, n. 6, 1953.

GOTARDO, J. T. **Perfil Longitudinal de uma Lagoa Facultativa de Tratamento Secundário de Esgoto Doméstico Aplicada nas Condições Ambientais do Sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

GUIMARÃES, L. T. **Utilização do Sistema de Informação Geográfica para Identificação de Áreas Potenciais para Disposição de Resíduos na Bacia do Paquequer, Município de Teresópolis - RJ.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2000.

GURGEL, H. C. **Variabilidade Espacial e Temporal do NDVI sobre o Brasil e suas Conexões com o Clima.** Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Ministério da Ciência e Tecnologia, São José dos Campos, 2000.

GUYONNET, D. CÔME, B. **Bioreactor Landfill Optimization.** In: Proceedings Sardinia '97, Sixth International Landfill Symposium, pp. 351-356. 1997.

HAMADA, J. **Estimativas de Geração e Caracterização do Chorume em Aterros Sanitário.** In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. Foz do Iguaçu/PR, 1997. Anais... Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1997

HAMADA, J.; ABEICHE, L. H. T. **Ferramenta Computacional para Estimativa do Volume**

Mensal de Percolados em Aterros Sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, João Pessoa, 2000. Anais... João Pessoa.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, CD ROM. 2000.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. **Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus – BA.** IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro – BA. p 1515-1524. 2000.

HAMADA, J.; SILVA, C. L.; GIACHETI, H. L. **Análise Crítica de Sistemas para Tratamento de Chorume de Aterros para Resíduos Sólidos Urbanos.** ICTR – 2004 – Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável. Costão do Santinho, Florianópolis – SC. 2004

HARGREAVES, J. A. **Nitrogen Biochemistry of Aquaculture Ponds.** Aquaculture, v. 166, n. 3/4. p. 181-212. Amsterdam. July, 1998.

HARRIS, J. M.; PURSCHWITZ, D. E.; GOLDSMITH, JR., C. D. **Leachate Treatment Options for Sanitary Landfills.** In: INTERCONTINENTAL LANDFILL RESEARCH SYMPOSIUM, 2000, Lulea, Sweden. Anais. 16p. 2000.

HELLSTRÖM, T. **An Empirical Study of the Nitrogen Dynamics in Lakes.** Water Environment Research, v. 68, n. 5. p. 55-65. Alexandria. October, 1996.

HENRY, J. G. **New Developments in Landfill Leachate Treatment.** In: International Conference on New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management. Proceedings. University of British Columbia. p. 1-139. 1985.

IBGE. **Pesquisa Nacional em Saneamento Básico 2000.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** 2. Ed. São Paulo: IPT: CEMPRE, 2000.

JARAMILLO, J. **Guia para el Diseño, Construcción y Operación de Rellenos Sanitarios**

Manuales. Organización Panamericana de la Salud. EUA. 1991.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis.** 5th Edition. New Jersey: Prentice – Hall, 2002.

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

JUANICÓ, M. **Should Waste Stabilization Ponds be Designed for Perfect Mixing or Plug-Flow?** Water Science and Technology, n. 23, pp. 1495 – 1502, 1991.

JUCÁ, J. F.T. **Destinação Final de Resíduos Sólidos no Brasil: Situação Atual e Perspectivas.** X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga – Portugal. 2002.

JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Biologia Celular e Molecular.** 5 Ed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro, RJ. 260 p. 1991.

JURA, I. A. G. M. **Destino dos Resíduos Sólidos e Legislação Sobre o Tema.** Câmara dos Deputados. Brasília, 2001.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L. **Pós-tratamento de Efluente Anaeróbio em Lagoa de Polimento.** In.: C. A. L. CHERNICHARO (coord). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos. Vol. 2, pp. 59-68. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2001.

KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A. A. **Landfill Leachate Treatment.** Journal of WPCF, Vol. 56, n.1. p.27-33. 1984

KELLNER, E.; PIRES E. C. **Influence of The Thermal Stratification in the Hydraulic Behavior of Stabilization Ponds.** In: CONFERÊNCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], p.187-198. 2000

KETTUNEN, R.H.; HOILIJOKI, T.H.; RINTALA, J.A. **Anaerobic and Sequential Anaerobic-Aerobic Treatments of Municipal Landfill Leachate at Low Temperatures.** Bioresource Technology, Vol. 58: 31-40. 1996.

