



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DO TRATAMENTO CONJUGADO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO RASAS**

MESTRANDA: ALINNE GURJÃO DE OLIVEIRA

ORIENTADOR: PROF. Dr. VALDERI DUARTE LEITE

CAMPINA GRANDE - PB

2013

ALINNE GURJÃO DE OLIVEIRA

**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DO TRATAMENTO CONJUGADO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO RASAS**

Dissertação apresentada ao Mestrado de
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, em
cumprimento às exigências para obtenção
do título de mestre em Ciência e Tecnologia
Ambiental.

ORIENTADOR: PROF. Dr. VALDERI DUARTE LEITE

CAMPINA GRANDE - PB

2013

O48i Oliveira, Alinne Gurjão de
Indicadores microbiológicos de tratamento conjugado de
lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de
estabilização rasas / Alinne Gurjão de Oliveira. – 2013.
77f.: il.

Digitado.

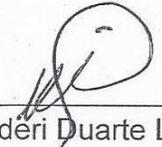
Dissertação de mestrado (Mestrado em Ciência e
Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba,
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia
Ambiental, 2013.
"Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite".

ALINNE GURJÃO DE OLIVEIRA

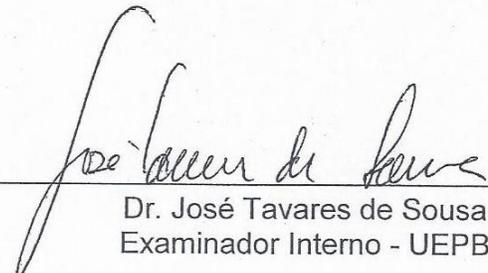
**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DO TRATAMENTO CONJUGADO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO RASAS**

Aprovada em 22 de Fevereiro de 2013

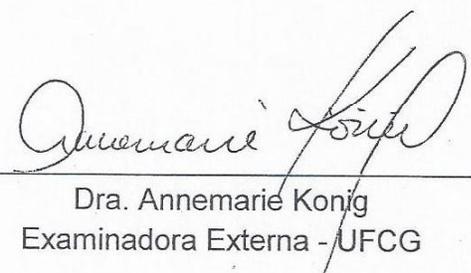
BANCA EXAMINADORA



Dr. Valderi Duarte Leite
Orientador UEPB



Dr. José Tavares de Sousa
Examinador Interno - UEPB



Dra. Annemarie König
Examinadora Externa - UFCG

À minha família.

Adelson e Eulalia – Meus pais.

Elaine e Gurjão Neto – Irmãos.

Pelo apoio, educação, amor e carinho.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e todas as possibilidades ofertadas.

À minha família e amigos, pelo amor, apoio, compreensão e dedicação por toda a minha vida.

À UEPB e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental por proporcionar esta formação profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

Ao Professor Valderi Duarte Leite, pela orientação deste trabalho de dissertação, pela paciência, colaboração e ensinamentos que me ajudaram para amadurecimento profissional.

À professora Annemarie e ao professor José Tavares pela participação na banca de defesa e por todas as considerações feitas.

À turma de mestrado 2011.1: Aline, Camila, Crislânne, Josué, Júlia, Luciana, Mateus e Sara, pelo companheirismo e amizades formadas!

A todos que fizeram parte do meu dia-a-dia na EXTRABES, em especial a Raphaella, Marcell, Cícero, Aurélia, Isabelle, Raquel e Risoneide. Companhias sempre bem vindas!

Enfim, a todos que de forma direta ou indireta, colaboraram com este trabalho. Muito obrigada!

“O saber se aprende com os mestres e os livros. A sabedoria se aprende com a vida e com os humildes”.

Cora Carolina

RESUMO

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário é amplamente utilizado para redução da concentração de poluentes dos lixiviados. Lagoas de estabilização são os processos mais simples, de baixo custo e manutenção, utilizados como alternativas para tratamento de águas residuárias. O presente trabalho objetivou caracterizar a comunidade microbiana presente no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário *in natura* e esgoto sanitário em lagoas de estabilização. O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil, (7°13'11" Sul, 35°52'31" Oeste e 550 m acima do nível do mar), constituindo-se de quatro lagoas de estabilização rasas em série, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. Foi preparado diariamente, o volume necessário de substrato, a partir da mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais 99% de esgoto sanitário, utilizado para a alimentação da série de lagoas de estabilização. A eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos foi de 99,78% e 100%, respectivamente. A concentração média da massa de algas expressa em *clorofila a* foi de 1032,6 ug/L. Foram identificados 29 táxons fitoplanctônicos incluídos em seis classes taxonômicas: Cyanobacteria, 8 gêneros; Chlamydomphyceae, 4 gêneros; Chlorophyceae, 9 gêneros; Euglenophyceae, 4 gêneros; Bacillariophyceae, 3 gêneros; e Zignemaphyceae, 1 gênero.

Palavras-chave:

Tratamento conjugado; lixiviado de aterro sanitário; esgoto sanitário; lagoas de estabilização.

ABSTRACT

Treatment conjugate landfill leachate and sewage is widely used for reducing the concentration leachate pollutants. Stabilization ponds are the simplest processes, low cost and maintenance, used as alternatives for wastewater treatment. This study aimed to characterize the microbial community present in conjugate treatment in natura of landfill leachate and sewage in stabilization ponds. The experimental system was designed, and monitored at the Experiment Station Biological Sewage Treatment (EXTRABES) State University of Paraiba, Campina Grande - PB, Brazil (7 ° 13'11" South, 35 ° 52 '31" West and 550 m above sea level), consisting of four shallow stabilization ponds in series: a facultative pond, followed by three maturation ponds. A daily, the necessary volume of the substrate, from mixing 1% of landfill leachate, in natura, more 99% sewage, used for feeding the series of stabilization ponds. The average removal efficiency of thermotolerant coliforms and helminth eggs was 99.78% and 100%, respectively. The average concentration of the algal mass expressed as chlorophyll was 1032.6 ug / L. 29 taxa were identified phytoplankton included in six taxonomic classes: Cyanobacteria, 8 genres; Chlamydomonadales, 8 genres; Chlorophyceae, 9 genres; Euglenophyceae, 4 genres; Bacillariophyceae, 3 genres, and Zignemaphyceae, 1 gender.

Keywords:

Combined treatment; sanitary landfill leachate; sewage; stabilization ponds.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Planta baixa do sistema sistema de lagoas de estabilização rasas de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário. Campina Grande, PB. Outubro/2011 a agosto de 2012.....35
- Figura 2:** Comportamento das densidades de coliformes termotolerantes durante tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....49
- Figura 3:** Comportamento das concentrações de clorofila a durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....58
- Figura 4** Distribuição da riqueza de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos, em porcentagem, obtidos no monitoramento da massa líquida durante o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estalização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações (médias, mínimas e máximas) de lixiviados gerados em aterros sanitários brasileiros.....	19
Tabela 2: Microrganismos presentes em esgotos sanitários brutos.....	29
Tabela 3: Microrganismos presentes em lixiviados gerados por resíduos sólidos....	29
Tabela 4: Características físicas do sistema de lagoas de estabilização rasas de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário. Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	34
Tabela 5: Indicadores e procedimentos metodológicos utilizados no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	39
Tabela 6: Caracterização química do esgoto sanitário, lixiviado de aterro sanitário in natura e substrato utilizado no sistema de lagoas de estabilização rasas, em Campina Grande, PB, de outubro de 2011 a agosto de 2012.....	45
Tabela 7: Comportamento dos parâmetros químicos obtidos no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	48
Tabela 8: Densidades mínimas, máximas, médias e desvio padrão de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	50
Tabela 9: Estimativa da eficiência de remoção de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento (semanal) do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	51
Tabela 10: ANOVA de fator único aplicada aos dados de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	52
Tabela 11: Matriz de correlação de Pearson para coliformes termotolerante, oxigênio dissolvido, clorofila a e pH termotolerantes obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	53

Tabela 12: Densidades de ovos de helmintos e protozoários obtidos no afluente durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Fevereiro de 2012 a agosto de 2012.....	54
Tabela 13: Densidades e frequências relativas de ovos de helmintos obtidos no efluente da lagoa facultativa durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Fevereiro de 2012 a agosto de 2012.....	56
Tabela 14: Concentrações mínima, máxima, média e desvio padrão da clorofila a obtidas durante o monitoramento do efluente do sistema de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	58
Tabela 15: ANOVA de fator único aplicada aos valores de clorofila a obtidos durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2011.....	59
Tabela 16: Frequência de ocorrência e composição dos táxons obtidos do monitoramento da massa líquida do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.....	64

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 Lixiviados de aterros sanitários.....	17
3.2 Tratamento de lixiviados de aterros sanitários	20
3.3 Tratamento Conjugado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários	22
3.4 Aplicação de Lagoas de estabilização para o tratamento conjugado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários.....	26
3.5 Microrganismos presentes no tratamento conjugado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários em lagoas de estabilização.....	28
4 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL.....	34
4.2 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS E ESGOTOS SANITÁRIOS.....	35
4.3 SUBSTRATO.....	36
4.4 ESGOTO SANITÁRIO.....	37
4.5 LIXIVIADO.....	37
4.6 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	37
4.7 PARÂMETROS BIOLÓGICOS.....	39
4.7.1 ANÁLISE BACTERIOLÓGICA.....	39
4.7.2 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA DE OVOS DE HELMINTOS.....	40
4.7.3 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA DA COMUNIDADE	

FITOPLANCTÔNICA.....	41
4.8 ANÁLISE DE DADOS.....	42
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E SUBSTRATO.....	43
5.2 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO SISTEMA.....	46
5.3 COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	49
5.4 OVOS DE HELMINTOS.....	53
5.5 CLOROFILA A.....	57
5.6 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA.....	60
6. CONCLUSÕES.....	66
REFERÊNCIAS	67

1 INTRODUÇÃO

Os atuais padrões de produção e consumo adotados pela sociedade têm promovido crescente geração e diversidade de resíduos sólidos e líquidos, que nem sempre tratados e destinados corretamente, gerando impactos ao meio ambiente e à biota que o compõe.

Segundo o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos – 2007 no Brasil a produção média *per capita* de resíduos sólidos urbanos é de 0,97kg/hab.dia, sendo a maior parte depositada em 267 aterros sanitários (37,1%), aterros controlados (31,8%) e lixões (31,1%) do país (BRASIL, 2009).

A utilização de aterros sanitários é amplamente aceita, apresentando custos de investimentos menores que o requerido para outras formas de tratamento e/ou destinação final de resíduos (RENOU *et al.*, 2008). Mehmood *et al.* (2009) afirmam que apesar das características construtivas e operacionais dos aterros sanitários reduzirem significativamente o potencial de contaminação ambiental dos lixiviados, a sua produção é ainda um grande problema para a gestão de resíduos sólidos.

Lixiviados resultam da percolação de águas através dos resíduos sólidos. É considerado um dos tipos de águas residuárias que podem causar grandes impactos ao meio ambiente, por apresentar altas concentrações de amônia, matéria orgânica e sais (LACONI *et al.*, 2011). Ao atingir os recursos hídricos superficiais, acarreta a sensível redução de oxigênio dissolvido, levando à instabilidade dos seres aeróbios do ecossistema; os nutrientes podem acelerar o processo de eutrofização de corpos d'água; e as substâncias químicas presentes nos lixiviados podem ser tóxicas ou bioacumulativas na cadeia alimentar. Diante disso, é imperativo o tratamento desses efluentes para evitar o comprometimento da qualidade ambiental e da saúde pública.

A escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários deve considerar as características dos mesmos. Essas características podem variar tanto espacialmente, quanto ao longo do tempo, devendo-se avaliar, também, aspectos legais, custos e tecnologias disponíveis (QUEIROZ *et al.*, 2011).

A toxicidade e recalcitrância do lixiviado dificulta o gerenciamento e o seu tratamento biológico, preferencialmente adotado, segundo Moravia (2007) pelas facilidades operacionais e baixo custo de implantação e operação. O tratamento

conjungado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário bruto, em unidades de tratamento de esgoto sanitário, apresenta-se como solução conveniente para o tratamento de lixiviados, objetivando sua adequação ao tratamento biológico.

Lagoas de estabilização são os processos mais simples, de baixo custo e manutenção, utilizados como alternativas para tratamento de águas residuárias (MOZAHEB *et al.*, 2010). É um processo de fácil aplicação, projeto e operação, indicado para alta concentração de matéria orgânica, além de ser um dos tratamentos biológicos que apresenta menores custos.

Falco (2005) enfatiza a importância do estudo dos microrganismos que atuam, direta ou indiretamente (bactérias ou algas) na estabilização da matéria orgânica, visto que interferem na qualidade do efluente final. A quantidade de microrganismos patogênicos, a manutenção da diversidade de espécies fitoplanctônicas e a concentração da matéria orgânica, constituem aspectos importantes a serem abordados para avaliar a eficiência do tratamento de efluentes em lagoas de estabilização.

O conhecimento da estrutura e dinâmica da comunidade microbiana permite a avaliação do sistema de tratamento, uma vez que, a ocorrência e distribuição dos microrganismos são resultados dos processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica. Além disso, estes organismos constituirão os novos sólidos suspensos e poderão representar problemas no momento da disposição final do efluente.

A necessidade de maior conhecimento dos fatores envolvidos nos processos biológicos para o tratamento conjungado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário e o conhecimento dos microrganismos que atuam nesses processos, justificam a realização deste trabalho.

Lagoas de estabilização são usadas com sucesso para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, propiciando o desenvolvimento da microbiota responsável pela estabilização dos efluentes e a remoção dos microrganismos patogênicos. Deste modo, pretende-se observar se o comportamento dos microrganismos e a eficiência das lagoas de estabilização tratando lixiviado de

aterro sanitário (1%) e esgotos sanitários (99%) apresentam-se semelhantes ao observado em lagoas tratando apenas esgotos sanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Caracterizar a comunidade microbiana presente no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário *in natura* e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas no Nordeste do Brasil.

2.2 Específicos

- Quantificar a densidade de coliformes termotolerantes presentes nos afluentes e efluentes da série de lagoas de estabilização rasas tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.
- Identificar e qualificar os ovos de helmintos presentes nos afluentes e efluentes da série de lagoas de estabilização rasas tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.
- Avaliar a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos pelo sistema de lagoas de estabilização rasas tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.
- Caracterizar a comunidade fitoplanctônica presente nas lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Lixiviado de aterro sanitário

A degradação da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos em aterros sanitários e a infiltração de águas pluviais na massa destes resíduos, solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos, gerando um líquido escuro, com odor característico e composição variável, denominado lixiviado.

Lange e Amaral (2009) definem lixiviado de aterro sanitário como o líquido proveniente da umidade natural dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos. Desse modo, a produção de lixiviado de aterro sanitário depende do volume de água agregado aos resíduos sólidos sob a forma de umidade e dos volumes de água infiltrados na camada de cobertura e células de aterramento.

Quando emerge a partir de um aterro sanitário, o lixiviado apresenta coloração amarela ou enegrecida, com cheiro ácido e ofensivo (MAHMUD *et al.*, 2011). É um resíduo líquido complexo, de composição química variada, uma vez que cada aterro gera lixiviados com características particulares.

Variações na composição do lixiviado e na quantidade de poluentes removidos dos resíduos aterrados são frequentemente atribuídas a volumes de águas infiltrados no aterro, e diretamente relacionadas com os processos naturais que ocorrem dentro do mesmo (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008). As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, do clima, das estações do ano, idade do aterro e tipo de operação (AZIZ *et al.*, 2010; RENOUE *et al.*, 2008).

