



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

JAÍSA MARÍLIA DOS SANTOS MENDONÇA

**AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DE PERCOLADOS EM ÁREAS DE
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE NATAL/RN**

**NATAL/ RN
2010**

JAÍSA MARÍLIA DOS SANTOS MENDONÇA

**AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DE PERCOLADOS EM ÁREAS DE
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE NATAL/RN**

**ORIENTADORA: RENATA DE FÁTIMA PANOSSO
CO-ORIENTADOR: GUILHERME FULGÊNCIO DE MEDEIROS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

**NATAL/ RN
2010**

Divisão de Serviços Técnicos
Catalogação da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Mendonça, Jaísa Marília dos Santos.

Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/RN / Jaísa Marília dos Santos Mendonça. – Natal, RN, 2009.

72 f. : il.

Orientador: Renata de Fátima Panosso.

Co-orientador: Guilherme Fulgêncio de Medeiros.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas.

1. Toxicologia ambiental – Natal – Dissertação. 2. Redução de resíduos – Dissertação. 3. Lixo – Eliminação – Dissertação. 4. Impacto ambiental – Dissertação. I. Panosso, Renata de Fátima. II. Medeiros, Guilherme Fulgêncio de. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 504.5(813.2)(043.2)

Título: Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região Metropolitana de Natal/RN.

Autora: Jaísa Marília dos Santos Mendonça.

Data da Apresentação: 22 de outubro 2010.

Banca Examinadora:

Renata de Fátima Panosso, Dra – Orientadora
CB/Departamento de Microbiologia e Parasitologia/LAMAQ/UFRN

Guilherme Fulgêncio de Medeiros, Dr – Co-orientador
CB/Departamento de Oceanografia e Limnologia/ECOTOX-Lab/UFRN

Vanessa Becker, Dra – Avaliador Interno
Departamento de Engenharia Civil/UFRN

Eduardo Bertoletti , Dr – Avaliador Externo

AGRADECIMENTOS

À minha irmã, Kuka, que está do meu lado em todas as horas;

Aos meus pais, Francisca e Jairo, e minha irmã, Jaira, pelo apoio;

Ao meu marido, Breno, pelo companheirismo, paciência e apoio incondicional;

Ao professor Guilherme Fulgêncio, pela amizade e disponibilidade sempre;

À professora Renata Panosso, por ter me recebido como orientanda e por toda a atenção concedida;

Ao ECOTOX-Lab/DOL/UFRN, em especial a Wanessa, Mycarla, Sinara, Larissa, Izabel, VÍrginia, Paulo, Isabella, Thiago, Rodrigo, Liliane, pelas brincadeiras e auxílio nos testes;

As amigas Marcela e Gabi, distantes mais sempre presentes em minha vida; Karinna, Lulli, Nara, Laka e Tici, por sempre me trazerem alegria;

À minha turma de mestrado (2008), na qual fiz amigos inesquecíveis e incomparáveis, e que fizeram das aulas e do CBL momentos únicos;

Ao DOL/UFRN e todos os seus componentes que sempre estavam prontos para me ajudar;

Ao IFRN, em especial ao Técnico em Laboratório Douglasnilson, pela ajuda e colaboração com os testes físico-químicos;

E a todos que me ajudaram a passar por mais essa etapa;

Obrigada!

RESUMO

O chorume produzido pela decomposição de resíduos sólidos é um líquido de formação complexa e altamente tóxico, que deve ser coletado e tratado adequadamente para evitar contaminação ambiental de solos e corpos aquáticos. O objetivo deste trabalho foi avaliar a ecotoxicidade de efluentes gerados em dois diferentes sistemas de disposição de resíduos sólidos do município de Natal/RN, bem como verificar a possível contaminação de um poço de abastecimento de água localizado em um desses sistemas, através de testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera - Crustacea). Duas coletas mensais foram realizadas em quatro pontos entre os meses de Maio/2009 e Janeiro/2010, sendo o ponto A o chorume tratado no Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal (ASRMN), o B uma lagoa de contenção no lixão, o C chorume que brota em uma célula do lixão, o D o poço subterrâneo no lixão. Um acúmulo de lixo temporário a céu aberto gerou produção de chorume, que foi coletado uma única vez, sendo denominado ponto E. Os testes ecotoxicológicos agudos seguiram a norma da ABNT 13373/2005, com algumas modificações. As amostras foram caracterizadas medindo pH, OD, salinidade, DBO₅, DQO, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mg, Ni, e Zn. No ponto A, a média da EC₅₀-48h variou entre 1,0% e 2,77% (v/v), mostrando uma alta toxicidade do percolado para a *C. dubia* em todos os meses. Uma correlação positiva foi encontrada entre o EC₅₀-48h com a precipitação, uma negativa com a salinidade. No ponto B não houve resposta aguda. No ponto C a CE₅₀-48h variou de 17,68% a 35,36% em apenas dois meses dos cinco analisados e não apresentou correlação significativa. No ponto D a CE₅₀-48h variou entre 12,31% e 71,27% e mostrou uma correlação negativa apenas com a precipitação. Os valores dos parâmetros físico-químicos do ponto D não indicam contaminação da água pelo chorume produzido no lixão, porém, devido ao caráter tóxico dessa água, testes complementares devem ser feitos para confirmar a qualidade da água que é usada para abastecimento humano. No ponto E não houve toxicidade aguda. Os resultados afirmam o perigo do descarte inadequado de RSU para os corpos aquáticos devido sua alta toxicidade e a necessidade de um sistema de tratamento mais eficaz no ASRMN.

Palavras-chave: Ecotoxicidade; *C. dubia*; percolado; RSU.

ABSTRACT

Leachates are effluent produced by decomposition of solid waste, they have complex composition and can be highly toxic. Therefore such percolated liquid should be collected and treated properly to avoid environmental contamination of soil and of water bodies. The objective of this study was to evaluate the toxicity through ecotoxicological tests with *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera - Crustacea) of percolated liquids generated in two different systems of municipal solid waste (MSW) disposal in the city of Natal/ RN: A Sanitary Landfill in the Metropolitan Region of Natal/ RN, and in a dump off area. Furthermore, it was evaluated the possible contamination of the underground water of the dump off area. Two monthly samples were taken at four points between the months of May/2009 and January/2010. The Point "A" corresponds to the end of the pond leachate treatment in ASRMN; The Point "B" corresponds to a containment pond at the dump. The Point "C" is an area near one of the cells of the dump off area where the leachate outcrops; The Point "D" stands for an underground water well at the area. The last point, called "E" was sampled only once and corresponds to the slurry produced by temporary accumulation of solid waste in the open area of the dump. The ecotoxicological tests, acute and chronic, followed the ABNT 13373/2005 rules, with some modifications. The samples were characterized by measuring the pH number, the dissolved oxygen (DO), the salinity, BOD₅, COD, Cd, Cu, Pb, Cr, Fe, Mg, Ni, and Zn. At Point A, the average number of EC₅₀-48h ranged between 1.0% and 2.77% (v/v), showing a high toxicity of the leachate to *C. dubia* in all months. To this point, positive correlations were found between the EC₅₀-48 with precipitation. Negative correlations were found between the EC₅₀-48h with salinity. At point B there was no response of the acute exposure of organisms to the test samples. At point C the EC₅₀-48h ranged from 17.68% to 35.36% in just two months of the five ones analyzed, not correlated meaning. Point D, the EC₅₀-48h level ranged between 12.31% and 71.27%, showed a negative correlation with, only, precipitation. Although it was observed toxicity of underground water in the Landfill Area, there was no evidence of water contamination by leachate, however, due to the toxic character of this water, additional tests should be conducted to confirm the quality of water that is used for human supply. At point E there was no acute toxicity. These results support the dangers of inappropriate disposal of MSW to water bodies due to the high toxicity of the leachate produced highlighting the necessity of places of safe confinement and a treatment system more effective to it.

Key words: Ecotoxicity; *C. dubia*; leachate; MSW.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Foto de um organismo de <i>Ceriodaphnia dubia</i> com filhote	25
Figura 02 - Mapa mostrando a localização da estação de transbordo de Cidade Nova - Natal/RN	27
Figura 03 - Mapa mostrando a localização do ASRMN	28
Figura 04 - Vista aérea do ASRMN com destaque para sua estação de tratamento de chorume	30
Figura 05 - Imagens do vazadouro de Cidade Nova/RN, indicando os pontos de coleta.....	32
Figura 06 - Carta controle de sensibilidade da <i>Ceriodaphnia dubia</i> cultivada no ECOTOX-LAB/DOL/UFRN, com base nas CE_{50-48h} obtidas em testes de toxicidade aguda, utilizando a substância de referência NaCl.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Resumo das condições para os testes de referência	34
Tabela 02 - Resumo das condições para os testes com amostras ambientais...	35
Tabela 03 - Testes de referência realizados durante os meses de condução dos testes com amostras ambientais para comprovar a qualidade dos organismos cultivados.....	39
Tabela 04 - Parâmetros físico-químicos das amostras de chorume coletadas do ARSMN. Precipitação pluviométrica média da cidade de Ceará Mirim/RN, onde está localizado o ASRMN	41
Tabela 05 - Resultados dos testes ecotoxicológicos para as amostras de chorume coletadas do ARSMN	44
Tabela 06 - Correlação entre os valores de CE ₅₀ , e a precipitação, parâmetros físico-químicos e químicos do chorume	47
Tabela 07 - Resultados das análises de físico-químicas presentes nas amostras de chorume do ASRMN e condições e padrões previstos no Art. 34 da Resolução CONAMA 357/05.	51
Tabela 08 - Parâmetros físico-químicos das amostras da lagoa de contenção localizada no vazadouro. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN, onde está localizado no lixão de Cidade Nova	53
Tabela 09 - Resultados dos testes ecotoxicológicos com <i>C. dubia</i> para as amostras da lagoa de contenção, localizada no lixão de Cidade Nova	54
Tabela 10 - Correlação entre os valores de OD, pH, salinidade, e precipitação da lagoa de contenção	55
Tabela 11 - Parâmetros físico-químicos das amostras coletadas no afloramento de chorume das células de lixo do vazadouro. Precipitação pluviométrica média de Natal/RN	56
Tabela 12 - Resultados dos testes ecotoxicológicos com <i>C. dubia</i> para as amostras do ponto difuso, localizado no lixão de Cidade Nova	57
Tabela 13 - Correlação entre os valores de CE ₅₀ , e a precipitação, OD, pH e salinidade do afloramento na célula do lixão.....	58
Tabela 14 - Parâmetros físico-químicos das amostras coletadas no poço de água subterrânea localizado no lixão. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN	60
Tabela 15 - Resultados dos testes ecotoxicológicos para as amostras de água subterrânea coletadas no lixão desativado de Cidade Nova	61
Tabela 16 - Correlação entre os valores de CE ₅₀ , e a precipitação, parâmetros físico-químicos e químicos da água subterrânea	62
Tabela 17 - Resultados das análises de físico-químicas presentes nas amostras de água subterrânea e limites de classificação de águas doce	

(Classe I) de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 63

Tabela 18 – Resultado do teste ecotoxicológico e pH, OD, e salinidade da amostra difusa coletada durante um acúmulo de lixo temporário no vazadouro desativado. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN 65

LISTA DE ABREVIATURAS

- ABNT:** Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE:** Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- ASRMN:** Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal
- CAERN:** Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte
- CE50%:** Concentração Efetiva Mediana (50%)
- CENO:** Concentração de Efeito Não Observável
- CEO:** Concentração de Efeito Observável
- CETESB:** Companhia de Tecnologia em Saneamento Ambiental/SP
- CL₅₀48h:** Concentração Letal Mediana; 48 horas
- CONAMA:** Conselho Nacional de Meio Ambiente
- DBO:** Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DOL:** Departamento de Oceanografia e Limnologia/UFRN
- DQO:** Demanda Química de Oxigênio
- ECOTOX/Lab:** Laboratório de Ecotoxicologia da UFRN
- EMPARN:** Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte
- IFRN:** Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
- OD:** Oxigênio Dissolvido
- pH:** Potencial Hidrogenionico
- RSU:** Resíduos Sólidos Urbanos
- SEMARH:** Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos
- UFRN:** Universidade Federal do Rio Grande do Norte
- USEPA:** US Environmental Protection Agency
- VC:** Valor Crônico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 Disposição de resíduos e formação de percolado	18
2.2 A ecotoxicologia aquática	20
2.3 Os organismos indicadores	24
2.4 Áreas de Estudo	26
2.4.1 Antigo lixão de Cidade Nova	26
2.4.2 Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal	27
3. OBJETIVOS	29
4. METODOLOGIA	30
4.1 Coleta e preservação do chorume	30
4.2 Cultivo dos organismos	33
4.3 Testes de toxicidade	33
4.3.1 Substância de referência	34
4.3.2 Amostras ambientais	35
4.4 Parâmetros químicos, físico-químicos e ambientais	36
4.5 Tratamento estatístico	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 Carta controle e validação dos testes	38
5.2 Chorume tratado do ARSMN (ponto A)	39
5.2.1 Caracterização do chorume e das condições pluviométricas locais no ASRM	39
5.2.2 Toxicidade dos percolados do ASRMN e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade	43
5.2.3 Diagnóstico da qualidade ecotoxicológica do chorume do ASRMN	48
5.3 Lagoa de Contenção do Lixão de Cidade Nova (Ponto B)	52
5.3.1 Caracterização das amostras da lagoa de contenção e das condições pluviométricas locais do vazadouro	52
5.3.2 Testes ecotoxicológicos e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade	54
5.4 Célula de lixo do antigo Lixão de Cidade Nova (Ponto C)	55
5.4.1 Caracterização das amostras do afloramento de chorume e das condições pluviométricas locais do vazadouro	55

5.4.2 Testes ecotoxicológicos e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade	57
5.5 Poço de água subterrânea do Lixão (Ponto D)	58
5.5.1 Caracterização das amostras do afloramento de chorume e das condições pluviométricas locais do vazadouro	58
5.5.2 Testes ecotoxicológicos e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade	61
5.5.3 Diagnóstico da qualidade da água subterrânea do lixão desativado	63
5.6 Ponto Difuso (Ponto E)	65
6. CONCLUSÕES	66
REFERÊNCIAS	67

1. INTRODUÇÃO

O acentuado crescimento populacional nos aglomerados urbanos e a intensificação dos processos industriais têm como consequência o aumento da geração de resíduos, inclusive os sólidos. Os atuais padrões culturais de consumo também contribuem para o aumento e a diversificação desses resíduos, incluindo substâncias de difícil biodegradação e com efeitos desconhecidos no ambiente.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2009), cerca de 57 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) foram produzidos no Brasil, sendo coletados em média 50 milhões de toneladas, restando 7 milhões de toneladas de RSU que, provavelmente, foram descartados inadequadamente. Apenas a coleta dos resíduos não garante a destinação final adequada, uma vez que da quantidade total coletada em 2009, quase 22 milhões de toneladas (43%), tiveram destinação em aterros controlados ou lixões (ABRELPE, 2009), os quais não garantem a devida proteção ambiental, com sérios riscos de degradação.

