

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO – CTC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL - PPGEA**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS ANAERÓBIAS EM ESCALA REAL NO
TRATAMENTO DE LIXIVIADOS: ESTUDO DE CASO.**

Orientador: Professor Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior
Co-Orientador: Professor Dr. Admir Giachini.

Doutora: Iracema de Souza Maia

Florianópolis
2015

Iracema de Souza Maia

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS ANAERÓBIAS EM ESCALA REAL
NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS: ESTUDO DE CASO.**

Tese submetida ao Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental
da Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
doutora em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges
de Castilhos Júnior

Coorientador (se houver): Prof. Dr.
Professor Dr. Admir Giachini.

Florianópolis
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Maia, Iracema de Souza

Avaliação de lagoas anaeróbias em escala real no tratamento de lixiviados: estudo de caso. / Iracema de Souza Maia ; orientador, Armando Borges de Castilhos Júnior ; coorientador, Admir Giachini. - Florianópolis, SC, 2015.
276 p.

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

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Lagoas de estabilização. 3. Nitrogênio Amoniacal. 4. Matéria Orgânica. 5. Microorganismos. I. Castilhos Júnior, Armando Borges de. II. Giachini, Admir . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

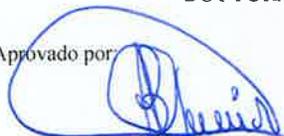
“Avaliação de Lagoas Anaeróbias em Escala Real no Tratamento de Lixiviados: Estudo de Caso”.

Iracema de Souza Maia

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

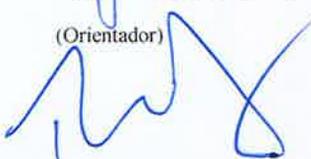
DOCTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por

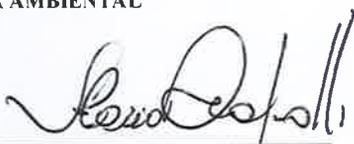


Prof. Armando Borgus de Castilhos Jr., Dr.

(Orientador)



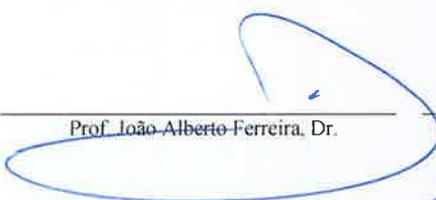
Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



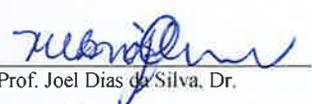
Prof. Flávio Rubens Lapolla, Dr.



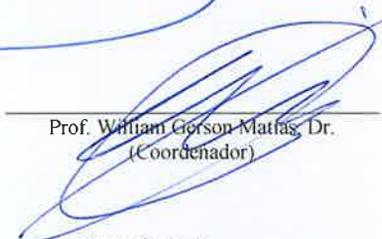
Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.



Prof. João Alberto Ferreira, Dr.



Prof. Joel Dias da Silva, Dr.



Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
ABRIL/2015

“Dedico este humilde estudo a todos trabalhadores e trabalhadoras de aterros sanitários, bem como às comunidades do entorno que recebem em seus solos àquilo que a maior parte da sociedade rejeita.”

AGRADECIMENTOS

À Deus, que me colocou no caminho certo.

Ao professor Armando pela confiança e comprometimento com este estudo, por acreditar na execução deste até o fim, mesmo quando em muitos momentos, hesitei.

Ao professor Admir Giachini pela co-orientação na segunda etapa desta pesquisa com suas considerações valiosas e pelo ânimo imprescindível nesta jornada.

Aos professores da banca por aceitarem contribuir com a melhora científica deste documento.

A toda Equipe do Lareso: Débora Machado, Heloísa Fernandes, Cibelle Zaia, Camila Maia, Henrique Júnior, Letícia Moratelli, Naiara Ramos, Isabela Bonatto, Marlon Capanema, Elivete Prim e Thobias Lemke e colega do Labeflu Wanderli Leite pelo apoio operacional e convivência.

À equipe do Laboratório de Diversidade Microbiana do Solo (DMS), especialmente ao professor Rafael Dutra de Armas, Keli, Lander e Antônio, pelo valioso tempo dispendido em me auxiliar, sem o qual seria impossível entregar os resultados das análises moleculares a tempo.

À equipe do Laboratório de Toxicologia, especialmente ao professor William Gerson Matias e doutora Cristiane Heining, pelo apoio prestado aos ensaios de toxicidade.

Ao Governo Federal (Gestão 2002-2014), que apóia o desenvolvimento da educação neste país, na tentativa de diminuir as profundas desigualdades sociais que ainda persistem.

Ao PROSAB/FINEP e FUNDEP pelo apoio logístico que dá suporte a várias pesquisas neste país.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos para a realização desta pesquisa.

À empresa AMBSC (Ambiental Saneamento e Concessões) pela parceria e apoio logístico prestado a este estudo.

Ao projeto TSGA (Tecnologias Sociais para Gestão da Água – Petrobras Ambiental) pelo apoio logístico prestado a este estudo, sempre que necessário.

À Polícia Militar Ambiental Defesa Civil do Estado de Santa Catarina pelo empréstimo e reboque da embarcação de alumínio utilizada nas coletas.

À Universidade Federal de Santa Catarina que abre diversas portas aos seus estudantes para que tenham oportunidades de ascensão social.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental pela concessão da licença maternidade e ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente pelo auxílio na elaboração dos trabalhos em laboratório.

Agradeço em especial à força motriz deste trabalho: todos bolsistas de Iniciação Científica pelo desenvolvimento das atividades laboratoriais e em campo: Leonardo Rech, Alice Bianchi Trentini, Matheus Pinheiro Massaut, Gabriele Galvão Campos, Vitor Pereira Vaz e Thiago Marcis assim como todos bolsistas voluntários: Murillo Turnes Rosa, Juliana Rodrigues, Débora Zanghelini, Priscila Carlon e Raquel Toledo.

Ao meu primo Adriel Mesquita Ramos e aos demais estudantes de agronomia Renan Neuber, João Augusto de Medeiros (*in memoriam*), Marcus Augusto de Medeiros e Bruno Jacobson, que tornaram menos dura a rotina de coletas quinzenais e nictemerais.

Ao Lucas Peter Keunecke, pela gentileza e compreensão nos atendimentos aos alunos da pós-graduação em Engenharia Ambiental. Gentileza que gera gentileza.

Gratidão especial ao Israel, pelo apoio necessário para a realização deste estudo, por dividir todas as angústias e derrotas, alegrias e vitórias. Peço **perdão** pelos vários momentos de solidão e ausências destes cinco anos, não foi fácil, mas conseguimos! Amo você.

Ao meu pai, Aristides por todo apoio logístico e emocional há trinta e dois anos.

Aos meus padrinhos José e Terezinha e toda família Doca da Silva por cuidarem do meu rebento...

Aos meus irmãos Ubiratan, David, Wagner e Thiago e todos seus rebentos pelas alegrias.

À Marinice Teleginski pelo apoio e carinho dedicado à formatação deste documento.

Aos meus anjos da guarda: Claudia Lavina, Sabrina Rodrigues, Cristiane Leis, José Barrios, Eliziane Moraes Ribas e Thaysa Mauad pelo ombro amigo, pela leitura dos artigos, pelo incentivo nos momentos mais críticos e apoio logístico nas coletas.

Ao Juliano Pacheco e Rodrigo Miranda pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao Jeffrey Hoof, pela tradução dos documentos quando necessitei.

Por último e não menos importante à Maria Claudina por existir em minha vida.

“A ciência exercita a capacidade, não o saber. O valor de praticar com rigor, por algum tempo, uma ciência rigorosa não está propriamente em seus resultados: pois eles sempre serão uma gota ínfima, ante o mar das coisas dignas de saber. Mas isso produz um aumento de energia, de capacidade dedutiva, de tenacidade; aprende-se a alcançar um fim de modo pertinente. Neste sentido é valioso, em vista de tudo o que se fará depois, ter sido homem de ciência.” (NIETZSCHE, 1878 – 1886, in Humano).

RESUMO

Nesta pesquisa avaliou-se o desempenho de um sistema de tratamento biológico para lixo de um aterro sanitário em escala real com foco em duas lagoas anaeróbias operadas em série, seguidas por um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa. O objetivo do estudo foi avaliar a eficiência deste sistema biológico através do monitoramento de variáveis físico-químicas, ensaios de toxicidade e ensaios moleculares das frações líquidas afluentes e efluentes durante dois anos. As coletas foram realizadas ao longo de quinze dias, seguidas de análises laboratoriais para caracterização dos diferentes pontos de coleta ao longo de duas lagoas anaeróbias. A eficiência de remoção de matéria orgânica observada para as lagoas anaeróbias foi de 50% para DBO₅, 47% para DQO_{Total}, 49% para COT, com valores residuais médios de 1446 ± 458 , 2415 ± 750 e 897 ± 1020 mg.L⁻¹, respectivamente ao final do tratamento anaeróbio. O melhor desempenho do sistema anaeróbio ocorreu no verão quando apresentou eficiência máxima de 38 e 60% para remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo, com conteúdos residuais de 537 ± 252 e 9 ± 6 mg.L⁻¹, respectivamente. Observou-se que em média o sistema anaeróbio apresentou concentrações de zinco ($0,08 \pm 0,06$ mg.L⁻¹), níquel ($0,19 \pm 0,25$ mg.L⁻¹) e Chumbo ($0,07 \pm 0,05$ mg.L⁻¹) sempre abaixo dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira. Verificou-se uma diminuição de apenas 41% da toxicidade na saída do tratamento anaeróbio, com valores médios de CE_{50,48horas} de 7% para final da lagoa anaeróbia 1 (muito tóxico) e de 11% para o final do tratamento anaeróbio (lixiviado tóxico). Os ensaios nictemerai revelaram variações horárias distintas para as duas lagoas anaeróbias e o aumento da temperatura e do pH influenciou diretamente nos maiores valores do componente NTK dos diferentes estratos. Nos ensaios moleculares revelou-se que os principais agrupamentos de *amplicons* ocorreram nos meses de temperaturas elevadas, sendo observadas ainda diferenças na estrutura da comunidade microbiana entre os pontos de cada lagoa anaeróbia. A diversidade de espécies encontradas foi maior para as amostras obtidas no verão e no inverno e menor naquelas obtidas no outono. Os filos predominantes no presente estudo foram: Procariota, Bacteroidetes e Firmicutes. A Lagoa Anaeróbia 2 apresentou maior diversidade de espécies identificadas e os grupos encontrados estão associados à mineralização e depuração de componentes do lixo em processos anaeróbios. No presente estudo concluiu-se que as lagoas de estabilização anaeróbias do tratamento não foram suficientes para a

depuração do lixiviados do aterro sanitário, o que justifica a adição de unidades de tratamento complementares.

Palavras-chave: lagoas de estabilização, lixiviado, microrganismos, matéria orgânica, nitrogênio amoniacal.

ABSTRACT

This study evaluated the performance of areal-scale biological treatment system of leachate at a sanitary landfill with a focus on two anaerobic ponds operated in series, followed by a system of activated sludge and a facultative pond. The objective of the study was to evaluate the efficiency of this biological system by monitoring physical-chemical variables and conduct toxicity and molecular testing. Collections were made every two weeks, followed by laboratory analyses to characterize the different leachates. The organic material removal efficiency for the anaerobic ponds was 50% for BOD₅, 47% for COD_{Total} and 49% for TOC, with average residual values of 1446 ± 458 , 2415 ± 750 e 897 ± 1020 mg.L⁻¹, respective to the final anaerobic treatment. On average, in the summer, the anaerobic system had a maximum efficiency of 38% and 60% for removal of ammoniacal nitrogen and phosphorus, with residual contents of 537 ± 252 e 9 ± 6 mg.L⁻¹, respectively. It was noted that on average the anaerobic system had concentrations of zinc ($0,08 \pm 0,06$ mg.L⁻¹), nickel ($0,19 \pm 0,25$ mg.L⁻¹) and lead ($0,07 \pm 0,05$ mg.L⁻¹), always below the standards permitted by the Brazilian law. A decrease of only 41% of the output of the anaerobic treatment, was found, with average values of EC_{50,48hours} of 7% for SLA1 (highly toxic) and of 11% for (toxic leachate). The nycthemeral tests revealed distinct hourly variations for the two anaerobic ponds and the influence of temperature and pH in the seasonality and increase of the NTK component of the different extracts. The results of the molecular DGGE tests revealed that the groupings of amplicons had greater similarity and intensity in the sample of the hotter months, with differences in the structure of the microbial community between the collection points of the anaerobic ponds influenced by the changes in season and environmental variables. The results of DNA_{Total} sequencing also demonstrated that the change in the structure of the microbial communities and the diversity of the species found was higher in the summer and winter and lower in the autumn. The predominant phylogenetic types were: Prokaryote, Bacteroidetes and Firmicutes. Anaerobic pond 2 had a greater diversity of species identified and the groups found are associated to mineralization and depuration of leachate components present in the anaerobic processes. In this study it was concluded that the anaerobic stabilization ponds treatment were not sufficient for the clearance of leachate from the landfill, which justifies the addition of complementary treatment units .

Keywords: stabilization ponds, leachate, microorganisms, organic matter, ammoniacal nitrogen.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Parâmetros de decisão pelo melhor tipo de tratamento de lixiviado.....	63
Figura 2- Influência da estratificação e inversão térmica em uma lagoa de estabilização.....	80
Figura 3 - Diferentes regimes hidráulicos e equações para o cálculo da concentração efluente.....	85
Figura 4: Sequência de processos na digestão anaeróbia de macro moléculas complexas.....	88
Figura 5 - Transformação de nitrogênio e remoção em lagoas de estabilização.....	91
Figura 6 – Localização da Cidade de Itajaí, em destaque a localização do aterro. Santa Catarina.....	96
Figura 7 - Fluxograma do STL com destaque para as lagoas anaeróbias.....	97
Figura 8- Aparato experimental utilizado no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia, com destaque para os frascos tipo Kolbe.....	102
Figura 9 - Coletas de amostras simples realizadas nas lagoas anaeróbias.....	105
Figura 10 - Garrafa de Van Dorn e sonda multiparâmetros.....	106
Figura 11- Etapas da análise qualitativa das amostras de bactérias do lixiviado.....	109
Figura 12 - Temperatura máxima e mínima durante o período de monitoramento.....	113
Figura 13 – Precipitação média durante o monitoramento das coletas simples de lixiviado.....	114
Figura 14- Evaporação média durante o período de monitoramento.....	115
Figura 15 - Vazão (m^3/d) de lixiviado afluente à Lagoa Anaeróbia 1 em 2012 (A) e 2013 (B).....	116
Figura 16- Vazão (m^3/d) média mensal do lixiviado bruto ao longo do período de monitoramento.....	117
Figura 17 –NTK (A) e N-Amoniacal (B) em função das diferentes estações do ano para o lixiviado bruto.....	121
Figura 18 - DQO total e COD em função das estações do ano para o lixiviado bruto.....	123
Figura 19 - DBO ₅ e DQO dissolvida em função das estações do ano para o Lixiviado Bruto.....	125

Figura 20 - Produção acumulada de metano no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia nos reatores A1 (linha azul) e A5 (linha rocha).....	128
Figura 21 - Biodegradabilidade Aeróbia do lixiviado bruto para DQO (A) e COD (B).....	129
Figura 22 - Variação da DQO solúvel no lixiviado e solução de glicose.....	131
Figura 23 - pH (A) e Alcalinidade (B) do lixiviado das amostras da Lagoa Anaeróbia 1.....	133
Figura 24 - pH (A) e Alcalinidade (B) do lixiviado das amostras da Lagoa Anaeróbia 2.....	135
Figura 25 – Oxigênio dissolvido e condutividade elétrica nas lagoas anaeróbias.....	138
Figura 26 . Cor (A) e Turbidez (B) nos pontos amostrais das Lagoas Anaeróbias monitoradas.....	140
Figura 27 – DBO ₅ nos pontos amostrais das Lagoas Anaeróbias monitoradas.....	144
Figura 28 - Comportamento da DQO _{Total} (A) e DQO _{dissolvida} (B).....	146
Figura 29 - Comportamento da DQO _{total} (A) e dissolvida(B) entre as estações do ano.....	148
Figura 30 - Comportamento de COD nos pontos amostrais (A) e entre as estações do ano (B).....	152
Figura 31 - Nitrogênio Amoniacal nos pontos amostrais (A) e Nitrato nassaídas das lagoas (B).....	155
Figura 32 -Nitrogênio amoniacal (N-NH ₄) entre as estações do ano.....	156
Figura 33 - NTK nos pontos amostrais (A) e Nitrito nassaídas de cada lagoas anaeróbia (B).....	158
Figura 34 - Diferença das concentrações de NTK entre as estações do ano.....	159
Figura 35 - Fósforo total entre as estações do ano.....	162
Figura 36 -Fósforo Total nas lagoas anaeróbias de tratamento.....	163
Figura 37 - Valores médios de elementos traços identificados nas lagoas anaeróbias.....	170
Figura 38 - Toxicidade das amostras de lixiviados das lagoas anaeróbias.....	173
Figura 39 - Temperatura da Lagoa Anaeróbia 1 - Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).....	177
Figura 40 - Temperatura da Lagoa Anaeróbia 2 - Primavera 2012 (A) e no Inverno 2013 (B).....	179

Figura 41 – pH no inverno 2013 da Lagoa Anaeróbia 1 (A) e Lagoa Anaeróbia 2 (B).....	180
Figura 42 - NTK na Lagoa Anaeróbia 1 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).....	182
Figura 43 - NTK na Lagoa Anaeróbia 2 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).....	184
Figura 44 - DQO _{total} na Lagoa Anaeróbia 1 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).....	185
Figura 45 -DQO _{total} na Lagoa Anaeróbia 2 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).....	188

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição típica de lixiviados brasileiros em diferentes idades.....	36
Tabela 2 – Composição do lixiviado de aterros sanitários em diferentes países.....	38
Tabela 3 -Concentração de elementos-traços no lixiviado de aterros brasileiros.....	47
Tabela 4: Elementos-traços em lixiviados de aterros sanitários em vários países.....	49
Tabela 5: Microrganismos presentes em lixiviados de aterros sanitários identificados através de técnicas convencionais e moleculares.....	56
Tabela 6 – Classificação típica de lixiviados de aterros sanitários de acordo com a idade operacional.....	60
Tabela 7. Valores da energia livre padrão de algumas reações catabólicas da digestão anaeróbia.....	85
Tabela 8- Características operacionais dos sistemas de lagoas de estabilização (2010-2014).....	95
Tabela 9 –Metodologia e frequência (caracterização do lixiviado nas lagoas anaeróbias do STL).....	96
Tabela 10: Simbologia dos pontos de coleta nas duas lagoas anaeróbias do STL.....	99
Tabela 11- Correlação de <i>Spearman</i> entre vazão e sua influência nas variáveis físico-químicas.....	114
Tabela 12- Dados da caracterização do lixiviado bruto (monitoramento realizado de março de 2012 a julho de 2013) comparados aos dados publicados por outros autores.....	116
Tabela 13 –Dados estatísticos dos pontos monitorados na Lagoa Anaeróbia 1.....	128
Tabela 14 – Dados estatísticos dos pontos monitorados na Lagoa Anaeróbia 2.....	131
Tabela 15 - Correlações de <i>Spearman</i> obtidas entre as variáveis monitoradas das amostras de lixiviado da LA1.....	139
Tabela 16 - Resultados físico-químicos expressos pela média, desvio padrão, mínimo, máximo e mediana e eficiência média obtida em cada lagoa anaeróbia.....	161
Tabela 17- Resultados encontrados comparados à Resolução Conama 430.....	164
Tabela 18- Resultados dos testes de toxicidade aguda do lixiviado nas lagoas anaeróbias.....	168

Tabela 19- Média dos valores das variáveis físico-químicas na estação primavera (2013).....	172
Tabela 20- Média dos valores das variáveis físico-químicas na estação inverno (2013).....	172
Tabela 21 - Valores médios para as principais variáveis analisadas durante as coletas de caracterização molecular do lixiviado (Agosto de 2013- Março de 2014).....	186
Tabela 22: Resultado das análises de componentes principais segundo similaridade e estação do ano.....	188
Tabela 23: Principais grupos microbianos encontrados nas amostras de lixiviado em diferentes estações do ano.....	189
Tabela 24: Principais grupos microbianos encontrados nas amostras de lixiviado em diferentes estações.....	195

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES - Associação Brasileira de Engenharia sanitária
ACP - Análises de Componentes Principais
ALBRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
Alfakit - Kits e Equipamentos para Análise de Águas e Efluentes
ANOVA - Análise da variância
AVT - Ácidos Voláteis Totais
Annamox - *Anaerobic Ammonium Oxidation*
CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
BRUTO - Lixiviado Bruto
CANON - *Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*
Canoco - Canonical Community Ordination
CE (I)50 48h - Concentração Efetiva Inicial Mediana
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
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
Consema - Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT - Carbono Orgânico Total
COV - Carga Orgânica Volumétrica
CTC - Centro Tecnológico
CV - Carga Volumétrica
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DGGE - Gel de Gradiente Desnaturante
DIN - *Deutsches Institut für Normung* – Instituto Alemão de Normalização
DNA - Ácido desoxiribonucléico
DQO - Demanda Química de Oxigênio
DQOd - Demanda Química de Oxigênio dissolvida
DQO_T - Demanda Química de Oxigênio Total
ELA1 - Entrada da Lagoa Anaeróbia 1
ELA2 - Entrada da Lagoa Anaeróbia 2
ENS - Engenharia Sanitária

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
FATMA - Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina
FD - Fator de diluição
FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos e empresas gestoras de resíduos sólidos
Fingerprint - Impressão digital
FISH - Fluorescence *In Situ* Hybridization (Hibridização Fluorescente *in situ*)
FLA1 - Final da Lagoa Anaeróbia 1
FLA2 - Final da Lagoa Anaeróbia 2
GFAAS - Espectrômetro de Absorção Atômica com Forno de Grafite
Genes *nosZ* - nitrous oxide reductase gene
H₂S - Gás Sulfídrico
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IRAS - infecções relacionadas à assistência à saúde
ISO - *International Standard Organization*
ISWA - International Solid Waste Association,
LARESO - Laboratório de Resíduos Sólidos
LV - carga orgânica
kDa - kilo Dalton
LDMS - Laboratório de Diversidade Microbiana
MLA1 - Meio da Lagoa Anaeróbia 1
MLA2 - Meio da Lagoa Anaeróbia 2
mPa - massa polar Atlântica
mS - miliSiemens
μS - microSiemens
NAD - Niacina adenina dinucleotídeo
NADH - Hidrogeno Niacina adenina dinucleotídeo
NBR - Norma Brasileira
NC - Não Cultiváveis
NH₃ - Amônia livre
N-NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal
N-NO₂⁻ - Nitrogênio nítrico (nitrito)
N-NO₃⁻ - Nitrogênio nitrato
NTK - Nitrogênio Total Kjeldhal
NTU - Unidades Nefelométricas de Turbidez
OD - Oxigênio Dissolvido
P1 - Entrada da Lagoa Anaeróbia 1 – Amostra Composta
P2 - Meio da Lagoa Anaeróbia 1 – Amostra Composta

P3 - Final da Lagoa Anaeróbia 1 – Amostra Composta
P4 - Entrada da Lagoa Anaeróbia 2- Amostra Composta
P5 - Meio da Lagoa Anaeróbia 2- Amostra Composta
P6 - Final da Lagoa Anaeróbia 2- Amostra Composta
PCR - *Polymerase Chain Reaction* (Reação em Cadeia da Polimerase)
pH - Potencial hidrogeniônico
PNSB - Programa Nacional de Saneamento Básico
PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q - vazão
Recesa - Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental
RFLP - restriction fragment length polymorfisms
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
RPM - rotação por minuto
rDNA - Ácido Desoxiribonucléico Ribossômico
RNAr - Ácido Ribonucléico Ribossômico
SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente
SLA1 - Saída da Lagoa Anaeróbia 1
SLA2 - Saída da Lagoa Anaeróbia 2
SHARON - *Single reactor system for High activity Ammonia Removal Over Nitrite*
Smears - Rastros de DNA
SNVS - Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SUASA - Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária
Stripping - Arraste
STV - Sólidos Totais Voláteis
TDH - Tempo de Detenção Hidráulico
UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina
USEPA - United States Environmental Protection Agency
T - Temperatura
YSI 6600 - Sonda Multiparâmetros

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	33
1.1	JUSTIFICATIVA.....	35
1.2	HIPÓTESE DE TRABALHO.....	36
1.3	OBJETIVOS.....	36
1.3.1	Objetivo Geral.....	36
1.3.2	Objetivos Específicos.....	36
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	39
2.1	GERAÇÃO DE LIXIVIADOS: PRODUÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA.....	39
2.1.1	Matéria Orgânica em Lixiviados de Aterros Sanitário.....	41
2.2.4.2	Amônia em Lixiviados de Aterros Sanitários.....	46
2.2.4.3	Elementos-Traço em Lixiviados de Aterros Sanitários.....	51
2.2.4.4	Impactos Ambientais e Toxicidade de Lixiviados.....	55
2.2.4.5	Análises Microbiológicas em Lixiviados de Aterros Sanitários..	58
2.2	TECNOLOGIAS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS.....	63
2.2.1	Tecnologias de Tratamento Biológico de Lixiviados.....	66
2.2.2	Recirculação.....	70
2.2.3	Tratamento Combinado com Esgotos Domésticos.....	70
2.2.4	Sistema de Lodos Ativados.....	71
2.2.5	Filtros Biológicos.....	72
2.3	TRATAMENTO DE LIXIVIADOS POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	73
2.3.1	Tipos de Lagoas de Estabilização.....	75
2.3.2	Lagoas Anaeróbias no Tratamento de Lixiviados.....	76
2.3.3	Parâmetros Operacionais de Lagoas de Estabilização.....	81
2.3.4	Profundidade.....	83
2.3.5	Tempo de Detenção Hidráulica (TDH).....	84
2.4	Configuração Geométrica (Comprimento x Largura).....	85
2.4.1	Regime Hidráulico/Arranjo das Lagoas.....	86
2.3.4	Frações de Matéria Orgânica e Nutrientes em Lagoas Anaeróbias.....	88
2.4	Legislação Aplicada a Lixiviados de Aterros Sanitários.....	96
3.	MATERIAL E MÉTODOS.....	99
3.1	UNIDADE DE TRATAMENTO: LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS.....	99
3.2	CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	101
3.2.1	Variabilidade da Carga Orgânica Volumétrica (Vazão).....	101
3.3	DADOS METEOROLÓGICOS E ASPECTOS QUANTITATIVOS DO LIXIVIADO.....	102
3.4	PROTOCOLO DE AMOSTRAGEM: VARIÁVEIS MONITORADAS E MÉTODOS ANALÍTICOS.....	103

3.5	ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA, ANAERÓBIA E DQO INERTE.....	104
3.5.1	Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia.....	104
3.5.2	Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia.....	105
3.5.3	Ensaio de DQO Inerte.....	106
3.6	MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO: FREQUÊNCIADAS COLETAS E PONTOS AMOSTRAIS.....	106
3.7	ENSAIOS NICTEMERAIS.....	110
3.8	DETERMINAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO.....	110
3.9	ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA.....	111
3.10	ANÁLISES MOLECULARES– DGGE (ELETROFORESE EM GEL COM GRADIENTES DESNATURANTES).....	111
3.10.1	Análise Qualitativa das Bactérias Totais nas Amostras de Lixiviado.....	112
3.10.2	Reação em Cadeia de Polimerase (PCR) e DGGE (Eletroforese em Gel com Gradientes Desnaturantes).....	113
3.10.3	Sequenciamento das Amostras.....	114
3.10.4	Análises Estatísticas.....	114
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	117
4.1	CONDIÇÕESMETEOROLÓGICAS DAS UNIDADES DE TRATAMENTO.....	117
4.2	CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DO LIXIVIADO.....	119
4.3	CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DO LIXIVIADO BRUTO.....	124
4.3.1	Variáveis Físico - Químicas	124
4.3.2	Nitrogênio.....	126
4.3.3	DQOt e COD.....	128
4.3.4	Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia e Aeróbia.....	132
4.3.5	Ensaio de DQO Inerte.....	135
4.4	ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DO SISTEMA DE LAGOAS ANAERÓBIAS.....	137
4.4.1	pH, Alcalinidade e Temperatura do Lixiviado.....	137
4.4.2	Oxigênio Dissolvido Condutividade Elétrica.....	142
4.4.3	Cor e Turbidez.....	144
4.5	AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA NO LIXIVIADO DO SISTEMA DE LAGOAS ANAERÓBIAS.....	148
4.5.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio- DBO ₅	148
4.5.2	Demanda Química de Oxigênio Total e Dissolvida.....	150
4.5.3	Carbono Orgânico Dissolvido.....	155
4.6	AVALIAÇÃO DOS VALORES DAS FRAÇÕES DE NITROGÊNIO NAS LAGOAS ANAERÓBIAS.....	158
4.7	AVALIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NAS LAGOAS ANAERÓBIAS.....	165

4.8	AVALIAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO E TOXICIDADE DAS LAGOAS ANAERÓBIAS.....	172
4.8.1	Presença de Elementos-Traço no Lixiviado Bruto e Lagoas Anaeróbias.....	172
4.8.2	Toxicidade do Lixiviado Bruto e Lagoas Anaeróbias.....	176
4.9	ENSAIOS NICTEMERAIS.....	181
4.10	ENSAIOS DE BIOLOGIA MOLECULAR.....	195
4.10.1	Caracterização Físico-Química das Amostras de Lixiviado.....	195
4.10.2	Caracterização molecular da estrutura bacteriana.....	197
4.10.3	Caracterização da microbiota das lagoas anaeróbias no tratamento de lixiviados.....	199
5.	CONCLUSÕES.....	207
6.	RECOMENDAÇÕES.....	209
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	211
8.	APÊNDICES.....	253

1. INTRODUÇÃO

O documento norteador da Política Nacional de Resíduos Sólidos elaborado no ano de 2014 contemplou a problemática na diversidade de resíduos produzidos, as alternativas de gestão e gerenciamento passíveis de implantação, planos e metas, programas, projetos e ações. Ainda relataram-se os diferentes cenários sobre a disposição final de resíduos e rejeitos no solo entre os anos de 2000 a 2008 no Brasil com dados secundários de outras instituições governamentais. Concluiu-se que dentre as três principais formas de destinação (aterro sanitário, aterro controlado e lixão), houve um aumento de 120% na quantidade de resíduos e rejeitos dispostos em aterros sanitários e uma redução de 18% na quantidade encaminhada para lixões a céu aberto (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014).

Diferentemente do que ocorria em 2000, quando 60% da quantidade total dos resíduos e rejeitos urbanos eram dispostos de forma inadequada (aterro controlado e lixão), em 2008, vê-se a inversão desses valores, no qual 60% têm disposição final em aterro sanitário. Esta situação se mantém praticamente inalterada em relação ao cenário de 2012. A outra parcela, que corresponde a 40% do que é coletado e totaliza 29 milhões de toneladas por ano, é depositada em lixões e aterros controlados, que pouco se diferenciam dos lixões, em termos de impacto ambiental. Em 2013, pouco mais de 62% dos municípios registraram alguma iniciativa nessa área, contra 60% em 2012 (ALBRELPE, 2013).

Conforme o Plano Nacional de Resíduos Sólidos esperam-se ações para a recuperação de lixões e aterros controlados, tais como: 1) o gerenciamento e monitoramento das áreas contaminadas; 2) o plano de encerramento e 3) o uso futuro da área. O programa apóia a implantação de obras e serviços para o tratamento e a disposição final adequada dos resíduos sólidos. Dentre os procedimentos técnicos utilizados em aterros sanitários estão: a drenagem e impermeabilização da área com o tratamento do lixiviado, efluente de difícil caracterização que sofre interferência dos diferentes materiais presentes na massa de resíduos, além de influência das condições operacionais e meteorológicas.

O tratamento de lixiviados é um dos principais desafios em projetos de operação de aterros sanitários. Dentre os fatores que influenciam na melhor escolha de projetos de tratamento de lixiviados estão: o volume do lixiviado do aterro, o índice pluviométrico mensal, a

evapotranspiração, o escoamento superficial, a capacidade de armazenamento de água no solo, o grau de compactação dos resíduos, a umidade dos resíduos, as características climáticas da região, vazão e carga orgânica. A contaminação da água subterrânea ocorre quando o líquido lixiviado do aterro alcança os aquíferos. A maior ou menor quantidade de água influencia a dinâmica da contaminação.

A Agência de Proteção Ambiental - EPA (Estados Unidos da América) realizou o cadastramento das principais fontes de contaminação dos recursos hídricos e dentre as várias fontes de contaminantes, os lixões municipais constituem fonte poluidora das águas subterrâneas em mais de 35 estados americanos, sendo que em 15 estados a contaminação foi considerada grave (ARAÚJO, 1996). Estudos em aterros sanitários, cujas atividades iniciaram em 1940, situados sobre areias não consolidadas, indicaram que a pluma de contaminação pode se estender por centenas de metros (MACFARLANE et al., 1983), quando há condições favoráveis a esta propagação, tais como: solo pouco espesso e permeável e a existência de um gradiente topográfico que permita um maior fluxo dos contaminantes quando em contato com a zona saturada.

Sabe-se das dificuldades no tratamento destes efluentes, que possuem altas concentrações de compostos recalcitrantes, matéria orgânica além de elevadas concentrações de nutrientes, conforme idade operacional do aterro. Para proporcionar condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores, é necessário o tratamento adequado, que pode ser físico-químico e biológico (RENOU et al., 2008), ou combinações de ambos para a correta eliminação deste efluente no ambiente. No Brasil, as tecnologias mais utilizadas para o tratamento destes líquidos pelos gestores dos aterros sanitários são os tratamentos físico-químicos e biológicos, neste último encontram-se as lagoas de estabilização.

Os estudos da rede de pesquisa PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 2009) revelam que os aterros sanitários brasileiros utilizam frequentemente as lagoas de estabilização. Ressaltam ainda que em escala piloto estes sistemas apresentaram bons resultados, com atividade fotossintética e elevada remoção de amônia por volatilização da amônia livre (*stripping*). Estas lagoas são capazes de tratar cargas elevadas de DQO e amônia e devem atender as condições estabelecidas pela lei 430/2010, onde se prevê que ocorra remoção de 60% de $DBO_5 - 20^\circ C$ e valores máximos de amônia de 20 mg.L^{-1} . Porém ressalta-se a dificuldade dos gestores de aterros sanitários

em alcançar estes valores exigidos para correto descarte do efluente final.

Em função da necessidade da adequação de tecnologias para o tratamento de lixiviado conforme a realidade brasileira, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC desenvolveu uma importante seqüência de pesquisas realizadas em parceria com a FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos e empresas gestoras de resíduos sólidos. Por exemplo, no trabalho de RESTREPO (2012) o objetivo principal foi determinar a taxa de transferência de elementos-traços de resíduos sólidos urbanos para lixiviados e a influência em organismos testes. Já no trabalho de MARTINS (2010), avaliou-se o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistemas de lagoas piloto em série sob diferentes condições operacionais. FERNANDES (2009) analisou a dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviados de aterros sanitários. RANZI (2009) avaliou o tratamento de lixiviado por evaporação natural com painéis; STRELAU (2009) determinou a presença de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por técnica de cromatografia gasosa. Já no trabalho de SILVA (2007) desenvolveu-se um estudo em escala piloto que avaliou a utilização de lagoas de estabilização em série no tratamento de lixiviado de aterros sanitários. A pesquisa desenvolvida por SOUZA (2005) também trouxe como foco o monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de lixiviados de aterros sanitários.

Alguns destes estudos realizados em escala piloto evidenciaram que as lagoas de estabilização podem tratar eficientemente os lixiviados de aterros sanitários, sob condições operacionais controladas estabelecidas. Os trabalhos sugeriram ainda que fatores como temperatura, oxigênio dissolvido e a remoção de nutrientes foram considerados de grande importância no dimensionamento das unidades de tratamento na região sul do Brasil. Assim, na tentativa de elucidar as principais lacunas existentes, a presente pesquisa foi desenvolvida num sistema de tratamento anaeróbico em escala real ao longo de dois anos de monitoramento.

1.1 JUSTIFICATIVA

A Política Nacional de Resíduos Sólidos prevê a disposição final ambientalmente adequada de rejeitos em aterros. Por sua vez, a partir do aterramento de resíduos são gerados lixiviados que requerem tratamento

antes do seu lançamento de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. Entre as alternativas de tratamento adaptadas às condições econômicas e ambientais brasileiras e comumente utilizadas encontram-se as lagoas anaeróbias. No entanto são limitados os conhecimentos a respeito do tratamento de lixiviados por lagoas anaeróbias em escala real, o que restringe a avaliação do desempenho deste sistema de controle ambiental. Tal avaliação é essencial para orientar os gestores na definição dos sistemas de tratamento de lixiviados a serem implantados em aterros sanitários. Assim, de forma a subsidiar as pesquisas já realizadas em escala piloto o conhecimento adquirido no presente estudo em escala real proporcionou maiores informações relativas às características do lixiviado tratado por lagoas anaeróbias de um aterro sanitário.

1.2 HIPÓTESE DE TRABALHO

Conforme as justificativas e contextualização, bem como os esforços no sentido de aperfeiçoar o tratamento de lixiviados de aterros sanitários é possível testar a seguinte hipótese:

O tratamento biológico de lixiviado por lagoas anaeróbias em regiões com estação do ano bem demarcadas sofre variações sazonais de eficiência que implicam em problemas operacionais no sistema.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de um sistema constituído de lagoas de estabilização anaeróbias no tratamento biológico de lixiviados em escala real localizado na região sul do Brasil.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o lixiviado bruto de um aterro sanitário localizado na região sul do Brasil, através de ensaios de biodegradabilidade aeróbia, anaeróbia e DQO inerte;
- Analisar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e elementos-traço nas lagoas anaeróbias presentes no sistema biológico de tratamento;

- Avaliar a influência de variáveis físico-químicas e biológicas de duas lagoas anaeróbias ao longo das estações do ano na conseqüente eficiência do sistema de tratamento biológico de lixiviados;
- Avaliar a composição das comunidades microbianas presentes nas lagoas anaeróbias em diferentes estações do ano através de ensaios moleculares e propor possíveis indicadores biológicos para estes sistemas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão abordados os principais conceitos relativos aos lixiviados de aterros sanitários, efluentes complexos do ponto de vista quantitativo e qualitativo, cujos métodos de tratamento serão igualmente revisados no decorrer deste capítulo. A revisão bibliográfica realizada visa elucidar as principais questões relativas às técnicas biológicas e físico-químicas para seu tratamento.

2.1 GERAÇÃO DE LIXIVIADOS: PRODUÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA

A hidrodinâmica da geração de lixiviados em aterros sanitários brasileiros sofre variação de acordo com os dados de projeto e as realidades existentes. Os fatores que influenciam tanto quantitativamente como qualitativamente nas características e geração de lixiviado são: a sazonalidade das condições meteorológicas locais, as técnicas construtivas do aterro sanitário, os métodos de compactação e cobertura, a composição dos resíduos e a idade do aterro (KANG *et al.* 2005).

No que se refere à influência da sazonalidade das condições meteorológicas observa-se que em aterros sanitários no sul do Brasil em períodos de seca há uma geração de lixiviado muito pequena e a concentração de poluentes é maior, enquanto em períodos chuvosos a geração do lixiviado é mais intensa com menor concentração dos poluentes. Essas variações são absorvidas pelo elevado volume das lagoas de estabilização comumente utilizadas no tratamento primário de lixiviados para atenuar variações de carga e vazão. Relata-se que em lagoas anaeróbias a atividade biológica é maior nos meses mais quentes do ano. Durante os dias mais frios há uma diminuição da atividade microbiana (FATMA, 2011).

Ao aplicar modelos matemáticos de balanço hídrico, Tozzeto (2008) avaliou a sazonalidade da geração de lixiviados numa estação de tratamento na cidade de Curitiba. A autora avaliou que a qualidade dos dados destes modelos foi afetada principalmente pela composição média dos resíduos, bem como a simplificação adotada para a configuração da drenagem e geometria das células do aterro e por fim pela ocorrência de eventos isolados de chuva que deixaram de ser registrados em campo. Além disso, a autora destacou que falhas de ordem operacional fizeram com que a quantidade de lixiviado fosse maior do que esperada, tais

como frentes de serviço muito amplas, com exposição desnecessária dos resíduos à água precipitada e manutenção inadequada dos elementos de drenagem superficial, que trincam com o tempo, devido às movimentações do maciço.

Apesar de se observar que a sazonalidade da geração de lixiviados em sistemas de tratamentos de aterros sanitários tem relação estrita com o volume e a composição deste tipo de efluente, outros autores como Oliveira et al (2010), em estudos no nordeste brasileiro verificaram que as vazões de líquidos lixiviados não são afetadas imediatamente pelas precipitações. A explicação é de que devido à não saturação das camadas de cobertura e dos resíduos, as taxas de geração de lixiviados diminuíram entre os períodos chuvosos, e da mesma forma entre dois períodos secos monitorados devido às diferenças entre o excedente hídrico e déficit hídrico em cada um dos períodos além da diminuição da geração de lixiviados por processos de biodegradação.

No que tange as propriedades do lixiviado destaca-se a influência da idade do aterro, das condições meteorológicas, da qualidade do solo e das características dos resíduos sólidos (NEHRENHEIM, 2008). Para aterros sanitários em operação, a liberação de água contida nos poros dos resíduos (devido ao seu peso próprio e das camadas de resíduos) influencia nas taxas de geração de lixiviado. Um fator que contribui para o aumento da quantidade de lixiviado é a co-disposição de resíduos com grande teor de umidade, como lodos provenientes de estações de tratamento de esgotos domésticos. A vazão de lixiviado em aterros sanitários é específica para cada local e sofre influência da disponibilidade de água e das condições climáticas. Alguns aspectos operacionais também têm influência na quantidade de lixiviado gerada. A prática de cobertura sistemática dos resíduos com frequência regular, células, independentemente da cota final de projeto, também é muito importante para minimizar a geração de lixiviado (TOZZETO, 2008). A seguir a Tabela 1 apresenta a composição do lixiviado, conforme idade do lixiviado e principais parâmetros em aterros brasileiros:

Tabela 1 - Composição típica de lixiviados brasileiros em diferentes idades.

Variáveis	Idade do Aterro				
	1 ano	5 anos	16 anos	21-23 anos	30 anos
DBO (mg L ⁻¹)	7.500-28.000	4.000	80	20-4.526	118-857
DQO (mg L ⁻¹)	10.000-40.000	8.000	400	1.504-8.416	804-4.255
pH (unidade de pH)	5,2	6,4	-	7,6-8,7	7,7-9,1
SDT (mg L ⁻¹)	10.000-14.000	6.794	1.200	-	-
SST (mg L ⁻¹)	100-700	-	-	12-2.082	13-265
Condutividade de $\mu\text{S/cm}$	600-9.000	-	-	-	-
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	800-4.000	5.810	2.250	-	-
Dureza (CaCO ₃) (mg L ⁻¹)	3.500-5.000	2.200	540	-	-
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	25-35	12	8	0,6-38	14-60
Ortofosfato (mg L ⁻¹)	23-33	-	-	-	-
Nitrogênio Amomiacal (mg L ⁻¹)	56-482	-	-	527-2052	76-3.565
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,2-0,8	0,5	1,6	-	-
Cálcio (mg L ⁻¹)	900-1700	308	109	-	-
Cloretos (mg L ⁻¹)	600-800	1.330	70	-	-
Sódio (mg L ⁻¹)	450-500	810	34	-	-
Potássio (mg L ⁻¹)	295-310	610	39	-	-
Sulfatos (mg L ⁻¹)	400-650	2	2	-	-
Manganês (mg L ⁻¹)	75-125	0,06	0,06	-	-
Magnésio (mg L ⁻¹)	160-250	450	90	-	-
Ferro (mg L ⁻¹)	210-325	6,3	0,6	-	-
Zinco (mg L ⁻¹)	10-30	0,4	0,1	-	-

Fonte: LANGE E AMARAL (2009)

2.1.1 Matéria Orgânica em Lixiviados de Aterros Sanitário

Para a escolha de tratamento do lixiviado torna-se fundamental efetuar uma caracterização físico-química detalhada no mesmo. A relação DBO₅/DQO no lixiviado pode sugerir o estágio de degradação dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, indicar a maturidade das células do aterro e do lixiviado (EL-FADEL et.al, 2002). Apesar das grandes variações da composição do lixiviado produzido nos diferentes aterros, o estado de degradação (relacionado com a idade do aterro) ainda é utilizado como sendo um parâmetro de classificação (CHRISTENSEN, et al., 2001). A biodegradabilidade indica o percentual de compostos susceptíveis à decomposição pela ação dos microrganismos, podendo ser classificados em relação à facilidade de degradação em: rapidamente, moderadamente ou lentamente

biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo de moléculas mais simples, utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis geralmente apresentam-se na forma particulada. Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos microrganismos, mas são resistentes ao ataque metabólico (MORAVIA, 2010).

Já a DQO representa um dos principais parâmetros para quantificação de contaminantes nos lixiviados, indicando a carga de matéria orgânica transportada e a quantidade de oxigênio necessária para sua estabilização (JUNQUEIRA et al., 2000). De acordo com MONTEIRO (2003) uma análise mais específica mostra que a medida da demanda química de oxigênio serve como um importante parâmetro na avaliação do processo de decomposição, em particular, na compreensão dos efeitos da lixiviação microbiana. Em aterros novos tem-se uma relação DBO_5/DQO em torno de 0,5 ou maior e indica melhor biodegradabilidade, enquanto que em aterros antigos a mesma relação situa-se normalmente na faixa entre 0,05 e 0,2. Valores superiores a 0,4 indicam que o processo de reações de decomposição está na fase aeróbia, com compostos facilmente degradáveis. Na fase metanogênica os valores são inferiores a 0,1, relação que indica que os compostos orgânicos encontram dificuldade para serem degradados (CONTRERA, 2008).

Em recentes pesquisas realizadas observa-se que uma das melhores formas de se avaliar a tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários seria através de medidas de parâmetros que são afetados pelo tratamento anaeróbio, como é o caso do consumo de Ácidos Voláteis Totais (AVT)/DQO (CORRÊA, 2012). Contrera (2008) avaliou no estudo da biodegradabilidade anaeróbia de um lixiviado que contém AVT de 524 mg.L^{-1} e DQO_{total} inicial de 4025 mg.L^{-1} que em relações de AVT/DQO_{total} inferiores a 0,25 o lixiviado teve baixa biodegradabilidade anaeróbia. Para valores de relação AVT/DQO_{total} entre 0,25 e 0,40 o lixiviado obteve uma moderada biodegradabilidade e elevada para valores de relações AVT/DQO total acima de 0,40. Na Tabela 2 pode-se fazer uma comparação da composição dos lixiviados com diferentes idades de aterramento, de diferentes países.

Tabela 2 – Composição do lixiviado de aterros sanitários em diferentes países.

Parâmetros	Aterro Sanitário									
	Espanha	Bangladesh	Malásia	China	Canadá	Indonésia	Itália	Japão	Portugal	EUA
Idade (anos)	24	-	7	12	19	21	-	-	-	-
Condutividade (mS/cm)	31	-	5.25-13.92	-	-	-	2,47	30.40-32.02	20.7	-
Oxigênio Dissolvido	0.07	-	-	-	-	ND	-	-	-	-
pH	7.90	8.25-8.34	6.93-8.26	8.52	7.1	8.33	7,8	7.7-8.0	7.6	7.6
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	43.920	-	-	9009	4242	-	-	-	-	-
Carbono Orgânico (mg.L ⁻¹)	1744	-	-	-	-	-	-	-	-	734
DQO (mg.L ⁻¹)	42.310	6600-11.520	630-2860	6777	-	5992	-	32.000-46.000	4505	-
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	-	1400-4000	135-476	-	-	-	-	12.000-16.500	300	378
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	38.787	14.600	4520-10568	-	-	-	-	12.685-13993	-	-
Fenóis(mg.L ⁻¹)	1.30	-	1-5.25	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	3750	1846	232-1374	-	-	-	-	260-381	337	-
NH ₄ ⁺ -N (mg.L ⁻¹)	1786	-	-	1748	515	1255	2.60 g.L ⁻¹	1950-2534	167	796
Nitrogênio Total(mg.L-N)	3320	3582.5-3760	100-600	1794	535	-	-	2016-2677	1780	850
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	-	-	8-40	-	3,0	-	0.73 g.L ⁻¹	78.77-179.58	10.8	-
PO ₄ ³⁻ -P (mg.L ⁻¹)	-	-	57-197	-	-	-	0.021 (g.L ⁻¹)	9.17-33.75	-	-
NO ₂ ⁻ -N (mg.L ⁻¹)	150	-	30-60	1,2	<LD	-	-	0.50-0.68	469	-
NO ₃ ⁻ -N(mg.L ⁻¹)	117	-	400-2600	36	<LD	-	-	33.06-44.31	85.9	-

Fonte -Ribé et al. (2012); Mahmud et al. (2012); Kawai et al.(2012); Regadio et al.. (2012); Siciliano et al. (2012); Li et al.. (2012); Jianguo et al. (2012);

Segundo informações já consolidadas em literatura, normalmente aterros sanitários antigos acima de 10 anos apresentam taxa de DBO₅/DQO, menor que 0.1. Este valor indica baixa biodegradabilidade devido à liberação de moléculas orgânicas recalcitrantes de alto peso molecular, além de altas concentrações de NH₃-N, os quais dificultam o tratamento por processos biológicos convencionais (RENOU et al., 2008). A DQO é um dos parâmetros mais utilizados para o acompanhamento da eficiência do tratamento de lixiviados em reatores biológicos. A literatura descreve, para lixiviados oriundos de lagoas de estabilização, valores que podem variar entre 142-152.000 mg.L⁻¹ (ANDREOTOLLA & CANNAS, 1992;KJELDSNet al., 2002). A DQO de lixiviados varia em função da idade do aterro sanitário, sendo

comum encontrar valores elevados de DQO em aterros sanitários “jovens” (fase ácida) e valores reduzidos em aterros antigos ou desativados (YUSMARTINI, 2013).

KAWAI et al. (2012) avaliaram as características físico-químicas de um aterro sanitário antigo durante um ano, incluindo fatores capazes de inibir a digestão anaeróbia. Os autores concluíram que as variações sazonais da DQO refletem diretamente a biodegradabilidade do lixiviado. Durante as estações mais secas o valor médio da DQO_{total} foi de 9004 mg.L^{-1} , número duas vezes maior que em época de chuvas, que apresentou média de 4539 mg.L^{-1} , segundo o autor devido às influências das condições meteorológicas. Neste mesmo estudo a concentração de DQO e amônia e valores de pH e elementos-traços apresentaram-se perto da faixa de valores que não impedem a decomposição da digestão anaeróbia além de altas concentrações de íons de Na^+ e Cl^- os quais são conhecidos por inibir processos biológicos.

ZHAO et al (2012) revela em experimentos que 47-92% de COT e acima de 50% de DQO provém de substâncias orgânicas abaixo de 1kDa e avalia que estas frações são de difícil remoção por processos físico-químicos devido ao pequeno peso molecular destes elementos. Os autores mostraram ainda que a maior parte da matéria orgânica do lixiviado apresentou baixo peso molecular, contribuindo 68% para COT e 66% para DQO em lixiviado não tratado e 61% COT e 47% de DQO para lixiviado tratado. Nos estudos de CONTRERA (2008) observou-se que a maior parte da matéria orgânica de lixiviados de aterro sanitário apresentou baixo peso molecular (menor que 1kDa). O lixiviado com estas características provavelmente apresentará eficiência significativa de remoção de matéria orgânica por processos biológicos.

A quantidade de matéria orgânica de maior peso molecular tende a reduzir com a idade da célula, ou seja, quanto mais antiga menor a quantidade de matéria orgânica de maior peso molecular. Esses resultados sugerem que o aumento da idade da célula favorece a hidrólise e degradação do material coloidal que possui tamanho maior que 100kDa e de compostos intermediários que possuem entre 10 e 100 kDa. Os resultados obtidos por Contrera (2008) mostram que quanto mais antiga a célula, menor a quantidade de matéria orgânica em termos de DQO de maior peso molecular no lixiviado. Contudo é necessário um estudo mais detalhado da caracterização destas frações, para que correlação desses dados possa fornecer mais subsídios para o dimensionamento de projetos de tratamento de lixiviados.

Na pesquisa de AZIZ et al. (2010), a variação da DBO_5 apresentou valores de 135-476 $mg.L^{-1}$ em lixiviado com características anaeróbicas e dados de 67-93 $mg.L^{-1}$ para lixiviado considerado antigo, acima de 10 anos. A média dos valores de DQO para o lixiviado de lagoas de estabilização não aeradas e aeradas intermitentemente e lagoas anaeróbicas foram de 935, 2245 e 1892 $mg.L^{-1}$, respectivamente. Estes valores, considerados elevados, podem indicar que eles se encontram na fase metanogênica. Os lixiviados de aterro sanitário em fase metanogênica são caracterizados pela alta carga de nitrogênio e pela grande quantidade de compostos orgânicos refratários. A capacidade dos processos biológicos aeróbios e anaeróbios para reduzir a carga orgânica de lixiviados de aterro tem sido estudada, e estes processos são bastante eficazes quando aplicados a lixiviados acetogênicos, contendo principalmente ácidos graxos voláteis (SICILIANO et al., 2012).

Segundo THREEDEACH et. al., 2012 algumas propriedades gerais indicam que o lixiviado de processos anaeróbios são mais tóxicos do que o lixiviado resultante de processos semi-aeróbico em termos de substâncias orgânicas já que os valores pesquisados para lixiviado de condições semi-aeróbicas e anaeróbicas foram de 13.125 $mg.L^{-1}$ e 12.500 $mg.L^{-1}$ de DBO_5 e 27.500 $mg.L^{-1}$ e 38.750 $mg.L^{-1}$ para DQO. A taxa média da relação DBO_5/DQO foi de 0,48 (baixa biodegradabilidade, fase ácida) e 0,38 (fase intermediária ou metanogênica). Estes altos valores indicam uma biodegradação mais lenta, sendo que a condição aeróbia no aterro deste experimento contribuiu para maior grau de estabilização dos resíduos através de processo de oxidação ()

Segundo Gomes (1989) *apud* Monteiro (2003), através da determinação do teor de sólidos voláteis determina-se a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente no resíduo sólido. Portanto, esse parâmetro pode ser um indicador de degradabilidade dos RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de Sólidos Totais Voláteis (STV) indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação. A determinação dos STV também é de grande importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de resíduos depositada no aterro (KNOCHENMUS et al., 1998). De acordo com Monteiro (2003) os sólidos voláteis presentes na fração líquida resultante do processo de

decomposição, representam a parcela facilmente degradável, ou seja, os primeiros resultados da atividade microbiana.

2.2.4.2 Amônia em Lixiviados de Aterros Sanitários

AZIZ et. al. (2010) avaliam que a existência de uma quantidade elevada de $\text{NH}_4\text{-N}$ em lixiviados é um dos problemas mais importantes rotineiramente enfrentados pelos operadores de aterro. Esta grande quantidade de $\text{NH}_4\text{-N}$ é estável sob situações anaeróbias, que tipicamente acumula, no lixiviado, concentrações mais elevadas do que 100 mg.L^{-1} , sendo então altamente tóxicas para os organismos aquáticos. Os níveis de nitrogênio são bastante utilizados para indicar a idade do aterro.

As formas reduzidas de nitrogênio (nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal) encontram-se predominantes na zona de degradação e na zona de decomposição ativa e por isso são indicadores de lixiviado jovem. Já a predominância de formas oxidadas de nitrogênio (nitrito e nitrato) são características de lixiviado antigo (BOCCHIGLIERI, 2010). Na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do nitrogênio amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro em meio anaeróbio quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico formado pela reação entre o resíduo e o dióxido de carbono também resultante da decomposição da matéria orgânica (CONTRERA, 2008). Os aterros sanitários por serem ambientes predominantemente anaeróbios, produzem efluentes com baixas concentrações de nitratos e nitritos. Por outro lado, a atividade biológica presente na massa de resíduo quanto no sistema de drenagem de lixiviados faz com que a quase totalidade de nitrogênio orgânico seja convertido em nitrogênio amoniacal dentro do próprio aterro. (MOURA2007; KURNIAWAN et al., 2010; CARDILLO2004).

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 (MARTINS, 2010).

Ainda se identifica a presença de compostos aromáticos, provenientes do metabolismo das proteínas e substâncias húmicas. A presença destas substâncias encontradas na massa dos resíduos confere ao lixiviado de aterros sanitários uma característica singular devido à grande dificuldade de tratamento: a recalcitrância, termo utilizado para definir a incapacidade que os microrganismos possuem em degradar e reciclar os nutrientes (BAHÉ, 2008). O nitrogênio na forma amoniacal é um dos contaminantes encontrados em altas concentrações nos lixiviados de aterros sanitários, principalmente na fase final de estabilização do aterro, onde ocorre a hidrólise das cadeias polipeptídicas (CAMARGO, 2012). Além disso, a concentração de amônia também está relacionada com a presença de elementos da concentração de salinidade, tais como potássio e sódio (OSADA, 2011). Em solução aquosa existe um equilíbrio entre a amônia não ionizada e o íon amônio. Em aterros sanitários a amônia livre apresenta-se como o contaminante tóxico real de lixiviados. Sabe-se que em valores de pH mais baixos o íon amônio e íons de hidrogênio são as espécies dominantes, porém quando as reações aumentam o pH, em consequência ocorre um aumento da concentração de amônia livre (não ionizada) e isto resulta no aumento de toxicidade do lixiviado (YUZER, 2012).

A velocidade de crescimento microbiano e a concentração de amônia livre são afetadas pela mudança de temperatura, que tem um efeito benéfico sobre o metabolismo dos microrganismos e resulta numa concentração maior de íons de amônio. Certos íons como Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} são considerados antagonistas da inibição da amônia, um fenômeno no qual a toxicidade de um íon é diminuída pela presença de outros íons. A amônia livre inibe as atividades de enzimas microbianas da síntese de metano o que resulta numa falha da produção deste composto. A literatura indica que as concentrações de amônia total inferiores a 200 mg.L^{-1} são benéficas ao processo anaeróbico e outros fatores como temperatura, pH, período de aclimação e diferentes substratos podem influenciar as concentrações de amônia livre.

Observa-se ainda que em concentrações na faixa de $200 -1000 \text{ mg.L}^{-1}$ não existem efeitos adversos e entre $1500 -3000 \text{ mg.L}^{-1}$ e pH

acima de 7, ocorrem efeitos inibitórios para os microrganismos anaeróbios (YUZER, 2012). Em lagoas de estabilização o acúmulo de nitritos durante a oxidação da amônia está diretamente relacionado com o pH e com a temperatura, uma vez que esses parâmetros influenciam diretamente nas concentrações de amônia livre que, por sua vez, interferem diretamente na atividade das bactérias *Nitrosomonas* (MARTINS, 2010 *apud* HOSSAKA et al.(2009)). O pH entre 7 e 9 pode desfavorecer a oxidação da amônia livre até nitrato, com o consequente acúmulo de nitritos. MARTINS (2010) em seu estudo avaliou o cálculo da amônia livre numa lagoa aerada, que revelou concentrações que variaram de 150 e 200 mg N-NH₃.L⁻¹, indicando que esse foi o fator preponderante para o acúmulo de nitrito nessa lagoa.

LINS et al. (2011), analisou características físico-químicas do lixiviado de um aterro sanitário no estado de Pernambuco antes e após encerramento e a biodegradabilidade do lixiviado no decorrer do tempo e observou concentrações máximas de nitrogênio amoniacal entre 1.125-2.900 mg.L⁻¹, com alcalinidade entre 5.867 e 8.375 mg.L⁻¹ e pH 8,6, características que indicam que o nitrogênio amoniacal estava na forma ionizada e portanto considerado como de difícil tratamento por processos biológicos. Tipicamente a existência de altos níveis de amônia livre é um dos problemas mais críticos enfrentados pelas empresas que gerenciam os aterros. As média dos valores encontrados por AZIZ (2010) em seu estudo foram de 542, 1568 e 538 mg.L⁻¹, respectivamente para lixiviados provenientes de lagoas de tratamento não-aeradas, aeradas intermitentemente e lagoas anaeróbias. Já SPEER (2012) em seu estudo que comparou em escala piloto dois sistemas de tratamento de lixiviado operados em um clima frio, utilizou um lixiviado bruto contendo 555 mg.L⁻¹. A nitrificação para os tratamentos aplicados foi alcançada no primeiro ano de estudo com 50% de eficiência e foi completa no segundo ano de estudo, com indicação de nitrificação heterotrófica no *wetland* e remoção de amônia chegando a 98%.

A presença de amônia sofre grande influência de condições meteorológicas como demonstrado no trabalho de MANGIMBULUDE et al. (2012) em aterro sanitário situado em um país com características tropicais. Os autores avaliaram o potencial de transformação microbiana de nitrogênio na superfície de lagoas anaeróbias de lixiviado de um aterro tropical, através dos processos de nitrificação, desnitrificação e anammox (oxidação anaeróbica da amônia). No mesmo estudo, a amônia esteve presente em altas concentrações, enquanto nitrato e nitrito apresentaram concentrações baixas. Os resultados encontrados estão

correlacionados com o baixíssimo potencial de nitrificação aeróbica, em comparação com qualquer outra transformação de nitrogênio. As taxas de nitrificação para este estudo foram bem baixas, o que pode ser consequência de lixiviados anaeróbios, que limitam o crescimento de bactérias aeróbias nitrificantes. As maiores taxas foram reveladas para redução anaeróbica de nitrato e para amonificação, sendo 300- 500 vezes mais elevada que a nitrificação aeróbica.

AZIZ et al. (2014) relataram valores médios de nitrogênio amoniacal de 483 mg.L⁻¹ para lixiviados de aterros sanitários semi-aeróbios e 300 mg.L⁻¹ em aterros anaeróbios na Malásia. Já KOSTOVA (2006) apud YUSMARTINI (2013) relatam os valores médios de nitrogênio amoniacal para cada fase do aterro conforme o tempo de operação: em aterros com até 5 anos, na fase de transição os valores variaram de 0-190 mg.L⁻¹; em aterros com idade entre 5 a 10 anos, fase acidogênica, estes valores aumentam para 30-3.000 mg.L⁻¹; na fase metanogênica (10 a 20 anos de operação) ocorre um decréscimo, com valores entre 6-430 mg.L⁻¹. Sabe-se que os produtos de nitrificação (nitrato e nitrito) são essenciais para permitir a mineralização completa do nitrogênio orgânico e amônia para gás nitrogênio.

MANGIMBULUDE et al. (2012) avaliam que o potencial dos processos anaeróbios, apesar das baixas concentrações de nitrito e nitrato, é quase tão alto quanto o processo de amonificação e muito maior que o potencial de nitrificação. Os autores avaliam que este potencial sugere um número maior de microrganismos que utilizam os princípios do anammox (*anaerobic ammonium oxidation*), que possuem capacidades competitivas para nitrito e versatilidade metabólica para usar também outros receptores de elétrons, como oxigênio e ferro citam-se, por exemplo, a bactéria anammox *Kuenenia stuttgartiensis*. A transformação de nitrogênio também pode ser limitada pelos níveis de oxigênio nas lagoas de tratamento, fator este que limita o estabelecimento de comunidades nitrificantes ativas. Vários pesquisadores defendem a utilização bem sucedida entre a desnitrificação e o uso de bactérias *Anammox (anaerobic ammonium oxidation)* quando as bactérias desnitrificantes não estão competindo pelo nitrito. Outros autores defendem que os tempos de residência nas lagoas de tratamento devem ser longos suficientemente para permitir a conversão completa do nitrogênio (5 a 250 dias) (MEHMOOD, 2009).