No processo de percolação de líquidos por meio das camadas de resíduos no aterro, ocorre a solubilização de substâncias orgânicas e inorgânicas e o arraste de microrganismos e outros materiais biológicos, formando um líquido de composição bastante variável (MANNARINO *et al.*, 2011).

Lixiviados podem conter grande quantidade de contaminantes orgânicos, medidos como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), amônia, hidrocarbonetos halogenados suspensos, metais pesados e sais inorgânicos, nitrogênio, fenóis e fósforo (AZIZ *et al.*, 2010)

Na Tabela 1 estão apresentadas as características de lixiviados gerados em alguns aterros sanitários brasileiros, com diferentes períodos de operação. Os valores de pH observados nos lixiviados estudados encontra-se entre 7,6 e 9,6. A matéria orgânica carbonácea, expressa sob a forma de DBO₅ e DQO, é de 100 - 3.700 mg/L e 650 - 25.400 mg/L, respectivamente. A concentração de nitrogênio também apresentou variações nos diferentes aterros estudados, com valores de nitrogênio amoniacal e NTK entre 370 - 2.700 mg/L e 650 - 25.400 mg/L, respectivamente, sendo as altas concentrações de nitrogênio amoniacal observadas em lixiviados de aterros sanitário uma das maiores dificuldades para o tratamento biológico desses efluentes.

Altas concentrações de amônia no lixiviado dificultam o tratamento biológico desses efluentes, pois é uma substância solúvel, tornando difícil a sua remoção em uma única etapa de tratamento. Ilies e Malvinic (2001) afirmam que as concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal em lixiviados podem resultar da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados durante a fase acetogênica, ocorrendo elevadas concentrações de amônia.

O aterro sanitário passa por uma sucessão de estágios que conferem ao lixiviado a sua principal característica, a variabilidade de sua composição química em decorrência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável presente. As variações observadas nas características dos aterros brasileiros são dependentes principalmente, segundo Lange e Amaral (2009), das idades dos aterros sanitários. Quanto mais jovem o aterro, maior a fração orgânica e a biodegradabilidade do lixiviado. À medida que envelhece, permanecem os compostos de difícil biodegradação, refratários orgânicos e inorgânicos.

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

Variável	Londrina (PR)	Gramacho (RJ)	Muribeca (PE)	Gericinó (RJ)	Biguaçu (SC)	João Pessoa (PB)
Idade do Aterro	(35 anos)	(32 anos)	(25 anos)	(23 anos)	(20 anos)	(8 anos)
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	4.227 (2.558 – 5.395)	8.607 (2.800 – 24.000)	7.443 (4.976 – 11.593)	5.613 (1.350 – 9.000)	4.403 (480 – 6.400)	10.700 (8.200 – 14.291)
pH	-	8 (7,7 – 9,1)	8,2 (7,6 – 8,7)	8,1 (7,4 -9,0)	9,1 (8,8 – 9,6)	-
Cor (UC)	-	4.129 (240 – 13.400)	10.089 (6.115 – 14.335)	2.275 (302 – 9.500)	6.812 (3.392 – 13.540)	-
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	111 (42 – 248)	361 (118 -857)	2.788 (467 – 4.526)	279 (106 – 2.491)	1.006 (330 – 3.170)	3.638 (3.516 – 3.760)
DQO _T (mgO ₂ /L)	2.151 (931 – 3.306)	2.767 (804 – 4.225)	4.750 (2.102 – 8.416)	1.623 (672 – 2.592)	3.199 (1.445 – 6.710)	12.924 (3.244 – 25.478)
DBO/DQO	0,05	0,13	0,59	0,17	0,31	0,28
Nitrogênio Total (mg/L)	821 (458 – 1.081)	1.187 (420 – 3.122)	-	10.001 (7,28 – 2.774)	1.522 (562 – 2.565)	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	713 (373 – 1.110)	1.547 (76 – 3.565)	1.492 (697 – 2.058)	1.323 (68 – 2.630)	1.142 (554 – 1.643)	2.004 (1.024 – 2.738)
Fósforo Total (mg/L)	2 (1 – 3)	35 (14 – 60)	11,3 (0,6 – 22)	22 (3 -49)	-	23 (23 – 23)
Turbidez (UNT)	-	208 (19 - 605)	206 (135 – 288)	104 (9 – 251)	444 (43 – 1.274)	-
ST (mg/L)	7.669 (4.010 – 18.845)	11.878 (440 – 18.160)	10.396 (7.760 – 11.651)	5.872 (397 – 8.370)	8.148 (5.210 – 10.202)	16.331 (11.852 – 25.490)
SV (mg/L)	2.643 (1.062 – 12.605)	2.118 (370 – 7.718)	2.940 (2.300 – 4.260)	13.560 (260 – 7.541)	2.140 (960 – 6.026)	7.634 (3.280 – 11.884)
SF (mg/L)	5.013 (2.922 – 6.351)	-	7.005 (1959 – 8680)	-	6.008 (1.490 – 8.116)	8.698 (1.484 – 13.606)

FONTE: Modificado de Lange e Amaral (2009).

Lixiviados de aterros sanitários apresentam altas densidades de microrganismos, entretanto, essas densidades são inferiores às normalmente observadas em esgotos sanitários (EDUARDO, 2007). Segundo Christensen *et al.* (2001) em lixiviados de aterros sanitários são comumente encontradas bactérias metanogênicas e acetogênicas, coliformes fecais, bactérias redutoras e bactérias desnitrificantes. Ainda que a presença de microrganismos patogênicos em lixiviados de aterros sanitários indique o seu potencial contaminador, podem indicar também a possibilidade do seu tratamento por via biológica.

A composição e recalcitrância do lixiviado, o torna uma grande preocupação na gestão de resíduos sólidos urbanos e, principalmente, na gestão de aterros sanitários no Brasil e no mundo. A liberação de lixiviados no solo ou diretamente nos recursos hídricos pode causar danos irreparáveis ao meio ambiente. Assim, torna-se fundamental o estudo de técnicas que visem a redução da sua geração e/ou o seu tratamento adequado segundo parâmetros de qualidade da água determinados pela legislação pertinente.

3.2 Tratamento de lixiviados de aterros sanitários

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários, um potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais, constitui uma medida de proteção ambiental, manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir melhor qualidade de vida para a população.

Atualmente há uma série de opções disponíveis para gerenciar os lixiviados de aterros sanitários, no entanto, Mahmud *et al.* (2011) destacam que a gestão dos lixiviados deve considerar as características físicas e químicas dos mesmos, o nível de tratamento esperado e a viabilidade econômica de fazê-lo.

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários para atender às exigências de descarte em águas naturais, é segundo Li *et al.* (2009) uma preocupação tanto ambiental quanto econômica, em virtude dos elevados custos de tratamento.

Renou *et al.* (2008) classificam os tratamentos convencionais de lixiviados de aterros sanitários em três grupos: transferência de lixiviados (recirculação e

tratamento combinado com esgoto doméstico), relacionado ao modo de operação do aterro sanitário e a possível transferência do lixiviado para estações de tratamento de esgotos sanitários; biodegradação por meio de processos aeróbios e anaeróbios (lagoas de estabilização, UASB, filtros aeróbios e anaeróbios, wetlands etc.); e métodos físicos e químicos (oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação e floculação, sedimentação/flotação e remoção de nitrogênio – *air stripping*).

Santos (2010) afirma que, em geral, os tratamentos físicos e químicos utilizam elevadas dosagens de reagentes, com elevados custos operacionais e apresentam baixas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica recalcitrante e metais pesados, requerendo a utilização de pós tratamento, usualmente biológico, para condicionar o efluente final aos parâmetros estabelecidos pela legislação.

Devido à eficiência, simplicidade e elevado custo benefício, o tratamento biológico é comumente utilizado para a maior parte dos lixiviados contendo altas concentrações de DBO_5 (RENOU *et al.*, 2008). Martinen *et al.* (2003) afirmam que os processos biológicos são indicados para tratar lixiviados com alta relação DBO_5/DQO , em virtude do baixo custo operacional, enquanto os métodos físicos e químicos têm sido sugeridos para tratamento de lixiviados com baixa biodegradabilidade.

Lange *et al.* (2006) ressaltam que, ainda que os processos biológicos sejam amplamente empregados para o tratamento de lixiviado, algumas dificuldades são observadas: a vazão e a carga orgânica são muito variáveis; há a necessidade de uma grande área para a implantação; em função dos metais pesados e de elevadas concentrações de amônia nesses efluentes, pode haver a inibição do crescimento microbiano.

Como forma de atenuar os problemas relacionados ao tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário, tem-se realizado a sua diluição em esgoto sanitário (FACCHIN *et al.*, 2000), objetivando a adequação das características do lixiviado à passividade de tratamento biológico, principalmente em relação às elevadas concentrações de Nitrogênio amoniacal, que dificultam o desenvolvimento da microbiota responsável pela estabilização da matéria orgânica.

3.3 Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em estações de tratamento de esgotos é por vezes preferido pela sua fácil manutenção e baixos custos operacionais (RENOU *et al.*, 2008). Segundo Mehmood *et al.* (2009) esse é o método mais utilizado para redução da concentração de poluentes de lixiviados de aterros sanitários.

É comum a prática de misturar o lixiviado com esgoto sanitário e tratá-los em conjunto, em estações convencionais de tratamento de esgotos (GOTVAJNA *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 metais pesados podem reduzir a eficiência do tratamento (RENOU *et al.*, 2008).

Mehmood *et al.* (2009) afirmam que as bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, presentes em sistemas de tratamento de águas residuárias são facilmente adaptáveis para degradar os compostos orgânicos complexos. Entretanto, deve-se observar que altas concentrações de amônia são tóxicas para muitos organismos responsáveis pela degradação dos compostos orgânicos, dificultando o tratamento biológico de lixiviados.

No tratamento conjugado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários, as elevadas concentrações de nitrogênio nos lixiviados, e de fósforo nos esgotos sanitários, proporcionam nutrientes necessários ao tratamento biológico (RENOU *et al.*, 2008), de forma que esses nutrientes não precisem ser adicionados (MANARINNO *et al.*, 2011).

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).

O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas ETE, no Brasil, objetivando a utilização de unidades de tratamento convencionais já existentes, minimizando, assim, os custos do aterro sanitário em relação ao tratamento de lixiviado (CAMPOS, 2012).

Diversos estudos buscam avaliar a viabilidade do tratamento de lixiviados de forma conjunta com esgoto sanitário e conhecer os impactos da adição de lixiviado nos sistemas de tratamento e na qualidade do efluente final (FACCHIN *et al.*, 2000; ATHAYDE JR. *et al.*, 2002; PAGANINI *et al.*, 2003; ORTA DE VELASQUEZ *et al.*, 2004; NECZAJ *et al.*, 2007; FRANCO, 2009; MEHMOOD *et al.*, 2009; YU *et al.*, 2010; SANTOS, 2010).

Facchin *et al.* (2000) monitoraram durante 22 meses o tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário da Extrema na ETE Lami, Porto Alegre/RS, entre os anos 1998 e 2000. Neste período, o lixiviado que era conduzido à área de tratamento por caminhão pipa, foi adicionado em média, na proporção de 3,2% em relação ao volume de esgoto. Essa adição correspondeu a um aumento de carga orgânica de 11%. A ETE Lami utiliza a tecnologia de um sistema australiano, combinando lagoa anaeróbia com lagoa facultativa e lagoa de maturação, tendo sido projetada para vazão média de 30 L/s. Resultados médios de concentração efluente de DQO₅, DBO e amônia, de 167 mg/L, 15 mg/L e 1 mg/L respectivamente, levaram os autores a concluir a viabilidade do tratamento combinado, principalmente para pequenos municípios e a sugerirem o estabelecimento de limites máximos para as cargas carbonácea e nitrogenada do lixiviado, de modo a causar menos impacto nas unidades de tratamento de esgoto doméstico, quando da mistura de ambos.

Athayde Júnior *et al.* (2002) estudaram o tratamento de lixiviado em conjunto com águas residuárias em um sistema de quatro lagoas de estabilização em série, em escala piloto, localizado na EXTRABES – Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários, na cidade de Campina Grande-PB. A mistura líquida das águas residuárias/lixiviado foi feita para que não excedesse uma DBO₅ de 1.000 mg/L. Inicialmente a proporção de lixiviado em relação ao volume total da mistura era de 1%, tendo sido posteriormente aumentada para 5% e subsequentemente para 15%, de acordo com o envelhecimento e consequente

diminuição de concentração e aumento do pH do lixiviado. Os resultados indicaram que a DBO_5 e a DQO tiveram suas concentrações no efluente final de, respectivamente, cerca de 50 e 200 mg/L, sendo a grande maioria removida na primeira lagoa. A concentração de amônia no efluente final do sistema foi de 6,6 mg/L, resultando numa eficiência de remoção de 86%.

Paganini *et al.* (2003) avaliaram a influência da adição de lixiviados dos aterros sanitários de Bandeirantes, Santo Amaro, São João e Vila Albertina, às estações de tratamento de esgotos da Região Metropolitana de São Paulo (ETs Barueri e Suzano). Os autores concluíram que mesmos com o crescimento das contribuições de lixiviados de aterros sanitários (64% entre 1999 e 2003), estas não foram representativas em relação aos volumes de esgotos tratados nas ETEs. Porém, os valores correspondentes às cargas orgânicas já são bastante significativos, ultrapassando 11% em Barueri e 4% em Suzano.

No México, Orta de Velasquez *et al.* (2004), desenvolveram estudo de tratamento combinado com diluições de até 10% (v/v) em unidades piloto de lagoa facultativa, de modo a simular a capacidade da estação de tratamento de esgoto do Lago de Texcoco, em receber o lixiviado do aterro sanitário de Bordo Poniente, ambos localizados na Cidade do México. Os autores concluíram que com até 10% de diluição, foi possível se alcançar eficiência média de remoção de DBO_5 de 71% (DBO_5 afluente = 89,6 mg/L) apresentando efluente com concentração média de DBO_5 de 26 mg/L.

Neczaj *et al.* (2007) avaliaram o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário ($DQO = 3.500$ mg/L e $N-NH_3 = 750$ mg/L) e esgoto sanitário bruto ($DQO = 350$ mg/L e $N-NH_3 = 40$ mg/L), em escala piloto de tratamento, sob o processo de reatores sequenciais em batelada, instalados na Universidade de Tecnologia de Czestocowa, na Polônia. A mistura entre ambos os efluentes, na proporção de 9:1 (diluição = 10%), gerou um afluente para o tratamento combinado, com concentração média de DQO de 520 mg/L e de $N-NH_3$ de 105 mg/L. O sistema de tratamento estudado alcançou eficiências de remoção de DQO variando entre 80% e 92% e de N-amoniacal entre 67% e 75%.

Franco (2009) avaliou o tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários em uma Planta Piloto de lodos ativados, instalada na

ETE de Icaraí/Niterói (RJ). O lixiviado foi utilizado nas proporções de 0,5 a 2,5% em relação ao esgoto (volume/volume). De acordo com os resultados apresentados, os percentuais de 0,5% (v/v) a 2,5% (v/v) de diluição geraram uma carga adicional de DQO de 1,9% a 8,7% e resultados de eficiência média de remoção de DQO e N-amoniaco de 73% e 89%, respectivamente. A concentração de DQO efluente foi de 43 mg/L a 134 mg/L. Ainda em relação ao tratamento combinado entre o lixiviado do Morro do Céu e o esgoto da ETE de Icaraí, Ferreira *et al.* (2009) monitorou por aproximadamente 20 meses, a interferência da toxicidade do lixiviado. Os testes de toxicidade conduzidos com o peixe *Danio rerio* e com o microcrustáceo *Daphnia Similis*, mostraram que embora o lixiviado seja bem mais prejudicial a esses organismos do que o esgoto, a mistura de ambos com diluição de no máximo 1,5% (v/v), não resultou em mais alta toxicidade, quando comparado com o esgoto doméstico puro.