As áreas urbanas são as que concentram maior geração de resíduos sólidos, agravando-se e alcançando até mesmo dimensões dramáticas nas grandes metrópoles, onde é alto o grau de adensamento populacional. Quando a quantidade dos resíduos ultrapassa a capacidade de assimilação do ambiente, tanto terrestre, quanto aquático, causam graves impactos ambientais, e se tornam uma ameaça à saúde pública, já que diversas enfermidades podem ser transmitidas por veiculação hídrica e pelo acúmulo de lixo (Bloor & Banks, 2006).

O acúmulo de lixo pode potencialmente gerar, além da poluição do solo, poluição hídrica, do ar e também deterioração da paisagem (Giusti, 2009). Atualmente, o alto nível de industrialização das populações humanas, a necessidade do aumento de produção, aliada a alta densidade populacional distribuída, principalmente, em áreas geográficas próximas aos baixios de rios e regiões litorâneas, e a intensa atividade agrícola, têm aumentado significativamente a aporte de resíduos nos cursos d'água. Conseqüentemente, a quantidade, a diversidade, o transporte e o consumo de produtos químicos aumentam, elevando a probabilidade de riscos nesses ambientes (Zagatto, 2006).

O sistema de disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários tem sido um dos processos mais usados para disposição final de resíduos em todo o mundo, principalmente nos tropicais. Este pode permitir um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental, desde que projetado, implantado e operado dentro de padrões técnicos adequados (Mackenzie et al, 2003; Carniato et al, 2007; Bilgili et al, 2007; Lopes et al, 2008; Olivero-Verbel, 2008).

No aterro sanitário se processa a degradação dos resíduos através de mecanismos físicos, químicos e biológicos, gerando a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. A mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais (chuva e microrganismos) é objeto de evoluções complexas, gerando um líquido popularmente conhecido como chorume (Brentano, 2006).

O chorume é tecnicamente denominado de percolato ou lixiviado. A quantidade de percolato gerado depende das quantidades de água oriunda dos processos de biodegradação dos resíduos, daquela contida nos resíduos no momento em que foram depositados e do aporte externo da água no aterro a partir de fontes como precipitação, infiltração subterrânea, ou ainda originada da própria recirculação no aterro (Lopes et al, 2008).

A composição do chorume é altamente variada, dependendo da idade do aterro, da composição dos resíduos (que depende de fatores sociais, econômicos e culturais), geográficos e climáticos das comunidades geradoras do lixo. Segundo Brentano (2006), o líquido percolato apresenta elevada carga orgânica, substâncias tóxicas e recalcitrantes em sua composição. De maneira geral, os principais componentes que participam da constituição do lixo urbano são papéis, restos de alimentos, plásticos, metais, borrachas, líquidos residuais de embalagens de pesticidas e outros produtos químicos, latas de tintas, baterias, agentes de limpeza, óleos, graxas, dentre outros (Bertazzoli & Pelegrini, 2002).

Assim, a adequada coleta e disposição dos resíduos sólidos, bem como do percolato produzido e seu tratamento, se fazem necessários, uma vez que se trata de um líquido altamente tóxico para o meio ambiente, sobretudo para os ambientes aquáticos (Carniato et al, 2007). Porém, a construção de um aterro sanitário de boa qualidade exige um grande investimento financeiro, bem como um local adequado, e demanda um alto custo de manutenção. Vale ressaltar que

mesmo após encerrada a disposição de resíduos em um aterro, a produção de percolados continua por algumas décadas, ainda que os resíduos sólidos sejam depositados adequadamente. Assim, em geral, quanto mais antigo o aterro, menos biodegradável é seu efluente, necessitando de processos de tratamento mais complexos (Silva, 2002).

O tratamento de chorume é uma medida necessária para a proteção ambiental, para a manutenção da estabilidade do aterro e é também uma forma de resguardar a saúde e o bem estar da população circunvizinha. O tipo de tratamento do chorume varia de acordo com: composição do resíduo, concentração de material orgânico biodegradável, densidade, tipo de pré-tratamento, sequência de disposição dos diferentes resíduos, compactação, profundidade, material de cobertura, fatores climáticos, tempo de disposição, dentre outros (Laitano & Matias, 2006). Os tratamentos convencionais utilizados hoje em dia não são suficientes para enquadrar o líquido em condições aceitáveis de descarte nos corpos d'água, requerendo novas tecnologias.

A realização do monitoramento do percolado de aterro sanitário após tratamento, visando garantir níveis seguros para sua disposição no ambiente, pode ser realizada por uma série complexa de parâmetros físicos e químicos (Saar, 2002). Contudo, nenhum destes parâmetros, isoladamente, é capaz de determinar se a amostra poderá ter efeitos tóxicos na biota aquática (Brentano, 2006).

A quantificação de substâncias isoladas (por exemplo, metais, poluentes orgânicos, etc) tem uma utilidade limitada quando se trata da previsão dos possíveis efeitos biológicos da contaminação ambiental (Knie & Lopes, 2004). Por outro lado, a ecotoxicologia, ciência que relaciona os efeitos tóxicos dos poluentes químicos e dos agentes físicos sobre os organismos vivos (Chasin & Pedrozo, 2003), fornece ferramentas alternativas para o monitoramento dos possíveis efeitos dos percolados dos cursos d'água. Testes de toxicidade são ferramentas úteis para a avaliação dos riscos trazidos pelos poluentes à biota e seres humanos, sendo sua importância aumentada na medida em que cresce a complexidade das misturas de poluentes no meio ambiente, como é o caso dos percolados (Knie & Lopes, 2004).

Os estudos ecotoxicológicos aplicados a percolados gerados por resíduos sólidos são recentes e têm contribuído para mostrar o perigo do descarte inadequado de resíduos sólidos, como a contaminação por poluentes orgânicos e metais pesados na água, prática comum em várias partes do mundo. Tais estudos fornecem subsídios para um melhor gerenciamento dos aterros sanitários pelas autoridades responsáveis. Os estudos ecotoxicológicos podem contribuir para a quantificação da eficiência do tratamento realizado nos aterros, para o monitoramento dos cursos d'água, e para definir a carga limite de lançamento nos corpos d'água, assegurando a defesa dos mananciais envolvidos e a qualidade de vida da população.

No estado do Rio Grande do Norte, em cerca de 92% dos municípios, a disposição dos resíduos sólidos urbanos é inadequada, principalmente em lixões (SEMARH). Para a capital e maior município do estado (Natal), a construção de um aterro sanitário só ocorreu no ano de 2004.

Até junho de 2004, eram destinados diariamente para o lixão localizado no bairro Cidade Nova (Natal), mais de 1.600 toneladas de resíduos, sendo 702 toneladas de resíduos domiciliares, 798 toneladas de resíduos de podas e entulhos, e 116 toneladas de coleta de poliquindastes (Silva et al, 2005). Durante a operação desse lixão procurava-se manter o recobrimento diário dos resíduos domiciliares com areia e resíduos da construção civil. No entanto, a inexistência de material suficiente para recobrimento no local, implicava, na maioria das vezes, na omissão do recobrimento, procedendo-se apenas a operação de espalhamento e compactação dos resíduos, prevalecendo o modelo de lixão a céu aberto (Silva et al, 2005).

Em agosto deste mesmo ano (2004) o Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal começou a receber os resíduos sólidos gerados no município de Natal e sua área metropolitana (Parnamirim, Macaíba, Ielmo Marinho, Ceará-Mirim e Maxaranguape), sendo destinados ao lixão de Cidade Nova apenas material de podas e entulhos. Esse lixão, parcialmente desativado em 2004, funciona atualmente (2010) apenas como uma estação de transbordo, onde os caminhões coletores de lixo domiciliar transferem o volume coletado para as grandes carretas que então conduzem os resíduos até o Aterro Sanitário.

Assim, para agregar informações sobre os percolados gerados em locais de disposição de resíduos sólidos e verificar sua possível toxicidade foram realizados neste trabalho testes ecotoxicológicos para medir a toxicidade de efluentes gerados em dois diferentes sistemas de disposição de resíduos sólidos, o lixão desativado de Cidade Nova (Natal) e o Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal. Além disso, foram realizados testes de toxicidade com a água de um poço de água subterrânea localizado no lixão de Cidade Nova. Alguns parâmetros físico-químicos, tais como DBO_5 , DQO, precipitação, e metais, foram também quantificados.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Disposição de resíduos e formação de percolado

Segundo a FIRJAN (2006) há basicamente três tipos de estruturas encontradas no Brasil para depósito de resíduos urbanos: 1) Aterro Sanitário: é a única estrutura que atende completamente à legislação; um aterro sanitário é uma obra de engenharia que possui sistema de impermeabilização inferior, captação e tratamento do chorume (líquido poluente gerado pela degradação do lixo) e gestão adequada dos resíduos. 2) Aterro Controlado: não é tão adequado quanto o aterro sanitário, mas é mais apropriado do que o lixão; o aterro controlado apresenta algumas das estruturas do aterro sanitário, mas não todas. 3) Lixão: é apenas um vazadouro de lixo, sem qualquer controle; por ser altamente poluente, deve ser evitado.

Mesmo as tecnologias e técnicas de tratamento de resíduos sólidos mais avançadas não eliminaram a produção do chorume resultante da disposição do lixo. O chorume é uma mistura composta por altas concentrações de matéria orgânica formada principalmente por ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos, compostos orgânicos xenobióticos e metano. Contaminantes inorgânicos também estão presentes, dentre os quais se destacam: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^- , e alguns metais pesados, que devem ser removidos devido a sua alta toxicidade e efeitos adversos ao meio ambiente (Morais, 2006; Wiszniowski et al, 2006).

Os processos de tratamento requerem técnicas combinadas, com estágios diferentes de tratamento dos contaminantes, os quais variam em concentração ao longo do tempo. Além da idade do aterro, fatores como a composição do lixo, umidade (do próprio resíduo e do ar), temperatura, precipitação, características do aterro e o uso da recirculação do chorume pode influenciar na composição e volume de produção do lixiviado. Segundo Carvalho et al (2006) a precipitação é o fator de maior influência na produção de percolados em aterros sanitários, sendo obtidas altas produções em períodos chuvosos e baixas em períodos mais secos.

As etapas da decomposição do lixo podem ser divididas em aeróbia e anaeróbia, e a anaeróbia se divide em várias outras, de acordo com o autor. Segundo Pacheco & Peralta-Zamora (2004) essa primeira fase dura cerca de 1 mês e se caracteriza pelo consumo de oxigênio e produção de grandes quantidades de CO₂ e H₂. Entretanto, com o decorrer do tempo há um aumento na concentração de bactérias metanogênicas, o que leva à produção de um chorume com características básicas, contendo espécies muito mais recalcitrantes do que as produzidas nas fases preliminares de decomposição.

Bidone & Pivonelli (1999) descreveram as etapas da digestão anaeróbia, bactérias participantes de cada etapa e seus produtos resultantes como exposto a seguir:

Hidrólise – nessa fase o material orgânico particulado de cadeia complexa (polímeros) é convertido em material dissolvido com moléculas de cadeia menor. O processo decorre da ação de exo-enzimas excretadas pelo grupo de bactérias fermentativas hidrolíticas.

Acidogênese – as bactérias fermentativas acidogênicas metabolizam os produtos da fase de hidrólise, transformando-os em substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais.

Acetogênese – As bactérias acetogênicas, por sua vez, transformam os compostos excretados pelas bactérias da fase anterior em acetatos, dióxido de carbono e hidrogênio. Assim como na acidogênese, o hidrogênio aparece como produto, porém uma grande quantidade é formada a partir da geração dos ácidos acéticos e propiônico e o pH assume valores mais baixos.

Metanogênese – as bactérias arqueometanogênicas realizam a fermentação anaeróbia, produzindo o metano. As bactérias arqueometanogênicas consomem hidrogênio e dióxido de carbono, propiciando o aumento do pH, que se torna básico. Os compostos convertidos nessa fase envolvem ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono.

Diversos autores tem usado a redução da toxicidade como fator chave na busca de um tratamento adequado para esses efluentes (Sisinno et al., 2000 & Silva, 2004), priorizando a redução dos possíveis causadores da toxicidade, como

os altos valores de COD e outros componentes orgânicos, altos níveis de amônia, dentre outros importantes componentes do lixiviado.

2.2 A ecotoxicologia aquática

A Ecotoxicologia surgiu como ciência na década de 1970 e foi definida como a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado (PLAA, 1982).

Os testes ecotoxicológicos, antigamente chamados de bioensaios ou ensaios biológicos, são tidos como único método capaz de avaliar os efeitos combinados de vários produtos químicos complexos sobre os organismos. Uma abordagem de teste de toxicidade integra os efeitos biológicos de todos os compostos presentes; fatores como a biodisponibilidade, o sinergismo ou antagonismo também se refletem diretamente nos resultados de bioensaios sem a necessidade de hipóteses e extrapolações (Pivato e Gaspari, 2006).

Esses testes utilizam organismos representativos da coluna d'água ou de sedimentos, de acordo com o objetivo, e podem ser realizados em campo ou em laboratório. Os de campo são considerados mais realísticos, e geralmente envolvem mais de uma espécie, enquanto os de laboratório são mais fáceis de serem padronizáveis.

Uma crítica ao teste em laboratório é o uso de apenas um organismo no teste ecotoxicológico, não permitindo prever o real impacto ao ecossistema e suas complexas interações, porém ele dá uma idéia dos riscos e alterações causados ao meio ambiente, alertando sobre um possível impacto de grandes proporções. Existem também testes nos quais é construído um completo ecossistema artificial, mas por ser de difícil realização e alto custo ainda é pouco utilizado. Esses mesmos problemas se aplicam aos testes de campo, que praticamente só são realizados quando os testes em laboratório mostram alto risco de contaminação (Aragão & Araújo, 2006).