Para Mangimbulude et al. (2012), com base na concentração inicial de amônia (900 e 1200 mg.L⁻¹) e na taxa de oxidação aeróbica (0,028-0,058 mg.N.h⁻¹ L⁻¹) encontrada em seus estudos, calcula-se que

cerca de 50% de amônia poderia ser convertida em nitrato, se o tempo de retenção nas lagoas de tratamento fosse de 400-600 dias. Em estudos que avaliam as taxas de emissão globais estimadas observa-se que a emissão de óxido nitroso (N_2O) proveniente de tratamentos biológicos de lixiviados de aterros sanitários são umas das fontes antropogênicas que mais contribuem para a poluição atmosférica. Uma nitrificação imperfeita, ocasionada por um desequilíbrio no metabolismo de bactérias que realizam a oxidação da amônia é considerada uma das principais contribuições para a produção de N_2O que possui como precursores a hidroxialamina e o nitrito.

As emissões estão presentes principalmente após tratamentos que aplicam aeração no lixiviado e observa-se que a segunda fonte biológica de emissão de N_2O é a incompleta desnitrificação por bactérias heterotróficas, pois o N_2O é o último intermediário na via de desnitrificação bacteriana, codificada pelos genes *nosZ* (BOON, 2012). O autor conclui que um tratamento físico-químico eficiente, bem como estratégias de controle biológico podem evitar as emissões de N_2O provenientes de sistemas de tratamentos de lixiviado de aterros sanitários.

Novos arranjos e métodos são continuamente desenvolvidos para o tratamento biológico de nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros sanitários. Alguns exemplos destes novos mecanismos são: 1) CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*), SHARON (*Single reactor system for High activity Ammonia Removal Over Nitrite*), ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*). Todos estes novos processos utilizam da nitrificação parcial, ou seja, oxidação do amônio até nitrito, e a maior parte deles, não utiliza matéria orgânica, utilizando o próprio amônio como doador de elétrons, ou seja, realiza a remoção autotrófica do nitrogênio. Portanto, as vantagens referentes a tais processos relacionam-se, principalmente, com a redução da aeração para a nitrificação e diminuição da necessidade de matéria orgânica para a desnitrificação. Consequentemente, por se tratar de processos autotróficos, ocorre uma baixa produção de lodo e a diminuição da emissão de CO_2 , anteriormente ocasionada pela desnitrificação heterotrófica (PHILIPS, 2008). A maior parte destes processos citados requer menores níveis de oxigênio, menor consumo de alcalinidade, sem adição de carbono orgânico e possui baixa produção de lodo. No caso específico de lixiviados de aterros sanitários estes processos são adequados para lixiviados antigos, com baixa relação carbono/nitrogênio (WSP CANADA, 2014).

2.2.4.3 Elementos-Traço em Lixiviados de Aterros Sanitários

O termo metal pesado tem sido empregado regularmente para tratar de alguns elementos presentes em baixas concentrações (usualmente < 0,1%) e, segundo Baird (2002), devido às reduzidas concentrações, são frequentemente conhecidos como elementos-traços traço ou elementos traço e estão presentes nos lixiviados de aterros sanitários. Os elementos-traço são elementos químicos que possuem peso específico maior que 5 g/cm³ ou número atômico maior do que 20. Entretanto, o termo “elementos-traço” é utilizado para elementos químicos que contaminam o meio ambiente, provocando diferentes danos à biota, podendo ser elementos-traço, semi-elementos-traço e mesmo não elementos-traço como o selênio (TSUTIYA, 1999). Estes compostos originam-se de vários tipos de atividades: agrícolas, laboratórios, hospitais, residências. A contaminação por elementos-traços apresenta amplo espectro de toxicidade que inclui efeitos neurotóxicos, hepatóxicos, nefrotóxicos, teratogênicos, carcinogênicos ou mutagênicos.

Por exemplo, os organismos aquáticos podem ser severamente afetados por pequenas concentrações das substâncias presentes no lixiviado e desenvolvem problemas fisiológicos e metabólicos (doses denominadas subletais) (OYARZÚN, 2001). O estudo dos elementos-traços no lixiviado e em outras matrizes ambientais vem sendo considerado prioritário nos programas de promoção da saúde em escala mundial, pois todas as formas de vida podem ser afetadas direta ou indiretamente pela presença de elementos-traços. Muitos elementos-traços são essenciais para o crescimento de todos os tipos de organismos, desde bactérias até o ser humano, mas eles são requeridos em baixas concentrações, porque, quando em altas concentrações, podem danificar os sistemas biológicos por apresentarem características bioacumulativas no organismo (SEGURA-MUÑOZ, 2003).

KEMERICH et al (2013) afirmam que a origem de elementos traços no solo e lixiviado de aterros sanitários são decorrentes principalmente da disposição inadequada de resíduos eletrônicos e que os metais zinco e manganês constituem 48% em massa da composição média das pilhas zinco-carbono. A detecção de Fe e Alumínio nas amostras de lixiviado indica ainda a presença de produtos siderúrgicos despejados no aterro. O elemento chumbo no lixiviado pode ter origem a partir de baterias, produtos químicos, tintas fotográficas à base de

chumbo, velas de carro e tubos de chumbo e a tinta contida nos resíduos de papel também são fonte de elementos-traços.

Durante a hidrólise e acidogênese (degradação biológica do RSU) há uma tendência de solubilização dos elementos-traços, no instante em que eles são liberados da fração sólida e incorporados ao lixiviado. Entretanto, durante a acetogênese há uma tendência de aumento da concentração de elementos-traços no meio em função da lixiviação microbiana e da acidez. Neste período os elementos-traços conferem mais periculosidade, se forem liberados para o meio ambiente. Na fase metanogênica ou maturação da célula de lixo, há um declínio brusco da concentração de elementos-traços em função da precipitação química decorrente da capacidade de tamponamento do meio. Neste momento inicia-se a formação de hidróxidos, fazendo com que os elementos-traços tornem-se menos solúveis e portanto, menos perigosos segundo LIMA & NUNES (1994) *apud* MELO (2003). Os dados de concentrações de elementos traços em lixiviados de diferentes aterros sanitários brasileiros foram relatados para diferentes tipos de aterros e condições operacionais. Os resultados encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3-Concentração de elementos-traços no lixiviado de aterros brasileiros.

Cidades	Maringá	Ribeirão Preto	Caxias do Sul	Várias	Paranavaí	Biguaçu
Tipo de Aterro	Não-Controlado	Sanitário	Sanitário	Sanitário/Não Controlado	Sanitário	Sanitário
Início da Operação	1970	1989	1994	Vários	2002	2006
Concentração	Variação	Variação	Variação	Variação	Variação	Variação
Cd (mg.L ⁻¹)	0,009-0,017	0,002-0,042	<0,003-0,216	Nd-0,260	ND	ND
Cr (mg.L ⁻¹)	0,048-0,098	0,075-0,407	0,003-0,325	0,003-0,800	0,008-0,470	0,10
Cu (mg.L ⁻¹)	0,002-0,186	nd	0,008-2,410	0,005-0,560	Nd-0,368	0,03
Mn (mg.L ⁻¹)	0,160-0,466	0,122-1,927	0,043-2,074	0,040-2,520	0,290-1,130	1,81
Ni (mg.L ⁻¹)	0,084-0,125	-	0,063-2,330	0,030-1,080	0,117-0,440	0,03
Pb (mg.L ⁻¹)	Nd-0,020	0,640-6,707	<0,026-5,716	0,010-2,800	0,250-1,950	ND
Zn (mg.L ⁻¹)	0,014-0,093	1,822-5,898	0,081-3,125	0,010-8,0000	0,130-0,770	0,1mg

Fonte: Nagashima (2009)& Strelau (2006). ND: Não Determinado

Segundo CELERE et al.(2007) o processo de decomposição dos resíduos sólidos em aterros pode durar até 15 anos, o que faz com que muitos dos elementos-traços presentes no lixiviado precipitem, acarretando redução na concentração destes na amostra líquida. Estes mesmo autores avaliaram a presença de metais em lixiviados coletados de aterros sanitários e observaram níveis elevados de Chumbo e Zinco em células de diferentes idades. Os valores médios detectados foram de 2 mg.L^{-1} (Pb) e $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (Zn) (em aterro antigo) e $2,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e $9,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (em aterro jovem), dados considerados fora dos padrões exigidos pela legislação. Os autores explicam que esta diferença pode sugerir um tempo de estabilização mais demorado do processo de decomposição no aterro antigo.

Por sua vez, VIEIRA NETO (2012) avaliou a o comportamento dos metais em uma célula experimental (lisímetro) de resíduos sólidos urbanos, buscando entender a evolução da decomposição desses metais ao longo do tempo e comparar com o processo de biodegradação. Os resultados obtidos pelo autor mostram que no início do monitoramento as concentrações dos metais estudados foram mais elevadas e, ao longo do tempo, diminuíram. Este fenômeno pode ser explicado pelo fato de que no início do monitoramento, os metais apresentaram-se na sua forma iônica pouco dissociada e ao longo do tempo eles se dissociam e são dispersos na massa de resíduo. Como observado, as concentrações de elementos-traços de lixiviados de aterros sanitários podem ser influenciadas pela idade do aterro, bem como características operacionais e quantidade de matéria orgânica disponível na lâmina do lixiviado, bem como o próprio processo de lixiviação dos elementos metálicos decorrente das precipitações na área do aterro sanitário (processo físico). A matéria orgânica é um importante carreador geoquímico de elementos-traços em vários tipos de ambientes, devido à sua capacidade de dispor sítios de trocas superficiais.

Assim, em ambientes com elevada concentração de matéria orgânica, existe uma maior tendência à imobilização do metal pesado (processos de quelação) (OLIVEIRA&MARINS, 2012) Existem ainda as associações não superficiais, que demonstram que elementos como o Cobre (Cu) podem formar complexos com substância húmicas e imobilizar até 60% do metal presente no sedimento. O pH também possui influência direta sobre os ecossistemas aquáticos devido a seus efeitos diretos e indiretos. Baixos valores de pH podem contribuir para biodisponibilidade de elementos-traços, por exemplo (CETESB, 2013). A Tabela 4 apresenta um cenário que pode ser útil ao comparar as

concentrações de determinados elementos-traços em diferentes regiões do mundo.

Tabela 4: Elementos-traços em lixiviados de aterros sanitários em vários países.

Elementos-traços	Suécia	Itália	Espanha	Canadá	Brasil	EUA	Portugal	China
Al	-	-	-	0,5 mg L ⁻¹	1,54 mg L ⁻¹	-	-	-
Fe	3,54 (mg.L ⁻¹)	0,018 gFe ²⁺ .L	-	19 mg.L ⁻¹	7,77mg.L ⁻¹	5,2mg.L ⁻¹	-	-
Hg	0	-	-	-	-	-	-	-
Cd	0	-	< 0,02 (µg.L ⁻¹)	-	42,9 (µg.L ⁻¹)	-	0,4mg.L ⁻¹	<0,05 (mg.L ⁻¹)
As	2,13 (µg.L ⁻¹)	-	-	-	-	-	95,6(µg.L)	-
Pb	0	-	0,43(µg.L ⁻¹)	-	380,02(µg.L ⁻¹)	-	36,4 (µg.L)	<0,2mg.L ⁻¹
Cu	3,54 (µg.L ⁻¹)	0,007 gCu ²⁺ .L	-	-	1162(µg.L ⁻¹)	0,1 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹	<0,05mg.L ⁻¹
Mn	-	-	-	1,5mg.L ⁻¹	-	0,2mg.L ⁻¹	-	-
Cr	5,89 (µg.L ⁻¹)	-	0,04(µg.L ⁻¹)	-	331,16 (µg.L ⁻¹)	0,8mg.L ⁻¹	2,2mg.L ⁻¹	<0,004mg.L ⁻¹
Ni	38,9 (µg.L ⁻¹)	-	-	-	285,80(µg.L ⁻¹)	-	0,8mg.L ⁻¹	<0,001mg.L ⁻¹
Sr	-	-	-	1,7mg.L ⁻¹	-	-	-	-
Mg	-	0,090 gMg ²⁺ .L	280 mg.L ⁻¹	162,1 mg.L ⁻¹	153,79 mg.L ⁻¹	92,6mg.L ⁻¹	0,9mg.L ⁻¹	-
Zn	23,8 (µg.L ⁻¹)	-	0,32 (µg.L ⁻¹)	0,5mg.L ⁻¹	-	0,4 mg.L ⁻¹	1,2mg.L ⁻¹	0,108mg.L ⁻¹

Fonte: Ribé et al. (2012); Mahmud et al. (2012); Kawai et al.(2012); Regadio et al.. (2012); Siciliano et al. (2012); Li et al.. (2012); Jianguo et al. (2012);

Literaturas mais antigas remetem ao uso de microrganismos aderidos em biofilmes no tratamento de Cd e Cr em lagoas de estabilização, adaptação que aperfeiçoou o tratamento dos elementos traços, bem como a remoção de zinco por fungos do gênero *Aspergillus*. O principal mecanismo que envolve a remoção de metais é a presença de substâncias poliméricas extracelulares presentes nas membranas de bactérias como *Pseudomonas aeruginosa* (eficientes na remoção de cobre, chumbo e zinco), pois esta camada protege as células do estresse causado pela presença dos elementos tóxicos presentes (GAIL& PASEK, 2003). Portanto, observa-se que a composição do lixiviado tem influência e varia conforme rotina operacional do aterro tendo como fatores preponderantes: a gestão realizada pelos municípios quanto à segregação dos resíduos, a composição do resíduo, a quantidade de resíduos dispostos, as formas de disposição (grau de compactação, camada de cobertura, camada impermeabilizante), a extensão da área ocupada pelos resíduos, a drenagem das células do aterro, o material de

cobertura e por fim, o tempo decorrido do início da disposição dos resíduos.

2.2.4.4 Impactos Ambientais e Toxicidade de Lixiviados

Os efluentes frequentemente contêm substâncias que podem provocar toxicidade crônica ou transiente aos processos de tratamento biológico. Diferentes agentes podem ser tóxicos e, conseqüentemente, atuar inibindo os processos de degradação biológica, dentre os quais se podem destacar os elementos-traços, os sulfetos, a amônia, os cátions alcalinos e alcalino-terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio, compostos orgânicos, como os ácidos acéticos, hidrogênio, oxigênio, dentre outros. O grau de redução da biodegradabilidade é uma função do tipo e da concentração do agente tóxico, bem como do tempo de exposição da fase líquida ao agente tóxico.

Os ecossistemas aquáticos recebem uma grande variedade e quantidade destes poluentes, sejam esses lançados no ar, no solo ou diretamente nos corpos de água, ocasionando em muitos casos impactos irreversíveis. A presença de poluentes em ambientes aquáticos leva a alteração de sua composição química, atingindo sua biota, proporcionando perda no habitat, na função natural, nos usos e serviços dos recursos hídricos; além de perda de beleza cênica e afetar a saúde humana (RUBINGER, 2009). O lixiviado pode permear as camadas de fundo dos locais de disposição e contaminar o solo e a água subterrânea. Esses locais, mesmo que apresentem condições de controle das contaminações, necessitam do monitoramento contínuo da qualidade das águas subterrâneas, uma vez que a composição do lixiviado é muito variada e muitas vezes se desconhece o comportamento da interação do contaminante com as barreiras de fundo (LANGE et. al., 2002; PESSIN et al., 2003).

O monitoramento da qualidade das águas subterrâneas nas áreas de disposição de resíduos sólidos constitui uma ferramenta de tomada de decisão na gestão de recursos hídricos, pois auxilia o gerenciamento correto no caso de suspeita de contaminação e degradação da qualidade hídrica. Se isto for evidenciado, a solução é a aplicação de técnicas de remediação e contenção da propagação da pluma de contaminação. No trabalho de BECK et. al. (2010) realizou-se um monitoramento de uma área utilizada para disposição inadequada de resíduos, na forma de um aterro controlado, com grande vulnerabilidade de contaminação dos ambientes. Os autores observaram que as águas subterrâneas estavam

em desacordo com os padrões de potabilidade estabelecidos na portaria nº 518 do Ministério da Saúde, uma vez que as amostras apresentaram contaminação microbiológica, variações de pH e altas concentrações de ferro.

O recente trabalho de TAVEIRA (2012) reporta os impactos de aterros sanitários no estado de Minas Gerais – Brasil e avalia que as amostras de água subterrânea apresentaram concentrações alteradas de turbidez, coliformes, nitrogênio amoniacal e dos elementos-traços alumínio e ferro, bem como elevados teores de DBO_5 . Os elementos cromo e chumbo foram encontrados em concentrações elevadas nas camadas de 0 a 40 cm do solo de um dos aterros, mas não foram detectados na água dos poços monitorados e corpo receptor. ALVES (2012) avaliou em estudo hidrogeológico e geoquímico a contaminação de aquífero de uma área localizada próxima a um aterro sanitário em São Paulo e observou que a pluma de contaminação não ultrapassava 1000 m do aterro sanitário, sendo as maiores plumas de contaminação encontradas nos aquíferos de maior condutividade elétrica.

JEMEC et al.(2012) avaliaram a eficiência de tratamentos biológicos de lixiviados na Eslovênia e a consequente toxicidade para alguns organismos teste: bactéria *Vibrio fisheri*, a alga *Desmodesmus subspicatus* e o microcrustáceo *Daphnia magna*. Os autores observaram que a toxicidade dos lixiviados variou dependendo da estação da coleta e concluíram que o efluente obtido não cumpriu as exigências da legislação do país.

MARTINS (2010) realizou ensaios de toxicidade com o microcrustáceo *Daphnia magna* para o sistema de lagoas de lixiviados em escala piloto constituído por: lagoa aeróbia, lagoa aerada, lagoa de maturação e filtro de pedras e verificou que o lixiviado bruto apresentou toxicidade com concentrações de $\text{CE}_{50_{48\text{hr}}}$ menores que 3,5. MENDES et al. (2012) ao utilizar *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pseudokirchneriella subcapitata* em estudos sobre a aplicabilidade do tratamento de lixiviado por carvão ativado granular e outros sistemas de tratamento avaliou que o lixiviado oriundo do tratamento por *stripping* de amônia seguido de lodos ativados diminuiu a toxicidade do efluente.

RIBÉ et. al. (2012) aplicaram uma análise multivariada para observar quais fatores mais afetaram os ensaios de ecotoxicidade com *Daphnia magna* e *Vibrio fisheri* e a planta aquática *Lemna minor* em sistemas de tratamento de lixiviados e observaram que o aumento da toxicidade esteve correlacionado com o aumento de elementos-traços e

fenóis nos lixiviados tratados com filtro biológico o que indicou que a filtração aplicada como tratamento aumentou a biodisponibilidade dos elementos-traços, provavelmente devido à mudança de pH e alta condutividade encontradas. Observaram ainda que os lixiviados com maior condutividade, pH e concentrações mais altas de elementos traços foram aqueles que apresentaram maior correlação com o aumento da resposta tóxica.

O uso de bioensaios pode ser descrito como uma informação adicional à análise de toxicidade dos produtos das descargas de efluentes industriais. Não há unanimidade sobre qual seria o melhor tipo de organismo-teste para determinado efluente e sim, qual conjunto de testes deveria ser desenvolvido para assegurar que os componentes e subprodutos da degradação de efluentes causem o menor impacto negativo possível à biota aquática e por consequência ao ser humano. Os testes que utilizam cladóceros como os daphnídeos estão mais amplamente difundidos nas pesquisas e nas regulamentações que visam à análise de toxicidade de efluentes e substâncias químicas complexas (RUBINGER, 2009)

No Brasil os testes de toxicidade aguda com a espécie de cladóceros *Daphnia magna* são normatizados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT através da NBR 12.713 (ABNT, 2010). Os testes de toxicidade aguda são desenvolvidos para determinar a toxicidade relativa de uma amostra sobre um organismo aquático selecionado, exposto a várias concentrações desta amostra (Fatores de Diluição), em um curto período de tempo, de 48 horas. O efeito avaliado é a imobilidade (provável mortalidade), no caso de invertebrados (LABTOX, 2012). Os testes de toxicidade utilizam fitoplâncton, zooplâncton, peixes, invertebrados entre outros. Um agente é considerado tóxico quando exerce efeito letal (CL 50- concentração letal) ou efeito específico (EC-50) em pelo menos 50% da população exposta. Diz-se agudo quando a população fica exposta por curtos períodos de tempo, ou seja, quando não inclui mais de uma geração. A exposição crônica refere-se a períodos de tempo longos, que incluem pelo menos um ciclo reprodutivo completo ou diversas gerações.

Os bioensaios mais comumente utilizados são aqueles que envolvem uma única espécie de organismos, que sob condições controladas de laboratório, é exposta a várias concentrações do agente tóxico e a resposta do organismo é quantificada. Devido ao elevado grau de controle que se consegue em laboratório as relações de causa-efeito são facilmente estabelecidas.

2.2.4.5 Análises Microbiológicas em Lixiviados de Aterros Sanitários

Demonstrar a similaridade entre isolados bacterianos em relação a várias características pode fornecer evidências de que isolados relacionados do ponto de vista epidemiológico são também geneticamente indistinguíveis e, deste modo, representam a mesma estirpe. Os métodos para análise da diversidade microbiana podem ser caracterizados em convencionais ou fenotípicos, definidos como aqueles que caracterizam os produtos da expressão gênica e métodos moleculares ou genéticos, como aqueles que têm por base a análise da estrutura genética do micro-organismo. O estudo da biologia molecular dos microrganismos trouxe grande avanço ao estudo da diversidade microbiana e ganhou grande importância na década de 80, a partir dos estudos de STACKEBRANDT e colaboradores (1988), que sugeriram o uso do ácido desoxirribonucleico ribossomal (DNAr) para afiliação de grupos bacterianos, muito embora o uso do conteúdo de Guanina-Citosina do DNA fosse sugerido para a taxonomia de bactérias ainda na década de 1960 (ZILLI, 2003). Dessa forma, o conhecimento sobre a variabilidade genética foi beneficiado pela aplicação de técnicas de biologia molecular.

A capacidade de examinar diretamente o DNA permitiu atingir níveis elevados de sensibilidade e detalhamento, contornando os problemas relacionados a expressão gênica e as influências ambientais. Os microrganismos possuem uma história evolucionária longa (cerca de 4 bilhões de anos) e estão presentes em comunidades muito complexas. A detecção e a identificação de microrganismos, tradicionalmente, são feitas de acordo com os meios de obtenção de carbono e energia, exigências nutricionais, meio de cultivo para seu crescimento, e observação direta através do microscópio (KENNEDY, 1999). A utilização de metodologias tradicionais fornece informações limitadas, impedindo a detecção de muitos micro-organismos “não cultiváveis”. Os ensaios moleculares são altamente específicos e usados para detectar um gene ou sequências de ácidos nucleicos de um organismo particular ou de um grupo de organismos ou ainda para detectar organismos específicos ou grupos taxonômicos amplificados.

Durante muito tempo, as técnicas moleculares eram dispendiosas. Hoje, contudo, apresentam-se mais adequadas em comparação aos métodos clássicos, principalmente pelas reduções nos custos de execução e abrangência comparativa dos resultados. A ausência de

conhecimento sobre as condições sob as quais a maioria dos microrganismos se multiplicam no ambiente natural e a dificuldade de se desenvolverem meios de cultura apropriados que simulem estas condições, fez com que se desenvolvessem técnicas moleculares amplamente utilizadas e que contribuíssem para um grande avanço do conhecimento sobre a variabilidade genética de microrganismos (QUINTAES et al., 2014). Dentre as técnicas moleculares recentes aplicadas ao estudo da composição microbiana do lixiviado, destaca-se a técnica de “fingerprint” por *Denaturing Gradient Gel Electrophoresis* – DGGE – (Gel de Gradiente Desnaturante) (MEHMOOD, 2009). De acordo com LOPES (2010) o “*fingerprint*” por DGGE, associado ao sequenciamento das bandas e análise filogenética, é a técnica mais empregada nos estudos da diversidade estrutural de comunidades microbianas de lixiviados.

Quando se deseja conhecer a estrutura de uma comunidade em um dado momento, ou fazer uma análise comparativa da estrutura de diferentes comunidades, estejam elas no mesmo ambiente sob pressões seletivas diferentes ou em ambientes distintos, optamos por usar técnicas de *Fingerprinting*, como por exemplo, o DGGE. A técnica de DGGE, inicialmente introduzida em ecologia microbiana molecular para determinar a diversidade genética de misturas complexas de comunidades microbianas, pode ser amplamente utilizada, como no estudo das mudanças ocorridas nas comunidades microbianas no ambiente natural ou submetido a condições de estresse, ou no monitoramento de microrganismos específicos em um ambiente natural, sendo esta uma boa ferramenta de estudo (QUINTAES, et al.2014).

A técnica DGGE permite a separação de fragmentos de DNA com o mesmo tamanho, porém com sequências de nucleotídeos diferentes, baseada na mobilidade eletroforética de uma molécula de DNA parcialmente desnaturada em géis de poliacrilamida contendo gradiente crescente de agentes desnaturantes (uréia e formamida). Dessa forma, pode-se detectar até 95% de todas as substituições em uma única base entre as seqüências de até 500 pares de base (VALLEYS et al., 1997).

A dissociação da dupla fita de DNA ocorre com a desnaturação dos pares de base devido ao aumento da concentração do desnaturante. Com a concentração de dissociação mínima alcançada, ocorre a transição de forma helicoidal do DNA para a forma de um fragmento parcialmente dissociado e a migração então cessa. Esse gradiente de concentração no domínio de dissociação está relacionado com uma

posição particular no gel. A variação de sequências resulta em diferentes domínios de dissociação com diferentes gradientes de concentração. Logo, fragmentos de DNA com sequências diferentes irão parar de migrar em diferentes posições no gel, sendo assim, separados (OLIVEIRA, 2000).

Para a separação pelo DGGE, fragmentos específicos do gene que codifica a região 16S rRNA devem ser amplificados por PCR. Produtos de PCR obtidos com um conjunto de iniciador que se anelam a regiões conservadas do gene para 16S rRNA e abrangem uma, ou até três regiões variáveis tem sido utilizados. Se um conjunto de iniciadores universais for utilizado, o padrão de bandas obtido (“fingerprint”) representa fragmentos amplificados a partir de cópias das regiões conservadas do gene que codifica o 16S rRNA dos organismos mais dominantes nestas populações. O “fingerprint” por DGGE, associado aos sequenciamentos das bandas e análise filogenética, é uma das técnicas que tem sido mais empregada nos estudos da diversidade estrutural de comunidades microbianas (MUYZER et al., 1993, TESKE et al., 1996).

As aplicações mais recentes dessa técnica têm se focado no estudo das estruturas e evolução das comunidades microbianas do solo; compostos orgânicos, rizosfera, lodo de refinaria de petróleo e lixiviado de digestão anaeróbica (QUINTAES, op. cit, 2014). A Tabela 5 apresenta alguns dos microrganismos comumente encontrados em lixiviados de aterros sanitários, utilizando técnicas moleculares e convencionais.

Tabela 5: Microrganismos presentes em lixiviados de aterros sanitários identificados através de técnicas convencionais e moleculares.

Fonte	Técnicas Moleculares Empregadas	Características
	DGGE	
RÖLING (2001)	-Geobactereaceae - <i>Geobacter</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Oxidação de tolueno sob condições de redução do ferro ▪ Degradação anaeróbia de benzeno ▪ Importantes redutores de ácidos húmicos como acceptor de elétrons para facilitar a redução de ferro.
LUTONet al.(2002)	RFLP (<i>mcrA</i> gene)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Degradação anaeróbia de resíduos orgânicos ▪ Controle do fluxo de carbono em aterros sanitários
	- <i>Methanoculleus bourgensis</i> - <i>Metahanospirillum hungatei</i>	
KISAN& WIKNER (2003)	DGGE	<ul style="list-style-type: none"> • Associadas a desnitrificação
	Classe Flavobacterium (Filo Bacteroidetes)	
HUANG (2005)	RFLP (<i>mcrA</i> gene)	-
	Proteobacterias: <i>Cytophaga flexibacter</i> , <i>Bacteroides</i> Filo Spirochaetes.	
USHIDA (2009)	DGGE	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Desempenham importante papel na biodegradação de compostos aromáticos e materiais químicos como borrachas, plásticos, metais e vidros. ▪ Importante em processos de desnitrificação e bioremediação de ambientes contaminados; ▪ Podem gerar sulfeto de hidrogênio
	Comamonadaceae Gêneros: <i>Acidovorax</i> e <i>Commamonas</i>	
FERNANDES (2009)	FISH	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utilizam o sulfato como acceptor de elétrons. ▪ Oxidam compostos orgânicos ou H₂ com a redução do sulfato, produzindo sulfeto. ▪ Crescem em pH inferiores a 5,5 preferindo níveis mais elevados de alcalinidade; ▪ Em lixiviado sofrem forte influência de valores altos de pH e baixa concentração de oxigênio dissolvido já que estas condições permitem o aumento da concentração de amônia livre e a inibição de organismos nitrificantes.
	Bactérias nitrificantes (<i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrobacter</i> e <i>Beta-proteobacteria</i>), - Methanomicrobiales - <i>Desulfovibionaceae</i> - Eubactérias (bacilares, coloniais)	

LOPES (2010)	DGGE,RFLP (mcrA gene) e Pirosequenciamento	^{1*} Microrganismos celulíticos; ^{2*} Organismos que podem desempenhar papéis importantes, mas ainda pouco explorado nos processos de degradação biológica dos resíduos nos aterros, por exemplo. ^{3*} Condições de extrema salinidade e temperatura. Bem adaptada às condições sulfidogênicas. <ul style="list-style-type: none"> ▪ A presença destes organismos no lixiviado de aterros antigos esteve correlacionada com altas concentrações de nitrogênio total, sólidos dissolvidos totais
	- Filos: Firmicutes - Filo Proteobacteria: β e γ -Proteobacteria ^{3*} Thermotogae ^{1*} Classe Costridia (bactérias anaeróbias) ^{2*} β e γ -Proteobacteria ^{3*} Thermotogae	
MONTEIRO et al. (2011)	Convencional	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estão relacionados às diferentes fases aeróbia e anaeróbia de degradação dos resíduos; ▪ Maior destaque para o grupo dos proteolíticos.
	Microrganismos celulíticos, proteolíticos e amilolíticos	
WANG (2011)	DGGE	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lixiviados semi- aeróbicos tiveram proporções mais elevadas de Proteobacteria e Bacteroidetes . ▪ Metano pode ser oxidado por Methanotroficas nas zonas aeróbicas principalmente de aterros com características semi- aeróbias; ▪ o número de cópias 16S rRNA não apresentou diferença entre a fase inicial e o período estável (2 a a 3 anos para aterros semi-aeróbicos) do aterro ▪ Presentes na fase inicial de formação do lixiviado (6 meses), com redução significativa na fase de estabilização (4 a 8 anos) onde a população de bactérias metanogênicas foi menor.
	- Proteobactérias , - Espiroquetas , - Firmicutes , - Bacteroidetes , - ^{3*} Thermotogae - Methanotrophics	
YAPSAKLI et al.. (2011)	FISH	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Processo de desnitrificação e nitrificação em sistemas biológicos de tratamentos ▪ Os microrganismos encontrados foram dominantes na oxidação da amônia e nitrito, em todos os estágios de tratamento do lixiviado. ▪ Baixa abundância de Nitrospira e Nitrobacter, mas foram predominantes em relação a bactérias Annamox, o que sugere um lixiviado com altas concentrações de matéria orgânica , em torno de 5.565mg.L-1
	<i>Nitrosomonas e Nitrospira, Nitrosococcus Kuenenia stuttgartiensis</i>	

Os estudos de ROLING et. al.(2001) & BRAT et al. (1995) em aquíferos contaminados por lixiviado de aterro revelaram um grande número de sequências relacionadas às bactérias fermentativas degradadoras de compostos complexos e acetogênicas. Para os autores, a análise por DGGE do DNAr 16S gera perfis de bandamento que podem servir de base para informações sobre a presença e a atividade de comunidades microbianas, sendo útil na determinação do potencial na biorremediação de aquíferos contaminados por lixiviado de aterro.

MOURA et. al. (2007) utilizaram a técnica de PCR-DGGE para estimar a diversidade bacteriana e monitorar mudanças nas comunidades de 2 lagoas aeradas de uma usina de tratamento de água residuária, receptora de afluentes urbanos e industriais. Tal pesquisa procurou mostrar a composição, a estrutura e a dinâmica ao longo de um ano, permitindo entender que as mudanças nas estações podem afetar a estrutura da comunidade e conseqüentemente o tratamento do lixiviado.

MCCARTHY (2010) utilizou sondas oligonucleotídicas específicas de grupo através da técnica de hibridização de *slot-blot* para quantificar diferentes grupos de microrganismos anaeróbios obrigatoriamente associados com a degradação da celulose em lixiviado e concluiu que a composição de populações microbianas em diferentes áreas do mesmo aterro pode ser significativamente diferente e que diferentes métodos de aterramento e a idade operacional de aterros sanitários, influenciam na abundância e composição bacteriana.

Até o momento, poucos trabalhos foram desenvolvidos no âmbito da microbiologia molecular para aterros sanitários em escala real. Com a escassez de estudos voltados para a identificação e abundância de microrganismos em lixiviados, a abordagem sobre as principais técnicas moleculares aplicadas a esta matriz complexa e variável, que sofre influências sazonais e operacionais, torna-se necessária para desvendar os diferentes mecanismos microbianos existentes e aperfeiçoar os processos de tratamentos já existentes.

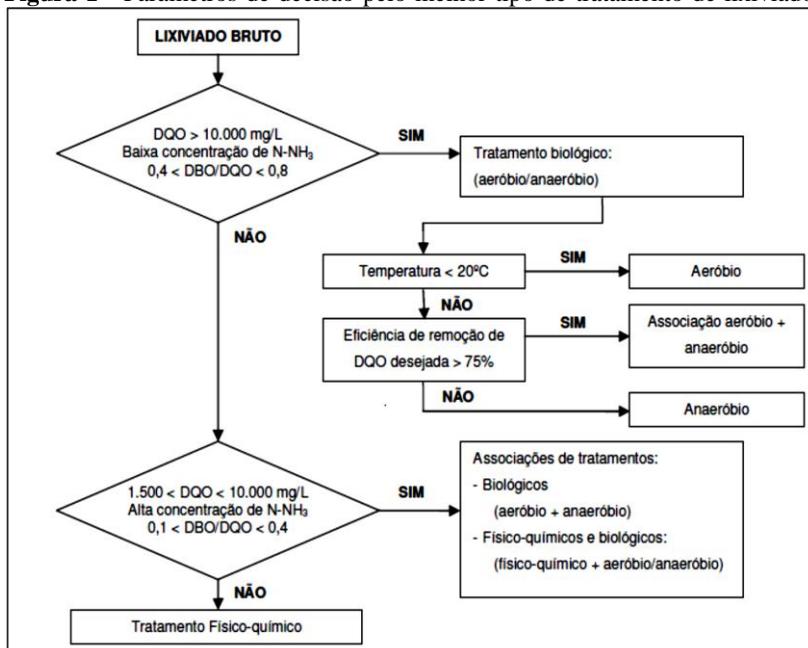
2.2 TECNOLOGIAS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

A escolha da alternativa de tratamento do lixiviado de aterro sanitário é influenciada pela composição das substâncias químicas presentes na massa de resíduos e pela atuação dos microrganismos nos processos de degradação e reciclagem de nutrientes. A incapacidade de

degradar ou transformar essas substâncias acontece devido à presença de compostos com elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas, alta DQO e DBO₅, baixa proporção DQO/DBO₅ e elevado potencial de oxido-redução (WANG, 2003).

Portanto, a melhor escolha do tratamento para o lixiviado torna-se um desafio, já que não existe uma técnica ou sistema de tratamentos que sejam adequados para todos os tipos de lixiviados. Na prática o que ocorre é a união dos processos aeróbios e anaeróbios, já que isoladamente não se alcança eficiência de tratamento. Os processos de tratamento para este tipo de efluente incluem três grandes grupos: 1) Processos físico-químicos os quais estão incluídos: Precipitação e Coagulação Química; Oxidação Química; Oxidação Eletroquímica; *Stripping* de Amônia; 2) Tecnologia de Membranas: que incluem Osmose Reversa; Nanofiltração, Microfiltração, Ultra-Filtração; e 3) Processos Biológicos Aeróbios e Anaeróbios: Recirculação de Lixiviado no Aterro; Lodos ativos e Lagoas de Estabilização. MORAVIA (2010) sistematizou os conhecimentos de demais autores e criou um fluxo para tomada de decisão pelo melhor tratamento de lixiviado a partir das seguintes variáveis: matéria orgânica e amônia conforme Figura 1:

Figura 1 - Parâmetros de decisão pelo melhor tipo de tratamento de lixiviado.



Fonte (MORAVIA, 2010).

YAO (2013) em revisão sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários apresenta as principais características de um lixiviado para a tomada de decisão: lixiviados considerados novos ou acidogênicos (Fase III) são caracterizados pela alta DBO_5 ($4000-13.000 \text{ mg.L}^{-1}$), DQO ($30.000-60.000 \text{ mg.L}^{-1}$), concentrações moderadas de amônia livre ($500-2000 \text{ mg.L}^{-1}$), alta relação $DBO_5/DQO = 0,4$, além da presença de ácidos graxos voláteis, ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. O meio ácido favorece a formação de maus odores, com a liberação de gás sulfídrico e outros gases. Já um lixiviado antigo apresenta valor de pH entre 6,5 e 7,5, baixa relação DBO_5/DQO , o que sugere um lixiviado com baixas concentrações de ácidos graxos e altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos (ver Tabela 6).

Tabela 6 – Classificação típica de lixiviados de aterros sanitários de acordo com a idade operacional.

Características	Novo	Intermediário	Antigo
Idade	<5	5-10	>10
pH	6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (mg.L⁻¹)	>10.000	4.000 – 10.000	<4.000
DBO/DQO	>0,3	0,1-0,3	<0,1
Compostos Orgânicos	80% ácidos graxos voláteis	5-30% de AGV + ácidos húmicos e	Ácidos húmicos e
Elementos Traço	Baixo-Médio	-	Baixo
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: RENO (2008).

Diante das diferentes realidades encontradas pelos operadores de aterros, várias adaptações podem ser aplicadas para aperfeiçoar as condições de tratamento dos lixiviados de aterros sanitário. Não se descarta as diferentes possibilidades de arranjos em sistemas de tratamento de lixiviado e que demandem menor quantidade de produtos químicos utilizados, menor utilização de energia e, portanto, menores custos operacionais. Neste contexto pretende-se apresentar resumidamente alguns dos principais processos mais utilizados em sistemas de tratamento de lixiviados.

2.2.1 Tecnologias de Tratamento Biológico de Lixiviados

No Brasil, os processos biológicos são os mais empregados no tratamento de lixiviados. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa da vazão e carga orgânicas muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação com necessidade de processos auxiliares que diminuam sua recalcitrância (LANGE, 2006&CASTILHOS JR. et al., 2010). Em geral, o lixiviado de aterro sanitário estabilizado necessariamente precisa de remoção adicional das substâncias orgânicas e amônia, antes do descarte final (CHU et al.,1997).

Devido a sua confiabilidade, simplicidade e alta relação custo-eficácia, o tratamento biológico é comumente usado para a remoção da maior parte do lixiviado contendo altas concentrações de DBO₅, DQO e nitrogênio amoniacal. A biodegradação é realizada pelos microrganismos, o que pode degradar compostos orgânicos para dióxido de carbono e biogás. Os processos biológicos são eficazes na remoção de matéria orgânica e nitrogenada de lixiviados jovens quando a relação DBO/DQO tem um valor elevado (> 0,5). Com o tempo, porém, ocorre a maior presença de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) (RENOU et al.,2008). No Quadro 1 resumem-se os principais processos biológicos para o tratamento de lixiviados.

Quadro 1 -Processos biológicos aplicados ao tratamento de lixiviados

PRINCÍPIO AERÓBIO			
TECNOLOGIAS	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
Reator em Batelada Sequencial	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Boa Remoção de Amônia; ▪ Minimização de Volume de Reator; ▪ Processo adaptável a flutuações de vazão e qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alta Demanda Energética para Aeração. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lodo Biológico
Lodos Ativos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fácil Operação; ▪ Disponibilidade de Dados cinéticos e elevada experiência relatada; ▪ Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Geração de Odor; ▪ Elevada demanda energética. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lodo Biológico
Biofilmes (Crescimento Aderido)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sistemas Compactos; ▪ Operação aeróbia ou anaeróbia. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada Demanda Energética; ▪ Baixa nitrificação para médias e altas taxas de aplicação. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lodo Biológico
Recirculação	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Atenuação de elementos pela atividade biológica e por 		

	<ul style="list-style-type: none"> ▪ reações físico-químicas que ocorrem no aterro; ▪ Diminui o volume de lixiviados 		
Lagoas Aeróbias de Estabilização	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixo Investimento necessário; ▪ Facilidade de Operação; ▪ Diluição do Lixiviado por água da chuva; ▪ Boa remoção de matéria orgânica 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada área requerida; ▪ Geração de Odores; ▪ Emissões gasosas; ▪ Garantia de proteção de operadores 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sedimento e Lodo Biológico
PRINCÍPIO ANAERÓBIO			
	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
Lagoas Anaeróbias de Estabilização	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixo Investimento necessário; ▪ Facilidade de Operação; ▪ Diluição do Lixiviado por água da chuva; ▪ Boa remoção de matéria orgânica 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada área requerida; ▪ Geração de Odores; ▪ Emissões gasosas; ▪ Garantia de proteção de operadores 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sedimento e Lodo Biológico
Reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de Fluxo Ascendente	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Menores tempos de detenção hidráulica; ▪ Mecanismos eficientes de retenção de Biomassa ▪ Boa eficiência na remoção de DQO do lixiviado 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Remoção de amônia associada a redução de pH ou tratamentos aeróbios complementares. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lodo Biológico
PRINCÍPIO FACULTATIVO			
	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
Lagoas Facultativas de Estabilização	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixo Investimento necessário 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada área requerida; ▪ Geração de 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sedimento e Lodo Biológico

	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facilidade de Operação ▪ Diluição do Lixiviado por água da chuva ▪ Boa remoção de matéria orgânica 	<p>Odores;</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Emissões gasosas; ▪ Garantia de proteção de operadores 	
Banhados Construídos (wetlands)	<p>Polimento de lixiviados pode diminuir o volume através da evapotranspiração;</p> <p>Desnitrificação do nitrato produzido nas etapas de pré-tratamento;</p> <p>Remoção de Amônia;</p> <p>Em países tropicais, o clima é favorável.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Necessidade de área requerida 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manejo da biomassa gerada; ▪ Manejo das larvas de mosquito.

Fonte: Adaptado de HARRIS et al. (2000); LAITANO (2006); ROCHA (2011).

Percebe-se, portanto, que existem várias alternativas para o tratamento biológico de lixiviado em função da realidade local, de condicionantes técnicos e operacionais e das características do próprio lixiviado. Entretanto, para lixiviados mais antigos onde a relação DQO/DBO é alta, as referências sobre o uso de processos biológicos são significativamente mais escassas em particular os de via anaeróbia (LOPES, 2010). KURNIAWAM (2010) avalia ainda a partir do levantamento bibliográfico de 188 trabalhos (1976-2010) que nenhum dos tratamentos biológicos individuais apresentados é universalmente aplicável para a remoção de contaminantes recalcitrantes de lixiviado. No Brasil, no que se refere ao tratamento biológico de lixiviados, além do processo de recirculação realizado no próprio aterro, são mais usuais os sistemas de lodos ativados, variantes do processo de tratamento por lagoas de estabilização, filtros biológicos e reatores anaeróbios (CASTILHOS JR. et al., 2006). A seguir são descritos de forma sucinta alguns desses processos de tratamento.

2.2.2 Recirculação

A recirculação consiste em aspergir o lixiviado sobre as células de aterramento através de aspersores ou de caminhões pipa. Esta técnica combina o tratamento anaeróbio no interior da célula com a evaporação natural, que ocorre a cada recirculação, reduzindo desta forma a alta carga orgânica e o volume do efluente a ser tratado. Este processo só deve ser adotado em regiões onde o balanço hídrico é negativo, ou seja, em regiões onde a taxa de evaporação é maior do que a precipitação pluviométrica. Segundo CINTRA et al. (2002), ainda devem ser levados em conta possíveis riscos ambientais, tais como a poluição do solo e das águas subterrâneas; e arraste de substâncias tóxicas pela infiltração do excesso recirculado.

2.2.3 Tratamento Combinado com Esgotos Domésticos

É comum a prática de misturar o lixiviado com esgoto sanitário e tratá-los em conjunto, em estações convencionais de tratamento de esgotos (GOTVAJN et al., 2009). É uma alternativa atrativa, entretanto é necessário que se estabeleça a proporção para a qual o lixiviado afluente pode ser admitido, sem perturbar o processo de tratamento de esgotos e sem causar a deterioração da qualidade do efluente tratado, uma vez que a presença no lixiviado de compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade e elementos-traços podem reduzir a eficiência do tratamento (RENOU et al., 2008). São requisitos para o tratamento combinado: a viabilidade do transporte do lixiviado até a estação de tratamento de esgotos (ETE); a capacidade da estação em assimilar esse resíduo; a compatibilidade do processo com as características do lixiviado e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO et al., 2011).

OLIVEIRA (2013) ao avaliar indicadores microbiológicos do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas conclui que este sistema pode ser uma alternativa ao tratamento de lixiviado. ALBURQUEQUE (2012), porém avalia que ainda existem muitas incertezas sobre os efeitos causados pela adição de lixiviado em estações de tratamento de esgoto, como redução da eficiência do tratamento, baixa estabilização da biomassa, sedimentação do lodo, acúmulo de elementos-traço no lodo. Deve-se, portanto, prever o estabelecimento de critérios para a

utilização do tratamento combinado, como a proporção de diluição, condições operacionais e a realidade de cada região.

2.2.4 Sistema de Lodos Ativados

O processo de lodos ativados consiste em promover a floculação biológica por meio do desenvolvimento de uma cultura microbiana na forma de flocos biologicamente ativos (lodos ativados), que permanecessem em contato contínuo com o substrato para adquirir sedimentabilidade suficiente e serem removidos em tanques de sedimentação (METCALF & EDDY, 2003). O processo de lodos ativados é um método simples e versátil de estabilizar os resíduos orgânicos presentes em águas residuárias. A ocorrência de floculação dos microrganismos e outros materiais coloidais em suspensão torna a biomassa sedimentável, o que determina a produção de um efluente clarificado, de qualidade elevada, que também é favorecida pelo mecanismo de predação da microfauna, uma vez que estimula o crescimento das bactérias, principais responsáveis pela decomposição e consumo da matéria orgânica particulada (JORDÃO et al., 1997).

O sistema é formado por três componentes básicos: (1) reator em que os microrganismos responsáveis pelo tratamento permanecem em suspensão e aerados; (2) unidade de separação das fases líquida e sólida, geralmente em tanques de sedimentação e (3) sistema de recirculação de lodo para promover o retorno dos sólidos removidos na unidade de separação. Existe diferentes forma de operação de lodos ativados, mas os mais utilizados são:

a) Processo Convencional: a concentração de biomassa é bastante elevada, devido ao recirculado dos sólidos sedimentares no fundo do decantador secundário, o que proporciona uma elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, expressa em termos de DBO5. O fornecimento de oxigênio é feito por aeradores mecânicos ou por ar difuso. A montante do reator há uma unidade de decantação primária, de forma a remover os sólidos sedimentáveis do esgoto bruto.

b) Processo de Aeração Prolongada: nesse sistema a idade do lodo é de 20 a 30 dias e o tempo de detenção hidráulica é de 16 a 36 horas. A biomassa permanece mais tempo no sistema. Com isto, há menos DBO5 disponível para as bactérias, o que faz com que elas se utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para a sua manutenção (respiração endógena), favorecendo a ocorrência de

nitrificação. Em decorrência o lodo excedente retirado já sai estabilizado. Não se inclui em unidades de decantação primária.

c) Reator Sequencial em Batelada: a operação do sistema é intermitente. Assim, no mesmo tanque ocorrem, em fases diferentes, as etapas de reação e sedimentação. Quando os aeradores estão desligados, os sólidos sedimentam, ocasião em que se retira o efluente. Ao se religar os aeradores, os sólidos sedimentados retornam à massa líquida, o que dispensa as elevatórias de recirculação. Não há decantadores secundários. Pode ser na modalidade convencional ou aeração prolongada. Este tipo de reator possibilita criar as condições ambientais necessárias para a nitrificação. Apresentando uma operação cíclica e descontínua, o RSB produz uma diversidade de ambientes, o que facilita a sua utilização para diferentes objetivos operacionais, como remoção de carbono, nitrificação, desnitrificação, remoção biológica de fósforo, etc. (RIBEIRO et al., 1996, ALBUQUERQUE, 2012).

2.2.5 Filtros Biológicos

No processo de filtração biológica, o efluente líquido é aspergido sobre pedras ou suportes de plástico, onde são aderidos os microrganismos. Nestas unidades os microrganismos atuantes na estabilização da matéria orgânica estão aderidos a um leito fixo, isto é, às paredes do material do recheio, ao contrário do processo de lodo ativado, no qual se encontram em suspensão. Forma-se sobre o suporte um biofilme de natureza mista: na parte interna, uma camada anaeróbia, na intermediária uma mista e na parte externa uma aeróbia. No filtro biológico há o contato direto do substrato com o ar atmosférico e com os microrganismos que se desenvolvem aderidos à superfície do meio poroso (LEKANG & KLEPPE, 2000). Além da remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, pode ocorrer nitrificação. Dentre as vantagens da utilização de filtros percoladores (*tricklingfilters*) incluem-se a instalação barata, pouca necessidade de manutenção e tolerância a variações de carga hidráulica e orgânica. SMITH (1995) destaca as vantagens econômicas quando da utilização de biofiltros aerados no tratamento de lixiviados, pois a fixação de microrganismos em biofilmes possibilita a utilização de tempo de retenção hidráulica menor e menor volume de reator. O meio filtrante (recheio) do filtro deve possuir algumas características, para o sucesso do biofiltro, tais como:

- Razão de vazios (relação do volume dos interstícios de meio filtrante dividido pelo volume total do filtro): baixas razões de vazio

podem levar a um rápido entupimento, redução do transporte de ar da superfície à parte mais baixa do filtro e redução do escoamento de líquido através do filtro;

- Área superficial específica: é importante que o meio filtrante apresente uma grande área superficial, onde o biofilme possa crescer. Uma maior área superficial permite, por exemplo, uma maior remoção de nitrogênio amoniacal, além de tornar a unidade mais compacta;

- Peso: meio filtrante mais leve é mais fácil de ser manuseado;

- Homogeneidade do fluxo do líquido: para evitar zonas mortas e canais que reduzem a taxa de remoção de material orgânico e nitrogenado, é importante que o meio filtrante permita uma maior homogeneidade do fluxo de líquido no interior do filtro.

2.3 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Em todo o Brasil, muitas cidades tratam seus esgotos e lixiviados utilizando lagoas de estabilização, pois estas possuem grandes vantagens operacionais, baixo custo de implantação e manutenção e condições climáticas mais favoráveis. No estudo de JUCÁ (2003) realizou-se um levantamento que avaliou os tipos de tratamento utilizados na operação de alguns aterros brasileiros e constatou-se que dos 28 aterros pesquisados, 12 apresentaram algum tipo de lagoa de estabilização. O tratamento biológico do lixiviado propicia a degradação da matéria orgânica e de outros compostos de difícil degradação de forma natural, pela ação de microrganismos, transformando-os em substâncias mais simples. Esse processo recebe o nome de biodegradação e pode ser realizado na presença ou na ausência de oxigênio (MORAVIA, 2010).

O tratamento de lixiviado por lagoas de estabilização depende de inúmeras variáveis para um bom desempenho, das quais se pode citar: o tempo de detenção hidráulico suficiente, vazão do lixiviado equalizada, uma relação DBO_5/DQO elevada, baixos teores de inorgânicos e de cor (LINS, 2005). Porém, sabe-se da grande dificuldade em se tratar estes efluentes devido à presença de grandes concentrações de amônia, alta demanda química de oxigênio e compostos recalcitrantes e por isso nem sempre o efluente final possui condições adequadas para disposição em corpos receptores. Tais problemas podem ser relacionados com a capacidade restrita de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas, sensibilidade a variações de pH ou de descargas

tóxicas que podem paralisar o metabolismo entre outras dificuldades. Além disso, é necessário também o ajuste de condições iniciais favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana atuante no sistema (MORAVIA, 2010).

Dentre os fatores que interferem no tratamento baseado em lagoas de estabilização citam-se as grandes variações de vazão (ausência de equalização), a ausência ou ineficiência de uma drenagem de água pluvial sobre as células do resíduo e a falta da camada de cobertura. Estes fatores podem causar odor fétido, podendo também indicar ineficiência do tratamento, já que estas oscilações alteram o ambiente ideal para o desenvolvimento das bactérias endêmicas, onde a temperatura e o pH são diretamente afetados (LINS, 2005). Fatores climatológicos como a precipitação, se ocorrida em épocas de déficit hídrico, pode ocasionar a queda da vazão na estação de tratamento, uma vez que em condições seca ou baixa umidade, o resíduo absorverá o máximo possível da água da chuva. Já em épocas de excedente hídrico, estando o resíduo já próximo da capacidade de campo, o aumento da vazão ocorre quase que de forma simultânea com a precipitação. Portanto, a escolha da melhor tecnologia a ser aplicada no tratamento destes efluentes deve considerar o volume de lixiviado (que depende principalmente da capacidade do aterro, do tamanho e das características hidrológicas locais), a composição do lixiviado e o atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais (MARTINS, 2010).

Assim, é necessário que o tratamento por lagoas de estabilização sejam precedidos por outros métodos, tais como os métodos físico-químicos que incluem desde oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação, floculação, sedimentação/flotação até remoção de nitrogênio. Sugere-se que os métodos físico-químicos sejam usados no tratamento de lixiviado antigo, com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico mais agressivo e que os processos biológicos (como as lagoas de estabilização) sejam indicados para tratar lixiviado com alta relação DBO_5/DQO (acima de 0,5). Apesar dos tratamentos químicos serem capazes de promover a degradação ou até mesmo mineralização da matéria poluente, existem certas limitações no processo de tratamento, devido à adição de compostos químicos ao efluente, onde se justifica a utilização das lagoas de estabilização.

Por apresentarem características de dimensionamento semelhantes ao de lagoas que tratam esgotos domésticos, a utilização destes sistemas no tratamento de lixiviados pode apresentar baixas eficiências (PROSAB, 2009). Porém, muitos estudos em escala piloto

são descritos na literatura e relatam bons resultados quanto à eficiência de remoção de parâmetros como DQO, amônia, fósforo. Os processos que ocorrem nos diferentes tipos de lagoas de estabilização apresentam uma complexidade intrínseca resultante do acoplamento dos processos de produção e decomposição de matéria orgânica pela microbiota residente, além da influência das alterações climáticas sobre o metabolismo do sistema (MIWA, 2007).

2.3.1 Tipos de Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização podem ser classificadas também de acordo com o lugar que ocupam no processo de tratamento, condição de descarga, disposição das unidades e função específica. O Quadro 2 apresenta a classificação das lagoas de estabilização de acordo com esses aspectos.

Quadro 2 - Classificação das lagoas de estabilização de acordo com características operacionais.

CLASSE DA LAGOA	POSIÇÃO NO PROCESSO DE TRATAMENTO
Primária	Recebe efluentes brutos.
Secundária	Recebe efluentes de outro processo de tratamento.
Polimento ou Maturação	Situam-se no final do processo de tratamento e tem como propósito fundamental reduzir o conteúdo bacteriano.
CONDIÇÕES DE DESCARGA	
Descarga Contínua	A descarga do líquido tratado é feita de forma contínua.
Descarga Controlada	A descarga é feita periodicamente quando a fonte receptora apresentar condições ótimas para receber o efluente tratado.
Descarga de Controle Hidrológico	São variações das lagoas de descarga controlada. A descarga acontece quanto a lâmina d'água supera um nível de controle.
Retenção Completa	Não possui efluente. A descarga do líquido é feita através da percolação e evaporação.
DISPOSIÇÃO DAS UNIDADES	
Série	O fluxo percorre as unidades de forma seqüencial.

Paralelo	O fluxo percorre as unidades simultaneamente.
Combinado	Há a conjugação dos regimes de fluxo.
FUNÇÃO ESPECÍFICA	
Redutora de Compostos Orgânicos	Tem como propósito principal a remoção de matéria orgânica.
Redutora de Organismos Patogênicos	Remove principalmente patógenos.
Critérios Múltiplos de Qualidade de Efluente	Remove compostos específicos.

Fonte: Adaptado de YANES (1993)

2.3.2 Lagoas Anaeróbias no Tratamento de Lixiviados

O sistema de reações em um digestor anaeróbio é complexo e possui uma série de sequências que ocorrem ao mesmo tempo. Estas reações podem ser divididas em dois tipos principais: (1) Reações Bioquímicas: catalisadas por enzimas intra ou extracelulares que atuam na matéria orgânica biodegradável e podem ser subdivididas em: a) Reação Extracelular: onde ocorre a desintegração de compostos (biomassa morta) e partículas constituintes para monômeros solúveis através da hidrólise enzimática e b) Reação Intracelular: Onde ocorre a degradação de materiais solúveis dentro da célula, o que resultará no crescimento de biomassa e subsequente decaimento; 2) Na degradação anaeróbia as reações Físico-Químicas englobam mecanismos de associação/dissociação/precipitação de íons e a transferência de gás no meio líquido. Portanto a afinidade entre a enzima e o substrato irá definir a velocidade de decomposição deste e os mecanismos envolvidos nesta degradação são fatores importantes que podem auxiliar a escolha de modelos geotécnicos em rotinas operacionais de aterros sanitários (KELLER, 2002).

Para entender as características desta modalidade de lagoa, é importante entender os fundamentos da degradação anaeróbia que basicamente consiste no processo bioquímico de conversão da matéria orgânica em ausência de oxigênio molecular, em uma forma mais oxidada (CO₂) e outra forma mais reduzida (CH₄), sendo composta de várias reações sequenciais e em paralelo, cada uma com sua população bacteriana específica. Na degradação anaeróbia, os microrganismos fermentativos não dispõem de um aceptor final de elétrons (como

oxigênio nos processos aeróbios), o substrato orgânico é ao mesmo tempo utilizado como aceptor e doador de elétrons, ou seja, uma parte do composto orgânico poluente é oxidada enquanto outra parte é reduzida. A fermentação de 1 mol de glicose por esse processo produz 2 moles de ácido pirúvico, e como o ácido pirúvico é um composto mais oxidado que a glicose, a sua formação envolve a geração de 2 moles de NADH, que é a forma reduzida do transportador de elétrons (NAD) mais comum na degradação de carboidratos.

Como há quantidade limitada de NAD dentro das células, o microrganismo precisa re-oxidar e reciclar o transportador de elétrons se livrando dos 2 elétrons presentes na molécula de NADH. Os microrganismos anaeróbios fermentativos transferem os elétrons do NADH para a molécula de piruvato, levando à formação de vários compostos reduzidos (principalmente propionato, butirato, hidrogênio, etanol, propanol, formiato) de acordo com o tipo de microrganismo e das condições ambientais envolvidas (RITTMANN&MCCARTY, 2001).

Os estudos baseados na digestão anaeróbia não são recentes, sendo que os princípios do processo de decomposição biológica natural são utilizados mundialmente. Estima-se que estas tecnologias foram inicialmente aplicadas para o tratamento de lodo de esgotos e somente durante as últimas quatro décadas foram aplicadas em resíduos rurais e esgotos industriais de altas concentrações, como é o caso dos lixiviados.

Muitas empresas gestoras de aterros sanitários utilizam as lagoas anaeróbias por estas serem dimensionadas para receber um efluente com alta carga orgânica, característica dos lixiviados de aterros sanitários. Este tipo de lagoa foi durante algum tempo impopular entre os engenheiros projetistas, devido à geração de odores malcheirosos e a necessidade de maior manutenção. A economia de terreno que se consegue com o uso de lagoas anaeróbias, é essencial para a sua inclusão em grandes projetos. As lagoas anaeróbias caracterizam-se pela ausência de oxigênio dissolvido e são utilizadas como pré-tratamento para águas residuárias com grandes concentrações e alto teor de sólidos, sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DQO e DBO₅). Os sólidos se sedimentam no fundo da lagoa, onde ocorre a digestão ácida e a fermentação metanogênica (SILVA & MARA, 1979).

Os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, como ácidos orgânicos. Nesta fase ocorre a produção de material celular (síntese) e compostos

intermediários (gás sulfídrico) e por isso o pH apresenta-se ácido entre 5 e 6 (JORDÃO & PESSOA, 2005). Para a efetiva operação de uma lagoa anaeróbia é necessário manter o equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácido e aquelas formadoras de metano. É necessária uma temperatura maior do que 15°C e o seu pH deve ser mantido acima de 6.

Nessas condições a acumulação de lodo é mínima e a sua remoção (que ocorre quando o lodo ocupa a metade de sua profundidade) só ocorre a cada 3 a 5 anos. Nas temperaturas inferiores a 15°C as lagoas de estabilização anaeróbias atuam como tanques de estocagem de lodos. Estas lagoas apresentam maior eficiência no verão em virtude do aumento da atividade bacteriana em elevadas temperaturas (TRUPPEL, 2002). O TDH das lagoas anaeróbias é menor quando comparado às demais lagoas, possuem de 3 a 5 m de altura e são construídas de maneira a reduzir a entrada de luz na maior parte da massa líquida. Em consequência da ausência de luz solar elas operam sem atividade fotossintética e, portanto, em condição anaeróbia (VON SPERLING, 1996). As lagoas anaeróbias removem de 50 a 70% da DBO₅ afluyente para águas residuárias domésticas, num processo que envolve a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (MEDRI, 1997).

Dentre as desvantagens das lagoas anaeróbias pode-se citar a possibilidade de maus odores, a necessidade de um afastamento razoável às residências próximas ao aterro e muitas vezes a simplicidade operacional pode trazer o descaso na manutenção das lagoas. DIAS (2012) ao realizar uma análise do desempenho de lagoas de estabilização empregadas para o tratamento de lixiviados de 19 aterros sanitários em Minas Gerais observou que as profundidades adotadas para lagoas anaeróbias variaram de 3 a 4 m. Devido à grande variabilidade das vazões afluentes às estações, com registros de ocorrências de vazões nulas, as lagoas atingiram profundidades mais baixas que as previstas em projeto. A autora registrou ainda que o TDH destas lagoas variou entre 7 e 10 dias, sendo considerados superiores aos recomendados por VON SPERLING (2002) (3 a 5 dias), tendo em vista as características do lixiviado que apresentam biodegradabilidade mais lenta e pelos critérios de dimensionamento das lagoas anaeróbias pautados na Taxa de Aplicação Volumétrica (L_v).

A estabilização em condições anaeróbias é lenta, já que as reações anaeróbias geram menos energia do que as reações aeróbias. A temperatura do meio tem uma grande influência nas taxas de reprodução e estabilização, o que faz com que locais de clima favorável

(temperaturas elevadas), se tornem propícios a este tipo de reservatórios. Nestas circunstâncias, a acumulação de lodo é mínima (VON SPERLING, 2002). Os processos anaeróbios também têm se mostrado eficientes na remoção de elementos-traços na forma de sulfetos, além de reduções significativas de DQO e são mais eficientes no tratamento de lixiviado “jovem”, pois o processo anaeróbio é adequado para o tratamento de efluentes que possuem altas cargas orgânicas tendo em vista que a digestão anaeróbia conserva a energia e produz poucos sólidos (RENOU et al., 2008). Amaral et al.(2008), em seus estudos sobre avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitário encontraram os valores médios de DQO de 2576 mg.L^{-1} , DBO₅ de 113 mg.L^{-1} , pH de 8,2, nitrogênio amoniacal de 1079 mg.L^{-1} , nitrogênio total de 1201 mg.L^{-1} e fósforo de 10 mg.L^{-1} .