KJELDSSEN, P.; ANDERSEN, I. S.; GRUNDIVIG, A. **Characterization of an Old Municipal Landfill (Grinsted, Denmark) as a Groundwater Pollution Source: Landfill History and Leachate Composition.** Waste Management & Research, n. 16, p. 3-13, 1998.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos: Métodos, Técnicas e Aplicações.** Florianópolis: FATMA/GTZ. P. 289, 2004.

KOENER, R. M.; SOONG, T. Y. **Leachate in Landfill: The Stability Issue.** Geotextiles and Geomembranes, n. 18, p. 293 – 309, 2000.

KONÉ, D.; BRISSAUD, J. T.; VASEL, J. L. **State of Art of Facultative Ponds in Western África: Removal Performances and Design Criteria.** In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control. Anais...Avignon, France, CD-ROM, 2004.

KÖNIG, A. **Biología de las Lagunas de Estabilización: Algas** In: Mendonça, S.R. (Coord.). Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo Utilizar Aguas Residuales Tratadas En Sistemas de Regadío. [s.l.]: McGraw Hill, p.44-67. 2000

KRATZENBERG, M, G. COLLE, S., PEREIRA, E. B., MANTELLI NETO, S. L., BEYER, H. G., ABREU, S. L. **Rastreabilidade de Radiômetros para Medição da Energia Solar no Brasil.** METROLOGIA 2003 – Metrologia para a Vida – Sociedade Brasileira de Metrologia, Recife, 01-05 de setembro de 2003.

LAITANO, K. S. **Determinação do Potencial Tóxico e Genotóxico de Líquido Percolado Gerado em Aterramento Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2003.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G. **Testes de Toxicidade com *Daphnia magna*: Uma**

Ferramenta para Avaliação de um Reator Experimental UASB. *JBSE – J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* SETAC BRAZIL. v. 1, n. 1, 43-47. 2006.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton.** *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental.* Vol. 11, N°2, Abril – Junho, 2006.

LAU, P. S.; TAM, N. F. Y. and WONG, Y. S. **Wastewater Nutrients Removal by *Chorella vulgaris*: Optimization through Acclimation.** *Environmental Technology*, v. 17, n. 3. p. 183-189. Birmingham - UK. June, 1996.

LEDESMA, M. T. O., GÓMEZ, J. S., RIVERA, R. C. & VALENCIA, M. N. R. **Método de Balance de Água para la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM. 2000.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. **Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for their Treatment: A Review.** *Water, Air and Soil Pollution.* 40:223-250, 1988.
LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering.** 3rd. Edition. John Wiley & Sons, New York, 1999.

LIMA, C. A. A.; MUCHA, M. S.; TELES, R. B.; CUNHA, R. **Estudos Preliminares de Estimativa de Produção Chorume e Avaliação de Alternativas de Tratamento – Estudo de Caso: Novo Aterro de Ribeirão Preto – SP.** In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande/MS, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação.** 3^a Ed. São Paulo: Hemus. 265p. 1995

LIMA, M. G. S.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. **Fracionamento do Fósforo Em Suspensão Numa Lagoa Facultativa Primária Provida de Chicanas do Tipo Vai-E-Vem.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 21., 2001, João Pessoa, PB. João Pessoa, PB: ABES, 2001.

LINS, E. A. M. **A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

LINS, M. C. M.; SOUZA, R. G.; LIMA, M. A. G. A.; ARAÚJO, J. M.; **Avaliação Quantitativa de Bactérias Desnitrificantes do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE,** In: III Congresso Nacional de Meio Ambiente, 131., 2004, Salvador – BA. Anais, , Salvador: UFBA, p.31-313. 2004.

LO, I. M. C. **Characteristics and Treatment of Leachates from Domestic Landfills.** Environment International. vol. 22, Nº 4. pp. 433-442. 1996.

LU, J. C. S.; EICHENBERG, B.; TEARNS, R. J. **Leachate from Municipal Landfills, Production and Management.** Pollution Technology Review. New Jersey: Noyes Publications, n. 119, 1981.

MAEHLUM, T., HAARSTAD K., KRAFT P. I. **On-Site Treatment of Landfill Leachate in Natural Systems.** Proceedings Sardinia 95, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, p. 463-468, 1995.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. **Wetlands para Tratamento de Lixiviado de Aterros Sanitários – Experiências no Aterro Sanitário de Pirai e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ).** Revista Eng. Sanit. Ambiental. Vol. 11 nº2 – Abr/Jun, 108-112. 2006.

MARA, D. D. **Dimensionamento de Lagoas de Estabilização.** Seminário de Tecnologias de Baixo Custo, ABES, Recife. 1984.

