



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

**BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DAS  
CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO GERADO NO ATERRO SANITÁRIO EM  
CAMPINA GRANDE-PB**

DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA

CAMPINA GRANDE – PB  
2019

DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA

**BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DAS  
CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO GERADO NO ATERRO SANITÁRIO EM  
CAMPINA GRANDE-PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

**Área de concentração:** Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Orientador:** Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

**Coorientadora:** Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

CAMPINA GRANDE – PB

Agosto de 2019

A663b Araújo Neta, Diva Guedes de.

Biodegradação dos resíduos sólidos urbanos por meio das características do lixiviado gerado no aterro sanitário em Campina Grande-PB / Diva Guedes de Araújo Neta. – Campina Grande, 2019.

78 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2019.

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

Referências.

1. Aterro Sanitário. 2. Resíduos Sólidos Urbanos – Biodegradação. 3. Lixiviado – Processo Degradativo. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.


CDU 628.472.3(043)

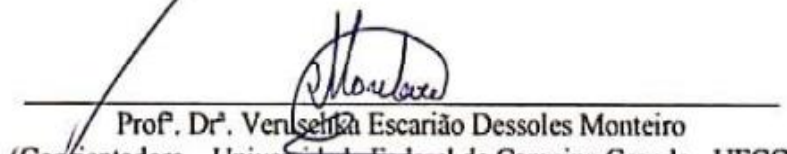
**BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DAS  
CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO GERADO NO ATERRO SANITÁRIO EM  
CAMPINA GRANDE-PB**

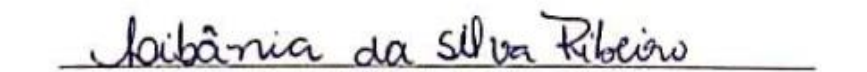
DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA  
GRANDE – UFCG, EM CUMPRIMENTO ÀS EXIGÊNCIAS PARA OBTENÇÃO DO  
TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Examinada por:

  
Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo  
(Orientador – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)

  
Prof. Dr. Veruska Escarião Dessoles Monteiro  
(Coorientadora – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)

  
Prof. Dr. Libânia da Silva Ribeiro  
(Examinador Interno – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)

  
Prof. Dr. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk  
(Examinador Externo – Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ)

***Dedicatória***

Aos meus pais por todo o apoio e amor incondicional.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas as bênçãos derramadas na minha vida. A Ele toda a glória.

A minha família, em especial aos meus pais Armando e Luzinete, por toda dedicação e incentivo, por nunca medirem esforços para que eu chegasse até aqui, e a minha avó Firmina (*in memoriam*) por sempre ter me apoiado, levarei a senhora eternamente comigo. Aos demais familiares que sempre estiveram ao meu lado me apoiando.

A Amanda, minha irmã, e Maria Luísa, minha sobrinha, que estiveram ao meu lado durante toda essa caminhada.

A minha prima Mayara, por toda a amizade, apoio e compreensão.

A Raphael, por todo o apoio e companheirismo.

Aos amigos de todos os dias Wlysses, Vitória e Valéria, pela amizade e apoio, vocês tornaram essa caminhada mais leve.

Ao GGA, em especial, Cláudio, Pablio, Elisa, Naiara, Lucas e Márbara pelas contribuições.

Aos professores orientadores, Márcio Camargo e Veruschka Monteiro, pelos ensinamentos e ajuda em todas as etapas desse trabalho.

A banca examinadora, nas pessoas das professoras, Libânia Ribeiro e Ana van Elk, pelas contribuições.

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

A todos, que de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização desse trabalho.

Muito obrigada!

## RESUMO

No interior do maciço do aterro sanitário ocorrem reações físico-químicas e biológicas que geram subprodutos, dentre eles os líquidos lixiviados. Monitorar esse líquido, por meio da realização de ensaios físico-químicos, permite a análise do comportamento do aterro, tendo em vista que tal efluente é o reflexo das variações que acontecem na massa de resíduos. Com base na compreensão de indicadores em lixiviados é possível avaliar o processo de biodegradação dos resíduos ao longo do tempo. Logo, o objetivo desse trabalho foi estudar a biodegradação dos resíduos sólidos urbanos depositados em um Aterro Sanitário no semiárido brasileiro, considerando o lixiviado gerado em diferentes Células. A realização da pesquisa consistiu na coleta de amostras de lixiviado, *in natura*, de três Células (Célula 3, Célula 4 e Célula 1+3). A coleta foi realizada em poços de visita de concreto pré-moldado que recebem o lixiviado gerado pelas Células em estudo. Após as coletas, foi efetuada a caracterização do lixiviado por meio de ensaios físico-químicos (potencial Hidrogeniônico (pH), Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e metais pesados); e toxicidade (fitotoxicidade). Além disso, foi aplicada a análise em componentes principais dos dados obtidos ao longo do período estudado. Os resultados demonstraram o avanço das fases de biodegradação dos resíduos aterrados, evidenciando uma transição entre a fase ácida e metanogênica. Ressalta-se que, quando os valores de pH eram ácidos, obteve-se elevadas concentrações dos indicadores: AGV, DQO e metais pesados, conforme o processo biodegradativo foi evoluindo os valores de pH se elevaram e os indicadores citados anteriormente apresentaram queda, indicando que os resíduos de fácil biodegradabilidade foram transformados e metabolizados. O lixiviado apresentou um maior efeito fitotóxico às sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e de repolho (*Brassica oleraceae*) na fase ácida, quando ocorreu a evolução do processo degradativo, com a consequente transição entre as fases, notou-se uma redução na carga tóxica do lixiviado. A partir da análise dos indicadores físico-químicos notou-se que o lixiviado teve o comportamento semelhante nas Células estudadas, porém devido à diferença de idade entre elas, tem-se um indicativo de que estão em diferentes estágios da degradação dos resíduos. De modo geral, tal análise, de forma conjunta, pode contribuir no entendimento da degradação dos resíduos sólidos urbanos depositados.

**Palavras-chave:** Aterro Sanitário. Lixiviado. Processo degradativo.

## ABSTRACT

Physicochemical and biological reactions occur inside the landfill massif, which generates by-products such as leached liquids. To monitor these liquids by conducting physical and chemical tests, allows analyzing the landfill behavior, considering that this effluent reflects the variations that take place in the residues massif. Based on the understanding of indicators in leachate it is possible to evaluate the process of waste biodegradation over time. Therefore, the objective of this work was to study the biodegradation of urban solid waste deposited in a landfill in the Brazilian semiarid, taking into account the leachate generated in different Cells. The research consisted of a collection of leachate samples, in natura, from three Cells (Cell 3, Cell 4 and Cell 1+3). The collection was carried out in manholes that receive the leachate generated by the Cells under study. After the collections, the leachate was characterized by physical-chemical tests (potential of hydrogen (pH), Volatile Fatty Acids (VFAs), Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD) and heavy metals); and toxicity (phytotoxicity). Besides, Principal Component Analysis (PCA) was applied to the data obtained over the study period. The results show that the advancement of the biodegradation phases of the grounded waste, evidencing a transition between the acidic and methanogenic phases. It is noteworthy that when pH values were acidic, high concentrations of VFAs, COD and heavy metals were obtained, as the biodegradation process evolved, the pH values increased and the indicators mentioned above decreased, indicating that the easily biodegradable residues were transformed and metabolized. The leachate showed a higher phytotoxic effect on tomato seeds tomato (*Solanum lycopersicum*) and cabbage (*Brassica oleraceae*) in the acid phase, when the degradative process evolved, with the consequent transition between phases, there was a reduction in the toxic load of the leachate. From the analysis of the physicochemical indicators, it was noted that the leachate had similar behavior in the studied cells, but due to the age difference between them, there is an indication that they are in different stages of the waste degradation. Overall, such analysis can contribute to the understanding of the degradation of municipal solid waste.

**Keywords:** landfill, leachate, degradation process.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos .....	18
Figura 2- Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos .....	20
Figura 3- Esquema ilustrativo das etapas de degradação anaeróbia.....	22
Figura 4- Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos .....	24

### Artigo 1

Figura 1- Mapa que indica os municípios que depositam RSU no ASCG.....	37
Figura 2- Aterro Sanitário em Campina Grande- PB: A) Células B) Poço de Visita.....	38
Figura 3- Evolução temporal do pH do lixiviado gerado nas Células 4 e Célula 1+3 <i>versus</i> a precipitação ao longo do período de monitoramento.....	39
Figura 4- Evolução dos AGV do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3 <i>versus</i> a precipitação ao longo do período de monitoramento.....	42
Figura 5- Comportamento da DQO do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3 <i>versus</i> a precipitação ao longo do período de monitoramento.....	44
Figura 6- Evolução da DBO do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3 <i>versus</i> a precipitação ao longo do período de monitoramento.....	45
Figura 7- Análise em Componentes Principais (Célula 4).....	47
Figura 8- Análise em Componentes Principais (Célula 1+3).....	48

### Artigo 2

Figura 1- Localização do Aterro sanitário em Campina Grande-PB, seu posicionamento no Estado da Paraíba e no Mapa Político do Brasil.....	55
Figura 2- Poço de visita de concreto pré-moldado.....	56
Figura 3- Evolução do pH e das concentrações dos metais pesados: Fe e Mn, no lixiviado gerado na Célula 3 ao longo do período de monitoramento.....	58
Figura 4- Evolução do pH e das concentrações dos metais pesados: Zn, Pb, Cr e Al, no lixiviado gerado na Célula 3 no decorrer do intervalo de tempo monitorado.....	59
Figura 5- Comportamento do pH e das concentrações dos metais pesados Fe e Mn, ao longo do tempo de monitoramento, do lixiviado gerado na Célula 4.....	61
Figura 6- Comportamento do pH e das concentrações dos metais Zn, Pb, Cr e Al, ao longo do tempo de monitoramento, do lixiviado gerado na Célula 4.....	62
Figura 7- GRS para as sementes de tomate e repolho na Célula 3.....	63
Figura 8- CRR para as sementes de tomate e repolho na Célula 3.....	64
Figura 9- GRS para as sementes de tomate e repolho na Célula 4.....	65
Figura 10- CRR para as sementes de tomate e repolho na Célula 4.....	66
Figura 11- Análise em Componentes Principais (Célula 3).....	68
Figura 12- Análise em Componentes Principais (Célula 4).....	69

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Composição típica do biogás.....	25
Tabela 2- Faixa de variação da composição de lixiviados do Brasil.....	27
Artigo 1	
Tabela 1- Concentrações médias de CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> na Célula 4.....	40

## LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise em componentes principais
AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
AGV	Ácidos graxos voláteis
Al	Alumínio
ASCG	Aterro Sanitário em Campina Grande-PB
Ca <sup>2+</sup>	Íon cálcio
Cd	Cádmio
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CH <sub>4</sub>	Metano
Cl <sup>-</sup>	Íon cloro
CO	Monóxido de carbono
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
COT	Carbono Orgânico Total
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Carbonato
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
CRR	Crescimento relativo da raiz
CRR (R)	Crescimento relativo da raiz de repolho
CRR (T)	Crescimento relativo da raiz de tomate
Cu	Cobre
°C	Grau Celsius
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
Fe	Ferro
FVMP	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis
g.cm <sup>-3</sup>	Grama por centímetro cúbico
GGA	Grupo de Geotecnia Ambiental
GRS	Germinação relativa das sementes
GRS (R)	Germinação relativa da semente de repolho
GRS (T)	Germinação relativa da semente de tomate

H <sub>2</sub>	Hidrogênio molecular ou gás hidrogênio 14
H <sup>+</sup>	Íon hidrogênio
HCO <sup>3-</sup>	Bicarbonato
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de hidrogênio
H <sub>2</sub> S	Gás Sulfídrico
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
Renováveis	
INSA	Instituto Nacional do Semiárido
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
K <sup>+</sup>	Íon potássio
LGA	Laboratório de Geotecnia Ambiental
Mg <sup>2+</sup>	Íon magnésio
mg.L <sup>-1</sup>	Miligrama por litro
Mn	Manganês
Mn <sup>2+</sup>	Íon manganês
m.s <sup>-1</sup>	Metro por segundo
N <sub>2</sub>	Nitrogênio
Na <sup>2+</sup>	Íon sódio
NBR	Norma brasileira
NH <sub>3</sub>	Amônia livre ou gasosa
NH <sub>4</sub>	Amônio
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon amônio
Ni	Níquel
O <sub>2</sub>	Oxigênio
OH	Hidróxido
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogeniônico
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Íon sulfato
ton	Tonelada
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
Zn	Zinco
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1</b> .....	16
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	16
1.1 OBJETIVOS .....	17
1.1.1 Geral .....	17
1.1.2 Específicos .....	17
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	18
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	18
2.1 ATERROS SANITÁRIOS .....	18
2.2 BIODEGRADABILIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) 19	
2.2.1 Fases da Digestão Anaeróbia de RSU em Aterros Sanitários .....	20
2.2.2 Fases da Biodegradação dos RSU .....	22
2.3 SUBPRODUTOS DA BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ....	24
2.3.1 Biogás de Aterros Sanitários .....	25
2.3.2 Lixiviado.....	26
2.3.2.1 Composição do Lixiviado .....	26
2.4 FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO BIODEGRADATIVO DOS RSU 27	
2.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	28
2.4.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	29
2.4.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	29
2.4.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....	30
2.4.5 Teor de Metais Pesados .....	31
2.5 TOXICIDADE DO LIXIVIADO .....	32
2.5.1 Fitotoxicidade .....	32

<b>CAPÍTULO 3 – ARTIGOS</b> .....	34
ARTIGO 1 .....	34
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	35
<b>2 METODOLOGIA</b> .....	36
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	36
2.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO .....	37
2.3 DADOS DE PRECIPITAÇÃO.....	38
2.4 ESTATÍSTICA .....	38
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	39
3.1 pH.....	39
3.2 ÁCIDOS GRAXOS VOLATÉIS (AGV) .....	41
3.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) .....	43
3.4 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO).....	45
3.5 ACP.....	46
<b>4 CONCLUSÕES</b> .....	49
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>49</b>
<b>ARTIGO 2</b> .....	53
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	54
<b>2 METODOLOGIA</b> .....	55
2.2 CAMPO EXPERIMENTAL.....	55
2.3 ENSAIO DE CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DAS CÉLULAS 3 E 4 56	
2.3.1 Ensaio de Fitotoxicidade.....	57
2.4 ANÁLISE EM COMPONENTES PRINCIPAIS .....	58
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	58
3.1 pH E METAIS PESADOS .....	58
3.2 ENSAIO DE FITOTOXICIDADE.....	63

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	67
<b>4 CONCLUSÕES .....</b>	<b>69</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>70</b>
<b>CAPÍTULO 4 .....</b>	<b>73</b>
<b>4 CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>73</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>74</b>

## CAPÍTULO 1

### 1 INTRODUÇÃO

Um composto é dito biodegradável quando for sujeito à decomposição a partir da atividade de microrganismos, logo o processo de biodegradação consiste na redução de um determinado composto a substâncias mais simples. Na massa de resíduos esse processo se dá pela ação conjunta de diferentes grupos de microrganismos (bactérias, fungos, actinomicetos, vírus e protozoários) que decompõem a matéria orgânica.

Destaca-se que, no maciço aterrado, principalmente, as bactérias atuam no metabolismo aeróbio ou anaeróbio (Castilhos Jr. *et al.*, 2003; Melo, 2011) em condições adequadas de nutrientes e outros fatores como o teor de umidade, potencial Hidrogeniônico (pH), temperatura, alcalinidade, teor de metais pesados, ácidos voláteis, procedimentos de aterramento, sólidos voláteis, bem como a composição dos resíduos (MONTEIRO, 2003; MATHERI *et al.*, 2017).

A biodegradabilidade anaeróbia pode ser caracterizada como a máxima fração de matéria orgânica que será extinta, por meio da digestão em anaerobiose, ao longo de determinado período e certas condições operacionais (AMARAL *et al.*, 2008). Nesse sentido, os resíduos orgânicos apresentam maior biodegradabilidade e são decompostos mais rapidamente (ALVES, 2012).

Conforme os resíduos, depositados em aterros sanitários, são degradados ocorre uma série de reações biológicas e químicas gerando subprodutos como líquidos lixiviados e gases. O lixiviado reflete o que ocorre no interior da massa de resíduos, sendo o seu monitoramento, por meio da realização de ensaios físico-químicos e microbiológicos, o que possibilita avaliar o comportamento biodegradativo dos resíduos aterrados. Desta forma, a partir da compreensão dos indicadores físico-químicos no lixiviado pode-se analisar a degradação dos resíduos no decorrer do tempo, além de entender as particularidades de cada fase no processo de decomposição, permitindo o monitoramento da biodegradabilidade do aterro.

Vale salientar que, o estudo do comportamento dos aterros sanitários, por meio do entendimento de questões relativas a biodegradabilidade de resíduos, cria a possibilidade de mudança na execução de projetos e operação de obras de engenharia em aterros, na previsão da sua vida útil, na geração e tratamento do lixiviado, na geração de biogás, na toxicidade, no estudo da estabilidade, entre outros.



As particularidades meteorológicas, de relevo, resíduos e até mesmo o número de habitantes e jazidas de solo, envolvidas na execução e operação de aterros podem influenciar no processo degradativo de resíduos e na qualidade e quantidade dos subprodutos gerados nesse processo.

Em Campina Grande, município do Estado da Paraíba, há condições climáticas típicas do semiárido brasileiro, que se caracteriza por chuvas escassas e mal distribuídas espaço-temporalmente, que interferem especialmente na geração de lixiviados, bem como na sua toxicidade. O entendimento do comportamento de parâmetros associados aos lixiviados podem levar a conhecer mais detalhadamente o processo de biodegradação dos resíduos aterrados e aspectos ligados a dimensão das Células de disposição de resíduos e das camadas de cobertura final e intermediárias de solo compactado, geração e purificação de gases, entre outros.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Geral

Estudar a biodegradação dos resíduos sólidos urbanos depositados em um Aterro Sanitário no semiárido brasileiro por meio do lixiviado gerado.

### 1.1.2 Específicos

- Analisar a biodegradação, por meio dos indicadores físico-químicos, do lixiviado gerado em três Células do aterro com idades distintas.
- Avaliar a interferência da precipitação no processo de biodegradação dos RSU.
- Verificar a influência da toxicidade dos metais presentes no lixiviado na germinação e crescimento de raízes.
- Correlacionar, por métodos estatísticos, os indicadores físico-químicos entre si e com a precipitação.

## CAPÍTULO 2

### 2 REVISÃO DE LITERATURA

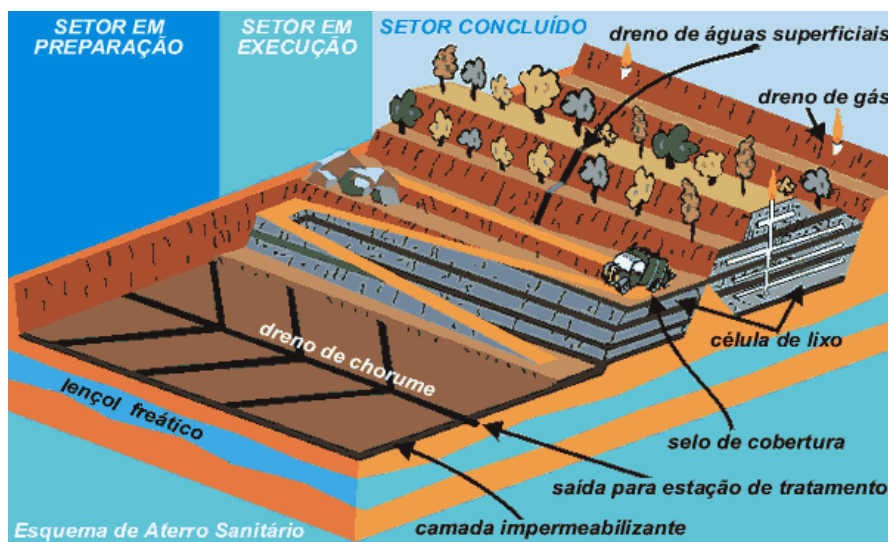
#### 2.1 ATERROS SANITÁRIOS

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), por meio da NBR 8.419 (ABNT, 1992), os aterros sanitários são definidos como:

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).