Em pesquisas para sistemas de tratamento de lixiviados MARTINS (2008) estudou diferentes parâmetros em sistemas compostos por lagoas anaeróbias em escala piloto e observou-se uma eficiência de remoção de 14 e 25% para DQO e DBO₅, respectivamente. Já nos estudos de SILVA (2007) a remoção foi de 22 e 37% para DQO e DBO₅, respectivamente. Os autores observaram que parâmetros como DQO e DBO₅ tiveram baixas eficiências, porém de modo geral, podem ser obtidos resultados suficientes para assegurar um tratamento adequado ao lixiviado de aterros sanitários em lagoas anaeróbias. Segundo FERREIRA (2001), os processos anaeróbios têm se mostrado eficientes na remoção de elementos-traços na forma de sulfetos, além de reduções significativas de DQO, sendo mais eficientes no tratamento de lixiviado novo. Entretanto, para que a eficiência no tratamento do lixiviado por lagoas seja maior são necessárias outras condições e dimensionamentos, como as lagoas facultativas e lagoas de maturação, metodologias comumente utilizadas em muitos aterros sanitários brasileiros.

A maioria dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários utiliza três ou mais lagoas, normalmente na seguinte sequência: 1) lagoa anaeróbia para o tratamento primário, seguida de 2) lagoa facultativa para o tratamento secundário e de 3) lagoa de maturação para o tratamento terciário (VON SPERLING, 1996). MONTEROSSO (2011) ao projetar um aterro controlado constituído por uma sequência de tratamento anaeróbio/aeróbio utilizando lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação adotou concentração de DQO de 7500 mg.L^{-1} e DBO₅ de 5.000 mg.L^{-1} . A lagoa anaeróbia operou com TDH de 5 dias, profundidade de 3m, e ocupou 22 m^2 , com coeficiente de tratabilidade

na ordem de 15%. Os resultados demonstraram que em relação à DBO₅, houve uma redução significativa de valores (de 1160 mg.L⁻¹.O₂ para 157 mg.L⁻¹.O₂). Já em relação ao oxigênio dissolvido, houve uma variação significativa do resultado, partindo do valor zero (Lagoa anaeróbia), para 8,6 mg.L⁻¹ O₂, na lagoa de maturação.

No estudo de TORQUATO (2010) avaliou-se o pós-tratamento biológico de lixiviado e esgoto doméstico, numa série de lagoas de estabilização com eficiência de remoção de 19% para DQO total e 30% para a DQO dissolvida. O nitrogênio amoniacal alcançou uma eficiência de remoção de 80%. No perfil de 24 horas (nictemeral), observou-se uma variação do pH ao longo do dia, obtendo-se seus maiores registros nos períodos de maior atividade solar, assim como o oxigênio dissolvido também alcançou os seus maiores valores, chegando a superar os 20 mg.L⁻¹ na lagoa facultativa e lagoas de maturação. RODRIGUES (2009) avaliou o tratamento de lixiviado têxtil utilizando lagoas de estabilização e obteve eficiências de remoção ao final do tratamento de 86% para a condutividade, 92% para o nitrogênio amoniacal, 67% para o fósforo, 85% para a DQO, 83% para a cor, 70% para a turbidez, e 37% para sólidos totais. SILVA (2007) ao utilizar lagoas pilotos em série (anaeróbia, facultativa e de maturação) no tratamento de lixiviados de aterros sanitários obteve uma eficiência de 77% para remoção de nitrogênio amoniacal e cerca de 70% para remoção de fósforo. LIMA (2010) avaliou o tratamento de lixiviado que utilizou quatro lagoas rasas operadas em série, com TDH de 39 dias e 19 dias, e uma Taxa de Aplicação Superficial de 168 kg.DQO/ha.dia e 392 kgDQO/ha.dia, respectivamente. Os resultados obtidos nesta pesquisa para eficiência de remoção foram de 29 e 91% de DQO e DBO₅, respectivamente, com o efluente final com uma concentração de NH₄⁺-N de 8 mg.L⁻¹.

MARTINS (2010) igualmente avaliou o desempenho de um sistema piloto de tratamento de lixiviados com a recirculação do efluente, num sistema composto por 3 lagoas em série sob diferentes condições operacionais. As cargas aplicadas às lagoas nas etapas do estudo se assemelhavam àquelas utilizadas no tratamento de águas residuárias domésticas. A autora observou uma boa remoção para as diferentes condições operacionais, com cerca de 90% de eficiência de nitrogênio amoniacal quando a recirculação foi aplicada e concentrações efluentes médias inferiores a 20 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal. LEITE et al. (2011) utilizaram quatro lagoas rasas em série em condições tropicais e carga superficial de 0,36 g/m².d de DQO e 364 kgN-NH₄⁺

$^1.\text{dia}^{-1}$ e observaram uma remoção de DQO de 67% e de amônia de 99,5% com um efluente contendo uma concentração de $5,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal para um TDH de 39,5 dias. Os autores avaliaram que a carga superficial aplicada às lagoas não produziu odores e não inibiu atividades fotossintéticas das algas, capazes de elevar o pH das lagoas. Os autores observaram ainda uma aparente tolerância das espécies de algas *Chlamydomonas* presentes nas lagoas.

A Associação Internacional de Resíduos Sólidos (ISWA, 2013) identificou a ausência de dados disponíveis sobre lagoas de estabilização em aterros sanitários em escala real para países de clima subtropical, dados estes que seriam importantes para avaliar o potencial do impacto das emissões de lixiviado quanto à quantidade e composição. Também concluíram que muitas das informações obtidas sobre o comportamento de aterros sanitários em condições tropicais desenvolveu-se em escala piloto. O monitoramento das emissões de aterros sanitários não só permite avaliar o significado e o impacto ambiental dessas emissões, mas gera conhecimentos importantes sobre o desempenho dos aterros sanitários em escala real nos países em desenvolvimento e os efeitos potenciais sobre as águas subterrâneas e corpos receptores.

Uma grande variedade de tecnologias de tratamento de lixiviados por processos biológicos continua a emergir, e com bons resultados, mas existem alguns problemas, como grande investimento, operação e alto custo. Já nos processos de tratamentos anaeróbios a remoção de contaminantes pode ser relativamente baixa, de acordo com as mudanças de temperatura. Portanto, a combinação de processos aeróbios e anaeróbios é uma estratégia futura para que o investimento, operação e gestão de uma estação de tratamento de lixiviados não sejam onerosos e sejam adequados à legislação vigente.

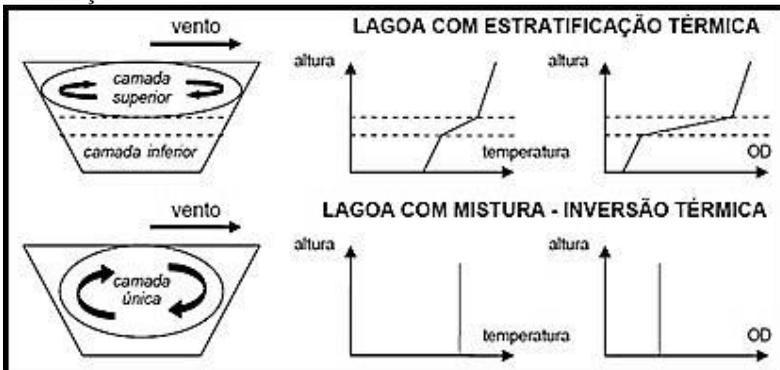
2.3.3 Parâmetros Operacionais de Lagoas de Estabilização

As principais condições ambientais que influenciam o tratamento em uma lagoa são: radiação solar, temperatura e o vento, que são influenciadas pela velocidade da fotossíntese, velocidade de decomposição bacteriana, solubilidade e transferência de gases, condições de mistura e reaeração atmosférica. A mistura da massa líquida também influencia o desempenho das lagoas de estabilização devido: à minimização da ocorrência de curtos circuitos hidráulicos, minimização da ocorrência de zonas mortas, homogeneização da distribuição vertical de substrato, oxigênio e algas. O vento e o

diferencial de temperatura são os principais mecanismos de ação no processo de mistura de lagoas de estabilização. O vento atua no revolvimento da camada superficial da lagoa e em períodos de temperaturas elevadas, a lagoa está sujeita a estratificação térmica, onde a camada superior (quente) não se mistura com a inferior (fria).

Este fenômeno interfere no comportamento das algas não motoras, que se sedimentam atingindo a zona escura da lagoa deixando de produzir oxigênio, e das algas motoras, que tendem a fugir da camada superficial devido a elevada temperatura (35°C), formando uma densa camada intermediária de algas, o que dificulta a penetração da luz solar nas camadas inferiores da lagoa. No inverno, a estratificação térmica pode ser quebrada por meio da inversão térmica (SILVA & MARA, 1979). Devido à diferença de temperatura ou salinidade entre as camadas líquidas das lagoas, as camadas mais leves tendem a se sobrepor às mais densas criando condição de estratificação, as quais podem ser quebradas pelo vento que sopra sobre a superfície da água. As camadas superficiais do corpo d'água são misturadas graças aos efeitos cisalhantes e de mergulho que o vento exerce sobre o líquido e, no decorrer do tempo, as camadas mais densas e menos turbulentas misturam-se às menos densas (CHU; SOONG, 1997). Na Figura 2 o esquema ilustra os fenômenos que ocorrem numa lagoa de estabilização.

Figura 2- Influência da estratificação e inversão térmica em uma lagoa de estabilização.



Fonte: VON SPERLING (1996).

Para JORDÃO e PESSOA (2005), o sentido do escoamento deve coincidir com o sentido dos ventos dominantes, o que favorece a acumulação de matéria orgânica flutuante na parte final da lagoa e evita

o curto-circuito e a formação de gradientes térmicos logo abaixo da massa líquida, auxiliando na introdução de ar na massa líquida. A atividade dos microrganismos envolvidos na degradação de substrato é fortemente influenciada pela temperatura, sendo que, em geral a atividade biológica diminui à medida que a temperatura diminui. A temperatura influencia também no predomínio de espécies de algas (o que também reflete na produção de oxigênio fotossintético produzido) e de bactérias (psicrófilas, mesófilas e termófilas). No que concerne à qualidade do efluente, nos meses mais frios, ocorre aumento na concentração de amônia e fósforo, diminuição de sólidos em suspensão e uma boa mistura ocorre geralmente entre 14-16 horas do dia (SILVA FILHO, 2007).

Lagoas de estabilização localizadas em regiões com variações elevadas de temperatura ao longo do dia tendem a apresentar estratificação térmica, um fenômeno que altera o volume útil da lagoa (KELLNER & PIRES, 2009). Sabe-se que no interior da lagoa de estabilização a massa líquida é afetada pelas correntes de circulação, que é influenciado pela estabilidade da estratificação, da magnitude da vazão e da geometria da lagoa. Dentre os critérios de projeto que influenciam no transporte hidráulico, processos físico-químicos e biológicos e consequente eficiência do tratamento por lagoas de estabilização estão: 1) Taxa de Aplicação Superficial; 2) Profundidade; 3) Tempo de Detenção Hidráulica; 4) Configuração Geométrica; 5) Regime Hidráulico/Arranjo das Lagoas.

2.3.4 - Profundidade

A profundidade tem influência em aspectos físicos, biológicos e hidrodinâmicos das lagoas. A intensidade da luz incidente sobre o corpo d'água tende a se extinguir exponencialmente à medida que penetra ao longo da massa líquida (VON SPERLING, 1996). Portanto, este parâmetro determina a fração da massa líquida com maior penetração de luz e consequentemente, maior taxa fotossintética (ANDRADE NETO, 1997).

Sistemas de tratamento que não obedecem aos parâmetros de projeto para profundidade útil, apresentam problemas relacionados ao tempo de detenção hidráulica, taxa de aplicação superficial, entre outros (SILVA FILHO, 2007). As lagoas profundas possibilitam um maior tempo de detenção hidráulica para a remoção de nutrientes e estabilização da matéria orgânica, possuem melhor desempenho, sendo

mais estável e menos afetadas por condições ambientais. Permitem ainda maior volume de armazenamento de lodo, e um menor risco de mau cheiro pelo fato da camada aeróbia oxidar quimicamente e bioquimicamente o gás sulfídrico gerado na decomposição do lodo de fundo, bem como expansão futura para inclusão de aeradores (MORAVIA, 2010). QASIM & CHIANG (1994) estabeleceram profundidades usuais variando entre 2 a 5 m para lagoas de estabilização primárias no tratamento de efluentes de aterros sanitários. Após a obtenção do valor da área superficial (através da adoção de um valor para a taxa de aplicação superficial) e da adoção da profundidade, obtém-se o volume da lagoa, conforme descreve a Equação 1:

$$V = H \cdot A \quad (1)$$

Onde:

V: Volume

H: Profundidade

A: Área da lagoa

2.3.5 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O tempo de permanência do líquido na lagoa é decisivo que pode determinar a eficiência de remoção de poluentes do sistema. Tempos de detenção hidráulica curtos não permitem a ação sinérgica das bactérias com as algas, pois não possibilitam a geração de uma biomassa significativa de algas. O tempo de detenção requerido para oxidação da matéria orgânica varia especialmente em relação à temperatura, observando-se que em regiões em que a temperatura do líquido é elevada, ocorrem menores tempos de detenção (MORAVIA, 2010). O TDH requerido é função da cinética de remoção da matéria orgânica biodegradável e do regime hidráulico da lagoa e está associado ao volume e à vazão de projeto, sendo determinado pela Equação 2:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

Em que:

TDH: Tempo de detenção hidráulica total (d)

V: Volume da lagoa (m^3)

Q: Vazão média afluyente (m^3/d)

Dentre os fatores que afetam o TDH está a mistura da massa líquida que ocorre no interior da lagoa de estabilização onde pode ocorrer a formação de três regiões distintas entre si, denominadas zona advectiva, zona morta e zona de mistura. A zona morta apresenta uma taxa de troca muito menor quando comparada à região de mistura. São vários os fatores que podem causar a mistura nas lagoas, como: poucos pontos de entrada e saída em uma lagoa (na condição ideal tubular requisita-se que o fluxo seja introduzido e retirado uniformemente através de toda seção transversal da entrada e da saída); a mistura mecânica decorrente dos fatores naturais (ação dos ventos, estratificação térmica) e a mistura provocada pela subida de bolhas de biogás formadas no lodo no fundo das lagoas.

As zonas mortas não fazem parte do volume pelo qual o líquido escoar; dessa maneira, o volume efetivo da lagoa é menor que o volume total e o TDH real é menor que o TDH teórico, ocorrendo então os chamados curtos-circuitos. As zonas mortas podem ser formadas por material sedimentado no fundo da lagoa, desenvolvendo bancos de lodo, e por regiões da massa líquida, principalmente do hipólímio, quando estagnadas devido à ocorrência de estratificação térmica duradoura. Dessa maneira existe, do ponto de vista térmico, um volume útil formado principalmente por uma zona advectiva e uma zona de mistura, que deve influenciar o TDH da lagoa ao longo do dia (KELLNER & PIRES, 2009). De acordo com QASIM e CHIANG (1994), em lagoas de estabilização primárias (anaeróbias) tratando de lixiviados de aterros sanitários tem-se usualmente tempos de detenção variando de 10 a 30 dias.

2.4. Configuração Geométrica (Comprimento x Largura)

A relação comprimento/largura (C/L) influencia o tipo de regime hidráulico vigente em uma lagoa. Sistemas com C/L elevado tendem ao fluxo em pistão, enquanto lagoas com C/L próximo a 1 tendem ao regime de mistura completa. O regime hidráulico de fluxo de pistão é o mais eficiente em termos de remoção de DBO₅. Já o regime de mistura completa é mais indicado quando se tem um efluente com grande

variedade de carga e presença de compostos tóxicos. CAVALCANTI et al. (2000) avaliam que a condição ideal de fluxo em pistão em lagoas de estabilização não é atingida, pois é impossível se evitar um grau significativo de mistura. VON SPERLING (1996) define que o valor da relação C/L é de 2 a 4 para lagoas de estabilização.

No fluxo pistão as partículas entram continuamente no reator, sem misturas longitudinais e a concentração próxima à entrada é diferente da concentração de saída. Já o regime hidráulico de mistura completa possibilita a homogeneização, fazendo com que a concentração afluyente seja igualada à baixa concentração efluente. Já o regime de fluxo disperso, ou não ideal, segue um modelo intermediário entre as condições limites de mistura completa (dispersão longitudinal $=\infty$) e fluxo em pistão (dispersão longitudinal = 0) e representa o comportamento hidráulico real de uma lagoa de estabilização (KELLNER & PIRES, 1998). A modelagem de uma lagoa de estabilização segundo fluxo disperso necessita além do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K), parâmetro solicitado nos demais modelos, do número de dispersão (d).

2.4.1 Regime Hidráulico/Arranjo das Lagoas

Um sistema de lagoas em série, com um determinado regime hidráulico e TDH, possui maior eficiência de remoção do que uma lagoa única com as mesmas características. Em última instância, isto implica em economia de área (VON SPERLING, 1996). A operação em série também diminui, em parte, a presença de zonas mortas (zonas de estagnação) e condições de curto-circuito no interior da lagoa, que resultam num TDH real abaixo do TDH teórico (volume/vazão) e conseqüentemente deterioração da qualidade bacteriológica do efluente, mas não se pode garantir uma igualdade entre o tempo de detenção hidráulica teórico e o real (SILVA et. al., 2004). A figura 3 ilustra os diferentes modelos hidráulicos adotados em sistemas de tratamentos de esgotos. A concentração de poluentes nas lagoas de estabilização influencia a eficiência de remoção do sistema. Embora a cinética de reação para a remoção de matéria orgânica seja a mesma nos diferentes regimes hidráulicos, a concentração efluente de matéria orgânica varia. Em função dos diversos regimes hidráulicos, têm-se as equações apresentadas na figura 3 para a determinação da concentração efluente, a

partir do conhecimento da concentração afluente, do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K) e do tempo de detenção hidráulica.

Figura 3 -Diferentes regimes hidráulicos e equações para o cálculo da concentração efluente.

Regime Hidráulico	Esquema	Equações para o cálculo da concentração efluente (S)
Fluxo em pistão		$S = S_o e^{-Kt}$
Mistura completa		$S = \frac{S_o}{1 + K.t}$
Mistura completa em série		$S = \frac{S_o}{(1 + K \frac{t}{n})^n}$
Fluxo disperso		$S = S_o \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1+4K.t.d}$

Fonte: VON SPERLING, 2006.

Onde:

S_0 : Concentração de matéria orgânica total afluente ($mg. L^{-1}$);

S : Concentração de matéria orgânica total efluente ($mg. L^{-1}$);

K : Coeficiente de remoção de matéria orgânica (d^{-1});

T : Tempo de detenção hidráulica total (d);

N : Número de lagoas em série;

D : Número de dispersão.

Recentemente ISWA (2013) avaliou que a capacidade necessária de uma única lagoa de tratamento de lixiviado pode ser determinada pela equação 3, que considera a taxa de precipitação máxima diária, a

relação entre o lixiviado, a precipitação, a área de superfície do aterro e o tempo de residência exigido na lagoa de tratamento.

$$V = \frac{P_{max} \cdot r \cdot A \cdot T_o}{1000} \cdot 0,5 \quad (3)$$

Onde:

V : Volume de lixiviado na lagoa;

P_{max} : Taxa máxima precipitação (mm /dia) para períodos de máxima *T_o*

r : Taxa entre quantidade de lixiviado e de chuvas: (-)

A : Área de superfície do aterro sanitário (m²)

T_o : Tempo de residência ótimo do lixiviado nas lagoas de tratamento (dia)

1000: Fator de conversão de (mm) para (m)

0,5: Fator de correção que considera apenas parte (50 %) de infiltração de água da chuva como lixiviado

2.3.4 Frações de Matéria Orgânica e Nutrientes em Lagoas Anaeróbias

A quantidade de matéria orgânica presente é importante para se conhecer o grau de poluição da água residuária, para se dimensionar e medir a eficiência das estações de tratamento de esgotos. Quanto maior o grau de poluição orgânica, maior a DBO₅ do corpo d'água; paralelamente, à medida que ocorre a estabilização da matéria orgânica, decresce a DBO₅ (JORDÃO & PESSÔA, 1995). Em grande parte do território brasileiro, as condições climáticas são favoráveis para as lagoas anaeróbias que constituem-se em uma alternativa apropriada para o tratamento de esgotos domésticos, usualmente combinadas com lagoas facultativas.

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida em biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%), vindo a se constituir o lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se via de regra mais

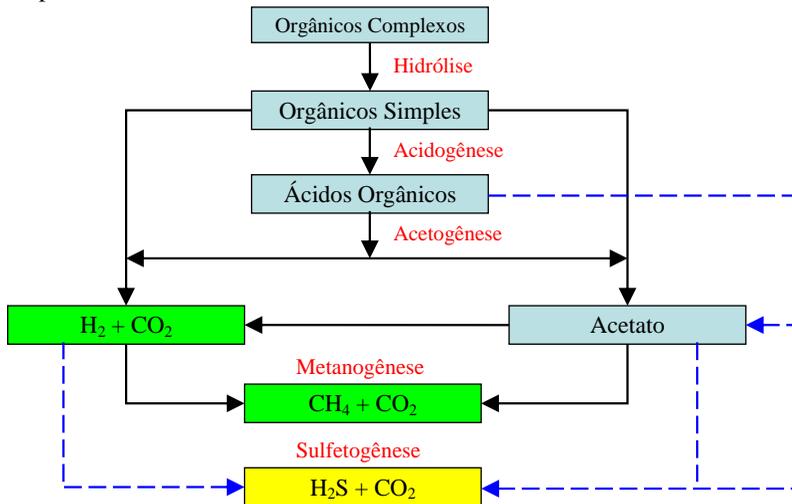
concentrado e com melhores características de desidratação. O material não convertido em biogás ou biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%).

A formação de metano é altamente desejável, uma vez que a matéria orgânica, geralmente medida como demanda química de oxigênio (DQO) é efetivamente removida da fase líquida, pois o metano apresenta baixa solubilidade na água. Assim, a conversão dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção do material orgânico, apesar de não promover a sua oxidação completa, a exemplo de sistemas bioquímicos aeróbios.

Nos sistemas de tratamento anaeróbio procura-se acelerar o processo da digestão, criando-se condições favoráveis. Essas condições se referem tanto ao próprio projeto do sistema de tratamento como às condições operacionais nele existentes. Em relação ao projeto de sistemas de tratamento têm-se duas prerrogativas básicas: a) o sistema de tratamento deve manter grande massa de bactérias ativas que atue no processo da digestão anaeróbia. b) é necessário que haja contato intenso entre o material orgânico presente no afluente e a massa bacteriana no sistema. Quanto às condições operacionais, os fatores que mais influenciam são a temperatura, o pH, a alcalinidade, a presença de elementos nutrientes e a ausência de materiais tóxicos no afluente.

A degradação de compostos orgânicos acontece através da conversão desses em metano e segue diferentes caminhos catabólicos, como mostra a Figura 4. Entretanto, esses caminhos são possíveis caso seja produzida energia livre em cada um dos processos de conversão, ou seja, energia aproveitável para o microrganismo atuante na reação. Em outras palavras, para cada reação da cadeia de conversões do material orgânico primário ao produto final (metano), é necessário que o processo catabólico gere energia aproveitável para a bactéria responsável pela reação em particular, suficiente para que esta possa realizar seu anabolismo. Se o processo catabólico não gerar energia, o processo anabólico não ocorre e o metabolismo se torna inviável.

Figura 4: Sequência de processos na digestão anaeróbia de macro moléculas complexas.



Fonte: Pestana e Ganghis (XX)

Para um bom desempenho de sistemas anaeróbios é imprescindível que os compostos sejam convertidos em precursores imediatos de metano, ou seja, acetato e hidrogênio, conforme Tabela 7. Quando não ocorre essa conversão, tampouco haverá metanogênese, ocorrendo o acúmulo dos produtos da fase de hidrólise e fermentação no reator. A acetogênese, etapa essencial na conversão de compostos intermediários em acetato, é termodinamicamente desfavorável, isto é, não ocorre espontaneamente no sentido da formação de acetato e H_2 , a menos que essas espécies químicas sejam removidas do meio (por exemplo, por metanogênese), deslocando, assim, o equilíbrio da reação no sentido da formação desses produtos.

Tabela 7. Valores da energia livre padrão de algumas reações catabólicas da digestão anaeróbia.

Processo		Equação	Energia (kJ/mol)
Propionato acetato	a	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + \text{HCO}_3^- + 3\text{H}_2$	+ 76,1
Butírate acetato	a	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+48,1
Etanol a acetato		$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+ 9,6
Lactato acetato	a	$\text{CH}_3\text{CHOHCOO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	-4,2
Acetato metano	a	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$	-31,0
Bicarbonato acetato	a	$2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CHCOO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	- 104,6
Bicarbonato metano	a	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135,6

Fonte: PROSAB (1999)

No trabalho de D’ALESSANDRO et al., (2011) observou-se que lagoas anaeróbias apresentaram melhores eficiências de remoção para fósforo total e DQO e as variáveis DBO_5 e NH_4^+ apresentam maior remoção em lagoas facultativas. Segundo ISWA (2013) dentre os métodos utilizados no tratamento de nutrientes em países tropicais estão as lagoas de estabilização (lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação). Embora a técnica de lagoas de estabilização seja aplicada em muitos países de clima tropical a avaliação e controle da qualidade do afluente e efluente não é prática comum.

Uma recomendação fundamental da ISWA sobre o tratamento lixiviado consiste em construir “arranjos inteligentes” de lagoas de tratamento de lixiviado de forma que o fluxo ocorra por gravidade, o

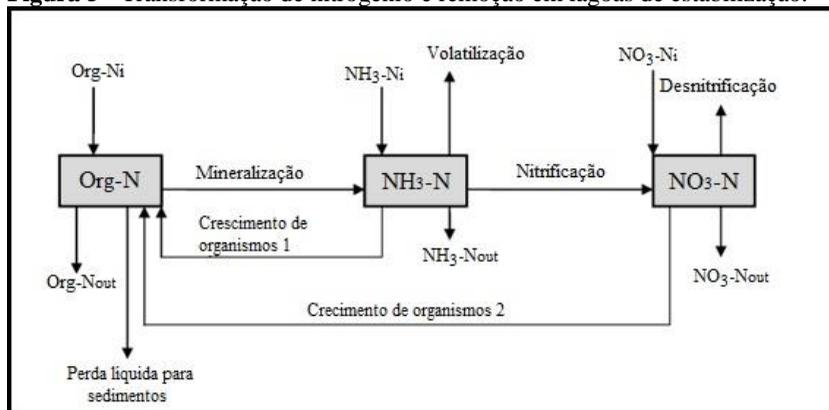
que evita o bombeamento do lixiviado. Especificamente as lagoas anaeróbias devem ser aplicadas na etapa inicial, pois, como acontecem com os demais reatores anaeróbios, estas produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido e concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento com base em processos biológicos aeróbios (CASTILHOS JR et al., 2009). Dos nutrientes considerados como fatores limitantes em lagoas de estabilização o nitrogênio merece especial atenção em razão de apresentar formas dissolvidas e particuladas sujeitas a transformações físicas e químicas mediadas ou não por microrganismos, formas voláteis que podem ser interconvertidas dentro do próprio sistema ou fixadas a partir do reservatório atmosférico por espécies metabolicamente habilitadas a realizar este tipo de transformação.

Em adição às formas voláteis, o nitrogênio apresenta espécies cineticamente instáveis, como o íon nitrito, intermediário entre os processos de desnitrificação e nitrificação, mediados por alguns gêneros de bactérias (MIWA, 2007). Estes processos são altamente dependentes das condições de oxigenação, pH e temperatura do meio, variáveis que governarão a transformação e destino do nitrogênio em lagoas de estabilização. O nitrogênio e o fósforo são os principais nutrientes presentes no lixiviado (MORAVIA, 2010). O nitrogênio pode estar presente nos lixiviados nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (NH_3 livre), passível de volatilização e (ionizada NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As formas predominantes no lixiviado são o nitrogênio orgânico e a amônia, que em conjunto constituem-se no Nitrogênio Total Kjeldahl (MORAVIA, 2010). Nos lixiviados com DQO entre 1.500 e 3.000 $mg.L^{-1}$ e relações DBO_5/DQO menor que 0,4, presume-se uma baixa concentração da fração orgânica biodegradável e elevada concentração de nitrogênio amoniacal e neste caso é indicado o tratamento biológico aeróbio (HAMADA & MATSUNAGA, 2000).

FERNANDES et al. (2006) avaliam que as concentrações de nitrogênio total nos lixiviados sofrem variações e atingem valores de até 1200 $mg.L^{-1}$, de acordo com as condições do aterro. Acredita-se que a presença de nitrogênio seja o fator que contribui para maior toxicidade do lixiviado, uma vez que a depleção de oxigênio é alta na oxidação de nitrogênio. Em síntese, o processo de oxidação biológica da amônia ocorre com a conversão do nitrito (NO_2^-) por um grupo de bactérias nitrificadoras chamadas *Nitrossomonas* e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-) por outro grupo conhecido por *Nitrobacter*, chama-se

nitrificação. A nitrificação é um processo que ocorre apenas em meio aeróbio, pois não existem bactérias anaeróbias nitrificadoras. O processo inverso, ou seja, a redução biológica é possível, mas o caminho preferencial é a redução de nitrato a nitrito e posteriormente a nitrogênio gasoso (N_2). Este processo denomina-se desnitrificação e ocorre em meio anóxico. Um desenho esquemático dos principais mecanismos de transformação do nitrogênio é apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Transformação de nitrogênio e remoção em lagoas de estabilização.



*Organismos 1: Nitrificantes; *Organismos 2: Desnitrificantes.

Fonte: MAYO (2013).

A remoção biológica do nitrogênio amoniacal em lagoas anaeróbias consiste principalmente no processo de desnitrificação. Esta condição é obtida quando, em um sistema, proporcionam-se zonas de aeração e zonas anóxicas, com tempos de detenção celular suficiente para a manutenção de bactérias que oxidam o nitrogênio amoniacal, bem como atendendo às maiores demandas de oxigênio para que ocorra primeiramente a nitrificação (TRENNEPOHL, 2009). Avalia-se ainda que a volatilização da amônia para a atmosfera (dessorção da amônia) é considerada por muitos autores como o principal mecanismo de remoção da amônia, sendo o pH e temperatura principais fatores intervenientes (ARCEIVALA, 1983). YÁNEZ (1993) afirma que as variações de pH podem chegar a valores altos como 10 e 11, especialmente na superfície onde as concentrações de algas e oxigênio são maiores. Quando o pH sobe, o íon amônio (NH_4^+) tende a se transformar em amônia molecular livre (NH_3), um gás que se desprende

da fase líquida. Desta maneira, haverá remoção de nitrogênio da massa líquida, pela volatilização da amônia.

Dentre os macrocomponentes inorgânicos presentes em lixiviados de aterros sanitários o fósforo destaca-se predominantemente na forma de fosfatos e ortofosfatos, polifosfatos (polímeros e ácido fosfórico) ou fosfatos condensados e compostos orgânicos (fosfoproteínas insolúveis, ácidos nucleicos e polissacarídeos) (ARCEIVALA, 1981; VON SPERLING, 2009a). O fósforo, na forma de sua espécie biodisponível (fosfato), é um dos principais macronutrientes exigidos para o metabolismo dos microrganismos. Entretanto, este pode ser o fator limitante dos processos metabólicos de um consórcio microbiano. A presença desse elemento em lixiviados pode estar associada à presença de resíduos ricos em proteínas, detergentes e desinfetantes, que foram aterrados nos amontoados de resíduos domiciliares (BASSANI, 2010). Segundo FERREIRA et al. (2003), o fósforo, que geralmente ocorre como ortofosfato, é adsorvido por argilas minerais e certas frações orgânicas de solo, e é resistente à lixiviação.

Lixiviados de aterro sanitários contêm baixa concentração de fosfato (AMARAL, 2007; MORAIS & ZAMORA, 2005), e para contornar esta limitação, em sistemas de digestão anaeróbia de efluentes contendo baixas concentrações deste nutriente (BAERE et al., 1984; BRUMMELER et al., 1986), uma das alternativas atualmente utilizadas é a adição de fontes potenciais de fosfato como, por exemplo, o esgoto doméstico. As concentrações de fósforo total podem variar entre 0.1 mg.L⁻¹ e 23 mg.L⁻¹. De acordo com LETTINGA et al. (1996), no processo de digestão anaeróbia assume-se a relação DQO: N: P de 1.000: 5: 1 como adequada para o crescimento microbiano. Desta relação, estima-se que 30% da concentração obtida a partir da DQO sejam de carbono orgânico, ou seja, C: N: P igual a 330: 5: 1. Desta forma, a relação acima pode ser utilizada adequadamente para equilibrar as exigências nutricionais da microbiota presente neste tipo de resíduo.

Dentre os principais mecanismos para remoção de fósforo em lagoas de estabilização encontram-se: 1) *Bioesfosfatação*: que consiste na retirada do fósforo orgânico através de assimilação por algas e bactérias (cerca de 5% do total de fósforo); 2) a *Precipitação Química*: com a decantação de fosfatos (na forma de hidroxiapatita ou estruvita), em condições de elevado valor de pH, interagindo com o sistema carbonato da água. A precipitação inicia-se com pH de 8,2 e para cada aumento de 1 unidade de pH. Acima deste valor, a concentração de fósforo decresce um valor de 10 mg.L⁻¹. Em lagoas especialmente rasas

e com baixas taxas de aplicação hidráulica, a remoção de fósforo situa-se entre 60 e 80%, ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção é usualmente inferior a 35%. Os microrganismos que atuam na degradação anaeróbia requerem também a presença de micronutrientes tais como: enxofre, cálcio, magnésio, zinco, cobre, cobalto, molibdênio e selênio (MARA et al., (1992); VON SPERLING, (1996); CAVALCANTI, (2001); CASTILHOS JR. et al., (2006)).

Sabe-se que no tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização, onde a biomassa se desenvolve naturalmente (sem recirculação) e sem introdução artificial de ar, 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 liberação/precipitação dos fosfatos em condições anaeróbias e de elevado pH. As taxas de liberação de fósforo em lagoas anaeróbias e facultativas são maiores do que em lagoas de maturação e dependem da capacidade do sedimento para a absorção e dessorção do fósforo inorgânico na solução, da mineralização do fósforo orgânico e da simples difusão deste elemento. A presença de ferro, alumínio e cálcio em concentrações altas no sedimento favorecem a adsorção do fósforo. (GRIZZARD, et al. (1982); VAN HAANDEL & LETTINGA, (1994); MAYNARD et al., (1999); VON SPERLING, (2009a); MARTINS, (2010)).

Nestas lagoas, a competição entre a degradação da matéria orgânica e a nitrificação deve ser considerada, já que o consumo de oxigênio pode ser influenciado pelas bactérias nitrificantes: uma relação C/N menor que 16:1 favorece a nitrificação enquanto valores maiores favorecem a remoção da matéria orgânica (CHERNICHARO, 1997 *apud* MORAVIA, 2010). Segundo HENRY et al., (2000), lixiviados de aterro sanitário com baixa carga orgânica podem ser tratados anaerobiamente via metanogênese ou redução de sulfato. No entanto, a tratabilidade via redução de sulfato não é possível para lixiviados com alta carga orgânica. Em seus estudos, observou-se possibilidade de tratamento via metanogênese para lixiviados de baixa carga orgânica (DQO equivalente a 1.500-3.300 mg.L⁻¹) e neste caso a relação DQO/SO₄²⁻ é importante para estabelecer a predominância de bactérias metanogênicas.

Dentre as principais desvantagens das lagoas anaeróbias encontram-se os odores e o aumento da concentração de íons amônia e sulfatos. No entanto, os problemas de odores podem ser minimizados em lagoas bem concebidas, se a concentração de sulfatos (SO₄²⁻) for inferior a 500 mg.L⁻¹. Além da eficiente remoção no pré-tratamento de

matéria orgânica (DBO₅, sólidos suspensos e DQO), estas lagoas também podem ser eficientes na remoção do *Vibrio cholerae* devido à sua alta concentração de sulfetos. Observa-se que uma pequena quantidade de sulfetos é benéfica, uma vez que estes reagem com os elementos-traços para formar sulfetos metálicos insolúveis (CLARET et al., 2011). A digestão anaeróbia como tratamento para o lixiviado permite a continuação do processo iniciado na própria massa de resíduos, sendo apropriado para efluentes com alta carga orgânica, como são os lixiviados de aterros sanitários novos (POKHREL et al., 2004). Ao contrário do processo aeróbio, a digestão anaeróbia conserva a energia e produz uma quantidade menor de sólidos, porém a reação de degradação da matéria orgânica é mais lenta (BARRUETA et al., (1992) *apud* RENOUE et al., (2008)).

2.4 Legislação Aplicada a Lixiviados de Aterros Sanitários

Segundo a Lei Nº 9605 (1988) do Estado de Santa Catarina e a Lei Estadual nº 14.675 (2009) o lançamento de efluentes direta ou indiretamente nos corpos de água interiores, lagoas, estuários e na beira-mar ocorrerá quando obedecidas às condições previstas nas normas federais. Atualmente a Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011) complementa e altera a Resolução nº 357/2005 e dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. O artigo 16 da resolução 430 determina que as condições para lançamento de efluentes de sistemas de disposição final de resíduos sólidos sejam as seguintes:

1. pH entre 5 a 9;
2. Temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
3. Materiais sedimentáveis até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
4. Regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;
5. Óleos e graxas: óleos minerais até 20 mg.L⁻¹, enquanto óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg.L⁻¹, além da ausência de materiais flutuantes;

6. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C) de no máximo 120 mg.L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com remoção mínima de 60% de DBO₅ ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;

7. Amônia de valores máximos de 20 mg.L⁻¹

8. Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg.L⁻¹

9. Ausência de materiais flutuantes.

No caso de sistemas de tratamento de esgotos sanitários que recebam lixiviados de aterros sanitários, o órgão ambiental competente deverá indicar quais os parâmetros do art.16, inciso II desta Resolução devem ser atendidos e monitorados, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total. Para a determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de DBO_{5,20} para sistemas de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada. Para a variável Fósforo Total estabelece-se os valores de concentração de 4 mg.L⁻¹, sendo que os sistemas de tratamento devem operar com eficiência mínima de 75% na remoção de fósforo, desde que não altere as características dos corpos de água (SANTA CATARINA, 2015).

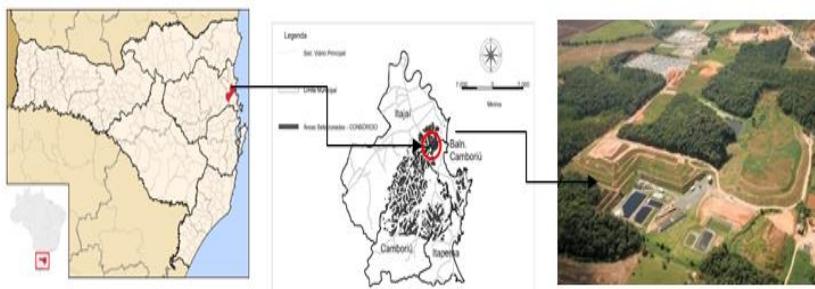
Percebe-se, portanto o desafio de órgãos privados e públicos no gerenciamento dos sistemas de tratamento de lixiviados de seus aterros sanitários, para que alcancem os padrões exigidos pela legislação vigente. O Tribunal de Contas do Estado (TCE) promoveu auditorias em 2007 que avaliaram entre outros, o desempenho operacional do sistema de tratamento de lixiviados (STL) de acordo com o indicador de desempenho IDR (Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos). Entre os problemas encontrados no aterro a auditoria citou a baixa eficiência do sistema de tratamento biológico no aterro e em consequência o lixiviado lançado no corpo receptor não atendia ao padrão legal de lançamento, contrariando a legislação pertinente.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 UNIDADE DE TRATAMENTO: LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS

O aterro de Itajaí está localizado a 77 km de Florianópolis (Figura 6) e recebe resíduos desde o ano de 2006, oriundos de dois municípios com uma população total de 292.000 habitantes, os quais produzem um total médio de 117.000 toneladas/ano. O clima é tipicamente subtropical, no verão as temperaturas podem chegar aos 38°C e no inverno aos 2°C. As massas de ar de maior influência são a polar atlântica (mPa) e a massa tropical atlântica (mTa), com um volume de chuvas de 1.700mm anual (média dos últimos 30anos). O volume de resíduos depositados no aterro aumenta consideravelmente durante os meses de dezembro a março, devido ao período de veraneio. As células finalizadas possuem 390.000 m² e volume de 700.000m³. No início do ano de 2012 a ampliação do aterro contou com nova área de operação que possui 43.000m² de base e capacidade de 290.000m³ de volume de resíduos. O aterro possui 22 hectares de área coberta ao total. O lixiviado das células encerradas e das células em operação é enviado para o mesmo sistema de tratamento de lixiviados (STL).

Figura 6 – Localização da Cidade de Itajaí, em destaque a localização do aterro. Santa Catarina.



Fonte: MEDEIROS (2013).

O afluente bruto do STL era encaminhado das células recentes e antigas do aterro. Conforme demonstra a Figura 7, o sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário compõe-se de duas *lagoas*

interferiram nas análises de dados, especialmente na caracterização do lixiviado bruto.

O sistema de tratamento biológico passou por adequações constantes entre o ano de 2012 e 2013, com implantação do sistema de lodos ativados iniciada a partir de agosto de 2012. Assim, decidiu-se focar o presente estudo no monitoramento nas duas lagoas anaeróbias, já que estas unidades sofreram menores interferências operacionais no período.

3.2 CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

3.2.1 Variabilidade da Carga Orgânica Volumétrica (Vazão)

A vazão foi mensurada pelos operadores, diariamente, em diferentes turnos, nos quatro tanques de recalque existentes, com auxílio de um recipiente de volume conhecido e cronômetro, obtendo a vazão a partir da relação volume/tempo. Outro ponto de medição consistiu numa caixa de passagem, que recebe parte do lixiviado das células encerradas do aterro sanitário por gravidade, e tem a vazão mensurada através da altura da lâmina d'água na tubulação de entrada, utilizando a equação de Manning. Cada vez que o volume registrado ultrapassava o limite da caixa de recalque este era então bombeado para a caixa seguinte até ser enviado à primeira lagoa anaeróbia que recebe o lixiviado bruto. Os cálculos de variação da carga aplicada se deram em função da variação das concentrações no lixiviado. O cálculo de carga orgânica aplicada foi feito para as variáveis DQO, DBO₅ e N-NH₄, NTK. A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada às lagoas LA1 e LA2 foi expressa em kg.DQO/m³.dia, kg.DBO₅/m³.dia ou kg.N-NH₄/m³.dia (equação 4):

$$COV = \frac{C \cdot Q}{V} \quad (4)$$

C: Concentração afluente de DQO, DBO₅ ou N-NH₄ (kg/m³)

Q: Vazão de entrada (m³/dia)

V: Volume da lagoa (m³)

As condições operacionais do período monitorado das lagoas de estabilização anaeróbias, foco do presente estudo, estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8- Características operacionais dos sistemas de lagoas de estabilização (2010-2014).

Parâmetros (Unidades)	Lagoa Anaeróbia 1	Lagoa Anaeróbia 2
Tempo de Retenção Hidráulico (dias)	49	15
Dimensões (metros)	80x40x3,5	50x20x3,5
Área Superficial (m ²)	3200	1000
Volume das lagoas (m ³)	11.200	3.500
Afluente	Lixiviado Bruto	Saída da Lagoa Anaeróbia 1
Vazão média afluente (m ³ /d) entre os anos de 2012-2014	229,8	229,8
Taxa de Aplicação Volumétrica: kgNTK/m ³ .dia	0,023	0,060
Taxa de Aplicação Volumétrica: kgN-NH ₄ /m ³ .dia	0,018	0,052
Taxa de Aplicação Volumétrica: kgDQO/m ³ .dia	0,057	0,215

Fonte: AMBSC (2010-2014) e a autora

3.3 DADOS METEOROLÓGICOS E ASPECTOS QUANTITATIVOS DO LIXIVIADO

Os dados de precipitação, temperatura do ar, evaporação, radiação e umidade relativa foram obtidos junto à EPAGRI/CIRAM (2013). O monitoramento da vazão de lixiviados gerados no aterro sanitário foi obtido junto aos operadores do aterro sanitário em questão, com coleta de dados diária entre janeiro de 2012 e dezembro de 2014.

3.4 PROTOCOLO DE AMOSTRAGEM: VARIÁVEIS MONITORADAS E MÉTODOS ANALITICOS

A caracterização qualitativa do lixiviado bruto foi realizada conforme metodologia descrita na Tabela 9, em conformidade com o *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Tabela 9 –Metodologia e frequência (caracterização do lixiviado nas lagoas anaeróbias do STL).

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODO APLICADO	FREQUÊNCIA
Oxigênio Dissolvido	mg.L ⁻¹	Sonda Multiparâmetros (YSI 6600V2)	Quinzenal (Matutino: 07:00 – 12:00)
Potencial de Óxido Redução (ORP)	mV	Sonda Multiparâmetros (YSI 6600V2)	Quinzenal (Matutino: 07:00 – 12:00)
pH	Adimensional	Sonda Multiparâmetros (YSI 6600V2)	Quinzenal (Matutino: 07:00 – 12:00)
Temperatura da Massa Líquida	°C	Sonda Multiparâmetros (YSI 6600V2)	Quinzenal (Matutino: 07:00 – 12:00)
Condutividade	µS	Sonda Multiparâmetros (YSI 6600V2)	Quinzenal (Matutino: 07:00 – 12:00)
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ .CaCo ³	Método Potenciométrico-Titulação	Quinzenal
Cor	Unidade de Cor	Colorimétrico Espectrofotômetro HACH DR 4000 – (SM 2120C)	Quinzenal
Turbidez	NTU	Nefelométrico Turbidímetro HACH 2100N - (SM 2130B)	Quinzenal
DQOt e DQOs	mg.L ⁻¹	Colorimétrico - Refluxo Fechado Digestor COD – HACH – (SM 5220D)	Quinzenal
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)	mg.L ⁻¹	Manométrico Medidor de Bancada - DBO ₅ – HACH – (SM 5210D)	Quinzenal
Carbono Orgânico Dissolvido	mg.L ⁻¹	Método NPOC – Carb. Org. Não-Purgável TOC - 5000A – Shimadzu – (SM	Quinzenal

(COD)		5310A)	
Nitrogênio Total Kjeldahl- NTK	mg.L ⁻¹	Digestão/Destilação Kjeldahl - Bloco Digestor DK20 e Neutralizador de gases Scrubber, Destilador Semi-automático UDK 132, ambos da VELP Scientifica –(SM 4500 Norg B)	Quinzenal
Nitrogênio Amoniacal (NH₄⁺)	mg.L ⁻¹	Destilação Kjeldahl Destilador Semi-automático UDK 132, VELP Scientifica - (SM 4500 NH3B)	Quinzenal
Anions (Nitrato, Nitritos, Sulfatos, Sulfetos)	mg.L ⁻¹	Método Colorimétrico de Nessler. Reagentes Específicos	Quinzenal
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	SM - 4500C	Quinzenal
Elementos-traços	mg.L ⁻¹	EPA 3010A e 3020 A	Mensal
Testes de Toxicidade	adimensional	Toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i> (Norma ABNT/2010).	Mensal

Fonte: APHA (2005) e a autora

3.5 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA, ANAERÓBIA E DQO INERTE

Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia (realizado para o lixiviado bruto), indicam as potencialidades de tratabilidade de um efluente por processos biológicos aeróbios e/ou anaerobiose facilita a escolha por técnicas de tratamento mais adequadas.

3.5.1 Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia

A biodegradabilidade anaeróbia foi avaliada adaptando-se o teste de *Biochemical Methane Potential* (BMP) proposto por Owen et al. (1979) e adaptado por Soares & Hirata (1999) e foi realizado no período de 11/07/12 a 26/11/12. A amostra utilizada no teste foi coletada no dia 11 de julho de 2012, com DQO (9427 mg.L⁻¹) e SVT (1362 mg.L⁻¹) no lixiviado original. O aparato experimental utilizado no

ensaio foi composto por 8 frascos tipo Kolbe de 250 mL de capacidade, 5 deles preenchidos com amostra (lixiviado + nutrientes + lodo anaeróbio) e 3 brancos (nutrientes + lodo anaeróbio). Os frascos foram completamente vedados e colocados em banho-maria à temperatura controlada de 25°C. Na tampa de cada frasco inseriu-se uma haste de vidro vazada para que ocorra a liberação do gás metano produzido. Por capilaridade o gás arrasta-se através de mangueiras de silicone primeiramente até os frascos de segurança colocados na parte superior do aparato, e depois é forçado a descer e penetrar nos gasômetros (frascos invertidos), que contém uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 3%, ligados a frascos tipo erlenmeyer que recebem a solução que extravasa à medida que o gás é produzido. O aparato utilizado no ensaio está apresentado na Figura 8.

Figura 8- Aparato experimental utilizado no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia, com destaque para os frascos tipo Kolbe.



Fonte: PRIM et. Al. (2014)

3.5.2 Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia

Esta análise foi realizada conforme adaptação proposta por Lange et al. (2012) para o método de Zahn-Wellens (OECD, 1995). Este método consiste na determinação da biodegradabilidade inerente do efluente quando este é exposto a altas concentrações microbianas na presença de oxigênio, além de estar sob condições estabelecidas tais como, meio mineral apropriado para a atividade biológica, faixa de temperatura adequada, entre outras. Assim, a determinação desta biodegradabilidade aeróbia é dada por meio indireto da quantificação do decaimento da DQO e do COD.

3.5.3 Ensaio de DQO Inerte

Para o ensaio de DQO inerte aplicou-se o Método de Germili (GERMILI et al., 1991), que determina a fração inerte de DQO através da diferença entre os valores de depleção de DQO do lixiviado e de uma solução de glicose. Para realização desse ensaio, foram utilizadas as mesmas amostras de lixiviado e inóculo do ensaio de biodegradabilidade aeróbia. Em um reator foi inserido um litro de lixiviado bruto enquanto no outro foi adicionado um litro de solução de glicose com concentração de 4.400 mg.L^{-1} . Cada recipiente recebeu inóculo em quantidade suficiente para atingir uma concentração de 100 mg.L^{-1} do mesmo, e 100 mL de solução de nutrientes. O inóculo utilizado foi coletado no mesmo dia da montagem do experimento, proveniente do lodo de recirculação de reatores de lodos ativados da estação de tratamento de efluentes da região de Florianópolis, ETE Insular/CASAN. O lixiviado foi coletado no dia anterior ao da montagem do reator e apresentou concentração de DQO igual a $4.410 \pm 5047 \text{ mg.L}^{-1}$, na primeira e segunda execução respectivamente.

3.6 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO: FREQUÊNCIADAS COLETAS E PONTOS AMOSTRAIS

Foram realizadas duas campanhas de monitoramento, conforme abaixo:

→ *1ª Campanha- Coleta de Amostras Simples*: ocorreu de março de 2012 a julho de 2013, com frequência quinzenal. Os pontos escolhidos em locais de turbulência foram selecionados de modo a caracterizar a evolução do sistema de tratamento nas duas lagoas anaeróbias. Foram monitorados nove pontos no sentido horizontal do sistema de tratamento e estes estão descritos conforme indica a Tabela 10:

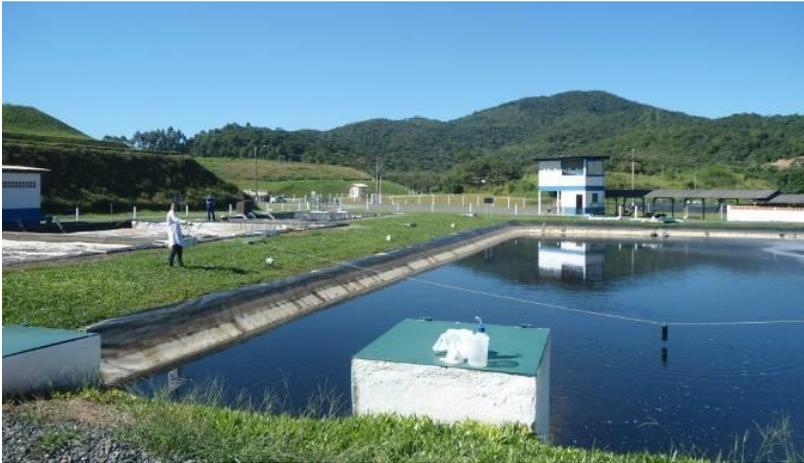
Tabela 10: Simbologia dos pontos de coleta nas duas lagoas anaeróbias do STL

Ponto	Descrição	Lagoa
BRUTO	Caixa de passagem do lixiviado bruto	LA1
ELA1	Entrada da Lagoa Anaeróbia 1 – distante 3,5m do início	LA1
MLA1	Metade da lagoa	LA1
FLA1	Final da Lagoa Anaeróbia 1- distante 3,5m da saída da lagoa	LA1
SLA1	Saída da Lagoa Anaeróbia 1	LA1
ELA2	Entrada da Lagoa Anaeróbia 2 – distante 3,5m do inicio da lagoa	LA2
MLA2	Metade da lagoa	LA2
FLA2	Final da Lagoa Anaeróbia 2	LA2
SLA2	Saída da Lagoa Anaeróbia 2	LA2

Fonte: A autora.

O instrumento de coleta para este período de monitoramento consistiu em uma corda extensa (100m) com um recipiente contendo um peso, de volume igual a 1,5 L, amarrado na metade de sua extensão, que coletava as amostras até 0,7 m de profundidade. O procedimento de coleta foi realizado por duas pessoas posicionadas uma em cada margem lateral da lagoa, que distam 3,5 m da margem de fundo (Figura 9).

Figura 9 - Coletas de amostras simples realizadas nas lagoas anaeróbias.



Fonte: SOUZA JUNIOR (2012)

→ **2ª Campanha - Coletas de Amostras Compostas:** As coletas deste período foram destinadas aos ensaios de biologia molecular. Estas iniciaram a partir de agosto de 2013 e foram concluídas em março de 2014, sendo coletadas somente nas lagoas anaeróbias e com frequência quinzenal. As amostras compostas foram coletadas em diferentes profundidades: 0,7m; 1,5m e 3,5m (por isso, denominadas amostras compostas) e ao longo do perfil vertical das lagoas. Monitoraram-se oito pontos no sentido horizontal e vertical do sistema de tratamento nos seguintes pontos: Caixa de Passagem do Lixiviado Bruto (BRUTO), 3 pontos verticais e horizontais na Lagoa Anaeróbia 1 (Entrada da Lagoa Anaeróbia 1 (ELA1) distante 3,5m do início) ; 3 pontos verticais e horizontais no Meio da Lagoa Anaeróbia 1 (MLA1); 3 pontos verticais e horizontais ao Final da Lagoa Anaeróbia 1 (FLA1). Na segunda Lagoa Anaeróbia coletou-se ainda 3 pontos verticais e horizontais na Lagoa Anaeróbia 2 (Entrada da Lagoa Anaeróbia 2 (ELA2) distante 3,5m do início); 3 pontos verticais e horizontais no Meio da Lagoa Anaeróbia 2 (MLA2); 3 pontos verticais e horizontais no Final da Lagoa Anaeróbia 2 (FLA2) e SLA 2 (Saída da Lagoa Anaeróbia 2: Segunda Caixa de Passagem). Os pontos escolhidos em locais de turbulência foram selecionados de modo a caracterizar a evolução do sistema de tratamento nas duas lagoas anaeróbias.

As amostras foram colhidas a bordo de uma embarcação de alumínio cedida pela Defesa Civil e Polícia Militar Ambiental de Santa Catarina através de uma garrafa de Van Dorn (ALFAKIT, 2013) e com auxílio de uma pessoa com remo (Figura 10). Estas foram misturadas em um balde de 15L formando-se um ponto amostral, que ao total somavam-se três pontos de coleta para cada lagoa anaeróbia (entrada, meio e saída). Todas as amostras foram direcionadas ao Laboratório de Diversidade Microbiana (LDM) do Departamento de Microbiologia e Parasitologia (MIP) da UFSC para centrifugação a 10000 RPM (Centrífuga Nova Técnica NT 820) e armazenamento a temperatura de -4°C.

Figura 10 - Garrafa de Van Dorn e sonda multiparâmetros.



Fonte: A autora.

As principais análises físico-químicas e biológicas foram realizadas no Departamento de Engenharia Sanitária, nas dependências do Laboratório Integrado de Meio Ambiente da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos - LARESO e Departamento de Microbiologia e Parasitologia, nas dependências do Laboratório de Diversidade Microbiana, em conformidade com o *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 2005). O transporte e a conservação das amostras também seguiram recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Ressalta-se que o monitoramento das lagoas anaeróbias esteve sujeito às condições operacionais da empresa que gerencia o sistema de tratamento do aterro sanitário. Em campo utilizou-se a Sonda Multiparâmetros (YSI 6600 V2) para análises de condutividade, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T°C) e pH das amostras.

3.7 ENSAIOS NICTEMERAIS

Este ensaio permitiu avaliar o comportamento das lagoas de estabilização em diferentes estratos de acordo com as variações que ocorrem na massa líquida ao longo de 24 horas. Realizou-se um perfil nictemeral na primavera de 2012 e um perfil nictemeral no inverno de 2013 nas duas lagoas anaeróbias em escala real. O critério utilizado para os ensaios de variabilidade temporal das lagoas anaeróbias (LA_1 e LA_2) baseou-se nas possíveis diferenças de eficiência de tratamento entre o período de estiagem (primavera/verão) e o período de chuvas (outono/inverno) das variáveis físico-químicas. O ponto escolhido foi no meio de cada lagoa anaeróbia, porém a seleção do estrato da lâmina de água entre uma estação e outra diferiu devido às condições das coletas já que em 2012 observou-se em ensaios de batimetria uma grande concentração de lodo de fundo das lagoas (sendo que a altura chegou a somente 3,0 metros de profundidade na estação primavera), que provocou interferências no momento da coleta como o entupimento da mangueira nos coletores. As amostras foram coletadas a bordo da mesma embarcação de alumínio cedida pela Defesa Civil e Polícia Militar Ambiental de Santa Catarina através de uma garrafa de Van Dorn (ALFAKIT, 2013) conforme Figura 10. Foram coletadas amostras a cada 4 horas, com início às 22:00 hrs (PM), seguida de 02:00 hrs (AM); 06:00 hrs (AM); 10:00 hrs (AM); 14:00 hrs (PM); 18:00 hrs (PM); 22:00 hrs (PM). As variáveis monitoradas “in loco” foram: pH, OD, Temperatura da massa líquida, condutividade, Turbidez e em laboratório foram: DQO total, DQO solúvel, NTK, Sólidos Suspensos).

3.8 DETERMINAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO

Para determinação de elementos traços foram analisados os seguintes elementos: Cromo, Níquel, Zinco, Cobre, Cádmio e Chumbo. As análises foram realizadas através da digestão ácida das amostras de lixiviado conforme metodologia 3010A e 3020A da USEPA (2002), sujeitos a modificações de acordo com a complexidade das matrizes. Foram coletadas amostras mensais no Lixiviado Bruto, SLA1 e SLA2, sendo manipuladas em triplicata e após a etapa de digestão ácida, foram conduzidas para análise em Espectrofotômetro de Absorção Atômica 50B- Marca Varian.

3.9 ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA

Os ensaios foram realizados em parceria com o Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Engenharia Sanitária (LABTOX-ENS) e as amostras foram coletadas mensalmente em frascos âmbar nas entradas e saídas das lagoas amaeróbias (Lixiviado Bruto, SLA1, SLA2) de modo a avaliar a eficiência das etapas do tratamento, sendo acondicionadas em caixa de isopor com gelo até a chegada ao laboratório. No momento da coleta realizou-se a identificação dos pontos de amostragem, a data e hora da coleta, a medição do pH e do OD. Para realização de testes agudos com *Daphnia magna*, cita-se a existência das normas: americana, estabelecida pela *International Standard Organization* - ISO 6341 (ISO, 1996) e alemã desenvolvida pelo *Deutsches Institut für Normung* - DIN 38412 (DIN, 1989). No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT normatizou o uso da espécie através da NBR 12.713 (ABNT, 2010).

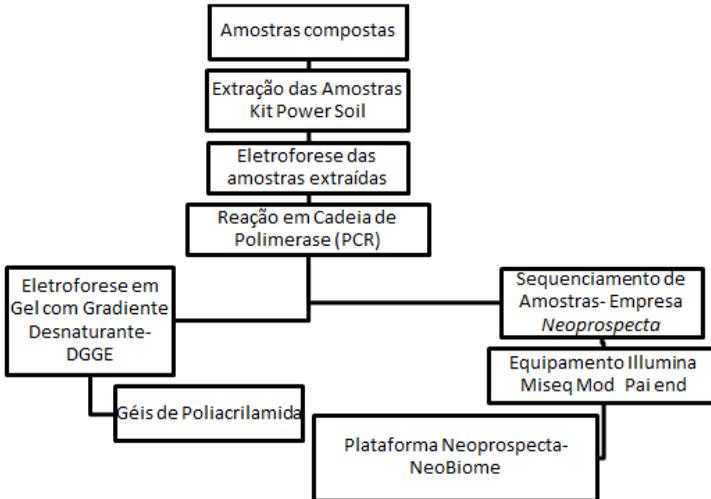
Os testes nos primeiros meses foram realizados em triplicata e após observar-se um padrão nos resultados obtidos decidiu-se por evitar a utilização desnecessária de organismos e nos últimos testes foram realizados em duplicata, com alíquotas de 25 mL. Após 48 horas observa-se o número de indivíduos imóveis por concentração contados a olho, aqueles indivíduos que permaneceram parados por mais de 10 segundos são considerados imóveis. A partir destes dados, calculou-se a porcentagem de imobilidade por concentração. O resultado do teste é expresso em Concentração Efetiva Inicial Mediana – CE (I) 50 48h, que corresponde à concentração da amostra no início do ensaio, que causa efeito agudo a 50% dos organismos expostos em 48 horas, nas condições de teste. O cálculo da CE50 é feito por um programa estatístico *Probit Method* (WEBER, 1993) para dados paramétricos e *Trimmed Sperman-Karber Method* (HAMILTON et. al., 1977) para dados não paramétricos.

3.10 ANÁLISES MOLECULARES– DGGE (ELETROFORESE EM GEL COM GRADIENTES DESNATURANTES)

Para avaliar a população bacteriana presente nas amostras compostas coletadas na segunda campanha, utilizou-se ferramentas moleculares, como PCR (Reação em Cadeia de Polimerase) e DGGE, com o intuito de caracterizar o perfil das comunidades do domínio Bacteria. Todas as atividades de preparo, análise e caracterização foram

desenvolvidas no Laboratório de Diversidade Microbiana, do Departamento de Microbiologia da UFSC (MIP).

Figura 11- Etapas da análise qualitativa das amostras de bactérias do lixiviado.



Fonte: A autora.

3.10.1 Análise Qualitativa das Bactérias Totais nas Amostras de Lixiviado

As 114 amostras coletadas (Bruto-9 amostras, ELA1: 16 amostras; MLA1: 16 amostras; FLA1: 16 amostras; ELA2: 16 amostras; MLA2: 16 amostras; FLA2: 16 amostras; SLA2 : 9 amostras), foram armazenadas a uma temperatura de -4°C até a extração do DNA metagenômico a ser utilizado para a caracterização de populações bacterianas. A extração de DNA das 114 alíquotas de lixiviado foi realizada utilizando-se o kit *PowerSoil DNA Isolation Kit* (MOBIO Laboratories Inc.). A lise celular e a extração de DNA por este kit ocorrem através de reações químicas e efeitos mecânicos. Para verificar a integridade do DNA extraído, alíquotas de $4\ \mu\text{L}$ de cada amostra foram submetidas a uma eletroforese em gel de agarose 0,5 % em tampão TAE-1X (50 mM de tris-HCl pH 8,8; 50 mM de ácido acético glacial; 25 mM de EDTA). Os seguintes reagentes foram utilizados: *loading buffer* 6x (tampão para DNA), corante fluorescente *sybr green*

(Life Technologies) e *ladder* (marcador) de 100 kb. As condições da eletroforese foram: corrente elétrica de 160 mA, potência elétrica de 18 W e tensão elétrica (voltagem) de 80 V. A duração da eletroforese foi de 1 hora. Para visualização do material aplicado no gel foi utilizado um transiluminador com luz ultravioleta, marca MiniBIS Pro (DNR Bio-Imaging Systems). As amostras contendo o DNA metagenômico extraído foram armazenadas em freezer, a -20 °C. A eletroforese em gel de agarose é um método simples e muito eficiente que permite separar, identificar e purificar fragmentos de DNA.