As análises químicas são muito utilizadas no controle da qualidade ambiental, mas elas não detectam os efeitos causados à biota local, fazendo apenas uma avaliação parcial das condições do ambiente, identificando e quantificando substâncias presentes no meio. Seu uso exclusivo para detectar desequilíbrios ecológicos nesses ecossistemas torna-se, então, desaconselhável (Cruz, 2003).

Uma vantagem de se utilizar ensaios ecotoxicológicos é que muitas vezes os sistemas biológicos reagem a concentrações de substâncias bem abaixo dos limites detectados por métodos de análise química. Além disso, em função da resposta integral da matéria viva a todos os fatores perturbadores, a reação dos organismos inclui também os efeitos produzidos por substâncias presentes na água, formadas através de interações entre diferentes moléculas, as quais, via de regra, se subtraem nos métodos utilizados pela análise química. Assim os bioensaios permitem, geralmente, uma avaliação bastante segura do potencial tóxico de substâncias ou de meios contaminados, permitindo também deduções indiretas do seu risco para o meio ambiente e, com muita cautela, do seu perigo para o ser humano (Knie & Lopes, 2004).

A importância crescente dos testes ecotoxicológicos na análise ambiental no Brasil é evidenciada também pelo uso do índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática (IVA), pela Companhia de Tecnologia em Saneamento Ambiental/SP (CETESB), onde a qualidade das águas de superfície é avaliada com nove parâmetros físico-químicos e ensaios ecotoxicológicos com *Ceriodaphnia dubia* (CETESB, 2010). Assim, a qualidade das águas utilizadas é determinada de forma confiável por meio de parâmetros indicativos dos efeitos, ao mesmo tempo o índice IVA alerta para danos possíveis nas biocenoses aquáticas

Os tipos de testes ecotoxicológicos em meio aquático são classificados basicamente em agudo e crônico, de acordo com o tempo de exposição dos organismos à substância testada. Os testes de toxicidade aguda detectam os efeitos imediatos, normalmente a mortalidade, de uma amostra testada, sendo os organismos expostos a altas concentrações do contaminante em um curto período de tempo, geralmente de 48 a 96h. Esses estudos frequentemente envolvem a determinação de uma concentração letal à 50% dos organismos

testados (CL₅₀). Devido a dificuldade de se determinar a morte para alguns invertebrados considera-se a imobilidade como um critério de efeito, sendo os resultados expressos como concentração efetiva a 50% dos organismos (CE₅₀). Devido a facilidade de execução, curta duração e baixo custo, os ensaios de toxicidade agudos foram os primeiros a serem desenvolvidos e, portanto, formam uma grande base de dados ecotoxicológicos (Birge et al, 1985). Esse tipo de teste mostra uma avaliação inicial da toxicidade das substâncias.

Os testes de toxicidade crônica consistem na exposição dos organismos a diferentes concentrações subletais do contaminante por um longo período; a exposição pode ser feita durante um ciclo de vida completo do organismo ou incluir fases dos períodos mais sensíveis da vida do organismo teste, como a reprodução, por exemplo (Aragão & Araújo, 2006). São observados, além da mortalidade dos indivíduos, o crescimento, o grau de sucesso reprodutivo, e também eventuais mudanças de comportamento, sendo geralmente os resultados expressos em CENO (maior concentração onde não foi observado efeito), CEO (menor concentração onde houve efeito observável), e VC (valor crônico), que é a média geométrica entre o CENO e o CEO.

O efeito crônico deve ser objeto de verificação quando os testes de toxicidade aguda não forem suficientes para caracterizar um efeito tóxico mensurável, pois mesmo efluentes tratados levam à exposição contínua dos organismos sob baixas concentrações de poluentes, podendo gerar um efeito crônico (Silva, 2002; Machado, 2005).

Diferentes condições experimentais estabelecidas para a realização dos testes podem levar a resultados diversos. Por isso faz-se necessária uma padronização de metodologia, de modo que os resultados de diferentes ensaios sejam comparáveis. A padronização de métodos para testes de toxicidade ainda é objeto de estudo e desenvolvimento pela comunidade científica e órgãos de padronização. Atualmente, muitos ensaios são padronizados nacionalmente pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e internacionalmente, por vários órgãos como: Association Française de Normalisation (AFNOR), American Society for Testing and Materials (ASTM), American Water Work Association (AWWA), Deutsches Institut für Normung (DIN), International Organization for

Standardization (ISO), e pela Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD).

As normas para realização de testes de toxicidade com organismos de água doce têm sido amplamente desenvolvidas e implementadas internacionalmente. No Brasil, já existem algumas normas e a aplicação de tais testes é uma realidade, pois a Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005) que dispõe sobre a classificação de corpos d'água define os testes de toxicidade como um dos parâmetros para classificação, avaliação e monitoramento dos corpos d'água e efluentes.

Mesmo seguindo as normas, os resultados dos testes apresentam uma variabilidade, que pode ser atribuída à habilidade do executor do teste e a possível variação da sensibilidade dos organismos. Os testes de referência são utilizados para avaliar as condições de integridade e sensibilidade dos organismos-teste, dentre outras funções, aumentando a confiabilidade dos dados gerados em laboratório (Cruz, 2003; Zagatto, 2006).

Para os testes de referência são usadas substâncias selecionadas de acordo com uma série de critérios, como o organismo utilizado e sua via de exposição, alta toxicidade, não ser volátil, etc. Várias substâncias podem ser utilizadas como referência, entre elas sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), cloreto de cádmio (CdCl_2), cloreto de potássio (KCl), sulfato de zinco ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), dodecil sulfato de sódio ($\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NaSO}_4$), cloreto de sódio (NaCl), dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) e o sulfato de zinco (ZnSO_4).

Para facilitar a análise da sensibilidade dos organismos é construída uma carta-controle, onde é estabelecida uma faixa de aceitação dos resultados dos testes de referência (Environment Canada, 1990). Após a formulação da carta-controle recomenda-se a realização do teste de referência pelo menos uma vez por mês, para avaliação do cultivo. Se um resultado extrapola os valores da faixa de variação é sinal que, provavelmente, o organismo se encontra mais ou menos sensível à solução padrão, e assim o resultado dos testes definitivos são menos confiáveis, devendo ser descartados. A carta controle também pode ser utilizada como instrumento de validação para comparação de resultados entre diferentes laboratórios (Zagatto, 2006).

Ainda para a validação dos resultados de um teste de toxicidade além dos ensaios de referência, são utilizados no próprio teste o tratamento controle, conhecido também como controle negativo, que se destina a monitorar a qualidade do experimento, acusando possíveis influências de fatores externos na montagem e manutenção do teste. Mesmo considerando que as interferências analíticas possam ser eliminadas, ou, pelo menos minimizadas, é esperado que exista uma variação natural nos resultados dos testes ecotoxicológicos (Cruz, 2003)

2.3 Os organismos indicadores

Existe uma enorme variedade de organismos disponíveis para os testes, porém em geral os cientistas selecionam apenas alguns para trabalhar, pois na maioria das vezes é inviável a manutenção de muitos organismos em um único laboratório. Essa escolha baseia-se em alguns critérios importantes como a disponibilidade do organismo teste, rápido ciclo de vida, fácil cultivo e manejo, importância na cadeia alimentar, fácil reprodutibilidade dos resultados, alta sensibilidade, possibilidade de padronização dos testes, organismos de diferentes níveis tróficos, entre outros. A escolha também é diferenciada de região para região, pela praticidade e interesse de se trabalhar com organismos que existem na localidade (Aragão & Araújo, 2006).

Espécies zooplanctônicas são consideradas de extrema importância nas comunidades aquáticas, por representar um elo no fluxo de matéria e energia dos produtores primários aos consumidores do topo da cadeia alimentar (Abrantes & Gonçalves, 2003). Dentre as espécies do zooplâncton, a espécie *Ceriodaphnia dubia* foi escolhida como organismo-teste no presente estudo devido ao fácil cultivo em laboratório, curto ciclo de vida com rápida reprodução, ser normatizado pela Associação de Normas Técnicas Brasileiras, (ABNT 13373, 2005), e por ter uma ampla distribuição geográfica (figura 01).

O microcrustáceo zooplanctônico, *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 pertence à família Daphniidae, e habita águas limnéticas (figura 01). Os cladóceros mede de 0.8mm a 0.9mm de comprimento e é popularmente conhecidos como “pulga d'água”, devido aos fortes movimentos produzidos pelas

antenas, causando movimentos de saltos, que constituem o principal meio de locomoção. As principais características que definem essa espécie são carapaça arredondada, cabeça anteriormente arredondada, olhos grandes preenchendo quase toda parte anterior da cabeça, antênula muito curta e inchada medianamente (El Moor-Loureiro, 1997). Grande parte da população desses cladóceros é constituída apenas por fêmeas que se reproduzem por partenogênese, porém, modificações ambientais desfavoráveis induzem a produção de alguns ovos partenogênicos que originam machos ou fêmeas sexuais. Alimentam-se por filtração do fitoplâncton, bactérias e detritos orgânicos.



Figura 01 – Foto de um organismo de Ceriodaphnia dúbia com filhote.

Fonte: Jaísa Mendonça, 2009.

2.4 Áreas de Estudo

As coletas do presente estudo foram conduzidas em duas áreas distintas utilizadas como destino final de resíduos sólidos da cidade de Natal, Rio Grande do Norte: o antigo lixão do bairro Cidade Nova e o Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal (ASRMN), que se localiza no município de Ceará-Mirim.

2.4.1 Antigo lixão de Cidade Nova

O antigo lixão de Cidade Nova, localizado no bairro homônimo (figura 02) recebeu desde 1979 até 2004 todo tipo de resíduos sólidos gerados na cidade de Natal/ RN. Esse lixão foi criado sem qualquer preocupação com o meio ambiente, o que é muito preocupante tendo em vista que ele está inserido totalmente em região de dunas, facilitando a infiltração do chorume pelo solo.

Atualmente o lixão de Cidade Nova encontra-se desativado e funcionando apenas como estação de transbordo. Nessa estação, os resíduos coletados na cidade são transferidos dos caminhões coletores para as carretas que conduzem os resíduos para o ASRMN.

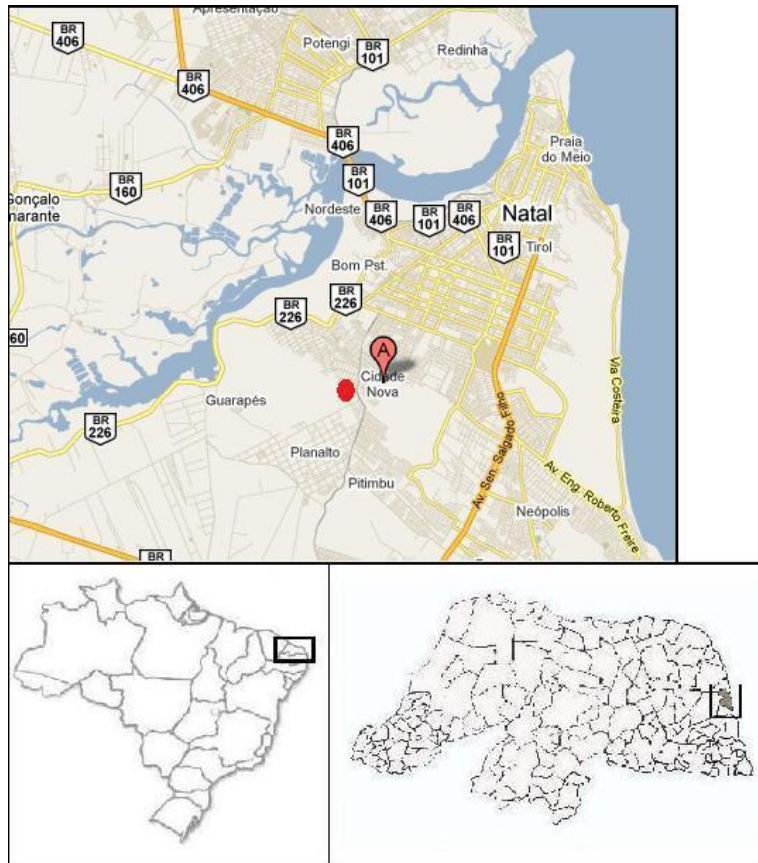


Figura 02 – Mapa mostrando a localização da estação de transbordo de Cidade Nova - Natal/RN.

2.4.2 Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal

O Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal fica localizado no distrito de Massaranduba, município de Ceará-Mirim, Rio Grande do Norte (Figura 03), e é gerenciado pela empresa BRASECO S/A. Segundo Lopes et al (2008), o aterro recebe uma média diária de 1.000 toneladas de resíduos, oriundos das áreas urbanas dos municípios de Natal, Parnamirim, Macaíba, Ielmo Marinho, Ceará-Mirim e Maxaranguape, bem como outros resíduos classificados como Classe II A (não perigosos não inertes) a exemplo dos resíduos provenientes de estações de tratamento de esgotos e de rejeitos da incineração de resíduos hospitalares, e Classe II B (não perigosos inertes).

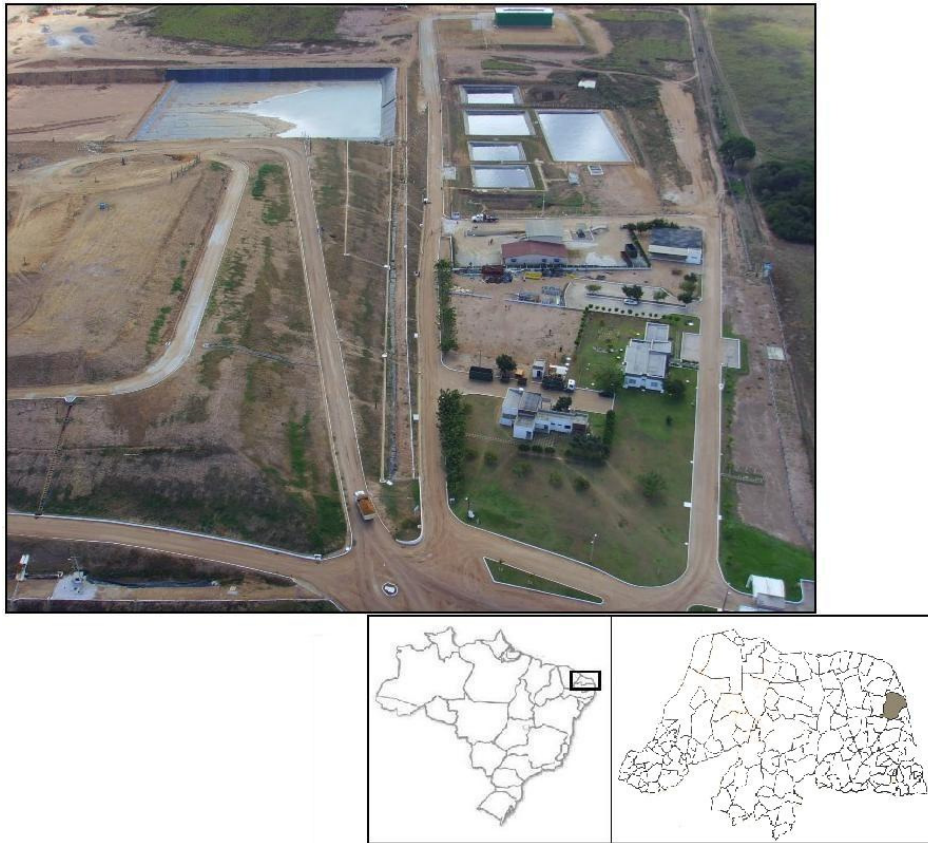


Figura 03 – Mapa mostrando a localização do ASRMN.