O aterro sanitário é um método muito utilizado no Brasil para a disposição final, ambientalmente adequada, dos RSU, devido aos seus baixos custos em relação a outros métodos e a considerável disponibilidade de áreas para sua implantação (CASTILHOS JR. *et al.*, 2010; STAUB *et al.*, 2011;). O aterro comporta-se, no interior do seu maciço, como um reator dinâmico onde ocorrem reações químicas e biológicas que geram emissões, como líquidos lixiviados, biogás e resíduos mineralizados (húmus), que são provenientes da decomposição da matéria orgânica, sendo esses subprodutos muito nocivos ao meio ambiente (van ELK, 2007). A Figura 1 ilustra o esquema de um Aterro Sanitário.

Figura 1 - Aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos



Fonte: IPT (1995)

Em aterros sanitários as emissões de gases e líquidos são orientadas para drenos devidamente projetados. Segundo Audibert (2011), para os aterros serem qualificados como aterros sanitários, devem possuir drenos de águas pluviais superficiais, poços de visita, sistema de tratamento de percolados, monitoramento de aquíferos, mata ciliar e cobertura vegetal.

De acordo com a Resolução nº 01 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986) a implantação de aterros sanitários, requer a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) a serem submetidos à aprovação do órgão estadual competente, e do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

## 2.2 BIODEGRADABILIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

A biodegradabilidade pode ser definida como a capacidade de uma substância ser degradada a substâncias mais simples mediante a ação de microrganismos. A taxa de biodegradabilidade pode ser utilizada para a escolha do tratamento a ser empregado no lixiviado, onde quanto maior o seu valor, mais facilmente o lixiviado pode ser tratado biologicamente (KEWU e WENQI, 2008).

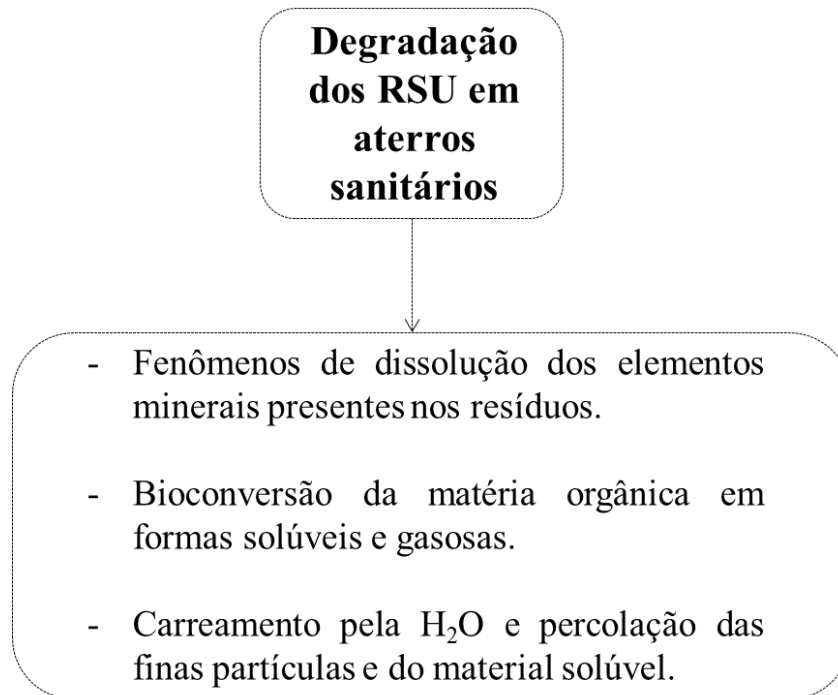
A biodegradabilidade é medida através da razão entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio e a Demanda Química de Oxigênio (DBO/DQO). A razão DBO/DQO do lixiviado pode indicar em qual estágio se encontra a degradação da massa de resíduos, e tende a diminuir com o tempo. Valores de  $DBO/DQO > 0,5$  indicam um aterro novo e instável,  $0,1 > DBO/DQO > 0,5$  apontam um aterro um aterro relativamente estável e  $DBO/DQO < 0,1$  são típicos de aterros velhos e estáveis (CASTILHOS JR, 2006; GOMES e SCHOENELL, 2018).

Deve-se salientar que o processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos que estão presentes nos RSU pode ser descrito como um processo de superposição de mecanismos físico-químicos e biológicos, catalisados pelo fator água, que se encontra presente nos resíduos devido à umidade inicial além das águas provenientes das precipitações ocorridas quando estes resíduos se encontram dispostos em aterros sanitários (CASTILHOS JR. *et al.* 2003).

Os mecanismos biodegradativos que ocorrem têm a capacidade de realizarem a conversão de resíduos sólidos em substâncias com maior estabilidade, por meio da ação de organismos decompositores como fungos, bactérias e protozoários (FIORE, 2004; MORAIS, 2018).

A Figura 2 mostra o esquema geral dos fenômenos que ocorrem no processo de degradação.

Figura 2- Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos



Fonte: Adaptado de CASTILHOS JR. *et al*, 2003.

Os processos físicos, químicos e biológicos que agem na biodegradação da massa de resíduos, disposta em aterros sanitários, gerando como subprodutos o lixiviado e o biogás, é denominado de dinâmica de aterros sanitários. O entendimento dessa dinâmica permite definir o grau de estabilidade física, química e biológica do aterro, o potencial de contaminação e a reutilização da área na qual foi implantado o aterro (Monteiro, 2003), bem como conhecer a biodegradabilidade de resíduos.

### 2.2.1 Fases da Digestão Anaeróbia de RSU em Aterros Sanitários

De acordo com Kurniawan *et al.* (2006), o processo de degradação dos resíduos se dá por dois processos, inicialmente, ocorre à decomposição aeróbia, que acontece no período inicial da deposição dos resíduos no aterro sanitário, e apresenta curta duração. Após essa fase inicial de degradação, ocorre a decomposição anaeróbia, que tem seu início após a diminuição da quantidade de oxigênio disponível, e possui uma longa duração.

A aerobiose no processo de degradação dos resíduos realiza-se de forma rápida, pois o processo operacional do aterro, onde normalmente tem-se a utilização de cobertura diária dos resíduos, restringe a disponibilidade de oxigênio, podendo permanecer por até um mês (SILVA, 2015). Esse processo realiza-se, predominantemente, por meio de microrganismos aeróbios, sendo eles em sua maioria, bactérias aeróbias e fungos, que se desenvolvem de modo acelerado até a extinção do oxigênio disponível no meio. As condições que geralmente são encontradas na massa de resíduos que estão nesta fase são o potencial hidrogeniônico (pH) acima de 7,0 e a temperatura entre 30°C e 70°C (LIMA, 1995).

A decomposição anaeróbia é um estágio que ocorre mais lentamente, sendo mais complexa, e comporta normalmente quatro fases: a Hidrólise e as fases Acidogênica, Acetogênica e Metanogênica. Alguns autores, como Chernicharo (1997), sugerem a inclusão de uma quinta fase, dependendo da presença de enxofre nos resíduos sólidos: a Sulfetogênese. Conforme Barreto e Campos (2009), na digestão anaeróbia atuam bactérias fermentativas hidrolíticas, bactérias fermentativas acidogênicas, bactérias acetogênicas e as arqueas metanogênicas que produzem metano.

O estágio inicial do processo de degradação anaeróbia é a Hidrólise, nessa etapa as bactérias fermentativas hidrolíticas atuam convertendo, por meio de enzimas, a matéria orgânica complexa em moléculas mais simples. Assim, as proteínas são convertidas em aminoácidos, os carboidratos se reduzem a açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (CHERNICHARO, 1997; FIRMO, 2013).

No segundo estágio do processo, as bactérias fermentativas acidogênicas, estritas e facultativas, agem transformando os ácidos graxos, aminoácidos e açúcares produzidos na fase anterior em ácidos orgânicos, álcoois e cetonas; hidrogênio ( $H_2$ ) e acetato ( $C_2H_3O_2^-$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) (FRANKE-WHITTLE *et al.*, 2014).

Em seguida, na fase Acetogênica os compostos gerados pelas bactérias acidogênicas, são oxidados pelas bactérias acetogênicas a substratos mais simples, sendo eles os ácidos acéticos ( $C_2H_3O_2^-$ ),  $H_2$  e  $CO_2$ . Estes substratos são consumidos pelas bactérias metanogênicas, especialmente as arqueas, para a formação do gás metano (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003).

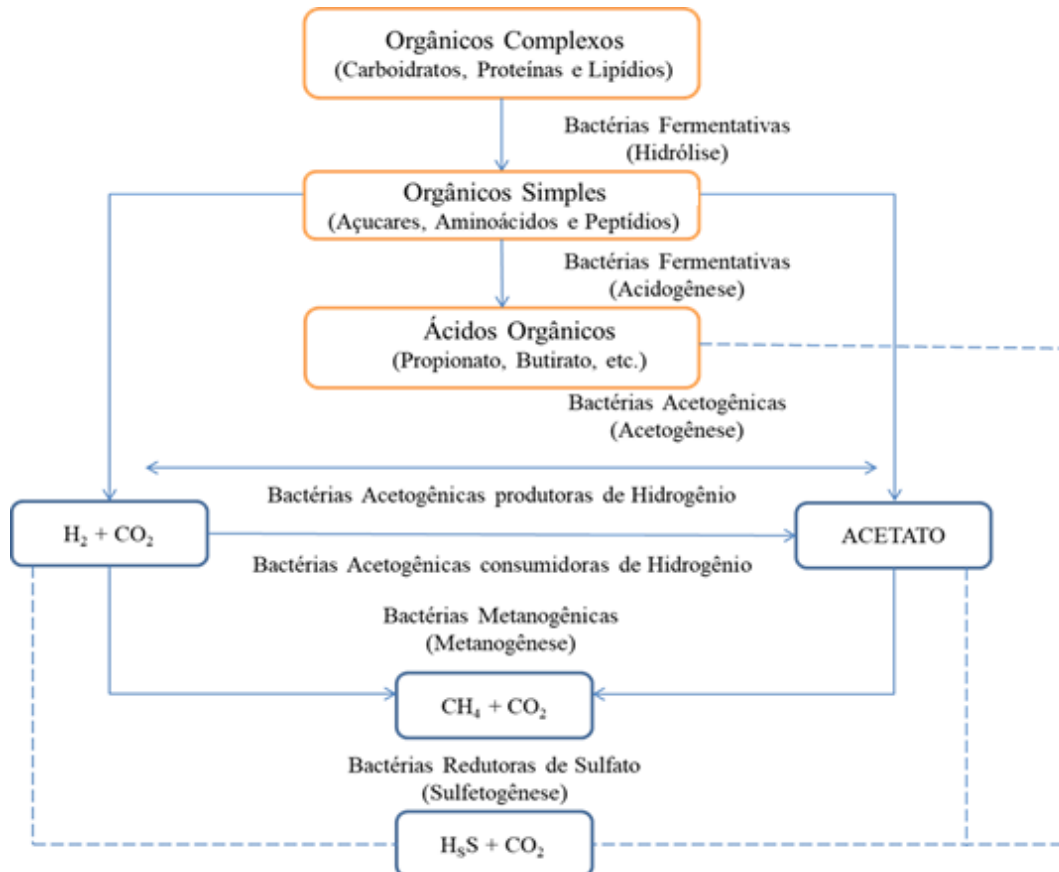
A Metanogênese é a fase final no processo de degradação anaeróbia, na qual os compostos gerados na fase anterior (acetogênica) são metabolizados pelas arqueas metanogênicas que, em meio neutro ou em torno da neutralidade, liberam Metano ( $CH_4$ ) e Dióxido de Carbono ( $CO_2$ ) como produto final desse processo. Nessa fase, ocorre o aumento gradativo nos valores de pH e alcalinidade, devido a ação metabólica dos microrganismos

acetogênicos e metanogênicos que agem consumindo os ácidos voláteis simples, tendo uma queda nas suas concentrações (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993).

A fase denominada Sulfetogênese ocorre além das vias metabólicas usuais em que acontece a redução de sulfatos e formação de sulfetos. A existência dessa fase depende da presença de sulfatos, em quantidades significativas, sendo um processo no qual os compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. As bactérias redutoras de sulfato podem prejudicar a geração de metano, pois podem utilizar o acetato e o hidrogênio como substratos (CHERNICHARO, 2007).

Na Figura 3 mostra-se um esquema ilustrativo das etapas de degradação anaeróbia dos resíduos apresentadas acima.

Figura 3- Esquema ilustrativo das etapas de degradação anaeróbia



Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2007).

### 2.2.2 Fases da Biodegradação dos RSU

Conforme ocorre o avanço no processo de biodegradação os RSU passam por cinco fases distintas para a avaliação da estabilização dos resíduos sólidos depositados em aterros

sanitários: Fase de ajuste inicial – Fase I, Transição – Fase II, Ácida – Fase III, Metanogênica – Fase IV e Maturação – Fase V (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993; KJELDSEN *et al.*, 2002). Vale salientar que, essas fases citadas acima estão relacionadas à composição dos subprodutos gerados sendo diferente das fases de digestão anaeróbia dos resíduos (SOUTO, 2009). As etapas do processo de degradação são descritas a seguir.

**-Fase I (Fase de ajuste inicial):** Os resíduos são depositados no aterro e o oxigênio que se encontra presente no meio destes resíduos é ligeiramente consumido, tendo como resultado a produção de CO<sub>2</sub> e o aumento da temperatura no interior das células. A fração biodegradável do resíduo sofre, por um período de alguns dias, sua decomposição biológica em condições aeróbias pela depleção do oxigênio ocorrer de maneira rápida. Ao passo que acontece a diminuição da quantidade de oxigênio disponível, os microrganismos anaeróbios passam a reger o processo de degradação. Daí em diante, a ação microbiana promove a continuidade da conversão dos resíduos e a estabilização com fases sucessivas, que dependem das condições operacionais predominantes.

**-Fase II (Fase de transição):** Os níveis de oxigênio decrescem tendo início a fase anaeróbia. Enquanto tem-se a conversão do aterro em anaeróbio, o nitrato e o sulfato são reduzidos a gás nitrogênio e sulfuro de hidrogênio. O princípio das condições anaeróbias pode ser verificado através do potencial de oxidação e redução que possui o resíduo. Bem como, quando a capacidade de campo, que pode ser definido como o limite máximo que o resíduo pode reter umidade, é obtida e a formação do biogás e do lixiviado reflete a transição entre as condições aeróbias e anaeróbias.

**-Fase III (Fase ácida):** Tem-se a hidrólise da matéria orgânica, acidogênese e acetogênese, as reações iniciadas na fase de transição são aceleradas com a produção de Ácidos Graxos Voláteis (AVG), aminoácidos além de compostos com peso molecular baixo e gases, como CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>. A celulose e a hemicelulose, compostos que correspondem entre 45 e 60% da massa seca de resíduos, têm sua biodegradação por meio de bactérias hidrolíticas, fermentativas e acetogênicas. Nessa fase ocorre a acidificação do meio bem como a liberação de CO<sub>2</sub>, hidrogênio e amônia. Comumente a fase ácida caracteriza-se por baixos valores de pH, altas concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

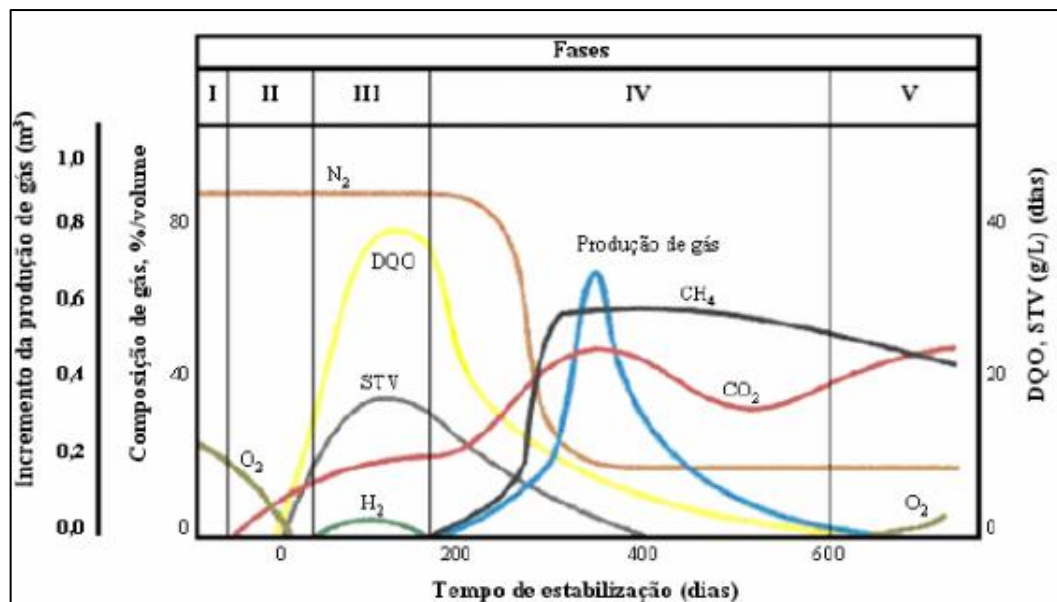
**-Fase IV (Fase metanogênica):** Quando ocorre a fermentação do CH<sub>4</sub> a predominância é de microrganismos estritamente anaeróbios, denominados metanogênicos. Esses microrganismos consomem os compostos que foram produzidos na fase anterior,

utilizando-os como fonte de nutrientes. A formação do metano e dos ácidos segue de maneira simultânea, embora a taxa de formação dos ácidos seja reduzida consideravelmente.

**-Fase V (Fase de maturação):** Essa fase também é chamada de fase metanogênica de estabilização. O gás produzido é composto predominantemente por  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . Nas fases IV e V, a DQO dos lixiviados encontra-se acima de 60% na forma de compostos húmicos. Ocorre o aumento do pH, decorrente do decréscimo das concentrações de AGV. A partir do aumento do pH tem-se a diminuição da solubilidade dos íons metálicos tendo assim uma baixa concentração destes íons.

A Figura 4 mostra as fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos.

Figura 4- Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos



Fonte: POHLAND e HARPER (1985)

Cabe salientar que, as diversas fases de decomposição ocorrem simultaneamente em pontos divergentes do aterro. Os resíduos depositados recentemente e os que se encontram nas camadas próximas a superfície estão submetidos a processos aeróbios, porém os que estão localizados em camadas mais profundas e antigas já estão, possivelmente, na fase metanogênica estável (SOUTO, 2009).

### 2.3 SUBPRODUTOS DA BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS



### 2.3.1 Biogás de Aterros Sanitários

O biogás pode ser caracterizado como um gás incolor e de baixa densidade, sendo composto aproximadamente de 60% de CH<sub>4</sub>, 40% de CO<sub>2</sub> e mais de 150 compostos traços (REINHART e TOWNSEND, 1997). Esses incluem, por exemplo, o amoníaco (NH<sub>3</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H<sub>2</sub>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) e oxigênio (O<sub>2</sub>) (MOREIRA, 2018).

