



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

Naiara Angelo Gomes

ANÁLISE DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO GERADO EM UMA CÉLULA DO
ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB

Campina Grande – PB

2017

Naiara Angelo Gomes

**ANÁLISE DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO GERADO EM UMA CÉLULA DO
ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

MÁRCIO CAMARGO DE MELO, Dr.
Orientador

VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO, Dr.^a.
Coorientadora

Campina Grande – PB

2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

G633a Gomes, Naiara Angelo.
Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do aterro sanitário em Campina Grande-PB / Naiara Angelo Gomes. – Campina Grande, 2017.
86 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2017.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo e Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

Referências.

1. Toxicidade. 2. Lixiviado. 3. Aterro Sanitário. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

CDU 628.472.3(813.3)(043)

Naiara Angelo Gomes

**ANÁLISE DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO GERADO EM UMA CÉLULA DO
ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Orientador)
UFCG/UAS

Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Coorientadora)
UFCG/UAEC

Prof^a. Dr^a. Luiza Eugênia da Mota Rocha Cirne
(Examinadora externa)
UFCG/UAEA

Prof. Dr. Francisco de Assis Cardoso Almeida
(Examinador externo)
UFCG/UAEA

Prof. Dr. Rui de Oliveira
(Examinador interno)
UEPB/PPGECA

Campina Grande – PB, 03 de março de 2017.

Ao meu querido esposo, Francisco Ramon, pelo
apoio incondicional e amor dedicado.

AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente, por me proteger diariamente e sempre ter me encorajado nos momentos difíceis durante esta caminhada.

À minha mãe, Elizete Gomes, e ao meu Pai, Nailson Oliveira, por terem acreditado e confiado em mim. Aos senhores todo o meu respeito e admiração.

Ao meu amado esposo, Francisco Ramon, pela sua amizade, companheirismo, incentivos e apoio. Obrigada por você existir em minha vida e sempre cuidar de mim.

Aos meus orientadores, Prof. Márcio e Profa. Veruschka, pelos ensinamentos transmitidos, paciência e atenção quando surgiam dúvidas relacionadas à pesquisa, e por terem me recebido de braços abertos no grupo de pesquisa. A vocês muito obrigada!

Aos meus queridos irmãos que, mesmo distantes, sempre me apoiavam constantemente.

À todos os integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), pelas contribuições nos momentos de realização dos ensaios e na interpretação de alguns resultados.

Aos integrantes do subgrupo de físico-química, em especial, a Gisele e Marbara, por sempre me ajudarem nos dias de coleta e na execução dos ensaios.

À Marbara e Libânia que, mesmo diante de tantas atividades e obrigações, não mediram esforços e corrigiram previamente esta dissertação. A Breno, por ter me ajudado na tradução dos resumos para a língua inglesa. Muito obrigada pela ajuda e, independente da ajuda, vocês são pessoas sensacionais.

À administração do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, em nome do engenheiro João Azevedo, por ter permitido e disponibilizado o campo experimental para a realização desta pesquisa.

À Profa. Alessandra do IFMA que, mesmo com suas ocupações acadêmicas e pessoais, contribuiu com o Artigo 2 desta dissertação.

À todos os professores do PPGECA que contribuíram para a minha formação acadêmica durante o curso de mestrado.

À secretária do PPGECA, Josete, por ter me ajudado nos processos burocráticos e, à secretária da UAEC, Maria José, pela sua disposição em resolver os meus pedidos sempre que eu a procurava.

À CAPES, pelo financiamento da bolsa de estudos durante o mestrado.

Enfim, às pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta pesquisa e sempre confiaram em mim. A todos, muito obrigada!

“O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.”

José de Alencar

GOMES, N. A. **Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB**. 2017. 86 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

RESUMO

O aterro sanitário é a técnica de disposição final de resíduos sólidos urbanos mais utilizada no mundo. No entanto, devido à complexidade do processo de degradação biológica que ocorre no interior das células de resíduos, são gerados os líquidos lixiviados, que em função de serem efluentes tóxicos, heterogêneos e com uma composição bastante variada e complexa, podem causar toxicidade à saúde pública e ao meio ambiente. Assim, o objetivo deste trabalho foi analisar o potencial tóxico do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande, Paraíba. O experimento consistiu em coletar quinzenalmente, durante os meses de junho a novembro do ano de 2016, amostras de lixiviado *in natura* em um poço de visita que recebia todo o líquido efluente gerado pela célula estudada. Após as coletas, o lixiviado foi caracterizado por meio de ensaios físico-químicos (pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, cloretos, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal total e metais pesados) e toxicológico (fitotoxicidade). Além disso, fez-se ainda, uma análise estatística dos dados obtidos durante o período de monitoramento. Os resultados demonstraram que em condições ácidas de pH, o lixiviado apresentou elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis, demanda química de oxigênio e metais, em especial, ferro, manganês e cromo, os quais foram os principais elementos a ocasionarem fitotoxicidade às sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e de repolho (*Brassica oleraceae*). Contudo, quando o pH do lixiviado tendeu para valores entre a neutralidade e a basicidade, as concentrações dos metais analisados tiveram um decaimento, reduzindo, dessa forma, o potencial de toxicidade do lixiviado em relação aos metais. Porém, durante esse período, foram determinados os maiores teores de nitrogênio amoniacal total, mas, devido ter prevalecido no lixiviado o nitrogênio na forma de íon amônio, esse componente, provavelmente, não conferiu toxicidade as referidas sementes. Conclui-se que, o lixiviado apresentou um maior potencial fitotóxico na fase de degradação ácida, e, com a evolução do processo de biodegradação dos resíduos depositados na célula analisada, os ensaios de fitotoxicidade evidenciaram um lixiviado com uma menor carga tóxica.

Palavras-chave: Toxicidade. Lixiviado. Aterro sanitário.

GOMES, N. A. **Analysis of toxicity of the leachate generated in a Landfill cell in Campina Grande (PB), Brazil**. 2017. 86 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ABSTRACT

Sanitary landfilling is the most widely used final disposal technique for municipal solid waste in the world. However, due to the complexity of the biological degradation process inside the waste mass, the leachate liquid are generated. The leachate requires special attention, because it is a toxic, heterogeneous effluent with a very varied and complex composition; can cause promote toxicity to health public and the environment. In this context, this work aimed to analyze the toxic potential of leachate generated in a landfill cell in Campina Grande – State of Paraíba, Brazil. The experiment consisted of collecting samples of fresh leachate (biweekly from June to November of 2016) in a well that received all the liquid generated by the landfill cell studied, from the landfill of Campina Grande. After collection, the leachate was characterized by physical-chemical (pH, total alkalinity, volatile fatty acids, chlorides, chemical oxygen demand, total ammonia nitrogen and heavy metals) and toxicological (phytotoxicity) analyses. In addition, the correlations between these parameters were verified. The results registered that in acidic conditions of pH, the leachate presented high concentrations of volatile fatty acids, biochemical demand of oxygen and metals (especially iron, manganese and chromium). These were the main factors causing phytotoxicity of tomato (*Solanum lycopersicum*) and cabbage (*Brassica oleraceae*) seeds. However, when the pH of the leachate tended to be between neutral and basic, the concentrations of the analyzed metals decreased, reducing the toxicity potential of the leachate in relation to the metals. Even so, during this period, the highest levels of total ammoniacal nitrogen were obtained. Because nitrogen in the form of ammonium ion prevailed in the leachate, this component probably did not infer toxicity to plant seeds. It can be concluded that the leachate presents a higher phytotoxic potential in the acid degradation phase. With the evolution of the biodegradation process of the residues deposited in cell studied, despite the high levels of ammoniacal nitrogen measured, the phytotoxicity tests evidenced a leachate with a lower toxic load.

Keywords: Toxicity. Leachate. Landfill.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Aterro sanitário de resíduos sólidos	20
Figura 2 – Sequências metabólicas, etapas e grupos de microrganismos dominantes na fase anaeróbia de degradação dos resíduos orgânicos em aterros	24
Figura 3 – Composição do lixiviado e biógas de acordo com as fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros	26
Figura 4 – Distribuição da amônia (NH ₃) e íon amônio (NH ₄ ⁺) em função do pH, em temperatura de 25°C	34

Artigo 1

Figura 1 – Aterro Sanitário em Campina Grande (PB): 1A) Localização; 1B) Layout do Aterro	43
Figura 2 – Comportamento do pH ao longo do tempo	45
Figura 3 – Evolução temporal dos teores de metais: A) Chumbo, Cromo, Cobalto, Níquel; B) Ferro e Manganês	46
Figura 4 – Evolução temporal dos ácidos graxos voláteis	47
Figura 5 – Comportamento da alcalinidade total com o decorrer do tempo	48
Figura 6 – Comportamento temporal dos teores de nitrogênio amoniacal total.....	49
Figura 7 – Concentrações de cloretos com o decorrer do tempo.....	50
Figura 8 – Concentrações de DQO com o passar do tempo	51

Artigo 2

Figura 1 – Layout do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB) com destaque para a C3....	61
Figura 2 – Evolução temporal do pH	63
Figura 3 – Concentrações de nitrogênio amoniacal total ao longo do tempo	64
Figura 4 – Concentrações dos metais presentes no lixiviado com o decorrer do tempo: A) Ferro e Manganês; B) Zinco, Chumbo, Cromo e Níquel	66
Figura 5 – Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo.....	68
Figura 6 – Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo.....	68
Figura 7 – Análise em Componentes Principais.....	72

LISTA DE QUADROS

Artigo 2

Quadro 1 – Parâmetros analisados e métodos utilizados nesta pesquisa.....	62
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Diferentes composições de lixiviado com base na idade do aterros norte-americanos	27
Tabela 2 – Variação da composição do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários brasileiros	28
Tabela 3 – Teores de metais pesados em lixiviados de aterros de resíduos de RSU	32
Tabela 4 – Padrões de lançamento para o lixiviado gerado em aterro sanitário	33

Artigo 1

Tabela 1 – Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado	53
--	----

Artigo 2

Tabela 1 – Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado	71
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E NOMENCLATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ACP – análise em componentes principais

Ag – prata

AGV – ácidos graxos voláteis

Al – alumínio

As – arsênio

AT – alcalinidade total

Cd – cádmio

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Co – cobalto

CO₂ – dióxido de carbono

CO₃²⁻ – carbonato

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr – cromo

CRR – crescimento relativo da raiz

CRRT – crescimento relativo da raiz de tomate

CRRR – crescimento relativo da raiz de repolho

Cu – cobre

C3 – célula 3

°C – grau Celsius

DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio

DQO – demanda química de oxigênio

Fe – ferro

FVMP – frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

g.cm⁻³ – grama por centímetro cúbico

GRS – germinação relativa das sementes

GRST – germinação relativa da semente de tomate

GRSR – germinação relativa da semente de repolho

HCO₃⁻ – bicarbonato

Hg – mercúrio

H₂ – hidrogênio molecular ou gás hidrogênio

kg – quilograma

LGA – Laboratório de Geotecnia Ambiental

m – metro

mg.L⁻¹ – miligrama por litro

Mn – manganês

Mo – molibdênio

MS – Ministério da Saúde

m² – metro quadrado

m³.s⁻¹ – metro cúbico por segundo

NAT – nitrogênio amoniacal total

NBR – norma brasileira

Ni – níquel

NH₄⁺ – íon amônio

NH₃ – amônia livre ou gasosa

N-orgânico – nitrogênio orgânico

NTK – nitrogênio total Kjeldahl

Pb – chumbo

pH – potencial hidrogeniônico

PMGIRS – Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

RSO – resíduos sólidos orgânicos

RSU – resíduos sólidos urbanos

t – tonelada

UFMG – Universidade Federal de Campina Grande

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

UTM – universal transversa de Mercator

VMP – valores máximos permitidos

Zn – zinco

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	17
1 INTRODUÇÃO GERAL	17
1.1 OBJETIVOS	19
1.1.1 Geral	19
1.1.2 Específicos	19
CAPÍTULO 2	20
2 REVISÃO DE LITERATURA	20
2.1 ATERROS SANITÁRIOS	20
2.1.1 Definição	20
2.1.2 Disposição de RSU em aterro sanitário.....	21
2.1.3 Dinâmica de aterros sanitários	22
2.2 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	24
2.2.1 Definição	24
2.2.2 Geração e composição.....	25
2.2.3 Impactos ambientais causados pelos lixiviados de aterros sanitários	28
2.3 TOXICIDADE DO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS	30
2.3.1 Componentes tóxicos presentes no lixiviado	30
2.3.2 Fitotoxicidade.....	35
2.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A TOXICIDADE DO LIXIVIADO.....	37
2.4.1 Composição dos resíduos sólidos urbanos	37
2.4.2 Potencial hidrogênionico (pH)	38
2.4.3 Alcalinidade total (AT)	39
2.4.4 Ácidos graxos voláteis (AGV)	39
2.4.5 Cloreto	40
CAPÍTULO 3	41
3.1 ARTIGO 1	41
1 INTRODUÇÃO.....	42
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
2.1 Campo experimental	43
2.2 Caracterização do lixiviado gerado pela Célula 3.....	44
2.3 Correlações estatísticas	45
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45

3.1	Potencial hidrogênionico (pH)	45
3.2	Ácidos graxos voláteis (AGV)	47
3.3	Alcalinidade total (AT)	48
3.4	Cloretos	50
3.5	Demanda química de oxigênio (DQO)	51
4	CORRELAÇÕES ESTATÍSTICAS	52
5	CONCLUSÕES	54
	REFERÊNCIAS	54
3.2	ARTIGO 2	58
1	INTRODUÇÃO	59
2	METODOLOGIA	60
2.1	Área de estudo	60
2.2	Monitoramento do lixiviado	61
2.3	Análise estatística dos dados	62
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
3.1	Potencial hidrogênionico (pH)	63
3.2	Nitrogênio amoniacal total (NAT)	64
3.3	Metais pesados	65
3.4	Fitotoxicidade	67
4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	70
5	CONCLUSÕES	73
	REFERÊNCIAS	74
	CAPÍTULO 4	78
4	CONCLUSÕES GERAIS	78
	REFERÊNCIAS	79

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, o problema do gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) vem se agravando pela sua crescente geração e por estes constituírem-se, cada vez mais, de características inerentes, compostas por substâncias tóxicas e contaminantes, com a capacidade de ocasionar efeitos adversos à saúde pública e ao meio ambiente.

No Brasil, de acordo com os dados da Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2015), durante o ano de 2015 foram gerados aproximadamente 79,9 milhões de toneladas (t) de RSU. Desse total, pouco mais de 7,3 milhões de t deixaram de ser coletadas e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio (lagos, rios, galerias pluviais, terrenos baldios entre outros), e dos resíduos coletados (72,6 milhões de t), a grande maioria, 58,7%, foi depositada em aterros sanitários. Cabe destacar que, a disposição final de RSU em aterros brasileiros, geralmente não obedece a hierarquia do gerenciamento dos resíduos (não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento de resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos) preconizada pela Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

No entanto, a disposição de RSU em aterros sanitários é a prática mais comum no mundo, em função dos custos reduzidos quando comparados com outras tecnologias de tratamento e da disponibilidade, ainda razoável, de áreas para sua implantação (CASTILHOS Jr., DALSSASSO e ROHERS, 2010). Contudo, devido à complexidade do processo de biodegradação dos resíduos que ocorre no interior do aterro, surge a geração de subprodutos, a exemplo do lixiviado, que, se não coletado e tratado adequadamente, acarreta diversos impactos ambientais negativos à saúde pública, ao solo e aos recursos hídricos (superficiais e subterrâneos).

O lixiviado é um líquido de coloração escura, odor desagradável e muito tóxico (SILVA, 2012). Forma-se pela ação enzimática dos microrganismos sobre a matéria orgânica depositada nos aterros (NASCENTES et al., 2015), juntamente com o teor de umidade presente inicialmente nos RSU e as águas pluviais que se infiltram pela camada de cobertura das células de resíduos (BAUN et al., 2003; FOUL et al., 2009). Sua composição é bastante variável, complexa e sempre difere de um aterro para outro, apresentando, na maioria das vezes, compostos tóxicos como: ácidos graxos voláteis, nitrogênio amoniacal e metais pesados dissolvidos em elevadas concentrações (OLLER, MALATO e SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011),

além de compostos orgânicos xenobióticos e uma diversidade de microrganismos patogênicos (CRISTENSEN et al., 1994).

Os compostos tóxicos de maior relevância ambiental presentes em lixiviados de aterros são os metais pesados e o nitrogênio amoniacal total na forma de amônia gasosa (NH_3). Em relação à amônia gasosa ou livre, quando em excesso no solo ou em corpos d'água, pode causar diversos problemas, entre os quais destacam-se: contaminação e poluição da água, mortandade da fauna e flora, presentes no solo e nos recursos hídricos, inibição do metabolismo de microrganismos, problemas de eutrofização nos corpos aquáticos e fitotoxicidade no solo. Além destes, cita-se também o surgimento de doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e a formação de substâncias com poder mutagênico e carcinogênico em vários organismos (MURATA, SANTOS e TERÁN, 2011; SILVA, 2016). Já os metais, por serem substâncias não biodegradáveis, podem permanecer no meio ambiente e entrar na cadeia trófica, causando, em seres humanos, doenças crônicas e agudas (MANAHAN, 1992).

Nesse contexto, o desenvolvimento de pesquisas com a finalidade de investigar a composição físico-química associada à toxicidade de lixiviados gerados em aterros sanitários, apresenta-se como uma atividade de fundamental importância, visto que, esses estudos proporcionam um banco de dados que podem servir de subsídio técnico e científico para indicar uma tecnologia eficiente de tratamento para o lixiviado e, ainda, serem utilizados como suporte para o redirecionamento da operação das células de resíduos no aterro sanitário. Além do mais, os dados obtidos podem também ser usados para pressupor os potenciais impactos negativos que podem ser ocasionados no meio ambiente, caso o lixiviado seja lançado de maneira inadequada ou sem um prévio tratamento.

Diante disso, a contribuição científica deste estudo assume caráter científico e acadêmico, além de caráter social e ambiental em nível regional, uma vez que, com sua execução será determinado um conjunto de dados inéditos sobre a composição físico-química e toxicológica do lixiviado gerado pela biodegradação dos RSU depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, podendo os resultados obtidos ser utilizados na tomada de decisão quanto ao gerenciamento dos RSU dispostos no mencionado Aterro e, ainda, servir de auxílio para a escolha de uma tecnologia eficiente ou aprimoramento da existente no que se refere ao tratamento do lixiviado gerado.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

Analisar o potencial tóxico do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB.

1.1.2 Específicos

- Realizar o monitoramento físico-químico do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB;
- Investigar a interferência que os parâmetros pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, cloretos e demanda química de oxigênio exercem nos componentes tóxicos, metais e nitrogênio amoniacal total, presentes no lixiviado;
- Verificar a toxicidade do lixiviado com base em testes de fitotoxicidade;
- Avaliar a influência dos parâmetros pH, nitrogênio amoniacal total e metais pesados em relação aos ensaios de fitotoxicidade, correlacionando-os estatisticamente por meio de matriz de correlações e Análise em Componentes Principais.

CAPÍTULO 2

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ATERROS SANITÁRIOS

2.1.1 Definição

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), por meio da NBR 8.419 (ABNT, 1992), define aterros sanitários como sendo:

Técnicas de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992, p. 1)

Os aterros sanitários também podem ser considerados uma obra geotécnica e de saneamento básico, que tem a finalidade de reduzir e minimizar impactos ambientais no solo, corpos hídricos (superficiais e subterrâneos) e no ar atmosférico. Essa técnica utiliza princípios de engenharia para confinar os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, seguindo normas operacionais específicas, de modo que seja utilizada a menor área possível e evitados danos à saúde pública e ao meio ambiente (SILVA, 2016; PHILIPPI Jr., 2005). A Figura 1 ilustra um aterro sanitário.

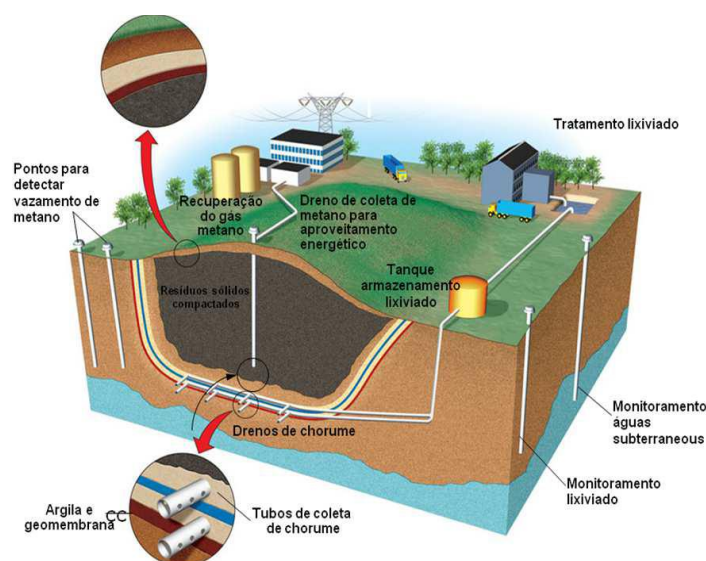


Figura 1 – Aterro sanitário de resíduos sólidos
Fonte: Miller Jr. (2008).

2.1.2 Disposição de RSU em aterro sanitário

O aterro sanitário é a técnica de disposição final de RSU mais utilizada no mundo, devido sua praticidade e baixo custo de implantação e operação, quando comparado com outras tecnologias (MONTEIRO, 2003).

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os RSU formam-se dos resíduos sólidos de origem domiciliar e de limpeza urbana (BRASIL, 2010). No entanto, devido à falta de fiscalização em executar o que recomenda a referida lei, geralmente, nas cidades brasileiras, os RSU são aqueles materiais resultantes das diversas atividades realizadas no município.

Segundo Cheng e Hu (2010) e Silva (2012), os RSU são constituídos pelos materiais descartados das inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas. Em geral, compõem-se de resíduos originados em atividades residenciais, comerciais e institucionais, contendo uma fração significativa de resíduos orgânicos putrescíveis, papel, plásticos, metais, entre outros, sendo a sua composição variável, em função da situação socioeconômica, cultural e das condições e hábitos de vida de cada população.