MARA, D. D. **Pond Process Design – A Practical Guide.** In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology, 2005.

MARA, D. D., PEARSON, H. **Artificial Freshwater Environmental: Waste Stabilization Ponds.** In Biotechnology, v. 8, p. 177-206, 1986.

MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P. **Waste Stabilization Ponds: A Viable Alternative Small Community Treatment Systems.** Journal of the Institution of Water and Environmental Management, v. 6, n. 1. p. 72- 78. London. February, 1992.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P.; MILLS, S. W. **An Evaluation of Waste Stabilization Ponds in Kenya.** Research Monograph No 11. University of Leeds. Leeds, UK. 1997.

MARQUES, J. J., D'AVILA, J. S. **An Algorithm Optimization to Project and Simulate Aerobic and Facultative Stabilization Ponds.** In: 3rd. IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP. Waste Stabilization ponds: Technology an Aplications. (1995: João Pessoa, PB) João Pessoa: IAWQ, 1995.

MARTÍNEZ, S.G.; SOTO, C.A.V. **Tratamiento De Los Lixiviados De Un Vertedero En Un Sistema De Lodos Activados.** XXVII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. AIDIS, Porto Alegre-RS. 2000

MATIAS, W. G.; SANTOS NETO, P. M.; KOIDE, S.; ZANTA, V. M.; CASTILHOS JR, A. B.; FIRTA, I. N.; MAY, M. S. S. **Monitoramento da Contaminação Provocada por Lixiviados de Aterros Sanitários.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

MÁXIMO, V. A. **Tratamento por Coagulação-Floculação dos Lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2007.

MAYNARD, H., E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. **Tertiary Lagoons: A Review of Removal Mechanisms and Performance.** Water Research, v. 33, n. 1, p. 1 – 13, 1999.

MAYO, A. W.; NOIKE, T. **Effects of Temperature and pH on the Growth of Heterotrophic Bacteria in Waste Stabilization Ponds.** Water Science and Technology, v. 30, n.2, p. 447 – 455, 1996.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill – Engineering and Design**. Prentice Hall, Inc. p. 521, 1995.

MCGARRY, M. G.; PESCOD, M. B. **Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia**. In: Proceedings of the Second International Symposium on Waste Treatment Lagoons, University of Kansas, Lawrence, KS. Ed. R.E. McKinney, p. 114 – 132. 1970

MCT – MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E DA TECNOLOGIA. **Projeto de Captura e Queima de Gás de Aterro Sanitário de Tijuquinhas da ProActiva**. Projetos Aprovados no Termo da Resolução N. 1. Projeto por Escopo Setorial: Aterros Sanitários. Disponível em: << <http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/3881.html>>>. Acessado em: 20 de Outubro de 2007.

MEDRI, W. **Modelagem e Otimização de Sistemas de Lagoas de Estabilização para o Tratamento de Dejetos de Suínos**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

MEDRI, W.; MEDRI, V., COSTA, R.H.R. **A Mathematical Model for the Removal of Organic Material in Stabilization Ponds**. In: Brazilian Archives of Biology and Technology – An International Journal. Vol. 45, n. 1: pp. 89 – 95, March, 2002.

MELO, M. C. **Uma Análise De Recalques Associada A Biodegradação No Aterro De Resíduos Sólidos Da Muribeca**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco - Recife. 127 folhas. 2003.

MELO, V. L. A. **Estudos de Referência para Diagnóstico Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Recife – PE. 2000.

MENDONÇA, S. R. **Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. Paraíba: Editora Universitária, 388p. 1990.

MENESES, C. G. R.; SARAIVA, L. B.; MELO, H.N.. S.; MELO, J. L. S.; PEARSON, H. S.

Variations in BOD, Algal Biomass and Organic Matter Biodegradation Constants in A Wind-Mixed Tropical Facultative Waste Stabilization Pond. Water Science and Technology. v.51, n.12, p. 183-190. 2005.

MESPLÉ, F.; CASELLAS, C.; TROUSSELIER, M.; BONTOUX, J. **Modelling Orthophosphate Evolution in a High Rate Algae Pond.** Ecological Modelling, n. 89, pp. 13-21, 1996.

MILLER, G. **Use of Artificial Cattail Marshes to Treat Sewage in Northern Ontario, Canada.** In: HAMMER, D.A.. Constructed wetlands for wastewater treatment. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 636-42. 1989.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R.H. F.; CALIJURI, M. C. **Dinâmica de Nitrogênio Em Um Sistema de Lagoas de Estabilização Na Região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil).** Revista Eng. sanit. ambient. Vol.12 - Nº 2 - abr/jun 2007, 169-180. 2007

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Manual de Educação para o Consumo Sustentável.** Brasília: Consumers International/ MMA/ MEC/IDEC, 2005.