Os gases que se encontram em traços na constituição do biogás não ultrapassam sequer 1% da composição total. Entre esses gases encontram-se compostos orgânicos e inorgânicos, estando esses primeiros em maior quantidade (AUDIBERT, 2011).

A composição típica do biogás é mostrada na Tabela 1, e foi desenvolvida por Tchobonoglous, Theisen e Vigil (1993) sendo resultado do estudo de 66 aterros na Califórnia, EUA.

Tabela 1- Composição típica do biogás

<b>Gás</b>	<b>Porcentagem (Base seca)</b>
<b>Metano</b>	45 - 60%
<b>Dióxido de carbono</b>	40 - 60%
<b>Nitrogênio</b>	2 - 5%
<b>Oxigênio</b>	0,1 - 1,0%
<b>Enxofre, Mercaptanas</b>	0 - 1,0%
<b>Amônia</b>	0,1 - 1,0%
<b>Hidrogênio</b>	0 - 0,2%
<b>Monóxido de carbono</b>	0 - 0,2%
<b>Gases em menor concentração</b>	0,01 - 0,6%

Fonte: TCHOBANOGLOUS, THEISEN e VIGIL (1993)

Observa-se que a composição típica do biogás gerado em aterros tem como partes prevaletentes o CH<sub>4</sub> (45 a 60%) e o CO<sub>2</sub> (40 a 60%), esses são os principais gases provenientes da degradação anaeróbia da matéria orgânica dos resíduos. Esses valores médios podem variar de acordo com as condições do aterro, por exemplo, o material de cobertura dos resíduos, a composição e as condições meteorológicas locais (CASSINI *et al.*, 2003).

Brito Filho (2005), obteve porcentagens de gás metano variando entre 44 e 76% e valores de dióxido de carbono variando entre 8 e 15% no aterro sanitário de Nova Iguaçu, localizado na região metropolitana do Rio de Janeiro. Jucá *et al.* (2001), ao estudarem os

gases presentes no aterro da Muribeca, localizado em Pernambuco, por meio de furos de sondagem encontraram valores entre 30 e 58% para o gás metano e entre 20 e 42% para dióxido de carbono.

### 2.3.2 Lixiviado

O lixiviado pode ser caracterizado pela intensa cor, odor desagradável e elevada concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos (MORAVIA *et al.*, 2011), como já citado, é produzido pela degradação da matéria orgânica.

Esse efluente gerado nos aterros sanitários é advindo da umidade natural e da água de constituição que se encontra presente na matéria orgânica dos resíduos depositados, dos subprodutos do processo de degradação biológica da fração orgânica além da água infiltrada na camada de cobertura e interior das células, acrescido a materiais dissolvidos ou suspensos carregados no processo de lixiviação (Sá, Jucá e Sobrinho, 2012).

Segundo Gomes e Schoenell (2018), o lixiviado é constituído por compostos inorgânicos e orgânicos biodegradáveis e recalcitrantes. Os lixiviados possuem alto potencial poluidor e são muito tóxicos, necessitando de um tratamento prévio ao seu lançamento no meio ambiente. A sua composição varia de acordo com diversos fatores, tais como o tipo de resíduos depositados, as condições meteorológicas locais, a idade do aterro, bem como o tipo de operação utilizado no empreendimento (FUJII *et al.*, 2019).

#### 2.3.2.1 Composição do Lixiviado

Para a compreensão das características referentes ao lixiviado de aterros sanitários, necessita-se do conhecimento do processo de biodegradação dos RSU que ocorre no interior do maciço, visto que, a evolução desse processo apresenta influência direta na geração e na composição do lixiviado (SOUTO, 2009).

A produção e geração de lixiviados de aterros sanitários são influenciadas por diversos fatores como características do resíduo (granulometria, composição gravimétrica, permeabilidade, idade do resíduo, condutividade, umidade e pré-tratamento), variáveis meteorológicas (temperatura, clima, regime pluviométrico e evapotranspiração), fatores hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia e geologia), características do aterro (tipos de camadas de cobertura, recirculação de chorume, grau de compactação, qualidade do sistema de drenagem, propriedades do terreno e balanço hídrico), o método de

impermeabilização de base, entre outros (EL- FADEL *et al.*, 2002; KJELDSEN *et al.*, 2002; MORAVIA, 2010).

Segundo Couto, Braga e Lange (2013), as características do lixiviado de aterros sanitários são complexas e apresentam grande variabilidade, já que, como citado anteriormente, sofrem a influência de diversos fatores.

O lixiviado é constituído de quatro grupos de poluentes principais, sendo eles matéria orgânica dissolvida (expressa pela DBO, DQO ou Carbono Orgânico Total (COT), incluindo metano e ácidos graxos voláteis), metais pesados (Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn)), macrocomponentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ,  $\text{NH}_4^{+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^{-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{HCO}_3^{-}$ ), e compostos orgânicos xenobióticos (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e compostos alifáticos clorados) (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Alguns elementos podem estar presentes no lixiviado em baixas concentrações, que são “arsênio, bário, boro, cobalto, lítio, mercúrio e selênio”. A partir da realização de análises microbiológicas detecta-se a presença de bactérias: acetogênicas, metanogênicas e desnitrificantes, além de coliformes (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Na Tabela 2 são apresentadas variações das características físico-químicas de lixiviados gerados em aterros sanitários brasileiros (SOUTO e POVINELLI, 2007).

Tabela 2- Faixa de variação da composição de lixiviados do Brasil

<b>Indicador</b>	<b>Faixa Máxima</b>	<b>Faixa mais Provável</b>	<b>FVMP (%)</b>
<b>pH</b>	5,7-8,6	7,2-8,6	78
<b>DBO<sub>5</sub></b>	< 20-30.000	< 20-8.600	75
<b>DQO</b>	195-80.000	190-22.300	83
<b>Ferro</b>	0,01-260	0,01-65	69
<b>Manganês</b>	0,04-2,6	0,04-2,0	79
<b>Zinco</b>	0,01 - 8,0	0,01-1,5	70
<b>Chumbo</b>	0,01-2,8	0,01-0,5	64
<b>Cromo</b>	0,003-0,8	0,003-0,5	89

Legenda: Os indicadores se encontram em  $\text{mg.L}^{-1}$ , exceto o pH que é adimensional; FVMP - Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis.

Fonte: Souto e Povinelli (2007)

## 2.4 FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO BIODEGRADATIVO DOS RSU

A degradação dos RSU em um aterro sanitário é um processo que ocorre de forma natural, esse processo é complexo e para que haja o crescimento bacteriano satisfatório todos os microrganismos devem ter condições mínimas para sua sobrevivência e posterior reprodução. Logo, o pH, as fontes de nutrientes, umidade, temperatura e oxigênio são fatores essenciais para que ocorra o seu desenvolvimento, entre outros (MELO, 2003).

#### **2.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)**

O pH pode ser definido como uma medida em escala anti-logarítmica, da atividade dos íons hidrogênio ( $H^+$ ) em um meio líquido, indicando assim as condições de acidez, neutralidade ou basicidade (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Lange e Amaral (2009), esse indicador retrata o processo de decomposição da matéria orgânica. Em processos de biodegradação anaeróbia as faixas de pH predominantes estão diretamente relacionadas ao desenvolvimento dos microrganismos, pois influencia as reações químicas e bioquímicas.

Segundo Alcântara (2007), o pH expressa as mudanças que ocorrem no interior das células de resíduos, a partir da evolução do processo de biodegradação dos resíduos depositados em aterros, possibilitando a diferenciação das etapas da degradação anaeróbia. A massa dos RSU costuma ser ácida, no início do processo de degradação, com valores de pH abaixo da neutralidade, ocorrendo devido a elevada formação de ácidos. Em seguida, o pH tende a se neutralizar, situando-se entre 7,0 e 8,0, isso ocorre pois os ácidos são consumidos por organismos metanogênicos, ocasionando assim a elevação dos valores de pH.

Os microrganismos podem ser classificados em acidófilos, neutrófilos e basófilos em função do pH e da sua possibilidade de crescimento no meio. Os primeiros microrganismos citados têm um ótimo crescimento em valores de pH baixos, já os últimos, sua melhor taxa de desenvolvimento ocorre em meios alcalinos (GADELHA, 2005). De modo geral, o pH ótimo para o crescimento bacteriano está na faixa de valores entre 6,5 e 7,5, especialmente para microrganismos metanogênicos (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993).

O pH pode interferir no processo de degradação anaeróbia tanto de forma direta, ao afetar as atividades enzimáticas, quanto de forma indireta, influenciando a toxicidade de algum composto, modificando o potencial de oxirredução do meio (LANGE *et al.*, 2003). Os metais sofrem influência das variações de pH. Em pH ácido, os metais ficam mais biodisponíveis à microrganismos, ocasionando maior toxicidade. Em pH alcalino, ocorre o contrário, por exemplo (MONTEIRO, 2003).

As variações de pH resultam na diferença de concentração de íons  $H^+$  e  $OH^-$ . Em pH 2, por exemplo, a concentração de íons hidrogênio é de 0,01mol/L de solução, já em pH 3 é de 0,001, ou seja, a concentração de íons hidrogênio diminui em 10 vezes a cada unidade crescente. Isso é um fator preponderante na constituição das estruturas celulares e nas funções metabólicas dos microrganismos.

#### **2.4.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Segundo Alcântara (2007), a análise da DBO representa a quantidade de oxigênio que, por meio de reações biológicas, foi consumida em uma determinada amostra de lixiviado.

A DBO em solução aquosa pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida para a estabilização da matéria orgânica disponível e a matéria orgânica oxidável por meio da ação microbiana aeróbia. A DBO é normalmente descrita como a quantidade de oxigênio consumida em um período de tempo, a uma temperatura de incubação conhecida.

A estabilização completa da matéria orgânica pode requerer um período muito longo logo, para efeitos práticos, o período de 5 dias na determinação da DBO foi padronizado para a estimativa, sendo considerado satisfatório, a temperatura de incubação de 20°C. Esse ensaio padronizado é utilizado com frequência e denomina-se  $DBO_5$  (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; LIMA, 2004), sendo uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável (FERREIRA, 2006).

De acordo com El-Fadel *et al.* (2002), os valores de DBO encontrados no lixiviado de aterros variam de acordo com a sua idade: entre 0 e 5 anos (10.000 - 25.000  $mg.L^{-1}$ ); entre 5 e 10 anos (1.000 - 4.000  $mg.L^{-1}$ ); entre 10 e 15 (50 - 1.000  $mg.L^{-1}$ ) e aterros com mais de 20 anos ( $> 50 mg.L^{-1}$ ), sendo esses valores encontrados em aterros norte americanos. Já para aterros brasileiros as concentrações desse indicador estão em uma faixa de 20 – 30.000  $mg.L^{-1}$  proposta por Souto e Povinelli (2007).

#### **2.4.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A Demanda Química de Oxigênio é um indicador utilizado para quantificar a concentração de matéria orgânica em resíduos domésticos ou industriais. Essa análise permite a medida de um resíduo orgânico em termos da quantidade total de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica a dióxido de carbono e água (CONTRERA, 2008). O teste baseia-se no fato de que todos os compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser

oxidados pela ação de agentes oxidantes fortes em condições ácidas (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003).

Segundo Melo (2003), medir o comportamento da DQO ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana. Uma análise mais específica mostra que a DQO pode ser utilizada como um importante indicador na avaliação do processo de decomposição, em particular, na compreensão dos efeitos da lixiviação microbiana (MONTEIRO, 2003).

A maior vantagem do teste de DQO é o curto período de tempo necessário para sua realização, quando comparado ao teste de DBO que requer um tempo de 5 dias, enquanto a DQO pode ser obtida em aproximadamente 3 horas. Entretanto, esse teste apresenta como limitação ser inviável a diferenciação da matéria orgânica oxidável por processos biológicos e a matéria orgânica não biodegradável.

Esse indicador varia em função da idade do aterro, onde maiores valores de DQO são encontrados em lixiviados denominados “novos” e valores menores são obtidos em lixiviados “velhos”, sendo um indicador do avanço no processo biodegradativo dos resíduos. Em aterros norte americanos com idade entre 0 e 5 anos as concentrações encontradas variam de 15.000 a 40.000 mg.L<sup>-1</sup>, entre 5 e 10 anos de 10.000 a 20.000 mg.L<sup>-1</sup>, com 10 a 15 anos a faixa varia de 1.000 a 5.000 mg.L<sup>-1</sup> e com mais de 20 anos são detectados valores menores do que 1 mg.L<sup>-1</sup> (EL-FADEL *et al.*, 2002). Segundo Souto e Povinelli (2007), no caso de aterros brasileiros a faixa máxima é 190 - 80.000 mg.L<sup>-1</sup> e a faixa mais provável de 190 - 22.300 mg.L<sup>-1</sup>.

#### **2.4.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)**

Os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) consistem na fração dos ácidos graxos de cadeia curta e pequeno peso molecular, ou seja, com menos de seis carbonos em sua cadeia. São constituídos basicamente, pelos ácidos acético (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>O<sub>2</sub>), butiríco (C<sub>4</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>) e propriônico (C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O<sub>2</sub>) (LEE *et al.*, 2014). Segundo Sawyer, Mccarty e Parkin (2003), os ácidos voláteis recebem esta denominação porque eles podem ser destilados à pressão atmosférica.

De acordo com Dillenburg (2006), os AGV estão entre os compostos mais importantes para a digestão anaeróbia, sendo de fundamental importância o seu estudo para se obter a compreensão dessa digestão.

Esses ácidos são o produto final de processos fermentativos e hidrolíticos de gorduras, proteínas e carboidratos que constituíam a matéria orgânica. As concentrações de AGV encontradas no lixiviado podem variar de acordo com a idade do aterro. Os lixiviados ditos “jovens” apresentam, geralmente, elevadas concentrações de AGV, porém a concentração

desses ácidos pode ser muito baixa ou mesmo inexistente em lixiviados mais “velhos” (CONTRERA, 2008). Logo, os ácidos são ótimos indicadores do grau de degradabilidade bem como, do andamento dos processos anaeróbios.

Contrera (2003) determinou uma concentração de  $1962 \text{ mgH}_{\text{AC}}.\text{L}^{-1}$  ao caracterizar o lixiviado gerado no aterro de Rio Claro- SP, Campos (2009) observou valores variando entre 408 e  $2264 \text{ mgH}_{\text{AC}}.\text{L}^{-1}$  ao analisar o lixiviado advindo do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa-PB, e Ferreira (2010) verificou concentrações entre 298 e  $497 \text{ mgH}_{\text{AC}}.\text{L}^{-1}$ , a partir da caracterização do lixiviado proveniente do aterro de São Carlos- SP.

Caso aconteça o acúmulo de AGV a digestão anaeróbia pode ser prejudicada, já que quando a produção de ácidos é maior que o seu consumo, os valores de pH decrescem e tem-se como consequência a inibição das atividades metanogênicas, provocando a instabilidade do processo anaeróbio (FRANKE-WHITTLE *et al.*, 2014; LEITE, 2008).

#### 2.4.5 Teor de Metais Pesados

De acordo com Alcântara (2007), metais pesados são aqueles elementos que possuem densidade igual a  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  ou número atômico superior a 20, exceto os alcalinos e alcalinos terrosos. Os metais pesados estão presentes em pilhas, baterias, plásticos, papéis, tintas, enlatados, bem como em alimentos, que necessitam de substâncias a base de metais pesados para serem produzidos, sendo esses responsáveis pela presença dos metais em lixiviados de aterros sanitários (MELO, 2003).

Os cátions alcalinos e alcalinos terrosos, sulfetos, metais pesados,  $\text{NH}_4$ , compostos orgânicos (ácidos voláteis), detergentes, cianetos e produtos químicos industriais presentes nos RSU são os agentes tóxicos mais relevantes nos processos anaeróbios, processo tal que ocorre nos aterros sanitários (BIDONE e POVINELLI, 1999).

A parcela orgânica dos RSU, segundo Castilhos Jr *et al.* (2003), é considerada uma das principais fontes de metais pesados, apresentando elementos como: 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%). Essa presença de metais na matéria orgânica pode prejudicar o processo de biodegradação, já que, de acordo com Lawrence e McCarty (1965), os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia, mesmo estando em baixas concentrações.

Segundo Celere (2007), os plásticos são fonte de metais pesados, como por exemplo, Cd, Pb e Cu nos RSU. A temperatura apresenta influência na mobilidade desses metais, em

altas temperaturas os metais migram com maior facilidade dos plásticos para a matéria orgânica, bem como para o lixiviado, provocando o aumento da toxicidade do meio.

O pH contribui tanto para a especiação química como para a mobilidade dos metais em RSU dispostos em aterros. Mecanismos como a adsorção, complexação e a influência da atividade biológica também interferem na mobilidade dos metais (XIE *et al.*, 2015).

Segundo Monteiro (2003), em condições ácidas os metais pesados encontram-se mais solúveis, devido a lixiviação microbiana e da acidez do meio, oferecendo mais periculosidade, caso sejam liberados para o meio ambiente, já em condições básicas os metais se precipitam com mais facilidade na massa de RSU, devido a capacidade de tamponamento do meio, tendo como consequência a diminuição da sua concentração no lixiviado, apresentando menor disponibilidade para os microrganismos presentes na massa de resíduos aterrados

## 2.5 TOXICIDADE DO LIXIVIADO

A toxicidade é uma propriedade inerente aos agentes tóxicos, onde a interação desses agentes gera efeitos adversos aos organismos, em maior ou menor grau, a depender do período de tempo e da concentração específica, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004).

Em aterros sanitários a toxicidade se relaciona a fatores ambientais como o pH e temperatura do meio, a concentração da substância tóxica, bem como a forma de aplicação do agente. Segundo Garcez (2009), em processos de digestão anaeróbia os principais agentes tóxicos observados são sulfetos, amônia, oxigênio, metais pesados, oxigênio, compostos orgânicos (ácidos voláteis), além de outras substâncias como detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos presentes nos resíduos.

### 2.5.1 Fitotoxicidade

Os testes de fitotoxicidade analisam o efeito das substâncias tóxicas sobre as plantas, avaliando sua influência na germinação e crescimento desses organismos vegetais em meios líquidos e sólidos. Segundo Wang e Keturi (1990), a germinação de plantas e o comprimento da raiz tem sido um teste bastante usado por ser uma técnica simples, rápida e de baixo custo apreciando o potencial tóxico dos RSU e do lixiviado sobre o meio ambiente.

Conforme Morel e Guillemain (2004), a fitotoxicidade aponta o efeito tóxico que substâncias químicas ou uma mistura complexa exercem sobre as espécies de plantas.



As sementes são muito sensíveis a diversas substâncias, logo podem ser consideradas como importantes bioindicadores, pois avaliando sua germinação e o crescimento da raiz, consegue-se analisar o potencial de toxicidade de determinado líquido e substrato sólido (FERREIRA JR. *et al.* 2015).

Os testes de fitotoxicidade, em meio líquido ou meio sólido, podem ser realizados utilizando inúmeros tipos de sementes, tais como tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), cebola (*Allium cepa*), pepino (*Cucumis sativus*), quiabo (*Abelmoschus esculentus*), alface (*Lactuca sativa*), entre outras. Dentre os organismos testes citados, as sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) são as mais utilizadas em ensaios de fitotoxicidade, pois apresentam uma alta sensibilidade aos agentes tóxicos (SILVA, 2015).

Melo *et al.*, (2002), apontam que ensaios de fitotoxicidade e análise de metais são importantes para associar o grau de contaminação do meio com a evolução microbiana. Além disto, os testes de fitotoxicidade podem ser usados para avaliar os níveis de toxidez dos resíduos com o intuito de evitar acidentes ambientais, caso haja a sua reutilização para fins diversos.