3.10.2 Reação em Cadeia de Polimerase (PCR) e DGGE (Eletroforese em Gel com Gradientes Desnaturantes)

A etapa de eletroforese em gel com gradiente desnaturante iniciou-se com o preparo das soluções: gel a 8 % (m/v) de acrilamida: bisacrilamida (37,5:1, m:m), gradiente desnaturante linear de 15-55 % de formamida e uréia, reagentes de polimerização - 100 µL de PA 0,1 g.mL⁻¹ (persulfato de amônio) e 10 µL de Temed (N,N,N',N'-tetrametiletilenodiamina), e tampão de corrida TAE-0,5X (ØVREÅS et al., 1997). Após a polimerização do gel, fez-se uma pré-corrída, a 200 V, até atingir a temperatura de 63 °C. A seqüência de *primers* utilizados na amplificação das amostras foram PRBA 338f (bases 338-357) e PRUN 518r (518-534), específicos para o domínio Bacteria, conforme ØVREÅS et al.,(1997). A escolha destes *primers* baseou-se na leitura de estudos similares, nos quais verificou-se que a maior parte dos organismos presentes em lagoas de estabilização são representantes deste domínio (WHITELEY et al., 2012)

Alíquotas entre 5 e 20 µL dos produtos da PCR (*amplicons*) e *loading buffer* III foram aplicados nos géis, que foram submetidos à eletroforese a 200 V e 60 °C constantes, durante quatro horas, no “Dcode™ Universal Mutation Detection System” (Bio-Rad Laboratories). Ao término da eletroforese, os géis foram corados com *sybr green* e a aquisição (visualização e fotografia) das imagens foi feita utilizando-se um fotodocumentador, modelo Gel Logic 200 Imaging System. Para a análise dos perfis dos *amplicons* utilizou-se o programa “Gel Compar II”.

3.10.3 Sequenciamento das Amostras

Para identificação dos grupos microbianos presentes nas amostras ao menor nível taxonômico possível, as análises de sequenciamento foram realizadas pela empresa *Neoprosecta Microbiome* com a amplificação da região V3-V4 do RNA16S (entre as posições 341-806nt). Após a amplificação do marcador, foram incorporados os adaptadores com os index, compatíveis com a tecnologia de sequenciamento *Illumina Truseq* e realizado o sequenciamento utilizando o kit *Truseq V2* 300 ciclos, com uma corrida *single-end* de 300 nucleotídeos. A identificação taxonômica foi realizada usando *cutoff* de 99% de identidade contra o banco de dados de referência acurado da *Neoprosecta Microbiome*.

A representação gráfica dos resultados foi apresentada através do Neobiome, plataforma de *software* desenvolvida pela referida empresa. As datas das amostras foram selecionadas de modo a verificar as comunidades microbianas presentes em diferentes pontos das lagoas anaeróbias e de acordo com a mudança das estações do ano ao longo do monitoramento das amostras compostas. As datas selecionadas foram: 09/09/2013 (Inverno), 27/12/2013 (Verão) e 10/03/2014 (outono). Os *primers* utilizados pela plataforma da empresa para procariotos foram PRK 314F e PRK 806R, que por sua característica de universalidade, permitiram identificar organismos tanto do domínio Bacteria quanto do domínio Archae.

3.10.4 Análises Estatísticas

Os dados obtidos foram tratados estatisticamente pela análise de variância (ANOVA) utilizando os pontos monitorados a fim de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre os pontos amostrais. 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 da entrada e saída do tratamento biológico. Havendo diferenças significativas entre os tratamentos 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. Neste estudo, o teste de *Tukey* foi aplicado para avaliar a existência de diferenças significativas entre a concentração média de entrada do lixiviado bruto e saída do sistema (SLA₂), avaliando se houve tratamento eficiente.

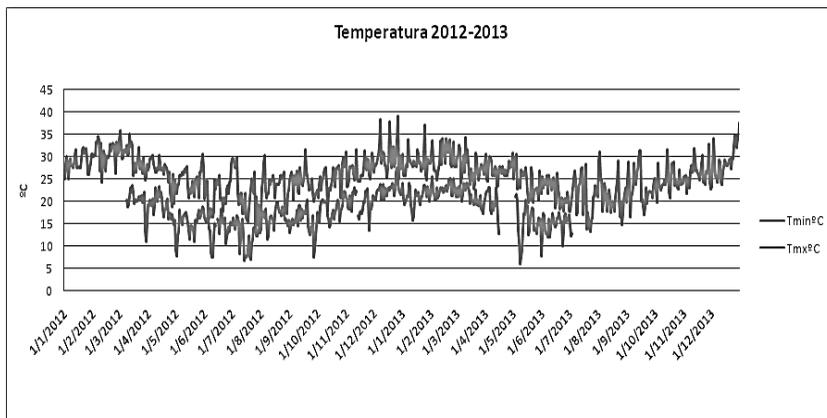
Para análises estatísticas aplicadas aos ensaios moleculares utilizaram-se análises multivariadas e análise de similaridade que verificam índices de distância entre as amostras. Os perfis de *amplicons* foram analisados, utilizando-se o programa *Gel Compar*, que gera uma matriz binária, de ausência e presença de bandas no gel. A fim de verificar a dissimilaridade das amostras e a matriz binária pelo método de concordância simples, com algoritmo de Ward/ Jaccard e distância euclidiana como unidade de medida, utilizou-se o programa *Canoco 4.5 for Windows*. Esta análise foi efetuada a fim de avaliar a projeção das distâncias entre as amostras em um plano bidimensional e, assim, verificar as respectivas similaridades (ou dissimilaridades) entre as mesmas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS DAS UNIDADES DE TRATAMENTO

A obtenção de informações sobre as condições meteorológicas da localidade onde se situa o aterro é fundamental para avaliar as variáveis que influenciam a vazão afluente ao sistema. Os locais de instalação dos aterros que apresentam grande variabilidade meteorológica representam um desafio para o tratamento de lixiviado. No que se refere às temperaturas, na estação de verão as mesmas atingiram 39°C em dezembro de 2012 e no inverno deste mesmo ano a mínima foi de 6°C. As massas de ar que influenciam a região são a polar atlântica (mPa) e a massa tropical atlântica (mTa) o que caracteriza uma estação fria. Na Figura 12 apresenta-se o comportamento que ocorreu entre os meses de 2012 e 2013.

Figura 12 - Temperatura máxima e mínima durante o período de monitoramento.



Fonte: Epagri -Ciram (2014) e a autora

Os dados de alguns períodos do ano não foram repassados devido a problemas de mensuração em campo, mas com as informações obtidas observou-se pouca variação das temperaturas ao longo do ano de monitoramento, sendo o ano de 2012 considerado mais quente que o ano de 2013. As temperaturas médias variaram de 25 a 30°C nos meses de

novembro a fevereiro de 2013. Na Figura 13 ilustram-se os valores de pluviosidade média nos anos de 2012 e 2013 na estação meteorológica do município. Observa-se que entre os meses de agosto de 2012 a janeiro de 2013 registraram-se os menores valores de precipitação pluviométrica, com valores médios mensais que não ultrapassaram 117 ± 9 mm no mês de janeiro de 2013 e valores mínimos, os quais alcançaram 53 ± 5 mm no mês de agosto de 2012.

Figura 13 – Precipitação média durante o monitoramento das coletas simples de lixiviado



Fonte: Epagri -Ciram (2014) e a autora

A complexa interação entre solo, atmosfera e resíduos num aterro sanitário pode afetar a eficiência dos sistemas de cobertura utilizada pelas empresas gestoras. Aparentemente para o presente estudo o aterramento diário dos resíduos e as características geotécnicas dos materiais utilizados tiveram influência na geração de lixiviado, onde se encontra o aterro. Sabe-se que quanto maior a capacidade de armazenamento do solo e suas propriedades evapotranspirativas, menor o potencial de percolação através do sistema de cobertura. Segundo CATAPETRA (2009), a evolução temporal dos parâmetros físico-químicos dos lixiviados é influenciada pelo regime de chuvas, o que influencia em cargas efluentes mais elevadas nos períodos de maiores precipitações. BASTIANI (2011), em seu trabalho ao avaliar o balanço hídrico de um aterro sanitário observou que este sofreu influência direta da cobertura final, a qual permitiu a infiltração das águas de chuva e que, por conseguinte influenciou as vazões de líquidos lixiviados e as concentrações e cargas efluentes dos parâmetros físico-químicos e avaliou ainda que outros fatores como umidade do ar, radiação solar e evapotranspiração, são condições que devem ser monitoradas

continuamente para que se evitem períodos críticos nos sistemas de tratamentos de lixiviados de aterros sanitários.

Outra variável avaliada durante o período de monitoramento foi a evaporação pelo método Piché que realiza medidas diárias do poder do ar evaporante à sombra (mm), medição realizada a partir de uma superfície porosa, mantida permanentemente umedecida por água, dados obtidos pela Estação Meteorológica da Epagri, em três períodos do dia e mensurada neste trabalho através da soma mensal. A Figura 14 ilustra o comportamento da evaporação durante o período de monitoramento, com valores máximos nos mês de janeiro de 2013 (30mm) e mínimos no mês de agosto de 2012 (10 mm). Porém, a soma anual não revelou diferenças entre o ano de 2012 (230mm) e 2013 (223mm).

Figura 14- Evaporação média durante o período de monitoramento.



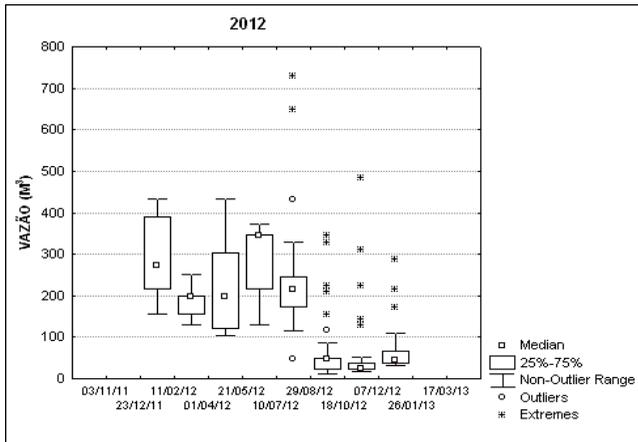
Fonte: Epagri -Ciram (2014) e a autora

4.2 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DO LIXIVIADO

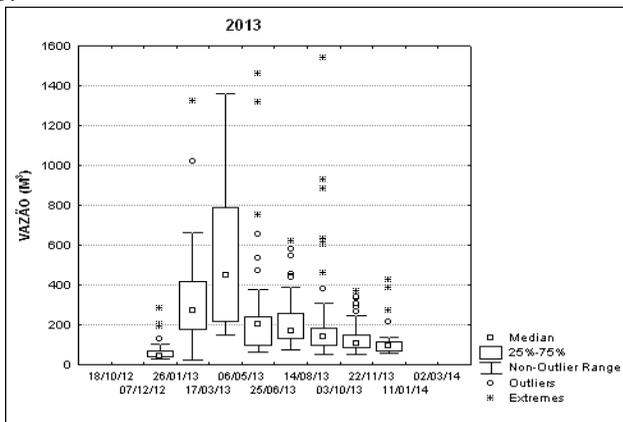
Os dados de vazão foram obtidos junto à empresa que gerencia o aterro sanitário e demonstram diferenças entre o ano de 2012 e 2013 (Figura 15). Neste período o aterro municipal passou por diferentes reformas para adequar o envio de lixiviado da nova área em operação e equalizar o volume afluente ao sistema de tratamento biológico.

Figura 15 - Vazão (m^3/d) de lixiviado afluyente à Lagoa Anaeróbia 1 em 2012 (A) e 2013 (B).

A.



B.

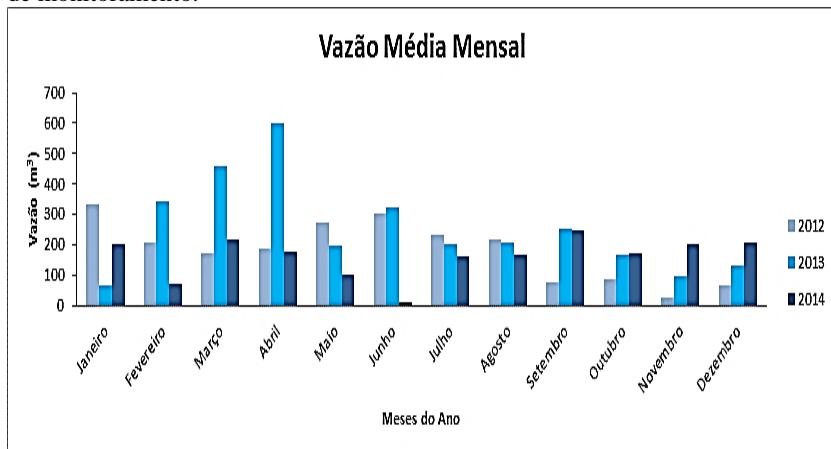


Fonte: Fonte: AMBSC (2012-2013) e a autora

Os dados demonstraram grande variabilidade no ano de 2012, sendo encontrada uma vazão média de $181m^3 \pm 126$ e valores máximos de $730 m^3$ em agosto e mínimos de $11 m^3$ em setembro. Encontraram-se comportamentos distintos nos dados de vazão sendo observado que a partir de agosto de 2012 os valores apresentaram-se menores daqueles encontrados de janeiro a julho de 2012. No ano de 2013 o valor da vazão média foi de $252m^3 \pm 261$, com valores máximos de $1538m^3$ e mínimos de $21 m^3$ e neste mesmo ano a variabilidade dos dados foi

aparentemente influenciada pelo aumento da pluviosidade (chuvas), nos meses de fevereiro, março e abril de 2013. Na Figura 16 observam-se as diferenças mensais entre os anos de 2012, 2013 e 2014 da vazão média do lixiviado bruto afluente ao sistema biológico.

Figura 16- Vazão (m^3/d) média mensal do lixiviado bruto ao longo do período de monitoramento.



Fonte: AMBSC (2012-2014) e a autora

Observou-se durante o monitoramento que as menores vazões aconteceram entre novembro e dezembro de 2012, quando uma estiagem atípica para essa época do ano aparentemente foi determinante para que a geração de lixiviados apresentasse $20 \text{ m}^3/\text{d}$, o que diferiu dos quase $400 \text{ m}^3/\text{d}$ gerados na primeira quinzena de janeiro de 2012. De acordo com dados da Epagri/Ciram (2012), a precipitação em novembro de 2010 foi de 122 mm, já em 2011 foi de 86 mm, dados que evidenciaram a estiagem ocorrida em 2012, com precipitação de 56 mm. O desvio padrão foi significativo em relação à média, sendo reflexo das altas oscilações de vazão ocorrida, principalmente de agosto a outubro. Para aplicação do teste estatístico, as relações obtidas entre a vazão e as variáveis físico-químicas se basearam nas informações de CONSEMA (2006) *apud* BIDONE (2007) onde se estabelece que: 1) Vazão menor ou igual a $25 \text{ m}^3/\text{dia}$ são consideradas muito baixas; 2) Vazão maior ou igual a $25 \text{ m}^3/\text{dia}$ são consideradas baixas; 3) Vazão entre 100 e $500 \text{ m}^3/\text{dia}$: vazões altas e 4) Vazão maior que 600 m^3 os valores são considerados altos. Já as correlações estatísticas se basearam nas

observações estabelecidas por MARA & PEARSON (1997) em lagoas anaeróbias: os autores verificaram que em temperaturas menores que 10 °C e carga volumétrica de 100g/dia (DBO), a porcentagem de remoção foi de 40%. Já em temperaturas elevadas (acima de 25°C) e carga orgânica de 350g.m³/dia a eficiência de remoção de DBO pode alcançar 70%.

Segundo dados de ISWA (*International Solid Waste Association*, 2013) em suas Diretrizes para projeto e operação de aterros de resíduos sólidos municipais em climas tropicais, devido à grande quantidade de chuvas grandes quantidades de lixiviado de aterros sanitários em climas tropicais são esperados. A taxa anual de geração de lixiviados de mais de 1.000L/m² são frequentemente observados em países de clima tropical.

Sabe-se que em temperaturas inferiores a 15°C, as lagoas de estabilização anaeróbias atuam como tanques de estocagem de lodos e por isso apresentam maior eficiência no verão em virtude do aumento da atividade bacteriana em elevadas temperaturas. Baseado nestas informações estabeleceu-se para o presente estudo e posterior análises estatísticas as seguintes condições: 1) em temperatura menor ou igual a 17°C: consideram-se baixas temperaturas; 2) temperaturas entre 17 e 25°C: temperaturas médias e 3) Temperaturas maiores que 25°C: temperaturas altas (TRUPPEL, 2002). Na Tabela 11 encontram-se os resultados obtidos para estas análises.

Tabela 11- Correlação de *Spearman* entre vazão e sua influência nas variáveis físico-químicas.

Variáveis	Correlações de coeficiente	Sig. (2 extremidades)	N amostral
pH	-0,127	0,047	244
Temperatura (°C)	-0,591**	0,000	165
OD (mg.L ⁻¹)	-0,551**	0,000	150
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	-0,045	0,479	251
Turbidez (NTU)	0,109	0,134	191
Cor (Pt-Co)	-0,381**	0,000	220
Condutividade (µS)	-0,214**	0,003	194
DBO (mg.L ⁻¹)	0,279**	0,002	120
COT (mg.L ⁻¹)	0,452**	0,000	237
DQOt (mg.L ⁻¹)	0,128**	0,041	256
DQOs (mg.L ⁻¹)	0,176**	0,005	256
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,113	0,071	255
NTK (mg.L ⁻¹)	0,039	0,533	256
Nitrato (mg.L ⁻¹)	-0,308**	0,000	256

** : correlação significativa a nível de 0,01 (2 extremidades). Valores negativos representam correlação negativa entre uma variável e outra. Fonte: A autora.

Segundo teste de Correlação de *Spearman* houve uma correlação negativa entre os valores de vazão e as variáveis: temperatura, oxigênio dissolvido, cor, condutividade e nitrato, ou seja, com a diminuição da vazão (m³/dia), ocorre acréscimo destas variáveis. Observou-se ainda uma correlação positiva entre DBO, COT e DQO_{dissolvida}, isto é, quanto maior a vazão maior a concentração destes parâmetros durante o período de monitoramento (Março de 2012 a Julho de 2013).

No presente estudo não foi possível observar correlação entre vazão e dados de nitrogênio amoniacal e Nitrogênio Total Kjeldahl. Ao contrário no trabalho de NAKAMURA (2012) observou-se que em períodos de estiagem (baixas vazões) o lixiviado apresentou maiores concentrações do conteúdo de nitrogênio amoniacal e em épocas de chuvas ocorreu aumento da concentração de nitrogênio orgânico.

4.3 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DO LIXIVIADO BRUTO

4.3.1 Variáveis Físico - Químicas

Os valores encontrados na caracterização do lixiviado bruto estão dentro dos limites publicados por Souto e Povinelli (2009) para aterros sanitários na fase metanogênica. A razão de biodegradabilidade (DBO/DQO) média encontrada foi de **0,38**, podendo ser considerado assim um lixiviado passível de tratamento por processos biológicos e característicos de aterros jovens. As concentrações apresentadas no lixiviado bruto para elementos traços são em média menores aos apresentados na literatura, como mostra a Tabela 12.

Como já relatado, o lixiviado bruto do presente estudo apresentou características de lixiviado na fase metanogênica, com a provável influência de dois fatores: a realização de mistura do lixiviado considerado “jovem” (células em operação) ao lixiviado “velho” (células encerradas) e de variações de vazão do lixiviado no sistema. Os valores de OD, das amostras coletadas no lixiviado bruto apresentaram valores médios de $0,31 \text{ mg.L}^{-1}$ valores típicos de águas poluídas. Durante a coleta de amostras do monitoramento da campanha simples registrou-se interferências operacionais que atrapalharam a caracterização do lixiviado bruto.

Tabela 12- Dados da caracterização do lixiviado bruto (monitoramento realizado de março de 2012 a julho de 2013) comparados aos dados publicados por outros autores.

VARIÁVEIS	N Amostral	Média	Mín.	Máx.	Mín. (Souto e Povinelli, 2007/2009).	Máx. (Souto e Povinelli, 2007/2009).
OD (mg.L ⁻¹)	18	0,31	0,13	0,69	-	-
pH	9	8,02	7,81	8,29	5,90	9,20
Turbidez (NTU)	15	81	45	129	0,02	620
Cor (UC)	18	2560	1040	4448	-	-
Condutividade (mS/cm)	17	16,05	1,11	28,20	0,10	45
Alcalinidade(mg CaCO ₃ /L)	18	6668	960	10400	125	20200
DQOt (mg.L ⁻¹)	18	3747	1813	5616	20	35000
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	10	1422	840	2220	3,00	17200
Carbono Orgânico Dissolvido (mg.L ⁻¹)	17	1226	552	2594	-	-
Sulfato (mg.L ⁻¹)	18	419	107	645	-	-
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	18	0,99	0,08	7,00	-	-
Nitrito(mg.L ⁻¹)	18	3,92	0,98	8,04	-	70
Nitrato (mg.L ⁻¹)	18	122	16	424	-	270
N-Amomiacal (mg.L ⁻¹)		1339	189	2335	0,03	3000
NTK (mg.L ⁻¹)		1681	896	2898	0,60	5000
Fósforo(mg.L ⁻¹)		32	7	74	-	-
S. Totais(mg.L ⁻¹)		9926	7532	12094	200	29000
S.T. Fixos (mg.L ⁻¹)		6791	1247	9203	100	17000
S. T. Voláteis (mg.L ⁻¹)		2316	391	4906	75	20000
SST (mg.L ⁻¹)		262	47	630	7,0	12400
SSF (mg.L ⁻¹)		90	8	226	-	-
SSV (mg.L ⁻¹)		193	27	513	-	-
Cr-Cromo (mg.L ⁻¹)		0,34	0,07	0,78	0,003	0,8
Cu-Cobre (mg.L ⁻¹)		0,12	0,01	0,35	0,005	0,15
Pb- Chumbo (mg.L ⁻¹)		0,09	0,04	0,14	0,01	2,8
Ni-Níquel (mg.L ⁻¹)		0,23	0,004	0,69	0,03	1,1
Cd- Cádmio (mg.L ⁻¹)		0,13	0,002	0,48	0,0	0,065
Zn- Zinco (mg.L ⁻¹)		0,17	0,01	0,48	0,01	1,5

Fonte: Souto e Povinelli (2007) e a autora.

Em alguns dias de coleta observou-se que ocorria recirculação do lixiviado proveniente das lagoas pulmão (lagoas que operam em paralelo ao sistema de tratamento e que servem para recircular o excesso de lixiviado proveniente das lagoas). Após grandes períodos de intensa pluviosidade, para regularizar a vazão do lixiviado afluyente ao sistema

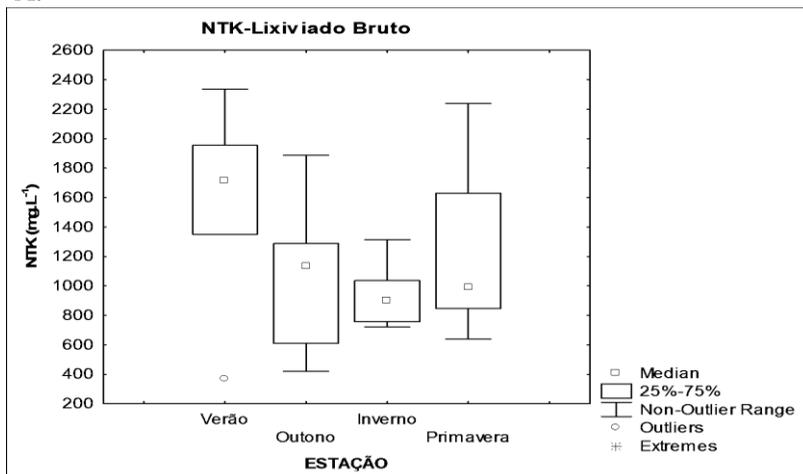
de tratamento, os operadores bombeavam o lixiviado armazenado para a Lagoa Anaeróbia 1. Quando isto ocorreu o lixiviado bruto apresentou características pouco comuns a um lixiviado bruto e por isso alguns dados foram desconsiderados.

4.3.2 Nitrogênio

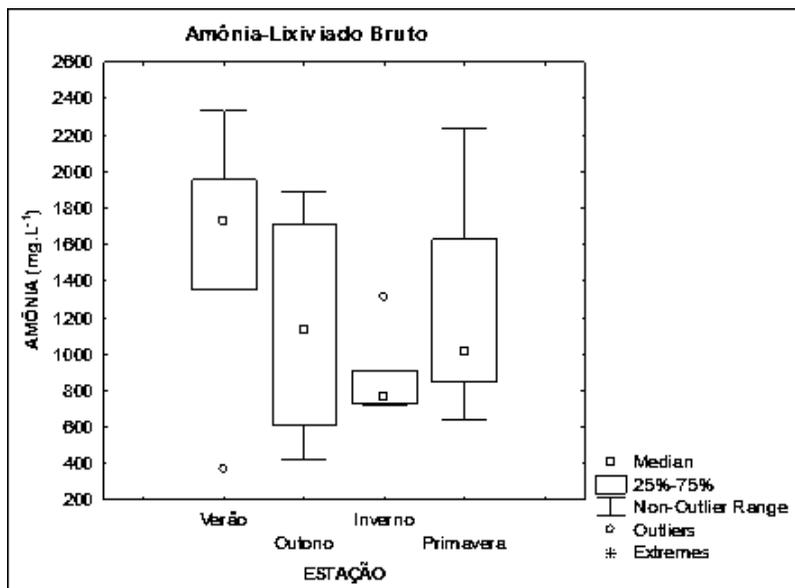
Os valores máximos encontrados ao longo do monitoramento para NTK e Amônia foram de 2898 mg.L^{-1} e 2335 mg.L^{-1} e pH entre 7,5 e 8,5, respectivamente o que corrobora com resultados alcançados por Souto (2009) que encontrou valores máximos até 3000 mg.L^{-1} para lixiviados característicos de fase metanogênica. Nesta fase a população de microrganismos aumenta em paralelo ao consumo dos produtos da acidogênese, ocorrendo assim o consumo de ácidos voláteis, a diminuição da carga orgânica e o aumento do pH (consequência direta do aumento da produção de nitrogênio amoniacal pelos microrganismos acidogênicos) (SILVA, 2009). Observou-se ainda que dentre as variáveis analisadas o NTK e o Nitrogênio Amoniacal apresentaram diferenças significativas entre as estações do ano durante o monitoramento, como pode se observar na Figura 17.

Figura 17–NTK (A) e N-Amoniacal (B) em função das diferentes estações do ano para o lixiviado bruto.

A.



B.



Fonte: A autora.

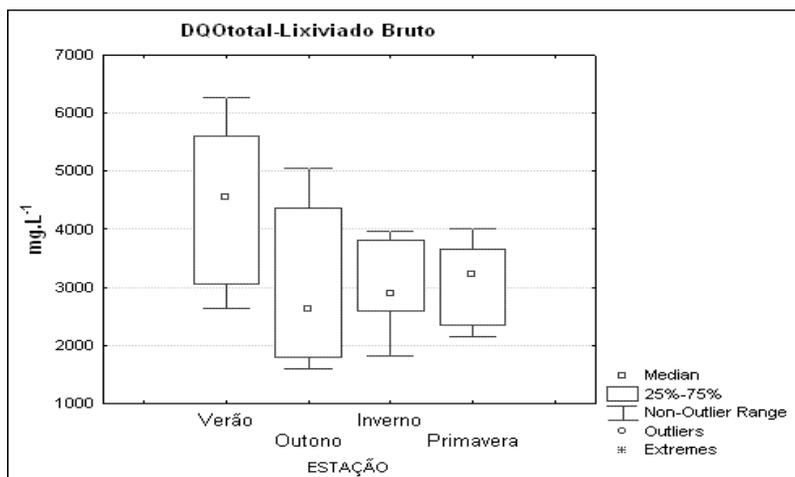
Os dados demonstram que nos meses de verão as concentrações de NTK e amônia foram maiores se comparadas aos meses de inverno. É possível que tenha ocorrido influência da estiagem, muito comum na região nos meses mais quentes do ano, aliada ao aumento da quantidade de resíduos sólidos depositados durante os meses de verão. Nos meses de primavera e outono os valores foram semelhantes tanto para NTK quanto para Amônia.

4.3.3 DQOt e COD

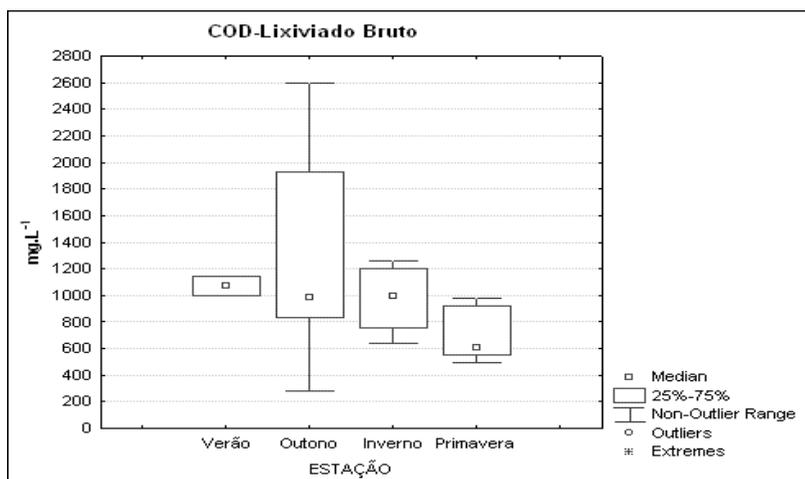
A DQO_{total} e o COD (ilustrados na Figura 18) apresentaram menores faixas de concentração nos meses de outono e primavera (média de 3100 mg.L^{-1} de DQO_{total} e 1022 mg.L^{-1} de COD). As análises estatísticas demonstram grande variabilidade de dados do método de DQO_{total} se comparado à metodologia de COD. Conforme Moravia (2010) o método de COT não sofre interferência de outros átomos ligados à estrutura orgânica como nitrogênio e hidrogênio e espécies inorgânicas como sulfetos e cloretos, o que acarreta maior confiabilidade do método. BAIG et al. (1999) avalia que relação DQO/COT do lixiviado pode ser considerado estável quando apresentar valores aproximados a 2,5. A relação DQO/COD encontrada para o presente estudo foi em média de $4,21 \pm 1,3$.

Figura 18 - DQO total e COD em função das estações do ano para o lixiviado bruto.

A.



B.

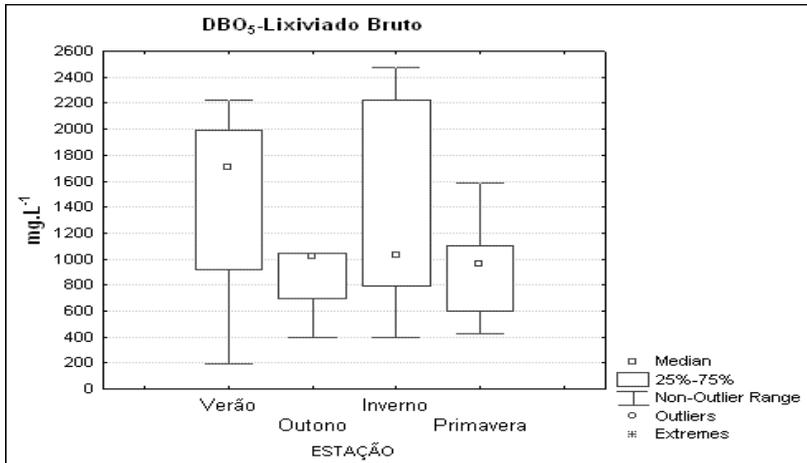


Fonte: A autora

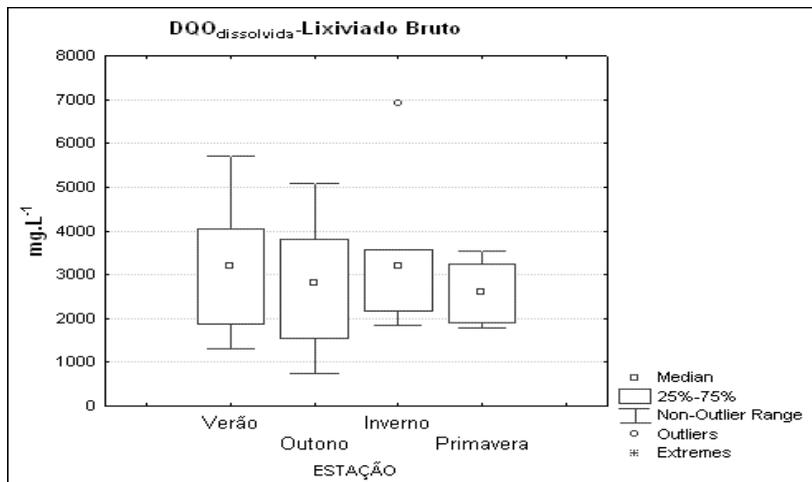
Também comumente empregadas para avaliar o teor de matéria orgânica as metodologias de DBO_5 e a $DQO_{dissolvida}$ resultaram em comportamentos distintos no que diz respeito à variabilidade dos dados (Figura 19), sendo distribuídos de maneira mais uniforme para a variável $DQO_{dissolvida}$. Os valores máximos encontrados foram: $2.220 \text{ mg.L}^{-1} \pm 879$ no verão para (DBO_5) e $6921 \text{ mg.L}^{-1} \pm 1439$ no inverno para ($DQO_{dissolvida}$), e para a variável $DQO_{dissolvida}$ em média não houve diferenças significativas encontradas nas estações do ano, ao contrário da DBO_5 que manteve um comportamento semelhante às variáveis DQO_t , NTK e $Amônia$.

Figura 19 - DBO_5 e DQO dissolvida em função das estações do ano para o Lixiviado Bruto

A.



B.



Fonte: A autora.

No trabalho de SUZUKI et al. (2013) o lixiviado bruto coletado no aterro controlado de resíduos sólidos domiciliares da cidade de Londrina – PR, apresentou características de lixiviado estabilizado com pH alto de 8,9, valores de 1344 mg.L⁻¹ de DQO, NTK 304 mg.L⁻¹, Nitrito 21 mg.L⁻¹, e Nitro de 105 mg.L⁻¹. CARISSIMI et al. (2012) ao avaliar o tratamento de lixiviado bruto por processos oxidativos encontrou valores de DQO_{total} de 5100 mg.L⁻¹ e DBO de 975 mg.L⁻¹ para um aterro com vazão de 10 m³/dia. e concluíram que o lixiviado possuía valores característicos de aterros estabilizados. FELICI et al. (2013) em seus estudos para avaliar o tratamento de lixiviado bruto por métodos químicos utilizou um lixiviado de um aterro sanitário em operação a 30 anos, que apresentou baixa biodegradabilidade de 0,05 e valores de DQO_{total} de 2973 mg.O₂.L e DBO de 159 mg.O₂.L, pH alto 8,45 e alcalinidade de 6097 mgCaCO₃.L⁻¹. Já PERTILE (2013) observou em estudos para avaliação do tratamento de lixiviado bruto por membranas uma relação de DBO/DQO de 0,5, com DQO_{total} de 3175 mg.L⁻¹, DBO₅ de 1418 mg.L⁻¹, NTK de 821 mg.L⁻¹ e NH₄⁺ de 737 mg.L⁻¹ dados característicos de aterros jovens, com quantidade de compostos biodegradáveis maiores que apresentam distribuição de massa molar elevada (ZHAO et al., 2012).

4.3.4 Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia e Aeróbia

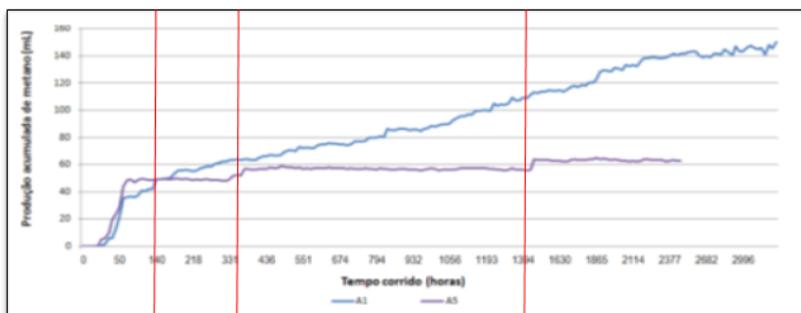
A caracterização baseada em parâmetros coletivos não específicos, tais como DQO inerte e biodegradabilidade anaeróbia, fornece informações para a compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento e possibilita o aperfeiçoamento das tecnologias a fim de evitar futuros problemas relacionado às baixas eficiências e custos elevados de manutenção e operação (MORAVIA, 2010; LANGE e AMARAL, 2009). A biodegradabilidade indica o percentual de compostos susceptíveis à decomposição pela ação dos microrganismos, podendo ser classificados em relação à facilidade de degradação em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. A biodegradabilidade anaeróbia corresponde à fração máxima de matéria orgânica que será eliminada, por digestão anaeróbia (AMARAL, 2008).

Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo de moléculas mais simples, utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis geralmente apresentam-se na forma particulada. Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos microrganismos, mas simplesmente são resistentes ao ataque metabólico (MORAVIA, 2010). A tendência com o passar do tempo de aterramento dos resíduos é a diminuição da carga poluente e aumento do pH, enquanto a biodegradabilidade diminui, já que os compostos facilmente biodegradáveis tendem a ser consumidos num primeiro momento.

A produção acumulada de metano (mL), nos dois reatores que se mantiveram em operação até o final do experimento está ilustrada na Figura 20, conforme SOARES & HIRATA. O reator A2 apresentou problemas de funcionamento logo nas primeiras horas, e teve que ser descartado. Posteriormente, descartaram-se os resultados dos reatores A3 e A4 que apresentaram comportamento anômalo se comparado aos resultados obtidos nos demais reatores, o que foi atribuído a possíveis problemas técnicos associados à parte mecânica do experimento, que pode ter permitido a entrada de ar nos gasômetros, e interferiu nos resultados. Por fim, foram considerados apenas os dados obtidos nos reatores A1 e A5 para o cálculo da biodegradabilidade do lixiviado analisado.

A massa de DQO incubada nos reatores, com dedução de 10%, conforme sugestão de AMARAL et al. (2008), foi de 599 mg, que equivaleria a 237 mL gás metano. A produção acumulada de metano foi de 78% para A1, após 3.278 horas (136 dias) e 33% para A5 e a DQO_{total} ao final do experimento foi de 3487 mg.L^{-1} para o reator A1 e 3783 mg.L^{-1} par ao reator A5. Observa-se que a produção de metano em A5 apresentou um pico até a 50ª hora, e depois a produção praticamente cessou, e apresentou um pico após 14 dias, mantendo-se estável até o 55º dia. Comportamento distinto apresentou o Reator A1 que apresentou produção de metano crescente até o final do experimento. A produção acumulada de metano nos dois reatores que se mantiveram em operação está ilustrada na Figura 20:

Figura 20 - Produção acumulada de metano no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia nos reatores A1 (linha azul) e A5 (linha rocha).



Fonte: A autora

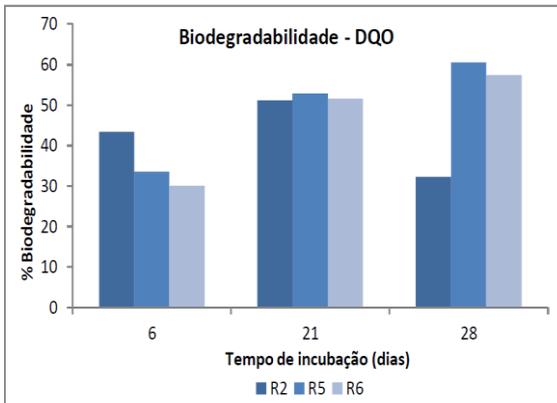
Os resultados obtidos pela análise da relação COD/DQO indicaram uma biodegradabilidade moderada, o que sugere que o lixiviado não se encontrava em um estado muito avançado de estabilização à época do monitoramento. VIANA (2011) em ensaio de biodegradabilidade anaeróbia do lixiviado após *stripping* de amônia observou que em temperaturas de 35°C houve redução na DQO e maior produção de biogás e que elevadas concentrações de amônia encontradas em seu estudo ($844\text{-}1232 \text{ mg.N-NH}_3\text{.L}^{-1}$) foram inibitórias para a biodegradação anaeróbia. Estudo semelhante realizado por AMARAL et al. (2008) alcançou um valor de 88% de produção de metano para 30 dias de incubação e ressaltou que este valor pode ter sido superestimado, pois um tempo de incubação superior conduz à

produção adicional de metano. A afirmação da autora parece corroborar com os resultados alcançados neste experimento, tendo em vista a produção de metano de um dos reatores.

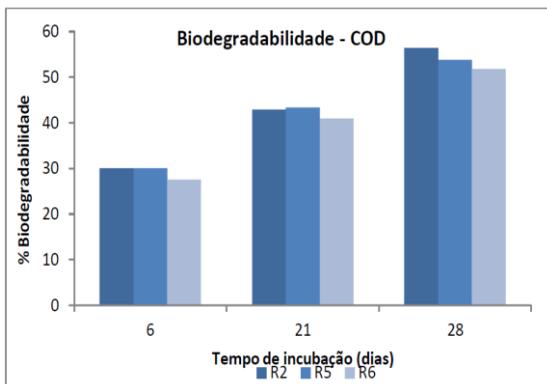
No que se refere ao ensaio de biodegradabilidade aeróbia, a Figura 21 mostra a comparação entre os resultados obtidos para DQO e COD nos 3 reatores nos 6º, 21º e 28º dias de incubação. Na Figura 21A para a variável DQO o reator R2 foi o que apresentou maior biodegradação ao início do experimento, no entanto após o 21º dia, seus valores sofreram um decréscimo. O reator R5 foi o que apresentou maior biodegradação.

Figura 21 - Biodegradabilidade Aeróbia do lixiviado bruto para DQO (A) e COD (B).

A.



B.



Fonte: PRIM et al (2014)

A Figura 21B apresenta a comparação entre os resultados obtidos para a COD nos 3 reatores após 6, 21 e 28 dias de incubação. Os resultados foram semelhantes ao da DQO, onde se observou que a porcentagem de degradação alcançou quase a metade do seu valor final após 6 dias de ensaio. Após esse período a degradação tornou-se mais lenta e alcançou seu máximo no 28º dia de análise. Ao contrário do que foi verificado anteriormente, o reator R2 foi o que obteve a maior degradação ao final do experimento, com 56%.

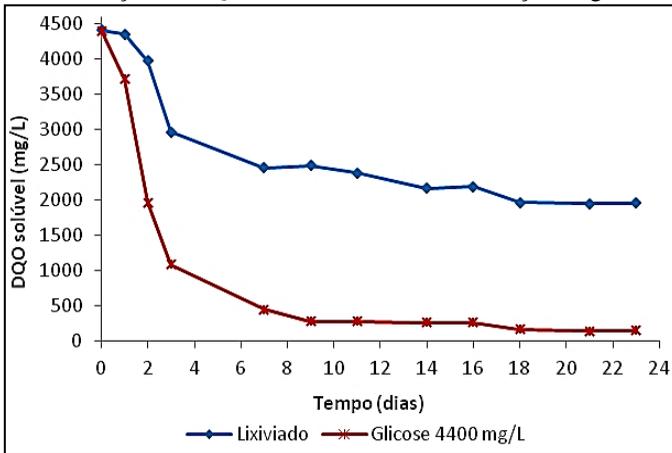
O comportamento do pH nos 3 reatores foi semelhante. Após a preparação dos reatores o pH ficou acima de 8,5, valor ajustado com H₂SO₄ (2N) para a faixa de tolerância. Após quinze dias de monitoramento percebeu-se a tendência de seu decaimento, chegando a valores próximos de 6,0 nos últimos dias de análise. Tal comportamento em relação ao pH também foi observado por Soares (2013) em suas análises de biodegradabilidade de lixiviado utilizando o método de Zahn-Wellens adaptado por Lange et al. (2012).

MORAVIA (2010) observou que o lixiviado bruto utilizado em seu estudo, apresentou biodegradabilidade aeróbia máxima de 47%, semelhante aos resultados obtidos no presente trabalho. Da mesma forma AMARAL (2007) obteve em torno de 50% de biodegradação aeróbia para lixiviado bruto, utilizando o método aqui aplicado.

4.3.5 Ensaio de DQO Inerte

Observa-se através da Figura 22 que os valores de DQO solúvel apresentaram um decaimento significativo até o 3º dia, e depois passaram a apresentar um decaimento mais lento, até atingir concentrações praticamente constantes a partir do 18º dia do experimento, fazendo com que o mesmo fosse encerrado no 23º dia.

Figura 22 - Variação da DQO solúvel no lixiviado e solução de glicose



Fonte: PRIM et al (2014)

O valor para DQO inerte do lixiviado avaliado no dia da coleta foi 1.814 mg.L^{-1} , o que equivale a aproximadamente 41% da sua DQO inicial (4.400 mg.L^{-1}). Essa concentração de DQO inerte está próxima aos valores obtidos por LANGE & AMARAL (2009) que avaliou um lixiviado bruto com 2587 mg.L^{-1} de DQO, 750 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal e 1219 mg.L^{-1} de nitrogênio total. Os resultados indicaram que o lixiviado apresentou alta concentração de DQO solúvel inerte, que correspondeu a cerca de 50% da concentração de DQO inicial em condições aeróbias e 40% sob condições anaeróbias. Segundo os autores, os resultados obtidos comprovam a dificuldade de se alcançar altas eficiências de remoção da matéria orgânica presente em lixiviados de aterro utilizando apenas sistemas de tratamentos biológicos sendo necessário a conjugação de sistemas físico-químicos como pré ou pós-tratamento dos processos biológicos.

Os resultados reiteram a importância da análise de parâmetros coletivos não específicos para uma caracterização mais aprofundada e eficaz dos lixiviados de aterros sanitários tendo em vista a gama de compostos orgânicos e inorgânicos presentes.

4.4 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DO SISTEMA DE LAGOAS ANAERÓBIAS

Na Tabela 13 encontram-se resumidas as estatísticas descritivas das principais variáveis monitoradas em cada ponto amostral da Lagoas Anaeróbias 1.

Tabela 13 –Dados estatísticos dos pontos monitorados na Lagoa Anaeróbia 1.

Estatísticas Descritivas							
Variáveis*	N Amostral	Mediana	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Amplitude
pH –ELA1	34	8,2	8,26	0,26	9,07	7,8	1,3
pH-MLA1	34	8,3	8,25	0,22	8,65	7,8	0,85
pH –FLA1	34	8,2	8,29	0,24	8,82	8,8	1
Temperatura –ELA1	20	26	23,8	4,4	30	15	15
Temperatura –MLA1	19	26	24,6	4,8	31	18	13
Temperatura –FLA1	21	26	25,2	5,9	37	17	20
Alcalinidade – ELA1	33	4760	6079	4465	26000	2760	23240
Alcalinidade MLA1	34	4740	5992	5113	30000	2200	27800
Alcalinidade FLA1	34	4550	5903	4778	27000	2620	24380
Turbidez ELA1	24	122	130	42	271	73	198
Turbidez- MLA1	24	132	136	43	257	80	177
Turbidez –FLA1	25	145	154	68	334	49	285
Cor-ELA1	28	2605	2678	835	4288	1088	3200
Cor-MLA1	28	2816	2833	943	4976	1024	3952
Cor-FLA1	28	2944	2971	957	4576	1296	3280
Condutividade –ELA1	25	13	13	4,3	20	2,32	18
Condutividade –MLA1	25	13	13	3,7	20	1,92	18
Condutividade – FLA1	25	12	12	4,37	18	0,24	18

*Unidades: pH (adimensional); Temperatura: (°C) ; Alcalinidade (mg.CaCo3); Cor (Pt/Co); Condutividade (µS). Fonte: A autora

4.4.1 pH, Alcalinidade e Temperatura do Lixiviado

Na Lagoa Anaeróbia 1, os maiores valores de pH foram encontrados no ponto ELA1 (Entrada Lagoa Anaeróbia 1), com média de $8,26 \pm 0,26$ e valores máximos de 9,0e mínimos de 7,82. Na Lagoa Anaeróbia 1 os valores de pH não apresentaram diferenças significativas entre os pontos ELA1, MLA1 e FLA1 e a alcalinidade total diminuiu.

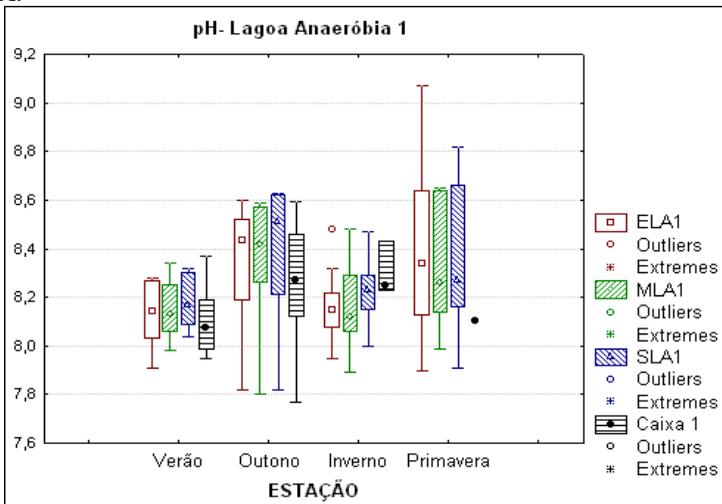
Sabe-se que no tratamento anaeróbio a alcalinidade total é necessária para que o pH ótimo possua uma faixa ideal, já que valores de pH elevados contribuem para a estabilidade do processo anaeróbio.

O aumento dos valores de alcalinidade é consequência direta da presença de bactérias do grupo Archaea (conversão de ácidos orgânicos à metano, gás carbônico e água) que participam do processo de amonificação. Para VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), no processo de digestão anaeróbia, a alcalinidade é gerada a partir da amonificação ou remoção dos Ácidos Graxos Voláteis (AGVs), o que garante a manutenção de valores altos de pH e a estabilidade do processo.

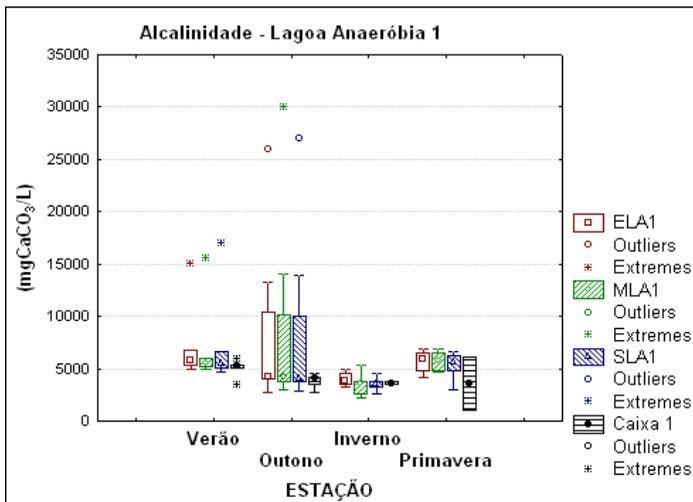
No que se refere à alcalinidade em média pôde-se constatar que houve decréscimo na concentração da massa líquida ao longo da Lagoa Anaeróbia 1 (consumo da alcalinidade) e não houve, na média, diferenças significativas entre o ponto MLA1 (Meio Lagoa Anaeróbia 1) e o ponto SLA1 (saída da Lagoa Anaeróbia) sendo encontrados valores de alcalinidade máximos de 30.000 mg.L^{-1} e mínimo de 2.200 mg.L^{-1} no meio da Lagoa Anaeróbia. Para demonstrar as diferenças entre os pontos de coleta dentro da Lagoa Anaeróbia 1 para as variáveis pH e Alcalinidade a Figura 23 ilustra estas variações em função das estações do ano.

Figura 23 - pH (A) e Alcalinidade (B) do lixiviado das amostras da Lagoa Anaeróbia 1.

A.



B.



Fonte: A autora

Observou-se que o aumento do pH no outono provocou o consumo da alcalinidade na Lagoa Anaeróbia 1, sendo nesta estação encontrados os dados mais variáveis do monitoramento. A alcalinidade nos meses de outono apresentou em média menores valores, se comparado aos meses de verão e primavera, porém notou-se maior variabilidade dos dados nesta estação. Uma avaliação dos dados obtidos nas caixas de coleta após a saída da Lagoa Anaeróbia 1 (FLA1) revelaram um lixiviado efluente distinto àquele coletado na lagoa (SLA1) o que pode ter ocorrido devido à forma de coleta das amostras já que a medição direta dentro da lagoa foi impossível ser realizada na época.

Na Lagoa Anaeróbia 2 o monitoramento indicou um pH mais elevado se comparado aos da Lagoa Anaeróbia 1 (conforme Tabela 14), com média de 8,5 e valores de pH máximos de 9,1 e mínimos de 7,87 no ponto ELA2. Notou-se o aumento da alcalinidade no ponto SLA2 (valores médios de 4.950 mg.L⁻¹) com conseqüente diminuição do pH. O valor máximo de alcalinidade encontrado para a Saída da Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2) foi de 30.400 mg.L⁻¹. A temperatura máxima do

lixiviado foi encontrada na Entrada da Lagoa Anaeróbia 2 (ELA2) e a temperatura mínima de 16°C foi observada no Meio da Lagoa Anaeróbia 2 (MLA2).

Tabela 14 – Dados estatísticos dos pontos monitorados na Lagoa Anaeróbia 2

Estatísticas Descritivas							
Variáveis*	N Amostral	Mediana	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Amplitude
pH-ELA2	34	8,5	8,5	0,29	9,1	7,9	1,3
pH-MLA2	34	8,5	8,5	5,4	35	16	1,1
pH-FLA2	34	8,4	8,5	0,27	9,1	7,9	1
Temperatura -ELA2	21	26	26	5,6	36	17	19
Temperatura -MLA2	21	25	26	5,4	35	33	19
Temperatura -FLA2	21	27	26	4,9	16	17	16
Alcalinidade -ELA2	33	3400	4639	4271	220000	500	21500
Alcalinidade MLA2	32	3270	4424	4278	240000	1740	22260
Alcalinidade FLA2	33	3380	4950	5368	30400	800	29600
Turbidez ELA2	28	127	117	52	264	46	218
Turbidez- MLA2	28	90	96	58	249	0	249
Turbidez -FLA2	23	111	2411	40	204	32	172
Cor-ELA2	28	2384	2353	778	4080	160	3920
Cor-MLA2	28	2496	2422	581	3440	1200	2240
Cor-FLA2	28	2392	2411	575	3600	1232	2368
Condutividade -ELA2	24	11	10	2,5	16	5,5	10
Condutividade -MLA2	25	11	11	2,8	16	3,4	12
Condutividade -FLA2	23	11	11	2,3	16	7,5	9

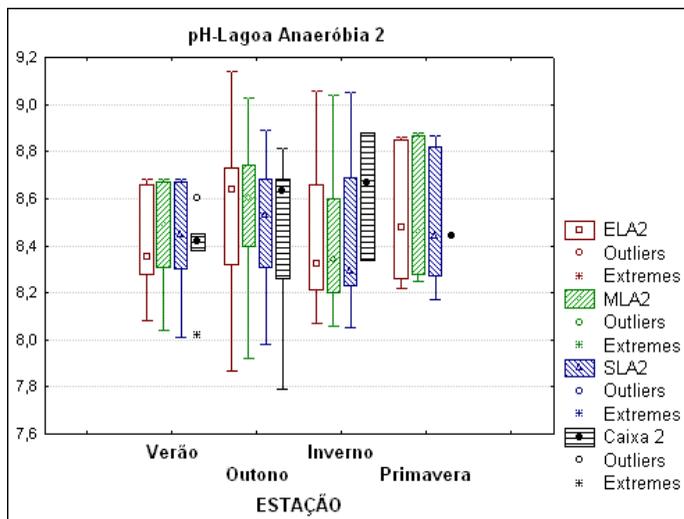
* Unidades: pH (adimensional); Temperatura: (°C) ; Alcalinidade (mg.CaCo3); Cor (Pt/Co); Condutividade (µS). Fonte: A autora. Fonte: A autora

Ressalta-se que durante o monitoramento os operadores do aterro realizaram aleatoriamente recirculação do lixiviado da lagoa facultativa (do final do tratamento biológico) para a saída da Lagoa Anaeróbia II que possuía problemas de desnivelamento e constantes transbordamentos. Neste caso, o objetivo da recirculação foi proporcionar o contato do efluente oriundo de uma etapa aerada, com uma zona anóxica (LA2) estimulando a desnitrificação do lixiviado. Ressalta-se que todas estas interferências operacionais dificultaram uma caracterização mais precisa do lixiviado efluente ao sistema anaeróbio. Para demonstrar as diferenças entre os pontos de coleta dentro da Lagoa

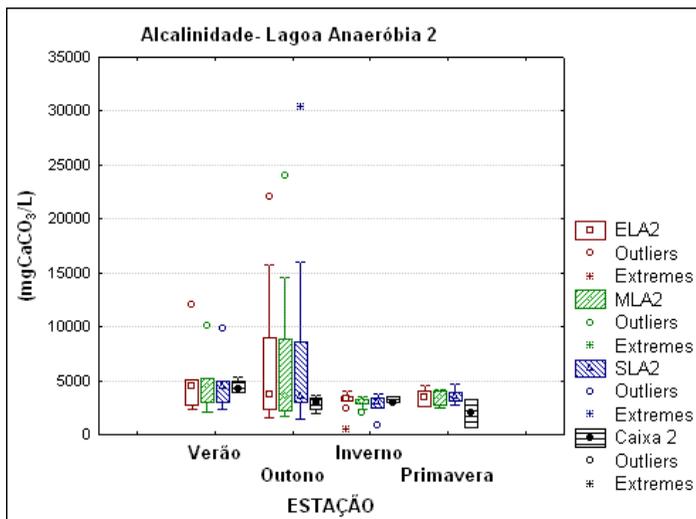
Anaeróbia II para as variáveis pH e Alcalinidade a Figura 24 ilustra estas variações em função das estações do ano.

Figura 24- pH (A) e Alcalinidade (B) do lixiviado das amostras da Lagoa Anaeróbia 2.

A.



B.



Fonte: A autora

Observou-se que em média os menores valores de pH foram encontrados no verão e inverno e os maiores valores foram observados nos meses de outono, que também apresentaram grande variabilidade dos dados. Em média a alcalinidade dentro da Lagoa Anaeróbia II apresentou-se menor com valores abaixo de 5.000 mg.CaCO₃/L, o que indica a influência dos altos valores de pH encontrados, porém revelou que entre os pontos de coleta (ELA2, MLA2 e SLA2) em média não houve diferenças significativas. Uma avaliação dos dados obtidos nas caixas de coleta após a saída da Lagoa Anaeróbia (caixa de Passagem para a Lodos Ativados) revelaram um lixiviado efluente com características de pH distintas e em relação à alcalinidade sem diferenças significativas.

O aumento do pH na Lagoa Anaeróbia 2 influenciou diretamente os parâmetros COD e DQO total. Os valores médios da saída da Lagoa Anaeróbia 2 para COD e DQO_{total} foram de 791 mg.L⁻¹ e 2596 mg.L⁻¹, respectivamente. As correlações de *Spearman* (com diferença média significativa no nível 0,05) e comparações múltiplas de *Dunnnett* (T3) obtidas também revelaram que o pH no outono apresentou média maior que na primavera, seguido da estação verão e inferiores no inverno. Já os dados de alcalinidade apresentaram médias maiores no verão, outono e primavera quando comparados ao inverno.

NAKAMURA (2012) em seu estudo avaliou o comportamento de uma lagoa anaeróbia em escala real no tratamento de lixiviado e observou que o pH diminuiu em períodos chuvosos e também apresentou maior variabilidade de dados em relação aos períodos secos. BASSANI (2010) e NAGASHIMA (2009) ao avaliar lagoas de estabilização anaeróbias em série avaliou que o pH da primeira lagoa permaneceu próximo do neutro e nos pontos subsequentes tendeu à alcalinidade característica de lixiviados de aterros antigos. Segundo FERREIRA (2010), valores de pH acima de 8,0 são característicos de lixiviados em estágio avançado de degradação da matéria orgânica.

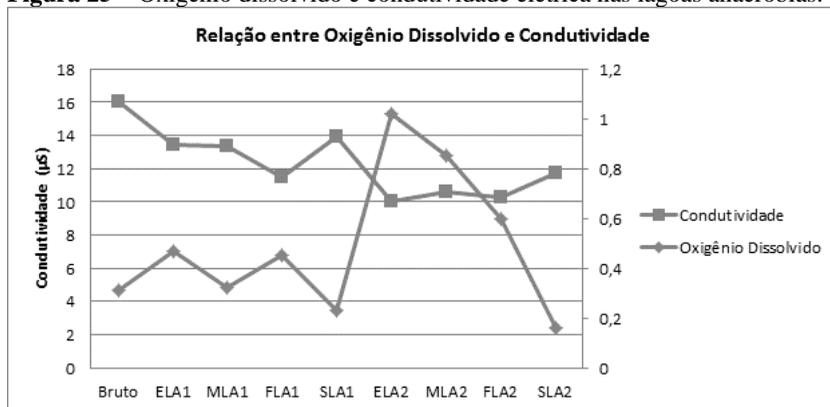
4.4.2 Oxigênio Dissolvido Condutividade Elétrica

Os resultados da distribuição dos valores médios do monitoramento do oxigênio dissolvido (OD) e condutividade, no sistema de lagoas são apresentados na Figura 38. Como esperado, observou-se que todos os pontos de coleta na Lagoa Anaeróbia 1 apresentaram em média baixas concentrações de oxigênio dissolvido entre 0,41-0,50 mg.L⁻¹ valores característicos de lixiviados de lagoas

anaeróbias. Porém devido a algumas interferências operacionais os valores ocorreram quando houve recirculação do lixiviado contido nas lagoas pulmão (devido ao excesso de chuvas), onde se registrou aumento dos valores de oxigênio dissolvido.

Na Lagoa Anaeróbia 2 observou-se baixas concentrações de oxigênio dissolvido, exceto em algumas coletas nos meses de verão quando o oxigênio dissolvido apresentou valores muito maiores aos esperados para um lixiviado de lagoa anaeróbia com $5,26 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto MLA2 e $1,61 \text{ mg.L}^{-1}$ na saída do tratamento anaeróbio (SLA2). Verificou-se ainda uma coloração verde escura do lixiviado o que aparentemente sugere problemas operacionais na Lagoa Anaeróbia II. A variável oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com a DQOt, DQOs, DBO, COT e Amônia, ou seja, o aumento dessas variantes faz com que os valores de OD diminuam. Na Figura 25 ilustra-se a relação entre condutividade e OD.

Figura 25 – Oxigênio dissolvido e condutividade elétrica nas lagoas anaeróbias.



Fonte: A autora.

NAKAMURA (2012) enfrentou o mesmo desafio ao avaliar uma lagoa anaeróbia no tratamento de lixiviado de aterro sanitário em escala real e observou que a variável Oxigênio Dissolvido apresentou concentração média e desvio padrão de $4,31 \pm 1,48 \text{ mg.L}^{-1}$ elevando-se até $6,17 \text{ mg.L}^{-1}$ no período de seca e decrescendo até $0,85 \text{ mg.L}^{-1}$ durante as chuvas. Segundo a autora os valores mais baixos na época de chuvas devem estar relacionados às maiores contribuições de DBO e DQO nesse período.

O comportamento da variável condutividade ao longo da Lagoa Anaeróbia 1 (Figura 34), demonstrou-se pouco variável para os pontos amostrais, com valores médios encontrados para ELA1 13 μS ; MLA1: 13 μS e SLA1:12 μS , sendo o ponto SLA1 aquele que apresentou menor variabilidade de dados. O comportamento da variável condutividade demonstrou-se estável para SLA1(13,89 μS) e SLA2 de (11,72 μS) sendo observado um decréscimo ao final do tratamento anaeróbio e correlação positiva com as variáveis DQOt, DQOs, Amônia e NTK, ou seja, o aumento da condutividade no sistema de tratamento ocorre proporcionalmente ao aumento das variáveis físico-químicas citadas. Mesmos resultados encontrados por NAKAMURA (2012) e BRITO (2009) que também observaram estreita relação entre a condutividade elétrica e as concentrações de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema de lagoas de estabilização.