MOERSIDIK, S.S. **Traitement Des Eaux Usées Par Lagunage À Haut Rendement: Gestion De L'écosystème Et Comparaison Des Performances Épuratoires Avec Un Lagunage Traditionnel.** Montpellier, France: Université Montpellier I, 209p. (Thèse de Doctorat). 1992.

MONTEIRO, J. H. P. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro, IBAM, 2001.

MORAES, V. A. **Caracterização E Estudo de Tratabilidade de Líquidos Percolados de Aterros Sanitários.** Relatório Técnico. CETESB. São Paulo, 1995.

MORAIS, J. L. **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados E Integrados Com Processos Biológicos Tradicionais, Para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário.** Tese (Doutorado em Química). Programa de Pós-Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; MARTINS, L. K. A.

Estudo de Diferentes Métodos de Partida de Sistema de Tratamento Aeróbio para Lixiviados de Aterro Sanitário Estabilizado em Escala de Bancada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. Belo Horizonte, 2007. Anais... Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2007.

MORENO, M. D. **A Tracer Study of the Hydraulics of Facultative Stabilization Ponds.** Water Research. 24(8), 1025 – 1030, 1990.

MOTT, H. V., HARTZ, K. E. YONGE, D. R. **Landfill Leachates.** J. Environmental Engineer. 113 (3), 476-485. 1987.

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. **Algae-Bacterial Processes for Treatment of Hazardous Contaminants: A Review.** Water Research, n. 40, pp. 2799 – 2815, 2006.

MUÑOZ, S. I. S. **Impacto Ambiental na Área do Aterro Sanitário e Incinerador de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto – SP : Avaliação dos Níveis de Metais Pesados.** Tese (Doutorado em Enfermagem em Saúde Pública). Programa de Pós-Graduação de Enfermagem em Saúde Pública, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

NUSCH, E.A. **Comparison of Methods for Chlorophyll and Phaeopigment Determination.** Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 14, 14-36, 1980.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Tradução TRIBE, C. J. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio de Janeiro, RJ. 1998.

OLIVEIRA, L. & PASQUAL, A. **Monitoramento de Lixiviados de Aterro Sanitário.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM. 2000.

OLIVEIRA, L. F. F. de. **Eficiência de Remoção de Carga Orgânica por Lagoas de Estabilização.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, 1999. Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

OLIVEIRA, R.; SILVA FILHO, T.A.T.; MOREIRA, J.F.V. **Análise Fatorial de Uma Série de Lagoas de Estabilização Rasas Tratando Esgoto Doméstico No Nordeste do Brasil.** In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... João Pessoa, PB. 2001.

PACHECO, J. F. A. A. **Utilização de um Reator UASB no Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PAES, R. F. C. **Caracterização do Chorume Produzido no Aterro da Muribeca – PE.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2003.

PANO, A. and MIDDLEBROOKS, E. J. **Ammonia Nitrogen Removal in Facultative Ponds.** Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 4, n. 54. p. 344-351. Alexandria. August, 1982.

PEARSON, H. **The Influence of Pond Geometry and Configuration on Facultative and Maturation Waste Stabilization Pond - Performance and Efficiency.** Wat. Sci. Tech., v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J. **Factor Determining Algae Population in Waste Stabilization Ponds and the Influence of Algae on Pond Performance.** Water Science and Technology, v. 19, n. 12, pp. 131-140. 1987.

PELCZAR JR., M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia: Conceitos e Aplicações.** Vol. 1. 2ª Ed., Makron Books, São Paulo, 524p. 1996.

PEÑA, M. R., MARA, D. D., SANCHEZ, A. **Dispersion Studies in Anaerobic Ponds: Implications for Design and Operation.** Water Science and Technology, 42(10 – 11), 273 – 282, 2000.

PEREIRA DA SILVA, S.M.C.; FERNANDES, F.; LEONE, G. **Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzido em Aterro Sanitário.** IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia

Sanitária e Ambiental. Porto Seguro – BA. p 1291-1297. 2000.

PESCOD, M. B. **The Role and Limitations of Anaerobic Pond Systems.** Water Science and Technology. Vol. 33, n. 7, pp. 11-21. 1996.