O teste de fitotoxicidade foi realizado por Melo (2011), Silva (2015), Silva *et al.* (2015) e Gomes (2017) no intuito de auferir a toxicidade de resíduos sólidos e de líquidos.

Estudos realizados por Melo (2003), no aterro da Muribeca, indicaram que o lixiviado gerado na célula de resíduos foi mais tóxico para o crescimento e germinação das raízes, em comparação aos RSU. De acordo com o autor, tal fato pode ter ocorrido devido à presença de metais e componentes tóxicos dissolvidos em solução no lixiviado facilitando a absorção pelas raízes.

## CAPÍTULO 3 – ARTIGOS

### ARTIGO 1

#### **Processo evolutivo da degradação de resíduos sólidos em um aterro sanitário por meio de indicadores físico-químicos e meteorológicos**

#### **RESUMO**

O controle dos indicadores físico-químicos reflete as circunstâncias dos processos biodegradativos dos resíduos sólidos urbanos. Diante disso, objetivou-se avaliar o processo evolutivo da degradação dos resíduos depositados no aterro sanitário, localizado no município de Campina Grande, Paraíba, Brasil. A pesquisa foi realizada por meio do lixiviado gerado nas Células de resíduos, utilizando indicadores físico-químicos, bem como a análise da influência da precipitação nesse processo. Para que fosse realizada a análise degradativa dos resíduos foi feita a caracterização do lixiviado examinando os seguintes indicadores físico-químicos: potencial Hidrogeniônico (pH), Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), e foram utilizados os dados de precipitação registrados próximos ao local do Aterro, além disso, efetuou-se a correlação de dados obtidos durante o período de monitoramento. Os resultados demonstraram uma evolução natural do avanço das fases de biodegradação dos resíduos aterrados, e fica clara uma transição entre a fase ácida e metanogênica. Devido às chuvas escassas e mal distribuídas a precipitação não teve correlação notória com os indicadores estudados. De modo geral, os indicadores físico-químicos dos resíduos depositados mostram que os resíduos de fácil biodegradabilidade estão sendo transformados e metabolizados. Um fator bastante evidente é que a análise dos dados coletados indica que o processo biodegradativo pode ser melhor entendido por meio de processos físico-químicos sendo capaz de auxiliar na operação de aterros sanitários.

Palavras-chave: Processo biodegradativo. Lixiviado. Precipitação.

#### **ABSTRACT**

The control of physicochemical indicators displays the circumstances of biodegradative processes of municipal solid waste. Thus, the objective of this study was to evaluate the evolutionary process of the degradation of waste deposited in the landfill, located in Campina Grande, Paraíba, Brazil. The research was carried out through the leachate produced in the waste cells, using physicochemical indicators, as well as the analysis of the influence of precipitation on this process. To perform the degradative analysis of the waste, the leachate was characterized by examining the following physicochemical indicators: hydrogen potential (pH), Volatile Fatty Acids (VFAs), Chemical Oxygen Demand (COD) and Biochemical Oxygen Demand (BOD). Besides, the precipitation data recorded near the landfill site were used, and the data obtained during the monitoring period were correlated. The results showed a natural evolution of the advancement of the biodegradation phases of the grounded waste, and a pronounced transition between the acidic and methanogenic phases. Due to low and poorly distributed rainfall, precipitation had no noticeable correlation with the indicators studied. Overall, the physicochemical indicators of the deposited residues show that

biodegradable residues are in the process of being transformed and metabolized. A notorious factor is that the collected data analysis indicates that the biodegradative process can be better understood through physicochemical processes, being able to support the landfills' operation.

Keywords: Biodegradative process. Leachate. Precipitation.

## 1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é um método de disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo muito utilizado em razão dos fatores econômicos e tecnológicos (WU *et al.*, 2014). Entender como ocorre o processo biodegradativo é importante para determinar se a operação do aterro está sendo realizada de maneira satisfatória, com relação às transformações daqueles resíduos em seus subprodutos, sobretudo a água, dióxido de carbono e metano.

O avanço no processo de degradação dos resíduos se dá por meio de fases, que podem ser classificadas em (1) fase aeróbica, (2) fase de ácido anaeróbico, (3) fase metanogênica inicial / intermediária / estável) e (4) fase aeróbica final (KJELDSEN *et al.*, 2002). Essas fases possuem características que as definem, para isso a análise dos indicadores físico-químicos e biológicos é necessária para o entendimento do comportamento biodegradativo, além de indicadores externos como, por exemplo, a precipitação pluviométrica.

Uma das formas de se obter os indicadores físico-químicos e biológicos para os resíduos sólidos aterrados é por meio do lixiviado. O lixiviado pode ser descrito como um líquido viscoso com cor escura e odor desagradável que apresenta uma alta concentração de matéria orgânica, íons inorgânicos e metais pesados (GAO *et al.*, 2015).

O referido líquido é originado a partir da água percolada, do teor de água e da decomposição dos resíduos (RENOU *et al.* 2008). As suas características dependem de alguns fatores como a idade do aterro, as condições meteorológicas locais, o tipo e composição dos resíduos, bem como do projeto e da operação do aterro. De acordo com as concentrações de determinados compostos no lixiviado tem-se a compreensão se o processo degradativo está avançando.

Vale salientar que, segundo Alves (2012), as precipitações locais podem ter influência nos processos biodegradativos, exercendo interferência em diversos indicadores físico-químicos, como potencial Hidrogeniônico (pH), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ácidos Graxos Voláteis (AGV), entre outros.

Portanto, para se entender o que ocorre no interior da massa de resíduos os indicadores físico-químicos devem ser analisados, utilizando sempre que possível ferramentas estatísticas.

Esses indicadores devem ser estudados de uma forma global no decorrer do tempo, dessa forma se terá de fato o entendimento da evolução do processo degradativo.

O presente estudo objetiva avaliar o processo evolutivo da degradação dos resíduos depositados no aterro sanitário, por meio do lixiviado, utilizando indicadores físico-químicos, bem como analisar a influência da precipitação local nesse processo.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

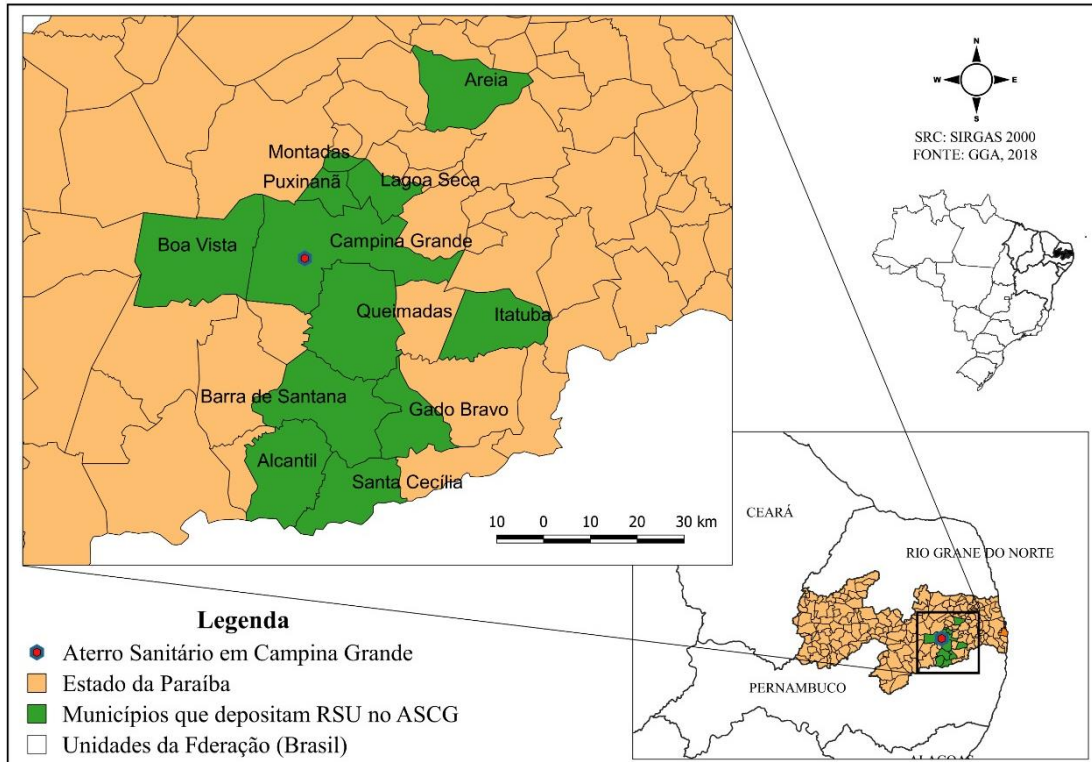
O campo experimental para a realização deste estudo foram duas Células de resíduos, denominadas de Célula 4 e Célula 1+3, sendo essa última Célula referente a junção das Células 1 e 3, do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG). O ASCG encontra-se localizado no distrito de Catolé de Boa Vista, na Fazenda Logradouro II, mais precisamente, nas coordenadas UTM 829172 e 9194834.

O referido Aterro teve sua operação iniciada no mês de julho do ano de 2015, tendo uma empresa privada como responsável pela sua operacionalização. O Aterro tem, como previsão, uma vida útil de 25 anos, determinada em projeto, onde ocorre o recebimento de resíduos que estão enquadrados nas Classes IIA e IIB segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004).

Destaca-se que, as Célula 4 e 1+3 tiveram o início de suas operações em janeiro de 2017 e julho de 2017, respectivamente. A camada de impermeabilização foi composta por uma mistura de bentonita e solo arenoso (proporção de 1:4) das intermediações do próprio Aterro. Tal composição apresentou coeficiente de permeabilidade igual a  $10^{-9}$  m.s<sup>-1</sup>, indicando ser adequada para compor camadas de impermeabilização de aterros, conforme a NBR 13.896 (ABNT, 1997). O sistema de drenagem de lixiviado instalado sobre a camada impermeabilizante foi do tipo ‘espinha de peixe’.

O ASCG recebe uma média de 500 toneladas de RSU por dia (tonRSU.dia<sup>-1</sup>), sendo que a maior contribuição, cerca de 90% desses RSU, é proveniente do município de Campina Grande-PB, e o restante é oriundo dos municípios circunvizinhos, todos pertencentes ao estado da Paraíba, conforme pode ser visto na Figura 1.

Figura 1- Mapa que indica os municípios que depositam RSU no ASCG



Fonte: Arquivo Pessoal (2019)

## 2.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

O ASCG, inicialmente, foi composto por quatro Células (Figura 2A), em seguida foi realizada a junção formando assim uma macrocélula. Essa junção ocorreu devido ao ASCG estar recebendo uma quantidade de resíduos maior do que a prevista no projeto inicial. Vale destacar que, essa junção foi executada dentro dos parâmetros de segurança exigidos nas normas técnicas, sendo supervisionada diretamente pelo corpo técnico de engenharia do empreendimento.

As Células, inicialmente, propostas têm um sistema de drenagem que permite que o lixiviado gerado seja encaminhado separadamente a poços de visita de concreto pré-moldados, como pode ser visto na Figura 2B. Com a junção dessas células essa mesma configuração permaneceu não havendo alteração da drenagem dos lixiviados no interior da massa de resíduos.

A coleta do lixiviado gerado nas Células 4 e 1+3, foi realizada nos poços de visita, e coletou-se 1 litro de lixiviado *in natura* para cada ponto analisado. Essa coleta na Célula 4 ocorreu entre os meses de fevereiro de 2017 a setembro de 2018. Para a Célula 1+3, essa coleta aconteceu entre os meses de julho de 2017 e setembro de 2018.

Figura 2- Aterro Sanitário em Campina Grande- PB: A) Células B) Poço de Visita



Fonte: Dados de pesquisa (2018)

Vale destacar que, para a coleta, preservação, acondicionamento e transporte das amostras de lixiviado, foram seguidas as recomendações do manual da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

As amostras coletadas do lixiviado *in natura* foram encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, onde foi feita sua caracterização por meio da realização dos seguintes ensaios físico-químicos: pH, AGV, DQO e DBO seguindo a metodologia preconizada na APHA (2012).

### 2.3 DADOS DE PRECIPITAÇÃO

O município de Campina Grande-PB, possui condições climáticas típicas do semiárido brasileiro, que se caracteriza por chuvas escassas e mal distribuídas espaço-temporalmente, geralmente concentradas em poucos meses do ano (MOURA *et al.*, 2007; MOREIRA, 2018).

Os dados de precipitação foram coletados de uma estação automática, localizada nas proximidades das instalações da sede do Instituto Nacional do Semiárido – INSA, que está localizada a 9 km do ASCG. Esses dados foram obtidos durante o período de fevereiro de 2017 a setembro de 2018, por meio da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESPA).

### 2.4 ESTATÍSTICA

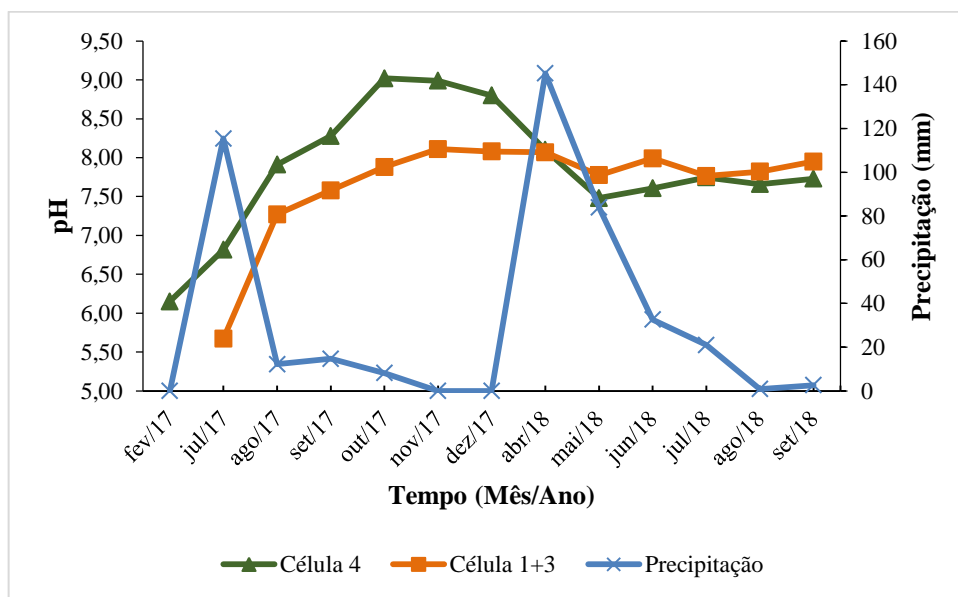
A análise estatística foi realizada por meio da utilização do método Análise em Componentes Principais (ACP). Para a execução desse método utilizou-se o *software* STATISTICA (Versão 12.0).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 pH

A evolução temporal do pH para a Célula 4 e Célula 1+3 pode ser observada por meio da Figura 3, bem como os valores de precipitação no período monitorado.

Figura 3- Evolução temporal do pH do lixiviado gerado nas Células 4 e Célula 1+3 *versus* a precipitação ao longo do período de monitoramento



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

A partir da Figura 3 observa-se que os valores de pH oscilaram, na Célula 4, entre cerca de 6,0 e 9,0 e na Célula 1+3 essa variação foi de 5,7 a 8,1. Valores semelhantes foram encontrados por Silva *et al.* (2015) ao analisar os mecanismos de biodegradação dos RSU do município de Campina Grande-PB, que foram dispostos em uma célula experimental, e tinha por intuito simular o comportamento de uma célula real de aterro sanitário.

Segundo Alcântara (2007), o pH é um indicativo da evolução das fases de degradação da matéria orgânica. De forma geral, nota-se que esse indicador apresentou um comportamento crescente nos pontos analisados (Figura 3), pois inicialmente os valores de

pH medidos nas amostras de lixiviado apresentaram características ácidas a ligeiramente ácidas. De acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), o valor inicial de pH comumente encontrado em resíduos sólidos, com a maior parte composta de materiais orgânicos, é 6,0, estando próximo dos valores encontrados no momento inicial da análise dos pontos desta pesquisa. Isso pode ter ocorrido devido ao fato de que o resíduo do município de Campina Grande-PB é composto de 46,5% de matéria orgânica (ARAÚJO NETO, 2016), o que imprime valores iniciais de pH próximos de 5 a 6. Saber o valor de pH de um processo é importante porque é um indicativo do estado de biodegradação dos resíduos orgânicos.

Valores baixos de pH favorecem o crescimento de fungos, a decomposição da celulose e lignina (constituente da madeira) e os próprios microrganismos regulam automaticamente os valores do pH, porém, valores extremos podem inativar os seres vivos e os valores muito baixos de pH são indicativos de falta de maturação, por isso o pH é um indicador que diretamente está ligado a evolução temporal do comportamento dos resíduos.

Desta forma, o acréscimo gradual e contínuo no valor de pH até valores mais estáveis (Figura 3) é típico da transição entre as fases de degradação dos resíduos, passando da fase ácida para a metanogênica, tendo nessa última uma grande quantidade de arqueas metanogênicas, que convertem os ácidos e hidrogênios presentes no meio em metano, diminuindo assim a concentração de ácidos orgânicos, principalmente os AGV, e consequentemente aumentando o valor do pH (MORAIS, 2005; SILVA, 2016).

Na Tabela 1, pode-se verificar as concentrações de Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) e Metano (CH<sub>4</sub>) referentes ao monitoramento dos drenos na Célula 4.

Tabela 1- Concentrações médias de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> na Célula 4

Meses	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)
<b>Julho/2017</b>	40,1	55,6
<b>Setembro/2017</b>	35,2	47,7

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Segundo Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), em aterros sanitários, a fase metanogênica apresenta concentrações médias de 40% para CO<sub>2</sub> e 55% para CH<sub>4</sub>. O que indica, conforme a Tabela 1, que provavelmente, a Célula 4 se encontra na fase metanogênica nesse período.

Como pode ser visto na Figura 3, no mês de julho/17 foi registrado uma precipitação de 115 mm, esse fato acarretou mudanças na rotina operacional do aterro, na Célula 4, pois



não foi possível a inserção dos resíduos e da camada de cobertura de solo. Observa-se um decaimento nos valores de pH a partir do mês outubro/17, já que com a ocorrência de chuvas acontece a infiltração de oxigênio dissolvido, além de dióxido de carbono que por consequência diminuem o pH.

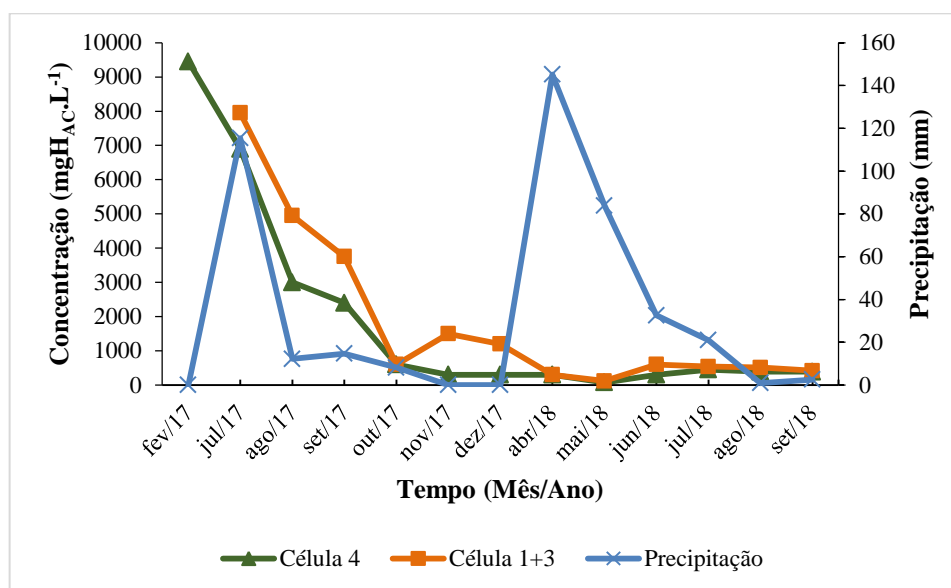
Por questões operacionais, não foi possível a realização das análises de pH, AGV, DQO e DBO no intervalo de janeiro/18 a março/18. No mês de abril/18 a precipitação foi de 145 mm, inclusive estava chovendo no dia da coleta, então foi detectado uma leve diminuição nos valores de pH tanto na Célula 4 quanto na Célula 1+3. Entretanto, o pH tende a aumentar logo após o mês de maio/18.

