



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE *CAMPUS* FORTALEZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL
MESTRADO ACADÊMICO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

MICHAEL LIMA SILVA

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE SOLOS DE COBERTURA E DE RESÍDUOS
SÓLIDOS DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO OESTE DE CAUCAIA**

FORTALEZA

2022

MICHAEL LIMA SILVA

CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE SOLOS DE COBERTURA E DE RESÍDUOS SÓLIDOS
DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO OESTE DE CAUCAIA

Dissertação apresentada ao Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586c Silva, Michael Lima.
Caracterização Física de Solos de Cobertura e de Resíduos Sólidos do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia / Michael Lima Silva. - 2022.
105 f. : il.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, Campus Fortaleza, 2022.

Orientação: Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos.

1. Aterro Sanitário. 2. Resíduos Sólidos Urbanos. 3. Monitoramento. I. Título.

CDD 628

MICHAEL LIMA SILVA

CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE SOLOS DE COBERTURA E DE RESÍDUOS SÓLIDOS
DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO OESTE DE CAUCAIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus Fortaleza*, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovado (a) em: ____ / ____ / ____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos (Orientador)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus Fortaleza*

Prof. Dr. Perboyre Barbosa Alcântara

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus Fortaleza*

Prof. Dr. Francisco Humberto de Carvalho Júnior

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus Maracanaú*

Prof. Dr. Roberto Antônio Cordeiro da Silva

Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais.

Aos mestres.

AGRADECIMENTOS

A Deus e ao mestre Jesus pela vida.

A minha família, pelo apoio e incentivo.

Aos amigos e colegas de trabalho, Roberto e Anselmo, do Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – DEHA, UFC, pelo apoio técnico e operacional da pesquisa.

Ao Plínio e demais bolsistas do Laboratório de Saneamento do DEHA, UFC, pela ajuda e suporte técnico nas análises laboratoriais.

Ao meu colega e chefe Geraldo Landovsky pelo incentivo e compreensão nas vezes em que tive que mudar horários de trabalho para ir à campo e desenvolver o presente estudo.

Ao professor Gemmelle, pela paciência, suporte e ensinamentos a mim conferidos durante essa caminhada que estamos realizando juntos.

“Se enxerguei mais longe, foi porque me apoiei sobre os ombros de gigantes” (Isaac Newton).

RESUMO

A composição dos resíduos estudados, por si só, antecipa que muitas alterações internas ocorrerão dentro dos maciços após encerramento da vida útil do aterro sanitário. Neste estudo, foram realizados ensaios de composição gravimétrica, massa específica aparente solta e teores de umidade e sólidos voláteis dos RSU recebidos em duas áreas (Área 1 e 2) do Aterro Sanitário de Caucaia, Ceará, Brasil. Paralelamente, foram determinados os coeficientes de permeabilidade dos solos de cobertura, e determinada sua compactação e composição granulométrica. A pesquisa mostra que entre 2012 e 2021, o aterro recebeu mais de 20,5 milhões de toneladas de RSU, sendo sua composição majoritariamente de material facilmente degradável, e a massa específica aparente solta desse material variou entre 123,75 e 295,42 Kg/m³. Na Área 1, a umidade dos resíduos aterrados variou de 20,97% a 34,54% e o sólidos voláteis entre 9,12% e 31,49%. Na Área 2, esses valores foram: umidade (24,25% a 63,13%) e sólidos voláteis (24,36% a 95,44%). Esses resultados mostram que a matéria orgânica dos resíduos aterrados numa área encerrada (Área 1) está praticamente estabilizada, ao passo que os resíduos aterrados na nova área em operação (Área 2) apresentaram valores superiores, mostrando o potencial de degradação e geração de biogás. A permeabilidade dos solos de cobertura da Área 1 do aterro (4.9×10^{-4} a 1.0×10^{-3} cm/s) foram maiores do que a Área 2 (5.8×10^{-8} a 3.1×10^{-5} cm/s), mostrando que com o tempo, e sob as intempéries, essas camadas vão perdendo sua eficiência. Ademais, a pluviosidade da região exerceu influência positiva sobre os teores de umidade dos resíduos aterrados.

Palavras-chave: Aterro Sanitário. Resíduos Sólidos Urbanos. Monitoramento

ABSTRACT

The composition of the studied waste, by itself, anticipates that many internal changes will occur within the massifs after the end of the landfill's useful life. In this study, tests were carried out on gravimetric composition, apparent specific mass and moisture and volatile solids contents of MSW received in two areas (Area 1 and 2) of the Caucaia Landfill, Ceara, Brazil. At the same time, the permeability coefficients of the cover soils were determined, and their compaction and granulometric composition were determined. The research shows that between 2012 and 2021, the landfill received more than 20,5 million tons of MSW, its composition being mostly of easily degradable material, and the apparent specific mass of this material varied between 123,75 and 295,42 kg /m³. In Area 1, the humidity of the landfilled waste ranged from 20.97% to 34.54% and the volatile solids from 9,12% to 31,49%. In Area 2, these values were: humidity (24,25% to 63,13%) and volatile solids (24,36% to 95,44%). These results show that the organic matter of waste landfilled in a closed area (Area 1) is practically stabilized, while the waste landfilled in the new operating area (Area 2) showed higher values, showing the potential for degradation and biogas generation. The permeability of the covering soils in Area 1 of the landfill ($4,9 \times 10^{-4}$ at $1,0 \times 10^{-3}$ cm/s) were higher than in Area 2 ($5,8 \times 10^{-8}$ at $3,1 \times 10^{-5}$ cm/s), showing that over time, and under the weather, these layers lose their efficiency. In addition, the region's rainfall had a positive influence on the moisture content of the landfilled waste.

Keywords: Landfill. Municipal Solid Waste. Monitoring.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Sistemas de cobertura final e diária	48
Figura 2 - Dinâmica da água no aterro sanitário	51
Figura 3 - Localização das áreas estudadas	55
Figura 4 - Disposição dos resíduos do compactador para os ensaios. ASMOC-CE	57
Figura 5 - Equipamentos utilizados no ensaio de massa específica aparente úmida.....	58
Figura 6 - Localização dos pontos de coleta de RSU aterrado na Área 1	58
Figura 7 - Localização dos pontos de coleta de RSU aterrados na Área 2.....	59
Figura 8 - Máquinas utilizadas nas coletas das amostras. ASMOC - CE.....	60
Figura 9 - Determinação do teor de umidade dos resíduos	60
Figura 10 - Determinação dos teores de sólidos voláteis dos resíduos	61
Figura 11 - Extração das amostras inderfomadas das camadas de cobertura do aterro.....	61
Figura 12 - Esquema de saturação da amostra (esquerda) e esquema do ensaio (direita).....	62
Figura 13 - Esquema do infiltrômetro de anéis concêntricos	63
Figura 14 - Ensaio de permeabilidade <i>in situ</i> no solo de cobertura.....	63
Figura 15 - Evolução anual dos quantitativos de RSU recebidos pelo ASMOC	64
Figura 16 - - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados por compactadores. Fortaleza - CE – ASMOC.....	66
Figura 17 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados por carretas. Fortaleza-CE – ASMOC.....	67
Figura 18 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados por caçambas. Fortaleza-CE - ASMOC	67
Figura 19 - Comportamento da geração per capita de RSU coletado em Fortaleza-CE	69
Figura 20 - Relação entre os teores de umidade e sólidos voláteis do RSU a 4m na Área 2 ...	79
Figura 21 – Teores de Umidade e de Sólidos Voláteis em função da profundidade e das idades dos resíduos na ÁREA 2.....	80
Figura 22 - Relação entre a pluviosidade e umidade dos resíduos aterrados na Área 2.....	82
Figura 23 - Balanço Hídrico do Município de Caucaia (média histórica 2016 - 2020)	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais fatores que influenciam o balanço de água no aterro	53
Tabela 2 - Quantidades de resíduos por tipo recebidos pelo ASMOC entre 2012 e 2021	64
Tabela 3 - Composição Gravimétrica dos RSU em diferentes cidades brasileiras	68
Tabela 4 - Geração per capita de RSU coletado na cidade de Fortaleza (2012 - 2021).....	69
Tabela 5 - Geração per capita de RSU nas capitais brasileiras e Distrito Federal em 2020.....	70
Tabela 6 - Permeabilidade à água dos solos da camada de cobertura do ASMOC	72
Tabela 7 - Permeabilidade dos solos de cobertura de aterros sanitários na literatura	73
Tabela 8 - Distribuição granulométrica dos solos da camada de cobertura do ASMOC	74
Tabela 9 - Dados obtidos nos ensaios de compactação Proctor Normal	74
Tabela 10 - Parâmetros dos solos de aterros sanitários e permeabilidade da cobertura.....	75
Tabela 11 - Teores de umidade e sólidos voláteis nos RSU recém coletados.....	77
Tabela 12 - Teores de umidade e sólidos voláteis aterrados na Área 1.....	78
Tabela 13 - Regressão linear dos dados de umidade e sólidos voláteis dos pontos da Área 2.	81

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACFOR	Autorarquia de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental
ASMOC	Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia
ATDRX	Agency For Toxic Substances & Disease Registry
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
NBR	Norma Brasileira
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
POP	Poluente Orgânico Persistente
PVC	Policloreto de Vinila
RECESA	Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
USACE	United States Army Corps of Engineers

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 Aspectos Gerais	13
1.2 Objetivos	15
1.2.1 Geral	15
1.2.2 Específicos	15
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 Os Aterros Sanitários.....	16
2.1.1 A seleção da área.....	16
2.1.2 O projeto	17
2.1.3 A instalação	19
2.1.5 Degradação dos resíduos nos aterros sanitários	23
2.1.6 Fatores intervenientes na biodegradação dos Resíduos Sólidos Urbanos	26
- <i>Composição Gravimétrica.....</i>	<i>27</i>
- <i>Massa Específica Aparente Úmida.....</i>	<i>31</i>
- <i>Teor de Umidade</i>	<i>33</i>
- <i>Teor de Sólidos Voláteis.....</i>	<i>35</i>
2.1.7 O monitoramento.....	37
2.1.8 O pós-uso de áreas de aterros sanitários	43
2.2 Camadas de Cobertura de Aterro Sanitário.....	47
2.3 Dinâmica da água no aterro sanitário	50
3 MATERIAIS E MÉTODO	55
3.1 O local de estudo.....	55
3.2 Caracterização quanti-qualitativa dos RSU	56
3.2.1 Determinação da quantidade e tipologia dos resíduos.....	56
3.2.2 Determinação da Composição Gravimétrica.....	56
3.2.3 Determinação da Massa Específica Aparente Úmida.....	57
3.2.4 Determinação do Teor de Umidade e de Sólidos Voláteis	58
3.3 Caracterização do Solo da Camada de Cobertura.....	61
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
4.1 Quantidades e tipologias dos resíduos.....	64
4.2 Composição Gravimétrica.....	65
4.3 Geração per capita	69

4.4 Massa específica aparente úmida.....	70
4.6 Caracterização dos solos de cobertura	71
4.7 Umidade e Sólidos Voláteis.....	77
4.7.1 Os resíduos domiciliares recém coletados	77
4.7.2 Resíduos sólidos aterrados	78
4.8 Dados hidrológicos e suas influências.....	82
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
REFERÊNCIAS	87

1 INTRODUÇÃO

1.1 Aspectos Gerais

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) completou 12 anos de publicação em 02 de agosto de 2022 e tem, entre seus objetivos, a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (Artigo 7º, inciso II).

No Brasil, a geração de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU cresce a cada ano e atingiu 79,6 milhões de toneladas em 2019 segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020).