Na Lagoa Anaeróbia II observou-se que não houve diferença entre os pontos para a variável condutividade. Notou-se, porém que em média houve um acréscimo com valores médios de 10 mS, máximo de 16 mS e mínimo de 7,5 mS. Normalmente a condutividade aumenta em processos de tratamento que utilizam sais coagulantes e também nas fases de formação do lixiviado onde os subprodutos da biodegradação por microrganismos são gerados, como carbonatos e bicarbonatos. Na Fase Ácida de formação do lixiviado a condutividade é superior, mas com a evolução do processo anaeróbio aliado à elevação do pH, muitos íons precipitam, o que ocasiona redução na condutividade (FLERCK, 2003). Devido às condições operacionais do sistema de tratamento biológico em questão é provável que a recirculação tenha influenciado no aumento da condutividade já que esta se localiza próxima à saída da Lagoa Anaeróbia 2. Porém em relação ao Lixiviado Bruto houve redução de 26% da condutividade para o sistema de lagoas anaeróbias.

4.4.3 Cor e Turbidez

Na Figura 26 apresenta-se o comportamento da Cor e Turbidez nas Lagoas Anaeróbias. Observa-se o aumento destas variáveis ao longo da LA1 durante o monitoramento, sendo encontrados valores médios de 130 NTU na Entrada da LA1; 136NTU no ponto MLA1 e 154 NTU na Saída da Lagoa Anaeróbia 1. O mesmo comportamento ocorreu para a variável Cor, que aumentou conforme os valores médios demonstram: 2678 Pt-Co (ELA1); 2833 Pt-Co (MLA1) e 2970 Pt-Co (SLA1). Segundo as análises estatísticas no verão e primavera a variável Cor (Pt-

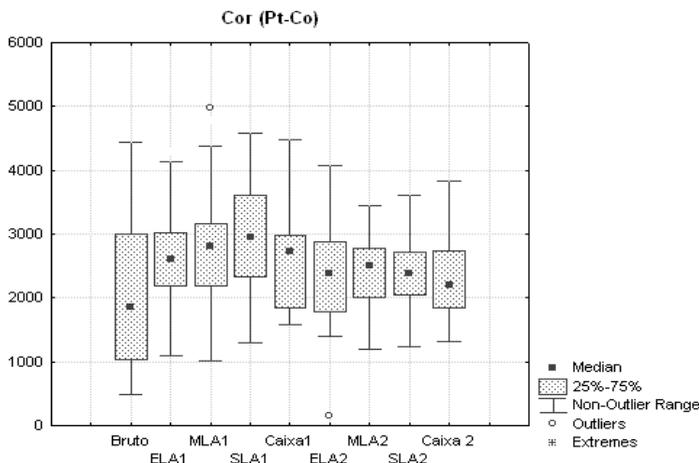
Co) apresentou médias maiores do que aquelas encontradas no outono e inverno.

Na tentativa de encontrar uma justificativa para o aumento destas variáveis na primeira lagoa supõe-se que o regime hidráulico e o volume de lodos acumulado possa ter influenciado o comportamento destes constituintes do lixiviado da lagoa anaeróbia 1. Ressalta-se que as lagoas anaeróbias não passaram por uma limpeza desde o início de sua operação e o volume de lodo estimado na lagoa, realizado através de batimetria, possui $74,13\text{m}^2$ de área de seção de lodo e $29,50\text{m}$ de largura de fundo, totalizando 2186m^3 de lodo depositado na lagoa anaeróbia 1.

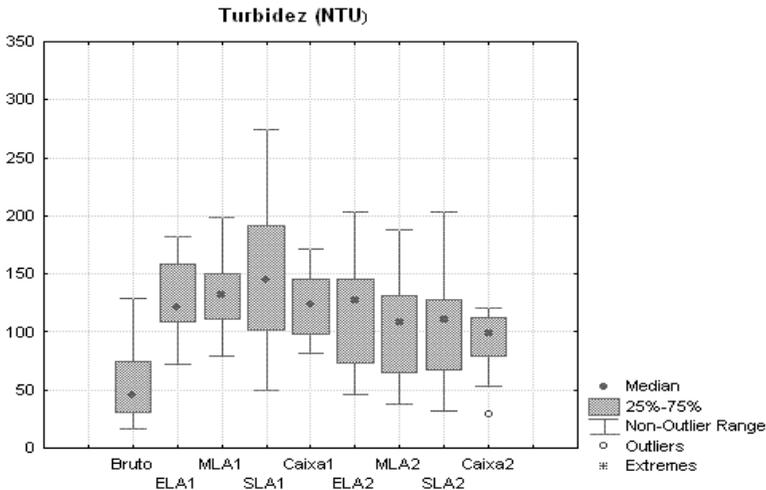
Segundo VON SPERLING (2002), a remoção de lodo das lagoas anaeróbias deve ser realizada quando a camada de lodo atingir aproximadamente $1/3$ da altura útil, ou deve-se remover certo volume anualmente, em um determinado mês, de forma sistemática na estratégia operacional da lagoa.

Figura 26. Cor (A) e Turbidez (B) nos pontos amostrais das Lagoas Anaeróbias monitoradas

A.



B.



Fonte: A autora.

Na Lagoa Anaeróbia 2 ocorreu uma diminuição nos valores de turbidez, com valores médios de 117, 107 e 102 mg.L^{-1} , para os pontos ELA2, MLA2 e SLA2, respectivamente. Já a variável cor não apresentou o mesmo padrão de comportamento registrando valores médios maiores no meio da lagoa (MLA2) com 2421 Pt-Co se comparados aos valores registrados na ELA2 (2353Pt-Co) e SLA2 (2411Pt-Co). Os valores de turbidez para o lixiviado bruto não refletem os dados encontrados em literatura conforme demonstra MAHMUD (2011) que encontrou dados entre 195 e 454 NTU e AZIZ (2010) com valores de 490-4500 NTU. Ao considerar as duas lagoas anaeróbias operando em série a eficiência de remoção foi de apenas 8%, o que é esperado para um processo anaeróbio.

BASSANI (2010) ao avaliar quatro lagoas de estabilização em escala real encontrou um lixiviado final de 970 mg.L^{-1} -Pt e turbidez de 180 (FAU) e observou que a turbidez do lixiviado bruto oscilou ao longo das lagoas de estabilização o que representa que o sistema não interferiu positiva ou negativamente na turbidez do meio. Para a cor todas as amostras coletadas apresentaram valores acima da legislação

(75 mg Pt/L). As variações ficaram entre 475 mg.Pt/L a 1.475 mg.Pt/L. Segundo testes estatísticos a turbidez se correlacionou positivamente com a DQOt, DQOs, DBO, COT, Amônia e NTK. Assim como a variável Cor (Pt-Co) correlacionou-se positivamente com a DQOt, DQOs, Amônia e NTK. Nos dois casos, o aumento da Cor e Turbidez ocorre com o acréscimo das variáveis citadas. Não se encontrou nenhuma diferença significativa entre as estações do ano para turbidez.

Estes resultados confirmam a hipótese de que os processos biológicos no tratamento de lixiviados não promovem satisfatoriamente a redução da cor e turbidez e, de forma indireta, da matéria orgânica. A redução destas variáveis pode representar a remoção de sólidos dissolvidos e suspensos no lixiviado, assim como a remoção de substâncias húmicas e fúlvicas. Ressalta-se, porém que a eficiência de redução destas variáveis ocorre com a utilização de tratamentos físicos químicos e em valores de pH abaixo de 6,0 (CASTILHOS JUNIOR, 2010).

Convém relatar que o tratamento biológico da estação após a Lagoa Anaeróbia 2, é seguido por lodos ativados e lagoa facultativa. A grande variação de dados observada durante o monitoramento para as variáveis turbidez e cor pode afetar o tratamento subsequente, pois num sistema de lodos ativados a concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração e a fração inorgânica da massa de sólidos são fundamentais para melhor eficiência do processo (STENSEL, 1991; VON SPERLING, 1997).

A Tabela 15 resume os níveis de relação obtidas (nível 0,01 com 2 extremidades), segundo a correlação de Spearman. Os testes estatísticos demonstraram que o pH se correlaciona negativamente com: DQOt, DQOs, COT, Amônia e NTK, ou seja, quando ocorre decréscimo de valores de pH estas variáveis são influenciadas apresentando menores concentrações. Quando a variável oxigênio dissolvido diminui, as variáveis DBO, DQOt, DQOs, COT e Amônia também apresentam diminuição.

Tabela 15 - Correlações de Spearman obtidas entre as variáveis monitoradas das amostras de lixiviado da LA1.

		DQOt	DQOs	DBO	COT	Amônia	NTK
pH	Ro	-0,621**	-0,628**	-0,468**	-0,556**	-0,410**	-0,505**
	Sig.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	N	244,00	244,00	116,00	225,00	243,00	244,00
Condutividade	Ro	0,536**	0,423**	0,238*	0,14	0,456**	0,499**
	Sig.	0,00	0,00	0,04	0,06	0,00	0,00
	N	194,00	194,00	72,00	193,00	193,00	194,00
Alcalinidade	Ro	0,529**	0,477**	0,14	0,274**	0,583**	0,603**
	Sig.	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00
	N	251,00	251,00	117,00	232,00	250,00	251,00
Turbidez	Ro	0,553**	0,491**	0,475**	0,385**	0,346**	0,285**
	Sig.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	N	191,00	191,00	79,00	185,00	190,00	191,00
Cor	Ro	0,504**	0,377**	0,08	0,10	0,309**	0,339**
	Sig.	0,00	0,00	0,43	0,15	0,00	0,00
	N	220,00	220,00	89,00	214,00	219,00	220,00
OD	Ro	-0,221**	-0,255**	-0,390*	-0,319**	-0,193*	-0,09
	Sig.	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,27
	N	150,00	150,00	42,00	150,00	149,00	150,00

** : correlação significativa no nível 0,01 (2 extremidades)

Fonte: A autora

4.5 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA NO LIXIVIADO DO SISTEMA DE LAGOAS ANAERÓBIAS

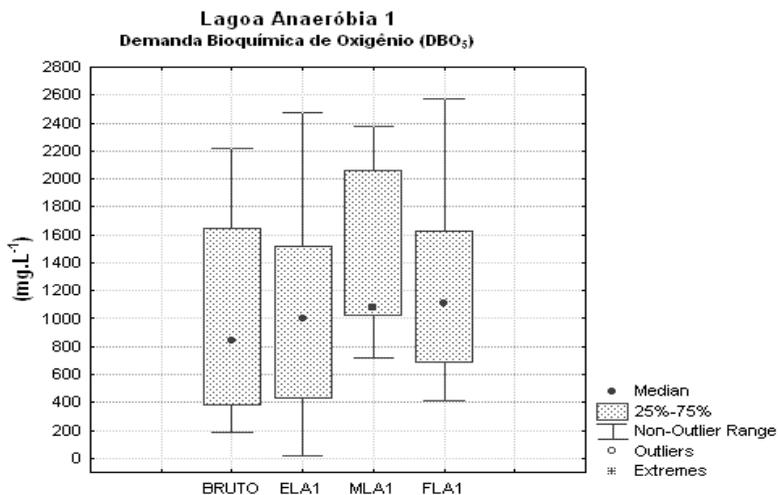
4.5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio- DBO₅

Mesmo com as interferências ocorridas durante as coletas, ausência de aparelhos de DBO em algumas datas e grande variabilidade dos dados. Ao avaliar as diferenças entre as estações observou-se que a redução da demanda bioquímica de oxigênio nos meses de verão alcançou valores ínfimos na Lagoa Anaeróbia 1 (3%) 48% na Lagoa Anaeróbia 2, bem como valores residuais médios de 1013 mg.L⁻¹. Ao contrário, na estação primavera encontrou-se valores negativos de eficiência de remoção para LA1 e 64% de contribuição da LA2 além de conteúdo residual de DBO₅ de 325 mg.L⁻¹ e eficiência global média do sistema anaeróbio de 84% nesta mesma estação. Os resultados sugerem que estiagem ocorrida entre outubro e novembro de 2012 influenciou a

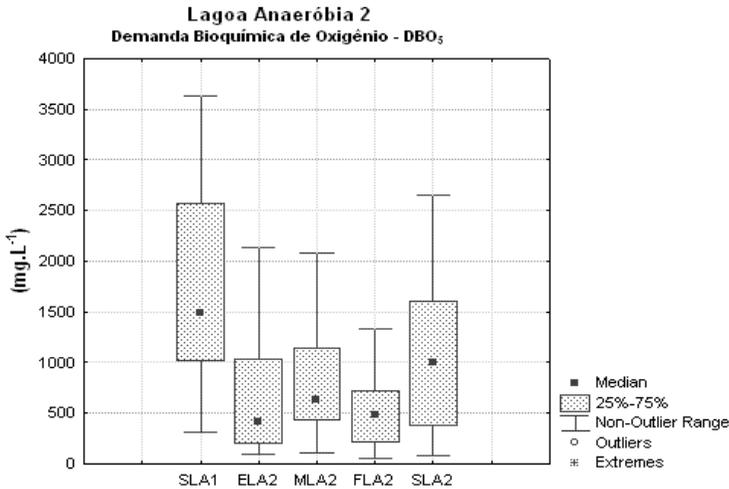
eficiência de remoção desta variável, já que os testes estatísticos aplicados revelaram uma correlação positiva entre vazão e a DBO_5 , ou seja, quando a vazão aumenta a concentração de DBO_5 também aumenta. Nos meses de inverno a remoção média de matéria orgânica na LA1 foi de 26% e a Lagoa Anaeróbia 2 contribuiu 60% de eficiência média no tratamento anaeróbio e apresentou valores residuais médios de 835 mg.L^{-1} . Os testes estatísticos de *Dunnet* e ANOVA confirmaram que nenhuma diferença significativa entre as estações do ano foi encontrada para a variável DBO_5 , ou seja, os dados obtidos foram semelhantes entre as estações.

No estudo piloto de SILVA (2007), ao tratar lixiviado de aterro sanitário por um sistema de três lagoas de estabilização verificou-se que a lagoa anaeróbia foi responsável pela remoção de 37% da carga total. No trabalho em escala piloto de MARTINS (2010) ocorreu aporte de material refratário na lagoa anaeróbia observados pelos valores médios de DBO_{total} na Saída da Lagoa Anaeróbia de 1527 ± 360 . Porém, em estudos recentes demonstrou-se que lagoas de estabilização que recebem lixiviado pré-tratado por processos físico-químicos, apresentaram eficiência de remoção média de DBO_5 de 98% (WSP CANADA, 2014). Na Figura 27 apresenta-se os dados das lagoas anaeróbias 01 e02.

Figura 27 – DBO_5 nos pontos amostrais das Lagoas Anaeróbias monitoradas. A.



B.



Fonte: A autora

Em média o valor do ponto SLA2 foi de 1062 mg.L⁻¹, superior aos valores coletados dentro da lagoa que apresentou em média 572 mg.L⁻¹ (FLA2). Sugere-se que na saída da Lagoa Anaeróbia 2 ocorre a influência da recirculação realizada do lixiviado oriundo da Lagoa Facultativa presente no sistema de tratamento biológico do aterro, afim de obter maior desnitrificação no processo. Segundo correlação de *Spearman* a DBO apresentou correlação positiva com as variáveis: Nitrogênio Amoniacal, NTK e Fósforo, ou seja, quando ocorre aumento da concentração de matéria orgânica em termos de DBO₅, ocorre o acréscimo desses constituintes físico-químicos.

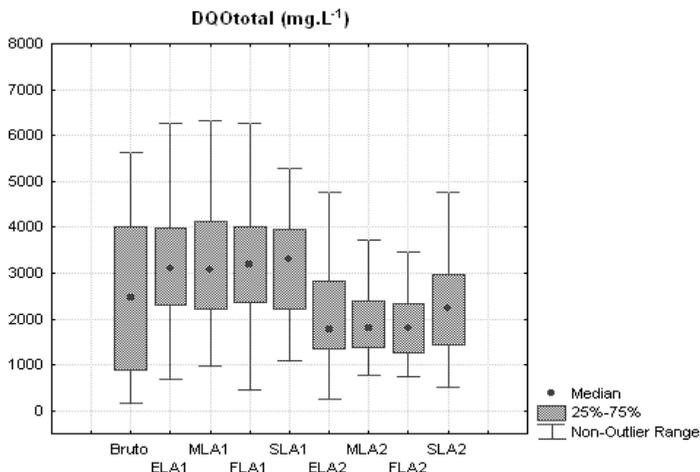
4.5.2 Demanda Química de Oxigênio Total e Dissolvida

Os resultados demonstram pequena variação entre os pontos de Entrada, Meio e Saída, sem diferenças significativas entre eles em cada lagoa anaeróbia. NAKAMURA (2012) em seu estudo sobre o monitoramento de lagoas anaeróbias em escala real revelou que a DQO apresentou grande variação ao longo do período monitorado com valores mais elevados e maiores amplitudes nos períodos de chuvas.

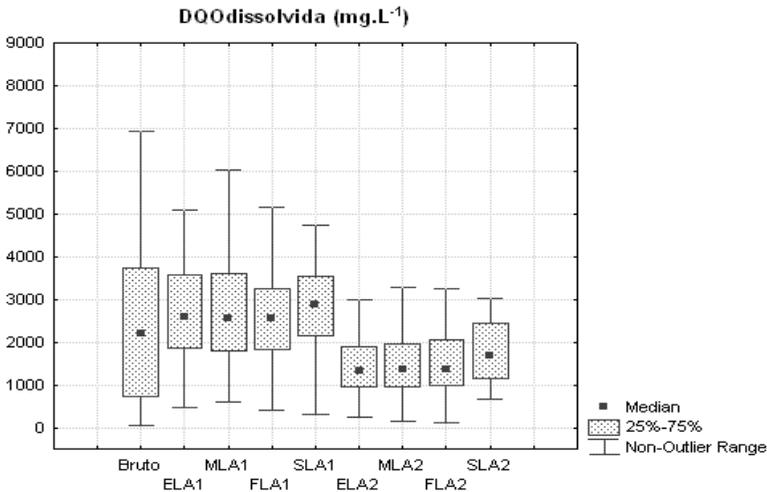
Observou-se que ocorreu aporte de matéria orgânica na lagoa anaeróbia 1 como consequência provavelmente do acúmulo de lodos do fundo da lagoa anaeróbia. Segundo TRUPPEL (2002) em temperaturas inferiores a 15°C, as lagoas de estabilização anaeróbias atuam como tanques de estocagem de lodos e teoricamente as lagoas apresentam maior eficiência no verão em virtude do aumento da atividade bacteriana em elevadas temperaturas. Outra possibilidade que tornou difícil a caracterização do lixiviado do presente estudo foi a ocorrência da mistura de lixiviado antigo (células encerradas) com lixiviado jovem (células em operação), já que a concentração de compostos orgânicos e da condutividade aumentou significativamente dentro das lagoas anaeróbias. Na Figura 28 são apresentados os resultados da DQO_{total} e $DQO_{dissolvida}$ ao longo das duas lagoas anaeróbias. Observa-se que após o ponto SLA1 ocorre diminuição das concentrações de DQO que chegam na lagoa anaeróbia 2 (ELA2) com valores médios de 2078 $mg.L^{-1}$ (DQO_{total}) e 1608 $mg.L^{-1}$ ($DQO_{dissolvida}$). Observa-se ainda que ao final do tratamento ocorre o aumento das concentrações para as duas variáveis.

Figura 28- Comportamento da DQO_{Total} (A) e $DQO_{dissolvida}$ (B)

A.



B.



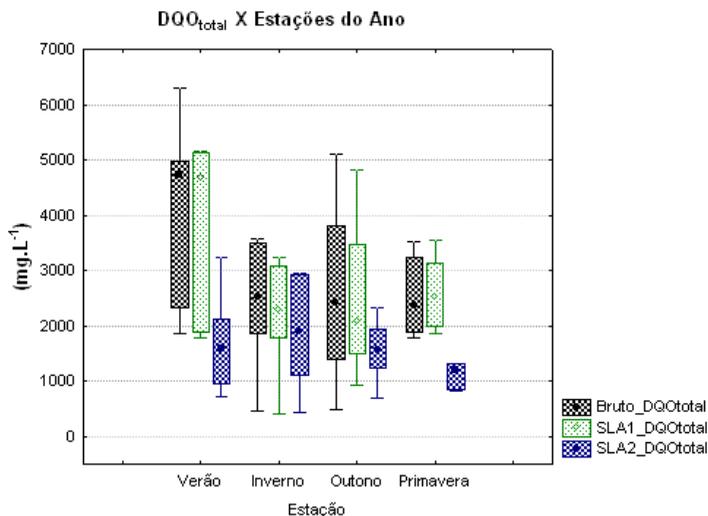
Fonte: A autora.

Em termos de DQO_{total} na Lagoa Anaeróbia 1 as eficiências de remoção médias foram negativas no outono e na primavera, sendo observado valores de remoção máximos de 25% no outono do dia 13 de maio/2013 e apenas 8,5% na primavera do dia 17/12/2013. Relata-se a contribuição média desta lagoa no tratamento anaeróbio de matéria orgânica de 8% nos meses de verão e 13% nos meses de inverno, muito abaixo do esperado para uma lagoa anaeróbia. Ao contrário na Lagoa Anaeróbia 2 observou-se um melhor desempenho do sistema anaeróbio com eficiência média de 54, 52 e 33%, respectivamente para primavera, verão e outono, sendo encontrados dados negativos para os meses mais frios. A eficiência média da série LA1+LA2 para o período de monitoramento foi de 57, 53, 36 e 8% respectivamente verão, primavera, outono e inverno, observações confirmadas pelos testes estatísticos de *Dunnett* e ANOVA onde se concluiu que as estações do ano possuem influência sob esta variável.

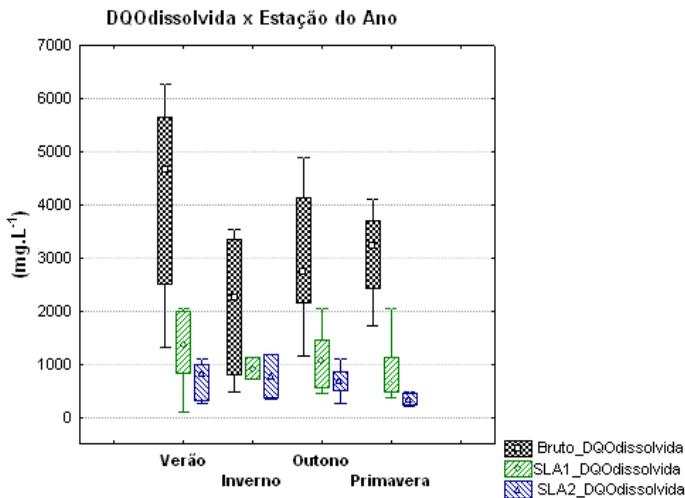
Para a variável $DQO_{dissolvida}$ na LA1 as menores eficiências de remoção observadas também ocorreram nas estações Outono e Primavera com 65 e 67% de remoção, respectivamente. Já para a LA2 o tratamento da matéria orgânica também foi superior nas estações primavera e verão com contribuição média de 51, 45 e 28% de eficiência na primavera, verão e outono, respectivamente. A eficiência média da série LA1+LA2 para o período de monitoramento foi de 87, 82, 76 e 68% nos meses de primavera, verão, outono e inverno, respectivamente. Ressalta-se, porém que a concentração de DQO encontrada no lixiviado bruto foi maior nos meses de verão e outono com médias de 4175 e 3203 $mg.L^{-1}$ respectivamente e menor nos meses de inverno e primavera com valores médios de 2429 e 3007 $mg.L^{-1}$, respectivamente. Na Figura 29 ilustra-se o comportamento para DQO_{Total} e $DQO_{dissolvida}$ nas lagoas anaeróbias.

Figura 29 - Comportamento da DQO_{total} (A) e $dissolvida$ (B) entre as estações do ano.

A.



B.



Fonte: A autora

No presente estudo observou-se que o tratamento por lagoas anaeróbias em série resultou em um efluente com menores valores médios de DQO_{total} (1112 mg.L^{-1}) e $DQO_{dissolvida}$ (350 mg.L^{-1}) nos meses de primavera e maiores de DQO_{total} (1700 mg.L^{-1}) e de $DQO_{dissolvida}$ (700 mg.L^{-1}) nos meses de verão. É importante destacar que o município onde está localizado o aterro possui acréscimo na geração de resíduos sólidos nos meses de verão (dezembro, janeiro e fevereiro) com um aumento médio de 4.000 toneladas neste período e média diária de 380 toneladas. No presente estudo as variáveis DQO_{Total} e $DQO_{dissolvida}$ apresentaram correlação positiva com NTK, amônia e fósforo. Os dados monitorados apresentaram grande variabilidade principalmente para DQO_{total} .

Num trabalho semelhante FIEIRA (2014) avaliou a eficiência de lagoas anaeróbias em escala real no tratamento de lixiviado de um aterro municipal e observou que a eficiência de remoção do sistema foi de 70% para DQO com valores médios da qualidade final do efluente de 382

mg.L⁻¹ respectivamente. MEHMOOD et al. (2009) estudaram a oxidação microbiana de um sistema de tratamento de lixiviado composto por quatro lagoas em série e observaram que a remoção de DQO do sistema foi de 75% e que grandes TDHs são adequados para o tratamento de lixiviados jovens. APPIAH e colaboradores (2013) avaliaram a eficiência de tratamento de lagoas australianas para DQO e obtiveram apenas 30% de eficiência para lagoas anaeróbias e valores residuais médios de 2.688 mg.L⁻¹.

Já BASSANI (2010) em seu estudo apresentou eficiência de remoção médias de DQO ao final de quatro lagoas de estabilização de 50% com qualidade final do efluente de 404 mg.L⁻¹ de DQO. LUGOWSKI et al.(2014) observou eficiência de remoção de DQO de 99% para lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processos físico-químicos e lodos ativados. Verificaram também em outro aterro que um lixiviado bruto com DQO de 6819 mg.L⁻¹ tratado por lagoas anaeróbias, anóxicas e aeradas atingiu valores menores que 120 mg.L⁻¹ ao final do tratamento.

Os exemplos citados refletem o desafio dos gestores desta área do saneamento e tornam-se referência ao presente estudo devido às semelhanças das tecnologias aplicadas e às dificuldades encontradas diariamente na gestão do aterro sanitário. De acordo com os exemplos entende-se que nenhum processo de tratamento individual pode ser descrito como a melhor tecnologia de tratamento de lixiviados (CHRISTENSEN, 2010).

4.5.3 Carbono Orgânico Dissolvido

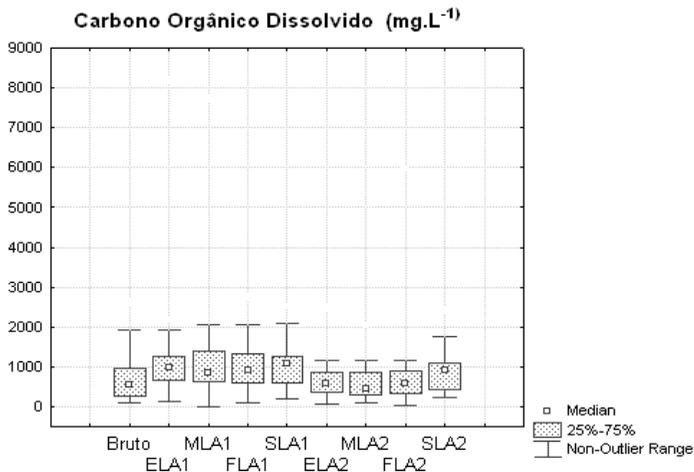
Os resultados demonstram pequena variação entre os pontos de Entrada, Meio e Saída, sem diferenças significativas entre eles em cada lagoa anaeróbia. A confiabilidade da técnica de COT (Carbono Orgânico Total) para quantificação de matéria orgânica deve-se à menor variabilidade dos resultados e isto se confirma no presente estudo. Devido à exigência da metodologia as amostras antes de serem manipuladas no aparelho devem ser diluídas e por isso o método também se pode chamar COD (Carbono Orgânico Dissolvido). Os resultados do monitoramento do COD no presente estudo revelam que a relação DQO/COD encontrada para o efluente final das lagoas de estabilização (Lagoa Anaeróbia 2) foi de 1,9, com valores residuais médios ao final do tratamento anaeróbio de 792 mg.L⁻¹. BAIG et al (1999) *apud* SILVA (2002) avaliam que quando a relação COT/DQO é

de (0,4) o lixiviado pode ser considerado estável e quanto menor este valor, menor a concentração de carbono e portanto menor a biodegradabilidade do efluente. Pelas características apresentadas o lixiviado do sistema encontra-se na fase de formação ácida quando os valores de COT aumentam para valores entre 500-28.000 mg.L⁻¹ em média (YUSMARTINI et al., 2013). Os resultados do monitoramento das Lagoas Anaeróbias para COD demonstram menor variabilidade nos dados, o que confirma que este método sofre menores influências de procedimentos laboratoriais no que tange a avaliação da matéria orgânica (Figura 43). Observou-se que os valores dos pontos amostrais nas Lagoas Anaeróbias 1 e 2 não tiveram diferenças significativas entre si, mas uma contribuição significativa da Lagoa Anaeróbia 2.

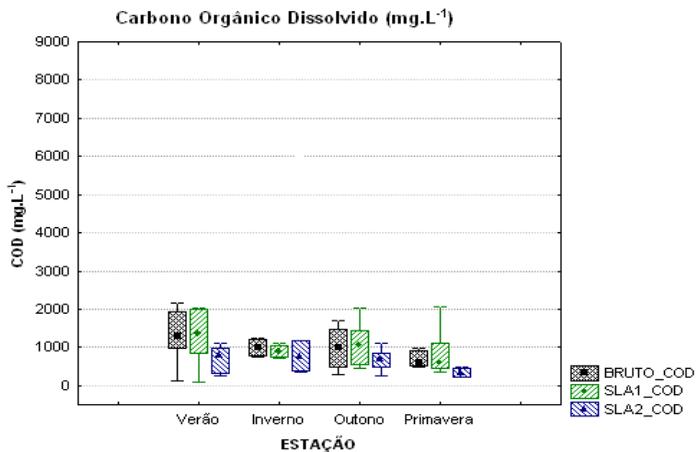
Os resultados demonstraram que a eficiência de remoção do COD na Lagoa Anaeróbia 1 foram ínfimas alcançando o máximo de 13% na estação inverno e valores negativos nas demais estações. Na saída do sistema de tratamento anaeróbio (SLA₂) as melhores eficiências aconteceram na primavera (49%) e verão (47%) de remoção de COD e uma contribuição quase que individual da Lagoa Anaeróbia 2 para os meses de outono e inverno, chegando a 46 e 26% respectivamente. Não houve diferenças significativas nas eficiências de remoção dos meses de verão, primavera e outono. Os valores residuais médios de COD encontrados para primavera, verão, outono e inverno foram de 350, 678, 679 e 1390 mg.L⁻¹, respectivamente. MATHIASSEN, et al. (2006) ao avaliar o desempenho de um sistema de tratamento com três lagoas de estabilização em série no tratamento de lixiviado de aterros sanitários na Suécia verificou que a mistura de lixiviado velho e jovem influenciou na eficiência das lagoas positivamente. Os dados de matéria orgânica após a terceira lagoa indicaram uma remoção de 68% avaliada em termos de COD (com baixos valores residuais médios de 50 mg.L⁻¹). Os valores médios encontrados neste trabalho encontram-se ilustrados na Figura 30.

Figura 30 - Comportamento de COD nos pontos amostrais (A) e entre as estações do ano (B).

A.



B.



Fonte: A autora

Observou-se um acréscimo de matéria orgânica refratária nas lagoas anaeróbias e aumento nos valores residuais após a saída da Lagoa Anaeróbia 2 (entre $350\text{-}1400 \text{ mg.L}^{-1}$) provavelmente em função da

recirculação realizada pelos operadores do aterro. Os valores de COD encontrados apresentaram correlação negativa com o pH e oxigênio dissolvido, ou seja, com o decréscimo das variáveis pH e OD ocorreu o aumento das concentrações de matéria orgânica. Já o aumento de matéria orgânica em termos de COT, apresentou correlação positiva com alcalinidade, turbidez e NTK. Resultados semelhantes foram encontrados por BAYARD et al.(2014) que observaram correlação positiva entre concentrações de COT, Sólidos Voláteis, NTK e produção de metano em um sistema de tratamento anaeróbio de lixiviados.

OLIVEIRA (2012), ao avaliar diferentes sistemas de tratamento biológico em Portugal monitorou o comportamento de uma lagoa anaeróbia seguida por lodos ativados e encontrou concentrações de COT de 1678 mg.L^{-1} na saída da lagoa anaeróbia. TURETTA (2011) ao avaliar diferentes condições de tratamento de lixiviado de lagoa anaeróbia e sua influência num sistema aeróbio (lodos ativados), verificou que a adição de cal ao lixiviado pré-tratado diminuiu a concentração de COT, tendo como efluente final valores médios de 272 mg.L^{-1} . O que se observa em literaturas atuais é que os sistemas físico-químicos são os mais eficientes para remoção de COT por promover uma boa mineralização da matéria orgânica (MONTEAGUDO et al., 2008; XU et al., 2007; CHEN, 1996 e RUAS, 2010). Porém percebe-se que a implantação de processos biológicos como pré-tratamento de lixiviados, como as lagoas anaeróbias tem um efeito estabilizador na remoção inicial de matéria orgânica, com aumento da quantidade de compostos insaturados e polissacarídeos o que melhora as características bioquímicas do lixiviado (HE et al., 2012) e a utilização de pós-tratamentos físico-químicos após o sistema biológico tem sido uma alternativa utilizada para a remoção da carga orgânica em muitos aterros sanitários.

4.6 AVALIAÇÃO DOS VALORES DAS FRAÇÕES DE NITROGÊNIO NAS LAGOAS ANAERÓBIAS

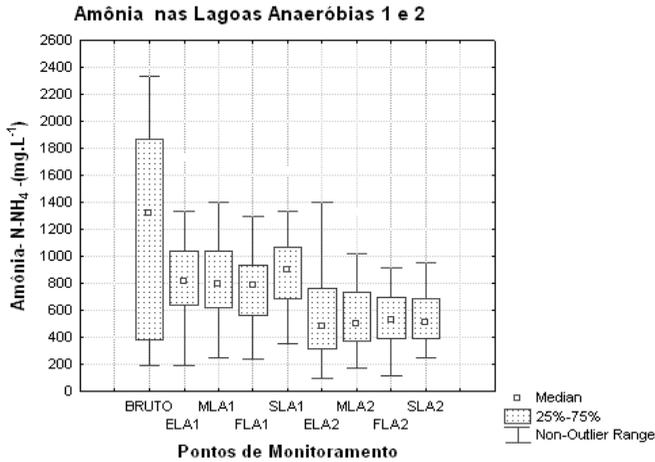
O monitoramento das frações de nitrogênio nas lagoas anaeróbias foi realizado ao longo dos pontos amostrais. Os resultados demonstram pequena variação entre os pontos de Entrada, Meio e Saída, sem diferenças significativas entre eles em cada lagoa anaeróbia, porém com diferenças importantes entre uma lagoa e outra. Os valores residuais da saída da Lagoa Anaeróbia 1 (SLA1) aumentam em relação ao ponto do

final da lagoa anaeróbia 1(FLA1) o que indicou possíveis problemas no momento da coleta das amostras. Para a variável nitrogênio amoniacal os valores médios encontrados para Bruto, SLA1 e SAL2 foram respectivamente 845, 782 e 558 mg.L⁻¹. A variabilidade dos dados para as concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total kjeldhal reflete-se na grande amplitude encontrada, principalmente para o lixiviado bruto e a entrada da lagoa anaeróbia 1 (ELA1).

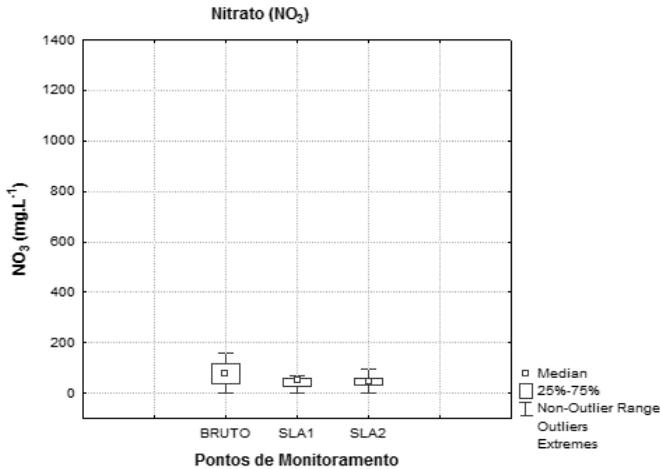
Os valores residuais médios de Nitrogênio Amoniacal ao final do tratamento (SLA2) que foram de: 711 mg.L⁻¹ (verão); 506 mg.L⁻¹ (inverno); 593 mg.L⁻¹ (outono); 428 mg.L⁻¹ (primavera). As concentrações de nitrato foram maiores na saída do tratamento anaeróbio com valores de 103 mg.L⁻¹ no verão e na primavera (145 mg.L⁻¹), não havendo mudanças significativas nas demais estações em relação ao lixiviado bruto(valor médio de 40 mg.L⁻¹). Os valores médios das concentrações de nitrato (NO₃) na saída do tratamento anaeróbio foram de 174 mg.L⁻¹ e verificou-se ainda através de testes de correlação de *Spearman* que o Oxigênio Dissolvido apresentou correlação positiva com o aumento das concentrações de Nitrato, já esta relação foi negativa para os valores de vazão. DIAS (2012) compartilhou dados sobre o desempenho das lagoas de estabilização empregadas para o tratamento de lixiviados e identificou valores residuais de até 360 mg.L⁻¹ para nitrogênio amoniacal. Já os estudos de MANGIMBULUDE et al. (2012) sobre a transformação microbiana de nitrogênio de lixiviados de aterros sanitários tropicais reportam concentrações entre 376-929 mg.L⁻¹ de amônia em lixiviados de lagoas anaeróbias. Observa-se o comportamento do nitrogênio amoniacal e do nitrato na Figura 31.

Figura 31- Nitrogênio Amoniaco nos pontos amostrais (A) e Nitrato nasáidas das lagoas (B).

A.



B.



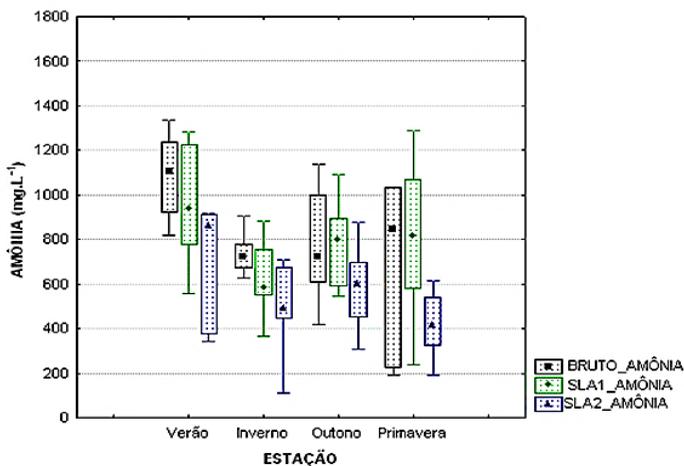
Fonte: A autora

Como esperado, baixa eficiência do sistema para remoção de nitrogênio amoniaco foi observada na primeira Lagoa Anaeróbia com valores de 16% no inverno e 22% no outono. Já a Lagoa Anaeróbia 2 teve o melhor desempenho individual do sistema em termos de remoção

de nitrogênio amoniacal com contribuição de 27 e 50% de remoção, nos meses de verão e primavera, respectivamente. Aparentemente a maior eficiência ocorreu devido aos menores valores de precipitação e vazão. Este resultado corrobora com as observações de MAGINMBULUDE et al. (2012) sobre a composição química de lixiviados de países tropicais e o efeito das estações do ano onde relatou-se que durante as estações de chuva, a maior vazão do sistema contribuiu para uma concentração maior de amônia. O autor relata que o tempo de retenção hidráulica ficou mais curto e as taxas iniciais de nitrificação e processo anammox aumentaram.

Em estudo semelhante realizado por FIEIRA (2014) utilizando lagoas de estabilização em série no tratamento de lixiviado de um aterro municipal verificou-se que os valores residuais de nitrogênio amoniacal do efluente tratado apresentou em média $43 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NH}_3$ e eficiência de remoção de 58%. No presente estudo a contribuição do sistema anaeróbico (eficiência global) (Figura 32) no tratamento de nitrogênio amoniacal do lixiviado apresentou eficiência de remoção de 33 e 38% nas estações mais quentes (primavera e verão, respectivamente) e remoções de 23 e 22% nas estações mais frias (inverno e outono, respectivamente). Segundo o teste estatístico as estações do ano exerceram influência nos valores médios de nitrogênio amoniacal.

Figura 32 -Nitrogênio amoniacal (N-NH_4) entre as estações do ano.



Fonte: A autora

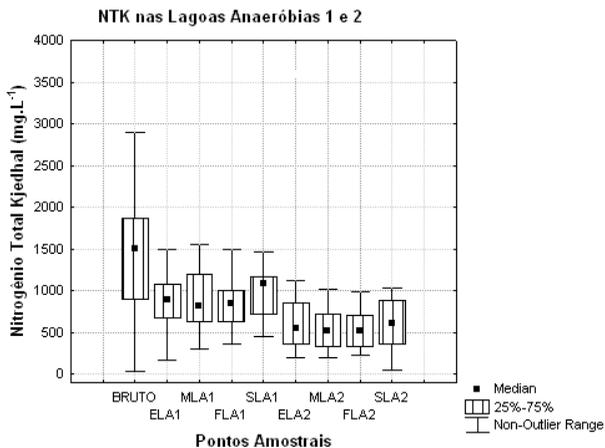
Os resultados demonstram que as lagoas anaeróbias podem ser utilizadas para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados jovens, mas obviamente necessitam de tecnologias subsequentes baseadas em processos anóxicos e aeróbios para efetiva nitrificação e desnitrificação e redução da demanda de oxigênio. DIAS (2012) avalia ainda que a maior parte lagoas de estabilização presentes em sistemas de tratamento de lixiviado de aterros sanitários brasileiros opera como sistemas de acumulação e evaporação de lixiviado, sem, contudo, serem analisados os impactos ambientais de tal operação e as medidas de controle associadas.

Os valores da mediana encontrados para o monitoramento de NTK foram de 877 mg.L⁻¹ no Lixiviado Bruto; 838 mg.L⁻¹ na Saída da Lagoa Anaeróbia 1 (SLA1) e na Saída da Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2) os valores encontrados foram de 553 mg.L⁻¹. Observou-se grande amplitude de variação das concentrações de NTK em relação à tendência média principalmente para o Lixiviado Bruto e a Entrada da Lagoa Anaeróbia 2, resultados aparentemente influenciados pela variação da vazão do lixiviado em cada lagoa. Resultados semelhantes foram encontrados por LUGOWSKI et al. (2014) que revelam valores altos de NTK entre 600-1700 mg.L⁻¹ após o tratamento composto por duas lagoas anaeróbias, uma lagoa anóxica e uma lagoa aerada.

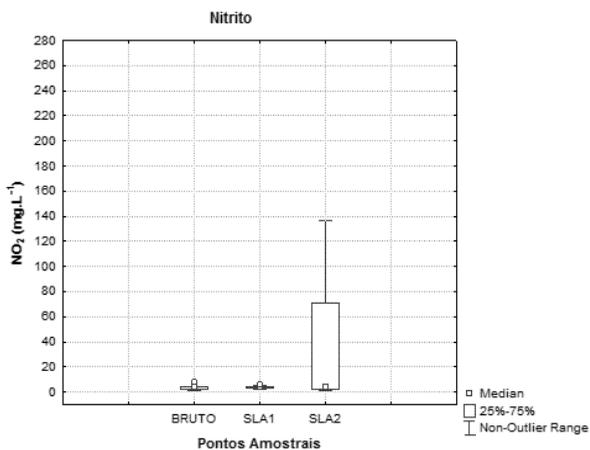
Os valores médios de NTK encontrados ao longo dos pontos de monitoramento para as duas lagoas demonstrou que as concentrações aumentaram na Saída da Lagoa Anaeróbia 1 (1004 mg.L⁻¹) e Saída da Lagoa Anaeróbia 2 (619 mg.L⁻¹), conforme apresentado na Figura 42. Estas observações podem ser explicadas devido à relação direta com o aumento da alcalinidade que foi proporcional ao aumento de NTK e também do N-Amoniacal. Observação semelhante foi realizada por MODIN (2013) que sugere que o aumento da alcalinidade é proporcional ao aumento da concentração de nitrogênio amoniacal e de elementos-traço, sinergismo que pode afetar o crescimento dos organismos considerados importantes para o processo anaeróbio. Verificou-se também que o elemento nitrito (Figura 33 B) foi encontrado em maiores concentrações a partir da Lagoa Anaeróbia 2 com valores médios de 50 mg.L⁻¹ e máximos de 255 mg.L⁻¹, o que indica o começo de processo de nitrificação na saída do tratamento anaeróbio, provavelmente influenciado pela recirculação do efluente final oriundo da lagoa facultativa na tentativa de maximizar a nitrificação e desnitrificação do lixiviado.

Figura 33- NTK nos pontos amostrais (A) e Nitrito nassaídas de cada lagoas anaeróbia (B).

A.



B.

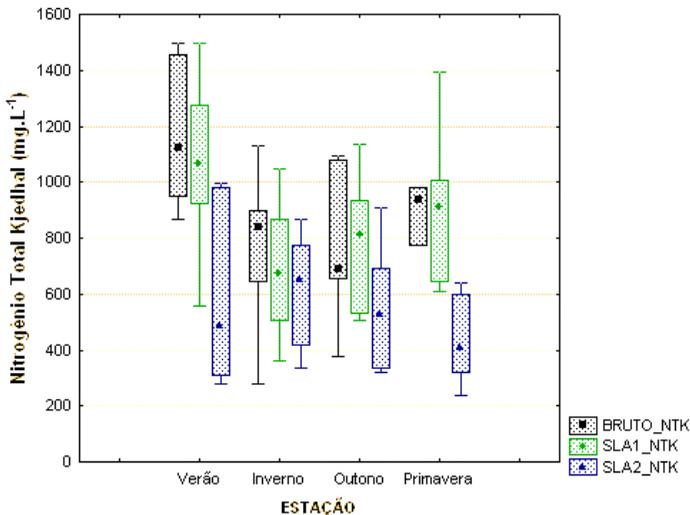


Fonte: A autora.

A Figura 34 ilustra as diferenças que ocorreram entre as estações do ano para NTK e os resultados demonstraram que a eficiência de remoção de NTK na Lagoa Anaeróbia 1 (SLA1) em média nos meses de

verão foi de 18% e na primavera de 11% , já nos meses de inverno alcançou eficiência de 21%. Já a Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2) contribuiu com a remoção de 46% (verão) e 50% (primavera) de Nitrogênio Total Kjeldhal. Os valores residuais médios ao final do tratamento encontrados em cada estação foram de: 584 mg.L⁻¹ (verão); 621 mg.L⁻¹ (inverno); 551 mg.L⁻¹ (outono, onde apresentou maior amplitude de dados); 430 mg.L⁻¹ (primavera). A contribuição do sistema anaeróbio (eficiência global) no tratamento de lixiviado apresentou eficiência de remoção de 52 e 39% nas estações mais quentes (primavera e verão, respectivamente) e remoções de 32 e 21% nas estações mais frias (inverno e outono, respectivamente).

Figura 34 - Diferença das concentrações de NTK entre as estações do ano.



Fonte: A autora

Os sistemas de tratamento de lixiviados que utilizam lagoas anaeróbias podem alcançar bons resultados que dependem diretamente das condições operacionais previstas em projeto, como por exemplo, o TDH. O processo de oxidação anaeróbia do amônio é quase tão favorável quanto o processo de nitrificação aeróbia e o principal mecanismo de remoção é a amonificação, processo no qual o nitrogênio orgânico é convertido a NH₃⁺ pela oxidação anaeróbia do amônio sob condições anóxicas, com o nitrato como acceptor de elétrons (processo

anamnox). Observa-se em literatura que os maiores valores de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal dependem principalmente do tempo de detenção hidráulica que garanta condições anaeróbias ideais (TDH acima de 10 dias), menor carga orgânica aplicada (L_v 200kgDBO/ha.dia)afim de promover o equilíbrio entre as fases metanogênicas e acidogênica para que não ocorra perda de bactérias arqueas metanogênicas no efluente (NAKAMURA& DIAS (2012)).Muitos estudos que utilizam tratamento biológico baseados em lagoas de estabilização relatam eficiências de tratamento com remoção final de nitrogênio amoniacal que variam de 28 a 94% (BASSANI (2010); MEHMOOD & RODRIGUES (2009); MORAVIA (2007); SILVA (2007), porém com valores residuais elevados entre 18 e 890 $mg.L^{-1}$ (MACHADO&FUNARI (2009); HUANG (2008); PLEGRINI & SILVA (2007); DACANAL (2006)), que não se adequam à legislação brasileira vigente.

Portanto, observa-se que a remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados por processos biológicos é limitada, pois raramente atinge níveis significativos de oxidação da amônia, o que implica em custos elevados para as estações de tratamento de lixiviado. Nas literaturas encontradas verifica-se a abissal diferença entre as escolhas das tecnologias utilizadas pelos países desenvolvidos e os países em desenvolvimento. Para os países que pretendem se adequar à legislação vigente, um maior investimento no tratamento de lixiviados torna-se necessário pelos gestores dos aterros. A literatura ressalta ainda que o pré-tratamento das diferentes frações de nitrogênio auxilia os processos biológicos e parece ser uma alternativa viável para os operadores de aterros sanitários.

4.7 AVALIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NAS LAGOAS ANAERÓBIAS

Os valores médios encontrados para o monitoramento de demonstram um lixiviado bruto com conteúdo médio de fósforo total de 23 $mg.L^{-1}$, assim como um leve aumento na saída da lagoa anaeróbia 1 (SLA1) com 26 $mg.L^{-1}$ de fósforo total e na saída da lagoa anaeróbia 2 (SLA2) os valores encontrados foram de 13 $mg.L^{-1}$. Estas concentrações de fósforo total são semelhantes àquelas encontradas por KURNIAWAN et al. (2010) que observaram conteúdo de fósforo total entre 5-100 $mg.L^{-1}$ em lixiviados com mais de 10 anos e KAMARUDIN

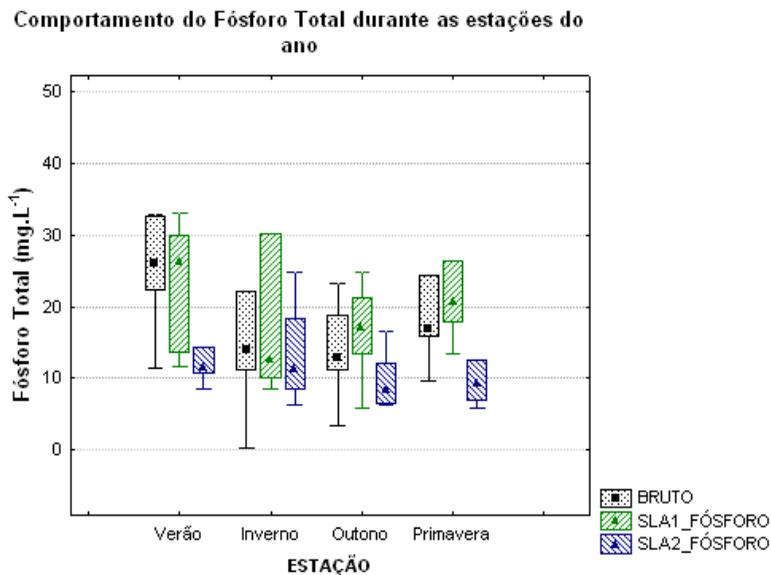
et al. (2014) que encontraram valores de fósforo total entre 19-94 mg.L⁻¹ em aterros sanitários anaeróbicos.

Observou-se grande amplitude de variação das concentrações de fósforo em relação à tendência média em todos os pontos dos perfis da Lagoa Anaeróbia 1 (ELA1, MLA1, FLA1), já que os valores máximos encontrados foram de 100, 127 e 124 mg.L⁻¹, aparentemente influenciados pela quantidade de lodo de fundo ou resultado da decomposição da fração orgânica presente em maiores concentrações na lagoa anaeróbia 1. Resultados semelhantes foram observados por BASSANI (2014) que verificou grande variabilidade para as concentrações dos pontos de coleta dentro das lagoas anaeróbias que oscilaram entre 0,76 e 1,43 mg.L⁻¹, bem como pela organização WSP (2014) que ao avaliar a concentração de fósforo total no aterro sanitário observaram grandes flutuações nas concentrações de fósforo o que pode ter influenciado a ecologia dos microrganismos no sistema de tratamento por lagoa. Os resultados demonstraram que nos meses de agosto a outubro do ano de 2012 as concentrações de fósforo total aumentaram significativamente, comportamento aparentemente influenciado pelas mudanças operacionais do sistema de tratamento do aterro sanitário. A melhor eficiência global alcançada do sistema anaeróbio (SLA2) para este elemento foi de 60% no verão (valores residuais de 14 mg.L⁻¹), 47% primavera (valores residuais de 13 mg.L⁻¹), 37% inverno (valores residuais de 16 mg.L⁻¹) e 33% outono (valores residuais de 11 mg.L⁻¹). Os testes estatísticos de ANOVA e *Spearman* revelaram que as estações do ano influenciaram nos valores médios de fósforo e que no verão a concentração média deste elemento foi maior que no outono.

Os resultados encontrados podem ser corroborados com os de YUSMARTINI (2013) que em estudos para avaliar a composição de lixiviados afirma que as flutuações nas concentrações de fósforo são dependentes da época do ano e da idade do aterro. De modo semelhante GUNES (2014) verificou a influência das estações do ano nas características do lixiviado de uma lagoa de estabilização e observou que as concentrações de fósforo total foram maiores no outono (12 mg.L⁻¹) e primavera (10 mg.L⁻¹) e menores no verão (9,8 mg.L⁻¹) e inverno (9,5 mg.L⁻¹). DACANAL (2006) observou que o lixiviado jovem de um aterro sanitário apresentou, em condições de estiagem, concentrações de fósforo de 23 mg.L⁻¹ e em períodos chuvosos apresentou 10 mg.L⁻¹. Ao contrário, BASSANI (2014) observou em monitoramento realizado em lagoas anaeróbias que as concentrações de

fósforo apresentaram grande variabilidade e não foram influenciadas pelas estações do ano. Na Figura 35 observam-se os distintos comportamentos obtidos para cada lagoa e as diferenças encontradas entre as estações do ano, para Fósforo Total no presente estudo.

Figura 35 - Fósforo total entre as estações do ano.



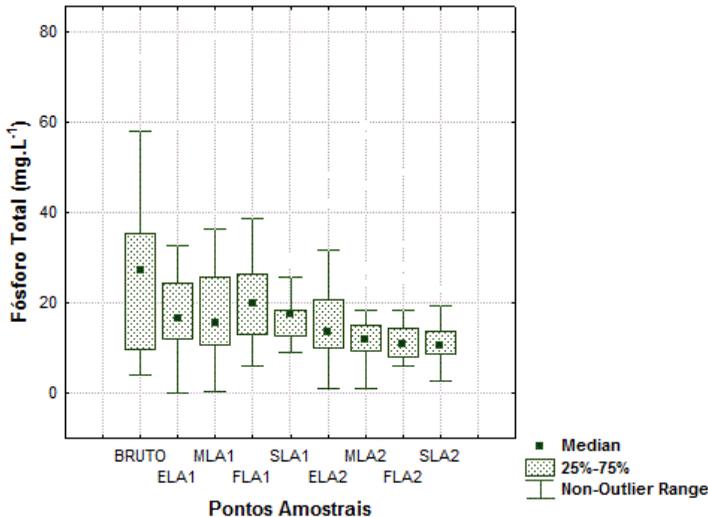
Fonte: A autora

Nota-se que os valores do SLA1 em média não diferiram significativamente dos valores do Lixiviado Bruto (23 mg.L^{-1}), porém em alguns meses de coleta as concentrações apresentaram-se maiores, notadamente os meses de inverno (29 mg.L^{-1}), primavera (35 mg.L^{-1}) e outono (18 mg.L^{-1}). Esta condição pode ter ocorrido devido ao aporte de matéria orgânica presente na lagoa anaeróbia 1 que nitidamente apresentou uma camada de lodo de fundo maior. Já as concentrações de fósforo total da segunda lagoa anaeróbia apresentaram menor variabilidade, exceto nos meses de agosto a outubro de 2012 (inverno) quando ocorreu um acréscimo da concentração (que chegou valores máximos de 45 mg.L^{-1}). Os dados obtidos apresentaram-se dentro das faixas de concentração descritas pela literatura e segundo SOUTO (2009) para aterros sanitários brasileiros o fósforo total possui

concentrações máximas de 260 mg.L^{-1} na fase ácida e chega a 80 mg.L^{-1} na fase metanogênica.

BRITO et al. (2009) em estudo sobre a caracterização físico-química do lixiviado de aterros sanitários provenientes de células com diferentes idades encontraram concentrações de fósforo total que variaram entre 33 e 64 mg.L^{-1} para lixiviados considerados jovens e para lixiviados considerados maduros valores entre 32 e 47 mg.L^{-1} . Observa-se um comportamento distinto da LA2 em relação à primeira lagoa com um decaimento dos valores das concentrações ao longo da lagoa, estabilizando-se ao final do tratamento (SLA2). Os testes estatísticos aplicados (teste de correlação de *Spearman*, com correlação significativa no nível de $0,01$) destacaram correlação positiva das concentrações de Fósforo Total com as variáveis: DBO ($0,2$), DQOt ($0,5$), DQOs ($0,4$), Amônia ($0,5$), NTK ($0,6$) e Nitrato ($0,3$), ou seja, o aumento da concentração de fósforo total para as lagoas anaeróbias do presente estudo foi proporcional ao aumento de matéria orgânica e de algumas formas de nitrogênio. O monitoramento da variável fósforo total ao longo das lagoas anaeróbias total encontra-se na Figura 36.

Figura 36 -Fósforo Total nas lagoas anaeróbias de tratamento.



Fonte: A autora

O sistema de tratamento anaeróbico em média apresentou melhores eficiências de remoção para fósforo total nos meses mais quentes e pH mais alcalinos que favoreceram a precipitação de fosfatos, principalmente na lagoa anaeróbia 2 onde se observou maior estabilidade dos dados, provavelmente devido a menor concentração de lodo de fundo da lagoa. A eficiência do tratamento de fósforo total se comparadas às literaturas encontradas, apresentou-se abaixo do esperado e não atendeu a legislação estadual e nacional vigente devido às concentrações residuais médias encontradas (13 mg.L^{-1}). Segundo os testes estatísticos aplicados o aumento da concentração de fósforo total foi proporcional ao aumento das variáveis: alcalinidade, condutividade, cor e turbidez.

Observou-se também que a diminuição dos valores de pH também foi responsável pelo aumento da concentração de fósforo total das coletas. MODIN et al. (2013), ao realizar análises multivariadas de dados de um monitoramento de um lixiviado de aterro sanitário também sugere que as concentrações de fósforo total são afetadas pelo sinergismo do elemento -traço Cromo e pelo aumento da alcalinidade. LAUERMANN (2007), ao avaliar as características químicas dos efluentes gerados por um aterro controlado que utiliza lagoas de estabilização revelou que, ao aplicar correlação de *Pearson*, o fósforo total foi um dos responsáveis por influenciar o comportamento de elementos-traços como chumbo e zinco no lixiviado.

Outros estudos semelhantes em escala real revelam que o sistema anaeróbico não é capaz de tratar o fósforo total presente em lixiviados, como os resultados encontrados por FIEIRA (2014) que avaliou a eficiência de lagoas anaeróbicas em escala real e apresentou valores residuais médios de 65 mg.L^{-1} , uma eficiência de remoção de apenas 24%. Já APPIAH e colaboradores (2013) avaliaram a eficiência de tratamento de fósforo total de um sistema australiano de lagoas em escala real e verificaram valores residuais de 1.128 mg.L^{-1} , muito acima do esperado mesmo para uma lagoa anaeróbia.

Dentre os trabalhos que reportam sucesso no tratamento de fósforo total por lagoas de estabilização estão os estudo de PALMEIRAS (2014) que verificou ao final do tratamento valores de 4 mg.L^{-1} e eficiência de 64% do sistema em lagoas de maturação no tratamento de lixiviados. SILVA (2007) ao avaliar um sistema em escala piloto composto de lagoas de estabilização operadas em série encontrou eficiência de remoção de apenas 17% e conteúdo de fósforo total de 34

mg.L⁻¹ na lagoa anaeróbia e eficiência global do sistema de 83% para este elemento e valores residuais de 7 mg.L⁻¹ ao final do tratamento.

Alguns autores reportam ainda que a variável fósforo total nem mesmo é detectada em sistemas de tratamento de lixiviado que utilizam lagoas de estabilização em série sendo encontradas baixas concentrações deste elemento entre 0,04 e 0,25 mg.L⁻¹ (MARTINS, 2010; MATHIASSEN, 2006; PELEGRINI et al., 2007). Observa-se que sistemas integrados podem auxiliar no melhor desempenho de tratamentos biológicos, e devem prever a projeção de etapas anóxicas no sistema que possibilitem a seleção e crescimento de microrganismos acumuladores de fosfato. Aliado a estas condições pode-se ainda verificar a influência das variações de carga orgânica em termos de DQO_{Total}, COT e também DBO, o grau de compactação dos solos de aterro sanitários, um maior número de lagoas de polimento ao final do tratamento e o controle da vazão do sistema para otimizar o tratamento de valores residuais de fósforo total (MORAIS & KAYOMBO (2005); BIDONE (2007); NAVES (2013)). Com as informações obtidas em literatura, pode-se avaliar que o tratamento biológico pode alcançar níveis significativos de remoção de fósforo total caso as lagoas de estabilização sejam projetadas para receber um lixiviado com menores cargas orgânicas aplicadas deste elemento. Na tabela 16 encontra-se um resumo das principais análises estatísticas descritivas e o percentual de eficiência de remoção anual e de cada estação das variáveis mensuradas nas unidades (SLA1) e (SLA2) do sistema de tratamento. Os dados referem-se ao monitoramento realizado de Março de 2012 a Julho de 2013.

Tabela 16 - Resultados físico-químicos expressos pela média, desvio padrão, mínimo, máximo e mediana e eficiência média obtida em cada lagoa anaeróbia.