Mehmood *et al.* (2009) avaliaram a eficiência do tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Bell House/Inglaterra em uma sequência de quatro lagoas aeradas, para posterior lançamento na rede pública de esgotamento sanitário. As lagoas que, em função do baixo volume gerado de lixiviado por dia (baixa pluviosidade), tiveram seus tempos de detenção hidráulica variando entre 11 e 254 dias, forneceram um efluente com remoção média de DQO de 75% e de nitrogênio de 80%, sendo grande parcela desse último, removido por volatilização de amônia. A baixa produção de lixiviados, em virtude do regime hidráulico, gerou tempos de detenção bastante elevados e dessa forma, as lagoas 03 e 04, com eficiências baixíssimas de remoção de DQO (1% a 4%) poderiam ser suprimidas do sistema. Porém, valores elevados de remoção de amônia somente foram alcançados com a operação das quatro lagoas em série (99%), apresentando um efluente tratado com concentração média de amônia de 9 mg/L.

Segundo Yu *et al.* (2010) um biorreator anaeróbio-aeróbio-anóxico (A_2/O), em escala real, foi usado para tratar águas residuárias brutas misturadas com lixiviado na Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Guangzhou, ao sul da China. A proporção ideal de mistura do tratamento combinado de águas residuárias com lixiviado foi de 1:250, 1:350, 1:500 e 1:700, respectivamente. Os resultados mostraram que a melhor relação volume de lixiviado e águas residuárias no processo A_2/O foi de 1:500. A média da eficiência na remoção de nitrogênio

amoniaco, nitrogênio total e DQO para o teste em escala piloto (3,8 m³) foi de 96,5%, 61% e 81,7%, respectivamente, com o tempo de detenção hidráulica de 11h e oxigênio dissolvido de 3 mg/L. Após serem aplicados os testes em escala piloto (3,8 m³), foi realizada a investigação em escala real com vazão de 220 m³/d na Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Guanzhou num período de monitoramento de um ano. As remoções de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e DQO foram de 82,65%, 92,69% e 57,1%, respectivamente.

Santos (2010) avaliou os aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado dos aterros sanitários de Gramacho (RJ) e Gericinó (RJ) com esgotos domésticos em lagoas de estabilização, segundo taxas variando entre 0,2% e 2% (v/v) em duas linhas operacionais: linha 01 – lagoa facultativa + lagoa de maturação, com diluição do lixiviado do aterro de Gramacho; linha 02 – lagoa aerada + lagoa de sedimentação, com diluição do lixiviado do aterro de Gericinó. A linha 01 apresentou resultados satisfatórios com diluição de 0,2% atingindo remoção de DBO de 70% e concentração média efluente menor que 40 mg/L. A linha 02 apresentou melhores resultados nas fases com diluição de lixiviado de até 0,5% (v/v), apresentou concentração média efluente de DBO menor que 40 mg/L e de DQO menor que 100 mg/L. Segundo a autora, o tratamento combinado do lixiviado se apresenta factível e pode ser indicado para municípios de até 30.000 habitantes.

3.4 Aplicação de Lagoa de estabilização para o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário

Lagoas de estabilização são amplamente utilizadas para o tratamento de esgotos sanitários. A decomposição da matéria orgânica nestes sistemas são processados biologicamente. A simbiose entre algas e bactérias estabiliza a matéria orgânica presente nos resíduos e reduz os agentes patogênicos, convertendo o conteúdo orgânico do efluente para formas mais estáveis e menos ofensivas (MAMA e AGUNWAMBA, 2011).

Segundo Keffala *et al.* (2012) as lagoas de estabilização são consideradas a primeira escolha para o tratamento de águas residuárias em muitas partes do mundo, principalmente em locais de clima mais quente. São amplamente utilizadas

nos trópicos e subtropicais onde as condições climáticas são favoráveis ao desempenho das lagoas (OLUTIOLA *et al.*, 2010).

O desempenho das lagoas de estabilização depende de condições climatológicas como luz, temperatura, chuva, vento e da qualidade dos efluentes tratados. As bactérias heterotróficas decompõem a matéria orgânica biodegradável e liberam o dióxido de carbono, amônia e nitratos (em condições especiais de aerobiose). Estes nutrientes são utilizados pelas algas, juntamente com luz do Sol, liberando oxigênio, através do processo de fotossíntese, permitindo assim, que as bactérias facultativas realizem a degradação de resíduos e alcancem a redução do nível de matéria orgânica, expressa sob a forma de DBO₅ (SHANTHALA *et al.*, 2009).

A facilidade de construção, operação e manutenção das lagoas, a custos relativamente acessíveis, a capacidade de operar em condições de flutuações das cargas aplicadas, a remoção de compostos orgânicos, nitrogênio, fósforo e microrganismos patogênicos são atrativos que tornam o uso das lagoas uma técnica de tratamento bastante solicitada também para lixiviados de aterros sanitários (FRASCARI *et al.*, 2004).

Martins *et al.* (2010) afirmam que para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários utiliza-se com frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbia, facultativa, maturação). Castilho Jr. *et al.* (2009) relatam, no entanto, as dificuldades que os sistemas de lagoas de estabilização apresentam para remoção dos compostos refratários, não biodegradados, causadores de elevada demanda química de oxigênio (DQO), e na remoção de amônia, apresentando geralmente concentrações finais efluentes superiores às exigidas pelos órgãos ambientais para lançamento em corpos hídricos.

O tratamento conjugado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários em lagoas de estabilização objetiva proporcionar condições de tratamento favorável de lixiviado para obter um efluente com boa qualidade. A eficiência do tratamento combinado reside no estabelecimento de faixas de cargas orgânicas carbonácea e nitrogenada, advindas do lixiviado a ser misturado com esgoto sanitário, em função da capacidade das estações de tratamento de esgotos. Segundo Mannarino *et al.* (2011) não existe um limite fixo para o percentual em

volume de lixiviado a ser recebido em uma ETE. Alguns autores consideram o limite prático como sendo entre 10 e 20% em volume, enquanto outros trabalham com uma relação de até 2%, de forma a não alterar a qualidade do efluente tratado (FACCHIN *et. al.*, 2000; ATHAYDE JÚNIOR *et. al.*, 2002; PAGANINI *et. al.*, 2003; ORLA DE VELASQUEZ *et. al.*, 2004; NECZAJ *et. al.*, 2007; FRANCO, 2009; SANTOS, 2010).

3.5 Microrganismos presentes no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgotos sanitários em lagoas de estabilização

A presença de microrganismos é fundamental no tratamento biológico. Em lagoas de estabilização as bactérias heterotróficas são os principais microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, enquanto os protozoários alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos, sendo essenciais para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos (MARTINS, 2010).

Vírus, bactérias, protozoários e helmintos podem estar presentes nos esgotos sanitários brutos, como apresentado na Tabela 2 (von SPERLING, 2005). Silva *et al.* (2011) analisaram as características microbiológicas de chorumes gerados por resíduos sólidos no Rio de Janeiro (Tabela 3), comprovando a presença neste material de Coliformes, *E. Coli*, *Enterococos*, *P. aeruginosa*, Bacterias heterotróficas e fungos. Espera-se que a constituição microbiológica presente no tratamento conjugado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários, resulta da interação entre os microrganismos presentes nos dois efluentes.

Tabela 2: Microrganismos presentes em esgotos sanitários brutos.

Tipo/ Organismos		Concentração (org/100mL)
Vírus	Vírus entéricos	$10^2 - 10^4$
	Colifagos	$10^3 - 10^4$
Bactérias	Coliformes totais	$10^6 - 10^{10}$
	Coliformes fecais (termotolerantes)	$10^6 - 10^9$
	<i>E. coli</i>	$10^6 - 10^9$
	<i>Clostridium perfringens</i>	$10^3 - 10^5$
	Enterococos	$10^4 - 10^5$
	<i>Streptococcus fecalis</i>	$10^4 - 10^7$
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$10^3 - 10^6$
	<i>Shigella</i>	$10^0 - 10^3$
	<i>Salmonella</i>	$10^2 - 10^4$
	Protozoários	<i>Cryptosporidium parvum</i> (oocistos)
<i>Entamoeba histolytica</i> (cistos)		$10^1 - 10^5$
<i>Giardia lamblia</i> (cistos)		$10^1 - 10^4$
Helmintos	Helmintos (ovos)	$10^0 - 10^3$
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	$10^2 - 10^3$

Fonte: von Sperling (2005).

Tabela 3: Microrganismos presentes em chorume gerados por resíduos sólidos.

Parâmetros	Média Geométrica
Coliformes totais (NMP.100 mL ⁻¹)	$1,9 \times 10^9$
Coliformes termotolerantes (NMP.100 mL ⁻¹)	$1,7 \times 10^9$
<i>E.coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	$4,3 \times 10^8$
Enterococos (NMP.100 mL ⁻¹)	$2,7 \times 10^8$
<i>P. aeruginosa</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	$3,4 \times 10^5$
Bactérias heterotróficas (UFC.mL ⁻¹)	$1,4 \times 10^8$
Fungos (UFC.mL ⁻¹)	$1,6 \times 10^8$

FONTE: Silva et al. (2011).

Segundo Martins (2010) os fatores que afetam a diversidade, sucessão e a abundância de organismos nas lagoas de estabilização, e conseqüentemente a eficiência do tratamento, são: 1) a disponibilidade de substratos e nutrientes; 2) as interações entre os organismos; 3) mudanças ambientais (temperatura e radiação solar) e 4) mudanças nas condições operacionais das lagoas.

As algas constituem a melhor expressão das condições ambientais dominantes em lagoas de estabilização. A capacidade de sintetizar matéria orgânica, rápido desenvolvimento, multiplicação e desaparecimento, são aspectos

dinâmicos que servem de indicador de fertilidade das águas (SOLDATELLI e SCHWARZBOLD, 2010), refletindo a possibilidade de desenvolvimento de outros microrganismos nesses ambientes.

A presença da comunidade fitoplanctônica pode interferir nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), pH e amônia livre da seguinte maneira, segundo von Sperling e Oliveira (2010): para a produção de oxigênio o fitoplâncton consome dióxido de carbono do meio (CO_2 dissolvido), que geralmente está na forma de íon bicarbonato (HCO_3^-), liberando (OH^-) e com isso o pH se eleva. A elevação do pH favorece a conversão da amônia ionizada (NH_4^+) em amônia livre (NH_3), a qual é tóxica, mas tende a se liberar para a atmosfera.

Através da atividade fotossintética, as algas fornecem o oxigênio necessário para que as bactérias aeróbias e/ou facultativas possam realizar os processos aeróbios de decomposição da matéria orgânica, bem como manter as condições aeróbias do meio aquático e absorver nutrientes (von SPERLING e OLIVEIRA, 2010).

Em lagoas de estabilização (facultativas e de maturação) as algas e cianobactérias são os principais componentes do fitoplâncton. Em lagoas facultativas, o crescimento do fitoplâncton é intenso constituindo-se num bom indicador da oxigenação da massa líquida (RIBEIRO, 2007), sendo um fator essencial na manutenção de níveis satisfatórios de oxigênio nestes ambientes.

A diversidade e a predominância de espécies na comunidade fitoplanctônica dependem de uma série de fatores, tais como: temperatura, luz, oxigênio dissolvido, nutrientes, predação, competição e tempo de detenção hidráulica. Segundo Bastos *et al.* (2010) a relação N:P é um dos principais fatores na dominância de gêneros e espécies de microalgas: em baixa relação N:P as algas cianobactérias são beneficiadas por apresentarem maior capacidade de obtenção de nitrogênio; se a relação for mais alta (>5) as clorofíceas tendem a dominar.

Variação da composição do fitoplâncton está intimamente ligada às mudanças nas características físicas e químicas dos afluentes ao sistema de tratamento. Flutuações das concentrações de nutrientes e carga orgânica aplicada têm um efeito sobre a densidade algal das lagoas (MORRO *et al.*, 2012). Segundo os autores,

embora haja uma sucessão de espécies de algas dominantes durante o ano, geralmente apenas uma ou duas espécies será dominante em qualquer época em uma lagoa facultativa, sendo os gêneros mais encontrados: *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Micractinium*, *Euglena*, *Ankistrodesmus*, *Oscillatoria*, e *Microcystis*.

Em uma análise da riqueza de espécies e diversidade de algas nos efluentes finais de oito estações de tratamento de esgotos do estado da Paraíba - Brasil, König *et al.* (2002a) identificaram Cyanobacteria, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta e os gêneros predominantes foram *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlorella* e *Navicula* respectivamente.

Em lagoas de maturação componentes de um sistema de lagoas de estabilização em série (Lagoa aerada + Lagoa de sedimentação + Lagoa de maturação 1 + Lagoa de maturação 2), tratando esgotos domésticos no Rio Grande do Sul, Brasil, Soldatelli e Schwarzbald (2010) observaram a presença, principalmente, dos gêneros pertencentes às *Chlorophyta* (58,54%), seguido pelas *Cyanobacteria* (20,73%), *Heterokontophyta* (14,63%) e *Euglenophyta* (6,10%).

Trabalho realizado por Shanthala *et al.*, (2009), em lagoas de estabilização na Índia, identificou 71 espécies de algas pertencentes a Cyanobacteria, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Desmidiaceae. *Chlorella* e *Scenedesmus* foram dominantes entre os gêneros de algas ao longo do estudo, enquanto *Ankistrodesmus* e Euglenofíceas foram encontrados como sendo as formas subdominantes.

Martins *et al.* (2010) analisando o desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário no estado de Santa Catarina, verificaram baixa diversidade fitoplanctônica nas lagoas fotossintetizantes, compondo-se de 6 taxas principais, sendo 3 da classe Chlorophyceae, 1 Cryptophyceae e 2 Bacillariophyceae.

Para Gonçalves (2008) a partir do significado ecológico das espécies que compõe a comunidade fitoplanctônica de um ambiente, é possível diagnosticar quais condições ambientais predominam em lagoas de estabilização. É possível

correlacionar a comunidade fitoplanctônica presente com a qualidade da água, apresentando grande importância nos sistemas de tratamento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho está inserido na linha de pesquisa de tratamento conjugado que vem sendo realizada na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), com a finalidade de tratar o lixiviado de aterro sanitário adicionando este ao esgoto sanitário bruto para que se adeque ao tratamento biológico.

Em estudos anteriores, Torquato (2010), trabalhou com um sistema experimental de quatro lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa (LF), com duas entradas de afluentes, seguida de três lagoas de maturação (LM1, LM2 LM3). Este sistema foi utilizado para o pós-tratamento do efluente proveniente do reator UASB. O substrato de alimentação consistiu na mistura do substrato com 1 e 3 % de lixiviado em relação ao esgoto sanitário.

Lima (2010) avaliou o tratamento conjugado em uma série de lagoas de estabilização, apresentando substrato resultante da mistura de águas residuárias da cidade de Campina Grande - PB mais lixiviado coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB, que passou pelo processo de dessorção em uma série de lagoas rasas. O tratamento foi avaliado em três fases. Na Fase 1, foi utilizado apenas águas residuárias como afluente, na Fase 2, o substrato usado foi constituído por uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado pelo processo de dessorção em uma proporção de 99:1, respectivamente, e na Fase 3 a proporção de esgoto para lixiviado foi 98:2.