De modo semelhante ao Brasil, a grande maioria dos países em desenvolvimento envia seus RSU para disposição no solo (lixões e aterros sanitários), já que possuem baixos índices de reutilização e reciclagem.

Os aterros sanitários, se bem projetados e operados, representam uma técnica segura e de baixo custo relativo, e a vida útil desses empreendimentos compreende muitas etapas: da escolha da área ao reuso do espaço após desativação, passando pela elaboração dos projetos, instalação de componentes, operação e monitoramento.

Em linhas gerais, a rotina operacional de um aterro sanitário envolve a preparação da célula (limpeza da área, escavação da trincheira, impermeabilização de fundo, instalação dos dispositivos de drenagem para líquidos e gases), recepção dos resíduos, pesagem, despejo, compactação e cobertura com solo.

A composição dos RSU tem grande influência sobre as condições de operação e encerramento dos aterros sanitários. Após espalhados, compactados e cobertos, os RSU passam por alterações físicas, químicas e biológicas que refletem nos recalques e nos volumes e qualidades dos lixiviados e gases.

A composição gravimétrica, a massa específica aparente úmida, o teor de umidade e de sólidos voláteis são parâmetros dos RSU que ajudam a entender os processos de degradação dentro dos maciços e a compor um diagnóstico e prognóstico do desempenho ambiental e geotécnico dos aterros sanitários.

A camada de cobertura também possui importância ambiental e geotécnica: ela regula a transferência de massa entre a atmosfera e os resíduos, controla a entrada de água e evita e/ou minimiza a dispersão das emissões de gases (COSSU, 2019). Ela deve, também, permitir a

movimentação de veículos e máquinas e, conforme Antunes *et al.* (2018) garantir a estabilidade física, química e biológica do aterro sanitário, condicionando-o para uma utilização futura.

A eficiência dessas coberturas depende de muitos fatores: granulometria do solo, espessura da camada, grau de compactação, entre outros, e, na maior parte dos casos, tais camadas perdem qualidade ao longo do tempo em decorrência de solicitações internas e externas (movimentação de resíduos, acúmulo e/ou fluxo de gases e líquidos, pressão, chuvas).

Nesse sentido, a permeabilidade dos solos empregados na confecção das camadas de cobertura dos aterros sanitários tem grande influência sobre as taxas de escoamento superficial e sobre os volumes de líquidos dentro dos maciços.

O crescimento dos volumes de líquidos reduz a estabilidade geotécnica do aterro sanitário, influencia a degradação dos resíduos e na formação de gases e, de acordo com as características de cada aterro, podem sobrecarregar os sistemas de drenagem e tratamento.

Sob tais considerações, os aterros sanitários precisam de monitoramento geotécnico e ambiental durante sua operação e por muitos anos após o encerramento da sua vida útil, a fim de evitar acidentes (desmoronamento e explosões) e danos ambientais (contaminação do ar, dos solos e recursos hídricos superficiais e subterrâneos).

O maior aterro sanitário do estado do Ceará tem 123 hectares, localiza-se no município de Caucaia, Região Metropolitana de Fortaleza, e encerrou suas operações no segundo semestre de 2021; quase 30 anos após sua inauguração. Nos primeiros 08 anos de atividade, o aterro recebeu apenas os RSU coletados no município de Caucaia (que tem aproximadamente 365 mil habitantes, conforme projeção do IBGE para 2020) e, posteriormente, passou a receber os RSU de Fortaleza (que tem 2 milhões e 600 mil habitantes).

Essa pesquisa foi realizada no último ano de operação do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC) e seus dados podem servir para elaboração dos planos de recuperação, monitoramento e de uso futuro da área do referido empreendimento. Já a nova área, de acordo com dados recentes da Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental de Fortaleza (AFCOR), recebe em média cerca 5.700 toneladas por dia de RSU e tem vida útil estimada em 18 anos.

O levantamento quanti-qualitativo dos resíduos recebidos na véspera de encerramento do ASMOC e os ensaios sobre as camadas de cobertura representam um registro histórico que poderá ser utilizado futuramente e constituem um conjunto de informações-chave para o planejamento da ocupação da nova área.

Além desses aspectos, como bem destacou a ABRELPE (2020), tais variáveis são importantes para o planejamento e desenvolvimento do setor, para a correta estruturação das

operações de coleta e transporte, bem como para o estabelecimento de novas infraestruturas de triagem, tratamento, recuperação e outras opções de destinação. Todos esses aspectos justificaram a realização dessa pesquisa.

1.2 Objetivos

1.2.1 Geral

Caracterizar, do ponto de vista físico, os solos de cobertura e os resíduos sólidos urbanos (recém coletados e aterrados) do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia - ASMOC

1.2.2 Específicos

Determinar o volume e a tipologia do RSU recebido na última década de operação do ASMOC, a sua composição gravimétrica, geração *per capita* e massa específica aparente úmida (ρ);

Determinar os teores de umidade e sólidos voláteis de resíduos sólidos recém coletados e aterrados;

Determinar a composição granulométrica, compactação e coeficiente de permeabilidade à água (*in situ* e em laboratório) dos solos que compõem a camada de cobertura do ASMOC;

Avaliar o balanço hídrico da região e suas influências sobre as características físicas dos resíduos aterrados;

Comparar o comportamento dos parâmetros analisados entre os aterros (encerrado e novo).

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Os Aterros Sanitários

O descarte de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterro sanitário continua sendo a alternativa mais adotada na maioria dos países, sobretudo naqueles em desenvolvimento (COELHO *et al.*, 2020).

No Brasil, dados publicados pela ABRELPE (2020) mostram que 59,5% dos RSU coletados foram destinados aos aterros sanitários, o que corresponde a 43 milhões de toneladas¹.

Entende-se por aterro sanitário, conforme a Norma Brasileira (NBR) nº8.419 da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (1992) e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), um método de distribuição ordenada de rejeitos no solo sob normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública, à segurança e ao meio ambiente. Este método 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.

Cossu e Stegmann (2019) lembram que a concepção de um aterro sanitário é composta por uma série de etapas que passam pelo planejamento, projeto, construção, operação e encerramento; temas que serão aprofundados nas próximas seções.

2.1.1 A seleção da área

A primeira grande atividade dentro do planejamento de um futuro aterro sanitário consiste na seleção da área.

Na visão de Conceição (2016), as seguintes características devem ser consideradas na escolha do local: baixa densidade populacional em seu entorno, distância de corpos de água, baixo custo do terreno, proximidade de vias de acesso, baixo potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, bem como um subsolo com alto teor de argila.

A distância entre a área de implantação do futuro aterro sanitário e os núcleos populacionais é um fator muito importante. Conforme Santos (2016), caso o empreendimento

¹ Os lixões e aterros controlados ainda recebem mais de 29 milhões de toneladas de RSU por ano (ABRELPE, 2020). Pela PNRS, todos os lixões do Brasil deveriam ser desativados ainda em 2014 e, como isso não aconteceu, o marco do saneamento básico (BRASIL, 2020) estendeu esse prazo de acordo com o número de habitantes de cada município para 2024 desde que o município possua Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e algum mecanismo de cobrança que mantenha a sustentabilidade econômico-financeira dos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos (BRASIL, 2020).

seja instalado num local muito distante da área urbana e de coleta, os custos com transporte dos resíduos serão elevados, além do maior gasto de tempo para realizar toda a logística de coleta e disposição desses materiais no aterro sanitário. Por outro lado, se o aterro for instalado em terreno próximo da área urbana, poderá acarretar os seguintes problemas: desconforto da população devido aos odores, desvalorização dos imóveis, o interesse de famílias carentes na catação de materiais dentro do aterro, e riscos aos voos de aeronaves na região devida à presença das aves (ex.: urubus) que costumam sobrevoar essas áreas (SANTOS, 2015).

Para Cossu e Stegmann (2019), antes de embarcar no projeto conceitual do aterro, é importante levantar informações sobre o ecossistema existente (fauna, flora etc.) na possível área, pois isso contribui para maiores chances de aprovação da licença ambiental e evita futuras implicações judiciais. A elaboração de um diagnóstico prévio sobre a topografia, geologia, geotecnia, pedologia, recursos hídricos, clima, legislação e dados socioeconômicos é fundamental para o sucesso da construção do aterro sanitário (GUSMÃO, 2019).

A NBR nº13.896 (ABNT, 1997) detalha alguns desses critérios: topografia com inclinação variando de 1 a 3%, composição do solo predominantemente argilosa (homogêneo e compacto), local não sujeito a inundações, distante 200m de qualquer corpo hídrico e 2km de áreas urbanizadas. Também devem ser verificados os zoneamentos ambiental e urbano, a economia de transporte, a economia operacional do aterro (presença de jazida) e a infraestrutura urbana da região (ABNT, 1992).

Por fim, a área deve ser grande (para garantir vida útil longa) e possuir a aceitação da comunidade que vive no entorno (Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental - RECESA, 2008).

2.1.2 O projeto

Um importante pré-requisito para projetar um aterro sanitário consiste no conhecimento das características da região ou cidade que será beneficiada: número de habitantes, previsão de crescimento populacional, tipos de resíduos etc. (COSSU; STEGMANN, 2019). Pela NBR nº8419 (ABNT/1992), o projeto de um aterro sanitário deve ser constituído pelas seguintes partes:

- a) memorial descritivo, contendo informações cadastrais, informações sobre os resíduos a serem dispostos no aterro sanitário, caracterização do local destinado ao aterro sanitário, concepção e justificativa do projeto, descrição e especificações dos elementos do projeto, operação do aterro sanitário, uso futuro da área do aterro;

b) memorial técnico, contendo cálculo dos elementos do projeto, vida útil do aterro sanitário, sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem e remoção de percolato, sistema de drenagem de gás, sistema de tratamento de percolato, cálculo de estabilidade dos maciços de terra e dos resíduos sólidos dispostos;

c) cronograma de execução e estimativa de custos, contendo estimativa detalhada dos custos dos equipamentos utilizados, mão de obra empregada, materiais utilizados, instalações e serviços de apoio; e cronograma físico-financeiro;

d) desenhos com a concepção geral, indicação das áreas de disposição dos resíduos sólidos, sistema de drenagem superficial e subsuperficial, sistema de drenagem de gases, sistema de tratamento do percolato, representação do aterro concluído, cortes, detalhes importantes (ABNT, 1992).

Para Cossu e Stegmann (2019), a concepção do projeto se divide em quatro fases:

Fase 1: compreende a definição do problema, um inventário e análise dos dados existentes e planos de gestão de resíduos, definição das metas ambientais e outras metas de projeto, definição da qualidade dos resíduos de entrada, escolha do modelo de aterro mais apropriado, estudo crítico e avaliação de locais adequados em potencial e uso posterior do aterro no quadro de qualquer planejamento espacial local existente. O produto dessa fase é o projeto conceitual para avaliar a viabilidade técnica e econômica do aterro.

Fase 2: momento em que todas as decisões técnicas são tomadas, as estruturas e infraestruturas do aterro são dimensionadas, os cálculos são desenvolvidos, os materiais são escolhidos, o controle das emissões a curto, médio e longo prazo são decididos e projetados, e planos para construção, operação e manutenção do aterro são produzidos.

Fase 3: construção de todas as estruturas necessárias, operação, fechamento e manutenção até o aterro ser liberado pela autoridade competente. Durante esta fase, todos os aspectos compreendidos no projeto detalhado devem ser implementados, incluindo as medidas de gerenciamento de cuidados posteriores.

Fase 4: começa quando o local do aterro sanitário foi liberado de qualquer responsabilidade residual e o local pode ser devolvido às pessoas.

