

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

Cláudia Lavina Martins

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
SISTEMA DE LAGOAS SOB DIFERENTES CONDIÇÕES
OPERACIONAIS**

Florianópolis

2010

Cláudia Lavina Martins

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
SISTEMA DE LAGOAS SOB DIFERENTES CONDIÇÕES
OPERACIONAIS**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutora em Engenharia do Ambiente.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Rejane Helena Ribeiro da Costa.

Florianópolis
2010

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da

Universidade Federal de Santa Catarina

M386t Martins, Cláudia Lavina

Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas sob diferentes condições operacionais [tese] / Cláudia Lavina Martins ; orientadora, Rejane Helena Ribeiro da Costa. - Florianópolis, SC, 2010.

240 p.: il., grafs., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia ambiental. 2. Aterro sanitário. 3. Resíduos sólidos. 4. Líquido percolado. 5. Lagoas de estabilização.
1. Costa, Rejane Helena Ribeiro da. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU 628.4



TERMO DE APROVAÇÃO

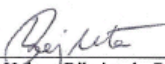
“Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas Sob Diferentes Condições Operacionais”.

Cláudia Lavina Martins

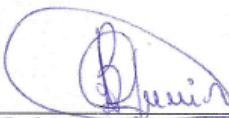
A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL


Aprovado por:



Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.^a
(Orientadora)



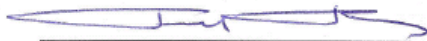
Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.




Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



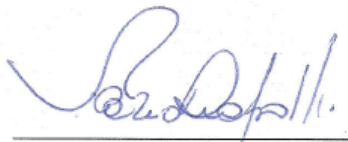
Prof. Cátia Regina Silva Carvalho Pinto, Dr.^a



Prof. Fernando Fernandes, Dr.



Prof. Valdeir Duarte Leite, Dr.



Prof. Flávio Rubens Lapolli
(Coordenador, PPGEA)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
DEZEMBRO/2010.

*Dedico esta tese ao meu irmão
Gilson “Gudo” (In memoriam).*

AGRADECIMENTOS

À Deus, muito obrigada.

À professora Rejane, pela orientação e confiança. A minha total consideração e amizade a esta parceira ímpar de todos os momentos.

Ao professor Armando, por sua amizade, incentivos e pela porta sempre aberta.

Aos colaboradores Viviane, Rafaela, Camila, Ismael, Thiago Boff, Gisele, Felipe Odreski, Thales, Paulo, Téofilo, Juliana e Catherine, pelo companheirismo, dedicação, paciência e amizade.

À Heloísa pela colaboração nos estudos de microscopia e biologia molecular; a Cristina (LABTOX) pelos ensaios toxicológicos, José Barrios pelo auxílio nos ensaios de metais e ao Jorge pelas infinitas traduções e por sua total dedicação na finalização deste trabalho.

Ao LIMA, em especial a D. Eliane, Arlete e Victor pelo auxílio na elaboração dos trabalhos.

Aos professores Cátia S. C. Pinto, Valderi D. Leite, Fernando Fernandes, Paulo Belli Filho e Armando Borges de Castilhos Jr, por se disporem a participar desta banca.

Aos amigos LABEFLU: Rodrigo, Mariele, Maria Cecília, Wanderli, Jorge, Jamile, Murilo, Alexandre, Diego, Iria, Anigeli, Anderson e Guilherme pelo companheirismo, pela força e pelos incentivos em todos os momentos.

Aos servidores do NUMA e da Hidráulica que não mediram esforços durante todo este período, para a concretização deste estudo.

Ao Ariel, pela paciência, pela compreensão, pelos incentivos e carinhos dedicados deste período.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos para a realização desta pesquisa.

À FINEP, pelo suporte financeiro ao projeto, dentro do Programa PROSAB – Edital 5, Tema 3.

Aos muitos amigos conquistados neste período, que de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização desta pesquisa.

À minha família, minha maior riqueza.

RESUMO

As soluções relativas ao tratamento de lixiviados gerados nos aterros sanitários representam um grande desafio, devido às suas características que estão intimamente relacionadas com a idade do aterro e com o grau de estabilização dos resíduos dispostos no aterro. No Brasil, sistemas de lagoas de estabilização têm sido utilizados para tratar esses efluentes. Este estudo teve como objetivo geral avaliar um sistema de tratamento de lixiviado, formado por três lagoas piloto e filtro de pedras em série, sob diferentes condições operacionais. O experimento foi realizado com lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de Biguaçu/SC, que recebe resíduos sólidos urbanos, de saúde e inertes, de 22 municípios catarinenses. As instalações experimentais estavam localizadas nas dependências físicas do Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO) e Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) da Universidade Federal de Santa Catarina. Foram investigadas três diferentes condições operacionais: funcionamento convencional (etapa I); aeração (etapa II) e aeração/recirculação (etapa III) durante 42, 39 e 30 semanas, respectivamente. As unidades de tratamento foram monitoradas para as variáveis físico-químicas e biológicas OD, Temperatura, pH, Cor, Turbidez, DQO total e solúvel, DBO filtrada, carbono orgânico dissolvido, série de sólidos, NTK, Amônia, Ânions, e Clorofila *a* e para testes toxicológicos, identificação de plâncton e bactérias. Em cada estação do ano foram realizados perfis de variações diárias e perfis verticais e horizontais na coluna d'água. Os resultados comprovaram que para a remoção carbonácea, os melhores desempenhos foram obtidos a partir da aeração 24 horas, com eficiência média de remoção de 76% para a DQO_T e de 86% para a DBO_F. Para o nitrogênio NTK e amônia, foram alcançadas remoções superiores a 99% na Etapa III, com concentrações efluentes muito abaixo do estabelecido pelo CONAMA 357/2005. Nos estudos nictemerais foram verificadas de hora a hora variações na qualidade do lixiviado, sendo constatadas estratificações nos perfis verticais e horizontais nas lagoas, com diferentes concentrações de OD ao longo da coluna d'água. A avaliação da comunidade planctônica mostrou a predominância de algas do gênero *Chlamydomonas sp.* Houve redução de toxicidade geralmente acima de 90% com fator de diluição (FD) ≤ 4 . Diante do exposto, concluiu-se que o tratamento foi eficaz na depuração do lixiviado em todas as etapas estudadas, com ênfase nas etapas II e III, corroborando com os resultados alcançados pelo estudo estatístico, que mostrou que a etapa

da aeração teve grande importância na remoção da maioria das variáveis.

Palavras-chave: aterro sanitário, resíduos sólidos, lixiviados, lagoas de estabilização.

ABSTRACT

The solutions for the treatment of leachate generated at the landfills represent a major challenge due to its characteristics that are closely related to the age of the landfill and with the degree of stabilization of waste disposed. At Brazil, stabilization ponds systems have been used to treat the effluents from landfills. This study aimed to evaluate a treatment system for leachate, formed by three ponds pilot and a filter stones, running in series, under different operational conditions. The experiment was performed with leachate from the Biguaçu-SC landfill, which receives solid waste, health and inert from 22 municipalities of state. The experimental facilities were located at the Solid Waste Laboratory of Federal University of Santa Catarina. Were tested three different operational conditions: conventional operating (Step I), aeration (Step II) and aeration / recirculation (Step III) during, 42, 39 and 30 weeks, respectively. The treatment units were monitored for physical-chemical and biological variables DO, Temperature, pH, Color, Turbidity, total and soluble COD, filtered BOD, dissolved organic carbon, solids, TKN, Ammonia, Anions and Chlorophyll *a*. For toxicological tests, plankton and bacterias identification were executed. In each season of year were performed profiles from daily variations, and vertical and horizontal profiles in the water column. The results proved that for carbonaceous removal, the best results were obtained from 24 hours aeration, with average removal efficiencies of 76% for total COD and 86% for the final BOD. For TKN and ammonia, removals above 99% were achieved in Step III, with effluent concentrations below established by CONAMA 357/2005. In the nycthemeral studies were checked hourly variations in the quality of leachate, being observed the stratification in vertical and horizontal profiles at the ponds with different DO concentrations throughout the water column. The evaluation of the plankton community showed a predominance of algae, of *Chlamydomonas sp* genus. There was a reduction of toxicity, generally above 90% with the dilution factor (FD) ≤ 4 . It was concluded that the treatment was effective in the clearance of the leachate in all steps studied, with emphasis on Steps II and III, corroborating with the results achieved by statistical study, which showed that the aeration step was very important in removal of most variables.

Keywords: landfill, solid waste, leachate, stabilization ponds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização Física do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC	71
Figura 2 - Fluxograma do Sistema de Tratamento.....	74
Figura 3 – Vista geral das unidades de tratamento	78
Figura 4 - Lagoa L2 sendo aerada artificialmente	84
Figura 5 - Distribuição dos pontos amostrais dos ensaios de perfis nas lagoas L2 e L3	85
Figura 6 - Retirada dos coletores de lodo das Lagoas de Tratamento.....	86
Figura 7 - Esquema da câmara de fluxo.....	87
Figura 8 - Câmara de Fluxo	88
Figura 9 - Medidor Dräger X-am 7000.....	89
Figura 10 - Cromatógrafo acoplado a espectrometria de massas (GC/MS).....	91
Figura 11 - Abertura de amostras por digestão ácida: digestão (a); filtração (b); volume final (c) e envio para geladeira (d)	92
Figura 12 - Espectrômetro de Adsorção Atômica com Forno de Grafite.....	93
Figura 13 - Curva de produção de biogás acumulado nos reatores ao longo do tempo (T=107 d).....	98
Figura 14 - Vista geral das unidades de tratamento (a); partida do tratamento com lixiviado bruto (b); chegada e homogeneização (c)	101
Figura 15 – Perfil da variável OD em cada estação do ano na Lagoa L2	105
Figura 16 - Perfil da variável pH em cada estação do ano na Lagoa L2	105
Figura 17 - Perfil da variável temperatura em cada estação do ano.....	105
Figura 18 - Perfil da variável OD em cada estação do ano na Lagoa L3	106
Figura 19 - Perfil da variável pH em cada estação do ano na Lagoa L3	106
Figura 20 - Perfil da variável temperatura em cada estação do ano na Lagoa L3	106
Figura 21 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Primavera	110
Figura 22 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Verão.....	110

Figura 23 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Outono	111
Figura 24 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Inverno	111
Figura 25 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Primavera	112
Figura 26 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Verão	112
Figura 27 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Outono	113
Figura 28 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Inverno	113
Figura 29 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Primavera.....	115
Figura 30 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Verão	115
Figura 31 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Outono	116
Figura 32 - Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Inverno	116
Figura 33 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Primavera.....	117
Figura 34 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Verão	117
Figura 35 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Outono	118
Figura 36 – Variações horárias de DQO _T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Inverno	118
Figura 37 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Primavera.....	120
Figura 38 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Verão	120
Figura 39 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Outono	121

Figura 40 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Inverno.....	121
Figura 41 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Primavera.....	122
Figura 42 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Verão	122
Figura 43 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Outono	123
Figura 44 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Inverno.....	123
Figura 45 - Relação da clorofila a com a radiação solas na lagoa L2	124
Figura 46 – Relação da clorofila a com a radiação solas na lagoa L3	124
Figura 47 – Comportamento da DQO _T afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.....	126
Figura 48 – Comportamento da DQO _S afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.....	127
Figura 49 – Comportamento da DBO _F afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas	130
Figura 50 – Comportamento da COD afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas	133
Figura 51 – Comportamento da SST afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas	135
Figura 52 – Comportamento da Turbidez afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.....	137
Figura 53 – Comportamento da Cor afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.....	139
Figura 54 – Concentrações de Fósforo Total (mg/L) no lodo das lagoas L2 e L3, Etapa I.....	142
Figura 55 – Figura 39. Concentrações de Sólidos Totais (mg/L) no lodo das lagoas L2 e L3, Etapa I.....	143
Figura 56 – Concentração de DQO _T (mg/L) no lodo das lagoas	144
Figura 57 - Comportamento da NTK afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.....	146
Figura 58 - Comportamento da Amônia afluyente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas	148

Figura 59 – Balanço de N na lagoa L2 em todas as etapas.....	157
Figura 60 – Balanço de N na lagoa L3 em todas as etapas.....	158
Figura 61 – Microrganismos encontrados na Lagoa L1. Microscopia ótica (1000x).....	161
Figura 62 – Grupos de diatomáceas presentes nas fases iniciais do tratamento. a) <i>Nitzschia</i> sp. presente na lagoa 3 (400x) e b) <i>Navicula</i> sp. presente em ambas as unidades (400x).....	162
Figura 63 – Fotos de <i>Chlamydomonas</i> sp. encontradas nas lagoas L2 e L3 do sistema de tratamento. Microscopia ótica: a) (400x), e b) (1000x).....	163
Figura 64 – Início da floração da biomassa algal na L2 com flocos isolados e bolhas de oxigênio liberadas para a superfície	165
Figura 65 – Floração da biomassa algal na L2. (a) e (b): Vista superior de L2. (c): Biomassa fitoplanctônica formando uma “pasta viscosa” e (d): Vista em aumento, tornando visível além da biomassa algal, bolhas de oxigênio liberadas para a superfície.....	165
Figura 66 – Fotos de amostras filtradas da lagoa L2 coletadas ao longo dia (9:00, 11:00, 14:00 e 18:00 h), no período de verão na etapa I.....	166
Figura 67 – Presença de <i>Cryptomonas</i> sp.(a) e ciliado (b) encontrados nas lagoas L2 e L3 (400x).....	167
Figura 68 – Floração na lagoa L3	169
Figura 69 – Células hibridizadas para análise de eubactérias (400x).	171
Figura 70 - Células hibridizadas para análise de bactérias do gênero <i>Desulfotomobionaceae</i> (1000x). (A) DAPI (100%) e B) DSV (\cong 20%).....	172
Figura 71 – Imagem da eletroforese em gel de agarose 1% das amostras coletadas nas lagoas L1, L2 e L3.....	173
Figura 72 - Árvore filogenética neighbor-joining, baseada no 16S rDNA, de amostra provinda da lagoa L1. A seqüência encontrada está representada por um triângulo (▲). Somente seqüências com mais de 98% de similaridade foram incluídas. O número de acesso no GenBank está indicado entre parênteses ...	174
Figura 73 – Árvore filogenética neighbor-joining, baseada no 16S rDNA, de amostra provinda da lagoa L2. A seqüência encontrada está representada por um círculo(●). Seqüências com de similaridade entre 94 e 95% foram incluídas. O número de acesso no GenBank está indicado entre parênteses.....	175
Figura 74 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para o efluente bruto (EB)	180

Figura 75 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída da lagoa L3 (SL3) – Etapa I- Funcionamento Convencional	181
Figura 76 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída do filtro de pedras (SFP) - Etapa I- Funcionamento Convencional.....	181
Figura 77 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída da lagoa L3 (SL3) – Etapa III – 24 h de aeração.....	182
Figura 78 – Cromatograma de extração Líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída do filtro de pedras (SFP) – Etapa III – 24 h de aeração	182

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentrações (médias, mínimas e máximas) de lixiviados gerados em aterros sanitários brasileiros.....	40
Tabela 2 - Percentual de amônia não ionizada em função da temperatura e pH da água.....	54
Tabela 3 - Zooplâncton de lagoas de estabilização de efluentes	63
Tabela 4 - Características físicas e condições operacionais do sistema de tratamento.....	77
Tabela 5 - Análises realizadas, métodos e frequência de monitoramento	80
Tabela 6 - Sensores de gases e suas respectivas faixas de concentração.....	89
Tabela 7 - Cargas aplicadas às lagoas durante as etapas da partida (25%, 50% e 75%)	100
Tabela 8 - Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu - SC (n = 25).....	102
Tabela 9 - Resultados para oxigênio dissolvido, temperatura e pH	103
Tabela 10 - Dados obtidos para as variáveis meteorológicas nos dias de amostragem para os perfis sazonais	104
Tabela 11 - Cargas volumétricas e superficiais aplicadas e removidas nas lagoas nas diferentes etapas do estudo	108
Tabela 12 - Dados meteorológicos registrados nos dias dos ensaios nictemerais sazonais.....	110
Tabela 13 – Resultados obtidos para o P-PO ₄ nas diferentes etapas do estudo e pontos de amostragem	141
Tabela 14 – Resultados obtidos para o N-NO ₂ e N-NO ₃ nas diferentes etapas do estudo e pontos de amostragem	150
Tabela 15 – Balanço de N da Lagoa L2: Assimilação Algal	152
Tabela 16 – Balanço de N da Lagoa L3: Assimilação Algal	153
Tabela 17 – Balanço de N na Lagoa L2: volatilização da amônia livre	154
Tabela 18 – Balanço de N da Lagoa L3: volatilização da amônia livre	154
Tabela 19 – Balanço de N da lagoa L2: nitrificação-desnitrificação	155
Tabela 20 – Balanço de N da lagoa L3: nitrificação-desnitrificação	156

Tabela 21 – Balanço de N da lagoa L2: porcentagens de nitrogênio removido em cada via de transformação.....	159
Tabela 22 – Balanço de N da lagoa L3: porcentagens de nitrogênio removido em cada via de transformação.....	159
Tabela 23 – Concentrações de metais no lixiviado (líquido e lodo)	176
Tabela 24 – Identificações, fórmulas químicas, pesos moleculares e N° NIST dos picos encontrados nos cromatogramas	183
Tabela 25 - Classificação dos compostos orgânicos	184
Tabela 26 - Resultados dos ensaios de toxicidade	186
Tabela 27 – Análise estatística das principais variáveis de monitoramento do sistema, aplicada nos pontos amostrais (EB, SL3 e SFP) para as três etapas do estudo, $p < 0,05$	188
Tabela 28 – Análise estatística das variáveis de monitoramento do sistema, aplicada na saída da Lagoa L3 (SL3) para as três etapas do estudo.....	191
Tabela 29 – Análise estatística das variáveis de monitoramento do sistema, aplicada na saída do Filtro de Pedras (SFP) para as três etapas do estudo.....	192

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES – Associação Brasileira de Engenharia sanitária
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
AIDIS – Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental
ANOVA – Análise da variância
ATP - adenosina trifosfato
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CE (I)50 48h - Concentração Efetiva Inicial Mediana
CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem
CH₄ - Metano
CIRAM – Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
CNPQ – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO₂ - Dióxido de carbono
COD – Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
COS- Carga Orgânica Superficial
COT – Carbono Orgânico Total
COV- Carga Orgânica Volumétrica
CS- Carga Superficial
CTC – Centro Tecnológico
CV- Carga Volumétrica
DAPI - 4,6 diamidino – 2 – phenylindoli
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNA - Ácido desoxiribonucléico
DQO - Demanda Química de Oxigênio
DQOs - Demanda Química de Oxigênio solúvel
DQO_T - Demanda Química de Oxigênio Total
E – Eficiência de remoção
EB – Efluente Bruto
EL2 – Entrada da Lagoa 2
EL3 – Entrada da Lagoa 3
ELL – Extração líquido – líquido
ENS – Engenharia Sanitária
EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
FATMA – Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina
FD – Fator de diluição
FISH – Fluorescence *In Situ* Hybridization (Hibridização Fluorescente *in situ*)
FP – Filtro de Pedras
GC/MS – cromatografia Gasosa acoplada a Espectrometria de massas
GFAAS – Espectrômetro de Absorção Atômica com Forno de Grafite
H₂S – Gás Sulfídrico
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ID – Índice de detecção
LBBMM – Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos
L1 – Lagoa 1
L2 – Lagoa 2
L3 – Lagoa 3
LD₅₀ – Dose Letal mediana
K₁ – Coeficiente de Transferência de massa na fase líquida
ML2- Meio da Lagoa 2
ML3 – Meio da Lagoa 3
MM – Massa molecular
NBR – Norma Brasileira
NH₃ – Amônia livre
NIST – National Institute of Standards and technology
N-NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal
N-NO₂⁻ - Nitrogênio nítrico
N-NO₃⁻ - Nitrogênio nitrato
N-NO_x – Somatório das cargas de nitrito e nitrato
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
OD - Oxigênio Dissolvido
PCR - Polymerase Chain Reaction (Reação em Cadeia da Polimerase)
pH - Potencial hidrogeniônico
PHA – Poli- hidroxialcanoatos
PHB – Poli- hidroxibutirato
PNSB – Programa Nacional de Saneamento Básico
PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q - vazão
rDNA - Ribossômico
RNAr - Ácido ribonucleico ribossômico
SF – Sólidos Fixos
SFP – Saída do Filtro de Pedras

SL1 – Saída da Lagoa 1
SL2 – Saída da Lagoa 2
SL3 – Saída da Lagoa 3
SPE – Extração em fase sólida
SPME – microextração em fase sólida
SST – Sólidos Suspensos Totais
ST – Sólidos totais
SURFER – Surface Mapping System
SV – Sólidos Voláteis
TDH - Tempo de Detenção Hidráulico
UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEL – Universidade Estadual de Londrina
UEPB – Universidade Estadual da Paraíba
UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais
UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
T – Temperatura
TAC – Termo de Ajustamento de Conduta
UV - Radiação ultravioleta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	31
1.1 ORIGEM DO TRABALHO.....	31
1.2 JUSTIFICATIVA E HIPÓTESES	33
1.2.1 Justificativa	33
1.2.2 Hipóteses.....	35
1.3 OBJETIVOS	35
1.3.1 Objetivo Geral.....	35
1.3.2 Objetivos Específicos.....	35
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	37
2.1 ATERRO SANITÁRIO	37
2.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	38
2.3 TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO	41
2.3.1 Lagoas de Estabilização	43
2.4 USO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	47
2.5 PRINCIPAIS TRANSFORMAÇÕES BIOQUÍMICAS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	49
2.5.1 Transformações do Carbono	49
2.5.2 Transformações de Nitrogênio.....	53
2.5.3 Transformações de Fósforo.....	58
2.6 MICRORGANISMOS PRESENTES NAS LAGOAS.....	60
2.7 UTILIZAÇÃO DOS MICRORGANISMOS NO MONITORAMENTO DO TRATAMENTO BIOLÓGICO.....	63
2.8 METAIS E COMPOSTOS ORGÂNICOS.....	66
2.8.1 Metais.....	66
2.8.2 Compostos Orgânicos	68
2.9 ENSAIOS DE TOXICIDADE	69
3 MATERIAIS E MÉTODOS	71
3.1 ORIGEM E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO	71
3.2 UNIDADES PILOTO DE TRATAMENTO.....	72
3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	79
3.3.1 Monitoramento.....	79
3.3.2 Aeração da Lagoa L2	83
3.3.3 Perfis vertical e horizontal nas lagoas L2 e L3	84
3.3.4 Variação horária (nictemeral): lagoas L2 e L3.....	85
3.4 BALANÇO DE NITROGÊNIO.....	86

3.4.1	Sedimentação	86
3.4.2	Volatilização da Amônia	87
3.4.3	Assimilação Algal	89
3.4.4	Nitrificação e Desnitrificação.....	90
3.5	DETERMINAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS	90
3.6	DETERMINAÇÃO DOS METAIS	92
3.7	ANÁLISES DE BIOLOGIA MOLECULAR.....	93
3.7.1	Análise FISH (Hibridização Fluorescente in situ).....	93
3.7.2	Reação em Cadeia da Polimerase – PCR	94
3.8	TRATAMENTO DE DADOS	95
3.8.1	Software SURFER [®] 8.0	95
3.8.2	Software Statistica 6.0.....	95
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	97
4.1	ESTUDOS PRELIMINARES COM LIXIVIADO DO ATERRO DE BIGUAÇU.....	97
4.2	CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO	101
4.3	COMPORTAMENTO DAS LAGOAS QUANTO ÀS VARIÁVEIS DE FUNCIONAMENTO OD, TEMPERATURA E pH.....	102
4.4	CARGAS APLICADAS E REMOVIDAS NAS LAGOAS	108
4.5	ENSAIOS NICTEMERAIS (VARIÁÇÕES AO LONGO DO DIA) REALIZADOS NAS LAGOAS L2 E L3	109
4.6	REMOÇÃO DA FRAÇÃO CARBONÁCEA NO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS	125
4.7	REMOÇÃO DO FÓSFORO NO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS.....	140
4.8	REMOÇÃO DA FRAÇÃO NITROGENADA NO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS	145
4.9	BALANÇO DO NITROGÊNIO NAS LAGOAS.....	152
4.10	BIOMASSA BACTERIANA E ALGAL NAS LAGOAS	160
4.10.1	Etapa I – Funcionamento Convencional.....	161
4.10.2	Etapa II – Aeração (12h, 18h e 24 horas).....	166
4.10.3	Etapa III – Recirculação (50% e 100%).....	169
4.10.4	Lagoas de Estabilização	170
4.11	METAIS E COMPOSTOS ORGÂNICOS	175
4.11.1	Metais.....	175
4.11.2	Compostos Orgânicos	178
4.12	ENSAIOS DE TOXICIDADE	185
4.13	AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS	188
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	195

5.1	CONCLUSÕES	195
5.2	RECOMENDAÇÕES	200
	REFERÊNCIAS	201
	APÊNDICES	223

1 INTRODUÇÃO

1.1 ORIGEM DO TRABALHO

As atividades humanas relacionadas à produção e ao consumo dos mais diversos materiais têm promovido uma crescente geração de resíduos sólidos. A destinação final dada a esses resíduos nem sempre tem sido adequada do ponto de vista da segurança da saúde pública e do meio ambiente.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo IBGE (2008), revela uma tendência de melhora da situação de destinação final dos resíduos coletados no país nos últimos anos, mas alerta que os lixões continuam sendo o destino final de metade dos municípios brasileiros com 50,8%. Paralelamente a esta situação, foi constatada uma expansão no destino final dos resíduos para os aterros sanitários, que passou de 17,3% no ano 2000 para 27,7% em 2008.

Além de exigir grandes áreas de implantação, os aterros sanitários têm como inconveniente a geração de lixiviados, resultantes da disposição de resíduos sólidos em células do terreno. Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE et al., 2009). Devido às suas características, precisam ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente, comprometendo sua qualidade com sérias conseqüências para a saúde pública.

As soluções relativas ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários são ainda rudimentares em países em desenvolvimento. As sistemáticas já conhecidas de tratamento de esgoto vêm sendo testadas para a finalidade de tratamento desses líquidos, porém, têm esbarrado nas dificuldades provenientes, principalmente, da baixa biodegradabilidade e das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (BIDONE, 2007). No Brasil, a aplicação dos processos de tratamento de lixiviado tem por objetivo principal a redução das concentrações de compostos orgânicos e de nitrogênio amoniacal. Essa é uma decorrência da vigência da Resolução Nº 357 do CONAMA, de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e

diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Experiências de tratamento dos lixiviados utilizando lodos ativados, filtros biológicos percoladores, lagoas de estabilização, processos físico-químicos, combinação desses, ou ainda, diluição do lixiviado em estações de tratamento de esgoto sanitário, têm viabilizado, na maioria dos casos, a combinação de sucesso ambiental e baixo custo. Mas as eficiências apresentadas por esses processos na remoção de DBO₅, DQO, COT e nitrogênio amoniacal ainda não atendem, de maneira geral, aos valores estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (CASTILHOS Jr., 2006).

As lagoas de estabilização (largamente difundidas no tratamento de esgoto doméstico) são aplicadas no Brasil, para o tratamento de lixiviados (SILVA, 2007). Utiliza-se com grande frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação) onde ocorre a remoção da matéria orgânica dos lixiviados, pela ação das bactérias. Existe ainda a possibilidade de recirculação do lixiviado para o aterro, que atenua e dilui os compostos produzidos pela atividade biológica e reações de depuração que ocorrem dentro do aterro sanitário (PIÑEDA, 1998; RENOUE et al., 2008; WISZNIOWSKI et al., 2006; CERVANTES, 2009).

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, do Centro Tecnológico, da Universidade Federal de Santa Catarina (ENS/CTC/UFSC), desde 2002, tem realizado pesquisas sobre o tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários, dentro do PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (financiamento: CNPQ, Caixa e FINEP) em parceria com a empresa Proactiva - Meio Ambiente Brasil. Os principais temas abordados até o momento foram os tratamentos biológicos: reator UASB e lagoas de estabilização (PINTO, 2006; SILVA, 2007; FERNANDES, 2009); tratamentos físico-químicos: tratamento eletrolítico, coagulação-floculação e filtração (RODRIGUES, 2007; MAXIMO, 2007 e ROEHRS, 2007) e evaporação de lixiviados (RANZI, 2009); previsão de geração de lixiviados (SILVA, 2002a); influência dos parâmetros climatológicos no lixiviado (SOUZA, 2005); avaliação dos compostos orgânicos (STRELAU, 2006) e da toxicidade do lixiviado (FINKLER, 2002; BRENTANO, 2006).

O presente trabalho surge inserido no projeto de pesquisas com o tema "Lixiviados de Aterro Sanitário: Processos Convencionais de

Tratamento (Lagoas de Estabilização)”, que foi desenvolvido na UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina, no contexto do Tema III do Edital V do PROSAB – Programa de Saneamento Básico, visando à maximização do controle ambiental e a minimização da poluição decorrente da disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.

Nesse cenário, buscou-se com esta pesquisa, gerar informações que subsidiarão decisões de otimização de sistema de tratamento com lagoas de estabilização, com vista a uma maior eficiência na depuração do lixiviado, atenuando os impactos resultantes do lançamento deste efluente sobre a qualidade do corpo receptor.

1.2 JUSTIFICATIVA E HIPÓTESES

1.2.1 Justificativa

A problemática ambiental, relacionada à adequada disposição final de resíduos sólidos, torna-se um assunto recorrente e de grande interesse público, uma vez que, além de necessitar de grandes áreas para sua disposição e tratamento, os resíduos têm-se apresentado, em decorrência da grande probabilidade de contaminação ambiental, como um dos mais sérios problemas a serem enfrentados pelas administrações públicas municipais.

No Brasil, o tratamento de lixiviados em lagoas de estabilização é usualmente empregado em aterros sanitários, mas as pesquisas relacionadas com o tratamento de efluentes em lagoas são, na sua maioria, referentes ao tratamento de esgoto doméstico, seja de forma isolada, ou em conjunto com outros tratamentos precedentes.

A Resolução Nº 357 do CONAMA, de março de 2005 estabelece que os órgãos ambientais federais, estaduais e municipais, no âmbito de sua competência, deverão, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, de modo a não comprometer os padrões estabelecidos pelo enquadramento do corpo de água. Por esse instrumento, fica estabelecido que cabe também aos órgãos ambientais regionais indicar os padrões de emissão e fiscalizar o seu atendimento. É comum que sejam verificadas diferenças

nas exigências dos órgãos ambientais reguladores de região para região, embora todas essas diretrizes devam respeitar o que a Resolução Nº 357 estabelece.

Segundo a Legislação Federal (Decreto nº 49.974-A de 21/01/61 - Código Nacional de Saúde - Art. 40) “*cabe aos governos municipais a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos urbanos (entendido como resíduos sólidos urbanos domiciliares, comercial e público) produzidos no município, em condições que não tragam malefícios ou inconvenientes à saúde, ao bem estar público e à estética*”. Também a política de Recursos Hídricos do Brasil, expressa na Lei Nº 9433/97, prevê um maior e mais rigoroso controle da poluição hídrica, que deve ser estendido aos efluentes gerados pelos aterros sanitários para que seja efetiva a proteção das águas no território nacional. No Estado de Santa Catarina, o Ministério Público estabeleceu um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) para a implantação de aterros sanitários ocasionando a concentração dos resíduos urbanos, que demandam uma forma de tratamento dos lixiviados gerados.

As pesquisas iniciadas em 2002, na Universidade Federal de Santa Catarina, mostraram resultados promissores quanto ao tratamento dos lixiviados em sistema de lagoas (SILVA, 2007). Nesse estudo foram obtidas eficiências de remoção de 93 % para nitrogênio amoniacal e 84 % para DQO, porém as concentrações de saída no sistema ainda permaneceram elevadas (90 mg NH₄-N/L e 420 mg DQOtotal/L), não atendendo aos padrões estabelecidos pela Legislação Ambiental. As unidades de tratamento piloto, 3 lagoas em série, possuíam volume de 1 m³ cada, implicando em muitos “*efeitos de parede*”, em função da escala reduzida. Dando continuidade às pesquisas, é que se propôs o estudo do tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando lagoas em série e em escala piloto, porém com volumes maiores (5 a 10 m³), objetivando um acompanhamento completo do funcionamento do sistema, submetido a diferentes condições operacionais, quanto às variações sazonais e horárias, bem como a influência da dinâmica microbiana e de nutrientes no seu desempenho.

A pesquisa foi desenvolvida com lixiviado proveniente de aterro sanitário situado no Km 177 da BR 101 na localidade de Areias de Cima – Biguaçu/SC, cujo início das atividades ocorreu em 1990 e recebe resíduos de 22 municípios catarinenses, em média de 800 T/dia, podendo chegar a 1000 T/dia na época de alta temporada (Dezembro à Fevereiro). Este aterro possui uma área de 624.296,42 m², utilizada

como destino final de resíduos sólidos urbanos, resíduos sólidos da saúde e inertes.

1.2.2 Hipóteses

Tendo em vista a elevada geração de lixiviados em aterros sanitários e a carência de estudos que promovam o conhecimento científico sobre a remoção da matéria carbonácea e nutrientes em sistema de tratamento utilizando lagoas, foram elaboradas as seguintes hipóteses:

- “Lixiviados de aterros sanitários podem ser tratados em sistemas de lagoas em série”;
- “Filtros de pedras são eficazes para polimento de efluente de sistemas de lagoas tratando lixiviados”;
- “A remoção de compostos nitrogenados é incrementada com uso de aeração e recirculação do efluente em sistema de lagoas”.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar um sistema de tratamento, formado por três lagoas piloto e filtro de pedras, funcionando em série, sob diferentes condições operacionais, para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

1.3.2 Objetivos Específicos

O objetivo geral da tese foi desdobrado nos seguintes objetivos específicos:

- a) Avaliar a ocorrência de estratificação sazonal e de variações diárias nas lagoas de estabilização;

b) Avaliar o desempenho do sistema de tratamento na remoção da matéria carbonácea e de nutrientes, em função das condições operacionais aplicadas: funcionamento convencional, aeração e recirculação;

c) Avaliar os principais processos de transformação do nitrogênio nas lagoas fotossintéticas;

d) Avaliar a diversidade taxonômica microbiana e planctônica presente nas lagoas;

e) Avaliar a ocorrência e remoção de compostos refratários e a toxicidade do lixiviado, nas diferentes condições operacionais aplicadas às lagoas e o filtro.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ATERRO SANITÁRIO

Os aterros sanitários consistem na técnica de disposição dos resíduos sólidos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Método este que utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores se for necessário (ABNT, 2004).

Em muitos países de baixa e média renda, quase 100% dos resíduos gerados têm como destino final o solo e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos sólidos, o aterro é a opção preferencial no tratamento de resíduos (ALLEN, 2003). De acordo com EEA (1998), o aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos.

O Brasil, segundo Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), revela uma tendência de melhoria na situação dos resíduos coletados no país que são encaminhados aos aterros sanitários. Em 1989 este percentual era de apenas 1,1% e em 2000 de 17,3%. Para o ano de 2008, a pesquisa revelou uma taxa de 27,7%.

Dentre as vantagens do aterro sanitário, em relação a outros métodos de disposição de resíduos, destacam-se (LIMA, 1991):

- Solução mais econômica, quando comparada a outros processos;
- Disposição do lixo de forma adequada;
- Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;
- Condições especiais para decomposição biológica da matéria orgânica do resíduo.

Bidone & Povinelli (1999) interpretam o aterro sanitário como um grande reator anaeróbico que gera, a partir da estabilização da matéria orgânica, os seguintes subprodutos: gás metano (CH_4), gás dióxido de carbono (CO_2) e nitrogênio amoniacal (NH_3 , amônia livre ou amônia gasosa e NH_4^+ , íon amônio). Assim, pode-se entender que a matéria na forma sólida disposta em aterro será transformada em: gases (CH_4 , CO_2 , NH_3 , entre outros); líquidos (lixiviado, que apresenta elevada concentração de matéria orgânica, em termos DQO, demanda química de oxigênio — em decorrência da transformação de parte da matéria orgânica presente nos sólidos em matéria orgânica “diluída” — e elevada concentração de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) — em decorrência da presença do NH_4^+); e, ainda, matéria sólida remanescente (sob a forma de substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias ao processo de digestão anaeróbia).

Apesar das vantagens relatadas, existem fatores limitantes a esta prática como a redução da disponibilidade de áreas próximas aos centros urbanos, os riscos ambientais associados à infiltração do lixiviado e a emissão descontrolada de biogás (ENSINAS, 2003).

Pessin et al. (2002) observaram que a maioria dos aterros de resíduos sólidos não possui critérios de implantação, operação e monitoramento ou que, simplesmente, os gestores públicos não os adotam. Para Moravia (2007), apesar dos aterros sanitários serem considerados uma solução segura para a disposição de resíduos sólidos, este tratamento gera rejeitos que causam impactos ambientais significativos, tais como lixiviados e biogás, os quais necessitam ser drenados, coletados e tratados de forma adequada, para que não sejam dispostos no meio ambiente trazendo prejuízo ao solo, ar, águas subterrâneas e superficiais.

2.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O processo de biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos e a infiltração de águas pluviais na massa de resíduos solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos, gerando um líquido escuro, de composição variável, comumente denominado lixiviado.

A ABNT, através da Norma NBR 8419/84, define lixiviado como o *“líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau*

cheiro e a elevada DBO₅; constitui-se numa mistura de substâncias inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos”.

A composição do lixiviado está intimamente relacionada com a idade do aterro sanitário e com o grau de estabilização do material sólido disposto no aterro. Outros fatores, como: características do material aterrado, grau de compactação, quantidade de infiltração de água e regime de chuvas também podem ser responsáveis pela qualidade e quantidade do lixiviado que será produzido (QASIN & CHIANG, 1994). De acordo com Liehr et al. (2000), os lixiviados são constituídos por diversos tipos de poluentes: compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão e, em alguns casos, metais pesados e compostos tóxicos, entre outros, variando conforme o regime pluviométrico local e características do solo de cobertura do aterro.

A produção de lixiviado de aterros sanitários depende, em termos gerais, de dois fatores (FLECK, 2003): volumes de água que ingressam agregados aos resíduos sólidos sob a forma de umidade e volumes de água trocados entre o aterro e o ambiente externo.

Além de transformações físicas e químicas que ocorrem, o líquido percolado também sofre alterações quantitativas e qualitativas. As características dos lixiviados estão intimamente relacionadas com a quantidade produzida, a natureza dos resíduos e a etapa de estabilização em que se encontra (PIÑEDA, 1998).

Na Tabela 1 estão apresentadas características de lixiviados gerados em alguns aterros sanitários brasileiros, com idade variando entre 8 e 35 anos. No geral, o pH dos lixiviados encontra-se na faixa de 7,6 a 9,6. Existe grande variação para as variáveis da matéria carbonácea como a DBO entre 100 e 3.700 mg/L e a DQO entre 650 e 25.400 mg/L. A fração nitrogenada também varia bastante, com concentrações de nitrogênio amoniacal entre 370 e 2.700 mg/L e de NTK entre 400 e 2.500 mg/L. Essas variações são função da idade do aterro, conforme ressaltado por Qasin & Chiang (1994) e Lange et al. (2009). Quanto mais jovem é o aterro maior a fração orgânica e a biodegradabilidade do lixiviado. À medida que este “envelhece”, permanecem os compostos de mais difícil biodegradação e refratários orgânicos e inorgânicos.

Tabela 1 - Concentrações (médias, mínimas e máximas) de lixiviados gerados em aterros sanitários brasileiros

Idade do aterro	(35 anos)	(32 anos)	(25 anos)	(23 anos)	(23 anos)	(20 anos)	(8 anos)
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	4.227 (2.558 - 5.395)	8.607 (2.800 - 24.000)	7.443 (4.976 - 11.593)	6.115 (672 - 8.272)	5.613 (1.350 - 9.000)	4.403 (480 - 6.400)	10.770 (8.200 - 14.291)
pH	-	8 (7,7 - 9,1)	8,2 (7,6 - 8,7)	8,2 (8,0 - 8,6)	8,1 (7,4 - 9,0)	9,1 (8,8 - 9,6)	8,3 (8 - 8,6)
Cor (UC)	-	4.129 (240 - 13.400)	10.089 (6.115 - 14.535)	-	2.275 (302 - 9.500)	6.812 (3.392 - 13.540)	-
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	111 (42 - 248)	361 (118 - 857)	2.788 (467 - 4.526)	124 (20 - 260)	279 (106 - 2.491)	1.006 (330 - 3.170)	3.638 (3.516 - 3.760)
DQO _T (mgO ₂ /L)	2.151 (931 - 3.306)	2.767 (804 - 4.255)	4.750 (2.102 - 8.416)	2.739 (1.504 - 3.089)	1.623 (672 - 2.592)	3.199 (1.445 - 6.710)	12.924 (3.244 - 25.478)
DBO/DQO	0,05	0,13	0,59	0,05	0,17	0,31	0,28
Nitrogênio Total (mg/L)	821 (458 - 1.081)	1.187 (420 - 3.122)	-	1.352 (581 - 1.716)	10.001 (7,28 - 2.774)	1.522 (562 - 2.565)	-
Nitrog. Amoniacal (mg/L)	713 (373 - 1.110)	1.547 (76 - 3.565)	1.492 (697 - 2.052)	1.175 (527 - 1.716)	1.323 (68 - 2.630)	1.142 (554 - 1.646)	2.004 (1.024 - 2.738)
Nitrito (mg/L)	-	0,3 (0,02 - 2,4)	-	-	0,22 (0,01 - 2,29)	-	238 (176 - 288)
Nitrato (mg/L)	-	1,6 (0,1 - 6,2)	-	-	0,89 (0,1 - 3,1)	-	10 (7,7 - 13)
Fósforo Total (mg/L)	2 (1 - 3)	35 (14 - 60)	11,3 (0,6 - 22)	23 (11 - 38)	22 (3 - 49)	-	23 (23 - 23)
Cloretos (mg/L)	-	3.822 (1.904 - 5.804)	469 (227 - 760)	2.314 (1.432 - 3.857)	2.639 (767 - 24.001)	2.353 (1.988 - 2.840)	-
Turbidez (UNT)	-	208 (19 - 605)	206 (135 - 288)	-	104 (9 - 251)	444 (43 - 1.274)	-
ST (mg/L)	7.669 (4.010 - 18.845)	11.878 (440 - 18.160)	10.396 (7.760 - 11.651)	-	5.872 (397 - 8.370)	8.148 (5.210 - 10.202)	16.331 (11.852 - 25.490)
SV (mg/L)	2.643 (1.062 - 12.605)	2.118 (370 - 7.718)	2.940 (2.300 - 4.260)	-	13.560 (260 - 7.541)	2.140 (960 - 6.026)	7.634 (3.280 - 11.884)
SF (mg/L)	5.013 (2.922 - 6.351)	-	7.005 (1.959 - 8.680)	-	-	6.008 (1.490 - 8.116)	8.698 (1.484 - 13.606)

FONTE: adaptado de Lange et al.(2009)

2.3 TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO

Devido às suas características, os lixiviados gerados nos aterros sanitários devem ser tratados antes de serem lançados 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, seu tratamento 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).

As tecnologias aplicáveis ao tratamento de lixiviados são, na sua maioria, os mesmos utilizados para o tratamento de esgoto doméstico. Assim, os métodos de dimensionamento são análogos, resguardando-se as diferenças, que são observadas ao analisar os parâmetros de composição do lixiviado, pois este efluente normalmente apresenta concentrações bem mais altas que àquelas referentes ao esgoto doméstico (IPT/CEMPRE, 2000).

Dentre as alternativas existentes de tratamento de lixiviado destacam-se: remoção de amônia por aeração mecânica; adsorção em carvão ativado; processos de membrana (osmose reversa); evaporação; aspersão sobre o solo; coagulação, floculação, sedimentação ou flotação; tratamento combinado com esgoto sanitário, oxidação química; processo fotoeletroquímico; lagoas de estabilização; recirculação; tratamento em leito de vermicomposto; reatores biológicos aeróbios e anaeróbios; banhados construídos (CONTRERA, 2008; RENO et al., 2008; WISZNIOWSKI et al., 2006).

Geralmente, são usados mais de um tipo de processo como forma de tratamento de lixiviados, prevalecendo o uso de um processo anaeróbio seguido de um processo aeróbio (BELTRÃO, 2006). A escolha da tecnologia de tratamento mais adequada deve acontecer a partir da avaliação dos seguintes aspectos: volume de lixiviado gerado (que depende principalmente da capacidade do aterro, do seu tamanho e das características hidrológicas locais); composição do lixiviado; capacidade de investimento e de operação; e atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais.

Segundo Renou et al. (2008), o tratamento convencional de lixiviado de aterro sanitário pode ser classificado em três grandes grupos: transferência de lixiviados (recirculação e tratamento

combinado com esgoto doméstico); biodegradação (processos aeróbios e anaeróbios) e métodos físicos e químicos (oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação e floculação, sedimentação/flotação e remoção de nitrogênio (*air stripping*). Destes, o tratamento biológico é geralmente o mais utilizado para a maior parte dos lixiviados que contêm altas concentrações de DBO, por serem sistemas confiáveis, simples e com elevado custo-benefício.

Martinen et al. (2003) afirmam que, geralmente os processos biológicos são indicados para tratar lixiviado com alta relação DBO/DQO ($> 0,5$) face ao baixo custo operacional, e que os métodos físico-químicos têm sido sugeridos para tratamento de lixiviado antigo e com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico mais agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida.

Lange et al. (2009) destacam que a complexidade do tratamento do lixiviado de aterros sanitários está intimamente ligada a criteriosa caracterização desse tipo de efluente, e mesmo com a utilização de parâmetros convencionais (DBO, DQO, Sólidos), existe uma lacuna na padronização de metodologias para uma caracterização mais criteriosa, tanto no Brasil quanto em outros países.

No Brasil, para o tratamento do lixiviado utiliza-se com grande frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação), onde ocorre a remoção da matéria orgânica e inorgânica dos lixiviados, pela ação conjugada de bactérias e algas. Existe ainda a possibilidade de recirculação do lixiviado para o aterro, que atenua e dilui os compostos produzidos pela atividade biológica e reações de depuração que ocorrem dentro do aterro sanitário (PIÑEDA, 1998). Jucá (2003) realizou levantamento dos tipos de tratamento de lixiviado em operação em alguns aterros brasileiros. Em 28 aterros sondados, 12 apresentaram algum tipo de lagoa, ratificando que em nível nacional é comum a aplicação desse processo de tratamento.

Os grandes problemas da aplicação de lagoas no tratamento de lixiviado têm residido nas baixas eficiências obtidas no tratamento (QASIM & CHIANG, 1994) e no fato de que a maioria dos projetistas ainda dimensiona essas unidades a partir dos parâmetros que devem ser utilizados no dimensionamento de lagoas que tratam esgoto doméstico.

2.3.1 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos domésticos e industriais, utilizando-se diversas variantes destas unidades com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. (VON SPERLING, 2009b). São reguladas pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecidas em regiões de clima tropical e subtropical, como é o caso do Brasil. Dessa forma, tornam-se relevantes os estudos regionais sobre lagoas a fim de otimizar o processo natural (GOTARDO, 2005).

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, com variantes segundo a intensificação do processo, como, por exemplo, lagoas com plantas macrófitas, aeradas, de alta taxa de degradação e outras (VON SPERLING, 2009b). Elas podem ser distribuídas em diferentes números e combinações, a fim, de alcançar a qualidade padrão requerida para o efluente. Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o tempo de retenção hidráulica é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretenda alcançar (KELLNER & PIRES, 2002). A experiência com lagoas de estabilização mostra que a configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série anaeróbia + facultativa + maturação (VON SPERLING, 2009b).

Lagoas Anaeróbias – Constituem na forma de tratamento onde a condição estritamente anaeróbia é fundamental. Em geral são responsáveis pelo tratamento primário do efluente. Nelas, a degradação da matéria orgânica é realizada por bactérias formadoras de ácidos orgânicos e por bactérias metanogênicas. São dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, que resulta em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido (UEHARA, 1989). Estas lagoas representam uma alternativa para a remoção de poluentes orgânicos, porém, devem ser aplicadas na etapa inicial do tratamento, uma vez que, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido e concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento baseado em processos biológicos aeróbios (MONTEGGIA & SOBRINHO, 1999).

No dimensionamento de uma lagoa anaeróbia para efluentes doméstico são utilizados valores para o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) que variam de 1 a 6 dias; 0,1 a 0,3 kgDBO₅/m³.d para a Taxa de Aplicação Volumétrica; e 3,5 a 5 metros de profundidade. A eficiência de remoção em termos de DBO é da ordem de 50 a 60%, e para sólidos ela é de aproximadamente 60% (VON SPERLING, 2009b).

A DQO de um esgoto doméstico medianamente concentrado é tipicamente igual a 400 mg/L (JORDÃO & PESSOA, 2005), enquanto em lixiviados de aterros jovens pode facilmente ultrapassar os 5.000 mg/L. Tanto no tratamento de esgoto doméstico como no tratamento de lixiviados, a adoção de lagoas determina necessidade de grandes áreas. A concentração em termos de orgânicos nos lixiviados facilmente supera em 10 vezes o esgoto doméstico (BIDONE, 2007).

Lagoas Facultativas – Nas lagoas facultativas, tem-se uma camada superior, onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predominam as condições anaeróbias. O suprimento de oxigênio na camada aeróbia dessas lagoas é controlado pelas algas e pela re-aeração através da interface ar/água. A zona facultativa deste sistema corresponde à região que apresenta variação entre presença e ausência de oxigênio dissolvido, atuando parte do tempo em aerobiose e parte em anaerobiose (KELLNER & PIRES, 1998). São unidades fotossintéticas que podem ser utilizadas no tratamento primário e secundário, podendo receber afluente bruto ou tratado por outro sistema, como uma lagoa anaeróbia ou reator anaeróbio (MENDONÇA, 2000). As cargas aplicadas são de 100 a 400 kg DBO/ha.dia, consideradas baixas, para que se estabeleçam condições de desenvolvimento da biomassa algal, o que confere coloração verde escura na coluna d'água, podendo ocasionalmente aparecer coloração rósea (sinal de sobrecarga orgânica) e presença de bactérias redutoras de sulfato (MARA, 2005). A quantidade de algas nas lagoas varia de 40 a 300 mg/L (em peso seco) ou 10⁴ a 10⁶ células/mL. A influência das algas nessas lagoas abrange diretamente a oxigenação da massa líquida, a modificação do pH e a assimilação de nutrientes. Indiretamente, elas contribuem para a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos, proporcionando maior grau de depuração da água residuária (PEARSON, 2005).

Lagoas Aeradas /Facultativas Aeradas – Utilizadas com sucesso em tratamento de efluentes domésticos e industriais (MAEKAWA et al.,

1995), constituindo-se em uma alternativa de tratamento frente a problemas de maus odores, baixa eficiência na remoção de nitrogênio e carbono, e necessidade de grandes áreas; não superando 10% das áreas ocupadas pelos sistemas convencionais de lagoas devido a uma maior profundidade (3 a 5 m) e menor tempo de retenção (FLORES et al., 2000).

De acordo com Von Sperling (2009a), as lagoas aeradas de mistura completa são essencialmente aeróbias e os aeradores garantem a oxigenação do meio e mantém os sólidos em suspensão. Já as lagoas aeradas facultativas possuem aeração parcial, normalmente superficial, o que mantém a estratificação da coluna d'água e a anaerobiose das camadas mais profundas.

Segundo Berthet (1979), a utilização de aeradores em lagoas apresenta como inconvenientes: consumo de energia; criação de uma biomassa floculada em suspensão; e aparecimento de espumas e difusão de bruma de aerossóis formados de germes bacterianos, plâncton e sais minerais, entre outros. Tem, porém as seguintes vantagens: mistura da massa líquida, impedindo a estratificação das camadas líquidas; aeração do meio; e volatilização (*stripping*) de compostos tóxicos como o NH_3 .

Lagoas de Maturação - São lagoas aeróbias, empregadas geralmente, como último estágio em uma série de lagoas ou após tratamento biológico convencional (lodos ativados, filtros biológicos). Tem como principal função a remoção de microrganismos patogênicos através da ação da exposição dos raios ultravioleta (UV) na coluna d'água (MAYNARD et al., 1999). Sua contribuição na remoção de nitrogênio e fósforo é significativa, por meio de volatilização da amônia, precipitação do fósforo e assimilação pela biomassa algal (MARA, 2005).

Nessas lagoas ocorre a maior diversidade de algas, com predomínio dos gêneros sem mobilidade, sendo frequentemente, colonizadas por zooplâncton e peixes, podendo surgir macrófitas se não houver adequada manutenção do sistema. Podem ocorrer ainda nas lagoas de maturação menor estratificação biológica e físico-química vertical, e oxigenação mais homogênea ao longo do dia em relação às facultativas (SHILTON & WALMSLEY, 2005).