PESSIN, N.; BRUSTOLIN, I.; FINKLER, R. **Determinação da Eficiência de Tratabilidade de Reatores Biológicos para Atenuação de Carga Orgânica presente no Chorume proveniente de Aterros Sanitários.** IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro-BA. p 1496-1503. 2000.

PESSIN, N.; FERNANDES, F. PANAROTTO, C. T.; FINOTTI, A. R.; SCHNEIDER, V. E.; SILVA, S. M. C. P.; HOSSAKA, A. L.; TELH, M. **Métodos de Transformação e Aproveitamento da Fração Orgânica: Minimização da Quantidade de Resíduos Dispostos em Aterros.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; MANDELLI, S. M. C. **A Contribuição do Monitoramento Ambiental para o Entendimento do Processo de Estabilização de Resíduos Domiciliares em Aterros Sanitários.** In: XIX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro. CD-ROM. 2000.

PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTOUX, J. **Comparison of Purifying Efficiency of High Rate Algae Pond with Stabilization Pond.** Water Science and Technology, v. 25, n.12, pp. 197 – 206. 1992.

PICOT, B.; EL HALOUANI, H.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. **Nutrient Removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate.** Water Science and Technology, v. 23, n. 7, pp. 1535 – 1541, 1991.

PINEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos.** Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos. 1998.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical Review and Summary of Leachate from Domestic**

Waste in Landfill Sites. Atlanta: Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering. 1985.

PRÓSPERI, V. P. **Aplicação de Testes de Toxicidade com Organismos Marinhos para Análise de Efluentes Industriais Lançados em Áreas Estuarinas.** Dissertação de mestrado, Escola de Engenharia São Carlos, USP. 1993.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment.** EUA: Technomic, 1994.

QASIM, S.R., BURCHINAL, J.C. **Leaching from Simulated Landfills.** Journal of the Water Pollution Control Federation. Vol 42, pp. 371-379, 1970.

RADEMAKER, A. D.; YOUNG, J. C. **Analysis of Leachate from Solid Residues Produced at Urban Waste-to-Energy Facilities.** Engineering Research Institute. Iowa State University, 1980.

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORC, V. V. N. **State-of-the-art of Anaerobic Digestion Technology for Industrial Wastewater Treatment.** Renewable and Sustainable Energy Reviews., v. 4, p. 135-156. 2000.

RAY, C.; CHAN, P. C. **Heavy Metals in Landfill Leachate.** International Journal of Environmental Studies, 27:225-237. 1986.

REDDY, K. R. **Fate of Nitrogen and Phosphorus in Wastewater Retention Reservoir Containing Aquatic Macrophytes.** Journal Environmental Quality, v. 12, p. 137, 1983.

REED, S. C. **Nitrogen Removal in Stabilization Ponds.** Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 57, n. 1. p. 39- 45. Alexandria. February, 1985.

REICHERT, G. A.; COTRIM, S. L. S. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Realizado em Filtro Anaeróbio em Leito de Brita Construído sob Aterro: Avaliação de Desempenho.** XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre-RS. 2000.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality**. Report 97-3, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, pp 31-53. 1998.

REINHART, D. R.; TOWNSEND, T. G. **Landfill Bioreactor Design & Operation**. CRC Press LLC (Lewis Publishers), 189 p. 1998.

REIS, E. **Estatística Multivariada Aplicada**. Lisboa: Edições Silabo, 1997.

REIS, J. A. T. e MENDONÇA, A. S. F. **Amônia em Efluentes e Mananciais de Água Doce – Uma Avaliação dos Limites Impostos pelo CONAMA**. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Rio de Janeiro: ABES. Maio de 1999.

REIS, M. F. P.; BIDONE, F. R. A. **Remoção de DBO5 e Fósforo do Lixiviado da Compostagem em Sistemas de Banhados Construídos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.

RITA, F. **Desempenho de um Reator UASB em Escala Piloto Para O Tratamento Anaeróbio de Líquidos Percolados de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2002.

ROBINSON, H. D., MARIS, P.J. **Leachate From Domestic Waste: Generation, Composition And Treatment**. A review. [s.l.]: Water Research Center. (Technical Report, TR 108). 1979.

ROBINSON, H. D.; MARIS, P. J. **The Treatment of Leachates from Domestic Waste in Landfill Sites**. Journal Water Pollution Control Federation, 57(1); 30 – 38. 1985.

ROCCA, A. C. C., et al. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 234p. 1993.

ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um Sistema de Lagoas de Estabilização na Redução da Carga Orgânica do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca (PE)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

ROCHA, E. M. R.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do Percolado Gerado no Aterro de Muribeca e Tratado pelo Sistema de Lagoas de Estabilização.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.