Assim, quando os RSU são depositados em células de aterros sanitários, ocorre uma série de processos físicos, químicos e biológicos que dão origem ao processo natural de degradação, decomposição ou estabilização da massa de resíduos aterrada. Dentre os processos citados, os biológicos são dominantes e controlam grande parte dos demais (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Por isso, que, quando se faz referência ao processo natural de degradação dos resíduos em aterros, as terminologias comumente encontradas na literatura são: biodegradação, bioestabilização, biodecomposição, oxirredução biológica, degradação biológica, decomposição biológica, entre outras. No decorrer deste trabalho estas terminologias foram utilizadas como sinônimas.

À medida que os RSU aterrados são biodegradados, geram-se subprodutos, como o lixiviado, que pode apresentar uma carga orgânica entre 10 e 75 vezes maior que a dos esgotos domésticos (TCHOBONOGLOUS, THIENSEN e VIGIL, 1993; VON SPERLING, 2005), e, se não coletado nas células de resíduos e tratado adequadamente, ao ser lançado no ambiente provoca diversos impactos ambientais negativos à saúde pública, ao solo e aos recursos hídricos (superficiais e subterrâneos) tanto da área de influência direta como indireta do aterro sanitário.

Nesse sentido, a disposição de RSU em aterros sanitários necessita de monitoramento diário na sua área de implantação e no seu entorno no que se refere à aplicação de medidas de proteção ambiental, uma vez que, esses ambientes ficam mais susceptíveis aos vetores da

poluição dessa técnica de tratamento, aos gases e aos importantes volumes de lixiviado gerados (CASTILHOS Jr., DALSSASSO e ROHERS, 2010). Assim, para uma adequada proteção da saúde pública e do meio ambiente, em relação à geração de lixiviado em aterros, é de fundamental importância que antes da disposição dos RSU sobre o solo, sejam instaladas nas células de resíduos, unidades operacionais de drenagem que tenham por finalidade coletar, transportar e, posteriormente, tratar os líquidos lixiviados gerados.

No entanto, quando nos aterros sanitários não são executadas adequadamente as medidas e/ou normas técnicas e ambientais vigentes, a exemplo do tratamento adequado do lixiviado para posterior lançamento no meio ambiente, conforme a Resolução n. 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011), esses sistemas também se tornam impróprios para o aterramento ambientalmente correto dos RSU.

2.1.3 Dinâmica de aterros sanitários

O conjunto formado pelos processos físicos, químicos e biológicos que atuam na degradação da massa de resíduos depositada em aterros sanitários, gerando o lixiviado e o biogás, recebe a denominação de dinâmica de aterros (MONTEIRO, 2003; SOARES, 2006).

Devido a essa dinâmica os RSU se estabilizam e, com isso, passam a não mais oferecer riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Contudo, até que esses resíduos atinjam a estabilização, diversos gases, além do lixiviado, são gerados durante muitos anos, mesmo após o encerramento do aterro. Entender a dinâmica de um aterro e os fatores que a afetam é essencialmente importante para determinar o grau de estabilidade física, química e biológica do aterro, seu potencial contaminante e a futura reutilização da área (MONTEIRO, 2003).

Porém, a dinâmica de um aterro de RSU decorre de mudanças contínuas ao longo do tempo, cujas modificações estão associadas às diferentes fases de degradação dos resíduos sólidos urbanos (SOUTO, 2009).

2.1.3.1 Fases da digestão anaeróbia de RSU em aterros sanitários

Diversos autores relatam que a digestão da matéria orgânica presente nos RSU em aterros sanitários ocorre em duas fases distintas: a primeira envolve a presença de oxigênio (fase aeróbia); e a segunda acontece na ausência deste gás (fase anaeróbia) e se subdivide em quatro etapas. Entretanto, Chernicharo (2000), menciona uma quinta etapa na fase anaeróbia,

conhecida por sulfetogênese. À medida que cada uma destas fases ocorre no interior do aterro, o lixiviado gerado apresenta características diferentes.

Na primeira fase há um predomínio de microrganismos aeróbios, especialmente bactérias aeróbias e fungos, os quais são responsáveis pela decomposição de parte dos RSU (ZANTA e FERREIRA, 2003). Segundo Aires (2013), a referida fase tem início quando os RSU são acondicionados em sacos plásticos e colocados nas calçadas para serem coletados e transportados ao destino final. Ao chegarem no local de disposição final ou aterro sanitário, estes resíduos são depositados em células e cobertos com solo. Após a cobertura dos RSU com solo, a fase aeróbia pode permanecer por até um mês (SILVA, 2015). Dessa maneira, devido ao rápido consumo de oxigênio restante na massa de resíduos aterrada, ocorre um declínio nas populações de microrganismos aeróbios, sendo, então, substituída por organismos facultativos e anaeróbios, predominando bactérias fermentadoras de ácidos.

A fase anaeróbia permanece, por um longo período de tempo, no aterro sanitário e é considerada mais complexa em relação à fase aeróbia (AIRES, 2013). Essa, por sua vez, é composta de cinco etapas, denominadas: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese. Nestas diferentes etapas, atuam grupos específicos de bactérias, com características metabólicas diferentes, que degradam a fração orgânica dos RSU. Em decorrência disso, subprodutos, a exemplo do lixiviado, são gerados com composições variáveis.

A etapa inicial da fase anaeróbia de RSU em aterros consiste na hidrólise dos materiais orgânicos. Durante a hidrólise, macromoléculas, tais como proteínas, carboidratos e lipídios, são transformadas em aminoácidos, açúcares e ácidos graxos, respectivamente, por bactérias (NIELSEN et al., 2007) e fungos (LEIS et al., 2014).

Na segunda fase do processo, as bactérias fermentativas acidogênicas convertem os açúcares, aminoácidos e ácidos graxos produzidos na etapa de hidrólise em ácidos orgânicos, álcoois e cetonas; acetato, dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2) (FRANKE-WHITTLE et al., 2014).

Em seguida, bactérias acetogênicas, transformam os produtos da etapa anterior (acidogênese) em acetato, H_2 e CO_2 , os quais são utilizados pelas bactérias metanogênicas, em especial as *arqueas*, para a formação do biogás. As variações nas condições ambientais, bem como nas condições de funcionamento do aterro, podem causar toxicidade a essas populações bacterianas (AKUZAWA et al., 2011; KIM et al., 2013).

Na Figura 2 ilustra-se de forma esquemática as sequências metabólicas, as etapas e os grupos de microrganismos atuantes na fase anaeróbia de degradação dos resíduos orgânicos em aterros, conforme Chernicharo (2000).

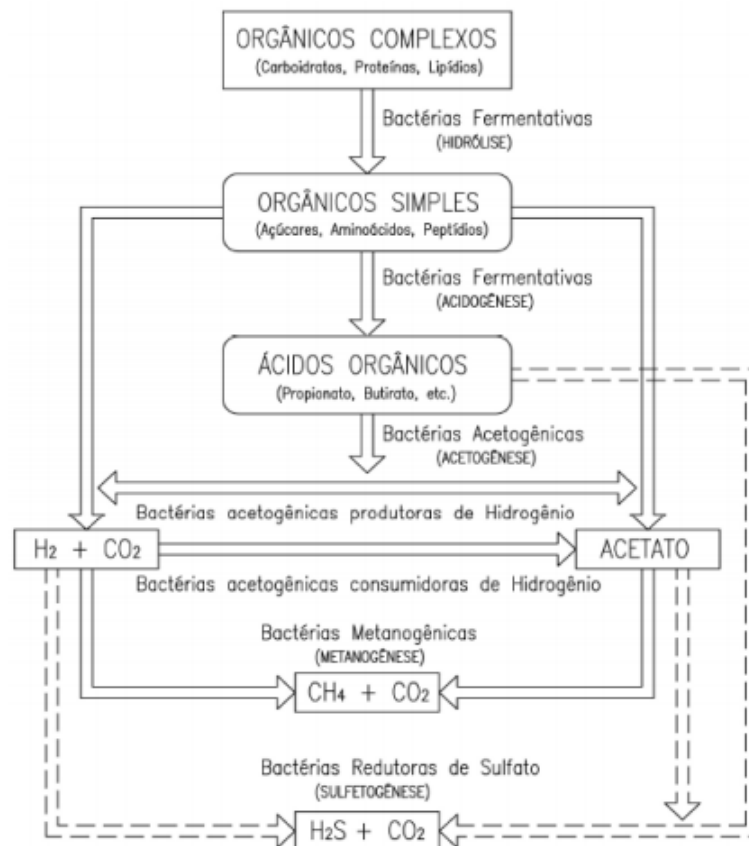


Figura 2 – Sequências metabólicas, etapas e grupos de microrganismos dominantes na fase anaeróbia de degradação dos resíduos orgânicos em aterros

Fonte: Chernicharo (2000)

2.2 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

2.2.1 Definição

Na literatura técnica e científica brasileira, encontram-se três diferentes nomeações: chorume, percolato e lixiviado, que são mais usualmente utilizadas para definir os líquidos gerados em aterros sanitários. Entre estes termos, o último é o que melhor representa o subproduto aquoso resultante da biodegradação de RSU em aterros, segundo Libânio (2002), sendo também o mais utilizado na literatura internacional. Portanto, ao longo deste estudo, a nomenclatura adotada para designar o efluente líquido gerado pela Célula 3 (C3), do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, foi também lixiviado.

Desse modo, define-se lixiviado de aterro sanitário como sendo o efluente produzido pela ação enzimática dos microrganismos sobre a matéria orgânica depositada em células de resíduos (NASCENTES et al., 2015). O volume gerado desse subproduto, depende de fatores como o teor de umidade presente inicialmente nos RSU a serem aterrados, o volume de águas pluviais infiltradas e a água gerada interiormente pelo processo de biodegradação dos Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) (BAUN et al., 2003; FOUL et al., 2009; MONTEIRO, 2003).

2.2.2 Geração e composição

Como já citado anteriormente, os líquidos lixiviados em aterros sanitários, são gerados a partir da biodegradação da fração orgânica presente nos RSU e a contribuição das parcelas de água (umidade presente inicialmente nos RSU a serem aterrados, água gerada pela decomposição biológica dos resíduos orgânicos e as águas pluviais infiltradas nas células de resíduos). Para compreender as características inerentes aos lixiviados, se faz necessário conhecer o processo de biodegradação dos RSU que ocorre no interior das células dos aterros sanitários, pois, a partir da evolução desse processo, a geração e a composição do lixiviado se alteram (SOUTO, 2009).

É sabido que o processo de biodegradação dos RSU consiste na decomposição da matéria orgânica, por meio da ação conjunta de diferentes grupos de microrganismos (actinomicetos, fungos, bactérias, vírus e protozoários) (ZANTA e FERREIRA, 2003), prevalecendo grupos específicos na fase anaeróbia de degradação (Figura 2), originando assim, subprodutos como o lixiviado. Portanto, à medida que tal processo evolui, os RSU passam por cinco diferentes fases (Aeróbia – Fase I, Transição – Fase II, Ácida – Fase III, Metanogênica – Fase IV e Maturação – Fase V) segundo Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993). Cabe destacar que as fases aqui mencionadas estão ligadas à composição dos subprodutos gerados e não às fases de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos em aterro (SOUTO, 2009). A Figura 3 ilustra as composições variáveis do lixiviado e do biogás de acordo com as cinco distintas fases de biodegradação dos RSU em aterros.

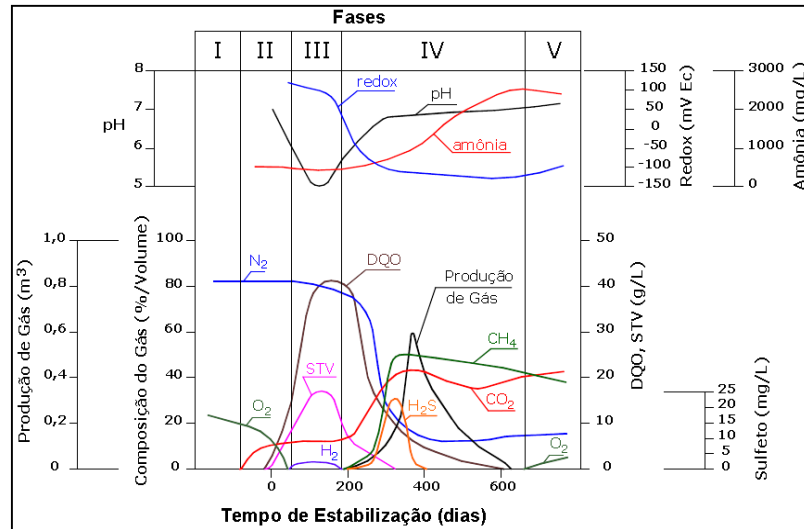


Figura 3 – Composição do lixiviado e biogás de acordo com as fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros

Fonte: Pohland e Harper (1985, apud COELHO, 2005).

Durante a fase ácida de degradação, a atividade microbiana dominante, caracterizada pela presença de bactérias acidófilas, produz grandes quantidades de ácidos orgânicos, sendo os ácidos graxos voláteis os mais predominantes. Além dos ácidos, as concentrações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e metais pesados também são elevadas (CASTILHOS Jr et al., 2003). Portanto, todas as características presentes na massa de RSU são transferidas para o lixiviado gerado (LANGE e AMARAL, 2009).

Na fase metanogênica, os lixiviados, geralmente, apresentam baixos teores de metais tóxicos devido a precipitações desses elementos na massa de RSU aterrada (MONTEIRO, 2003); elevados teores de nitrogênio amoniacal total e uma baixa biodegradabilidade (razão DBO_5/DQO) por causa da presença de substâncias recalcitrantes e à presença de ácidos húmicos e fúlvicos (CASTILHOS Jr. et al., 2003).

Diante disso, é importante ressaltar que a composição e a geração do lixiviado durante a digestão anaeróbia sofrem influência de diversos fatores que estão diretamente associados ao ciclo de gerenciamento dos RSU, à operacionalização das células de resíduos e às características meteorológicas da região de instalação do aterro. Neste caso, o local; as características dos resíduos dispostos; o tamanho das partículas; as variáveis meteorológicas; o grau de compactação exercido na massa de resíduos; a estação do ano; a vida útil do aterro; a profundidade do resíduo aterrado; o tipo de operação do aterro; o método de coleta dos resíduos; o tipo e a qualidade dos sistemas de drenagem (águas pluviais e lixiviado); o tipo de solo utilizado na cobertura dos RSU; a impermeabilização de base; entre outros, constituem fatores

que influenciam e afetam a quantificação e a qualidade dos lixiviados gerados (KJELDSEN et al., 2002; LANGE e AMARAL, 2009; RUSSO e VIEIRA, 2000).

Por causa da influência desses diversos fatores, a composição dos lixiviados é bastante variável, complexa e sempre difere de um aterro para outro, apresentando, na maioria das vezes, elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida; compostos inorgânicos, tais como sais de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos e elementos traços (cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco); substâncias xenobióticas; elevados teores de nitrogênio amoniacal e uma diversidade de microrganismos, inclusive patógenos, entre os quais destacam-se: bactérias termotolerantes, *Escherichia coli* e estreptococos fecais (CHRISTENSEN et al., 2001; LEE e JONES-LEE, 1993; MANNARINO, FERREIRA e MOREIRA, 2011; OGUNDIRAN e AFOLABI, 2008; OLLER, MALATO e SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011; SILVA et al., 2011; TENGRUI et al., 2007).

Segundo Christensen et al. (1994), o lixiviado de aterro de RSU compõe-se de quatro grupos principais de poluentes, que são: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros).

Na Tabela 1, apresentam-se variações das características físico-químicas de lixiviados gerados em aterros norte-americanos, com base em sua idade. Já na Tabela 2, mostra-se a variabilidade da composição do lixiviado gerado em aterros sanitários brasileiros.

Tabela 1 – Diferentes composições de lixiviado com base na idade do aterros norte-americanos

Parâmetros*	Idade do aterro sanitário (anos)				
	<2 ⁽¹⁾	0 – 5 ⁽²⁾	5 – 10 ⁽²⁾	10 – 15 ⁽²⁾	> 20 ⁽²⁾
pH	4,5-7,5	3-6	6-7	7-7,5	7,5
Alcalinidade	1.000-10.000	-----	-----	-----	-----
DBO ₅	2.000-30.000	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	< 50
DQO	3.000-60.000	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	< 1.000
NTK	-----	1.000-3.000	400-600	75-300	< 50
N-NH ₃	10-800	500-1500	300-500	50-200	< 30
N-orgânico	10-800	-----	-----	-----	-----
Nitrato	5-40	-----	-----	-----	-----
Fósforo Total	4-100	100-300	10-100	-----	< 10
Cloreto	-----	1.000-3.000	500-2.000	100-500	<100
Sulfato	-----	500-2.000	200-1.000	50-200	< 50

Fonte: ⁽¹⁾Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993); ⁽²⁾Farquhar (1989 apud EL-FADEL et al., 2002).

Legenda: * Todos os parâmetros estão na unidade de mg.L⁻¹, com exceção do pH que é uma unidade adimensional.

Tabela 2 – Variação da composição do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários brasileiros

Parâmetros*	Faixa Máxima	Faixa mais Provável	FVMP (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade Total	750-11.400	750-7.100	69
DBO ₅	< 20-30.000	< 20-8.600	75
DQO	190-80.000	190-22.300	83
N-NH ₃	0,4-3.000	0,4-1.800	72
N-orgânico	5-1.200	400-1.200	80
Nitrito	0-50	0-15	69
Nitrato	0-11	0-3,5	69
Cloreto	500-5.200	500-3.000	72
Sulfato	0-5.400	0-1.800	77
Ferro	0,01-260	0,01-65	69
Manganês	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cobre	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Níquel	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Cádmio	0-0,26	0-0,065	67
Chumbo	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Zinco	0,01 - 8,0	0,01-1,5	70

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Legenda: * Todos os parâmetros estão na unidade de mg.L⁻¹, com exceção do pH que é uma unidade adimensional; FVMP - Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis.

2.2.3 Impactos ambientais causados pelos lixiviados de aterros sanitários

O potencial poluidor dos lixiviados está associado, principalmente, às elevadas concentrações de carga orgânica e nitrogenada que se fazem presentes em sua composição. Assim, quando esses líquidos são dispostos inadequadamente no meio ambiente, sem atender aos padrões de lançamento vigentes, diversos impactos ambientais acometem a fauna e a flora aquática, e a qualidade da água dos ambientes receptores. Um outro problema, refere-se às substâncias tóxicas dissolvidas ou em suspensão no lixiviado. Estas substâncias podem causar toxicidade aos ecossistemas dos corpos receptores e à saúde pública (MANNARINO, FERREIRA e MOREIRA, 2011).

Segundo Kjeldsen et al. (2002), os principais impactos ambientais negativos relacionados ao lançamento de lixiviado, *in natura* ou tratado inadequadamente, no meio ambiente, compreendem a poluição e contaminação das águas superficiais, e em especial, das águas subterrâneas. Alguns dos efeitos potenciais em corpos hídricos superficiais, são: a depleção de oxigênio no corpo aquático, mudanças nas características do *habitat* da fauna e

flora do corpo d'água e mortandade de organismos, principalmente peixes, devido a toxicidade da amônia (NH_3).

Gomes et al. (2006), relatam que lixiviados de aterros de RSU com elevados níveis de nitrogênio amoniacal total (NAT), quando descartados em cursos d'água superficiais, sem prévio tratamento, podem causar eutrofização; diminuir o oxigênio dissolvido; além de serem danosos à biota do ecossistema aquático. Já em sistemas de tratamento biológico, as altas concentrações de NAT ocasionam problemas de odores e, ainda, são potencialmente tóxicas à populações microbianas.

Além da contaminação dos corpos hídricos superficiais, os lixiviados gerados em aterros podem também se infiltrar no solo, por meio da camada de impermeabilização de base das células de resíduos ou pela disposição direta desse líquido sobre o solo, e ocasionar a contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, comprometendo, assim, os organismos presentes nesses ambientes e a saúde da população, caso o lençol freático seja utilizado para fins de abastecimento público (MOURA, 2008; SERAFIM et al., 2003).

O consumo humano de águas superficiais ou subterrâneas contaminadas por lixiviados pode desencadear vários efeitos adversos à saúde humana como, por exemplo, casos de diarreia devido à ingestão de bactérias termotolerantes e aumento do risco de cânceres para até cinco casos por 1.000.000 de habitantes em função da presença de ftalatos nos lixiviados (KLINCK e STUART, 1999; MANNARINO, FERREIRA e MOREIRA, 2011). Segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 1991), a proporção de cinco casos de cânceres em 1.000.000 de habitantes, é tida como significativa, com recomendação de ações de remediação no corpo hídrico.

Nos lixiviados há também a presença de várias substâncias tóxicas em baixas concentrações, como é o caso dos metais pesados que, de imediato, não trazem maiores consequências à saúde. Porém, quando estes líquidos são descartados no meio ambiente, sem um prévio tratamento ou tratado de forma inadequada, os compostos tóxicos que, antes, apresentavam-se em baixos teores, podem ser bioacumulados em organismos expostos, tais como peixes e vegetais, que, quando consumidos, acarretam riscos à saúde pública (MANNARINO, FERREIRA e MOREIRA, 2011). Como exemplos destes riscos, podem-se citar: a carne e o leite de animais que se alimentam de vegetais desenvolvidos em áreas com solo contaminado por lixiviados e a ingestão de alimentos contaminados por baixas doses de elementos químicos, que promovem nos sistemas hepático, renal e no aparelho reprodutor efeitos negativos (SISINNO e OLIVEIRA, 2000).

Desse modo, os lixiviados, ao serem gerados nos aterros sanitários, devem ser coletados, transportados e tratados adequadamente, com técnicas ou sistemas de tratamento que acoplem conjuntamente, processos físicos, químicos e biológicos, para que, assim, sejam removidos de maneira eficiente os contaminantes orgânicos, inorgânicos e os organismos patógenos presentes na sua composição.

2.3 TOXICIDADE DO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS

A toxicidade é uma propriedade potencial inerente aos agentes tóxicos, em que a interação desses agentes com organismos causa, em maior ou menor grau, efeitos adversos (ABNT, 2004).