Variável	Estatística	Lagoa anaeróbia 1 (SLA1)			Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2)		
		Afluyente	Efluyente	Eficiência Média	Afluyente	Efluyente	Eficiência Média
DBO₅ (mg.L⁻¹)	N	20	22	13% (anual) 3% Verão 26% Inverno 9% Primavera	22	17	51% (anual) 28% Verão 60% Inverno 64% Primavera
	Média	1212	1232		1232	656	
	Desv. Pad.	702	736		736	465	
	Mínimo	190	315		315	60	
	Máximo	2470	3130		3130	1610	
	Mediana	1045	1104	1104	608		
DQOt (mg.L⁻¹)	N	34	34	10% (anual) 7% Verão 13% Inverno	34	34	46% (anual) 52% Verão 33% Outono 54% Primavera
	Média	2815	2668		2668	1548	
	Desv. Pad.	1357	1285		1285	750	
	Mínimo	470	405		405	114	
	Máximo	6312	5147		5147	3235	
	Mediana	2587	2562	2562	1369		
Variável	Estatística	Lagoa anaeróbia 1 (SLA1)			Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2)		
		Afluyente	Efluyente	Eficiência Média	Afluyente	Efluyente	Eficiência Média
COD (mg.L⁻¹)	N	30	31	11% (anual) 4% Verão 26% Inverno 3% Primavera	31	30	24% (anual) 12% Verão 3% Inverno 28% Outono 51% Primavera
	Média	1246	1086		1086	792	
	Desv. Pad.	1396	600		600	1019	
	Mínimo	117	107		107	214	
	Máximo	8183	2450		2750	5950	
	Mediana	988	923	923	577		
NTK (mg.L⁻¹)	N	34	34	17% (anual) 18% Verão 21% Inverno 11% Primavera	34	34	32% (anual) 46% Verão 4% Inverno 28% Outono 50% Primavera
	Média	877	838		838	553	
	Desv. Pad.	322	276		276	216	
	Mínimo	174	364		364	235	
	Máximo	1498	1498		1498	994	
	Mediana	885	848	848	525		
N-NH₄ (mg.L⁻¹)	N	34	34	8% (anual) 12% Verão 16% Inverno 1% Outono 3% Primavera	34	34	28% (anual) 59% Verão 27% Verão 13% Inverno 22% Outono 50% Primavera
	Média	845	782		782	558	
	Desv. Padrão	328	260		260	213	
	Mínimo	189	237		237	112	
	Máximo	1228	1291		1291	917	
	Mediana	812	783		783	526	
Variável	Estatística	Lagoa anaeróbia 1 (SLA1)			Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2)		
		Afluyente	Efluyente	Eficiência Média	Afluyente	Efluyente	Eficiência Média
Fósforo Total (mg.L⁻¹)	N	30	34	7% (anual) 7% Verão	34	34	50% (anual) 59% Verão 37% Inverno 47% Outono 56% Primavera
	Média	21	26		26	13	
	Desv. Pad.	16	25		25	9	
	Mínimo	7	6		6	6	
	Máximo	100	124		124	49	
	Mediana	16	25	25	9		

Fonte: A autora

Como pode ser observado na tabela 16, o desempenho individual das lagoas não superou as expectativas previstas em projetos de lagoas anaeróbias especialmente para as variáveis nitrogênio amoniacal, carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total Kjeldhal. O material carbonáceo, expresso pela DBO_5 e pela $DQOt$ foi removido satisfatoriamente nas lagoas, destacando-se as elevadas reduções na lagoa de tratamento 2 nos meses de primavera, o que pode estar ligado a fatores como vazão do sistema de tratamento.

O tratamento primário nas lagoas anaeróbias 1 obteve a redução média anual de apenas 13% enquanto a lagoa anaeróbia 2 um valor de eficiência média de 50% da DBO_5 , o que converge com os dados descritos em literatura especializada na qual aponta-se eficiências de 50% a 70% para unidades (VON SPERLING, 2002). A média de DBO de lixiviado bruto durante o estudo foi de 1212 mg.L^{-1} , com um desvio padrão de 790 mg.L^{-1} , ou seja, com alta concentração de material orgânico característico de lixiviados de aterros sanitários. A maior remoção das frações das variáveis físico químicas avaliadas ocorreu na lagoa anaeróbia 2 nos meses referentes à primavera (tabela 16), quando a vazão do sistema de tratamento obteve médias de $40 \pm 36 \text{ m}^3.\text{dia}$, consideradas muito baixas em comparação à demais estações do ano.

4.8 AVALIAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO E TOXICIDADE DAS LAGOAS ANAERÓBIAS

4.8.1 Presença de Elementos-Traço no Lixiviado Bruto e Lagoas Anaeróbias

Os resultados obtidos evidenciaram que o lixiviado bruto apresentou maiores concentrações de Cromo e menores de Chumbo, com valores residuais médios de $0,36 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente, dados em conformidade com as normas de lançamento de efluentes segundo legislação brasileira (CONAMA 430/2011) como apresentado na Tabela 29. Observa-se que o Cr foi o elemento que apesar de apresentar em média as concentrações abaixo dos padrões de lançamento de efluente, também apresentou valores maiores ou iguais às concentrações que causam efeito agudo ($0,52 \text{ mg.L}^{-1}$ em outubro de 2012 e $0,73 \text{ mg.L}^{-1}$ em junho de 2013). LIMA (2006) encontrou em lixiviado de aterro sanitário níveis menores com $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de Cromo e $0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ de Chumbo.

Os resultados apresentados na Tabela 17 revelam que em média o sistema anaeróbico apresentou concentrações de elementos zinco, níquel e chumbo, abaixo dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira (CONAMA 430, 2011) e com reduções médias de 57% para zinco, 25% para níquel e 32% para chumbo. Observou-se a diminuição das concentrações de elementos traços zinco e chumbo principalmente nas estações verão e outono para a maior parte dos dados obtidos.

Tabela 17- Resultados encontrados comparados à Resolução Conama 430.

Elementos-traços (mg.L⁻¹)	Bruto	SLA1	SLA2	Conama 430	CCEA**
Zn	0,16	0,14	0,08	5	0,50
Ni	0,31	0,22	0,19	2	2,60
Cd	0,11	0,09	0,09	0,2	0,065
Cr	0,39	0,21	0,28	0,5	0,50
Cu	0,19	0,13	0,13	1	0,01
Pb	0,12	0,10	0,07	0,5	0,45

**CCEA: Concentração que causa efeito agudo (mg.L⁻¹) conforme CETESB (1990b)

*Padrões de Lançamento Conama 430 (2011).

Fonte: A autora

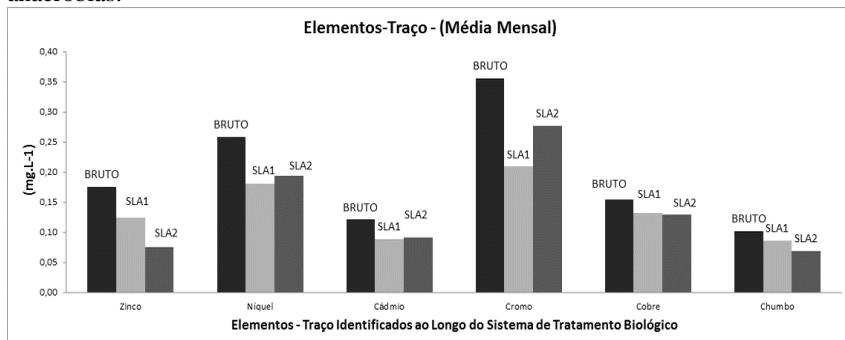
Já o elemento cádmio manifestou diminuição da concentração na saída do tratamento anaeróbico (SLA2) com média de 66% e 45% de redução deste elemento no verão e primavera respectivamente, com valores residuais de 0,09 mg.L⁻¹ o que demonstra que ocorreu a atenuação deste elemento e que este não afetou a digestão anaeróbica. Porém observou-se que apenas o cádmio apresentou valores acima do permitido pela legislação nos meses de verão (janeiro/2013, com 0,31mg.L⁻¹) e inverno (mês de maio/2013, com 0,20 mg.L⁻¹). Para o elemento traço Cobre o sistema anaeróbico apresentou atenuação média nos meses de verão de 53% (para SLA1), 75% (para SLA2) e apenas 16% no inverno (SLA2), com valores residuais médios de 0,13 mg.L⁻¹ na saída de cada lagoa. Estes dados revelam que estas concentrações de Cu não afetam a digestão anaeróbica, pois estão abaixo do limite esperado (5 mg.L⁻¹) segundo KAWAI (2012). As concentrações de Cu nas amostras de lixiviado estão abaixo dos padrões de lançamento de efluente, porém acima ou igual às concentrações que causam efeito agudo exceto para amostra do mês de fevereiro/2013.

NAGASHIMA (2009) ao analisar vários pontos ao longo de um sistema de tratamento de lixo por lagoas de estabilização verificou variações nas concentrações do Pb total cujos teores foram de 2,65 mg.L⁻¹ dentro da lagoa anaeróbia e 0,69 mg.L⁻¹ na lagoa de polimento. Segundo KAWAI (2012) a inibição de processos anaeróbios pode ocorrer se as concentrações de metais estiverem muito acima do limite como: 10 mg.L⁻¹ de Cromo e 500mg.L⁻¹ de Chumbo.

AZIM et al. (2011) ao avaliar as características de lixo tratado por lagoas de estabilização encontraram concentrações elevadas, principalmente de zinco (5 mg.L⁻¹), em poços de monitoramento e concluíram que os níveis mais elevados de elementos traços foram particularmente maiores durante estações chuvosas, quando o fluxo de lixo aumentou na área do aterro.

Em comparação ao estudo de LIMA (2006) que avaliou um sistema de tratamento de lixo composto por uma lagoa anaeróbia, um reator UASB e uma lagoa facultativa verificou-se que o elemento cádmio apresentou maiores eficiências médias de remoção que chegaram a 71% e concentrações residuais de 0,091 mg.L⁻¹. ISLAM et al. (2013) observaram a presença de cádmio com valores de 4,3 mg.L⁻¹ em poços de monitoramento de aterros sanitários. MANSOURI et al. (2014), avaliaram as concentrações de elementos-traço para diferentes estações do ano e verificaram através de correlações estatísticas que a concentração média de chumbo (entre 0,20 e 0,45 µg.L⁻¹) apresentou níveis mais altos na estação inverno. NAGASHIMA (2009) encontrou concentração média de cobre na lagoa anaeróbia de 0,37 mg.L⁻¹ e 0,128 mg.L⁻¹ na saída do tratamento (lagoa de polimento), com oscilações no período de novembro a abril e valores que atingiram maiores concentrações nos meses de verão (maior concentração das chuvas no município). Na Figura 37 ilustra-se a variação dos elementos-traço no sistema de tratamento anaeróbio do presente estudo.

Figura 37 - Valores médios de elementos traços identificados nas lagoas anaeróbias.



Fonte: A autora

Apesar das observações obtidas com o monitoramento dos principais íons metálicos, não foi possível concluir quais fenômenos foram preponderantes para a atenuação destes elementos no sistema. Segundo FARIA (1996) e CHRISTENSEN et al. (2001) num sistema de tratamento baseado em lagoas anaeróbias o processo de redução da concentração de elementos-traço ocorre principalmente devido a mecanismos de sorção e precipitação destas substâncias. O pH é uma das variáveis físico químicas que influencia fortemente estes mecanismos e definem o comportamento das espécies metálicas em lixiviados de aterros sanitários. No presente estudo, os pontos amostrais da Lagoa Anaeróbia 1 apresentaram valores médios de pH entre 8,0 e 8,3 e na Lagoa Anaeróbia 2 para todos os pontos o pH apresentou valor médio de 8,5.

Segundo SINGH et al., (2013), existe correlações positivas entre o aumento das concentrações de zinco e as concentrações de carbono orgânico dissolvido, bem como aumento da concentração de cobre em pH igual a 9, devido à formação de complexos solúveis. SALLEHH et al., (2013), não observaram um padrão coerente ou tendência significativa no comportamento dos elementos-traço ao longo de um sistema de tratamento por lagoas e justificaram a influência das chuvas na composição química do lixiviado.

Para adequação ambiental dos níveis de elementos-traços no efluente final torna-se importante avaliar a solubilidade destes compostos no lixiviado e os fenômenos que ocorrem entre estas substâncias e os resíduos contidos nas células do aterro. Ainda que as concentrações médias dos elementos traços avaliadas apresentem-se

dentro dos limites de emissão impostos pela legislação brasileira, o presente estudo verificou que em determinados momentos, para alguns elementos-traço (Cd, Cu e Cr), o limite foi extrapolado. Estas condições justificam a necessidade de tratamentos complementares aos sistemas biológicos que utilizam lagoas de estabilização. Pesquisas recentes demonstram que a conjunção de tratamentos biológicos e físico-químicos torna os sistemas de tratamentos mais eficientes. Recentemente XUE et al. (2014) avaliou as cinzas provenientes de resíduos sólidos incinerados que demonstram boa aplicabilidade como adsorventes no tratamento de elementos traços do lixiviado, devido à grande área superficial específica, elevados valores de pH e óxidos metálicos abundantes. NAGASHIMA (2010) também ressalta que o coagulante tanino é eficaz na remoção de metais, especialmente dos elementos Mercúrio (Hg) e Alumínio (Al). Portanto, a aplicação de métodos adicionais para a remoção de metais remanescentes pode assegurar o atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação.

4.8.2 Toxicidade do Lixiviado Bruto e Lagoas Anaeróbias

Os resultados dos ensaios de toxicidade do lixiviado das lagoas anaeróbias são apresentados na Tabela 18 e foram monitorados ao longo de um ano. Os dados obtidos seguem os critérios estabelecidos sobre toxicidade pela Portaria da Fundação de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Portaria 017/2002-FATMA) para efluentes de aterro sanitário de resíduos urbanos.

Tabela 18- Resultados dos testes de toxicidade aguda do lixiviado nas lagoas anaeróbias

Teste de Toxicidade Aguda do Lixiviado						
Data	Lixiviado Bruto		SLA1		SLA2	
	CE _{50,48h}	Fator de Diluição	CE _{50,48h}	FD	CE _{50,48h}	Fator de Diluição
17/09/2012	6	32	7	16	9	16
29/10/2012	6	64	4	64	5	32
26/11/2012	3	64	8	32	16	32
17/12/2012	4	48	7	24	18	8
21/01/2013	2	128	6	32	11	16
18/02/2013	3	96	6	32	8	32
18/03/2013	7	32	9	32	13	32
29/04/2013	25*	32	6	32	13	16
28/05/2013	18*	4	9	16	15	16
24/06/2013	4	32	7	32	6	16
29/07/2013	8	32	9	32	9	32
26/08/2013	34*	32	8	16	12	16
24/09/2013	10	64	9	32	11	16

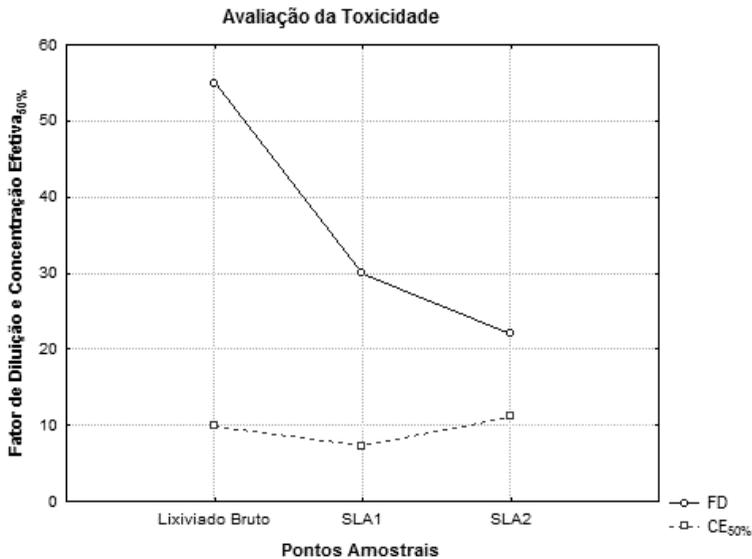
(*):Nestas datas ocorreram interferências operacionais durante a coleta do lixiviado bruto. Fonte: A autora

Segundo os dados da Tabela 18, nenhuma das amostras se enquadraria nas condições para o lançamento dos efluentes em corpos receptores, já que os lixiviados das SLA1 e SLA2 apresentaram Fator de Diluição médio de 30 e 22, respectivamente, sendo o limite máximo permitido por legislação o FD 8. Observa-se ainda que nos meses de abril, maio e agosto de 2013, a CE₅₀ do lixiviado bruto apresentou-se elevada o que pode ser reflexo das interferências operacionais já citadas na metodologia. Ao se verificar os dados de CE_{50,48h}, sem considerar as datas citadas, pôde-se observar uma diminuição de apenas 41% da toxicidade na saída do tratamento anaeróbio (SLA2) embora nos meses de verão o tratamento alcançou FD de 16 e 8, sendo este último considerado compatível com a legislação estadual. Foram realizadas correlações existentes entre os resultados das variáveis físico-químicas e a CE_{50, 48h}, para *Daphnia magna* e observou-se que nas amostras procedentes da Lagoa Anaeróbia 1 a presença do elemento-traço níquel apresentou um $r^2 = 0,88$.

Segundo STUM & MORGAN (1996), a presença de níquel provavelmente ocorreu devido à depleção de O₂ do sistema de tratamento que facilita a redução e dissolução de óxidos metálicos e

libera cátions metálicos ou oxiânions. Apesar do níquel apresentar-se abaixo da concentração que causa efeito tóxico nas lagoas anaeróbias ($2,6 \text{ mg.L}^{-1}$, conforme legislação brasileira, Conama 430) sabe-se que este elemento em presença de zinco e cobre, por efeito sinérgico, aumenta a sua toxicidade (LIN,1993). Já nas pesquisas de XAVIER et al. (2014) foi possível observar valores de 22 mg.L^{-1} de níquel em lixiviados de aterros sanitários. Para a presente pesquisa os resultados demonstram que a $CE_{50,48h}$ das amostras ao longo do tratamento anaeróbio não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre elas, mas exibiram uma tendência da diminuição da toxicidade conforme ilustrado na Figura 38.

Figura 38 - Toxicidade das amostras de lixiviados das lagoas anaeróbias



Fonte: A autora

Alguns coeficientes de correlação aferidos entre $CE_{50,48h}$ e os dados físico-químicos revelaram fracas relações entre a variável cor e amostras oriundas da LA1 (0,63), bem como entre o elemento traço Chumbo em amostras da LA2 (0,67). Os valores da $CE_{50,48h}$ médios no tratamento anaeróbio foram de 7% na SLA1 (considerado muito tóxico) e 11% (lixiviado tóxico) na SLA2 e aumentou conforme a diminuição

do pH das lagoas. Apesar de não ter se observado correlação entre a CE_{50} e os valores de pH, observou-se valores mais alcalinos na Lagoa Anaeróbia 1 com médias de 8,1 e oxigênio dissolvido de $0,26 \text{ mg.L}^{-1}$, diferente do pH encontrado na Saída da Lagoa Anaeróbia 2 que se apresentou mais neutro com média de 7,8 e oxigênio dissolvido de $0,24 \text{ mg.L}^{-1}$. Ao contrário do que se encontra em literaturas recentes, não foi possível observar correlações significativas entre as demais variáveis físico-químicas (condutividade elétrica, NTK ou nitrogênio amoniacal) e as $CE_{50,48h}$ obtidas no presente estudo. Resultados distintos encontraram MANNARINNO et al. (2013) ao avaliar os impactos de lixiviados num tratamento combinado com esgotos domésticos, onde verificou que todas amostras de lixiviado de lagoas de estabilização foram tóxicas para *Daphnia similis* com $CE_{50,48h}$ entre 4 a 18% e que houve correlações positivas ($p < 0,05$) entre toxicidade aguda e as variáveis analisadas como pH, condutividade elétrica, NTK e nitrogênio amoniacal.

No presente estudo o grau da toxicidade das amostras dos lixiviados foi estabelecido segundo a proposição de MARSALEK et al. (1999), onde: lixiviado não tóxico possui $CE_{50} > 100$; potencialmente tóxico $100 > CE_{50} > 40$; lixiviado tóxico $40 > CE_{50} > 10$ e muito tóxico $CE_{50} < 9$. O lixiviado Bruto e da Saída da Lagoa Anaeróbia 1 apresentaram características de efluente muito tóxico e na Saída da Lagoa Anaeróbia 2 propriedades tóxicas, o que ressalta a tendência à diminuição da toxicidade do sistema que apresentou letalidade de 100% em $CE_{50,48h}$ mínima de 2% e máxima de 10% no lixiviado bruto e menor letalidade em média na saída da lagoa anaeróbia (SLA2) com $CE_{50,48h}$ mínima de 5% e máxima de 18%. Em estudos semelhantes WIDZIEWICZ et al. (2012) ao avaliar lixiviado antigo tratado por processos biológicos verificou forte genotoxicidade para células de *Daphnia magna*. ARAÚJO et al. (2012) demonstraram através da avaliação da toxicidade aguda com organismo teste *Daphnia similis*, que lixiviados de aterro sanitário e controlado apresentaram letalidade de 100% dos organismos (em $FD=8$) e em lixiviado oriundo de lixão, a letalidade foi de 50% em $FD=2$. Já em estudos da Agência de Proteção Ambiental do Canadá observou-se que a exposição de *Daphnia magna* a $2,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de Cr (VI) por sete dias causou uma redução de 22% no número de jovens produzidos e que a menor concentração letal média de Cr (III) foi de $6 \mu\text{.L}^{-1}$ (WSP, 2014).

Segundo PABLOS et al. (2011) & CARNIATO et al. (2007) a correlação entre a CE_{50} e as variáveis físico-químicas do lixiviado não

deve ser considerada uma relação de causa-efeito, mas uma associação entre estas variantes e as substâncias tóxicas, bem como ao sinergismo existente entre os diferentes elementos presentes no lixiviado. Outros autores revelam ainda que os testes de toxicidade com *Daphnia magna* podem desconsiderar possíveis interações entre diferentes contaminantes, como sinergia ou adição (COOPER et al., 2009). Isto se confirma nos recentes estudos de BRKANAC et al. (2014) que relataram que a forte toxicidade de lixiviados brutos em organismos testes só pode ser parcialmente atribuída à amônia e níveis relativamente baixos de elementos traços.

Em divergência com o presente estudo, onde se encontrou letalidade média de 11% ao final do tratamento anaeróbico, no estudo de SUZUKI et al.(2013) ao utilizar *Daphnia similis* para avaliar a toxicidade de aterro sanitário de Limeira-SP, encontrou-se uma $CE_{50,48h}$ de 8% no lixiviado bruto e após tratamento preliminar por *stripping* de amônia seguido de tratamento biológico, os efeitos de imobilidade e/ou letalidade para *Daphnia magna* não ocorreram. Segundo OSADA et al. (2011) em estudos de caracterização de lixiviado de aterros sanitários no Japão revela que a contribuição da nitrogênio amoniacal na toxicidade de lixiviados de aterros foi calculada como 59% da toxicidade total do lixiviado de aterro. Mesmas observações relatadas por MODIN (2013) que observou estreita relação entre a concentração de íons amônio ($N-NH_4$) e a toxicidade de *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Lemna minor*.

Diferentes estudos sobre a toxicidade aguda de lixiviados trazem evidências de que as substâncias presentes neste efluente são capazes de induzir danos genéticos (BAKARE et al., 2013). As causas desta toxicidade são de difícil elucidação já que muitos efeitos sinérgicos entre as substâncias podem estar envolvidos, como: a formação de compostos orgânicos, biodisponibilidade de metais e a geração de compostos nitrogenados, como o nitrato e a amônia (MENDONÇA, 2010). Os resultados do presente estudo revelam a necessidade permanente do monitoramento da qualidade do lixiviado e a busca por tratamentos mais eficientes como forma de proteção aos ecossistemas terrestres e aquáticos, já que nem sempre os tratamentos biológicos alcançam uma efetiva remoção da toxicidade em atendimento à legislação, como foi observado nos dados obtidos.

4.9 ENSAIOS NICTEMERAIS

Para avaliar o comportamento das lagoas de estabilização em diferentes estratos realizaram-se dois perfis nictemerai (24 horas): um na primavera de 2012 e outro no inverno de 2013 nas duas lagoas em escala real. O critério utilizado para os ensaios de variabilidade temporal das lagoas anaeróbias (LA1 e LA2) baseou-se nas possíveis diferenças de eficiência de tratamento entre o período de estiagem (que se inicia na primavera) e o período de chuvas (que se inicia próximo aos meses de inverno) das variáveis físico-químicas. Os resultados encontram-se resumidos nas Tabelas 19 e 20.

Tabela 19- Média dos valores das variáveis físico-químicas na estação primavera (2013).

Ensaio Nictemeral - 12/10/2012								
Lagoas Anaeróbias	Pontos(m)	pH	Turbidez (NTU)	T°C	DQOt (mg.L ⁻¹)	DQOf (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)
LA1	0,5	7,9	198	19,9	2534	1790	1511	214
LA1	1,7	7,9	112	20,3	2380	1944	1895	211
LA1	3	7,8	ND*	20,0	3254	1507	2019	451
LA2	0,5	8,2	148	20,1	1958	1470	261	242,5
LA2	1,7	8,1	120	20,6	2214	1598	560	206
LA2	3	7,9	146	19,7	2862	1190	1101	276

*ND: Não determinado. Fonte: A autora

A escolha dos pontos amostrais entre uma estação e outra diferiu devido às condições das coletas já que em 2012 observou-se em ensaios de batimetria uma grande concentração de lodo de fundo das lagoas (sendo que a altura chegou a somente 3,0 metros de profundidade na estação primavera), que provocou interferências no momento da coleta como o entupimento da mangueira nos coletores. Outra dificuldade encontrada no ensaio nictemeral da primavera de 2012 refere-se à perda do aparelho de medição de pH e temperatura no momento das coletas e em decorrência disto o monitoramento destas variáveis foi incompleto.

Tabela 20- Média dos valores das variáveis físico-químicas na estação inverno (2013).

Ensaio Nictemeral - 09/08/2013								
Lagoas Anaeróbias	Pontos(m)	pH	Turbidez (NTU)	T°C	DQOt (mg.L ⁻¹)	DQOf (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)
LA1	0,7	8,3	85	20,2	1818	1851	844	13441
LA1	1,5	8,2	91	20,0	1772	1615	1224	1227
LA1	3,5	7,8	220	21,1	3138	1368	1608	564
LA2	0,7	8,1	81	20,3	2206	912	436	7619
LA2	1,5	8,0	82	20,5	1335	1772	612	8685
LA2	3,5	7,8	94	21,8	2541	1910	1036,0	2099

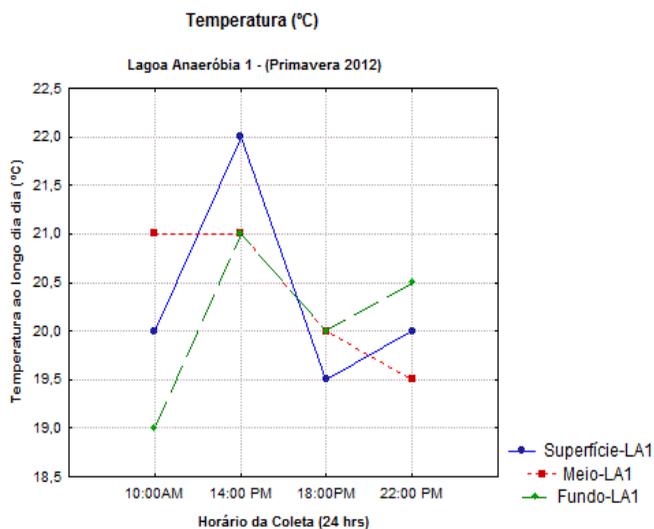
Fonte: A autora.

Para a variável temperatura observou-se que houve pouca diferença entre as duas lagoas anaeróbias, com dados que variaram de 18 a 23°C. Na Lagoa Anaeróbia 1 as menores temperaturas do lixiviado foram encontradas no estrato do fundo (3m) durante a coleta da primavera de 2012, com temperaturas de 19°C às 10h00 min e na coleta de inverno de 2013 a menor temperatura apresentada foi no estrato do meio (1,5m) com valor mínimo de 18°C às 22h00 min.

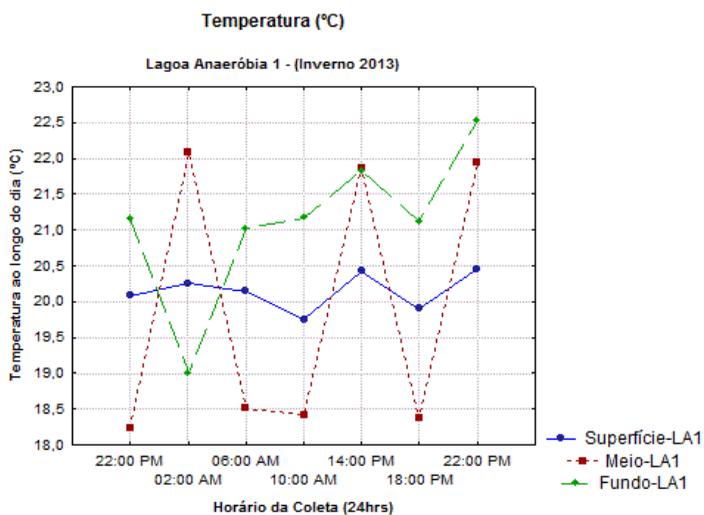
No ensaio nictemeral realizado na estação primavera a temperatura dos estratos superfície e fundo da LA1 apresentaram comportamento semelhante, com variação da temperatura em intervalos de quatro em quatro horas, sendo o pico máximo alcançado na coleta das 14h00 min do período da tarde (22°C), conforme se observa na Figura 38-A. Na estação inverno, observou-se menor variabilidade dos dados na lâmina de lixiviado da superfície da Lagoa Anaeróbia 1 (0,5m), com média de 20°C e sazonalidade nos valores de temperatura do estrato do meio (1,7m) onde se observou valores máximos de 22°C num intervalo de 12 horas. Nas Figuras 39 A e 39 B observa-se o comportamento da variável temperatura para a Lagoa Anaeróbia 1.

Figura 39 - Temperatura da Lagoa Anaeróbia 1 - Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).

A.



B.



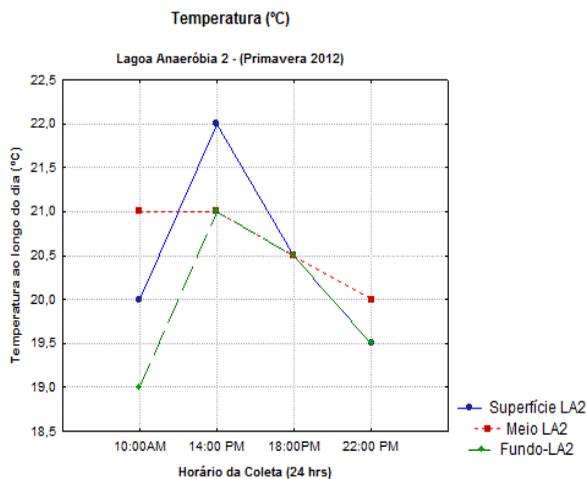
Fonte: A autora.

Na Lagoa Anaeróbia 2o que se observou foi um comportamento semelhante ao da Lagoa Anaeróbia 1 para a coleta da primavera de 2012, com valores máximos de 22°C às 14:00hrs PM e mínimos às 10:00hrs AM. Na coleta do Inverno de 2013, as amostras do fundo da Lagoa Anaeróbia 2 (coletadas a 3,5m de profundidade) apresentaram valores máximos de 22,5°C de temperatura e mínimos de 20,3°C às 02:00 da manhã.

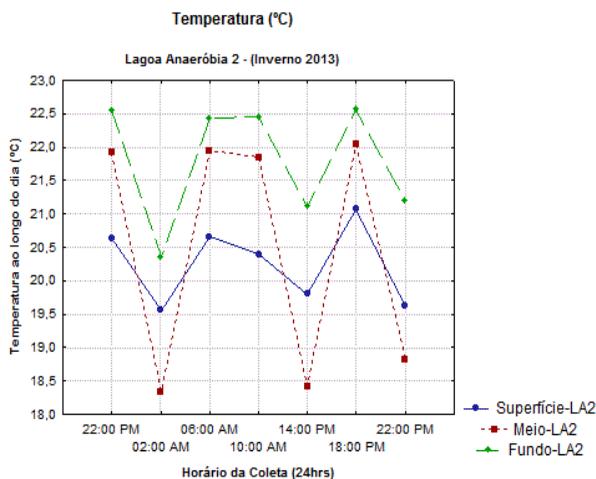
Observou-se ainda diferença sazonal de quatro em quatro horas para todas as amostras coletadas, com exceção do horário matutino entre as 06:00 e 10:00 onde a temperatura permaneceu estável para o fundo da lagoa (com máximo de 22,5°C), meio da lagoa (com valores máximos de 22°C) e superfície da lagoa (valores máximos de 20,5°C). Distintos da Lagoa Anaeróbia 1, os menores valores de temperatura encontrados para a Lagoa Anaeróbia 2 ocorreram nomeio da lâmina de lixiviado com 18°C às 02h00min e 14h00min. Nas Figuras 40 A e 40 B observa-se o comportamento da variável temperatura para a Lagoa Anaeróbia 2.

Figura 40 - Temperatura da Lagoa Anaeróbia 2 - Primavera 2012 (A) e no Inverno 2013 (B).

A.



B.



Fonte: A autora

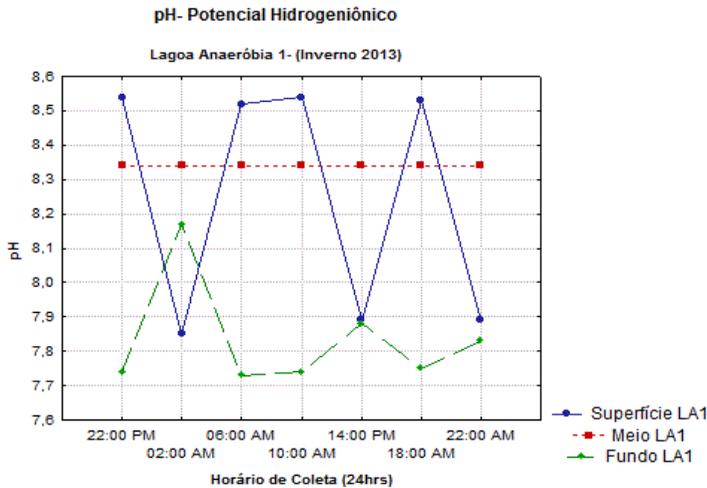
Devido às dificuldades operacionais já mencionadas acima, a variável pH não pôde ser mensurada para a estação primavera de 2012. O ensaio nictemeral do Inverno de 2013, na Lagoa Anaeróbia 1 (Figura 50-A), revelou que o pH do meio da lâmina de lixiviado (localizado a

1,5m) não apresentou variações. Observou-se ainda comportamento distinto entre as amostras da superfície e do fundo: enquanto o pH diminuiu na superfície chegando a 7,8 às 02h00min, o valor na amostra do fundo da lagoa no mesmo horário chegou a 8,2.

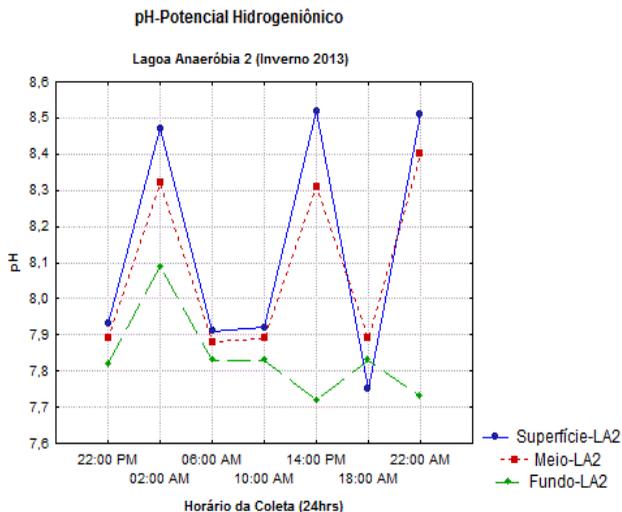
Para a estação inverno na Lagoa Anaeróbia 2 (Figura 41-B), valores de pH mais alcalinos foram encontrados nas amostras coletadas na superfície da lagoa às 02h00 min, 14h00 min e 22h00 min, com valores máximos de pH igual a 8,52. No estrato do fundo coletado a 3,5m da Lagoa Anaeróbia 2 os valores de pH apresentaram-se mais próximos da neutralidade com valores médios de 7,84. Observou-se que quanto maior a temperatura, menores foram os valores de pH. A mudança de pH ao longo do dia para os três estratos da Lagoa Anaeróbia 2 ocorreu com variação temporal de quatro em quatro horas, exceto entre o horário das 06h00 min e 10h00 min, para todas as amostras.

Figura 41 – pH no inverno 2013 da Lagoa Anaeróbia 1 (A) e Lagoa Anaeróbia 2 (B).

A.



B.



Fonte: A autora.

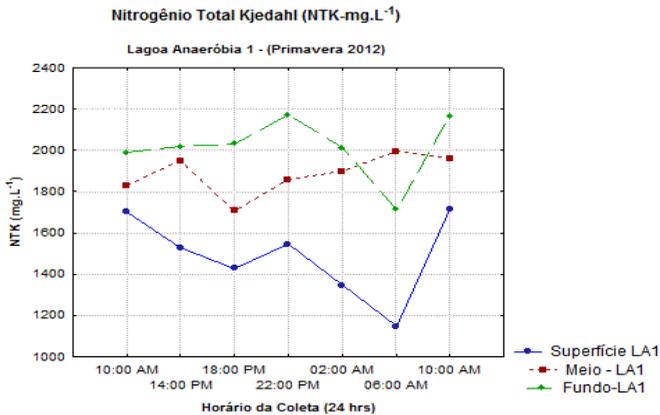
Nos ensaios nictemerais realizados também foram mensurados dados da variável NTK para a Lagoa Anaeróbia 1. Observou-se que em média nas coletas de inverno ocorreram as menores concentrações de NTK quando comparados à estação primavera. A amostra da lâmina do fundo apresentou concentração superior às demais lâminas de lixiviado nas duas estações do ano avaliadas, devido à influência da maior camada de lodo de fundo da lagoa. Para LA1 no ensaio nictemeral da primavera de 2012 observou-se semelhanças no comportamento das amostras do fundo e da superfície, com valores máximos de NTK de 2173 mg.L^{-1} e 1714 mg.L^{-1} , respectivamente (Figura 51-A).

Para a estação inverno no intervalo de 24 horas de coleta da LA1, observou-se que na lâmina da *superfície* o NTK apresentou 980 mg.L^{-1} (início da coleta) e ao final da coleta 1148 mg.L^{-1} . No estrato do *Meio* a variação de NTK em 24 horas foi de 728 mg.L^{-1} para 1372 mg.L^{-1} , concomitante ao aumento de $3,5^\circ\text{C}$ da temperatura. Após 24 horas de intervalo entre as coletas registrou-se aumento do NTK de 1484 mg.L^{-1} para 1876 mg.L^{-1} na camada do *fundo* da LA1, sendo o único estrato

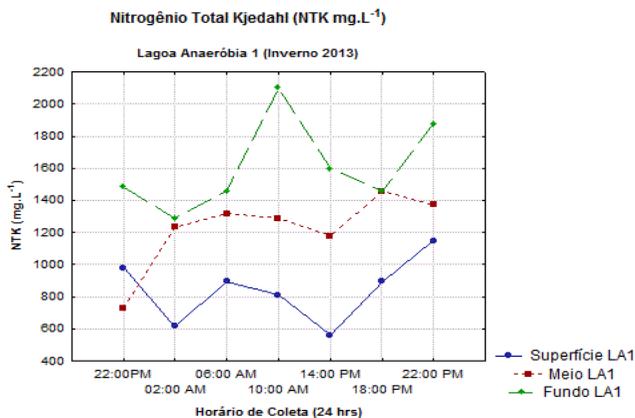
onde o pH, também, aumentou durante este intervalo de tempo (passou de 7,74 para 7,83). Aparentemente no intervalo de 24 hrs entre as coletas, o aumento da temperatura em cada lâmina de lixiviado foi preponderante para o aumento das concentrações de NTK (Figura 42-B).

Figura 42- NTK na Lagoa Anaeróbia 1 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).

A.



B.



Fonte: A autora.

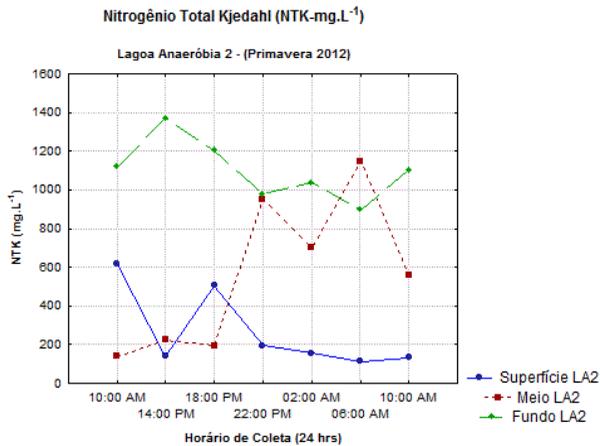
Para Lagoa Anaeróbia 2 no ensaio nictemeral da primavera de 2012 as concentrações de NTK variaram entre 896-1372mg.L⁻¹ para a amostra do *fundo* da lagoa, de 140-1148mg.L⁻¹ na lâmina do *meio* e de 112-616mg.L⁻¹ na *superfície*. A estação inverno também apresentou em média menores concentrações de NTK quando comparadas à estação primavera.

Diferente da Lagoa Anaeróbia 1 não foi possível observar sazonalidade no intervalo de 24 horas devido à grande variabilidade dos dados como demonstra a Figura 43-A e Figura 43-B. No ensaio nictemeral do Inverno (2013) para a Lagoa Anaeróbia 2 observou-se que as concentrações de NTK diminuíram com o decréscimo da temperatura em cada lâmina de lixiviado, exceto para o estrato do fundo onde a temperatura aumentou.

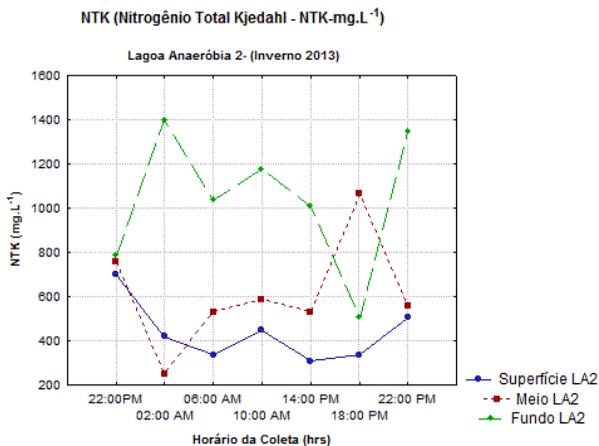
A variação horária do NTK na Lagoa Anaeróbia 2 na estação inverno apresentou decréscimo na lâmina da *Superfície*(com concentração inicial de 700mg.L⁻¹ e ao final um valor de 504mg.L⁻¹) entre o intervalo de 24 horas. O mesmo comportamento ocorreu para a lâmina do *Meio* com NTK inicial de 756mg.L⁻¹ às 22h00min e NTK final de 500mg.L⁻¹ após 24 horas. Para a camada do *Fundo* após 24 horas registrou-se aumento do NTK de 784mg.L⁻¹ para 1344mg.L⁻¹. Nesta lagoa o valor do pH das amostras diminuiu de acordo com a profundidade da coluna de lixiviado e sugere-se que esta variável foi preponderante para o aumento da concentração de NTK.

Figura 43 - NTK na Lagoa Anaeróbia 2 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).

A.



B.



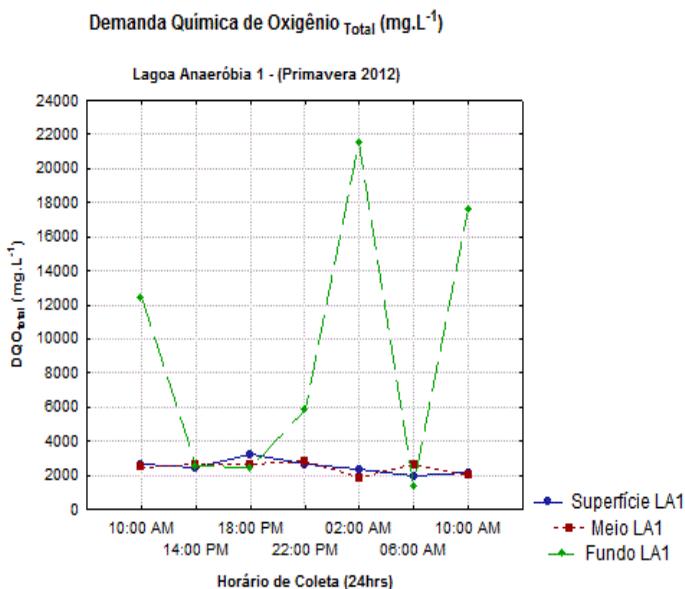
Fonte: A autora

Os ensaios nictemerais realizados em duas estações distintas também avaliaram a variação da DQO_{Total} em cada lagoa anaeróbia e os

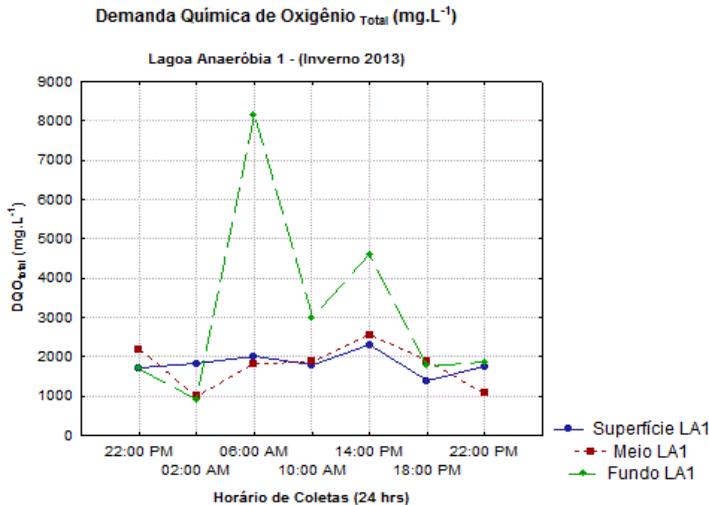
resultados podem ser visualizados nas Figuras 44-A e Figura 44-B. Como esperado, em média a amostra do fundo apresentou concentração superior às demais lâminas de lixiviado nas duas Lagoas Anaeróbias das duas estações do ano avaliadas e os dados demonstraram maior variabilidade para esta mesma camada. No primeiro ensaio nictemeral realizado (primavera 2012) observou-se que a menor variabilidade das concentrações foi observada nas amostras da superfície e do meio, com valores máximos de DQO_{Total} de 3243mg.L^{-1} e 2847mg.L^{-1} , respectivamente. Na estação inverno (agosto de 2013) apresentou-se menores concentrações médias de DQO_{Total} quando comparadas à estação primavera, com valores máximos de 2296, 1772 e 3138mg.L^{-1} na superfície, meio e fundo, respectivamente.

Figura 44 - DQO_{total} na Lagoa Anaeróbia 1 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).

A.



B.



Fonte: A autora

Não foi possível deduzir qualquer tipo de variação horária já que os dados apresentaram grande variabilidade. Na estação inverno a média dos valores de DQO_{Total} da Lagoa Anaeróbia 1 para todos os pontos foram maiores durante o dia (Superfície: 1865mg.L^{-1} , Meio: 2035mg.L^{-1} e Fundo: 4379mg.L^{-1}). Não se encontrou o mesmo padrão na estação primavera para a DQO_{Total} mesma lagoa onde as variações diárias de DQO foram maiores somente na superfície da lagoa para os horários diurnos e apresentou elevadas concentrações nas demais lâminas de água nos horários da noite (meio e fundo da lagoa). Comportamento diferente da Lagoa Anaeróbia 2 que durante o inverno apresentou concentrações médias elevadas para todos os pontos no período da noite (Superfície: 3453mg.L^{-1} , Meio: 1501mg.L^{-1} e Fundo: 3388mg.L^{-1}) e na estação primavera estas concentrações foram maiores durante o dia (Superfície: 2589mg.L^{-1} ; Meio: 2131mg.L^{-1} e Fundo: 3758mg.L^{-1}).

No ensaio nictemeral do inverno (2013) para a Lagoa Anaeróbia 1 observou-se que os valores de turbidez apresentaram pouca variação

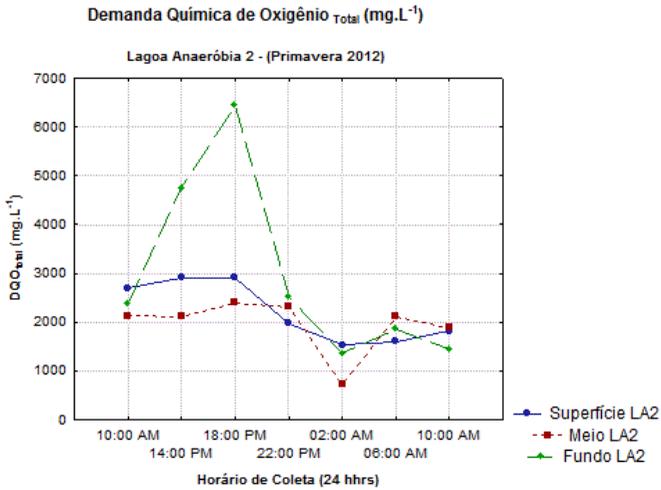
ao longo do dia com valores médios de $85 \pm 0,8$ NTU para amostras da superfície e valores médios de 91 ± 6 NTU para amostras do meio da LA1. Os valores de turbidez para LA1 encontrados revelam maior presença de sólidos normalmente na camada do fundo da lagoa com valores máximos de 460 NTU. Encontrou-se também o valor de 103 NTU no meio da lagoa, exatamente no período das 14:00 hrs PM e que pode ter influenciado a concentração da DQO_{total} desta coleta. Ao se observar os valores médios do pH encontrados verificou-se que a diminuição desta variável de 8,25 para 7,83 pode ter influenciado no aumento da concentração de valores médios de matéria orgânica para esta lagoa que apresentou 1818 mg.L^{-1} na superfície e no fundo 3138 mg.L^{-1} .

Para Lagoa Anaeróbia 2 no ensaio nictemeral da primavera de 2012 as concentrações de DQO_{Total} variaram entre $1540\text{-}2918 \text{ mg.L}^{-1}$ para a amostra da superfície da lagoa, de $715\text{-}2394 \text{ mg.L}^{-1}$ na lâmina do meio e de $1358\text{-}6442 \text{ mg.L}^{-1}$ no fundo. Ao contrário das demais variáveis observadas, a estação primavera apresentou em média maiores concentrações de DQO_{Total} quando comparadas à estação inverno. Também não foi possível observar sazonalidade no intervalo de 24 horas devido à grande variabilidade dos dados como demonstra a Figura 45-A e Figura 45-B. Apenas no ensaio nictemeral do Inverno (2013) para a Lagoa Anaeróbia 2 as concentrações de DQO_{Total} da amostra do meio apresentaram variação temporal de quatro em quatro horas, influenciadas provavelmente pelas oscilações do pH e da temperatura na lâmina de lixiviado da lagoa.

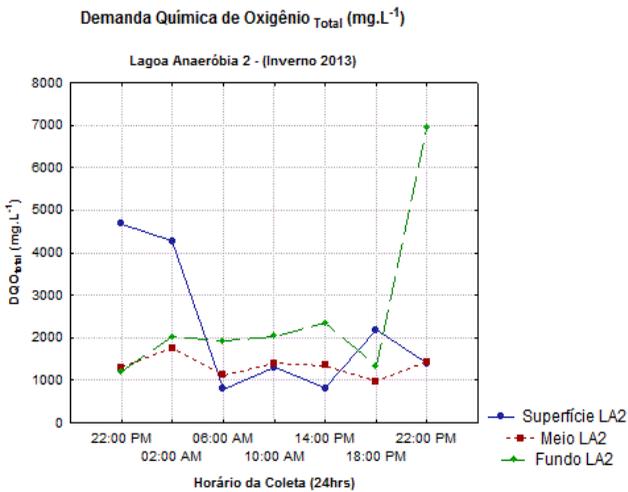
Não se encontrou relação entre os valores de DQO_{Total} e turbidez para a Lagoa Anaeróbia 2 sendo encontrados valores médios de 81, 82 e 94 (NTU) para amostras da superfície, meio e fundo respectivamente. Encontrou-se também o valor de 134 NTU no fundo da lagoa, no período das 14h00min que pode ter influenciado a concentração da DQO_{total} desta coleta, bem como valores máximos de 97 e 95 NTU para superfície e meio, respectivamente da LA2 às 22h00min no início da coleta.

Figura 45 -DQO_{total} na Lagoa Anaeróbia 2 – Primavera 2012 (A) e Inverno 2013 (B).

A.



B.



Fonte: A autora

Na pesquisa de MARTINS (2010) em ensaios nictemerais realizados em lagoas em escala piloto observou-se variações horárias na DQO_{Total} ao longo da coluna d'água, com valores menores durante o período do dia e maiores à noite. Assim como o presente estudo, a autora observou ainda diferenças entre as concentrações medidas nas camadas superficiais em relação à camada de fundo das lagoas, com valores maiores encontrados normalmente no fundo. SILVA (2007) em estudos com lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados em escala piloto encontrou variação considerável do pH que apresentou valores próximos da neutralidade durante o dia e durante a madrugada estes valores diminuíram 5 unidades de pH. Para turbidez o autor encontrou oscilações ao longo do dia e as maiores variações ocorreram na superfície da lagoa (10cm) que apresentou menores valores às 08h00 min (42NTU) e picos às 16h00 min (60 NTU).

No presente estudo não houve semelhança entre a variação horária das duas lagoas, e os resultados apresentaram grande variabilidade influenciado talvez por problemas metodológicos e laboratoriais, condições operacionais do aterro e outras dificuldades encontradas quando se trabalha em escala real. Aparentemente as variáveis pH e temperatura influenciaram diretamente as concentrações de NTK. Algas da espécie *Chlorella vulgaris* também foram observadas em grande quantidade na superfície das camadas das lagoas anaeróbias, principalmente LA2. Para lagoas de estabilização teoricamente nos meses de inverno, o sistema de tratamento possui menor eficiência em relação aos meses mais quentes, porém esta diferença não foi observada no presente estudo o que justifica a necessidade de coletas para as outras estações do ano que não foram avaliadas (verão e outono) devido à dispendiosa tarefa das coletas em campo.

4.10 ENSAIOS DE BIOLOGIA MOLECULAR

4.10.1 Caracterização Físico-Química das Amostras de Lixiviado

A comunidade bacteriana das amostras de lixiviado foi determinada através das técnicas de PCR/DGGE (Eletroforese em Gel com Gradiente de Desnaturação). Até o momento, poucos estudos moleculares sobre a diversidade microbiana em lixiviados de aterros sanitários foram realizados, especialmente quando se trata de aterros em condições climáticas brasileiras e em escala real. Por exemplo, no

trabalho de UCHIDA et al. (2009) observou-se que a estrutura de comunidades bacterianas em amostras de lixiviado durante 8 meses apresentou comunidades bacterianas consideradas estáveis. Os resultados da caracterização físico-química do lixiviado bruto e amostras compostas estão descritos na Tabela 21.

Tabela 21 - Valores médios para as principais variáveis analisadas durante as coletas de caracterização molecular do lixiviado (Agosto de 2013- Março de 2014)

Variáveis	Bruto	ELA1	MLA1	FLA1	ELA2	MLA2	FLA2	SLA2
pH	7,89	8,01	7,99	8,16	8,33	8,25	8,40	8,19
T°C	31,84	24,99	25,52	25,24	25,60	26,28	25,53	29,55
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	1,17	0,41	0,42	0,41	0,44	0,44	0,40	0,22
Condutividade (µS)	15	15	17	15	10	12	10	12
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	7083	5501	6587	6531	3936	3955	3655	2890
DQOt (mg.L ⁻¹)	4011	3794	3773	3474	1893	1924	2092	2028
COT (mg.L ⁻¹)	1488	1289	1277	1344	703	733	605	491
NTK (mg.L ⁻¹)	1551	1507	1680	1475	789	786	682	635
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	1434	842	1058	911	457	512	449	421
Fósforo (mg.L ⁻¹)	48	53	46	41	24	17	19	13
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	15	12	15	8	20	21	14	75
SO ₄ (mg.L ⁻¹)	701	612	613	469	473	450	509	503

Fonte: A autora

Os dados do monitoramento das amostras compostas realizados de agosto de 2013 até março de 2014 demonstraram que o sistema de Lagoas Anaeróbias apresentou eficiência média de remoção de 48% para DQO_{total}, 51% para COT, 49% para NTK, 72% para N-NH₄⁺ e 66% de fósforo. Neste período constatou-se que houve transformação de frações de nitrogênio devido às elevadas concentrações de nitrato encontradas na saída da lagoa anaeróbia 2. Na maior parte do tempo este fenômeno ocorreu nos meses de verão (valores entre 80 e 260 mg.L⁻¹). Nas amostras MLA1 e MLA2 observou-se o incremento de matéria orgânica provavelmente devido à hidrodinâmica das lagoas que influenciou para que o lodo decantasse até a profundidade de 2,5m dentro da lagoa 1 e aproximadamente 3,0 m na Lagoa Anaeróbia 2. Na LA1 as amostras apresentaram pH com valores

próximos a 8,0 e na LA2 próximos a 8,3. A temperatura das duas lagoas variou entre 24 e 26°C.

4.10.2 Caracterização molecular da estrutura bacteriana

Um total de 114 amostras foram analisadas, sendo 9 de Lixiviado Bruto, 16 de cada ponto ELA1, MLA1, FLA1, ELA2, MLA2, FLA2 e 9 amostras de SLA2, todas viáveis para a análise. A integridade do DNA extraído das amostras de lixiviado foi verificada através de uma eletroforese em gel de agarose, conforme descrito anteriormente. Após a verificação da integridade do DNA extraído, procedeu-se à PCR e à DGGE. Os perfis de *amplicons* obtidos, a partir das análises de PCR-DGGE, para as amostras analisadas no estudo, podem ser observados nos Apêndices 1 a 8. Posteriormente utilizou-se o programa *Gel Compar*, que gera uma matriz de similaridade binária, de ausência e presença de bandas no gel representado pelos dendrogramas nos Apêndices 9 a 16. As bandas presentes (*amplicons*) obtidas para cada ponto amostral representaram a população dominante na comunidade microbiana e o aparecimento e desaparecimento de banda dos perfis refletem as mudanças na composição da comunidade microbiana. Com o gel obtido observou-se a mobilidade eletroforética dos fragmentos de DNA presentes em cada coleta, para cada ponto. Os fragmentos de DNA apareceram com intensidades diferentes (*amplicons*) e este comportamento variou no caso específico das amostras de lixiviado bruto. As amostras de janeiro de 2014 e março de 2014 foram semelhantes entre si, porém em janeiro a intensidade das bandas apresentou-se maior. Em seguida gerou-se o dendrograma obtido a partir de uma matriz de similaridade (realizada no Programa *Gel Compar* através de valores de presença e ausência originários de cada gel de DGGE). O dendrograma relaciona o nível de similaridade (em escala numérica) na vertical e as amostras de agrupamento na horizontal.

Na tentativa de verificar as relações existentes entre a presença e ausência de DNA e as variáveis físico-químicas avaliadas em diferentes estações do ano de monitoramento aplicou-se uma análise de componentes principais (ACP) para todas as amostras. Este é um método estatístico linear que trabalha com autovalores e autovetores da matriz de covariância e posteriormente a redução dimensional de dados e a análise de padrões principais de variabilidade presentes. As variáveis ambientais estudadas foram T °C (temperatura), pH (potencial Hidrogênionico), OD (oxigênio dissolvido), Alc (Alcalinidade), CE

(Condutividade), DQOt (Demanda Química de Oxigênio Total), COT (Carbono Orgânico Total); NTK (Nitrogênio Total Kjeldhal), N-amoniaco ($N-NH_4^+$), SO_4 (Sulfato), Fósforo (P) e Nitrato (NO_3). Os principais resultados obtidos foram destacados na Tabela 22 no qual encontra-se resumido as principais correlações existentes para as amostras dos testes moleculares.

Tabela 22: Resultado das análises de componentes principais segundo similaridade e estação do ano

Similaridade	PONTOS AMOSTRAIS						ACP
	ELA1	MLA1	FLA1	ELA2	MLA2	FLA2	
70-100%	Primavera						Aumento do pH, alcalinidade e temperatura
55-89%		Primavera					Diminuição de NO_3 e SO_4
65-100%			Verão				Aumento de NTK
90%				Primavera			Aumento da Condutividade e DQOtotal
70-75%					Primavera		Aumento das concentrações de DQO _{Total} , COT e NTK.
40-70%						Primavera	O aumento dos valores de pH e COT

Fonte: A autora

No trabalho recente de MORATELLI (2013) ao avaliar a estrutura das comunidades bacterianas pela técnica de PCR-DGGE e sua influência no pré-tratamento de lixiviado por evaporação observou que não houve modificação da estrutura das comunidades identificadas no lixiviado proveniente do aterro sanitário para o lixiviado bruto. Porém, encontrou diferenças entre os tratamentos aplicados de modo que observou estruturas das comunidades distintas e sugere que possa ter ocorrido seleção de grupos bacterianos filogeneticamente similares. MISSAGIA (2010) concluiu que ecossistemas altamente diversos, como solos, sedimentos e sistemas de tratamento de águas residuárias possuem padrões de bandas de DGGE complexos, difíceis de interpretar, devendo ser discutidos cautelosamente.

4.10.3 Caracterização da microbiota das lagoas anaeróbias no tratamento de lixiviados

O perfil microbiológico obtido com o sequenciamento das amostras realizado pela empresa *Neoprosecta Microbiome Technologies* (2015) e apresentou diferentes níveis taxonômicos e permitiu a visualização dos perfis bacterianos através do: 1) Perfil Geral: Todas as bactérias detectadas nas amostras; 2) Perfil IRAS: Bactérias associadas às infecções relacionadas à assistência à saúde; e 3) Perfil de Patogênicos: Bactérias com potencial patogênico. As figuras encontram-se nos Apêndices 17 a 30.

Analisou-se ainda a diversidade dos perfis bacterianos de cada amostra, o que permitiu uma avaliação proporcional dos microrganismos, a proporção de bactérias das amostras em relação ao total absoluto de microrganismos, e uma avaliação comparativa do perfil microbiológico entre as diferentes amostras em relação à quantidade total de microrganismos. Um resumo da proporção das principais bactérias encontradas nas amostras em diferentes estações do ano de 09/09/2013 (inverno); 27/12/2013 (verão) e 10/03/2014 (outono) sendo descritos na Tabela 23:

Tabela 23: Principais grupos microbianos encontrados nas amostras de lixiviado em diferentes estações do ano.

Estação	PONTOS AMOSTRAIS					
	ELA1	MLA1	FLA1	ELA2	MLA2	FLA2
Inverno	(1)	(1) (2) (3)(4)	(1)	(2) (3)	(2) (3)	(2) (3)
Verão	(2) (3)	(1) (2) (3) (4) (5)	(2)	(2) (3)	(2) (3)	(2) (3)
Outono	(1)	(1)	(1)	(1)	(2) (3)	(1)

Simbologia: Proteobacteria (1), Bacteroidetes (2), Firmicutes (3), Planctomycetes (4), Euryarchaeota (5). Fonte: A autora

O sequenciamento das amostras permitiu que se observasse um perfil dos grupos microbianos para cada ponto nas duas lagoas anaeróbias. A influência das mudanças de estações na estrutura e

composição das comunidades microbianas também pôde ser constatada, com um cenário instantâneo da diversidade filogenética microbiana para o período monitorado. Verificou-se que estes perfis microbianos podem ser relacionados à utilização e mineralização de componentes do lixiviado

Foi possível verificar o predomínio do Filo Proteobacteria principalmente da espécie *Pseudomonas* sp. no outono em todos os pontos das lagoas, porém observou-se maior diversidade na lagoa anaeróbia 2 especialmente no ponto MLA2. Na coleta realizada no verão identificou-se maior diversidade de filos entre todas as estações, especialmente para os pontos do meio das duas lagoas anaeróbias. Ressalta-se, porém que na lagoa anaeróbia 1 (MLA1) a comunidade microbiana apresentou-se mais heterogênea, se comparada ao ponto MLA2, mesmo nos meses de inverno. Resultados semelhantes foram encontrados por SANTOS (2010) e XIE (2012) em trabalhos para determinar a composição bacteriana de lixiviados de aterros sanitários, onde observaram que no domínio Bacteria, o Filo Proteobacteria (que representa a grande maioria das bactérias gram-negativas) e os Firmicutes foram dominantes

Na Lagoa Anaeróbia 1 para a amostra ELA1- inverno cerca de 90% da diversidade dos organismos pertenceram ao Filo Proteobacteria, 8% ao Filo Bacteroidetes e 5% ao Firmicutes, em menores proporções da diversidade foram de *Deinococcus thermus* (0,45%), Actinobacteria (0,34%) e Planctomycetes (0,11%). Já no perfil microbiológico das amostras ELA1-verãoos filos mais abundantes identificados nas amostras analisadas foram Bacteroidetes (43% de diversidade), Firmicutes (26% de diversidade), Proteobacteria (24% de diversidade). Para a amostra ELA1 coletada no outono verificou-se que a mudança de estação provocou modificação na estrutura da comunidade microbiana deste ponto da Lagoa Anaeróbia com predominância das bactérias *P. caeni*, *Pseudomonas* sp. e Bactérias Não Cultiváveis. Aproporção de indivíduos do Filo Proteobacteria foi de 50% e predominou frente aos valores de indivíduos dos Filos Firmicutes (0,39%) e Bacteroidetes (0,85%) e Planctomycetes (0,08%).