O ASRMN começou a operar em 25 de junho de 2004 e deverá atender às localidades supracitadas até o ano de 2025, de acordo com a vida útil projetada do aterro, estimada em 20 anos. O aterro contempla a construção de sete células alinhadas, sendo as três primeiras células com dimensões internas de 125 m x 250 m e altura de 16 m e as quatro restantes com dimensões internas de 370 m x 255 m e altura de 16 m.

O chorume produzido no aterro é drenado e conduzido para um sistema de lagoas de estabilização onde ocorre o tratamento biológico. Depois, o efluente é recirculado nas células do aterro sanitário e outra parte permanece nas lagoas para evaporação, não havendo descarte no ambiente. Esse sistema de recirculação tem sido considerado apropriado para regiões com altas temperaturas e baixa precipitação, podendo melhorar a biodegradação da matéria orgânica (Lopes et al, 2008).

3. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a toxicidade de percolados líquidos gerados em dois diferentes sistemas de disposição de resíduos sólidos do município de Natal (RN), bem como da água subterrânea de um desses sistemas, por meio de ensaios com *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera - Crustacea).

Objetivos Específicos

- Avaliar a toxicidade aguda do percolado líquido tratado do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal sobre o micro-crustáceo *Ceriodaphnia dubia*.
- Avaliar a toxicidade aguda de amostras líquidas originadas de diferentes pontos do Lixão de Cidade Nova (Natal) sobre o micro-crustáceo *Ceriodaphnia dubia*, a saber: água de uma lagoa de captação de percolados e águas pluviais da área do lixão; percolados que drenam espontaneamente a partir de uma das células de disposição de resíduos, formando um escoamento superficial difuso; água subterrânea coletada em um poço, na área do lixão, que é usado pelos funcionários e moradores próximos para banho, lavagem e até consumo.
- Relacionar os resultados ecotoxicológicos com os parâmetros físico-químicos quantificados: DBO₅, DQO, precipitação, pH, OD, salinidade, e os metais cádmio, cobre, chumbo, cromo, ferro, manganês, níquel, e zinco.

4. METODOLOGIA

4.1 Coleta e preservação do percolado

As coletas foram realizadas em cinco pontos diferentes (A, B, C, D e E), e com frequências distintas, em garrafas de polipropileno. As garrafas foram lavadas com DETERTEC 3% e álcool 70%, e no local da coleta elas foram enxaguadas com a amostra. Após a coleta as amostras foram mantidas sob refrigeração em caixa térmica até a chegada ao laboratório. Amostras submetidas ao ensaio toxicológico no mesmo dia da coleta tiveram suas alíquotas restantes armazenadas na geladeira, a cerca de 4°C, durante os 7 dias do teste. Amostras testadas posteriormente foram congeladas, de acordo com a NBR-15469 (ABNT, 2007) para preservação e preparo de amostras. Após descongeladas as amostras foram mantidas em geladeira por período máximo igual ou inferior a 8 dias.

No ARSMN a coleta foi realizada na saída da lagoa de maturação, e o ponto foi denominado para este estudo como ponto A (figura 04). Neste local as coletas se iniciaram em Maio/2009 e foram até Janeiro/2010, ocorrendo duas vezes ao mês, com exceção de Junho/2009 e Janeiro/2010.



Figura 04 – Vista aérea do ASRMN com destaque para sua estação de tratamento de percolado. O ponto vermelho com a letra A indica o local da coleta.

Fonte: Arquivo de Luiz Sodré Neto.

No antigo lixão da cidade do Natal estão localizados os outros quatro pontos de coleta (Figura 05). Como nesse sistema de disposição final de resíduos sólidos não há drenagem do chorume, não foi possível a coleta do chorume bruto, assim os percolados coletados nesse local foram originados de afloramentos do chorume que drenam nos taludes das células de disposição de resíduos. Isso ocorre principalmente como resultado da infiltração da água da chuva em períodos de maior precipitação.

O ponto de coleta B corresponde a uma lagoa de contenção que recebe os efluentes que afloram das células de lixo em épocas de chuva, impedindo que estes cheguem aos bairros circunvizinhos do antigo lixão. A água misturada ao chorume ainda produzido pelo vazadouro do local e que aflora nas nos taludes das células escoam até a lagoa de contenção. Essa lagoa atende apenas a um dos lados do lixão, o que é voltado para a cidade. O ponto C corresponde a um desses locais onde aflora o chorume da célula.

Os pontos B e C secaram entre os meses de Novembro e Setembro, respectivamente, que coincide com período de menor precipitação. Assim, foram realizadas coletas duas vezes por mês, de Junho/2009 à Novembro/2009 para o ponto B, com exceção de Novembro/2009, e de Maio/2009 a Setembro/2009, para o ponto C, com exceção de Setembro, onde só houve uma coleta.

O ponto D corresponde a um poço de água subterrânea, utilizado pelos funcionários e outros profissionais que atuam no lixão desativado, inclusive para consumo próprio. Este ponto é localizado próximo de onde ocorre o transbordo do lixo para posterior transporte ao Aterro Sanitário. As coletas também foram realizadas duas vezes ao mês, de Junho/2009 à Janeiro de 2010, tendo sido feita apenas uma em Janeiro/2010.

O ponto E teve uma coleta única, em Julho/2009, por ocasião de um acúmulo de lixo no local de transbordo devido ao ASRMN ter suspenso o recebimento dos resíduos por problemas com a chuva; houve então produção de chorume na estação de transbordo, e este drenava em direção às ruas próximas.



Figura 05 – Imagens do vazadouro de Cidade Nova/RN. Os pontos vermelhos indicam os locais de coleta: (B) Lagoa de contenção; (C) Célula onde aflora o chorume; (D) Local próximo ao poço; (E) Acúmulo de lixo na estação de transbordo.

Fonte: Jaísa Mendonça, 2009.

4.2 Cultivo dos organismos

Os organismos usados para os testes foram obtidos do cultivo do LAMAQ/UFRN no final de 2008 e cultivados no ECOTOX-Lab seguindo a NBR 13373 (ABNT, 2005) para testes crônicos com *Ceriodaphnia* spp, com algumas modificações. A água de cultivo e diluição foi reconstituída de acordo com a norma, sendo verificada a dureza no final. O pH foi mantido entre 7,0 e 7,6, a temperatura de 23 a 27 °C, e a dureza entre 40 e 48 mg de CaCO₃. Tanto o cultivo como os testes foram mantidos sob fotoperíodo 12:12h claro/escuro.

Foram mantidos no máximo 70 indivíduos adultos por litro de cultivo. A retirada de indivíduos mortos e dos filhotes, bem como a limpeza no fundo do aquário foi feita diariamente, sendo a água de cultivo renovada totalmente após quatro dias. A troca de água foi feita com auxílio de pipeta de Pasteur para transferência dos organismos ao aquário recém preparado. Os filhotes também foram retirados diariamente e transferidos para beakers de 500ml com no máximo 24h de vida, para que se pudesse controlar a idade, até completar 70 organismos, sendo o restante descartado.

A alimentação da população de *C. dubia* foi realizada diariamente usando-se como alimento a microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* (antiga *Selenastrum capricornutum*) devidamente cultivada em meio ASM1 modificado (Provasoli, 1957), no laboratório de Microbiologia Aquática da UFRN, transferida e mantida sob temperatura de 22 à 25 °C, aeração e iluminação constante para crescimento das algas. Um alimento complementar foi oferecido pelo menos 2 semanas no mês, sendo composto de uma mistura de ração de peixe e fermento biológico.

4.3 Testes de toxicidade

As metodologias dos testes agudos seguiram a NBR 13373 (ABNT, 2005) para toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, cladócera), com algumas adaptações, como a quantidade de réplicas por concentração e número de neonatos por tubo de ensaio. As condições de temperatura, pH, fotoperíodo e dureza permaneceram iguais as do cultivo. Em

ambos os tipos de teste foram utilizados organismos neonatos com até 24h após o nascimento, que foram expostos a um gradiente de concentrações dos efluentes, sendo um total de cinco concentrações mais o controle (0%) (Tabela 01). Os testes foram realizados em tubos de ensaio de vidro de 15 mL onde um volume de no mínimo 10 mL de cada solução-teste foram alocados.

4.3.1 Substância de referência

As concentrações de NaCl utilizadas nos testes de referência foram inicialmente determinadas através de ensaios preliminares. Os testes foram agudos (duração de 48h), com três réplicas em cada concentração e cinco organismos teste em cada tubo (Tabela 01). Após o período de incubação a quantidade de indivíduos mortos ou imóveis foi registrada para posterior cálculo da concentração média que causa imobilidade em 50% dos organismos (CE_{50-48h}) e construção da carta-controle.

Tabela 01 – Resumo das condições para os testes de referência.

Idade do organismo-teste	até 24h
Água de diluição	Reconstituída
Tipo de ensaio	Estático
Volume da solução-teste	10 ml
Nº de diluições	5
Nº de réplicas por diluição	3
Alimentação	Não
Temperatura	23°C a 27°C
Fotoperíodo	12h de luz
Duração do ensaio	48h
Efeito observado	Sobrevivência
Expressão dos resultados	CE_{50-48h}

Uma bateria de 10 testes de toxicidade aguda com a substância NaCl foram realizados para elaboração da carta-controle usando-se *C. dubia* como organismo-teste. A média da CE_{50-48h} mais uma variação ± 2 desvio-padrão estabelece o intervalo de sensibilidade da carta controle, para que se possa garantir a estabilidade do cultivo. A partir daí mais 07 testes com NaCl foram feitos

cerca de uma vez por mês, durante o período de coletas, para monitorar o nível de sensibilidade do cultivo.

Além da carta controle, o limite de 10% de mortalidade no controle foi assegurado para garantir a qualidade dos testes agudos.

4.3.2 Amostras ambientais

Ensaio preliminares agudos para cada ponto estudado também foram realizados para determinar as concentrações utilizadas com as amostras ambientais. Esses testes seguiram o modelo dos testes de referência.

Já os testes agudos com as amostras ambientais, tiveram duração de 24h, mas cada concentração da solução-teste contou com 10 réplicas, com apenas 1 organismo-teste em cada tubo de ensaio, em um total de 10 organismos por concentração. Medições de pH e OD foram feitas no controle e na maior concentração no início e no final de cada teste. O parâmetro analisado foi a sobrevivência (mortalidade/ imobilidade do organismo), com posterior cálculo da CE_{50-48h} (Tabela 02).

Os testes foram considerados válidos quando a mortalidade do controle não excedeu 10%.

Tabela 02 – Resumo das condições para os testes com amostras ambientais.

	Agudo
Idade do organismo-teste	até 24h
Água de diluição	Reconstituída
Tipo de ensaio	Estático
Volume da solução-teste	10 ml
Nº de diluições	5
Nº de replicas por diluição	10
Alimentação	Não
Temperatura	23°C a 27°C
Fotoperíodo	12h de luz
Duração do ensaio	48h
Efeito observado	Sobrevivência
Expressão dos resultados	CE_{50-48h}

4.4 Parâmetros químicos, físico-químicos e ambientais

As informações sobre as médias mensais da precipitação (em mm) ocorridas nas cidades de Natal/RN e Ceará-Mirim durante o período de estudo foram gentilmente cedidas pela Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN).

A determinação do pH, oxigênio dissolvido e salinidade foi realizada no laboratório, usando-se um aparelho medidor de pH portátil da marca pH-Tec, um oxímetro modelo MO-910, e um refratômetro, respectivamente.

As determinações da DBO₅ e DQO foram feitas respectivamente pelos métodos de Winkler/Azida e Refluxo Fechado segundo APHA (2005).

A quantificação dos metais cádmio, cobre, chumbo, cromo, ferro, manganês, níquel, e zinco, foi feita por Espectrometria de Absorção Atômica com Chama através de metodologia descrita em APHA (2005). As análises foram realizadas no Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

4.5 Tratamento estatístico

O tratamento utilizado para todos os testes de toxicidade agudos foi o método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (Hamilton et al, 1977), sendo o resultado expresso pela concentração média que leva a imobilidade de 50% dos organismos (CE₅₀-48h). Para isso, foi utilizado um programa estatístico de informática - TOXSTAT.

Nesse método o analista deve definir um valor (α) na faixa de $0 \leq \alpha \leq 50$ para indicar a porcentagem de valores a serem eliminados em cada extremidade da distribuição de tolerância antes de efetuar o cálculo da CL₅₀. Assim, os dados concentração-efeito são ajustados e alguns eliminados (Trimmed), antes da conclusão do teste estatístico. Na prática, a constante de corte permite o descarte de dados que não seguem os padrões de efeito esperado e, na realidade, as duas situações em que o corte se torna necessário ocorrem quando a concentração mais alta testada não produz efeito sobre 100% dos organismos expostos e/ou quando a menor concentração não apresenta 0% de efeito (Hamilton et al, 1977).