O potencial tóxico dos lixiviados de aterros sanitários está diretamente relacionado às diferentes características dos RSU aterrados. Garcez (2009), cita que os principais compostos ou agentes tóxicos presentes em RSU ao longo do processo de digestão anaeróbia em aterros sanitários, são: amônia, sulfetos, metais pesados, compostos orgânicos (ácidos voláteis), oxigênio e outras substâncias como detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos presentes nos resíduos. Silva (2012), complementa relatando que o quantitativo dessas substâncias tóxicas nos lixiviados, varia conforme a origem dos RSU, composição dos resíduos, fatores ambientais como pH e temperatura, entre outros.

A identificação dos agentes responsáveis pela toxicidade do lixiviado é uma atividade extremamente difícil, principalmente, devido ao limitado número de substâncias químicas detectadas nas análises de rotina, da complexidade e heterogeneidade do lixiviado e da incerteza de sua biodisponibilidade. Desta maneira, avaliar a toxidez do lixiviado, torna-se uma atividade importante, uma vez que possibilita a identificação dos agentes tóxicos que constituem esse efluente (LINS, 2005).

2.3.1 Componentes tóxicos presentes no lixiviado

2.3.1.1 Metais pesados

Metais pesados, segundo Alcântara (2007), são aqueles elementos que possuem densidade igual a 5 g.cm^{-3} ou número atômico superior a 20, excetuando-se os alcalinos e alcalinos terrosos. Outra nomenclatura encontrada na literatura para denominar 'metais pesados' é o termo 'elementos traço'. Porém, ao longo desta pesquisa, preferiu-se utilizar a

terminologia ‘metais pesados’, pois elementos traço, como o próprio nome sugere, refere-se a traços de metais em baixas concentrações que são incapazes de serem quantificados pelo método de pesquisa empregado (MALAVOLTA, 1994).

De acordo com Garcez (2009), os metais pesados classificam-se em: essenciais ou tóxicos, dependendo de seus teores, em relação à atuação na fisiologia dos seres vivos. Elementos como ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn) e níquel (Ni), quando atendem aos critérios de essencialidade, se tornam indispensáveis ao funcionamento fisiológico em seres humanos; metais como cobalto (Co), Cu, Fe, Mn e Zn são essenciais aos animais; e o molibdênio (Mo), Cu, Fe, Mn e Zn fundamentais para o crescimento e desenvolvimento de plantas.

Dessa forma, em níveis adequados, os metais mencionados recebem a denominação de biogênicos por serem essenciais ao funcionamento das rotas metabólicas em seres humanos, animais e vegetais. No entanto, quando seus teores se excedem, tornam-se tóxicos, podendo oferecer riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Os metais que mais se destacam pelo seu potencial de toxicidade são: chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e arsênio (As), que independentemente da origem, mesmo em pequenas concentrações, podem permanecer no meio ambiente e entrar na cadeia trófica, causando em seres humanos doenças crônicas e agudas (Aguiar et al., 2002 apud MELLIS, 2006); GARCEZ, 2009; MANAHAN, 1992). Sendo assim, o potencial tóxico dos metais está associado à dose ou tempo de exposição do organismo e à forma físico-química do elemento (TAVARES e CARVALHO, 1992).

A presença de metais em lixiviados de aterros sanitários, se dá pelo fato dos resíduos aterrados serem constituídos de materiais como eletroeletrônicos, pilhas e baterias, plásticos, papéis, enlatados, tintas e alimentos que para sua produção necessitaram de substâncias à base de metais pesados (MELO, 2003). De acordo com Castilhos Jr et al. (2003), a fração orgânica dos RSU é considerada uma das principais fontes de metais pesados, apresentando elementos como: prata (Ag) (17% a 70%), Cu (70% a 80%), Ni (54% a 56%), Zn (26% a 42%), Cr (21% a 26%), Cd (6% a 15%) e Pb (19% a 48%).

Deste modo, quando nos aterros são depositados resíduos considerados fontes potenciais de metais, em função dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior das células, são liberadas espécies metálicas que, conforme o pH do meio e outros fatores ambientais, podem ser carregadas, com maior ou menor facilidade, pelo lixiviado.

O pH é um fator que contribui tanto para a especiação como para a mobilidade dos metais em RSU dispostos em aterros. Além do pH, mecanismos como a adsorção, complexação

e a influência da atividade biológica também interferem na mobilidade dos metais (XIE et al., 2015).

Em relação ao pH, Monteiro (2003) relata que, em condições ácidas, alguns metais pesados tornam-se mais solúveis, em virtude da lixiviação microbiana e da acidez do meio, apresentando-se em elevados teores no lixiviado; em condições básicas, devido à capacidade tampão do meio, os metais se precipitam mais facilmente na massa de RSU, e suas concentrações no lixiviado reduzem. Nesse sentido, durante a fase ácida de degradação, o lixiviado confere um maior grau de toxicidade em relação aos metais, enquanto que na fase metanogênica, sua toxicidade diminui, em função dos metais estarem menos solúveis.

Conforme Ghosh, Gupta e Thakur (2015), as concentrações de metais em lixiviados, podem variar e depender de vários fatores, entre os quais citam-se: o tipo de resíduo aterrado, as condições climáticas da região, as precipitações, a idade de disposição dos resíduos e fatores hidrológicos. De acordo com Kjeldsen et al. (2002) e Baun e Christensen (2004), as faixas de metais pesados frequentemente encontradas em aterros sanitários, encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 – Teores de metais pesados em lixiviados de aterros de resíduos de RSU

Parâmetro	Faixa de variação de concentrações (mg.L⁻¹)	Parâmetro	Faixa de variação de concentrações (mg.L⁻¹)
Arsênio	0,005-1,6	Ferro	0,08-5.500
Cádmio	0,00002-0,4	Manganês	0,01-1.400
Chumbo	0,0005-2	Mercúrio	0,00005-0,05
Cobre	0,0005-10	Níquel	0,0015-3,2
Cromo	0,005-1,5	Zinco	0,03-150

Fonte: Adaptado de Kjeldsen et al. (2002) e Baun e Christensen (2004)

Diversos estudos sobre a caracterização de metais em lixiviados gerados em aterros sanitários, vêm sendo desenvolvidos em diferentes localidades do mundo. Nestes estudos, os principais elementos analisados são: alumínio (Al), As, Cr, Cd, Zn, Ni, Fe, Cu, Hg, Mn e Pb (LONGE e BALOGUN, 2010; MELO, 2003; NAVEEN et al., 2016; ZANG et al., 2013). Tais estudos quando avaliados conjuntamente com bioensaios são considerados essenciais, uma vez que, indicam os problemas de toxicidade ocasionados pelo lançamento inadequado de lixiviado sobre o solo e corpos hídricos.

No Brasil, o lançamento de lixiviados originados da degradação de RSU, no meio ambiente, é regulamentado legalmente pela Resolução n. 430 (CONAMA, 2011). Portanto, para que este efluente não cause impactos ambientais no solo, nos recursos hídricos e na saúde

pública, sua composição inorgânica, em relação aos teores de metais, deve atender aos valores máximos permitidos (VMP) descritos na Tabela 4.

Tabela 4 – Padrões de lançamento para o lixiviado gerado em aterro sanitário

Parâmetros inorgânicos	VMP (mg.L⁻¹)	Parâmetros inorgânicos	VMP (mg.L⁻¹)
Arsênio total	0,5	Ferro dissolvido	15,0
Cádmio total	0,2	Manganês dissolvido	1,0
Chumbo total	0,5	Mercúrio total	0,01
Cobre dissolvido	1,0	Níquel total	2,0
Cromo hexavalente	0,1	Prata total	0,1
Cromo trivalente	1,0	Zinco total	5,0

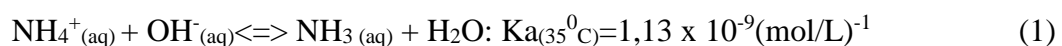
Fonte: Resolução n. 430 (CONAMA, 2011)

2.3.1.2 Nitrogênio amoniacal total

Em lixiviados de aterros de RSU, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a amoniacal, apresentando-se na forma de bicarbonato de amônio e amônia livre (CAMPOS et al., 2010). O somatório das duas formas de amônia no lixiviado: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio (NH₄⁺); e a não ionizada e altamente tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre (NH₃), forma o nitrogênio amoniacal total (NAT) (VON SPERLING, 2005).

Nos aterros sanitários, o NAT forma-se durante a digestão anaeróbia de proteínas presentes em resíduos de origem animal ou vegetal e, ainda, da decomposição de resíduos industriais contendo amônia ou compostos de amônio (fertilizantes, borracha artificial, plásticos, conservantes de alimentos, entre outros) (PIVATO e GASPARI, 2006). O NAT é um composto preocupante, principalmente quando os RSU estão na fase metanogênica de degradação, em decorrência de estar presente em níveis elevados no lixiviado (MOURA, 2008).

O nitrogênio na forma de NH₄⁺ pode ser convertido em NH₃ por meio da inserção de uma base (OH⁻), como observado na Equação 1. O equilíbrio da reação tende a direita quando o pH apresenta valores superiores a 7, favorecendo a forma da amônia livre, e para a esquerda, quando o pH é inferior a 7, contribuindo para a predominância do íon amônio (METCALF e EDDY, 2003).



As concentrações das formas de amônia que compõem o NAT variam em função dos parâmetros pH e temperatura. Então, a uma temperatura de 25°C e um pH em torno da neutralidade, praticamente todo NAT apresenta-se na forma ionizada, já quando o pH encontra-se em torno de 9,2, cerca de 50% do NAT está na forma de amônia livre e 50% na forma de íon amônio. Em pH superior a 11, há uma predominância do NAT na forma livre ou gasosa (VON SPERLING, 2005; CAMPOS et al., 2010), conforme pode ser observado na Figura 4.

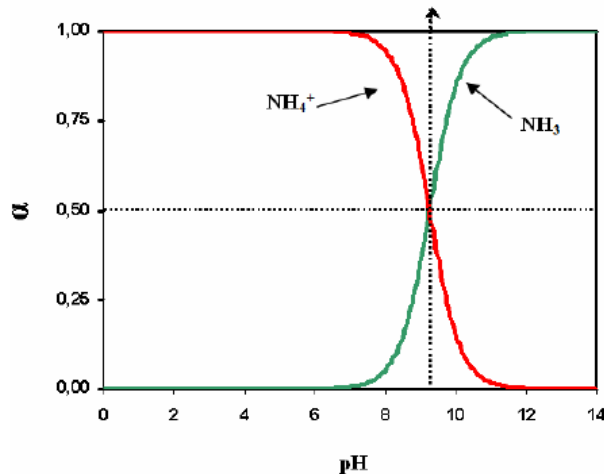


Figura 4 – Distribuição da amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) em função do pH, em temperatura de 25°C
Fonte: Campos et al. (2010)

A amônia livre e o íon amônio são considerados os compostos mais importantes na inibição do processo de digestão anaeróbia, visto que, dependendo de suas concentrações, principalmente da amônia livre, podem apresentar toxicidade às populações microbianas, em especial, as *arqueas* metanogênicas (EL-SALAM e ABU-ZUID, 2015; YENIGÜN e DEMIREL (2013). Além das concentrações, fatores como temperatura do processo, pH e taxa de carga orgânica, também têm uma relação direta com os teores considerados tóxicos e inibitórios para os microrganismos do processo de degradação anaeróbia (CHEN, CHENG e CREAMER, 2008).

Na literatura científica as concentrações de NAT consideradas tóxicas para o processo de digestão anaeróbia divergem de autor para autor. Estas diferenças são atribuídas a condições ambientais de pH, temperatura e a natureza dos resíduos (ANGELIDAKI, ELLEGAARD e AHRING, 1993; SILVA, 2016). Em um estudo desenvolvido por Kayhanian (1994), no qual foi analisada a degradação biológica da fração orgânica dos RSU, em um reator anaeróbio de alta taxa (escala piloto), foi constatado que a inibição de 50% e 100% dos microrganismos atuantes na fase metanogênica de degradação, ocorreu quando os níveis de nitrogênio

amoniaco total atingiram 1.500 e 2.500 mg.L⁻¹, respectivamente, a uma temperatura termófila de 55°C e um pH neutro.

Já em um outro estudo, utilizando o mesmo substrato (fração orgânica biodegradável dos resíduos sólidos urbanos), em reatores anaeróbios de escala laboratorial, foi verificado que a um pH de 7,9 e 3.300 mg.L⁻¹ de NAT a produção de metano foi ideal. No entanto, quando as concentrações de NAT se elevaram para 5.500 mg.L⁻¹, foi observado uma redução de 50% na produção de metano (WESTERHOLM et al., 2011).

Portanto, o controle do pH no processo de digestão anaeróbia é fundamental, uma vez que, reduz a toxicidade do nitrogênio amoniacal total, em especial, da amônia livre (NH₃), além de contribuir positivamente na taxa do crescimento microbiano. Porém, em contrapartida, a temperatura, quando elevada, contribui para o aumento das concentrações de nitrogênio na forma gasosa e tóxica, contudo, favorece a taxa metabólica dos microrganismos (BHATTACHARYA e PARKIN, 1989; CHEN, CHENG e CREAMER, 2008).

A amônia (NH₃) por ter um elevado potencial de toxicidade, tem causado preocupação do ponto de vista ambiental, especialmente quando presente em corpos d'água, pois mesmo apresentando-se em baixas concentrações, estas podem ser letais para os organismos aquáticos (BRITO-PELEGRINI et al., 2006). A amônia livre é um composto muito perigoso para os organismos aquáticos e a sua toxicidade depende de fatores como temperatura, pH e salinidade da água (AVILA, DEVOS e BELTRÃO, 2010).

Efeitos tóxicos imediatos causados pela amônia (NH₃), devido ao lançamento de efluentes no ambiente com altos níveis desse composto, podem ser: a morte de pássaros e peixes, e a morte ou baixa taxa de crescimento nas plantas. Já os efeitos a longo prazo, incluem: aparecimento de problemas relacionados à reprodução, baixa fertilidade, e mudanças na aparência ou no comportamento de organismos (SILVA, 2012).

2.3.2 Fitotoxicidade

De acordo com Chang, Grant e Page (1992) e Silva (2016), a fitotoxicidade pode ser definida como uma intoxicação de plantas por substâncias tóxicas presentes no meio de crescimento, ocorrendo quando estas se acumulam nos tecidos das plantas.

Desse modo, uma maneira simples, rápida, segura e reproduzível de avaliar a combinação de agentes tóxicos em efluentes como o lixiviado, dar-se-á por intermédio da realização de bioensaios utilizando como bioindicadores sementes vegetais, ou seja, por meio da realização de testes de fitotoxicidade (WANG e KETURI, 1990).

De acordo com Ferreira Jr. et al. (2015), as sementes por serem bastante sensíveis a inúmeras substâncias, são consideradas importantes bioindicadores, pois, por meio de seu comportamento, expressado pela germinação e o crescimento da raiz, pode ser avaliado o potencial de toxicidade de um determinado líquido ou de um ambiente possivelmente contaminado.

Brito-Pelegrine et al. (2006) e Budi et al. (2016), mencionam que as sementes vegetais são organismos apropriados para testes toxicológicos em espaços que não exigem técnicas e equipamentos sofisticados, nem ambientes extremamente controlados.

Várias sementes de diferentes espécies de plantas vêm sendo bastante usadas em bioensaios de fitotoxicidade, com finalidade de verificar o potencial tóxico de substâncias químicas, agindo individualmente ou em combinação. Alguns estudos realizados utilizaram organismos testes (sementes) como: tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), alface (*Lactuca sativa*), quiabo (*Abelmoschus esculentus*), cebola (*Allium cepa*), pepino (*Cucumis sativus*), entre outros (BRITO-PELEGRINE et al., 2006; BUDI et al., 2016; GARCEZ, 2009; FERREIRA Jr. et al., 2015; LINS, 2005; MELO et al., 2005; RODRIGUES et al., 2013; SILVA, 2016; SILVA, 2015; SILVA et al., 2015; TIQUIA, TAM e HODGKISS, 1996). Dentre os organismos testes mencionados, as sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) por terem uma alta sensibilidade aos agentes tóxicos, são as mais utilizadas em ensaios de fitotoxicidade (SILVA, 2016).

Nesses ensaios, geralmente são analisados a germinação e crescimento das raízes das plântulas, como resposta ao meio contaminante. Para um bom entendimento desses processos, se faz necessário saber que o processo de germinação é iniciado quando a semente começa a absorver água para o desenvolvimento do embrião e termina com o rompimento do tegumento pela raiz da planta. Esse processo consiste numa sequência ordenada de eventos metabólicos, resultando no reinício do desenvolvimento do embrião, originando uma plântula normal (MARCOS FILHO, 1986; SILVA, 2015; SILVA, 2016).

O tegumento das sementes pode ser entendido como sendo uma barreira que protege o embrião de uma possível contaminação por metais pesados ou outras substâncias. A partir do momento que este revestimento é rompido pelo desenvolvimento embrionário, se no meio existirem compostos tóxicos com níveis em excesso, o crescimento das radículas ou raízes das sementes pode ser inibido ou ficar comprometido (BUDI et al., 2016).

Assim, a utilização dos bioensaios de fitotoxicidade, podem indicar claramente a carga tóxica dos lixiviados gerados em aterros sanitários e os impactos negativos que este líquido

pode causar no solo e nos corpos hídricos superficiais e subterrâneos, quando lançado *in natura* ou sem um tratamento adequado no meio ambiente (MOR et al., 2006).

Estudos realizados por Garcez (2009), Silva (2012), Silva et al. (2015) e Silva (2016), revelaram que teores de metais em extratos de RSU da cidade de Campina Grande – PB, em meio ácido, foram fitotóxicos para sementes de tomate e repolho. Melo (2003), constatou que níveis de metais pesados em RSU e lixiviado oriundos do Aterro da Muribeca – PE também causaram toxidez a sementes de tomate e repolho.

A fitotoxicidade às sementes vegetais no início do processo de digestão da matéria orgânica, pode estar correlacionada aos diversos ácidos minerais, especialmente o ácido acético, e a toxinas danosas às plantas, desenvolvidas nesse período (KIEHL, 1998). Além disso, há também a presença de elementos inorgânicos, a exemplo de metais pesados, que se solubilizam com facilidade e juntamente com os ácidos minerais e toxinas danosas, podem fornecer propriedades de fitotoxicidade ao meio no qual encontram-se inseridos.

2.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A TOXICIDADE DO LIXIVIADO

2.4.1 Composição dos resíduos sólidos urbanos

O conhecimento das características físicas ou composição dos RSU que serão ou estão sendo dispostos em aterros sanitários é visto como um indicativo indireto do grau de toxicidade do aterro, bem como do lixiviado gerado. Essas características físicas são determinadas por meio da realização da composição gravimétrica dos RSU. Tal composição permite estimar o quantitativo, em porcentagem, dos diversos tipos de materiais que compõem os RSU, sendo realizada a partir do peso (kg) de um determinado constituinte em referência ao peso total dos resíduos analisados (MELO e JUCÁ, 2000).

A composição gravimétrica permite conhecer os resíduos produzidos em determinada localidade, identificar o percentual dos materiais em sua constituição, inferir sobre a viabilidade da implantação de coleta seletiva, instalações adequadas, equipe de trabalho, equipamentos, e ainda estimar receitas e despesas decorrentes (FUZARO e RIBEIRO, 2005). Portanto, com base no conhecimento da composição dos RSU, é possível pressupor os compostos tóxicos que podem ser liberados para a massa de resíduos aterrados e, conseqüentemente, para o lixiviado.

Conforme Silva (2012), as concentrações de substâncias tóxicas, que promovem efeitos adversos à população e ao meio ambiente presentes no lixiviado dependem, principalmente, da composição dos RSU. Produtos comuns utilizados para suprir as necessidades do dia a dia são

considerados tóxicos (CHENG e HU, 2010; SILVA, 2012) e, por isso e outras características intrínsecas aos resíduos, o lixiviado resultante pode ser potencialmente tóxico e oferecer riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

2.4.2 Potencial hidrogênionico (pH)

O potencial hidrogênionico (pH) é uma medida em escala anti-logarítmica, da atividade dos íons hidrogênio (H^+) em meio líquido, indicando condições de acidez, neutralidade ou basicidade (VON SPERLING, 2005).

No processo de biodegradação dos resíduos orgânicos em aterros, o pH é um parâmetro que denota as alterações ocorridas no interior das células, permitindo diferenciar as fases da degradação anaeróbia (ALCÂNTARA, 2007).

No início do processo de degradação biológica dos RSU em aterros, o pH apresenta-se com valores abaixo da neutralidade, em decorrência da elevada geração de ácidos. Com o passar do tempo, esses ácidos são consumidos por organismos metanogênicos, induzindo naturalmente a elevação do pH para valores acima da neutralidade (RIBEIRO et al., 2016). Todas as variações ocorridas na massa de resíduos são refletidas no lixiviado gerado (LANGE e AMARAL, 2009). Diante disso, uma alternativa plausível para avaliar preliminarmente as fases do processo de biodegradação dos RSU em aterros sanitários, seria verificar, em campo ou em laboratório, o pH do lixiviado, uma vez que, as variações desse parâmetro no referido efluente estão associadas às diferentes fases do processo de digestão anaeróbia dos resíduos, porém, para uma análise mais relevante recomenda-se a avaliação conjunta de diversos parâmetros físico-químicos (temperatura, AGV, alcalinidade total, DQO, DBO, NAT, entre outros) e biológicos.

As variações de pH no lixiviado, podem também indicar a aceleração ou inibição da atividade metabólica dos microrganismos atuantes na decomposição dos resíduos orgânicos, e ainda interferir no potencial tóxico de algumas substâncias (SILVA, 2016; SOUTO, 2009).

O pH é um parâmetro que exerce forte influência nas concentrações dos componentes tóxicos presentes na composição do lixiviado, já que pequenas variações em sua escala podem ocasionar mudanças significativas na toxicidade de algumas substâncias (SILVA, 2012). Compostos tóxicos como metais pesados, nitrogênio amoniacal total e ácidos orgânicos, são alguns dos influenciados pelas variações do pH (VAVILIN et al., 1995).