Com o encerramento do projeto, é fundamental realizar uma apresentação do empreendimento à comunidade, através de linguagem simples e direta e com os melhores recursos audiovisuais, esclarecendo o que é um aterro sanitário, quais as medidas de proteção e

controle de poluição que serão tomadas e quais os benefícios que serão alcançados com a destinação adequada do lixo (Instituto Brasileiro de Administração Municipal - IBAM, 2001).

2.1.3 A instalação

Os aterros sanitários são empreendimento potencialmente poluidores, portanto, antes da sua construção precisam passar por licenciamento ambiental, conforme as Resoluções 01/86 e 237/97 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 1986; BRASIL, 1997).

Conforme Meneses, Sousa e Fernandes (2008), a instalação de um aterro sanitário passa pela implantação de uma série de dispositivos e equipamentos essenciais, a saber:

1. Instalações de apoio e controle: compreende o controle de acesso (cercas, portaria) e balança rodoviária para prover o controle das massas de resíduos sólidos recebidas pelo aterro sanitário;
2. Vias de circulação interna: são fundamentais para o trânsito dos veículos e máquinas empregadas no manejo dos resíduos sólidos. As principais atividades de construção e manutenção desta infraestrutura abrangem pavimentação dessas vias e a drenagem de águas pluviais;
3. Terraplanagem: consiste na regularização da área do terreno necessária à execução das atividades de manejo e disposição final dos resíduos sólidos, incluindo limpeza do terreno para remoção da vegetação natural, execução da terraplanagem conforme projeto e a escavação das células para depositar os resíduos;
4. Impermeabilização das células: constitui numa barreira física que protege da poluição e contaminação o lençol freático ou corpos hídricos na área de influência do aterro. Essa impermeabilização é feita na base, na parte superior e nos taludes por meio da utilização de membranas sintéticas (mantas PEAD) ou com argilas com coeficiente de permeabilidade de 10^{-6} cm/s e espessura de camada acima de 80 cm;
5. Infraestrutura de drenagem das águas pluviais: compreende o conjunto de elementos geométricos (sarjeta, drenos e decidas de água) empregados para coletar e prover escoamento adequado para a água das chuvas, de modo a minimizar a infiltração de água no maciço das células de resíduos sólidos;
6. Infraestrutura de drenagem de lixiviados: a rede coletora deve ser construída sobre a camada de impermeabilização inferior da célula de contenção dos resíduos sólidos, sendo mais adotada a execução de drenos em formato de “espinha de peixe”. O lixiviado, após coletado, é encaminhado para a estação de tratamento.

Além da infraestrutura mencionada, o aterro sanitário deve estar munido de um sistema de drenagem do biogás, que deve ser constituído por drenos verticais colocados em diferentes pontos do aterro, sendo formados pela superposição de tubos perfurados de concreto revestidos de brita, que atravessam no sentido vertical todo o aterro, desde o solo até a camada superior, sendo esse gás queimado *in loco* ou bombeado para usinas onde será realizado seu aproveitamento energético (OBLANDEN; RONSANI OBLADEN, BARROS, 2009).

Na maioria dos aterros sanitários, esses drenos verticais são interligados a drenos horizontais (YUCEKAYA, 2014), que podem ser construídos de tubos de concreto, PVC ou PEAD (SANTOS *et al.*, 2019). Hu *et al.* (2020) reiteram que essas duas alternativas se complementam, tornando o sistema de captação do gás do aterro sanitário mais eficiente.

Os poços verticais são frequentemente recomendados para aterros ou partes de aterros que excedem 12m de profundidade (United States Army Corps of Engineers - USACE, 2008).

A instalação dos poços horizontais, aplicados em valas escavadas na camada de cobertura, é mais apropriada para aterros profundos e quando necessita-se recuperar rapidamente seu gás (Agency For Toxic Substances & Disease Registry - ATDRX, 2001). Para Lee, Han e Wang (2017), os drenos horizontais são geralmente usados para coletar gases nos estágios iniciais do desenvolvimento da célula.

Segundo a USACE (2008) e a INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION - ISWA (2010), os sistemas de coleta de gases instalados em aterros sanitários são projetados para serem passivos ou ativos. No sistema passivo, o gás é coletado sem assistência mecânica e tem como finalidade drenar os gases para a atmosfera, controlando o risco de explosão (ENSINAS, 2003).

O sistema ativo, por sua vez, se utiliza da pressão de sucção produzida por sopradores centrífugos localizados na usina de gás, que têm como função extrair o gás dos poços e impulsioná-lo até as máquinas de geração de energia e o excesso deste gás até os queimadores (SILVA; CAMPOS, 2008).

2.1.4 A operação

Os procedimentos de operação do aterro sanitário devem ser sistematizados para que sua eficiência seja maximizada, assegurando seu funcionamento adequado ao longo de toda a sua vida útil (LANZA; CARVALHO; ALVIM, 2005).

Em linhas gerais, o cotidiano operacional de um aterro sanitário engloba atividades como recebimento dos resíduos, descarga na área de disposição, espalhamento, compactação e cobertura com solo.

Ao ingressar no aterro, o veículo de coleta vai diretamente para a balança rodoviária, onde é pesado e são anotadas todas as informações a respeito da sua carga. Em seguida, o veículo se dirige à área operacional para descarregar² o resíduo (IBAM, 2001). Na frente de serviço, os resíduos são espalhados em camadas de até 50 cm de altura e compactados com 3 a 6 passadas do trator de esteiras (MENESES; SOUSA; FERNANDES, 2008).

De acordo com Lanza, Carvalho e Alvim (2005), o processo de compactação dos resíduos deve ser realizado de baixo para cima em rampas com inclinação aproximada de 1m na vertical para 3m na horizontal e, periodicamente, deve ser feito um teste de densidade, de forma a verificar o controle da compactação.

À medida que a frente de serviço avança, procede-se o cobertura dos resíduos com solos (RECESA, 2008). Essa camada de terra ou material inerte, também chamada de cobertura diária, tem entre 15 e 20cm de espessura e deve impedir o arraste de materiais pela ação do vento, evitar a disseminação de odores desagradáveis e a proliferação de vetores de doenças (LANZA; CARVALHO; ALVIM, 2005).

Outra importante atividade dentro da operação de um aterro sanitário consiste na construção dos drenos internos horizontais e verticais para drenagem dos gases e lixiviados gerados na decomposição dos compostos orgânicos (CONDER, 2010).

Conforme Santos (2016), a drenagem de lixiviados mais comum é composta por drenos secundários ligados a um dreno principal (modelo conhecido por “espinha de peixe”). Essa modalidade pode ser do tipo “dreno cego” (vala escavada preenchida com brita ou pedras) ou “dreno tubular”, quando são implantados dentro da vala um tubo perfurado de PVC, PEAD ou manilhas de concreto, sendo que, em alguns casos, são utilizadas mantas de PEAD para revestir tais drenos.

A proteção do dreno por geotêxtil é imprescindível para se evitar a sua colmatção e consequente perda de função (OBLADEN; RONSANI OBLADEN; BARROS, 2016). Uma vez coletado, o lixiviado segue para tratamento, que pode variar conforme a tecnologia escolhida. Na literatura, os processos mais conhecidos são:

² Cumpre lembrar, conforme a NBR nº13.896 (ABNT, 1997), que os aterros sanitários não devem aceitar resíduos inflamáveis, reativos ou que contenham líquidos livres. Teixeira, Lacerda e França (2008) recomendam que apenas os resíduos classe IIA (não-perigoso e não-inerte) e uma pequena parcela do Classe IIB (não-perigoso e inerte) sejam encaminhados ao aterro sanitário.

- a) Tratamento biológico: nesse processo, o material é confinado em meio aeróbio ou anaeróbio e exposto à decomposição por meio de bactérias que fazem este processo naturalmente. É mundialmente a prática mais comum para o tratamento de lixo, pois na maioria dos aterros de resíduos sólidos urbanos os principais compostos do lixo são substâncias orgânicas e nitrogênio, componentes passíveis de degradação pelos microrganismos. Dentre as principais opções, tem-se as lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos, reatores UASB e aeração prolongada (CHELLIAPAN *et al.*, 2020; EHRIG, STEGMANN, ROBINSON, 2019; YOUCAI, 2019a);
- b) Tratamento físico-químico: é usado para remover poluentes que não podem ser removidos por processos biológicos convencionais. Esse tipo de tratamento também é usado para reduzir a carga orgânica antes do tratamento biológico. Dentre as técnicas, destaca-se a oxidação química, precipitação química, processos adsorptivos, processos por membranas, coagulação-floculação, evaporação ou destilação (COSSU; EHRIG; MUNTONI, 2019; YOUCAI, 2019b).

Quando a célula de resíduos esgota sua capacidade, deve-se realizar a camada de cobertura final; geralmente aplica-se uma camada de argila compactada com cerca de 60cm de espessura sobre bermas, taludes e platôs definitivos (CONDER, 2010).

A camada de cobertura final deve dispor de um caimento mínimo de 2% e de uma rede de drenagem definitiva de águas pluviais para promover o adequado escoamento das águas das chuvas. A implantação dessa infraestrutura de drenagem contempla a construção de drenos superficiais definitivos (MENESES; SOUSA; FERNANDES, 2008), escadas hidráulicas e gabiões.

Durante a operação, todos os dispositivos de drenagem pluvial devem ser mantidos desobstruídos para impedir a entrada de líquido no aterro, sendo a água da chuva coletada e drenada diretamente para os cursos d'água, a fim de evitar seu contato com o chorume (CONDER, 2010).

Sobre a camada de cobertura final, deve-se proceder com o plantio de gramíneas para evitar a erosão (LANZA; CARVALHO; ALVIM, 2005). Esse plantio se dá por meio de sementes ou grama em placas. O monitoramento do plantio deverá ser realizado periodicamente, fazendo-se a recomposição nos locais onde não houve o crescimento de vegetação (TEIXEIRA; LACERDA; FRANÇA, 2008).

Essa revegetação das células dos aterros sanitários é bastante vantajosa, pois elimina a proliferação de vetores e odores, protege o aterro contra a ação de processos erosivos, minimiza o fluxo de gás para a atmosfera e minimiza a infiltração de águas pluviais (ALVIM *et al.*, 2013).

apud MATOS, 2016). Além disso, promove a estabilidade dos taludes e proporciona uma paisagem agradável (KUMARI; PANDEY; RAI, 2013).

Estudo realizado por Santos (2012) revelou o bom desenvolvimento do capim Mombaça na cobertura de uma célula experimental instalada no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia - ASMOC e na investigação de Matos (2016) foram identificadas 22 espécies dos estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos na cobertura de uma célula encerrada há 20 anos no referido aterro.

2.1.5 Degradação dos resíduos nos aterros sanitários

A matéria orgânica representa cerca de 45,3% da composição do RSU gerado no Brasil (ABRELPE, 2020) e as condições ambientais existentes no país permitem que essa parcela biodegradável seja estabilizada por diferentes microrganismos decompositores (HINGA; BATCHELOR, 2005).

Devido a sua versatilidade metabólica, esses organismos podem sobreviver em ambientes que não sustentam outras formas de vida. Sua ação degradativa ocorre principalmente por meio da produção de enzimas, que são responsáveis pela quebra das cadeias para obtenção de nutrientes (ARAÚJO, 2015).

Santos e Matos (2017) relatam que a degradação da fração orgânica existente nos resíduos sólidos exige forte atividade microbiana, condições ideais de temperatura, presença de umidade e abrange conversão de substratos, reações cinéticas, desnaturação de enzimas e proteínas, concentração ou diluição de contaminantes.