Para comparar os valores obtidos nos testes de toxicidade com os parâmetros físico-químicos medidos foram feitas análises de correlação através das quais foram calculados coeficientes de correlação de Pearson (r) utilizando o programa estatístico Statistic 7.0.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Carta controle e validação dos testes

A média dos valores da CE_{50-48h} obtida com os testes de toxicidade aguda com a substância de referência NaCl para a *C. dubia* foi 1,61g/ L, apresentando um desvio padrão de 0,13g/ L, estabelecendo-se assim, o intervalo de sensibilidade para os organismos cultivados no ECOTOX-LAB, que foi de 1,36 g/ L a 1,86 g/ L (média \pm 2 desvio padrão), apresentado na carta-controlé (figura 06).

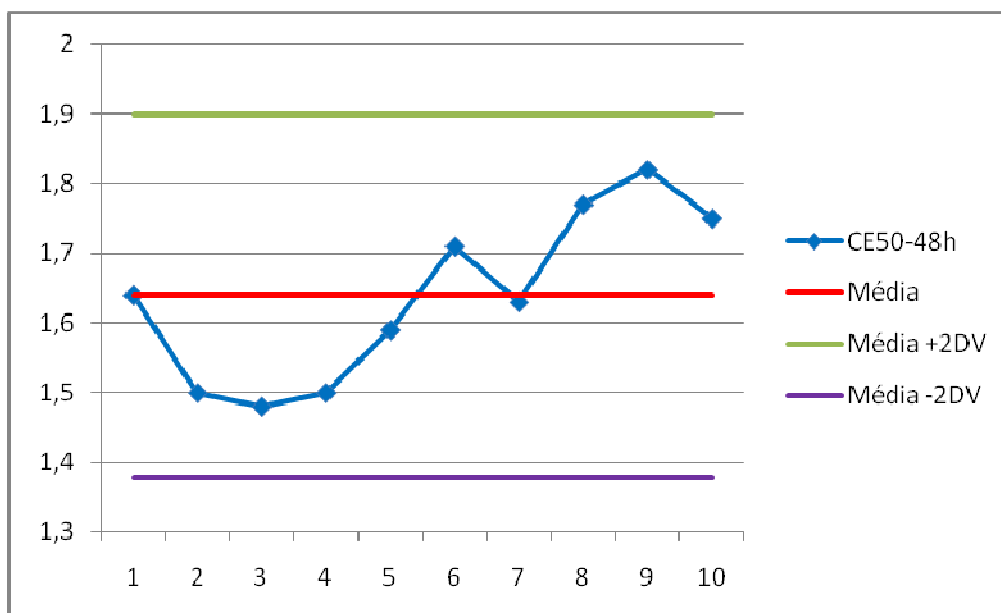


Figura 06 - Carta controle de sensibilidade da *Ceriodaphnia dubia* cultivada no ECOTOX-LAB/DOL/UFRN, com base nas CE_{50-48h} obtidas em testes de toxicidade aguda, utilizando a substância de referência NaCl.

O intervalo de sensibilidade do presente trabalho é próximo ao estabelecido por Novelli (2005), onde os valores para a *C. dubia* foram de 1,24 à 2,05 g/L de NaCl, seguindo a NBR 13373/2003 para a toxicidade crônica com *C. dubia*. Oliveira-Neto & Botta-Paschoal (2000) encontraram valores de CE_{50-48h} formando uma faixa de sensibilidade de 1,41 a 1,67 g/L de NaCl para a *Ceriodaphnia silvestrii*.

Foram conduzidos dez testes de referência para o estabelecimento da carta controle de sensibilidade para o cultivo de *C. dubia*, que é um número

considerado adequado segundo Environment Canada (1990) e pela NBR 13.373 (ABNT, 2005).

Mensalmente, a partir do início dos testes com as amostras ambientais (maio/2009 à janeiro/ 2010), outros sete testes de referência foram realizados. Os testes com a substância de referência NaCl realizados durante o período de estudo mostraram resultados compreendidos na faixa de sensibilidade da carta-controle (Tabela 03), comprovando a qualidade adequada dos organismos para serem utilizados em testes ecotoxicológicos agudos e que, possíveis interferências de fatores externos, como erros de manuseio durante os procedimentos laboratoriais, não interferiram nos resultados.

Tabela 03 – Testes de referência realizados durante os meses de condução dos testes com amostras ambientais para comprovar a qualidade dos organismos cultivados.

	CE50-48h
1	1,77
2	1,72
3	1,41
4	1,5
5	1,59
6	1,54
7	1,47

5.2 Chorume tratado do ARSMN (ponto A)

5.2.1 Caracterização do chorume e das condições pluviométricas locais no ASRMN

As concentrações de oxigênio dissolvido nas amostras de chorume coletadas no ASRMN variaram de 0,9 a 4,9 mg/L (Tabela 04), com uma média igual a 2,9 mg/L. Percolados de aterros sanitários geralmente possuem baixos valores de OD devido ao processo de compressão do líquido e também graças à utilização do oxigênio por bactérias aeróbias durante a mineralização da matéria orgânica (Bagchi, 1994 *apud* Alkassasbeh et al, 2009). As concentrações de OD

dos percolados líquidos do ASRMN foram inferiores aos de um aterro localizado em Santa Catarina, onde os valores variaram de 5,7 a 7,9 mg/L em percolados tratados (Brentano, 2006). Já Alkassasbeh et al (2009) encontrou valores máximos de OD 2,52 mg/L e 1,13 mg/L para dois aterros diferentes, sem sistema de tratamento para o percolado.

O pH permaneceu básico em todas as amostras dos percolados do ASRMN, com um mínimo de 7,7 e um máximo de 8,6, com uma média de 8,3 (Tabela 04). O pH básico caracteriza a fase metanogênica da decomposição, na qual os compostos produzidos na segunda fase de decomposição do chorume tornam-se fonte de nutrientes, e são consumidos pelas bactérias metanogênicas presentes no meio (Pacheco, 2004; Lopes et al, 2008). Segundo Eduardo (2007) percolados com valores neutros de pH são características de aterros com pouca estabilização, enquanto valores maiores que 7.0 caracterizam aterros maduros, com estado avançado de decomposição e em fase de metanogênese.

Tabela 04 – Parâmetros físico-químicos das amostras de chorume coletadas do ARSMN. Precipitação pluviométrica média da cidade de Ceará Mirim/RN, onde está localizado o ASRMN.

Amostras	Precipitação (mm)	OD (mg/L)	pH	Salinidade (ppm)	DBO ₅ (mg/L-O ₂)	DQO (mg/L-O ₂)	DBO ₅ /DQO (mg/L)	Cd (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)
6/5/09	321,2	-	8,3	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27/5/09	321,2	-	8,3	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/6/09	308,6	4,5	8,5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8/7/09	254,2	4,9	8,4	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/7/09	254,2	4,4	8,3	10	1109,7	2070,31	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-
12/8/09	132,4	4,5	8,3	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26/8/09	132,4	2,4	7,7	10	1048,05	1337,2	0,78	0,01	0,02	AD	0,12	27,2	0,37	0,2	0,18
16/9/09	23,2	4	8,3	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30/9/09	23,2	4	8,1	14	1370,6	2080	0,66	0,01	0,03	0,1	0,05	6,27	0,19	0,3	0,15
16/10/09	0	0,9	8,4	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28/10/09	0	1,4	8,6	22	2369,25	4694,65	0,5	0,09	0,02	0,6	0,14	4,8	0,14	0,6	0,24
11/11/09	6	1,1	8,4	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27/11/09	6	2,2	8,4	22	330	460,94	0,72	0,04	0,07	0,4	0,2	5,59	0,15	0,7	0,33
09/12/09	6,3	3,4	8,3	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30/12/09	6,3	2	8,4	24	4374	5230,76	0,84	0,1	0,06	0,7	0,095	5,59	0,06	0,5	0,23
29/01/10	4,1	1,7	8,5	25	940,8	5200	0,18	AD	0,07	0,6	0,26	5,64	0,18	0,9	0,47

- Não calculados

AD – Abaixo do limite de detecção.

O grau de decomposição dos percolados também pode ser avaliado pela relação entre DBO_5 e DQO, Essa relação reflete a biodegradabilidade, ou seja, a fração biodegradável dos compostos orgânicos presentes no chorume (Pacheco, 2004). Uma baixa razão DBO_5/DQO indica que o efluente apresenta alta biodegradabilidade (Silva, 2002; Lins, 2005), ou seja, que predominam no efluente matéria orgânica sujeita à degradação microbiana. Nas amostras analisadas de percolados do ASRMN apesar de seu pH básico sinalizar que o chorume encontra-se na última fase da decomposição, os baixos valores da razão DBO_5/DQO (0,18 à 0,84 mg/L- O_2 ; tabela 04) revelam que a decomposição da matéria orgânica dos percolados durante o período estudado encontrava-se ainda incompleta.

Os valores de DBO_5 variaram de 330 mg/L- O_2 em Novembro/2009 à 4374 mg/L- O_2 em Dezembro/2009. Já os valores de DQO variaram entre 460,94 mg/L- O_2 em Novembro/2009 e 5230,76 mg/L- O_2 em Dezembro (Tabela 04). Observa-se uma variação brusca dos valores de DBO_5 e DQO entre os meses de novembro e dezembro de 2009. Pacheco (2004) encontrou valores de DQO de amostras em chorume bastante discrepantes entre duas coletas com intervalo de dez dias, atribuindo esse resultado à ausência de chuvas nesse intervalo. Porém, no presente trabalho não foi possível observar uma relação direta da variação de DBO_5 e DQO com a variação da pluviosidade.

A salinidade dos percolados do ASRMN apresentou um aumento crescente ao longo dos meses de maio de 2009 a janeiro de 2010. O menor valor foi de 6 ppm em Maio/2009, chegando a 25 ppm em Janeiro/2010 (Tabela 04). O aumento da salinidade dos percolados está provavelmente relacionado à redução da precipitação pluviométrica na cidade do ASRMN. Os valores de precipitação tiveram médias mensais decrescentes ao longo do período estudado, variando de 321,2 mm em Maio/2009 a 0,0 mm no mês de Outubro/2009, permanecendo abaixo de 6 mm até o final das coletas (Tabela 04). Esses resultados são compatíveis com a conhecida interferência dos fatores climáticos, principalmente a pluviosidade, nos processos de geração e tratamento dos percolados, bem como na sua qualidade, indicada por parâmetros físico-químicos (Monteiro, 2001; Pacheco, 2004). Tais parâmetros, entretanto, nem sempre sofrem influência dos níveis de precipitação (Lopes et al, 2008).

Os metais analisados nos percolados do ASRMN estiveram presentes em todas as amostras, com exceção do chumbo em agosto/2009 e o cádmio em janeiro/2010. Os valores variaram durante os meses, sendo o ferro sempre encontrado em maiores quantidades, com valores entre 4,8 mg/L em outubro/2009 e 27,2 mg/L em agosto/2009. O máximo valor entre os metais, com variação entre 5,34 a 67,39 mg/L, também foi encontrado por Lins (2005) para o ferro e Pelegrini (2006) com 54,16 mg/L Fe.

Silva (2002) encontrou valores elevados para o Na, K, Ca, Mg, Cr e Sn, sendo 85,05mg/L para o Mg e 0,83 mg/L para o Cr, valores bem mais altos do que os encontrados no presente trabalho. Já Isidori et al (2003) obteve os maiores valores de concentrações, em todos os três aterros analisados, para o Zn (1 mg/L) e Cr (1,6 mg/L) total, seguido de Al (0,5 mg/L) e Pb (0,35 mg/L).

5.2.2 Toxicidade dos percolados do ASRMN e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade

Através do teste preliminar de toxicidade aguda usando-se o chorume do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal foram estabelecidas as seguintes concentrações para os testes definitivos: 0.6%, 0.8%, 1.3%, 2%, 3%, além do controle (0%). Os resultados dos testes de toxicidade aguda com o chorume do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal obtidos entre maio de 2009 e janeiro de 2010 (Tabela 05) mostram alta toxicidade deste percolado para a *C. dubia*. Foi observada toxicidade aguda em doze amostras das dezesseis coletadas. Os valores de CE_{50-48h} variaram entre 2,77% e 1,0%, sendo o mês de outubro o que apresentou o menor valor, ou seja, maior toxicidade aguda.

Esses valores de CE_{50-48h} estão dentro da faixa encontrada por Ward et al (2002) para chorume bruto em *Ceriodaphnia dubia*, a qual variou entre a mínima de 1.4% e máxima de 17.4% em chorumes de diferentes sítios na Flórida, USA, e por Carniato et al (2007), para a *Daphnia similis*, com valores entre 1,63% e 10,43%. Esses valores também se encontram similares aos encontrados no Rio de Janeiro, Brasil, de CE₅₀ = 2.0 e 2.3%, em amostras de meses diferentes, para

a *Daphnia similis* e o *Brachydanio rerio* (Silva, 2004). Essa faixa de CE₅₀ também foi encontrada em *Cyprinus carpio* L., com valores de 1.132%, 2.0%, e 3.822% para três diferentes aterros sanitários (Alkassasbeh et al, 2009).

Tabela 05 - Resultados dos testes ecotoxicológicos para as amostras de chorume coletadas do ARSMN.

Amostras	CE50-48h (%)
06/05/09	2,58
27/05/09	-
10/06/09	2,63
08/07/09	-
22/07/09	-
12/08/09	2,77
26/08/09	-
16/09/09	2,45
30/09/09	2,14
16/10/09	1
28/10/09	1,41
11/11/09	1,06
27/11/09	1,06
09/12/09	1,12
30/12/09	1,13
29/01/10	1,06

- Valores não encontrados para as concentrações utilizadas.

De acordo com os resultados obtidos podemos dizer que o microcrustáceo *C. dubia* foi bastante sensível ao percolado de resíduos sólidos. Carniato et al (2007) afirmou que a *Daphnia similis* é um organismo apropriado para testes de toxicidade aguda, pois mesmo sendo o chorume um composto de alta variabilidade, foram encontrados resultados em todas as amostras e concentrações utilizadas.

Em trabalhos onde foram utilizadas mais de uma espécie de organismos, de diferentes níveis tróficos ou não, indivíduos de *Ceriodaphnia sp.* foram sempre os mais sensíveis a efluentes com alta carga de matéria orgânica, seja de esgotos domésticos ou percolados de resíduos sólidos, caracterizando-se como boa indicadora de toxicidade para estes efluentes (Clément, 1996; Ward et al, 2002; Olivero-Verbel et al, 2008).

O percolado do ASRMN pode ser considerado tóxico durante todo o período estudado, com uma tendência de aumento da toxicidade (redução dos valores de CE_{50-48h}) de maio de 2009 a janeiro de 2010 (Tabela 05). Essa variabilidade ao longo do tempo para valores de CE₅₀ em amostras de percolado para a *Daphnia magna* também foi verificada por Laitano & Matias (2006).