2.4.3 Alcalinidade total (AT)

A alcalinidade de um líquido é a capacidade de neutralização de ácidos (QUASIM e CHIANG, 1994) e equivale à soma de todas as bases tituladas (SILVA e OLIVEIRA, 2001). Este parâmetro expressa a medida da capacidade tampão do processo, ou seja, a capacidade do pH resistir a bruscas alterações, quando são adicionadas ou produzidas substâncias ácidas ou básicas no processo. Uma alcalinidade total variando na faixa de 2.500 a 5.000 mgCaCO₃.L⁻¹ é suficiente para se obter um adequado poder tampão no sistema (ANASTÁCIO, 2010).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a alcalinidade em águas residuárias é resultante da presença de hidróxidos (OH⁻), carbonatos (CO₃²⁻) e bicarbonatos (HCO₃³⁻), os quais são associados a elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônio, entre outros. A alcalinidade total (AT), consiste no somatório da alcalinidade resultante de todos esses íons.

De acordo com Speece (1981), a alcalinidade total em aterros, forma-se da degradação de proteínas. Devido a este processo, ocorre a liberação da amônia gasosa (NH₃), que em solução aquosa e na presença de gás carbônico gera o bicarbonato de amônio. Neste caso, a AT dos lixiviados gerados em aterros sanitários está diretamente ligada às concentrações de nitrogênio amoniacal total, pois, nesses resíduos líquidos, a amônia surge na forma de bicarbonato de amônio (CONTRERA, 2008).

Conforme Clément e Merlin (1995), o nitrogênio amoniacal total e a alcalinidade total são fatores importantes para a toxicidade do lixiviado, pois altas concentrações de AT tornam o meio mais alcalino, favorecendo o aumento do potencial tóxico da amônia. Em contrapartida, quanto maior a AT do meio, menor é a toxicidade do lixiviado em relação aos metais, devido esses elementos se precipitarem na massa de resíduos.

2.4.4 Ácidos graxos voláteis (AGV)

Os ácidos graxos voláteis (AGV) são constituídos, principalmente, pelos ácidos acético, butiríco e propiônico (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995; LEE et al., 2014).

Em lixiviados de aterros sanitários os AGV apresentam-se em maiores teores quando a massa de RSU aterrada encontra-se na fase de fermentação ácida. Nesta fase, os microrganismos acidófilos metabolizam a matéria orgânica de fácil degradação, produzindo quantidades significativas de AGV (AKUZAWA et al., 2011). Devido à alta geração e acumulação dos AGV no interior das células de resíduos, os valores de pH tendem a decrescer, podendo inibir as atividades metanogênicas (FRANKE-WHITTLE et al., 2014). Ao longo do

tempo, bactérias metanogênicas se instalam nos RSU aterrados, e estes resíduos transitam para a fase metanogênica de degradação, ocorrendo, assim, uma queda acentuada nos teores de AGV no lixiviado.

De acordo com Catapreta (2008), as concentrações de AGV em líquidos lixiviados, se maiores ou menores, podem também estar associadas às condições pluviométricas locais, pois em um estudo de sua autoria foi verificado que, em períodos chuvosos, os valores de AGV no lixiviado foram mais elevados que em períodos secos.

Os AGV podem interferir negativamente na fase metanogênica (FARQUHAR e ROVERS, 1973). Na literatura encontram-se inúmeros estudos que relatam as concentrações ideais de AGV para que não ocorra a inibição de organismos metanogênicos em reatores anaeróbios. Entretanto, Angelidak, Ellegaard e Ahring (1993), sugeriram que os níveis de AGV considerados tóxicos para a biomassa metanogênica dependem, especialmente, da composição inicial dos resíduos dispostos no reator e, portanto, não é possível definir teores específicos de AGV que estabeleçam a inibição dessas populações microbianas em termos gerais.

2.4.5 Cloretos

Cloretos são íons inorgânicos que se apresentam em altas concentrações em lixiviados de aterros sanitários. A presença desses íons indica a evolução do processo de biodegradação dos RSU, bem como a existência de sais minerais na massa de resíduos (CATAPRETA e SIMÕES, 2008).

Além disso, os íons cloretos por serem inertes e não biodegradáveis, podem também ser utilizados como parâmetro para avaliar a contaminação do lançamento de lixiviado, seja *in natura* ou tratado inadequadamente, em recursos hídricos localizados internamente ou em áreas circunvizinhas aos aterros sanitários (TATSI e ZOUBOULIS, 2002).

Geralmente, as concentrações de cloreto em lixiviados tendem a aumentar com o decorrer do tempo (CHU, CHEUNG e WONG, 1994). Porém, tais concentrações normalmente não constituem um problema de toxicidade para os microrganismos responsáveis pela bioestabilização dos resíduos (LANGE e AMARAL, 2009).

CAPÍTULO 3

3.1 ARTIGO 1

Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos no lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba (PB)

RESUMO

A caracterização de lixiviados gerados em aterros sanitários pode esclarecer os fenômenos de degradação que ocorrem no interior das células de resíduos e indicar indiretamente o seu potencial tóxico. Diante disso, objetivou-se avaliar a influência que parâmetros físico-químicos exercem em componentes tóxicos, como metais e nitrogênio amoniacal total (NAT), presentes no lixiviado gerado pela Célula 3, do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB). Para esta avaliação foram realizados os seguintes ensaios: pH, ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT), cloretos e demanda química de oxigênio (DQO), NAT, metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) e, ainda, procedeu-se a análise estatística de correlação dos dados obtidos durante o período de monitoramento. Os resultados evidenciaram que durante a fase de fermentação ácida ocorreu uma alta produção de AGV na massa de RSU, que manteve os valores de pH abaixo da neutralidade, contribuindo para se ter elevadas concentrações de DQO, cloretos e uma maior toxicidade no lixiviado em relação aos metais analisados. Já em condições metanogênicas, percebeu-se um decaimento nos teores de AGV e, com isso, o pH tendeu a basicidade, tornando o meio mais alcalino, favorecendo assim, a precipitação dos metais analisados, porém, contribuindo para a obtenção de altos níveis de NAT. Pode-se concluir que entre os parâmetros analisados, o pH e os AGV, exerceram influência nos teores dos metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) e NAT no decorrer dos 150 dias de avaliação.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário. Parâmetros físico-químicos. Toxicidade.

Influence of physico-chemical parameters on the composition of toxic constituents in the leachate generated in landfill cell in Campina Grande - State of Paraíba, Brazil

ABSTRACT

The characterization of leachate generated in landfills can explain the degradation phenomena that occur inside the waste cells and indirectly indicate the toxic potential of the effluent. This study aims to evaluate the influence of physico-chemical parameters on toxic components, such as metals and total ammoniacal nitrogen (NAT), present in the leachate generated by landfill Cell 3, from the sanitary landfill of Campina Grande. For the study evaluation, the following tests were performed: pH, volatile fatty acids (VFA), total alkalinity (AT), chlorides and chemical oxygen demand (COD), NAT, metals (Pb, Cr, Co, Ni, Fe and Mn) and a statistical analysis of data correlation. The results evidenced that during the acid fermentation phase a high production of VFA occurred in the MSW mass. This phase maintained the pH values below the neutrality, contributing to have high concentrations of COD, chlorides and a higher toxicity in the leachate related to the analyzed metals. However, in the case of methanogen conditions, a decrease in the VFA contents was observed. Thereby, the pH tended to be basic,

making the environment more alkaline, thus favoring the precipitation of the analyzed metals, but corroborating to obtain high levels of NAT. It can be concluded that among the analyzed parameters, pH and VFA exerted influence on the heavy metal (Pb, Cr, Co, Ni, Fe and Mn) and NAT contents during the evaluation period.

Keywords: Landfill leachate. Physico-chemical parameters. Toxicity.

1 INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) ao serem depositados em células de aterros sanitários, sofrem naturalmente processos físicos, químicos e biológicos, gerando assim, subprodutos líquidos e gasosos, os quais podem apresentar características nocivas à saúde pública e ao meio ambiente. Entre os subprodutos gerados, o lixiviado merece especial atenção, pois esse líquido é muito tóxico (SILVA, 2012) e possui uma composição, representada, na maioria das vezes, por quantidades substanciais de ácidos orgânicos dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO); sais inorgânicos; amônia livre; metais pesados; e compostos orgânicos xenobióticos (SAMADDER et al., 2016).

Devido aos lixiviados serem compostos por quantidades significativas de substâncias danosas, sua disposição inadequada no meio ambiente, ou seja, sem um prévio tratamento, podem acarretar problemas de toxicidade em plantas, animais e seres humanos, como por exemplo a introdução de elementos metálicos na cadeia alimentar por meio da biomagnificação (SILVA, 2016).

Nesse contexto, avaliar os parâmetros físico-químicos de lixiviados resultantes da biodegradação de RSU em aterros, tem se tornado frequente, principalmente, porque tais parâmetros explicam os fenômenos de degradação que ocorrem no interior das células de resíduos e, com base na análise desses parâmetros no lixiviado, podem ser definidas as fases de degradação anaeróbia dos RSU e ter um conhecimento prévio dos componentes tóxicos que constituem esse líquido.

Sabe-se que os principais compostos tóxicos presentes no lixiviado, e mais preocupantes do ponto de vista ambiental, são os metais pesados e a amônia gasosa ou livre (NH_3). Assim, o desenvolvimento de pesquisas com a finalidade de avaliar a interferência de parâmetros físico-químicos na toxicidade desses compostos é importante, uma vez que, estes estudos, inclusive, podem ser utilizados para indicar uma tecnologia adequada de tratamento para o lixiviado.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência que os parâmetros: pH, ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT), cloretos e demanda química de oxigênio (DQO),

exercem em constituintes tóxicos, como metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) e nitrogênio amoniacal total (NAT), no lixiviado gerado em uma célula, nomeada de Célula 3 (C3), do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Campo experimental

O campo experimental para a realização desta pesquisa foi a Célula 3 (C3) do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB). O referido Aterro compreende uma área territorial de 80 ha e encontra-se localizado no Distrito de Catolé de Boa Vista, Campina Grande (PB) (Figura 1A), especificamente nas coordenadas UTM 829172 e 9194834. Esse Aterro Sanitário teve sua operação iniciada no mês de agosto do ano de 2015, sendo operacionalizado pela empresa privada ECOSOLO GESTÃO AMBIENTAL DE RESÍDUOS LTDA, e foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos, recebendo resíduos Classes IIA e IIB segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004). Na Figura 1B ilustra-se o *layout* do Aterro de Campina Grande (PB), com destaque para a C3.



Figura 1 – Aterro Sanitário em Campina Grande (PB): 1A) Localização; 1B) *Layout* do Aterro

Fonte: 1A) Adaptado do *Google Earth* (2017); 1B) Arquivo pessoal (2017).

A C3 possui dimensões na sua base de 100x100 m correspondentes a largura e comprimento, respectivamente, e uma altura total de 24 m e, ainda, constitui-se de 3 taludes, sendo cada um com uma inclinação de 1:2 (vertical:horizontal), bermas intermediárias de 6 m e uma altura de 8 m. O preenchimento dessa célula ocorreu por meio do depósito de 500 tRSU/dia, sendo 97% destes resíduos oriundos da cidade de Campina Grande (PB) e os 3% restantes provenientes das cidades de Lagoa Seca, Puxinanã, Montadas e Boa Vista, todas

pertencentes ao estado da Paraíba. Este depósito de RSU na C3 foi realizado durante os meses de maio a dezembro do ano de 2016.

Além disso, a C3 também é dotada de um conjunto de unidades operacionais que permite proteger a saúde pública e o meio ambiente dos vetores gerados pela degradação biológica dos RSU aterrados nesse local. Entre estas unidades, destaca-se a camada de impermeabilização de base e o sistema de coleta, transporte e tratamento do líquido lixiviado gerado.

A camada de impermeabilização da C3, foi composta por uma mistura (proporção de 1:4) de bentonita e um solo arenoso adquirido nas intermediações do próprio Aterro. Tal composição apresentou coeficiente de permeabilidade igual a 10^{-9} m.s^{-1} , indicando ser adequada para compor camadas de base de aterros, conforme a NBR 13.896 (ABNT, 1997). Destaca-se que o sistema de drenagem de lixiviado instalado sobre a camada impermeabilizante foi do tipo ‘espinha de peixe’. Durante a realização deste estudo, este sistema conduziu por gravidade uma vazão de lixiviado entre $1,45 \times 10^{-5}$ e $2,7 \times 10^{-5} \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, para um poço de visita de concreto pré-moldado e, logo depois, para a lagoa de tratamento de efluente.

2.2 Caracterização do lixiviado gerado pela Célula 3

O lixiviado *in natura* caracterizado nesta pesquisa, foi coletado em um poço de visita de concreto pré-moldado (Poço 3), que recebia todo o líquido efluente resultante da biodegradação dos RSU aterrados na C3 do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB). Cabe ressaltar, que as coletas de lixiviado foram realizadas com uma periodicidade quinzenal, durante 150 dias entre os meses de junho e novembro do ano de 2016. No que diz respeito aos procedimentos referentes à coleta, preservação e transporte das amostras, estes foram efetuados de acordo com as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Logo após as coletas, as amostras de lixiviado *in natura* foram transportadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, para a realização de sua caracterização, que consistiu na execução dos seguintes ensaios físico-químicos: pH, AGV, AT, cloretos, DQO, chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni), ferro (Fe), manganês (Mn) e NAT, conforme os métodos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

2.3 Correlações estatísticas

A análise estatística dos parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado (pH, AGV, AT, cloretos, DQO, Pb, Cr, Co, Ni, Fe, Mn e NAT) foi realizada por meio da utilização do método matriz de correlações. Para a execução desse método usou-se o *software Excel 2010*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial hidrogênionico (pH)

A variação do pH para o lixiviado gerado pela C3, ao longo do tempo de monitoramento, encontra-se apresentada na Figura 2. Com base nesta figura, verifica-se que o pH do lixiviado, variou entre 5,5 e 8,4. Valores similares aos obtidos nesta pesquisa foram também verificados em estudos realizados por Garcez (2009) e Silva et al. (2015), ao analisarem o processo de biodegradação dos RSU da cidade de Campina Grande (PB) dispostos em uma célula experimental que simulava uma célula real de aterro sanitário.

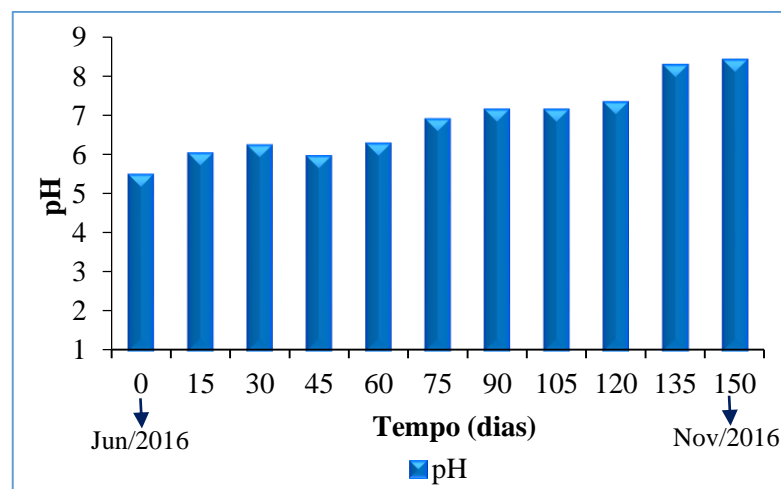


Figura 2 – Comportamento do pH ao longo do tempo
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Inicialmente (t=0) a t=60 dias, os valores de pH do lixiviado oscilaram numa faixa de 5,5 a 6,3. Este período evidencia que a massa de RSU depositada na C3, encontra-se na fase ácida de degradação, segundo Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993). Os baixos valores de pH determinados para o lixiviado durante a fase de fermentação ácida, são decorrentes das quantidades relevantes de ácidos orgânicos e dióxido de carbono (CO₂) produzidas por microrganismos acidófilos no interior da massa de RSU (MELO, 2003; NAVEEN et al., 2017).

Após os primeiros 60 dias de avaliação, ou seja, a partir de $t=75$ a $t=150$ dias, o pH assumiu valores entre 6,9 e 8,4, indicando que os RSU aterrados na C3 sofreram transição para a fase metanogênica de degradação, conforme Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993). Essa elevação do pH no lixiviado analisado para valores entre a neutralidade e a basicidade, ocorreu em virtude dos microrganismos metanogênicos terem metabolizado os ácidos orgânicos produzidos na fase de fermentação ácida (AIRES, 2013).

Durante a fase ácida de degradação, geralmente, ocorre uma alta produção de AGV na massa de RSU aterrada, contribuindo para a redução do pH do meio e, corroborando para uma maior solubilização de íons metálicos (XIE et al., 2015). Esta afirmação pode ser observada na Figura 3, a qual ilustra as concentrações dos metais chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni), ferro (Fe) e manganês (Mn) durante o mesmo período de avaliação do pH do lixiviado.

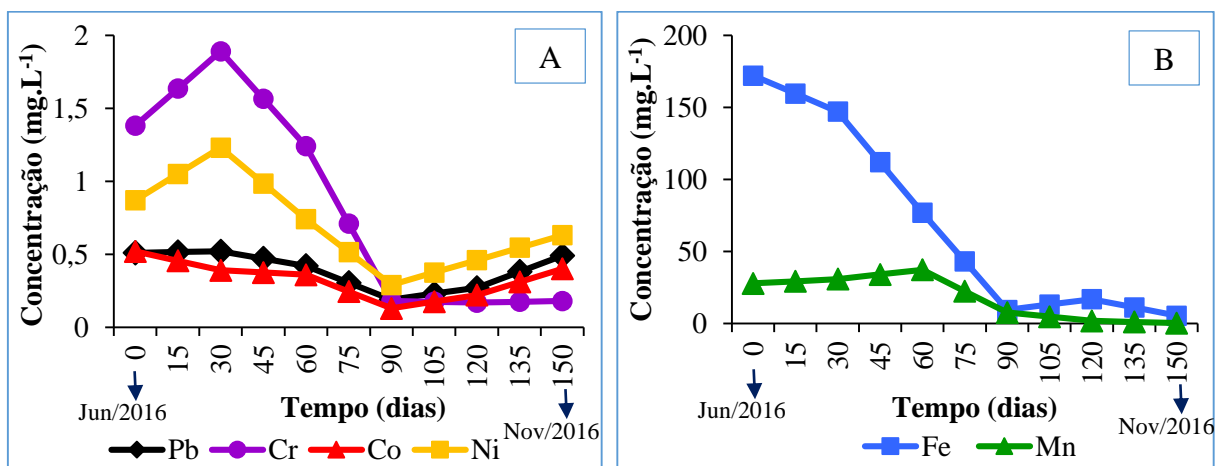


Figura 3 – Evolução temporal dos teores de metais: A) Chumbo, Cromo, Cobalto, Níquel; B) Ferro e Manganês

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Percebe-se na Figura 3, que os maiores teores de metais foram mensurados quando o pH do lixiviado encontrava-se ácido, ou seja, no período de $t=0$ a $t=60$ dias. Dessa forma, a toxicidade do lixiviado nesse período, dar-se-á devido aos altos níveis de metais pesados, em especial do Cr, Fe e Mn, presentes em sua composição. Em um estudo desenvolvido por Silva et al. (2015), foi verificado que o extrato líquido dos RSU da cidade de Campina Grande (PB), em condições de pH ácido, causou fitotoxicidade a sementes de tomate e repolho.

Já em condições em que o pH encontra-se entre a neutralidade e a basicidade, os metais pesados tendem a precipitar na massa de RSU aterrada (MONTEIRO, 2003) e suas concentrações no lixiviado reduzem. Este fato que pode ser observado nas Figuras 3A e 3B.

Desse modo, quando os RSU estão na fase metanogênica de degradação, ocorre um predomínio no lixiviado de componentes como a AT e o NAT, em função da elevação do pH do meio. Sendo assim, quando o pH apresenta valores acima da neutralidade, o meio tende a tornar-se alcalino e, dessa forma, a amônia livre, que é a forma tóxica do NAT, tem o seu potencial de toxicidade aumentado, o qual pode inibir o processo de digestão anaeróbia e causar sérios problemas de toxicidade à saúde pública e ao meio ambiente.

3.2 Ácidos graxos voláteis (AGV)

A evolução temporal das concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV) para o lixiviado analisado encontra-se ilustrada na Figura 4. Analisando a Figura 4, verifica-se que, ao longo do monitoramento os teores de AGV oscilaram entre 6.900-1.800 $\text{mgH}_{\text{AC}}\cdot\text{L}^{-1}$, indicando uma redução de aproximadamente 74%.

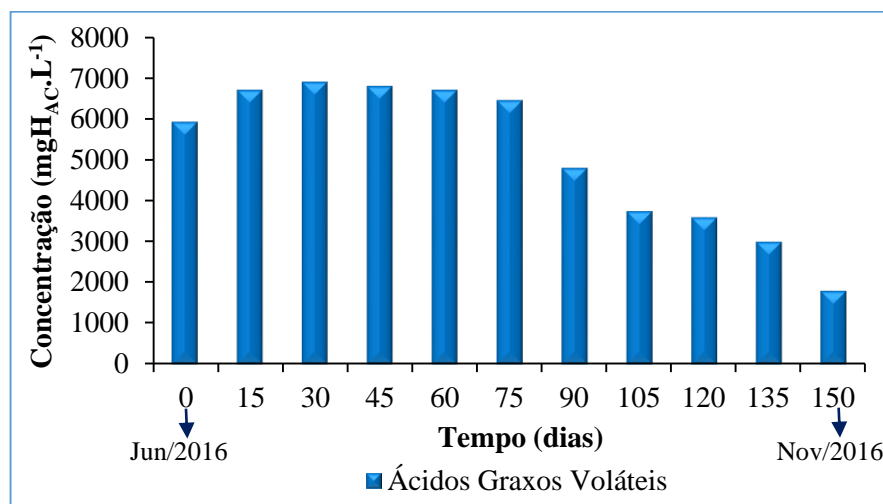


Figura 4 – Evolução temporal dos ácidos graxos voláteis

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

De modo geral, percebe-se um comportamento decrescente nas concentrações de AGV no lixiviado, onde em $t=0$ a $t=75$ dias, obteve-se os maiores teores, e após $t=90$ dias, as concentrações de AGV tiveram uma queda acentuada. Tal comportamento é típico da evolução natural do processo de biodegradação dos RSU aterrados na C3. Segundo Aires (2013), no início do processo de degradação da fração orgânica dos RSU em aterros, há uma tendência dos AGV se acumularem no interior da massa de resíduos, devido à ação de bactérias hidrolíticas fermentativas degradarem os resíduos orgânicos de fácil degradação. Com o passar do tempo, os ácidos produzidos inicialmente, são convertidos em gases como o metano e o dióxido de carbono, por um grupo de microrganismos, denominados de *arqueas*, que se instalam na massa

de resíduos aterrada numa taxa de crescimento menor que as fermentativas (RIBEIRO et al., 2016).