Os principais organismos envolvidos no processo de bioestabilização são os fungos e as bactérias. Os fungos são microrganismos filamentosos, heterotróficos, que se desenvolvem tanto em baixas, quanto em altas faixas de pH (CITIZENDIUM, 2021).

Araújo (2015) enfatiza que os fungos desempenham um papel essencial na decomposição da matéria orgânica, nas trocas e ciclos de nutrientes. Compõem o grupo de microrganismos responsáveis pela biodegradação de materiais poliméricos, principalmente os de origem natural, como o amido e a celulose (ROSA; FILHO, 2003). Além disso, esses organismos excretam uma variedade de enzimas (lipases, invertases, lactases, entre outras) no ambiente que são utilizadas para auxiliar sua nutrição, tornando-os responsáveis pela deterioração de vários materiais naturais, refinados ou processados, como, por exemplo, compostos sintéticos (ex. plásticos) e até materiais utilizados na construção civil (ARAÚJO, 2015).

As bactérias são microrganismos unicelulares que não apresentam seu material genético compartimentado por membranas (procariontes), podendo existir isoladamente ou em colônias, conforme Audibert (2011). O autor ainda relata que algumas bactérias necessitam do oxigênio para realizar seu metabolismo (aeróbias), outras não suportam a presença de oxigênio (anaeróbias), existindo ainda um terceiro tipo capaz de sobreviver e operar suas atribuições tanto em presença como em ausência de oxigênio, sendo chamadas facultativas.

Dentro dos aterros sanitários ocorrem a digestão aeróbia e anaeróbia. Segundo Duarte (2016), a decomposição aeróbia é relativamente curta, pois depende da presença de oxigênio. Esse estágio está situado entre o tempo de coleta, a deposição e a cobertura dos resíduos no aterro sanitário, até a redução significativa do oxigênio existente (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003).

Aires (2013) lembra que a digestão aeróbia se inicia dentro dos próprios sacos de lixo, que em algumas situações ficam depositados nas calçadas públicas por mais de um dia, em meio a grande quantidade de oxigênio presente na massa de resíduo e na atmosfera. Quando o RSU é confinado no aterro sanitário, os componentes orgânicos sofrem o ataque dos microrganismos e começam a sofrer uma série de reações químicas.

No estágio aeróbio, a decomposição do resíduo orgânico ocorre por oxidação na camada mais superficial do aterro, formada por resíduos pouco compactados, com disponibilidade de água (oriunda das chuvas) e oxigênio, favorecendo o desenvolvimento de bactérias aeróbias, leveduras, fungos e protozoários (HINGA; BATCHELOR, 2005; AIRES, 2013).

Conforme Christensen *et al.*, (2001), durante essa fase ocorre a conversão do carbono em gás carbônico (CO_2), hidrogênio em água (H_2O), nitrogênio em óxido nítrico (NO^{3-}), fósforo em fosfato (PO_4^{3-}) e o enxofre em sulfato (SO_4^{2-}).

A ISWA (2010) defende que a decomposição aeróbia pode durar seis ou mais meses, dependendo do contato dos resíduos com o ar da superfície do aterro. No entanto, a principal reação no interior dos aterros é a digestão anaeróbia (SANTOS; BARROS; FILHO, 2020). Dentre as células bacterianas existentes, três tipos básicos participam do processo anaeróbio: as fermentativas, as acetogênicas e as arqueas metanogênicas (ARAÚJO, 2015).

Essa decomposição ocorre em três fases principais, conforme descrito a seguir (THEMELIS; ULLOA, 2006):

- (1) As bactérias fermentativas realizam a hidrólise de moléculas complexas de matéria orgânica insolúvel;
- (2) Estas moléculas são convertidas em ácidos orgânicos simples, CO_2 e H_2 por bactérias produtoras de ácido. Os principais ácidos produzidos são: Acético (CH_3COOH), propiônico, butil e etanol;
- (3) Finalmente, o CH_4 é formado por bactérias metanogênicas, tanto pela quebra desses ácidos em CH_4 e CO_2 (Eq. 1) quanto pela redução do CO_2 por H_2 (Eq. 2).



Os principais subprodutos da degradação biológica dos resíduos confinados nos maciços são o gás e o chorume. De acordo com a literatura revisada por Santos (2016), a produção do gás de aterro passa basicamente por cinco fases:

1ª Fase (Ajuste inicial): os resíduos são depositados no aterro e sua fração biodegradável sofre decomposição biológica aeróbia. A fonte principal de microrganismos é o solo ou lodo de estações de tratamento ou a recirculação do lixiviado.

2ª Fase (Transição): decrescem os níveis de oxigênio e começa a fase anaeróbia. O nitrato e o sulfato podem servir como receptores de elétrons em reações de conversão biológica e os microrganismos iniciam a conversão do material orgânico complexo em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários. Há elevação das concentrações de CO_2 dentro do aterro.

3ª Fase (Ácida): há conversão microbiológica dos compostos da etapa anterior em compostos com baixa massa molecular, como o ácido acético. O dióxido de carbono é o principal gás gerado e serão produzidas quantidades menores de hidrogênio.

4ª Fase (Metanogênica): predominam microrganismos estritamente anaeróbios que convertem ácido acético e gás hidrogênio em CH_4 e CO_2 . A formação do metano e dos ácidos prossegue simultaneamente, embora a taxa de formação dos ácidos seja reduzida.

5ª Fase (Maturação): a umidade continua migrando pela massa de lixo e porções de material biodegradável até então não disponíveis acabam reagindo. A taxa de geração do gás diminui consideravelmente, pois a maioria dos nutrientes disponíveis foi consumida nas fases anteriores e os substratos que restam no aterro são de degradação lenta. Dependendo das medidas adotadas no fechamento do aterro, pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio podem ser encontradas.

A duração de cada fase pode sofrer alterações devido as diversas variáveis envolvidas no processo (AIRES, 2013). Já a taxa de conversão do material orgânico em biogás pode ser influenciada por fatores que incluem aspectos ambientais, de manejo do aterro e parâmetros físico-químicos que estão na maioria das vezes relacionados entre si (ALCÂNTARA, 2007).

Os principais fatores que interferem na biodegradação dos resíduos sólidos são: teor de umidade, pH, sólidos voláteis, alcalinidade, ácidos voláteis, cloretos, DBO, DQO, nutrientes, metais, massa específica do resíduo e tamanho das partículas³ (ALCÂNTARA, 2007; AIRES, 2013; ARAÚJO, 2015; DUARTE, 2016).

Além da geração de gases, a decomposição produz um líquido malcheiroso de coloração escura conhecido como lixiviado, que possui Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) maior que os esgotos domésticos, com concentração variando de 10.000 a 20.000 mg/L (COSSU; EHRIG; MUNTONI, 2019). Tanto os gases como os líquidos de um aterro sanitário podem causar a desestabilização dos maciços de resíduos, sendo necessário a instalação de sistemas de drenagem, bem como realizar um eficiente monitoramento ambiental e geotécnico que deve ser implementado durante a operação e pós-uso do aterro sanitário.

2.1.6 Fatores intervenientes na biodegradação dos Resíduos Sólidos Urbanos

No aterro sanitário, os RSU formam um ecossistema único, em que se desenvolvem diversas comunidades microbiológicas (FOLLMANN *et al.*, 2017). O processo degradativo ocorre pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos na presença de água e de condições mínimas para o desenvolvimento de microrganismos aeróbios e anaeróbios, responsáveis pela metabolização dos compostos orgânicos e inorgânicos existentes nos resíduos (DUARTE, 2016).

Há diversos fatores que influenciam a biodegradação dos resíduos sólidos em aterros sanitários: aspectos internos e externos às células, características iniciais dos resíduos antes de serem aterrados, forma de construção e operação do aterro sanitário (ALVES, 2008; CUNHA, 2009). Sobre as características dos resíduos, cabem destacar a composição gravimétrica, a massa específica aparente úmida, o teor de umidade e os sólidos voláteis, a saber:

³ A discussão de alguns desses fatores será realizada na Seção 2.1.6

- Composição Gravimétrica

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos refere-se à categorização dos tipos de materiais descartados pela população, e seu conhecimento é um passo fundamental para a gestão integrada e eficiente desses materiais (ABRELPE, 2020).

A composição dos resíduos urbanos de um determinado local depende de diversos fatores como o número de habitantes, variações sazonais, condições climáticas, poder aquisitivo, hábitos e costumes da população e nível educacional (CUNHA, 2009).

Do ponto de vista técnico, Alcântara (2007) afirma que a composição gravimétrica consiste na obtenção dos percentuais em peso dos principais componentes do RSU, tais como papel, papelão, plástico, metais, dentre outros. Segundo o autor, o conhecimento desse parâmetro permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental e das possibilidades de reutilização, reciclagem e aproveitamento energético e orgânico dos materiais.

Conforme Oliveira (2011), essa composição dos resíduos afeta quantitativamente e qualitativamente a biodegradação desses materiais e a produção de biogás, já que a disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídios) significa maior quantidade de substrato para a atuação dos microrganismos.

Segundo Maciel (2003), quando ocorre um aumento de nutrientes de origem orgânica como a relação entre o carbono, nitrogênio e sais orgânicos, a biodegradação é acelerada. Ainda segundo esse autor, o carbono provém principalmente de restos de culturas vegetais, enquanto a principal fonte de nitrogênio é parte dos resíduos alimentares e de origem animal.

No contexto nacional, uma publicação da ABRELPE (2020) traz a seguinte composição gravimétrica: matéria orgânica (45,3%), plástico (16,8%), papel/papelão (10,4%), têxteis/couros/borracha (5,6%), vidro (2,7%), metais (2,3%), rejeitos (14,1%) e outros (1,4%). Como “rejeitos”, incluem-se os resíduos sanitários e recicláveis contaminados que não permitem a separação. Já a categoria “outros” contempla os resíduos de serviço de saúde, eletroeletrônicos, óleos e graxas, pneus, embalagens de agrotóxico, entulho, entre outros.

Dada a importância da composição dos resíduos para a gestão e gerenciamento dos RSU, o estudo da composição gravimétrica é peça-chave do monitoramento dos aterros sanitários.

De acordo com Alcântara (2007), no Brasil não existe uma recomendação oficial quanto aos parâmetros utilizados na caracterização gravimétrica, isso porque, na maioria dos casos, eles são adotados em função dos objetivos da caracterização.

Aires (2013) realizou estudo simulando o comportamento de aterro sanitário numa célula experimental com resíduos da cidade de Campina Grande – PB. Para isso, foram monitorados parâmetros associados à geração de gás, dentre eles a composição gravimétrica do RSU. Na pesquisa, uma amostra de 1600 Kg de RSU foi disposta em local previamente preparado com lona plástica para o processo mistura e separação. Os componentes quantificados foram: plásticos, metais, vidros, compósitos, têxteis sanitários, papel e papelão, matéria orgânica e outros. Foi verificado que a maior parte do RSU de Campina Grande – PB é constituída de matéria orgânica (47%), seguida de plástico e papel/papelão (23% e 9%, respectivamente).

Alcântara (2007), por sua vez, avaliou a influência da composição dos resíduos da cidade de Recife sobre o comportamento de aterros simulados (lisímetros). Nesse estudo, foi realizada uma caracterização mais detalhada, na qual os diferentes componentes dos RSU foram agrupados em nove categorias e em vinte e uma subcategorias. Isso foi feito porque o autor buscava um conhecimento mais profundo dos resíduos. A composição do resíduo de Recife apresentou teor de matéria orgânica de 45,5%, seguido pelo teor de plásticos, que ficou em 19,9%. Da parcela de matéria orgânica, 26,4% consistiam em resíduos alimentares e 19,1% em resíduos de jardins, podas, folhas e ramagens. Da parcela de componentes plásticos, aproximadamente 72% desse material eram representados por Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD) e Polipropileno (PP).