As lagoas de maturação associadas ao 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 CO₂ devido a baixa carga orgânica, associada à maior atividade de fotossíntese que o consome, pode resultar em elevado valor de pH (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Polimento de efluentes de sistemas de lagoas - Filtro de Pedras -

O filtro de pedras é comumente utilizado como unidade de polimento do efluente tratado em sistemas de lagoas. Tem como principal função, quando combinado com lagoas de estabilização, a retenção de algas, reduzindo a concentração de sólidos totais que provém destas lagoas, protegendo os corpos hídricos receptores de efluentes.

O funcionamento do filtro baseia-se na passagem do efluente através dos poros do leito de pedras, fazendo com que as algas fiquem aderidas na superfície das pedras e o líquido flua através dos espaços vazios. As algas acumuladas serão degradadas biologicamente (MIDDLEBROOKS et al., 2005). Dentre as principais vantagens dos filtros de pedras está a baixa manutenção e baixo custo, mas apresenta como desvantagem a incapacidade de remover amônia, o que o torna sua implantação desinteressante em locais onde o limite de lançamento é restrito. Além disso, de acordo com USEPA (2002), dependendo da configuração do filtro, ele pode não garantir um efluente com concentrações constantes de DBO₅ e SST abaixo de 30 mg/L.

Os filtros de pedras possuem uma importante vantagem sobre outros tipos de leitos filtrantes (areia, por exemplo) em relação à simplicidade do sistema. Chernicharo et al. (2006) registraram filtros que operaram por dois anos e a perda de carga, após este período de estudo, foi desprezível. Saidam et al. (1995) estudaram 4 tipos de filtros de pedras e somente aquele de menor granulometria (média= 1,27cm) apresentou algum tipo de colmatação em 1 ano de operação.

No tratamento de esgoto sanitário formado por reator UASB seguido por três lagoas em série e um filtro de pedras, Von Sperling et al. (2008), também avaliando a influência da granulometria das pedras no desempenho de filtros, observaram que o filtro com menor granulometria apresentou melhores eficiências de remoção de DQO e sólidos suspensos, nas duas taxas aplicadas (0,5 e 1,0 m³/m³.d).

2.4 USO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

A facilidade de construção, operação e manutenção das lagoas, assim como os custos relativamente acessíveis, são atrativos que tornam o uso das lagoas de estabilização uma técnica de tratamento bastante solicitada para os lixiviados (FRASCARI et al., 2004).

As lagoas aeradas são destacadas por Renou et al. (2008) como sendo um método eficaz e de baixo custo na remoção de matéria orgânica e inorgânica de lixiviados. Neste estudo, o autor cita alguns trabalhos com uso de lagoas para lixiviados, como por exemplo, o de Maehlum et al. (1999) com lagoas anaeróbias, aeróbias e *wetlands*, que obtiveram remoções acima de 70% para Nitrogênio, Fósforo e Ferro.

No monitoramento durante 10 anos de sistema de 3 lagoas em série, localizadas em aterro sanitário no norte da Itália, realizado por Frascari et al. (2004), observou-se remoção de DQO (40%), DBO (64%), amônia e NTK (77%), nitrato (63%), fósforo total (42%), Ferro (30%), Manganês (44%) e solventes clorados (52%).

Thörneby et al. (2006) estudaram 3 lagoas em série, escala real, em aterro sanitário na Suécia, que removeram eficientemente poluentes orgânicos e inorgânicos (90% de DBO, 50% de COT; e entre 42 e 100% para os refratários), metais pesados (65 a 95%) e nutrientes (57% de amônia e 67% de fósforo total).

Na Estônia, para lixiviado de aterro industrial, contendo resíduos fenólicos, Orupöld et al. (2000) relatam resultados obtidos com duas lagoas em série, sendo a primeira aerada. Os autores observaram que houve remoção de DQO na faixa de 55 a 64% e os fenóis foram removidos entre 80 e 88%, indicando que esse tipo de tratamento é possível para esse tipo de efluente sem o ajuste de pH, que variou entre 8,7 e 12,5.

Na bibliografia internacional, citam-se também os trabalhos de Christensen et al. (1989), utilizando lagoas aeradas, e Cossu (1981), utilizando lagoa anaeróbia, no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Para estes estudos, as remoções foram superiores a 60% de DBO e de 40% de DQO.

No Brasil, o uso de lagoas de estabilização é muito difundido, como relatado em Jucá (2003). No Edital 4 do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) realizado por vários pesquisadores

de universidades brasileiras, o tratamento biológico envolvendo lagoas de estabilização foi inserido obtendo resultados promissores. Em pesquisa desenvolvida na UFSC, a eficiência de remoção obtida para um sistema composto de 3 lagoas em série foi 70% (DBO_T), 93% (NH_4) e de 84% (DQO) para carga orgânica volumétrica média de 188 g $DQO_T/m^3.d$ e 93 g $N-NH_4/m^3.d$. Na UEL, a pesquisa foi realizada com lagoas aeradas de mistura completa, em escala real e em escala piloto variando o TDH. Na condição real, as remoções médias foram de 40% para a DBO e de 30% para a DQO, estando atribuída esta eficiência a baixa concentração de biomassa presentes no lixiviado. Nos testes em escala piloto, as eficiências foram melhores para a DBO, alcançando valores entre 74% e 92% e menores para DQO com eficiências abaixo de 20%, para TDH de 5 a 40 dias.

No PROSAB-Edital 5, as pesquisas envolvendo lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados tiveram continuidade. Além deste estudo desenvolvido na UFSC, em reatores de maiores dimensões, a UFMG desenvolveu estudo utilizando lagoas facultativas e aeradas. O uso de lagoa facultativa não apresentou grande êxito provavelmente em função do baixo OD do efluente, mas na lagoa aerada foram relatadas remoções de DQO, variando entre 20 e 40 %, para TDH entre 7 e 14 dias, respectivamente, com concentrações de saída entre 1000 a 2000 mg DQO/L. Na UEL foram estudados duas linhas de tratamento: sistema 1 precedida de lagoa de *stripping* e sistema 2 - mesmo sistema, porém sem lagoa de *stripping*. Nos dois sistemas, utilizando TDH de 5 dias, obteve-se remoção de DQO de 33% (sistema 1) e 12% (sistema 2) com concentrações médias na saída dos dois sistemas de 2000 mg DQO/L. Na UEPB foram utilizadas quatro lagoas rasas em série, sendo aplicadas cargas superficiais de 3.676 kg DQO/ha.d e 364 kg $N-NH_4/ha.d$, obtendo remoção de DQO de 67% e amônia de 99,5%. E finalmente na UFRJ, onde as lagoas foram utilizadas no tratamento combinado de lixiviados com esgoto doméstico, foram estudadas duas linhas de operação, variando as diluições do lixiviado. A linha 1 composta por lagoa facultativa e lagoa de maturação e a linha 2 composta por lagoa aerada e lagoa de sedimentação. Os melhores resultados foram obtidos na linha 2 com eficiências médias de DBO acima de 65% com concentração média final abaixo de 60 mg/L.

Além desse programa (PROSAB), são encontrados na literatura científica, outros estudos do uso de lagoas no tratamento de lixiviados. Por exemplo, em Cuiabá/MT foram encontrados registros da utilização de lagoas de estabilização em aterro sanitário da cidade assim como na

estação de tratamento de lixiviados do Aterro da Muribeca, em Pernambuco. Neste, a estação é composta por 5 lagoas em série, e em estudos desenvolvidos por Rocha et al. (2005) e Lins et al. (2005), concluiu-se que em função do déficit hídrico da região, o lixiviado é de difícil degradação biológica dado pela baixa relação DBO/DQO obtida (em torno de 0,15).

Foram encontradas também aplicações de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados têxtil, em Santa Catarina com eficiências superiores a 90% para Nitrogênio amoniacal e de 70% para a DQO (RODRIGUES, 2009).

2.5 PRINCIPAIS TRANSFORMAÇÕES BIOQUÍMICAS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Nas lagoas de estabilização ocorrem inúmeros processos bioquímicos envolvidos na depuração da matéria orgânica e nutrientes. Cada tipo de lagoa propicia a predominância de uma ou mais reações bioquímicas que são determinadas pelo metabolismo das espécies presentes no sistema, sendo que a existência destas está diretamente ligada ao tipo de lagoa envolvido no processo de tratamento. As quatro principais reações biológicas que ocorrem em lagoas de estabilização são: oxidação aeróbia, redução fotossintética, fermentação ácida, fermentação metânica, nitrificação e desnitrificação (PEARSON, 2005).

2.5.1 Transformações do Carbono

A matéria orgânica presente nos efluentes é constituída de sólidos sedimentáveis, coloidais e dissolvidos, os quais nas lagoas de estabilização sedimentam formando a camada de lodo, enquanto que os sólidos dissolvidos permanecem no meio líquido. No fundo das lagoas, os sólidos sedimentados são estabilizados anaerobiamente, e a matéria orgânica não sedimentada juntamente com a matéria solúvel, proveniente da degradação do lodo, são então degradadas sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias, dependendo do tipo de lagoa em que está submetido o tratamento (SHILTON & WALMSLEY, 2005).

Quanto a degradabilidade, a matéria carbonácea pode ser dividida em duas frações: fração inerte, ou não biodegradável, e outra biodegradável. A fração inerte pode estar presente no efluente ou ser produzida pelo metabolismo dos microrganismos presentes no sistema. A fração biodegradável pode ter uma rápida ou lenta degradação.

Nas lagoas de estabilização, devido ao elevado tempo de detenção hidráulica, em comparação com outros sistemas biológicos de tratamento, ocorre maior remoção da matéria carbonácea lentamente degradável (VON SPERLING, 2009b).

Os principais mecanismos bioquímicos de transformação de carbono nas lagoas, compreendem (PEARSON, 2005):

- Digestão anaeróbia: ocorre em lagoas anaeróbias e nas camadas de fundo das lagoas facultativas e de maturação;
- Redução fotossintética: ocorre nas zonas fóticas das lagoas facultativas, de maturação e de alta taxa;
- Oxidação aeróbia: ocorre nas camadas aeróbias das lagoas facultativas, de maturação e de alta taxa.

Digestão Anaeróbia

Para Jordão & Pessoa (2005), a digestão anaeróbia é um processo seqüencial, onde primeiramente ocorre a “*digestão ácida*”, onde as bactérias acidogênicas, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos (carboidratos e lipídios) em substâncias mais simples (ácidos orgânicos, aldeídos e álcoois). Nesta fase, o pH fica entre 5 e 6 e pode ocorrer a formação de compostos intermediários, como o ácido acético, propiônico e butírico, além do desprendimento de H₂S e amônia, que causam maus odores. Em seguida ocorre a “*digestão metânica*”, em que as bactérias metanogênicas transformam os ácidos orgânicos em CH₄ e CO₂, quando o pH sobe para 7,2 a 7,5 e forma-se uma espuma cinzenta. Nesta fase, os maus odores desaparecem. A metanização ocorre somente em temperaturas acima de 15°C. Ambos os processos ocorrem simultaneamente e de forma sincronizada.

O processo de digestão anaeróbia requer uma perfeita interação entre as bactérias fermentativas e as metanogênicas. Entre os fatores que afetam os microrganismos da digestão anaeróbia encontra-se a

temperatura, o pH, a umidade, os nutrientes e a toxicidade no meio de reação (NOGUEIRA, 1992; CHERNICHARO, 2001).

Temperatura: É um dos fatores ambientais mais importantes para o crescimento microbiano e, conseqüentemente, para a produção de gás. A digestão anaeróbia tem sido observada entre 0°C a 97°C. No entanto, há faixas de temperaturas que são consideradas ótimas para o processo. Na faixa mesófila (20°C a 45°C), os valores ótimos encontram-se entre 30°C e 35° e na faixa termófila (45°C a 70°C) os valores ótimos situam-se entre 50°C e 55°C.

pH: Os processos de conversão anaeróbia desenvolvem-se melhor quando próximos de um pH neutro. Em geral, as bactérias acidogênicas têm maior tolerância a valores baixos de pH do que as bactérias metanogênicas. Enquanto as bactérias produtoras de ácido podem ainda encontrar-se bastante ativas para valores abaixo de 4,5, a ação das bactérias metanogênicas pode ser inibida por completo para valores de pH abaixo de 6,0. Para as bactérias metanogênicas, os valores ótimos de pH situam-se entre 6,6 e 7,4.

Umidade: Segundo Pelczar Jr. et al. (1997) a água representa cerca de 80 a 90% do peso da célula, o restante é constituído por uma combinação de outros compostos químicos. A água funciona como um meio fluido onde ocorre a maioria das reações bioquímicas celulares. Além disso, é utilizada para dissolver uma grande variedade de substâncias. Esta última característica é muito importante porque a maioria dos microrganismos pode viver somente onde os nutrientes estão dissolvidos na água.

Nutrientes: Além dos macronutrientes fundamentais (carbono, nitrogênio, fósforo, hidrogênio e enxofre), os microrganismos anaeróbios necessitam da suplementação de outros nutrientes específicos para o seu crescimento e metabolismo. Dentre estes, o nitrogênio é o elemento essencial para a síntese de proteínas e sua necessidade nutricional pode ser avaliada através da relação C:N. A relação ótima de C:N está entre 20:1 e 30:1, não devendo ser ultrapassada esta relação C:N de 35:1 para que o processo ocorra de forma mais rápida; por outro lado, valores muito menores podem significar uma insuficiência de carbono para a conversão do nitrogênio disponível e, neste caso, pode ocorrer um acúmulo de nitrogênio na

forma de amônia, que em elevadas concentrações pode inibir o crescimento das bactérias (principalmente as metanogênicas).

Substâncias tóxicas: Vários compostos orgânicos e inorgânicos podem ser tóxicos ou ter efeitos inibitórios sobre o processo de digestão anaeróbio. Cabe ressaltar que até compostos e elementos considerados necessários para os microrganismos podem ser tóxicos para a atividade microbiana, quando em concentrações elevadas. Podemos citar como exemplos a amônia, ácidos voláteis, sais, metais pesados e sulfetos.

Fotossíntese

A fotossíntese consiste na conversão de energia luminosa em energia química, que posteriormente é utilizada para reduzir o dióxido de carbono em produtos altamente energéticos como a glicose e o amido. Trata-se da transformação do carbono de um estado oxidado (CO_2 ou HCO_3^-) para um estado reduzido (CH_2O) de alta energia (RICKLEFS, 2001). De acordo com Odum (1983), a produtividade primária de um sistema ecológico é definida como a taxa na qual a energia luminosa é convertida, pela fotossíntese, em substâncias orgânicas. Pode estar dividida em:

- *Produção primária bruta:* é a energia total assimilada pela fotossíntese;
- *Produção primária líquida:* é a energia acumulada na biomassa e disponível ao próximo nível trófico.

Junqueira & Carneiro (2005) relatam que a fotossíntese ocorre em duas fases fisiológicas distintas: (a) a primeira, também chamada *fase clara*, onde a energia luminosa é utilizada para quebrar a molécula de água e liberar o oxigênio e H^+ , ocorrendo acúmulo de energia química na forma de ATP; (b) a segunda, também chamada *fase escura*, que é independente da luz, onde ocorre a redução do CO_2 para a formação de glicose através do uso da energia química acumulada na primeira fase.

Todos os seres fotossintetizantes também utilizam o oxigênio para a respiração, sendo o processo inverso ao da fotossíntese (FERRI, 1985). Durante as horas do dia, a produtividade primária não está limitada à disponibilidade de luz, já que os níveis terrestres excedem os pontos de saturação da maioria dos organismos fotoautotróficos (RICKLEFS, 2001). Um dos fatores limitantes é a temperatura (ótima de

16°C para espécies de clima temperado e até 38°C para as espécies de clima tropical). Outro fator é a disponibilidade de nutrientes, sendo que existe um balanço para cada espécie, considerando macronutrientes (N, P e K) e micronutrientes (Ca, Mn, Mg, Na, Se, Si) (JUNQUEIRA & CARNEIRO, 2005).

Oxidação aeróbia

A oxidação aeróbia é o processo bioquímico de obtenção de energia da maioria dos seres vivos. Consiste na utilização do oxigênio como aceptor final de elétrons durante a oxidação da matéria orgânica. É o processo inverso da fotossíntese (RICKLEFS, 2001). Em sistemas de lagoas, a respiração é realizada principalmente pelas bactérias heterótrofas, microalgas e zooplâncton. Alguns organismos fotossintetizantes também utilizam o oxigênio, uma vez que necessitam oxidar a glicose ou o amido (resultado da fotossíntese), e assim, obterem energia para os processos vitais (ALBERTS et al., 2004)

Nos sistemas de tratamento biológico, a respiração realizada pelas bactérias consiste na principal forma de remoção da matéria orgânica dos efluentes. Na respiração aeróbia bacteriana, além da matéria carbonácea, os microrganismos necessitam de fontes de nutrientes essenciais, especialmente o nitrogênio e o fósforo. O equilíbrio entre esses nutrientes é fundamental para o desenvolvimento de uma população ativa nos processos de tratamento de esgotos. Uma proporção de 100:5:1 de DBO₅:N:P é considerada ideal para que as bactérias heterótrofas removam a DBO₅ afluente (METCALF & EDDY, 2003).

Existem também compostos chamados de resíduos não biodegradáveis ou recalitrantes (refratários), para os quais os microrganismos são incapazes de produzir enzimas que possam romper suas ligações químicas, permanecendo, assim, inalterados (PIVELI & KATO, 2006).

2.5.2 Transformações de Nitrogênio

Além da matéria carbonácea, as substâncias orgânicas encontradas nos efluentes são constituídas de componentes nitrogenados. Devido aos efeitos deletérios causados por estes compostos ao ambiente natural e a saúde pública, mecanismos

envolvidos no processo de degradação biológica dessas substâncias têm sido estudados (CRAGGS, 2005). Sendo os principais: volatilização da amônia, assimilação algal, nitrificação e desnitrificação biológica e sedimentação junto ao carbono orgânico particulado. A distribuição relativa da amônia na água depende do pH, para valores menores do que 8,0 praticamente toda a amônia está na forma ionizada (NH_4^+), solúvel em água; em torno de pH 9,5 metade da amônia está na forma ionizada e a outra metade na forma não ionizada. Em pH maior que 11,0 praticamente toda a amônia está na forma não ionizada (NH_3^+), volatilizável (VON SPERLING, 2009b).

A remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização se tornou ao longo dos anos, motivo de controvérsia. Algumas dúvidas surgiram sobre quais os principais mecanismos de remoção do nitrogênio amoniacal. A volatilização foi por muito tempo considerado como o mecanismo (processo) mais importante (MAYNARD et al., 1999), enquanto atualmente, cada vez mais, autores tem defendido a importância da nitrificação/desnitrificação na remoção da quantidade do nitrogênio presente nos efluentes (AGUIRRE et al., 2004; VALERO & MARA, 2007; BARTHEL et al., 2008).

Volatilização da Amônia

Neste processo ocorre o despreendimento da amônia não ionizada, presente na lagoa, para a atmosfera. No meio líquido, a concentração de amônia não ionizada é regulada pelo pH e temperatura, conforme apresentada na Tabela 2 (SCHNOOR, 1996).

Tabela 2 - Percentual de amônia não ionizada em função da temperatura e pH da água

Percentual de amônia não ionizada (%)							
Temperatura (°C)	pH 6,0	pH 6,5	pH 7,0	pH 7,5	pH 8,0	pH 8,5	pH 9,0
0	0,01	0,03	0,08	0,27	0,82	2,60	7,7
5	0,01	0,04	0,12	0,40	1,20	3,60	10,5
10	0,02	0,06	0,19	0,58	1,80	5,40	15,0
15	0,03	0,09	0,25	0,82	2,50	7,50	20,0
20	0,04	0,12	0,39	1,10	3,30	10,0	26,0
25	0,05	0,18	0,50	1,60	5,00	13,0	32,0
30	0,08	0,23	0,72	2,10	7,00	18,0	40,0
35	0,10	0,31	0,92	2,80	9,00	21,0	47,0

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. O processo de volatilização pode ser responsável, de forma predominante, pela remoção do nitrogênio chegando a faixas entre 75-98%, em pH entre 7 e 9, em temperaturas de 22 a 28°C. Reed (1985) sugere que, mesmo quando o pH do líquido é baixo (<7), pode ocorrer a volatilização da amônia em microsítios de algas floculadas, onde o pH é mais elevado.

Pesquisadores da Universidade Estadual de Londrina (UEL), no âmbito PROSAB-5 utilizaram sistema de lagoas (com e sem lagoa *stripping*) para a remoção de amônia. Os resultados comprovaram que nos estudos nos quais o *stripping* foi empregado como um pré-tratamento observou-se que a remoção da amônia auxiliou no melhor desempenho para a remoção da matéria orgânica. Nas lagoas não aeradas, a remoção da amônia se deu pela volatilização (CASTILHOS Jr, 2009). Ferreira et al. (2009a) estudando 3 lagoas aeradas no tratamento de lixiviados de aterro, concluíram que a remoção da amônia (60%) ocorreu por meio de mecanismos de arraste e volatilização. Em outro estudo, Leite et al. (2009) acompanharam o tratamento de lixiviados utilizando 4 lagoas rasas em série visando à remoção da amônia. Esta foi atribuída principalmente à volatilização (*stripping*), com eficiência média de 99,5%.

Assimilação da Amônia pela Biomassa Algal

Uma forma de transformação da amônia durante o tratamento do efluente em lagoas aeróbias é a assimilação pela biomassa algal. Segundo Reed (1985), aproximadamente 5% da amônia presente no efluente é removida pela assimilação algal em lagoas aeróbias, e em lagoas de alta taxa esse percentual é ainda mais elevado.

De acordo com WPC (1983), de 3% a 10% da biomassa algal é formada por nitrogênio. Craggs (2005) relata estudos onde esse percentual varia entre 0,6 e 16% com média de 8%. Confirmando então que parte da remoção de nitrogênio é feita via assimilação algal e é diretamente proporcional à produção de algas nas lagoas.

Nitrificação

A nitrificação consiste na oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato. O processo é mediado por bactérias quimioautotróficas - que utilizam o carbono inorgânico (CO_2) para síntese de novas células, pertencentes a dois gêneros mais frequentes, *Nitrosomonas*, responsável pela primeira etapa, e *Nitrobacter*, responsável pela segunda etapa (HENZE et al., 2001).

Atualmente, com uso de metodologias de biologia molecular para classificar os microrganismos, foi identificado que as *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* nem sempre predominam nas estações de tratamento de efluentes durante o processo de nitrificação. Além dessas bactérias, outros gêneros como *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* são também capazes de oxidar NH_4^+ para NO_2^- , e a oxidação de NO_2^- para NO_3^- , pode ser realizada também por *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis* (RITTMANN & McCARTY, 2001).

A temperatura e o pH são os principais fatores intervenientes no processo de nitrificação. O desempenho da nitrificação diminui drasticamente com a queda do pH. Valores altos de pH também inibem o processo, pois alta concentração de amônia livre é tóxica para *Nitrosomonas* e outras bactérias nitrificantes. De acordo com Jordão e Pessôa (2005), o ideal é manter o pH entre 7,2 e 8,6. A temperatura, por sua vez, tem uma grande influência sobre a nitrificação, como para a maioria das reações bioquímicas, entretanto, há problemas de quantificação dos seus efeitos. As bactérias nitrificantes são ausentes em ambientes com temperatura inferior a 10°C (WPC, 1983). O gênero *Nitrobacter* cresce mais rápido que *Nitrosomonas* até a temperatura de 28°C . Entretanto, comparado com os microrganismos heterótrofos, o crescimento das bactérias nitrificantes é lento e escasso, mesmo nas condições ótimas (BERNET & SPÉRANDIO, 2009).

A velocidade de oxidação da amônia é controlada pelo crescimento das bactérias responsáveis pela nitrificação (*Nitrosomonas*, por exemplo) devido a estas apresentarem velocidades de crescimento inferiores àquelas responsáveis pela conversão dos nitritos a nitratos (*Nitrobacter*, por exemplo), razão pela qual, é mais difícil ocorrer acúmulo de nitritos nos sistemas de tratamento.

Utilizando lagoa aerada para tratamento de lixiviado, mesmo com temperaturas próximas a 10°C , com TDH de 20 dias, Haarstad &

Maehlum (1999), observaram nitrificação quase completa do afluente. Enquanto Parkes et al. (2007) relatam que houve nitrificação parcial em lagoa aerada, em decorrência de limitações na alcalinidade

Desnitrificação

A desnitrificação é o processo pelo qual ocorre a redução do nitrato a óxidos gasosos (óxido nitroso - N_2O e óxido nítrico - NO), os quais podem ser reduzidos para nitrogênio gasoso (N_2) e este perdido para a atmosfera. O nitrato nesse processo atua como receptor final de elétrons, o mecanismo enzimático ocorre em condições anaeróbias ou com baixas concentrações de oxigênio (EPA, 1993). Seu requisito é o baixo nível de OD disponível no meio, de tal forma que os microrganismos utilizam o oxigênio do $N-NO_3$ e do $N-NO_2$ para respiração, ao invés do oxigênio do meio. Portanto, a desnitrificação ocorre preferencialmente em ambientes onde não há oxigênio dissolvido.

As condições mais favoráveis para a desnitrificação são pH próximo a 8,0, temperatura em torno de $35^\circ C$, ausência de oxigênio, presença de nitratos ou nitritos e fontes de matéria carbonácea de rápida degradação, no mínimo 2,9 g de DBO_5 para cada grama de $N-NO_3^-$ reduzido, segundo IFU (2000). Em valores de pH inferiores a 7 ocorre produção acentuada de óxidos de nitrogênio altamente tóxicos ao processo (VERSTRATE & PHILIPS, 1998). A velocidade de crescimento das bactérias desnitrificantes é similar às heterótrofas aeróbias e, portanto, maior do que a das nitrificantes. Em consequência, é necessária uma idade do lodo menor que para as bactérias nitrificantes quando se trabalha com reatores biológicos.

As bactérias desnitrificantes são na sua maioria organismos facultativos, ou seja, eles podem usar tanto o oxigênio dissolvido quanto o oxigênio do nitrato como receptor final de elétrons. Entre as bactérias heterótrofas responsáveis pela desnitrificação, incluem-se as do gênero: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propioniacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio*, sendo as *Pseudomonas* as mais comuns entre as desnitrificantes (RITTMANN & McCARTY, 2001; METCALF & EDDY, 2003).

Sedimentação junto ao carbono orgânico particulado

A sedimentação do nitrogênio nas lagoas pode ocorrer direto no sedimento ou através da biomassa. Entretanto, sempre pode haver o retorno destes compostos na coluna d'água. Pode ocorrer também o retorno destes sedimentos ao longo da coluna d'água pelas correntes formadas pela diferença de temperatura entre a superfície e o fundo, promovendo uma mistura parcial da lagoa. Medri (1997), utilizando sistema de lagoas para tratamento de dejetos suínos, observou cerca de 30 % de remoção do Nitrogênio Total em lagoas anaeróbias, principalmente via sedimentação do nitrogênio orgânico em suspensão.

Robinson & Grantham (1998) atribuíram a remoção de amônia de 130-175 mg NH_4^+ -N/L de lixiviado de aterro sanitário à incorporação na biomassa e sedimentação do lodo, em lagoa aerada, devido principalmente a elevada relação DBO/N (22-40).

2.5.3 Transformações de Fósforo

O fósforo é um nutriente essencial a toda forma de vida, sendo um importante constituinte das membranas celulares e do material genético. Nos esgotos domésticos, o fósforo está presente em três formas principais: ortofosfatos, polifosfatos (polímeros e ácido fosfórico) ou fosfatos condensados e constituindo compostos orgânicos (fosfoproteínas insolúveis, ácidos nucleicos e polissacarídeos). O fósforo inorgânico contempla aproximadamente 70% do fósforo total dos esgotos, sendo oriundos principalmente dos detergentes (VON SPERLING, 2009a).

Em reatores biológicos de tratamento de efluentes, utilizando biomassa floculada ou fixa (biofilmes), o processo de remoção do fósforo se dá em duas etapas principais: *anaeróbia* e *aeróbia*. Na ausência de oxigênio e nitrato, e na presença de um substrato facilmente biodegradável, algumas bactérias facultativas utilizam o fosfato armazenado no seu metabolismo para adquirir a energia necessária para a degradação do substrato disponível. A utilização do fosfato é feita através da quebra das ligações de adenosina-trifosfato ATP, para então ocorrer a absorção do substrato (ácidos graxos voláteis, como acetato), como resultado a concentração de fósforo solúvel no meio líquido aumenta e a concentração de DBO_5 ou DQO diminui no tanque

anaeróbio. O substrato absorvido é armazenado no interior das células bacterianas até que possa ser utilizado em condições aeróbias, quando então as bactérias começam a oxidar o carbono armazenado, o qual está muitas vezes na forma de poli-hidroxi-butilato (PHB) e poli-hidroxi-alcanoatos (PHA). Simultaneamente, as mesmas bactérias reconstróem o ATP, removendo então o fósforo solúvel do esgoto (MARCHETTO et al., 2003; SURAMPALLI et al., 1997).

O fator mais importante na fase aeróbia é que as bactérias armazenam mais fosfato do que liberaram na fase anaeróbia, ou seja, utilizam todo o fosfato liberado mais um adicional que está presente no esgoto bruto. Essa capacidade das bactérias de adquirirem mais fosfato do que liberam constitui o “*luxury uptake*”(METCALF & EDDY, 2003).

Em lagoas de estabilização de esgotos, onde a biomassa se desenvolve naturalmente (sem recirculação) e sem introdução artificial de ar (aeração), os principais mecanismos de remoção do fósforo da fase líquida constituem-se na retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias do efluente e, a precipitação dos fosfatos em condições de elevado pH (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; VON SPERLING, 2009a).

Grizzard et al. (1982) observaram taxas de liberação do fósforo em lagoas anaeróbias e facultativas 25 a 50 vezes maiores do que em lagoas de maturação, eles também verificaram que em condições aeróbias, a liberação de fósforo a partir do sedimento é minimizada na coluna d’água.

A quantidade de fósforo liberado na água depende da capacidade do sedimento para a absorção e dessorção do fósforo inorgânico na solução, da mineralização do fósforo orgânico e da simples difusão do fósforo (MAYNARD et al., 1999). A liberação do fósforo ocorre em pH alto sob condições anaeróbias e quando a concentração do fósforo na água é menor que aquela encontrada no sedimento. A presença de ferro, alumínio e cálcio em concentrações altas no sedimento favorecem a adsorção do fósforo.

Frasconi et al. (2004) em sistema de lagoas em série, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em escala real, obtiveram remoções médias de 42% para o fósforo.

2.6 MICRORGANISMOS PRESENTES NAS LAGOAS

A presença de microrganismos é primordial em sistemas biológicos de tratamento de efluentes. À medida que a matéria orgânica é degradada há uma sucessão natural dos microrganismos, sendo bactérias, algas, protozoários e rotíferos fundamentais nesses sistemas.

As bactérias são os principais microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, enquanto os protozoários alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos, sendo essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos. Os fatores que afetam a diversidade, a sucessão e a abundância de organismos nas lagoas de estabilização, e por consequência, a eficiência do tratamento, compreendem:

- A disponibilidade de substratos e nutrientes (qualidade e quantidade – cargas aplicadas);
- O efeito da interação entre os próprios organismos;
- As mudanças ambientais de natureza física, tais como: temperatura, umidade, radiação solar (intensidade e fotoperíodo), entre outros;
- As mudanças nas condições operacionais.

Os grupos de fitoplânctons associados às lagoas de estabilização são: clorófitas, euglenófitas, bacillariófitas e cianobactérias e criptófitas. Na seqüência, utilizando informações obtidas em Strebele & Krauter (1987), Uehara & Vidal (1989), König (1990), Fukunaga et al. (1992), Canovas et al. (1996), Hosetti & Frost (1998) e Silva (2002), apresenta-se uma breve descrição dos principais grupos e gêneros presentes nas zonas aeróbias das lagoas de estabilização. Neste tipo de ambiente, os gêneros mais freqüentes nem sempre estão presentes durante o ano todo e podem variar com a carga orgânica da lagoa, com a estação do ano, com o clima, latitude e qualidade das águas residuárias.

Chlorophyta

Também conhecidas como algas verdes, são eucariontes fotoautotróficas, podendo ser encontradas em todos os níveis de

organização, desde formas flageladas, cocais até espécies de estrutura talosa. Alguns organismos apresentam flagelos, em número variável, geralmente de mesmo comprimento, os quais permitem o movimento ativo destes no meio. Nas células flageladas podem ser encontradas ainda manchas oculares (estigma), as quais se apresentam como organelas de coloração vermelha ou parda, que conferem a capacidade de perceber a intensidade e direção da luz. Possuem cloroplastos providos de clorofila *a* e *b*, tendo como fonte de reserva o amido, que em solução de lugol cora, facilitando sua diferenciação das demais espécies flageladas dessa divisão. Nas algas verdes são encontradas em seus cloroplastos estruturas que ao microscópio óptico aparecem como pequenos corpúsculos e em cuja superfície se aderem pequenos grânulos de amido (pirenóides).

Nas lagoas de estabilização predominam as espécies da classe Chlorophyceae, tendo como gêneros mais frequentes: *Chorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Carteria*, *Micractium*, *Chlorococum*, *Ankistrodesmus*, *Cryptomonas*, *Chilomonas*, *Chromonas*, *Eudorina*, *Pandorina*, *Pyrobotrys*, *Actinastrum*, *Coelastrum* e *Gonium*.

Dentre os gêneros de clorófitas, um que requer especial atenção, devido à sua ocorrência em sistemas de lagoas, é o gênero *Chlamydomonas*. Na natureza, esta alga está amplamente distribuída em água doce, salgada e no solo. Indivíduos do gênero *Chlamydomonas* sp. são capazes de se mover em direção à luz de intensidades adequadas (RAVEN et al., 1996) e de crescerem em presença de altas cargas orgânicas ou mesmo sobreviver em condições anaeróbicas (KÖNIG, 2000).

Euglenophyta

Os euglenófitos são organismos unicelulares eucariontes que apresentam forma alargada e pouco espiralada. Apresentam flagelos, mancha ocular avermelhada (estigma) visível ao microscópio óptico, funcionando como um órgão receptor de luz, o que determina para muitas espécies fototactismo. Apresentam clorofilas *a* e *b*, β -caroteno e xantofilas, tendo como substância de reserva o paramilo. Este é uma substância parecida com amido, é produzido e acumulado no plasma celular (e não no cloroplasto). Diversas espécies estão ausentes de pigmentos assimiladores e mancha ocular. A multiplicação é realizada por divisão longitudinal. Assim que o núcleo, o aparato flagelar e a

mancha ocular tenham se duplicado, aparece uma estrangulação no pólo anterior que se desenvolve até a outra extremidade, a divisão dura de duas a quatro horas, sendo que para as espécies verdes somente há divisão em ambientes escuros.

Nas lagoas de estabilização, em geral, são observados os seguintes gêneros: *Euglena*, *Phacus*, *Leptocinclis* e *Trachelomonas*. A presença de flagelados como *Euglena sp* está relacionada com altas concentrações de matéria orgânica presente nas lagoas e que esta utiliza somente amônia como fonte de nitrogênio. Sua distribuição depende mais da elevada concentração deste composto que da matéria orgânica (BARTHEL, 2007).

Bacillariophyceae

Também conhecidas como diatomáceas ou algas silíceas, caracterizam-se por serem organismos unicelulares, algumas vezes coloniais, com a estrutura da parede celular única em todo o reino vegetal, sendo esta formada por ácido silícico, o que lhes confere grande dureza e resistência. Participam do fitoplâncton como células livres natantes ou do perifíton através da utilização de rochas ou plantas aquáticas como substrato. Os cloroplastos contêm clorofilas *a*, *c₁*, *c₂*, sendo a fucoxantina o carotenóide presente em maior quantidade, o que lhes confere coloração dourada. As células apresentam-se envolvidas por duas placas rígidas, silicosas, denominadas frústula. Nas lagoas são comumente encontrados organismos pertencentes aos seguintes gêneros: *Melosira*, *Navicula*, *Surirella*, *Nitzschia* e *Asterionella*.

As diatomáceas são comumente encontradas em ambientes turbulentos e bem oxigenados, sendo frequentemente, associadas ao perifíton. Sua presença indica, segundo Branco (1986), boa eficiência do tratamento.

Cyanophyta

As cianobactérias são unicelulares, coloniais ou filamentosas e menos eficientes na produção de oxigênio. Diferem das bactérias por apresentarem núcleo celular, reprodução sexuada e plastos ou cromatóforos contendo os pigmentos fotossintetizantes. Predominam, geralmente, nas lagoas com valores de pH próximo do neutro ou

tendendo ao alcalino, cujas águas possuem temperaturas mais elevadas (acima de 30°C) e onde ocorre uma deficiência ou desequilíbrio de nutrientes (principalmente nitrogênio). Por possuírem vacúolos ou pseudo-vacúolos de gás em suas células, este tipo de alga flutua na superfície do líquido, dificultando, assim, a penetração de luz na água e elas são capazes de produzir substâncias inibidoras para o crescimento de outras algas ou tóxicas para o zooplâncton (ZULKIFLI, 1992). Normalmente, quando se decompõem, exalam maus odores. Nas lagoas existe o predomínio das espécies da classe Chyanophyceae, tendo como gêneros mais frequentes: *Oscillatoria* e *Planktotrix*, *Microcystis*, *Synechococcus*, *Synechocystis*, *Spirulina*, *Phormidium*, *Anabaena* *Aphanizomenon* e *Lyngbya*.

Além dos organismos fitoplanctônicos como os acima descritos, existem zooplânctons presentes nas lagoas de estabilização, que exercem o papel de clarificadores do efluente e promovem a reciclagem dos elementos, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Zooplâncton de lagoas de estabilização de efluentes

ZOOPLÂNCTON			
PROTOZOÁRIOS		MICRO e MACROMETAZOÁRIOS	
Grupo	Gênero	Grupo	Genêro e/ou família e /ou classe
Ciliados	<i>Paramecium</i> , <i>Vorticella</i> , <i>Tokophrya</i> , <i>Podophrya</i> , <i>Aspidisca</i> , <i>Euplotes</i> , <i>Colpoda</i> , <i>Colpidium</i> , <i>Acineta</i> , <i>Halteria</i> , <i>Spirostomum</i> , <i>Lacrymaria</i> .	Rotíferos	<i>Pleurotroena</i> , <i>Enteroplea</i> , <i>Epiphanes</i> , <i>Philodina</i> , <i>Brachionus</i> , <i>Cephalodella</i>
Amebas	<i>Amoeba</i>	Anelídios e Nematóides (ocorrem no plâncton mas, comumente estão no fundo das lagoas contribuindo para a estabilização do lodo)	
Flagelados não clorifilados	<i>Peranema</i> Nanoflagelados (<5µm)	Cladoceras	<i>Daphnia</i> , <i>Moinadaphnia</i>
		Copepodos	
		Larvas de insetos	Notonectidae, <i>Buenoa</i> e Chironomidae

FONTE: adaptado de Uehara & Vidal (1989) e Laybourn-Parry et al. (1999).

2.7 UTILIZAÇÃO DOS MICRORGANISMOS NO MONITORAMENTO DO TRATAMENTO BIOLÓGICO

O avanço dos conhecimentos nas áreas de microbiologia e bioquímica tornou-se um instrumento de avaliação muito importante, que contribui para o entendimento dos mecanismos de depuração que ocorrem no processo de tratamento de águas residuárias de diversas origens, fornecendo uma resposta rápida sobre a adequabilidade das

condições operacionais do processo e possibilitando uma otimização do tratamento biológico.

A utilização de organismos microscópicos como o fitoplâncton, aliados a parâmetros físico-químicos são alternativas viáveis para a determinação de diferentes níveis de poluição dos corpos hídricos, bem como para a caracterização do grau de depuração de efluentes em diferentes sistemas de tratamento.

Segundo Bastos et al. (2006), a utilização de bioindicadores aquáticos representa uma das formas mais modernas para se detectar níveis diferenciados de carga orgânica e, de acordo com Jenkins (2008), a introdução da biologia molecular como ferramenta de apoio no monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes, é uma guinada no entendimento dos processos biológicos de tratamento de efluentes, trazendo avanços na sua aplicação, dimensionamento e operação.

A técnica de *Hibridização fluorescente in situ (FISH)* tem sido utilizada para descrever e entender a estrutura e a função da complexa comunidade microbiana, a dinâmica da população e a atividade de cada organismo individualmente, em relação à toda comunidade. É considerada um dos métodos mais importantes, simples e rápidas, aplicadas na caracterização da comunidade microbiológica em amostras ambientais de águas e solos, sendo utilizada também para sistemas de tratamento biológico (BOUVIER & GIORGIO, 2003).

No FISH são determinadas as abundâncias relativas aos grupos de bactérias de interesse em relação a todas as células, por meio da utilização de marcadores como o DAPI (4,6 diamidino - 2 - phenylindol) que se une ao DNA, possibilitando que sejam coradas todas as células e a porcentagem do número de bactérias do domínio Bactéria, utilizando a sonda EUB. Caso as células não hibridizem com a sonda EUB, indicam condições metabólicas inativas ou não permeáveis aos nucleotídeos da sonda pelo procedimento padrão de fixação. A relação EUB/DAPI dá uma idéia aproximada da proporção de células bacterianas metabolicamente ativas e as células coradas apenas com DAPI podem estar mortas ou inativas (ETCHEBEHERE & MENES, 2005).

Em estudos realizados na UFSC utilizando a técnica de FISH, Campos (2006) analisou os microrganismos presentes na biomassa em suspensão em um reator de leito fluidizado em bateladas seqüenciais tratando esgoto sanitário, onde encontrou a totalidade de eubactérias em

relação às bactérias ativas no lodo, em torno de 5% DAPI de oxidadoras de amônia-N, 3% de *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus mobilis* e quase nula a presença de *Nitrobacter spp.* Thans (2008), estudando reator em bateladas seqüenciais em escala real com efluente sanitário, observou que a relação EUB/DAPI foi de aproximadamente 20% de bactérias oxidadoras de amônia-N, 30% de *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus mobilis* e algumas *Nitrobacter spp.* e Lamego Neto (2008), em reator híbrido em bateladas seqüenciais (RHBS) para efluente sanitário, constatou que 70% das bactérias estavam ativas (eubactérias) no lodo e 80% no biofilme. Em ambos os meios, estas bactérias eram 40-60% de *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus mobilis* e entre 5 a 20% de *Nitrobacter spp.*

Egli et al. (2003) puderam caracterizar a comunidade microbiana de um reator utilizado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário em Kölliken na Alemanha, associando a estrutura e composição desta comunidade ao processo de remoção de nitrogênio no sistema. Dentro desse contexto, Huang et al. (2003) afirmam que a biologia molecular provou ser efetiva para estudos com procariontes na natureza. Baseados na técnica FISH, eles realizaram a caracterização do lixiviado de um aterro sanitário municipal na China. Esta identificação biológica possibilitou a compreensão dos autores quanto aos processos de estabilização em aterro sanitário, além de proporcionar o emprego de melhores condições de operação do mesmo.

A *Reação em Cadeia da Polimerase (PCR)* é uma técnica de biologia molecular que permite replicação *in vitro* do DNA de forma extremamente rápida. Com a PCR, quantidades mínimas de material genético podem ser amplificadas milhões de vezes em poucas horas, permitindo a detecção rápida de um determinado gene. Desta forma, evita-se o uso de endonucleases de restrição, não necessitando recorrer a uma genoteca nem mesmo da construção de moléculas de DNA recombinante (ALBERTS et al., 2006).

Através da reação em cadeia da polimerase (PCR) são determinados os fragmentos de DNA que podem ser construídos (*primers*). Estes, quando colocados na reação propiciam a replicação rápida da seqüência de DNA de interesse.

A PCR ocorre primeiramente com a extração do material genético da célula sem danificá-lo. Normalmente utilizado o DNA, este, é desnaturado (por aquecimento), sendo agregados ao meio dois tipos de oligonucleotídeos (*primers*), complementares às seqüências das

extremidades do segmento de DNA que se deseja amplificar. Os *primers* (ou iniciadores) são seqüências curtas de DNA (aproximadamente 20 nucleotídeos) que se unem (hibridizam-se) ao DNA molde e permitem a união de uma enzima DNA polimerase especial (Taq polimerase), resistente à elevadas temperaturas, para iniciar a polimerização. Juntamente com a enzima, são agregados ao meio quantidades suficientes dos quatro desoxirribonucleosídeos trifosfato componentes do DNA (dNTPs) (ROBERTIS & HIB, 2006). Assim, selecionando-se apropriadamente os *primers*, amplifica-se um determinado gene.

A análise dos produtos de PCR normalmente é feita por eletroforese em gel, baseada na mobilidade de fragmentos de DNA parcialmente desnaturados, com igual longitude, porém seqüências diferentes, permitindo assim a obtenção de um padrão de bandas reflexo da presença ou não do organismo alvo na comunidade microbiana (ETCHEBEHERE & MENES, 2005).

2.8 METAIS E COMPOSTOS ORGÂNICOS

2.8.1 Metais

A identificação dos metais pesados nos lixiviados de aterros sanitários vem sendo considerada prioritária nos programas de promoção da saúde em escala mundial, pois todas as formas de vida podem ser afetadas direta ou indiretamente pela presença destes. Muitos metais são essenciais para o crescimento de todos os tipos de organismos, desde bactérias até o ser humano, quando requeridos em baixas concentrações. Em altas concentrações, porém, podem danificar os sistemas biológicos por apresentarem características bioacumulativas no organismo (CELERE et al., 2007).

Os metais pesados são elementos químicos comumente utilizados na indústria e podem, se presentes em elevadas concentrações no meio líquido, retardar ou inibir o processo biológico aeróbio ou anaeróbio de biodegradação (SISINNO e OLIVEIRA, 2000).

A principal fonte de metais no lixiviados é dada pela grande variabilidade de embalagens (ferrosas ou não) dispostas em aterros sanitários. Outra eventual fonte destas substâncias que também deve ser considerada está relacionada aos materiais de cobertura empregados aos aterros. (LANGE et al., 2009).

Nos aterros sanitários de resíduos domésticos, as concentrações dos metais presentes nos lixiviados são geralmente baixas, aumentando quando há despejo de resíduos industriais. As concentrações variam de acordo com a fase de decomposição do resíduo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico (RAY e CHAN, 1986). Egreja Filho et al. (1999) atribuem a presença de metais nos resíduos sólidos a materiais, tais como: plásticos (Cd e Pb), metais ferrosos (Cu), couro (Cr) e o papel (Pb) .

Para determinação da quantidade de metais pesados adsorvidos na fração sólida do lixiviado, é importante a forma do metal e sua mobilidade (OYGARD et al., 2008). Qu et al. (2008) relatam que a grande quantidade de ácidos graxos voláteis (AGV) produzidos na fase inicial da degradação dos resíduos sólidos, e, especialmente nos aterros sanitários ocasiona a redução do pH e o aumento da mobilidade dos metais no aterro.

Para Jensen e Christensen (1998), a concentração de metais pesados nos lixiviados varia em função do tipo e composição gravimétrica dos resíduos, condições climáticas, técnicas de operação do aterro, bem como devido aos métodos de coleta, amostragem e estocagem da amostra. Segundo esses autores, os principais metais pesados detectados em concentrações moderadas nos lixiviados são: Cádmio, Níquel, Zinco, Cobre, Cromo e Chumbo.

Os metais pesados, presentes nos resíduos, quando carreados pelos lixiviados podem contaminar o solo e o lençol freático. Além disso, a disposição inadequada de resíduos em locais de solos não apropriados e clima de alta pluviosidade pode contaminar rios e lagos pelos contaminantes que são carreados pela chuva. São considerados metais mais comuns encontrados nos lixiviados o Ferro, Níquel, Cobre, Cádmio, Cromo, Zinco e Manganês (Revista de Geologia, 1996 *apud* STRELAU, 2006).

No aterro sanitário de Biguaçu/SC, Máximo (2007) destaca a elevada concentração de material orgânico recalcitrante e metais pesados presentes no lixiviado. A biodegradabilidade do lixiviado é baixa, com DBO_5/DQO igual a 0,3.

A resolução CONAMA nº 397/08 alterou e definiu novos valores máximos de metais para lançamento de efluentes no meio ambiente estabelecidos no parágrafo 5º, Tabela X da resolução nº 357/2005.

Contudo, para alguns metais prevalecem os limites padrão definidos na resolução nº357/2005.

2.8.2 Compostos Orgânicos

Em função de receberem resíduos domésticos, comerciais e resíduos industriais mistos, mas com poucas quantidades de resíduos químicos específicos, os aterros sanitários geram lixiviados que podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc. (KJELDSEN et al., 2002).

A escolha do melhor processo de pré ou pós-tratamento dos compostos orgânicos está intimamente ligada com a identificação individual ou classes destes compostos no efluente, direcionando-os para remover determinadas substâncias, principalmente no que diz respeito a contaminação de solos, mananciais hídricos subterrâneos e superficiais (NASCIMENTO FILHO et al., 2001).

A utilização de Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (CG/EM) constitui uma importante ferramenta de separação e, identificação dos constituintes de uma mistura complexa de poluentes orgânicos, podendo a extração das amostras ser feita de várias formas, tais como pela extração em fase sólida (SPE), microextração em fase sólida (SPME), extração líquido-líquido (ELL), resinas trocadoras iônicas e catiônicas, etc.

Strelau (2006), em levantamento realizado nos aterros sanitários de Santa Catarina, concluiu que a metodologia de extração líquido-líquido, entre outras testadas, foi a mais eficiente. Da mesma forma, dentre todos os solventes testados, o acetato de etila demonstrou ser o mais adequado na extração da maior quantidade possível de compostos orgânicos. Para o autor, o sucesso de uma análise química qualitativa ou quantitativa, além da técnica analítica é imprescindível que seja

realizada uma correta amostragem, transporte e armazenamento da amostra.

Várias classes de compostos orgânicos têm sido identificadas nos lixiviados, que podem ser classificadas em três grupos: ácidos graxos de baixa massa molecular (MM), substâncias húmicas de MM intermediária e substâncias fúlvicas de MM intermediária. Para lixiviados provenientes de células não estabilizadas (em relação ao processo de decomposição), em torno de 90% do carbono orgânico dissolvido é devido a ácidos graxos voláteis de cadeia curta. A segunda maior fração corresponde aos ácidos fúlvicos. Com a idade de aterramento ocorre um decréscimo nas frações de ácidos graxos voláteis e um aumento em substâncias fúlvicas (QASIM e CHIANG, 1994; KJELDTSEN et al., 2002).

Marttinen et al. (2003) identificaram orgânicos refratários em lixiviados de aterros sanitários, sendo os do grupo dos ftalatos os mais recorrentes, além de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Öman e Junestedt (2007) relatam estudos efetuados por vários pesquisadores, onde mais de 100 compostos foram identificados em lixiviados de aterros sanitários. A maioria não sendo prejudicial ao meio ambiente. Alguns dos compostos refratários encontrados foram compostos aromáticos, halogenados, fenóis, pesticidas, metais pesados e amônia. Os mesmos compostos também foram objeto de estudo sobre o tratamento de lixiviados em sistema de lagoas, efetuados por Thörneby et al. (2006).

2.9 ENSAIOS DE TOXICIDADE

Os ensaios de toxicidade são classificados de acordo com o tempo de exposição, situação de teste, efeitos a serem avaliados e organismos a serem testados (Rand, 1995).

Para realização de testes agudos com *Daphnia magna*, no Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT normatizou o uso da espécie através da NBR 12.713 (ABNT, 2003a). Já para a realização de testes crônicos com *Daphnia magna*, não há protocolos definidos e publicados (BRENTANO, 2006).

O princípio do método de avaliação de toxicidade ambiental consiste na exposição do organismo-teste a várias diluições da amostra a ser testada, por um período determinado de tempo. 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-teste. O resultado do teste é expresso em *Concentração Efetiva Inicial Mediana* – CE(I)₅₀ 48 h, que corresponde à concentração da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos expostos em 48 horas, nas condições de teste.

Estudo como o de 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 (2001) 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 (2006) e Silva et al. (2002) também 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.

Ferreira et al. (2009b) avaliaram a eficiência do tratamento combinado do lixiviado de um aterro sanitário com esgoto sanitário realizando ensaios toxicológicos agudos, com peixes *Danio rerio* e microcrustáceos *Daphnia similis*. Os ensaios mostraram que, embora o lixiviado tenha elevada toxicidade variando entre 32 a 64 FD, o tratamento combinado apresentou efluente com baixa toxicidade (8 FD), atendendo a legislação estadual do Rio de Janeiro. Baun et al. (2000) e Gotvajn et al. (2009), além dos testes realizados com *Daphnia magna*, utilizaram também testes com *Vibrio Fisher* os quais verificaram elevada toxicidade dos lixiviados.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ORIGEM E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO

O lixiviado bruto utilizado no estudo era proveniente do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu – SC. Situado no km 177,6 da BR 101 na localidade de Areias de Cima – Biguaçu/SC (Figura 1), operado e administrado pela empresa *Proactiva Brasil*.



Figura 1 - Localização Física do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC

Fonte: Ministério da Ciência e da Tecnologia (2007) *apud* Silva (2007).