Sendo assim, a acumulação de AGV no decorrer do processo de biodegradação dos RSU leva à redução do pH (AKUZAWA et al., 2011) e, com isso, as atividades metanogênicas no interior do aterro podem ser inibidas (Ye et al., 2013). Além disso, com a diminuição do pH, a maioria dos metais tóxicos se solubilizam com facilidade (Figura 3), elevando, dessa forma, o potencial de toxidez no lixiviado, enquanto que a toxicidade devido a amônia tende a reduzir, isso porque, em pH ácido prenomina a forma iônica ou não tóxica do NAT (CAMPOS et al., 2010).

3.3 Alcalinidade total (AT)

A evolução das concentrações de alcalinidade total (AT) para o lixiviado gerado pela biodegradação dos RSU depositados na C3, no decorrer do tempo, encontra-se ilustrada na Figura 5. Verifica-se nesta figura, que as concentrações de AT variaram numa faixa entre 8.273 e 15.000 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, ao longo do monitoramento. Valores similares aos obtidos neste estudo, foram também constatados por Budi et al. (2016) e Naveen et al. (2017), ao investigarem os lixiviados provenientes de aterros de RSU da Malásia e Índia, respectivamente.

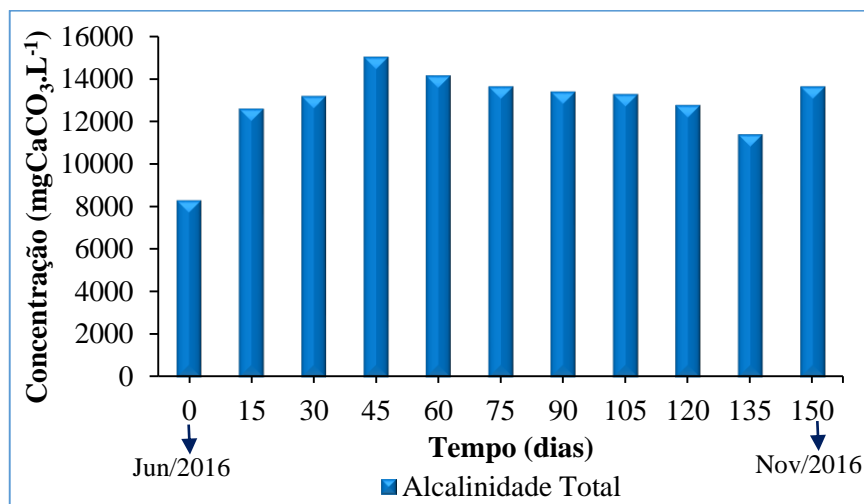


Figura 5 – Comportamento da alcalinidade total com o decorrer do tempo

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

De modo geral, verifica-se que a AT não teve um comportamento bem definido, porém apresentou as menores concentrações durante o período inicial de monitoramento ($t=0$ a $t=30$ dias), quando o pH encontrava-se com baixos valores (Figura 2), em razão das quantidades significativas de AGV produzidas; e os maiores teores quando o pH apresentou valores acima

da neutralidade, em decorrência do consumo desses ácidos pelos microrganismos metanogênicos, tornando, dessa forma, o meio mais básico.

Observa-se ainda na Figura 5, que as concentrações de AT obtidas para o lixiviado, durante praticamente todo o período de monitoramento, foram superiores à faixa máxima (750 a 11.400 mgCaCO₃.L⁻¹) encontrada em aterros sanitários brasileiros, segundo Souto e Povinelli (2007). No entanto, estas elevadas concentrações de AT são decorrentes, principalmente, das quantidades significativas de bicarbonato de amônio gerados pela decomposição bioquímica da fração orgânica presente na massa de RSU aterrada (MAHAPATRA, CHANAKYA e RAMACHANDRA, 2011; NAVEEN et al., 2017).

A influência do parâmetro AT na toxicidade de lixiviados gerados em aterros sanitários, ocorre em função de sua capacidade de tamponamento e seu efeito no NAT (SŁOMCZYŃSKA E SŁOMCZYŃSKI, 2004). Diante disso, à medida que o pH do meio eleva-se para valores superiores a 7, o meio torna-se básico, favorecendo, assim, o potencial tóxico da amônia (CLÉMENT e MERLIN, 1995).

Na Figura 6, encontram-se ilustrados os níveis de NAT aferidos no lixiviado para o mesmo período de avaliação do parâmetro AT. O NAT é composto pelo somatório do íon amônio (NH₄⁺) e a amônia livre (NH₃), sendo esta última considerada muito tóxica.

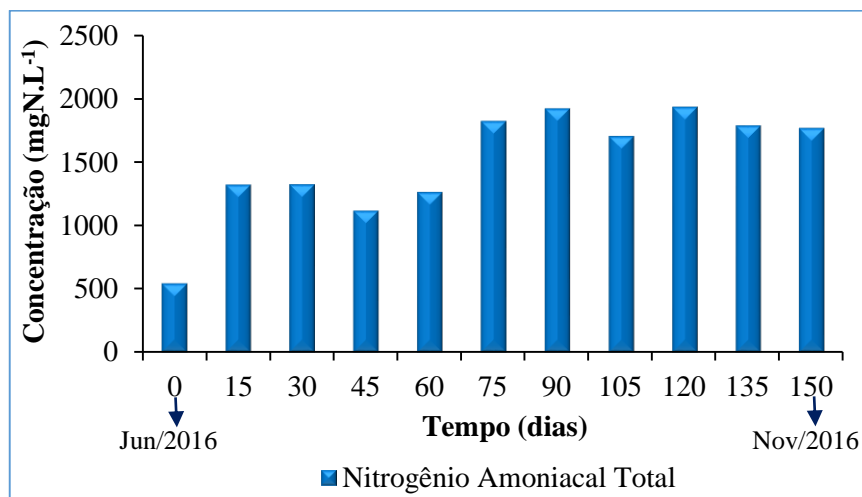


Figura 6 – Comportamento temporal dos teores de nitrogênio amoniacal total
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Analisando a Figura 6, verifica-se que, conforme o pH do lixiviado aumentou para valores entre a neutralidade e a basicidade (em t=75 a t=150 dias), as concentrações de AT também aumentaram (Figura 5), uma vez que, também ocorreu uma elevação nos teores de NAT. No entanto, pode-se constatar que, provavelmente, as concentrações de AT, apesar de

elevadas, não influenciaram o potencial tóxico do lixiviado em relação à amônia livre, isso porque, de acordo com Campos et al. (2010) e com base no pH determinado para o lixiviado, nesse período de tempo, praticamente todo o NAT estava na forma de NH_4^+ , a qual é a forma não tóxica do NAT.

Entretanto, ao passo que a AT do meio aumenta, acontece a precipitação e uma maior agregação de muitos elementos metálicos na massa de resíduos aterrada, ocasionando uma diminuição de suas concentrações no lixiviado (Figura 3) e, assim, tornando-o menos tóxico em relação aos metais (ARAÚJO et al., 2002).

A Resolução CONAMA n. 430 não estabelece valores de referência para o parâmetro alcalinidade total quando se trata do lançamento de efluentes no meio ambiente (CONAMA, 2011), contudo, cabe destacar que o lixiviado ao ser lançado no ambiente com elevadas concentrações de AT pode acarretar impactos adversos nos corpos receptores.

3.4 Cloretos

A Figura 7 apresenta as concentrações de cloretos para o lixiviado gerado pela C3, ao longo do tempo. Observa-se nesta figura que os teores de cloretos oscilaram numa faixa de 6.598 a 2.699 mg.L^{-1} , porém com uma tendência ao aumento durante o período de monitoramento. Resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa foram verificados por Coelho et al. (2005) e Souto e Povinelli (2007).

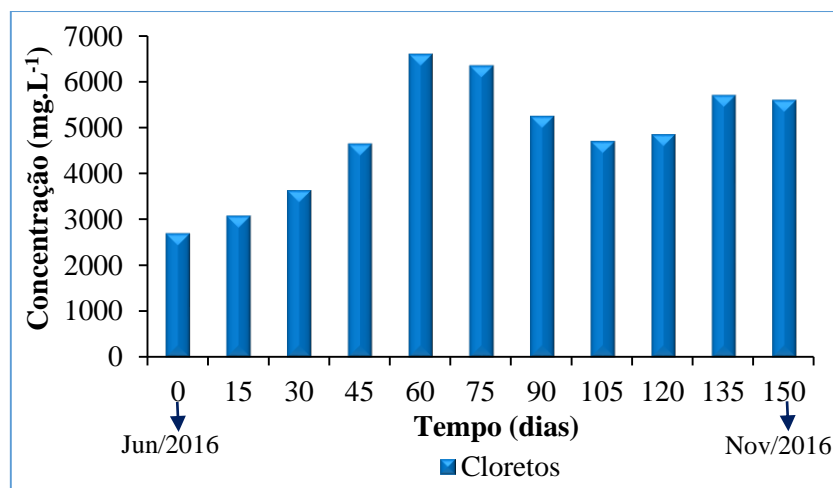


Figura 7 – Concentrações de cloretos com o decorrer do tempo
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

De maneira geral, verifica-se que nos primeiros 60 dias de monitoramento as concentrações de cloretos tenderam ao crescimento e, logo depois, a partir de $t=75$ dias, estes teores tiveram um decaimento até $t=120$ dias, acompanhado de um leve aumento em $t=135$ e

150 dias. Tal comportamento encontrado no lixiviado pode estar associado à alta solubilidade e facilidade de lixiviação dos íons cloretos e, ainda, devido a massa de resíduo ser recente (OLIVEIRA et al., 2016), uma vez que, diariamente foram depositados cerca de 500 t de RSU frescos na C3, e, deste total, 43% corresponderam a resíduos orgânicos de fácil degradação (PMGIRS, 2014).

Os íons cloretos não constituem um problema de toxicidade para os microrganismos atuantes no processo de degradação biológica de RSU aterrados. Contudo, os sais de cloreto podem contribuir para a redução do potencial tóxico do lixiviado, visto que, ao se combinarem com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, ocasionam efeito antagônico, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, seus teores no lixiviado (CHERNICHARO, 1997; LANGE e AMARAL, 2009).

A Resolução n. 430 do CONAMA não especifica um valor máximo permissível para o parâmetro cloretos quando se faz referência ao lançamento de lixiviados de aterros sanitários no meio ambiente (CONAMA, 2011). Todavia, este parâmetro pode ser utilizado para avaliar a contaminação do lançamento de lixiviado, seja *in natura* ou tratado inadequadamente, em recursos hídricos localizados internamente ou em áreas circunvizinhas aos aterros sanitários (TATSI e ZOUBOULIS, 2002).

3.5 Demanda química de oxigênio (DQO)

A Figura 8 ilustra as concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) para o lixiviado gerado pela C3, ao longo dos 150 dias de monitoramento.

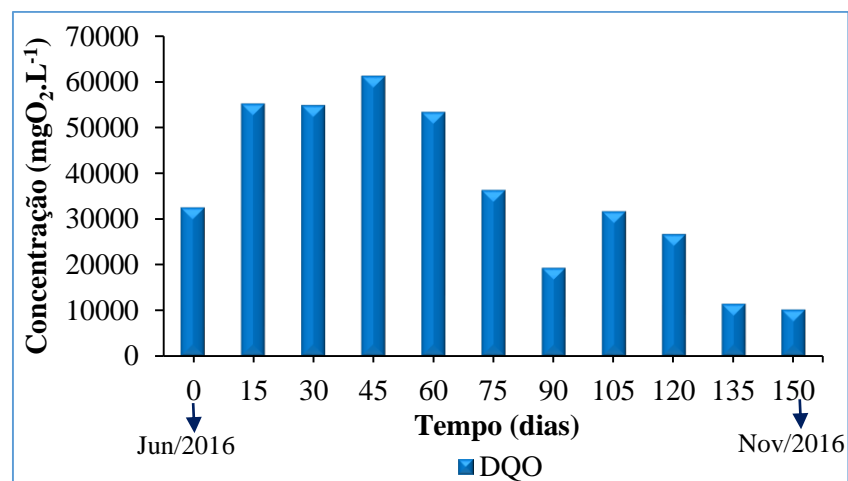


Figura 8 – Concentrações de DQO com o passar do tempo
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Com base na Figura 8, observa-se que as concentrações de DQO no lixiviado variaram numa faixa de 61.089 a 10.219 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ no decorrer do tempo, o que correspondeu a uma redução de aproximadamente 83%. Comportamento semelhante ao encontrado neste estudo foi constatado por Ribeiro et al. (2016), ao analisarem o processo de bioestabilização de RSU da cidade de Campina Grande (PB) em um biorreator que simulava uma célula de aterro sanitário.

Durante o período de avaliação inicial, em $t=0$ a $t=60$ dias, verifica-se os maiores teores de DQO no lixiviado, enquanto que, em $t=75$ a $t=150$ dias, as concentrações desse parâmetro reduziram significativamente. Resultados iguais aos obtidos eram esperados, uma vez que, no início do monitoramento, são produzidas quantidades consideráveis de AGV, que é um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados (BUDI et al., 2016; EL-FADEL, et al., 2002); com o decorrer do tempo, o processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros evolui e, com isso, os valores de DQO reduzem (CONTRERA et al., 2014).

A DQO é um parâmetro que, não influencia as concentrações de constituintes tóxicos como metais e NAT. Na Resolução CONAMA n. 430, não é especificado um limite legal para o parâmetro DQO, quando se trata do lançamento de lixiviados de aterros sanitários em corpos receptores (CONAMA, 2011). No entanto, recomenda-se que quanto menor for a DQO no lixiviado, menor será o impacto sobre o curso d'água ou o solo, caso esse efluente seja lançado nesses ambientes (CATAPRETA, 2008).

4 CORRELAÇÕES ESTATÍSTICAS

A matriz de correlação para as variáveis tempo, pH, AT, AGV, cloretos, DQO, metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) e NAT durante o monitoramento do lixiviado, apresenta-se na Tabela 1. Esta matriz teve por finalidade obter correlações fortes entre as citadas variáveis em relação aos metais e ao NAT.

Segundo Dancey e Reidy (2013), correlações estatísticas consideradas fortes são aquelas que apresentam valores positivos ou negativos que sejam iguais ou superiores a 0,70. Desse modo, percebe-se na Tabela 1, que as correlações fortes representaram uma porcentagem de 55% em referência ao total de correlações obtidas, com valores máximos na ordem de +0,96 e -0,94.

Na Tabela 1, verifica-se também que a variável tempo apresentou correlações fortes positivas com as variáveis pH, cloretos e NAT; e fortes negativas com os parâmetros AGV, DQO, Cr, Ni, Fe e Mn. As correlações positivas, indicaram que com o decorrer do tempo, o pH

do lixiviado tendeu ao aumento, devido à evolução do processo de biodegradação dos RSU depositados na C3; os teores de cloretos elevaram-se, pelo fato desses sais serem facilmente solubilizados e a massa de RSU depositada na C3 ser recente; e com o passar do tempo os teores de NAT aumentaram. As correlações positivas, evidenciaram que os AGV produzidos na fase de fermentação ácida foram consumidos, em especial, por *arqueas* metanogênicas e, por causa disso, ocorreu um decréscimo das concentrações de DQO e um aumento do pH, com valores superiores à neutralidade, reduzindo assim, a solubilidade dos metais Cr, Ni, Fe e Mn.

Tabela 1 – Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado

	Tempo	pH	AT	AGV	Cloretos	DQO	Pb	Cr	Co	Ni	Fe	Mn	NAT
Tempo	1												
pH	0,96	1											
AT	0,28	0,18	1										
AGV	-0,88	-0,89	0,10	1									
Cloretos	0,70	0,57	0,55	-0,28	1								
DQO	-0,77	-0,82	0,31	0,89	-0,30	1							
Pb	-0,51	-0,40	-0,21	0,33	-0,46	0,43	1						
Cr	-0,89	-0,85	-0,04	0,86	-0,53	0,87	0,74	1					
Co	-0,58	-0,47	-0,42	0,33	-0,53	0,37	0,96	0,70	1				
Ni	-0,72	-0,63	-0,06	0,62	-0,57	0,73	0,89	0,93	0,81	1			
Fe	-0,94	-0,87	-0,34	0,76	-0,74	0,73	0,75	0,94	0,78	0,88	1		
Mn	-0,87	-0,88	0,08	0,94	-0,26	0,90	0,57	0,93	0,56	0,75	0,82	1	
NAT	0,82	0,81	0,47	-0,58	0,61	-0,55	-0,70	-0,77	-0,80	-0,70	-0,87	-0,73	1

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

O pH influenciou fortemente o NAT de maneira positiva e, de forma negativa as variáveis AGV, DQO, Cr, Fe e Mn. Resultados similares ao obtido eram esperados, pois conforme há um aumento nas unidades de pH, as concentrações de NAT tendem a aumentar e os teores dos parâmetros AGV, DQO, Cr, Fe e Mn diminuem. Tais fatos são típicos do processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros sanitários e podem ser constatados nas Figuras 2, 3, 4, 6 e 8, deste estudo.

Em relação à variável AT, percebe-se que esta não influenciou fortemente o NAT e os metais analisados. Já os AGV e a DQO demonstraram correlações fortes positivas com os metais Cr, Fe e Mn. Tais correlações indicam que ao passo que os teores de AGV aumentaram ou diminuíram no lixiviado as concentrações de DQO e dos metais Cr, Fe e Mn também se elevaram ou reduziram. Isso ocorreu devido à alta produção e conversão dos AGV no decurso das fases de fermentação ácida e metanogênica na C3, as quais influenciam as concentrações

de DQO e a solubilização dos metais (Cr, Fe e Mn) na massa de RSU aterrada e no lixiviado gerado.

5 CONCLUSÕES

- A oscilação do pH no lixiviado, foi responsável por vários processos, incluindo a definição das fases de degradação anaeróbia; a dissolução e a precipitação de espécies metálicas; e a variabilidade do potencial de toxicidade do NAT;
- De modo geral, o parâmetro AT no decorrer do monitoramento apresentou um comportamento crescente, que contribuiu para tornar o meio alcalino e, com isso, provavelmente, precipitar os metais pesados analisados na massa de RSU depositada na C3, reduzindo seus níveis no lixiviado;
- O comportamento da DQO foi resultante, principalmente, da variabilidade das concentrações dos AGV durante as fases ácida e metanogênica de degradação dos RSU aterrados na C3;
- O parâmetro DQO não influenciou a variação dos constituintes tóxicos, metais e NAT, na massa de resíduos aterrada na C3 e no lixiviado analisado, já os íons cloretos por terem um efeito antagônico em cátions como o Pb, provavelmente, podem ter contribuído para a redução de seus teores no lixiviado;
- As correlações estatísticas indicaram fortes relações entre os parâmetros analisados no lixiviado, explicando bem as fases da digestão anaeróbia dos RSU depositados na C3 e a influência dos parâmetros físico-químicos na composição dos componentes tóxicos, metais e NAT.

REFERÊNCIAS

AIRES, K. O. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande–PB**. 2013. 118 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

AKUZAWA, M. et al. Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester. **Microbial ecology**, v. 61, n. 3, p. 595-605, 2011.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: Ed. APHA, 2012, 1496 p.

ARAÚJO, W. S. et al. Relação entre absorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 26, n. 1, p. 17- 27, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004**: resíduos sólidos: classificação: Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 13.896**: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação: Rio de Janeiro, 1997.

BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. Leachate and gas generation. In: DANIEL, D. E. (Org.). **Geotechnical practice for waste disposal**. London, UK: Chapman e Hall, 1993. Cap. 6.

BUDI, S. et al. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, p. 231-237, 2016.

CAMPOS, D. C. et al. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **TECNO-LÓGICA**, v. 14, n. 2, 2010, p. 52-60.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. 2008. 316 fls. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**: reatores anaeróbios. 5 ed. Minas Gerais: Desa/EEUFMG, 1997, 379 p.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **Science of the Total Environment**, v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.

COELHO, H. M. G. et al. Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-10.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: Ed. CETESB, 2011, 327 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 06 de fev. 2017.

CONTRERA, R. C. et al. First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. **Journal of environmental management**, v. 145, p. 385-393, 2014.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. 5 ed. Porto Alegre: Penso, 2013, 608 p.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste management**, v. 22, n. 3, p. 269-282, 2002.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB**. 2009. 113 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

LANGE, L. C; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap 2, p. 26-59.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Role of macrophytes in sewage fed urban lake. **Institute of Integrated Omics and Applied Biotechnology**, v. 2, n. 8, p. 1-9, 2011.

NAVEEN, B. P. et al. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1-12, 2017.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. 141 fls. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE. 2003.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises física, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. 232 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

OLIVEIRA, E. C. et al. Caracterização físico-química de lixiviado produzido em um aterro em escala experimental. In: Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental, 14., 2016, Brasília. **Anais...** São Paulo: Blucher, 2016. p. 843-852.

PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PMGIRS). **Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos do Município de Campina Grande – PB**: diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos gerados no município. Versão preliminar para audiência pública. 2014. Disponível em: <<http://relicpb.org/assets/CGPMRSDiagnosticoFinalPreliminar20140319.pdf>>. Acessado em: 05 de jan. 2017.

RIBEIRO, L. S. et al. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 21, n. 1, p. 1-9, 2016.

SAMADDER, S. R. et al. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: a case study. **Science of The Total Environment**, v. 580, p. 593-601, 2016.

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016. 129 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SILVA, A. S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB**. 2016. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SILVA, A. S. et al. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, 2015, p. 840-851.

SŁOMCZYŃSKA, B.; SŁOMCZYŃSKI, T. Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 13, n. 6, p. 627-637, 2004.