RODRIGUES, F. L.; CAVINATO, V. M. - **Lixo: De Onde Vem? Para Onde Vai?** - São Paulo: Moderna, 1997.

RODRIGUES, F. S. F.; BILA, D. M.; CAMPOS, J. C.; DEZOTTI, M. **A Influência da Remoção Prévia de Amônia no Tratamento Biológico do Chorume Ozonizado.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.

RODRIGUES, M. C. **Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2007.

RODRIGUES, N. L. V. B.; PAWLOWSKY, U. **Testes de Toxicidade Aguda Através de Bioensaios no Extrato Solubilizado dos Resíduos Classe II A – Não-Inertes e Classe II B – Inertes.** In: Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 12, n.º1 – Jan/Mar, pp. 8-16, 2007.

ROSSO, T. C. A. **O Uso de Software de Planejamento Territorial à Gestão de Resíduos Sólidos: Estudo de Caso do Município de Piraí, Rio de Janeiro.** In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa, 2001.

ROSSO, T. C. A., FERREIRA, J. A., MACEDO, M. L. R., PEREIRA, S. E. M. **Sistema de Planejamento e Apoio à Gestão de Resíduos Sólidos – Aplicação ao Município de Piraí, Rio de Janeiro.** In: I Workshop de Tecnologia da Informação Aplicada ao Meio Ambiente. CBComp 2003. 2003.

RUMPF, M. I.; FERGUNSON, J. F. **Anaerobic Pre-Treatment of a Landfill Leachate for Metals and Organics Removal.** In: Proceedings Of Asce. 1990.

RUSSO, M. A. T.; FERREIRA, M.; VIEIRA, C. **Caracterização de Aterros Sanitários de Alta**

Compactação. IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro-BA. p 1789-1798. 2000.

SAAR, J. H. **Biotestes Para Efluentes Industriais – Ameaça Ou Solução?** UMWELT – Assessoria Ambiental. Artigo Técnico. 2002.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Tipos de Tratamento de Esgotos.** Disponível em: <<
<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=sabesp&pub=T&db=&docid=036D0DE90AAFC525832571EA006C0447#> >> Acesso em: 15 de Março de 2007.

SAMBUCO, J. P. ; COSTA, R. H. R.; PAING, J. **Influence Of Load Distribution And Recycle Rate In Step-Fed Facultative Ponds.** Water Science and Technology. v. 45, n.1, p. 33-40, 2002.

SANTA CATARINA. Governo do Estado de Santa Catarina. **Municípios de Santa Catarina: Florianópolis.** Disponível em: <<
<http://www.sc.gov.br/portalturismo/Default.asp?CodMunicipio=2&Pag=1>>>. Acesso em: 21 de Dezembro de 2006.

SANTOS, A. F. M. S.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L. **Estudo Comparativo entre a Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia de Chorume de Aterro Controlado.** In: XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004, Natal RN. Rio de Janeiro: ABES, 2004.

SANTOS, H. R. **Aplicação de Coagulantes no Afluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido Alimentado com Esgoto Sanitário.** Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Paulo, São Carlos, 2001.

SANTOS, J. **O Caminho do Lixo em Campo Grande: Disposição dos Resíduos Sólidos na Organização do Espaço Urbano.** Editora UCDB, Campo Grande. 2000.

SANTOS, M. C. R. and OLIVEIRA, J. F. S. **Nitrogen Transformations and Removal in Waste**

Stabilization Ponds in Portugal: Seasonal Variations. Water Science and Technology, v. 19, n 12. p. 123-130. London. December, 1987

SAQQAR, M. M., PESCOD, M. B. **Modelling the Performance of Anaerobic Wastewater Stabilization Ponds.** Water Science and Technology, 31 (12), 171 – 183, 1995.

SAWHNEY, B. L.; KOZLOSKI, R. P. **Organic Pollutants in Leachate from Landfill Sites.** Journal of Environmental Quality, 13(3):349-352, 1984.

SCHMITT, J. **Pré-Processamento para a Mineração de Dados: Uso da Análise de Componentes Principais com Escalonamento Ótimo.** Dissertação (Mestrado em Ciências da Computação), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM, 2000.

SENA, L. B. R. **Lixo - Uma Responsabilidade de Todos Nós.** Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2003.