O aterro teve início das suas atividades em 1990 e recebe resíduos de 22 municípios catarinenses totalizando uma média de 800 T/dia, podendo chegar a 1000 T/dia na época de alta temporada (Dezembro à Fevereiro). Possui uma área de 624.296,42 m² utilizada para aterramento de resíduos sólidos urbanos, resíduos sólidos da saúde e inertes.

O lixiviado produzido no aterro de Tijuquinhas é submetido a um tratamento físico-químico e biológico. O processo de tratamento se dá após a drenagem dos lixiviados, que são conduzidos até um tanque de

equalização de onde o efluente segue para o tratamento biológico formado por 3 tanques de lodos ativados com aeração prolongada e recirculação de lodo. Após o tratamento biológico, o efluente é encaminhado para um flotador para a separação do lodo biológico e posteriormente para o tratamento físico-químico. Em seguida passa pela decantação, e então o efluente tratado passa por um processo de desinfecção com hipoclorito de sódio, quando é finalmente lançado no Rio Inferninho, cujas águas estão a 386 metros de distância do aterro sanitário.

3.2 UNIDADES PILOTO DE TRATAMENTO

O lixiviado oriundo do tanque de equalização do aterro sanitário era encaminhado ao Laboratório Experimental de Resíduos Sólidos, da Universidade Federal de Santa Catarina, por transporte em caminhão-tanque, de onde era depositado em um tanque de armazenamento de fibra de vidro com capacidade de 5m^3 , provido de tampa. Deste tanque, por meio de uma bomba centrífuga (marca Schneider, BSC-94 - 1/2 CV - 60 Hz), o lixiviado era encaminhado para o tanque de equalização com volume de 1m^3 , sendo então bombeado através de uma bomba dosadora (marca Emec-CMSCO 0260PP - 50-60Hz) para as lagoas de tratamento, com uma vazão de 200 L/dia. A comunicação entre as lagoas ocorria por gravidade.

O sistema de lagoas de estabilização utilizado era constituído por 3 unidades em série e escala piloto (L1, L2, e L3), construídas em fibra de vidro, interligadas entre si por meio de canalizações de PVC, contando ainda registros para controle do fluxo e para permitir a manutenção das mesmas, sem que houvesse qualquer interferência entre elas. A primeira lagoa (L1) possuía formato cilíndrico, ao outras duas lagoas (L2 e L3) possuíam formato retangular. Nas entradas e saídas das lagoas L2 e L3 foram instaladas “placas de fluxo” que garantiam o direcionamento do lixiviado e evitavam curtos-circuitos; na seqüência estava um filtro de pedras para polimento do efluente. Este possuía enchimento de brita comercial nº4 (38 - 76 mm) e foi aplicada taxa hidráulica de $0,25\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$.

O esquema do sistema de tratamento está apresentado na Figura 2. O efluente final tratado era encaminhado à rede coletora de esgotos domésticos da CASAN, situada próxima do Laboratório Experimental

de Resíduos Sólidos (LARESO) e Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU).

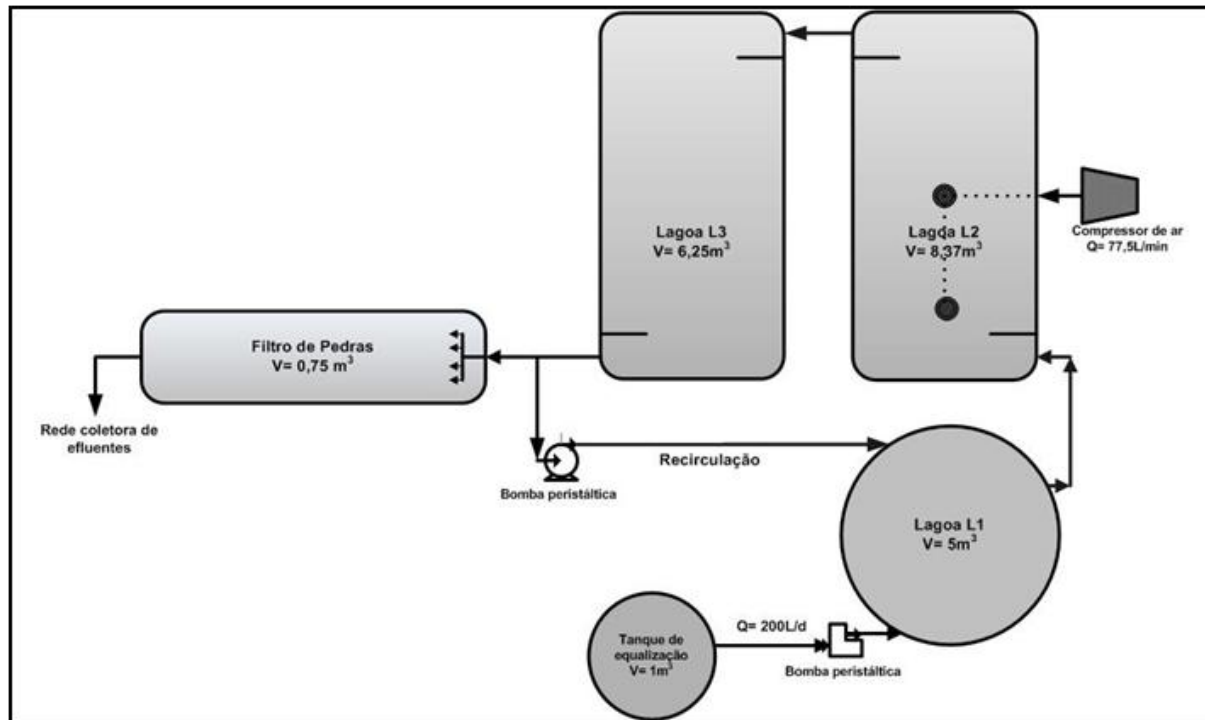


Figura 2 - Fluxograma do Sistema de Tratamento

Neste estudo, o sistema de tratamento foi submetido a três condições operacionais, sendo dividido em etapas.

Etapa I – Funcionamento Convencional

Inicialmente foi estudado o sistema de tratamento em condições normais, sem aeração e sem recirculação, com as lagoas sujeitas às variações de cargas e ambientais (diárias e sazonais). Este período teve duração de 42 semanas.

Etapa II - Aeração

Na etapa II, o sistema de tratamento funcionou como na etapa I, porém com aplicação de aeração na lagoa L2. Para isso foram instalados 2 difusores cerâmicos que forneciam ar, localizados no meio da lagoa L2, a 1/3 e a 2/3 da entrada do afluente. Estes aeradores eram alimentados por meio de um compressor de ar com capacidade de aspiração de $77,5 \text{ L.min}^{-1}$ (Schulz – MSI 2,6ML- 12 CV – 60 Hz).

Nesta etapa foram testados 3 diferentes tempos de aeração:

Etapa II – 12 horas de aeração – A lagoa L2 recebeu aeração noturna de 12 horas (21:00 pm - 9:00 am). Esse período se estendeu por 13 semanas.

Etapa II – 18 horas de aeração – A lagoa L2 recebeu aeração de 18 horas (15:00 pm - 9:00 am). Esse período se estendeu por 15 semanas.

Etapa II – 24 horas de aeração – A lagoa L2 recebeu aeração durante todo o dia. Esse período se estendeu por 11 semanas.

Etapa III – Recirculação

Na etapa III, com a lagoa L2 sendo aerada 24 horas por dia, o efluente de saída da L3 era recirculado para a L1, por meio de bomba dosadora (Exatta-1A-50/60 Hz). Foram estudadas duas condições operacionais de recirculação:

Etapa III - 50% - O efluente tratado que saía da lagoa L3 era recirculado para a lagoa L1 com 50% da vazão total de abastecimento (100 L/dia). Este período teve duração de 13 semanas.

Etapa III - 100% - O efluente tratado que saía da lagoa L3 era recirculado para a lagoa L1 com 100% da vazão total de abastecimento (200 L/dia). Este período teve duração de 17 semanas.

As principais características físicas e operacionais (vazão e Tempo de Detenção Hidráulica – TDH) estão apresentadas na Tabela 4 e na Figura 3 está apresentada foto do sistema piloto de tratamento.

Tabela 4- Características físicas e condições operacionais do sistema de tratamento.

Condições Aplicadas	Funcionamento Padrão				Aeração							
	1° Etapa				2° Etapa -12 h				2° Etapa - 18h			
	L1	L2	L3	FP	L1	L2	L3	FP	L1	L2	L3	FP
Tempo (semanas)	42				13				15			
Comprimento (m)	*	4,36		3,0	*	4,36		3,0	*	4,36		3,0
Largura (m)	*	2,4		0,5	*	2,4		0,5	*	2,4		0,5
Diâmetro	1,85	*		*	1,85	*		*	1,85	*		*
Profundidade (m)	1,85	0,8	0,6	0,5	1,85	0,8	0,6	0,5	1,85	0,8	0,6	0,5
Volume (m ³)	5	8,37	6,25	0,75	5	8,37	6,25	0,75	5	8,37	6,25	0,75
TDH (dias)	25	42	31	4	25	42	31	4	25	42	31	4
Vazão alimentação(L/d)	200				200				200			
Vazão de aeração (L/min)	*	*	*	*	*	77,5	*	*	*	77,5	*	*
Tempo de aeração (h)	*	*	*	*	*	12	*	*	*	18	*	*
Vazão de recirculação (L/d)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Vazão total afluente (L/d)	200				200				200			
Condições Aplicadas	Aeração				Recirculação							
	2° Etapa - 24h				3° Etapa - 50%				3° Etapa - 100%			
	L1	L2	L3	FP	L1	L2	L3	FP	L1	L2	L3	FP
Tempo (semanas)	11				13				17			
Comprimento (m)	*	4,36		3,0	*	4,36		3,0	*	4,36		3,0
Largura (m)	*	2,4		0,5	*	2,4		0,5	*	2,4		0,5
Diâmetro	1,85	*		*	1,85	*		*	1,85	*		*
Profundidade (m)	1,85	0,8	0,6	0,5	1,85	0,6	0,5	0,5	1,85	0,8	0,6	0,5
Volume (m ³)	5	8,37	6,25	0,75	5	8,37	6,25	0,75	5	8,37	6,25	0,75
TDH (dias)	25	42	31	4	17	28	21	4	13	21	16	4
Vazão alimentação(L/d)	200				200				200			
Vazão de aeração (L/min)	*	77,5	*	*	*	77,5	*	*	*	77,5	*	*
Tempo de aeração (h)	*	24	*	*	*	24	*	*	*	24	*	*
Vazão de recirculação (L/d)	*	*	*	*	100	100	100	*	200	200	200	*
Vazão total afluente (L/d)	200				300	300	300	200	400	400	400	200



Figura 3 – Vista geral das unidades de tratamento

3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

3.3.1 Monitoramento

O monitoramento foi realizado nos seguintes pontos amostrais:

Monitoramento diário – Realizado “in loco” com medidas de OD, pH, Temperatura, nos seguintes pontos: **EB** = Efluente Bruto; **SL1** = Saída da lagoa L1; **EL2** = Entrada da lagoa L2; **ML2** = Meio da lagoa L2; **SL2** = Saída da lagoa L2; **EL3** = Entrada da lagoa L3; **ML3** = Meio da lagoa 3; **SL3** = Saída da lagoa L3 e **SFP** = Saída do Filtro de Pedras.

Monitoramento semanal – Realizado nos pontos: **EB** = Efluente Bruto; **SL1** = Saída da lagoa L1; **EL2** = Entrada da lagoa L2; **ML2** = Meio da lagoa L2; **SL2** = Saída da lagoa L2; **EL3** = Entrada da lagoa L3; **ML3** = Meio da lagoa L3; **SL3** = Saída da lagoa L3 e **SFP** = Saída do Filtro de Pedras. Foram medidos: OD, pH, Temperatura, DQO_T, DQO_S, DBO_F, NTK, Amônia, COD, Ânions (Nitritos, Nitratos, Fosfatos, Sulfatos, Cloretos e Acetatos), Sólidos Suspensos, Série Sólidos (ST, SV e SF), Cor, Turbidez e Clorofila *a*.

Monitoramento mensal – Realizado nos pontos **EB**, **SL1**, **SL2**, **SL3** e **SFP**. Foram efetuadas análises qualitativas da biomassa algal via microscopia ótica e testes toxicológicos do lixiviado.

As amostras eram coletadas pela manhã entre 7:30 h e 9:00 h e as análises realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA. As análises realizadas e seus respectivos métodos, cuja maioria seguiu o *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 2005), estão listados na Tabela 5.

Tabela 5 - Análises realizadas, métodos e frequência de monitoramento

ANÁLISES	MÉTODO	FREQUENCIA
OD (mg/L); T (° C); pH	Sonda multiparâmetros (YSI 6600 V2)	Diária (Manhã e Tarde)
Cor (UC)	Colorimétrico Espectrofotômetro HACH DR 4000 – (SM 2120C)	Diária
Turbidez (NTU)	Nefelométrico Turbidímetro HACH 2100N - (SM 2130B)	Diária
DQO Total e Solúvel (mg/L)	Colorimétrico - Refluxo Fechado Digestor BOD – HACH – (SM 5220D)	Semanal
DBO (mg/L) Filtrada	Manométrico Medidor de Bancada - DBO – HACH – (SM 5210D)	Semanal
COD (mg/L)	Método NPOC – Carb. Org. Não-Purgável TOC -5000A – Shimadzu – (SM 5310A)	Semanal
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 µm - (SM 2540D)	Semanal
ST, SF, SV (mg/L)	Gravimétrico – (SM 2540B, E)	Semanal
Nitrogênio NTK	Digestão/Destilação Kjeldahl - Bloco Digestor DK20 e Neutralizador de gases Scrubber, Destilador Semi-automático UDK 132, ambos da VELP Scientifica – (SM 4500 Norg B)	Semanal
Amônia	Destilação Kjeldahl Destilador Semi-automático UDK 132, VELP Scientifica - (SM 4500 NH ₃ B)	semanal

Anions (Nitritos, Nitratos, Fosfatos, Sulfatos, Cloretos, Acetatos)	Cromatografia Iônica (DIONEX DX 120) – (SM 4110C)	semanal
Clorofila <i>a</i>	Extração em álcool etílico (Método de NUSH, 1980)	semanal
Testes Toxicológicos	Toxicidade aguda com <i>Daphnia Magna</i> (ABNT, 2003a)	mensal
Identificação de Plâncton	Microscopia Ótica (microscópio OLYMPUS modelo BX-41)	semanal
Identificação de Bactérias	FISH (sondas específicas)	mensal

As cargas aplicadas variaram em função das concentrações do lixiviado bruto que era transportado do aterro (tanque de equalização) até o laboratório (tanque de armazenamento).

A Carga Volumétrica (CV) foi calculada por meio da equação 1.

$$CV = \frac{C \times Q}{V} \quad (1)$$

Onde:

CV: Carga Volumétrica (g/m³.d);

C: concentração afluyente (g/m³);

Q: vazão afluyente (m³/d);

V: volume da lagoa (m³).

A Carga Superficial aplicada (CS) foi calculada utilizando a equação 2.

$$CS = \frac{C \times Q}{A} \quad (2)$$

Onde:

CS: Carga Superficial (kg/ha.d);

C: concentração afluyente (kg/m³);

Q: vazão afluyente (m³/d);

A: área superficial da lagoa (ha).

As eficiências de remoção (E%) foram calculadas a partir dos resultados das análises das amostras coletadas na entrada e saída de cada unidade de tratamento, utilizando a equação 3:

$$E = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100 \quad (3)$$

Onde:

E: Eficiência de remoção (%);

C_e: Concentração afluente (mg/L);

C_s: Concentração efluente (mg/L).

3.3.2 Aeração da lagoa L2

Foram realizados ensaios com variação de tempos de aeração na lagoa L2, conforme descrito no item 3.2, iniciando com aeração noturna de 12 horas (21:00 pm - 9:00 am), durante 13 semanas; na seqüência, houve o aumento do período de aeração para 18 horas (15:00 pm - 9:00 am), durante 15 semanas; e finalmente o período de 24 horas de aeração durante 11 semanas. A mudança no tempo de aeração foi realizada na medida em que os resultados do monitoramento tornavam-se constantes, com baixas variações.

A quantidade de oxigênio a ser fornecida pelos aeradores para a estabilização aeróbica da matéria orgânica é usualmente igual à DBO_T última afluente (VON SPERLING, 2009b). Neste estudo o requisito de oxigênio (RO) para a lagoa L2 foi calculado em função da concentração média da DBO_F obtida nos tempos de aeração de 12 h, 18 h e 24 h utilizando a equação 4. Os valores médios de DBO_F na entrada e na saída da lagoa L2 foram de 415 mg/L e de 173 mg/L, respectivamente.

$$RO = \frac{\alpha \cdot Q \cdot (S_0 - S)}{1000} \quad (4)$$

Onde:

RO: Requisito de oxigênio (kg O₂/d);

α: coeficiente, variando de 0,8 a 1,2 kg O₂/Kg DBO_F.

Q: vazão afluente (m^3/d);

Ce: Concentração de DBO_F afluente (mg/L);

Cs: Concentração de DBO_F efluente (mg/L).

O valor de RO para a lagoa L2 foi de $0,05 \text{ Kg O}_2/\text{d}$, admitindo-se um coeficiente α de $1,0 \text{ kg O}_2/\text{Kg DBO}_F$. Na Figura 4 tem-se foto da lagoa L2 com os aeradores em funcionamento.

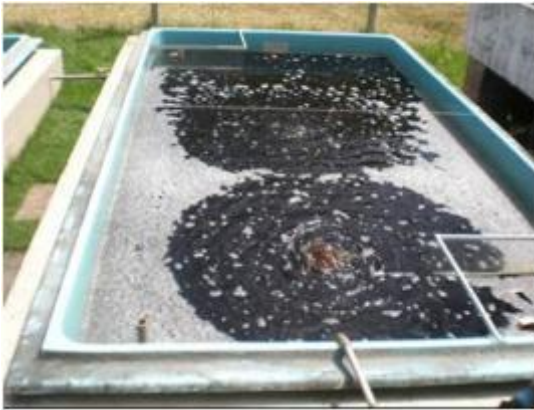


Figura 4 - Lagoa L2 sendo aerada artificialmente

3.3.3 Perfis vertical e horizontal nas lagoas L2 e L3

Para controlar a qualidade do efluente ao longo do sistema, foram realizados perfis sazonais, uma vez a cada estação do ano durante a etapa I – funcionamento convencional. Para tal, foram selecionados pontos amostrais nas lagoas L2 e L3, a fim de possibilitar uma caracterização do meio líquido na coluna d'água (vertical) e ao longo das unidades (horizontal). Na Figura 5 estão esquematizados os pontos horizontais (A até I). Para os pontos verticais, foram selecionados 3 pontos amostrais, nomeados “B”, “E” e “H”. Em cada ponto, foram coletadas amostras em três diferentes profundidades, sendo para a L2: 0,1m, 0,4m e 0,7m; e para a L3: 0,1m, 0,3m e 0,5m. Foram analisadas as variáveis: pH, OD, Temperatura, Microscopia Ótica, Sólidos Suspensos, Cor, Turbidez e Clorofila *a*, conforme apresentado na Tabela 5.

Os perfis foram realizados no horário das 14:00 horas, tendo como intuito avaliar a variação da microbiota nas lagoas e na coluna d'água. A escolha deste horário deve-se pela maior incidência de radiação solar, o que determina grande atividade fotossintética e, portanto, momento importante na avaliação e entendimento da dinâmica e metabolismo dos organismos presentes.

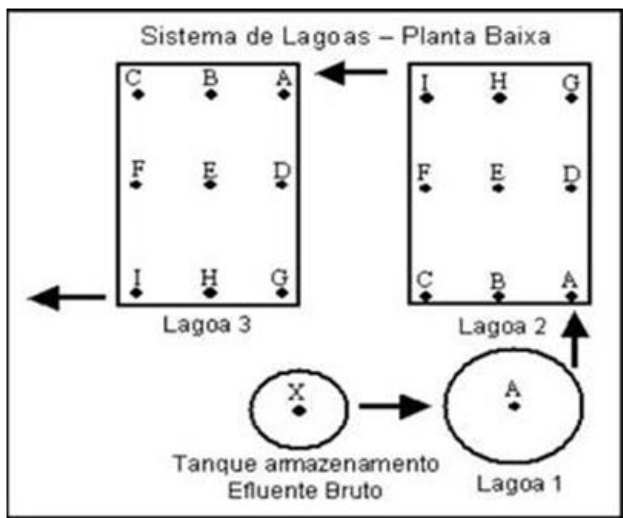


Figura 5 - Distribuição dos pontos amostrais dos ensaios de perfis nas lagoas L2 e L3

3.3.4 Variação horária (nictemeral): lagoas L2 e L3

Foram efetuados estudos nictemerais, com o objetivo de caracterizar as variações ocorridas na massa líquida ao longo do dia (24 horas), nas lagoas L2 e L3, para cada estação do ano: primavera (dezembro/2007), verão (fevereiro/2008), outono (junho/2008) e inverno (julho/2008), durante a etapa I – funcionamento convencional.

Para tal, foram coletadas amostras a cada 4 horas, iniciando às 08h00 (T1), seguida de 12h00 (T2); 16h00 (T3); 20h00 (T4); 24h00 (T5); 4h00 (T6) e 8h00 (T7), fechando o ciclo diário. O monitoramento foi realizado em 1 ponto no meio das lagoas L2 e L3 nas profundidades de L2 (0,10m, 0,40m e 0,70m) e L3 (0,10m, 0,30m e 0,50m), representado pela letra "E" na Figura 5. As variáveis monitoradas foram: pH, OD, Temperatura, DQO_T, DQO_S, NTK, Amônia, Sólidos

Suspensos, Cor, Turbidez e Clorofila *a* além de análises de Microscopia Ótica.

Os resultados obtidos nesses ensaios nictemerais foram relacionados com as variáveis climáticas: temperatura, precipitação, radiação, umidade relativa e velocidade dos ventos, obtidas na Estação São José, SC (Grande Florianópolis), fornecidas pela EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S/A.

3.4 BALANÇO DE NITROGÊNIO

Para a análise do balanço de nitrogênio nas lagoas fotossintéticas (L2 e L3), foram calculados para cada lagoa, as cargas aplicadas de nitrogênio total (kg NT/ha.d) e nas saídas. Para este estudo, foram consideradas quatro principais processos de transformação do nitrogênio (CRAGGS, 2005): sedimentação (biomassa morta/inerte), volatilização da amônia, assimilação algal e nitrificação- desnitrificação

3.4.1 Sedimentação

Para caracterização qualitativa e quantitativa do lodo sedimentado nas lagoas L2 e L3, foram utilizados coletores plásticos com volume de 5 L e área superficial de 0,24 m² cada, que permaneceram no interior das lagoas L2 e L3 durante 150 dias, com o objetivo de coletar o lodo sedimentado no fundo destas unidades.

Foram coletadas amostras dos coletores dispostos em 9 pontos distribuídos ao longo destas lagoas (“A” a “I”), conforme Figura 5. Nessas amostras foram realizadas as seguintes análises: DQO_T, NTK, Amônia, Fosfato total, COD, ST, SF e SV e determinação de metais (Cromo, Cádmio, Chumbo, Cobre e Níquel). Na Figura 6 está apresentada a retirada dos coletores de lodo das lagoas L2 e L3.



Figura 6 - Retirada dos coletores de lodo das Lagoas de Tratamento

3.4.2 Volatilização da Amônia

Para a determinação da volatilização da amônia nas lagoas L2 e L3 foram realizados testes de volatilização seguindo o método experimental utilizado por Valero & Mara (2007). A taxa de volatilização de amônia foi calculada utilizando a equação 5, assumindo que a concentração de amônia no ar acima da lagoa é aquela volatilizada do meio líquido.

$$\lambda_{NH_3} = \frac{K_l [NH_3] V}{A} \quad (5)$$

Onde:

λ_{NH_3} : Taxa de volatilização de amônia (gNH₃/ha.d);

K_l : Coeficiente de transferência de massa na fase líquida (d⁻¹);

[NH₃]: Concentração de amônia livre (gNH₃/m³);

V: Volume da lagoa (m³); e

A: Área superficial da lagoa (ha).

O valor de K_l foi calculado pela equação 6 de Stratton (ZIMMO et al., 2003):

$$K_l = \frac{0,0566}{d} \exp[0,13(T - 20)] \quad (6)$$

Onde:

d: Profundidade da coluna d'água na lagoa (m);

T: Temperatura do ar (°C)

Para a medição da amônia volatilizada nas lagoas L2 e L3, utilizou-se uma câmara de fluxo em acrílico transparente, colocada na superfície da lagoa, que flutuava com o auxílio de bóia. A câmara de fluxo foi construída conforme sugere o Método OM-08 da USEPA e seu esquema está apresentado na Figura 7.

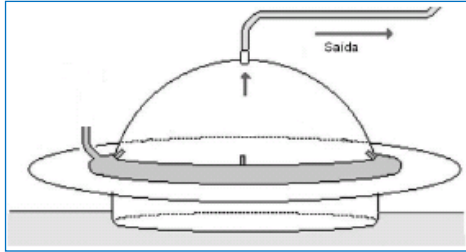


Figura 7 - Esquema da câmara de fluxo

A câmara de fluxo foi conectada, através de uma mangueira de 5 mm de diâmetro, ao medidor de gás portátil Dräger X-am 7000. O aparelho aspira a amostra gasosa, utilizando uma bomba interna de vazão máxima de 0,6 L/min e realiza a quantificação da concentração de amônia por meio de um sensor eletrolítico. Os dados são registrados a cada 30 segundos em um *datalogger*, os quais após cada medição são transferidos para um computador através do *software Gás Vision* e posteriormente foram trabalhados e analisados em outros *softwares*. As medições foram feitas seguindo os métodos experimentais descritos por Gusmão (2008).

O Dräger X-am 7000 é um medidor portátil que pode ser utilizado para o monitoramento contínuo da concentração de diversos gases: CO₂, CH₄, CO, H₂S, O₂, e NH₃, através da detecção simultânea e contínua dos gases por meio de sensores infravermelhos e eletroquímicos. Cada sensor apresenta uma faixa de leitura como é mostrado na Tabela 6. Nas Figura 8 e Figura 9 estão apresentadas fotos da câmara de fluxo e do medidor Dräger X-am 7000, respectivamente.



Figura 8 - Câmara de Fluxo



Figura 9 - Medidor Dräger X-am 7000

Tabela 6 - Sensores de gases e suas respectivas faixas de concentração

Gases	Faixas de Concentração
CH ₄	0 - 100 %
CO ₂	0 - 100 %
H ₂ S	0 - 1000 ppm
O ₂	0 - 25 %
NH ₃	0 - 200 ppm

3.4.3 Assimilação Algal

Para a determinação do nitrogênio assimilado pelas algas, considerou-se que a clorofila *a* constitui cerca de 1% do peso seco da biomassa algal (ESTEVES, 1998). O nitrogênio incorporado pela biomassa algal corresponde a 10% do peso do fitoplâncton seco (BRANCO, 1986; APHA – AWWA – WEF, 2005), conforme equações (7 e 8).

$$\text{Clorofila } a = 1\% \text{ Peso seco algal} \quad (7)$$

$$N \text{ assimilado} = 10\% \text{ Peso seco algal} \quad (8)$$

3.4.4 Nitrificação e Desnitrificação

A ocorrência de Nitrificação e/ou Desnitrificação nas lagoas L2 e L3 foi observada pela presença de nitrito e nitrato nas amostras coletadas nas entradas e saídas de cada lagoa. O $N-NO_x$ representa o somatório das cargas de nitrito e nitrato presentes nas entradas e nas saídas das lagoas, conforme equações (9 e 10):

$$(N - NO_x)_e = (N - NO_2)_e + (N - NO_3)_e \quad (9)$$

$$(N - NO_x)_s = (N - NO_2)_s + (N - NO_3)_s \quad (10)$$

Onde:

(N- NO_x): Carga de N- NO_x (kg/ha.d);

(N- NO_2): Carga de N- NO_2 (kg/ha.d);

(N- NO_3): Carga de N- NO_3 (kg/ha.d);

e: entrada da lagoa

s: saída da lagoa

3.5 DETERMINAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS

Para a determinação dos compostos orgânicos foram realizadas coletas de 5 amostras distribuídas da seguinte forma: 1 amostra correspondendo ao lixiviado bruto, 2 amostras coletadas na saída da lagoa L3 (SL3) e 2 amostras coletadas na saída do filtro de pedras (SFP). Das duas amostras coletadas na SL3 e SFP, uma foi realizada durante a etapa I (Funcionamento Convencional) e a outra durante a etapa II – 24 horas de aeração. As amostras foram encaminhadas para a Central de Análises do Departamento de Química da UFSC, habilitada na prestação desses serviços.

Primeiramente as amostras passaram pelo processo de extração líquido-líquido. O método utilizado foi o EPA - 3510B modificado. Este método descreve o procedimento para isolar combinações orgânicas de

amostras aquosas. É aplicável ao isolamento e a concentração de compostos orgânicos insolúveis e ligeiramente solúveis em água, para serem utilizados em procedimentos cromatográficos.

O método realiza a extração dos compostos orgânicos da amostra com acetato de etila, em pH neutro. O extrato é seco e concentrado. Esse método foi utilizado, com sucesso, nos estudos realizados por Strelau (2006), que avaliou os compostos orgânicos presentes em lixiviados de aterros sanitários de Santa Catarina, e concluiu que a metodologia de extração líquido-líquido, entre outras testadas, foi a mais eficiente. Da mesma forma, dentre todos os solventes testados, o acetato de etila demonstrou ser o mais adequado na extração da maior quantidade possível de compostos orgânicos.

Após a extração líquido-líquido, as amostras foram analisadas utilizando-se cromatografia gasosa e espectrômetro de massas (CG/MS). Foram utilizados o Cromatógrafo modelo 3900 GC e o Cromatógrafo acoplada a espectrometria de massas (GC/MS) modelo 2100 T, ambos da marca Varian, conforme Figura 10.

Os resultados destas análises são fornecidos em forma de espectros com picos que foram fragmentados para identificação, via biblioteca do aparelho Polaris Q marca Finnigan, acoplada no próprio cromatógrafo, ou via pesquisa na biblioteca do *National Institute of Standards and Technology* (NIST).



Figura 10 - Cromatógrafo acoplado a espectrometria de massas (GC/MS)

3.6 DETERMINAÇÃO DOS METAIS

Para a determinação dos metais: Cromo (Cr), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Cádmiu (Cd) e Chumbo (Pb), foram coletadas amostras em cada ponto do sistema de tratamento (EB, SL1, SL2 e SL3) e amostra de lodo sedimentado em cada coletor dispostos na lagoa L2 (n=9) e na lagoa L3 (n=9). As amostras foram manipuladas no Laboratório Integrado do Meio ambiente - LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

O método utilizado para a “abertura” de amostras foi baseado nos métodos do EPA 3010 A e 3020 A, com digestão ácida, sujeito a possíveis modificações de acordo com a complexidade das matrizes e o equipamento utilizado. Nas análises de metais, foram realizadas amostras em triplicadas. Na Figura 11 (a), (b), (c) e (d) estão apresentadas as seqüências do ensaio de abertura de amostras por digestão ácida.

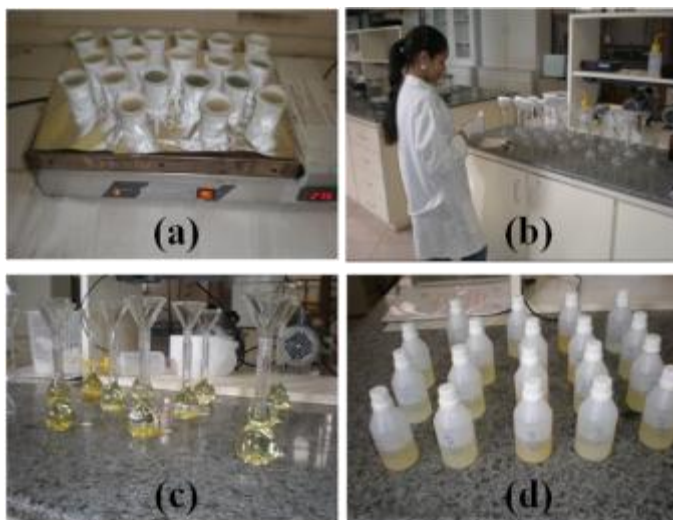


Figura 11 - Abertura de amostras por digestão ácida: digestão (a); filtração (b); volume final (c) e envio para geladeira (d)

Após a “abertura”, as amostras foram conduzidas para em Espectrômetro de Absorção Atômica com Forno de Grafite (GFAAS)

apresentado na Figura 12. A partir de padrões da marca Aldrich Chemical Company, foram preparadas soluções multielementares em HNO_3 0,1% contendo os elementos-traço Cr, Cu, Pb, Ni e Cd.



Figura 12 - Espectrômetro de Adsorção Atômica com Forno de Grafite

3.7 ANÁLISES DE BIOLOGIA MOLECULAR

3.7.1 Análise FISH (*Hibridização Fluorescente in situ*)

As análises FISH (*Hibridização Fluorescente in situ*) foram realizadas com amostras das lagoas L2 e L3, segundo metodologia de Amann (1995), utilizando sondas específicas do RNAr de um organismo, que permite que se desenhe uma seqüência complementar (sonda) à primeira. Estas sondas de oligonucleotídeos são seqüências sintetizadas *in vitro*, e normalmente possuem de 15 a 20 nucleotídeos, apresentando complementariedade com as regiões RNAr 16S do alvo, ou seja, das bactérias que se deseja detectar.

Ao penetrar nas células bacterianas fixadas, as sondas são capazes de formar ligações estáveis (Híbridos) via pontes de hidrogênio entre nucleotídeos complementares, com a região RNAr 16S nos ribossomos. Quando não há complementariedade entre a seqüência da sonda e a região RNAr 16S do ribossomo, não ocorre a hibridização e os oligonucleotídeos são lavados das células.

As análises de FISH foram realizadas no laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos (LBBMM),

vinculado ao Departamento de Bioquímica da Universidade Federal de Santa Catarina e seu protocolo está apresentado no trabalho de Fernandes (2009), realizado em paralelo ao presente trabalho, nas mesmas instalações piloto. No Apêndice A estão disponíveis as descrições das sondas utilizadas na detecção dos microrganismos presentes na lagoa L1.

3.7.2 Reação em Cadeia da Polimerase – PCR

A técnica de PCR tem permitido grandes avanços em estudos de biologia molecular, particularmente para estudos de comunidades microbianas, por ser uma metodologia sensível, específica e de rápida execução (LEHNINGER et al., 2002).

Esta técnica baseia-se na replicação *in vitro* do DNA a partir de um DNA molde, sendo formados milhões de cópias de um determinado gene, ou de parte dele, em poucas horas. Desta forma, evita-se o uso de endonucleases de restrição, não necessita recorrer a uma genoteca nem mesmo da construção de moléculas de DNA recombinante (ALBERTS et al., 2006). A análise dos produtos de PCR normalmente é feita por eletroforese em gel, baseada na mobilidade de fragmentos de DNA parcialmente desnaturados, com igual longitude, porém seqüências diferentes, permitindo assim a obtenção de um padrão de bandas reflexo da presença ou não do organismo alvo na comunidade microbiana (ETCHEBEHERE & MENES, 2005). Para a visualização dos produtos formados (radiação UV) utiliza-se, comumente, revelação em brometo de etídeo.

O protocolo utilizado no presente trabalho está apresentado em Fernandes (2009), que realizou pesquisas na mesma unidade de tratamento, em paralelo ao presente trabalho, e fez as devidas adaptações às amostras coletadas nas lagoas L2 e L3. As análises foram realizadas no Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos (LBBMM), vinculado ao Departamento de Bioquímica da Universidade Federal de Santa Catarina.

3.8 TRATAMENTO DE DADOS

3.8.1 Software SURFER[®] 8.0

Com os resultados obtidos das análises dos lodos (Fósforo, ST e DQO_T) coletados nos 9 pontos dispostos horizontalmente em cada lagoa (L2 e L3), utilizando o programa SURFER[®] 8.0 (GOLDEN SOFTWARE, Inc., 2002), foram traçados os mapas de variáveis, a partir de dados regularmente distribuídos.

Para utilizar o SURFER[®], é indispensável que os pontos de amostragem sejam coletados regularmente, isto é, bem demarcados e espaçados, pois, é a partir dessas coordenadas (localização geográfica e identificação) e dos valores assumidos pela variável neste ponto, que se obtém o mapa de distribuição espacial, utilizando um algoritmo de interpolação.

Para o traçado dos mapas do SURFER[®] foi usado o método de interpolação denominado vizinho natural (*natural neighbor*), por apresentar a melhor distribuição visual dos dados.

3.8.2 Software Statistica 6.0

Os dados obtidos durante as etapas I, II e III, foram tratados estatisticamente pela “análise de variância” (ANOVA) utilizando a entrada do lixiviado bruto (Efluente bruto) e as de saída do sistema de tratamento (Saída da lagoa L3 e Saída do Filtro de Pedras), a fim de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre estes pontos amostrais nestas 3 etapas.

O ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos/ Etapas) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses:

- H0: as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos/Etapas;
- H1: as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos/Etapas.

Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 (Ogliari e Andrade, 2004).

- Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 ;
- Se $p < \alpha$, rejeita-se H_0

No presente estudo o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja, $\alpha=0,05$, para a verificação de diferenças significativas entre as concentrações das variáveis nas etapas I, II e III.

Havendo diferenças significativas entre os tratamentos/etapas, pode-se realizar o teste de comparações de múltiplas médias através do Teste de Tukey. Neste teste a noção de condicionalidade é fornecida, ou seja, a proporção da população que faz parte de um determinado grupo, condicionado ao fato de ter uma característica, conduzirá no conhecimento de outro grupo (variável). Foram atribuídas letras ao tratamento/Etapas. Tratamentos/Etapas com a mesma letra, não possuem diferenças significativas e tratamentos/Etapas com letras diferentes, possuem diferenças significativas.

Neste estudo, o teste de Tukey foi aplicado nas etapas I, II e III para avaliar duas situações:

- Se existe diferença significativa entre a concentração média de entrada do lixiviado bruto e saída do sistema (SL3 e SFP), avaliando se houve tratamento efetivo e também a importância de uma unidade de polimento no tratamento.
- Se existe diferença significativa das variáveis monitoradas, na saída da lagoa L3 e na saída do Filtro de Pedras, para cada etapa operacional, verificando a importância ou não da aeração e da recirculação no desempenho do sistema.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos nas etapas I, II e III que compõe este estudo, bem como estudos preliminares - ensaios que antecederam o estudo das lagoas de estabilização.

4.1 ESTUDOS PRELIMINARES COM LIXIVIADO DO ATERRO DE BIGUAÇU

Antes do início do estudo com o sistema de lagoas, foram realizados estudos preliminares com o lixiviado do aterro de Biguaçu com o intuito de avaliar o tratamento em reatores de bancada, com e sem inóculo, em condição aeróbia (Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia) e anaeróbia (Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia). Foram também realizados testes respirométricos com o objetivo de determinar a velocidade de consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos presentes no lodo. Estes resultados foram apresentados em eventos científicos: “*Biodegradabilidade aeróbia de lixiviado de aterro sanitário*” - 6º Congreso de la IV Región de AIDIS - "Las Políticas Ambientales y el Desafío del Desarrollo Sostenible" – Buenos Aires/2007; e “*Partida de sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário*” - XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental/ABES - APRH – Belém/PA – 2008. Além desses trabalhos, também foi realizado o estudo sobre a *biodegradabilidade anaeróbia* com lixiviado bruto de aterro sanitário. Apresenta-se a seguir uma síntese desses trabalhos.

“Biodegradabilidade aeróbia de lixiviado de aterro sanitário”

Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia, realizados com lixiviado de aterro sanitário (efluente bruto e pré-tratado via processo físico-químico), tiveram como objetivo verificar a adequação de tratamento biológico aeróbio para produção de um efluente final que atenda às normas ambientais de lançamento de despejos. O estudo foi conduzido em reatores de bateladas, tipo lodos ativadas, com 12 litros cada. Foram realizados dois ensaios de biodegradabilidade (E1 e E2), com efluente bruto e pré-tratado via processo físico-químico, com duração de 24 e 16 dias, respectivamente. Em cada ensaio foram utilizados dois reatores, com e sem adição de lodo como inóculo,

respectivamente. Foi efetuado monitoramento diário das variáveis: OD (mg/L), pH, T (°C), SST (mg/L), DBO₅ (mg/L), DQO (mg/L), Amônia (mg/L), COD (mg/L) e Ânions (Acetato, Cloretos, Sulfatos, Nitritos, Nitratos e Fosfatos), além de respirometria dos lodos e observações microscópicas em cada ensaio. Em ambos os ensaios, os resultados tiveram comportamento semelhante apresentando uma eficiência média na remoção carbonácea de 66,6% e 65% para DQO e relação DBO/DQO, em média, de 0,2 e 0,15 nos reatores com efluente bruto e pré-tratado, respectivamente, mostrando que a biodegradabilidade foi pouco melhorada para o efluente pré-tratado e também não melhorou substancialmente com a adição de lodo.

“Biodegradabilidade anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário”

Este estudo foi realizado para avaliar o comportamento do lixiviado bruto, em reatores com inóculo em condições anaeróbias, objetivando saber se o processo anaeróbio seria eficiente para tratamento desse tipo de efluente. O ensaio seguiu o protocolo adaptado por Pinto (2006) e Barreto (2007), utilizando-se inóculo proveniente de reator anaeróbio (UASB). A produção de biogás acumulado para cada grupo de reatores está apresentada na Figura 13.

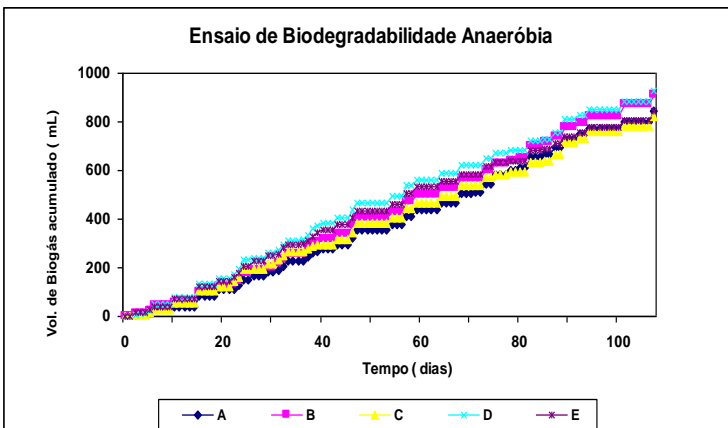


Figura 13 - Curva de produção de biogás acumulado nos reatores ao longo do tempo (T=107 d)

Observa-se que nos primeiros dias a produção de biogás foi muito pequena e no decorrer do tempo, a produção de biogás acumulado apresentou-se de forma semelhante em todos os grupos de reatores (A, B, C, D), e quando comparada à do reator E (branco), não são verificadas diferenças entre os reatores que receberam diferentes proporções de inóculo. Conclui-se com este fato, que a adição do inóculo nas concentrações utilizadas não contribuiu para aumentar a produção de biogás, nem a eficiência do processo de tratamento anaeróbio.

“Partida de sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário”

Na partida da operação do sistema de lagoas, a primeira lagoa (L1) recebeu todo o lixiviado bruto, com carga orgânica aplicada entre 90 e 193 g DQO/m³.dia. Na segunda e terceira lagoa, foram aplicadas diferentes cargas do lixiviado bruto, para diluições de 25, 50 e 75 % do seu volume, em intervalos de 1 semana entre cada uma delas, resultando em valores entre 400 e 2000 kg DBO/ha.dia (L2) e 200 e 1200 kg DBO/ha.dia (L3). Após o qual, houve um período de aclimação (4 semanas) e na seqüência iniciou-se o funcionamento do sistema em fluxo contínuo (Q= 200 L/dia), efetuando-se o monitoramento das lagoas durante os 3 primeiros meses de tratamento. As cargas aplicadas estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Cargas aplicadas às lagoas durante as etapas da partida (25%, 50% e 75%)

Cargas aplicadas	CV (gDQO/m³.d)	CV (gDBO/m³.d)	CV (gN-NH₄/m³.d)	CS (kg DQO/ha.d)	CS (kg DBO/ha.d)	CS (kg N-NH₄/ha.d)	DBO/DQO
Lagoa L1							
100%	193	90	91	0,45
Lagoa L2							
25%	161	64	98	966	383	589	0,4
50%	322	133	196	1931	765	1178	0,4
75%	730	357	220	4376	2143	1321	0,5
Lagoa L3							
25%	81	32	49	483	192	295	0,4
50%	181	77	98	1086	460	589	0,4
75%	451	213	151	2704	1278	903	0,5

CV= carga volumétrica e CS= carga superficial aplicada

As lagoas suportaram bem o carregamento inicial e, após o período de aclimação, o sistema apresentou eficiências médias de remoção em torno de 70% de DQO, 78% de DBO₅ e 85 % de amônia. Houve aparecimento de fitoplâncton com diversidade algal. O sistema de lagoas nesse período inicial de funcionamento reduziu a toxicidade do efluente em até 86%.

Na Figura 14 (a, b e c) visualizam-se fotos das lagoas inicialmente preenchidas com água proveniente da rede pública, no momento de preenchimento com o lixiviado de aterro sanitário.

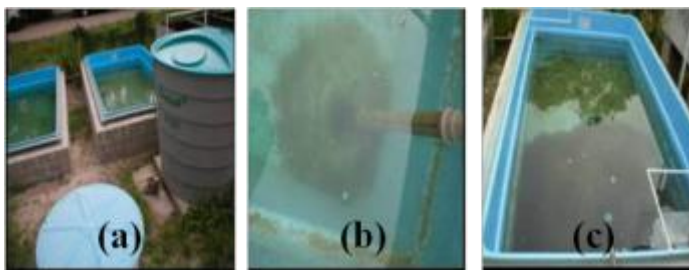


Figura 14 - Vista geral das unidades de tratamento (a); partida do tratamento com lixiviado bruto (b); chegada e homogeneização (c)

Esta etapa teve duração de 20 (7+13) semanas onde o sistema de tratamento foi submetido a um período de aclimação e estabilização inicial. Os resultados correspondentes ao período de estabilização (13 semanas) encontram-se no Apêndice B.

Após este período de aclimação e estabilização, deu-se início ao monitoramento (semanal e diário) do sistema de tratamento, de acordo com o protocolo analítico proposto para este trabalho. Os resultados foram obtidos durante um período de 111 semanas (etapas I, II e III).

4.2 CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO

Na Tabela 8 encontram-se as características do lixiviado em estudo, obtidas com amostras provenientes do caminhão-tanque que trazia o lixiviado do aterro de Biguaçu/SC até a UFSC.

Tabela 8 - Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu - SC (n = 25)

Parâmetros	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
pH	9,21	0,30	9,58	8,78
Temperatura (°C)	27,84	3,12	24,02	30,75
SST (mg/L)	1.092	663	2500	440
ST (mg/L)	8.148	1.177	10.202	5.210
SV (mg/L)	2.140	1.152	6.626	960
SF (mg/L)	6.008	1.473	8.116	1.490
N-NH ₄ (mg/L)	1.142	293	1.646	554
NTK (mg/L)	1.522	490	2.565	562
Turbidez (NTU)	444	441	1.274	43
DQO _T (mg/L)	3.199	1.349	6.710	1.445
DQO _S (mg/L)	2.565	1.351	6.785	1.227
DBO ₅ (mg/L)	1.006	897	3.170	330
Condutividade (mS/cm)	15.178	4.694	7.818	19.696
COD (mg/L)	730	97	868	642
Cor (UC)	6.812	3.231	13.540	3.392

O lixiviado apresentou-se com pH elevado com alta concentração amoniacal e relação DBO/DQO de 0,31.

4.3 COMPORTAMENTO DAS LAGOAS QUANTO ÀS VARIÁVEIS DE FUNCIONAMENTO OD, TEMPERATURA E pH

As concentrações médias das variáveis: oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T) e pH, ao longo do sistema de tratamento, nas três etapas do estudo, estão apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados para oxigênio dissolvido, temperatura e pH

Local	Etapas	OD (mg/L)	T (°C)	pH
EB	I	ND	23 ± 2	9,0 ± 0,2
	II (12h)	ND	21 ± 2	9,3 ± 0,1
	II (18h)	ND	24 ± 3	9,4 ± 0,2
	II (24h)	ND	27 ± 2	9,6 ± 0,2
	III (50%)	ND	19 ± 3	9,9 ± 0,1
	III (100%)	ND	16 ± 3	9,8 ± 0,1
SL1	I	ND	25 ± 2	9,2 ± 0,2
	II (12h)	ND	17 ± 2	9,6 ± 0,1
	II (18h)	ND	25 ± 2	9,5 ± 0,1
	II (24h)	ND	28 ± 2	9,9 ± 0,1
	III (50%)	ND	20 ± 3	10,2 ± 0,1
	III (100%)	ND	15 ± 3	10,2 ± 0,1
SL2	I	1,1 ± 0,8	22 ± 2	9,1 ± 0,2
	II (12h)	3,4 ± 1,7	19 ± 2	9,6 ± 0,1
	II (18h)	4,1 ± 1,9	25 ± 2	9,5 ± 0,1
	II (24h)	3,3 ± 0,8	28 ± 2	9,7 ± 0,1
	III (50%)	3,7 ± 1,7	19 ± 3	9,7 ± 0,1
	III (100%)	1,8 ± 0,6	15 ± 3	9,8 ± 0,1
SL3	I	1,0 ± 0,7	22 ± 1	9,2 ± 0,2
	II (12h)	2,1 ± 1,3	19 ± 2	9,5 ± 0,1
	II (18h)	3,1 ± 1,9	25 ± 2	9,4 ± 0,3
	II (24h)	3,6 ± 1,1	26 ± 2	9,4 ± 0,6
	III (50%)	1,9 ± 0,4	18 ± 2	8,9 ± 0,5
	III (100%)	2,6 ± 1,6	16 ± 3	9,2 ± 0,5
SFP	I	2,3 ± 0,9	22 ± 3	9,3 ± 0,2
	II (12h)	2,5 ± 1,5	19 ± 2	9,5 ± 0,1
	II (18h)	3,5 ± 1,5	25 ± 2	9,4 ± 0,3
	II (24h)	3,5 ± 1,5	26 ± 2	9,4 ± 0,6
	III (50%)	5,6 ± 0,4	19 ± 3	9,6 ± 0,1
	III (100%)	3,6 ± 2,2	23 ± 3	9,2 ± 0,8

ND = não detectado; I (n=42); II(a) (n=13); II(b) (n=15); II(c) (n=11); III(a) (n=13) e III (b) (n=17)

As temperaturas médias variaram entre 15 e 28 °C, sendo registradas as maiores temperaturas, acima de 30 °C, durante a etapa II-24h, coincidindo com o verão.

O pH apresentou-se elevado, com valores variando de 8,9 a 10,2, com características de lixiviado de aterro considerado de idade intermediária a velho (LANGE et al., 2009).

Quanto ao OD, nas lagoas fotossintéticas (L2 e L3) observou-se que os maiores valores estiveram próximos da superfície, onde ocorreu a maior incidência de algas. As concentrações médias encontradas variaram entre 1,1 e 4,1 mg/L na L2 e entre 1,0 e 3,6 mg/L na L3. O filtro de pedras manteve-se sempre aeróbio, com concentrações médias de OD superiores a 2,0 mg/L.

Para maior conhecimento das lagoas fotossintéticas (L2 e L3), foram realizados 4 perfis sazonais, com coletas de amostras em pontos dispostos em linhas verticais e horizontais, uma vez a cada estação do ano, conforme descrito no item 3.3.3. Na Tabela 10 estão apresentados os valores mínimos e máximos das variáveis meteorológicas registradas nos dias em que ocorreram as amostragens sazonais.

Tabela 10 - Dados obtidos para as variáveis meteorológicas nos dias de amostragem para os perfis sazonais

Perfil	Temperatura (°C)		Precipitação (mm)		Radiação (W/m ²)		UR(%)		Vento (m/s)	
	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx
Primavera	16	19	0,0	0,0	3	292	61	85	0	2
Verão	22	28	0,0	0,4	19	720	56	92	0	4
Outono	13	24	0,0	0,0	3	578	54	96	0	2
Inverno	17	22	0,0	1,4	0	536	69	96	0	3

Fonte: EPAGRI/CIRAM/SC

UR: umidade relativa do ar

Nas Figura 15, Figura 16, Figura 17, Figura 18, Figura 19 e Figura 20 estão apresentados os perfis obtidos para as variáveis OD, pH e temperatura, em cada lagoa (L2 e L3 respectivamente), por estação do ano.