O presente trabalho foi realizado paralelamente a outra pesquisa no mesmo sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviados de aterro sanitário com esgotos sanitários na proporção de 1% e 99% respectivamente, monitorando os indicadores físicos e químicos (CAMPOS, 2012).

O sistema experimental foi projetado, construído, instalado e monitorado nas dependências físicas da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, na cidade de Campina Grande – PB, Região Nordeste do Brasil (7°13'11" sul, 35°52'31" oeste e 550 m acima do nível do mar), viabilizando sua aplicação para o

tratamento conjugado usando como substrato lixiviados de aterros sanitários e esgotos sanitários.

4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi dimensionado em escala piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno de 500 litros, onde era preparado o substrato afluyente, e de quatro lagoas em série, construídas em alvenaria com interconexões de tubos de PVC. A primeira lagoa possuía um registro de controle de fluxo do substrato, para alimentação do sistema experimental, ligado a uma bomba peristáltica.

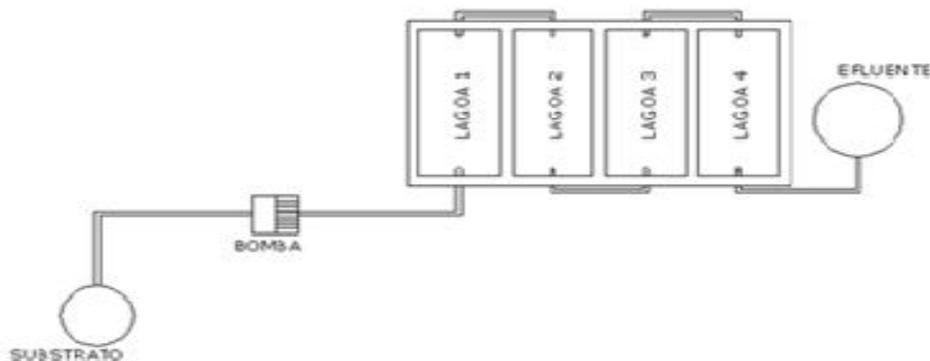
A série de lagoas de estabilização rasas era constituída por quatro lagoas, sendo uma lagoa facultativa (LF), seguida de três lagoas de maturação (LM1, LM2 e LM3). As características físicas das lagoas são apresentadas na Tabela 4.

TABELA 4: Características físicas do sistema de lagoas de estabilização rasas de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário. Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

Lagoas	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Volume (m ³)	TDH (dias)	Carga afluyente (kgDBO ₅ /ha.d)
LF	2,05	1,00	0,5	1,0	3,7	320
LM 1	2,05	1,00	0,5	1,0	3,7	214
LM 2	2,05	1,00	0,5	1,0	3,7	177
LM 3	2,05	1,00	0,5	1,0	3,7	158

Na Figura 1, apresenta-se a planta baixa do sistema de lagoa de estabilização rasas.

Figura 1: Planta baixa do sistema de lagoas de estabilização rasas de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário. Campina Grande, PB. Outubro/2011 a agosto de 2012.



4.2 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS E ESGOTOS SANITÁRIOS

Para determinar a proporção entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário que seria adotada na pesquisa, foi estimada a geração de lixiviado para um aterro sanitário na cidade de Campina Grande - PB, em função da geração de resíduos sólidos pela população da cidade (admitindo-se que toda a população seja contemplada com coleta regular de resíduos, abastecimento de água e coleta de esgotos) e do índice de precipitação pluviométrica, sendo posteriormente avaliada a proporção da produção de lixiviado e esgoto sanitário para a mesma situação.

Segundo os dados do censo 2010, IBGE (2010), o município de Campina Grande - PB tem população estimada de 385.213 habitantes, dos quais, 99,5% são abastecidos por água encanada (383.286 habitantes) e 69,1% (266.181 habitantes) estão conectados a rede coletora de esgotos (SNSA, 2012). Admitindo-se que o consumo per capita de água da população seja de 150 L/hab.dia e adotando-se o coeficiente de retorno esgoto/água igual a 80 %, obtêm-se uma vazão estimada de esgoto sanitário de 370 L.s⁻¹.

De acordo com os dados apresentados por Lima (2010), precipitação pluviométrica de 800 mm (média entre os anos de 1961 a 1990 e 2009), a área do

aterro de 123.200 m², proporção da precipitação que é convertida em percolado (k) de 0,5 e tempo igual a 365 dias (31536000 segundos), realizou-se a estimativa da vazão volumétrica de lixiviado produzido, através da aplicação do método suíço (Equação 1), obtendo valor igual a 1,56 L.s⁻¹.

Segundo Barros (2004), nesse método, o cálculo da vazão é realizado a partir da estimativa da água da precipitação pluviométrica que infiltra nos resíduos e do coeficiente (k), que será determinado em função do peso específico dos resíduos que serão dispostos no aterro.

$$Q = \frac{P \times A \times K}{t} \quad (1)$$

Sendo:

Q : vazão média do lixiviado (L/s);

P : precipitação média anual (mm);

A : área do aterro (m²);

t : tempo em segundos em 1 ano (s);

k : coeficiente utilizado para caracterizar o grau de compactação dos resíduos.

A proporção de lixiviado de aterro sanitário, estimada a partir dos cálculos corresponde a 0,4 % da vazão de esgoto sanitário (370 L.s⁻¹). Foi adotada a proporção de lixiviado de aterro sanitário de 1 %, que supera a proporção obtida, evitando-se possível sobrecarga de lixiviado em um tratamento em escala real.

4.3 SUBSTRATO

A preparação do substrato utilizado na alimentação das lagoas de estabilização rasas para o tratamento conjugado consistiu da mistura de esgoto sanitário (99%) mais lixiviado de aterro sanitário *in natura* (1%), sendo preparado diariamente o volume de substrato necessário para alimentação contínua da série de lagoas de estabilização.

4.4 ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário utilizado para preparação do substrato foi coletado diariamente no interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande – PB, que atravessa o terreno onde se localiza a EXTRABES. Foi utilizada uma bomba submersível, e o esgoto foi encaminhado através de tubulação de PVC até uma caixa de polietileno, onde era preparado o substrato de alimentação das lagoas.

4.5 LIXIVIADO

O lixiviado utilizado foi coletado no aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa - PB, haja vista o município de Campina Grande não dispor de aterro sanitário no período da realização da pesquisa. A coleta do lixiviado foi realizada no aterro sanitário, com o auxílio de um caminhão tanque, sendo, após coletado, transportado até as dependências da EXTRABES, armazenado em reservatórios de polietileno e caracterizado física e quimicamente. Foram realizadas seis coletas no aterro sanitário, entre os meses de agosto de 2011 a agosto de 2012, com intervalo médio de 51 dias, que compreenderam a caracterização preliminar do lixiviado de aterro sanitário (agosto de 2011 a agosto de 2012) e o monitoramento do sistema experimental (outubro de 2011 a agosto de 2012).

O aterro sanitário está localizado no engenho Mussuré, no distrito industrial, a 5 km da BR-101 da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB e faz parte de um consórcio de desenvolvimento intermunicipal das cidades de Bayeux, Cabedelo, Conde, Cruz do Espírito Santo, João Pessoa, Lucena e Santa Rita. Tal aterro teve sua operação iniciada em 5 de agosto de 2003 e foi projetado com 24 células, visando vida útil de 21 anos.

4.6 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O monitoramento do sistema experimental teve início no dia 17 de outubro de 2011 e foi realizado até 31 de agosto de 2012, compreendendo o período de 317 dias.

Para iniciar o monitoramento do sistema experimental, foi estabelecida, em função da concentração de DBO_5 do substrato (99% esgoto sanitário e 1% lixiviado de aterro sanitário), a carga superficial aplicada (de 320 $kgDBO_5/ha.dia$) para o sistema de lagoas de estabilização. Depois de estabelecida, tornou-se possível determinar a vazão do substrato que seria aplicada ao sistema a partir da Equação 2.

$$Q = \frac{\lambda s \times A}{c} \quad (2)$$

Sendo:

λs : carga superficial aplicada ($kgDBO_5/ha.dia$)

c : concentração afluyente de DBO_5 ($mg.L^{-1}$)

Q : vazão de afluyente ($L.dia^{-1}$)

A : área da lagoa (ha)

O TDH da série de lagoas de estabilização foi de aproximadamente 15 dias. O TDH foi obtido a partir da Equação 3.

$$TDH = \frac{v}{Q} \quad (3)$$

Sendo:

TDH : tempo de detenção hidráulica (dia)

v : volume da lagoa (L)

Q : vazão ($L.dia^{-1}$)

Neste trabalho, foram adotadas nomenclaturas para os pontos de coleta das amostras, sendo eles: afluyente (substrato 99% esgoto sanitário e 1% lixiviado), efluyente da lagoa facultativa (ELF), efluyente da lagoa de maturação 1(ELM1), efluyente da lagoa de maturação 2 (ELM2), e efluyente da lagoa de maturação 3 (ELM3), correspondendo às amostras coletadas na caixa de alimentação, efluyente da LF, efluyente da LM1, efluyente da LM2 e efluyente da LM3, respectivamente.

As amostras foram coletadas semanalmente às 8 horas da manhã. Os indicadores químicos e biológicos analisados, os métodos analíticos, tipo de amostra e referências utilizadas, são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Indicadores e procedimentos metodológicos utilizados no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

PARÂMETROS	AMOSTRA	MÉTODOS	Referências
Temperatura (°C)	Coluna d'água	Potenciométrico	APHA (2005)
DQO total (mgO ₂ .L ⁻¹)	Efluente	Refluxação fechada	APHA (2005)
DQO filtrada (mgO ₂ .L ⁻¹)	Efluente	Refluxação fechada	APHA (2005)
DBO ₅ (mgO ₂ .L ⁻¹)	Efluente	Padrão modificado	APHA (2005)
NTK (mgN.L ⁻¹)	Efluente	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
N Amoniacal (mgN.L ⁻¹)	Efluente	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
pH (unidade)	Efluente	Potenciométrico	APHA (2005)
AT (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Efluente	Potenciométrico	APHA (2005)
AGV (mgH-Ac.L ⁻¹)	Efluente	Potenciométrico	APHA (2005)
ST e frações (mg.L ⁻¹)	Efluente	Gravimétrico	APHA (2005)
P Total (mgP.L ⁻¹)	Efluente	Espectrofotométrico	APHA (2005)
P Orto (mgP.L ⁻¹)	Efluente	Espectrofotométrico	APHA (2005)
Clorofila a (µg.L ⁻¹)	Efluente	Espectrofotométrico*	Jones (1979)
CTermo (UFC/100mL)	Efluente	Membrana filtrante	APHA (2005)
Ovos de Helminthos	Efluente	Bailenger modificado	WHO (1996)
Identificação de Fitoplâncton	Coluna d'água	M. O. C.**	Bicudo e Menezes (2006)

*Extração com metanol a 90%;

** Microscópio óptico comum e chaves de classificação dicotômicas.

4.7 PARÂMETROS BIOLÓGICOS

4.7.1 ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS

O monitoramento da qualidade bacteriológica foi realizado no substrato (afluente) e nos efluentes de cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2, LM3). Foram coletados aproximadamente 400mL de cada amostra, em frascos âmbar estéreis, e encaminhadas ao laboratório para análise.

A densidade de coliformes termotolerantes foi expressa em número de unidades formadoras de colônias por 100 ml, aplicando-se para esta quantificação a Equação 4.

$$\frac{UFC}{100mL} = \frac{N}{V \times d} \times 100 \quad (4)$$

Onde:

UFC = unidades formadoras de colônias.

N = número de colônias contadas.

V = volume filtrado (mL).

d = diluição.

4.7.2 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA DE OVOS DE HELMINTOS

Foram realizadas a contagem e identificação de ovos de helmintos no substrato (afluente) e nos efluentes das quatro lagoas de estabilização rasas (LF, LM1, LM2, LM3). Foram realizadas 14 análises, entre os meses de fevereiro e agosto de 2012.

Foram coletados 2L do substrato (afluente) e 10L para os efluentes das lagoas. As amostras foram armazenadas em béquers e baldes, de acordo com o volume coletado, onde permaneciam por um período de 24h para o processo de sedimentação (KONIG *et al.*, 2001).

Para o processamento e preparação das amostras, bem como para a enumeração de ovos de helmintos, foi utilizado o método de Bailenger, modificado (WHO, 1996).

Após a sedimentação, foram realizadas sucessivas centrifugações das amostras, com descarte do sobrenadante. Os sedimentos eram tratados com solução tampão aceto-acética (pH 4,5) e éter (ou acetato de etila) para a separação do material gorduroso. Posteriormente, realizou-se a adição de uma solução de sulfato de zinco com densidade igual a 1,18 para propiciar a flutuação dos ovos.

A contagem e identificação foram realizadas em duplicatas, utilizando-se uma câmara de McMaster com observação no microscópio em objetivas de 10x e 40x.

O número final de ovos de helmintos das amostras foi calculado aplicando-se a Equação 5:

$$N = \frac{A \times X}{P \times V} \quad (5)$$

Onde:

N: número de ovos (ovos/litro).

A: número médio de ovos contados nas câmaras de McMaster (nº. de ovos).

X: volume do produto final (mL).

P: volume da câmara de McMaster (para câmara de dois retículos P = 0,30 mL; para câmara de um retículo P = 0,15 mL).

V: volume original da amostra.

4.7.3 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Para a caracterização da comunidade fitoplanctônica, as amostras foram coletadas na coluna d'água utilizando um coletor de profundidade, uma vez que esses organismos podem mover-se ao verticalmente no interior das lagoas em respostas a diferenças na intensidade luminosa. Em seguida, foram fixadas com formol a 4%. A identificação dos organismos foi feita em câmara de Utermöhl (adotando-se tempo decantação de 3 horas) e observadas em microscópio óptico invertido, através de transsectos, tantas vezes quanto foram necessárias para que fossem contados, no mínimo, 100 indivíduos da espécie dominante. A caracterização da comunidade fitoplanctônica foi realizada principalmente, com auxílio de Bicudo e Menezes (2006).

A abundância relativa (A) de cada táxon foi calculada a partir da contagem direta dos organismos e os resultados transformados em porcentagens, segundo a Equação 6:

$$A = \frac{N \times 100}{n} \quad (6)$$

Onde:

A : abundância relativa.

N : número de indivíduos dos táxons identificados.

n : número total de indivíduos na amostra.

A frequência de ocorrência (F) foi expressa em porcentagem, levando-se em consideração o número de amostras analisadas (Equação 7).

$$F = \left(\frac{Pa}{P} \right) \times 100 \quad (7)$$

Onde:

Pa : número de amostras em que o táxon ocorreu.

P : número total de amostras analisadas.

A frequência de ocorrência das espécies foi avaliada baseada na classificação de Lobo e Leighton (1986), considerando constante quando superior a 50%, comum de 10% a 50%, e rara até 10%.

4.8 ANÁLISE DOS DADOS

A análise dos dados foi realizada com auxílio do Excel 2007 disponível no Microsoft Office, e do programa estatístico MINITAB. Utilizou-se as ferramentas de análise estatística descritiva para obtenção dos valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das variáveis analisadas; análise de variância (ANOVA), Teste de Tukey e matrizes de correlação para determinadas variáveis estudadas, para verificar a existência de relações significativas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados, inicialmente, a caracterização química do esgoto sanitário, do lixiviado de aterro sanitário, do substrato e dos efluentes de cada lagoa de estabilização em série. Em seguida serão apresentados e discutidos os indicadores microbiológicos, do afluente e dos efluentes das lagoas de estabilização: coliformes termotolerantes, ovos de helmintos, *clorofila a* e análise de fitoplâncton, bem como as descrições estatísticas dos mesmos.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E SUBSTRATO

Na Tabela 6 são apresentados os dados (valores máximos, mínimos e médios) da caracterização química do esgoto sanitário, do lixiviado de aterro sanitário e o substrato (99% esgoto sanitário e 1% lixiviado de aterro sanitário) utilizado para alimentação das lagoas de estabilização rasas.

O esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB apresentou características intermediárias entre esgoto moderado e forte, quando comparado à classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessoa (2005). Valores médios de DQO (540 mg.L^{-1}), Nitrogênio amoniacal (49 mg.L^{-1}) e Sólidos totais (969 mg.L^{-1}) são característicos de águas residuárias fortes. Por outro lado, os valores de SST (180 mg.L^{-1}), SSV (161 mg.L^{-1}), SSF (39 mg.L^{-1}), DBO_5 (190 mg.L^{-1}) e P total ($6,5 \text{ mg.L}^{-1}$) encontram-se na faixa de classificação de esgotos moderados.

O lixiviado do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa - PB apresentou valores de pH próximos para as diferentes amostras, mesmo sendo coletadas em períodos diferentes. Os valores de pH observados, entre 7,8 e 8, tipicamente alcalino, são característicos de aterros na fase metanogênica de degradação.

O lixiviado apresentou elevados valores de DQO (19672 mg.L^{-1}) e DBO_5 (7021 mg.L^{-1}), resultado da grande quantidade de matéria orgânica dissolvida na água de infiltração nas camadas do aterro sanitário, característicos da fase acidogênica (SILVA, 2009).

A ação dos microrganismos acidogênicos são responsáveis pela liberação de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, que continuam sendo gerados na fase metanogênica, o que segundo Chen (1996) *apud* Silva (2009) pode justificar a elevação do pH.

Segundo Iliés e Malvenic (2001) altas concentrações de amônia em lixiviados de aterros sanitários, resultam da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados presente em lixiviado de aterro sanitário durante a fase acetogênica. Entretanto, a geração de nitrogênio amoniacal não está limitada a fase acetogênica, mas continua ocorrendo durante a fase metanogênica, uma vez que os processos de hidrólise e fermentação não são interrompidos durante esta fase (SOUTO, 2009).

A relativa baixa biodegradabilidade ($DBO_5/DQO = 0,36$) apresentada e a alta concentração de nitrogênio amoniacal (2177 mg.L^{-1}) sugere a dificuldade do tratamento biológico do lixiviado estudado. O elevado teor de nitrogênio amoniacal pode causar toxicidade à atividade biológica, indicando a necessidade de sua remoção antes de um processo biológico (SILVA, 2009), ou a diluição do lixiviado de aterro sanitário em esgoto sanitário, para que os microrganismos que degradam a matéria orgânica não tenham seu metabolismo afetado pelo efeito tóxico da amônia particularmente em algas.

A adição de 1 % de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, ao esgoto sanitário, elevou a concentração de todos os parâmetros analisados, porém o substrato ainda apresentou características entre esgoto forte ($DBO_5 = 241 \text{ mg.L}^{-1}$) e moderado ($ST = 1129 \text{ mg.L}^{-1}$; $DQO \text{ total} = 637 \text{ mg.L}^{-1}$; $P \text{ total} = 6,5 \text{ mg.L}^{-1}$) de acordo com a classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessôa (2005). Os valores médios de NTK (98 mg.L^{-1}) e $N-NH_4^+$ (77 mg.L^{-1}) foram superiores aos estabelecidos por Jordão e Pessôa (2005) para classificação em esgoto forte. A adição de 1% de lixiviado não alterou as condições de biodegradabilidade do esgoto sanitário, uma vez que os três efluentes estudados (esgoto sanitário, lixiviado e substrato) apresentaram relação DBO_5/DQO próximas (0,35, 0,36 e 0,38, respectivamente).

Tabela 6: Caracterização química do esgoto sanitário, lixiviado de aterro sanitário in natura e substrato utilizado no sistema de lagoas de estabilização rasas, em Campina Grande, PB, de outubro de 2011 a agosto de 2012.

Parâmetros	Esgoto Bruto (n = 42)			Lixiviado Bruto (n = 6)			Substrato (n = 42) (99% esgoto e 1% lixiviado)		
	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
pH (unidade)	7,0	7,5	7,2	7,8	8,0	7,9	7,1	7,7	7,4
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	669	1249	1009	20004	23179	21794	937	1746	1129
Sólidos Totais Voláteis (mg.L⁻¹)	315	587	443	5204	7578	6261	384	766	553
Sólidos Totais Fixos (mg.L⁻¹)	354	662	566	14800	15601	15533	600	781	662
Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹)	162	259	199	899	1000	936	140	271	194
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L⁻¹)	131	214	161	431	543	469	133	251	175
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L⁻¹)	31	45	38	468	457	467	32	84	43
DQO_{Total} (mg.L⁻¹)	513	580	540	18370	21733	19672	585	715	637
DQO Filtrada (mg.L⁻¹)	135	220	165	13293	10647	11448	214	232	223
DBO₅ (mg.L⁻¹)	174	228	190	6328	7439	7021	203	286	241
Nitrogênio Total Kjeldhal (mg.L⁻¹)	60	89	76	1791	2756	2383	76	121	98
Nitrogênio Amoniacal (mg.L⁻¹)	44	56	49	1586	2550	2177	61	92	77
Fósforo Total (mg.L⁻¹)	5,4	8,1	6,6	9,1	12,8	11,2	4,2	9,9	7,5
Ortofosfato (mg.L⁻¹)	2,4	5,1	4,0	5,1	6,6	6,0	3,2	5,8	4,5

5.2 RESULTADO DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS RESÍDUOS LÍQUIDOS AFLUENTES E EFLUENTES À SÉRIE DE LAGOAS

As variáveis pH, DQO, DBO₅, sólidos e suas frações, N-H₄⁺ e fósforo total foram monitoradas no afluente (substrato) e nos efluentes de cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3). Na Tabela 7 são apresentados os valores mínimos, máximos e médios da caracterização química dos afluentes e efluentes de cada lagoa que compõe o sistema.

Segundo os dados apresentados observa-se que o valor médio de pH no afluente ao sistema de lagoas de estabilização foi de 7,4, próximo à neutralidade, favorecendo o desempenho do tratamento biológico. Ao longo da série de lagoas de estabilização, observou-se a elevação dos valores de pH nos efluentes de cada lagoa, obtendo-se valor médio de pH do efluente final da série de lagoas de 8,8 (mínimo de 8,3 e máximo de 9,3). A elevação no valor do pH ao longo da série de lagoas de estabilização, está associado à atividade das algas que, através da fotossíntese, consomem o CO₂ presente no meio líquido, utilizando-o para o seu crescimento e liberando radicais OH⁻, fazendo com que o pH do meio líquido se eleve.

Os valores de DBO₅, DQO, Sólidos e suas frações foram reduzidos ao longo da series de lagoas em relação ao afluente do sistema. O mesmo foi observado para N-NH₄⁺ e P.

A concentração média da DQO Total no afluente foi de 633 mg.L⁻¹, passando a 324 mg.L⁻¹ no efluente da LM3, apresentando eficiência de remoção de DQO Total de 48,8 %. Em relação à DQO Filtrada observou-se que o valor médio afluente foi de 218 mg.L⁻¹, passando a obter 114 mg.L⁻¹ no efluente da LM3, com eficiência de remoção de 47,8 %.

O afluente apresentou concentração média de DBO₅ de 238 mg.L⁻¹, obtendo-se no efluente da LM3 valor médio de 73 mg.L⁻¹. A eficiência média de remoção apresentada pelo sistema de lagoas de estabilização foi de 69,5%.

Em lagoas de estabilização de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário (pré-tratado) e esgoto sanitário, no estado da Paraíba, Athayde

Jr. *et al.* (2002) e Lima (2010) obtiveram efluentes com concentrações de DQO de 200 mg.L⁻¹ (Ef. de remoção = 55%) e 76 mg.L⁻¹ (Ef. de remoção = 59%) respectivamente. Em relação a DBO₅, os autores apresentaram resultados de 50 mg.L⁻¹ (ATHAYDE JR. *et al.*, 2002) e 10 mg.L⁻¹ (LIMA, 2010) com eficiências de remoção de 80% e 90%, respectivamente. No presente estudo, o sistema apresentou eficiências de remoção de DQO e DBO₅ de 49% e 69%, resultando em um efluente com concentração de DQO média de 324,6 mg.L⁻¹ e DBO₅ de 72,9 mg.L⁻¹, superiores ao obtidos no tratamento de lixiviado pré-tratado.

As concentrações de N-NH₄⁺ apresentaram comportamento decrescente do afluente ao efluente final do sistema de lagoas de estabilização. Observou-se concentração média de 77mg.L⁻¹ no afluente, e 11mg.L⁻¹ no efluente final do sistema. A eficiência de remoção de N-NH₄⁺ foi de 86 %. Esta eficiência está associada ao processo de dessorção, favorecido pela pequena profundidade das lagoas e elevação do pH ao longo do sistema de tratamento. O processo apresenta também a desvantagem de liberação de amônia para a atmosfera, que em concentrações elevadas torna-se prejudicial ao seres vivos.

Para que o efluente possa ser descartado em corpo aquático, este deve obedecer aos padrões estabelecidos pelo o CONAMA 430/2011. Os valores médios de pH (8,9), DBO₅ (73 mg.L⁻¹) e N-NH₃⁺ (11 mg.L⁻¹) encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/2011(BRASIL, 2011) para lançamentos em corpos aquáticos (pH – entre 5 e 9; DBO₅ – até 120mg.L⁻¹; N-NH₃⁺ - até 20 mg.L⁻¹).

Tabela 7: Comportamento dos parâmetros químicos obtidos no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)*	Afluente			Lagoa Facultativa – LF			Lagoa de Maturação 1 - LM1			Lagoa de Maturação 2 - LM2			Lagoa de Maturação 3 - LM3		
	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
pH	7,1	7,6	7,4	7,7	8,2	7,9	7,8	8,6	8,2	8,0	9,0	8,4	8,3	9,3	8,8
DQO_{Total}	585	783	634	433	772	520	405	490	445	390	746	443	280	393	325
DQO_{Filtrada}	182	325	218	131	229	172	90	167	146	69	154	128	58	162	114
DBO₅	202,	286	238	114	190	159	96	169	132	97	143	117	42	98	73
ST	937	1368	1100	857	1173	994	944	1188	1039	812	1362	1059	668	1358	1046
STV	384	766	553	278	547	362	274	507	379	264	436	348	250	420	329
STF	600	781	662	578	740	670	563	809	661	483	824	653	603	805	686
SST	1200	314	193	126	214	167	84	189	138	99	219	143	66	288	165
SSV	133	230	171	126	168	144	100	153	127	82	158	115	72	132	101
SSF	18	51	31	0	40	15	2	34	18	1	35	17	2	32	14
N-N₄⁺	61	92	77	37	64	50	22	52	35	12	35	23	3	21	11
P – Total	5,9	9,8	7,7	4,1	8,3	6,3	4,1	7,8	5,8	3,3	6,7	5,2	2,9	6,2	4,4

*Exceto pH (adimensional)

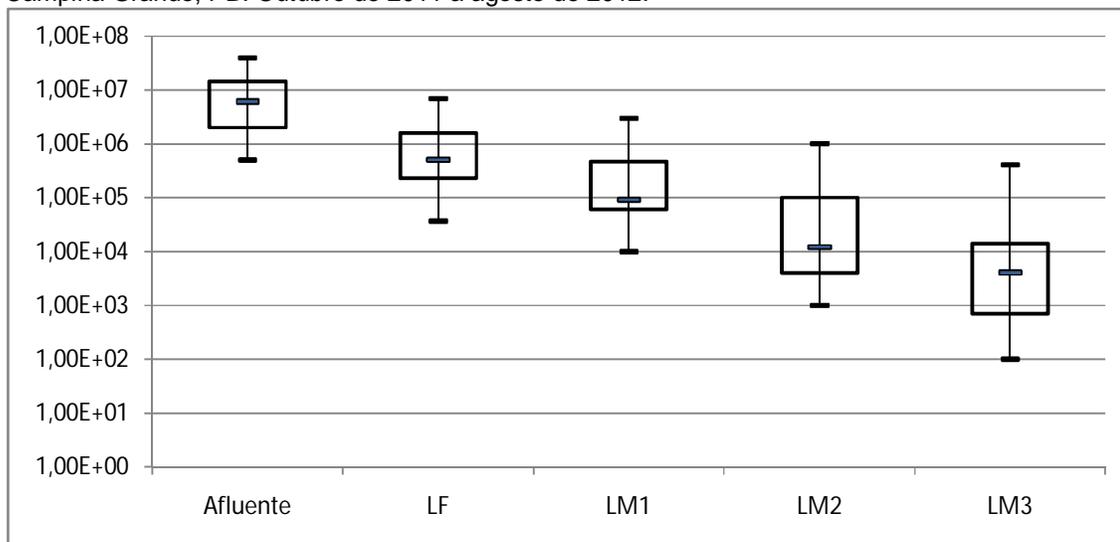
5.3 COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Coliformes termotolerantes são indicadores de poluição fecal, tanto para avaliar o grau de tratamento de efluentes, como para verificar se as águas de corpos receptores podem ser utilizadas para usos específicos, tais como abastecimento público, lazer, irrigação, aquicultura etc.

A remoção de coliformes termotolerantes em lagoas de estabilização é regulada pelo tempo de detenção hidráulica e pelas condições ambientais. Segundo Picot *et al.* (1992) maior tempo de detenção hidráulica resulta em sedimentação de sólidos e cria ecossistema específico nas lagoas onde fatores como pH, radiação solar e zooplâncton agem sobre esses microrganismos.

Ao longo do sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, observou-se a redução das densidades de coliformes termotolerantes, como pode ser observado na Figura 2.

Figura 2: Comportamento das densidades de coliformes termotolerantes durante tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.



O afluente (substrato 99% esgoto sanitário e 1% lixiviado de aterro sanitário) apresentou densidade de coliformes termotolerantes entre 5×10^5 UFC/100mL e 4×10^7 UFC/100mL. No efluente final do sistema de lagoas de estabilização (LM3) o número de coliformes termotolerantes variou entre 1×10^2 UFC/100mL e 4×10^5 UFC/100mL, com concentração média de $2,35 \times 10^4$ UFC/100mL. Os valores

mínimos, máximos, médios e desvio padrão para o afluente e efluentes de cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2, LM3) estão apresentados na Tabela 8.

As variações observadas nas concentrações de coliformes termotolerantes nos efluente do sistema de lagoas, respondem a variações das condições ambientais no sistema. A concentração média de coliformes termotolerantes no efluente do sistema de $2,3 \times 10^4$ UFC/100mL é superior ao indicado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para reutilização agrícola que é de 1000 UFC/100mL (WHO, 2006). Entretanto observa-se que em diversas coletas, efluentes com até 1×10^2 UFC/100mL, possibilitando, sob essas condições sua reutilização para irrigação.

Na Tabela 8 são apresentados os valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão do afluente e efluentes de cada lagoa da série.