Deve se destacar que embora o pH tenha apresentado oscilações na ocorrência de precipitação, não foi o suficiente para que interferisse no processo degradativo, uma vez que os valores medidos de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  correspondem a um processo metanogênico (Tabela 1), e, além disso, nota-se que o pH ainda encontra-se alcalino apesar da precipitação ser capaz de ocasionar a sua redução.

### 3.2 ÁCIDOS GRAXOS VOLATÉIS (AGV)

A Figura 4 mostra a evolução dos AGV na Célula 4 e Célula 1+3, além da precipitação registrada no período estudado.

Figura 4- Evolução dos AGV do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3 *versus* a precipitação ao longo do período de monitoramento



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

A partir da Figura 4, pode-se verificar que os valores de AGV na Célula 4 variaram entre 75 e 9450 mgH<sub>AC</sub>.L<sup>-1</sup> e na Célula 1+3 entre 120 e 7950 mgH<sub>AC</sub>.L<sup>-1</sup>. Valores semelhantes foram encontrados por Ferreira *et al.* (2017), ao avaliar as interposições ocasionadas por fatores físico-químicos nas concentrações de metano gerado em um biorreator de bancada preenchidos com RSU.

Observou-se nas Células 4 e 1+3 que os valores de AGV decresceram de uma forma acentuada no período estudado.

De acordo com Ferreira *et al.* (2017), no início do processo degradativo da fração orgânica dos RSU em aterros, tem-se a propensão de ocorrer o acúmulo dos AGV no interior da massa de resíduos, isso se dá pela ação de bactérias hidrolíticas fermentativas que convertem os compostos orgânicos complexos em compostos mais simples. Os compostos que são metabolizados nessa fase são convertidos em ácidos voláteis, ácido láctico, amônia, álcoois, entre outros. Que implicam na diminuição do pH, como pode ser observado na Figura 3 (CHERNICHARO, 2007).

Nos meses seguintes nota-se uma queda nas concentrações do referido indicador. Devido ao fato de que, ocorre à catalisação desses ácidos, surgindo outros grupos de microrganismos, como as arqueas metanogênicas, que se instalam gradativamente na massa de resíduos e têm taxas de crescimento menor que as fermentativas, possibilitando a elevação do pH, como pode ser verificado na Figura 3 (RIBEIRO *et al.*, 2016).

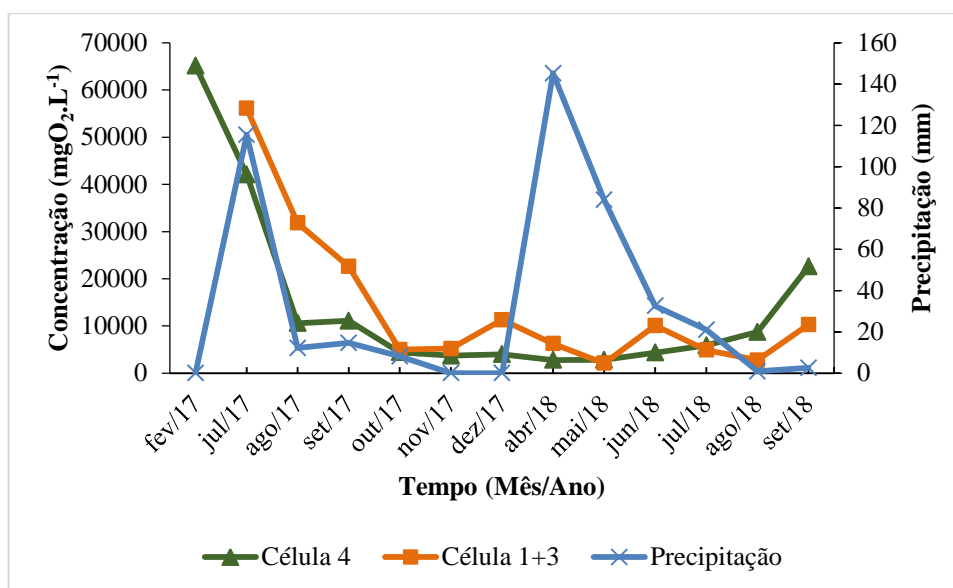
Segundo Contrera (2008), a biodegradabilidade de um lixiviado pode ser avaliada pelas altas concentrações de AGV, podendo assim notar que inicialmente o lixiviado analisado apresenta, provavelmente, uma maior biodegradabilidade e quando vai ocorrendo a degradação dos resíduos acontece à redução desse indicador, podendo ser constatada pela diminuição dos teores de AGV. Entretanto, vale salientar que as Células recebem resíduos constantemente e os valores de AGV podem oscilar no tempo.

Verificou-se que a precipitação e a mudança operacional no aterro, durante o período de monitoramento, não apresentaram influência visível na taxa de redução dos AGV. As precipitações tendem a fazer com que o pH decaia rapidamente e, portanto, há uma instabilidade da biota microbiana. Essa mudança pontual acarreta em influenciar outros indicadores como, por exemplo, os níveis de DQO e DBO e AGV, entretanto, as precipitações não foram definitivas quanto a se entender o comportamento, sobretudo do AGV, durante os meses de chuva. Todavia, de forma geral, os AGV para ambas as Células estudadas seguiram uma queda natural na sua formação, indicando um processo biodegradativo contínuo.

### 3.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Na Figura 5 é ilustrado o comportamento da DQO do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3, bem como a precipitação registrada no período estudado.

Figura 5- Comportamento da DQO do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3 versus a precipitação ao longo do período de monitoramento



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Ao se observar a Figura 5, tem-se que na Célula 4 a variação da DQO foi de 2777 e 65151 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e na Célula 1+3 entre 2112 e 56097 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. Nota-se que os valores de DQO encontrados estão entre a faixa máxima (190-80000 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) de valores determinados em lixiviados de aterros sanitários brasileiros (SOUTO e POVINELLI 2007).

Segundo Monteiro (2003), medir a DQO ao longo do tempo, indica aferir, indiretamente, o rendimento da atividade microbiana. Podendo assim, a partir deste indicador, avaliar a biodegradabilidade dos resíduos.

Nota-se que a DQO apresentou comportamento decrescente durante o período analisado, onde inicialmente têm-se altas concentrações nas Células estudadas, e em seguida ocorre o decaimento desses teores. Esse comportamento já é previsto, pois em Células de aterros de resíduos, não ocorrem apenas processos degradativos, também ocorre oxidação química, bem como processos físicos e químicos que degradam a matéria inorgânica.

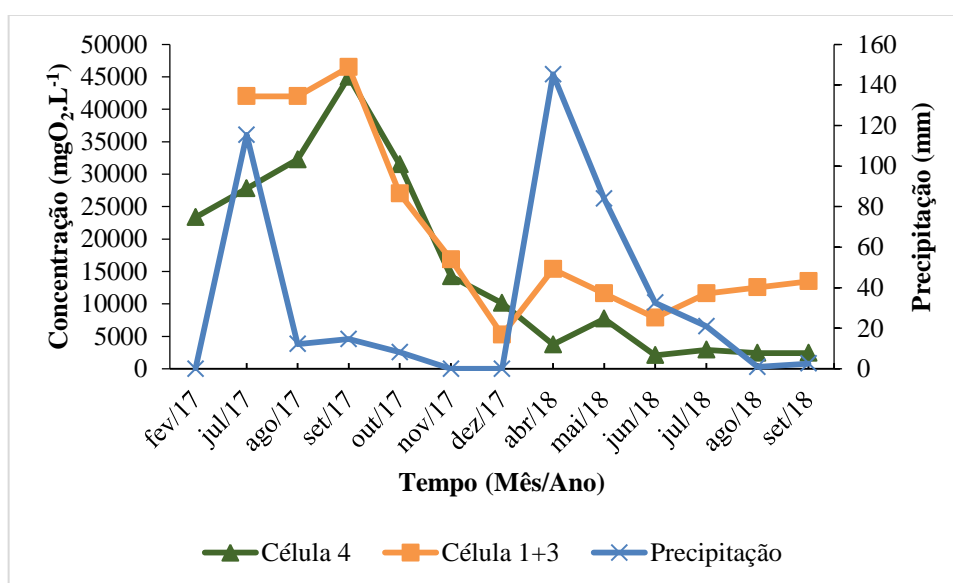
Conforme pode ser visto nas Figuras 4 e 5, os AGV e a DQO apresentaram comportamentos semelhantes, uma vez que, no início do monitoramento, são produzidas quantidades substanciais de AGV, e isso se reflete nos teores de DQO. Isso se dá pelo fato de que os AGV são os principais contribuintes que atribuem DQO em lixiviados de aterros sanitários (BUDI *et al.*, 2016). Com a evolução do processo de degradação esses ácidos vão sendo convertidos, sofrendo um decaimento, que também pode ser visualizado nas concentrações de DQO.

De acordo com os resultados definidos pode se observar uma interferência da precipitação nas concentrações de DQO no mês abril/18, notou-se uma redução no valor de DQO, na Célula 1+3, podendo estar associada ao alto valor de precipitação registrado neste mês, inclusive no dia da coleta, que teve como efeito uma possível diluição do lixiviado. Entretanto, essa influência foi bastante discreta demonstrando uma pequena relação entre essas duas variáveis.

### 3.4 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A Figura 6 mostra a evolução da DBO do lixiviado gerado na Célula 4 e na Célula 1+3, assim como a precipitação.

Figura 6 - Evolução da DBO do lixiviado gerado na Célula 4 e Célula 1+3 *versus* a precipitação ao longo do período de monitoramento



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

A partir da Figura 6, verifica-se que a DBO oscilou na Célula 4 entre 2100 e 45000 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e na Célula 1+3 entre 5250 e 46500 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. Observa-se que as concentrações desse indicador foram superiores à faixa máxima (20 a 30.000 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) encontrada em aterros sanitários brasileiros, segundo Souto e Povinelli (2007), nos meses iniciais de monitoramento, a partir do mês de outubro/17 os valores permaneceram dentro da faixa proposta.

Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2003), os lixiviados recentes ou novos, apresentam valores altos de DBO, DQO e Carbono Orgânico Total (COT). Pode-se verificar que nas

Células estudadas, no período inicial do monitoramento, foram encontrados altos valores de DBO, isso pode sugerir que grandes quantidades de matéria orgânica se dissolveram na água de percolação obtendo como resultado elevadas concentrações de DBO e DQO, conforme visto nas Figuras 5 e 6, indicando que grande parte dos materiais orgânicos solúveis são facilmente biodegradáveis (SOUTO, 2009).

Em seguida, na Célula 4 foi observada uma redução nos teores de DBO de 86% entre os meses de setembro/17 e abril/18, na Célula 1+3 ocorreu uma diminuição desses valores em 88% entre os meses de setembro/17 e dezembro/17. A DBO diminuiu, possivelmente, porque os AGV e outros compostos orgânicos que são facilmente biodegradáveis são consumidos praticamente em sua totalidade, sendo convertidos em gases dentro do próprio aterro (SOUTO, 2009).

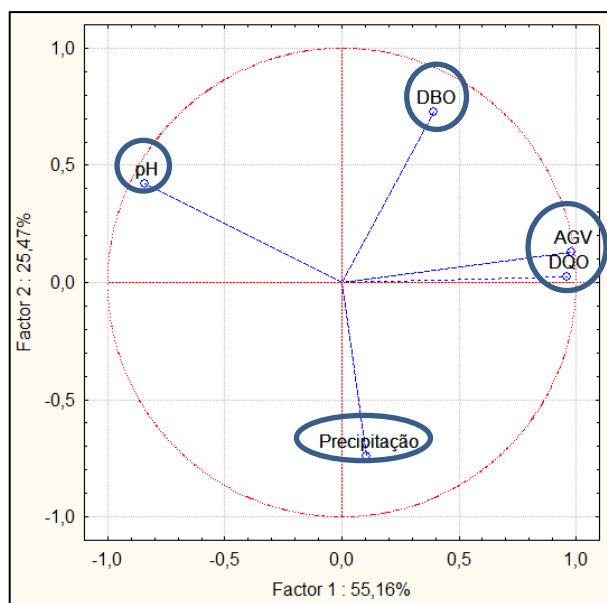
Durante o período estudado, não se constatou interferência direta da precipitação nos valores de DBO encontrados tanto para a Célula 4 quanto para a Célula 1+3.

### 3.5 ACP

Na Figura 7, são ilustrados os indicadores físico-químicos, precipitação e suas relações por meio da formação de grupos compostos por indicadores com comportamentos semelhantes.

Percebe-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam 80% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade comportamental da Célula 4, ao avaliar a Figura 7. Conforme Paiva (2009), a ACP explica bem o processo quando o somatório dos eixos for superior a 70%. Observa-se a formação de 4 grupos, que reúnem indicadores que têm uma forte correlação e dispersão semelhante.

Figura 7- Análise em Componentes Principais (Célula 4)



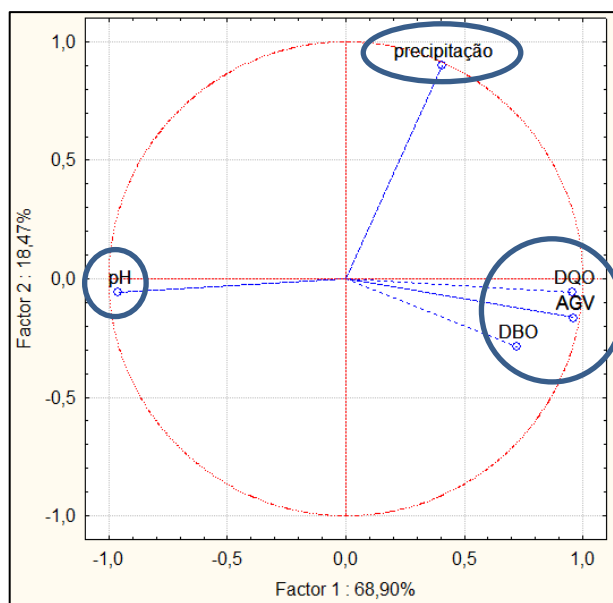
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

O primeiro grupo é formado pelos AGV e DQO indicando que esses indicadores apresentam uma forte correlação positiva, ou seja, conforme um varia o outro varia na mesma proporção. Deve-se observar que conforme os resíduos vão sendo degradados, o pH tende a aumentar e se estabilizar, enquanto os valores de AGV e DQO cair. Isso mostra que os AGV e a DQO evoluem de modo esperado apresentando comportamento inverso ao do pH o que evidencia o desempenho desejável.

Em relação a DBO e a precipitação, nota-se claramente que esses dois grupos formados têm ortogonalidade próximo a 90 graus com os demais grupos formados, o que por si só já descarta uma correlação mais íntima. A precipitação está menos associada aos demais grupos. Isso mostra que não houve influências desse parâmetro com a evolução degradativa dos RSU na Célula 4.

A Figura 8 ilustra a ACP, com os indicadores do lixiviado gerado na Célula 1+3, e com a precipitação. Nota-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam 88% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade do processo, sendo esse valor satisfatório. Verifica-se a formação de 3 grupos, que reúnem alguns indicadores que têm uma forte correlação.

Figura 8- Análise em Componentes Principais (Célula 1+3)



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De maneira geral, o comportamento é semelhante ao que ocorre na Célula 4, entretanto, DBO, DQO e AGV formam grupos que têm uma correlação oposta ao pH, o que é coerente já que à medida que o pH aumenta esses indicadores diminuem. Mais uma vez, a precipitação forma ângulos próximos de 90 graus com os demais indicadores, indicando pouca influência.

Vale destacar que a não ou pouca influência das precipitações com os demais indicadores não indica que um processo está sendo realizado de forma ideal ou então mal direcionado. Células de aterros sanitários devem ter certo contato com o meio externo, pois deve ocorrer fluxo de energia e matérias. O que não pode acontecer é uma Célula de aterro sanitário estar totalmente isolada do meio externo, pois pode ocorrer a mumificação dos resíduos ali depositados (MONTEIRO, 2003). Durante o período de monitoramento foi claramente visto por meio de outros parâmetros geotécnicos como deslocamentos verticais e o fluxo de líquidos e gases, bem como a medição da lâmina de água na massa de resíduos que a biodegradação está ocorrendo a contento.

Esses resultados parecem bastante promissores quando se fala em aterros no semiárido, pois em condições de execução e operação, bem como resíduos sólidos urbanos semelhantes pode-se chegar a resultados comuns ou próximos. Cabe salientar que todos os indicadores devem ser olhados de maneira conjunta.

A Célula 4 teve o início da sua operação cerca de seis meses antes da operação da Célula 1+3 estando, possivelmente, em um estágio mais avançado de bioestabilização dos resíduos. De modo geral o lixiviado gerado em ambas as Células apresentam comportamento



semelhante, porém devido à diferença no tempo que os resíduos estão dispostos os valores encontrados para alguns indicadores físico-químicos no lixiviado como, por exemplo, AGV, DQO e DBO, são maiores para a Célula 1+3, podendo ser um indicativo de maior biodegradabilidade desses RSU.

#### 4 CONCLUSÕES

- O comportamento dos indicadores físico-químicos analisados mostrou-se eficaz para se compreender o processo degradativo do aterro sanitário em Campina Grande-PB.
- Com relação às precipitações ocorridas no aterro sanitário não foi observado uma influência direta nos indicadores estudados, pois o comportamento biodegradativo nas células não foi alterado, bem como os resultados obtidos por meio da ACP mostraram, estatisticamente, que as precipitações de fato não têm causado mudanças significativas no comportamento geral das células.
- Os indicadores físico-químicos estudados podem auxiliar no diagnóstico de degradação dos resíduos sólidos aterrados, porém somente quando analisados em conjunto e não isoladamente.
- Os resultados bem como as conclusões obtidas podem ser aplicados para aterros inseridos na região do semiárido brasileiro e com resíduos de composição semelhante.

#### REFERÊNCIAS

AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. Meteorologia. Monitoramento. AESA, Jul. 2019. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em: 19 jul. 2019.

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

ALVES, F. S. *Influência das condições meteorológicas na biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em Campina Grande-PB*. 2012. 146 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

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

ARAÚJO NETO, C. L. *Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários*. 2016. 163 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *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.

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, p. 231-237, 2016.

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.

CHERNICHARO, C.A.L. (2007) *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. 2 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 5, p. 379.

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.

CONTRERA, R. C. *Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários em Sistema de Reatores Anaeróbio e Aeróbio operados em bateladas sequenciais*. 2008. 727 fls. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

FERREIRA, N. A. L.; AIRES, K. O.; ALMEIDA, M. V. A.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação das concentrações de metano gerado em um biorreator de bancada com base em parâmetros físico-químicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental* (Online), v. 22, n. 3, p. 473-479, 2017.