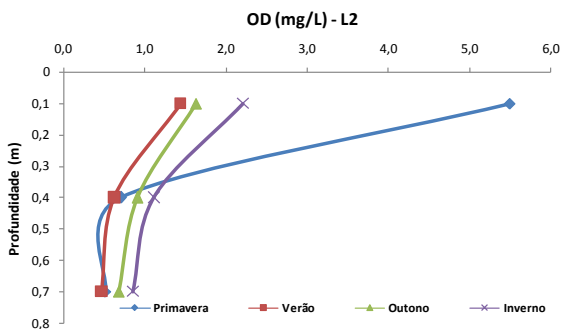


Figura 15 – Perfil da variável OD em cada estação do ano na Lagoa L2

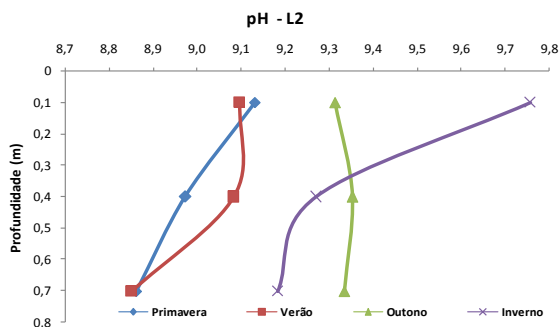


Figura 16 - Perfil da variável pH em cada estação do ano na Lagoa L2

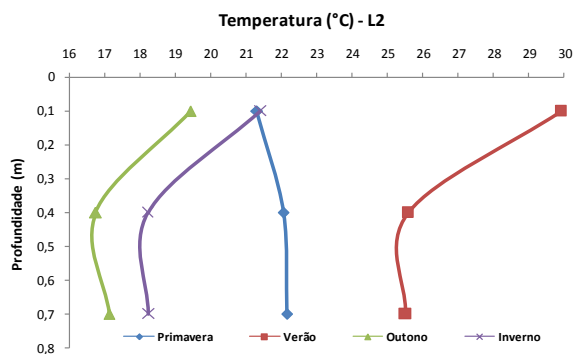


Figura 17 - Perfil da variável temperatura em cada estação do ano na Lagoa L2

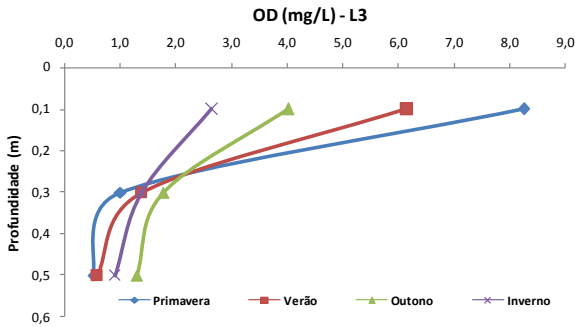


Figura 18 - Perfil da variável OD em cada estação do ano na Lagoa L3

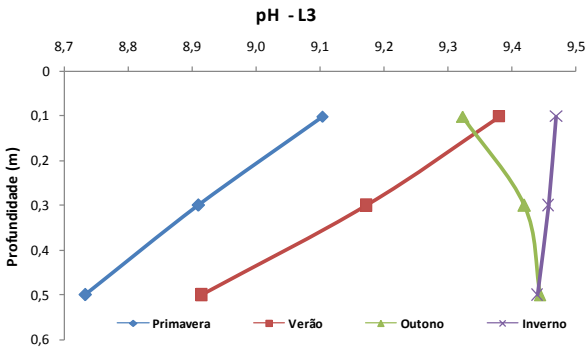


Figura 19 - Perfil da variável pH em cada estação do ano na Lagoa L3

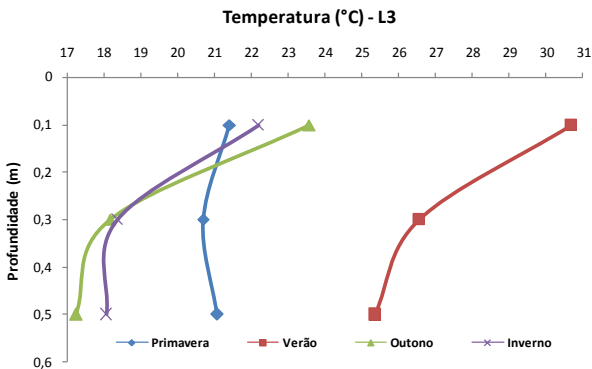


Figura 20 - Perfil da variável temperatura em cada estação do ano na Lagoa L3

Analisando a Figura 15 e a Figura 18, observa-se que os maiores valores de OD foram encontrados na superfície, devido à ação do vento e da produção de oxigênio pelas algas que se localizavam preferencialmente no estrato superior da lagoa (≤ 15 cm) na busca de energia luminosa. Esse comportamento também foi relatado por König (2000) em lagoas facultativas monitoradas na Região Nordeste do Brasil, com esgotos sanitários.

Na primavera, houve uma diferença de 5,0 mg/L na concentração de OD entre a superfície e o meio da lagoa L2. Na lagoa L3, esta mesma amplitude foi observada na primavera e no verão, onde os valores foram superiores a 8,0 mg/L e 6,0 mg/l, respectivamente. Verificou-se em todos os perfis, que no estrato intermediário, a concentração de OD manteve-se entre 0,5 e 1,5 mg/L (lagoa L2) e entre 1,0 e 2,0 mg/L (lagoa L3) e no fundo das lagoas o OD manteve-se entre 0,5 e 1,5 mg/L.

No inverno, os valores de pH (Figura 16 e Figura 19) tiveram uma variação mais acentuada entre a superfície (pH = 9,7) e meio (pH = 9,3) na lagoa L2. Nos demais perfis sazonais, esta variação ficou entre 8,8 e 9,3. Na lagoa L3, diferente da lagoa L2, o perfil de inverno foi o que menos apresentou variação de pH em seus estratos, enquanto os perfis de primavera e de verão foram os que apresentaram as maiores estratificações, com variações de pH de 9,1 (superfície) e 8,7 (fundo) na primavera e de 9,4 (superfície) e 8,9 (fundo) no verão.

Houve estratificação térmica nas lagoas (L2 e L3), onde as maiores temperaturas foram registradas no estrato superficial (Figura 17e Figura 20). Nas estações verão, outono e inverno, a redução térmica ficou entre 4 e 4,5 °C entre a superfície e o estrato intermediário, enquanto na primavera a temperatura apresentou pouca variação em todos os estratos, mantendo-se entre 21 e 22°C.

Conforme ressaltado em Mendonça (2000), a variação da temperatura da água em lagoas facultativas é menor que a do ar e a temperatura da superfície das lagoas é geralmente inferior a do ar. Segundo o autor, a produção ótima de oxigênio para algumas espécies de algas em lagoas é obtida entre 20 e 25 °C. Quanto ao pH, o autor relata que, a cor das lagoas se apresenta verde escuro quando o pH do meio é alcalino e que o pH varia ao longo do dia nos diferentes estratos da massa líquida, prevalecendo valores mais elevados na superfície.

4.4 CARGAS APLICADAS E REMOVIDAS NAS LAGOAS

As cargas aplicadas às lagoas nas etapas I, II e III estão apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Cargas volumétricas e superficiais aplicadas e removidas nas lagoas nas diferentes etapas do estudo

Carga aplicada	Etapas	Lagoa L1	Lagoa L2	Lagoa L3	Saída L3	Remoção (%)
COV (DQO)	Etapa I Funcionamento padrão	121	59	46	43	64
CV (NH ₄)		41	22	8	5	88
COS (DQO)		-	470	273	260	45*
CS (NH ₄)		-	179	50	32	82*
COV (DQO)	Etapa II (a) Aeração 12h	81	40	43	35	57
CV (NH ₄)		54	27	26	13	52
COS (DQO)		-	320	258	209	35*
CS (NH ₄)		-	217	159	77	64,5*
COV (DQO)	Etapa II (b) Aeração 18h	63	37	28	30	52
CV (NH ₄)		34	19	8	1	97
COS (DQO)		-	296	170	178	40*
CS (NH ₄)		-	153	47	7	95*
COV (DQO)	Etapa II (c) Aeração 24h	80	43	22	20	75
CV (NH ₄)		40	23	6	1	98
COS (DQO)		-	347	131	122	65*
CS (NH ₄)		-	182	36	8	96*
COV (DQO)	Etapa III (a) Recirculação 50%	108	57	38	31	71
CV (NH ₄)		60	32	11	4	93
COS (DQO)		-	458	228	188	59*
CS (NH ₄)		-	254	64	21	92*
COV (DQO)	Etapa III (b) Recirculação 100%	134	79	73	61	54
CV (NH ₄)		62	36	20	10	84
COS (DQO)		-	633	437	249	61*
CS (NH ₄)		-	286	119	62	78*

OBS: COV (DQO) = g DQO/m³.dia; CV (NH₄) = g N-NH₄/m³.dia

COS (DQO) = kg DQO/ha.dia; CS (NH₄) = kg N-NH₄/ha.dia;

*Cargas superficiais removidas nas lagoas L2 + L3

Em termos de DQO, na primeira lagoa do sistema foram aplicadas cargas volumétricas, cujas médias variaram entre 63 e 134 g DQO/m³.dia; a série L1+L2+L3 removeu em média 62% da carga volumétrica aplicada na L1.

Considerando apenas a série de lagoas fotossintéticas (L2 + L3), a L2 recebeu inicialmente cargas superficiais variando entre 296 e 633 kg DQO/ha.dia estando, portanto, com cargas compatíveis àquelas utilizadas em sistemas de lagoas no tratamento de águas residuárias

domésticas (VON SPERLING, 2009b), a remoção média foi de 51% da carga superficial aplicada.

As cargas de amônia foram, porém, muito elevadas quando comparadas àquelas aplicadas para esgoto sanitário, em virtude das características do lixiviado bruto, variando entre 34 e 62 g N-NH₄/m³.dia (L1) e entre 153 e 286 g N-NH₄/ha.dia (L2). A série de três lagoas (L1+L2+L3) removeu 85% da carga volumétrica e a série de duas lagoas (L2+L3) também removeu 85% da carga superficial. As etapas II (b)(aeração 18 horas) e (c)(aeração 24 horas) e III (a)(recirculação 50%) foram aquelas que apresentaram as maiores eficiências, cerca de 95% de CV e 94% de CS.

Os valores obtidos ficaram próximos àqueles relatados por Leite et al. (2009), para lixiviados de aterros sanitários. Os quais, utilizando quatro lagoas rasas em série, aplicaram carga superficial de 3.676 kg DQO/ha.dia e 364 kg NH₄/ha.dia, obtendo remoções de 67% para DQO e de 99,5% para amônia. Enquanto Viana et al. (2009), realizando tratamento combinado de lixiviados de aterro sanitário com esgoto doméstico, em sistema composto por uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação, para carga aplicada de 66 g DQO/m³.dia, observaram remoções em torno de 45%.

4.5 ENSAIOS NICTEMERAIS (VARIÁÇÕES AO LONGO DO DIA) REALIZADOS NAS LAGOAS L2 E L3

Foram realizados 4 ensaios nictemerai nas lagoas L2 e L3, nas diferentes estações do ano: primavera, verão, outono e inverno. As alterações diárias das variáveis físicas, químicas, bacteriológicas em lagoas são pouco conhecidas, mas de grande expressão como o pH, OD, Temperatura, DBO, Fósforo total, Sólidos Suspensos, Clorofila *a* e *E. coli*. (KÖNIG, 2000). Na Tabela 12 estão apresentados os valores mínimos e máximos das variações meteorológicas registradas nos dias em que ocorreram os 4 ensaios nictemerai. Da Figura 21 à Figura 28 estão apresentadas as médias obtidas nas variações horárias para as variáveis OD (mg/L), pH e Temperatura (°C) nas lagoas, para cada estação do ano. O conjunto de todos os valores médios medidos/calculados em cada ensaio nictemeral encontra-se no Apêndice C.

Tabela 12 - Dados meteorológicos registrados nos dias dos ensaios nictemerais sazonais

Nictemeral	Temperatura (°C)		Precipitação (mm)		Radiação (W/m ²)		UR(%)		Vento (m/s)	
	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx
Primavera	18	24	0,0	0,0	12	1028	54	78	0	7
Verão	23	30	0,0	0,2	12	989	58	91	0	6
Outono	15	24	0,0	0,0	3	579	54	96	0	2
Inverno	16	22	0,0	0,0	11	536	69	96	0	3

Fonte: EPAGRI/CIRAM/SC

UR: umidade relativa do ar

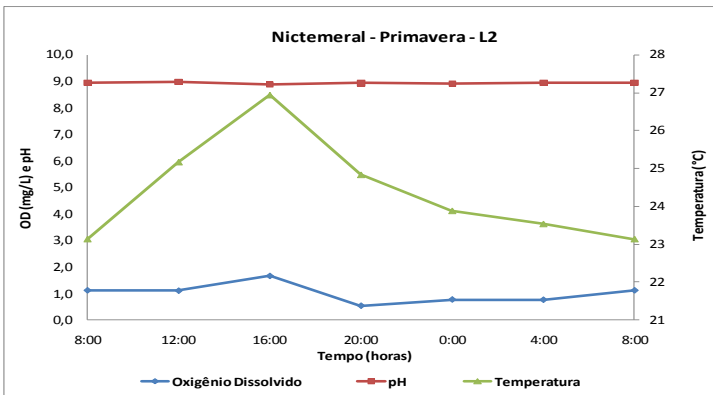


Figura 21 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Primavera

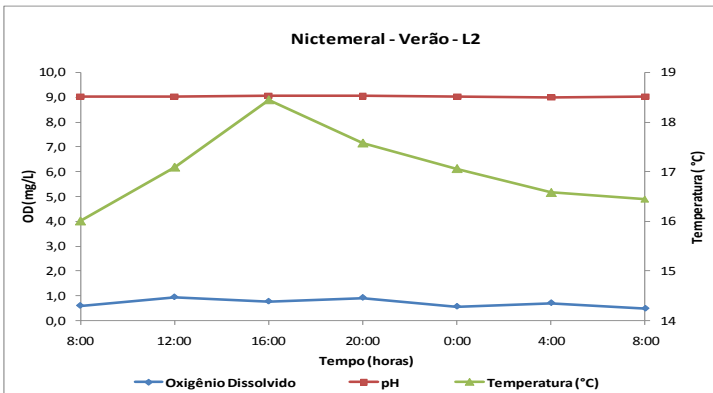


Figura 22 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Verão

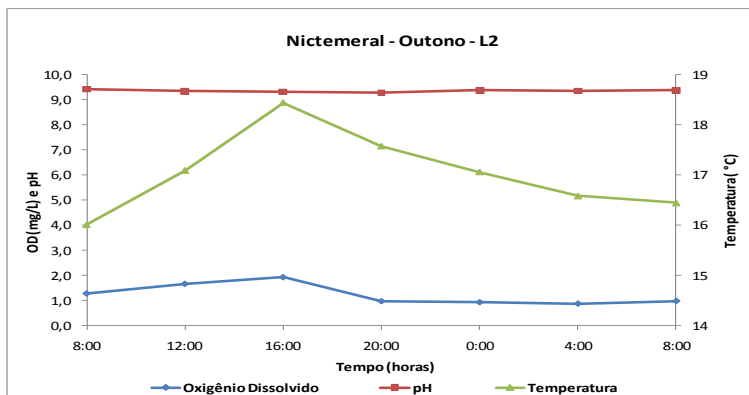


Figura 23 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Outono

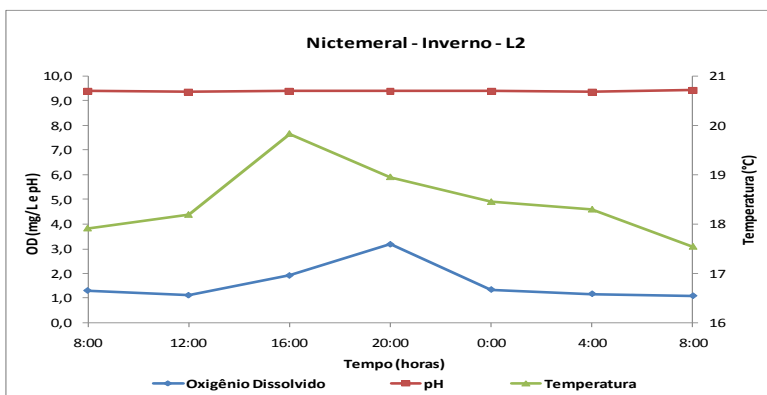


Figura 24 – Variações horárias de OD, pH e temperatura na lagoa L2 para a estação Inverno

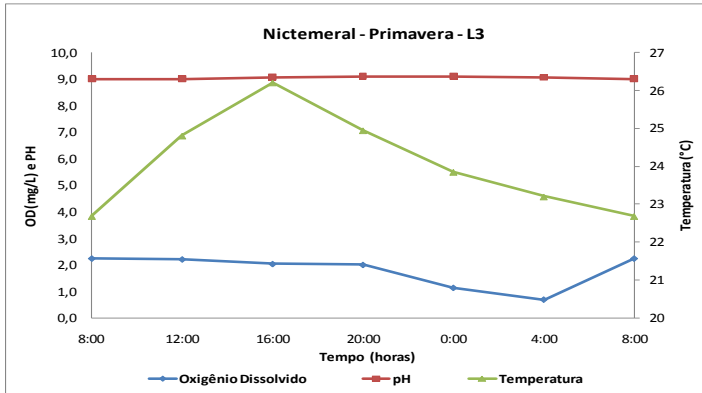


Figura 25 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Primavera

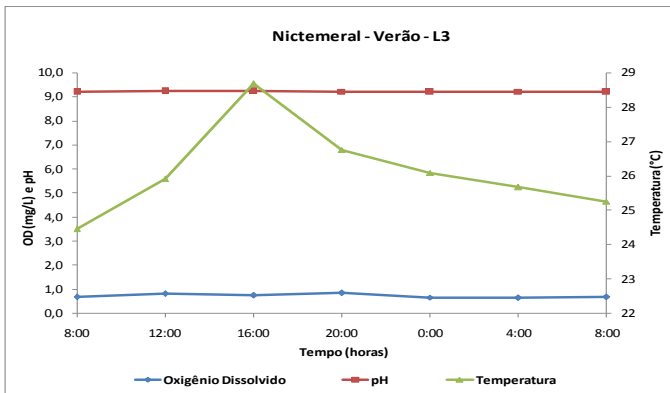


Figura 26 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Verão

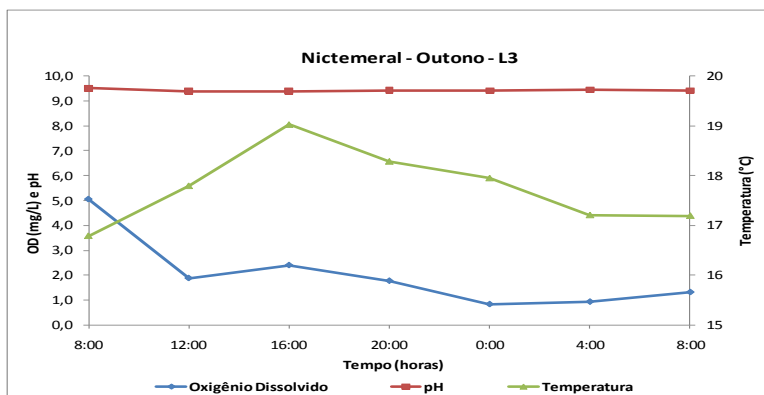


Figura 27 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Outono

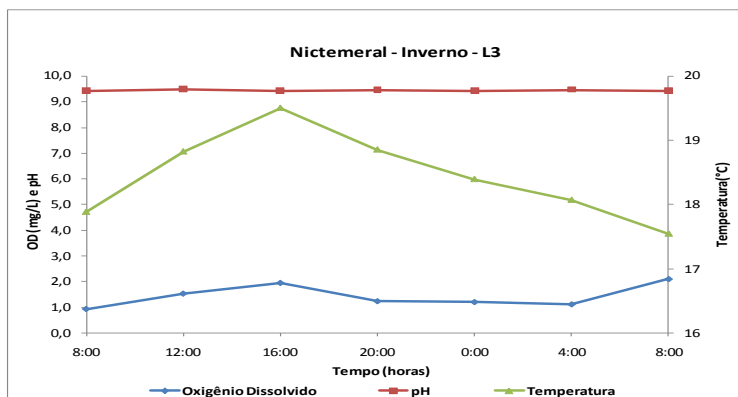


Figura 28 – Variações horárias de OD, pH e Temperatura na lagoa L3, para a estação Inverno

Em lagoas facultativas tratando esgotos sanitários, Mendonça (2000) relata que os valores de pH geralmente são baixos nas primeiras horas do dia, devido a presença de excesso de CO_2 produzido pela respiração bacteriana aeróbia durante a noite. São encontrados valores mais elevados nos períodos compreendidos entre as 14 e 16 horas,

quando as algas se encontram em plena atividade fotossintética. Durante a noite, o pH tende a declinar sensivelmente, pois de um lado as algas deixam de consumir CO_2 e, por outro, este continua sendo produzido pelas bactérias. No presente estudo, no entanto, os valores de pH praticamente não se alteraram ao longo do dia, nem das estações, ficando em torno de 9,0 (valor médio para as três profundidades de coleta). Quanto ao OD e a temperatura, foram observadas variações horárias, conforme as estações do ano.

A temperatura foi a variável que apresentou maior amplitude de variação horária. Em todas as estações, observou-se um pico nos dados registrados na coleta das 16 horas, sendo maior no verão ($\sim 29^\circ\text{C}$) e menor no outono ($\sim 19^\circ\text{C}$). Na primavera, os valores médios horários de OD foram de 1,0 mg/L (L2) e 1,8 mg/L (L3). No verão, a velocidade média dos ventos foi de 2,6 m/s, influenciando nas condições de mistura da massa líquida nas lagoas. Registrou-se concentração média de OD em torno de 0,7 mg/L nas duas lagoas. No outono, observou-se a estratificação do OD ao longo da coluna d'água nas duas lagoas, sendo maior para a lagoa L3, cujos valores variaram em média entre 5,0 e 0,80 mg/L, com maior oxigenação nas horas da manhã (8:00) e tarde (16:00). No inverno, os valores de OD variaram entre 1,0 e 2,0 mg/L na L2; enquanto a L3 apresentou um pico de 3,0 mg/L no horário das 20:00 horas. Em estudos realizados por Nascimento et al. (2000), os perfis de OD e pH, ao longo de 24 horas, tinham oscilações acentuadas entre os períodos diurno e noturno. Para Picot et al. (1993), durante a noite, a fotossíntese cessa e a concentração de OD diminui muito devido à respiração das algas e outros microrganismos presentes no sistema. Em lagoas de alta taxa com esgoto doméstico, esses autores apresentaram resultados de OD variando entre 33 mg/L e $< 0,1$ mg/L e pH entre 9,9 e 8,6, durante o dia e a noite, respectivamente.

Da Figura 29 à Figura 36 estão apresentadas as médias obtidas nas variações horárias para as variáveis DQO_T (mg/L) e Turbidez nas lagoas L2 e L3, para cada estação do ano.

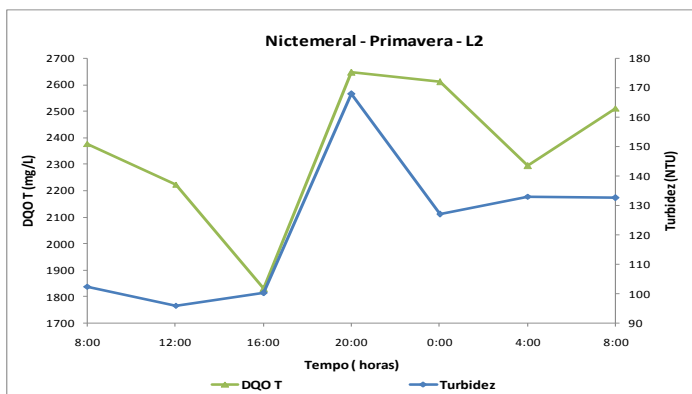


Figura 29 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Primavera

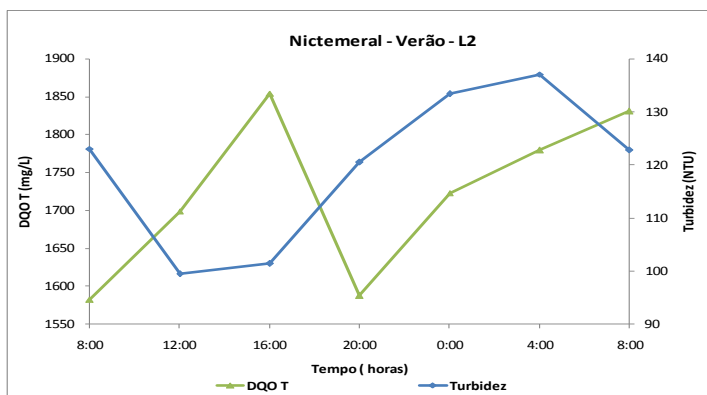


Figura 30 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Verão

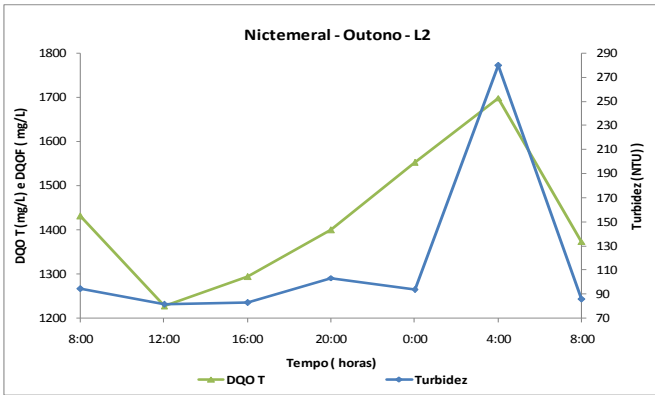


Figura 31 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Outono

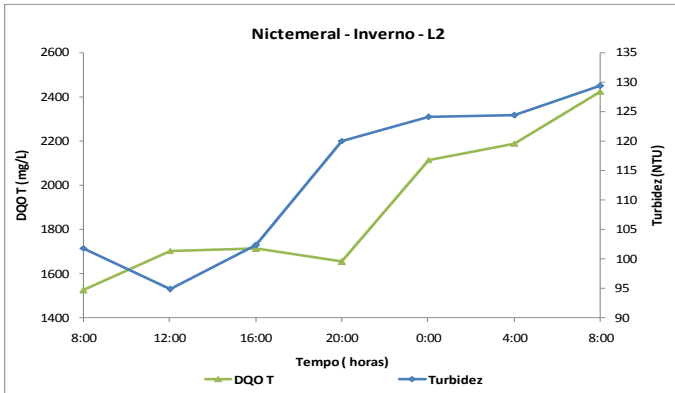


Figura 32 - Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L2, para a estação Inverno

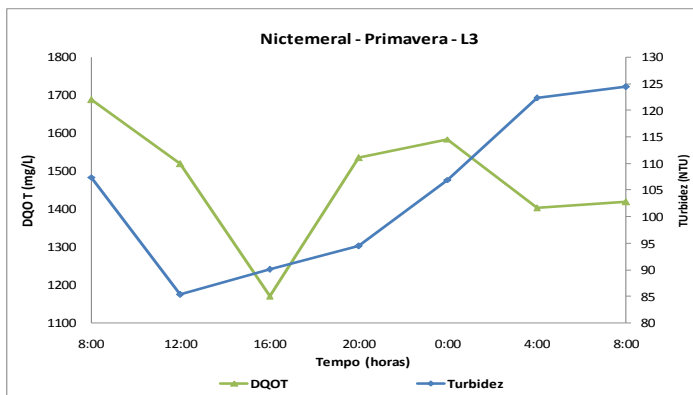


Figura 33 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Primavera

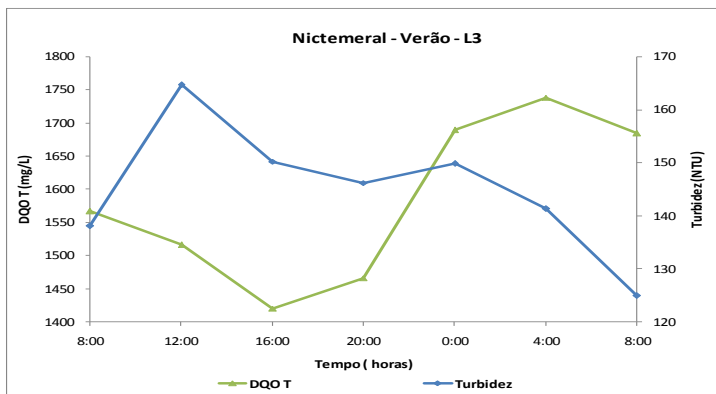


Figura 34 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Verão

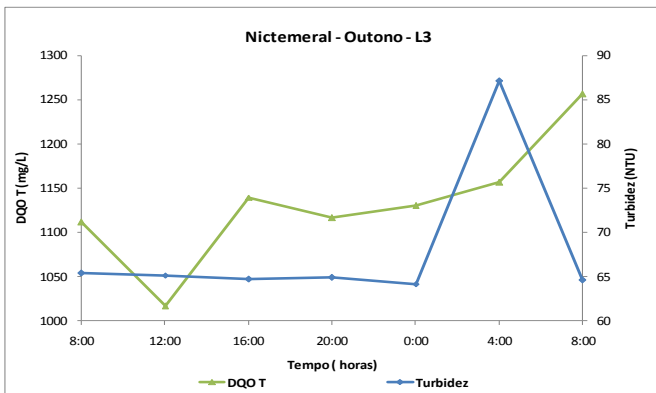


Figura 35 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Outono

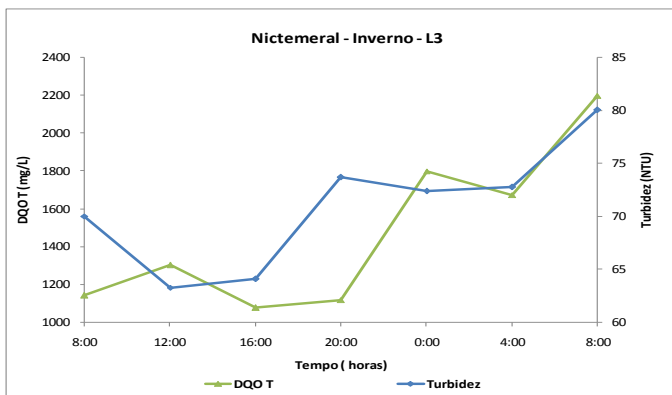


Figura 36 – Variações horárias de DQO_T e Turbidez na lagoa L3, para a estação Inverno

Nota-se nas figuras anteriores (da Figura 29 à Figura 36) uma relação entre os resultados de DQO_T e turbidez nas lagoas L2 e L3. Dentre outros fatores, a turbidez, assim como uma parte da DQO_T, é causada pelos sólidos em suspensão (algas).

Nos ensaios nictemerai foram observadas variações horárias na DQO_T ao longo da coluna d'água, com valores menores durante o período do dia e maiores à noite, em virtude do processo de tratamento pelas algas se reduzir no período noturno. Observaram-se também diferenças entre as concentrações medidas nas camadas superficiais em relação à camada de fundo das lagoas, com valores maiores encontrados normalmente no fundo. Segundo Picot et al. (1993), existem poucas referências sobre a incidência das variações de ciclos diurnos nas performances de depuração de sistemas de lagoas de tratamento de águas residuárias.

A turbidez, no geral, apresentou os maiores valores no período noturno, provavelmente em função da movimentação das algas, que apresentavam florações na superfície das lagoas no final da tarde, mantendo-se nesse estrato durante todo o período noturno, conforme resultados obtidos para clorofila *a* e SST, apresentados da Figura 37 à Figura 44, onde são visualizadas as médias das variações horárias nas lagoas L2 e L3, para cada estação do ano. Nota-se a existência de uma relação entre estas variáveis, em função da presença de algas *Chlamydomonas* que são dotadas de mobilidade, migrando ao longo da coluna d'água, conforme a radiação solar recebida pela lagoa. Para König (2000), as flutuações nas concentrações de clorofila *a* estão relacionadas com o movimento das algas ao longo da coluna d'água, apresentando estratificação em diferentes zonas, pela influência da temperatura e da radiação solar.

Os maiores valores de clorofila *a*, tanto na lagoa L2 (~ 321 µg/L) como na lagoa L3 (375 µg/L), ocorreram na nictemeral de primavera, possivelmente em função de temperaturas mais amenas (18 a 24 °C), que caracterizam esta estação, e da velocidade do vento (máxima de 7 m/s). Meneses et al. (2005) relataram, em lagoa facultativa com mistura pela ação dos ventos (1 a 4 m/s), dados de clorofila *a* variando entre 65 e 3782 µg/L, em diferentes profundidades e horários de coleta (9, 13 e 16 horas); elevadas concentração de SS no efluente com pouca eficiência de remoção (37,5%); e que não houve distinção próxima à superfície, na zona fótica, como é normalmente encontrado nesse tipo de lagoa.

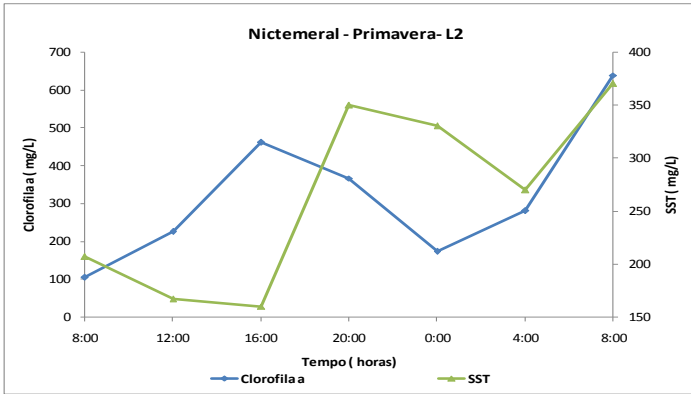


Figura 37 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Primavera

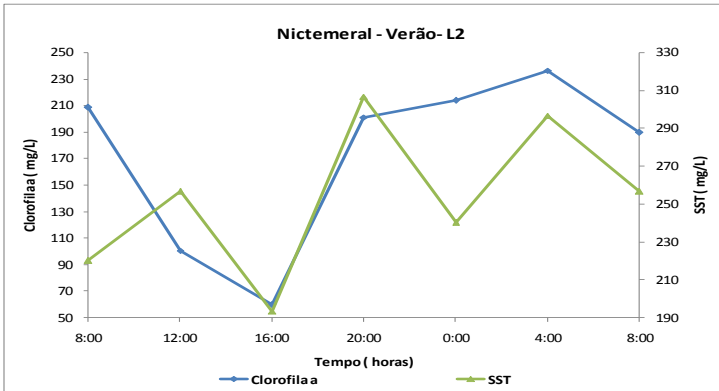


Figura 38 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Verão

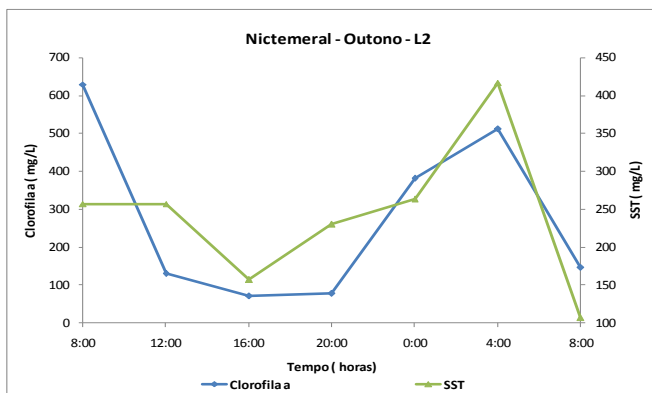


Figura 39 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Outono

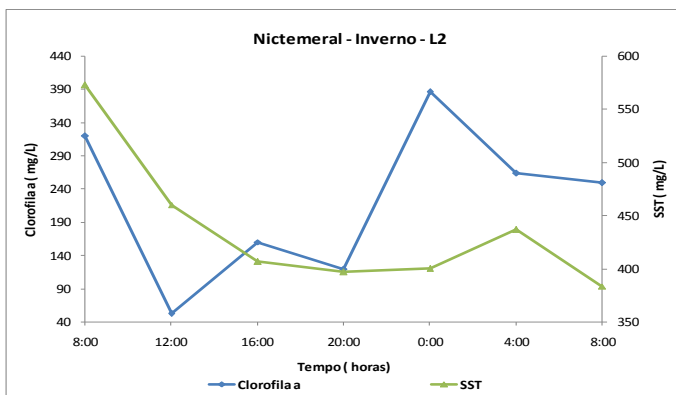


Figura 40 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L2, para a estação Inverno

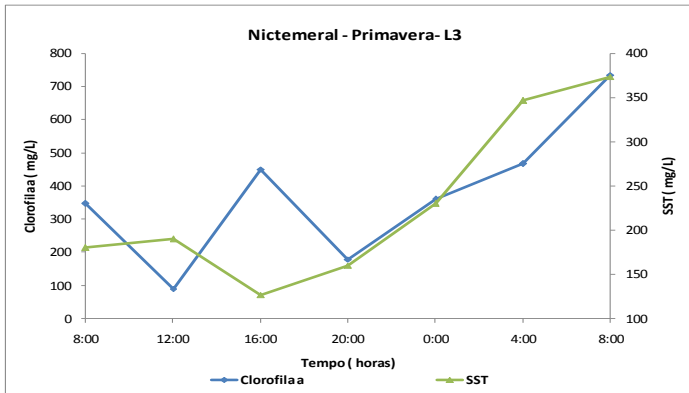


Figura 41 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Primavera

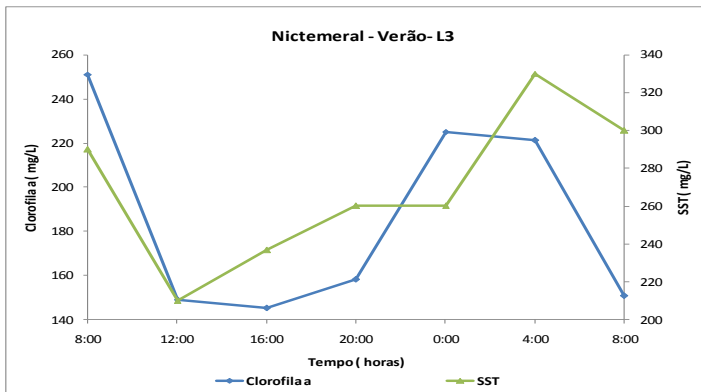


Figura 42 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Verão

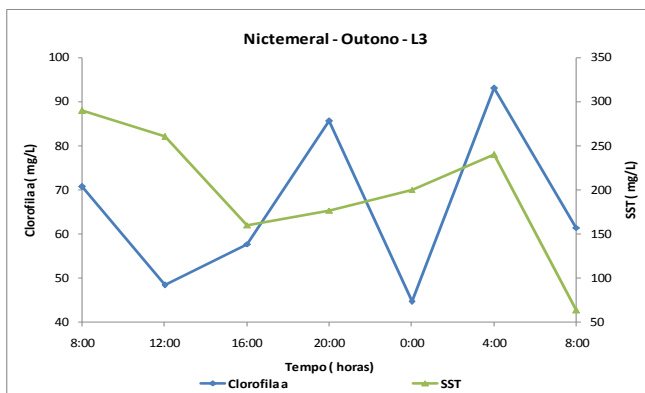


Figura 43 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Outono

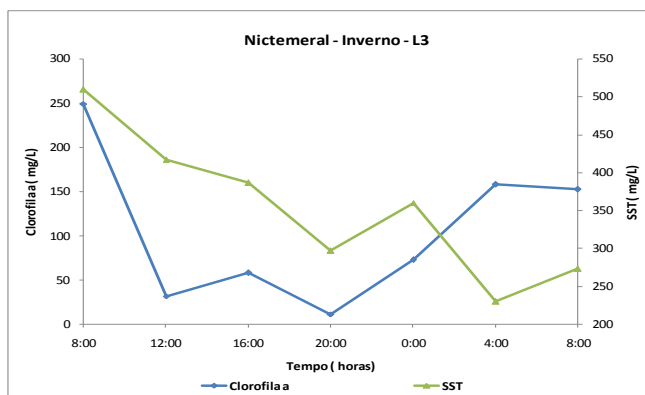


Figura 44 – Variações horárias de Clorofila α e SST na lagoa L3, para a estação Inverno

Nos demais ensaios nictemerai, os valores de Clorofila α variaram, em média, entre 170 a 280 $\mu\text{g/L}$ para a lagoa L2 e de 65 a 190 $\mu\text{g/L}$ para a lagoa L3, obtidos no período noturno (a partir das 20 horas) e início do dia (8 horas).

Com base nos resultados obtidos nos ensaios nictemerais realizados nas lagoas L2 e L3, por meio da análise de regressão, verificou-se se havia relação entre as variáveis de controle clorofila *a* e radiação, cujos dados estão apresentados nas Figura 45 e Figura 46 para o intervalo entre zero e 600 µg/L.

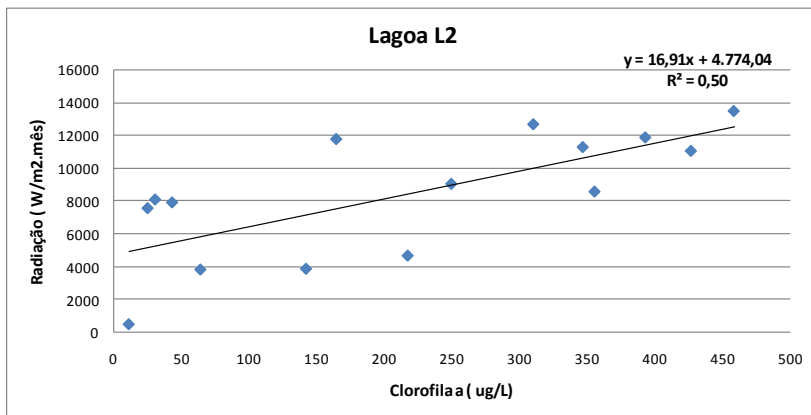


Figura 45 - Relação da clorofila *a* com a radiação solas na lagoa L2

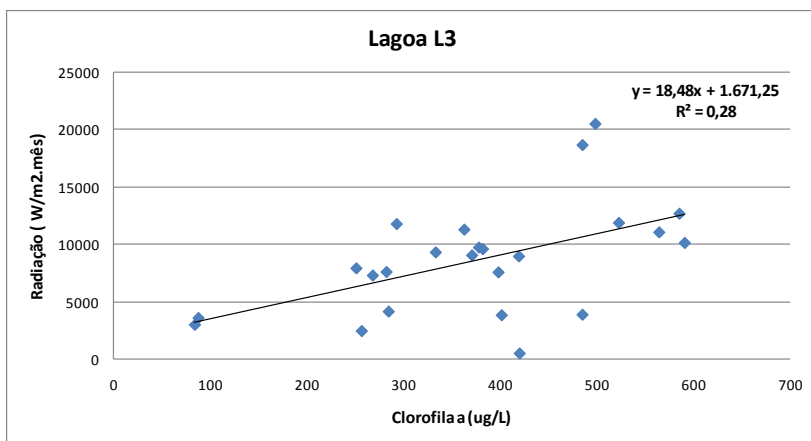


Figura 46 – Relação da clorofila *a* com a radiação solas na lagoa L3

Observa-se nas lagoas L2 e L3 que, com exceção de alguns pontos, o comportamento da clorofila *a* tem relação direta com a radiação solar emitida. Os períodos de maiores radiações foram os que geralmente registraram as maiores concentrações de clorofila *a*,

mostrando desta forma que a radiação solar exerce papel fundamental no comportamento das algas, que por serem principalmente do gênero *Chlamydomonas*, dotadas de motilidade, migravam ao longo da coluna d'água, nos períodos de maior ou menor radiação, evitando a fotoinibição celular. Fernandes (2009) observou a relação da luz solar (radiação) no comportamento de algumas variáveis de funcionamento das lagoas, tais como pH, OD e clorofila *a*. O autor justificou a redução de clorofila *a* ao longo do dia, no período de maior incidência de radiação solar, devido à fotoinibição celular das algas.

4.6 REMOÇÃO DA FRAÇÃO CARBONÁCEA NO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS

Nas Figura 47 e Figura 48 estão apresentadas as concentrações médias mensais e respectivos desvios padrão, das principais variáveis representativas da matéria carbonácea de monitoramento do sistema de tratamento: demanda química de oxigênio (DQO) total e solúvel, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) filtrada, carbono orgânico dissolvido (COD), sólidos suspensos totais (SST), turbidez e cor, ao longo de todo o período experimental, considerando também a participação do filtro de pedras no tratamento do lixiviado.

Demanda Química de Oxigênio - DQO_T e DQO_S

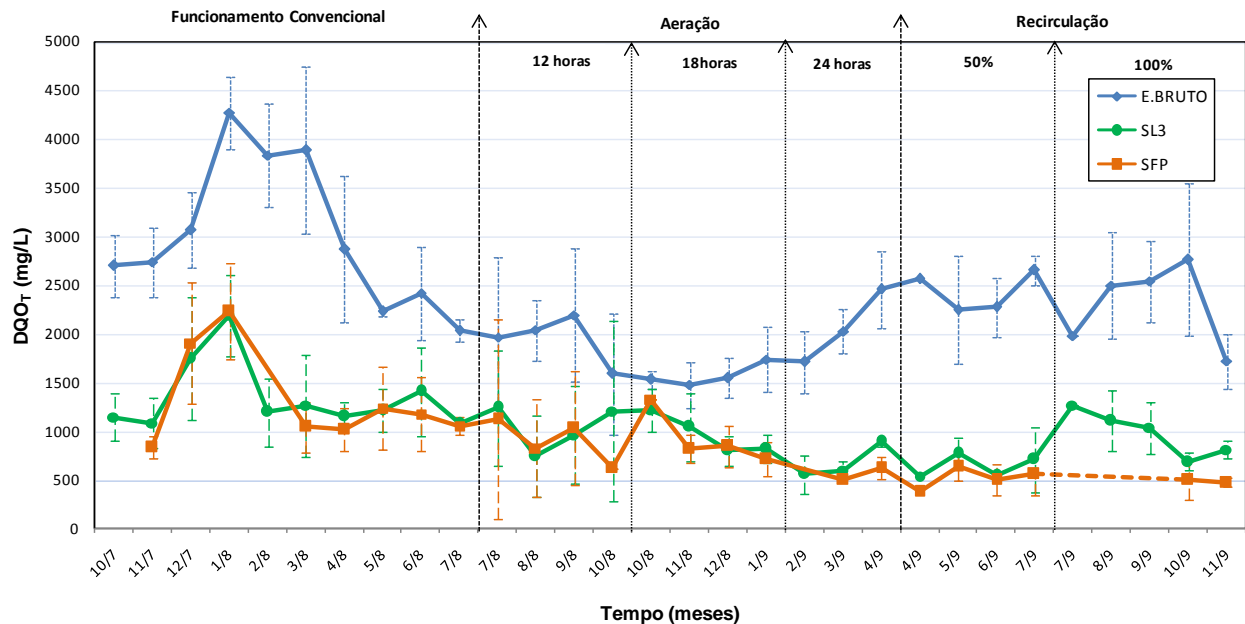


Figura 47 – Comportamento da DQO_T afluentes (E. Bruto) e efluentes (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.

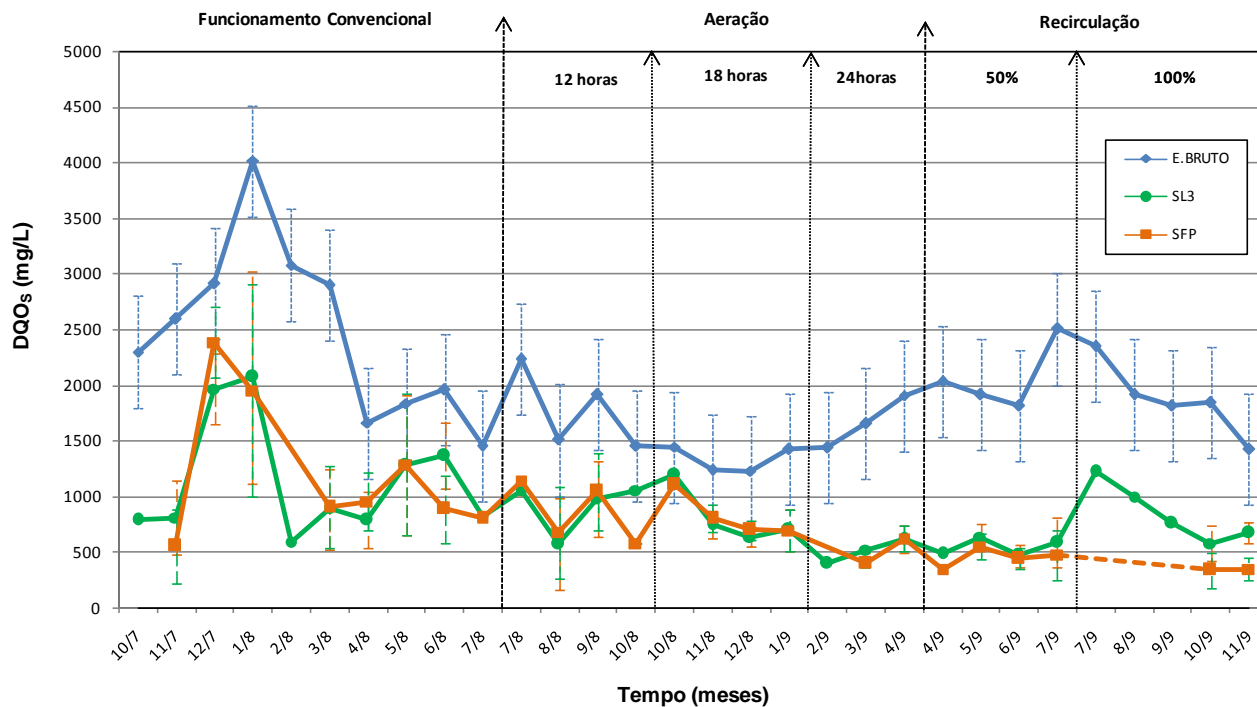


Figura 48 – Comportamento da DQO_5 afluente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.

Observa-se na Figura 47 que o lixiviado bruto apresentou uma grande variabilidade na concentração de DQO_T , oscilando entre 4.300 mg/L e 1.479 mg/L, durante as diferentes etapas de monitoramento do sistema. Na primeira etapa (Funcionamento Convencional) esta oscilação foi mais significativa apresentando valores entre 2.000 e 4.300 mg/L. A partir da etapa II, estas variações foram menos expressivas e mantiveram-se em média com concentrações de 1.844 ± 387 mg/L (Etapa II) e 2.362 ± 434 mg/L (Etapa III).

Para as três etapas estudadas, as remoções variaram entre 38 e 85%, com os menores valores registrados na etapa I e os maiores valores registrados nas etapas de aeração 24hs (II) e recirculação 50% e 100% (III). Para essa variável, a adição do filtro de pedras proporcionou um aumento na remoção média da DQO_T acima de 20%, na linha do tratamento, mesmo não sendo sua função principal, já que é um tratamento físico. As menores concentrações efluentes foram de 536 mg/L para a SL3 e de 378 mg/L para a SFP, alcançadas durante o mês de Abril de 2009 (etapa III - 50% recirculação). Esta DQO_T remanescente deve-se aos compostos orgânicos recalcitrantes, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários, como descrito por Thörneby et al. (2006) e Rocha et al. (2005), e também pela matéria algal em suspensão que foi retida apenas parcialmente no FP.

Para a DQO_S , observa-se na Figura 48, que esta apresenta um comportamento muito semelhante ao da DQO_T . O lixiviado bruto apresentou concentrações oscilando entre 4.020 mg/L e 1.230 mg/L, nas etapas monitoradas, com maiores variações na etapa I (funcionamento convencional). Nas etapas subseqüentes, as concentrações mantiveram-se em média em torno de 1.588 ± 360 mg/L durante a etapa II (aeração) e 1.959 ± 395 mg/L para a etapa III (recirculação). Para as três etapas, as remoções variaram entre 35 e 83%. Os melhores desempenhos para esta variável foram obtidos na etapa III, onde a remoção foi de 72% e 82%, com concentrações de 401 mg/L na SL3 e de 339 mg/L na SFP, respectivamente.

Através da comparação entre DQO total e DQO solúvel evidencia-se que os sólidos em suspensão (inclusive a biomassa algal) têm grande influência no aumento da DQO total. Constatou-se que, com poucas exceções, em todas as etapas, a DQO total foi maior que a DQO solúvel, este comportamento também foi reportado por Chen et al. (2002), em lagoas tratando esgoto doméstico.

Utilizando lixiviado de aterro sanitário, Moravia et al. (2009) observaram, em sistema de lagoas aeradas, remoções de DQO na ordem de 34% para concentrações afluente e efluente de 2.800 e 1.852 mg/L, respectivamente; para diferentes tipos de sistemas de lagoas, Renou et al. (2008) relatam remoções de DQO variando entre 40 e 97%; e Silva (2007), obteve eficiência de remoção para um sistema de 3 lagoas em série de 77% em termos de DQO total, com concentrações de entrada e saída de 2.502 mg/L e 580 mg/L, respectivamente.

Pesquisas realizadas pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), no âmbito do PROSAB - Edital 5, relatam remoções de DQO em lagoas aeradas, variando entre 20 e 40%, para tempo de detenção hidráulica (TDH) entre 7 e 14 dias, com concentrações de saída entre 1.000 e 2.000 mg DQO/L, respectivamente. Na mesma rede de estudo, pesquisadores da Universidade Estadual de Londrina (UEL) obtiveram remoções de DQO de 33% (Sistema 1 – Lagoa anaeróbia de mistura completa seguida de decantação) e 12% (Sistema 2 – Lagoa de *stripping* seguida de lagoa anaeróbia de mistura completa e decantador), utilizando TDH de 5 dias. Nos dois sistemas, a concentração média de saída foi de 2.000 mg DQO/L (CASTILHOS Jr. et al., 2009).

Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada – DBO_F

Na Figura 49 estão apresentados os resultados obtidos para a DBO_F ao longo das etapas do estudo, onde se observa que o lixiviado bruto, assim como visto para a DQO, apresentou uma variabilidade expressiva na primeira etapa do estudo, com concentrações máxima e mínima de 2.058 e 370 mg/L, enquanto nas duas etapas subsequentes, a concentração afluente média foi de 466 ± 136 mg/L (Etapa II) e de 568 ± 187 mg/L (Etapa III).

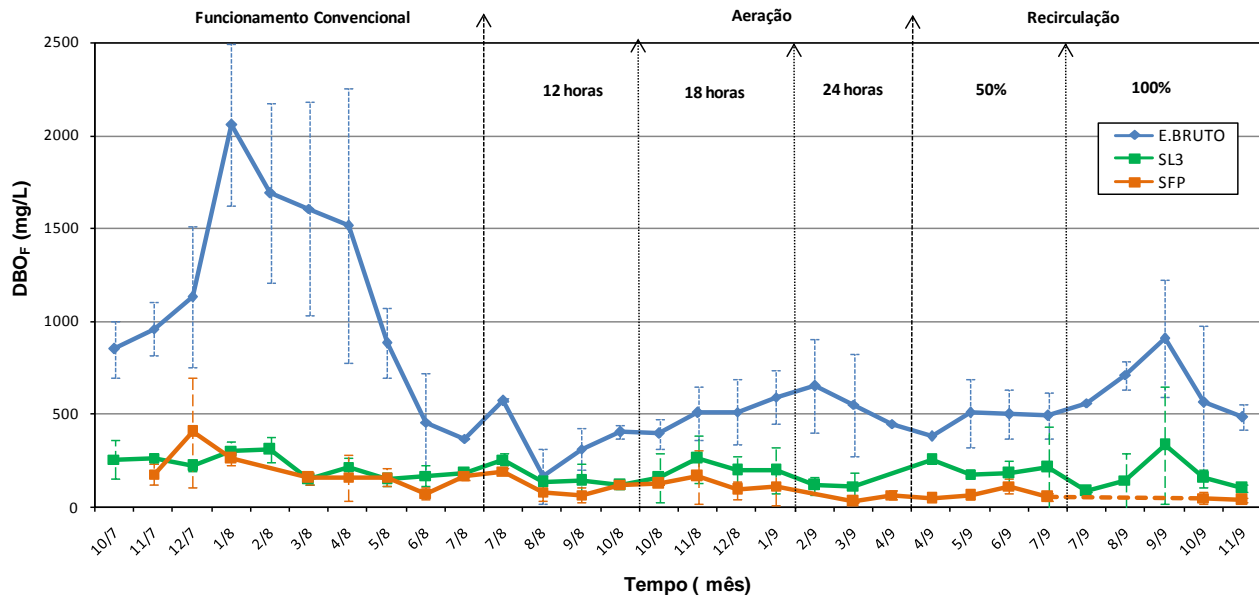


Figura 49 – Comportamento da DBO_F aflrente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas

Por se tratar de um aterro sanitário de aproximadamente 20 anos de idade, o lixiviado bruto em estudo apresentou características de “lixiviado antigo” segundo Lange et al. (2009). A relação DBO/DQO foi 0,38 (Etapa I), 0,29 (Etapa II) e 0,28 (Etapa III) indicando uma baixa fração orgânica biodegradável. Efluentes desta natureza possuem em sua composição compostos recalcitrantes e matéria orgânica não biodegradável, que limitam sua tratabilidade (THÖRNEBY et al., 2006; OLIVERO-VERBEL et al., 2008).

Lins et al. (2005) observaram para sistema de lagoas tratando lixiviado de aterro sanitário, relação DBO/DQO variando entre 0,15 e 0,35. Os autores verificaram que essa relação era função da precipitação pluviométrica e que o lixiviado tendia à recalcitrância nos meses de déficit hídrico.

Frascari et al. (2004) relatam os trabalho de Christensen et al. (1989), em lagoas aeradas tratando lixiviados de aterro sanitário, que observaram aumento na remoção de DBO de 82% para 100% e de DQO de 35% para 95%, quando a relação DBO/DQO aumentou de 0,05 para 0,40; e Cossu (1981), que obteve remoção média de 60% de DBO e de 57% de DQO, em lagoa anaeróbia. Esses autores ressaltaram que os fatores principais que influenciaram o tratamento foram: a carga orgânica, a temperatura e o tempo de detenção hidráulica.

A remoção média de DBO_F no sistema foi de 75% para as Etapas I e II e de 87% na Etapa III, com concentração mínima na saída do sistema de 39 mg/L, obtida na etapa III com recirculação de 100%.

Pesquisas da Universidade Estadual de Londrina (UEL) relataram, para dois sistemas de tratamento (Sistema 1 – com lagoa de *stripping* e Sistema 2 – sem lagoa de *stripping*), remoções de cerca de 50% da carga orgânica presente no lixiviado com concentração final de DBO de 70 mg/L (CASTILHOS Jr. et al., 2009). Igualmente, Frascari et al. (2004) apresentam resultados de um sistema de 5 lagoas em série, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em escala real, cujas eficiências médias, obtidas para um período de 10 anos de monitoramento, foram de 40 e 64% para DQO e DBO, com concentrações finais de 2.960 e 470 mg/L, respectivamente.

Tratando lixiviado de aterro sanitário, Silva (2007) obteve remoção média de DBO_5 de 70% para sistema de três lagoas em série, com concentrações de entrada e saída de 454 ± 254 mg/L e 138 ± 71

mg/L, respectivamente. Enquanto Ferreira et al. (2009a), avaliando o desempenho individual de três lagoas aeradas, obtiveram remoções de 23% de DBO total para todas as lagoas, para concentrações afluentes de 112 mg/L e relação DBO/DQO igual a 0,04.

Frasconi et al. (2004) apresentaram resultados de um sistema de 5 lagoas em série, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em escala real, cujas eficiências médias, obtidas para período de 10 anos de monitoramento, foram de 40 e 64% para DQO e DBO, com concentrações efluentes de 2.960 e 470 mg/L, respectivamente.

Carbono Orgânico Dissolvido – COD

Os resultados obtidos para o carbono orgânico dissolvido (COD) podem ser visualizados na Figura 50.

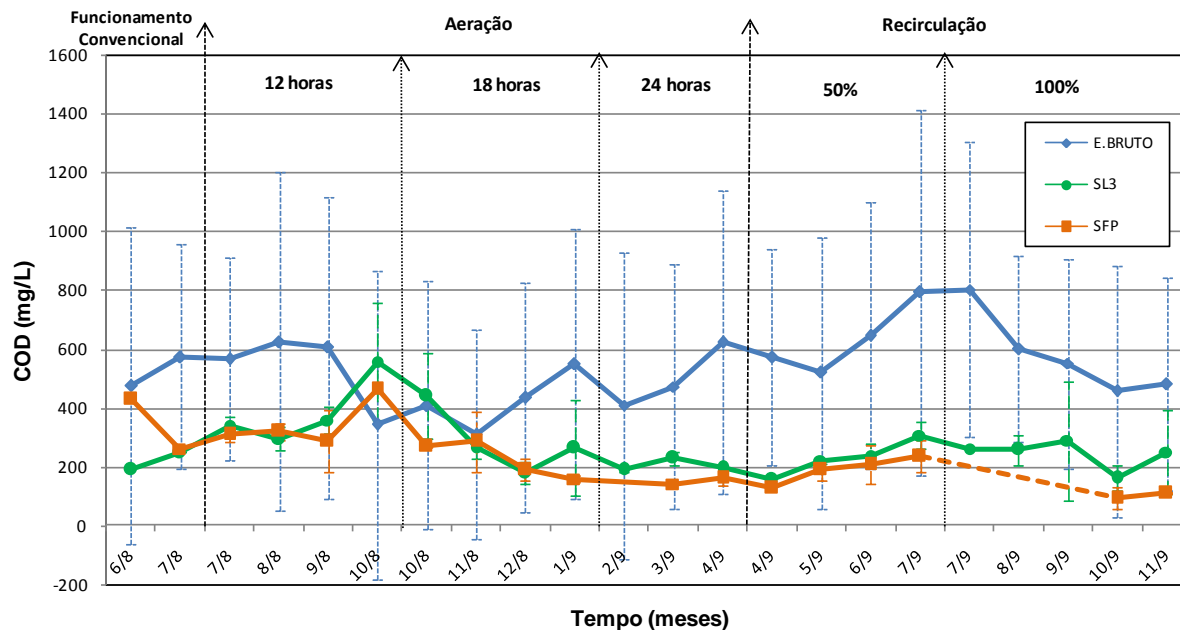


Figura 50 – Comportamento da COD aflente (E. Bruto) e eflente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas

O monitoramento da variável COD só foi iniciado ao final da Etapa I (funcionamento convencional). No geral, essa variável teve um comportamento semelhante ao da DQO, mostrando uma relação entre as mesmas. O efluente bruto apresentou concentrações de COD variando entre 400 e 800 mg/L e o efluente tratado entre 100 e 200 mg/L. Os melhores resultados foram obtidos na etapa III, com 100% de recirculação, apresentando valores inferiores a 100 mg/L.

Esses resultados retratam que o sistema de lagoas de estabilização com aeração e recirculação, tratando lixiviado com baixa biodegradabilidade, mesmo sendo um processo biológico, alcançou remoções iguais ou superiores a processos físico-químicos de tratamento, que são mais onerosos e exigem mão-de-obra qualificada para sua operação, como por exemplo, os estudos realizados por Silva et al. (2004), com diferentes processos físico-químicos de tratamento de um lixiviado de aterro sanitário “antigo”, com relação DBO/DQO de 0,04, relatam remoções de COT variando entre 15 e 24% para o processo de coagulação-floculação e resultados negativos para o processo de ozonização. Gotvajn et al. (2009) avaliaram o emprego de ozônio para diferentes tipos de lixiviados de aterros sanitários e obtiveram remoções de COD variando entre 30 e 38%, de DQO entre 14 e 42% e de DBO entre 0 e 50%, com diferentes tempos de aplicação do O₃. Chian e Dewalle (1977) apud Qasim e Chiang (1994), utilizando o processo de membrana de acetato de celulose, observaram remoções de COT entre 56% e 70%, e com membrana de polietilenamina, verificaram aumento da eficiência para 88%. Enquanto Gotvajn et al. (2009) avaliando o processo de adsorção em carvão ativado, para lixiviado de aterro industrial, obtiveram remoção do COD em torno de 60% para uma relação DBO/DQO próxima a 0,6; para o processo de coagulação-floculação, os mesmos autores relataram remoções máximas de 25% para dosagem de 1.000 mg/L de Al₂(SO₄)₃ e 28% para dosagem de 1.750 mg/L de FeCl₃.

Sólidos Suspensos Totais – SST

Os resultados obtidos para os sólidos suspensos totais (SST) estão apresentados na Figura 51.

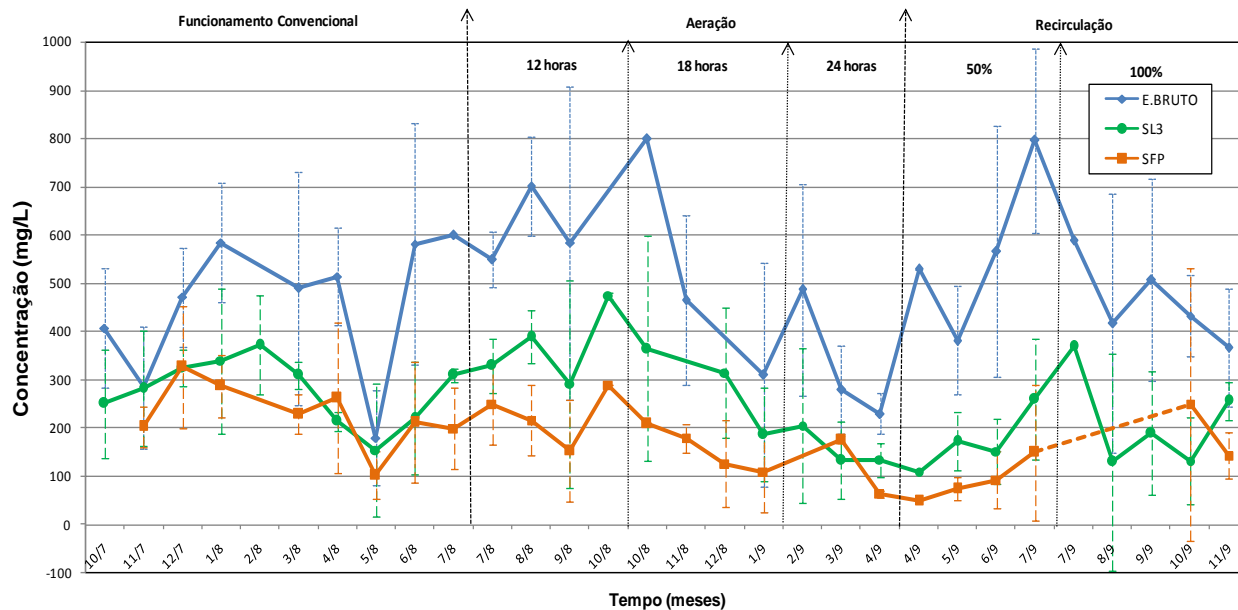


Figura 51 – Comportamento da SST aflente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas

O lixiviado bruto, assim como observado para DQO e DBO, apresentou grande variação em sua composição, com concentrações entre 200 e 800 mg/L de SST, ao longo de todo o período experimental. Os sólidos fixos compreenderam mais de 80% dos sólidos totais. O efluente tratado apresentou concentrações médias entre 75 e 327 mg/L de SST nas etapas do estudo, com eficiência de remoção média entre 29% e 91%. Observou-se que após a ativação da aeração, houve um acréscimo na concentração de SST na lagoa L2, em função do revolvimento do lodo depositado no fundo da lagoa. Porém, não houve comprometimento do tratamento. A eficiência de remoção foi aumentando ao longo das etapas estudadas, e observou-se também uma importante participação do filtro de pedras na remoção destes sólidos

Moravia et al. (2009) conseguiram remoções de 77% de SST em lagoas aeradas tratando lixiviado de aterro sanitário, com concentração final de 17 mg SST/L, para TDH variando entre 7 e 14 dias. E, para diferentes sistemas com lagoas, Renou et al. (2008) apresentaram remoções de SST compreendidos entre 30 e 40%. De acordo com Pearson (2005), 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 por lagoas.

Turbidez e Cor

Nas Figura 52 e Figura 53 estão apresentadas os resultados obtidos para as variáveis turbidez e cor, ao longo de todo o período experimental.

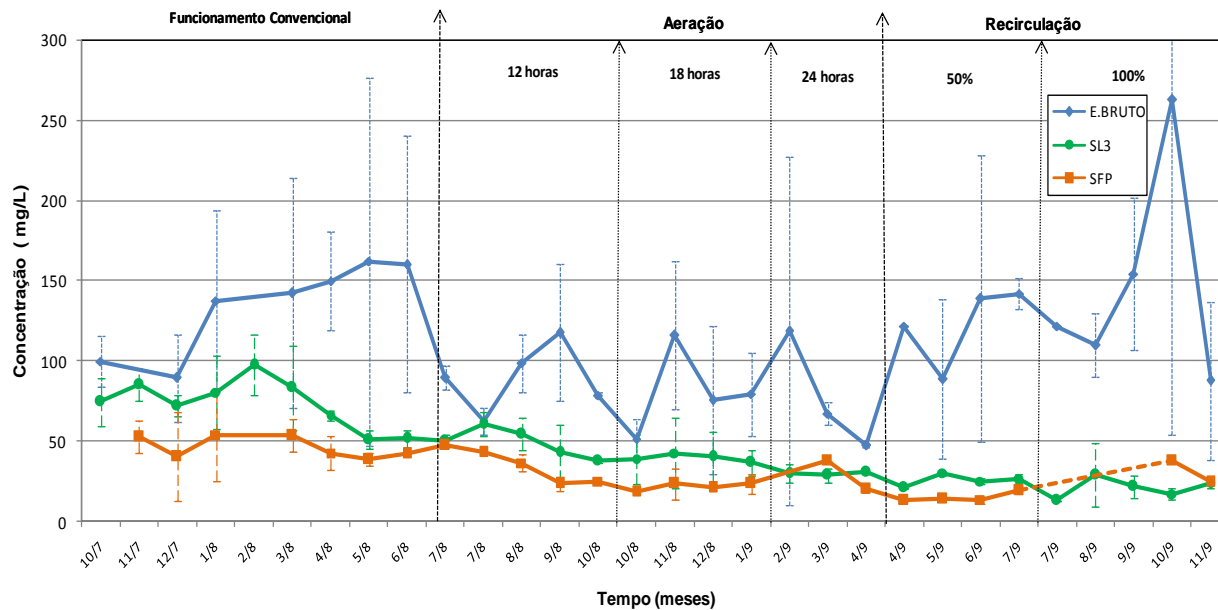


Figura 52 – Comportamento da Turbidez afluente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.

A concentração média de turbidez na entrada medida manteve-se em torno de 100 NTU, nas duas primeiras etapas, tendendo a um ligeiro aumento na última etapa, este ocasionado, provavelmente, pela recirculação do lixiviado tratado, que ao ser bombeado da L3 para a L1 promoveu o revolvimento do lodo depositado no interior dessa lagoa. Nota-se que os valores médios de turbidez na saída do sistema: 46 NTU (Etapa I), 27 NTU (Etapa II) e 21 NTU (Etapa III), foram diminuindo ao longo das etapas estudadas, variando de acordo com as características do lixiviado. As remoções médias obtidas foram de 64% (Etapa I), 67% (Etapa II) e 84% (Etapa III), confirmando o tratamento com aeração 24 horas como sendo a melhor condição para remoção desta variável. Esta elevada remoção na turbidez pode estar associada à ausência das algas devida a aeração conforme observado pela microscopia ótica e dados da clorofila *a*.

A turbidez é uma variável resultante de uma variedade de materiais em suspensão 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 tanto a compostos tóxicos como a organismos patogênicos. Ela reduz a penetração da luz e conseqüentemente prejudica a fotossíntese (ROCHA, 2005).

Silva (2007) obteve para sistema de três lagoas em série, remoção de turbidez na ordem de 42% com concentração final de 60 NTU e Renou et al. (2008) relatam experiências com diferentes composições de sistemas de lagoas, onde a remoção de turbidez variou entre 30 e 40%.

Segundo Branco (1986), as algas tendem a aumentar o teor de matéria orgânica presente no meio líquido, e conseqüentemente a turbidez, 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.

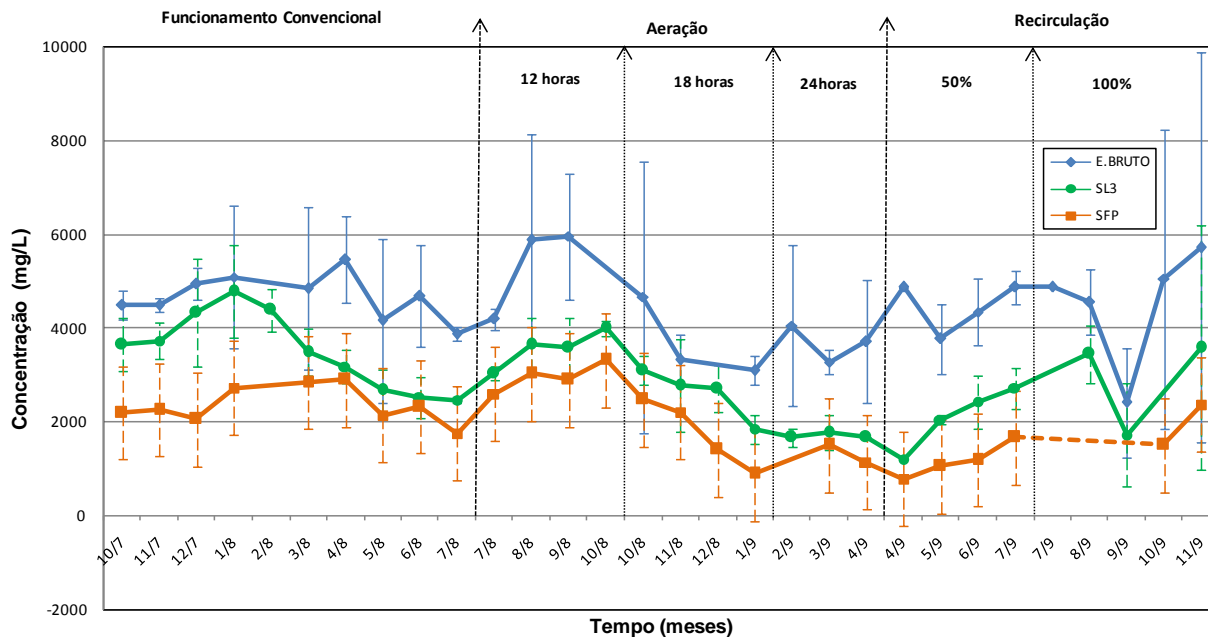


Figura 53 – Comportamento da Cor afluenta (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas.

Diferente da turbidez, a cor apresentou grande variação na concentração afluente oscilando de 2.000 UC a 6.000 UC. Foram alcançadas remoções na ordem de 48% (Etapa I), 46% (Etapa II) e 68% (Etapa III), com efluente final apresentando concentrações médias de 2.379 UC (Etapa I), 2.150 UC (Etapa II) e 1.428 UC (Etapa III). Esses valores estão diretamente ligados aos sólidos fixos, que representam 80% dos sólidos totais presentes no lixiviados.

A turbidez pode ser removida por processos físicos, enquanto a cor exige processos mais complexos. Silva et al. (2004) obtiveram remoções de cor da ordem de 70% usando processo de coagulação-floculação com 700 mg/L de sulfato de alumínio e 78% usando ozônio com dosagem de 1,5 gO₃/L.

A remoção da cor é um grande desafio no que se refere ao tratamento de lixiviados. Tecnologias consolidadas, porém onerosas, como relatado em Giordano et al. (2009), promoveram remoções de cor no lixiviado superiores a 99%, em um sistema formado por: precipitação química + lodos ativados + decantação secundária + filtração em membranas de nanofiltração.

4.7 REMOÇÃO DO FÓSFORO NO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS

Fósforo- P-PO₄- no meio líquido

O Fósforo presente no meio líquido, na forma de ortofosfato, foi detectado em apenas algumas amostras coletadas durante os períodos de monitoramento do sistema de tratamento, como pode ser observado na Tabela 13.

Na maioria das amostras coletadas não havia ortofosfatos. Nos estudos sobre o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, essa variável tem sido pouco apresentada devido às baixas concentrações geralmente encontradas nos despejos. Citam-se os trabalhos de Loukidou & Zouboulis (2001), cujo lixiviado bruto apresentava concentrações de P total de 8,3 mg/L e de ortofosfatos de 3,2 mg/L; e de Calli et al. (2005), que relatam amplas variações nas concentrações de P total, observadas na composição de diferentes lixiviados, em vários

países: < 0,05 mg/L (Canadá); 2,7 mg/L (Turquia); 17 mg/L (Uruguai); 31 mg/L (Coréia); e 167 mg/L (Grécia).

De acordo com Maynard et al. (1999), estudos realizados por vários pesquisadores relatam que o fósforo é pouco removido em lagoas terciárias quando existe baixo crescimento algal e que, muitas vezes mais de 80% das perdas em fósforo devem-se à precipitação de hidroxiapatitas ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$), não havendo relargagem no meio, devido ao elevado pH que apresenta valores maiores ou iguais a 8,0.

Tabela 13 – Resultados obtidos para o P- PO_4^- nas diferentes etapas do estudo e pontos de amostragem

Local		P- PO_4^- mg/L	Local		P- PO_4^- mg/L
Etapa I (n=42)	EB	ND	Etapa II - 24h (n=11)	EB	ND
	S L1	ND		S L1	ND
	S L2 (n=2)	13; 604		S L2 (n=4)	50; 7 ; 17 ;10
	S L3 (1)	11		S L3	ND
	SFP	ND		SFP (n=1)	14
Etapa II - 12h (n=13)	EB	ND	Etapa III - 50% (n=13)	EB	ND
	S L1	ND		S L1	ND
	S L2 (n=1)	375		S L2(2)	5; 9
	S L3	ND		S L3 (n=1)	0,13
	SFP	ND		SFP (n=1)	9
Etapa II - 18h (n=15)	EB	ND	Etapa III - 100% (n=17)	EB	ND
	S L1	ND		S L1	ND
	S L2 (n=1)	5		S L2 (n=4)	5; 30; 4; 9
	S L3	ND		S L3 (1)	0,45
	SFP (n=1)	6		SFP	ND

Fósforo- P total - no lodo

Os resultados obtidos para o Fósforo total (P_T) presente no lodo acumulado durante 5 meses na Etapa I no fundo das lagoas L2 e L3, estão apresentados na forma de gráficos de superfície na Figura 54.

Verifica-se para a lagoa L2 que o P_T atingiu uma concentração maior do lodo depositado na entrada (~ 28 mg/L) e na saída (~ 17 mg/L), provavelmente em função das “placas de fluxo” instaladas nestes pontos, que proporcionaram a retenção do lodo. No meio das lagoas, onde ocorria a mistura com maior facilidade, a concentração máxima de fósforo foi de 9 mg/L. Na lagoa L3, a presença de Fósforo foi praticamente constante em todos os pontos analisados, com concentrações maiores no lodo depositado na saída desta lagoa ($P_T = 26$ mg/L).

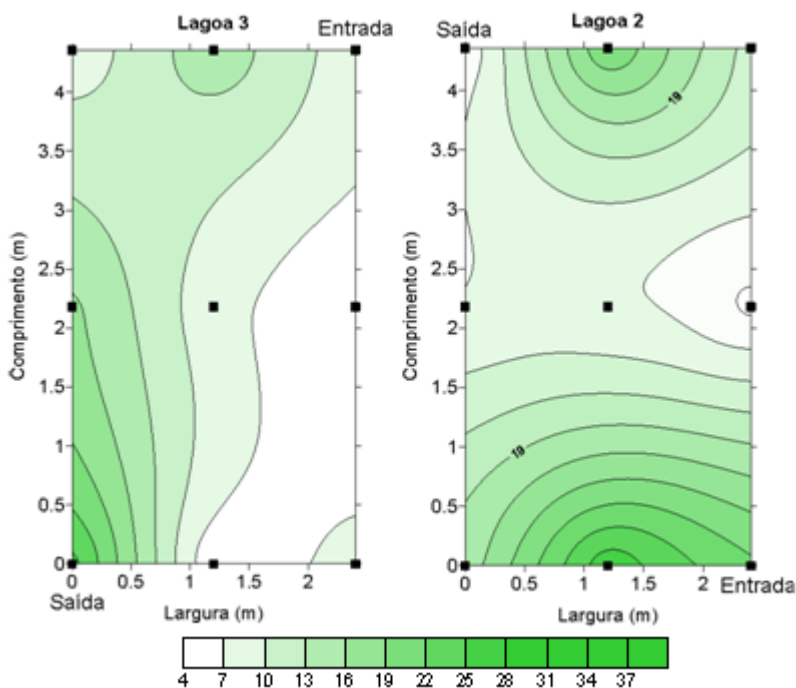


Figura 54 – Concentrações de Fósforo Total (mg/L) no lodo das lagoas L2 e L3, Etapa I

A deposição do P_T acompanhou aquela dos sólidos totais, cujos gráficos de superfícies estão apresentados na Figura 55, onde se observa que as maiores concentrações estão localizadas no lodo depositado na entrada e saída de cada lagoa. Na lagoa L2 verifica-se uma importante deposição de sólidos ao longo de todo o seu fundo, com concentrações médias 45% maiores na entrada (12.000 mg/L) em relação à saída (6.500 mg/L). Em L3, a deposição de sólidos no fundo da lagoa foi também praticamente constante em todos os pontos analisados, com concentrações maiores nos canais de entrada e saída ($ST = 9.000$ mg/L).

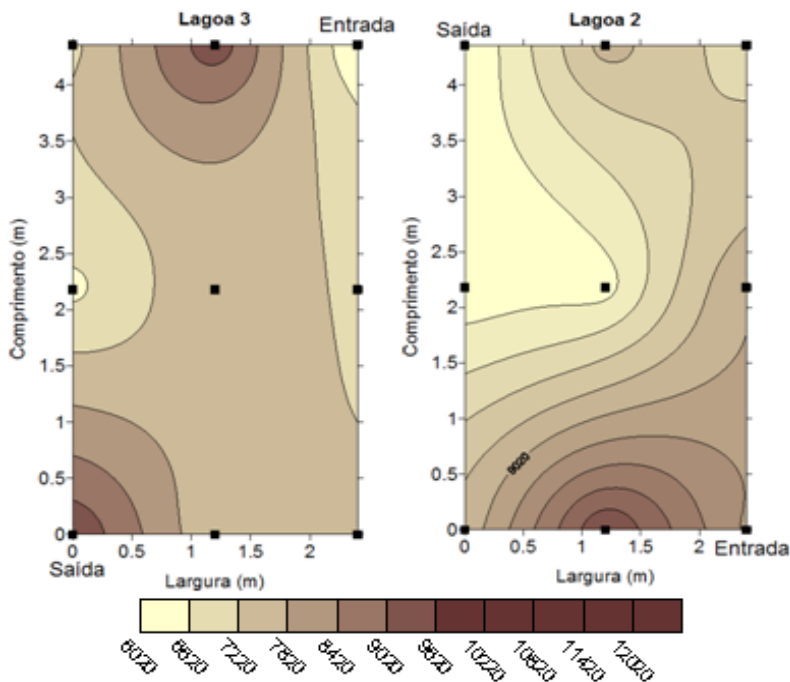


Figura 55 – Figura 39. Concentrações de Sólidos Totais (mg/L) no lodo das lagoas L2 e L3, Etapa I

Os resultados obtidos para a DQO_T no lodo também acompanharam as variações observadas para fósforo total e sólidos totais no fundo das lagoas, e podem ser visualizados na Figura 56, cujos valores ficaram compreendidos entre 2000 e 11000 mg DQO_T/L .

Também foram traçados gráficos de superfície para as variáveis COD e NTK e Amônia cujos resultados estão apresentados no Apêndice D, e seguem a mesma tendência dos resultados obtidos para DQO_T .

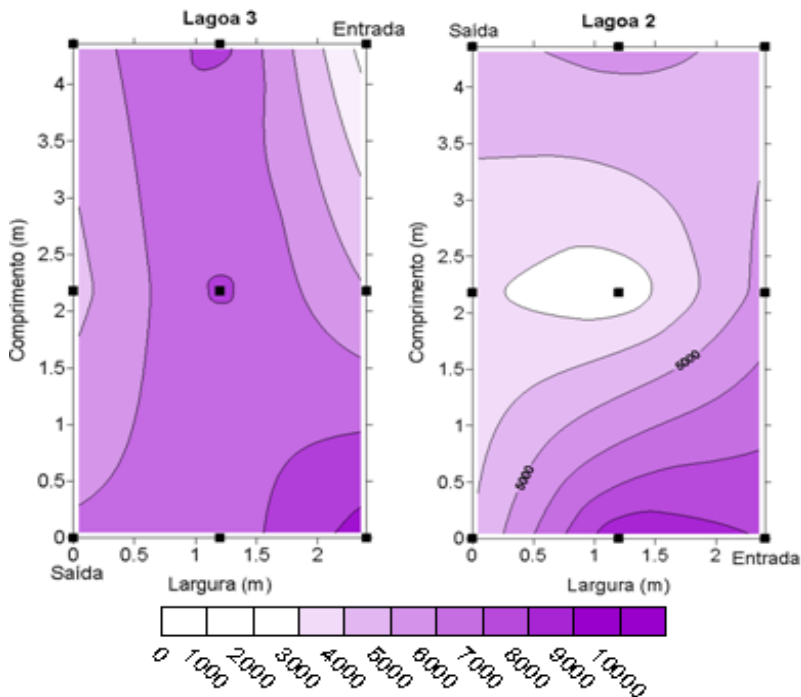


Figura 56 – Concentração de DQO_T (mg/L) no lodo das lagoas L2 e L3, Etapa I

Em síntese, o fósforo (ortofosfato) do meio líquido, entrando no afluente, esteve em concentrações baixas e foi detectado apenas em algumas amostragens. No entanto, houve um acúmulo de fósforo total no lodo depositado no fundo das lagoas, cujos resultados também foram similares para as variáveis sólidos totais e DQO_T , Amônia, NTK e COD. A precipitação dos ortofosfatos em lagoas tem sido relatada por vários autores (MESPLÉ et al., 1995; MAYNARD et al., 1999; COSTA et al., 2000) como consequência da elevação do pH a valores superiores a 8,0.

4.8 REMOÇÃO DA FRAÇÃO NITROGENADA NO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS

Nitrogênio NTK e Amônia

Nas Figura 57 e Figura 58 estão apresentadas as concentrações médias mensais e respectivos desvios padrões, das principais variáveis representativas da matéria nitrogenada de monitoramento do sistema de tratamento: Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Amônia (NH_4).

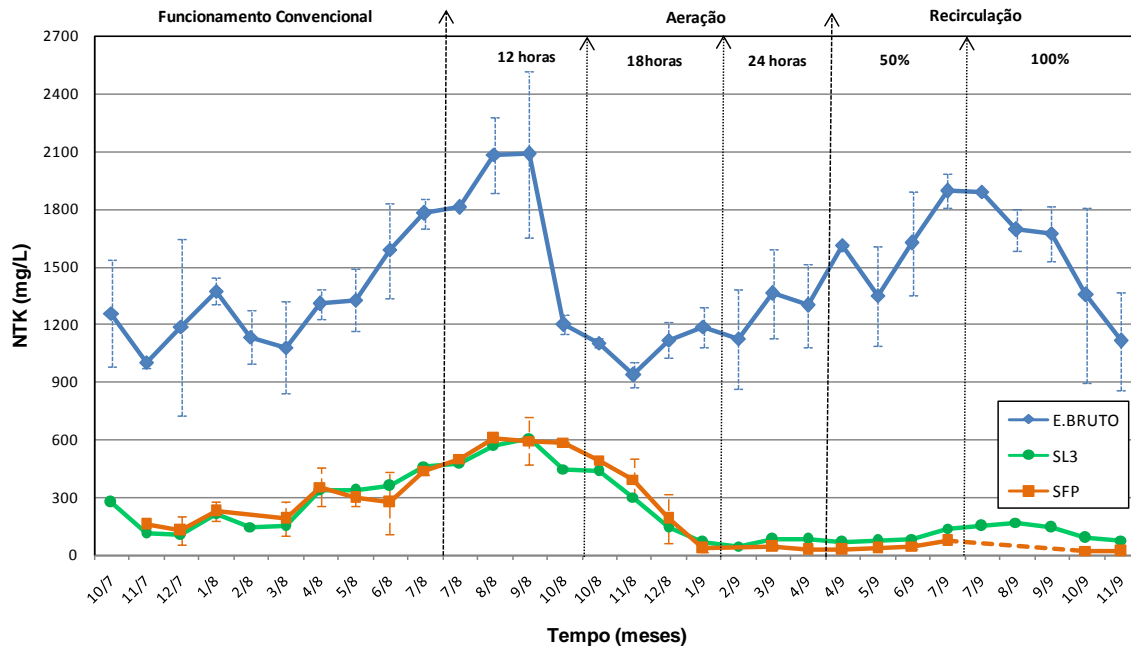


Figura 57 - Comportamento da NTK afluente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas

O sistema apresentou remoções de 80% (Etapa I), 75% (Etapa II) e 99% (Etapa III) de NTK, com concentração afluyente variando de 938 a 2.089 mg/L e concentração efluente entre 16 e 608 mg/L. Assim como observado para a matéria carbonácea, o filtro de pedras também atuou na remoção dos compostos nitrogenados.

Nota-se que com a aeração (Etapa II), houve um aumento do NTK no efluente, provavelmente, em função do revolvimento do lodo sedimentado na lagoa. A partir da última etapa da aeração (24 horas), percebeu-se uma redução significativa na concentração de NTK na saída da L3 e do filtro de pedras, que se estendeu até o final deste estudo. O melhor desempenho do sistema ocorreu na Etapa III - 100% de recirculação, onde as concentrações efluentes foram em média inferiores a 20 mg/L.

Nos trabalhos realizados na rede de pesquisas do PROSAB, em lagoas aeróbias com *stripping* a remoção média de NTK foi de 19%, com concentração afluyente máxima de 1.200 mg/L e concentração efluente mínima de 600 mg/L. No sistema de tratamento sem lagoa de *stripping*, a remoção média de NTK foi de 23% (CASTILHOS Jr. et al., 2009).

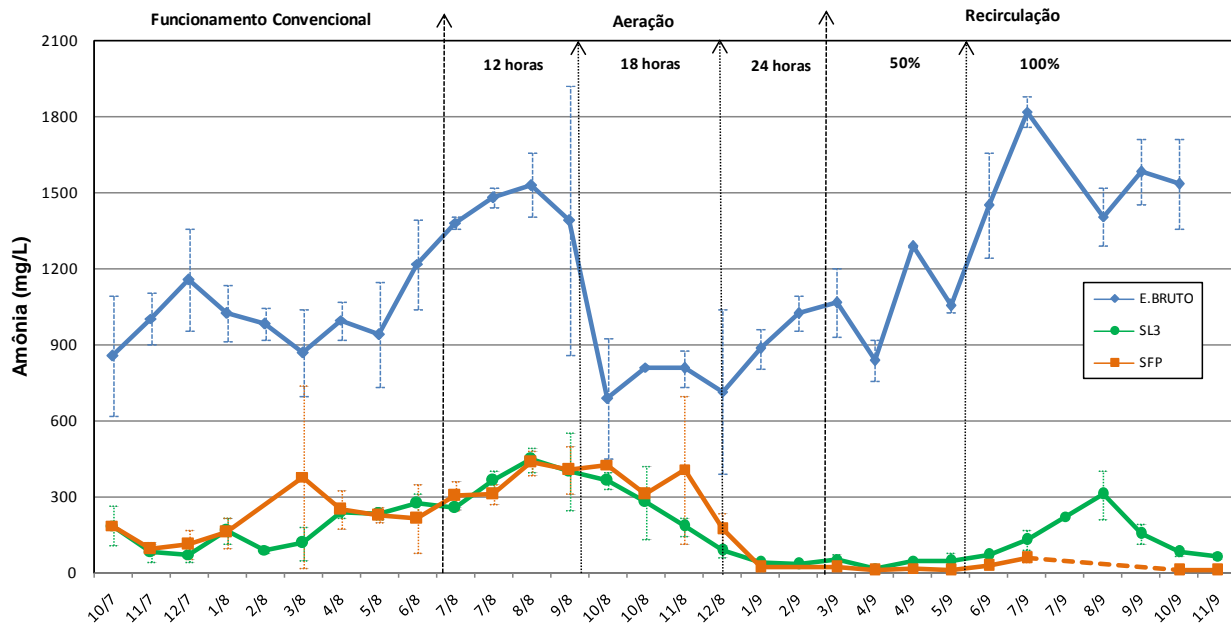


Figura 58 - Comportamento da Amônia afluente (E. Bruto) e efluente (SL3; SFP), ao longo do tempo, nas etapas estudadas

Observa-se na Figura 58 que a concentração da amônia afluente variou de 689 a 1.822 mg/L, em função das características do efluente. As remoções médias foram de 79% (Etapa I), 75% (Etapa II) e 99% (Etapa III), com concentrações efluentes variando de 8 a 435 mg/L. O melhor desempenho do sistema ocorreu na Etapa III - 100% de recirculação, onde a concentração média efluente foi de 8 mg/L, valor muito abaixo do estabelecido pela legislação ambiental CONAMA 357/2005, que determina uma concentração máxima de amônia de 20 mg/L para lançamentos de efluentes.

Ferreira et al. (2009a) alcançaram remoções médias de 60% de amônia em 3 lagoas aeradas, que se deu principalmente através de mecanismos de arraste e volatilização, favorecidos pela agitação resultante da aeração e pelos valores de pH das lagoas (>8,0). Enquanto Leite et al. (2009), utilizando lagoas rasas, obtiveram eficiência de remoção de amônia de 99,5% com concentração final de 5,3 mg/L, para carga aplicada de 364 kgNH₄/ha.dia e TDH de 39,5 dias. Resultados obtidos para diferentes sistemas de lagoas mostram eficiências de remoção de 77% (FRASCARI et al., 2004) e 80% (RENOU et al., 2008), tanto para amônia quanto para NTK.

Nitritos e Nitratos

Os nitritos e nitratos presentes no meio líquido (N-NO₂ e N-NO₃) foram detectados em apenas algumas etapas, como pode ser observado na Tabela 14.

Tabela 14 – Resultados obtidos para o N-NO₂ e N-NO₃ nas diferentes etapas do estudo e pontos de amostragem

		Local	NO ₂ mg/L	NO ₃ mg/L			Local	NO ₂ mg/L	NO ₃ mg/L
Etapa I (n=42)	EB		ND	ND	Etapa II 24h (n=11)	EB		ND	ND
	S L1		ND	ND		S L1		ND	ND
	S L2		ND	2 (n=5)		S L2		101 (n=10)	2 (n=4)
	S L3		ND	ND		S L3		22 (n=1)	ND
	SFP		ND	4 (n=3)		SFP		3 (n=1)	ND
Etapa II 12h (n=13)	EB		ND	ND	Etapa III 50% (n=13)	EB		ND	ND
	S L1		ND	ND		S L1		ND	ND
	S L2		ND	ND		S L2		191 (n=9)	2 (n=5)
	S L3		ND	ND		S L3		101 (n=11)	3 (n=2)
	SFP		ND	ND		SFP		51 (n=8)	4 (n=9)
Etapa II 18h (n=15)	EB		ND	ND	Etapa III 100% (n=17)	EB		ND	ND
	S L1		ND	ND		S L1		ND	ND
	S L2		30 (n=8)	1 (n=1)		S L2		53 (n=17)	2 (n=1)
	S L3		15 (n=2)	ND		S L3 (1)		36 (n=16)	1 (n=1)
	SFP		ND	ND		SFP		7 (n=2)	ND

ND = não detectado

A presença dos nitritos foi detectada na lagoa L2 e L3 somente a partir da etapa II, com aeração de 18 horas. Os nitratos, por sua vez, foram detectados em apenas 20% das amostras, indicando a ocorrência de nitrificação parcial, com acúmulo de nitritos no meio. Os valores de OD nas lagoas L2 e L3 apresentaram-se adequados ao mínimo de 2,0 mg/L, recomendado por Rittmann & McCarty (2001) para a ocorrência de nitrificação em reatores biológicos. No filtro de pedras, a presença de nitrito e nitrato foi mais significativa na etapa III -50%, apresentando

concentrações médias de 51 mg/L e 4 mg/L na saída do filtro, respectivamente.

Este comportamento também foi relatado por vários autores, para tratamento de lixiviados de aterros sanitários, em sistemas de lagoas e em diferentes concepções de reatores biológicos (ALTINBAS, 2009; ALVIM et al., 2009; GANIGUÉ et al., 2007). De acordo com Hossaka et al. (2009), o acúmulo de nitritos durante a oxidação da amônia está diretamente relacionado com o pH e com a temperatura, uma vez que estas variáveis influenciam diretamente nas concentrações de amônia livre que, por sua vez, interferem diretamente na atividade bacteriana. Esses autores, bem como Ganigué et al. (2007), constataram a importância do pH sobre a atividade das bactérias oxidadoras de amônia, para a manutenção da amônia livre (NH_3) em níveis favoráveis ao acúmulo de nitritos, impedindo que a oxidação avançasse até o estágio de nitrato.

Alvim et al. (2009), estudando a remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros sanitários, em sistema de lodos ativados em bateladas, demonstraram que valores de pH entre 7 e 9 contribuíram para manter as condições de amônia livre (NH_3) em níveis que inibem as bactérias oxidadoras de nitrito, impedindo a formação de nitratos. Enquanto Jeong-Hoon Im et al. (2001) conseguiram avançar até o estágio completo da nitrificação, diluindo o afluente (que apresentava concentrações $> 1.000 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$), com recirculação de 50% do efluente do reator biológico, de forma que a amônia entrasse no reator com concentrações entre 400 e 800 mg N- NH_4^+/L .

De acordo com Henze et al. (2001), as bactérias que oxidam amônia até nitrito são inibidas com concentrações de amônia livre a partir de 10 mg N- NH_3/L , havendo inibição total com 150 mg N- NH_3/L . Enquanto a inibição das bactérias que oxidam nitrito até nitrato ocorre em uma faixa menor, para concentração de amônia livre a partir de 0,1 mg N- NH_3/L , ocorrendo inibição completa com 1,0 mg N- NH_3/L .

No presente trabalho, o cálculo da amônia livre na L2 revelou concentrações variando entre 150 e 200 mg N- NH_3/L , indicando que este fator, junto com o pH, foram preponderantes para a ocorrência de nitrificação parcial com acúmulo de nitritos.

Castilhos Jr. et al. (2009) reportam, para os sistemas de lagoas tratando lixiviado de aterro sanitário, estudados na UEL, que as concentrações de nitrito e nitrato não ultrapassaram 40 e 20 mg/L,

respectivamente. Em ambos os casos, a formação de nitrito e nitrato foi menor que a perda da amônia. Enquanto no sistema de lodos ativados precedidos de tanques de *stripping*, o teor de amônia livre variou de 34 a 49 mg NH₃/L, inibindo a formação de nitratos. Observou-se que quando as concentrações de amônia livre (NH₃) foram superiores a 30 mg N-NH₃/L, houve inibição inclusive na formação de nitritos.

4.9 BALANÇO DO NITROGÊNIO NAS LAGOAS

Para realizar o balanço de nitrogênio nas lagoas (L2 a L3) foram considerados os quatro principais processos de transformação do nitrogênio (CRAGGS, 2005, PICOT et al., 2009): assimilação algal, volatilização da amônia, nitrificação/desnitrificação e sedimentação da biomassa, conforme detalhado no item 3.4.

Assimilação Algal – lagoas fotossintéticas L2 e L3

Nas Tabela 15 e Tabela 16 estão apresentados os resultados referentes à assimilação do nitrogênio pela biomassa algal, calculados para as lagoas fotossintéticas L2 e L3, respectivamente.

Tabela 15 – Balanço de N da Lagoa L2: Assimilação Algal

Etapa	Clorofila <i>a</i>	Peso seco	Nitrogênio incorporado 10% PSA	Nitrogênio assimilado
		algal [clorofilaa]/ 1%		
	µg/L	mg/L	mg/L	kg N/ha.d
I	471	47,1	4,71	2,69
II-12h	6	0,60	0,06	0,03
II-18h	589	58,9	5,89	3,36
II-24h	5,6	0,56	0,05	0,03
III-50%	12	1,20	0,12	0,07
III-100%	6	0,60	0,06	0,03

Tabela 16 – Balanço de N da Lagoa L3: Assimilação Algal

Etapa	Clorofila <i>a</i>	Peso seco algal [clorofila <i>a</i>]/1%	Nitrogênio incorporado 10% PSA	Nitrogênio assimilado
	µg/L	mg/L	mg/L	kg N/ha.d
I	407	40,7	4,1	1,75
II-12h	327	32,7	3,2	1,37
II-18h	349	34,9	3,5	1,50
II-24h	606	60,6	6,1	2,61
III-50%	228	22,8	2,3	0,98
III-100%	882	88,2	8,8	3,77

Na L2, à exceção das Etapas I (funcionamento convencional) e II-18h, cuja assimilação algal foi elevada (> 2 kg N/ha.d), os resultados obtidos foram muito baixos, como consequência da turbulência na lagoa provocada pela aeração, que reduziu bastante a concentração algal e permitiu o aparecimento de uma comunidade bacteriana relevante.

A clorofila *a* em L2, durante a Etapa II-12 h, reduziu-se a níveis baixos (~6 µg/L) devido ao revolvimento do lodo depositado no fundo dessa lagoa. Na Etapa II-18h, o retorno à condição de normalidade, com a lagoa funcionando como facultativa-aerada, implicou em aumento das concentrações de clorofila *a*, passando para 589 µg/L. Na Etapa II-24h, a lagoa passou a ser exclusivamente aerada, perdendo seu caráter de facultativa e aí os valores das concentrações de clorofila *a* foram reduzidos para 6 µg/L. Essa interferência continuou durante as etapas seguintes (III-50% e II-100%). Enquanto na L3, ela não foi observada, mantendo-se a taxa média de assimilação algal do nitrogênio de 1,54 kg N/ha.d, para as três primeiras condições deste estudo.

Para dejetos suínos, Barthel et al. (2008) obtiveram, em lagoas de maturação e de alta taxa, assimilação média de 2,65 e 9,7 kg N/ha.d, respectivamente; enquanto Araújo (2007), obteve resultados na ordem de 1 kg N/ha.d., em lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação.

Para tratamento de efluentes sanitários, em lagoas de maturação, Valero & Mara (2007) relatam assimilação algal de 0,377 kg N/ha.d, enquanto Picot et al. (2009), para as condições climáticas da região mediterrânea, observaram variações entre 6 e 16 kg N/d na primavera (15 a 22 °C), reduzindo-se para 1 kg N/d no verão (22 a 27 °C).

Volatilização

Nas Tabela 17 e Tabela 18 são apresentados os resultados obtidos para o coeficiente de transferência de massa (K_1) e a taxa de volatilização de amônia, calculados conforme detalhamento apresentado no item 3.4.2 Durante o estudo, o pH das lagoas esteve entre 9,0 e 10,0, valor que favorece a volatilização da amônia (VALERO & MARA, 2007; ZHANG et al., 2008). Segundo vários autores (PANO E MIDDLEBROOKS, 1982; REDDY, 1983; SILVA et al., 1995; SOARES et al., 1996; ARAÚJO, 2007), a volatilização da amônia é o processo principal de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização. Para que ocorra a volatilização são necessárias condições como alta temperatura e valores de pH acima de 9,0. Porém, mesmo que as condições ótimas não ocorram nas lagoas, o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) prolongado pode promover a volatilização (Araújo, 2007).

Tabela 17 – Balanço de N na Lagoa L2: volatilização da amônia livre

Etapa (n° amostras)	NH ₃ medido	Temperatura	K ₁	N volatilizado
	mg/L	°C	d ⁻¹	(kg N/ha.d)
I	59,5	20,9	0,0795	37,83
II-12h	2	20,9	0,0795	0,97
II-18h	3	20,9	0,0795	1,92
II-24h	38	20,9	0,0795	23,91
III-50%	22	20,9	0,0795	13,83
III-100%	75	20,9	0,0795	47,70

Tabela 18 – Balanço de N da Lagoa L3: volatilização da amônia livre

Etapa (n° amostras)	NH ₃ medido	Temperatura	K ₁	N volatilizado
	mg/L	°C	d ⁻¹	(Kg N/ha.d)
I	7	20,9	0,1060	4,45
II-12h	24	20,9	0,1060	15,27
II-18h	1	20,9	0,1060	0,53
II-24h	11	20,9	0,1060	6,68
III-50%	46	21,1	0,1082	29,78
III-100%	36	20,9	0,1060	22,95

No presente estudo, além do pH do meio, a temperatura média de 20,9°C favoreceram a volatilização de amônia livre nas lagoas. A volatilização média que ocorreu na lagoa L2 foi 90% superior a ocorrida na lagoa L3. Na L2 o TDH variou entre 42 e 21 dias e na L3 entre 31 e 16 dias, confirmando a importância do TDH para a volatilização.

Os resultados obtidos para volatilização foram, em média, elevados quando comparados àquele encontrado por Valero & Mara (2007) (0,015 kg N/ha.d) e por Zimmo et al. (2003) (entre 0,072 e 0,374 kg N/ha.d), no tratamento de esgoto doméstico com lagoas de estabilização.

Leite et al. (2009) obtiveram, no tratamento de lixiviados utilizando lagoas de estabilização (quatro lagoas em série), 28% de amônia volatilizada na primeira lagoa

Nitrificação e Desnitrificação

Nas Tabela 19 e Tabela 20 são apresentadas as parcelas de nitrificação-desnitrificação do balanço do nitrogênio, calculadas a partir das concentrações médias de nitrito e nitrato e das vazões utilizadas em cada etapa estudada, conforme apresentado no item 3.4.4. Ressalta-se que foram observadas concentrações de nitrito e nitrato nas lagoas L2 e L3 apenas em algumas amostras, indicando pequena remoção de nitrogênio via processos de nitrificação e desnitrificação

Tabela 19 – Balanço de N da lagoa L2: nitrificação-desnitrificação

Etapa (n° amostras)	N-NO _x	
	Carga (kg N/ha.d)	
	Entrada	Saída
I	0	0
II-12h	0	0
II-18h	0	0
II-24h	0	9,98
III-50%	16,06	11,61
III-100%	1,37	0,76

Tabela 20 – Balanço de N da lagoa L3: nitrificação-desnitrificação

Etapa (n° amostras)	N-NO _x	
	Carga (kg N/ha.d)	
	Entrada	Saída
I	0	0
II-12h	0	0
II-18h	5,43	0
II-24h	8,00	0,32
III-50%	17,53	8,54
III-100%	1,28	1,40

Com os valores medidos/calculados apresentados no Apêndice E foram elaborados gráficos de barras separados por etapas (Figura 59 e Figura 60), onde estão representados o balanço de massa de nitrogênio nas lagoas L2 e L3, considerando as frações de nitrogênio na entrada e saída (N-NH₄, N orgânico e N-NO_x), e as perdas por volatilização, sedimentação, assimilação algal e nitrificação-desnitrificação.