Tabela 8: Densidades mínimas, máximas, médias e desvio padrão de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

UFC/100mL	Afluente	LF	LM1	LM2	LM3
Mín.	5,0E+05	3,7E+04	1,0E+04	1,0E+03	1,0E+02
Máx.	4,0E+07	7,0E+06	3,0E+06	1,0E+06	4,0E+05
Méd.	9,2E+06	1,3E+06	4,4E+05	1,1E+05	2,3E+04
Dp.	9763718,9	1717940,9	732140,2	231446,4	63431,8

n= 45

Athayde Jr. *et al.* (2002) tratando lixiviado de aterro sanitário pré-tratado e esgoto sanitário em lagoas de estabilização no Estado da Paraíba, Brasil, obteve um efluente final com concentração de coliformes igual ou inferior a 1×10^3 UFC/100mL, operando com um tempo de detenção hidráulica de 20 dias. O TDH adotado pelo autor, superior ao do presente trabalho (17 dias), proporcionou um efluente com concentração de coliformes termotolerantes dentro dos padrões estabelecidos pela OMS para utilização agrícola. No tratamento de lixiviado de aterro sanitário apresentado no presente trabalho, a adoção de um TDH maior poderia proporcionar um efluente com melhor qualidade microbiológica.

O Sistema apresentou eficiência média de 99,76% (concentração no efluente de $2,3E+04$ UFC/100mL) atingindo eficiências de até 99,99% (concentração no efluente de $1,00E+02$ UFC/100mL) para remoção de coliformes termotolerantes. As eficiências de remoção de coliformes termotolerantes em cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2, LM3) estão apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9: Estimativa da eficiência de remoção de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento (semanal) do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

Eficiência	Mín. (%)	Máx. (%)	Méd. (%)	Dp.
Lagoa Facultativa	54,55	98,27	84,27	11,67
Lagoa de Maturação 1	25,00	99,06	68,73	16,87
Lagoa de Maturação 2	46,30	98,67	81,65	12,48
Lagoa de Maturação 3	28,57	98,00	74,13	16,69
Sistema	97,14	99,99	99,76	0,60

n= 45

Para atingir valor de coliformes termotolerantes inferior a 10^3 UFC/100mL, o sistema atingiu eficiência de 99,99%. Entretanto, mesmo sendo adotado o mesmo TDH, foram observadas diferenças entre as eficiências do sistema nas diferentes coletas realizadas (97,14% - 99,99%) resultando em efluentes com concentrações entre 1×10^2 a 4×10^5 UFC/100mL. Condições climáticas diárias, como temperatura, nebulosidade e incidência de raios solares, bem como possíveis interferências próximas às lagoas (árvores e um muro de alvenaria sombreando partes das lagoas) podem ter interferido no processo de remoção de coliformes no sistema de lagoas, resultando nas variações das concentrações de coliformes termotolerantes nos efluentes do sistema.

Na Tabela 10, são apresentados os resultados da análise estatística, ANOVA, para os valores de coliformes termotolerantes nas LF, LM1, LM2 e LM3, durante o período de monitoramento na massa líquida das lagoas de estabilização.

Tabela 10: ANOVA de fator único aplicada aos dados de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>Gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	2,78E+15	4	6,95E+14	35,12129	1,45E-22	2,413639
Dentro dos grupos	4,25E+15	215	1,98E+13			
Total	7,03E+15	219				

A Análise de Variância (ANOVA) apontou diferença significativa entre as concentrações de coliformes termotolerantes nos efluentes das lagoas de estabilização em série, uma vez que o valor de F (35) foi superior ao F crítico (2,4). O teste de Tukey revelou a formação de dois grupos, um para a Lagoa facultativa (LF), e outro grupo compreendendo as lagoas de maturação (LM1, LM2 e LM3). Não houve diferença significativa entre as lagoas de maturação, que apresentaram comportamento semelhante. Tal fato pode ser justificado pela ampla variação nas concentrações de coliformes termotolerantes na série de lagoas de estabilização.

A carga superficial aplicada na Lagoa Facultativa (20 kg.DBO₅/ha.d) foi bem superior às cargas aplicadas nas lagoas de maturação (214 kg.DBO₅/ha.d em LM1; 177 kg.DBO₅/ha.d na LM2; e 158 kg.DBO₅/ha.d na LM3). Em relação às cargas superficiais aplicadas às lagoas, observou-se forte correlação positiva (0,99) com as densidades de coliformes termotolerantes presentes nos efluentes de cada lagoa da série.

O pH é um importante parâmetro em processos biológicos de tratamento de resíduos líquidos, pois o crescimento e desenvolvimento de microrganismos são sensíveis às condições ácidas ou básicas do meio. Foi observada relação negativa fraca entre os valores de pH e oxigênio dissolvido (OD), e as densidades de coliformes termotolerantes nas lagoas de estabilização. A medida que os valores de OD, e conseqüentemente os de pH das lagoas aumentaram, as densidades de coliformes termotolerantes diminuíram. Não foi observada a mesma relação com as concentrações de clorofila a, uma vez que as quatro lagoas não apresentaram diferença significativa para este parâmetro.

Na Tabela 11 apresenta-se os dados da matriz de correlação de Pearson para coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, clorofila a e pH.

Tabela 11: Matriz de correlação de Pearson para coliformes termotolerante, oxigênio dissolvido, *clorofila a* e pH termotolerantes obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

<i>Parâmetros</i>	<i>CT</i>	<i>OD</i>	<i>CL^a a</i>	<i>pH</i>
CT	1			
OD	-0,30235	1		
CL ^a a	0,165818	-0,21137	1	
pH	-0,41962	0,197559	-0,13955	1

CT: Coliformes termotolerantes; OD: Oxigênio dissolvido; CL^a a: Clorofila a

Diversos fatores atuam concomitantemente criando condição desfavorável à sobrevivência dos microrganismos indicadores de poluição fecal. A menor profundidade das lagoas de estabilização deste estudo otimizam a remoção de coliformes termotolerantes, assim como apontado por Picot *et al.* (1992), favorecendo a atividade fotossintética, a liberação de oxigênio dissolvido e a elevação do pH (OLIVEIRA *et al.*, 2001). Os raios UV, da radiação solar inativam os microrganismos patogênicos, bem como o pH elevado (acima de 8,5) favorece a mortalidade dos mesmos. A elevação da concentração de OD favorece uma comunidade aeróbia mais eficiente na competição por alimento, auxiliando na eliminação de patogênicos.

5.4 OVOS DE HELMINTOS

A concentração das formas infectivas de ovos de helmintos no esgoto varia em decorrência das condições de saúde da população conectada à rede coletora. A presença ou ausência de ovos de helmintos é uma das características importantes associadas à utilização agrícola de águas residuárias tratadas.

Na Tabela 12 são apresentados os valores de densidade de ovos de helmintos e protozoários encontrados no afluente das lagoas de estabilização (substrato 1% lixiviado e 99% esgoto sanitário) observadas em cada amostra coletada.

Tabela 12: Quantidade e frequência de ovos de helmintos e protozoários obtidos no afluente durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Fevereiro de 2012 a agosto de 2012.

Amostras	Contagem total (ovos/L)	Helmintos										Protozoários	
		<i>A. lumbricoides</i>		<i>A. duodenali</i>		<i>H. nana</i>		<i>H. diminuta</i>		<i>T. trichiura</i>		<i>E. histolytica</i>	
		Nº	fr. %	Nº	fr. %	Nº	fr. %	Nº	fr. %	Nº	fr. %	Nº	fr. %
1	80	60	75	20	25	0	0	0	0	0	0	0	0
2	25	21	84	4	16	0	0	0	0	0	0	0	0
3	38	23	61	5	13	5	13	5	13	0	0	0	0
4	120	105	86	10	9	5	5	0	0	0	0	0	0
5	95	85	90	5	5	0	0	5	5	0	0	0	0
6	70	56	80	9	13	5	7	0	0	0	0	0	0
7	146	105	71	11	8	10	7	0	0	10	7	10	7
8	112	100	89	12	11	0	0	0	0	0	0	0	0
9	156	112	72	13	8	13	8	0	0	0	0	18	12
10	80	60	75	20	25	0	0	0	0	0	0	0	0
11	95	85	90	5	5	0	0	5	5	0	0	0	0
12	26	23	89	0	0	3	11	0	0	0	0	0	0
13	68	68	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	23	10	43	13	57	0	0	0	0	0	0	0	0
Mín.	23	10	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Máx.	156	112	100	20	57	13	13	5	13	10	7	18	12
Méd.	81	65	79	9	14	3	4	1	2	1	1	2	2
Dp.	43,3	35,1	14,5	7	14,6	4,2	4,7	1,0	3,7	2,8	1,9	5,5	3,5

Nº - número de ovos/L; fr. – frequência (%)

Durante o período estudado observou-se variação nos valores de ovos de helmintos e protozoários nos afluentes. Os valores mínimo, máximo e médio observados foram 23 ovos/L, 156 ovos/L e 81 ovos/L, respectivamente. No afluente foi observada maior diversidade de ovos de helmintos encontrada: *Ascaris lumbricoides* (10 – 112 ovos/L), seguido de *Ancylostoma duodenali* (0 – 20 ovos/L), *Hymenolepis nana* (0 – 13 ovos/L), *Hymenolepis diminuta* (0 – 5 ovos/L) e *Trichuris trichiura* (0 – 10 ovos/L). Entre os protozoários foi observada a presença de *Entamoeba histolytica* (0 – 18 ovos/L).

Segundo Zerbine (2000), em trabalho realizado com esgoto afluente à ETE de Itabira-MG, observou variações nas densidades de ovos de helmintos entre 5 e 240 ovos/L. Para os esgotos domésticos produzidos pela população da cidade de Campina Grande – PB, os valores de ovos de helmintos encontrados entre os anos de 2000 e 2001, variaram de 0 a 147 ovos/L (KONIG *et al.*, 2002a), demonstrando, segundo os autores, que a presença de ovos de helmintos nos esgotos domésticos é intermitente. O mesmo foi observado nesta pesquisa, uma vez que o número de

ovos/L encontrados apresentou grande variação em diferentes dias de coleta, refletindo a intermitência das parasitoses na população (23 – 166 ovos/L).

Em relação à qualificação de ovos de helmintos, Zerbine (2000) observou também, semelhante ao presente estudo, a presença de ancilostomídeos, *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e *Hymenolepis* sp., com uma maior prevalência de ovos de *Ascaris lumbricoides* e de ancilostomídeos.

No efluente da lagoa facultativa observou-se redução do número de ovos de helmintos em relação ao afluente. Os valores mínimos e máximos encontrados nos efluentes da lagoa facultativa variaram de 0 a 27 ovos/L (Tabela 13), respectivamente. Nos efluentes das lagoas de maturação 1, 2 e 3 não foram encontrados ovos de helmintos em nenhuma das amostras coletadas e examinadas, alcançando os valores recomendados pela Organização Mundial de Saúde para reutilização de esgotos tratados na irrigação agrícola, de menor ou igual a 1ovo/L (WHO, 2006).

Das 6 (seis) espécies observadas nos afluentes da série de lagoas, apenas 2 foram encontradas nos efluentes da lagoa facultativa: *Ascaris lumbricoides* (0 – 27 ovos/L) e *Ancylostoma duodenale* (0 – 1 ovo/L).

Na Tabela 13 são apresentados os valores de densidade de ovos de helmintos encontrados no efluente da lagoa facultativa e as frequências relativas observadas em cada amostra coletada.

Tabela 13: Densidades e frequências relativas de ovos de helmintos obtidos no efluente da lagoa facultativa durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Fevereiro de 2012 a agosto de 2012.

Amostras	Contagem ovos/L	Helmintos			
		<i>A. lumbricóides</i>		<i>A. duodenali</i>	
		Nº (ovos/L)	Freq. (%)	Nº (ovos/L)	Freq. (%)
1	2	1	50	1	50
2	0	0	0	0	0
3	1	1	100	0	0
4	0	0	0	0	0
5	4	4	100	0	0
6	3	3	100	0	0
7	27	27	100	0	0
8	2	1	50	1	50
9	6	6	100	0	0
10	2	1	50	1	50
11	4	4	100	0	0
12	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0
Mín.	0	0	0	0	0
Máx.	27	27	100	1	50
Méd.	3	3	54	0,2	11
Dp.	7,1	7,1	45,8	0,4	21,6

Levando em consideração que a densidade dos ovos de helmintos nas amostras afluentes foi sempre superior às dos efluentes tratados, a eficiência de remoção está associada ao processo de sedimentação, resultante do TDH adotado (17 dias na série) ficando sempre retido no lodo acumulado nas lagoas de estabilização (SANTOS *et al.*, 2012). O sistema de lagoas apresentou eficiência de 100% para a remoção de ovos de helmintos, sendo a maior parte retido na lagoa facultativa (95% dos ovos), e o restante (5%) na primeira lagoa de maturação da série. Possivelmente o TDH adotada na primeira lagoa (LF) de 4,14 dias proporcionaria a remoção de 100% dos ovos. A presença de ovos, ainda que em pequena quantidade, no efluente da lagoa facultativa pode ter ocorrido por alguma perturbação ou mistura na massa líquida dessa lagoa. Como não foi observada a presença de ovos de helmintos no efluente do sistema de lagoas, não foi realizada a viabilidade dos ovos.

Kanaté *et al.* (2012) confirmam em seu trabalho, a redução do número de ovos de helmintos dos efluentes ao longo de uma série de lagoas de estabilização.

Sarafi *et al.* (2012) corrobora com a afirmação e aponta a melhor eficiência de lagoas de estabilização para remoção de ovos de helmintos, em relação a outras tecnologias de tratamento de efluentes.

Segundo Keffala *et al.* (2012) diversos trabalhos analisando o lodo depositado em lagoas de estabilização confirmam a diminuição da concentração de ovos ao longo das lagoas, refletindo as condições de sedimentação das mesmas, uma vez que a distribuição dos ovos assemelha-se a distribuição do lodo no fundo das lagoas.

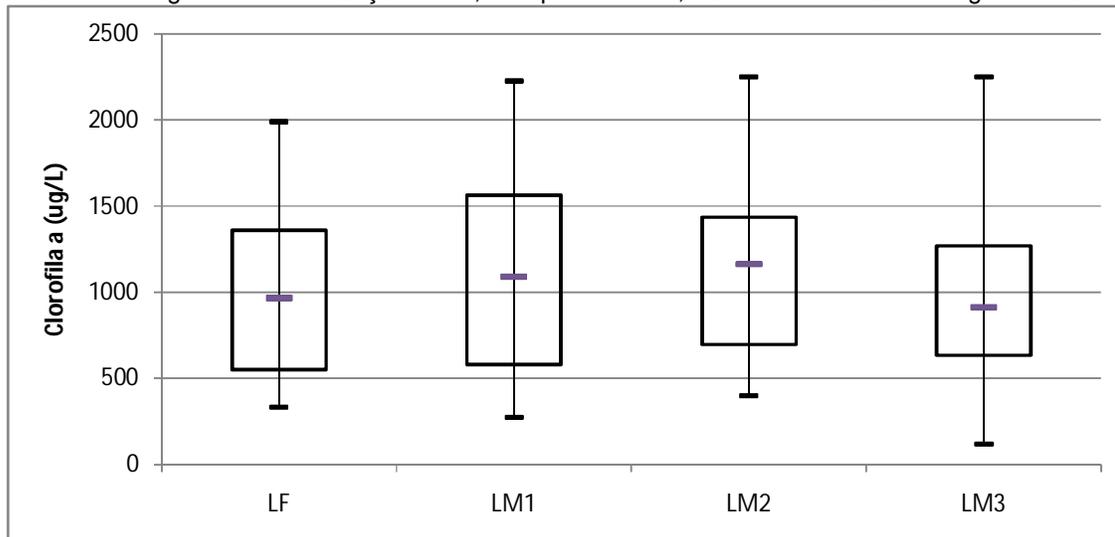
5.5 CLOROFILA A

As lagoas de estabilização facultativa e de maturação diferem dos corpos de águas naturais e dos reservatórios artificiais por possuírem elevadas concentrações de nutrientes, clorofila a e altas densidades fitoplanctônicas, caracterizando-as como sistemas aquáticos eutróficos.