GAO, J.; OLOIBIRI, V.; CHYS, M.; AUDENAERT, W.; DECOSTERE, B.; HE, Y.; LANGENHOVE, H. V.; DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S. W. H. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.* v. 14, n. 1, p. 93-122, 2015.

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

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.

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.

MORAIS, J. L. *Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário*. 2005. 207fls. Tese (Doutorado em Química). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2005.

MOREIRA, F. G. dos S. *Emissões fugitivas de biogás em células de aterro sanitário*. 2018. 90 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

MOURA, M.S.B. de; GALVINCIO, J.D.; BRITO, L.T. de L.; SOUZA, L.S.B. de; SÁ, I.I.S.; SILVA, T.G.F. da. *Clima e água de chuva no semi-árido*. In: BRITO, L.T.L.; MOURA, M.S.B. de; GAMA, G.F.B. (Ed.). *Potencialidades da água de chuva no Semiárido brasileiro*. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007. p. 37-59.

PAIVA, W. *Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo*. 2009. 193 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

RENOU, S., GIVAUDAN, J., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., MOULIN, P., 2008. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J. Hazard. Mater* v. 150, p. 468- 493.

RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; MELO, M. C.; PAIVA, W.; 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 (Online)*, v. 21, n. 1, p. 1-9, 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, V. M. *Degradação da Matéria Orgânica presente em Chorume De Aterro Sanitário e de Ciprofloxacino por Processos de Oxidação Avançada*. 2016. 122 fls. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.

SOUTO, G.A.B. *Lixiviado de aterro sanitário - Estudo da remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")* 2009. 371 fls. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de 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

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

WU, C.; SHIMAOKA, T.; NAKAYAMA, H.; KOMIYA, T.; CHAI, X.; HAO, Y. Influence of aeration modes on leachate characteristic of landfills that adopt the aerobic–anaerobic landfill method. *Waste Management*. v. 34, p. 101-111, 2014.

## ARTIGO 2

### **Influência da toxicidade do lixiviado de aterros sanitários na germinação e crescimento de sementes de *Solanum lycopersicum* e *Brassica oleraceae***

#### **RESUMO**

A avaliação do nível de toxicidade de um aterro sanitário pode sugerir em que fase de maturação ele se encontra. Assim sendo, o estudo da toxicidade de aterros é de grande importância para o entendimento do processo de biodegradação dos resíduos. Diante disso, objetivou-se avaliar a influência da toxicidade por meio da quantificação de metais pesados presentes no lixiviado, gerado nas Células 3 e 4, que têm idades distintas, do Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba, Brasil, na germinação e crescimento de sementes. A pesquisa foi efetuada por meio da realização de análises físico-químicas: potencial Hidrogeniônico (pH) e metais pesados; e de toxicidade (fitotoxicidade). O ensaio de fitotoxicidade foi executado utilizando sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) como bioindicadores. Além disso, foi feita a correlação dos dados obtidos ao longo do período de monitoramento por meio da realização de Análise em Componentes Principais (ACP). Os resultados obtidos mostraram que na fase ácida de degradação dos resíduos depositados, fase caracterizada pelos baixos valores de pH, o lixiviado apresentou um alto potencial tóxico devido a solubilização dos metais. Os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) de tomate e repolho, de ambas as Células estudadas, não sofreram interferência do pH, bem como dos teores de metais pesados, diferente dos índices de Crescimento Relativo das Raízes (CRR) que apresentaram forte correlação tanto com o pH quanto com os metais pesados. O lixiviado teve efeito fitotóxico sobre as sementes de tomate e repolho, porém não interferiu no avanço natural do processo biodegradativo dos resíduos sólidos.

Palavras-chave: Lixiviado. Metais Pesados. Fitotoxicidade

#### **ABSTRACT**

The evaluation of the landfill's toxicity level can reflect its maturation phase. Therefore, the study of landfill toxicity is of great importance for the understanding of the waste biodegradation process. Thus, the objective of this study was to evaluate the influence of toxicity by quantifying heavy metals present in the leachate generated in cells 3 and 4, which are of different ages, from the Sanitary Landfill in Campina Grande, Paraíba, Brazil, on the germination and growth of seeds. The research was carried out by performing physicochemical analyzes: hydrogen potential (pH) and heavy metals; and toxicity (phytotoxicity). The phytotoxicity test was performed using the tomato (*Solanum lycopersicum*) and cabbage (*Brassica oleraceae*) seeds as bioindicators. In addition, the data obtained throughout the monitoring period were correlated by performing Principal Component Analysis (PCA). The results showed that in the acid degradation phase of the deposited waste, which is characterized by low pH values, the leachate presented a high toxic potential due to the solubilization of the metals. The tomato and cabbage relative seed germination (RSG) indexes of both studied cells did not suffer pH interference, as well as the heavy metal contents, differently of the relative root growth (RRG) index that showed a strong correlation both with pH and with heavy metals. Leachate had a phytotoxic effect on

tomato and cabbage seeds, but did not interfere with the natural progress of the biodegradative process of solid waste.

Keywords: Leachate. Heavy metals. Phytotoxicity

## 1 INTRODUÇÃO

O lixiviado, que é subproduto da decomposição biológica dos resíduos sólidos depositados em um aterro sanitário, é um líquido heterogêneo altamente tóxico. Deve-se destacar que no lixiviado há contaminantes complexos, tanto orgânicos quanto inorgânicos, que são formadas pela água de percolação entre as camadas de resíduos sólidos em um aterro (FOO *et al.*, 2013; van ELK, 2007).

A composição química e bacteriológica do lixiviado é variável uma vez que muda de acordo com as características dos resíduos depositados, fatores climáticos, fatores hidrogeológicos, idade do aterro, as condições meteorológicas e pela dinâmica dos processos de degradação que acontecem no interior das células de resíduos (MORAVIA, 2010; EL-FADEL *et al.*, 2002; KJELDSEN *et al.*, 2002).

Todavia, segundo Christensen *et al.* 2001 a composição basal do lixiviado, em grande parte dos aterros é a mesma e pode ser dividida em quatro grupos de poluentes: matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos.

O estudo da toxicidade de aterros é importante para entender o processo de biodegradação dos resíduos, já que a avaliação do nível de toxicidade de um aterro sanitário pode apontar em que fase de maturação ele se encontra. Aterros em que são encontradas elevadas quantidades de agentes tóxicos são considerados imaturos, em contrapartida, os que possuem quantidades mais baixas de agentes tóxicos possuem resíduos mais maduros (MELO 2003).

O estudo para a avaliação do potencial tóxico pode ser feito por meio da realização de ensaios de fitotoxicidade e determinação de metais analisando, assim, os efeitos na biota microbiana (MELO *et al.*, 2002). Os ensaios de fitotoxicidade podem ser realizados com sementes de diversas plantas e eles permitem a compreensão de como as substâncias tóxicas, presentes no lixiviado, interferem no crescimento e germinação dessas sementes (SILVA, 2015).

O presente estudo tem como objetivo avaliar a influência da toxicidade por meio da quantificação de metais pesados presentes no lixiviado, gerado nas Células 3 e 4 do Aterro

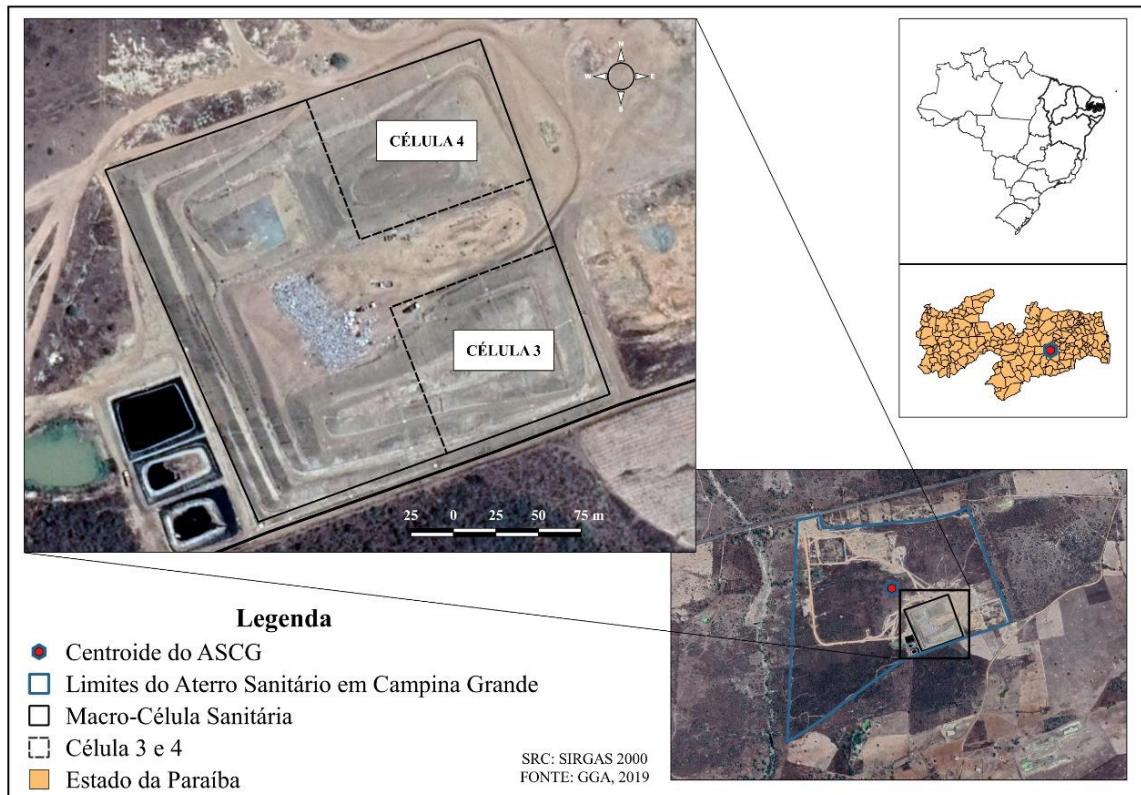
Sanitário em Campina Grande- PB, na germinação e crescimento das sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*).

## 2 METODOLOGIA

### 2.2 CAMPO EXPERIMENTAL

O campo experimental utilizado como objeto de estudo nesta pesquisa foram duas Células de resíduos, denominadas de Célula 3 e Célula 4 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG). O Aterro está localizado na fazenda Logradouro II (Figura 1), sob as coordenadas geográficas: Latitude de 7°16'46" S e Longitude de 36°00'45" W, situado no quilômetro 10 da PB-138, que liga o município de Campina Grande-PB ao distrito de Catolé de Boa Vista.

Figura 1- Localização do Aterro sanitário em Campina Grande-PB, seu posicionamento no Estado da Paraíba e no Mapa Político do Brasil



Fonte: Arquivo Pessoal (2019)

O ASCG teve o início da sua operação em julho do ano de 2015 e foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos, onde ocorre o recebimento de resíduos que estão enquadrados nas Classes IIA e IIB segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004). O referido Aterro recebe uma média de 500 toneladas de RSU por dia ( $\text{tonRSU.dia}^{-1}$ ), tendo a maior contribuição, cerca de 90% desses RSU, do município de Campina Grande-PB, o restante é oriundo dos municípios circunvizinhos, todos pertencentes ao Estado da Paraíba.

As Células 3 e 4 do ASCG tiveram o início de suas operações em 09/05/2016 e 01/01/17, respectivamente. A camada de impermeabilização utilizada nas células estudadas foi constituída por uma mistura de bentonita e solo arenoso (proporção de 1:4) adquiridos nas intermediações do próprio Aterro. Com a mistura de solos realizada foi alcançado um coeficiente de permeabilidade igual a  $10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$ , estando de acordo com a NBR 13.896 (ABNT, 1997). O tipo do sistema de drenagem de lixiviado implantado sobre a camada impermeabilizante foi do tipo ‘espinha de peixe’.

### 2.3 ENSAIO DE CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DAS CÉLULAS 3 E 4

O lixiviado gerado nas Células 3 e 4 são encaminhados até poços de visita de concreto pré-moldado por meio do sistema de drenagem (Figura 2).

Figura 2- Poço de visita de concreto pré-moldado



Fonte: Arquivo pessoal (2018)



A coleta, armazenagem e preservação das amostras foram realizadas segundo as orientações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Em seguida, essas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) localizado na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, para a realização de análises físico-químicas, dentre as quais, o potencial Hidrogeniônico (pH) que seguiu a metodologia APHA (2012), e a quantificação dos metais pesados, que foi feita por meio da técnica da espectrofotometria de absorção atômica.

### 2.3.1 Ensaio de Fitotoxicidade

O ensaio de fitotoxicidade consiste em verificar a germinação e o crescimento das raízes de sementes de plantas selecionadas de acordo com as características de toxicidade. No caso de aterros sanitários, o teste foi realizado com sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*), utilizando a metodologia apresentada por TIQUIA, TAM e HODGKISS (1996) e adaptada por MELO (2003),

Para a realização do ensaio as sementes foram lavadas com água destilada, e posteriormente distribuídas em placas de Petri contendo papel de filtro, sendo feito em duplicata. Logo após, a amostra de lixiviado foi introduzida nas placas de Petri na diluição decimal  $10^{-2}$ . Em seguida, foi realizada a incubação das placas em estufa de BOD durante um período de 5 dias a uma temperatura de  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ . Além disso, foi preparada uma amostra controle (água destilada) para que pudesse ser feita a comparação dos resultados.

Passado o intervalo de incubação observou-se a quantidade de sementes germinadas e o comprimento das raízes, sendo definidos os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e Crescimento Relativo das Raízes (CRR). As Equações (1) e (2) foram usadas para calcular os índices de GRS e de CRR, respectivamente.

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

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

## 2.4 ANÁLISE EM COMPONENTES PRINCIPAIS

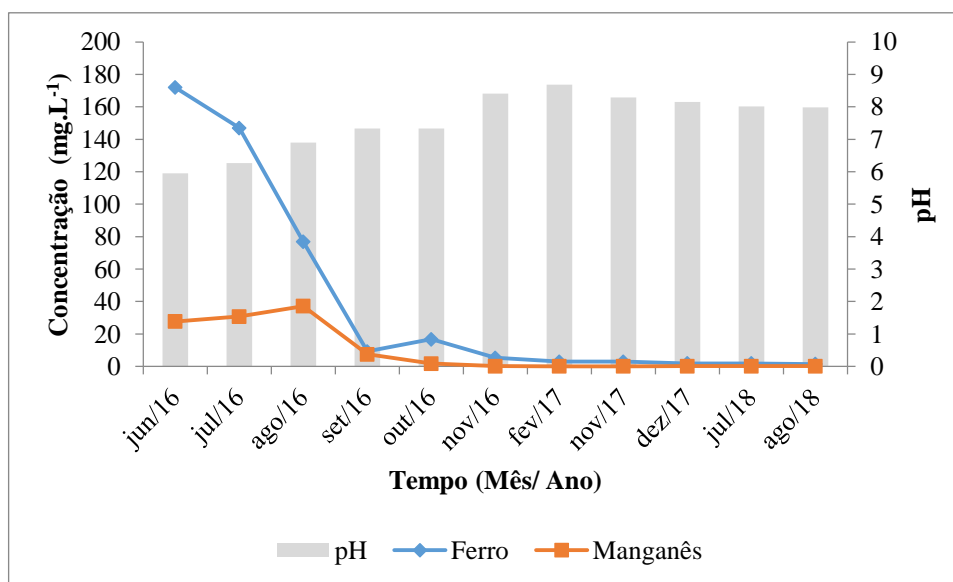
A análise estatística dos resultados obtidos para os indicadores: pH, metais pesados e fitotoxicidade foi feita por meio da aplicação do método de Análise em Componentes Principais (ACP). Para a execução desse método estatístico, utilizou-se o *software* STATISTICA (Versão 12.0).

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 pH E METAIS PESADOS

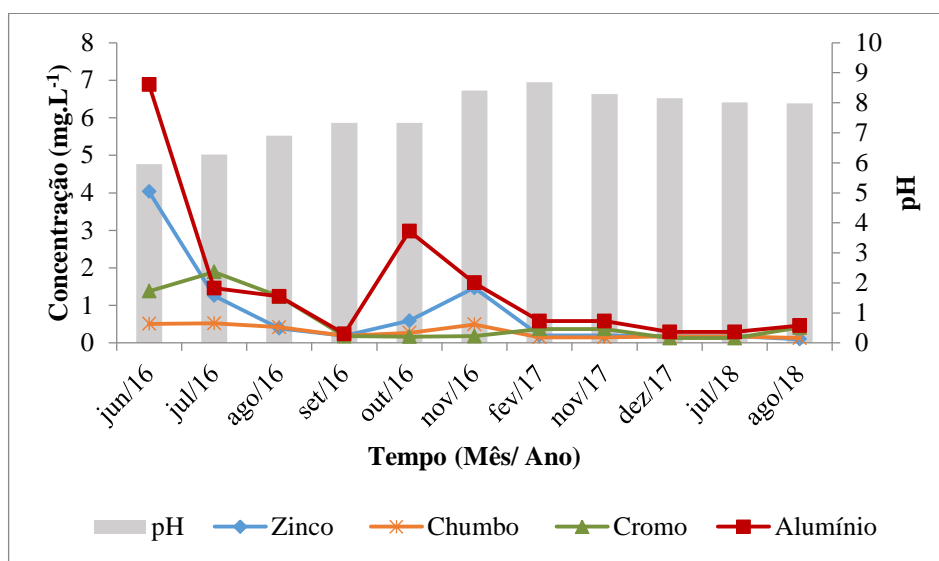
São apresentados nas Figuras 3 e 4 os valores de pH e das concentrações dos metais pesados, ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), chumbo (Pb), cromo (Cr) e alumínio (Al), medidos no lixiviado gerado pela Célula 3 do ASCG, correspondentes aos meses de junho/16 a agosto/18.

Figura 3- Evolução do pH e das concentrações dos metais pesados: Fe e Mn, no lixiviado gerado na Célula 3 ao longo do período de monitoramento



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 4- Evolução do pH e das concentrações dos metais pesados: Zn, Pb, Cr e Al, no lixiviado gerado na Célula 3 no decorrer do intervalo de tempo monitorado



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De modo geral, nas Figuras 3 e 4 nota-se um comportamento decrescente nas concentrações dos metais, em que nos meses iniciais do monitoramento são detectados os maiores valores e com o decorrer do tempo constata-se uma queda significativa. Por outro lado, o pH apresentou comportamento crescente no decorrer do tempo. Silva (2016) encontrou um comportamento semelhante ao analisar as concentrações de metais pesados, por meio do extrato líquido dos RSU do município de Campina Grande-PB, advindo de uma célula experimental que simulava uma célula real de aterro sanitário.

Como pode ser observado na Figura 3 os valores de Ferro tiveram uma grande oscilação. Os teores deste metal variaram entre 1,43 e 172 mg.L<sup>-1</sup>. Para o Manganês, também foi constatada uma alta variação, porém menor do que a do Ferro sendo esta de 0,09 a 27,7 mg.L<sup>-1</sup>, durante o tempo de monitoramento desses metais no lixiviado.

A partir da Figura 4, nota-se que nas concentrações de Zinco também houve variações, sendo de 0,10 a 4,03 mg.L<sup>-1</sup>. Ocorreu oscilação acentuada nos teores de Alumínio, sendo esta de 0,24 a 6,88 mg.L<sup>-1</sup> ao longo do tempo. No caso do Chumbo e do Cromo as variações foram bem menores, especificamente para o Chumbo foi de 0,13 e 0,51 mg.L<sup>-1</sup> e para o Cromo de 0,13 a 1,89 mg.L<sup>-1</sup>. Os valores de pH variaram entre 5,95 e 8,68.