SOUTO, G. D. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)**. 2009. 371 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Advances in Environmental Research**, v. 6, n. 3, p. 207-219, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principle and management issues**. McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 1993, 978 p.

XIE, S. et al. Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: the effect of pH and associated mechanisms. **Journal of hazardous materials**, v. 299, p. 577-583, 2015.

YE, J. et al. Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2653-2658, 2013.

3.2 ARTIGO 2

Análise do potencial tóxico do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba (PB)¹

Analysis of the toxic potential of the leachate generated in a landfill cell in Campina Grande (PB), Brazil

RESUMO

Em virtude da complexidade do processo de biodegradação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário, são gerados os líquidos lixiviados, que apresentam em sua composição quantidades substanciais de agentes tóxicos, e quando lançados, sem um prévio tratamento no meio ambiente, oferecem riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi analisar a toxicidade do lixiviado gerado a partir da decomposição biológica dos resíduos aterrados na Célula 3, do Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba. O potencial tóxico do lixiviado foi analisado por meio de ensaios físico-químicos (pH, nitrogênio amoniacal total e metais pesados) e bioensaios utilizando como indicadores sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*), além de uma análise em componentes principais, que teve por finalidade formar grupos de semelhança comportamental entre os parâmetros analisados. Os resultados obtidos indicaram que, durante a fase de degradação ácida, o lixiviado apresentou potencial fitotóxico e, isso ocorreu devido ao pH neste período encontrar-se com baixos valores, contribuindo assim, para a solubilização de metais como Fe, Mn e Cr, considerados os principais elementos a ocasionarem toxidez às sementes de tomate e repolho. Portanto, conclui-se que o lixiviado apresentou fitotoxicidade em meio ácido e representou risco potencial à saúde pública e ao meio ambiente, porém as concentrações dos componentes tóxicos, metais pesados e nitrogênio amoniacal total, obtidas durante o período de monitoramento, não inferiram toxicidade ao processo de biodegradação dos resíduos depositados na Célula 3.

Palavras-chave: fitotoxicidade; lixiviado; metais pesados; nitrogênio amoniacal total.

ABSTRACT

Leachate liquids are generated due to the complexity of the biodegradation process of municipal solid waste in landfills. These liquids contain in their composition amounts of toxic agents, and when released in the environment without prior treatment it poses risks to public health and the environment. In this manner, this work aimed to analyze the toxicity of the leachate generated from the biological decomposition of the deposited waste in Cell 3, in Campina Grande landfill located in the state of Paraíba, Brazil. The toxic potential of leachate was analyzed by means of physical-chemical tests (pH, total ammoniacal nitrogen and heavy metals) and bioassays using as indicators tomato seeds (*Solanum lycopersicum*) and cabbage seeds (*Brassica oleraceae*). Besides, the main components analysis was realized to form groups of behavioral similarity between the parameters analyzed. The results indicated that during the acid degradation phase the leachate presented a phytotoxic potential due to the low values of pH during this period.

¹ Artigo padronizado nas normas da Revista Engenharia Sanitária e Ambiental

This phytotoxic potential contributed to the solubilization of metals such as Fe, Mn and Cr, which are considered the main factors causing toxicity to tomato and cabbage seeds. Therefore, it is concluded that the leachate presented phytotoxicity in acid environment and it posed a potential risk to public health and the environment. However, the concentrations of toxic components heavy metals and total ammonia nitrogen obtained during the monitoring period did not infer toxicity to the biodegradation process of the residues deposited in Cell 3.

Keywords: phytotoxicity; leachate; heavy metals; total ammoniacal nitrogen.

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é a técnicas de disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) mais utilizada no mundo, devido sua praticidade e baixo custo de implantação e operação, quando comparado a outras tecnologias (MONTEIRO, 2003). Contudo, em virtude da complexidade do processo de degradação biológica que ocorre no interior das células de resíduos sólidos que compõem o aterro sanitário, são gerados subprodutos líquidos e gasosos, que podem ser nocivos à saúde pública e ao meio ambiente. Dentre esses subprodutos, o lixiviado, requer especial atenção, uma vez que, esse efluente possui uma carga orgânica entre 10 e 75 vezes maior que a dos esgotos domésticos, por exemplo (TCHOBANOGLIOUS, THIESEN e VIGIL, 1993; VON SPERLING, 2005). Além disso, quando disposto inadequadamente no meio ambiente ocasiona diversos impactos ambientais negativos, entre os quais pode-se citar: contaminação e poluição dos solos, corpos hídricos superficiais e subterrâneos; redução da fauna e flora presentes nos corpos aquáticos.

O lixiviado é um efluente de coloração escura e odor desagradável, produzido a partir da ação enzimática microbiana sobre a matéria orgânica depositada em células de aterros (NASCENTES *et al.*, 2015), sendo constituído do teor de umidade presente inicialmente nos RSU a serem aterrados, do volume de águas pluviais infiltradas e da água que se gera interiormente pelo processo de biodegradação dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) (BAUN *et al.*, 2003; FOUL *et al.*, 2009; MONTEIRO, 2003).

A composição do lixiviado é bastante variável, complexa e sempre difere de um aterro para outro, apresentando, na maioria das vezes, elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida; compostos inorgânicos, tais como sais de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos e metais pesados (cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco); substâncias xenobióticas; elevados teores de nitrogênio amoniacal e uma diversidade de microrganismos, inclusive patógenos (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; OLLER, MALATO e SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011; TENGRUI *et al.*, 2007).

Assim, o desenvolvimento de pesquisas com a finalidade de avaliar o potencial tóxico inerente ao lixiviado gerado em aterros sanitários, tem se tornado frequente, principalmente, porque essas investigações fornecem dados que podem ser utilizados para indicar uma tecnologia de tratamento adequada para esse efluente, como também sugerir melhorias para o tratamento dos resíduos sólidos e, ainda, servir de subsídio técnico e científico, para redirecionar a operação de células de aterro sanitário.

A avaliação do potencial tóxico presente no lixiviado pode ser realizada por meio de bioensaios juntamente com ensaios físico-químicos, visto que, sua análise conjunta revela os efeitos ocorridos nos organismos testes (BUDI *et al.*, 2016). Em relação aos bioensaios, ultimamente os testes de fitotoxicidade vêm sendo usados com frequência para investigar o potencial tóxico de lixiviados de aterros sanitários.

Os ensaios de fitotoxicidade visam verificar a influência que os componentes tóxicos exercem sobre a germinação e desenvolvimento das raízes de diferentes espécies de plantas (SILVA, 2015). Assim, o objetivo deste estudo foi analisar o potencial tóxico do lixiviado gerado a partir do processo de biodegradação dos RSU depositados na Célula 3, do Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba (PB), por meio de ensaios de fitotoxicidade utilizando como bioindicadores, sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*).

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O campo experimental para o desenvolvimento desta pesquisa foi a Célula 3 (C3) do Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande (PB) (Figura 1). O referido Aterro encontra-se à 10.000 m do perímetro urbano da cidade de Campina Grande (PB), possui um área territorial de 800.000 m² e situa-se nas seguintes coordenadas UTM 829172 e 9194834.

A Célula 3 possui dimensões de base correspondentes a 100x100 m de largura e comprimento, respectivamente, e uma altura total de 24 m. Seu preenchimento ocorreu entre os meses de maio e dezembro de 2016. Durante este período, foram depositados, diariamente, cerca de 500.000 kg de resíduos sólidos urbanos, sendo 97% desses resíduos provenientes da cidade de Campina Grande (PB).

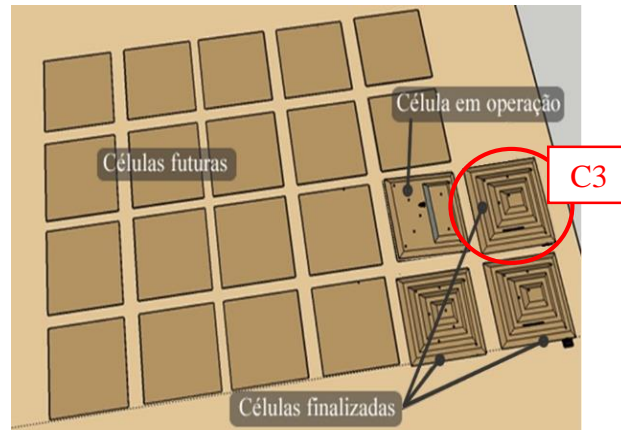


Figura 1 – *Layout* do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB) com destaque para a C3
 Fonte: Arquivo pessoal (2017).

A C3 possui sistema de impermeabilização de base e cobertura. Sua camada de base compõe-se de uma mistura (proporção de 1:4) de bentonita com um solo arenoso adquirido no próprio Aterro. O coeficiente de permeabilidade resultante desta mistura foi de $10^{-9} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, demonstrando que tal combinação é adequada para compor camadas de base de aterros sanitários, conforme a NBR 13.896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997). Sobre essa camada foi instalado o sistema de drenagem de lixiviado, do tipo ‘espinha de peixe’.

Durante o desenvolvimento deste estudo, o sistema de drenagem possibilitou armazenar e conduziu por gravidade, para um poço de visita de concreto pré-moldado e, em seguida, para a estação de tratamento de efluente, uma vazão de lixiviado entre $1,45 \times 10^{-5}$ e $2,7 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

2.2 Monitoramento do lixiviado

O lixiviado caracterizado nesta pesquisa foi coletado no poço de visita de concreto pré-moldado (Poço 3) que recebeu todo o líquido gerado pelo processo biodegradativo dos RSU aterrados na C3. Para esta caracterização, foram realizadas coletas com uma periodicidade quinzenal, durante um período de 150 dias, entre os meses de junho e novembro de 2016.

Logo após a realização das coletas de lixiviado *in natura* no Poço 3, as amostras foram armazenadas e preservadas, segundo as orientações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011) e, em seguida, conduzidas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) pertencente ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), para o monitoramento do seu potencial tóxico. Esse monitoramento ocorreu por meio da execução de ensaios físico-químicos e toxicológico, para a análise de compostos inorgânicos e de sua interferência em bioensaios utilizando sementes de tomate (*Solanum*

lycopersicum) e repolho (*Brassica oleraceae*). Os referidos ensaios, bem como os respectivos métodos usados durante esta pesquisa, são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Parâmetros analisados e métodos utilizados nesta pesquisa

Ensaio	Parâmetro	Método
Físico-químicos	pH	Potenciométrico (APHA, 2012)
	Nitrogênio amoniacal total	Destilação e titulação (APHA, 2012)
	Metais pesados (Fe, Mn, Zn, Pb, Cr e Ni)	Absorção atômica (APHA, 2012)
Toxicológico	Fitotoxicidade	Contagem de sementes germinadas e medição do crescimento da raiz (TIQUIA, TAM e HODGKISS, 1996)

2.2.1 Ensaio toxicológico: fitotoxicidade

As sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) utilizadas nos bioensaios, inicialmente passaram por um processo de lavagem e desinfecção, usando hipoclorito de sódio a 1% e água destilada. Em seguida, estas sementes foram distribuídas em placas de Petri contendo papel de filtro duplo, em triplicata. Posteriormente, inseriu-se a amostra de lixiviado na diluição decimal 10^{-2} . Cabe destacar que também foi preparada uma amostra controle (água destilada) em triplicata para fins de comparação dos resultados. Logo depois, as placas foram incubadas em estufa de BOD a 20°C, durante um período de 120 h (5 dias).

Após o período de incubação, foram observados a quantidade de sementes germinadas e o comprimento das raízes e, a partir dessa observação, foram, então, determinados os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e Crescimento Relativo das Raízes (CRR) conforme as Equações (1) e (2):

$$\text{GRS (\%)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de sementes germinadas}}{\text{n}^\circ \text{ de sementes germinadas no controle}} * 100 \quad \text{Equação (1)}$$

$$\text{CRR (\%)} = \frac{\text{média do comp. da raiz}}{\text{média do comp. da raiz no controle} \sqrt{\text{comp. da raiz no controle}}} * 100 \quad \text{Equação (2)}$$

2.3 Análise estatística dos dados

A análise estatística dos resultados obtidos para os parâmetros pH, nitrogênio amoniacal total, metais pesados e fitotoxicidade foi realizada por meio da aplicação de uma matriz de correlação e a Análise em Componentes Principais (ACP). Para a execução desses métodos estatísticos, usou-se os *softwares Excel 2010* e *Statistica* (versão 8.0), respectivamente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

A Figura 2 ilustra a evolução temporal do pH para o lixiviado gerado na C3. Observa-se nesta Figura, que o parâmetro pH apresentou um comportamento crescente ao longo do monitoramento, o qual é típico do processo de biodegradação de RSU em aterros sanitários.

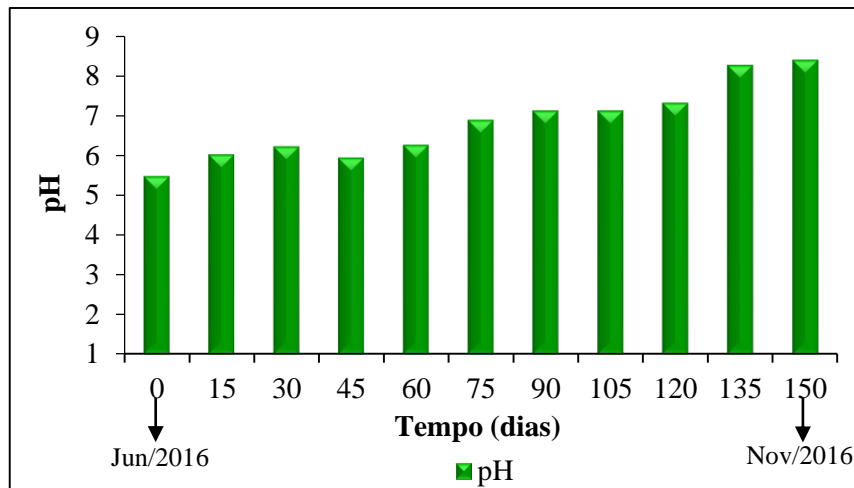


Figura 2 – Evolução temporal do pH

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

No período inicial ($t=0$) até $t=60$ dias, o lixiviado apresentou valores de pH entre 5,48 a 6,27, evidenciando que os RSU aterrados na C3 encontravam-se na fase de fermentação ácida, uma vez que, conforme Beleve e Baccini (1989), a referida fase de degradação ocorre com pH variando no intervalo de 5,0 a 6,5 unidades. Os baixos valores de pH obtidos para o lixiviado, durante essa fase de degradação, são decorrentes da acentuada produção de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) na massa de RSU (CASTILHOS Jr. *et al.* 2003; KJELDSEN *et al.*, 2002).

Verifica-se ainda que, após $t=60$ dias, o pH do lixiviado tendeu à neutralidade e basicidade, variando entre 6,9 e 8,4. Com base nestes valores, pode-se inferir que a massa de RSU aterrada na C3 transitou para a fase metanogênica de degradação (TCHOBANOGLOUS, THIESEN e VIGIL, 1993). Esta transição de fases, ocorreu devido as *archeas* metanogênicas, terem consumido os ácidos produzidos no início do processo biodegradativo dos RSU, elevando naturalmente o pH na massa de resíduos e no líquido lixiviado gerado (RIBEIRO *et al.*, 2016).

Na fase ácida de degradação biológica dos RSU, parâmetros como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), AGV e metais apresentam altos teores no lixiviado. Dessa forma, a toxicidade do lixiviado, durante esse período, se dá especialmente, pelas elevadas concentrações de metais pesados presentes nesse

líquido (CONTRERA *et al.*, 2014). Já em condições básicas, o potencial tóxico do lixiviado, ocorre em virtude dos altos teores de alcalinidade total e de nitrogênio amoniacal na sua forma não ionizada (NH_3) e, ainda, devido à recalcitrância do lixiviado.

3.2 Nitrogênio amoniacal total (NAT)

O nitrogênio amoniacal total (NAT) é formado pelo somatório de duas formas de amônia: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio (NH_4^+) e a não ionizada e muito tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre (NH_3) (VON SPERLING, 2005). A Figura 3 ilustra as concentrações de NAT ao longo do tempo para o lixiviado resultante da biodegradação dos RSU depositados na C3.

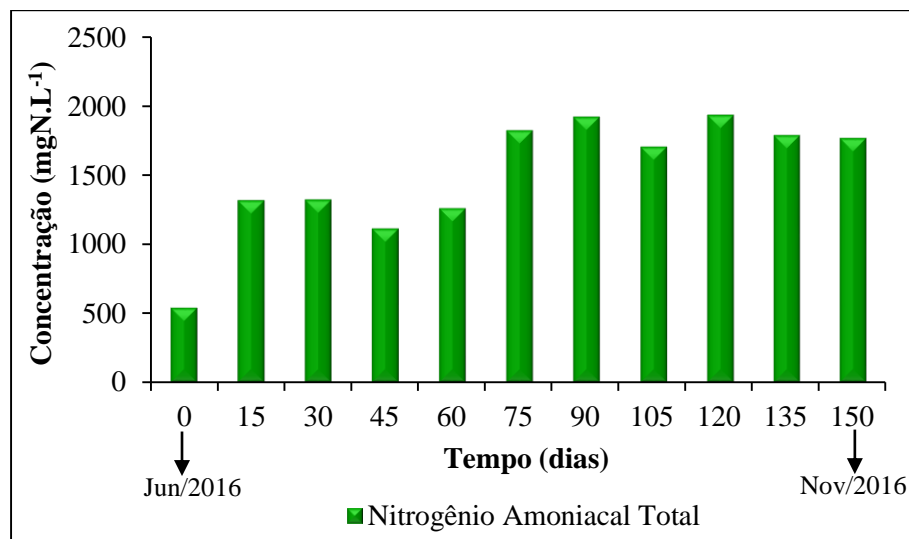


Figura 3 – Concentrações de nitrogênio amoniacal total ao longo do tempo
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

De acordo com a Figura 3, verifica-se que durante o período de monitoramento, as concentrações de NAT no lixiviado, demonstraram um comportamento crescente com valores variando entre 540 e 1.932 mgN.L⁻¹. Tais resultados, ficaram na faixa máxima (0,4 a 3.000 mg.L⁻¹) de concentrações determinadas em lixiviados de aterros sanitários brasileiros (SOUTO e POVINELLI, 2007).

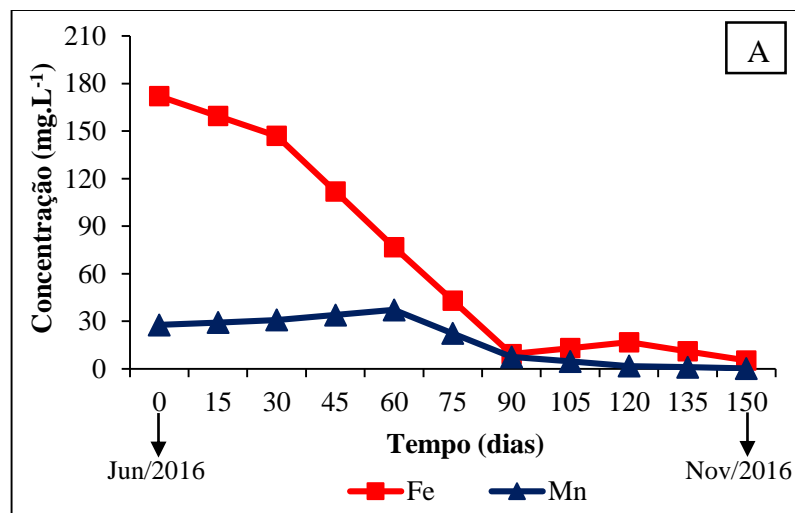
Ainda com base na Figura 3, observa-se que, até os 60 dias (t=60) de monitoramento, em que o pH do lixiviado encontrava-se ácido, como verificado na Figura 2, foram obtidos os menores teores de NAT e, após os 75 dias, em que o pH do lixiviado tornou-se básico e o processo degradativo transitou para a fase metanogênica, as concentrações deste parâmetro se elevaram, como esperado. Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2003), elevadas concentrações de NAT durante a fase metanogênica de degradação são típicas em aterros sanitários.

Conforme Von Sperling (2005) e Campos *et al.* (2010), as concentrações das formas de amônia que compõem o NAT variam em função dos parâmetros pH e temperatura. Diante disso, o pH e a temperatura aferidos para o lixiviado em análise, no decorrer do monitoramento, apresentaram valores entre 5,5 e 8,4 e 27 e 32°C, respectivamente. Assim, conforme estes valores, pode-se constatar que, desde t=0 a t=150 dias, houve uma maior predominância no lixiviado, da presença do íon amônio (NH_4^+), ou seja, a forma não tóxica do NAT.

Portanto, apesar das elevadas concentrações de NAT obtidas, estas possivelmente não exerceram efeitos tóxicos para o processo de biodegradação dos RSU aterrados na C3, isso porque, os teores de NAT determinados no lixiviado, durante os 150 dias de avaliação, foram inferiores àqueles capazes de causar toxicidade, segundo El-Hadj *et al.* (2009) e Westerholm *et al.* (2011). Porém, as concentrações deste parâmetro, ao longo de todo o monitoramento, foram tóxicas para o meio ambiente, conforme a Resolução n. 430 (CONAMA, 2011).

3.3 Metais pesados

As concentrações dos metais, ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), chumbo (Pb), cromo (Cr) e níquel (Ni), medidas no lixiviado gerado pela C3 do Aterro em Campina Grande (PB), correspondentes aos meses de junho a novembro do ano de 2016, encontram-se ilustradas nas Figuras 4A e 4B.