As concentrações de clorofila a observadas nesse estudo apresentaram aumento na lagoa de maturação 1 e maturação 2, e decréscimo das concentrações no efluente final do sistema (LM3). Os valores médios da concentração de clorofila a nos efluente da LF, LM1, LM2 e LM3 foi 966,3 ug/L, 1089,7 ug/L, 1160, 8 ug/L e 913,7 ug/L respectivamente. As maiores concentrações de clorofila a foram observadas na LM2 e LM3 (máxima de 2249 ug/L e 2248,6 ug/L), em amostras de efluente coletadas às 08 horas.

Na Figura 3 estão apresentados os valores de *clorofila a* observados durante o monitoramento na massa líquida da série de lagoas de estabilização.

Figura 3: Concentrações de clorofila a durante o monitoramento dos efluente das lagoas de estabilização de um sistema de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.



Os valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das concentrações de *clorofila a* observados no período estudado na série de lagoas de estabilização estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14: Concentrações mínima, máxima, média e desvio padrão da clorofila a durante o monitoramento do efluente de um sistema de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

Clorofila a (ug/L)	LF	LM1	LM2	LM3
Mín.	333,6	273	398,6	116,9
Máx.	1987	2223	2249	2248,6
Méd.	966,3	1089,7	1160,8	913,7
Dp.	511,7	618,4	538,2	476,7

Variações nas concentrações de clorofila a em diferentes sistemas de lagoas de estabilização são descritas na literatura. Em lagoas de estabilização utilizadas para o tratamento de esgoto sanitário, observou-se valores de clorofila a elevados. Falco (2005) tratando esgoto doméstico em lagoas de estabilização no Estado de São Paulo obteve valores de clorofila a nos efluentes variando entre 107 ug/L e 3.061 ug/L. Em efluentes de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico no Estado da Paraíba, Ribeiro (2007) observou concentrações de clorofila variando de 0 a 4.607 ug/L.

Fernandes (2009) tratando lixiviado de aterro sanitário bruto em um sistema australiano de lagoas de estabilização analisou a concentração de clorofila a, em coluna d'água, das lagoas facultativa e de maturação, às 14 horas. Os valores obtidos estiveram entre 267,5 ug/L e 727,4 ug/L. Silva (2007), também em um sistema australiano tratando lixiviado bruto, obteve valores de clorofila a (às 09 horas) nos efluentes das lagoas entre 8,4 ug/L e 1.205 ug/L.

Os valores de clorofila a obtidos no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário (entre 116,9 e 2249ug/L) apresentaram-se, em geral, mais elevados do que os observados no tratamento de lixiviado bruto (de 8,4 a 1.205ug/L) (FERNANDES, 2009; SILVA, 2007), e mais próximos dos obtidos no tratamento de esgotos sanitários domésticos (107 a 3061ug/L) (FALCO, 2005).

Na Tabela 15, são apresentados os resultados da análise estatística, ANOVA, para os valores de clorofila a obtidos durante o período de monitoramento na massa líquida das lagoas de estabilização.

Tabela 15: ANOVA de fator único aplicada aos valores de clorofila a obtidos durante o monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>Gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1300331,1	3	433443,7	1,493171	0,219375	2,673218
Dentro dos grupos	38317501	132	290284,1			
Total	39617832	135				

De acordo com o resultado obtido a partir da aplicação da análise de variância, ANOVA, observou-se que as variações entre as concentrações de clorofila a nos efluentes das lagoas estabilização, não apresentaram diferenças significativas, sendo o valor de F (1,49) menor do que o valor de F crítico (2,67), demonstrando assim a tendência à uniformidade dos valores das concentrações de clorofila a entre as lagoas. Neste caso, possivelmente as concentração de DBO₅, DQO e fósforo, não constituiu fator limitante ao desenvolvimento da comunidade algal nas quatro lagoas de estabilização, uma vez que as concentrações entre elas, em um mesmo dia de coleta, eram próximas, apesar das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. As variações de clorofila a, no período estudado, possivelmente,

respondiam a variações nas condições ambientais próximas ao sistema de lagoas, como por exemplo, temperatura, luminosidade e sombreamento.

O valor médio da concentração de clorofila no efluente final do sistema de lagoas de estabilização foi de 913,7 ug/L. De acordo com Pearson (2005) concentrações superiores a 500 ug/L de clorofila a, não são interessantes para o descarte de efluentes finais, podendo comprometer os corpos de água receptores no que diz respeito a eutrofização, ao disponibilizar nutrientes eutrofizantes e bem como a possível liberação de microrganismos produtores de toxinas contribuindo, ainda mais para sua degradação. Para reutilização do efluente em irrigação agrícola, as elevadas concentrações de clorofila a (biomassa algal) disponibiliza nutrientes, nitrogênio e fósforo às plantas.

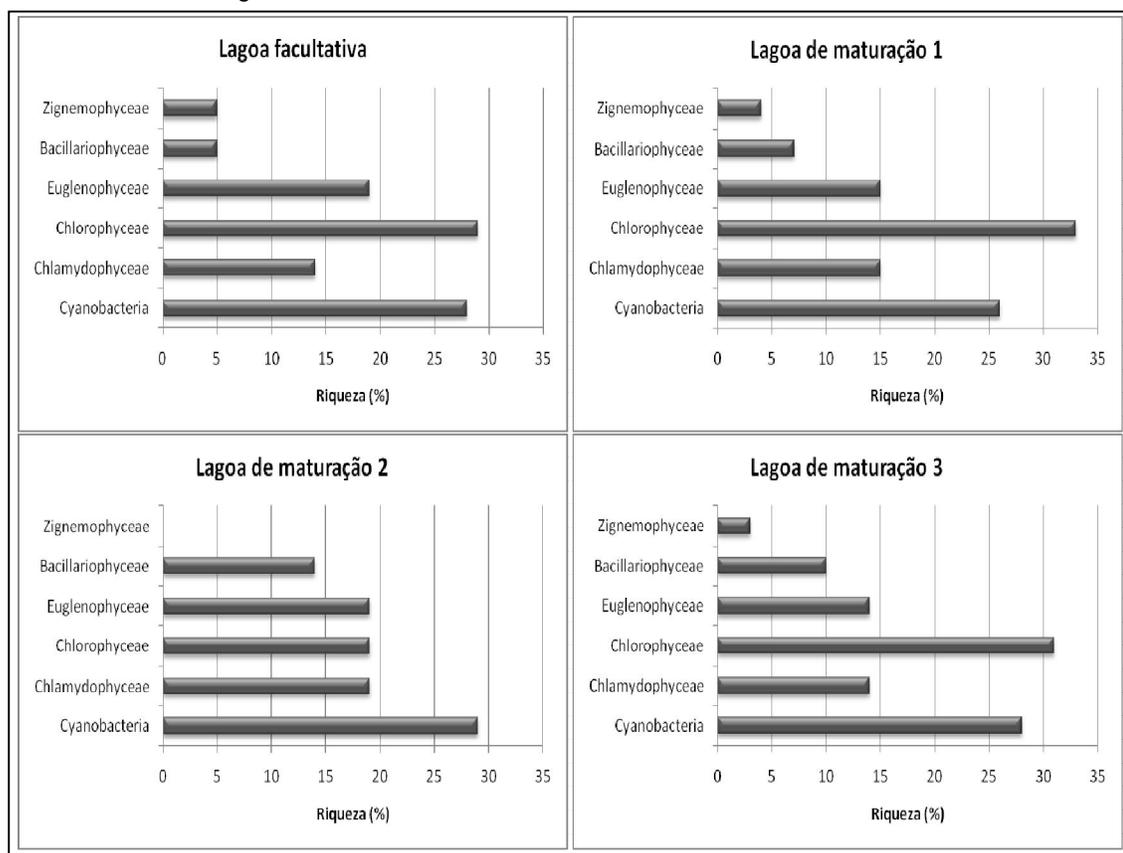
5.6 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Em lagoas de estabilização, as microalgas constituem um dos mais diversificados grupos de microrganismos. Os tipos de microalgas encontrados nesses ambientes variam consideravelmente, mas de modo geral, as classes predominantes são: Cyanobacteria, Euglenophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae (LIMA, 2001; KONIG *et al.*, 2002b).

Neste trabalho, em um total de 10 coletas, foram identificados 29 táxons na série de lagoas de estabilização, sendo que destes, 8 pertencentes a Cyanobacteria (28%), 4 a Chlamydomonadales (14%), 9 a Chlorophyceae (31%), 4 a Euglenophyceae (14%), 3 a Bacillariophyceae (10%), e 1 a Zignemaphyceae (3%).

As distribuições de riquezas de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos para LF, LM1, LM2 e LM3 são apresentadas na Figura 4.

Figura 4: Distribuição da riqueza de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos, em porcentagem, obtidos no monitoramento da massa líquida durante o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.



Com a análise de riqueza de táxons observou-se o predomínio de Chlorophyceae nas lagoa facultativa (29%), de maturação 1 (33%) e na de maturação 3 (26%). A lagoa de maturação 2 apresentou maior número de espécies de Cyanobacteria (29%) e não foi observada a presença de Zygnephyceae.

Konig *et al.* (2002b), estudando amostras de efluentes em oito sistemas de lagoas de estabilização no estado da Paraíba, encontrou o maior número de táxons na classe Chlorophyceae. Granado (2004) em estudo realizado em lagoas facultativas, também encontrou as classes Cyanobacteria, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae e Bacillariophyceae, sendo mais representativas Chlorophyceae e Cyanobacteria.

Dentre os 29 táxons encontrados, 13 foram identificados ao nível de espécie e 16 ao nível de gênero. Do total de táxons identificados, 13 foram comuns às quatro

lagoas (*Chlorella* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis* sp., *Chlamydomonas* sp., *Pandorina morum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Oocystis* sp., *Euglena* sp., *Lepocinclis* sp., *Phacus* sp., *Trachelomonas euchlora*, *Gomphonema parvulum*, *Synura* sp.); 3 foram exclusivos da LM1 (*Synechococcus elongatus*, *Scenedesmus accuminatus*, *Tetrastrum heteracanthum*); e 1 foi exclusivo da LM2 (*Nitzschia* sp.).

Fernandes (2009) estudando lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário apontou baixa riqueza de espécies, com até 4 táxons, em função, segundo o autor, da carga orgânica do sistema (DQO entre 2000 e 5000 mg.L⁻¹). Os organismos de maior densidade foram do gênero *Chlamydomonas*, presentes em mais de 50% das amostras. Silva (2007) em lagoas de estabilização também tratando lixiviado de aterro sanitário, observou a predominância do organismos pertencentes ao gênero *Chlorella*.

Quanto à frequência de ocorrência de táxons, na LF 11 táxons foram considerados comuns, 4 táxons constantes e 6 raros. Na LM1 foram registrados 13 táxons comuns, 2 constantes e 12 raros. Na LM2 foram registrados 10 táxons comuns, 3 constantes e 8 raros. E na LM3, 11 táxons comuns, 3 constantes e 5 raros. A LM1 apresentou a maior composição fitoplanctônica, com 27 táxons identificados, seguida da LF e LM2 com 21 táxons cada, e a LM3 com 19 táxons.

Chlorophyceae foi a Divisão com maior número de gêneros identificados (9). Apesar de apresentar o maior número de táxons, apenas dois gêneros estiveram presentes em todas as lagoas da série: *Chlorella* sp. e *Monoraphidium arcuatum*. Miwa (2007) considera *Chlorella* sp. oportunistas, pois são capazes de tornar-se dominante em qualquer época do ano. Nesta pesquisa, o gênero esteve presente em pelo menos 70% das amostras coletadas.

A Divisão Chlamydocieae apresentou 4 gêneros (*Chlamydomonas* sp., *Eudorina elegans*, *Pandorina morum* e *Pyrobotrys* sp.). Entre estes, o gênero *Chlamydomonas* sp. apresentou maior frequência e esteve presente nas quatro lagoas da série. É um gênero flutuante em lagoas pouco profundas além de ser capaz de crescer na presença de altas cargas orgânicas e sobreviver, muitas vezes, em condições anaeróbias (MENDONÇA, 2000). Segundo Palmer (1985) *apud*

Fernandes (2009) está entre os cinco principais gêneros algais tolerantes à elevada poluição, incluindo tolerância à poluição por amônia.

Quatro gêneros pertencente à Euglenophyceae foram identificados e estiveram presentes nas quatro lagoas de estabilização. Destes eles, *Euglena* sp., *Lepocinclis* sp. e *Phacus* sp., apresentaram frequências elevadas. Estes gêneros estão presentes em ambiente hipereutrófico, como as lagoas de estabilização, e segundo Provasoli (1958) *apud* Miwa (2007) utilizam somente nitrogênio amoniacal como fonte de nitrogênio, portanto é mais dependente da existência de nitrogênio amoniacal do que matéria orgânica, justificando a presença e frequência desses gêneros nas lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, em virtude das concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal nesse ambiente.

A Divisão Bacillariophyceae apresentou baixa diversidade, com três táxons identificados: *Gomphonema parvulum*, *Navicula* sp. e *Nitzschia* sp. Bacillariophyceas são bastante sensíveis às variações na composição química da massa líquida (FERNANDES, 2009), fato que justifica a maior presença de organismos pertencentes a essa divisão nas duas últimas lagoas da série (LM2 e LM3). Entre os táxons, apenas a *Gomphonema parvulum* esteve presente nas quatro lagoas de estabilização.

A Divisão Zignemaphyceae apresentou menor diversidade e frequência de ocorrência nas lagoas de estabilização. *Closterim* sp. foi identificado nas lagoas facultativa, de maturação 1 e de maturação 3, com maior frequência observada (40%) na lagoa de maturação 3. Lima (2010) também observou a presença de *Closterim* sp. em sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado pré tratado e esgoto sanitário no interior da Paraíba.

Oito táxons foram identificados na Divisão Cyanobactéria. Entre estes, *Cylindrospermopsis raciborskii* foi o táxon que apresentou maior frequência (igual ou superior a 50%) e distribuição nas quatro lagoas da série. Observou-se entretanto, a maior concentração de cianobactérias nas três primeiras lagoas da série. Na lagoa de maturação foram identificados organismos pertencente a apenas dois táxons: *Cylindrospermopsis raciborskii* (50%) e *Synechocystis* sp. (30%).

A composição de táxons encontrados em cada lagoa amostrada e a respectiva frequência de ocorrência está apresentada na Tabela 16.

Tabela 16: Frequência de ocorrência e composição dos táxons obtidos do monitoramento da massa líquida do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, Campina Grande, PB. Outubro de 2011 a agosto de 2012.