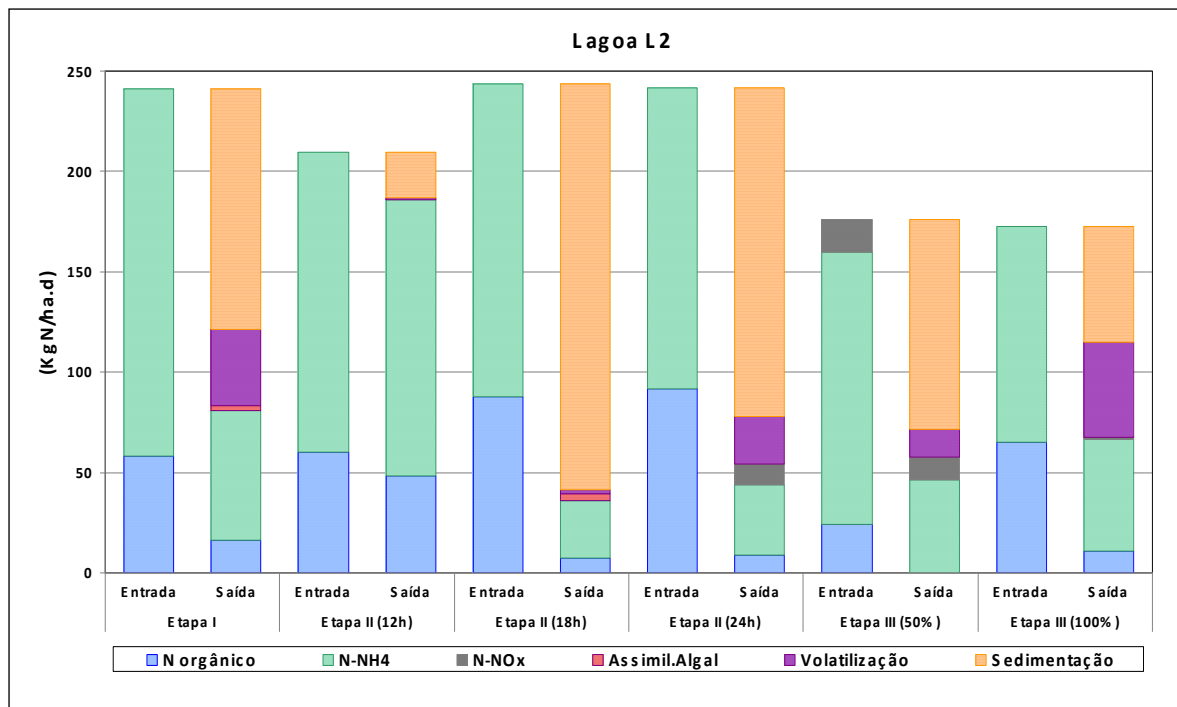


Figura 59 – Balanço de N na lagoa L2 em todas as etapas

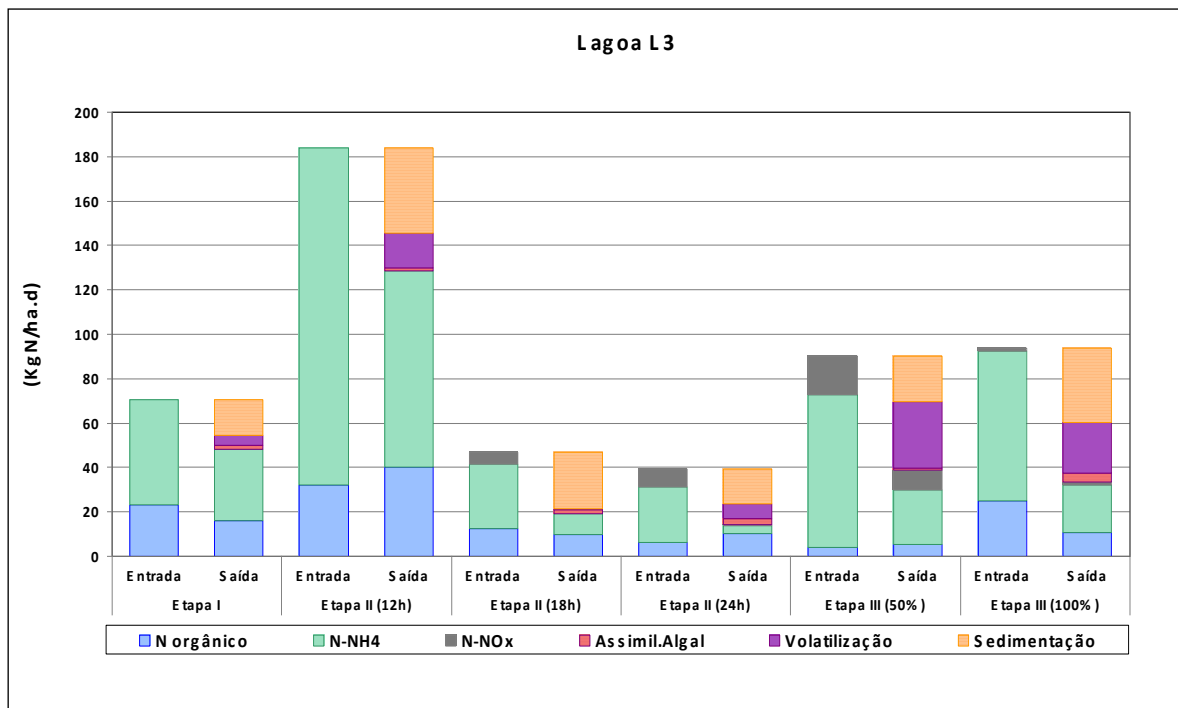


Figura 60 – Balanço de N na lagoa L3 em todas as etapas

Para um melhor entendimento dos processos predominantes de remoção de nitrogênio em cada unidade de tratamento, nas Tabela 21 e Tabela 22 estão apresentadas os percentuais relativos a cada processo, com base na carga média removida em cada etapa do estudo.

Tabela 21 – Balanço de N da lagoa L2: porcentagens de nitrogênio removido em cada via de transformação

Etapa (n° de amostras)	Total de N removido (Kg N/ha.d)	Meio de remoção			
		Assimilação Algal	Volatilização	Sedimentação	Nitrificação / Desnitrificação
I	172	1%	24%	75%	0%
II - 12h	24	1%	4%	95%	0%
II - 18h	211	2%	1%	97%	0%
II - 24h	197	1%	13%	81%	5%
III - 50%	130	1%	14%	76%	9%
III - 100%	107	1%	48%	50%	1%

Tabela 22 – Balanço de N da lagoa L3: porcentagens de nitrogênio removido em cada via de transformação

Etapa (n° de amostras)	Total de N removido (Kg N/ha.d)	Meio de remoção			
		Assimilação Algal	Volatilização	Sedimentação	Nitrificação / Desnitrificação
I	22	8%	20%	72%	0%
II - 12h	56	3%	33%	64%	0%
II - 18h	34	6%	2%	92%	0%
II - 24h	31	8%	21%	70%	1%
III - 50%	57	2%	49%	30%	19%
III - 100%	62	6%	38%	54%	2%

Nas lagoas L2 e L3, a sedimentação foi a principal forma de remoção, seguido pela volatilização. Nos gráficos de superfície traçados para os resultados obtidos na Etapa I, com o material sedimentado no fundo das lagoas (Apêndice D), visualizam-se concentrações médias de NTK e Amônia, de 1.189 mg/L e 874 mg/L na L2, e de 553 mg/L e 300 mg/L na L3, respectivamente.

Na L2, a assimilação algal contribuiu com 1 a 2% na remoção do nitrogênio, sendo maior na Etapa II-18h. A partir dessa etapa, uma parcela do nitrogênio que anteriormente era removido via sedimentação (~10%), passou a ser removido por volatilização.

Na L3, o nitrogênio total removido foi em média de 40 kgN/ha.d, a assimilação algal removeu entre 2 e 8%. Von Sperling (2009b) afirma que a assimilação de nitrogênio por algas é pouco importante em lagoas facultativas, tendo uma percentagem de remoção de 10 a 20% para esgoto doméstico.

Valero & Mara (2007) mostraram em lagoas de maturação, que a maior parcela de amônia foi removida via assimilação algal (0,377 kg N/ha.d), seguido por sedimentação (0,105 kg N/ha.d) e volatilização (0,015 kg N/ha.d). Em outro estudo, Valero & Mara (2007), para carga aplicada de 6.100 kg N/ha.d, obtiveram remoção de nitrogênio a uma taxa média de 531 kg N/ha.d. A assimilação algal foi responsável por 71% do nitrogênio removido, a sedimentação por 20% e a volatilização representou apenas 3%. Seus resultados corroboram com aqueles obtidos por Zimmo et al. (2003), onde a volatilização da amônia não excedeu 1,5% do nitrogênio total removido.

No tratamento de dejetos de suínos, Gomes (2010), em lagoa-filtro, verificou que a sedimentação foi o meio predominante da remoção do nitrogênio, responsável por mais de 80%. A assimilação algal obtida foi em média 0,20%. Barthel et al. (2008), em lagoa de alta taxa seguida de lagoa de maturação, obtiveram aproximadamente 50% da remoção do nitrogênio via sedimentação. Por outro lado, no trabalho destes últimos, o processo de nitrificação-desnitrificação teve participação importante, sendo responsável por quase 50% da remoção de amônia. Enquanto Araújo (2007) mostrou que a volatilização foi o processo principal e que apenas uma pequena parte de remoção de nitrogênio foi devido à assimilação algal (0,9-5,5% em lagoa facultativa aerada e 2,1-8,3% em lagoa de maturação).

4.10 BIOMASSA BACTERIANA E ALGAL NAS LAGOAS

Neste estudo, a biomassa bacteriana e algal existente nas lagoas foram avaliadas por meio de acompanhamento microscópico, análises FISH (Hibridização Fluorescente *in situ*) e PCR (Reação em Cadeia da Polimerase), além das análises de Clorofila *a*.

4.10.1 Etapa I – Funcionamento Convencional

Lagoa L1

Em condição anaeróbia e totalmente coberta (sem penetração de luz), foi detectada nesta lagoa a presença de bacterioplâncton (cocos, espirilos e bastonetes) e a ausência dos demais grupos planctônicos. Na Figura 61 estão apresentadas fotos capturadas no microscópio ótico, que permitem observar a morfologia dos microrganismos presentes nesta unidade de tratamento, na superfície (a) e fundo (b) da lagoa. Verificou-se, em ambos os estratos amostrais, grande número de células bacterianas cilíndricas ou bastonetes (bacilos), as quais ocorriam ocasionalmente em pares (diplobacilos) ou em cadeias (estreptobacilos). Estes padrões muitas vezes não constituem características morfológicas, mas sim, refletem a etapa de crescimento ou condições do meio.

Bactérias espiraladas foram também recorrentes, ocorrendo predominantemente como células isoladas, com variações no comprimento, número e amplitude das espirais. Organismos curtos, com espiras incompletas (vibriões) foram também encontrados.

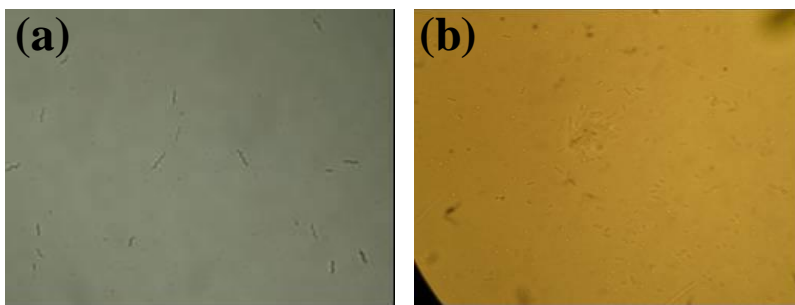


Figura 61 – Microrganismos encontrados na Lagoa L1. Microscopia ótica (1000x)

Lagoas L2 e L3

Na avaliação microbiológica realizada nas lagoas fotossintéticas (L2 e L3) durante a etapa I, foram detectados o aparecimento de fitoplâncton com pouca diversidade algal, composta de 6 taxas principais, entre gêneros e espécies, sendo 3 da classe Chlorophyceae, 1 Cryptophyceae e 2 Bacillariophyceae.

Dentre os organismos existentes nas lagoas, o grupo com maior número de indivíduos foi gênero *Chlamydomonas* (Divisão *Chlorophyta*, Classe *Chlorophyceae*, Ordem *Volvocales*, Família *Chlamydomonadaceae*), uma vez que se apresentaram com uma ocorrência numérica superior a 50% do número total de indivíduos amostrados. Organismos de outros grupos, tais como *Navícula*, *Nitzschia* e *Phacus*, foram também encontrados, sobretudo na fase inicial da etapa I (Figura 62), tendo sua presença diminuída, gradativamente, com a estabilização do sistema, com conseqüente desaparecimento deste gênero nas unidades de tratamento e predomínio do gênero *Chlamydomonas*.

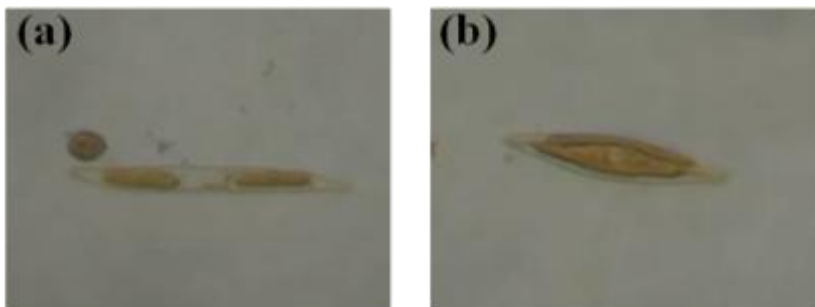


Figura 62 – Grupos de diatomáceas presentes nas fases iniciais do tratamento.
a) *Nitzschia* sp. presente na lagoa 3 (400x) e b) *Navícula* sp. presente em ambas as unidades (400x)

Na Figura 63 estão apresentadas fotos de *Chlamydomonas* que foram predominantes nessas lagoas em todo o estudo. Esses organismos são caracterizados por se adaptarem em condições de alta carga, apresentando grande tolerância à ambientes contaminados, uma vez que suportam ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição ou altamente mineralizados por esta (BRANCO, 1986). De acordo com Lin et al. (2007), o elevado nível de nitrogênio amoniacal existente no lixiviado é um fator limitante para o desenvolvimento de microrganismos capazes de sobreviver nestes ambientes e depurar este efluente. A presença expressiva deste composto no lixiviado, normalmente é derivada da grande quantidade de proteínas, aminoácidos, ácidos ou uréia, existentes nos resíduos sólidos urbanos.

Lin et al. (acima citados) relatam estudos mostrando que muitas algas são sensíveis aos ambientes contaminados e podem ser utilizadas

como indicadores da toxicidade de lixiviados. Bem como algumas espécies algais que são tolerantes a vários ambientes de estresse e toleram ambientes ácidos como *Chrorella spp.* e a presença de metais pesados como *Scenedesmus spp.* Esses autores utilizaram duas espécies de algas tolerantes ao nitrogênio amoniacal para tratamento de lixiviado de aterro sanitário: *Chrorella pyrenoidosa* e *Chlamydomonas snowiae*, as quais conseguiram remover quantidades significantes de nitrogênio amoniacal, ortofosfatos e DQO, mas foram inibidas para elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (> 670 mg/L). Ensaio com germinação de sementes de *Brassica chinensis* mostraram que a fitotoxicidade do lixiviado foi reduzida, com taxas de germinação das sementes maiores para aquelas que foram irrigadas com o efluente tratado com as algas que para o efluente sem algas.

Dentre outras adaptações seletivas, a motilidade das *Chlamydomonas* caracteriza excelente vantagem adaptativa, pois possibilita a movimentação ao longo da coluna d'água, conforme as condições de luz e nutrientes (KÖNIG, 2000).

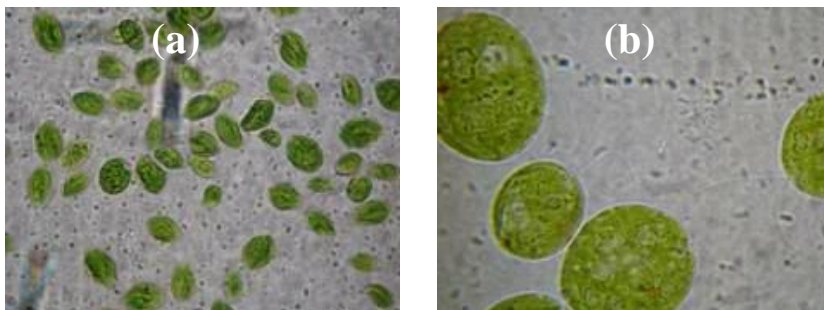


Figura 63 – Fotos de *Chlamydomonas* sp. encontradas nas lagoas L2 e L3 do sistema de tratamento. Microscopia óptica: a) (400x), e b) (1000x)

A elevada densidade de um mesmo gênero no sistema de tratamento deve-se, provavelmente, pelo fato destes serem mais bem adaptadas às condições oferecidas pelo sistema, levando assim a exclusão dos demais grupos. O princípio da *Exclusão Competitiva*, proposto por Hardin (1960) apud Laudares (1987), estabelecido inicialmente por Lotka e Volterra no começo do século XX (UZUNIAN & BIRNER, 2002), preconiza que as modificações geradas internamente, quando operam em uma comunidade, tendem a levá-la a

uma situação de equilíbrio. Sendo que, o conceito de equilíbrio aqui proposto, prediz que a competição poderia selecionar as espécies melhores adaptadas em detrimento das demais. Assim, a competição, baseada em recursos, entre espécies, em culturas mistas, geralmente resulta na dominância de uma única espécie.

De acordo com Branco (1986), a diversidade de espécies em uma lagoa é característica de uma série de fatores, dentre os quais se destacam a carga orgânica aplicada e condições climáticas locais.

De maneira geral, quanto menor a diversidade e maior a abundância de organismos, pior a qualidade do efluente produzido, indicando que no meio líquido existem elevadas concentrações de substratos orgânicos (nível sapróbio) que induzem ao crescimento acelerado de determinadas espécies. Este fato foi observado nas lagoas do presente estudo, onde se teve comprovadamente baixa diversidade e dominância de um mesmo gênero, com concentração algal de 10^4 a 10^6 indivíduos/mL.

O crescimento maciço das espécies fitoplanctônicas na L2 resultou em florações (*blooms* algais) nos períodos de verão (janeiro a março), uma vez que as algas envolvidas comportavam-se como as únicas capazes de produzir um volume necessário de material, distribuído por volume de água. Segundo Lee (1999), florações algais estão muito relacionadas com altas temperaturas, sendo mais comuns em períodos do final do verão, onde a temperatura torna-se bastante elevada.

No sistema estudado, foram verificadas florações que comumente ocorriam no final da tarde e no início da manhã. Iniciavam com pequenos flocos em pontos isolados nas lagoas (Figura 64) que imediatamente se estendiam para toda a superfície das mesmas, com a formação de uma espuma viscosa e espessa na superfície da lagoa, com alguns centímetros de profundidade. A Figura 65 (a; b; c; e d) apresenta imagens desse processo, ocorrido inicialmente na L2.



Figura 64 – Início da floração da biomassa algal na L2 com flocos isolados e bolhas de oxigênio liberadas para a superfície

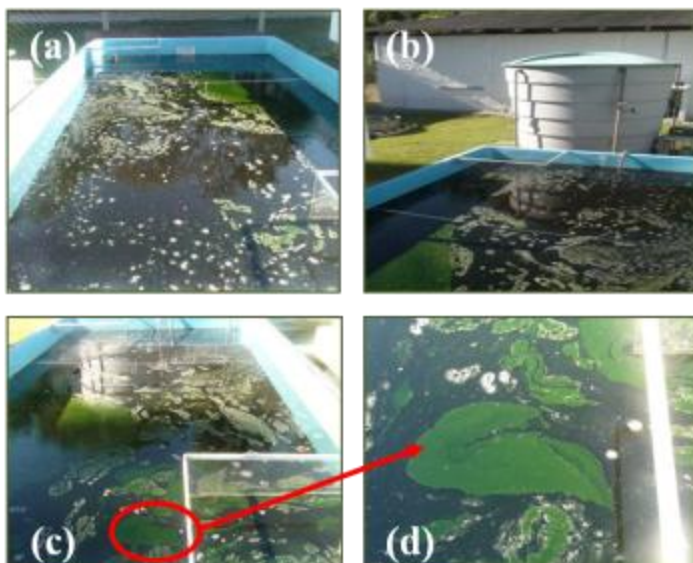


Figura 65 – Floração da biomassa algal na L2. (a) e (b): Vista superior de L2. (c): Biomassa fitoplanctônica formando uma “pasta viscosa” e (d): Vista em aumento, tornando visível além da biomassa algal, bolhas de oxigênio liberadas para a superfície

Essa variação na concentração algal na superfície da L2, ao longo do dia, também é visualizada na Figura 66, para amostras coletadas e filtradas em filtro 0,45 μm .

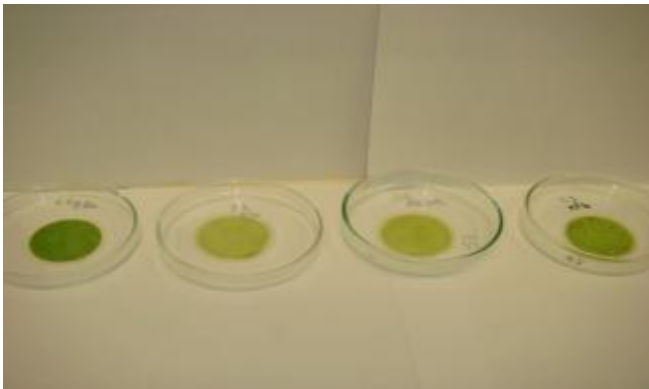


Figura 66 – Fotos de amostras filtradas da lagoa L2 coletadas ao longo do dia (9:00, 11:00, 14:00 e 18:00 h), no período de verão na etapa I

4.10.2 Etapa II – Aeração (12h, 18h e 24 horas)

Lagoa L1

A lagoa L1, por receber efluente unicamente do tanque de equalização, não apresentou mudanças na biomassa durante a etapa II, mantendo-se estável e com as mesmas características observadas e comentadas para a etapa I (item 4.9.1).

Lagoas L2 e L3

Inicialmente com a aeração noturna (12 horas), foram demarcados pontos centrais denominados “ponto E”, para coleta de amostras nas lagoas L2 e L3, em três profundidades e ao longo do dia, sendo: manhã (10:00); tarde (14:00) e noite (18:00).

Com a aeração 12 horas, observou-se uma diminuição drástica do fitoplâncton nas lagoas L2 e L3 e elevada incidência de organismos ciliados, livres natantes, os quais, no período sem aeração, não apresentavam ocorrência neste sistema. A biomassa algal foi

praticamente extinta da coluna d'água na lagoa L2, onde 60% dos resultados de clorofila *a* obtidos ficaram abaixo de 10 µg/L. A lagoa L3, apresentou também valores médios mais reduzidos para a clorofila *a* (449 µg/L), mas com tendência a um aumento gradativo ao longo desta etapa.

Verificou-se a presença de ciliados, que segundo Streble e Krauter (1987) alimentam-se de bactérias, flagelados, algas, outros ciliados, rotíferos, grânulos de amido e gotas de gordura, desempenhando importante papel na mineralização no meio aquático. Contudo, por serem seres dotados de grande atividade locomotora, tendem a diminuir caso haja minimização de alimento, uma vez que demandam quantidades extraordinariamente grandes de energia (BRANCO, 1986). Além dos ciliados, os grupos fitoplanctônicos registrados na fase sem aeração, continuavam presentes embora, nesta etapa, em número bastante reduzido. Assim, organismos pertencentes ao gênero *Chlamydomonas* e *Cryptomonas* foram também encontrados, como podem ser visualizados na Figura 67 (a e b).

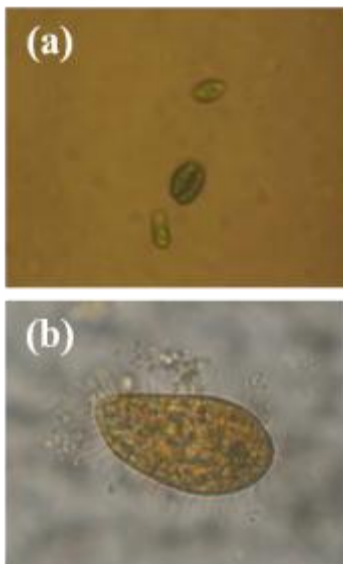


Figura 67 – Presença de *Cryptomonas* sp.(a) e ciliado (b) encontrados nas lagoas L2 e L3 (400x)

De forma geral, a concentração da biomassa algal foi menor durante as fases iniciais de aeração, provavelmente pelo revolvimento do lodo de fundo, ocorrido nos períodos iniciais de aeração. Segundo Von Sperling (2009a), em águas com elevada turbidez (seja pela concentração de sólidos em suspensão ou pela desagregação das partículas do fundo), a presença de luz, necessária aos organismos fotossintetizantes, torna-se menor e, portanto, um fator limitante, levando a diminuição destes no meio. Além disso, por ter ocorrido um superávit de oxigênio neste período devido à aeração artificial (valor médio em $4,26 \pm 1,6$ mg/L em L2), o desenvolvimento dos organismos heterótrofos foi favorecido.

Contudo, após um mês de monitoramento, na L3 observou-se um aumento na concentração de clorofila *a*, com valores máximos registrados no período da tarde, no estrato mais profundo. Enquanto a L2 inicia uma fase de aumento da biomassa fitoplânctônica apenas na última semana de monitoramento, com valores máximos registrados no período noturno, no estrato mais profundo.

A partir da etapa II com 18 horas de aeração, verificaram-se sinais de restabelecimento do sistema de lagoas através do aparecimento (ainda que raros), de organismos ciliados (zooplâncton), *Navícua*, *Chlamydomonas* e *Cryptomonas*. Por ter ocorrido entre as estações primavera/verão, as temperaturas registradas ficaram em torno de 24 a 25 °C. O valor médio de clorofila *a* para esta etapa foi de 441 µg/L (L2) e de 661 µg/L (L3), valor maior que os encontrados na etapa anterior, onde a temperatura média ficou entre 17 e 21 °C.

A presença marcante do gênero *Chlamydomonas*, em ambas as lagoas fotossintéticas estudadas, pode ter ocorrido pelo fato destes organismos serem freqüentes em lagoas de estabilização segundo Beyruth (1996), servindo para caracterizar as fases ou condições de tratamento de acordo com suas exigências tróficas, suportando perfeitamente ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição (LOBO & LEIGHTON, 1986).

Na etapa II-24 horas de aeração (aeração contínua), observou-se novamente uma queda brusca de clorofila *a* na lagoa L2, provavelmente ocorrida por não existir mais um período de repouso nessa lagoa (sem aeração), apresentando-se com coloração marrom claro. Na lagoa L3, de coloração verde, foram registradas inúmeras florações ocorridas ao longo desta etapa, conforme apresentado na Figura 68.



Figura 68 – Floração na lagoa L3

Da mesma forma que nas etapas anteriores, devido à aeração na lagoa L2, os valores de clorofila *a* foram menores que na lagoa L3, exclusivamente fotossintética, variando entre 6 e 335 $\mu\text{g/L}$ na L2, e entre 285 e 670 $\mu\text{g/L}$ na L3.

4.10.3 Etapa III – Recirculação (50% e 100%)

Lagoa L1

Nesta etapa, a lagoa L1, além de receber efluente do tanque de equalização (lixiviado bruto), recebeu também lixiviado tratado de saída da lagoa L3, com vazões de 100 L/d (50%) e 200 L/d (100%). As análises microbiológicas comprovaram que esta condição não promoveu o desenvolvimento de novos organismos, mantendo-se estável e com as mesmas características observadas e comentadas para a etapa I (item 4.9.1).

Lagoas L2 e L3

Com o sistema de lagoas sob a aeração 24 horas (L2) e recirculação de lixiviado tratado (50% e 100%), verificou-se na L2 a presença de algas verdes dos gêneros *Chlorella*, *Chlamydomonas* e diatomáceas, e ciliados, presumindo-se desta forma, que esta condição (aeração/recirculação) da lagoa possibilitou o aparecimento de maior diversidade de organismos. Na lagoa L3, observou-se pouca variação, mantendo-se a predominância e abundância de algas flageladas do gênero *Chlamydomonas*, que se apresentaram com uma ocorrência numérica superior a 50% do número total de indivíduos amostrados.

A elevada densidade desse gênero deve-se, provavelmente, por estes organismos serem mais bem adaptados às condições extremas de contaminação do lixiviado, levando assim a exclusão dos demais grupos, como relatado em Lin et al. (2007). Uma monocultura de *Chlamydomonas* também foi obtida nos estudos realizados por Leite et al. (2009) em lagoas rasas e Frascari et al. (2004) utilizando cinco lagoas em série, tratando lixiviado de aterro sanitário.

Os valores médios de clorofila *a* na lagoa L2 foram 272 µg/L (etapa III-50%) e 5 µg/L (etapa III-100%). Ocorreu uma queda na concentração de clorofila *a* no estrato superficial e intermediário desta lagoa na etapa III-100%, devido à ocorrência de maior diversidade microbiana e competição entre as espécies. Na lagoa L3, a concentração de clorofila *a* manteve-se elevada, em média de 300 µg/L (etapa III-100%). A radiação média acumulada nestas etapas foi de 21.741 W/m² (etapa III-50%) e 35.892 W/m² (etapa III-100%).

O filtro de pedras mostrou-se muito eficiente na remoção algal neste sistema de tratamento, alcançando médias de remoção de clorofila *a* de 80% (etapa I), 98% (etapa II-12h), 88% (etapa II-18h), 49% (etapa II-24h), 82% (etapa III-50%) e 89% (etapa III-100%), atendendo ao objetivo de polimento do lixiviado (remoção da biomassa algal).

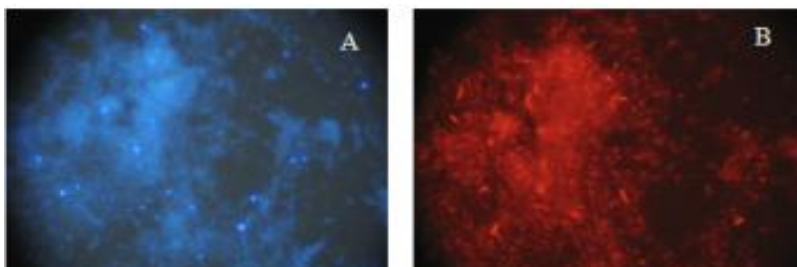
4.10.4 Lagoas de Estabilização

Os resultados aqui apresentados referentes as análises FISH e PCR foram adaptados do estudo realizado no mesmo sistema de lagoas por Fernandes (2009).

Análise de FISH (Hibridização Fluorescente in situ)

Por meio da técnica de FISH realizada durante a etapa I nas amostras da lagoa anaeróbia (L1) foram encontradas um grande número de Eubactérias (razão de células hibridizadas com EUB Mix e de células coradas com DAPI) sendo estas células, na sua maioria, bacilares, coloniais e homoganeamente dispostas no meio.

Nos primeiros meses desta primeira etapa, observou-se a concentração de Eubactérias (Figura 69) em torno de 80% (EUB/DAPI = 80/100). Esta relação (EUB/DAPI) indica a atividade metabólica das bactérias presentes no sistema de tratamento biológico (AMANN et al., 1995).



**Figura 69 – Células hibridizadas para análise de eubactérias (400x).
A) DAPI (100%) e B) EUB mix (\cong 70%)**

Bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e beta-proteobacteria), foram encontradas em pequena porcentagem, com valores máximos de 10%, mantendo-se com rara ocorrência durante todo o estudo. Este fato foi devido à baixa concentração de OD (próximo ou igual a 0 mg/L) nesta unidade ou ainda, devido ao alto pH encontrado (pH= 9,2), ocasionando aumento da concentração de amônia livre e inibição de organismos nitrificantes (BOOTHE et al., 2001).

Dentre os grupos presentes, Archaea e grupos de Archaea metanogênicas (*Methanosarina*, *Methanosaeta* e outros grupos Methanomicrobiales), foram encontrados em concentrações de até 35%. Metanogênicas são anaeróbias estritas, que partilham uma complexa bioquímica para síntese de metano como parte de seu metabolismo energético. Morfologicamente, apresentam-se como cocos, espirilos e sarcinas irregulares. Podem apresentar-se como Gram-positivas ou Gram-negativas, ainda que em organismos pertencentes a um mesmo

gênero (BEVERIDGE & SCHULTZE-LAM, 1996). A presença destes organismos foi coincidente com a baixa ocorrência de Eubactérias, determinando uma relação proporcionalmente inversa entre estes dois grandes grupos neste sistema.

O grupo de bactérias sulfato-redutoras (SRB) do gênero *Desulfobionaceae* foi também encontrado (Figura 70). Estes organismos realizam a redução do sulfato por via anaeróbia. As SRB necessitam de fontes de carbono orgânico (para a biomassa) e utilizam o sulfato como aceptor de elétrons para o seu metabolismo. Eles oxidam compostos orgânicos ou H_2 com a redução do sulfato, produzindo sulfeto. Geralmente, as SRB não se desenvolvem bem em pH com valores inferiores a 5,5 preferindo níveis mais elevados de alcalinidade (GOVINDO et al., 1999).

Frasconi et al. (2004) encontraram em duas lagoas anaeróbias elevadas concentrações (1-3 g/L) de *Amoebobacter pediformis*, que são bactérias anaeróbicas redutoras de enxofre.

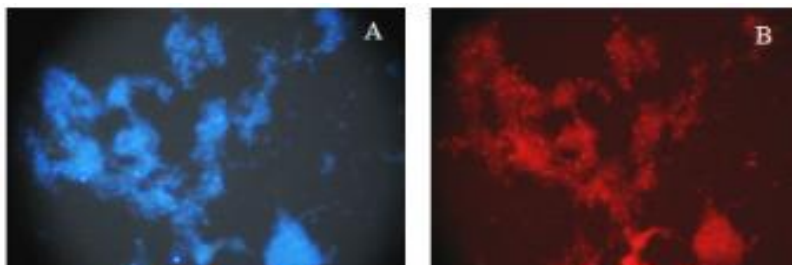


Figura 70 - Células hibridizadas para análise de bactérias do gênero *Desulfobionaceae* (1000x). (A) DAPI (100%) e B) DSV (\cong 20%)

Organismos *Anammox*, não foram detectados neste sistema de lagoa pela técnica de FISH. Esses oxidam amônio (NH_4^+) diretamente a nitrogênio gasoso (N_2) sendo o nitrito (NO_2^-), o aceptor de elétrons. O processo é autotrófico, utilizando CO_2 como única fonte de carbono (STROUS et al., 1998).

Ainda na etapa I, para as amostras coletadas na lagoa L2 (n= 8 análises) foram encontradas bactérias oxidadoras de amônia (NOS) entre 20 e 40% (NOS/DAPI= 20-40/100), *Nitrosomonas* (NEU) entre 10 e 25% (NEU/DAPI= 10-25/100) e bactérias *Nitrobacter* (NIT) em pequena porcentagem, com valores máximos de 15%.

Para as demais etapas analisadas, verificou-se um ligeiro aumento nas bactérias oxidadoras de amônia (30 a 40%) e nas bactérias nitrificantes NEU e NIT (10-25%). A concentração média de Eubactérias nas lagoas L1 e L2 permaneceram, durante todo o estudo, em 80% (EUB/DAPI = 80/100).

As amostras coletadas na lagoa L3 não puderam ser avaliadas em função da grande interferência de material algal na leitura das sondas.

Análise de PCR (Reação em Cadeia da Polimerase)

Na Figura 71 é apresentado o resultado da aplicação da técnica PCR, para amplificação do fragmento esperado, com bandas bem definidas na altura de 731pb de acordo com o marcador (M) utilizado, de 100pb. As amostras foram submetidas à amplificação de uma região do 16S, conforme descrito no item 3.7.2.

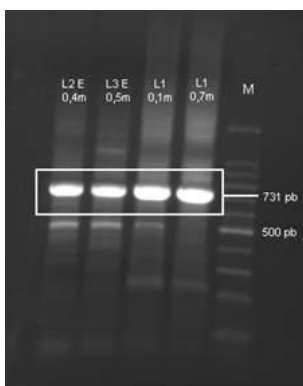


Figura 71 – Imagem da eletroforese em gel de agarose 1% das amostras coletadas nas lagoas L1, L2 e L3

Observações:

L2 E 0,4m – Amostra do ponto E da lagoa L2 na profundidade 0,4m

L3 E 0,5m – Amostra do ponto E da lagoa L3 na profundidade 0,5m

L1 0,1m – Amostra do ponto central da lagoa L1 na profundidade 0,1m

L1 0,7m – Amostra do ponto central da lagoa L1 na profundidade 0,7m

M – Marcador utilizado de 100 pb.

Os fragmentos amplificados pela PCR foram submetidos ao seqüenciamento e análise filogenética, cujos resultados mostraram que, organismos da lagoa L1 têm similaridade com o gênero *Pseudomonas* e organismos de lagoa L2 similaridade com o Filo Planctomycetes. Quanto à amostra provinda de lagoa L3, devido ao amplo poder de amplificação dos 150 primers (inespecíficos), diferentes seqüências de DNA foram amplificadas. Quando isso acontece, o seqüenciador não consegue fazer a leitura desse material, impossibilitando a identificação dos mesmos, o que acarretou na ausência da análise filogenética para esta unidade experimental.

Na Figura 72 está representada a árvore filogenética (neighbor-joining) resultante do seqüenciamento da amostra provinda da lagoa L1, baseada no 16S rDNA. As seqüências incluídas apresentam mais de 98% de similaridade com a amostra.

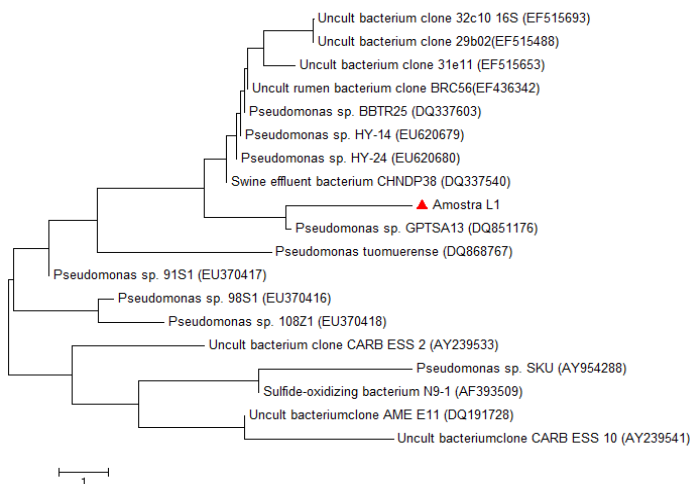


Figura 72 - Árvore filogenética neighbor-joining, baseada no 16S rDNA, de amostra provinda da lagoa L1. A seqüência encontrada está representada por um triângulo (▲). Somente seqüências com mais de 98% de similaridade foram incluídas. O número de acesso no GenBank está indicado entre parênteses

Na lagoa L2, organismos *Planctomycetes* mostraram-se presentes nos períodos amostrados. Conforme apresentado anteriormente, essa lagoa apresentou-se com fenômenos de florações algais recorrentes. É provável que exista uma associação entre a ocorrência dessas florações algais e o aumento no número de *Planctomycetes*, como relatado na

literatura científica. Granberg (1969) apud Ward (2006) observou aumento no número de Planctomycetes: *Pl. bekefii* e *Pl. condensatus* com o aumento sazonal de fitoplâncton mixotrófico. Outra evidência para esta hipótese é assegurada pelo fato do enriquecimento de Planctomycetes em laboratório ser favorecido pela presença de luz ambiente e conseqüentemente de organismos fototróficos de água doce conforme Starr & Schmidt (1989).

O resultado do seqüenciamento da amostra da lagoa L2, baseada no 16S rDNA resultou na árvore filogenética (neighbor-joining) representada na Figura 73, com as seqüências apresentando entre 94 e 95% de similaridade com a amostra.

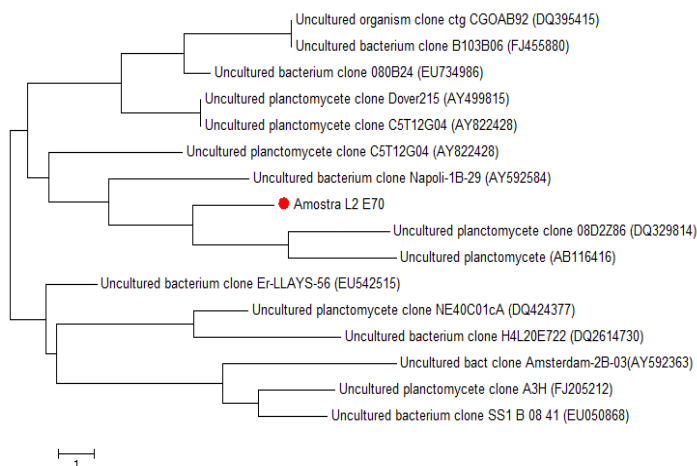


Figura 73 – Árvore filogenética neighbor-joining, baseada no 16S rDNA, de amostra provinda da lagoa L2. A seqüência encontrada está representada por um círculo (●). Seqüências com de similaridade entre 94 e 95% foram incluídas. O número de acesso no GenBank está indicado entre parênteses

4.11 METAIS E COMPOSTOS ORGÂNICOS

4.11.1 Metais

Na Tabela 23 estão apresentadas as concentrações de metais (Cr, Cu, Pb, Ni e Cd) encontrados no lixiviado no meio líquido nos pontos amostrais: EB, SL1, SL2 e SL3 e no lodo sedimentado (pontos de coleta “A” a “I”) nas lagoas L2 e L3. A nomeação dos pontos e coleta de lodo seguiu orientação descrita no item 3.6 da metodologia.

Tabela 23 – Concentrações de metais no lixiviado (líquido e lodo)

METAIS					
	Cr (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Ni (mg/L)	Cd (mg/L)
E.Bruto	0,15483	0,01107	0,00729	< ID	< ID
SL1	0,07133	0,00426	0,00368	0,00353	< ID
SL2	0,05200	0,00905	0,00355	< ID	< ID
SL3	0,03600	0,00359	0,00749	< ID	< ID
Lagoa L2					
A	0,09117	0,02172	0,01752	< ID	< ID
B	0,14017	< ID	0,02818	0,01267	< ID
C	0,10283	0,02177	0,02405	0,00354	< ID
D	0,10233	0,01155	0,00372	0,02289	0,00039
E	0,06750	0,00528	0,01653	< ID	< ID
F	0,07650	0,00377	< ID	< ID	< ID
G	0,09450	< ID	0,02011	0,00456	0,00021
H	0,12267	< ID	0,01669	0,00703	< ID
I	0,09183	0,00871	0,00353	< ID	< ID
Lagoa L3					
A	0,08817	0,05831	0,04337	0,01252	0,00067
B	0,17600	0,06576	0,10915	0,00500	0,00054
C	0,07300	0,00917	< ID	0,12508	< ID
D	0,09100	0,01343	0,02609	< ID	0,00033
E	0,16600	0,01725	0,01640	< ID	0,00093
F	0,10233	< ID	0,02704	0,01270	< ID
G	0,10000	< ID	0,01738	0,00372	< ID
H	0,09133	< ID	0,01588	0,11812	< ID
I	0,10017	< ID	0,01884	0,00582	< ID
ID (mg/L)	0,00019	0,00098	0,00117	0,00114	0,00007
VMP (mg/L)	0,5	1,0	0,5	2,0	0,2

ID = Índice de Detecção pelo aparelho

VMP = Valor máximo permitido para lançamentos de efluentes - CONAMA 357/2005

Os valores encontrados no efluente bruto ficaram bem abaixo dos padrões estabelecidos para o lançamento de efluentes determinados pelo CONAMA 357/2005. As maiores concentrações foram obtidas para o Cr (0,01107 mg/L) e o Pb (0,00729 mg/L). O aterro de Biguaçu está em operação há 20 anos, porém, registros mais antigos referentes à

concentração de metais neste lixiviado reafirmam as baixas concentrações de metais encontradas (STRELAU, 2006; ROEHR, 2007; RODRIGUES, 2007; MÁXIMO, 2007), tornando a alta concentração de amônia presente no lixiviado, como sendo o maior responsável pela toxicidade do efluente. Para Lange et al. (2009), a grande variabilidade de embalagens (ferrosas ou não) dispostas em aterros sanitários é a principal fonte de metais posteriormente encontrados nos lixiviados. Outra eventual fonte destas substâncias que também deve ser considerada está relacionada aos materiais de cobertura empregados nos aterros.

Ainda de acordo com Lange et al. (2009), a concentração de metais como Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd pode ser elevada em aterros jovens devido ao ambiente ácido que permite a solubilização dos íons metálicos. Com o passar do tempo, o pH tende a aumentar e essas concentrações tendem a diminuir. Em estudo realizado em dois módulos no aterro de Rio Preto/SP com idades de 20 e 10 anos, Celere et al. (2007) encontraram níveis de Cr, Cd, Cu, Mn e Hg abaixo dos limites máximos permitidos, no entanto os valores médios de Pb e Zn estavam acima dos limites especificados pelo CONAMA 357/2005, para ambas as unidades.

Segato et al. (2000), ao caracterizarem o lixiviado proveniente do aterro sanitário de Bauru/SP, detectaram concentrações de metais em torno de 200 mg/L para Zn, Cu e Fe e valores acima de 400 mg/L para Mn; enquanto Santos et al. (2009), avaliando a presença de metais nos mananciais superficiais localizados no entorno do aterro de Cuibá/MT, detectaram concentrações acima do estabelecido pela CONAMA 357/2005 somente para o Pb. Para os demais metais monitorados (Cu, Mn, Zn, Cr, Ni e Cd), as concentrações estavam abaixo dos padrões permitidos. Igualmente, Silva et al. (2004) verificaram baixas concentrações de metais em lixiviado do aterro sanitário de Gramacho/Rio de Janeiro/RJ, que tem características de lixiviado antigo, com relação DBO/DQO de 0,04. Oliveira et al. (2004) investigaram o acúmulo de metais pesados e a capacidade de impermeabilização do solo em célula do aterro de Muribeca/PE e obtiveram valores entre 0,2 a 4,4 mg/L para Cu; 0,01 a 6,9 mg/L para Cr; < 0,01 a 1,8 mg/L para Pb ; < 0,01 a 35 mg/L para Mn; 15 a 770 mg/L para o Fe; e de 24 a 1800 mg/L para o Al.

As remoções obtidas, para o sistema de lagoas em estudo, foram de 77% para o Cr e 68% para o Cu. O Pb, mesmo tendo redução de mais

de 50% na saída da lagoa L2, apresentou na saída do sistema (SL3) concentração ligeiramente superior àquela do lixiviado bruto, que pode ter sido decorrente de resolubilização desse metal acumulado no lodo sedimentado. O Ni foi detectado somente na saída da lagoa L2 com valor de 0,00353 mg/L e o Cd não foi detectado em nenhuma amostra do meio líquido (<ID). Em todos os pontos amostrados, as concentrações dos metais analisados estiveram abaixo do máximo estipulado pelo CONAMA 357/2005.

Thörneby et al. (2006) tratando lixiviados de aterro sanitário na Suécia utilizando três lagoas em série, obtiveram reduções de 65 a 95% em quase todos os metais monitorados, tendo as menores concentrações na saída do sistema para: Fe, Mn, Pb, Cd, Cu, Zn, Al, As e Hg. O sistema de lagoas (2 anaeróbias + 3 facultativas) monitorado por Frascari et al. (2004), no norte da Itália (Ter Monti), apresentou eficiências de remoção de: Zn 29%, Pb 65%, Ni 41%, As e Cd 25%, Cu 10%, Fe 30% e Mn 44%, e não houve remoção para o Al.

Quanto aos resultados obtidos nas amostras de lodo depositado nas lagoas L2 e L3, após 5 meses de sedimentação, verificou-se uma tendência ao acúmulo dos metais, principalmente do Cr e do Pb, porém em concentrações ainda muito baixas (< 0,5 mg/L). O Ni e o Cd estiveram presentes apenas em alguns pontos de amostragem dos lodos.

Na China, para diferentes aterros sanitários com idade variando entre 3 e 15 anos, Lou et al. (2009) verificaram que, exceto para o Pb, as concentrações encontradas para os metais nos lodos analisados, estavam em conformidade com o recomendado pela agência de proteção ambiental daquele país, para aplicação no solo (Cd \leq 3, Pb \leq 100, Cr \leq 300 em mg/kg resíduo seco).

4.11.2 Compostos Orgânicos

Neste estudo a amostragem para a determinação de compostos orgânicos foi realizada através da cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas, conforme detalhado no item 3.5. Em função de sua complexidade e do seu custo foram delimitadas 5 amostras durante este estudo: 1 do lixiviado bruto; 2 na saída da lagoa L3 e 2 na saída do filtro de pedras. Das duas amostras coletada na SL3 e SFP, uma foi realizada durante a etapa I (Funcionamento Convencional) e a outra durante a etapa II – 24 horas de aeração. Para a identificação dos

compostos orgânicos, foram selecionados somente os maiores picos presentes nos cromatogramas.

Da Figura 74 à Figura 78 estão apresentados os cromatogramas realizados no lixiviado bruto (EB) proveniente do aterro de Biguaçu/SC e nas amostras coletadas na saída da lagoa L3 (SL3) e na saída do Filtro de Pedras (SFP). Na Tabela 24 estão identificados os picos pré-selecionados (de “a” até “v”), suas identificações, fórmulas químicas, pesos moleculares e N° NIST; na Tabela 25 estão apresentados os compostos orgânicos encontrados que foram agrupados em classes orgânicas, para cada ponto amostral. No Apêndice F encontram-se as separações cromatográficas utilizadas na identificação dos compostos orgânicos.