SENZIA, M. A.; MAYO, A. W.; MBWETTE, T. S. A.; KATIMA, J. H. Y. and JØRGENSEN, S. E. **Modelling Nitrogen Transformation and Removal in Facultative Ponds.** In: Proceedings of the 4th International Specialist Conference Waste Stabilisation Ponds: Technology and Environment. Marrakech. April, 1999.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C., SILVA, F.; CONEGLIAN, C.M. R.; DE BRITO, N. N.; SOBRINHO, G.D.; TONSO S. e PELEGRINI, R. **Chorume, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos.** In: III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas – Rio Claro – SP – Brasil, 2003

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L.; RIBEIRO, G. F. **Emprego de Testes Ecotoxicológicos para Avaliação de Técnicas para o Tratamento do Chorume do Aterro**

de Gramacho/RJ. VII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia. Vitória, ES. 2002. p 275.

SILVA, F. J. A. **Amônia em Efluente de Lagoa Facultativa Primária em Fortaleza, Ceará.** In : Rev. Tecnol., Fortaleza, v. 25, n. 2, p. 41-51, dez. 2004.

SILVA, J. D. **Monitoramento da Geração de Líquidos Percolados em Instalações Experimentais pelo Método do Balanço Hídrico.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

SILVA, J. D.; KOGA, E. M.; MARTINS, C. L.; COSTA, R. H. R.; CASTILHOS JR, A. B. **Sistema de Lagoas de Estabilização Aplicadas ao Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários.** In: V SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. Porto Alegre/RS, 2006. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2006.

SILVA, S. A. **On The Treatment Of Domestic Sewage In Waste Stabilization Ponds In Northeast Brazil.** Tese de doutorado. University of Dundee, Scotland. 1982.

SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; and MARA, D. D. **Performance of Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil.** Research Monograph No 9. 139 p. University of Leeds. Leeds, UK. 1996.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização.** 1. ed.. Rio de Janeiro: ABES, 140 p. 1979.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. **Performance of Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil.** Research Monograph No 9. 139 p. University of Leeds. Leeds, UK. 1996.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Nitrogen Removal in Pond Systems with Different Configurations and Geometries.** Water Science and Technology, v. 31, n. 12, p. 321 – 330, 1995.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. **Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume**

Produzido em Aterro Sanitário. In: IX SILUBESA – Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro-BA. 9 a 14 de abril, 2000.

SILVA, S. M. C. P.; HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; SOBRINHO, P. A. **Remoção Prévia de Nitrogênio Amoniacal de Lixiviado de Aterro Sanitário Visando Posterior Tratamento Biológico.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, Belo Horizonte, 2007. Anais... Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2007.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. **Resíduos Sólidos, Ambiente E Saúde: Uma Visão Multidisciplinar.** Editora FIOCRUZ. 1ª edição. 142p. 2000.

SLATER, C. S.; AHLERT, R. C.; UCHRIN, C. G. **Treatment of Landfill Leachate by Reverse Osmosis.** Environmental Progress, 2(4): 251 – 256. 1983.

SOARES, J. **Nitrogen Removal in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil.** 301 p. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds, UK. 1996.

SOARES, J.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L. C.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Ammonia Removal in a Pilot-Scale WSP Complex in Northeast Brazil.** Water Science and Technolgy, v. 33, n. 7, p. 165 – 171, 1996.

SOLER, A.; LLORENS, M.; MARTINEZ, I.; BERNA, L. M.; TORRELLA, F. **Changes in Physicochemical Parameters and Photosynthetic Microorganisms in a Deep Wastewater Self-Depuration Lagoon.** Water Research, v. 25, p. 689 – 695, 1991.

SOMIYA, I. and FUJII, S. **Material Balances of Organics and Nutrients in an Oxidation Pond.** Water Research, v. 18, n. 3. p. 321-333. London. March, 1984.

SOUSA, A. A. P. **Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Real** Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

SOUSA, H. A.; ROESER, H. M. P.; MATOS, A.T. **Métodos e Técnicas Aplicados a Avaliação Ambiental do Aterro da BR – 040 da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte – MG.** Rem:

Rev. Esc. Minas, Out., vol.55, no.4, p.291-300. ISSN 0370-4467. 2002

SOUZA, H. B. **Guia Técnico de Coleta de Amostra**. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 257p.,1977.

SPENGLER, D.B.; DZOMBAK, D.A. **Treatment of Landfill Leachate with Rotating Biological Contactors: Bench-Scale Experiments**. Research Journal of Pollution Control Federation, 63. p.971-81. 1991.

STREBELE, H.; KRAUTER, D. **Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce. La Vida en una Gota de Agua**. Ediciones Omega, S. A. Barcelona, 364 p., 1987.