O declínio nos teores de metais é influenciado principalmente pelos valores de pH. Destaca-se que as maiores concentrações dos metais foram detectadas quando o pH encontrava-se na fase ácida, ou seja, quando esses valores estavam baixos. A acidificação do meio tende a aumentar a solubilização dos metais, ocorrendo assim a lixiviação da massa de

resíduos (XIE *et al.*, 2015). Conforme o pH se elevou, tornando-se básico, onde se observa o avanço da fase de degradação dos resíduos, da fase ácida para metanogênica, os níveis de metais detectados sofreram redução, pois o pH básico torna o meio redutor, provocando a precipitação dos íons metálicos na forma de sulfetos, sulfatos, carbonatos e oxi-hidróxidos (RIGUETTI *et al.*, 2015).

Segundo Xie *et al.* (2015), com o avanço do processo de degradação dos resíduos, os valores de metais tendem a diminuir e se estabilizar no lixiviado, tornando-o menos tóxico.

De maneira geral, os metais pesados como Ferro, Chumbo, Manganês e Zinco, são fitotóxicos, pois inibem o crescimento das raízes e causam alterações na morfologia radicular (EL-GHAMERY *et al.*, 2003). Logo, o aumento do pH durante o avanço das fases de degradação faz com que a concentração dos metais seja reduzida, no lixiviado, o que por si só já seria uma forma de tratamento, por exemplo nas lagoas de disposição de lixiviado.

Da mesma maneira que alguns metais inibem o crescimento das raízes, o Ferro e o Manganês que tiveram altas concentrações nos meses iniciais de monitoramento (Figura 3) são elementos fundamentais para a vida da planta, são micronutrientes cuja falta prejudica o crescimento e são desenvolvidos sintomas característicos de deficiência. Porém, em condições ácidas contribuem para o acúmulo de concentrações tóxicas devido ao aumento da solubilidade. A toxidez do Manganês, afeta mais severamente, na maioria das vezes, a parte aérea do que as raízes (VELOSO *et al.*, 1995). Entre os meses junho/16 e outubro/16 foram encontradas altas concentrações desses metais, portanto, esses metais podem afetar seriamente o desenvolvimento das plantas, e segundo a Resolução n° 430, esses valores estão em desacordo com os padrões estabelecidos (CONAMA, 2011).

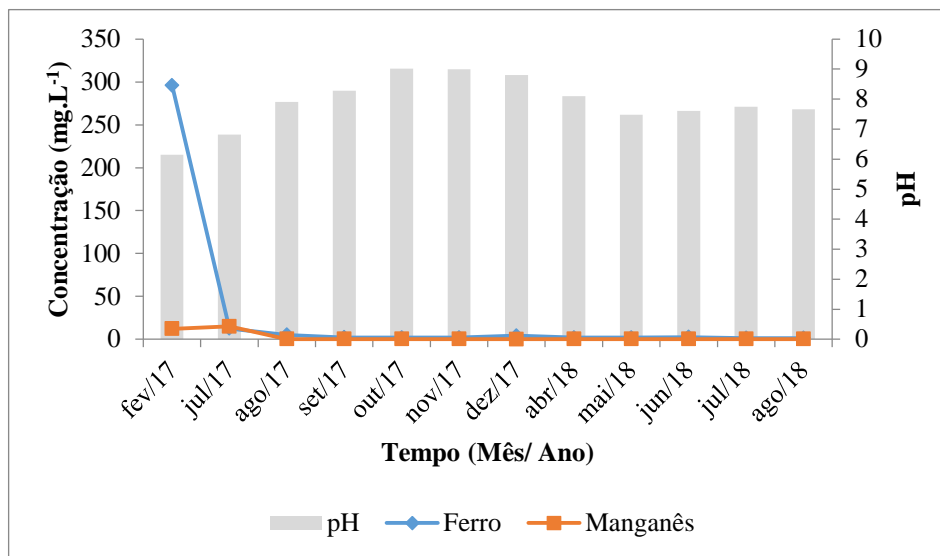
O Alumínio tem como principal efeito a inibição do crescimento das raízes, atingindo o alongamento das células, tal fato pode ocorrer mesmo em concentrações micromolares. A solubilidade desse metal depende dos valores de pH, e apresenta maior potencial tóxico em valores de pH baixos (BARCELO e POSCHENRIEDER, 2002; ANDRADE, DAVIDE e GEDRAITE, 2010). Observa-se na Figura 4 que, conforme os valores de pH se elevaram as concentrações de Alumínio diminuíram, devido a sua precipitação na massa de resíduos.

Segundo Naveen *et al.* (2017), o Zinco, Cromo e Chumbo são poluentes perigosos, e em um sistema vivo, pois podem afetar as funções normais de uma célula por terem a capacidade de formar fortes ligações metálicas sendo tóxicos para as plantas. O Chumbo pode causar anemia, vômitos, deficiência mental, entre outros, e foi classificado como carcinogênico (USEPA, 1999). Esses metais apresentaram comportamento decrescente durante o período de monitoramento (Figura 4), tendo comportamento oposto ao do pH.

No que concerne à Célula 4, o comportamento dos metais ao longo do tempo, em relação ao pH, foi semelhante ao encontrado na Célula 3.

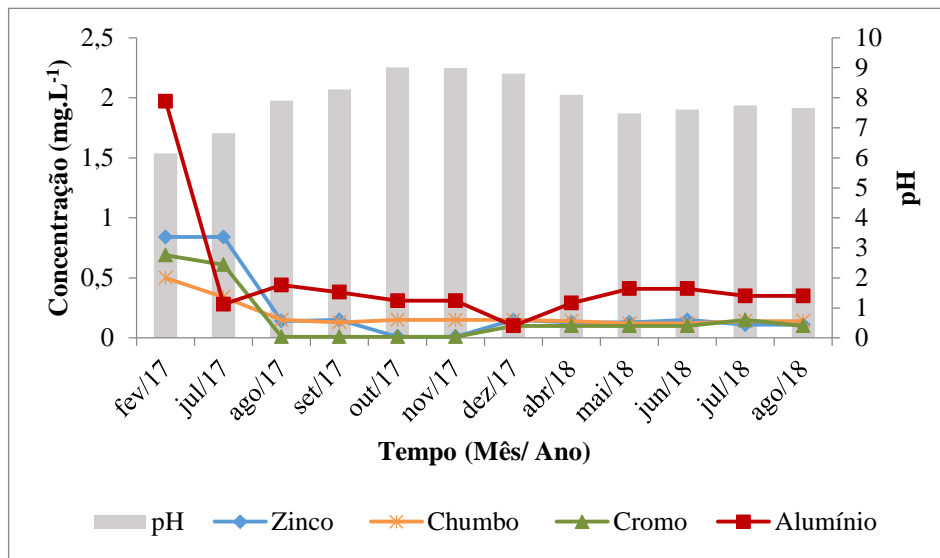
A variação do pH e das concentrações dos metais ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), chumbo (Pb), cromo (Cr) e alumínio (Al), obtidos no lixiviado gerado pela Célula 4 do ASCG são ilustradas nas Figuras 5 e 6, referente aos meses de fevereiro/17 a agosto/18.

Figura 5- Comportamento do pH e das concentrações dos metais pesados Fe e Mn, ao longo do tempo de monitoramento, do lixiviado gerado na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 6- Comportamento do pH e das concentrações dos metais Zn, Pb, Cr e Al, ao longo do tempo de monitoramento, do lixiviado gerado na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Nota-se a partir da Figura 5, que os níveis de Ferro variaram de 1,30 a 296 mg.L<sup>-1</sup> e o Manganês oscilou entre 0,16 e 12,2 mg.L<sup>-1</sup> no decorrer do período analisado. A Figura 6 ilustra que a faixa de variação, no tempo de monitoramento, para o Zinco foi de 0,01 a 0,84 mg.L<sup>-1</sup>, para o Chumbo de 0,11 a 0,50 mg.L<sup>-1</sup>, o Cromo oscilou entre 0,01 e 0,69 mg.L<sup>-1</sup> e o Alumínio entre 0,1 e 1,97 mg.L<sup>-1</sup>. Os valores de pH no mesmo período de estudo estiveram entre 6,15 e 9,02.

Nota-se, de modo semelhante ao que ocorreu na Célula 3, que as maiores concentrações de metais estudadas foram detectadas nos meses iniciais do monitoramento, quando o pH encontrava-se ácido. A partir de julho/17 as concentrações de metais no lixiviado diminuíram, de forma significativa, em função da elevação do pH. Essa mudança nos valores de pH podem sugerir que o aterro sanitário, de maneira geral, encontra-se na fase metanogênica de degradação dos resíduos (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993).

Cabe salientar, que em decorrência de chuvas registradas no mês de julho/17, segundo dados da AESA, e a consequente infiltração de oxigênio dissolvido bem como dióxido de carbono houve uma redução nos valores de pH o que provocou variações discretas nas concentrações de alguns metais, como por exemplo, Ferro, Zinco, Cromo e Alumínio. Deve-se frisar que com a diminuição do pH pode ocorrer o aumento das concentrações de metais no lixiviado.

Entre os metais estudados, no lixiviado da Célula 4, as concentrações de Ferro e Manganês encontradas foram elevadas, estando em desacordo com os limites estabelecidos

pela Resolução nº 430 (CONAMA, 2011), nos meses iniciais de monitoramento. Esses oligoelementos são fundamentais no funcionamento das rotas metabólicas em seres humanos, animais e vegetais, porém em elevadas concentrações apresentam alto potencial tóxico.

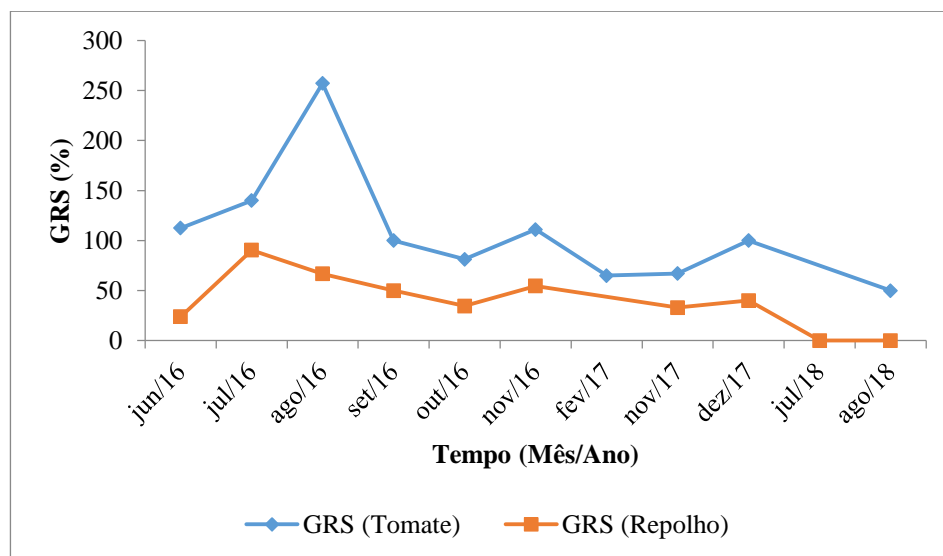
De acordo com os resultados obtidos pôde-se observar que as variações no pH podem afetar a biota microbiana no lixiviado e no aterro, pois os metais estarão disponíveis ou não para a biota microbiana de acordo com essa oscilação do pH.

### 3.2 ENSAIO DE FITOTOXICIDADE

O ensaio de fitotoxicidade foi realizado, em ambas as Células estudadas, em dois cenários distintos. No primeiro cenário, referente ao período inicial de monitoramento, têm-se valores de pH ácidos. Na Célula 3, esse período é de junho/16 a agosto/16, já na Célula 4 de fevereiro/17 a julho/17. O segundo cenário caracteriza-se por valores de pH básicos, e compreende os demais meses analisados tanto na Célula 3 quanto na Célula 4.

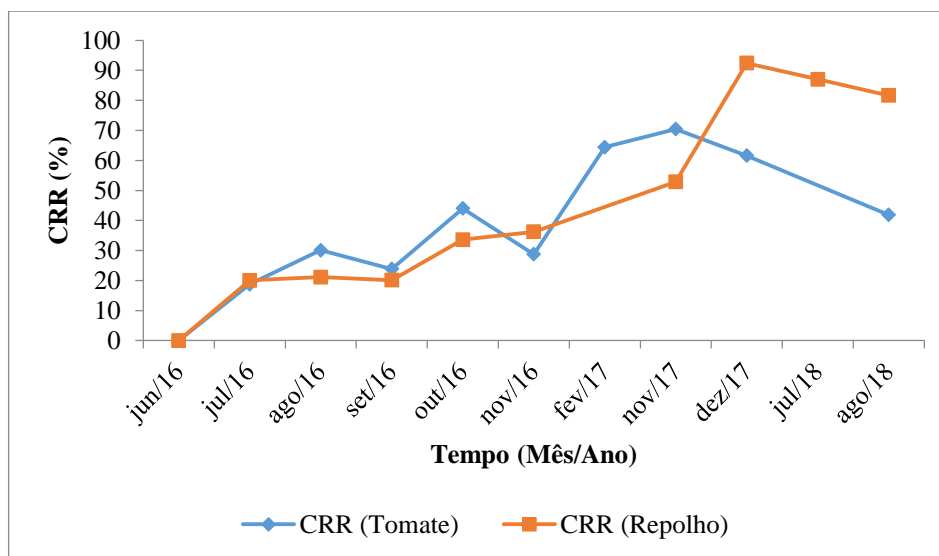
São ilustrados nas Figuras 7 e 8, respectivamente, os índices GRS e CRR para as sementes de tomate e repolho para o lixiviado produzido na Célula 3 entre junho/16 e agosto/18.

Figura 7- GRS para as sementes de tomate e repolho na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 8- CRR para as sementes de tomate e repolho na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De maneira geral, nota-se que as porcentagens dos índices de GRS se encontraram superiores às dos índices de CRR, apresentando germinações que vão até 257% para as sementes de tomate e de 90% para as de repolho. No que se refere aos índices de CRR, a máxima porcentagem foi de 70% para as sementes de tomate e de 92% para as de repolho. Comportamento semelhante foi encontrado na pesquisa desenvolvida por Silva *et al.*, 2015 ao analisar o potencial tóxico dos resíduos da cidade de Campina Grande-PB.

Os maiores valores de germinação podem ser explicados pelo fato de que, segundo Melo *et al.* (2005), a água é o fator que apresenta maior influência para a germinação, já que ela é um processo físico, ocorrendo por meio de um fenômeno denominado embebição. Além de a germinação ser dependente da água, as sementes possuem em sua própria constituição reservas de alimento que vão nutri-las, e só quando há ausência desses nutrientes é que buscarão em fontes externas.

Quando acontece a absorção da água pelas sementes, tem-se a reidratação dos tecidos, causando assim o estímulo da respiração além de outras atividades metabólicas, proporcionando o fornecimento de energia e nutrientes essenciais para o crescimento por parte do eixo embrionário (SILVA, 2015).

No período inicial de monitoramento (junho/16), detecta-se germinação das sementes nesse período, como é ilustrado na Figura 7, isso ocorreu, provavelmente, devido às sementes possuírem reservas de nutrientes necessárias para a sua germinação. Entretanto não houve o crescimento das raízes das sementes de tomate e repolho, como pode ser visto na Figura 8. Conforme é ilustrado nas Figuras 3 e 4, o pH do lixiviado gerado na Célula 3 é ácido no início



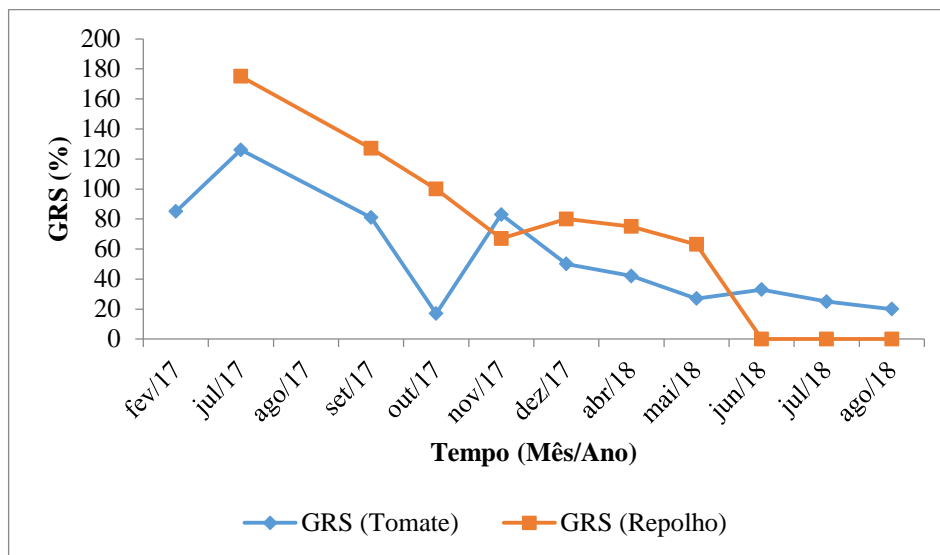
do processo degradativo, além do mais as concentrações dos metais pesados encontravam-se altas nesta fase, acarretando uma elevada carga tóxica às referidas sementes.

Observa-se um comportamento crescente dos índices de CRR, enquanto que o dos índices de GRS é decrescente, a partir deste comportamento pode-se inferir que com o decorrer do avanço do processo de degradação dos resíduos, o lixiviado produzido apresenta menor potencial tóxico. Esse comportamento do CRR ocorre pelo fato de os metais, no pH básico, não estarem disponíveis como acontece com valores de pH ácido.

O pH pode ser considerado como fator determinante no potencial tóxico, pois em condições ácidas, pode causar aos resíduos e conseqüentemente, ao lixiviado a característica de elevada toxicidade (SILVA *et al.*, 2015).

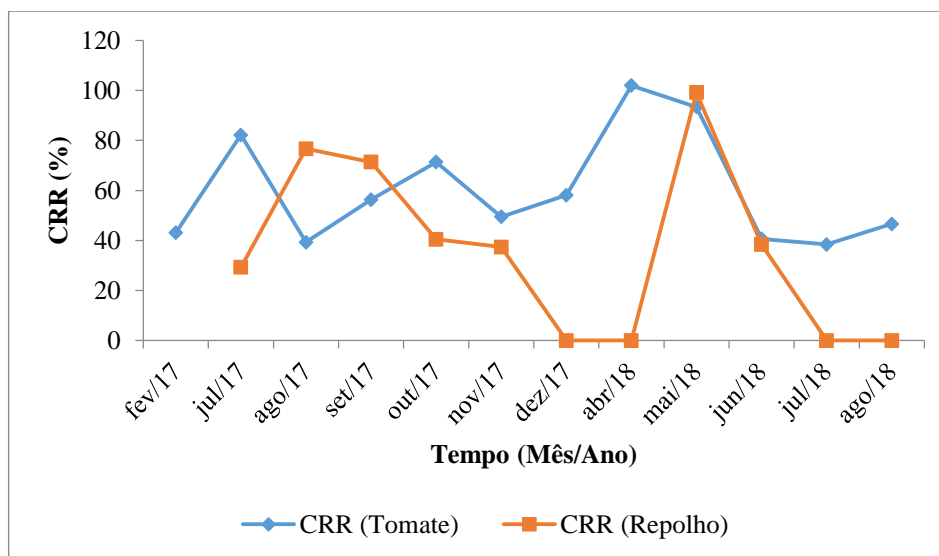
São demonstrados nas Figuras 9 e 10, respectivamente, os índices de GRS e CRR realizados com a utilização de sementes de tomate e repolho para o lixiviado gerado na Célula 4, durante o tempo de monitoramento, que ocorreu entre fevereiro/17 e agosto/18. Os resultados obtidos para GRS e CRR estão relacionados à amostra controle (água destilada), em porcentagem.