Ao avaliar com detalhes o seqüenciamento da amostra MLA1 demonstrou-se que os Filos Proteobacteria, Bacteroidetes e Firmicutes foram dominantes na amostras de inverno e apresentaram diversidade de 70, 20 e 9 %, respectivamente. Já a estrutura das comunidades bacterianas encontradas nas amostras de MLA1-verão foi composta por organismos dos filos Firmicutes (32,38%), Proteobacteria (30,05%) e

Bacteroidetes (28%). Também se encontrou, em menor proporção, os representantes de Actinobacteria (1,48% de diversidade), Euryarcheota (1,27%) e Chloroflexi (0,32%). No que se refere aos Filos mais representativos encontrados para o ponto MLA1-outono foram: Proteobacteria, com 99% de diversidade e 71% de quantitativo, predominando frente às demais, seguida de Bacteroidetes, com 0,53% de diversidade e 0,30% de quantitativo, e do Filo Firmicutes, com 0,45% de diversidade e 0,32% de quantitativo.

Como já revelado, neste ponto amostral (MLA1) a heterogeneidade de espécies foi superior nos meses de inverno e verão, com presença de bactérias importantes no tratamento de lixiviado como *Brachymonas denitrificans*, *Nitrosospira* sp. e *Thauera phenilacetica*. Foi identificada também a presença da espécie *Petrimonas sulfuriphila*, uma bactéria acetogênica com papel na produção de H₂ (hidrogênio), que em conjunto com o grupo de metanobactérias produzem acetato, hidrogênio e CO₂ durante a fermentação da glicose (GRABOWSKI et al., 2005).

A predominância do Filo Proteobacteria foi uma característica visível nas amostras selecionadas. Sabe-se que a presença deste grupo ocorre em ambientes com grandes variações diárias na composição e concentração de poluentes, e só é possível devido ao metabolismo versátil deste grupo que inclui bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas. Segundo MADIGAN et al. (2012), a predominância do Filo Proteobacteria ocorre em ambientes com grandes variações diárias na composição e concentração de poluentes, e só é possível devido ao metabolismo versátil deste grupo que inclui bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas. A mudança na estrutura das comunidades microbianas encontradas reflete as alterações na composição química do lixiviado entre as estações do ano, influenciadas pelas condições operacionais e meteorológicas do sistema de tratamento.

Para a amostra FLA1 analisou-se a diversidade dos perfis bacterianos para as duas estações em conjunto, já que se observou similaridade entre os grupos encontrados. Os principais Filos encontrados apresentaram diversidades distintas, para Proteobacteria encontrou-se 63% de diversidade na amostra FLA1 09/09/2013 e 38% para FLA1 27.12.2014. Já o Filo Bacteroidetes apresentou 35% de diversidade no inverno e 28% no verão. Por fim, o Filo Firmicutes apresentou 13% de diversidade no inverno e 32% no verão. Em menores proporções encontrou-se os filotomycetes (2,24% inverno e 6,14% verão).

Os resultados indicam que na Lagoa Anaeróbia 2 ocorreu maior flutuação de grupos taxonômicos com predomínio de algumas espécies, sendo que esta abundância esteve aparentemente relacionada às influências sazonais das estações do ano. Para ELA2 observou-se que o Filo Proteobacteria apresentou maior predominância no outono (99% de diversidade), seguida do verão (69% de diversidade) e do inverno (57%). Somente na amostra ELA2-outono o Filo Proteobacteria foi preponderante e houve pouca diversidade de indivíduos identificados, padrão similar às amostras ELA1-outono. Para amostra do ponto MLA2 novamente o mesmo padrão de grupos microbianos foi encontrado, apenas o que diferenciou da amostra ELA2 foi a maior proporção de grupos de Proteobacterias e Firmicutes no inverno e Bacteroidetes no verão.

No perfil microbiológico das bactérias detectadas nas amostras MLA2 houve predominância de *P. caeni* (próximo a 90%) no outono e maior diversidade de organismos identificados para o verão e inverno. (33%) na coleta de verão, e por fim *P. stutzeri* (67% de diversidade) na coleta do outono. Similar ao ponto MLA1- Lagoa Anaeróbia 1, o ponto MLA2 também apresentou maior diversidade de espécies de *Bacterium* Não-Cultiváveis em maior proporção no inverno e verão, bem como de *P. caeni* no outono, que apresentou predominância frente às demais (90% de diversidade). Nas coletas de MLA2 as metanobactérias foram mais frequentes nos meses de temperatura mais baixa, sendo encontradas as espécies *M. bavaricum*, *M. mazei* e *Metanosarcinales archaeon*, porém com maior diversidade nos meses de verão (3%).

Na amostra FLA2 observou-se maior abundância do Filo Euryarchaeota, principalmente para a data 09.09.2013, com predomínio da espécie *M. mazei* (87% de diversidade), *Methanosarcinales archaeon* Não Cultiváveis (14% da diversidade) e *M. bavaricum* (2% da diversidade). Para a amostra FLA2 verão observou-se a presença de *M. mazei* (92% de diversidade) e *M. archaeon* Não Cultiváveis (8% da diversidade). Outras espécies de arqueametanogênicas foram encontradas no outono para FLA2, tais como *M. bavaricum*, *M. boviskoreani*, *M. mazei* e *M. siciliae*. Os resultados sugerem que a estrutura das comunidades microbianas sofreu alterações ao longo das duas lagoas anaeróbias, sendo que as espécies citadas são indicadoras de uma degradação anaeróbia mais adequada por contribuírem com a redução de propionato e butirato, bem como pela maior produção de metano e remoção de DQO do sistema (AQUINO & CHERNICHARO, 2005).

A presença da bactéria *Nitrosospira* sp. pode indicar que o processo de nitrificação ocorreu em menor intensidade devido às condições limitantes da lagoa anaeróbia, pois segundo SILVA (2009) esta espécie de bactéria autotrófica é responsável pela oxidação da amônia a nitrito. Já a bactéria *P. stuzeri*, apesar de ser descrita como patógeno oportunista, tem sido utilizada para estudos de desnitrificação e fixação biológica do N atmosférico, além de participar da degradação de poluentes como os elementos-traço (RODRIGUES, 2009).

Espécies semelhantes ao da amostra da ELA 1 (inverno) foram encontrados por ARMAS (2011) estudo para verificar a degradação de tetracloroetano em um reator horizontal de leito fixo. O autor identificou através de sequenciamento os isolados de *P. oryzihabitans*, *Acinetobacter junii* e *Comamonas* sp. e observou uma eficiência de 68% da espécie *Comamonas* sp. na degradação de tetracloroetano. Outros autores revelam ainda que o gênero *Acinetobacter* está associado à degradação de compostos halogenados como 4-clorofenol e o herbicida atrazina, bem como bifenis e uma variedade de compostos aromáticos mono, hetero e policíclicos (THANGARAJ; KAPLEY; PUROHIT, 2007).

MOURA (2007) ao utilizar a técnica de PCR-DGGE revelou que a estrutura das comunidades bacterianas em lagoas de estabilização tratando lixiviados foram similares ao do presente estudo, tendo sido identificadas comunidades bacterianas compostas de organismos pertencentes ao gênero Bacteroides. Os mesmos organismos foram identificados por ISMAIL et al. (2012) que observaram bactérias do gênero *Actinomyces*, *Bacillus*, *Burkholderia* e *Pseudomonas* que foram responsáveis pela remoção de NTK, com 75% de eficiência de remoção num SBR (reator de biofilme submerso). Dentre pesquisas recentes para o tratamento biológico de lixiviado, SAADAH et al. (2014) observaram que isolados de *Pseudomonas* foram responsáveis por otimizar a redução de componentes tóxicos.

Na Tabela 24 apresenta-se um resumo dos principais resultados obtidos onde é possível observar que a mudança na estrutura das comunidades microbianas foi influenciada pelas alterações na composição química do lixiviado, especialmente para a estação outono quando houve maior aporte de material carbonáceo e nitrogênio amoniacal. Os resultados sugerem que as comunidades microbianas sofreram alterações ao longo dos pontos amostrais nas duas lagoas anaeróbias. O maior número de espécies encontradas ocorreu no ponto MLA1 nos meses de verão com maior diversidade e proporção em

relação à quantidade total de microrganismos presentes nas amostras de inverno e outono. Para a data de 10/03/2014 (estação outono) houve uma drástica mudança da variedade de filos, com a predominância do Filo Proteobacteria, condição que ocorre quando existem grandes variações diárias na composição e concentração de poluentes, e devido ao metabolismo versátil deste grupo que inclui bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas (MADIGAN et al. (2012).

Tabela 24: Principais grupos microbianos encontrados nas amostras de lixiviado em diferentes estações.

09/09/2013 Inverno	PONTOS AMOSTRAIS					
	ELA1	MLA1	FLA1	ELA2	MLA2	FLA2
VARIÁVEIS/FILOS	(1)	(1) (2) (3)(4)	(1)	(2) (3)	(2) (3)	(2) (3)
Temperatura (°C)	21	21	22	23	22	23
pH(adminensional)	8,1	8,0	8,0	8,7	8,6	8,8
Vazão (m ³ .dia)	91	91	91	91	91	91
DQO (mg.L ⁻¹)	2022	2243	2474	1733	1465	1701
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	1415	-	1120	235	-	89
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	672	994	910	420	714	546
P total (mg.L ⁻¹)	15	23	21	14	12	21
27/12/2013 Verão	ELA1	MLA1	FLA1	ELA2	MLA2	FLA2
VARIÁVEIS/FILOS	(2) (3)	(1) (2) (3) (4) (5)	(2)	(2) (3)	(2) (3)	(2) (3)
Temperatura (°C)	29	28	28	28	28	28
pH(adminensional)	8,0	8,0	8,0	8,2	8,2	8,1
Vazão (m ³ .dia)	38	38	38	38	38	38
DQO (mg.L ⁻¹)	3511	2910	2524	1048	1142	1046
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	1760	-	140	-	-	1350
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	462	-	1064	378	-	448
Ptotal (mg.L ⁻¹)	85	57	29	37	7	25
10/03/2014 Outono	ELA1	MLA1	FLA1	ELA2	MLA2	FLA2
VARIÁVEIS/FILOS	(1)	(1)	(1)	(1)	(2) (3)	(1)
Temperatura (°C)	27	27	27	28	28	28
pH (adimensional)	8	8	8	8,3	8,1	8,2
Vazão (m ³ .dia)	131	131	131	131	131	131
DQO (mg.L ⁻¹)	5230	4000	4431	2928	3765	3035
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	2480	-	2510	185	-	1825
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	924	952	910	672	658	588
Ptotal (mg.L ⁻¹)	43	40	45	25	15	13

Simbologia: Proteobacteria (1), Bacteroidetes (2), Firmicutes (3), Planctomycetes (4), Euryarchaeota (5). Fonte: A autora

Como já citado anteriormente a heterogeneidade de espécies foi superior nos meses de inverno e verão, com presença de bactérias importantes como *Brachymonas denitrificans*, e *Thauera phenilacetica*. A identificação de espécies bacterianas como *Brachymonas denitrificans* no inverno e outono pode indicar que a recirculação de lixiviado de uma lagoa facultativa para a LA2 realizada pelos operadores do aterro auxiliou no processo de desnitrificação. Já a bactéria *T. phenilacetica* é capaz de utilizar diferentes tipos de compostos aromáticos, incluindo fenol, polifenol, tolueno e halobenzoato como fontes de carbono. Foi identificada também a presença da espécie *Petrimonas sulfuriphila*, uma bactéria acetogênica com importante papel na produção de H₂ (hidrogênio), que em conjunto com o grupo de metanobactérias produzem acetato, hidrogênio e CO₂ durante a fermentação da glicose (GRABOWSKI et al., 2005). Para o Filo Proteobacterias a espécie preponderante foi a *Pseudomonas caeni* que, conforme literatura, pode ser responsável por otimizar a redução de componentes tóxicos em tratamentos biológicos de lixiviados (SAADAH, 2014).

Os resultados indicaram que a grande flutuação de grupos taxonômicos com predomínio de algumas espécies esteve aparentemente relacionada às influências sazonais das estações do ano, bem como às condições operacionais do sistema de tratamento de lixiviado. A diversidade filogenética microbiana encontrada no presente estudo indica que ocorre a seleção de organismos pelas intempéries ambientais ou operacionais do aterro sanitário.

5. CONCLUSÕES

Conforme os objetivos específicos previstos e de acordo resultados obtidos conclui-se que:

- O lixiviado bruto apresentou relação DBO/DQO de 0,38, que sugere a presença de parcela orgânica biodegradável remanescente e a viabilidade do tratamento biológico;
- A eficiência de remoção das lagoas anaeróbias foi maior nos meses mais quentes, especialmente na primavera e no verão;
- O perfil do agrupamento das comunidades microbianas ocorreu com maior similaridade para os meses de primavera e verão;
- A diversidade de espécies foi maior nos meses de verão e os filos predominantes foram: Procariota, Bacteroidetes e Firmicutes;
- A concentração de elementos-traço Zn, Ni e Pb manteve-se abaixo dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira, com valores residuais de 0,08, 0,19 e 0,07 mg.L⁻¹, respectivamente;
- O sistema anaeróbio apresentou atenuação de 41% da toxicidade, porém nenhuma das amostras se enquadrou nas condições estabelecidas pela legislação vigente;
- O sistema anaeróbio de lagoas de estabilização não foi suficiente para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

6. RECOMENDAÇÕES

Conforme os resultados obtidos, sabendo-se dos obstáculos encontrados no presente estudo, recomenda-se:

- O estudo do regime hidráulico das lagoas através de aferição da vazão, marcadores hidráulicos e batimetria.
- Realização de monitoramento por períodos mais curtos, com frequência diária, em estações do ano distintas, a fim de obter maior número de dados sobre as condições operacionais e a sazonalidade dos fenômenos meteorológicos;
- A utilização da metodologia de Carbono Orgânico Total para avaliação de matéria orgânica, pois se apresentou como o método mais confiável para caracterizar o lixiviado do presente estudo;
- Que as linhagens microbianas representativas dos melhores períodos de eficiência de remoção do sistema anaeróbio sejam selecionadas para estudos em escala piloto e em futuros estudos de viabilidade para potencial aplicação biotecnológica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on landfill leachate treatments. **Journal of Applied Sciences Research**, 5, 534-545, 2009.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil -2010**. CD-ROM.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil -2013**.

ABREU, E.F. **Estudo da diversidade microbiana metanogênica em reatores UASBtratando esgoto sanitário**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais. 2007.

ACHKAR, A.E. **O Controle Externo Operacional no Saneamento Básico em Concessão**. ENAOP (Encontro Técnico Nacional de Auditoria de Obras Públicas). TCE-SC (Tribunal de Contas de Santa Catarina). Florianópolis - SC. 2011.

AGAMUTHU, P.; FAUZIAH, S.H. **Heavy metal pollution in landfill environment: a Malaysian case study**. Institute of Biological Sciences. University of Malaya. Malaysia. 2012.

ALVES, C.F.C. **Geoquímica das Águas Subterrâneas de um Aterro de Resíduos Sólidos em Araras-SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo-SP. 2012.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.S.; LANGE, L. C; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Eng. Sanit. Ambient**. 2008, vol.13, n.1. p. 38-45.

AMBIENTAL SANEAMENTO E CONCESSÕES, AMBSC. **Dados técnicos e operacionais repassados pela empresa desde o ano de 2010, conforme parceria técnico-científica estabelecida**. 2014.

AMMANN, R. I.; LUDWIG, W; SCHLEIFER, K.H. **Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation**. *Microbiology Review*, v.59.p.143-169.1995.

ANDRADE NETO, C.O. **Sistemas simples para tratamento de efluentes sanitários: experiência brasileira.** ABES – Associação Brasileira de Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro – RJ. 299p.

ANDREOTOLLA, G.; CANNAS, P. **Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate.** In: Christensen, T.; Cossu, R. Stegmann, R. Landfilling of Waste: Leachate. Great Britain, Chapman & Hall. 1992. p. 65-88.

APPIAH-ODURO, K.; DONKOR, T.A.; DARKO, K.A.A. Sustainability of sanitary landfill management in sub-Saharan Africa: the case of Ghana. **International Journal of Development and Sustainability.** volume 2. Number 3 (2013): Pages 1937-1952.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária Ambiental**; v.10, n.2, 2005.

ARCEIVALA, J.S. Hydraulic Modeling for Waste Stabilization Ponds. **Journal of Environmental Engineering-ASCE**, v.109, n.1, p.265-268.1983.

ARCHER, D.B.; KIRSOP, B.H. **The microbiology and control of anaerobic digestion.** In: WHETLEY, A. (Ed.). Anaerobic digestion: a waste treatment technology, pp. 43-91, 1990.

ARIFUZZAMAN, M. D.; RAHMAN, M.; AKHTER, F. Treatment of Leachate of Savar Solid Waste Landfill Site. **International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering (IJITEE)** ISSN: 2278-3075, Volume-3, Issue-5, October 2013.

ARMAS, R.D. Degradação de tetracloroeteno por consórcios bacterianos em reator horizontal de leito fixo. Tese. Universidade de São Paulo . Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba-SP. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT; CEE: Comissão 2004. **Resíduos Sólidos -Classificação.** 71p.2004.

ASSOCIAÇÃO DOS MUNICÍPIOS DA REGIÃO DA FOZ DO RIO ITAJAÍ, AMFRI. **Banco de Dados e de Indicadores Municipais**. Novembro de 2006.

AZIM, M.D.; RAHMAN, M.M.; KHAN, R.H.; KAMAL, AT.M.M. Characteristics of leachate generated at landfill sites and probable risks of surface and groundwater pollution in the surrounding areas: a case study of mature landfill site, Dhaka. **Journal of Bangladesh Academy of Sciences**, Vol. 35, No. 2, 153-160, 2011.

AZIZ, S.Q.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S.; BASHIR, M.J.K. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. **Journal of Environmental Management**.91.2608-2614. 2010. Doi: 10.1016/j.jenvman. 2010.07.042.

BAERE, L.; MEENEN, P. V.; DEBOOSERE, S.; VERSTRAETE, W. Anaerobic fermentation of refuse. **Resources and Conservation**, v. 14, p. 295-308,1984.

BAHÉ, J.M.C.F. **Estudo da Evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada (2008)**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Recife - PE. 2008.

BAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies. **Ozone Science Engineering**, 21: p. 1–22, 1999.

BARKER, D.J.; STUCKEY, D.C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water Research**, v.33. n.14, p. 3063-3082.1999.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R.H.R. Plankton Biomass in Secondary Ponds Treating Piggery Waste.**Brazilian Archives of Biology and Technology**. Vol.51, n.6: pp1287-1298. 2008.

BARRUETA, C.; JANSSEN, R.C.; DELEPIERRE, A. Le D ´ u Estimation of the hazard ^ of landfills through toxicity testing of leachates, **Chemosphere**.35. (1997) 2783–2796.

BASTIANI, F. **Avaliação da influência de elementos meteorológicos na vazão do lixiviado gerado no aterro sanitário do município de Lajeado/RS.** Trabalho De Conclusão de Curso - Curso de Engenharia Ambiental. Centro Universitário Univates. Lajeado- Rio Grade do Sul. 2011.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio.** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Maringá. Maringá. 2010.

BAYARD, R. GONZALES-RAMIREZ, L.; BENBELKACEM, H.; BUFFIERE, P.; GOURDON, R. Statistical analysis to correlate bio-physical and chemical characteristics of organic. **Biowaste**. 2014.

BAYRAN, S.C.Y. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados de aterro sanitário: tratamento por nitrificação/desnitrificação biológica e processos físico-químicos.** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. São Paulo. 2012.

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.

BECK, M. H.; KORF, E. P.; SANTOS, V. R.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Monitoramento das águas subterrâneas e lixiviado. **REGA**. Vol. 7, no. 1, p. 29-44, jan./jun. 2010.

BENTES, Isabel. **Avaliação de Leitões de Macrófitas no Tratamento de Águas Residuais Domésticas em Portugal: Sistemas de fluxo sub-superficial horizontal.** 9º Congresso da Água. Portugal. 2008.

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 de Recreio Minas do Leão –RS. Dissertação. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2007.

BISWAS, K. TURNER, S. Microbial community composition and dynamics of moving bed biofilm reactor system treating municipal sewage. **Appl. Environ. Microbiol.** 2011.

BOCCHIGLIERI, M.M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgoto.** Tese (Doutorado). 257 p. Universidade de São Paulo. 2010.

BOLTON, K.F.; CURTIS, F.A. An Enviromental Assessment Procedure for Siting Solid Waste Disposal Sites. **Environmental Impact Assessment Review**, 38, vo.10, nº3.1990.

BOON, N.; VERSTRAETE, W.; CLAUWAERT, P.; VLAEMNCK, S.E.; DESLOOVER, J.Strategies to mitigate N₂O emissions from biological nitrogen removal systems. **Currente Opinion in Biotechnology**. 23:474-482. 2012.

BRANCO, S.M. **Aspectos Biológicos-plâncton.** In: CETESB. Lagoas de Estabilização. 2ª ed., São Paulo: Cetesb/Ascetesb.Cap.13, p.187-195. São Paulo. 1975.

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária.** 3ªed.. São Paulo: CETESB/Ascetesb. 616p. 1986.

BRITO, G.C.B. **Avaliação do desempenho do uso de biorreator com membranas inoculado com leveduras (*Saccharomyces cerevisiae*) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. p.168-185. 2013.

BUENO, R. **Secretaria do Meio Ambiente de Balneário Camboriú.** Prefeitura Municipal de Balneário Camboriú. Correio Eletrônico. 2011.

CALJURI, M.C. **Respostas fisiológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 293p. 1988.

CALJURI, M.C. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical** (Barra Bonita-SP). Tese (Livre Docência) – Escola de

Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

CAMARGO, C.C.M. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário: remoção de amônia por formação de estruvita.** Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Unicamp. Campinas – SP.

CAMPOS, A.; MARCONATO, J.C.; FRANCHETTI-MARTINS, S.M. The Influence of Soil and Landfill Leachate Microorganisms in the Degradation of PVC/PCL Films Cast from DMF. **Revista Polímeros.** UNESP. São Paulo- SP. 2012.

CAMPOS, D.C.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; RAMOS, P.C.A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **Revista Tecno-Lógica, Santa Cruz do Sul**, v.14, n. 2 p.52-60, jul./dez. 2010.

CAMPOS , G.F.; VAZ, V.P. **Avaliação do Tratamento de Lixiviados em Sistemas de Lagoas de Estabilização de um Aterro Sanitário em Santa Catarina .** Semana de Pesquisa e Extensão (SEPEX). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2014.

CAMPOS, J.L.; GARRIDO, J.M.; MOSQUERA-CORRAL,A.; MENDEZ, R. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v.35, p.87-92.2007.

CANOVAS, S.; CASELLAS, C.; PICOT, B. PENA, G.; BONTOUX, J. Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans um lagunage à hautrendementet incidence du temps de sejour. **Revue dès Sciences de L'eau.** 1991.4: 269-280.

CARDILLO, L. **Chorume vazão e características.** In: Climate and Clean Air Coalition to reduce short-lived climate pollutants. Aquapro. 2004.

CARSSERLY, C.; ERIJMAN, L. 2003. Molecular monitoring of microbial diversity in an UASB reactor. **Int. Biodeter. Biodeg.** 52(1): 7-12.

CARVALHO, E.A.; COELHO, G.; GOMES, G.D.; STREY, L.; GONÇALVES JR. A.C. **Avaliação de metais pesados tóxicos em chorume coletado no aterro sanitário do município de Marechal Cândido Rondon-Paraná-Brasil**. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2009.

CASTILHOS JR, A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA J. D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. CASTILHOS JR, A. B. (Coordenador). Rio de Janeiro: ABES, RIMA p.19-50, 2003.

CASTILHOS JR., A.B.; PESSIN, N.; FERNANDES, F. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: prevenção, geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Prosab – Rede Cooperativa de Pesquisas. Santa Catarina. 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. Eng. Sanit. Ambient. 2010, vol.15, n.4. pp. 385-392.

CATAPETRA, C.A.A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação**. Tese. Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais. 2008.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.C; LETTINGA, G. Polishing ponds for post treatment of digested sewage – part 1: flow-through ponds. **VI Oficina e Seminário Latino-Americano de digestão anaeróbia**. 5-9 de novembro- Recife-Pe. pp.352-358 (2000).

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

CHEN, P. H. (1996). Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment. **Environment International**, 22(2), 225-237.

CHERNICHARO, C.A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

CHRISTENSEN, T. H., KJELDTSEN, P., ALBRECHTSEN, H.-J., HERON, G., NIELSON, P. H., BJERG, P. L. and P.E. Holm. Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers. **Critical Reviews in Environ. Science and Technol.** 24, 119-202.1994.

CHRISTENSEN, T.H.; KJELDTSEN, P.; BJERG, POUL.L.; JENSE, D.L.; CHRISTENSEN, J.B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.J.; HERON, G. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. Applied Geochemistry. 16. 659-718. 2001.

CHU, C.R.; SOONG, C.K. **Numerical simulation of wind-induced entrainment in a stably stratified water basin**. Journal of Hydraulic Research, v. 35, n. 1, p. 21-41, 1997.

CINTRA, I. S.; LIBÂNIO, P. A. C; COSTA, B. M. P; CHERNICHARO, C. A. L., 2005. Influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado nas fases de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande, MS, Brasil.

CLARET, F.; TOURNASSAT, C.; CROUSET, C.; GAUCHER, E.; SCH'AFER, T. Metal speciation in landfill leachates with a focus on the influence of organic matter. **Waste Management, Elsevier**, 2011, 31 (9-10), pp.2036-2045.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES). **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, 102p. 2013.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DA BAHIA, CONDER. **Manual de Aterro Sanitário**. Disponível em: <www.conder.ba.gov.br>. Acesso em 02/12/2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, CONAMA. **Resolução nº 430**: dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reator anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2008.

CORREA, T. **Estudo da tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários utilizando filtros biológicos operados em batelada sequencial**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo-USP. São Carlos. 186 p. 2012.

COSTA, R.H.; MEDRI, W.; SILVA, F.C.M.; PERDOMO, C.C. **Determinação da constante de degradação (K) de lagoas de estabilização para dejetos suínos**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Foz do Iguaçu. 1997.

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

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biochemistry of Landfill Leachate Plumes. **Applied Geochemistry**. v.16, p. 659- 718, 2001.

CROMAR, N.J.; FALLOWFIELD, H.J. Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. **Journal of Applied Phycology**. 1997.9: 301-309.

CRUZ, L.S. **Variação temporal das comunidades fitoplanctônicas em uma lagoa de polimento de efluente de um reator anaeróbio compartimentado tratando esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. 2005.

DACANAL, M. **Tratamento de lixiviado associado a filtro anaeróbio associado a membrana de microfiltração**. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Materiais. Caxias do Sul. 2006.

DAVIES-COLLEY, R. J. Desinfection in a pilot-scale “advanced” pond system (APS) for domestic sewage treatment in New Zealand. In: Waste Stabilization Ponds: Pond Technology for the Millenium. **Water Science and Technology, Great Britain: IWA Publishing**. v. 48, n.2, p.81-87. 2003.

DHOKPANDE, S.R.; KAWARE, J.P. Biological methods for heavy metal removal: a review. **International Journal of Engineering Science and Innovative Technology**. Volume 2, Issue 5, September, 2013.

DIAS, V.C. F. **Estudo das emissões de biogás nos aterros sanitários de Içara e Tijuquinhas**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2009.

DIAZ, R.A.G. **Flutuações nictemeraias dos fatores ecológicos na represa de Barra Bonita – Médio Tiête - SP**. Dissertação (Mestrado)-Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 1990.

DINIZ, D.T.L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**.Dissertação (Mestrado)-Universidade de Brasília. Brasília. 2010.

DUARTE, A.C.E.; RÖRIG, L.R.; AMARAL, M.D.; VIEIRA, M.G.V.; DADAM, L. **Compostos Organo-Halogenados Adsorvíveis (AOX) na água de abastecimento público dos municípios de Itajaí e Navegantes-SC**. Braz. J. Aquat. Sci. Technol., 2009, 13(1):11-17.

EHRIG, H.J.; ROBINSON, H. Landfilling: Leachate Treatment, in Solid Waste Technology & Management, Volume 1 & 2 (ed T. H. Christensen), John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. doi: 10.1002/9780470666883.ch54. 2010.

EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors influencing solid waste generation and management. **Waste Management, Amsterdam**, v.22, p.260-276, 2002.

EL-GOHARY, F.A.; KHATER, M.; GAMAL, M. K. Pretreatment of Landfill Leachate by Ammonia Stripping. **Journal of Applied Sciences Research**, 9(6): 3905-3913, 2013.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (2012). **Dados Meteorológicos da Estação Canhanduba- Itajaí**. Setor de Atendimento de Dados e Laudos Meteorológicos. Florianópolis. 2014.

ESMAP. **The world bank handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean**. Waterloo, Ontario, 2004.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro, 602p. 1998.

ESTUARDO, C.; MARTÍ, M.C.; HUILÑIR, C.; ASPÉ, E.; ROECKEL, M. (2003) Improvement of nitrate and nitrite reduction rates prediction. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 3, p. 1-10. 2003.

FALCO, P.B. **Estrutura da Comunidade Microbiana (Algas e Bactérias) em um Sistema de Lagoas de Estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2005.

FARIA A.L. **Gestão de lixiviados**. Sector de Resíduos Sólidos da Eco serviços. Lisboa-Portugal. 1996.

FARINHA, A. M. R.; BARATA, E. J. G. **A Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos na Região Centro**. Estudos Setoriais, Coimbra, Comissão de Coordenação da Região Centro. Portugal. 1993.

FELICI, E.M.; KURODA, E.K.; YAMASHITA, F.; SILVA, S.M.C.P. Removing recalcitrant organic load of landfill leachate from

urban solid waste pretreated biologically by coagulation-flocculation-sedimentation. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.18 n.2 177-184.2013.

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

FERRARA, R. A.; AVCI, C.B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Journal of water pollution control federation**, v.54, n.4, p. 361-369. 1982.

FERREIRA, C. F. A.; AMARAL, M. C.S.; LANGE, L. C.; AQUINO, S.F. de; ITO, A.. **Estudo da distribuição de peso molecular da DQO de lixiviados de aterro sanitário**. In: AIDIS - Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 30, Punta del Este-Montevideo, 26-30 nov. 2006.

FERREIRA, J.A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.; CAMPOS, J.C.; LIMA, P.Z.M. **Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental- ABES- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa- Paraíba. 2001.

FERREIRA, A.G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos – SP por meio de caracterização físico química**. Dissertação. Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos- Universidade de São Paulo – USP. 2010.

FIEIRA, C. **Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de Francisco Beltrão**. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Francisco Beltrão. 2014.

FILHO, S.S.; PIVELI, R.P.; CUTOLO, S. A.; OLIVEIRA, A.A. Water treatment plant sludge disposal in to stabilization ponds. **Water Science and Technology**, 2013; 67(5): 1017-25.

FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETO, FINEP. **Ministério Da Ciência E Tecnologia**, Distrito Federal - Brasília. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br>>. Acesso em 05/02/2012.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOLI, G.; NOCENTINI, M. (2004). Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. **Chemosphere**, 54(3), 335-343.

FREIRE, S.A.; SILVA. P.S.; OLIVEIRA, P.M.; ROCHA, F.A.; TAGLIAFERRE, C.; BARRRETO, L.V.; FRAGA, M.S. **Mobilidade de metais pesados de aterro sanitário em colunas de lixiviação**. Universidade do Sudoeste da Bahia (UESB). 2010.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA, FATMA. **Instrução Normativa 02: Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários**. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>> Acesso em: 05 de agosto de 2011.

GAIL M. T.; PASEK, M.R. Heavy Metal Resistance of Biofilm and Plank tonic *Pseudomonasaeruginosa*. **Appl. Environ. Microbial.** vol.69, pp.2313–2320, 2003.

GANDHIMATHI R.; DURAI, N.J.; NIDHEESH, P.V.; RAMESH, S.T.; KANMANI, S. Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering. 10:24 <http://www.ijehse.com/content/10/1/24>. 2013.

GHASIMI. **African Journal of Biotechnology** Vol. 8 (18), pp. 4572-4581, 15. 2009.

GOMES, T.L. **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria – RS**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria/RS. Departamento de Engenharia Civil. Disponível em: <bdt.d.ibict.br/bdtd>. Acesso em 08 de março de 2012.

GONÇALVES, R. F.; TAVEIRA, J. A.; CASSINI S. T. A.; OLIVEIRA F. F. Recycled sludge thickening and digestion pond from physicochemical upgrading process of facultative pond effluent. In: **International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 5, Auckland, New Zealand**. Pond Technology for the New Millenium. p. 373-380.2002.

GOTARDO, J.T.; BENTO, A.P.; SEZERINO, P.H.; OLIJNYK, D.P.; LAPOLLI, F.R. **Adaptação de Parâmetros de Projeto para Lagoas Facultativas de Tratamento de Esgotos Domésticos na Região Sul do Brasil**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental Campo Grande/MS. 2005.

GRABOWSKI, A.; TINDALL, B.J.; BARDIN, V.; BLANCHET, D.; JEANTHON, C. *Petrimonas sulfuriphila* gen. nov., sp. nov., a mesophilic fermentative bacterium isolated from a biodegraded oil reservoir. **Int. J. Syst. Evol. Microbiol.** 55 (Pt3), 1113–1121.2005.

GRANADO, D.C. **Variações Nictemerai e Sazonais na Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica num Sistema de Lagoas de Estabilização (Novo Horizonte, SP)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2004.

GUNES, E. Seasonal characterization of landfill leachate and effect of seasonal variations on treatment process of coagulation/flocculation and adsorption. **Pol. J. Environ. Stud.** Vol.23, nº5 (2014), 1155-1163.

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

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

HADDAD, H.S. **Avaliação da qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado do aterro sanitário Canhanduba, Itajaí-SC.** Trabalho de Conclusão de Curso Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.

HALOUANI, H.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; PENA, G.; BONTOX, J. Eliminations de l'azote et du phosphore dans um lagunage à hautrendement. **Revue des Sciences de L'Eau.** 1993. 6: 47-61.

HAMADA, J. **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterro sanitários. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** ABES- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu. 1997.

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

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kaber Method for Estimating Median Lethal Concentration in Toxicity Bioassays. **Environmental Science & Technology**, v.11, p.714-719, 1977.

HARUTA, S.; KONDO, M.; NAKAMURA, K.; AIBA, H.; UENO, S.; ISHII, M.; IGARASHI, Y. 2002. Microbial community changes during organic solid waste treatment analyzed by double gradient-denaturing gradient gel electrophoresis and fluorescence in situ hybridization. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** 60:224-231.

HE, X.; YU, J.; XI, B.; JIANG, Y.; ZHANG, J.; LI, D.; PAN, H.; LIU, H. The remove characteristics of dissolved matter in landfill leachate during the treatment process. **Journal Spectroscopy and Spectral Analysis.** Bejing. Volume 32. Nº 9. 2012.

HENRY, J.: **An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury.** U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office (2000).

HOUF, K.; ON, S.L.W.; COENYE, T.; MAST, J.; HOOFF, J.V.; VANDAMME, P. *Arcobactercibarius* sp. nov., isolated from broilercarcasses. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology** (2005), 55, 713–717.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**. Rio de Janeiro, 2000. Disponível em [http: </www.ibge.gov.br>](http://www.ibge.gov.br). Acesso em 23/03/2010.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGIAS - IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370 p. 2000.

ISLAM, R.; RAZI, A.A.; HASAN, R.; ALAM,S. Effect of leachate on Surrounding Surface Water: case study in Rajbandh Sanitary Landfill Site in Khulna City. Bangladesh. **Global Journal of Researches in Engineering Civil and Structural Engineering**. Volume 13. Issue 2.2013.

ISMAIL T, TAREK D, MEJDI S, AMIRA BY, MURANO F, NEYLA S, NACEUR, J . (2011) Cascade bioreactor with submerged biofilm for aerobic treatment of Tunisian landfill leachate. **Bioresour. Technol.** 102:7700–7706.

ISO - International Organization for Standardization. Water Quality. Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna straus* (Cladocera, Crustacea) - Zurich, Switzerland. ISO 6341. 1996. 22p.

ISWA (International Solid Waste Association). Report: **Guidelines for Design and Operation of Municipal Solid Waste Landfills in Tropical Climates**. Austria. Fev.2013.

JARDIM, Nilza Silva. **Resíduos sólidos municipais: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT, 224p.1995.

JEMEC A., TIŠLER T., Assessment of landfill leachate toxicity reduction after biological treatment. v.62, p.210-21. 2012.

JIANGUO, J. YONG, Y.; SHIHUI, Y. BIN, Y.; CHANG, Z. Effects of leachate accumulation on landfill stability in humid regions of China. **Waste Management**. 30(2010), 848-855. Doi:10.1016/j.wasman.2009.12.005.

JOKELA, J.P.Y; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; RINTALA, J.A. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in situ denitrification. **Water Research**,v.36, pp4079- 4087, 2002.

JONES, M.N.; BRYAN, N.D. Colloidal properties of humic substance. **Advances in Colloid and Interface Science**, v.78, pp1-48, 1998.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Águas Residuárias Domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

JUCÁ, J.F.T. **Disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO, Porto Alegre, RS, 2003.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno Filtrantes em Diferentes Escalas, com Referência ao Aterro do Jóquei Clube – DF**. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília. 2000.

JORDÃO, P.E.; BOAS, D.V.; CONCEIÇÃO, R.J.; SILVA, R.T.; SOBRINHO, A.P. SOBRINHO, A.P. Controle microbiológico na operação de um sistema de lodos ativados - estudo em escala piloto. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; KATIMA, J.H.Y. LADEGAARD, N.; JORGENSEN, S.E. **Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands Design Manual**. Prospective College of Engineering and Technology Section of Environmental Chemistry. University of Dar es Salaam.2005.

KANG, K.H.; SHIN, H.S., PARK, H. (2005). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. **Water Research**. 36, 4023–4032.

KAWAI, M.; PURWANTI, I.F.; NAGAO, N.; SLAMET, A.; HERMANA, J.; TODA, T. Seasonal variation in chemical properties and degradability by anaerobic digestion of landfill leachate at Benow in Surabaya, Indonesia. **Journal of Environmental Management**. 110. 267-275. 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.022>.

KELLER, A.H.; VERA, R.A.; BRIONES, M.E. Estudio a escala de laboratorio para la determinacion de los parâmetros hidrológicos optimos para la generacion de metano em rellenos sanitários em Chile. Proyecto de Investigacion. Nº 202.788/2001. Universidad Catolica de Valparaiso. Chile.

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F.; VIANA, P. E. C. **Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica.** *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2009, vol.14, n.1, pp. 129-138. ISSN 1413-4152.

KEMERICH, P.D.C.; MENDES, S.A.; VORPAGEL, T.H.; PIOVESAN, M. **Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo.** *Rev. Ambient. Água* vol. 9. n. 2. Taubaté - Apr. / Jun. 2014.

KENNEDY, A. C. Bacterial diversity in agroecosystems. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 1999, v.74, p.65.

KISAND, V.; ANDERSON, N.; WIKNER, J. Bacterial freshwater species successfully immigrate to the brackish water environment in the northern Baltic. **Limnol. Oceanogr.**, 50 (3), 2005, 945–956.

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, pp. 297-336.2002.

KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M.; VAN, IMPE-W. F. **Stability of Municipal Solid Wastes.** 1998. In: Proc. of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. Lisboa. Portugal.

KÖNIG, A. **Biología de las lagunas de estabilización: alga.** In: Mendonça, S.R. (ed). *Sistemas de Lagunas de Estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadio.* McGraw-Hill. Colombia. 370p.

KONIG, A. **Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba- Brasil.** XVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México. 2002.

KROETZ, C.E.; LUPATINI, G. CASTILHOS Jr. A.B.; KOBAYAMA, M. **Desenvolvimento de um Sistema de Apoio ao Dimensionamento de Aterros Sanitários em Valas para Municípios de Pequeno Porte.** 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - Joinville. 2003.

KUO, W.C.; PARKIN, G. F. Characterization of soluble microbial products from anaerobic treatment by molecular weight distribution and nickel-chelating properties. **Water Research**, v. 30, n.4, p.915-922, 1996.

KURNIAWAN, T.A.; WAIHUNG, LO.; SILLANPAABC, M.E.T. Critical Review Biological processes for treatment of landfill leachate. **J. Environ. Monit.**, v.12, 2032-2047. 2010.

KOSTOVA, I. **Leachate from Sanitary Landfill Origin, Characteristic, Treatment.** University of Architecture, Civil engineering and Geodesy, Iskar Summer School Borovetz. 2006.

LABANOWSKI, J.; PALLIER, V.; FEUILLADE-CATHALIFAUD, G. Study of Organic Matter During Coagulation and Electrocoagulation Processes: Application to a Stabilized Landfill Leachate. **J. Hazard. Mater.**, 179 (1- 3), 166-172. 2010.

LAHAM, M.N. **A Problemática dos Resíduos Sólidos em Balneário Camboriú e suas Interfaces Socioambientais.** Dissertação (Mestrado). Programa de Mestrado Profissionalizante em Gestão de Políticas Públicas. Universidade do Vale de Itajaí. Itajaí. 2006.

LALUCAT, J.; BENNASARA, A.; BOSCH, R.; GARCÍA-VALDÉS, E.; PALLERONI, N.J. Biology of *Pseudomonas stutzeri*. **Microbiol. Mol. Biol. Rev.** 2006; 70: 510-47.

LANGE, L. C. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n. 2, p.175-83, 2006.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L.P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 27-59.

LAUERMANN, Andressa. **Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2007.

LEITE, V. D.; PEARSON, H. W.; de SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; de LUNA, M. L. D. The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. **Water Science & Technology**. Vol. 63 Issue 4, p666. 2011.

LEKANG O.I.; KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. **Aquacultural Engineering**, v. 21, pp. 181-199, 2000.

LETTINGA, G. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v.22, p. 699-734. 1996.

LI, H.; ZHOU, S.; HUANG, G.; XU, B. **Partial nitrification of landfill leachate with varying influence composition under intermittent aeration conditions**. Process Safety Environmental Protection (2012). <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2012.05.009>.

LIMA, D.F. **Tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização rasas**. Dissertação

(Mestrado). Centro de Ciências e Tecnologias. Universidade Estadual da Paraíba. 2010.

LIMA, W.S. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim-Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. 2006.

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 de Muribeca**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental Campo Grande/MS. 2005.

LINS, E.A.M.; LINS, M.C.M.; LIMA, M.A.G.A.; JUCÁ, J.F.T.; ALVES, M.C.M.; PALHA, M.A.F.P. **Estudo das características do lixiviado do aterro de Muribeca antes e após o encerramento**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS. 2011.

LISBOA, A.; MORAIS, G.C.N. **Determinação da sorção de chorume em xisto retornado**. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Universidade Tecnológica Federal do Paraná- UTFPR. Curitiba. 2013.

LIU, S. **Landfill leachate treatment methods and evaluation of Hedeskoga and Måsalýcke landfills**. Thesis, Sweden. Luden University. 2013.

LOPES, Adriana Santos. **Diversidade Molecular Microbiana de lixiviados de aterros**/Adriana Lopes dos Santos – Rio de Janeiro, 2010. 98f. Tese: Doutorado em Ciências (Microbiologia) Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2010.

LUGOWSKI, A. ARABI, S. MILLA, P. WILSEY, S. Biological treatment of landfill leachate: overview and case examples. **Global Waste Management Symposium**. Conestoga Rovers and Associates. Nova York. 2014.

LUTON, P. E.; WAYNE, J.M.; SHARP, R.J.; RILEY, P. **The mcrA gene as an alternative to 16SrRNA in the phylogenetic analysis of methanogen populations in landfill**. *Microbiology* (2002), 148, 3521-3530.

MCCARTHY, A. (2010). Third generation DNA sequencing: pacific biosciences' single molecule real time technology. **Chem. Biol.**, 17, 675-6.

MADIGAN M, MARTINKO J, DUNLAP P, Clark D (2008) **Brock Biology of Microorganisms**. New York, USA: Pearson Higher Education, 12.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, M.D.; SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. **Waste Management**. 2011. Doi: 10.1016/j.wasman.2011.10026.

MANGIMBULUDE, J.C.; STRAALLEN, N.M.; RÖLING, W.F.M. Microbial nitrogen transformation potential in surface run-off leachate from a tropical landfill. **Waste Management**. 32, (2012), 77-87. Doi:10.1016/j.wasman.2011.07.029.

MANNARINO, C. F. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciênc. Saúde Coletiva, Rio de Janeiro**, v. 18, n. 11, novembro de 2013.

MANSOURI, B.; SALEHI, J. Leachate and Pollution Levels of Heavy Metals in the Groundwater near municipal solid waste landfill site of Mashhad. **Iranian Journal of Toxicology**. Vol.8. n° 25. 2014.

MARIA, M. A. **Caracterização de lixiviados de aterros sanitário e industrial da região metropolitana de Belo Horizonte**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. 2010.

MARTINS, C.L. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas sob diferentes condições operacionais**. Tese (Doutorado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2010.

MARSALEK, J.; ROCHFORT, Q.; BROWNLIE, B.; MAYER, T.; SERVOS, M. An exploratory study of urban runoff toxicity. **Water Science and Technology**. v.39, p.33–9, 1999.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do Desempenho de Lagoas de Polimento Rasas, em Série, para o Pós-Tratamento de Efluentes de Reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n. 1, p. 45-54, 2004.

MASSAROTTO, W.L. **Avaliação de Tecnologias para Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental. Universidade de Ribeirão Preto - SP. 2010.

MATHIASSEN, L.T.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**. 24: 183–194. 2006.

MAYO, A. W.; NOIKE, T. Effects of Temperature and pH on the Growth of Heterotrophic Bacteria in Waste Stabilization Ponds. **Water Science and Technology**, v. 30, n.2, p. 447–455, 1996.

MEDRI, V. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos**. Tese (Doutorado). Florianópolis. Universidade Federal de Santa Catarina. 1997.

MEHMOOD, M. K.; ADETUTU, E.; NEDWELL, D. B.; BALL, A. S. (2009). In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. **Bioresource Technology**, 100(10), 2741-2744.

MEIRA, R.C. **Estudo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-Pb em escala experimental**. Dissertação. Campina Grande – Paraíba. 2009.

MENDES, M.B.; KAWAHIGASHI, F.; KURODA, E. K. Adsorção de matéria orgânica em carvão ativado granular no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. **Periódico Eletrônico Fórum ambiental**. Volume 9. Número 11. 2013.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. Columbia: Editora Nomos S.A.. Cap. 7, p. 198-254, 2002.

MENDONÇA, J.M.S. **Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal-RN**. Dissertação (Mestrado em ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Norte-Natal. 2010.

MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTERS, G. Z.; REED, S. C.; GEORGE, D. B. **Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading**. New York: Macmilian Publishing.1982.

MISSAGIA, B. **Estudo das comunidades bacterianas em Filtros Biológicos Percoladores utilizados para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2010.

MIWA, A.C.P.; FREIRE, R.H.F.; CALIJURI, M.C.. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo- Brasil). **Eng. Sanit. Ambient**. 169 Vol.12 - N° 2 - abr/jun 2007, 169-180.

MODIN, H.;PERSSON, K.M.;VAN PRAAGH, M., Multivariate data analysis of regular landfill leachate monitoring data. *Waste Manage*. 2013.

MOHAMED, B.M.; ISMAILB, T.; HASSIDOU, S. Phosphorus removal from Tunisian landfill leachate through struvite precipitation under controlled degassing technique. **Desalination and Water Treatment**. 21 (2010) 295–302.

MONTEIRO, V.E.D. **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento de Aterro da Muribeca.** Tese de Doutorado. UFPE. 2003.

MONTEROSSO, E.P., MARTINS, M.M.M. **Implantação de Aterro Controlado, Com Uso e Recuperação de Área Degradada por Disposição Final de Resíduos Sólidos.** Serviço Autônomo de Pelotas. Departamento de Processamento de Lixo. Pelotas –RS. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd51/monterosso.pdf>>. Acesso em 13/11/2011.

MONTIBELLER, P. **Avaliação da alteração na qualidade química da água em função de sua utilização em tanques de piscicultura localizados no Rio do Meio.** Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso). Centro de Ensino Superior da Terra e do Mar – CTTmar. Universidade do Vale do Itajaí – Univali. 2005.

MORAIS, J.L. **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário.** Tese MORAIS, J. L. de. UFPR. 2005.

MORATELLI, Letícia. **Estudo da evaporação como tecnologia aplicada ao pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2013.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação (Mestrado), EE/UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil. 2007.

MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. O. ; FRIES, M.. Degradação de Resíduos e alterações na resistividade Elétrica, pH e Eh. **Rev. Bras. Geof.** , São Paulo, v. 27, n. 2, junho de 2009.

MOURA, A.; TACAO, M.; HENRIQUES, I.; DIAS, J.; FERREIRA, P.; CORREIA, A. Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR-DGGE analysis. **Microbiological Research**, v. 164, p. 560-569, 2007.

MUYZER, G.; SMALLA, K. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. **J. of Gen. Mol. Microbiol.** 1998, v. 73, p.127.

NAGASHIMA, L. A. **Monitoramento de lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do Reagente Fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento.** Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2009.

NAGASHIMA, L.A.; JUNIOR, C.B.; SILVA, C.A.; FUJIMURA, A.S. **Assessment of heavy metal levels in percolated liquid from sanitary landfill in Paranavaí,** Parana State, Brazil. 2009.

NAGASHIMA, L.A.; JUNIOR, C.B.; FUJIMURA, A.S.; RECANELLO, T.D. Characterization of sludge generated from the treatment of sanitary landfill leachate with tannin-based coagulant. **Revista Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina,** v. 29, n. 1, p. 37-50, jan./jun. 2010.

NAKAMURA, C.Y. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais.** (Dissertação). Universidade Federal de Viçosa-MG. 2012.

NAVES, Leandro Coelho. **Influência da compactação do solo na produção e no potencia poluidor de lixiviados de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Lavras. Lavras. 2013.

NEHRENHEIM, E.; GUSTAFSSON, J.P. Kinetic sorption modelling of Cu, Ni, Zn, Pb and Cr ions to pine bark and blast furnace slag by using batch experiments. **Bioresour. Technol.** 99, 1571-1577. 2008.

OLIVEIRA, A.C.G. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel.** Dissertação. Universidade Estadual de Londrina. Londrina-Paraná. 2012.

OLIVEIRA, A. G. **Indicadores microbiológicos de tamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas.** Dissertação (Mestrado). Campina Grande – Paraíba. 2013.

OLIVEIRA, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**. Washington. V.32. p793-810. 2000.

OLIVEIRA, R.G.L.; LOPES, R.L.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; JUCA, J.F.T. Geração de Lixiviados na célula experimental de resíduos sólidos urbanos da Muribeca-PE. II Simpósio IberoAmericano de Ingeniería de Resíduos. 2º Seminário da Região Nordeste sobre Resíduos Sólidos. João Pessoa-Paraíba. 2010.

OLIVEIRA, P.M.T. **Evaluation of different biological landfill leachate treatment systems for facilities in Portugal.** Dissertação. Engenharia do Meio Ambiente. Faculdade de Engenharia-Universidade do Porto. Portugal. 2012.

OLIVEIRA, R.; MARINS, R. **Quantificação e interpretação geoquímica dos teores de metais-traços (Cu, Cr, Ni, Pb e Zn) em sedimento da pluma estuarina do rio Jaguaribe, CE, Brasil.**XV Congresso Latino Americano de Ciências do Mar, Punta del Leste, Uruguai.2012.

ONAY, T.T., POHLAND, F.G. **In situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills.** J. Wat. Res. 32(5):1383-1392.1998.

OSADA,T.; NEMOTO, K.; NAKANISHI, H.; HATANO, A.; SHOJI, R.; NARUOKA,T.; YAMADA, M. **Review Article: Analysis of ammonia toxicity in landfill leachates.** International Scholarly Research Network. 6 p. 2011.

ØVREÅS, L.; FORNEY, L.J.; DAAE, F.L.; TORSVIK, V.L. Distribution of bacterioplankton in meromictic Lake Saelenvannet, as determined by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified gene fragments coding for 16S rRNA. **Appl. Environ. Microbiol.** 63: 3367–3373. 1997.

OYARZÚN J. Algunos metales y metaloides con propiedades tóxicas o carcinogénicas: distribución natural y riesgos por contaminación en Chile. **Revista Chilena de Salud Pública**, vol 5. Santiago de Chile. 2001.

PALMEIRA, G.F. **Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização**. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Universidade Estadual da Paraíba. Paraíba. 2014.

PALMER, M.C. A composite rating of algae tolerating organic pollution. **Journal Phycology**, v.5, p.78-82.1969.

PALMER, M.C. **Algae and water pollution: the identification, significance and control of algae in water supplies and in polluted water**. Castle House, 123p. 1980.

PEIG, D.B. As diferenças entre nanofiltração, ultrafiltração, microfiltração e osmose reversa. **Revista e Portal Meio Filtrante**. Ano X. Edição nº53. 2011.

PELEGRINI, N.N.B.; Pelegrini, R.T.; Paterniani, J.E.S. **Caracterização física, química e biológica do percolado do aterro sanitário da cidade de Limeira – SP**. Engenharia Ambiental, 4 (1), 54-66, 2007.

PESSIN, N.; CONTO, S.M.; SCHNEIDER, V.E.; CADORE, J.; ROVATTI, D. **Desenvolvimento de composteiras para fração orgânica dos resíduos gerados em município com missão turística**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande-MS. 2005.

PICOT, B.; PAING, J.; SAMBUCCO, J. P., COSTA, R. H. R., RAMBAUD, A. **Biogas production sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds**. In: International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 5, Auckland, New Zealand. Pond Technology for the New Millennium. p.381-388.2002.

PIATKIEWICZ W.; BIEMACKA, E.; SUCHECKA, T. A polish study: treating landfill leachate with membrane. **Filtration & Separation**. Volume 38, Issue 6, July–August 2001, Pages 22–23, 25–26.

PINHATI, F.R. **Caracterização molecular da população microbiana do lodo de Refinaria de Petróleo por PCR-DGGE e RAPD**. Dissertação de Mestrado, UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, (2008).

POHLAND, F.G., HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.A.1986.

POKHREL D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater - a review. **Science of the Total Environment**, 333:37– 58. 2004.

POLETTE, M.; SCHIMITT, J.; MACEDO, C.X. **Gerenciamento Costeiro Integrado: Estudo de Caso do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú - SC**. Cadernos de Gestão. Laboratório de Planejamento da Paisagem Costeira. Documento Interno, 30p. 1998.

PRIM, E. C.C.; CASTILHOS JR, A.B.; MAIA, I.S.; SANTOS, H.A.P.; MACHADO, C.Z. **Biodegradabilidade de Lixiviado de Aterro Sanitário Baseada em Parâmetros Coletivos Não Específicos**. V Congresso Interamericano de Resíduos Sólidos. Trabalho Técnico. 22-24 de maio de 2013. Lima - Peru.

PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO. **Tratamento, disposição e reciclagem de resíduos sólidos, com ênfase no tratamento do lixiviado e tendo em vista a proteção dos corpos d'água**. Rio de Janeiro. ABES. 2003.

PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterro Sanitário para as Condições Brasileiras**. Rio de Janeiro. ABES. 2009.

PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e**

disposição controlada no solo /José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro : ABES, 1999. 464 p.

QIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. **Geotechnical aspects of landfill design and construction**. New Jersey: Prentice Hall, 2002. 717p.

QIANG X.; JIANG-SHAN L.; PING, W.; LEI L.; ZHEN-ZE L.. **State Key Laboratory of Geomechanics and Geotechnical Engineering, Institute of Rock and Soil Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Hubei, P. R. China** - Research Article Removal of Heavy Metals from Landfill Leachate Using Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash as Adsorbent. 2014.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**.EUA: Technomic, 1994.

QUEIROZ, L.M.; AUN, M.V.; MORITA, D.M.; ALEM SOBRINHO, P. Biological Nitrogen Removal over Nitritation/Denitritation using phenol as carbon source. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. v. 28, n. 2, p. 197-207.2011

QUINTAES, B.R.; CAMPOS, J.C.; MGUEL, M.A.L.; HINOJOSA, M.A.G. Molecular Tools for Studying Microbial Communities in Urban Solid Waste Landfill Leachate. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. n. 31.2014.

RÁDIC-BRAKANAC, S.; VUJEIE, V.; CVJETKO, P.; BAKOVIC, V.; ORESCANIN, V. **Removal of landfill leachate toxicity and genotoxicity by two treatment methods**. Arh. Hig RadaToksikol. 65:89-99. 2014.

RANZI, B.D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis: estudo em escala piloto**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.

RECESA - REDE DE CAPACITAÇÃO E EXETNSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO AMBIENTAL. **Resíduos Sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**.

Núcleo Sudeste de Capacitação e Extensão Tecnológica. Ministério das Cidades. 2008

REGADIO, M.; RUIZ, A.I.; SOTO, I.S.; RASTRERO, M.R.; SÁNCHEZ, N.; GISMERA, M.J.; SEVILLA, M.T.; SILVA, P.; PROCOPIO, J.R.; CUEVAS, J. Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills. **Waste Management**. 32. 482-497. 2012. Doi: 10.1016/j.wasman. 2011.11.008.

REICHERT, G.A. **Manual: Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**. 2007. In: Resíduos Sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários : guia do profissional em treinamento: nível 2. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). Belo Horizonte: ReCESA, 2008. 120 p.

REISDÖRFER, G. **Avaliação do processo de lodos ativados operando um reator sequencial em batelada para tratamento de chorume em escala piloto**. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Ambiente e Desenvolvimento. Univates. 134p. Lajeado. 2011.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**.150 (3): 468-493.2008.

RESTREPO, J.J.B. **Determinação da taxa de transferência de elementos-traço de resíduos sólidos urbanos para lixiviado**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina. 221p. Florianópolis- SC. 2013.

REYNOLDS, C.S. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Verh. International Verein. Limnology**.v.23, p-683-691. 1988;

RIBÉ, V.; NEHRENHEIM, E.; ODLARE, M.; GUSTAVSON, L.; BERGLIND, R. Ecotoxicological assesment and evaluation of a pine bark biosorbent treatment of five leachates. **Waste Management**. (2012).

RIBEIRO, P. C. **Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização**. (Dissertação).

Mestrado. Pós Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal da Campina Grande - Paraíba. 2007.

RIBEIRO, P.C.A.; CYBIS, L.F.; LUCA, S.J. **Observação da microfauna no processo de nitrificação em Reatores Sequenciais em Batelada(RBS)**. 1996.

RITTMANN, B.E.; MCCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: principles and applications**. McGraw-Hill, New York, 2001.

ROCHA, M.C.V. **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: avaliação do bioaumento da microbiota autoimobilizada**. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2011.

RODRIGUES, A.G.; VIVEIROS, M.A.W.B.; BARROSO, I.M.O.; CAVALCANTE, A.P.; LÓPEZ, A.M.Q. **Contaminação bacteriana em teclados de computadores de hospital**. (Ribeirão Preto) 2012; 45 (1): 39-48. Disponível em: <<http://www.fmrp.usp.br/revista>>. 2012.

RODRIGUES, L.M.A. **Tratamento de Lixiviado Têxtil Utilizando Lagoas de Estabilização**. Dissertação (Mestrado). Engenharia de Processos. Universidade da Região de Joinville. Joinville. 2009.

RUAS, F. A. D. Escola Superior de Tecnologia e Gestão. Instituto Politécnico da Guarda. TCC. 2010.

RUBINGER, C.A. **Seleção de métodos biológicos para a avaliação toxicológica de efluentes industriais**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais.

SA'ADAH, N.; ESSAM, A.; MAKKY, F.; ISHAK, W. Comparison of Enzymes Production of Bacteria from Landfill Soil and Leachate: A Case Study-Jabor Landfill Kuantan, Pahang, **Malaysia International Journal of Innovation, Management and Technology**, Vol. 5, No. 1, February 2014.

SALLEH, N.F.D.M.; HAMID, K.H.K. Leachate characterization from a closed landfill in air Hitam, Puchong, Malaysia. **Malaysian Journal of Analytical Sciences**. Vol 17. Nº 1. 24 – 29. 2013.

SANTA CATARINA. Lei n. 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Diário Oficial de Santa Catarina, Florianópolis, 13 abr. 2009. Disponível em: < http://www.sc.gov.br/downloads/Lei_14675.pdf>. Acesso em: 15/07/2014.

SANTOS, A.L. **Diversidade molecular microbiana de lixiviados de aterros. Pós-graduação em Microbiologia.** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Tese (Doutorado). Rio de Janeiro- RJ. 2010.

SANTOS S. A. F. M. **Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do aterro de Muribeca.** Dissertação. Universidade Federal de Pernambuco-UFPE. Recife. 2003.

SANTOS, S.M.; JUCÁ, J.F.T.; ARAGÃO, J.M.S. (1998). Geotechnical Properties of a Solid Waste Landfill: Muribeca's Case. **In:** Proc. of the Third International Congress on Environmental Geotechnics, v.1, Lisboa, Portugal, Seco e Pinto (ed.), Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5809 006x, pp. 181-184.

SARTI, E. L. **Influência do oxigênio no crescimento de arqueias metanogênicas e bactérias redutoras de sulfato em reatores anaeróbios em batelada.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2007.

SCHMIDT, M.C.C. **Rede de Catadores e Gestão Socioambiental de Resíduos Sólidos Recicláveis: Experiência Contemporânea no Município de Itajaí-SC.** Dissertação (Mestrado). Programa de Mestrado Profissionalizante em Gestão de Políticas Públicas. Universidade do Vale de Itajaí. Itajaí. 2007.

SEGURA-MUÑOZ, S.I.; TAKAYANAGUI, A.M.M.; TREVILATO, T.M.B.; HERING, S.E. Metais pesados em líquido percolado e água subterrânea da área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **In:** Anais de Trabalhos Completos do I Fórum das Universidades Públicas Paulistas Ciência e Tecnologia em Resíduos, São Paulo, 2003, Vol. 1, 937-48.

SENNA, P.A.C. **Cyanophceae da Lagoa de Estabilização de São Carlos. Estado de São Paulo-Brasil.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo. 116p. 1979.

SHARMA, S.; DASTIDAR, M.G.; SREEKRISHAN, T.R. Biological removal of zinc from waste water using *Aspergillus* sp. **The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection**, Vol 3. pp 1-8, 2003.

SHOENEL, E. **Aplicação de ozônio e ozônio mais peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários.** Dissertação (Mestrado). Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo. 2013.

SICILIANO, A.; RUGGIERO, C.; ROSA, S.D. **A new integrated treatment for the reduction of organic and nitrogen loads in methanogenic landfill leachates.** Process Safety and Environmental Protection (2012)., <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2012.06.008>.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto tratado.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. 2002.

SILVA, C.C.; HAYDEN, H.; SAWBRIDGE, T.; MELE, P.; KRUGER, R.H.; RODRIGUES, M.V.N.; COSTA, G.G.L.; VIDAL, R.O.; SOUSA, M.P.; TORRES, A.P.R.; SANTIAGO, V.M.J.; OLIVEIRA, V.M. **Phylogenetic and functional diversity of metagenomic libraries of phenol degrading sludge from petroleum refinery wastewater treatment system.** (2012).