SWITZENBAUM, M. S. **Solid and Hazardous Waste Treatment**. University of Massachusetts, EUA. Notas de Aula. 1992.

TADESSE, I.; GREEN, F. B.; PUHAKKI, J. A. **Seasonal and Diurnal Variations of Temperature, pH and Dissolved Oxygen in Advanced Integrated Wastewater Pond System Treating Tannery Effluent**. Water Research, v.38, p. 645-654. 2004.

TATSI, A. A., ZOUBOULIS, A. I., MATIS, K. A., SAMARAS, P. **Coagulation–Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates**. CHEMOSPHERE 53 (2003) 737–744. 2003.

TAVARES, L. H. S.; ROCHA, O. **Produção de Plâncton (Fitoplancton e Zooplancton) para Alimentação de Organismos Aquáticos**. São Carlos: RiMa, v. 1. 106 p. 2001.

TELTSCH, B., KATZNELSON, E. **Airbone Enteric Bacteria and Viruses from Spray Irrigation with Wastewater**. Appl. Envir. Microbiol., v. 35, n. 2, p. 290-296, 1978.

THORNTON, C. W., MATHER, J. R. **The Water Balance**. Publications in Climatology, vol. 8, n.º1, Laboratory of Climatology, Centerton, New Jersey, USA; 1955.

TORRES, J. J.; SOLER, A. J.; SAÉZ, J.; LLORENZ, M. **Hydraulic Performance of a Deep Wastewater Stabilization Pond Fed at 3,5m Depth**. Water Research, v. 34, n. 3, p. 1042 – 1049, 2000.

TORRES, P., BARBA, L. E. , RIASCOS, J., VIDAL, J. C. **Tratabilidade Biológica de Chorume Produzido em Aterro Não-Controlado**. Engenharia Sanitária e Ambiental. São Carlos, Abr/Jun, Vol. 2 – no 2, p.55-62, 1997.

TRUPPEL, A. **Redução de Odores de uma Lagoa de Estabilização de Esgoto Sanitário e Avaliação de Qualidade de seu Efluente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

UEHARA, M. Y., VIDAL, W. L. **Operação de Lagoas Anaeróbias e Facultativas**. CETESB: São Paulo. 1989.

UHLMANN, D., RECKNAGEL, F., SANDRING, G. SCHWARZ, S. ECKELMANN, G. **A New Design Procedure for Waste Stabilization Ponds**. Journal of the Water Pollution Control Federation. 55(10), 1252 – 1255, 1983.

ULOTH, V. C.; MAVINIC, D. S. **Aerobic Biotreatment of High Strength Leachate**. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 103 (EE6): 647 – 661. 1977.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

VENKATARAMANI, E. S.; AHLERT, R. C.; CORBO, P. **Biological Treatment of Landfill Leachates**. Critical Reviews in Environmental Control, v. 14, n. 4, p. 333 – 76, 1984.

VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. **Meteorologia Básica e Aplicações**. Universidade de Viçosa. Imprensa Universitária. Viçosa, Minas Gerais, 1991.

VIEIRA, S. M. M.; SOUZA, M. E. **Métodos Analíticos para Acompanhamento da Biodigestão**. Energia, Vol. III, n. 15, Julho-Agosto, 1981. p.26-36. 1981.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: UFMG. 243 p. 2002

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Volume 3. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, Belo Horizonte. 1995.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos: Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. [s.l.]: DESA - UFMG, 210p. 1996.

WEHNER, J. F., WHILHELM, R. H. **Boundary Conditions of Flow Reactor**. Chem. Eng. Sci. 6, 89 – 93, 1956.

ZAGATTO, P. A.; GOLDSTEIN, E. G; BERTOLETI, E. **Toxicidade de Efluentes Industriais na Bacia do Rio Piracicaba**. Revista CETESB de Tecnologia – Ambiente, São Paulo, n. 2, v. 1, p. 39-42. 1988.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem Matemática de Nitrogênio e Fósforo em Lagoas Facultativas e de Aguapés para Tratamento de Dejetos de Suínos**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

ZANTA, V. M.; MARINHO, M. J. M. R.; LANGE, L. C.; PESSIN, N. **Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterros Sanitários**. In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando CASTILHOS Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

ZULKIFLI, H. **Traitement des Eaux Usées par Lagunage à Haute Rendement: Structure et Dynamique des Peuplements Phytoplanktoniques**. Thèse (Doctorate), Université Montpellier I, Montpellier, France: 1992.