Táxons	LF (n = 10)		LM1 (n = 10)		LM2 (n = 10)		LM3 (n = 10)	
	Freq. (%)	Classif.	Freq. (%)	Classif.	Freq. (%)	Classif.	Freq. (%)	Classif.
CYANOBACTERIA								
<i>Anabaena</i> sp.	ND	-	10	R	10	R	10	R
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	80	CT	60	CT	50	CM	50	CM
<i>Merismopedia elegans</i>	10	R	10	R	ND	-	ND	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>	40	CM	20	CM	20	CM	ND	-
<i>Oscillatoria</i> sp.	20	CM	ND	-	10	R	ND	-
<i>Spirulina</i> sp.	50	CM	40	CM	10	R	ND	-
<i>Synechocystis</i> sp.	20	CM	10	R	20	CM	30	CM
<i>Synechococcus elongatus</i>	ND	-	10	R	ND	-	ND	-
CHLAMYDOPHYCEAE								
<i>Chlamydomonas</i> sp.	40	CM	40	CM	40	CM	30	CM
<i>Eudorina elegans</i>	ND	-	10	R	10	R	10	R
<i>Pandorina morum</i>	40	CM	30	CM	20	CM	30	CM
<i>Pyrobotrys</i> sp.	30	CM	10	R	20	CM	10	R
CHLOROPHYCEAE								
<i>Chlorella</i> sp.	60	CT	80	CT	80	CT	70	CT
<i>Chlorococcum</i> sp.	ND	-	10	R	10	R	ND	-
<i>Closteriopsis acicularis</i>	10	R	10	R	ND	-	ND	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	20	CM	50	CM	60	CT	50	CM
<i>Monoraphidium</i> sp.	10	R	30	CM	ND	-	20	CM
<i>Oocystis</i> sp.	10	R	20	CM	10	R	10	R
<i>Scenedesmus accuminatus</i>	ND	-	10	R	ND	-	ND	-
<i>Scenedesmus linearis</i>	40	CM	40	CM	ND	-	10	R
<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	ND	-	10	R	ND	-	ND	-
EUGLENOPHYCEAE								
<i>Euglena</i> sp.	60	CT	40	CM	30	CM	60	CT
<i>Lepocinclis</i> sp.	40	CM	50	CM	20	CM	20	CM
<i>Phacus</i> sp.	70	CT	50	CM	80	CT	80	CT
<i>Trachelomonas euchlora</i>	20	CM	20	CM	10	R	20	CM
BACILLARIOPHYCEAE								
<i>Gomphonema parvulum</i>	10	R	10	R	30	CM	20	CM
<i>Navicula</i> sp.	ND	-	30	CM	50	CM	20	CM
<i>Nitzschia</i> sp.	ND	-	ND	-	10	R	ND	-
ZIGNEMAPHYCEAE								
<i>Closterium</i> sp.	10	R	10	R	ND	-	40	CM

CT: táxon constante; CM: táxon comum; R: táxon raro; ND: não detectado.

Segundo Branco (1978) próximo a entrada das lagoas de estabilização, predominam gêneros de flagelados pigmentados tais como *Euglena*, *Lepocinclis*, *Chlamydomonas* e *Phacus*; nas regiões finais das lagoas, onde a matéria orgânica já se encontra degradada, passam a dominar as algas verdes (clorofíceas) como *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Micractinium*, *Golenkinia* e *Actinastrum*; e a cianobacteria *Microcystis*. Neste trabalho, esta predominância de Euglenophyta no início da lagoa e de Chlorophyta e Cyanobacteria no final, não foram observadas, não sendo identificado um padrão de distribuição espacial, possivelmente, em virtude da configuração das lagoas de estabilização.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no monitoramento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, concluiu-se:

- Em relação à qualidade microbiológica, o substrato (conjugado de lixiviado de aterro sanitário – 1% e esgoto sanitário – 99%) apresentou densidade de coliformes termotolerantes variando de 5×10^5 a 4×10^7 UFC/100mL; e de ovos de helmintos variando de 23 a 156 ovos/L.
- A série de lagoas de estabilização monitorada nesse trabalho propiciou eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes de 99,76%, gerando um efluente com concentração média de $2,3 \times 10^4$ UFC/100 mL.
- A eficiência de remoção de ovos de helmintos no sistema de lagoas de estabilização rasas foi de 100%, concentrando-se na primeira lagoa da série.
- As concentrações médias de clorofila a na série de lagoas de estabilização rasas variou de 913,7 a 1160,8 ug/L, não sendo observadas diferenças significativas entre os efluentes das lagoas de estabilização rasas.
- Em relação à composição fitoplanctônica foram identificados 29 táxons incluídos em seis classes taxonômicas: Cyanobacteria, 8 spp; Chlamydomphyceae, 4 spp; Chlorophyceae, 9 spp; Euglenophyceae, 4 spp; Bacillariophyceae, 3 spp; e Zignemaphyceae, 1 spp. Do total de táxons identificados, 13 foram comuns às quatro lagoas, 3 foram exclusivos da LM1 e 1 foi exclusivo da LM2.
- A ocorrência de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, caracteriza as lagoas de estabilização como potenciais fontes de contaminação dos corpos hídricos.
- O sistema de lagoas de estabilização rasas empregado no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, e esgoto sanitário, constitui-se de alternativa para o tratamento do lixiviado.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, **WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 18° ed. Washington: 2005, 1193p.

ATHAYDE JR., G.B., CARVALHO, C.M., LEITE, V.D., LOPES, W.S., SILVA, S.A. e SOUSA, J.T. Uso de Lagoas de Estabilização para Tratamento Conjugado de Percolado e Águas Residuárias Domésticas. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES. **Anais...** Vitória - ES, Brasil, 2002.

AYRES, R., STOTT, R., LEE, D. L., MARA, D. D. & SILVA, S. A. Comparison of techniques for the enumeration of human parasitic helminth eggs in treated wastewater. **Environmental Technology**, v. 12, p. 617-623, 1996.

AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K.; UMAR, M. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 2608 - 2614, 2010.

BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 3, n. 1, p. 97-107, 2010.

BAILENGER, J. Mechanisms of parasitological concentration in coprology and their practical consequences. **Journal of American Medical Technology**, v. 41, p. 65-71, 1979.

BICUDO, C. E. M; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de águas continentais do Brasil.** São Carlos: RiMa, 2006, 512p.

BARROS, H. L. **Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por meio de Lisímetros de Grandes Dimensões.** 2004. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2004.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978. 620p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011). Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. Ministério do Meio Ambiente. 2011.

BRASIL. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2007**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília: Ministério das Cidades, Julho de 2009.

CAMPOS, A. R. C. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas**. 2012. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, 2012.

CASTILHOS JR, A. B.; FERNANDES, F.; LANGE, L. C.; LOPES, D. D.; COSTA, R. H. R.; SILVA, S. M.; MARTINS, C. L.; FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G.; **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas**. In: GOMES. L. P., (Coord.). Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plume. **Applied Geochemistry**, n. 16, p. 659 – 718, 2001.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ, Brasil)**. 2007. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2007.

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. **Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na**

ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. In: XXVII Congresso interamericano de ingenieria sanitaria y ambiental. Porto Alegre – RS, Brasil, 2000.

FALCO, P.B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictimeral e sazonal.** 2005. 137f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005.

FERNANDES, H. **A dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização rasas para tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2009. 186f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2009.

FERREIRA, C. F. A.; CANTANHEDE, A. L. G.; LEITE, V. D.; BILA, D. M.; CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEREIDO, I. C.; MANNARINO, C.M.; SANTOS, A. N.; FRANCO, R. S. O.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário.** In: GOMES, L. P., (Coord.). Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

FRANCO, R. S. O. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto.** 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2009.

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

GONÇALVES E. A. P. **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização.** 2008. 62f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, RECIFE – PE. 2008.

GRANADO, D. C. **Variações nictemeraias e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. 2004. 130f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos – SP, 2004.

GOTVAJNA, A. Z.; TISLER, T.; KONCANA, J. Z. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. n. 162, p. 1446–1456, 2009.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística** (2010). Disponível em: www.ibge.org.br. Acesso em: 10 de fevereiro de 2011.

ILIES, P.; MAVINIC, D. S. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate. **Water Research**, v. 35, p. 2065 – 2072, 2001.

JONES, J. G.. Aguide to Methods in freshwatus, London, **Freshwater Biological Association**, 1979 -nº 39. 112p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; **Tratamento de esgotos domésticos**, 4º ed., SEGRAC, Rio de Janeiro - RJ, 2005, 932 p.

KEFFALA, C.; HARERIMANA, C. E VASEL, J. L. A review of the sustainable value and disposal techniques, wastewater stabilization ponds sludge characteristics and accumulation. **Environ Monit Assess**, v. 185, n. 1, p. 45-58, 2012.

KONATÉ, Y.; MAIGA, A. H.; BASSETB, D.; CASELLASC, C.; PICOT, B. Parasite removal by waste stabilisation pond in Burkina Faso, accumulation and inactivation in sludge. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 101-106, 2012.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, n. 99, p. 5981 – 5985, 2008.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; CAETANO, A. M.; MEDRADO, R. E. Ovos de helmintos nos sistemas de tratamento de esgoto do Estado da Paraíba – Brasil. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Vitória-ES, Brasil, 2002a.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; ALMEIDA, M. V. A. Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba – Brasil. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria e Ambiental. **Anais...** Cancún, México, 2002b.

KONIG, A.; CEBALLOS, B.S. O.; CAETANO, A. M. O tempo de decantação influenciando no aumento do número de ovos de helmintos em amostras de esgoto bruto. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** João Pessoa, PB, Brasil, 2001.

LACONI, C., ROSSETTI, S., LOPES, A., RIED, A., Effective Treatment of Stabilized Municipal Landfill Leachates, **Chemical Engineering Journal**, v. 168, p. 1085 - 1092, 2011.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (Coord.). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LANGE L.C., ALVES J.F., AMARAL M. C. S. e MELO W.R. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 2, p. 175-183, 2006.

LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; FENG, P.; LI, J.; Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, p. 408 – 415, 2009.

LIMA, D.F. **Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Santiário em Lagoas de Estabilização Rasas**. 2010. 95f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB. 2010.

LIMA, M. G. S. **Estudo da variação cíclica diária de fósforo sedimentável numa lagoa facultativa primária profunda, provida de chicanas do tipo vai e vem**. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal da Paraíba – PB, 2001.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas comunitárias de las fitocenosis planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de La zona central de Chile. **Ver. Biol. Mar.**, v. 22, n. 1, p. 1 - 29, 1986.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, D.; SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. **Waste Management**, v. 32, n. 11, p. 2096-20105, 2011.

MAMA, C. N. e AGUNWAMBA, J. C. Laboratory study of the effect of temperature changes on mixing and performance of ponds. **Nigerian Journal of Technology**, v. 30, n. 1, 2011.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cad. Saúde Colet.**, v. 19, n. 1, p. 11 - 19, 2011.

MARTTINEN, S.K., KETTUNEN, R.H. e RINTALA, J.A. Occurrence and Removal of Organic Pollutants in Sewages and Landfill Leachates. **Science of the Total Environment**, v. 301, p. 1-12, 2003.

MARTINS, C. L. M.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Rev. Eng. Sanitária e Ambiental**, v.15, n. 4, p. 401 - 410, 2010.

MARTINS, C. L. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas de estabilização sob diferentes condições operacionais. 2010. 240f. Tese (Doutorado em Engenharia do Ambiente), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2010.

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

MENDONÇA, S. R. Lagunas de estabilizacion. In: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilizacion – como utilizar águas residuales tratadas en sistema de regadio**. McGraw-Hill, Colombia, 2000. 370p.

MIWA, A. C. P. **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP) em diferentes épocas do ano**. 2007. 212f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos – SP, 2007.

MOZAHEB, S. A., GHANEIAN, M. T., GHANIZADEH, G. H., FALLAHZADEH, M., Evaluation of the Stabilization Ponds Performance for Municipal Wastewater Treatment in Yazd – Iran, Middle-East, **Journal of Scientific Research**, v.6, n. 1, p. 76 - 82, 2010.

MORAVIA, W. G. **Estudo de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. 161f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2007.

MORRO, A. C.; NIELL, G. M.; e TABERNER, M. A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. 71 – 76, 2012.

NECZAJ, E., KACPRZAK, M., LACH, J. e OKONIEWSKA, E. Effect of a Sonication on Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in SBR Reactor. **Desalination**, v. 204, p. 227 - 233, 2007.

OLIVEIRA, R.; SILVA FILHO, T.A.T.; MOREIRA, J.F.V. Análise Fatorial de Uma Série de Lagoas de Estabilização Rasas Tratando Esgoto Doméstico No Nordeste do Brasil. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** João Pessoa, PB, 2001.

OLUTIOLA, P. O.; AWOJOBI, K. O.; OYEDEJI, O.; AYANSINA, A. D. V.; COLE, O. O. Relationship between bacterial density and chemical composition of a tropical sewage oxidation pond. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 4, p. 595 – 602, 2010.

ORTA DE VELASQUEZ, M.T., MONJE RAMIREZ, I., YANEZ.I. e ROJAS, V.N. Landfill Leachate Treatment in a Municipal Wastewaters Stabilization Lagoon Plant. In: 4º World Water Congress. **Anais...** Marrakech, Morocco, 2004.

PAGANINI W.S., BOCCHIGLIERI, M.M. e LOPES, G.F. Avaliação da Capacidade das Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o Recebimento do Chorume Produzido nos Aterros Sanitários da Região. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. **Anais...** Joinville - SC, 2003.

PEARSON, H., **Microbial Interactions in facultative and maturation ponds**. In: MARA, D.; HORAN, N. J. The Hand Book of Water and Wastewater Microbiology. Academic Press, London - UK., 2005, p. 449-458.

PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTOUX, J. Comparison of Purifying Efficiency of High Rate Algae Pond with Stabilization Pond. **Water Science and Technology**, v. 25, n.12, p. 197 – 206. 1992.

PROVASOLI, L. Nutrition and ecology of protozoa and algae. **Rev. Microb**, v. 12, p. 279-308, 1958.

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; ALEM SOBRINHO, P. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Eng Sanit Ambient**, v.16 n.4, p 403-410, 2011.

RIBEIRO, P. C. **Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização**. 2007. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2007.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**. n. 150, p. 468 – 493, 2008.

SANTOS, J. G.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F.; SUNDEFEL, G.; SOUSA, T. S.; CUTOLO, S. A. Análise parasitológica em efluentes de estações de tratamento de águas residuárias. **Revista de Patologia Tropical**, v.4, n.3, p.319 - 226, 2012.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. 2010. 212f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2010.

SHANTHALA, M.; SHANKAR P. H.; BASALING B. H.; Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, n. 1 - 4, p. 437 - 443, 2009.

SHARAFI, K.; FAZLZADEHDAVIL, M.; PIRSAHEB, M., DERAYAT, J.; HAZRATI, S. The comparison of parasite eggs and protozoan cysts of urban raw wastewater and efficiency of various wastewater treatment systems to remove them. **Ecological Engineering**, n. 44, p. 244 - 248, 2012.

SILVA, C. A. M. C.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MIGUEL, M. A. L.; QUINTAES, B. R. Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro. **Eng. Sanit. Ambient**, v.16, n. 2, p. 127-132, 2011.

SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto**. 2007. 218f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2007.

SNSA. **Secretaria Nacional de Saneamento: Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2010**. Brasília: Ministério das Cidades, 2012.

SOLDATELLI, V. F.; SCHAWARZBOLD, A. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Iheringia**, v. 65, n. 1, p. 75 – 86, 2010.

TORQUATO, S. C. **Pós-Tratamento Conjugado de Águas residuárias Doméstico e Lixiviado em Lagoas de Estabilização**. 2010. 117f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa - PB, 2010.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C. M. Avaliação da influencia do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influencia dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. **Revista de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 3, n. 1, p. 11 - 21, 2010.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte - MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005, 452 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.** n.778, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater,** v. 2, França, 2006.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W.; **Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process.** *Journal of Hazardous Materials*, n. 178, p. 81 – 88, 2010.

ZERBINE, A. M. **Identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos constituído de reatores e rampas de escoamento superficial.** 2000. 157f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2000.