No caso do ASRMN, a variação temporal dos valores de CE_{50-48h} parece estar relacionada às variações de salinidade do percolado, promovidas provavelmente pelas alterações no volume de chuvas. Pode-se observar na tabela 06 que o OD e a precipitação apresentam uma correlação positiva e significativa com os valores de CE_{50-48h}, indicando que quanto menor a precipitação e o OD, menores foram os valores de CE_{50-48h}, ou seja, mais tóxica foi a amostra (Tabela 06). Por sua vez a salinidade apresentou correlação negativa significativa com os valores de CE_{50-48h}, demonstrando que amostras do percolado com salinidade mais elevada resultaram em níveis mais acentuados de toxicidade para *C. dubia* (Tabelas 04 e 06). O regime pluviométrico interfere diretamente na qualidade do chorume, sendo que nos períodos chuvosos, a diluição do chorume promove redução dos valores de salinidade (Monteiro et al, 2002).

Deve-se levar em consideração que os valores de OD utilizados são da amostra bruta, não levando em consideração a realidade dos valores quando as amostras foram diluídas em concentrações. Após a diluição, os valores de OD foram acima de 4mg/L, valor recomendado pela NBR 13373 (ABNT, 2005), não sendo este o principal causador da ecotoxicidade.

Assim, podemos dizer que a precipitação pode ser um fator responsável pela variação da toxicidade observada entre Maio de 2009 e Janeiro de 2010 no ARSMN, já que uma maior precipitação leva à diluição do chorume, diminuindo a concentração de sais e aumentando a concentração de OD através do acréscimo de água oxigenada e agitação das lagoas. Essa relação também é indicada por uma correlação negativa entre a precipitação e a salinidade ($r = -0,639$; $p = 0,034$; $n = 16$). O aumento da toxicidade do chorume no período de secas também foi observado por Lins (2005) usando um teste com sementes de repolho *Brassica oleraceae*.

Entretanto, como correlação não implica em causalidade, não podemos garantir com segurança que o aumento do efeito tóxico observado do chorume do ASRMN sobre *C. dubia* nos meses secos tenha sido de fato causado pelo aumento da salinidade e redução do oxigênio. Silva (2002), por exemplo, usando cladóceros (*Daphnia similis*) como organismo teste encontrou níveis de toxicidade semelhantes em amostras de percolado com salinidades corrigidas e sem correção, concluindo que esse parâmetro não foi o único causador dos efeitos deletérios.

Outros fatores, como a presença de metais no percolado, devem ser levados em consideração, pois é conhecido que metais podem ser tóxicos para animais aquáticos. Fjallborg et al (2006), por exemplo, demonstrou que o zinco pode afetar negativamente o cladocero *Daphnia magna*, enquanto Olivero-Verbel et al (2008) concluiu que a presença de Cd e o Ni podem ser considerados importantes para a toxicidade do percolado analisado em ensaios ecotoxicológicos com a *Artemia franciscana*.

O pH, DBO e DQO não apresentaram correlação com o parâmetro ecotoxicológico observado (Tabela 06). Isidori et al (2003) encontrou relação entre o aumento do pH com o aumento da toxicidade, porém a autora listou a amônia como forte candidato a responsável pela toxicidade do percolado, associando assim o aumento do pH com a forma não ionizada da amônia, a qual é predominantemente associada ao aumento da toxicidade.

Contrariamente aos resultados do presente trabalho, Olivero-Verbel et al (2008) encontrou forte correlação negativa entre a CL₅₀ e o DQO, relacionando o aumento da matéria orgânica com o aumento da toxicidade. Os autores inferiram de seus resultados que a toxicidade pode depender mais da formação de complexos orgânicos, do que compostos iônicos ou elementos livres. A matéria orgânica exerce uma grande influência sobre a biodisponibilidade dos metais (Antoniadis & Alloway, 2001 *apud* Fjallborg & Gustafsson, 2006).

A grande complexidade dos componentes que constituem o chorume tornam difícil a identificação dos fatores que levam a toxicidade. Estudos anteriores mostram que a grande quantidade de matéria orgânica e os metais pesados são os principais responsáveis por esta toxicidade (Cheung et al, 1993; Clément et al, 1996; Svensson et al, 2005; Olivero-Verbel et al, 2008; Alkassasbeh et al, 2009; Thomas, 2009). A degradação de grandes concentrações de matéria orgânica formam compostos inorgânicos nitrogenados, como o nitrato e a amônia, que possuem íons conhecidamente tóxicos, podendo ambos os produtos secundários contribuir para os altos níveis de toxicidade de percolados (Isidori et al, 2003 & Dave & Nilsson, 2005).

Testes ecotoxicológicos em laboratório confirmaram que a toxicidade dos lixiviados depende fortemente da concentração de amônia (Ward et al, 2002), e que a toxicidade é significativamente menor em aterros sustentáveis, onde a amônia foi degradada (Pivato & Gaspari, 2006). Dave & Nilsson (2005) atribuíram a toxicidade do percolado bruto a amônia, porém, após o tratamento utilizado, acusaram o nitrito como principal causador da toxicidade crônica para a *C. dubia*.

A exata contribuição do potencial tóxico de cada componente do percolado não pode a priori ser conhecido com precisão (Clément & Merlin, 1995). Os impactos provocados por esse tipo de efluente são geralmente provocados por interações sinérgicas entre os vários poluentes presentes (Pelegriani, 2006 & Carniato et al, 2007). A vantagem de usar organismos vivos para detectar a toxicidade é que os efeitos observados são realmente aqueles provocados pelas substâncias que estão biodisponíveis, ou que estão numa forma em que afetam diretamente os organismos (Laitano & Matias, 2006).

5.2.3 Diagnóstico da qualidade ecotoxicológica do chorume do ASRMN

No Brasil não há uma legislação que forneça limites de lançamento para percolados produzidos por resíduos sólidos, sendo utilizado aqui, para fins de comparação, as condições e padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelo Artigo 34 resolução CONAMA 357/2005 (Tabela 07). Observando-se a tabela 07 nota-se que apenas o chumbo e o ferro ultrapassaram os limites permissíveis

para lançamento de efluentes em corpos aquáticos de qualquer classe. Esses resultados físico-químicos corroboram com a necessidade do tratamento deste tipo de efluente e da destinação final adequada ambientalmente dos resíduos sólidos urbanos.

O Artigo 34 ainda estabelece que “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente”. E devido a alta toxicidade aguda encontrada nas amostras do ASRMN pode-se dizer que o tratamento biológico utilizado não é suficiente para enquadrar o efluente nos padrões ecotoxicológicos necessários para o descarte em ambientes aquáticos. Segundo Silva et al (2004), o sistema de tratamento biológico é ineficaz para aterros mais antigos que apresentam o chorume com a matéria orgânica bem estabilizada. Já Tränkler et al (2005) sugere a abordagem de células abertas em combinação com recirculação do chorume como uma opção para as operações de aterro provisório.

Em um aterro sanitário de Santa Catarina o chorume tratado por processos físico-químicos, a partir de reator tipo UASB e decantador, e biológicos, através de lagoas de estabilização, não apresentou toxicidade aguda ou crônica para o microcrustáceo *Daphnia magna*, apresentando efeitos crônicos apenas quando o percolado foi clorado após tratamento biológico (Brentano, 2006). Para a mesma espécie, um efeito não tóxico em testes agudos foi encontrado por Finkler (2002) e Machado (2005), tendo o primeiro autor encontrado resposta crônica. Já Carniato et al (2007) observou resposta aguda em amostras de chorume tratado por filtração lenta em areia e em amostras com tratamento fotocatalítico heterogêneo utilizando (TiO₂/UV).

Os testes ecotoxicológicos agudos realizados no presente trabalho confirmam que esta é uma ferramenta prática e vantajosa na avaliação da toxicidade de efluentes de resíduos sólidos, apresentando respostas rápidas e seguras para o controle e monitoramento da qualidade ambiental. Porém, como é apontado por Svensson et al (2005), uma desvantagem do bioensaio usados em águas complexas, como águas residuais e lixiviados, é sua não especificidade, dando apenas um valor total da toxicidade aguda ou crônica.

É importante ressaltar que, atualmente, o percolato do ASRMN não é descartado para o ambiente, sendo apenas recirculado para diminuir a quantidade acumulada; porém futuramente será necessário implantar um sistema de tratamento mais eficiente para poder destinar adequadamente o efluente, que seriam os planos da empresa responsável. Em agosto de 2010 foi sancionada a Política Nacional dos Resíduos Sólidos - Lei 12.305 - que ainda deverá ser regulamentada, e que definirá as responsabilidades dos gestores públicos na extinção dos lixões e na construção de aterros sanitários ambientalmente sustentáveis.

Tabela 07 - Resultados das análises de físico-químicas presentes nas amostras de chorume do ASRMN e condições e padrões previstos no Art. 34 da Resolução CONAMA 357/05.

Parâmetros	*Condições e padrões	Julho/09	Agosto/09	Setembro/09	Outubro/09	Novembro/09	Dezembro/09	Janeiro/10
pH	5 e 9	8,3	7,7	8,1	8,6	8,4	8,4	8,5
Cd (mg/L)	0,2	-	0,01	0,01	0,09	0,04	0,1	0
Cu (mg/L)	1,0	-	0,02	0,03	0,02	0,07	0,06	0,07
Pb (mg/L)	0,5	-	0	0,1	0,6	0,4	0,7	0,6
Cr (mg/L)	0,5	-	0,12	0,05	0,14	0,2	0,095	0,26
Fe (mg/L)	15,0	-	27,2	6,27	4,8	5,59	5,59	5,64
Mn (mg/L)	1,0	-	0,37	0,19	0,14	0,15	0,06	0,18
Ni (mg/L)	2,0	-	0,2	0,3	0,6	0,7	0,5	0,9
Zn (mg/L)	5,0	-	0,18	0,15	0,24	0,33	0,23	0,47

■ Valores fora do permitido para descarte de efluentes em qualquer corpo receptor, segundo o Art.34 da Resolução CONAMA 357/05.

5.3 Lagoa de Contenção do Lixão de Cidade Nova (Ponto B)

5.3.1 Caracterização das amostras da lagoa de contenção e das condições pluviométricas locais do vazadouro

As concentrações de OD variaram de 3,1 mg/L em 11/11/10 à 6,7 mg/L em 24/06/09, apresentando uma queda com o passar dos meses de coleta. O pH permaneceu sempre básico, com pouca variação, com um mínimo de 7,3 em 11/11/10 e um máximo de 8,6 em 28/10/09. A salinidade também não variou significativamente, tendo um aumento de 2 ppm para 3 ppm em 30/09/09, onde permaneceu até o fim das coletas. (Tabela 08).

A precipitação aumentou com o passar dos meses, tendo um valor máximo de 347,90 mm no mês de julho e um mínimo de 1 mm em outubro. A mesma tendência foi observada para o DBO₅ e DQO, medidos a partir de julho (Tabela 08).

Os valores de DBO₅ variaram de 94,16 mg/L-O₂ em setembro/2009 à 169,53 mg/L-O₂ em julho/2009. Já o DQO teve um valor mínimo de 104 mg/L-O₂ e um máximo de 203,12 mg/L-O₂ nos mesmos meses que o DBO. Os altos valores de DBO₅ e DQO, junto com os metais, confirmam o recebimento por esta lagoa de chorume vindo das antigas células de lixo, mostrando uma tendência em diminuir o valor com o aumento da precipitação (Tabela 08).

Quanto aos metais, medidos a partir de agosto/2009 até outubro/2009, o ferro foi o presente em maiores quantidades, chegando a 2,184 mg/L em outubro/2009, enquanto o cromo esteve ausente nos três meses analisados (Tabela 08).

Tabela 08 - Parâmetros físico-químicos das amostras da lagoa de contenção localizada no vazadouro. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN, onde está localizado no lixão de Cidade Nova.

Amostras	OD (mg/L)	pH	Salinidade (ppm)	Precipitação (mm)	DBO (mg/L-O ₂)	DQO (mg/L-O ₂)	Cd (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)
10/06/09	-	8,5	2	304,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/06/09	6,7	7,9	2	304,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
08/07/09	6,8	7,9	2	347,90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/07/09	5,8	8,0	2	347,90	169,53	203,12	-	-	-	-	-	-	-	-
12/08/09	6,0	8,2	2	229,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26/08/09	4,4	6,2	2	229,20	123,3	193,79	0,005	0,005	AD	AD	0,240	0,150	0,05	0,01
16/09/09	5,2	7,6	2	76,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30/09/09	5,2	8,1	3	76,70	94,16	104	AD	0,004	0,04	AD	0,144	0,016	AD	0,012
16/10/09	5,6	7,8	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28/10/09	5,7	8,6	3	1	97,2	122,13	0,07	AD	AD	AD	2,184	0,013	AD	0,04
11/11/10	3,1	7,3	3	6,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- Não calculados

AD – Abaixo do limite de detecção

5.3.2 Testes ecotoxicológicos e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade

As concentrações estabelecidas nos testes preliminares para este ponto foram 5%, 10%, 20%, 40% e 80%, usada, portanto, nos testes definitivos.

As amostras da lagoa de contenção não apresentaram valores de toxicidade aguda para nenhum dos meses coletados (Tabela 09).

Tabela 09 - Resultados dos testes ecotoxicológicos com *C. dubia* para as amostras da lagoa de contenção, localizada no lixão de Cidade Nova.

Amostras	CE ₅₀ -48h
10/06/09	-
24/06/09	-
08/07/09	-
22/07/09	-
12/08/09	-
26/08/09	-
16/09/09	-
30/09/09	-
16/10/09	-
28/10/09	-
11/11/09	-

- Valores não encontrados para as concentrações utilizadas.

Não foi possível realizar análises de correlação para comparar os resultados ecotoxicológicos com os parâmetros físicos químicos devido aos poucos resultados tóxicos observados. A análise entre OD, pH, salinidade e precipitação indicou que quanto menor a precipitação, maior foi a salinidade (Tabela 10), bem como foi observado no ponto A.

Tabela 10 - Correlação entre os valores de OD, pH, salinidade, e precipitação da lagoa de contenção. r = coeficiente de correlação de Pearson; p = nível de significância; n = número amostral.