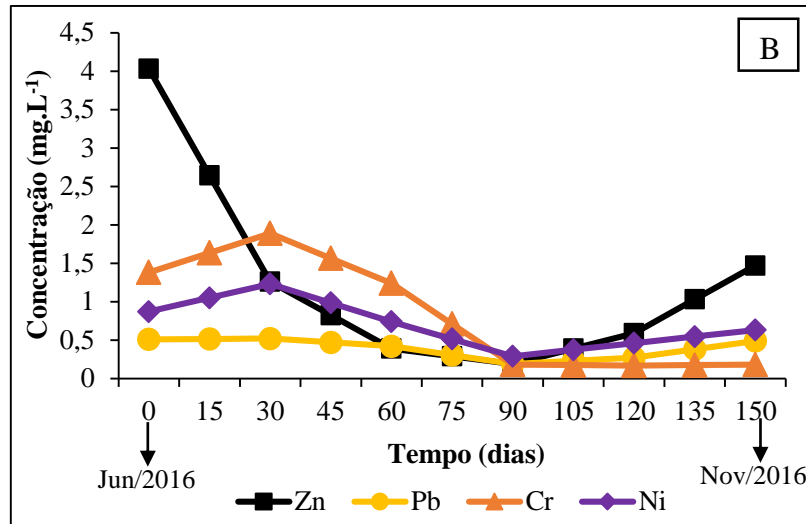


Figura 4 – Concentrações dos metais presentes no lixiviado com o decorrer do tempo: A) Ferro e Manganês; B) Zinco, Chumbo, Cromo e Níquel
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Avaliando a Figura 4, percebe-se que as concentrações dos metais Fe e Mn (Figura 4A) foram bastante elevadas quando comparadas com os níveis dos demais elementos analisados (Figura 4B), sendo o Fe o metal mais abundante, com teor máximo de 172 mg.L^{-1} e mínimo de $5,3 \text{ mg.L}^{-1}$. A elevada disponibilidade de Fe no lixiviado ($t=0$ até $t=60$), ocorreu em função deste elemento ser facilmente solubilizado em condições ácidas de pH (GOMES *et al.*, 2006).

De maneira geral, verifica-se uma redução nas concentrações de todos os metais analisados, com o decorrer do tempo. Esta redução, pode estar associada a evolução natural do processo de biodegradação dos RSU aterrados na C3, visto que, até os 60 dias de monitoramento ($t=60$), quando o pH do lixiviado encontrava-se ácido e os RSU aterrados na C3 estavam na fase de fermentação ácida, foram determinados os maiores teores de metais; à medida que o pH tornou-se básico, a partir de $t=75$ dias, e a massa de resíduos depositada na C3 sofreu transição para a fase metanogênica de degradação, observou-se uma redução dos níveis de metais no lixiviado. Comportamentos semelhantes ao verificado neste estudo, foram observados por autores como Vieira Neto *et al.* (2014) e Silva (2016), ao analisarem teores de metais no extrato lixiviado dos RSU da cidade de Campina Grande (PB) oriundos de um biorreator que simulava uma célula real de aterro sanitário.

Assim, devido à fácil solubilização dos metais em pH ácido, inclusive os analisados, o potencial tóxico do lixiviado durante a fase de fermentação ácida, tende a ser elevado; já quando o pH encontra-se entre a neutralidade e basicidade, ou seja, na fase metanogênica de degradação, os metais se precipitam mais facilmente na massa de resíduos, ocorrendo uma

redução de seus teores no lixiviado, portanto, tornando-o menos tóxico (MONTEIRO, 2003; RIGUETTI *et al.*, 2015).

Dentre os elementos analisados, o ferro, o manganês e o chumbo, em grande parte do monitoramento, principalmente quando o pH do lixiviado encontrava-se ácido, apresentaram concentrações em desacordo com os valores máximos permitidos da Resolução n. 430 (CONAMA, 2011). Embora estes metais tenham apresentado teores acima do estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430, cabe ressaltar que suas concentrações encontram-se dentro das faixas típicas verificadas em aterros sanitários, conforme Baun e Christensen (2004) e Kjeldsen *et al.* (2002).

3.4 Fitotoxicidade

As Figuras 5 e 6 apresentam, respectivamente, os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) realizados com sementes de tomate e repolho para o lixiviado gerado pela C3 ao longo do tempo. Estes resultados expressam em porcentagem a GRS e CRR em relação à amostra controle (água destilada).

Inicialmente ($t=0$), verifica-se os menores índices de GRS e o não crescimento das raízes (CRR) das sementes de tomate e repolho. Isso ocorreu, pelo fato de em $t=0$ o pH do lixiviado encontrar-se ácido (Figura 2), em torno de 5,5 e, as concentrações dos metais pesados (Figura 4) estarem relativamente elevadas, causando dessa forma, fitotoxicidade às referidas sementes. Resultados similares ao encontrado, foram também obtidos por Garcez (2009) e Silva *et al.* (2015), ao estudarem o potencial de toxidez presente no extrato lixiviado dos RSU da cidade de Campina Grande (PB), em meio ácido.

De modo geral, observa-se que os índices de GRS (Figura 5) foram superiores aos índices de CRR (Figura 6), com o passar do tempo. Esse resultado era esperado, já que a germinação das sementes é um processo físico, que depende apenas da absorção de água, por meio de um fenômeno conhecido por embebição (MELO *et al.*, 2005; SILVA, 2016). Além do mais, o processo de germinação utiliza reservas nutricionais da própria semente para desenvolver-se (ÁQUILA, 2000), independentemente de fontes nutricionais externas (SILVA, 2016).

Verifica-se também, um decaimento nos índices de GRS de tomate e repolho, a partir de $t=60$ dias, enquanto que, os índices de CRR das referidas sementes tiveram um comportamento crescente, indicando que, com a evolução do processo de decomposição biológica dos RSU depositados na C3, foi gerado um lixiviado com uma menor carga tóxica.

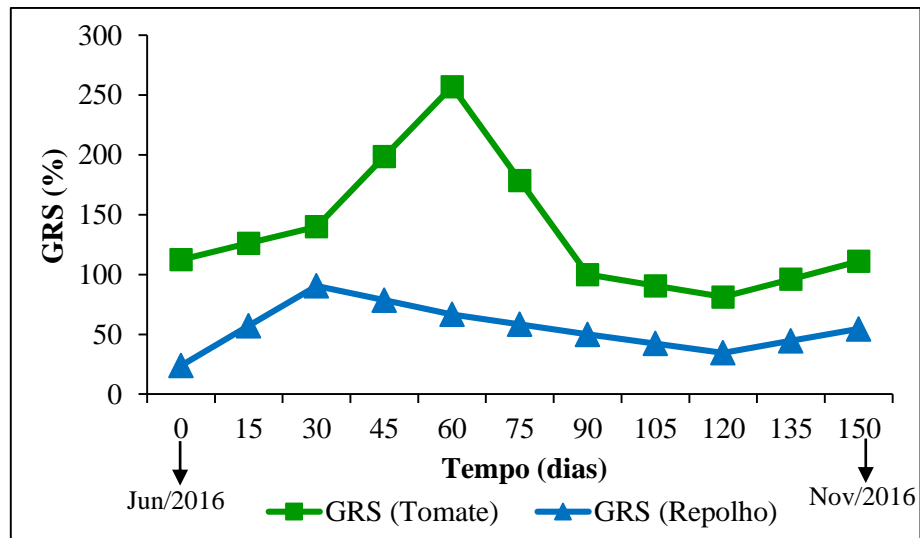


Figura 5 – Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

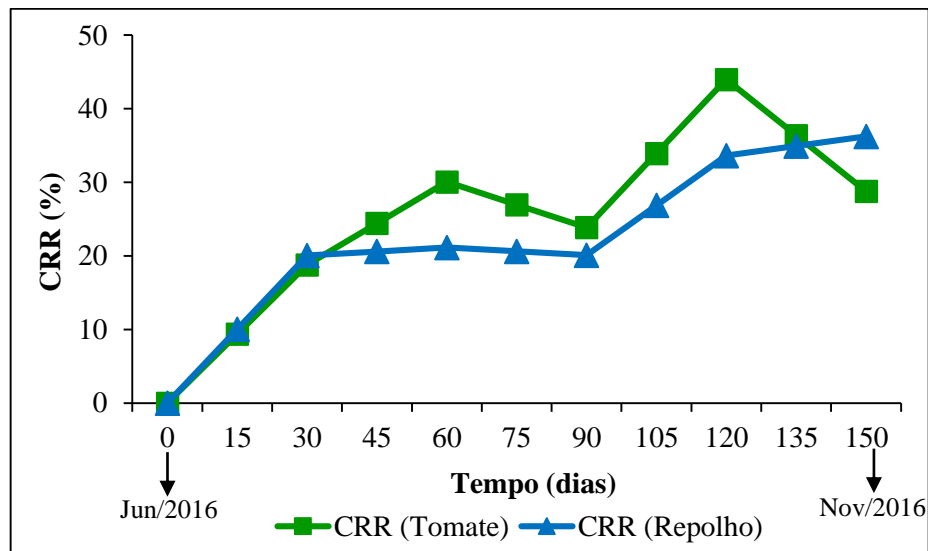


Figura 6 – Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo
Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Avaliando os valores de pH do lixiviado (Figura 2) e confrontando-os com resultados obtidos para os bioensaios, especialmente os índices de CRR (Figura 6), pode-se inferir que, em $t=0$ a $t=60$ dias, o lixiviado, por estar ácido, provavelmente, causou toxicidade às sementes de tomate e repolho, principalmente em $t=0$ (Figura 6), quando não foi constatado o crescimento das raízes das sementes de tomate e repolho. Segundo Silva *et al.* (2015), em condições ácidas, o pH é um parâmetro que pode atribuir aos resíduos e transferir para o lixiviado a característica de fitotoxicidade.

Além do pH, o NAT e os metais pesados também podem contribuir para o potencial fitotóxico do lixiviado. A toxicidade provocada pelos teores destes parâmetros em sementes, dar-se-á, especialmente, pela variação do pH (SILVA *et al.*, 2015).

Dessa maneira, com base no pH e nas concentrações de NAT mensuradas no lixiviado no período de monitoramento, conforme as Figuras 2 e 3, verifica-se que os teores de NAT, supostamente, não exerceram toxicidade às sementes de tomate e repolho, pois suas concentrações, apesar de elevadas, encontraram-se na forma ionizada (NH_4^+) e não tóxica e, dessa maneira, não contribuíram para a toxicidade das referidas sementes.

Ao relacionar as concentrações dos metais analisados (Figura 4) com os ensaios de fitotoxicidade (GRS e CRR), possivelmente, os elementos Fe, Mn, Zn, Cr, Ni e Pb por terem apresentado elevados teores, podem ter conferido toxicidade às sementes de tomate e repolho.

Nesse sentido, as concentrações de Ferro (Figura 4A), em $t=0$ até $t=30$ dias, causaram fitotoxicidade às sementes de tomate e repolho, visto que, durante este período de tempo, foram observados os menores índices de GRS e CRR (Figura 5 e 6) e, de acordo com Misra e Mani (1991), concentrações acima de 140 mg.L^{-1} de Fe prejudicam o crescimento radicular e o desenvolvimento de plantas.

Assim como o Fe, elevados teores de Mn, em condições ácidas, também podem conferir toxidez ao crescimento das plantas e prejudicar a produtividade das culturas (PAVAN e BINGHAM, 1981; SILVA *et al.*, 2015). Portanto, as concentrações de manganês, no decorrer desta pesquisa, podem ter contribuído para a fitotoxicidade das sementes de tomate repolho, uma vez que, este elemento se correlacionou negativamente com os índices de CRR de tomate e repolho (Tabela 1).

Em relação ao elemento Zn, a sua toxicidade em espécies de plantas está relacionada, principalmente, à redução do crescimento da raiz e da parte aérea da planta (FONTES e COX, 1998). A concentração ótima de Zn para o desenvolvimento de plantas, de acordo com a espécie, varia de 20 a 120 mg.L^{-1} , e concentrações acima de 400 mg.L^{-1} são consideradas fitotóxicas (FAQUIN, 2005). Diante disso, é possível constatar que os teores de zinco no lixiviado podem não ter influenciado na toxicidade das sementes de tomate e repolho, isso porque, as concentrações obtidas para este elemento (Figura 4B) foram inferiores às aquelas causadoras de fitotoxicidade conforme Faquin (2005).

Em relação ao Cromo, este é um elemento altamente tóxico para as plantas, uma vez que prejudica o crescimento da raiz e o seu desenvolvimento (NAGAJYOTI, LEE e SREEKANTH, 2010; TANG, WILKE e BROOKS, 2001). Desse modo, com base nas concentrações de Cr aferidas no lixiviado analisado, constata-se que, durante a fase ácida (compreendeu os primeiros 60 dias de monitoramento), tal elemento pode ter conferido efeito tóxico às sementes de tomate e repolho, de acordo com Misra e Mani (1991).

Já as concentrações excessivas ou tóxicas do níquel, em muitas espécies de plantas variam de 10 a 100 mg.L⁻¹. Espécies mais sensíveis são afetadas por concentrações muito menores do elemento, na faixa 10-30 mg.L⁻¹ (PAIVA, 2000). Portanto, assim como as concentrações de Zn, os níveis de Ni também não apresentaram toxidez para as sementes de tomate e repolho.

Por fim, níveis elevados de chumbo causam a redução do crescimento das raízes ou de toda a espécie (GAUTAM *et al.*, 2011). No entanto, as concentrações de Pb medidas durante o período de avaliação do lixiviado, que foram de 0,19 a 0,52 mg.L⁻¹, não produziram efeito fitotóxico aos processos de germinação e crescimento das raízes das sementes de tomate e repolho, segundo Mengel *et al.* (2001), pois estas concentrações não ultrapassaram 10 mg.L⁻¹.

Sendo assim, percebe-se que os ensaios de fitotoxicidade realizados com sementes de tomate e repolho, podem ser considerados bons indicativos para analisar o potencial tóxico de lixiviados de aterros sanitários, uma vez que, enquanto ocorriam mudanças nas fases dos RSU depositados na Célula 3, estas se refletiam no lixiviado, e as sementes por terem uma alta sensibilidade identificava a variação da toxicidade desse efluente por meio dos processos de germinação e crescimento de suas raízes. Dessa forma, caso o lixiviado analisado seja lançado em um corpo receptor externo à C3, podem ser ocasionados impactos ambientais negativos no solo, corpos hídricos (superficiais e subterrâneos) e à saúde pública.

4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Na Tabela 1 apresenta-se a matriz de correlação obtida para os parâmetros pH, NAT, metais pesados e fitotoxicidade. Com esta matriz objetivou-se obter correlações estatísticas das variáveis tempo, pH, NAT e metais (Fe, Mn, Zn, Pb, Cr e Ni) em relação aos testes de fitotoxicidade realizados com as sementes de tomate e repolho.

De maneira geral, observando a Tabela 1, verifica-se que entre as correlações obtidas, aquelas consideradas fortes (valores iguais ou superiores a 0,70), segundo Dancey e Reidy (2013), representaram uma porcentagem de 54% em relação ao total de correlações obtidas, com valores máximos na ordem de +0,96 e -0,94.

Percebe-se, ainda, que a variável tempo se correlacionou com diversas outras variáveis, indicando ser um fator importante na variabilidade do efeito tóxico do lixiviado, denotando correlação forte positiva com os parâmetros pH, NAT, CRRT e CRRR. Isso era esperado, pois com o decorrer do tempo, o pH tende a aumentar devido à evolução natural do processo de biodegradação dos RSU depositados na C3, tornando o lixiviado menos tóxico em virtude dos

metais se precipitarem na massa de RSU e, contribuindo para maiores índices de CRRT e CRRR. Já para os metais Fe, Mn, Cr e Ni foram constatadas correlações fortes negativas em relação ao tempo. Estes resultados demonstram uma redução em suas concentrações com o passar do tempo, fato que pode ser claramente observado na Figura 3.

Tabela 1 – Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado

Variáveis	Tempo	pH	NAT	Fe	Mn	Zn	Pb	Cr	Ni	GRST	GRSR	CRRT	CRRR
Tempo	1												
pH	0,96	1											
NAT	0,82	0,81	1										
Fe	-0,94	-0,87	-0,87	1									
Mn	-0,87	-0,88	-0,73	0,82	1								
Zn	-0,57	-0,45	-0,74	0,71	0,28	1							
Pb	-0,51	-0,40	-0,70	0,75	0,57	0,68	1						
Cr	-0,89	-0,85	-0,77	0,94	0,93	0,46	0,74	1					
Ni	-0,72	-0,63	-0,70	0,88	0,75	0,53	0,89	0,93	1				
GRST	-0,37	-0,45	-0,35	0,30	0,77	-0,21	0,31	0,54	0,37	1			
GRSR	-0,24	-0,22	-0,05	0,27	0,54	-0,33	0,37	0,57	0,58	0,59	1		
CRRT	0,83	0,70	0,78	-0,83	-0,59	-0,81	-0,60	-0,68	-0,60	-0,09	-0,02	1	
CRRR	0,93	0,88	0,79	-0,83	-0,70	-0,66	-0,37	-0,69	-0,48	-0,22	0,06	0,91	1

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

Legenda: GRST – Germinação Relativa das Sementes de Tomate; GRSR – Germinação Relativa das Sementes de Repolho; CRRT – Crescimento Relativo das Raízes de Tomate; CRRR – Crescimento Relativo das Raízes de Repolho.

Observa-se também uma correlação forte negativa entre as variáveis Fe, Mn e Cr em relação ao pH, evidenciando com isso uma diminuição nos teores desses metais à medida que o pH do lixiviado evoluiu. O pH com os índices de CRRT e CRRR apresentou correlações fortes positivas. Estas correlações mostram que o aumento do pH leva ao aumento destes índices e, isso ocorre pelo fato do pH tornar-se básico e os teores dos metais pesados se reduzirem. A redução nos níveis dos metais ocorre devido ao processo de precipitação que é ocasionado pelo tamponamento do meio, fazendo com que os metais tenham uma menor mobilidade e disponibilidade, tornando-os menos perigosos (MONTEIRO, 2003).

A variável NAT apresentou correlação forte positiva com o pH, CRRT e CRRR; e forte negativa com todos os metais analisados. Com base nas correlações positivas é possível constatar um aumento nas concentrações do NAT à medida que o pH do meio elevou-se, sendo que tais concentrações não conferiram toxicidade às sementes de tomate e repolho, visto que conforme as correlações obtidas, houve também um aumento dos índices de CRRT e CRRR.

Em relação às correlações negativas, percebe-se uma redução nos teores de todos os metais conforme as concentrações de NAT aumentam.

Todos os metais analisados, com exceção do chumbo, se correlacionaram negativamente com os índices de CRRT e CRRR, indicando um aumento nestes índices ao passo que os teores de metais (Fe, Mn, Zn, Cr e Ni) diminuam. Este resultado deve-se a evolução do processo de biodegradação dos RSU depositados na C3, que tornou o lixiviado menos tóxico para o crescimento radicular das plantas.

O manganês foi a única variável que se correlacionou positivamente e fortemente com o índice de GRST. As demais variáveis não se correlacionaram com GRST e GRSR, desse modo, o pH, a presença de NAT e os metais pesados não interferiram no processo de germinação das sementes de tomate e repolho.

Em relação à ACP, a Figura 7 ilustra os parâmetros físico-químicos, biológicos e suas relações por meio da formação de grupos compostos com parâmetros de comportamentos semelhantes. Avaliando esta figura, verifica-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 85% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade do processo. De acordo com Paiva (2009), esta ACP explica bem o processo, pois o somatório dos eixos foi superior a 70%. Além disso, observa-se também, a formação de 3 grupos principais, os quais reuniram parâmetros que se correlacionaram fortemente e com dispersão semelhante.

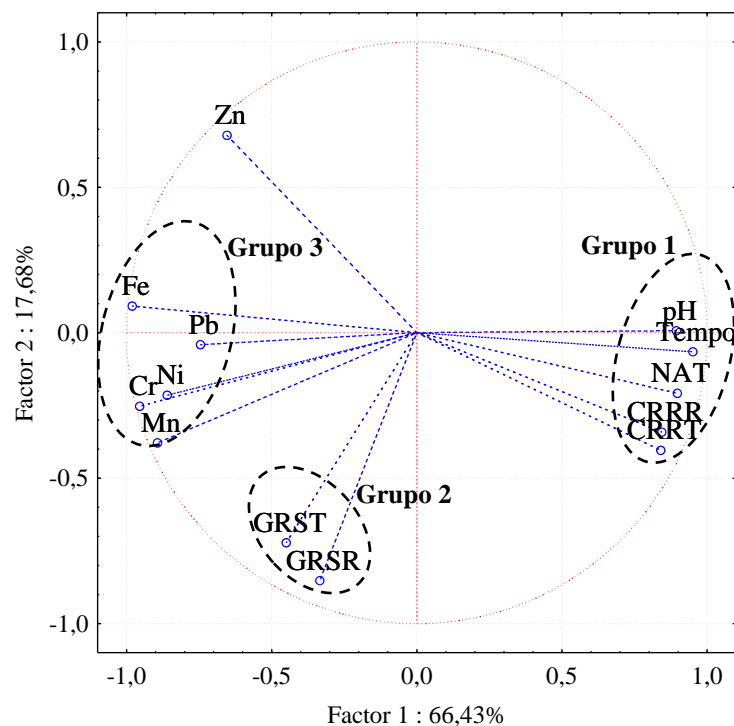


Figura 7 – Análise em Componentes Principais

Fonte: Dados de pesquisa (2016).

No primeiro grupo, percebe-se uma estreita correlação entre as variáveis tempo, pH, NAT, CRRT e CRRR. Com base nisso, nota-se que, conforme o tempo passa, o pH do lixiviado tende a aumentar em função do processo biodegradativo dos RSU que ocorre no interior da C3, e com isso, os componentes tóxicos, em especial os metais pesados, se precipitam na massa de RSU, contribuindo para uma diminuição de seus teores no lixiviado e reduzindo o seu efeito fitotóxico sobre as sementes de tomate e repolho, fato que se comprova devido ao aumento nos índices de CRRT e CRRR. Em relação à variável NAT, verifica-se um aumento em suas concentrações com o decorrer do tempo e a elevação do pH, porém estes teores não causaram efeito de toxidez às mencionadas sementes, pois durante o período de monitoramento, houve um predomínio do íon amônio no lixiviado.

O grupo 2 reúne os índices de GRST e GRSR. Por estes índices não se correlacionarem fortemente com as demais variáveis dos grupos 1 e 3, pode-se inferir que o pH, o NAT e os teores de metais não interferiram no processo de germinação das sementes de tomate e repolho no tempo de monitoramento.

No que diz respeito ao grupo 3, observa-se correlações opostas ao grupo 1, no entanto, isso era esperado, pois à medida que o tempo passa, o pH do meio eleva-se e as concentrações dos metais diminuem, em função desses elementos serem menos solúveis em meio básico, o que os torna menos disponíveis, portanto, com uma menor carga tóxica no lixiviado (SILVA, 2015).