Estudo realizado por Caldas *et al.* (2016) buscou caracterizar os resíduos sólidos urbanos da cidade de Salvador – BA, com vistas ao aproveitamento energético desse material pela via bioquímica e térmica. Para isso, duas amostras de resíduos *in natura* foram coletadas em dois períodos distintos: uma no período seco e outra no período úmido, ambas colhidas na frente de lançamento de RSU do Aterro Sanitário Municipal do Centro (ASMC). Esses materiais foram agrupados em 9 categorias: papel/papelão, plástico mole/plástico rígido, borracha, metal, madeira/osso, vidro, pedra/cerâmica, têxtil e fração pastosa (matéria orgânica). Nos resultados, verificou-se que a fração pastosa possuía maior ocorrência, com percentual de 25-30% das amostras. Os componentes papel/papelão, madeira e têxtil também apresentaram percentuais consideráveis. Estes constituintes, somados com os valores de fração pastosa, apresentam cerca de 59-61% da composição das amostras, sendo, portanto, componentes com maior ocorrência nos RSU, o que favorece a geração de biogás. Os componentes borracha, vidro e metal, juntos somaram 8-10% da composição das amostras.

Morais e Fernandes (2019) realizaram um estudo da composição gravimétrica dos RSU da cidade de Apodi – RN. Os materiais analisados eram provenientes do lixão municipal que

atende a região, e o método empregado foi o do quarteamento conforme preconiza a CETESB (1990). Foram coletadas cinco amostras em diferentes pontos do lixão, e que após o processo de quarteamento, formaram duas pilhas lixo com volume de 15L cada. Os componentes quantificados nesse estudo foram: borracha, plástico mole (embalagens/sacolas), plástico duro (garrafas/recipientes), isopor, metal, matéria orgânica, papel, papelão, vidro, têxteis e outros. Tomando como base o resultado médio das duas amostras, observou-se que o material com maior ocorrência foi o vidro (30,59%), seguido da matéria orgânica (18,34%). Os demais componentes apresentaram os seguintes percentuais: borracha (5,94%), metal (11,72%), têxteis (1,95%), papel (5,37%), papelão (11,03%), plástico duro (7,23%), plástico mole (7,39%). O menor percentual foi o do isopor, que foi de apenas 0,48%. De acordo com Moraes e Fernandes (2009), a elevada presença de material reciclável no lixão é um reflexo da falta políticas de incentivo à coleta seletiva no município.

Um estudo realizado na Cidade de Juiz de Fora – MG analisou a composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares com base nas sete regiões urbanas do município e na renda domiciliar da população. Para isso, Menezes *et al.* (2019) selecionaram 21 bairros para amostragem, e desses, considerando a renda, sete eram classe alta, sete classe média e os outros sete classe baixa. Em cada bairro foram coletados 3m³ de resíduos e a amostragem foi realizada em triplicata, em dias distintos. Após serem misturados, o material foi quarteado até a obtenção de uma amostra de 1m³. Para a composição gravimétrica, os resíduos foram segregados em 4 grupos: orgânicos (restos de comida e podas), recicláveis (plástico, papel, metal, vidro), contaminantes (biológicos, químicos, eletroeletrônicos) e outros (inertes, madeira, borracha, tecidos, couros). De modo geral, foi possível verificar que as frações majoritárias dos resíduos de Juiz de Fora foram orgânicos e recicláveis, representando, respectivamente, 43,81% e 31,74% do total de resíduos amostrados no município. O percentual de contaminantes foi de 14,36%, e o de “outros” representou 10,10%. Observou-se também que as regiões de maior poder aquisitivo e grau de instrução indicaram maior tendência na geração de materiais recicláveis (MENEZES *et al.*, 2019).

Nobre *et al.* (2021) fizeram um levantamento dos resíduos sólidos gerados na cidade de Pau dos Ferros, RN. A composição gravimétrica dos RSU desse município foi realizada em dias e horários diferentes da semana, com a coleta dos materiais sendo realizada por meio de oito rotas já realizadas pela empresa de coleta de lixo da cidade. O ensaio foi realizado no lixão onde os resíduos da cidade são despejados. Os componentes quantificados foram: plástico, vidro, metais, matéria orgânica, rejeitos, resíduos de limpeza urbana, papel/papelão, couro, trapo/tecido. A análise gravimétrica identificou a predominância de rejeitos, seguida pela fração

de plásticos e pela matéria orgânica, 35,51%, 24,93% e 14,57%, respectivamente. Com relação ao itinerário da coleta, as rotas 1, 3 e 5 apresentaram maiores quantitativos de matéria orgânica e rejeitos. Na rota 2, houve a predominância de plásticos rígidos, seguido de rejeitos. Na rota 5 o material composto por rejeitos se apresentou em maior evidência, sendo identificado resíduos de serviço de saúde (a região concentra clínicas de saúde) e resíduos eletroeletrônicos. Na rota 7, observou-se grande quantidade de rejeitos, plástico rígido e plásticos maleáveis, isso porque esse itinerário atende somente o centro da cidade, onde se concentra o comércio do município, com a presença de empreendimentos que se caracterizam pela geração desse tipo de resíduo.

Queiroz Júnior *et al.* (2021) realizaram a caracterização gravimétrica dos RSU da cidade de Ererê, estado do Ceará. Os resíduos sólidos do município são despejados num vazadouro a céu aberto há 22 anos, recebendo lixo domiciliar, de varrição pública, resíduos de serviço de saúde, comerciais e do abatedouro público. Para a coleta do RSU, o município conta com dois caminhões caçamba (com capacidade de 6 m³ cada) que realizam trajetos em 5 rotas, de segunda a sábado. Foram realizadas 5 visitas ao lixão de Ererê-CE, e em cada uma, cerca de 0,1 m³ de RSU foram misturados e quarteados, sendo os componentes analisados: matéria orgânica, vidro, papel/papelão, plástico, tecidos, metal, podas, madeira, rejeitos. De acordo com resultados obtidos, a composição gravimétrica do município foi: matéria orgânica (20,75%), rejeitos (28,23%), plástico (19,04%), papel/papelão (10,88%), podas (8,17%), tecidos (8,17%), vidro (1,70%), PVC (1,70%) e metal (0,68%). O estudo ainda mostra que a rota 1 apresentou maior percentual de rejeitos, representados por materiais contaminados com óleos de cozinha, óleos lubrificantes, graxa entre outros. Essa predominância ocorreu devido essa rota contemplar uma região com pontos de comércio do ramo alimentício e de prestação de serviço como as oficinas mecânicas. Na Rota 2 houve a predominância de matéria orgânica e papel/papelão por conta da presença da escola municipal e devido ao desperdício ou sobras de merenda escolar e no uso de papel para as atividades escolares.

Santos e Mota (2010) realizaram um estudo da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Fortaleza-CE encaminhados ao ASMOC. O ensaio ocorreu na frente de operação do aterro sendo utilizados uma balança eletrônica com capacidade de 150 Kg, lona e tambores de 100 L. Foram realizados ensaios em 10 amostras provenientes do quarteamento de amostras iniciais que variaram de 100 a 6.000 Kg. Considerando os resultados médios obtidos nessas amostras, os resíduos domiciliares de Fortaleza eram compostos por: 47,5% de matéria orgânica; 14,2% de papel/papelão; 17,7% de plásticos; 3,3% de metais; 2,1% de vidro; 2,2% de madeira; 3,2% de trapos (couro/panos); 3,0% de borracha; 2,6% de embalagens Tetrapak; e 6,4% classificado como outros (fraldas, areia, isopor, pedaços de cerâmica, ossos).

- Massa Específica Aparente Úmida

A massa específica aparente úmida (ρ) é uma propriedade física dos resíduos expressa em Kg/m^3 (ALCÂNTARA, 2007). Essa grandeza tem ligação principalmente com a composição gravimétrica e umidade dos resíduos, pois constitui a relação entre a massa total dos resíduos (em Kg ou Tonelada) em função do volume (m^3) ocupado livremente, sem qualquer compactação (MELO, 2015).

Quando o resíduo é aterrado, esse parâmetro sofre influência da profundidade, idade do resíduo, compactação e por fatores ambientais externos ao maciço (NASCIMENTO, 2007).

Conforme Alcântara (2007), esse índice físico cresce com a profundidade devido aos recalques induzidos pelo peso das camadas subjacentes. Com o aumento da idade dos resíduos e a consequente mineralização da fração orgânica, ocorre aumento da (ρ), diminuindo, com isso, a porosidade no interior do maciço (LINS; JUCÁ, 2005).

A compactação é outro fator que interfere nesse parâmetro, de forma que, quanto mais compactado, maior será o valor da (ρ) em função da redução dos índices de vazios da massa de lixo e da permeabilidade à água (MONTEIRO, 2003).

O conhecimento dos valores de (ρ) é importante não só para os aspectos gerenciais de coleta, disposição e comportamento mecânico dos resíduos sólidos no aterro, mas também pelo fato de poder influenciar no processo de degradação da matéria orgânica, já que a (ρ) afeta os teores de umidade no interior no maciço (ALCÂNTARA, 2007).

Em um estudo realizado por Alcântara (2007) com resíduos sólidos da cidade de Recife - PE, a (ρ) foi determinada utilizando recipientes com 100L de capacidade, nos quais os resíduos foram lançados com o auxílio de uma pá manual, sem compactação, até enchê-los completamente. Para a pesagem do material, foi utilizada uma balança eletrônica digital com capacidade de até 100 Kg e sensibilidade de 0,02 Kg. O resultado foi expresso tendo como base a média de 4 determinações e todo o ensaio foi realizado na frente de recepção do RSU do Aterro Sanitário de Muribeca, localizado em Jaboatão dos Guararapes - PE. Os valores de massa específica aparente úmida encontrados pelo autor foram 227 Kg/m^3 e 295 Kg/m^3 . Um fato importante de mencionar é que, quando esses materiais foram compactados nos lisímetros construídos em sua pesquisa, essa massa específica foi de 227 para 661 Kg/m^3 e de 295 para 735 Kg/m^3 . Isso revela o potencial de compressibilidade do RSU, que neste caso conseguiu triplicar a sua massa.

Rezende *et al.* (2013) realizaram um estudo da composição gravimétrica e massa específica aparente úmida dos RSU da cidade de Jaú - SP. A origem do material era de dois

bairros da cidade, e o veículo utilizado para coleta foi um caminhão carroceria, sem a compactação dos resíduos domiciliares. Ao todo foram realizadas 4 viagens para realização da coleta, e de cada uma delas, retiraram-se cinco amostras em tambores de 100L, que foram pesados obtendo-se a massa específica aparente. Vale destacar que nesse estudo o autor denominou esse parâmetro físico como peso específico, mas como o cálculo foi feito através da razão entre a massa do resíduo e o volume do tambor, pode-se entender também como massa específica. A (ρ) do RSU foi 136,2 Kg/m³. De acordo com Rezende *et al.* (2010), essa informação é importante para o gerenciamento da coleta, transporte e disposição final no que se refere à determinação da capacidade volumétrica necessária para estas etapas.