	OD (mg/L)	pH	Salinidade (ppm)
pH			
r	0,564		
p	0,089		
n	10		
Salinidade (ppm)			
r	-0,435	0,252	
p	0,209	0,482	
n	10	11	
Precipitação (mm)			
r	0,567	-0,083	-0,836
p	0,088	0,819	0,003
n	10	11	11

5.4 Célula de lixo do antigo Lixão de Cidade Nova (Ponto C)

5.4.1 Caracterização das amostras do afloramento de chorume e das condições pluviométricas locais do vazadouro

O OD nas amostras coletadas variou de 4 mg/L em 28/08/2009 à 5,5 mg/L em 16/09/2009. O pH se mostrou sempre básico, com pouca variação, com um mínimo de 7,4 em 10/06/2009 e um máximo de 8,4 em 12/08/2009. A salinidade mostrou uma variação crescente, com um aumento de 2 ppm para 6 ppm (Tabela 11).

A precipitação decresceu com o passar dos meses, tendo um valor máximo de 347,90 mm no mês de julho e um mínimo de 76,70 mm em setembro. Só foi possível de obter dois resultados para o DBO₅ e DQO, em julho e agosto, sendo 323,66 mg/L-O₂ e 262,01 mg/L-O₂ os valores da DBO₅, e 390,62 mg/L-O₂ e 290,69 mg/L-O₂ (Tabela 11).

Tabela 11 - Parâmetros físico-químicos das amostras coletadas no afloramento de chorume das células de lixo do vazadouro. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN, onde está localizado o vazadouro.

Amostras	OD (mg/L)	pH	Salinidade (ppm)	Precipitação (mm)	DBO ₅ (mg/L-O2)	DQO (mg/L-O2)	Cd (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)
06/05/09	-	7,5	2	372,3										
27/05/09	-	7,7	2	372,3										
10/06/09	-	7,4	2	304,5										
24/06/09	4,5	7,8	3	304,5										
08/07/09	4,7	8,3	4	347,90										
22/07/09	4,4	8,2	4	347,90	323,66	390,62								
12/08/09	4,7	8,4	4	229,20										
26/08/09	4	8,3	6	229,20	262,01	290,69	0,01	0,030	0,1	0,12	34,70	0,170	0,1	0,04
16/09/09	5,5	8,2	6	76,70										

- Não calculados

AD – Abaixo do limite de detecção

Apenas para a última coleta deste ponto, no mês de agosto, foi possível obter resultados para metais (Tabela 11). Todos os metais analisados foram detectados, sendo o ferro presente em maior quantidade, com 34,70 mg/L. Devido aos poucos resultados de DBO5, DQO e metais não foi possível realizar análise de correlação com esses parâmetros.

5.4.2 Testes ecotoxicológicos e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade

Através do teste preliminar para este ponto, concentrações de 0%, 3,125%, 6,25%, 12,5%, 25% e 50% foram estabelecidas.

As amostras apresentaram toxicidade aguda nos dois testes do mês de julho/2009 e nos dois de agosto/2009, com o menor valor de $CE_{50-48h} = 17,68\%$ em 22/07/09 (Tabela12).

Tabela 12 - Resultados dos testes ecotoxicológicos com *C. dubia* para as amostras do ponto difuso, localizado no lixão de Cidade Nova.

Amostras	CE_{50-48h} (%)
06/05/09	-
27/05/09	-
10/06/09	-
24/06/09	-
08/07/09	35,36
22/07/09	17,68
12/08/09	32,99
26/08/09	35,36
16/09/09	-

- Valores não encontrados para as concentrações utilizadas.

Correlacionando os resultados ecotoxicológicos com o OD, pH, salinidade e precipitação não foi encontrado nenhuma correlação (tabela 13). Não foi possível realizar análises de correlação para comparar os resultados

ecotoxicológicos com DBO5, DQO e metais devido a escassez de dados obtidos.

Tabela 13 – Correlação entre os valores de CE50, e a precipitação, OD, pH e salinidade do afloramento na célula do lixão. r = coeficiente de correlação de Pearson; p = nível de significância; n = número amostral.

	OD (mg/L)	pH	Salinidade (ppm)	Precipitação (mm)
CE₅₀-48h (%)				
r	0,034	0,734	0,392	-0,519
p	0,966	0,266	0,608	0,481
n	4	4	4	4

5.5 Poço de água subterrânea do Lixão (Ponto D)

5.5.1 Caracterização das amostras do afloramento de chorume e das condições pluviométricas locais do vazadouro

Os valores de OD variaram entre 4,2 mg/L e 6,1mg/L. O pH permaneceu um pouco abaixo de sete na maioria das amostras, variando pouco com o passar dos meses, chegando a um máximo de 7,2 e mínimo de 5,8. A salinidade permaneceu zero durante todo o período de coleta (Tabela 14). Já a precipitação foi reduzida entre os meses de Junho/2009 e Setembro/2009, voltando a crescer a partir de novembro, tendo um mínimo de 1 mm e um máximo de 347,90 mm (Tabela 14).

Apesar de alguns valores de pH estarem fora da faixa recomendada pela NBR 13373 (ABNT, 2005) para as condições ideais de cultivo, estima-se que este não seja o responsável pela alta toxicidade aguda encontrada nas amostras, pois os valores não estão muito distantes do ideal, estabilizando ainda mais o pH após diluição com água reconstituída, mesmo na maior concentração (80%).

Os valores de DBO₅, DQO e metais, medidos nas amostras a partir de julho/2009 encontram-se na tabela 16. Os resultados do DBO₅ estiveram

sempre abaixo de 1 mg/L e o DQO variou entre 46,87 em novembro/2009 e 7,69 em outubro/2009. Dos metais, apenas o cromo não esteve presente em nenhuma das amostras da água subterrânea da área do lixão desativado, e o chumbo foi detectado apenas em dezembro/2009.

Tabela 14 - Parâmetros físico-químicos das amostras coletadas no poço de água subterrânea localizado no lixão. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN, onde está localizado o vazadouro.

Amostras	OD (mg/L)	pH	Salinidade (ppm)	Precipitação (mm)	DBO (mg/L- O ₂)	DQO (mg/L- O ₂)	Cd (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)
10/06/09	4,9	6,6	0	304,5										
24/06/09	5,4	7	0	304,5										
08/07/09	5,2	6,6	0	347,90										
22/07/09	5,1	6,7	0	347,90	0,51	7,81								
12/08/09	5,2	6,5	0	229,20										
26/08/09	6,1	5,8	0	229,20	0,3	15,5	0	0,007	0	0	0,05	0,01	0	0,043
16/09/09	4,2	6,5	0	76,70										
30/09/09	6,1	6,6	0	76,70	0,38	40	0	0,012	0	0	0,048	0,012	0,04	0,02
16/10/09	4,5	6,8	0	1										
28/10/09	5,2	6,7	0	1	0,4	7,69	0	0	0	0	0,201	0	0	0,027
11/11/09	5,7	6,5	0	6,7										
27/11/09	5	6,4	0	6,7	1,2	46,87	0,01	0,15	0	0	0,17	0,01	0,05	0,035
09/12/09	4,5	6,3	0	9,5										
30/12/09	6	7,2	0	9,5	0,2	15,03	0,03	0,15	0,2	0	0,285	0	0,05	0,01
29/01/10	4,2	6,9	0	71,3	0,19	8,3	0	0,02	0	0	0,045	0,015	0	0,035

- Não calculados

AD – Abaixo do limite de detecção

5.5.2 Testes ecotoxicológicos e sua relação com parâmetros físico-químicos e pluviosidade

A partir do teste preliminar foram estabelecidas as concentrações de 5%, 10%, 20%, 40% e 80%, mais o controle, para os testes definitivos.

Todos os resultados ecotoxicológicos estão presentes na tabela 15. A maioria das amostras testadas resultou em toxicidade aguda para *C. dubia*, sendo o menor valor de CE_{50-48h} = 12,31%, em 10/06/09 (Tabela15).

Tabela 15 - Resultados dos testes ecotoxicológicos para as amostras de água subterrânea coletadas no lixão desativado de Cidade Nova.

Amostras	CE50-48h (%)
10/06/09	12,31
24/06/09	45,95
08/07/09	30,31
22/07/09	42,87
12/08/09	40
26/08/09	23,27
16/09/09	53,01
30/09/09	42,07
16/10/09	-
28/10/09	71,27
11/11/09	-
27/11/09	-
09/12/09	-
30/12/09	56,57
29/01/10	-

Após observar os resultados da correlação dos valores físico-químicos com os ecotoxicológicos encontramos apenas uma correlação negativa para a precipitação, indicando que quanto maior o volume de chuvas menores os valores de CE_{50-48h} , ou seja, o aumento das chuvas levou ao aumento da toxicidade (Tabela 16). Nos demais parâmetros analisados não houve nenhuma correlação significativa.

Tabela 16 – Correlação entre os valores de CE₅₀, e a precipitação, parâmetros físico-químicos e químicos da água subterrânea coletada no vazadouro desativado. r = coeficiente de correlação de Pearson; p = nível de significância; n = número amostral.

	OD (mg/L)	pH	Sal (ppm)	Precipita- ção (mm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Cd (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)
CE₅₀-48h (%)														
r	0,097	0,164	--	-0,911	0,174	-0,387	0,269	0,210	0,269	--	0,746	-0,880	0,102	-0,445
p	0,789	0,651	--	<0,001	0,826	0,613	0,731	0,790	0,731	--	0,254	0,120	0,898	0,555
n	10	10		10	5	5	5	5	5		5	5	5	5

5.5.3 Diagnóstico da qualidade da água subterrânea do lixão desativado

Alguns valores de metais na água subterrânea estão ligeiramente acima dos níveis permitidos pela resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doce Classe I (destinadas ao abastecimento para consumo humano, dentre outros), como podemos observar na tabela 20 para o cádmio, cobre, chumbo e níquel. Os resultados de DBO₅ obtidos se encontram dentro do estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/ 2005 (tabela 17) para águas doces de classe I, já o OD se apresentou abaixo da média na maior parte dos meses analisados. O pH só ficou abaixo do padrão no mês de agosto, estando nos outros meses dentro do permitido pela resolução.

Tabela 17 - Resultados das análises de físico-químicas presentes nas amostras de água subterrânea e limites de classificação de águas doce (Classe I) de acordo com a Resolução CONAMA 357/05.

Parâmetros	CONAMA 357/05	Jul./09	Ago./09	Set./09	Out./09	Nov./09	Dez./09	Jan./10
OD	> 6 mg/L	5,1	6,1	6,1	5,2	5,7	6	4,2
pH	6 à 9	6,7	5,8	6,6	6,7	6,5	7,2	6,9
DBO ₅ (mg/L-O ₂)	3 mg/L O ₂	0,51	0,3	0,38	0,4	1,2	0,2	0,19
Cd (mg/L)	0,001 mg/L	-	0	0	0	0,01	0,03	0
Cu (mg/L)	0,009 mg/L	-	0,01	0,012	0	0,15	0,15	0,02
Pb (mg/L)	0,01mg/L	-	0	0	0	0	0,2	0
Cr (mg/L)	0,05 mg/L	-	0	0	0	0	0	0
Fe (mg/L)	0,3 mg/L	-	0,05	0,048	0,201	0,17	0,29	0,045
Mn (mg/L)	0,1 mg/L	-	0,01	0,012	0	0,01	0	0,015
Ni (mg/L)	0,025 mg/L	-	0	0,04	0	0,05	0,05	0,01
Zn (mg/L)	0,18 mg/L	-	0,04	0,02	0,027	0,035	0,01	0,035

■ Valores abaixo do recomendado pela resolução CONAMA nº 357/ 2005.

Os resultados ecotoxicológicos também não permitem a classificação da água do poço de água subterrânea nas classes I e II (permitidas para consumo humano após tratamento simplificado), pois no Art. 14 desta mesma resolução temos que um corpo aquático se enquadra nestas classes quando “não há verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela

realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido”.

Na realidade, sem tratamento adequado, este corpo aquático não é classificado nem como classe III (que permite destinação a consumo humano após tratamento convencional ou avançado), pois para esta classe não pode haver “verificação de efeito tóxico agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido”.

Apesar disso, aparentemente, a causa da toxicidade deste poço pode não ter uma influência direta dos problemas causados pelo lixão, pois a quantidade de DBO₅ e DQO é baixa. Isso poderia ser esperado, principalmente em épocas não chuvosas, pois a topografia favorece o escoamento dos líquidos infiltrados na direção contrária a do poço, e a granulometria (região de dunas) favorece a rápida infiltração, com pouco escoamento superficial.

Ainda assim, é importante que se continue o monitoramento desse poço, bem como as análises físico-químicas para que seja encontrada a razão para sua toxicidade; pelos dados expostos, essa água é imprópria para consumo humano e seu uso deve ser descontinuado. Singh et al (2007) encontrou uma possível relação empírica entre metais pesados e o percolado de RSU, mostrando claramente o impacto do aterro na qualidade das águas subterrâneas. Esses autores destacam que uma atenção particular deve ser dada aos poços situados a um baixo gradiente do aterro e na direção do fluxo das águas subterrâneas.

5.6 Ponto Difuso (Ponto E)

Baseando-se nos testes preliminares foram definidas para este ponto as seguintes diluições da amostra para os ensaios definitivos: 0; 0,62; 1,25; 2,5; 5; e 10.

Os resultados ecotoxicológicos das amostras deste ponto não indicaram toxicidade aguda aos organismos testes, porém indicou uma alta toxicidade crônica, com um VC = 2,5% (Tabela 18). A média mensal da precipitação nesse mês foi 347,9 mm. O OD da amostra foi alto, sendo igual a 6,5 mg/L. O pH foi levemente ácido, com valor igual a 6,6. A salinidade encontrada foi de 7 ppm (Tabela 18). Os valores de pH são compatíveis com o pH caracteristicamente ácido de percolados de aterros novos sob condições de elevada pluviosidade (Machado, 2005; Eduardo, 2007)

Tabela 18 – Resultado do teste ecotoxicológico e pH, OD, e salinidade da amostra difusa coletada durante um acúmulo de lixo temporário no vazadouro desativado. Precipitação pluviométrica média da cidade de Natal/RN, onde está localizado o vazadouro.