5 CONCLUSÕES

- O lixiviado apresentou um maior potencial fitotóxico quando os RSU depositados na C3 encontravam-se na fase de fermentação ácida;
- As concentrações de NAT no lixiviado não causaram toxicidade às sementes de tomate e repolho, e ao processo biodegradativo dos RSU depositados na Célula 3, contudo, tais concentrações foram consideradas tóxicas para o meio ambiente;
- Os teores dos metais Fe, Mn e Cr podem ter atribuído efeito tóxico às sementes de tomate e repolho, em pH ácido, e esses elementos, juntamente com o Pb apresentaram toxicidade para o meio ambiente, conforme a Resolução CONAMA n. 430;
- De modo geral, o lixiviado apresentou potencial fitotóxico às sementes de tomate e repolho e representou risco ao meio ambiente, no entanto, as concentrações dos metais

pesados e do NAT não conferiram toxicidade ao processo de biodegradação dos resíduos aterrados na Célula 3.

- As análises estatísticas validaram os estudos realizados e indicaram que as variáveis tempo, pH e NAT foram as que mais influenciaram os teores dos metais pesados que contribuíram para a fitotoxicidade das sementes de tomate e repolho.

REFERÊNCIAS

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington: Ed. APHA, 2012, 1496 p.

ÁQUILA, M. E. A. Efeito alelopático de *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. na germinação e crescimento inicial de *Lactuca sativa* L. *Iheringia (Série Botânica)*, v. 53, 2000, p. 51-66.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação*: Rio de Janeiro, 1997.

BAUN, A.; REITZEL, L. A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 65, n. 3, 2003, p. 269-291.

BAUN, D. L.; CHRISTENSEN, T.H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Management & Research*, v. 22, n. 1, 2004, p. 3-23.

BELEVI, H.; BACCINI, P. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, v. 7, n. 1, 1989, p. 43-56.

BUDI, S.; SULIASIH, B. A.; OTHMAN, M. S.; HENG, L. Y.; SURIF, S. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. *Waste Management*, v. 55, 2016, p. 231-237.

CAMPOS, D. C.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. *TECNO-LÓGICA*, v. 14, n. 2, 2010, p. 52-60.

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

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, v. 16, n. 7, 2001, p. 659-718.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. São Paulo: Ed. CETESB, 2011, 327 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*. Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 06 de fev. 2017.

CONTRERA, R.C.; DA CRUZ S.K.C.; MORITA, D.M.; DOMINGUES R.J.A.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. *Journal of environmental management*, v. 145, 2014, p. 385-393.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. *Estatística sem matemática para psicologia*. 5 ed. Porto Alegre: Penso, 2013, 608 p.

EL-HADJ, T. B.; ASTALS, S.; GALI, A.; MACE, S.; MATA-ALVAREZ, J. Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. *Water science and technology*, v. 59, n. 6, 2009, p. 1153-1158.

FAQUIN, V. *Nutrição mineral de plantas*. Lavras: Ed. UFLA/FAEPE, 2005, 186 p. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.dcs.ufla.br/site/_adm/upload/file/pdf/Prof_Faquin/Nutricao%20mineral%20de%20plantas.pdf>. Acesso em: 31 de jan. 2016.

FONTES, R. L. F.; COX, F. R. Zinc toxicity in soybean grown at high iron concentration in nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition*, v. 21, n. 8, 1998, p. 1723-1730.

FOUL, A. A.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; HUNG, Y. T. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. *International Journal of Environment and Waste Management*, v. 4, n. 3-4, 2009, p. 282-298.

GARCEZ, L. R. *Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB*. 2009. 113 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

GAUTAM, M.; SINGH, A. K.; JOHRI, R. M. Impact of lead contaminated water on root morphology of tomato and brinjal. *Indian Journal of Horticulture*, v. 68, n. 4, 2011, p. 512-515.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. Processos e monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.) *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*, ABES, Rio de Janeiro, 2006, p. 65-107.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, 2002, p. 297-336.

MELO, M. C. D.; MONTEIRO, V. E. D.; ARAÚJO, J. M. D.; ANDRADE, M. A. G. D. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23 Anais...* Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-7.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A.; KOSEGARTEN, H.; APPEL, T. *Principles of plant nutrition*. 5 ed. Ed. Springer Science e Business Media Dordrecht, 2001, 657-673 p.

MISRA, S. G.; MANI, D. *Soil pollution*. New Delhi: Ed. Ashish Publishing House, 1991.

MONTEIRO, V. E. D. *Análises física, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca*. 2003. 232 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 8, n. 3, 2010, p. 199-216.

NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M. M. P.; COSTA B. F.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: aspectos operacionais e microbiológicos. *Revista TECEN*, v. 6, n. 1, 2015, p. 05-12.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: a review. *Science of the total environment*, v. 409, n. 20, 2011, p. 4141-4166.

PAIVA, H. N. *Toxidez de Cd, Ni, Pb e Zn em mudas de cedro (Cedrelafissilis Vell.) e ipê-roxo (Tabebuia impetiginosa (Mart.) Standl.)*. 2000. 283 fls. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, 2000.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 16, n. 6, 1981, p. 815-821.

RIBEIRO, L. D. S.; SILVA, A. D. S.; ALVES, F. D. S.; MELO, M. C. D.; PAIVA, W. D.; MONTEIRO, V. E. D. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, 2016, p. 1-9.

RIGUETTI, P. F.; CARDOSO, C. A. L.; CAVALHEIRO, A. A.; LENZI, E.; FIORUCCI, A. R.; SILVA, M. S. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, n. 1, 2015, p. 153-163.

SILVA, A. S. *Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB*. 2012. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, 2016.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. *Revista Matéria*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, 2015, p. 840-851.

SILVA, E. M. *Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB*. 2015. 81 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitário e Ambiental, 24 Anais...* Belo Horizonte: ABES, 2007, p. 1-7.

TANG, S.; WILKE, B. M.; BROOKS, R. R. Heavy-metal uptake by metal-tolerant *Elsholtzia haichowensis* and *Commelina communis* from China. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 32, n. 5-6, 2001, p. 895-905.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. *Integrated solid waste management: engineering principle sand management issues*. McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 1993, 978 p.

TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, A. F.; BO, L. M.; JUN, Z.; LONG, X. Y. Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor. *American journal of applied sciences*, v. 4, n. 4, 2007, p. 211-214.

TÍQUIA, S. M.; TAM N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution*, v. 93, n.3, 1996, p. 249-256.

VIEIRA NETO, J. M.; BEZERRA, E. B. N.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos. *Revista Ciência e Tecnologia*, v. 17, n. 31, 2014, p. 54-66.

VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 2005, 452 p.

WESTERHOLM, M.; MÜLLER, B.; ARTHURSON, V.; SCHNÜRER, A. Changes in the acetogenic population in a mesophilic anaerobic digester in response to increasing ammonia concentration. *Microbes and Environments*, v. 26, n. 4, 2011, p. 347-353.

CAPÍTULO 4

4 CONCLUSÕES GERAIS

- Na fase de fermentação ácida (primeiros 60 dias de monitoramento), os parâmetros pH e AGV contribuíram para a dissolução dos metais pesados analisados no lixiviado;
- As concentrações de AT podem ter contribuído para a precipitação dos metais estudados;
- Durante o decorrer da pesquisa o lixiviado apresentou um maior potencial de toxicidade às sementes de tomate e repolho quando foram verificados valores ácidos de pH e os mais elevados teores dos metais Fe, Mn e Cr;
- As elevadas concentrações de NAT não inferiram fitotoxicidade aos índices de germinação e de crescimento das raízes das sementes de tomate e de repolho no decorrer do tempo de monitoramento, isso porque, praticamente todo o NAT determinado no lixiviado estava na forma de NH_4^+ ;
- Os bioindicadores, sementes de tomate e repolho, utilizados nos ensaios de fitotoxicidade, evidenciaram que, quando os RSU encontravam-se na fase ácida de degradação, o lixiviado teve um maior potencial tóxico e, à medida que o pH aumentou e os resíduos transitaram para a fase metanogênica, sua toxicidade diminuiu;
- Os métodos estatísticos, matriz de correlações e ACP, indicaram fortes relações entre os parâmetros analisados no lixiviado, explicando bem a variabilidade de sua toxicidade.

REFERÊNCIAS

AIRES, K. O. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande–PB**. 2013. 118 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

AKUZAWA, M. et al. Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester. **Microbial ecology**, v. 61, n. 3, p. 595-605, 2011.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ANASTÁCIO, M. C. F. **Produção de Energia na Forma de Biogás a Partir de Resíduos Animais para o Desenvolvimento Rural**. 2010. 63f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química) – Universidade do Porto, 2010.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. **Biotechnology and bioengineering**, v. 42, n. 2, p. 159-166, 1993.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012, 1203 p.

ÁQUILA, M. E. A. Efeito alelopático de *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. na germinação e crescimento inicial de *Lactuca sativa* L. **Iheringia (Série Botânica)**, v. 53, 2000, p. 51-66.

ARAÚJO, W. et al. Relação entre absorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 26, n. 1, p. 17- 27, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: 19 de dez. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8.419**: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimentos: Rio de Janeiro, 1992.

_____. **NBR 10.004**: resíduos sólidos: classificação: Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 13.896**: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação: Rio de Janeiro, 1997.

AVILA, M.; DEVOS, V.; BELTRÃO, T. **O Ciclo do Nitrogênio**. Disponível em: <http://www.aquahobby.com/articles/b_ciclo.php>. Acesso em: 15 de dez. 2014.

AZIZ, H. A. et al. Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone. **Waste management & research**, v. 22, n. 5, p. 371-375, 2004.

BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. Leachate and gas generation. In: DANIEL, D. E. (Ed.) **Geotechnical practice for waste disposal**. London, UK: Chapman e Hall, 1993. Cap. 6.

BAUN, A. et al. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 65, n. 3, p. 269-291, 2003.

BAUN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. **Waste Management & Research**, v. 22, n. 1, p. 3-23, 2004.

BELEVI, H.; BACCINI, P. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. **Waste Management & Research**, v. 7, n. 1, p. 43-56, 1989.

BHATTACHARYA, S. K.; PARKIN, G. F. The effect of ammonia on methane fermentation processes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 61, n. 1, p. 55-59, 1989.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília DF, 02 de ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 03 de jan. 2017.

BRITO-PELEGRINI, N. N. B. et al. Avaliação da redução da poluição do chorume tratado por processo fotoquímico. **Revista Augmdomus**. La Plata - Argentina, v. 3, p. 20-30, 2011.

BUDI, S. et al. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, 2016, p. 231-237.

CASTILHOS Jr, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 385-392, 2010.

CASTILHOS Jr. A. B. et al. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequenos portes**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap 2, p. 19-50.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação. 2008. 316 fls.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMOES, G. F. Evaluation of the relation between precipitation and leachate flow in an experimental sanitary landfill. In: Congresso Interamericano Aids, 21., 2008, Santiago. **Anais...** Santiago – Chile, 2008. p. 12-15.

CHANG, A. C.; GRANTO, T. C.; PAGE, A. L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Environmental Quality**, v.21, p.521-536, 1992.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHENG, H.; HU, Y. Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: current and future practices in China. **Bioresource technology**, v. 101, n. 11, p. 3816-3824, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. 5 ed. Minas Gerais: Ed. Desa/EEUFMG, 1997, 379 p.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 24, n. 2, p. 119-202, 1994.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied geochemistry**, v. 16, n. 7, p. 659-718, 2001.

CHU, L. M.; CHEUNG, K. C.; WONG, M. H. Variations in the chemical properties of landfill leachate. **Environmental Management**, v. 18, n. 1, p. 105-117, 1994.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **Science of the Total Environment**, v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados**. 2005. 159 fls. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

COELHO, H. M. G. et al. Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-10.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 2011, 327 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 06 de fev. 2017.

CONTRERA, R. C. et al. First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. **Journal of environmental management**, v. 145, p. 385-393, 2014.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. 5 ed. Porto Alegre: Penso, 2013, 608 p.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, p. 269-282, 2002.

EL-HADJ, T. B. et al. Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. **Water science and technology**, v. 59, n. 6, p. 1153-1158, 2009.

EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. **Journal of advanced research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: Ed. UFLA/FAEPE, 2005, 186 p. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.dcs.ufla.br/site/_adm/upload/file/pdf/Prof_Faquin/Nutricao%20mineral%20de%20plantas.pdf>. Acesso em: 31 de jan. 2016.

FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 2, n. 4, p. 483-495, 1973.

FERREIRA Jr., et al. Análise do potencial fitotóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande–PB. In: Semana Oficial da Engenharia e Agronomia, **72 anais...** Fortaleza, p. 1-4, 2015.

FONTES, R. L. F.; COX, F. R. Zinc toxicity in soybean grown at high iron concentration in nutrient solution. **Journal of Plant Nutrition**, v. 21, n. 8, p. 1723-1730, 1998.

FOUL, A. A. et al. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 4, n. 3-4, p. 282-298, 2009.

FRANKE-WHITTLE, Ingrid H. et al. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. **Waste management**, v. 34, n. 11, p. 2080-2089, 2014.

FUZARO, J. A; RIBEIRO, L. T. **Coleta seletiva para prefeituras**. 4 ed. São Paulo: SMA/CPLA, 2005, 33 p.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB**. 2009. 113 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GAUTAM, M.; SINGH, A. K.; JOHRI, R. M. Impact of lead contaminated water on root morphology of tomato and brinjal. **Indian Journal of Horticulture**, v.68, n.4, p.512-515, 2011.

GHOSH, P.; GUPTA, A.; THAKUR, I. S. Combined chemical and toxicological evaluation of leachate from municipal solid waste landfill sites of Delhi, Índia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 12, p. 9148-9158, 2015.

GOMES, L. P. et al. Processos e monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Cap 2, p. 65-107.

GUPTA, A. et al. Variation in organic matter characteristics of landfill leachates in different stabilisation stages. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 12, p. 1192-1199, 2014.

KAYHANIAN, M. Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 59, n. 4, p. 349-352, 1994.

KIM, J.; KIM, W.; LEE, C. Absolute dominance of hydrogenotrophic methanogens in full-scale anaerobic sewage sludge digesters. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 11, p. 2272-2280, 2013.

KLINCK, B. A.; STUART, M. E. **Human risk in relation to landfill leachate quality**. United Kingdom: Ed. British Geological Survey, 1999.

KJELDSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

LANGE, L. C; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap 2, p. 26-59.

LEE, W. S. et al. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. **Chemical Engineering Journal**, v. 235, p. 83-99, 2014.

LEIS, Stefanie et al. Finding a robust strain for biomethanation: anaerobic fungi (Neocallimastigomycota) from the Alpine ibex (*Capra ibex*) and their associated methanogens. **Anaerobe**, v. 29, p. 34-43, 2014.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume**. 2002. 156 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

LINS, M. C. M. **Avaliação microbiológica e fitotóxica do chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca-PE**. 2005. 91 fls. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

LONGE, E. O; BALOGUM, M. R. Groundwater quality assessment near a municipal landfill, Lagos, Nigeria. **Research journal of applied sciences, engineering and technology**, v. 2, n. 1, p. 39-44, 2010.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Role of macrophytes in sewage fed urban lake. **Institute of Integrated Omics and Applied Biotechnology**, v. 2, n. 8, p. 1-9, 2011.

MALAVOLTA, E. **Adubação e seu Impacto Ambiental**. São Paulo: Ed. Prodoquímica Indústria, 1994, p. 153.

MANAHAM, S. E. **Toxicological Chemistry**. 2. ed. New York: Lewis Publisher, p. 249-251, 1992.

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

MARCOS FILHO, J. **Germinação de sementes**. In: semana de atualização em produção de sementes. Campinas: Fundação Cargill, 1986. p.11-39.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUAHAR, G. J. **Solid waste landfill: engineering and design**. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Ed. Prentice-Hall PTR, 1995. 521 p.

MELLIS, E. V. **Adosrção e dessorção de Cd, Cu, Ni e Zn, em solo tratado com esgoto**. 2006. 173 fls. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

MELO, M. C. Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca. 2003. 141 fls. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MELO, M. C. et al. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-7.

MELO, V. L. A.; JUCÁ, J. F. T. Estudos de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. p. 3-8.

MENGEL, K. et al. **Principles of plant nutrition**. 5 ed. Ed. Springer Science e Business Media Dordrecht, 2001, 657-673 p.

METCALF, L.; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 2 ed. Boston – USA: McGraw-Hil, 2003, 1819 p.

MILLER Jr., G. T. **Ciência Ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2008, 592 p.

MISRA, S. G.; MANI, D. **Soil pollution**. New Delhi: Ed. Ashish Publishing House, 1991.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises física, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. 232 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MOR, S. et al. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. **Environmental monitoring and assessment**, v. 118, n. 1, p. 435-456, 2006.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de lixiviados de Aterros Sanitários**. 2008. 131 fls. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 3, 2010, p. 199-216.

NASCENTES, A. L. et al. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista TECCEN**, v. 6, n. 1, p. 05-12, 2015.

NAVEEN, B. P. et al. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1-12, 2017.

NIELSEN, H. B.; UELLEND AHL, H.; AHRING, B. K. Regulation and optimization of the biogas process: propionate as a key parameter. **Biomass and Bioenergy**, v. 31, n. 11, p. 820-830, 2007.

OGUNDIRAN, O. O.; AFOLABI, T. A. Assessment of the physicochemical parameters and heavy metals toxicity of leachates from municipal solid waste open dumpsite. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 5, n. 2, p. 243-250, 2008.

OLIVEIRA, E. C. et al. Caracterização físico-química de lixiviado produzido em um aterro em escala experimental. In: Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental, 14., 2016, Brasília. **Anais...** São Paulo: Blucher, 2016. p. 843-852.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: a review. **Science of the total environment**, v. 409, n. 20, 2011, p. 4141-4166.

PAIVA, H. N. **Toxidez de Cd, Ni, Pb e Zn em mudas de cedro (Cedrelafissilis Vell.) e ipê-roxo (Tabebuia impetiginosa (Mart.) Standl.)**. 2000. 283 fls. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 16, n. 6, p. 815-821, 1981.

PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste management**, v. 26, n. 10, p. 1148-1155, 2006.

PHILIPPI Jr., A. **Saneamento, Saúde e Meio Ambiente: fundamentos para um desenvolvimento**. Barueri: Manole, 2005, 842 p.

PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PMGIRS). **Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos do Município de Campina**

Grande – PB: diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos gerados no município. Versão preliminar para audiência pública. 2014. Disponível em: <<http://relicipb.org/assets/CGPMRSDiagnosticoFinalPreliminar20140319.pdf>>. Acessado em: 05 de jan. 2017.

QUASIM, S.R., CHIANG, W. Sanitary landfill leachate generation, control and treatment. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company, 1994, 323 p.

RIBEIRO, L. S. et al. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 21, p. 1-9, 2016.

RIGUETTI, P. F. et al. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, 2015, p. 153-163.

RODRIGUES, L. C. A. et al. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n. 10, p. 1099 -1108, 2013.

RUSSO, M. A. T.; VIEIRA, C. Estudos sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

SAMADDER, S. R. et al. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: a case study. **Science of The Total Environment**, v. 580, p. 593-601, 2016.

SERAFIM, A. C. et al. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. In: Fórum de Estudos Contábeis, III., 2003, Rio Claro. **Anais...** Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, 2003. p. 1-7.

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016. 129 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SILVA, A. S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB**. 2012. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SILVA, A. S. et al. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 840-851, 2015.

SILVA, C. A. M. C. et al. Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 16, n. 2, p. 127-132, 2011.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB**. 2015. 81 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande: DEC/CCT/UFG, 2001, 270 p.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. (Org). **Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde: uma visão multidisciplinar**. Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, 2000.

SŁOMCZYŃSKA, B.; SŁOMCZYŃSKI, T. Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 13, n. 6, p. 627-637, 2004.

SOARES, R. P. **Caracterização geoquímica dos solos lateríticos da área do sítio de disposição final de resíduos sólidos urbanos de Londrina, PR**. 2006. 155 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

SOUTO, G. D. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)**. 2009. 371 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

SPEECE, R. E. **Review: environmental requieres for anaerobic digestion of biomass**. (Advances in Solar Energy – Na Anual Review Of Research and Development) Environmental Sudies Institute, Drexel University – Philadelphia, 1981, 69 p.

TANG, S.; WILKE, B. M.; BROOKS, R. R. Heavy-metal uptake by metal-tolerant *Elsholtzia haichowensis* and *Commelina communis* from China. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, n. 5-6, 2001, p. 895-905.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Advances in Environmental Research**, v. 6, n. 3, p. 207-219, 2002.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química nova**, v. 15, n. 2, p. 147-154, 1992.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principle sand management issues**. McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 1993, 978 p.

TENGRUI, L. et al. Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor. **American journal of applied sciences**, v. 4, n. 4, p. 211-214, 2007.

TÍQUIA, S. M.; TAM N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v. 93, n. 3, p.249-256, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **40 CFR Parts 136 and 445**. Effluent limitations guidelines, pretreatment standards, and new source performance standards for the landfills point source category; Final Rule. Washington, 2000.

VAVILIN, V. A. et al. Modeling ammonia and hydrogen sulfide inhibition in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 29, n. 3, p. 827-835, 1995.

VIEIRA NETO, J. M. et al. Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ciência e Tecnologia**, v. 17, n. 31, p. 54-66, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 2005, 452 p.

WANG, W.; KETURI, P. H. Comparative seed germination tests using ten plant species for toxicity assessment of a metal engraving effluent sample. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 52, n. 3-4, p. 369-376, 1990.

WESTERHOLM, M. et al. Changes in the acetogenic population in a mesophilic anaerobic digester in response to increasing ammonia concentration. **Microbes and Environments**, v. 26, n. 4, p. 347-353, 2011.

XIE, S. et al. Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: The effect of pH and associated mechanisms. **Journal of hazardous materials**, v. 299, p. 577-583, 2015.

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5, p. 901-911, 2013.

YE, J. et al. Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2653-2658, 2013.

ZANTA, M. V.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequenos portes**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap 1, p. 1-16.

ZHANG, Q. Q. et al. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. **Waste Management**, v. 33, n. 11, p. 2277-2286, 2013.