Araujo *et al.* (2018) caracterizaram os resíduos sólidos gerados na cidade de Santa Cecília - PB. A determinação da massa específica aparente foi realizada no lixão que atende a disposição final do RSU da cidade, onde os resíduos misturados foram acondicionados em baldes de 100L sem compactação. Para essa determinação, cinco amostras foram pesadas em balança com capacidade máxima para 150 Kg. Conhecida a massa de resíduo colocada em cada recipiente e seu respectivo volume, estimou-se a massa específica aparente em Kg/m³. Como resultado, os RSU de Santa Cecília apresentam massa específica aparente média de 105,2 Kg/m³, apresentando valores abaixo dos encontrados na literatura. Segundo os autores, uma provável explicação está relacionada à forma com a qual os resíduos são coletados e transportados. Em Santa Cecília a coleta é realizada porta a porta em um caminhão caçamba sem compactação, o que favorece a não alteração do volume dos resíduos, diferentemente de outras cidades que geralmente usam caminhões compactadores na coleta do lixo domiciliar.

Oliveira *et al.* (2019) realizaram a caracterização física dos resíduos sólidos da cidade de Hidrolândia, Goiás. O município conta com um aterro sanitário para a disposição final do seu RSU e do montante encaminhado ao aterro, cerca de 2 toneladas foram separadas para realização da caracterização física. Esse material foi misturado e preparado via quarteamento. A massa específica aparente solta desses resíduos foi determinada utilizando-se 5 tambores de 200L, que foram preenchidos até a borda e posteriormente pesados. A média das cinco pesagens desses materiais revelou uma (ρ) de 201,8 Kg/m³, ficando dentro do intervalo (150 a 250 Kg/m³) considerado típico para o RSU do Brasil (BARROS, 2012). Oliveira *et al.* (2019) destacaram que o município realiza a coleta seletiva na cidade, e com isso, os resíduos leves e volumosos não são encaminhados para o aterro sanitário. Sendo assim, a (ρ) da cidade de Hidrolândia está relacionada às outras tipologias encaminhadas ao aterro, sobretudo a matéria orgânica que representa 63,54% da massa do RSU da cidade.

Almeida e Santos (2010) estimaram a massa específica aparente solta dos resíduos sólidos domiciliares recém coletados nas ruas de Fortaleza, Ceará. Para determinar esse parâmetro, encheu-se o tambor de volume conhecido ($0,1 \text{ m}^3$) com os resíduos sólidos e em seguida procedeu-se com as pesagens. A determinação da (ρ) foi realizada para cada componente da composição gravimétrica do resíduo, a saber: matéria orgânica, papel/papelão, plástico filme, plástico rígido, trapos, borracha, tetrapak, metal, vidro, madeira e outros. Tendo como base os valores médios das determinações, os valores da (ρ) dos materiais analisados foram: matéria orgânica (1.213 Kg/m^3); papel/papelão (338 Kg/m^3); plástico filme (224 Kg/m^3); plástico rígido (135 Kg/m^3); trapos (119 Kg/m^3); borracha (73 Kg/m^3); tetrapak (60 Kg/m^3); metal (53 Kg/m^3); vidro (50 Kg/m^3); madeira (41 Kg/m^3); e outros (240 Kg/m^3). Extraíndo-se uma média total dos valores médios de cada material, observou-se que a (ρ) dos resíduos domésticos de Fortaleza foi de 231 kg/m^3 , valor que segundo os autores caracteriza uma baixa compactação do lixo.

- Teor de Umidade

O teor de umidade dos resíduos sólidos é de fundamental importância para a vida dos microrganismos que decompõem a matéria orgânica existente no RSU (MELO, 2011).

Os microrganismos dependem de um meio aquoso para se desenvolverem (ARAÚJO, 2015), pois a água dilui nutrientes e realiza o transporte de enzimas e outros metabólitos importantes no processo de decomposição (MONTEIRO, 2003). Além disso, a água facilita a distribuição de microrganismos e promove a diluição de agentes inibidores na massa de RSU (LEITE, 2008). Conforme visto em Aires (2013), o teor de umidade em um aterro é influenciado por três fatores: a composição dos resíduos, as condições climáticas e as práticas de coleta de líquidos.

De acordo com São Mateus (2008), caso o sistema de cobertura do aterro seja eficiente em impedir a entrada de água da chuva no maciço, deve-se considerar que a influência dos fatores climáticos é minimizada e que a variação do teor de umidade dos resíduos se dará em função de outros fatores, como o processo de biodegradação, a idade do lixo e a profundidade do aterro. O aumento do teor de umidade em uma massa de resíduos contribui para um aumento da velocidade de degradação ou pode prejudicar a degradação da parcela orgânica (ARAÚJO, 2015). De acordo com a literatura revisada por Holanda (2016), a elevação do teor de umidade interfere diretamente na possibilidade de contato de microrganismo/substrato, assim como na relação substrato/substrato, produzindo reações químicas.

A umidade excessiva pode ser prejudicial à atividade dos microrganismos também por causa do estímulo a atividade fermentativa, que pode ocasionar o acúmulo de ácidos graxos voláteis (inibidores das metanogênicas) e por consequente, a acidificação do pH (CHIAN 1977; ALVES, 2008; MAYER, 2013). Os valores de umidade considerados mais adequados para decomposição dos RSU e melhor produção de metano variam entre 40% e 60%. Valores de umidade fora dessa faixa prejudicam a atividade metabólica dos microrganismos, podendo desestabilizar célula de resíduos (OLIVEIRA, 2001).

Cumpra lembrar também que o teor de umidade tende a aumentar com o aumento do percentual de matéria orgânica (LANDVA; CLARK, 1990), com o incremento da biodegradação e com a profundidade do aterro (GABR; VALERO, 1995).

A determinação do teor de umidade dos RSU é de grande valia para a previsão de balanço hídrico em aterros sanitários, pois este parâmetro representa uma das variáveis de entrada de água (OLIVEIRA, 2011).

O teor de umidade de um material orgânico pode ser expresso tanto em base úmida como em base seca. O teor de umidade em base úmida é a relação entre a massa de água e a massa total do produto, já o teor de umidade em base seca, a relação entre a massa de água contida no produto e a massa da matéria seca (MOHLER, 2010).

Conforme visto em Aires (2013), a determinação do teor de umidade por meio da base úmida é o mais utilizado em estudos sobre resíduos sólidos.

De modo geral, a metodologia utilizada para obtenção do teor de umidade de RSU varia entre autores, divergindo na temperatura do ensaio e no tempo que o material leva para secagem na estufa. Entretanto, temperaturas acima de 70°C tendem a fazer com que o componente orgânico perca massa (OLIVEIRA, 2011).

No estudo realizado por Aires (2013) numa célula experimental, a determinação do teor de umidade dos resíduos se deu pelo método da base úmida, tendo como base metodológica a NBR nº6.457 (ABNT, 1986). Para isso, 10g da amostra dos resíduos aterrados foram pesadas e encaminhadas para secagem em estufa à 60 °C por 24 horas. Devido ao elevado teor de matéria orgânica observado na composição gravimétrica, os valores de umidade dos resíduos analisados durante os 447 dias de monitoramento ficaram na faixa entre 40% e 60%, intervalo considerado ideal para o processo de degradação biológica dos resíduos (PALMISANO; BARLAZ, 1996; BIDONE; POVINELLI, 1999).

O teor de umidade na fração orgânica, em geral, tende a ser mais elevado em relação aos demais constituintes (CARVALHO, 1999). Em estudo realizado por Firmo (2013), a umidade foi expressa em peso úmido (base úmida), baseada na NBR nº6.457 (ABNT, 1986),

onde se manteve amostras de resíduos, com massa conhecida, em estufa a temperatura constante de 65°C até atingir uma massa final constante. No estudo foram analisados resíduos novos (*in natura*). O teor de umidade médio para o resíduo bruto novo foi de 70%. O autor também determinou as umidades dos componentes do RSU encaminhado ao Aterro de Muribeca e os valores obtidos foram: restos de comida (67,6%), papel/papelão (31,0%), madeira/coco (38,3%), resíduos de jardim (64,2%), resíduos têxteis (6,4%), resíduos sanitários (53,7%) e plásticos (5,8%).

Caldas *et al.* (2016) desenvolveram uma pesquisa com resíduos da cidade de Salvador - BA, e a determinação do teor de umidade foi realizado de dois modos. O primeiro foi determinar a umidade global do RSU por meio de uma amostra de 15 Kg, sendo os métodos empregados o da base seca e base úmida. O segundo modo foi determinar a umidade de cada componente do RSU utilizado na composição gravimétrica, por meio do método da base seca. A secagem dos resíduos ocorreu em estufa a uma temperatura de 70 °C até constância de massa. O teor de umidade da amostra global foi de 85,95% (base seca) e 46,18% (base úmida). Já os teores de umidade em base seca dos principais componentes do RSU foram: material orgânico (167,04%), papel/papelão (146,79%), Madeira (82,72%), plástico (74,64%) e têxtil (61,95%).

Santos (2012) realizou um estudo da umidade dos RSU utilizados no preenchimento de uma célula experimental no aterro sanitário de Caucaia, Ceará. O teor de umidade foi determinado em 10 amostras, de aproximadamente 1 kg cada de resíduos recém-coletados e previamente separados ao final dos ensaios da composição gravimétrica. Esse material permaneceu numa estufa ajustada à 65 °C até que as amostras atingissem peso constante, o que ocorreu depois de 4 dias. O teor de umidade presente nos resíduos sólidos após 96 horas (4 dias) variou de 31,5% a 42,8%, e a média das dez amostras foi de 37,7%. Conforme avaliação do autor do estudo, os resultados alcançados estão abaixo dos encontrados na literatura, e os valores encontrados indicam que os RSU destinados à célula experimental foram classificados como secos.

- Teor de Sólidos Voláteis

O teor de sólidos voláteis é um parâmetro de grande importância para o acompanhamento das alterações químicas, biológicas e físicas da massa de RSU (MONTEIRO, 2003). Segundo Alcântara (2007) esse componente funciona como uma medida indireta de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU, na medida em que quanto maior for o teor de sólidos voláteis, maior é a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta.

De acordo com Silva (2013), elevados teores de sólidos voláteis indicam uma fase inicial de decomposição. Por outro lado, baixos teores indicam que a matéria orgânica já passou por um processo acentuado de degradação (AIRES, 2013). Segundo Kelly (2002), quando o teor de sólidos voláteis se encontra abaixo de 20%, há pouca matéria orgânica e o resíduo pode ser considerado estabilizado.

Firmo (2013) afirma que a utilização isolada deste parâmetro pode levar a equívocos, pois alguns materiais apresentam elevados índices de sólidos voláteis e são classificados como moderadamente, lentamente ou não biodegradáveis, como é o caso dos têxteis, plásticos, borracha e couro, papel e papelão. Vilela (2015) explica que isso ocorre porque os sólidos voláteis são subdivididos em duas categorias: sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e sólidos voláteis refratários (SVR). Sendo assim, resíduos compostos por restos de comida e frutas são exemplos de SVB, já a lignina, por ser dificilmente degradada, é um exemplo de SVR.

Verma (2002) afirma que um elevado teor de sólidos voláteis e um baixo teor de SVR é o mais adequado para o processo de biodegradação. Cumpre salientar que os teores de umidade estão relacionados com os teores de sólidos voláteis, o que indica que a maior parcela de umidade presente na massa de resíduos deve-se à maior presença de matéria orgânica, já que ela retém maior quantidade de água, quando comparado aos demais componentes (JUCÁ *et al.*, 1999; MONTEIRO *et al.*, 2001; OLIVEIRA, 2011).