Figura 9- GRS para as sementes de tomate e repolho na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 10- CRR para as sementes de tomate e repolho na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Ao analisar as Figuras 9 e 10, percebe-se uma grande variação nos índices de GRS e CRR, para as duas sementes estudadas. Segundo Ghersa *et al.* (1992), as sementes apresentam resposta a combinações específicas de luz, temperatura, umidade, substrato e concentrações de gases, o que pode causar a oscilação nesses índices.

Além disso, conforme pode ser visto nas Figuras 5 e 6, o pH do lixiviado, gerado na Célula 4, apresentou um comportamento crescente entre os meses de fevereiro/17 e outubro/17, no qual os valores obtidos para esse indicador foram 6,15 e 9,02, respectivamente. Após o mês de outubro/17 houve um declínio nesses valores refletindo nas concentrações dos metais pesados analisados, visto que, segundo Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993) a diminuição do pH aumenta a solubilização dos metais pesados, verificou-se então o aumento na concentração dos metais Ferro, Zinco e Cromo acarretando um aumento na toxicidade do lixiviado, essa oscilação pode ter provocado a grande variação detectada nos índices de GRS e CRR nessa Célula.

A partir da Figura 9, identifica-se, um comportamento decrescente dos índices de GRS para ambas as sementes analisadas. Embora a germinação das raízes das sementes dependa mais da água, devido a fatores físicos, as concentrações de metais ao longo do tempo podem interferir nesses índices.

De maneira geral, ao observar os índices de CRR, nota-se que as sementes de tomate tiveram um comportamento menos variável, ao longo do período de monitoramento, em comparação as sementes de repolho. As sementes de tomate possuem uma maior reserva interna de alimentos, já as de repolho são muito menores, quando comparadas as de tomate, e

detêm quantidades pequenas de reservas de alimentos, o que as torna mais sensíveis (CHANG *et al.*, 1992). Nota-se que nos meses de dezembro/17, abril/18, julho/18 e agosto/18 os índices de CRR da semente de repolho foram 0%, já a semente de tomate teve os índices de 58%, 102%, 38% e 46%, respectivamente, o que evidencia uma maior sensibilidade das sementes de repolho.

O teste de fitotoxicidade é um indicativo do nível de contaminação, bem como da estabilização do processo biodegradativo, no entanto há diversos compostos que influenciam nos índices calculados, inclusive outros indicadores físico-químicos que não foram analisados nesse trabalho e que podem interferir nos resultados do teste, tais como o nitrogênio amoniacal, cloretos, entre outros.

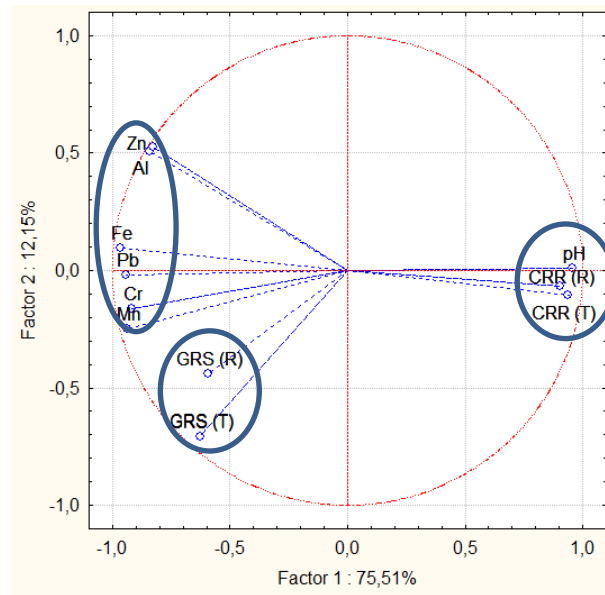
Vale salientar que a Célula 3 teve o início da sua operação cerca de oito meses antes do início da Célula 4. A partir da análise dos indicadores físico-químicos verifica-se que, provavelmente, a Célula 3 encontra-se mais avançada no processo de biodegradação quando comparada a Célula 4. Observa-se que nos meses jul/18 e ago/18, para ambas as sementes estudadas, os índices de CRR foram maiores na Célula 3, indicando que o lixiviado gerado por essa Célula teve menor carga tóxica.

### 3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Na Figura 11, são apresentados os indicadores físico-químicos e suas relações por meio da formação de grupos compostos por esses indicadores com comportamentos semelhantes.

Nota-se que a projeção de variações dos dados nos eixos principais, explicam 87% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade total do processo da Célula 3 (Figura 11). Segundo Paiva (2009), quando o somatório for superior a 70%, a ACP explica bem o processo. Verifica-se a formação de 3 grupos, que reúnem indicadores que apresentam uma forte correlação e dispersão semelhante.

Figura 11- Análise em Componentes Principais (Célula 3)



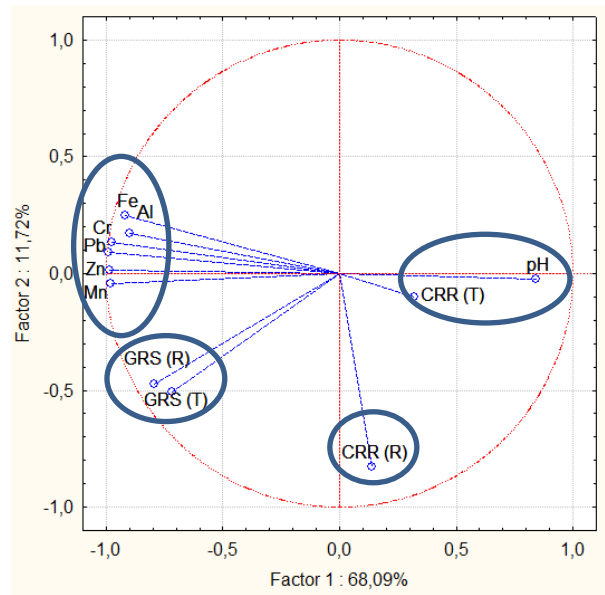
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

O primeiro grupo é formado pelo pH, CRR (T) e CRR (R) mostrando que esses indicadores possuem uma forte correlação positiva, ou seja, variam na mesma proporção. Conforme ocorre o avanço do processo biodegradativo dos resíduos os valores de pH aumentam de maneira gradativa, tal acréscimo tem como consequência a precipitação dos metais pesados na massa de resíduos, fazendo com que ocorra a sua diminuição no lixiviado. A redução dos teores de metais pesados no lixiviado reduzem o efeito fitotóxico exercido sobre as sementes de tomate e repolho, como pode ser constatado com o também aumento nos índices de CRR (T) e CRR (R). Desse modo, os metais pesados apresentam comportamento inverso ao do pH, isso é verificado na Figura 11, onde o grupo formado por esses indicadores se encontra oposto ao pH.

O grupo formado pelos índices de GRS (T) e de GRS (R), não tem correlações fortes com os demais grupos indicando que o pH e os teores de metais pesados não influenciaram, significativamente, no processo de germinação das sementes de tomate e repolho.

A Figura 12 mostra a ACP, com os indicadores do lixiviado gerado na Célula 4. A projeção de variações nos dois eixos principais, explicam 80% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade do processo, sendo esse valor satisfatório. Verifica-se a formação de 4 grupos, que reúnem indicadores com uma forte correlação.

Figura 12- Análise em Componentes Principais (Célula 4)



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De modo geral, o comportamento é similar ao que ocorre na Célula 3, porém, o pH apresenta uma menor influência sobre os índices de CRR (R), tal fato ocorreu, possivelmente, pela variação dos valores de pH ao longo do período de monitoramento. Cabe salientar que com as variações de pH ocorre, possivelmente, alterações nas taxas de absorção de metais pelas plantas, ao longo do tempo, o que faz com que os índices de CRR de ambas as sementes estudadas sejam variáveis, além disso outros indicadores físico-químicos, que não foram discutidos nessa pesquisa, podem ter interferido nesses índices.

#### 4 CONCLUSÕES

- O pH no lixiviado foi um fator determinante na variação da toxicidade do meio, especialmente no que se refere as concentrações de metais pesados.
- Com relação aos índices de germinação relativa das sementes, de tomate e repolho, não foi observada a interferência significativa do pH e das concentrações de metais pesados em ambas as Células estudadas.
- Quanto aos índices de crescimento relativo das raízes, de tomate e repolho, verificou-se que na Célula 3, que está mais avançada no processo de degradação, foram encontrados maiores valores quando comparados a Célula 4, nos meses finais de monitoramento.

- O controle do efeito tóxico do lixiviado, por meio do ensaio de fitotoxicidade, é importante para o entendimento do comportamento geral do processo degradativo de resíduos sólidos urbanos, bem como de prevenir danos ambientais.
- O lixiviado teve efeito fitotóxico sobre as sementes de tomate e repolho, porém não interferiu no avanço natural do processo biodegradativo dos resíduos sólidos.

## REFERÊNCIAS

AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. Meteorologia. Monitoramento. AESA, Jul. 2019. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em: 19 jul. 2019.

ANDRADE, L. F.; DAVIDE, L. C.; GEDRAITE, L. S. The effect of cyanide compounds, fluorides, aluminum, and inorganic oxides present in spent pot liner on germination and root tip cells of *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.73, p.626-31, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *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.

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

BARCELO, J.; POSCHENRIEDER, C. Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance: a review. *Environmental and Experimental Botany*. v. 48 p. 75-92, 2002.

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.

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: 07 de abr. 2019.

EL-FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors influencing solid waste generation and management. *Waste Management*. v.22, p. 269-276, 2002.

EL-GHAMERY, A.A.; EL-KHOLY, M.A.; EL-YOUSER, M.A.A. Evaluation of cytological effects of Zn<sup>2+</sup> in relation to germination and root growth of *Nigella sativa* L. and *Triticum aestivum* L. *Mutat. Res.* v. 537, p. 29–41, 2003.

FOO, K. Y.; LEE, L. K.; HAMEED, B. H. Batch adsorption of semi-aerobic landfill leachate by granular activated carbon prepared by microwave heating, *Chemical Engineering Journal*, v. 223, p. 604–610, 2013.

GHERSA, C.M.; BENECH-ARNOLD, R.L.; MARTINEZ-GHERSA, M.A. The role of fluctuating temperatures in germination and establishment of Sorghum Hapelense: Regulation of germination at increasing depths. *Functional Ecology*, v. 6, p. 460-468, 1992.

JUN, D., YONGSHENG, Z., HENRY, R. & MEI, H. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 147, p. 240-248. 2007.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. *Environmental Science and Technology*. v. 32, (4), p. 297-336, 2002.

MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D.; NEVES, M. L.; ARAUJO, J. M.; JUCA, J. F. T. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos. *Revista Biotecnologia*. Ano V, Nº 28, Setembro/ Outubro, pp. 48-52. 2002.

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. 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.

MORAVIA, W, G.; *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 2010. 237 fls. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte – MG, 2010.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 1-12, 2017.

PAIVA, W. *Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo*. 2009. 193 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

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*. 2016. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

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, 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.

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.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. National Centre for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington DC, 1999.

VAN ELK, A. G. H. P. *Redução de emissões na disposição final*. Rio de Janeiro: IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2007. 40 p. Série mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos, 3, coord. Segala, K.).

VELOSO, C.A.C; MURAOKA, T.; MALAVOLTA, E.; CARVALHO, J.G. Influência do manganês sobre a nutrição mineral e crescimento da pimenteira do reino (*Piper nigrum*, L.). *Sci. Agric.*, V. 52, p. 376-383, 1995.

XIE, S.; MA, Y.; STRONG, P. J.; CLARKE, W. P. 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.



## CAPÍTULO 4

### 4 CONCLUSÕES GERAIS

- A caracterização do lixiviado gerado em três células do Aterro, com idades distintas, indica que provavelmente o processo de biodegradação estava em diferentes estágios do processo biodegradativo dos RSU.
- A análise do comportamento dos indicadores físico-químicos estudados no lixiviado mostrou-se eficaz para o entendimento do avanço do processo degradativo do aterro sanitário em Campina Grande-PB, sendo possível a definição das fases da degradação anaeróbia.
- Não foi verificada uma interferência direta das precipitações registradas nos indicadores analisados, já que não houve alteração no comportamento biodegradativo nas células, além disso, a análise estatística, por meio da realização da ACP, mostrou que as precipitações não causaram modificações significativas no comportamento geral das células.
- De modo geral, o lixiviado teve efeito fitotóxico sobre as sementes de tomate e repolho, porém é possível constatar o avanço no processo biodegradativo de modo satisfatório;
- O estudo estatístico realizado por meio da Análise em Componentes Principais mostrou correlação entre os indicadores físico-químicos entre si e uma fraca correlação com a precipitação local.

## REFERÊNCIAS

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

ALVES, F. S. *Influência das condições meteorológicas na biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em Campina Grande-PB*. 2012. 146 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S.F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 38-45, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10.004: resíduos sólidos: classificação*: Rio de Janeiro, 2004.

\_\_\_\_\_. *NBR 8.419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimentos*: Rio de Janeiro, 1992.

AUDIBERT, J. L. *Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás do aterro controlado de Londrina*. 2011. 186 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento), Centro de Tecnologia e Urbanismo. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

BARRETO, A. C.; CAMPOS, C. M. M. Avaliação de um Sistema de Irrigação Autopropelido Aplicando Água Residuária de Suinocultura. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 33, Edição Especial, p. 1752-1757, 2009.

BIDONE, F. R. A. ; POVINELLI, J. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. 1999. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo – USP.

BRITO FILHO, L. F. *Estudo de Gases em Aterros. Casos: Nova Iguaçu e Terra Brava*. 2005. 222 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2005.

CASSINI, S. T. (Coordenador). *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás*. Projeto PROSAB, Vitória-ES, 2003. ISBN 85-86552-68-2.

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.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B. (Org.) (2006) *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. 91p.

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.

CAMPOS, D. C. *Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado*. 2009. 64 fls. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. (2007). Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. *Cadernos de Saúde Pública - CAD SAUDE PUBLICA*. 23. 10.1590/S0102-311X2007000400021.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA/Universidade Federal de Minas Gerais, 246p. 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

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.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. *Diário Oficial da União*. Brasília, 17 de fevereiro 1986. Disponível em: [http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_1986\\_001.pdf](http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf)  
Acesso em: 06 de fev. 2019.

CONTRERA, R. C. *Tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)*. 2003. 149 fls. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

CONTRERA, R. C. *Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas sequenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente*. 2008. 727 fls. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

COUTO, M.C.L.; BRAGA, F.S.; LANGE, L.C. (2013) Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 223-234.

DILLENBURG, M. E. *Variação da Taxa de Recirculação de Lixiviado Determinada pela Concentração de Ácidos Voláteis no Tratamento da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos domésticos*. 2006. 135 fls. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

EL-FADEL, M.; ALAYLI, B.; BOU-ZEID, E. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Pergamon – Waste Management*. v. 22 (2002) p. 269-282. Elsevier, 2002

FIGLIORE, F.A. *Avaliação de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos e de Chorume, com Ênfase na Fase Metanogênica*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2004.

FERREIRA, M. A. S. *Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário*. 2006. 212 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

FERREIRA, A. G. *Estudos dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos-SP por meio da caracterização físico-química*. 2010. 134 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências), Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

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.

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.

FIRMO, A. L. B. *Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos*. 2013. 286 fls. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

FUJII, E. H. et al. Composição granulométrica do filtro ascendente para pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Ahead of print Epub July 22, 2019.

GADELHA, E. P. *Avaliação de inóculos metanogênicos na aceleração do processo de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos*. 2005. 93fls. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2005.

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.

GOMES, L.P.; SCHOENELL, E.K. Aplicação de ozônio e de ozônio + peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.23, n.1, p. 113-124, 2018.

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.

IPT (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS). Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. *Publicação IPT/Cempre 2.163* (São Paulo), 278p, 1995.

JUCA, J.F.T.; MARIANO, M.O.H.; ALVES, M.C.M.; MACIEL, F.J.; BRITO, A. Disponibilidade do Biogás em uma célula do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca. 23º *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2001.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. *Environmental Science and Technology*, v. 32, p. 297-336, 2002.

KURNIAWAN, T.A., LO, W., CHAN, G.Y.S., Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. B129, p. 80–100, 2006.

KEWU, P.; WENQI, G. Biodegradability enhancement of municipal landfill leachate. *Water Science Engineering*. v. 30 n. 4, p. 89-98, 2008.

LANGE, L. C. et al. Metodologias para Análises Laboratoriais de Resíduos Sólidos Urbanos, Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários e Solos. In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.) *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequenos portes*, ABES, RIMA, Rio de Janeiro, 2003, p. 199-221.

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.

LAWRENCE, A. W.; McCARTY, P. L. *The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metal Toxicity in Anaerobic Treatment*. 1965. J. WPCF, V 37.

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.

LEITE, H. E. A. S. *Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB*. 2008. 220 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

LIMA, L.M.Q. *Lixo: Tratamento e Biorremediação*. 3. ed. Campinas: Hemus, 1995.

LIMA, L. M. Q. *Lixo: Tratamento e Biorremediação*. 3 ed. São Paulo: Hemus Livraria, 265p. 2004.

MATHERI, A. N.; SETHUNYA, V. L.; BELAID, M.; MUZENDA, E. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 81, n. 2, p. 2328-2334. DOI: 10.1016/j.rser.2017.06.041.

MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D.; NEVES, M.L.; ARAUJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T., (2002). Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos. *Revista Biotenologia*. Ano V, Setembro/outubro n° 28, pp. 48-52.

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. *Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados*. 2011. 148 fls. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais), Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

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

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.

MORAIS, M. M. *Influência das características físico-químicas de lixiviados na eficiência de tratamentos por processos oxidativos avançados*. 2018. 126 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

MORAVIA, W, G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 2010. 237 fls. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte – MG, 2010.

MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL M. C. S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. *Química Nova*. v.34, p. 1370-1377, 2011.

MOREIRA, F. G. dos S. *Emissões fugitivas de biogás em células de aterro sanitário*. 2018. 90 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande, 2018.

MOREL, P.; GUILLEMAIN, G. Assessment of the possible phytotoxicity of a substrate using an easy and representative biotest. *Acta-horticulturae*, n.644, p.417 - 423, 2004.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. *Critical review and summary of leachate and gasproduction from landfills*. Tech Project n. E20 G01, 1985.

REINHART, D.R., TOWNSEND, T.G., 1997. *Landfill Bioreactor Design and Operation*. Lewis, Boca Raton, Flórida.

SÁ, L. F.; JUCÁ, F. T.; SOBRINHO, M. A. M. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista Ambiente & Água*, v.07, n.1, 2012, p. 204-217.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. (2003) *Chemistry for Environmental Engineering and Science*. 5<sup>th</sup> International Edition. McGraw-Hill, New York, USA, 752p.; CRC (2007) Handbook of chemistry and physics. Internet version 2007, 87<sup>th</sup> ed.

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, 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 Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

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 Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

STAUB, M. J. *et al.* An incremental model to assess the environmental impact of cap cover systems on MSW landfill emissions. *Geotextiles and Geomembranes*, v. 29, n. 3, p. 298-312, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. USA: McGraw-Hill, 1993. 978 p.

VAN ELK, A. G. H. P. *Redução de emissões na disposição final*. Rio de Janeiro: IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2007. 40 p. Série mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos, 3, coord. Segala, K.

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 Soil Pollution*. V. 52, p. 369-376, 1990.

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.