Amostra	CE50-48h (%)	Precipitação (mm)	OD (mg/L)	pH	Sal (ppm)
08/07/2009	-	347,9	6,5	6,6	7

Dueñas et al (2003) constatou que, antes do lixão de Cidade Nova ser desativado, os moradores da vizinhança reclamavam principalmente dos mosquitos, fumaça, mau cheiro e do chorume. Com a desativação é esperado um aumento na qualidade de vida desta população durante todo o ano, mas para isso é necessário que a gestão forneça ambiente adequado para a estação de transbordo, projetada e capacitada para acumular resíduos temporariamente devido a situações inesperadas no decorrer do ano.

6. CONCLUSÕES

Os resultados mostram que um eventual descarte proposital ou acidental de percolados líquidos tratados do ASRMN seria inadequado, devido a alta toxicidade associada a esses efluentes. Portanto, os resultados apontam a necessidade de um sistema de tratamento mais eficaz nos efluentes do ASRMN, considerando um futuro descarte.

- Foi verificado que o percolado do ASRMN foi tóxico para a *Ceriodaphnia dubia* durante todos os meses analisados (Maio/2009 à Janeiro 2010), com uma CE_{50-48h} mínima de 1,0%. A matriz de correlação indicou influência da precipitação, ocorrendo uma diminuição da toxicidade com o aumento das chuvas. Já o aumento da salinidade foram coincidentes com um aumento no grau de toxicidade.
- A lagoa de contenção do vazadouro não causou efeito agudo da exposição aos organismos teste, ressaltando a diluição gerada pela água das chuvas, que ocasiona o afloramento do percolado e a própria captação superficial.
- O percolado gerado no afloramento do vazadouro apresentou CE_{50-48h} mínima de 1,0% e um VC mínimo de 5,7%, mostrando-se consideravelmente mais tóxico que a lagoa de contenção, provavelmente por não sofrer diluição da água pluviométrica superficial.
- Apesar da água do poço localizado no vazadouro ter apresentado CE_{50-48h} mínima de 12,31%, não foi suficientemente esclarecido em que medida esses valores são influenciados pela contaminação pelos percolados produzidos no local; porém, devido ao caráter tóxico dessa água, testes complementares devem ser feitos para confirmar a qualidade da água que é usada para abastecimento humano.
- O percolado produzido pelo acúmulo temporário de resíduos sólidos a céu aberto por um período de poucos dias não apresentou toxicidade aguda aos organismos teste. Estudos mais aprofundados devem ser realizados, aumentando o meio amostral, para se obter resultados, mais próximos dos reais, sobre a toxicidade da amostra.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2005. NBR 13373: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - **Método de ensaio com Ceriodaphnia spp. (Cladocera, Crustacea)**. Rio de Janeiro.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2007. NBR 15469. Ecotoxicologia Aquática – **Preservação e preparo de amostras**. Rio de Janeiro.
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2009. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2009**. São Paulo.
- Alkassasbeh, J.Y.M.; Heng, L.Y.; Surif, S. (2009) Toxicity Testing and the Effect of Landfill Leachate in Malaysia on Behavior of Common Carp (*Cyprinus carpio* L., 1758; Pisces, Cyprinidae). **American J. of Environmental Sciences**. 5(3): 209-217.
- Aragão, M.A. & Araújo, R.P.A. **Ecotoxicologia Aquática – princípios e aplicações**. Org. Zagatto, P.A. & Bertoletti, E. São Carlos: RiMa, 2006.
- Bertazzoli, R. & Pelegrini, R.T. (2002) Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. **Química Nova**. Brasil, v. 25, n. 03, p. 477-482.
- Bidone, F.R.A. & Pivonelli, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. 1. ed. São Carlos: Projeto REENGE. 120 p. São Paulo: EESC-USP, 1999.
- Bilgili, M. S; Demir, A; Özkaya, B. (2007) Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. **Journal of Hazardous Materials**. 143: 177–183.
- Bloor, M.C. & Banks, C.J. (2006). Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two aquatic macro-invertebrates: demonstrating the remediation potential of aerobic digestion. **Hydrobiologia**. 556: 387–397.
- BRASIL. [Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010.](#)
- BRASIL. Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de março de 2005.
- Brentano, D. M. **Desenvolvimento e aplicação do teste com toxicidade crônica com *Daphnia magna*: Avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**. 2006. 129p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Carniato J.G.; Geraldo, S. M.; Brito-Pelegrini, N.N.; Pelegrini, R.T.; Parteniani, J.E.S. (2007) Avaliação da toxicidade de resíduos sólidos pós tratamento

biológico e fotocatalítico. **Eng. Ambiental: pesquisa e tecnologia**. v.4 n.2 p.92-101

Carvalho, A.L; Matos, A.T; Hawakawa, P.J; Azevedo, R.F. (2006) Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Engenharia na Agricultura**. v.14, n.2, 131-138.

Chasin, A. A. M.; Pedrozo, M. F. M. O estudo da toxicologia. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. da M. (Org.) **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. 340p. São Carlos: RIMa, 2003.

Cheung, K. C; Chu, L.M; Wong, M.H. Toxicity effect of landfill leachate on microalgae. **Water, Air and Soil Pollution** (1993). v. 69: 337-349.

Clément, B. & Merlin, G. (1995) The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **Sci Total Environ** 170:71–79.

Clément B, Persoone G, Janssen RC, Le Dû-Delepiene A (1996) Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates - I. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests. **Chemosphere**. 33:2303-2320.

CETESB - Companhia de Tecnologia em Saneamento Ambiental/SP. 2010. IVA - Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva.asp Acessado em: 20/10/2010.

Cruz, A. C. S. **Seleção de substâncias orgânicas como referência em testes de toxicidade com embriões da ostra Crassostrea rhizophorae, GUILDING, 1998: Controle da qualidade analítica de testes ecotoxicológicos**. 2003. 62 p. Dissertação (Mestrado em ecologia e monitoramento). UFBA, Salvador.

Dave, G. & Nilsson, E. (2005). Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. **Aquatic Toxicology**. 73: 11–30.

Dueñas, M.A.F; Câmara, A.F; Rocha, B.O.; Machado, C.E. (2003). O impacto do “lixão” na qualidade de vida da comunidade circunvizinha nos bairros de Cidade Nova e Felipe Camarão Natal /RN. **XXIII Encontro Nac. de Eng. de Produção**. Ouro Preto/ MG.

Eduardo, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho/RJ – Brasil**. 2007. 98p. Dissertação (PPG em Engenharia Ambiental). UERJ, Rio de Janeiro.

Environmental Canada. **Guidance document on control of toxicity test precision using reference toxicants**. 1990. E.P.S. 1/RM/12. 77p.

- Fjällborg, B; Ahlberg, G; Nilsson, E; Dave, G. (2005) Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate. **Environ. Int.** 31:25–31.
- Fjällborg, B. & Gustafsson, N. (2006) Short-Term Bioassay Responses to Sludge Products and Leachate **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 51, 367–376.
- Fjällborg, B; Li, B; Nilsson, E; Dave, G. (2006) Toxicity Identification Evaluation of Five Metals Performed with Two Organisms (*Daphnia magna* and *Lactuca sativa*). **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 50, 196–204.
- Finkler, R. **Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de *Daphnia magna*.** 2002. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). UFSC, Florianópolis.
- FIRJAN – Federação das Indústrias do estado do Rio de Janeiro. 2006. **Manual de Gerenciamento de Resíduos: Guia de procedimento passo a passo.** Rio de Janeiro: GMA, 2006.
- Flohr, L.; Brentano, D. M.; Carvalho-Pinto, C. R. S.; Machado, V. G.; Matias, W. G. (2005) Classificação de resíduos sólidos industriais com base em testes ecotoxicológicos utilizando *Daphnia magna*: uma alternativa. **Biotemas**, 18 (2): 7 – 18.
- Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Management.** 29: 2227–2239.
- Isidori, M; Lavorgna, M; Nardelli, A; Parrella, A. (2003) Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. **Chemosphere.** 52: 85–94
- Knie, J.L.W. & Lopes, E.W.B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações.** Florianópolis: FATMA, 2004. 289 p.
- Knie, J. **Proteção ambiental com testes ecotoxicológicos: Experiências com a análise das águas e dos efluentes no Brasil.** Florianópolis: FATMA, 1998.
- Laitano, K.S. & Matias, W. G. (2006) Teste de toxicidade com *Daphnia magna*: Uma ferramenta para avaliação de um reator experimental UASB. **Journal of the Braz. Society of Ecotox.** Brasil, v.1, n.1, p.43-47.
- Lins, M. C. M. **Avaliação microbiológica e fitotóxica do chorume da estação de tratamento do Aterro de Muribeca – PE.** 2005. Dissertação (PPG em Biotecnologia de Produtos Bioativos. 91p. UFPE, Recife.
- Lopes, R. L.; Nascimento, W. R. H.; Araújo, A. L. C.; Menezes, C. G. R. (2008). Caracterização do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Região

Metropolitana de Natal/RN (Brasil). **XXXI Congresso Interamericano AIDIS**. Santiago/ Chile.

Machado, V.G. **Determinação do potencial tóxico e genotóxico de líquido percolado gerado em aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos**. 2005. Dissertação (PPG em Engenharia Ambiental). 109p. UFSC, Florianópolis.

Mackenzie, S. M; Waite, S; Metcalfe, D. J; Joyce, C. B. (2003) Landfill leachate ecotoxicity experiments using *Lemna minor*. **Water, Air, and Soil Pollution**. 3: 171–179.

Melo, M.C. *et al.* (2002). Estudos de Toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos. **Revista Biotecnologia**. Ano v, n° 28, 48-52pp.

Monteiro, V.E.D., Jucá, J.F.T., Rego, C.C. (2001) Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. **21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. João Pessoa/ Paraíba.

Novelli, A. **Estudo liminológico e ecotoxicológico da água e sediment do rio Monjolinho/ São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre**. (2005). Dissertação (PPG em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC/USP: São Carlos.

Oliveira-Neto, A.L. & Botta-Paschoal, C.M.R. (2000) Sensibilidade do cladocera lacustre planctônico *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae) aos metais cádmio, cromo e chumbo. Espíndola, E.L.G; Paschoal, C.M.R.B; Rocha, O; Bohrer, M.B.C; Neto, A.L.O. (Eds). In: **Ecotoxicologia Perspectivas para o século XXI**. p.537-543.

Olivero-Verbel, J; Padilla-Bottet, C; Rosa, O. De la (2008) Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 70: 294-299.

Pacheco, J.R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário**. 2004. 81p. Dissertação (PPG em Química). UFPR: Curitiba.

Pacheco, J.R. & Peralta-Zamora, P.G. (2004) Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume) **Eng. Sanit. Ambient**. V.9 n°4

Pelegriani, N. N. B. **Sistema de filtração lenta no tratamento de percolado do aterro sanitário de Limeira-SP**. 2006. 85p. Dissertação (Engenharia Agrícola). UNICAMP: Campinas.

Pivato, A. & Gaspari, L. 2006. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste Manage.**, 26: 1148-1155.

- Provasoli, L., McLaughlin [sic], J.J.A. and Droop, M.R. 1957. The development of artificial media for marine algae. **Arch. Mikrobiol.** 25: 392-428.
- Saar, J. H. **Biotestes para efluentes industriais – Ameaça ou solução?** Umwelt – Assessoria Ambiental. Artigo Técnico. Acesso em: www.Umwelts.com.br. 2002.
- Sang, N; Li, G; Xin, X. (2006) Municipal landfill leachate induces cytogenetic damage in root tips of *Hordeum vulgare*. **Ecotoxicology and Environmental Safety.** 63: 469–473.
- Silva, A.C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado.** 2002. Dissertação (PPG em Engenharia). 111p. UFRJ, Rio de Janeiro.
- Silva, A.C.; Dezotti M.; Sant Anna Jr., G.L. (2004) Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate, **Chemosphere** 55: 207–214.
- Silva, I. R.; Guimarães, J.R.L.; Moreno, J.C. (2005). Avaliação da quantidade de resíduos depositados no aterro sanitário metropolitano em relação ao antigo lixão da Cidade Nova em Natal/RN. **23º Cong. Bra. de Eng. Sanitária e Ambiental.** Campo Grande/ MS.
- Silva, E.M.M; Meneses, C.G.R.; Moreno, J. C. (2005) Degradação ambiental da área do lixão Cidade Nova devido ao acúmulo de resíduos sólidos. **23º Cong. Bra. de Eng. Sanitária e Ambiental.** Campo Grande/ MS.
- Singh, U.K; Kumar, M; Chauhan, R; Jha, P.K; Ramanathan, A; Subramanian, V. (2007). Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: A case study of the Pirana site in western India. **Environ. Monit. Assess.**
- Sisinno, C.L.; Oliveira-Filho, E.C.; Dufrayer, M.C.; Moreira, J.C.; Paumgarten, F.J.R. (2000). Toxicity evolution of a municipal leachate using zebrafish acute test. **Bulletin of Environment Contamination and Toxicology.** 64 (1), 107–113.
- Svensson, B.M.; Mathiasson, L.; Martensson, L.; Bergstrom, S. *Artemia salina* as test organism for assessment of acute toxicity of leachate water from landfills, **Environ. Monit. Assess** 102 (2005), pp. 309–321.
- Tavares, L.H.S; Rocha, O. **Produção de Plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para Alimentação de Organismos Aquáticos.** São Carlos: RiMa, 2006.
- Thomas, D.J.L.; Tyrrel, S. F; Smith, R; Farrow, S. Bioassays for the Evaluation of Landfill Leachate Toxicity. **Journal of Toxicology and Environ. Health** (2009) v.12: 83-105.

- Tränkler, J; Visvanathan, C; Kuruparan, P; Tubtimthai, O. (2005). Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics—Results from lysimeter studies. **Waste Management** 25: 1013–1020.
- Zagatto, P.A. **Ecotoxicologia Aquática – princípios e aplicações**. Org. Zagatto, P.A. & Bertolotti, E. São Carlos: RiMa, 2006.
- Zagatto, P.A.; Lorenzetti, M. L.; Perez, L.S.N.; Menegon, JR.N.; Buratini, S.V. (1997). **Proposta de um novo índice de qualidade de água**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo.
- Ward, M.L. Bitton, G.; Townsend, T.; Booth, M. (2002) Determining toxicity of leachates from Florida municipal solid waste landfills using a battery-of-tests approach. **Environ. Toxicol.** 17: 258–266.
- Wiszniewski, J; Robert, D; Surmacz-Gorska, J; Miksch, K, Weber, J.B. (2006) Landfill leachate treatment methods: A review. **Environ Chem Lett.** 4: 51–61.