Em um estudo de caracterização da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos confinados em dois lisímetros, realizado por Filho (2019) na cidade de Campinas – SP, os sólidos voláteis foram determinados a partir da metodologia SM 2540 (APHA, 2012). Para isso, oito cadinhos foram colocados na mufla a 550 °C por duas horas (esterilização dos recipientes). Após isso, eles foram levados a um dessecador onde ficaram esfriando por meia hora. Posteriormente, cada cadinho vazio foi pesado em uma balança analítica. Em cada um desses recipientes foi adicionado 1g de amostra de resíduos, que foram novamente levados ao forno mufla, a 550°C por 1 hora, sendo a determinação dos sólidos voláteis feita a partir da diferença entre a massa inicial e final. No primeiro lisímetro analisado, o teor de SV variou de 12,2% a 53,7%, e no segundo lisímetro, oscilou entre 35,5% e 53,5%.

No estudo realizado por Lucena (2016), que buscou avaliar a geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares, a determinação do teor de SV foi realizada com base na norma inglesa WHO (1979) e SWEWW-2540E (2010), na qual entre 3 e 5g de amostra previamente seca em estufa e triturada foi colocado em uma mufla pelo período de 2 horas e meia, a uma temperatura de 550 °C. Após ser calcinada, a amostra foi levada ao dessecador a vácuo para posterior pesagem. O teor de sólidos voláteis da amostra de

resíduo atingiu um valor de 95,19%, o que indica uma presença significativa de materiais passíveis de degradação, e com isso, alto potencial de geração de biogás.

Oliveira (2011) avaliou a variação do teor de umidade e de sólidos totais e voláteis na fração pastosa dos resíduos encaminhados ao aterro de Cruz das Almas - BA. A determinação do teor de SV foi feita de duas formas. A primeira seguiu o que preconiza Carvalho (1999), que recomenda triturar e secar amostras de 50g em estufa ajustada a 70 °C durante uma hora, e após a secagem prévia, as amostras seguem para uma mufla a 550 °C, permanecendo lá por duas horas.

A segunda metodologia empregada foi a da CETESB (1998), que determina que a amostra seja triturada e reduzida a uma quantidade de 50g. Em seguida, levar à estufa a 103 °C por doze horas, sendo posteriormente retirada, pesada e posta na mufla a 550 °C durante uma hora. Pela metodologia de Carvalho (1999), os sólidos voláteis variaram de 33% a 63%, já os resultados obtidos pela metodologia da CETESB (1998) oscilaram entre 33% e 64%. Oliveira (2011) explica que, em linhas gerais, as duas metodologias apresentaram resultados semelhantes, porém, analisando os valores individuais, observou-se que a metodologia adotada por Carvalho (1999) fornece valores menores que a metodologia CETESB (1998); isso pode ser atribuído à queima de matéria orgânica, pois nesta metodologia a temperatura na secagem das amostras foi superior à metodologia adotada por Carvalho (1999).

2.1.7 O monitoramento

O monitoramento do aterro sanitário consiste em um conjunto de medições de campo e ensaios de laboratório durante a fase de operação do aterro e por mais 10 anos, no mínimo, após o término de sua vida útil (LANZA; CARVALHO; ALVIM, 2005). Esse monitoramento, além de obrigatório, complexo, dinâmico e extenso, envolve profissionais de diversos campos de atuação e, com sua execução correta, permite-se a identificação, em tempo hábil, de alterações no padrão de comportamento previsto e a proposição de medidas preventivas e corretivas, orientando os trabalhos de conservação e manutenção (BORGES *et al.*, 2016).

Geralmente, o monitoramento dos aterros sanitários se divide em monitoramento ambiental e geotécnico. O ambiental consiste no acompanhamento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Segundo o IBAM (2001), tais análises deveriam começar antes do início da operação do aterro para se avaliar a qualidade das águas e efetuar comparações futuras. No monitoramento da qualidade das águas superficiais, Borges *et al.* (2016) afirmam que as análises devem ser feitas tanto em laboratório

quanto no campo, e a escolha dos parâmetros analisados e sua frequência devem estar condicionadas à classificação do corpo d'água e as exigências do órgão ambiental.

Para as águas subterrâneas, Obladen; Ronsani Obladen; Barros (2009) sugerem a construção de no mínimo 02 poços de monitoramento (jusante e montante do aterro sanitário), no sentido do fluxo de escoamento. Uma publicação da RECESA (2008) sugere que o monitoramento ambiental contemple estudos sobre:

1. poluentes do ar: esse monitoramento tem o objetivo de avaliar a qualidade do ar do entorno desse empreendimento e evitar doenças, como as respiratórias. Para tal, são utilizados equipamentos como Hi-Vol e medidor de PM10 que devem realizar medições em pontos de amostragem na direção preferencial dos ventos;
2. poluição sonora: tem por finalidade avaliar e controlar os níveis de ruídos do aterro e de seu entorno, evitando efeitos negativos sobre os seres humanos, como perda da capacidade de trabalho, irritabilidade, estresse e até perda gradativa na audição. Devem ser considerados os abatimentos dos ruídos provocados de acordo com a NBR nº12.179 (ABNT, 1992), observando que os ruídos não poderão exceder os limites fixados pela Norma NBR nº10.152 (ABNT, 2017) e conforme Resolução do CONAMA 01 (BRASIL, 1990).
3. lixiviados: deve-se monitorar a qualidade e quantidade de lixiviados gerados no aterro sanitário. O objetivo é avaliar a eficiência do sistema de tratamento e atender aos padrões de lançamento em corpos de água. Tal monitoramento é realizado através de análises laboratoriais de diversos parâmetros, como DBO, DQO, sólidos, metais pesados, entre outros, realizados na entrada e na saída do sistema de tratamento.
4. gases: o monitoramento da qualidade e quantidade dos gases gerados no aterro sanitário permite acompanhar as fases de degradação e grau de estabilização dos resíduos, bem como seu potencial energético.

Além dos fatores já mencionados, existe a preocupação quanto à presença nos RSU de alguns metais pesados e Poluentes Orgânicos Persistentes⁴ (POP's), que são passíveis de bioacúmulo e, em certos casos, biomagnificação, o que amplifica os riscos e danos ambientais envolvidos (ANDRADE, 2005). Além desses poluentes, Costa *et al.* (2018) lembram que o lixiviado gerado nas células de aterro, que já apresentam alta carga orgânica e presença de metais pesados, é uma importante fonte de amônia: poluente que pode desencadear sérios problemas ao meio ambiente.

⁴ Compostos tóxicos, na sua quase totalidade sintéticos, gerados como produtos principais ou como subprodutos, da reação industrial do gás cloro com hidrocarbonetos de petróleo (ANDRADE, 2005).

Existe ainda outro aspecto a ser considerado: a interação entre a vegetação que cobre o aterro e a presença de elementos tóxicos nos RSU. Conforme Andrade (2005), essa interação entre vegetais e poluentes traz o risco da biodisponibilização de contaminante para cadeias tróficas, mas também se constituem em ferramentas práticas de fitorremediação e uso de bioindicadores (ANDRADE, 2005).

Na visão de Soares *et al.* (2011) esses ambientes podem também ser recuperados a partir da atuação dos microrganismos dentro de um processo chamado biorremediação. Segundo os autores, essa técnica vem sendo utilizada pelo menor custo e maior eficiência na remoção dos contaminantes que as técnicas físicas e químicas. Certos tipos de fungos (*Phanerochaete chrysosporium*), por exemplo, são capazes de degradar um amplo espectro de compostos químicos persistentes presentes em solos, como Dicloro Difenil Tricloroetano (DDT), dioxinas e outros poluentes orgânicos clorados (CAMERON *et al.*, 2000; ZOUARI *et al.*, 2002).

O monitoramento do gás é outra peça importante dentro do monitoramento ambiental de um aterro sanitário, pois os RSU podem alterar o ciclo do carbono no meio ambiente (ZHOU *et al.*, 2015), já que emitem Gases de Efeito Estufa - GEE (ESPÍRITU, 2019). Quando se decompõe, o RSU gera e lança na natureza os principais gases envolvidos no efeito estufa como o Dióxido de Carbono (CO₂), Metano (CH₄) e Óxido de Nitrogênio (NO₂), entre outros (ZHOU; JIANG; ZHAO, 2016).

Estes gases estão associados a mudanças climáticas globais, sendo que, dentre estes, o que possui maior potencial de aquecimento global é o Metano, cerca de 28 vezes mais prejudicial do que Dióxido de Carbono (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2015). Conforme visto em Silva, Freitas e Candiani (2013), os aterros sanitários são responsáveis por até 20% das emissões de Metano geradas pelas atividades antrópicas.

Nesse contexto, os sistemas de coleta (drenos, tubulações, bombas etc.) e tratamento dos gases gerados no aterro são muito importantes como forma de evitar ou mitigar o lançamento desses subprodutos no meio ambiente. O sistema de cobertura dos resíduos, por exemplo, é uma forma de evitar ou minimizar o escape de Metano do aterro sanitário (SILVA; FREITAS; CANDIANI, 2013). Entretanto, devido às condições climáticas, com ciclos de umedecimento e secagem, a camada de cobertura acaba perdendo sua eficiência ao longo do tempo (MARIANO; JUCÁ, 2010)⁵.

⁵Informações referentes às camadas de cobertura serão detalhadas na Seção 2.2 desta fundamentação teórica.

De acordo com a literatura revisada por Silva, Freitas e Candiani (2013), estudos mostram que as taxas de emissões de Metano em aterro sanitário variam de 0,004 a 14.794 g.m² por dia. O transporte e a dispersão desses poluentes são influenciados por algumas variáveis meteorológicas como a temperatura do ar, umidade, ventos, pressão atmosférica e precipitação pluviométrica (BARROS, 2013).

De modo paralelo ao monitoramento ambiental, deve-se proceder com o monitoramento geotécnico, cujo principal intuito é garantir a estabilidade do maciço durante a operação e o encerramento do aterro sanitário (KÖLSCH; BAUER, 2009). Para o IBAM (2001), todo o trabalho de enchimento das células do aterro deve ser acompanhado topograficamente, até a execução da declividade do platô final acabado, bem como a execução da declividade de fundo dos drenos secundários e do coletor principal, de modo a assegurar o perfeito escoamento do chorume coletado.

O monitoramento geotécnico dos maciços envolve também a avaliação dos recalques superficiais e das pressões nos líquidos e gases gerados no interior das células de resíduos sólidos (RECESA, 2008). Nesse tipo de monitoramento, geralmente, são utilizadas duas técnicas: implantação de marcos topográficos e piezômetros. Os marcos⁶ topográficos são instalados no topo dos maciços (também chamados marcos superficiais) e fora (chamados de marcos fixos). A partir daí são observados, por levantamento topográfico, os deslocamentos horizontais e verticais (CONDER, 2010).

Por meio dos piezômetros, pode-se avaliar os níveis de pressão no interior da massa dos resíduos depositados (maciço) exercidas pelo chorume e gás. O índice pluviométrico, quando analisado juntamente às leituras do piezômetro e de vazão de chorume, permite avaliar a eficiência da drenagem superficial (CONDER, 2010).

A estabilidade dos taludes é outro tema-chave dentro do monitoramento geotécnico dos aterros sanitários. Conforme Meneses; Sousa; Fernandes (2008), esse controle é fundamental para verificar a necessidade de adotar ações preventivas de engenharia para minimizar a ocorrência de deslizamentos de massas de resíduos que possam comprometer a segurança das operações do aterro sanitário.

É importante lembrar que as principais forças que atuam para desestabilizar os maciços são os deslocamentos verticais e horizontais.