SILVA, Diego Domingos. **Remoção Biológica de Nitrogênio pela via curta de lixiviado de aterro sanitário operando em um reator em bateladas sequencial.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. São Paulo. 2009.

SILVA, F.B. **Tratamento combinado de Lixiviados de Aterros Sanitário.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)-Escola de Química. 2009.

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

SILVA FILHO, P.A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN. 2007.

SILVA, J.D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série- estudo em escala piloto**. Tese (Doutorado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. ABES. Rio de Janeiro. 1979.

SILVA, S.M.C.P.; HASSAKA, A.L.; FERNANDES, F.; SOBRINHO, P.A.. Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico. **24º Congresso Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental**. 2008.

SILVEIRA NETO, D. V. **Caracterização Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Canhanduba, Itajaí, SC**. Universidade do Vale do Itajaí, Monografia de Graduação, 47 p. 2003.

SISNAMA (SISTEMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, regulamentada pelo Decreto 99.274, de 06 de junho de 1990.

SINGH, J.; KALAMDHAD, A.S. Bioavailability and Leachability of Heavy Metals during Composting: a review. **International Research Journal of Environment Sciences**. Vol. 2(4), 59-64, April (2013). India.

SYZDEK, A.C.; AHLERT, R.C. Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes. **Journal of Hazardous Material**. Volume 9. n. 2. Agosto de 1984. Pages 209-220.

SOARES, H.M., HIRATA, Y.S. **IV Curso de Tratamento Biológico de Resíduos**. Aula Prática. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 1999.

SOARES, C. I. S. **Ensaio de biodegradabilidade aeróbia para apoio à operação de contactor biológico rotatório tratando lixiviados**. Dissertação (Mestrado). Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo. 2013

SOUZA, G. **Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários – estudo em escala piloto**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2005.

SOUZA, S. B.; CORAUCCI Filho, B.; BERTONCINI, E.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F. Avaliação Sanitária do Líquido Percolado em Área Irrigada com Efluente Anaeróbio. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**. Nº 1. Volume 1. pag 26-33. 2010.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte- Minas Gerais. 2007.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2009.

SPEER, S.; CHAMPAGNE, P.; ANDERSON, B. Pilot-scale comparison of two hybrid-passive landfill leachate treatment systems operated in a cold climate. **Bioresource Technology**. 104. 119-126. Doi:10.1016/j.jbiortech.2011.10.1067.

STACKENBRANDT, E.; MURRAY, R. G. E.; TRUPER, H. G. ;Proteobacteria classis nov. a name for the phylogenetic taxon that includes the Purple Bacteria and Their Relatives”. **International J. System. Bacteriol**. v. 38, n. 3, p.321-325. 1988.

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). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2006.

SUZUKI, L.Y.; BATISTA, A.D.; KURODA, E.K. Estudos ecotoxicológicos de lixiviado de aterro sanitário antes e após várias etapas do tratamento. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista- Saúde, Saneamento e Meio Ambiente**. v.9. n.11. 2013.

TABET, K.; MOULIN, P.; VILOMET, J.D.; AMBERTO, A.; CHARBIT, F. Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant. **Separation Science and Technology**, 37: 1041-1063. 2002.

TAMRAT, M.; COSTA, C.; MARQUEZ, M.C. Biological treatment of leachate from solids wastes: kinetic study and simulation. **Biochemical Engineering Journal** 66 (2012) 46– 51.

TAN, W.B.; JIANG Z.; CHEN,C.; YUAN, Y.; GAO, L.F.; WANG, H.F., CHENG, J.; LI, W.J.; WANG, A.J. *Thiopseudomonas denitrificans* gen. nov., sp. nov., isoladas de anaeróbio de lamas activadas. **Int. J. Syst. Evol. Microbiol.** 2015 Jan; 65 (Pt 1): 225-9. doi: **10,1099** / ijs.0.064634-0. Epub 17 de outubro de 2014.

TAVEIRA, M.M.V. **Impactos de aterros sanitários de três municípios de Minas Gerais na Qualidade da Água**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Lavras. MG. 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H., VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management**. Singapura, Mc Graw-Hill International Editions. 1991.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. McGraw-Hill, Hightstown, NJ, 978 p., 1993.

THANGARAJ, K.; KAPLEY, A.; PUROHIT, H.J. Characterization of diverse *Acinetobacter* isolates for utilization of multiple aromatic compounds. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, p. 2488-2494, 2007.

THREDEACH, S.; CHIEMCHAI SRI, W.; WATANABE, T.; CHIEMCHAI SRI, C. HONDA, R. **Antibiotic resistance of *Escherichia coli* in leachates from municipal solid waste landfills: comparison between semi-aerobic and anaerobic operations.** *Bioresource Technology*. 113 (2012) 253.258.

TELLES, C.A.S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro- RJ. 2010.

TOZZETO, C.M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2008.

TORQUATO, S. C. **Pós-Tratamento Conjugado de Águas residuárias Doméstico e Lixiviado em Lagoas de Estabilização.** 117f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2010.

TRIFONOVA, L.S. Seasonal and main succession of lake phytoplankton. **Hydrobiological Journal**, v.22, n.3, p.19-25. 1986.

TRENNEPOHL, F. G.; LOPES, D. D.; FERNANDES, F. Efeito da adição de fonte externa de carbono, para desnitrificação, nos valores de pH e alcalinidade em sistema de lodos ativados para a remoção de nitrogênio em lixiviados. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25, 2009. Recife. Anais... Recife-Pernambuco-ABES. 2009.**

TRUPPEL, A. **Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação de qualidade de seu efluente.** Dissertação

(Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2002.

TUOMELA, M., VIKMAN M., HATAKKA, A., ITAVAARA, M., Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, v.72, p.169-183, 2000.

TÜRKER, U.; OKAYGÜN, M.; ALMAQADMA, S. J. **Impact of anaerobic lagoons on the performance of BOD and TSS removals at the Haspolat (Mia Milia) Wastewater Treatment Plant**. Desalination, 249 (1), p. 403-410.2009.

TSUTIYA, M. T. Metais Pesados: O Principal Fator Limitante para O Uso Agrícola de Biossólidos das Estações de Tratamento de Esgotos. **In: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.**

UCHIDA, M.; HATAYOSHI, H.; SYUKU-NOBE, A.; SHIMOYAMA, T.; NAKAYAMA, T.; OKUWAKI, A.; NISHINO, T.; HEMMI, H. Polymerase chain reaction – denaturing gradient gel electrophoresis analysis of microbial community structure in landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p.1503-1508, 2009.

USEPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms**-EPA-821-R-02-012, office of water, Washington: USEPA.2002.

USEPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Municipal Solid Waste in the United States: Facts and Figures for 2009**. United States Environmental Protection Agency. 2010.

VALERO, M.A.C.; 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 anaeróbico de esgotos:um manual para regiões de clima quente**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. **O Comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande –Pb. 472 p. 1999.

VAN HAANDEL A.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicação para o sistema de lodo ativado. In: Mota, F.S.B.; Von Sperling, M. (coord.). Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009.428p.

VIANA, R.M. **Combinação de Processos Físico-Químicos e Biológico Anaeróbio para Tratamento de Lixiviado de Aterro Antigo.** Dissertação. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ.2011.

VIEIRA-NETO, J.M. **Estudo do comportamento de metais em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB.** Dissertação. Universidade de Campina Grande, Paraíba. 2012.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais.** 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - lagoas de estabilização.** v. 3. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: UFMG, Belo Horizonte, 2002.

VUKANTI R.; CRISSMAN, M.; LEFF, L.G.; LEFF, A.A. Bacterial communities of tyre monofill sites: growth on tyre shreds and leachate. **J. Appl. Microbiol.** 2009.

ZHAO, X.; QU, J.; LIU, H.; WANG, C.; XIAO, S.; LIU, R.; LIU, P.; LAN, H.; HU, C. (2010) **Photoelectrochemical treatment of landfill leachate in a continuous flow reactor.** Bioresour. Technol. 101:865–869.

ZHAO, R.; NOVAK, J.T.; GOLDSMITH, D. Evaluation of on-site biological treatment for landfill leachates and its impact: a size distribution study. **Water Research.** 46 (2012). 3837 e 3848.

ZILS, L.; SILVA, J.D.; PINHEIRO, A. Eficiência do melão como fonte de carbono na remoção de nitrito em lixiviados de aterros sanitários. **Eng. Sanit. Ambient.** v.19 n.1. jan/mar 2014- 97-104.

WAKADIKAR, K.; SIL, A.; KUMAR, S.; KUMAR, R.; MUDHOO, A. Influence of Sewage Sludge and Leachate on Biochemical Methane Potential of Waste Biomass. **Journal Bioremediation and Biodegradation**, S8, 2012.

WANG, C.; ZUO, J.; CHEN, X.; XING, W.; XING, L.; LI, P.; LU, X.; LI, C. Microbial community structures in an integrated two-phase anaerobic bioreactor fed by fruit/vegetable wastes and wheat straw. **Journal of Environmental Sciences** 26 (2014), 2484-2492. 2014.

WANG F. Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment: a review. In: **Journal of Environmental Engineering and Science**, vol 2, 6th edn, pp. 413- 427. 2003.

WHITELEY, A.S.; JENKIS, S.; WAITE, I.; KRESOJE, N.; PAYNE, H.; MULLAN, B.; ALLCOCK, R.; O'DONNELL, A. Microbial 16S rRNA Ion Tag and community metagenome sequencing using the Ion Torrent (PGM) Platform. **Journal of Microbiological Methods**. 91 (2012) 80–88

WSP Canada Inc.; SOLID WASTE MANAGEMENT SERVICES (City of Toronto). **Green Lane Landfill** .Annual Performance Report, Leachate Treatment Facility Green Lane Landfill Site. Fev.2014.

XAVIER, D.K.S. PONTES, J.P.S.D. COSTA, P.R.F.; SENA, S.F.M.; SILVA, D.R.; MARTINEZ–HUITLE, C.A.; NÓBREGA, D.R.S. **Estudo da eficiência eletroquímica para remoção de níquel (Ni) presente no chorume de aterro sanitário oriundo de pilhas descartadas inadequadamente**. 54º Congresso Brasileiro de Química. Novembro, 2014. Natal, RN. 2014.

XIAO, Y.P.; HUI, W.; WANG, Q.; ROH, S.W.; SHI, X.Q.; SHI, J.H.; QUAN, Z.X. *Pseudomonas* sp CAENI. nov., uma bactéria desnitrificante isolado a partir da lama de um bioreactor anaeróbio-oxidantes de amônio. **In. J. Syst. Evol. Microbiol.** 2009.

XIE, B.; XIONG, A. B.; LIANG, A. S.; XIAOJUN, C. H.; ZHANG, B.; JUN, L. C. Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate. **Bioresource Technology**, v. 103, p.71–77, 2012.

YABROUDIER, S. C.; MORITAB, D.M.; ALEM, P. Landfill leachate treatment over nitrification/denitrification in a activated sludge sequencing batch reactor. **APCBEE**, v.5, p.163-168, 2013.

YAPSAKLI, K.; ALIYAZICIOGLU, C.; MERTOGLU B. Identification and quantitative evaluation of nitrogen-converting organisms in a full-scale leachate treatment plant. **Journal of Environmental Management**. 92 (2011) 714 e 723.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>. 2013.

YUSMARTINI, E.S.; SETIABUDIDAYA, D.; RIDWAN.; MARSI.; FAIZAL. Characteristics of Leachate at Sukawinatan Landfill, Palembang, Indonesia. **Journal of Physiscs**. Conference Series. Siec. Technology. 2013.

YU, D.; YANG, J.; TENG, F.; FENG, L.; FANG, X.; REN, H. Bioaugmentation Treatment of Mature Landfill Leachate by New Isolated Ammonia Nitrogen and Humic Acid Resistant Microorganism. **J. Microbiol. Biotechnol.** (2014), 24(7), 987–997.

YUZER, B.; AKGUL, D.; MERTOGLU, B. **Effect of high ammonia concentration on UASB Reactor Treating Sanitary Landfill Leachate**. <http://dx.doi.org/10.7240/mufbed.v24i2.202>. 2012.

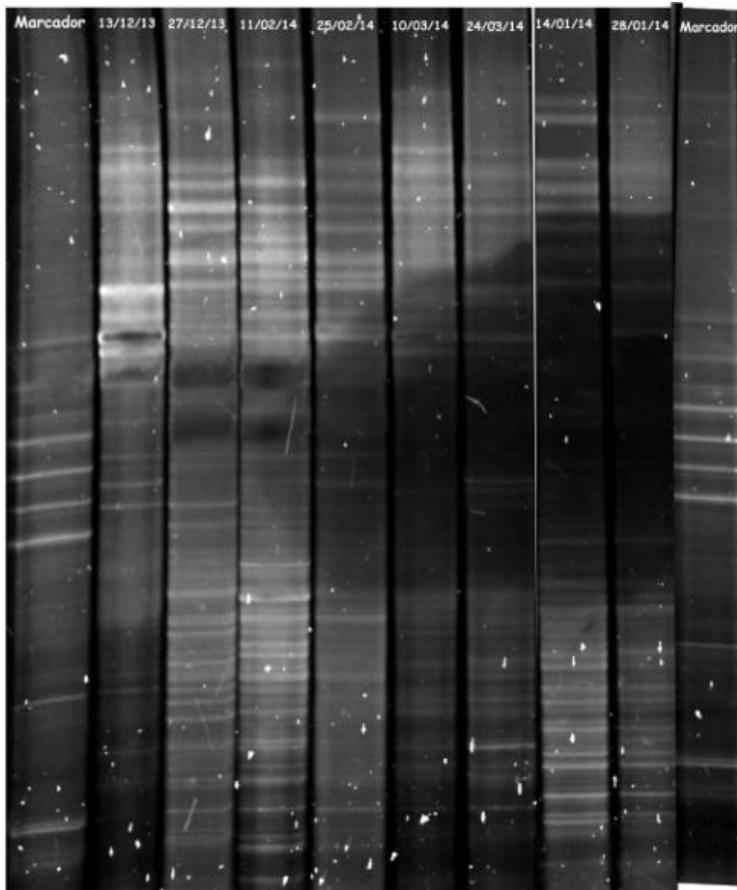
YOUCAI, Z.; LIJIE, S.; GUOJIAN, L. Chemical stabilization of MSW incinerator fly ashes. **Journal of Hazardous Materials**. n. 95, p. 47-63, 2002.

ZILLI, J. E.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; COUTINHO, H. L. C.; NEVES, M. C. P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cad. Cien. Tecnol.** 2003, v.20, n.3, p.391- 411.

8. APÊNDICES

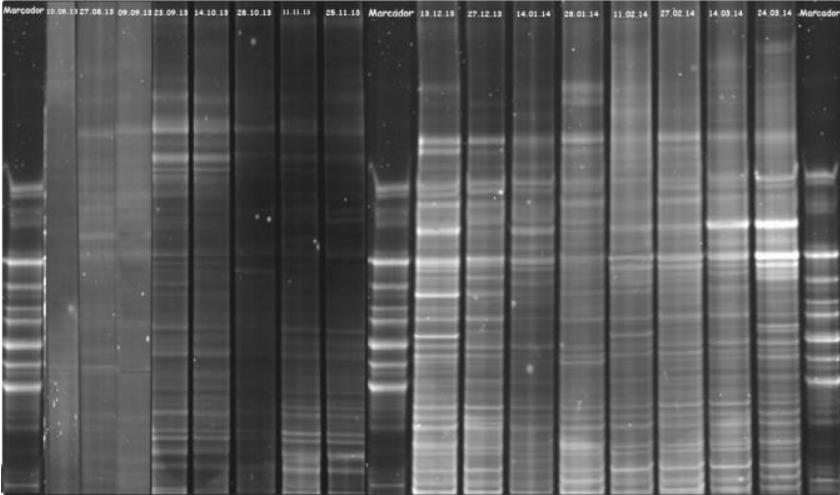
APÊNDICES 1- 8- GÉIS DE DGGE

APÊNDICE 1– Perfil de *amplicons* das coletas de Lixiviado Bruto do aterro sanitário.



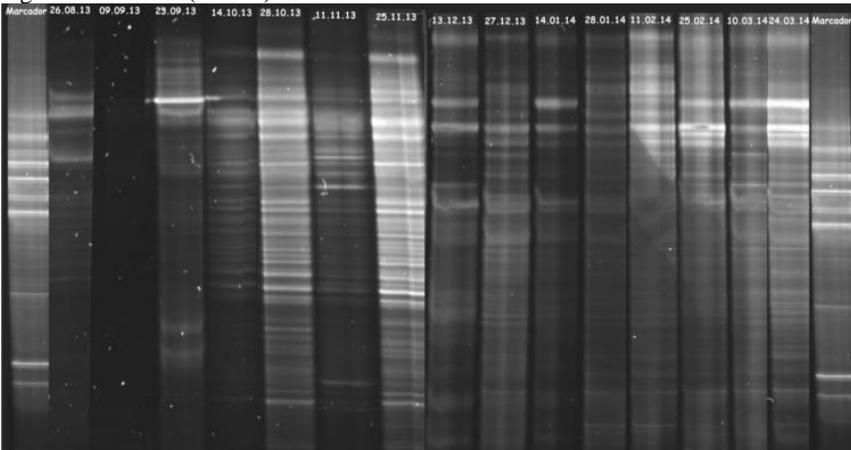
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 2– Perfil de *amplicons* das coletas do ponto Entrada Lagoa Anaeróbia 1 do aterro sanitário (ELA1)



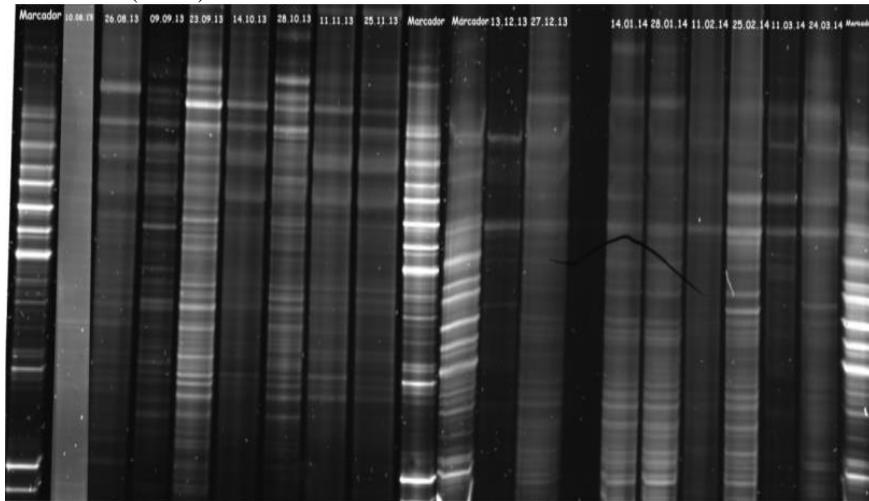
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 3 - Sequência dos perfis de *amplicons* das coletas do meio da lagoa anaeróbia 1 (MLA1)



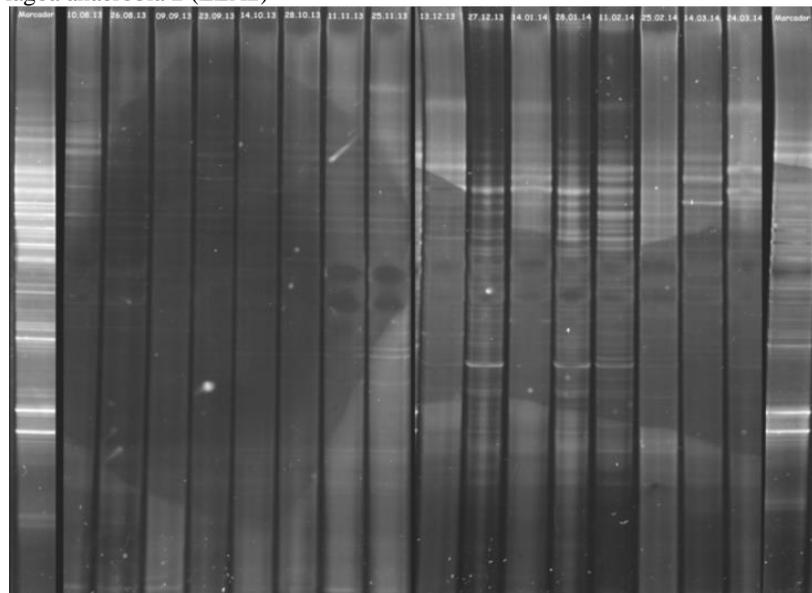
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 4 - Sequência dos perfis de *amplicons* das coletas do final da lagoa anaeróbia 1 (FLA1)



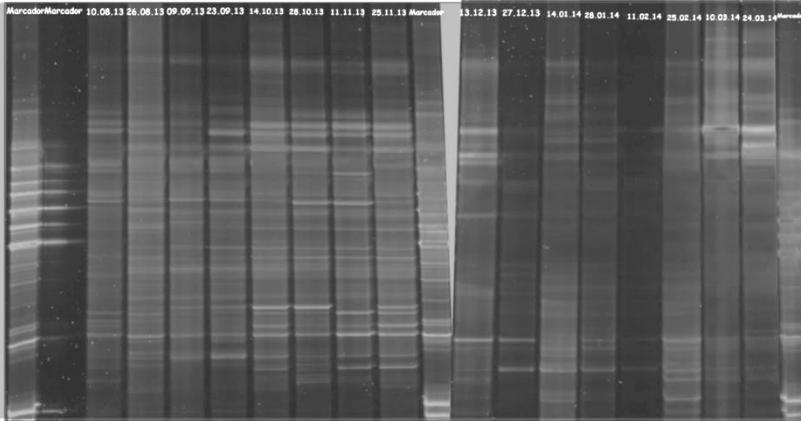
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 5 - Sequência dos perfis de *amplicons* das coletas da entrada da lagoa anaeróbia 2 (ELA2)



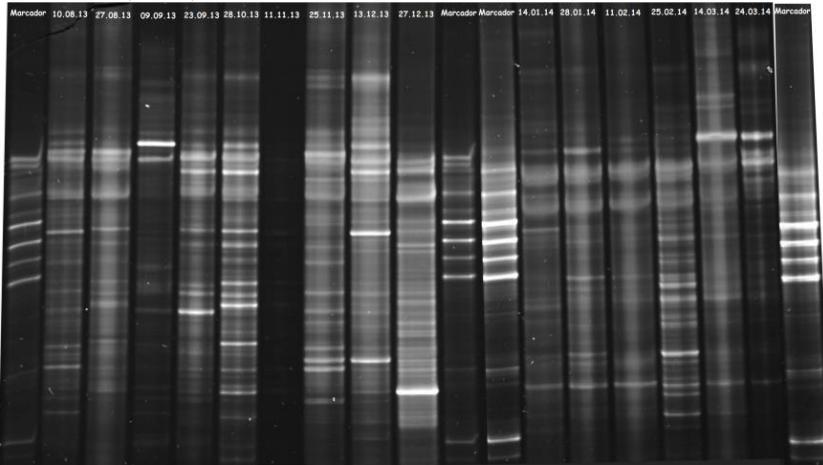
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 6 - Sequência dos perfis de *amplicons* das coletas do meio da lagoa anaeróbia 2 (MLA2)



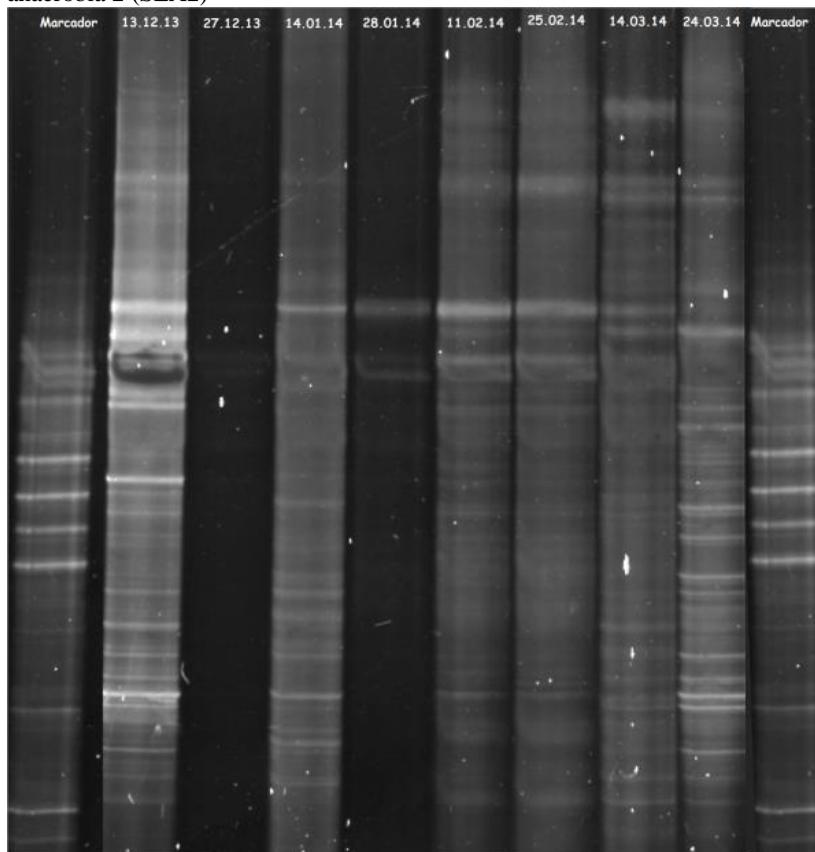
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 7- Sequência dos perfis de *amplicons* das coletas do final da lagoa anaeróbia 2 (FLA2)



Fonte: desenvolvido pela autora

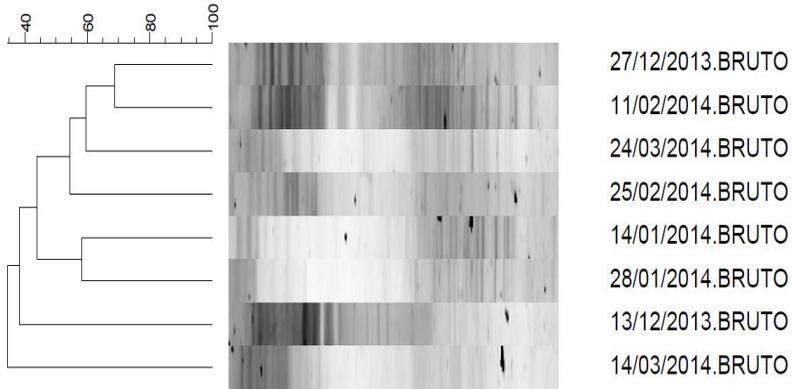
APÊNDICE 8 - Sequência dos perfis de *amplicons* das coletas da saída da lagoa anaeróbia 2 (SLA2)



Fonte: desenvolvido pela autora

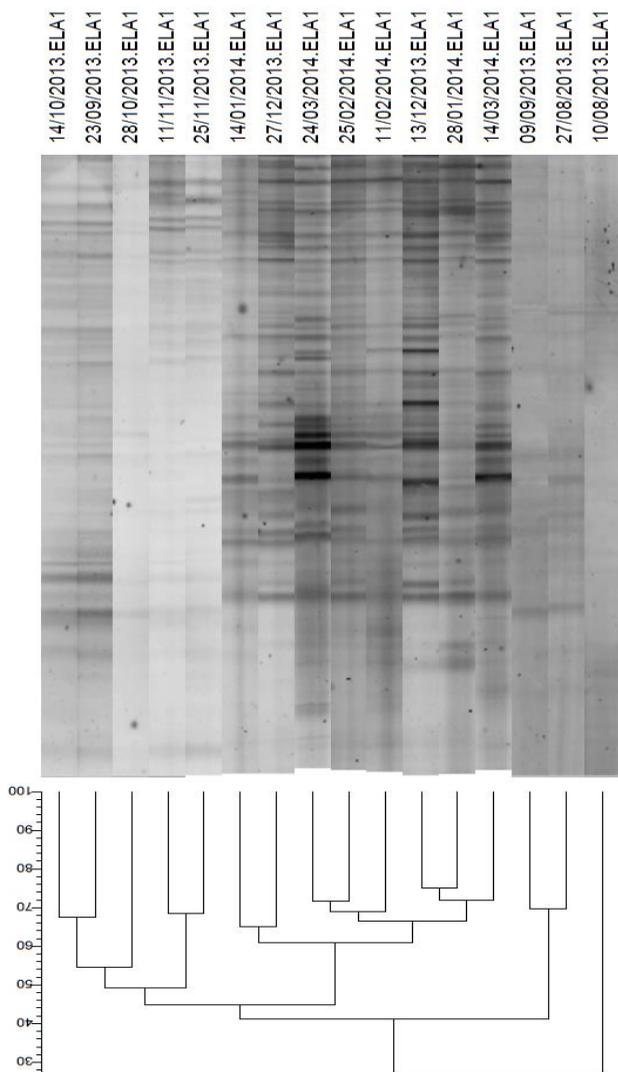
APÊNDICES 9 A 16– DENDROGRAMAS PROGRAMA *GEL* *COMPAR.*

APÊNDICE 9. Dendrograma obtido para as coletas de Lixiviado Bruto do aterro sanitário



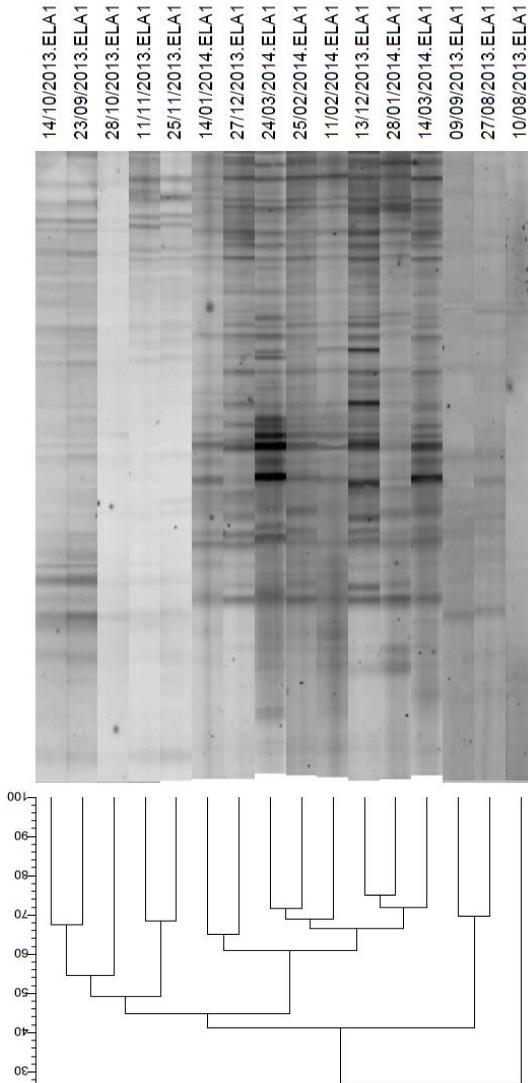
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 9: Continuação



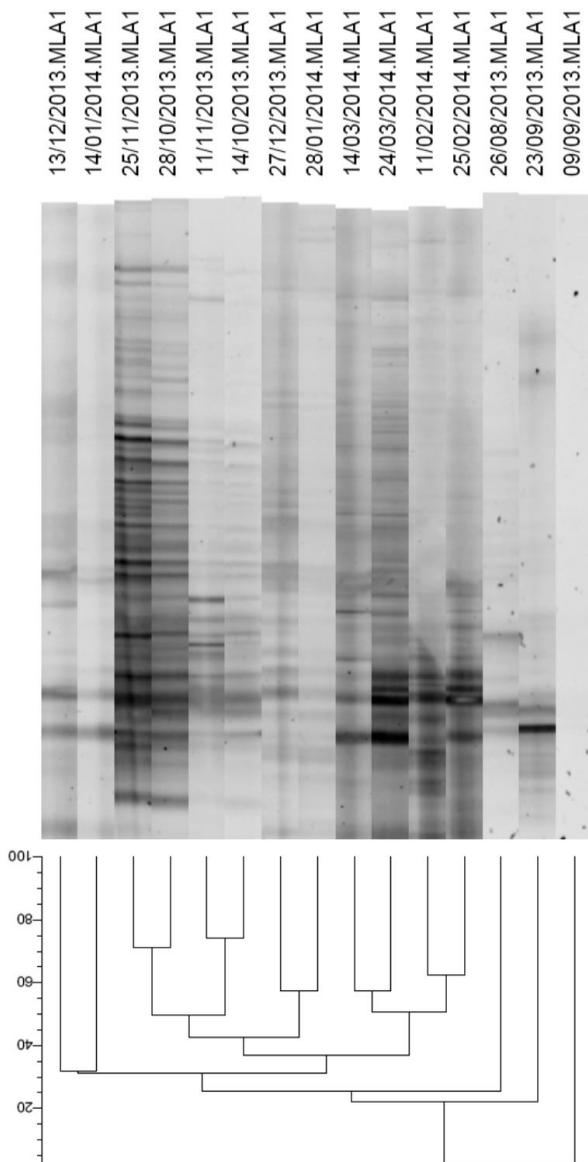
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 10. Dendrograma das coletas da Entrada da Lagoa Anaeróbia 1 conforme similaridade.



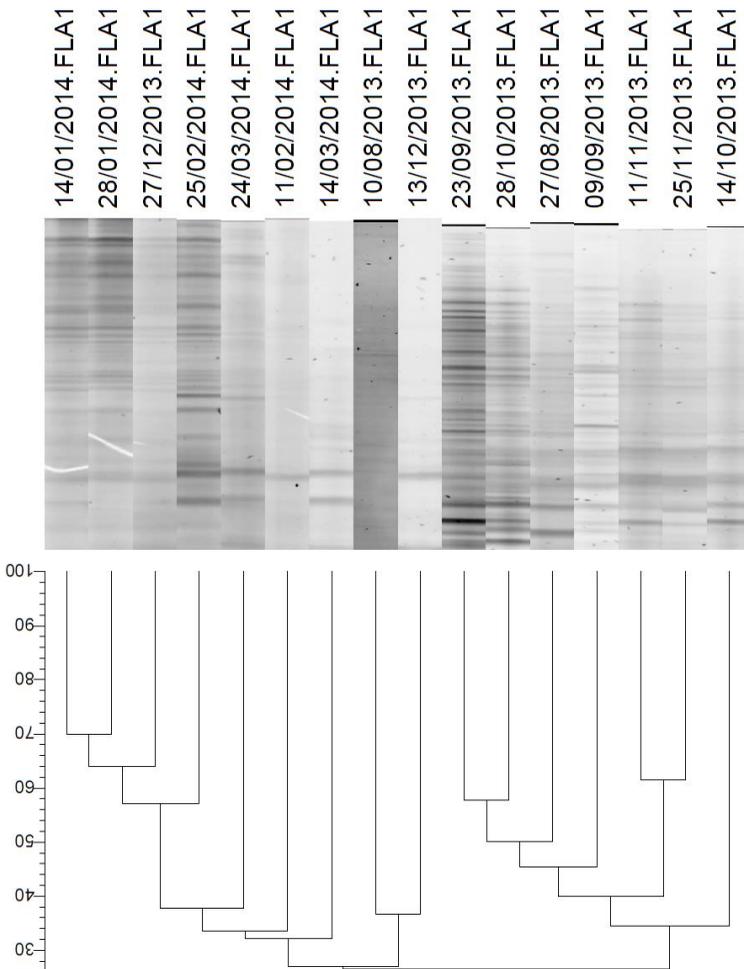
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 11. Dendrograma das coletas do Meio da Lagoa Anaeróbia 1 conforme similaridade.



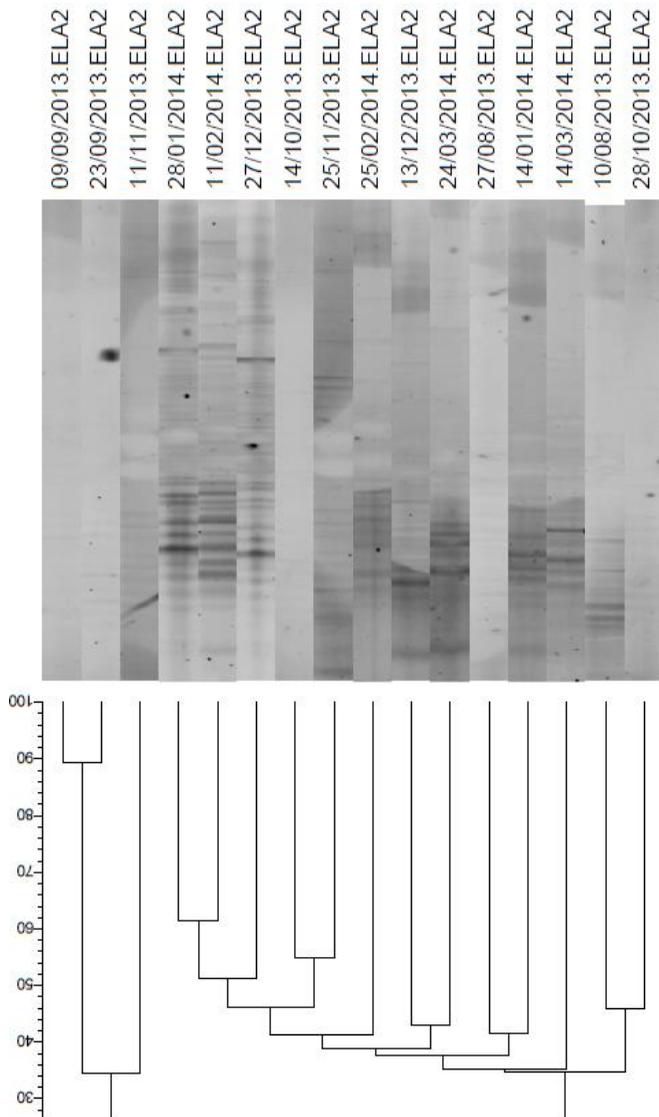
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 12. Agrupamento das coletas do Final da Lagoa Anaeróbia 1 (FLA1) conforme similaridade.



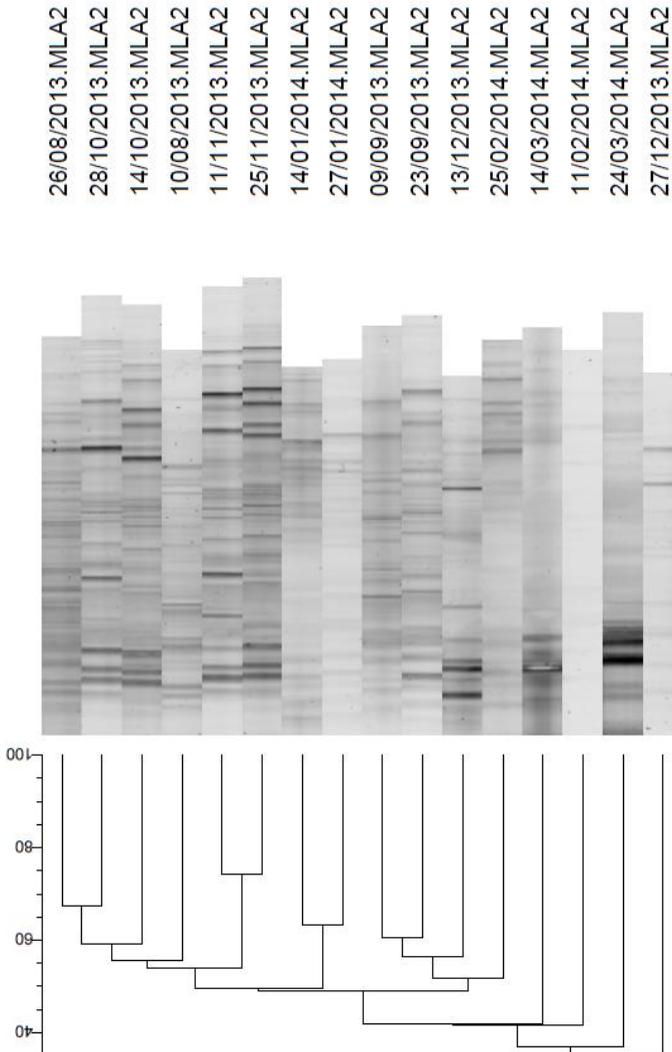
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 13. Agrupamento das coletas da Entrada da Lagoa Anaeróbia 2 (ELA2), conforme similaridade.



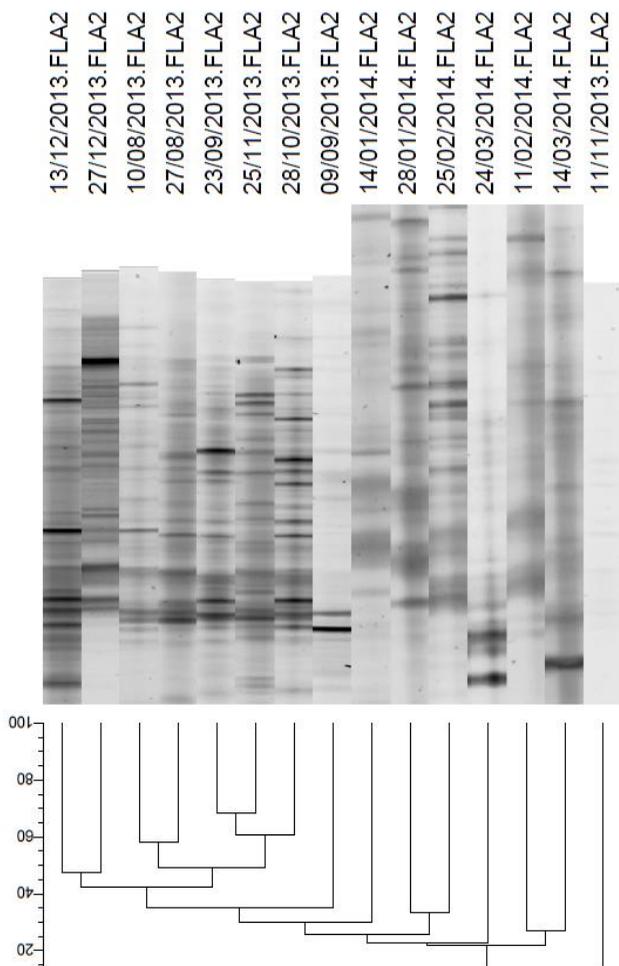
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 14. Agrupamento das coletas do Meio da Lagoa Anaeróbia 2 (MLA2), conforme similaridade.



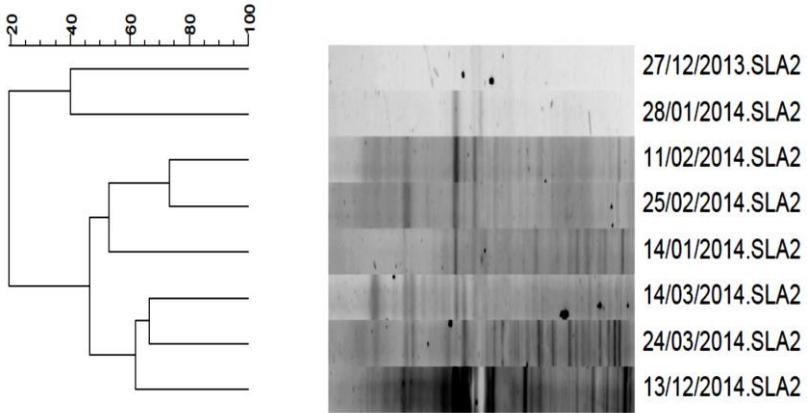
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 15. Agrupamento das coletas do Final da Lagoa Anaeróbia 2 (FLA2) conforme similaridade.



Fonte: desenvolvido pela autora

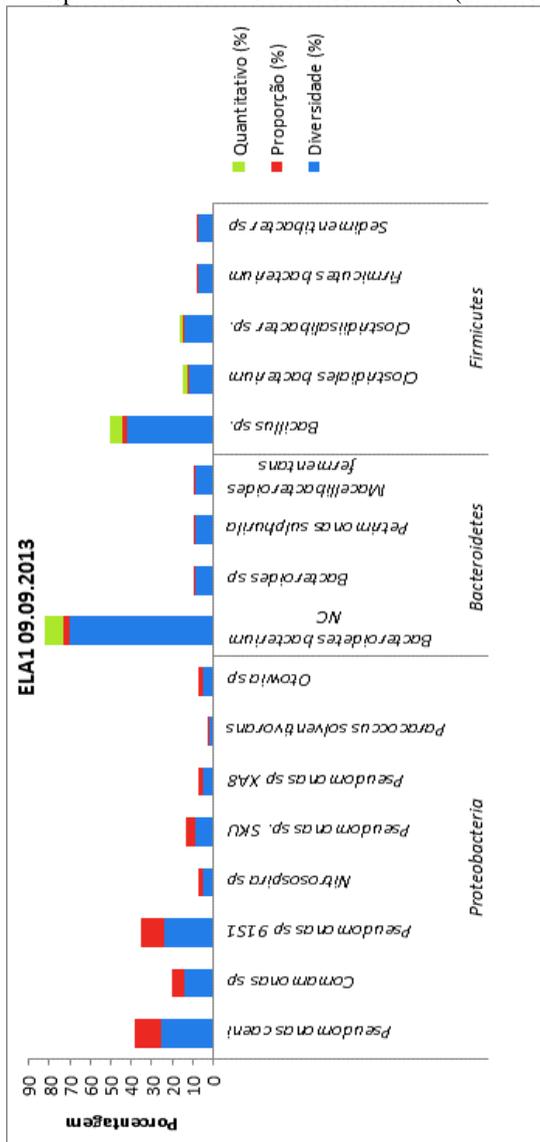
APÊNDICE 16. Agrupamento das coletas da Saída da Lagoa Anaeróbia 2 (SLA2) conforme similaridade.



Fonte: desenvolvido pela autora

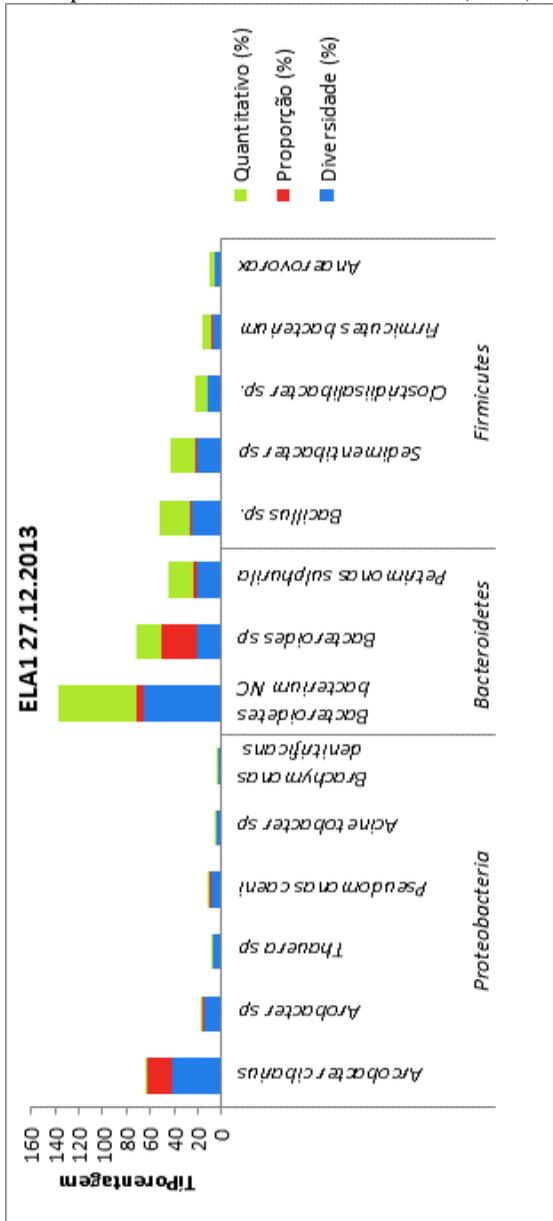
APÊNDICES 17 A 30– Caracterização molecular dos principais grupos microbianos.

APÊNDICE 17. Espécies identificadas da amostra ELA1 (inverno).



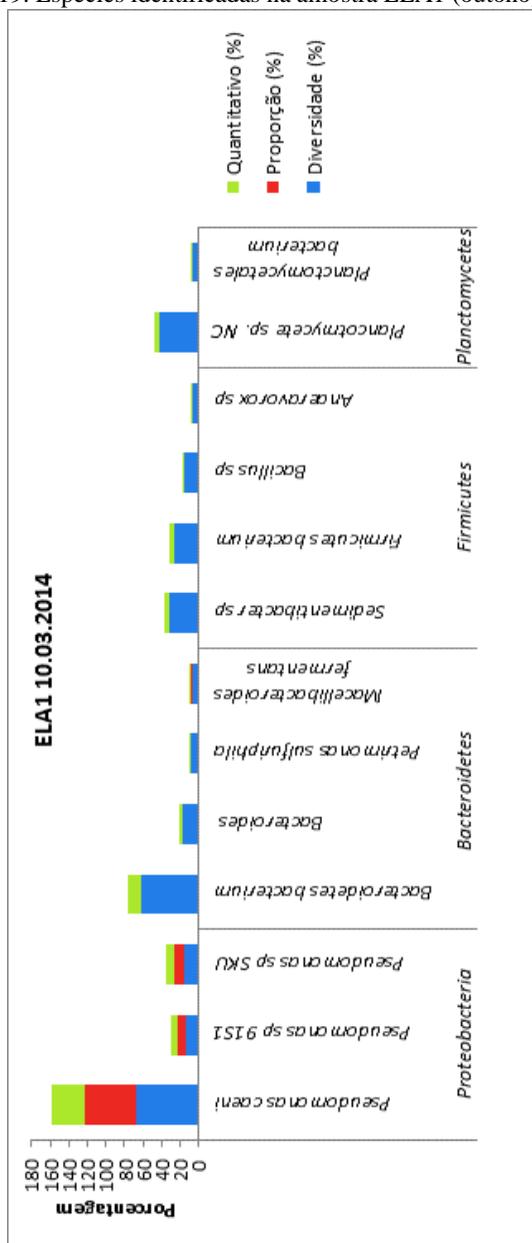
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 18. Espécies identificadas na amostra ELA1 (verão).



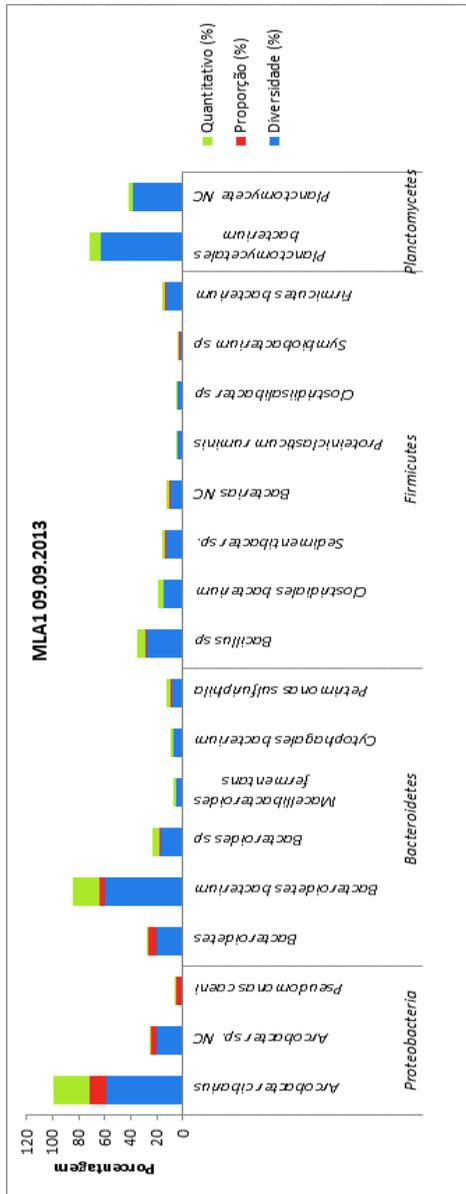
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 19. Espécies identificadas na amostra ELA1 (outono).



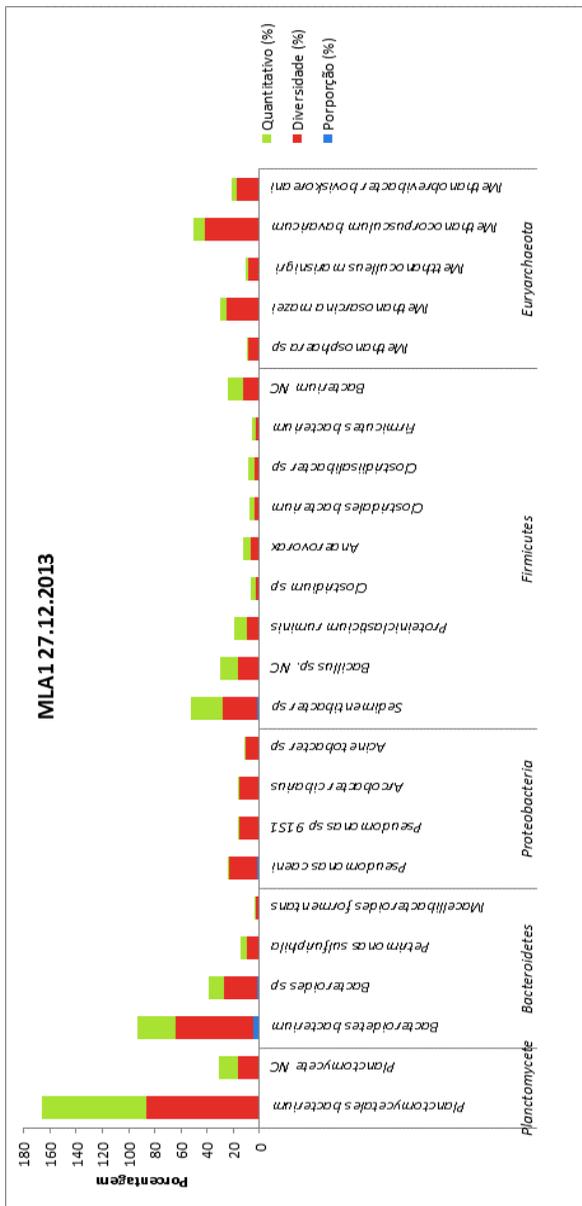
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 20. Principais filos e espécies identificadas na amostra MLA1 (inverno).



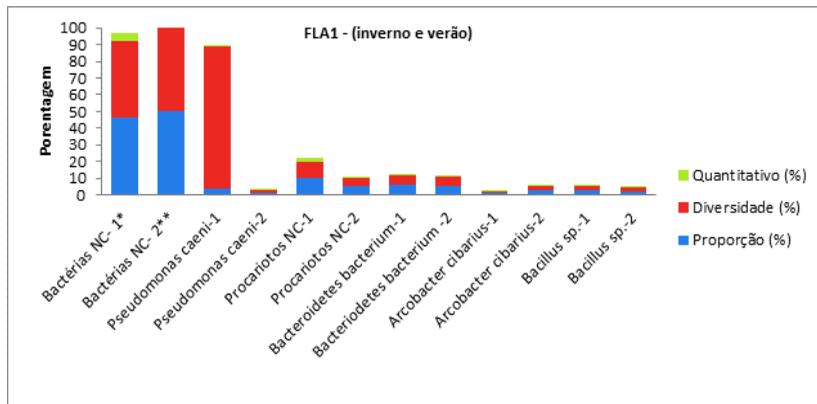
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 21. Principais filios e espécies identificadas na amostra MLA1 (verão).



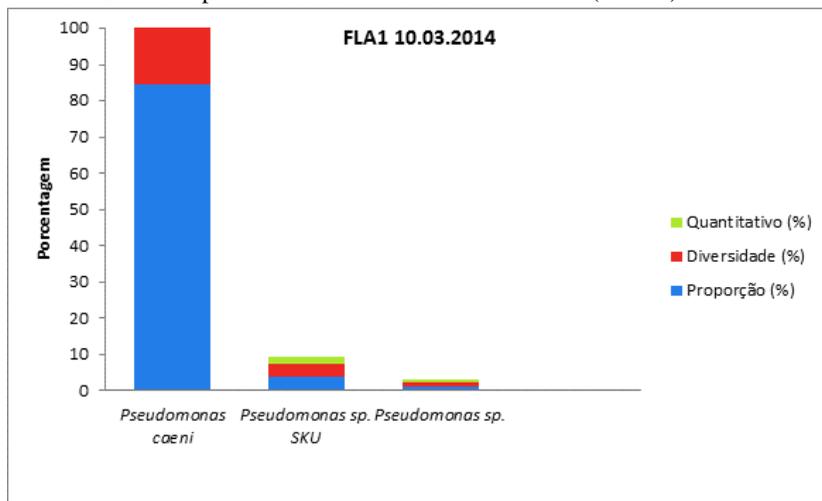
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 23. Espécies identificadas nas amostras FLA1 (inverno e verão).
*1: Inverno; **2: Verão.



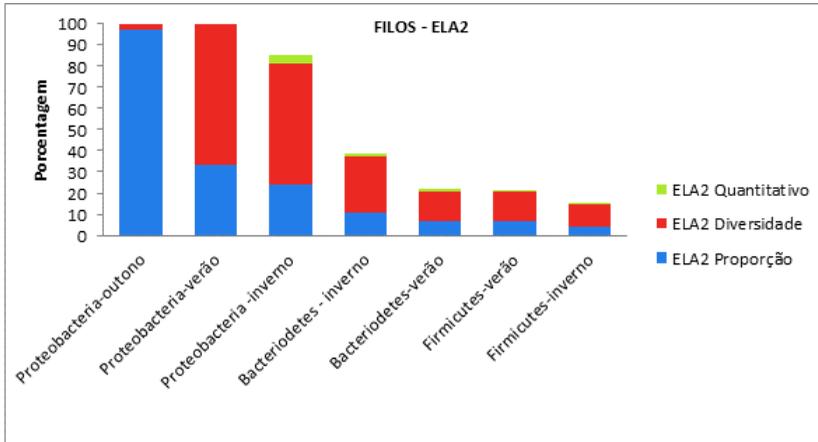
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 24. Espécies identificadas da amostra FLA1 (outono).



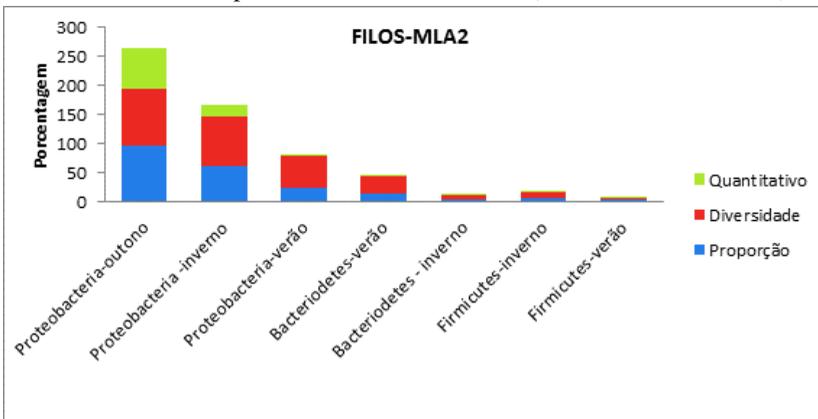
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 25. Principais Filos na amostra ELA2 (inverno, verão e outono).



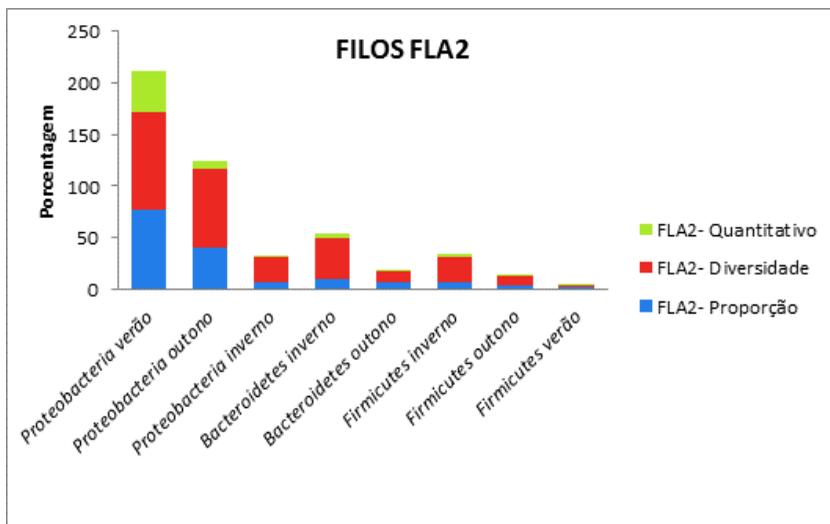
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 26. Principais Filos na amostra MLA2 (inverno, verão e outono).



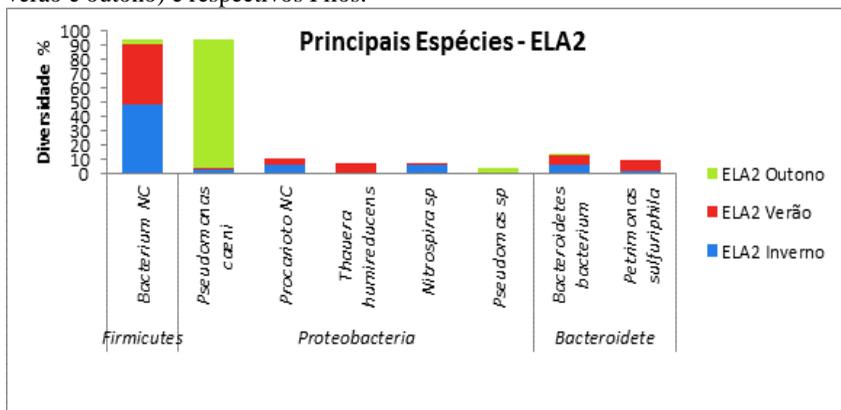
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 27. Principais Filos na amostra FLA2 (inverno, verão e outono).



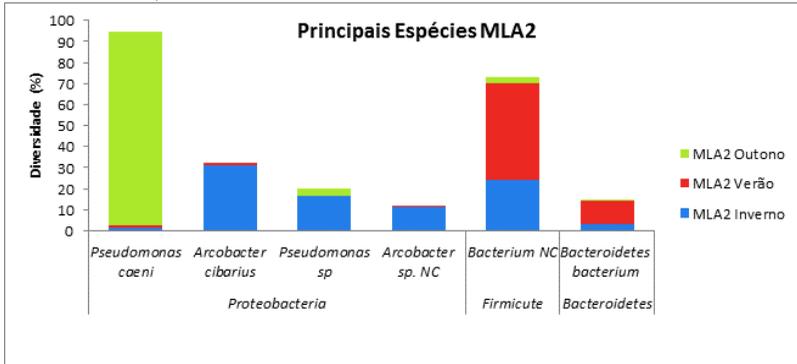
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 28. Principais espécies identificadas na amostra ELA2 (inverno, verão e outono) e respectivos Filos.



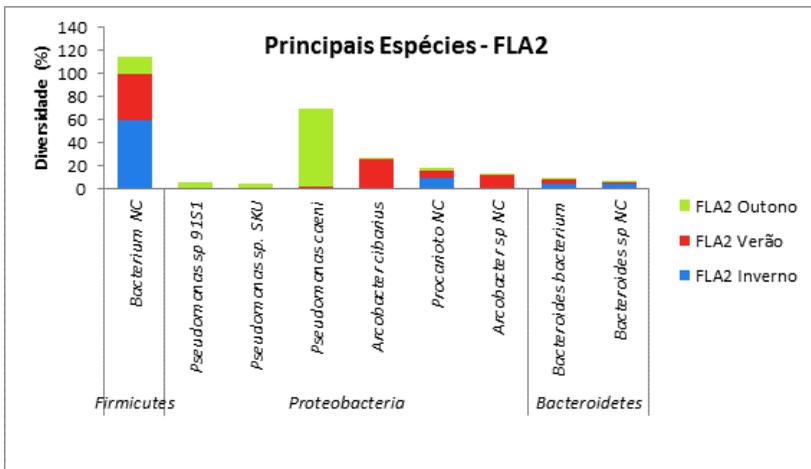
Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 29. Principais espécies identificadas na amostra MLA2 (inverno, verão e outono).



Fonte: desenvolvido pela autora

APÊNDICE 30. Principais espécies identificadas na amostra FLA2 (inverno, verão e outono).



Fonte: desenvolvido pela autora