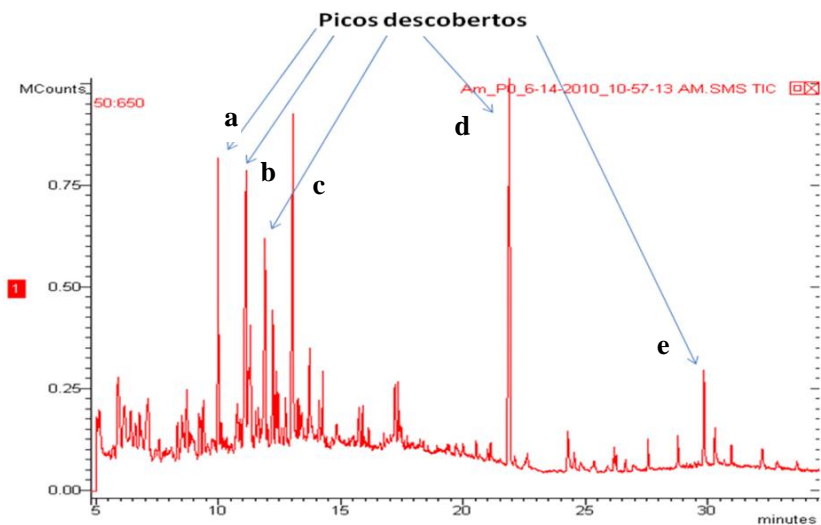
Efluente Bruto (EB)

Figura 74 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para o efluente bruto (EB)

Amostras da SL3 e SFP Etapa I – Funcionamento Convencional

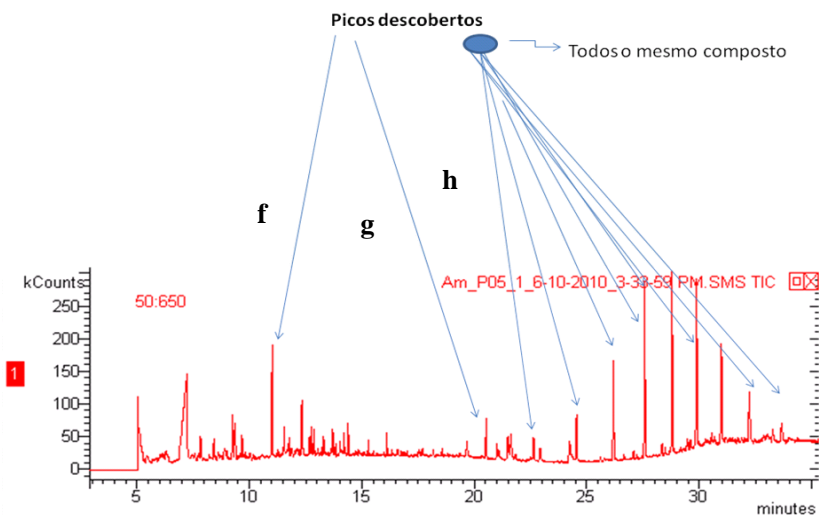


Figura 75 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída da lagoa L3 (SL3) – Etapa I- Funcionamento Convencional

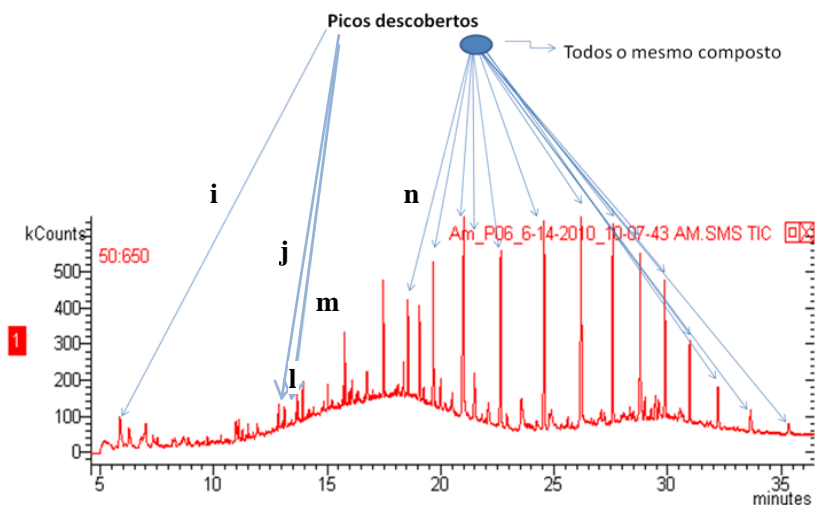


Figura 76 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída do filtro de pedras (SFP) - Etapa I- Funcionamento Convencional

Amostras da SL3 e SFP na Etapa II – 24 horas de aeração

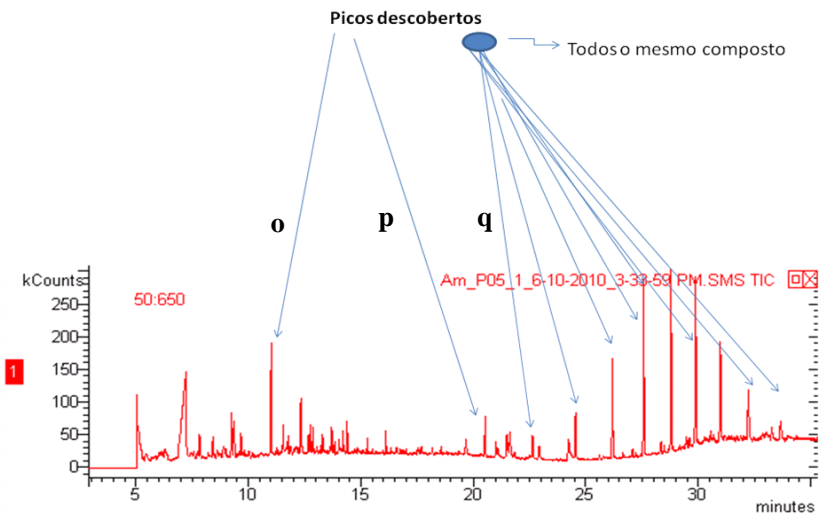


Figura 77 – Cromatograma de extração líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída da lagoa L3 (SL3) – Etapa III – 24 h de aeração

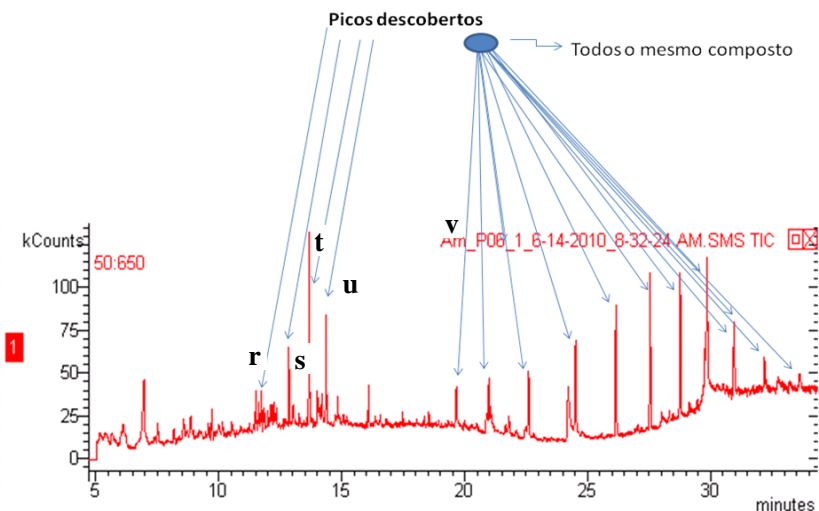


Figura 78 – Cromatograma de extração Líquido-líquido, Acetato de Etila – obtido para a saída do filtro de pedras (SFP) – Etapa III – 24 h de aeração

Tabela 24 – Identificações, fórmulas químicas, pesos moleculares e N° NIST dos picos encontrados nos cromatogramas

Compostos orgânicos					
Etapas	Identificação	Nome	Fórmula	Peso molecular (g/mol)	N° NIST
EB	a	4-Oxo-4-(para-tolyl) – butiric acid	C ₁₁ H ₁₂ O ₃	192	340777
	b	4-methyl – ethylester - benzenesulfonic acid	C ₉ H ₁₂ O ₃ S	200	72992
	c	2-Diethylaminomethyl-1-phenyl-butan-1-ol	C ₁₅ H ₂₅ NO	235	297309
	d	(Bis (2 – ethylhexyl) phthalate	C ₉ H ₁₂ O ₃ S	390	229113
	e	Cholestan-3-ol, (3β,5β)	C ₂₇ H ₄₈ O	388	332888
SL3	f	4-methyl – ethylester - benzenesulfonic acid	C ₉ H ₁₂ O ₃ S	200	72992
Etapa I	g	(Bis (2 – ethylhexyl) phthalate	C ₉ H ₁₂ O ₃ S	390	229113
F.Padrão	h	Tritetracontane	C ₄₃ H ₈₈	604	18498
SFP	i	1H-Inden-1-one, 2,3-dihydro	C ₉ H ₈ O	132	231942
	j	Bis(1-chloro-2-propyl)(3-chloro-1-propyl)phosphate	C ₉ H ₁₈ C ₁₃ O ₄ P	327	288242
	Etapa I	Cyclononasiloxane, octadecamethyl	C ₁₈ H ₃₄ O ₉ Si ₉	666	153822
	F.Padrão	m	Phthalic acid, isopropyl octyl Ester	C ₁₉ H ₂₈ O ₄	320
	n	Tritetracontane	C ₄₃ H ₈₈	604	18498
SL3	o	4-methyl – ethylester - benzenesulfonic acid	C ₉ H ₁₂ O ₃ S	200	72992
Etapa II-24h	p	8-Benzylamino-7-chloro-5,6-quinolinedione	C ₁₆ H ₁₁ C ₁ N ₂ O ₂	298	254935
Aeração	q	Tritetracontane	C ₄₃ H ₈₈	604	18498
SFP	r	Spiro-1-(cyclohex-2-ene)-2'-(5'-oxabicyclo [2.1.0] pentane), 1',4',2,6,6-pentamethyl	C ₁₄ H ₂₂ O	206	196000
Etapa II-24h	s	Bis(1-chloro-2-propyl)(3-chloro-1-propyl)phosphate	C ₉ H ₁₈ C ₁₃ O ₄ P	327	288242
Aeração	t	1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl 2-methylpropyl Ester	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278	1343
	u	(7,9-Di-terc-butil-1-oxaspiro(4,5) deca-6,9-dieno-2,8-diona	C ₁₇ H ₂₄ O ₃	276	279726
	v	Tritetracontane	C ₄₃ H ₈₈	604	18498

Tabela 25 - Classificação dos compostos orgânicos

Compostos orgânicos					
Classe	Lixiviado	Etapa I - F.Padrão		Etapa II - 24 h aeração	
	EB	SL3	SFP	SL3	SFP
Alcanos		x	x	x	x
benzeno-sulfônicos	x	x		x	
Éteres					x
Fosfatos orgânicos			x		x
Ftalatos	x	x	x		x
Colesteróis	x				
Acido carboxílicos	x				
Siloxanos			x		
Cetonas			x		x
Quinolindiona		x			
Alcoóis	x				

Um vasto número de poluentes orgânicos pode contribuir para a toxicidade dos lixiviados, sendo mais frequentemente encontrados: bisfenol A (COORS et al., 2003), ftalatos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) (MARTTINEN et al., 2003; ÖMAN & JUNESTEDT, 2007), fenóis (MOR et al., 2006) e pesticidas (BRAS et al., 2000; ÖMAN & JUNESTEDT, 2007), entre outros.

Bacelar et al. (2009) realizaram análises de compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis em amostras de vapor de lixiviado condensado (evaporação forçada), detectaram 18 compostos, dentre 62 parâmetros analisados. Foram identificados, dentre outros: Fenol, Naftaleno e Bis(2-etilhexil) Phtalato, Benzo[a]antraceno e Fluoranteno.

Thörneby et al. (2006), utilizando a técnica GC/MS, identificaram mais de 200 picos de compostos orgânicos presentes em lixiviados, coletados em diferentes pontos do sistema de tratamento (3 lagoas de estabilização em série) de aterro sanitário na Suécia. De 21 grupos investigados, 17 sofreram redução de 97% e 4 apresentaram eficiência de remoção entre 81 e 94%. Os autores também detectaram a presença de compostos aromáticos, bifenóis, cloro-benzenos, naftalenos, hidrocarbonetos poli aromáticos (PAHs), fenóis, tiofenóis, terpenos e bifenóis poli clorados (PCBs), além de compostos que também foram encontrados no lixiviado do aterro de Biguaçu (alcanos, benzeno-sulfônico, éteres, fosfatos orgânicos e ftalatos).

Strelau (2006), caracterizando os lixiviados dos aterros de Santa Catarina, identificou mais de 20 compostos orgânicos para o aterro de

Biguaçu, dentre eles o ftalato de di-2-etilhexila, que foi também identificado nesta pesquisa. Igualmente, esse composto foi identificado por Castillo e Barceló (2001) em lixiviado de aterro sanitário em Portugal. Segundo os autores, os ftalatos são freqüentes em águas residuárias industriais devido ao uso intensivo de plastificantes desde os anos 1930, a maioria tem efeito pouco tóxico (LD_{50} de 10,3 a 33 g/kg), embora eles sejam perturbadores endócrinos.

No presente trabalho, foram detectados também ácidos, alcoóis e colesteróis somente no lixiviado bruto. A maioria dos compostos encontrados, porém, não foi removida no sistema de tratamento.

De acordo com Chen e Liu (2006), o tratamento biológico aeróbio é ineficiente na remoção de compostos cíclicos aromáticos, como os ácidos fúlvicos e compostos dos grupos carboxilas e hidroxilas. Enquanto, Marttinen et al. (2003) relatam que mais de 80% dos ftalatos, presentes em lixiviados de aterros sanitários da Finlândia, foram removidos via processos biológicos de nitrificação-desnitrificação. Na presente pesquisa, porém, esse processo só ocorreu a partir da aplicação da areação – 18 horas e em pequena escala, como discutido nos resultados apresentados para os compostos de nitrogênio, item 4.7.

Resultados obtidos pela UFMG na caracterização de lixiviado do aterro de Belo Horizonte, através da GC/MS, apontam para predominância de ácidos, seguida pela classe de compostos cíclicos e fenólicos (LANGE et al., 2009). Observou-se ainda que, muitos dos compostos identificados podem ser produtos de biodegradação microbiana e hidrólise dentro da própria célula de aterramento, enquanto outros podem ter origem sintética, ou seja, são produtos que podem ter sido liberados de embalagens de desinfetantes, plastificantes, produtos de higiene pessoal e produtos de limpeza.

4.12 ENSAIOS DE TOXICIDADE

Na Tabela 26 estão apresentados os resultados médios obtidos nos ensaios de toxicidade e seus respectivos fatores de diluição (FD). Estes representam a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observam efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste, no caso o microcrustáceo *Daphnia magna*, conforme ABNT, 2003a.

Tabela 26 - Resultados dos ensaios de toxicidade

Local	CE(I) ₅₀ 48 h Etapa I _(n=5)	CE(I) ₅₀ 48 h Etapa II-12h _(n=2)	CE(I) ₅₀ 48 h Etapa II-18h _(n=2)	CE(I) ₅₀ 48 h Etapa II-24h _(n=2)	CE(I) ₅₀ 48 h Etapa III-50% _(n=2)	CE(I) ₅₀ 48 h Etapa III-100% _(n=2)
EB	7,33	1,81	4,65	3,44	2,81	2,98
SL1	10,65	3,03	3,93	4,43	4,01	2,15
SL2	23,46	3,83	9,15	11,83	31,03	10,77
SL3	32,62	8,51	12,68	31,37	41,43	25,1
SFP	24,85	70,71	*	84,08	48,49	98,89
Fator Diluição	4	2	8	4	3	2
Redução da toxicidade (%)	71	97	63	96	94	97

Verificou-se que durante todo o estudo, o lixiviado bruto (EB) se apresentou bastante tóxico. Ao passar pelas unidades de tratamento, havia diminuição de sua toxicidade, chegando a reduções significativas na saída do sistema (SFP). Olivero-Verbel et al. (2008), para aterro sanitário localizado em Cartagena, Colômbia, observaram que a toxicidade do lixiviado era dependente do aumento na fração orgânica, representada pela DQO, e da concentração de Cd. Este último devido a uma possível associação com compostos orgânicos complexos.

Em vários aterros na Suécia e Lituânia, Svensson et al. (2005) atribuíram a toxicidade do lixiviado à presença de amônia e poluentes orgânicos, com resultados similares encontrados no Brasil (SILVA et al., 2004) e na Itália (PIVATO & GASPARI, 2006).

Castillo e Barceló (2001) ressaltam que existe uma boa correlação entre a toxicidade para *Daphnia magna* e a presença de compostos químicos orgânicos nos lixiviados, tais como isômeros de fenóis, alcoóis poliethoxilados e vários ftalatos. Alguns desses foram detectados nas análises dos compostos refratários na presente pesquisa.

Na etapa I (funcionamento convencional), a remoção de toxicidade foi de 71% com fator de diluição (FD) igual a 4. Na Etapa II-18horas de aeração, por não haver resultados das amostras da saída do filtro de pedras (perda das amostras), a eficiência nesta etapa foi calculada entre a entrada do sistema (EB) e a SL3, sendo de 63%. Nas demais etapas do estudo foram alcançadas remoções acima de 90% com fator de diluição (FD) ≤ 4 .

No geral, o tratamento efetuado pelo sistema de lagoas atendeu a Portaria 017 de 2002 da Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA), a qual estabelece fator de diluição máximo de

8 para efluentes de aterros sanitários. O lixiviado teve sua toxicidade removida, com eficiência superior a 90%, apresentando-se muitas vezes com características de “pouco tóxico”.

Para o lixiviado do mesmo aterro em estudo, Finkler (2002), avaliou seus efeitos tóxicos usando bioindicador *Daphnia magna*, obteve toxicidade variando de 10 a 25,97 UT para o efluente bruto e “não tóxico” para o efluente tratado nas lagoas do aterro sanitário; Silva (2007) utilizando lagoas de estabilização em série, em escala piloto (1m³) obteve remoção da toxicidade em torno de 93%; e Luz (1998), utilizando *Poecilia reticulata*, como bioindicador, obteve remoção da toxicidade na ordem de 90% em sistema composto por 4 lagoas em série.

Ferreira et al. (2009b) avaliaram a eficiência do tratamento combinado do lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário de estação de tratamento (ETE Icaraí/RJ) realizando ensaios toxicológicos com peixes *Danio rerio* e microscrustáceos *Daphnia similis*. Os ensaios mostraram que, embora o lixiviado tenha elevada toxicidade variando entre 32 a 64 FD, o tratamento combinado apresentou efluente com baixa toxicidade (8 FD), atendendo a legislação estadual do Rio de Janeiro.

Para tratamento de lixiviado utilizando ozônio, Gotvajn et al. (2009) relatam que a toxicidade do lixiviado aumentou, em testes com *Vibrio fischeri*, quando foi aplicado ozônio durante 10 minutos, e permaneceu a mesma nos testes utilizando *Daphnia magna*, mesmo após 120 minutos de aplicação do ozônio.

O pós-tratamento de efluente de sistema de lagoas de estabilização com processo eletrolítico utilizando eletrodos de alumínio; ferro; ferro+grafite; e alumínio+grafite, para lixiviado de aterro sanitário, foi estudado no âmbito das pesquisas do PROSAB, Edital 4 (CASTILHOS et al., 2006). Os resultados obtidos para os ensaios toxicológicos revelaram que o lixiviado bruto, cuja CE (I) 50_{48h} era de 4%, aumentou para 70% na saída do sistema de lagoas. Nas situações em que houve o uso de eletrodos de alumínio, ocorreu um aumento da toxicidade, cujos valores da CE (I) 50_{48h} foram reduzidos para 4,3% (eletrodos Al) e 2,9% (eletrodos Al+grafite). O uso de eletrodos de ferro não alterou a toxicidade das amostras (CE (I) 50_{48h} > 50%).

4.13 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO: LAGOAS + FILTRO DE PEDRAS

Neste trabalho, o software STATISTICA® 6.0 (STATSOFT, Inc., 2001), foi usado para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos das amostras coletadas ao longo do monitoramento, conforme detalhado no item 3.8. Na Tabela 27 são apresentadas as variáveis monitoradas, que tiveram suas médias comparadas pelo Teste de Tukey, onde valores de mesma letra representam médias sem diferenças estatísticas significativas para $p < 0,05$ (5%).

Tabela 27 – Análise estatística das principais variáveis de monitoramento do sistema, aplicada nos pontos amostrais (EB, SL3 e SFP) para as três etapas do estudo, $p < 0,05$.

	Etapa I - F.P			Etapa II - 12h			Etapa II - 18h		
	EB	SL3	SFP	EB	SL3	SFP	EB	SL3	SFP
NTK (mg/L)	1294 a	242 b	256 b	1909 a	551 b	578 b	1088 a	203 b	227 b
Amônia (mg/L)	1029 a	166 b	213 b	1342 a	403 b	397 b	798 a	124 b	208 b
DQO _T (mg/L)	30356 a	1357 b	1327 b	2019 a	977 b	957 b	1579 a	926 b	834 b
DQO ₅ (mg/L)	2644 a	1204 b	1204 b	1770 a	877 b	920 b	1313 a	757 b	761 b
DBO ₅ (mg/L)	1141 a	222 b	187 b	323 a	154 b	99 b	703 a	209 b	123 b
COD (mg/L)	508 b	220 b	346 b	565 a	367 b	321 b	454 a	282 b	215 b
SST (mg/L)	443 a	276 b	228 b	707 a	356 a,b	201 b	351 a	334 a	146 b
Cor (UC)	4634 a	3576 b	2453 c	5258 a	3591 b	2921 b	3147 a	2557 a	1578 b
Turbidez (NTU)	118 a	72 b	47 c	217 a	49 a	31 a	84 a	40 b	23 b
Clorofila (μ g/L)	*	452 a	64 b	*	449 a	6 b	*	661 a	77 b
	Etapa II - 24h			Etapa III - 50%			Etapa III - 100%		
	EB	SL3	SFP	EB	SL3	SFP	EB	SL3	SFP
NTK (mg/L)	1266 a	68 b	35b	1630 a	91 b	47 b	1518 a	124 b	19 b
Amônia (mg/L)	1011 a	40 b	13 b	1473 a	74 b	27 b	1385 a	162 b	9 b
DQO _T (mg/L)	1990 a	637 b	562 b	2378 a	653 b	550 b	2406 a	946 b	487 b
DQO ₅ (mg/L)	1626 a	493 b	509 b	2021 a	547 b	479 b	1809 a	787 b	343 b
DBO ₅ (mg/L)	582 a	116 b	55 b	442 a	194 b	76 c	1153 a	204 b	46 b
COD (mg/L)	467 a	203 b	154 b	668 a	243 b	202 b	544 a	244 b	101 c
SST (mg/L)	346 a	160 b	120 b	567 a	180 b	98 b	575 a	232 a	186 a
Cor (UC)	3642 a	1722 b	1324 b	4336 a	2291 b	1229 b	4274 a	2324 b	1422 b
Turbidez (NTU)	83 a	30 b	29 a,b	121 a	27 b	15 b	156 a	22 b	20 b
Clorofila (μ g/L)	*	441 a	226 b	*	489 a	86 b	*	326 a	37 b

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey

Através do Teste de Tukey, verificou-se que, para a maioria das variáveis, o sistema de tratamento apresentou diferença significativa nas concentrações de entrada e saída do sistema, em todas as etapas

estudadas, exceto para Turbidez (etapa II-12h), Cor (etapa II-18h) e SST (etapa II-18h e etapa III-100%).

A presença do filtro de pedras no polimento do lixiviado apresentou diferenças significativas nas concentrações de Cor e Turbidez (etapa I), DBO_F (etapa III-50%), COD (etapa III -100%) e Clorofila *a* (todas as Etapas), mostrando sua importância no sistema de tratamento como unidade de polimento.

Para as demais variáveis, o tratamento não promoveu remoção estatisticamente significativa entre as amostras coletadas na SL3 e na SFP, mesmo sendo o filtro de pedras responsável pela remoção média de 30% das variáveis NTK, Amônia e SST; e de 13% das variáveis DQO_T e DQO_S .

O processo de remoção dos filtros de pedras é principalmente físico, porém pode haver o desenvolvimento de biofilme no leito filtrante, com remoção biológica dos poluentes, conforme observado por Gomes (2010). O qual, utilizando filtro de pedras no tratamento de dejetos de suínos, observou a remoção adicional de matéria orgânica de até 50% nos períodos em que o biofilme apresentava-se mais estável, bem como sua significativa redução com o desprendimento do biofilme.

Não foi observada a formação de biofilme na superfície das pedras do filtro de pedras em estudo, dessa forma, acredita-se que não houve a interferência destes fatores na eficiência de remoção no sistema de tratamento.

Não foram encontradas na literatura, bibliografias referentes à utilização do filtro de pedras no tratamento de lixiviados, mas na avaliação de um sistema de tratamento de esgoto sanitário formado por reator UASB seguido por três lagoas em série e um filtro de pedras, Von Sperling et al. (2008) evidenciaram que o filtro de pedras foi eficiente na remoção de DBO , DQO e sólidos suspensos totais (21%, 45% e 58%, respectivamente) devido à presença da matéria orgânica particulada, formada principalmente por algas. Para amônia, fósforo total e coliformes, a atuação do filtro foi pequena, sendo mesmo negativa no caso da amônia.

Sezerino et al. (2005), avaliaram o comportamento de filtro de pedras em escala piloto com taxa de $0,17m^3/m^3/d$, tratando efluente de lagoas de esgoto sanitário e obtiveram uma remoção de 83% dos sólidos suspensos.

Para dejetos suínos, Oliveira (2008) estudou o desempenho de um filtro de pedras de fluxo horizontal no pós-tratamento do efluente de lagoa de maturação, obteve como resultados 17% de remoção de sólidos suspensos e 36% de remoção de clorofila *a*. Gomes (2010) aplicando uma taxa de $0,10 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ em filtro de pedras de fluxo ascendente, tratando efluente de lagoa facultativa, apresentou uma remoção de 48% de sólidos suspensos (188 mg/L na saída) e 88% de clorofila *a* (20 $\mu\text{g/L}$ na saída).

Nas Tabela 28 e Tabela 29, são apresentados os resultados obtidos no sistema de tratamento para a saída da L3 e do Filtro de Pedras, respectivamente, a fim de verificar qual das 3 etapas predefinidas melhor contribuiu na remoção das variáveis monitoradas.

Tabela 28 – Análise estatística das variáveis de monitoramento do sistema, aplicada na saída da Lagoa L3 (SL3) para as três etapas do estudo

SL3	Etapa I - F.P	Etapa II - 12h	Etapa II - 18h	Etapa II - 24h	Etapa III - 50%	Etapa III - 100%
NTK (mg/L)	242 b	551 a	203 b,c	68 d	91 c,d	124 c,d
Amônia (mg/L)	166 b	403 a	124 b,c,d	40 d	74 c,d	162 c,b
DQOT (mg/L)	1357 a	977 b	926 b	637 b	653 b	946 b
DQOs (mg/L)	1204 a	877 a,b	757 b	493 b	547 b	787 b
DBOF (mg/L)	222 a	154 a	209 a	116 a	194 a	204 a
COD (mg/L)	220 a,b	367 a	282 a,b	203 b	243 b	244 b
SST (mg/L)	276 a,b	356 a	334 a	160 b	180 b	232 a,b
COR (uc)	3576 a	3591 a	2557 b	1722 b	2291 b	2324 b
Turbidez (NTU)	72 a	49 b	40 b,c	30 c,d	27 c,d	22 d
ST (mg/L)	5488 b	6772 a	3954 c	4242 c	4830 b,c	4835 b,c
SV (mg/L)	1049 a	1228 a	921 a	996 a	763 a	956 a
SF (mg/L)	4426 b	5544 a	3033 d	3246 c,d	4066 b,c	3966 b,c
Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	463 a,b	449 a,b	661 a	441 a,b	489 a,b	326 b
Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.						

Tabela 29 – Análise estatística das variáveis de monitoramento do sistema, aplicada na saída do Filtro de Pedras (SFP) para as três etapas do estudo

SFP	Etapa I - F.P	Etapa II - 12h	Etapa II - 18h	Etapa II - 24h	Etapa III -50%	Etapa III - 100%
NTK (mg/L)	256 b	578 a	227 b	35 c	47 c	19 c
Amônia (mg/L)	213 b	397 a	208 b	13 b,c	27 c	11 c
DQOT (mg/L)	1327 a	957 a,b	834 b	562 b	550 b	487 b
DQOs (mg/L)	1228 b	920 b,c	761 b,c	509 b,c	479 c	343 c
DBOF (mg/L)	187 a	99 a,b	123 a,b	55 a,b	76 b	46 b
COD (mg/L)	346 a,b	321 b	215 a,c	154 c,d	202 a,c	101 d
SST (mg/L)	228 a	201 a,b	146 a,b	120 a,b	98 b	186 a,b
COR (uc)	2453 a,b	2921 a	1578 c	1324 b,c	1229 c	1422 c
Turbidez (NTU)	47 a	31 b	23 b,c	29 b,c	15 c	20 b,c
ST (mg/L)	5347 b	7537 a	3866 b,c	4559 b,c	4375 b,c	2639 c
SV (mg/L)	1118 a	1623 a	635 a	884 a	668 a	468 a
SF (mg/L)	4422 b	6502 a	3231 b,c	3675 b,c	3707 b,c	2305 c
Clorofila (µg/L)	64 b	6 b	77 b	226 a	86 b	37 b
Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.						

Observa-se que os compostos nitrogenados apresentaram diferenças estatisticamente significativas partir da etapa II- 18 horas de aeração; não havendo na recirculação variação destas condições em relação às etapas com aeração.

Para a fração carbonácea, não houve diferenças estatísticas entre as etapas aeradas e aeradas/recirculadas. O lixiviado apresenta grande parcela de compostos recalcitrantes, que não são degradados pelos organismos normalmente presentes nos sistemas biológicos de tratamento, necessitando de técnicas mais específicas para sua remoção (CONTRERA, 2008). Na saída do filtro de pedras somente para COD houve diferença na concentração, estatisticamente relevante (Etapa III 100%), quando comparada às etapas iniciais.

Para cor e turbidez ficou evidenciada a importância da aeração na remoção destas variáveis, onde as diferenças estatísticas foram mais relevantes tanto em SL3 quanto na SFP.

Diante disto, pode-se concluir que a etapa de aeração teve grande importância na remoção da maioria das variáveis analisadas, sobretudo a partir da aeração de 18 horas; mas que a complementação do tratamento com recirculação não proporcionou, estatisticamente, grandes diferenças. O objetivo principal da recirculação era proporcionar a desnitrificação do nitrato produzido na lagoa L2. No entanto, em função do elevado pH (>9), o processo de nitrificação na lagoa L2 foi inibido, havendo nitrificação parcial, como observado nos trabalhos de Hossaka et al. (2009), Altinbas (2009) e Alvim et al. (2009), entre outros.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONCLUSÕES

Neste trabalho foi estudada uma série de três lagoas e filtro de pedras, construídas em escala piloto no tratamento de lixo de aterro sanitário. O monitoramento do sistema de tratamento foi efetuado durante 111 semanas, para diferentes condições operacionais: Etapa I (Funcionamento Convencional), Etapa II (Aeração 12, 18 e 24 horas) e Etapa III (recirculação 50 e 100 %). Os resultados obtidos foram analisados por meio de eficiência de remoção das variáveis monitoradas, avaliações nictemerais, perfis verticais e horizontais, balanço de nitrogênio, compostos recalcitrantes, toxicidade e estudo estatístico.

Para as condições operacionais do estudo, as seguintes conclusões foram obtidas:

- a) Ocorrência de estratificação sazonal e variações diárias:
 - Houve estratificação sazonal na coluna d'água das lagoas fotossintéticas (L2 e L3) para a temperatura e o oxigênio dissolvido, cujos maiores valores foram registrados no estrato superficial.
 - Houve variação diária (nictemeral) nas lagoas L2 e L3 para as variáveis temperatura, DQO_T e clorofila *a*. A temperatura foi à variável que apresentou maior amplitude de variação horária. A DQO_T ao longo da coluna d'água apresentou os menores valores durante o dia e os maiores a noite, em virtude do processo de tratamento algal se reduzir no período noturno. Os maiores valores de clorofila *a*, tanto na lagoa L2 como na lagoa L3 ocorreram na primavera.

- b) Desempenho do sistema na remoção carbonácea:
 - A remoção da variável DQO nas três etapas estudadas variou entre 38 e 85%, com os menores valores registrados na etapa I (funcionamento convencional) e os maiores valores registrados nas etapas de aeração 24hs (II) e recirculação 50% e 100% (III). Para esta variável, a adição do filtro de pedras proporcionou um

aumento na remoção média da DQO_T acima de 20%, na linha de tratamento, mesmo não sendo sua função principal, já que é um tratamento físico. As menores concentrações efluentes foram de 536 mg/L para a SL3 e de 378 mg/L para a SFP, alcançadas na etapa III - 50% recirculação. Esta DQO_T remanescente atribuiu-se aos compostos orgânicos recalcitrantes, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários e também pela matéria algal em suspensão que foi retida apenas parcialmente no FP.

- Para a DQO solúvel evidenciou-se um comportamento muito semelhante ao observado na DQO total. Para as três etapas, as remoções variaram entre 35 e 83%. Os melhores desempenhos para esta variável foram obtidos na etapa III, onde a remoção foi de 72% e 82%, com concentrações de 401 mg/L na SL3 e de 339 mg/L na SFP, respectivamente.
- A relação DBO/DQO foi 0,38 (Etapa I), 0,29 (Etapa II) e 0,28 (Etapa III) indicando que o lixiviado do aterro de Biguaçu, possui características de “lixiviado intermediário”, com aproximadamente 20 anos.
- A variável COD apresentou também um comportamento muito semelhante ao da DQO_T , onde as melhores eficiências de remoção foram obtidas nas etapas II e III, retratando que o sistema de lagoas de estabilização com aeração e recirculação, tratando lixiviado com baixa biodegradabilidade, alcançou remoções significativas quando comparadas a processos físico-químicos de tratamento, mais onerosos e que exigem mão-de-obra qualificada para sua operação.
- A concentração média de turbidez do efluente bruto manteve-se em torno de 100 NTU e os valores médios de turbidez na saída do sistema foram diminuindo ao longo das etapas estudadas, variando de acordo com as características do lixiviado. As remoções médias obtidas foram de 64% (Etapa I), 67% (Etapa II) e 84% (Etapa III), confirmando o tratamento com aeração 24 horas como sendo a melhor condição para remoção desta variável.
- Para a cor foram alcançadas remoções na ordem de 48% (Etapa I), 46% (Etapa II) e 68% (Etapa III). O efluente final apresentou concentrações médias de 2.379 UC (Etapa I), 2.150 UC (Etapa

II) e 1.428 UC (Etapa III), confirmando ser a remoção da cor, ainda, um grande desafio no tratamento de lixiviados. Neste estudo, os valores de cor estiveram diretamente ligados aos sólidos fixos, que representavam 80% dos sólidos totais presentes no lixiviado.

c) Desempenho do sistema na remoção de nutrientes:

- O fósforo presente na forma de ortofosfato no líquido foi detectado em apenas algumas amostras durante o período de monitoramento. Nas etapas I e II-12horas foram encontradas concentrações médias elevadas, quando comparadas aos demais pontos monitorados na saída da lagoa L2. Nas etapas seguintes as concentrações médias permaneceram em torno de 14 mg/L. No lodo sedimentado verificou-se que as “placas de fluxo”, instaladas nas entradas e saídas das lagoas L2 e L3, proporcionaram a retenção material sedimentado e as maiores concentrações de fósforo nessas lagoas.
- Para a remoção nitrogenada, o sistema apresentou remoções de 80% (Etapa I), 75% (Etapa II) e 99% (Etapa III) de NTK, com concentração afluente variando de 938 a 2.089 mg/L e concentração efluente entre 16 e 608 mg/L. Assim como observado para a matéria carbonácea, o filtro de pedras também atuou na remoção dos compostos nitrogenados. Para a amônia, o melhor desempenho do sistema ocorreu na etapa III-100% de recirculação, onde a concentração média efluente foi de 8 mg/L, valor muito abaixo do estabelecido pela legislação ambiental CONAMA 357/2005, que determina uma concentração máxima de amônia de 20 mg/L para lançamentos de efluentes. A presença de nitritos foi detectada nas lagoas L2 e L3 somente a partir da etapa II, com aeração de 18 horas; os nitratos estiveram presentes em apenas 20% das amostras, indicando a ocorrência de nitrificação parcial, com acúmulo de nitritos no meio. No filtro de pedras, a presença de nitrito e nitrato foi maior na etapa III-50%, com concentrações médias de 51 mg/L e 4 mg/L na saída do filtro, respectivamente.
- O balanço do nitrogênio realizado para as lagoas L2 e L3 revelou que a principal forma de transformação de nitrogênio foi através da sedimentação, seguida por volatilização e

assimilação algal. A nitrificação/desnitrificação foi observada somente a partir da etapa de recirculação, onde os percentuais alcançados superaram, em média, a remoção via assimilação algal.

d) Diversidade microbiana e planctônica

- O sistema de lagoas apresentou baixa diversidade fitoplanctônica, com predomínio de alguns grupos algais, que foram abundantes em todo sistema. Para todas as etapas, observou-se na lagoa L1 a presença de bacterioplâncton do tipo cocos, espirilos e bastonetes e a ausência dos demais grupos planctônicos. Nas lagoas L2 e L3, observaram-se as presenças dos fitoflagelados dos gêneros *Chlamydomonas* e *Cryptomonas* durante a etapa I.
- Na etapa de aeração, observou-se diminuição do fitoplâncton nas lagoas fotossintetizantes e elevada incidência de organismos ciliados, livres natantes. A partir da aeração 18 horas, verificaram-se sinais de restabelecimento do sistema de lagoas com o aparecimento, de organismos ciliados (zooplâncton), *Navícula*, *Chlamydomonas* e *Cryptomonas* e na etapa 24 horas de aeração, observou-se novamente uma queda brusca do fitoplâncton e de clorofila *a* em L2 e L3, registrou-se inúmeras florações algais ocorridas ao longo desta etapa.
- Na etapa de recirculação, com o sistema de lagoas sob a aeração 24 horas (L2) e recirculação de lixiviado tratado (50% e 100%), verificou-se na L2 a presença de algas verdes dos gêneros *Chlorella*, *Chlamydomonas* e diatomáceas, e ciliados, presumindo-se desta forma, que esta condição (aeração/recirculação) da lagoa possibilitou o aparecimento de maior diversidade de organismos. Na lagoa L3, observou-se pouca variação, mantendo-se a predominância e abundância de algas flageladas do gênero *Chlamydomonas*.
- Pela análise FISH, os grupos bacterianos presentes na L1 eram formados principalmente por Eubactérias em concentrações elevadas; pouca incidência de Archae bactérias; presença de bactérias sulfato redutoras em todo período experimental, e rara ocorrência de bactérias nitrificantes.

- A análise de PCR evidenciou a presença do gênero *Pseudomonas* e *Planctomycetes* em L1 e L2, respectivamente, servindo como indicador ambiental para condições eutróficas.
- e) Remoção de compostos refratários e toxicidade do lixiviado
- Os valores encontrados para os metais (Cr, Cu, Pb, Ni e Cd), no meio líquido e no lodo sedimentado nas lagoas, ficaram bem abaixo dos padrões estabelecidos para o lançamento de efluentes determinados pelo CONAMA 357/2005.
 - No lixiviado bruto foram detectados compostos orgânicos tais como ácidos, alcoóis colesteróis e ftalato de di-2-etilhexila, entre outros compostos geralmente identificados nesse tipo de efluente. A maioria dos compostos porém, não foi removida no sistema de tratamento de lagoas + filtro de pedras.
 - Nos ensaios de toxicidade, realizados com o microcrustáceo *Daphnia magna*, verificou-se que durante todo o estudo, o lixiviado bruto (EB) se apresentou bastante tóxico. Ao passar pelas unidades de tratamento, havia diminuição de sua toxicidade chegando a reduções significativas (> 90%) na saída do sistema (SFP), atendendo a Portaria 017 de 2002 da Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA).
- f) Avaliação estatística do desempenho do sistema para as condições operacionais estudadas
- Para a maioria das variáveis, o sistema de tratamento apresentou diferenças significativas nas concentrações de entrada e saída, em todas as etapas estudadas, evidenciando que realmente houve tratamento do lixiviado, independente da condição aplicada.
 - A aeração teve grande importância no melhoramento do desempenho do sistema de tratamento, principalmente na remoção dos compostos nitrogenados, os quais apresentaram diferenças estatisticamente significativas a partir da etapa II-18horas de aeração.

A complementação do tratamento com a recirculação não apresentou diferenças estatísticas em relação às etapas aeradas, tanto para a fração carbonácea quanto para a nitrogenada.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Em vista das limitações do estudo e das conclusões apresentadas, recomenda-se:

- Aplicar este estudo em unidades de tratamento maiores (escala real), onde as condições operacionais e os fenômenos naturais possam ser mais bem assimilados pelo sistema, evitando-se dessa forma possíveis “efeitos de parede”.
- Realizar um estudo mais detalhado da determinação dos compostos orgânicos recalcitrantes, presentes nos lixiviados de aterros sanitários, identificação dos picos, sua quantificação e remoção.
- Fazer um estudo mais completo sobre a presença de metais pesados presentes no lixiviados de aterros sanitários, determinando sua composição, concentração e formas de remoção.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.713**. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* sp. (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 16 p, 2003a.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419**. Projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos degradação do solo, Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**. Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 63 p, 2004.
- AGUIRRE, P.; GARCÍA, J.; ÁLVAREZ, E. Efficiency and design considerations of high rate ponds used for the treatment of piggery wastes. In: **6th International Conference on Waste stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems**. Avignon, France, p. 131-138, 2004.
- ALBERTS, B; JOHNSON, A.; WALTER. P. **Biologia Molecular da Célula**. 4 ed. Artes Médicas, Porto Alegre, 2004.
- ALBERTS, B.; DENNIS, B.; KAREN, H.; **Fundamentos de Biologia Celular**. 2 ed. Tradutora Ana Leonor Chies Santiago-Santos. Editora Artes Médicas, Porto Alegre, 2006.
- ALLEN, A. Sustainable landfilling for developing countries. In: **Ninth International Waste Management and Landfill Symposium**, Cagliari. Italia, 2003.
- ALTINBAS, M. Environmental technologies to remove nitrogen from contaminated leachates. In: CERVANTES, F.J. (Coord.). **Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution**. IWA Publishing, London, UK, p.191-229, 2009.
- ALVIM, C.A.N.; FERNANDES, F.; HOSSAKA, A.L.; SCHAVARSKI, R. Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterro sanitário utilizando sistema de lodos ativados em batelada. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Recife, PE, 2009.

AMANN R. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: AKKERMAN, A.D.L.; ELSAS, J.D.VAN.; DE BRUIJN, F.J. (eds) **Molecular Microbial Ecology Manual**, p. 1-15, 1995.

AMANN, R. I.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K. H. Identification and *in situ* detection of individual bacterial cells. **FEMS Microbiology Letters**. 100, 45-50, 1995.

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARAUJO, I.S. **Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 237 p, 2007.

BACELAR, H.A.M.; CANTANHEDE, A.L.G.; FIGUEIREDO, C.I.; ALVES, L.V.; GOPFERT, L. Avaliação dos vapores gerados a partir da evaporação de lixiviado de aterros sanitários. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Recife, Pernambuco - 2009.

BAPTISTA, I.E. **Avaliação da toxicidade de efluentes gerados em uma indústria têxtil catarinense**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2001.

BARRETO, P.S. **Biodegradabilidade do antineoplásico ciclofosfamida por processo anaeróbio**. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BARTHEL, L. **Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica**, Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R.H.R. Nutrients removal (nitrogen and phosphorus) in high rate algal, maturation and water hyacinth ponds for piggyery waste, **IWA World Water Congress and Exhibition**, Vienna-Austria, 2008.

BASTOS, I.C.O.; LOVO, I.C.; ESTANISLAU, C.A.M. e SCOSS, L. M. Utilização de bioindicadores em diferentes hidrossistemas de uma indústria de papéis reciclados em Governador Valadares – MG. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, p. 203 - 211, 2006.

BAUN, A.; JENSEN, S.D.; BJERG, P.; CHRISTENSEN, T.H.; NYHOLM, N. Toxicity of organic chemical pollution in groundwater downgradient of landfill (Grindsted, Denmark). **Environmental Science & Technology**, v. 34, p.1647-1652, 2000.

BELTRÃO, K.G.Q.B. **Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 168 p, 2006.

BERNET, N., SPÉRANDIO, M. Principles of nitrifying processes. In: **Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering**. London: IWA Publishing, p.23-39, 2009.

BEVERIDGE, T.J.; SCHULTZE-LAM, S. The response of selected members of the archae to the Gram stain. **Microbiology**. v.142, p. 2887-2895, 1996.

BEYRUTH, Z. **Comunidade fitoplanctônica da represa de guarapiranga: 1991-92 aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental**, p.190, São Paulo, 1996.

BIDONE, F. R. e POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. Projeto Reenge. EESC-USP, p. 120, São Carlos, 1999.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso — central de resíduos do Recreio, Em Minas Gerais do Leão/RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos -USP, 2007.

BOOTHE, D.D.H.; SMITH, M.C.; GATTIE, D.K.K.C. Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction. **Advances in Environmental Research**. v.5, p.285-294, 2001.

BOUVIER, T.; GIORGIO, P.A. Factors influencing the detection of bacterial cells using fluorescence in situ hybridization (FISH): A quantitative review of published reports. **Microbiology Ecology**. v. 44, p. 3-15, 2003.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3 ed. São Paulo. CETESB. 616p. 1986.

BRÁS, I.; SANTOS, L.; ALVES, A. Monitoring organochlorine pesticides from landfill leachates by gas chromatography-electron-capture detection after solid-phase microextraction, **Journal Chromatography A**. 891, p.305-311, 2000.

BRENTANO, D.M. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com daphnia magna: Avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**, Dissertação (Doutorado Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. **Chemosphere**, v. 59, p.819-829. 2005.

CAMPOS, R. H. **Estudo da remoção de carbono e nitrogênio de efluentes urbano em um reator de leito fluidizado operado em bateladas seqüenciais**. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CAMPOS, R. H. **Utilização de reator de leito fluidizado trifásico aeróbio em sistema de tratamento combinado de águas residuárias. Florianópolis**, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A.; BONToux, J. Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. **Water Science and Technology**. v. 33 n.7 p.199-206. 1996.

CASTILHOS Jr, A.B.; FERNANDES, F.; LANGE, L.C.; LOPES, D.D.; COSTA, R.H.R.; SILVA, S.M.; MARTINS, C.L.; FERREIRA, C.F.A.; MORAVIA, W.G. Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas. In: GOMES, L.P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5 Cap. 05, p.140-171, Rio de Janeiro, 2009.

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.

CASTILLO, M. & BARCELÓ, D. Characterization of organic pollutants in textile wastewaters and landfill leachate by using toxicity-based fractionation methods followed by liquid and gas chromatography coupled to mass spectrometric detection. **Analytica Chimica Acta**, v. 426, p. 253-264, 2001.

CELERE, M.S.; OLIVEIRA, A.S.; TREVILATO, T.M.B.; MUÑOZ, S.I.S. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, v.23, n°4, p.939-947, Rio de Janeiro, 2007.

CERVANTES, F.J. **Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution**. IWA Publishing, London, UK, 2009.

CHEN, P.; ZHOU, Q.; PAING, J.; LE, H.; PICOT, B. Nutrient removal by an integrated use of high rate algal pond and macrophyte systems in China. In: **5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Pond Technology for the New Millennium**, Auckland, New Zealand, 2002.

CHEN, S.; LIU, J. Landfill leachate treatment by MBR: Performance and molecular weight distribution of organic contaminant. **Chinese Science Bulletin**. V. 51, n. 23, p.2831-2838, 2006.

CHERNICHARO, C.A. de L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.

CHERNICHARO, C.A.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R. P.; VON SPERLING, M.; MONTEGGIA, L.O. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reuso de água. In: FLORENCIO, L., BASTOS, R. K. X. e AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico Edital 4 – PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, 2006.

CHIAN, E.S.K.; DEWALLE, F. B. Evaluation of leachate treatment. v.2, **Biological and Physical-Chemical Process**. EPA-600/2-77-186b, US EPA, Cincinnati, Ohio, 1977.

CHISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; STEGMANN, R.. **Sanitary Landfilling – Process, Technology and Environmental Impact**. Academic press, London. 1989.

CONAMA 357- Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

COORS, A.; JONES, P.D.; GIESY, J.; RATTE, H.T. Removal of estrogenic activity from municipal waste landfill leachate assessed with a bioassay based on reporter gene expression. **Environmental Science and Technology**, v.37, n.2, p.3430-3434, 2003.

COSSU, R. Biological treatment of leachate in a full scale plant. In: **ISWA Symposium proceedings**, Munich, p.605-620. 1981.

COSTA, R.H.R.; BAVARESCO, A.S.L.; MEDRI, W.; PHILIPPI, L.S. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. **Water Science & Technology**, v. 42, n. 10-11, p.211-214, 2000.

CONTRERA, R.C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reator anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), EESP - Universidade de São Paulo, 2008.

CRAGGS, R. Nutrients. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 479 p, 2005

EGLI, K.; BOSSHARD, F.; WERLEN, C.; SIEGRIST, H.; ZEHNDNER, A. J. B. e MEER J. R. Microbial composition and structure of a rotating biological contactor biofilm treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. **Microbial Ecology**, v.45, p. 419 - 432, 2003.

EGREJA FILHO, F.B.; REIS, E.L.; JORDÃO, C.P.; PEREIRA NETO, J.T. Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em compostos de lixo urbano domiciliar. **Química Nova**, v. 22, n.3, 1999.

ENSINAS, A.V., **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas – SP**. Dissertação (Engenharia Térmica e de Flúidos). Universidade Estadual de Campinas –SP, 2003.

EPA. **Design manual: Municipal wastewater stabilization ponds**. United States Environmental Protection Agency. 327 p, 1983.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J. Caracterização, monitoramento e controle de processos: técnicas de caracterização microbiológica. In: **V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos**. Florianópolis, 2005.

FERNANDES, H. **A dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

FERREIRA, C.F.A.; LANGE, L.C.; SPERLING, M.V. **Desempenho de sistema de lagoas aeradas para o tratamento de estabilizado de aterro sanitário**. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES**, Recife, Pernambuco – 2009a.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro**. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, João Pessoa, PB - 2003.

FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; ARIAS, A.R.L.; BILA, D.M. **Ensaio ecotoxicológicos para avaliação de tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos em estação de tratamento de esgoto**. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES**, Recife, Pernambuco – 2009b.

FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal**. Editora EPU. São Paulo, SP. 361 p. 1985.

FINKLER, R. **Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de *Daphnia magna***. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

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.

FLORES, C.H.C.; PERRUOLO, T.; FERNANDEZ, D. Tratamiento de aguas residuales domesticas utilizando lagunas aireadas. In: **27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto. Alegre, RS, 2000.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOLI, G.; NOCENTINI, M. Long-term characterization, lagoon treatment and migration potencial of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. Elsevier, **Chemosphere**, v.54, p.335 – 343, 2004.

FUKUNAGA, I.; TAKAMIZAWA, K.; INOUE, Z.; HASEBE, T.; KONAE, M.; HATANO, K.; MORI, S. (1992). Appearance of plankton and its correlation with water quality in the stabilization ponds at a seabased dredged sludge disposal site. **Environmental Science & Technology**, v.13, n.5, p.449-460, 1992.

GANIGUÉ, R.; LÓPEZ, H.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates. **Water Research**, v. 41, p. 3317-3326, 2007.

GOMES, M.C.R.L. **Polimento de efluentes de sistema de tratamento de dejetos suínos em filtro de pedras e lagoa – filtro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2010.

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), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

GOTVAJN, A.Z.; DERCO, J.; TISLER, T.; COTMAN, M.; ZAGORSKONCAN, J. Removal of organics from different types of landfill leachate by ozonation. **Water Science & Technology**, v.60, n.3, p.597-603, 2009.

GOVINDO, R.; YONG, W.; TABAK, H. Studies on biorecovery of metals from acid mine drainage. In: **Bioremediation of metals and inorganic compounds**, A. Leeson and B. Allemans (eds), Battelle Press, Columbus, OH, 1999.

GRIZZARD, T. T.; RANDALL, C. W.; JENELLS, E. M. The influence of sediment water interaction in an impoundment on downstream water quality. In: **International Association on Water Pollution Research**. Eleventh Conference. p.227-304. 1982.

GUSMÃO, M.M.F.C.C. **Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina** – Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC – Brasil, 2008.

HARRIS, J.M.; PURSCHWITZ, D.E.; GOLDSMITH, JR., C.D. Leachate treatment options for sanitary landfills. In: **Intercontinental Landfill Research Symposium**, Lulea, Sweden. Anais. 16p. 2000.

HOSSETI, B.; FROST, S. A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews. Environmental Science and Technology*, v.28, n.2, p.193-218. 1998.

HOSSAKA, A.L.; FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P.; ALVIM, C.A.N.; LOPES, D.D. Avaliação da formação de nitritos em sistema de lodos ativados em batelada no tratamento de lixiviados de aterro sanitário visando a desnitrificação de via curta. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Anais eletrônicos ABES, Recife, PE, 2009.

HUANG, L.; CHEN, Y.; ZHOU, H.; LUO, S.; LARI, C. e QU, L. Characterization of methanogenic Archae in the leachate of a closed municipal solid waste landfill. In: **Microbiology Ecology**, v. 46, p. 171 - 177, 2003.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Relatórios Estatísticos**. Censo Demográfico, 2000. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 13/08/08.

IFU- Internationale Frauenuiversität GmbH. **Wastewater Treatment Part 1**, 2000

IPT/CEMPRE. **Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado**. Coord: Maria Luiza Otero D'Almeida, André Vilhena – 2 ed. São Paulo, 2000.

JENKINS, D. From total suspended solids to molecular biology tools – A personal view of biological wastewater treatment process population dynamics. **Water Environmental Engineering**, v.80 n.8, p.677 – 687, 2008.

JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, T.H.; Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. **Water Research**. V.33, n.9, p. 2139 – 2147, 1998.

JEONG-HOON IM; WOO, H-J.; CHOI, M-W.; HAN, K-B.; KIM, C-W. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using as anaerobic-aerobic system. **Water Research**, v.35 n.10, p.2403-2410. 2001.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental** 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

JUCÁ, J. F. T. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. In: **V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental**. Porto Alegre, RS, 2003.

JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Biologia Celular e Molecular**. 8 ed. Guanabara, Rio de Janeiro – RJ. 2005.

KELLNER, &. PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 244 p. 1998.

KELLNER, &. PIRES, E. C. The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 41-48, 2002.

KJELDSEN P. I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.32, p.297-336, 2002.

KÖNIG, A. Biologia de lagoas de estabilização, capítulo 2. In: MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa, PB. 388p, 1990.

KÖNIG, A. Biologia de las lagunas de estabilización: algas. In: MENDONÇA, S. R. (coord.). **Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio**. Ed.. McGraw- Hill, p. 44-67, 2000.

LAITANO, K.S. e MATIAS, W. G. Teste de toxicidade com *Daphnia magna*: Uma ferramenta para avaliação de um reator experimental UASB. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**. Brasil, v.1, n.1, p.43-47, 2006.

LAMEGO NETO, L.G. **Tratamento de esgoto urbano em reator híbrido operado em bateladas seqüenciais (RHBS) submetido a variações de cargas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 224p, 2008.

- LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e Características do lixiviado. In: GOMES, L.P.G. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro, ABES, p.26-59, 2009.
- LAUDARES, R. S. Estudo taxonômico das diatomáceas (Bacillariophyceae) coletadas no Arroio do Faxinal (Sanga da Água Boa), Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Insula - Boletim do Horto Botânico**, Florianópolis, n. 17, p. 1-184, 1987.
- LAYBOURN-PARRY, J.; BOYALL, J.; ROGERS, P. The role of flagellated and ciliated protozoa in lagoon and grass filter sewage treatment systems. **Water. Research**, v.33, n.13, p. 2971-2977, 1999.
- LEE, R. E. **Phycology**. 3rd. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 614p, 1999.
- LEHNINGER, A. L; NELSON, D. L.; COX, M. M. **Princípios de bioquímica**. 3. ed. São Paulo: Sarvier, 975p, 2002.
- LEITE, V.D., PEARSON, H.W.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S.; LUNA, M.L.D. The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. In: **8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds**. Belo Horizonte, Brasil. CD-ROM, 2009.
- LIEHR, S. K., KOZUB D. D., RASH J. K., SLOOP G. M., DOLL, B., RUBIN, A. R., HOUSE, C. H., HAWES, S., BURKS, D. Constructed wetlands treatment of high nitrogen landfill leachate. **Water Environment Research Foundation**, Final Report, 2000
- LIMA, L. M. Q., **Tratamento de Lixo**. 2ª ed. São Paulo: Hermus, 1991.
- LIN, L.; CHAN, G.Y.S.; JIANG, B.L.; LAN, C.Y. Use of ammoniacal nitrogen tolerant microalgae in landfill leachate treatment. **Waste Management**, v.27, p.1376-1382, 2007.
- LINS, E.A.M.; LINS, M.C.M.; LIMA, M.A.G.A.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. Monitoramento de lagoas de estabilização no tratamento de chorume – Aterro da Muribeca. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Campo Grande, MS, 2005.

LOBO, E ; LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios e de la zona central del Chile. **Rev. Biol. Mar.** v.22, n.1, p.1-29, 1986.

LOU, Z.; ZHAO, Y.; CHAI, X.; YUAN, T.; SONG, Y.; NIU, D. Landfill refuse stabilization process characterized by nutrient change. **Environmental Engineering Science**, v.26, n.11, p.1655-1660, 2009.

LOUKIDOU, M.X. & ZOUBOULIS, A.I. Comparison of two biological treatment processes using attached growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environmental Pollution**, v.111, p.273-281. 2001.

LUZ, L.B. **Estudo da toxicidade dos líquidos percolados no aterro sanitário da cidade de Biguaçu – SC.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 1998.

MAEHLUM, T.; HAARSTAD, K. Important aspects of long-term production and treatment of municipal solid waste leachate. **Waste Management Research**, v.17, p. 470-477, 1999.

MAEKAWA, T., LIAO, C.M., FENG, X.D. Nitrogen and phosphorus removal for swine wastewater using intermittent aeration batch reactor followed by ammonium crystallization process. **Water Research.**, v.29, n.12, p. 2643-2650, 1995.

MARA, D. D. Pond process design – a practical guide. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology.** IWA Publishing: Londres, 479 p, 2005.

MARCHETTO, M.; CAMPOS, J.R.; e REALI, M.A.P. Remoção de fósforo de efluente de reator anaeróbico em reator com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.8, n.1, p.77 – 83, 2003.

MAXIMO, V. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, 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.

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

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. Santa Fé de Bogotá. McGraw Hill. 2000.

MENESES, C. G. R.; SARTAIVA, L. B.; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S.; PEARSON, H. Variations in BOD, algal biomass and organic matter biodegradation constants in wind-mixed tropical facultative waste stabilization pond. **Water Science Technology**, v.51, n.12, p.183-190, 2005.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 10 ed. McGraw-Hill. Boston. 2003.

MIDDLEBROOKS, E. J., ADAMS, V. D., BILBY, S. e SHILTON, A. Solids removal and other upgrading techniques. In: SHILTON, A. (editor). **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 2005.

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

MOR, S.; RAVINDRA, K.; DAHIYA, R.P.; CHANDRA, A. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. **Environmental Monitoring Assessment**, n.118, p.435-456, 2006.

MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C.; COELHO, L.M.G. Dimensionamento e avaliação de lagoas aeradas para tratamento de lixiviados de aterro sanitário estabilizado. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Recife, Pernambuco - 2009.

MORAVIA, W.G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia da UFMG, 2007.

NASCIMENTO FILHO, I.; MÜHLEN, C.V.; CAMARÃO, E.B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário. **Química Nova**, v.24, n.4, p.554-556, 2001.

NASCIMENTO, J.R.S.; MONTEGGIA, L.O.; GOMES, R.J. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas. In: **XXVII Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental**. Anais AIDIS, ABES, CD-Rom. Porto Alegre, RS, 2000.

NOGUEIRA, L.A.H. **Biodigestão: a alternativa energética**. 1a ed., São Paulo; Nobel, 93 p, 1992.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, RJ, p. 434, 1983.

OGLIARI, P.J.; ANDRADE, D.F. Estatística básica aplicada às ciências agrônômicas e biológicas: com noções de experimentação. **Apostila de aula**. Florianópolis, SC. 352 p, 2004.

OLIVEIRA, F.J.S.; JUCÁ, J.F.T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, V.9, Nº 3, p. 211-217, 2004.

OLIVEIRA, J. L. R. **Utilização de filtros no polimento de efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

OLIVERO-VERBEL, J.; PADILLA-BOTTET, C.; DE LA ROSA, O. Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.70, p.294-299, 2008.

ÖMAN, C. B. & JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. **Waste Management**, v. 28 n° 10, p. 1876 - 1891, 2007.

ORUPÖLD, K.; TENNO, T.; HENRYSSON, T. Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate. **Water Research**, v.34, n. 18, p.4389-4396, 2000.

OYGARD, J.K.; GJENGEDAL, E.; MOBBS, H.J. Trace element exposure in the environment from MSW landfill leachate sediments

measured by a sequential extraction technique. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, p.751–758, 2008.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. **Journal of the water pollution control federation**, v.54, n.4, p.344-351, 1982.

PARKES, S.D.; JOLLEY, D.F.; WILSON, S.R. Inorganic nitrogen transformation in the treatment of landfill leachate with a high ammonium load: A case study. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 124, n. 13, p.51-61, 2007.

PEARSON, H. Microbiology of waste stabilization ponds. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 479 p. 2005.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; CAWLEY, L. R.; ARRIDGE, H. M.; SILVA, S. A. Performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loading. **Water Science and Technology**. v. 33, n. 7, p.63-73. 1996

PELCZAR JR., J.M.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, Noel R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. v.1, 2ª ed., São Paulo: Makron Books, 1997.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; OLIJNYK, D.P.; WANG, X.; QIU, J.P., BRISSAUD, F. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. **Desalination and water Treatment**, n4, p.104-110, 2009.

PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C.; BONTOUX, J. **Using diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern**. **Water Science Technology**, v.28, n.10, p.169-175, 1993.

PIÑEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos, 1998.

PINTO, R.O. **Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanque sépticos, dejetos suínos e lixiviados**. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PIVATO, A.; GASPARI, L.; Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste Management Research** n.26,p. 1148-1155, 2006.

PIVELI, R.P., KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 285p, 2006.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**. EUA: Technomic, 1994.

QU, X.; HE, P.J.; SHAO, L.M.; LEE, D.J. Heavy metals mobility in full-scale bioreactor landfill: Initial stage. **Chemosphere** v.70 , p.769-777, 2008.

RAND, G.M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: Taylor e Francis. 1125p, 1995.

RANZI, B.D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis - estudo em escala piloto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 5 ed., 1996.

RAY, C.; CHAN, P. C. Heavy metals in landfill leachate. **International Journal of Environmental Studies**, v.27, p.225-237, 1986.

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.

REDDY, K. R. Fate of nitrogen and phosphorus in wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes. **Journal Environmental Quality**, v. 12, p. 137, 1983.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUVAN, F., MOULIN, P., Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials, Elsevier**, n.150, p.468 – 493, 2008.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Guanabara Koogan, 5 ed. Rio de Janeiro, 503p. 2001.

RITTMANN, B. E.; McCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. McGraw-Hill, New York, 2001.

ROBERTIS, E. de; HIB, J. **Bases da biologia celular e molecular**. Tradutor Antonio Francisco Dieb Paulo, revisão técnica por Jorge Mamede de Almeida. Editora Guanabara Koogan. Rio de Janeiro, 2006.

ROBINSON, H.D.; GRANTHAM, G. The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: Experience in Britain and Ireland. **Water Research**, v. 22, n. 6, p.733-747, 1988.

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 da Muribeca e tratado pelo sistema de lagoas de estabilização In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Campo Grande, MS - 2005.

RODRIGUES, L.M. **Tratamento de lixiviados têxtil utilizando lagoas de estabilização**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) Universidade da Região de Joinville, UNIVILLE, 2009.

RODRIGUES, M. C. **Tratamento eletrolítico de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ROEHRS, F. **Tratamento físico - químico de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, 2007.

SAIDAM, M. Y.; RAMADAN, S. A. e. BUTLER, D. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. **Water Science & Technology**. Vol 31, n. 12, p 369-378, 1995.

SANTOS, A.A.; SHIRAIWA, S.; SILVEIRA, A.; GOMES, L.A.; SILVINO, A.N.O. Avaliação de metais em manancial superficial no entorno de aterro sanitário. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Recife, Pernambuco - 2009.

SEZERINO, P. H., GOTARDO, J. T., MURAOKA, R., PHILIPPI, L. S. e LAPOLLI, F. R. Filtro de pedra como pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande, 2005.

SCHNNOR, J. L. **Environmental Modeling: Fate and transport of pollutants in water, air and soil**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 682p, 1996.

SEGATO, L.M.; SILVA, C.L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Porto Alegre, 2000.

SHILTON, A.; WALMSLEY, N. Introduction to pond treatment technology. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 479 p, 2005.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v.55, p. 207-214, 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, 2002a.

SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de Aterros sanitários por lagoas de estabilização em série – Estudo em escala piloto**. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA, R. L. **Comunidades de cianobactérias e algas em sistemas de abastecimento e tratamento de águas residuárias**. Disciplina da pós-graduação em Biologia Vegetal, UFSC. Apostila. 2002.

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.

SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA, R.M. **Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar**. Editora FIOCRUZ. 1ª ed., p.142, 2000.

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 Technology**, v.33, n.7, p.165-171, 1996.

SOFTWARE, INC. **SURFER® 8.0** (Surface Mapping System), 2002. Disponível em: <<http://www.goldensoftware.com>> Acessado em: 04/09/10.

SOUZA, G. **Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários – estudo em piloto experimental**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

STARR, M. P.; SCHMIDT, J. M. Genus Planctomyces-Gimesi 1924. In: STALEY, J. T.; BRYANT, M. P.; PFENNIG, N.; HOLT, J. G. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Williams and Wilkins. Baltimore, MD. v.3, p.1946-1958, 1989.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA** (data analyses software system), version 6.0. 2001. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>> Acessado em: 04/09/10.

STREBELE, H. & KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua dulce. La vida em uma gota de água**. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 364p. 1987.

STRELAU, J.R.M. **Estudo comparativo de métodos de extração para determinação de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC/MS)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, 2006.

STROUS, M. et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium – oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology Biotechnology*. v. 50, p. 589-596, 1998.

SURAMPALLI, R.Y; TYAGI, R.D. SCHEIBLE, O. K; HEIDMAN, J. A. Nitrification, Denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresource Technology*, v.34, p.151-157, 1997.

SVENSSON, B.M.; MATHIASSEN, L.; MARTENSSON, L.; BERGSTROM, S. *Artemia salina* as test organism for assessment of acute toxicity of leachate water from landfills. *Environmental Monitoring and Assessment*. v.102, p. 309-321, 2005.

THANS, F. C. **Controle operacional de reator em bateladas seqüenciais (RBS): ajustes na concentração de oxigênio dissolvido**

visando a remoção de nutriente. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2008.

THÖRNEBY, L.; MARTENSSON, L; HOGLAND, W. The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. **Waste Management Research**, v.24, p.183-1194, 2006.

UEHARA, Y. M. & VIDAL, L; W. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas.** Companhia de Tecnologia de Saneamento ambiental – CETESB. 1989.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Rock media polishing filter for lagoons.** Wastewater technology fact sheet. U. S. Environmental Protection Agency. 2002.

UZUNIAN, A. & BIRNER, E. **Biologia 3.** 2 Ed. Harbra, Ltda., São Paulo, SP. 2002.

VALERO, M.A.C. e MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science & Technology**, v. 55, n. 11, 2007. p. 81 – 85, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente.** Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. **Environmental Pollution**, n.102, p. 717-726, 1998.

VIANA, A.S.P.S.; CANTANHEDE, A.; FIGUEIREDO, I.C. Avaliação do tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico em lagoas de estabilização. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Recife, Pernambuco - 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009a.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C.M.; ANDRADA, J.G.B.; GODINHO, V.M.; ASSUNÇÃO, F.A.L.; MELO JÚNIOR, R. Performance evaluation of a simple wastewater treatment system

comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. **Water Science & Technology**, v.58, n. 6, p.1313-1319. 2008.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v.3. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2009b.

WARD, N. et al. The order planctomycetales, including the genera Planctomyces, Pirellula, Gemmata and Isosphaera and the Candidatus Genera Brocadia, Kuenenia and Scalindua. **Prokaryote**. v. 7, p. 757-793, 2006.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBWR, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environment Chemical Lettres**, v. 4, p.51-61, 2006.

WPC. Nutrient control. **Manual of practice FD-7 facilities design**. Water Pollution Control Federation. 203 p. 1983.

ZHANG, M.; XU, J.; XIE, P. Nitrogen dynamics in large shallow eutrophic Lake Chaohu, China. **Environmental Geology**, v.55, n.1, p. 1-8. 2008.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. **Water Research**. n.37, p. 4587- 4594, 2003.

ZULKIFLI, H. **Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques**. Thèse (Doctorat), Université Montpellier I, Montpellier, France, 1992.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Sondas utilizadas na detecção dos microrganismos presentes na Lagoa L1 pela técnica de FISH

Sonda	Especificidade	Sequência (5'- 3')	Referência
EUB mix (I+II+III)	Todas as bactérias	GCTGCCTCCCGTAGGAGT CAGCCACCCGTAGGTGT CTGCCACCCGTAGGTGT	Polprasert e Sawaittayothin (2006)
NEU	Nitrosomonas sp.	CCCCTCTGCTGCACTCTA	
AMX820	Anammox	AAAACCCCTCTACTTAGTGCCC	-
Eury 499	Grupos Methanomicrobiales	CGGTCTTGCCCGGCCCT	-
DSV 407	Desulfobionaceae	CCGAAGGCCTTCTTCCCT	-
ARC 915	Todas Archae	GTGCTCCCCGCCAATTCCT	Stahl et al. (1991)
NIT 3	Nitrobacter sp.	CCTGTGCTCCATGCTCCG	Wagner et al. (1996)
NSO 190	Todas AOB beta	CGATCCCCTGCTTTTCTCC	Mobarry et al. (1996)

APÊNDICE B – Resultados correspondentes ao período de estabilização (n = 13 semanas) do sistema de lagoas

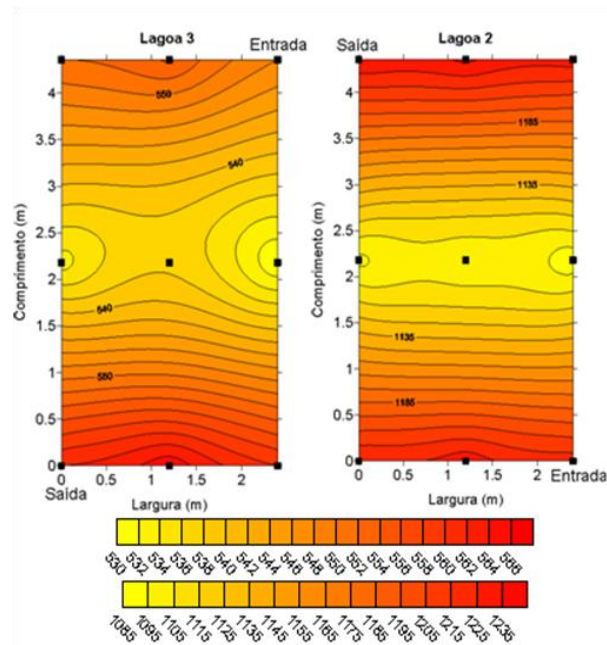
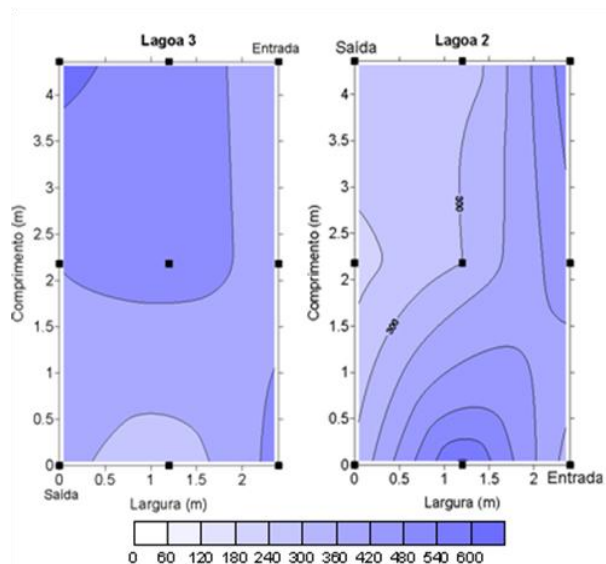
n=13	Local	pH	OD mg/L	T°C	SST mg/L	ST mg/L	SF mg/L	SV mg/L
Concentração Média	EB	8,9 ± 0,2	0	18 ± 2,9	537 ± 195	9069 ± 1226	7224 ± 1074	1826 ± 385
	S L1	9,0 ± 0,1	0	19,4 ± 2,9	403 ± 194	=	=	=
	S L2	9,0 ± 0,1	2,4 ± 1,7	17,5 ± 2,8	175 ± 81	=	=	=
	S L3	8,9 ± 0,1	2,0 ± 1,4	17,7 ± 2,7	254 ± 107	3346 ± 2300	2640 ± 1925	713 ± 416

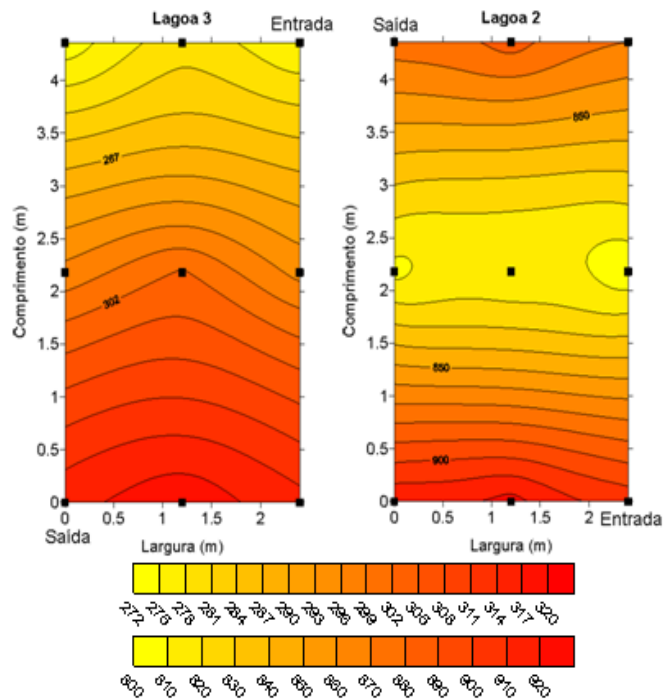
n=13	Local	NTK mg/L	Amônia mg/L	DQO mg/L	DBO ₅ total mg/L	Clorofila a µg/L	Cor UC	Turbidez NTU
Concentração Média	EB	1545 ± 398	1534 ± 542	3650 ± 663	1194 ± 275	=	5606 ± 818	123 ± 51
	S L1	1358 ± 278	1359 ± 452	3932 ± 786	1527 ± 360	=	4408 ± 1126	84 ± 35
	S L2	281 ± 120	174 ± 152	858 ± 522	176 ± 184	607 ± 306	1913 ± 999	39 ± 18
	S L3	310 ± 191	224 ± 130	986 ± 417	221 ± 110	289 ± 117	2603 ± 714	57 ± 20

APÊNDICE C – Resultados médios obtidos nos 4 ensaios nictemerais (Primavera, Outono, Verão e Inverno)

Médias (n=21)	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	L2	L3	L2	L3	L2	L3	L2	L3
Temperatura (°C)	24,4	24,1	26,8	26,1	17,0	17,7	18,5	18,4
pH	8,9	9,1	9,0	9,2	9,4	9,4	9,4	9,4
OD (mg/L)	1,0	1,8	0,7	0,7	1,2	2,0	1,6	1,4
SST (mg/L)	265	230	253	270	241	199	437	353
Cor (UC)	4268	2611	3717	3685	3333	2425	3461	2558
Turbidez (NTU)	123	105	120	145	117	68	114	71
Amônia (mg/L)	761	165	641	196	653	279	868	364
NTK (mg/L)	893	244	764	276	829	361	1167	544
DQO _T (mg/L)	2355	1475	1722	1583	1424	1132	1903	1473
DQO ₅ (mg/L)	2175	1388	1315	996	1165	986	1515	1130
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	321	375	173	186	278	66	222	105

APÊNDICE D – Gráficos de superfície para as variáveis COD, NTK, Amônia em mg/L, presentes no lodo, respectivamente





APÊNDICE E – Resultados do balanço de massa de nitrogênio nas lagoas L2 e L3, respectivamente

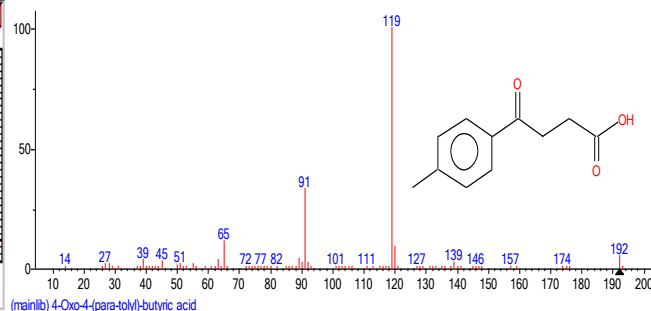
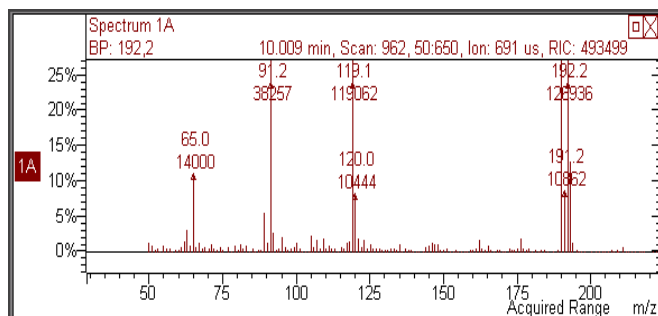
Origem do Nitrogênio (Lagoa L2)	Etapa I Carga (n=5) (Kg N/ha.d)		Etapa II (12h) Carga (n=1) (Kg N/ha.d)		Etapa II (18h) Carga (n=2) (Kg N/ha.d)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
	N orgânico	58,43	16,12	60,26	48,37	87,62
N-NH ₄	183,05	64,97	149,33	137,62	155,85	28,50
Assimilação Algal		2,69		0,03		3,36
Volatilização		37,83		0,97		1,92
N-NOx	*	*	*	*	*	*
Sedimentação		119,87		22,60		202,20

Origem do Nitrogênio	Etapa II (24h) Carga (n=3) (Kg N/ha.d)		Etapa III (50%) Carga (n=4) (Kg N/ha.d)		Etapa III (100%) Carga (n=2) (Kg N/ha.d)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
	N orgânico	91,68	8,64	24,24	*	64,97
N-NH ₄	149,78	35,44	135,68	46,14	107,55	55,85
Assimilação Algal		0,03		0,07		0,03
Volatilização		23,91		13,83		47,70
N-NOx	*	9,98	16,06	11,61	1,37	0,76
Sedimentação		163,46		104,33		58,80

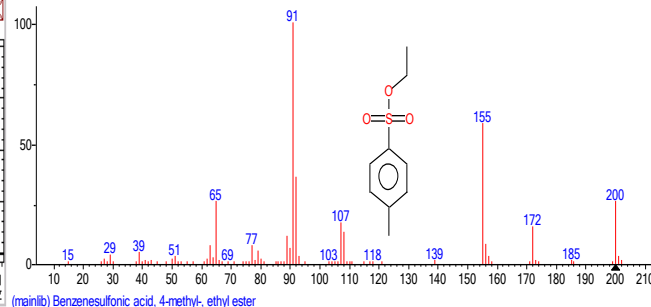
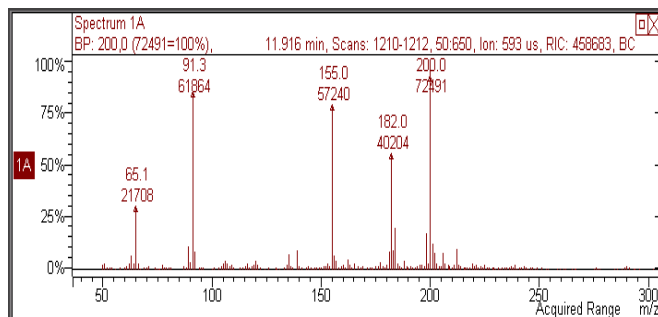
Origem do Nitrogênio (Lagoa L3)	Etapa I Carga (n=5) (Kg N/ha.d)		Etapa II (12h) Carga (n=1) (Kg N/ha.d)		Etapa II (18h) Carga (n=2) (Kg N/ha.d)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
	N orgânico	23,22	16,12	82,00	69,18	16,38
N-NH ₄	47,48	32,25	141,10	98,48	28,74	9,40
Assimilação Algal	*	1,75	*	1,37	*	1,50
Volatilização	*	4,45	*	15,27	*	0,53
N-NOx	*	*	*	*	5,43	*
Sedimentação	*	16,13	*	38,80	*	31,63

Origem do Nitrogênio	Etapa II (24h) Carga (n=3) (Kg N/ha.d)		Etapa III (50%) Carga (n=4) (Kg N/ha.d)		Etapa III (100%) Carga (n=2) (Kg N/ha.d)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
	N orgânico	7,61	8,64	4,19	5,18	25,00
N-NH ₄	27,81	3,76	68,31	24,90	67,46	21,50
Assimilação Algal	*	2,61	*	0,98	*	3,77
Volatilização	*	6,68	*	29,78	*	22,95
N-NOx	8,00	0,32	17,53	8,54	1,28	1,40
Sedimentação	*	21,41	*	20,65	*	33,42

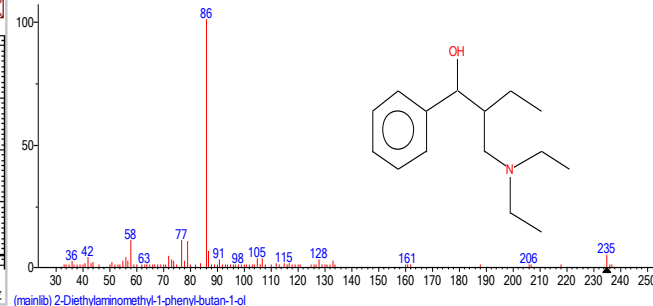
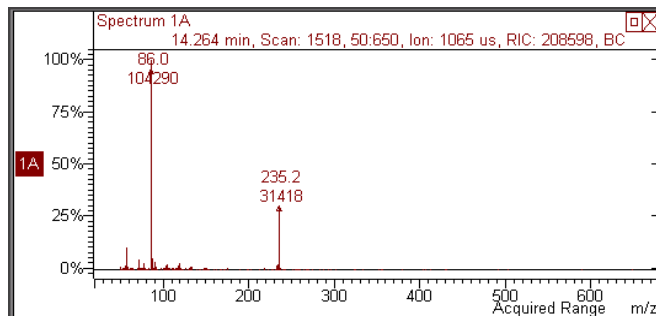
APÊNDICE F – Separações cromatográficas utilizadas na identificação dos compostos orgânicos deste estudo (de “a” até “v”)



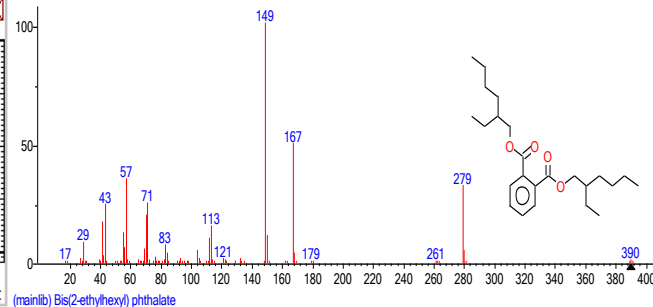
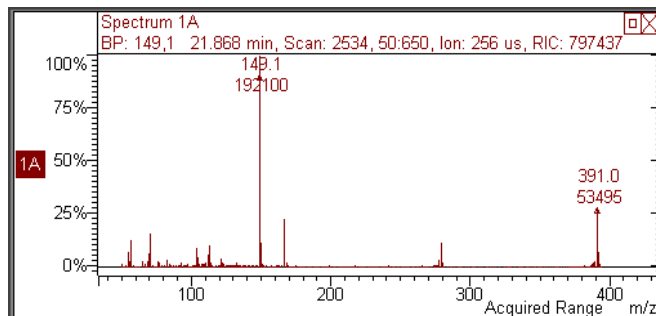
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico a



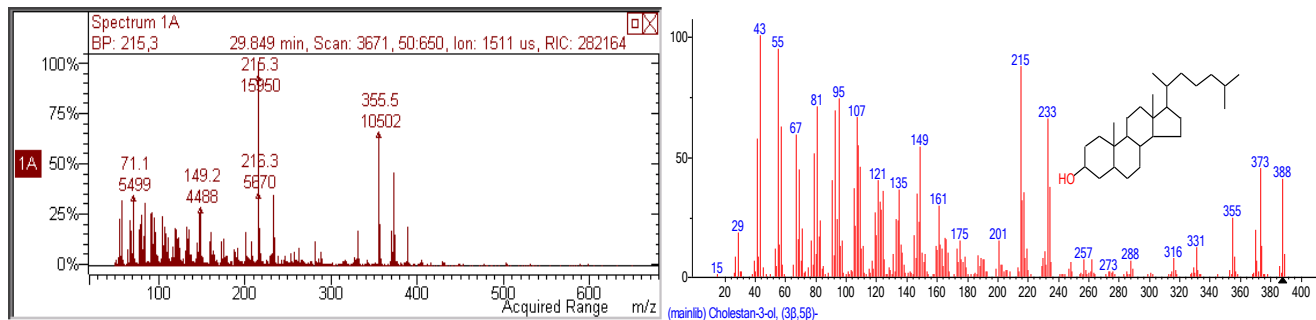
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico b



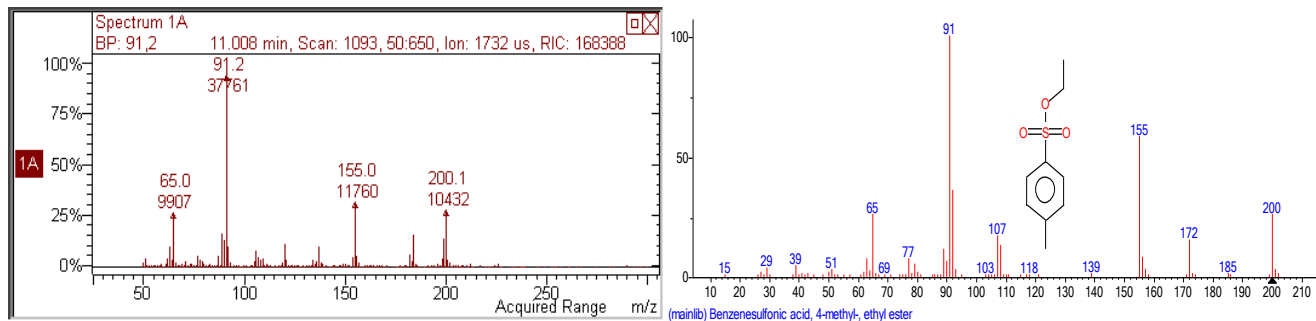
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico c



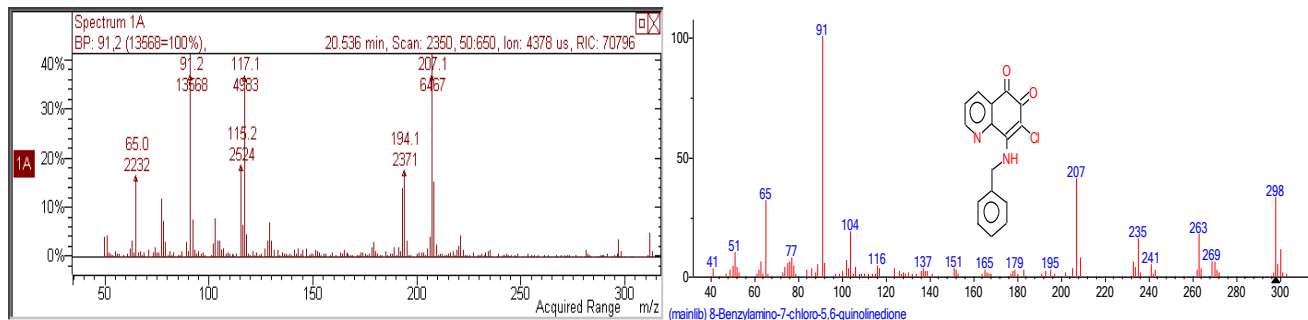
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico d



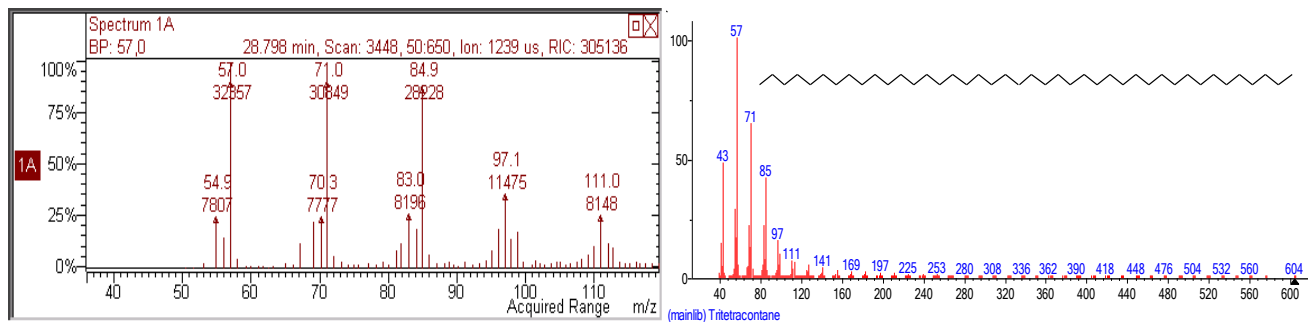
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico e



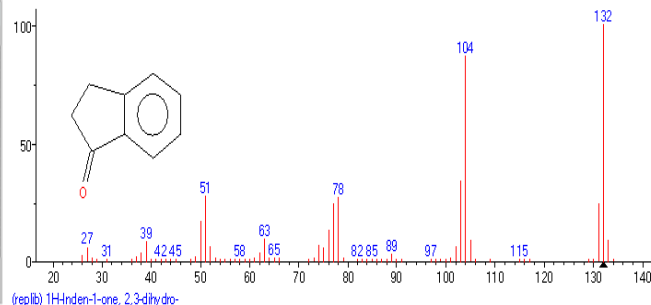
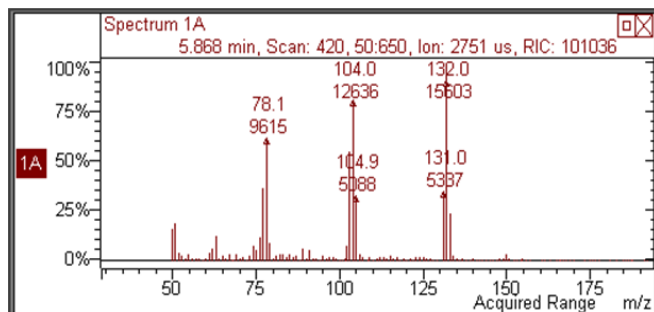
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico f



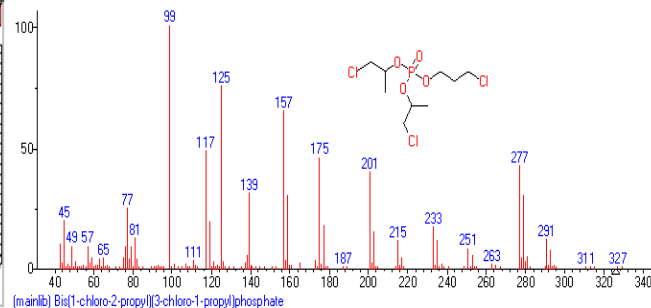
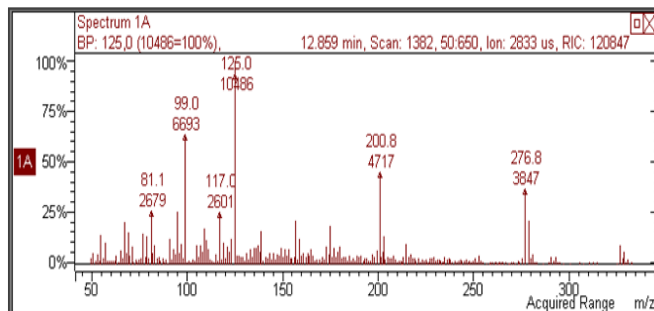
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico g



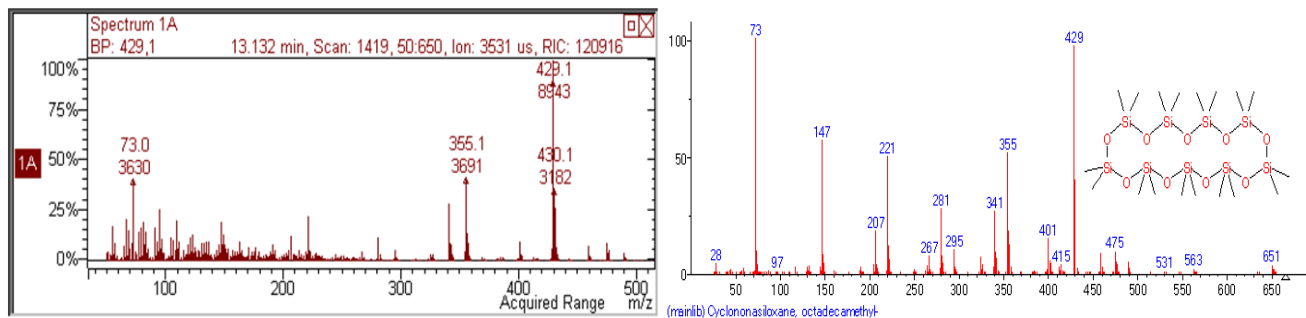
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico h



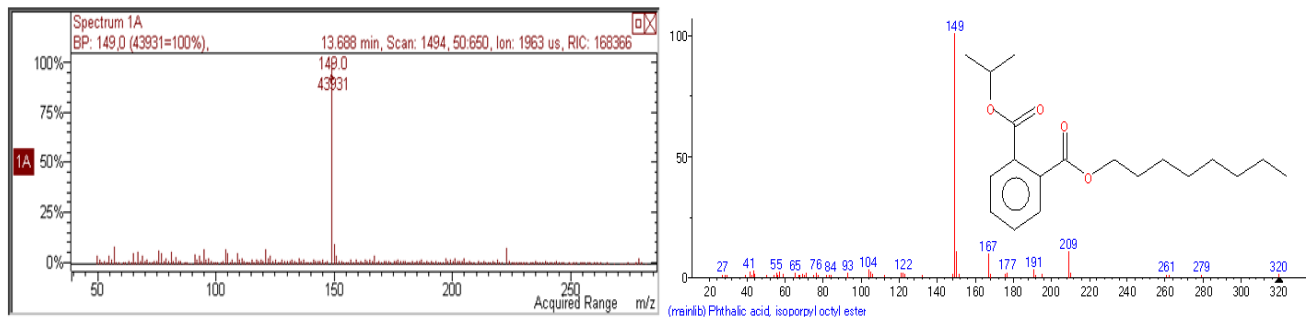
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico i



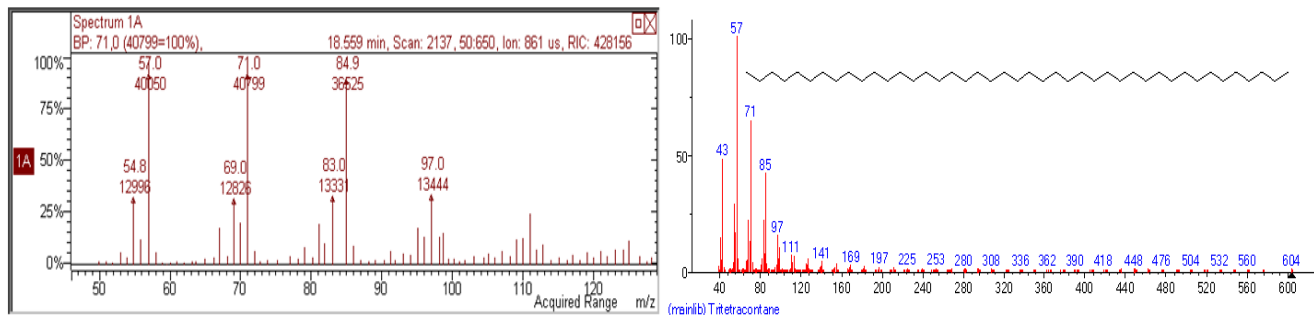
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico j



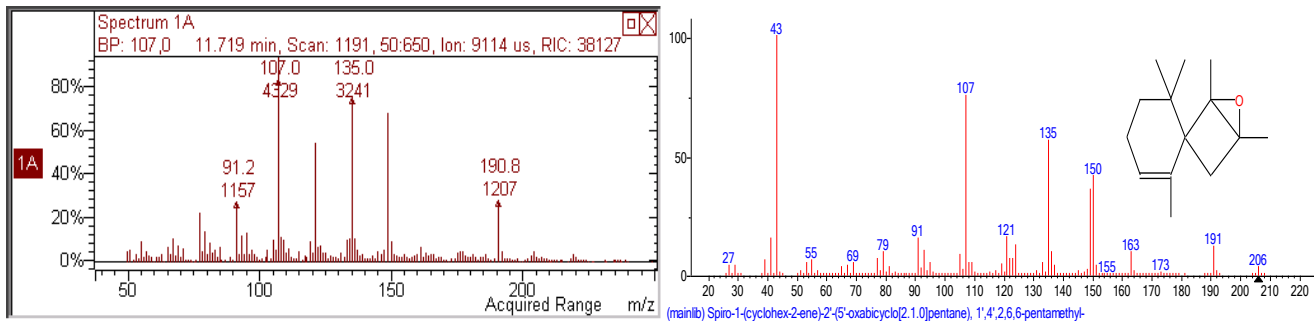
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico 1



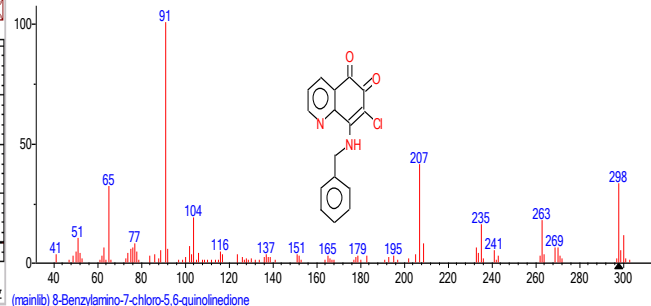
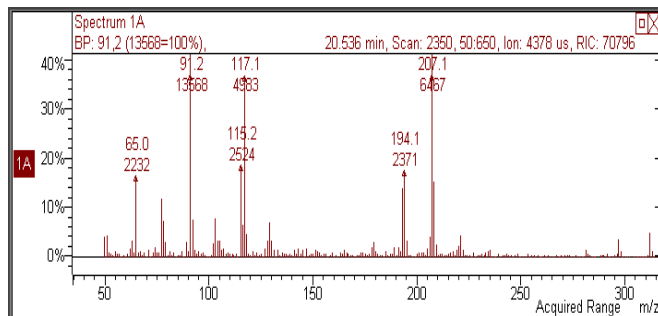
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico m



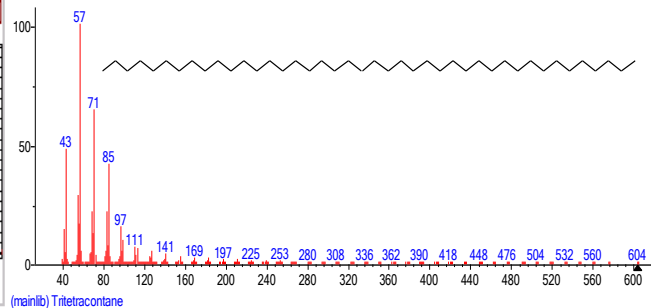
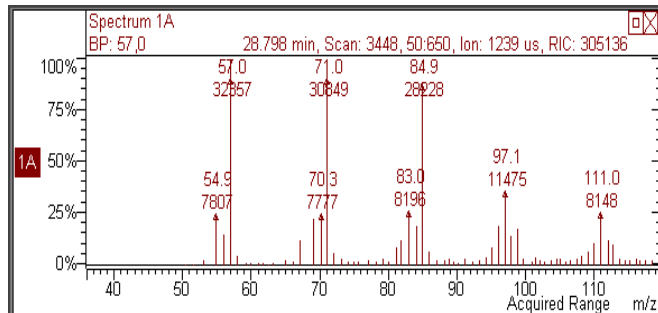
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico n



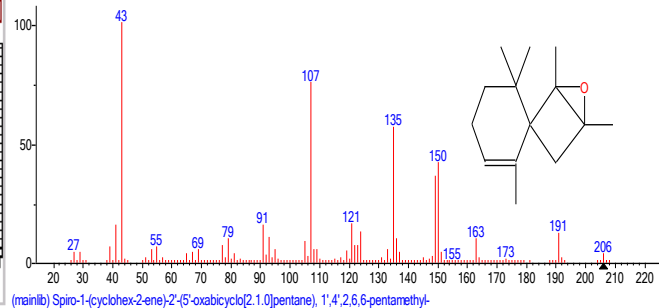
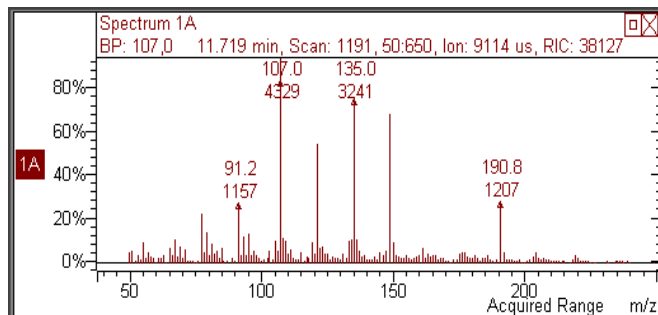
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico o



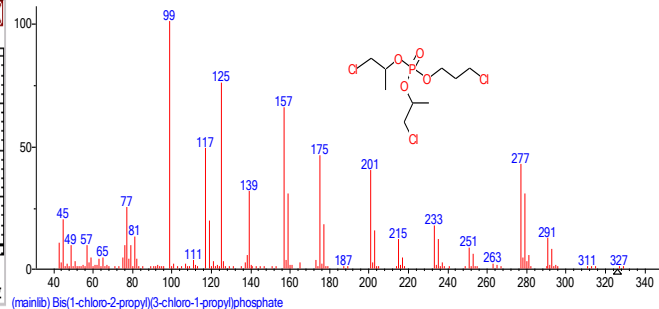
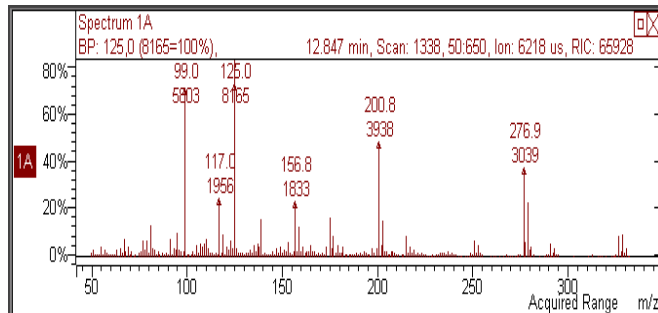
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico p



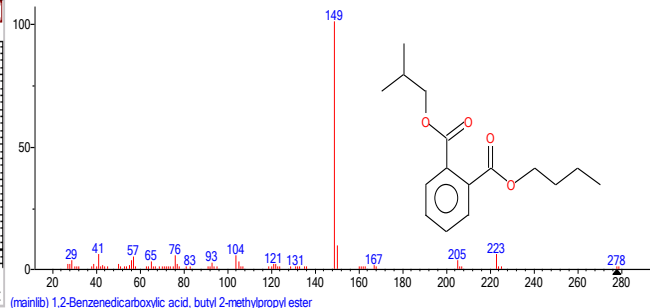
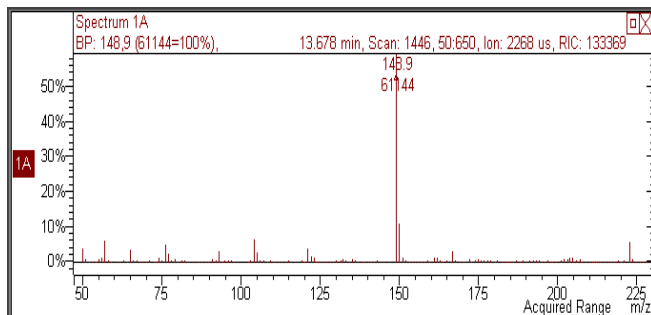
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico q



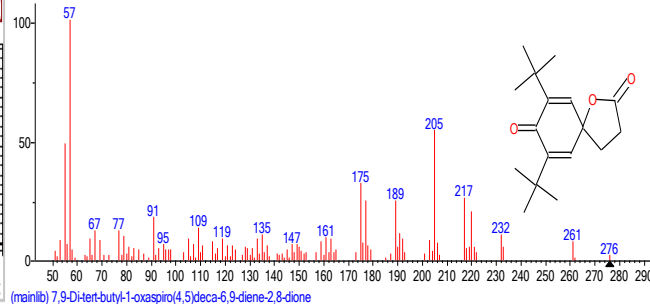
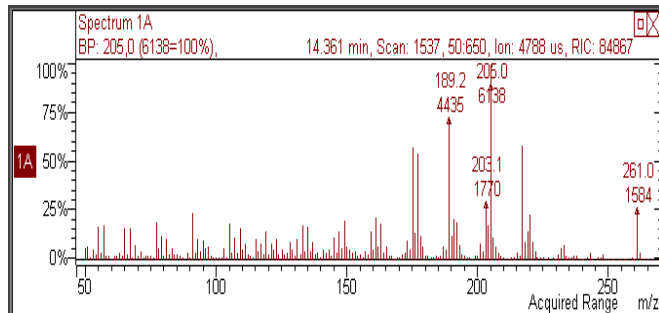
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico r



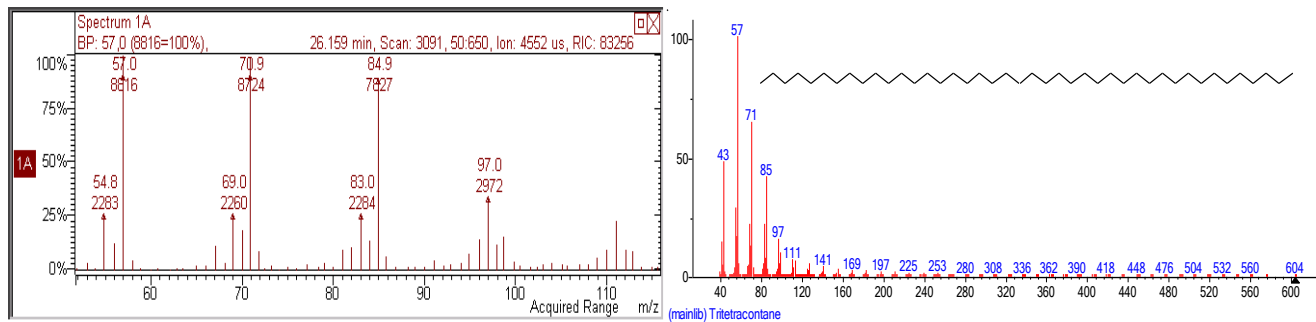
Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico s



Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico t



Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB - Pico u



Cromatograma de massas e identificação do composto NIST - EB – Pico v