Esses eventos são influenciados pela composição dos resíduos confinados no interior das células. Sendo assim, a heterogeneidade dos RSU é responsável pelo comportamento

⁶ Esses marcos são feitos de concreto e devem ser lidos mensalmente, acentuando-se a frequência de leitura no caso de recalques expressivos (IBAM, 2001).

geotécnico do aterro, principalmente devido às variações das propriedades de deformação e degradabilidade dos materiais (NASCIMENTO, 2007; ALCÂNTARA; JUCÁ, 2010).

As condições climáticas, a geometria do aterro e a estabilidade do solo também influenciam a integridade dos maciços (KÖLSCH; BAUER, 2009). Somam-se a isso fatores como: nível de lixiviado, coesão e ângulo de atrito entre os resíduos aterrados (RONG; ZHAOGUI; TUGEN, 2011).

Uma vez aterrados, os RSU adquirem certas propriedades mecânicas, como, por exemplo, resistência ao cisalhamento e à compressibilidade. Essas propriedades são influenciadas exatamente pela composição, proporção, estado de alteração da massa de resíduos e pelo comportamento mecânico de cada componente, isoladamente (NASCIMENTO, 2007; CARNEIRO, 2013; YIN, 2016).

Dessa forma, resíduos como plásticos, madeiras e tecidos, por serem componentes fibrosos, conferem aos resíduos uma maior coesão, um dos principais fatores que aumentam a resistência ao cisalhamento e minimiza os deslocamentos horizontais, o que favorece a estabilidade dos maciços (SCHULER, 2010). Stark, Huvaj-Sarihan e Li (2009) complementam que a resistência ao cisalhamento do RSU é função também de fatores como compactação, cobertura diária, umidade, idade dos resíduos, sobrecarga e processo de decomposição.

Os resíduos orgânicos são componentes que influenciam no deslocamento vertical dos maciços, devido a sua redução de massa e volume decorrente do processo biodegradativo (CARIBÉ, 2015; SILVA, 2017). Essas deformações podem acarretar o desenvolvimento de trincas e rupturas, tanto nos platôs quanto nos taludes (RIBEIRO, 2019).

A avaliação das condições de estabilidade dos maciços de RSU se inicia com inspeções de campo, que têm por objetivo avaliar a condição dos sistemas de drenagem de águas pluviais, processos erosivos, incidências de trincas nos taludes e no topo do maciço, dentre outras alterações (BORGES *et al.*, 2016). Além dessa estratégia, outras técnicas podem ser empregadas como parte do monitoramento da estabilidade dos maciços:

- a) Sondagem à Percussão (Ensaio SPT): através dela é possível verificar as características mecânicas dos maciços de RSU e de solos no interior das células (OLIVEIRA, 2002). No ensaio SPT, os resultados variam em decorrência da heterogeneidade e idade dos materiais aterrados (RIBEIRO, 2019), sendo que os resíduos sólidos antigos apresentam valores de resistência mais baixos, enquanto resíduos mais recentes apresentam valores um pouco mais elevados e com tendência de aumento com a profundidade (FUCALE; JUCÁ, 2002);
- b) Testes de carga: os testes de carga utilizados são dois, ensaios de prova de carga sobre placa (normalmente executados no topo do aterro ou nas camadas superficiais

dos RSU) e ensaios pressiométricos, usados em profundidades maiores (MARTINS, 2006). Esses testes, porém, apresentam limitações físicas, principalmente devido à heterogeneidade e compressibilidade do material, de modo que algumas falhas ou até mesmo grandes deformações não podem ser alcançadas (CAMPI; BOSCOV, 2011);

- c) Utilização de Inclinômetros: os inclinômetros são instrumentos que medem os desvios de inclinações por uma vertical, em duas direções do maciço, de forma quase contínua, através de instalação de tubo guia, em geral de alumínio, no maciço, e o uso de um torpedo dotado de um acelerômetro, que registra essas variações de inclinações, segundo uma vertical (BENEVENUTO *et al.*, 2019) Conforme Oliveira (2002), eles têm sido utilizados para monitorar movimentos laterais dos aterros sanitários;
- d) Teste de rigidez com Humboldt GeoGauge™: a utilização desse equipamento permite um ensaio não destrutivo em comparação a outros ensaios comumente realizados no dimensionamento mecânico-empírico do solo (MAIA; SILVA; BARROSO, 2018). Este equipamento tem sido utilizado em pesquisas no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), no Ceará⁷.

Além das técnicas e instrumentos já mencionados, Fayer (2018) e Ribeiro (2019) afirmam que a segurança dos aterros sanitários vem sendo avaliada por meio de programas computacionais. Um desses programas é o software STABL 5M, que utiliza dois métodos de análise de equilíbrio limite para calcular um Fator de Segurança (FS) para superfícies de falha de cisalhamento múltiplo para os modos de falha circular e de bloco (LAW *et al.*, 2003).

Em aterros sanitários, os Fatores de Segurança aceitáveis são 1,5 para a análise de estabilidade da inclinação estática e 1,3 para a pseudo-estática (sísmica) (LAW *et al.*, 2003; DATTA; VEERA, 2007).

As pressões neutras no interior da massa de resíduos, decorrentes da compactação, sobrecarga das camadas sobrejacentes, infiltração de águas pluviais e geração de lixiviado e gases, influenciam significativamente o Fator de Segurança dos aterros (SUZUKI, 2012). Uma drenagem ineficiente, por exemplo, ocasiona a formação de bolsões de líquidos e gases na massa de lixo, o que compromete a estabilidade do maciço (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE LIMPEZA PÚBLICA - ABLP, 2019).

⁷ Ribeiro (2019) e Pereira (2020) avaliaram a rigidez e o módulo de deformação do solo da camada de cobertura do ASMOC. Seus estudos revelaram uma alta variabilidade nas leituras desses parâmetros em função da heterogeneidade nos materiais que constituem a cobertura do aterro, desigualdade no processo de espalhamento e compactação dos solos. Esses resultados revelam a importância do controle operacional na fase de cobrimento do aterro. Percebe-se também que o emprego do Humboldt GeoGauge em aterros sanitários diversifica os métodos de monitoramento geotécnico desses empreendimentos.

2.1.8 O pós-uso de áreas de aterros sanitários

A maior parte dos aterros sanitários é instalada em centros urbanos ou em regiões metropolitanas e isso ocorre porque a área de disposição final não pode ficar distante da fonte geradora de RSU, a fim de não dificultar a logística ou aumentar os custos de transporte desse material. Dessa forma, Borchers *et al.* (2021) afirmam que o redesenvolvimento de áreas de aterros sanitários desativados é um desafio para a gestão urbana, dada a necessidade de reconstruir áreas degradadas e proporcionar benefícios econômicos, sociais e ambientais.

Segundo Cossu e Stegmann (2019), a forma final e a futura utilização prevista para o aterro devem ser planejadas no início do projeto, e nenhum uso do aterro deve ser implementado antes do alcance das metas ambientais desejadas. O pós-uso dessas áreas requer planejamento e projeto cuidadosos que leve em conta as características dos resíduos, bem como questões de saúde e segurança para evitar deslizamentos de terra ou assentamentos bruscos, provocando a liberação de gases tóxicos e lixiviados (WONG *et al.*, 2013).

As principais alternativas adotadas para reutilização dessas áreas é a construção de espaços abertos (parques, centros esportivos e de lazer), bosques e áreas de reflorestamento, geração de energia, uso para agricultura entre outros (BORCHERS *et al.*, 2021).

Conforme visto em Catapreta *et al.* (2019), um caso bem-sucedido de reutilização de área de aterro sanitário se deu na ilha de Nanjido, em Seul, Coreia do Sul. Em 1992 foi construído um aterro sanitário na ilha para receber os resíduos sólidos de Seul, porém, devido à má gestão e a problemas operacionais, o empreendimento se tornou um passivo ambiental e teve suas atividades encerradas em 1996. Após o encerramento, o governo local traçou um plano para recuperar a área.

A ideia inicial era construir o estádio que seria utilizado na copa do mundo de 2002, mas o aterro Nanjido se tornou um parque. A recuperação do ecossistema se deu por meio da implantação de espécies vegetais que ajudaram tanto na descontaminação da área, como na atração de diversas espécies de aves e outros animais. Vale lembrar que a existência de drenos de biogás nessa área permitiu o fornecimento de energia e aquecimento às instalações da copa do mundo, para prédios comerciais e residências instaladas no seu entorno (CATAPRETA *et al.*, 2019).

O aterro sanitário Hiraya, localizado na cidade de Tel Aviv (Israel), foi um dos maiores aterros do Oriente Médio e possuía cerca de 1 km de extensão, 87 m de altura e comportava 16 milhões de toneladas de RSU. Sua operação teve início em 1952 e após ocasionar graves passivos ambientais, o empreendimento teve sua operação finalizada em 1999 (CATAPRETA

et al., 2019). Em 2002, o governo israelense deu início ao processo de recuperação dessa área através da reabilitação da fauna e da flora. Nesse espaço, foram instalados um parque público, um centro de reciclagem de resíduos, e foi desenvolvido um complexo de lazer e recreação para o público local (LATZ, 2018).

Na cidade de San Antonio, estado do Texas - EUA, o aterro sanitário Tessman Road teve seu encerramento iniciado em 2008. Como alternativa para reutilização da área, foi aplicada uma cobertura com geomembranas integradas a um sistema solar fotovoltaico, conhecido como *Solar Energy Cover*, que cobriu uma área de 2,27 hectares dos taludes do aterro. Essa cobertura com geomembranas tem uma função dupla: proteger o aterro (intempéries, infiltração, erosão, variação de temperatura) e servir de superfície para instalação dos painéis solares flexíveis (TANSEL *et al.*, 2010; LOPES, 2017). A construção do projeto foi iniciada em dezembro de 2008 e concluída em abril de 2009, sendo a produção de eletricidade do conjunto fotovoltaico estimada em 182.319 kWh (LOPES, 2017).

Outro excelente exemplo é o Aterro Sanitário de Bremen, Alemanha. A gestão do aterro investiu em fontes alternativas de energia (térmica, eólica e solar) para aproveitar ao máximo as potencialidades desse empreendimento. O primeiro sistema implantado nesse aterro foi o de coleta, tratamento e conversão do biogás em energia elétrica que funciona desde 1997. A produção energética a partir do biogás é de 1,6 milhões de KWh de energia por ano. Em 2010, também entraram em operação no aterro de Bremen quatro turbinas para geração de energia através do vento. Essas torres eólicas possuem 100 metros de altura e 92 metros de diâmetro e produzem 4 megawatts de energia elétrica. Também em 2010, iniciou-se a produção de energia solar. Para isso, foi instalada uma planta fotovoltaica na cobertura do aterro, sendo sua produção anual de eletricidade de 52.000 KWh (FERREIRA, 2018).

A mineração de aterros sanitários também constitui uma boa ferramenta de gestão dessas áreas desativadas. Conforme visto em Sierra, Barrios e Morales (2014) a mineração de aterros sanitários tem a finalidade de recuperar espécies de valor comercial, material reciclável (metais, plásticos etc.), além do aproveitamento dos gases gerados para a produção de energia.

As principais atividades desempenhadas durante o processo de mineração de aterros desativados são:

Escavação do maciço: consiste na escavação do solo até atingir a camada de resíduos para posteriormente fazer uma seleção de resíduos reutilizáveis (GUPTA *et al.*, 2014);

Coleta e classificação dos materiais: Nesta etapa, os resíduos são selecionados, procurando principalmente aqueles passíveis de reciclagem, como metais, plásticos, vidros entre outros (TOM *et al.*, 2013);

Processamento dos resíduos orgânicos: Nesta fase, procura-se reaproveitar os elementos orgânicos, por meio de compostagem ou outro processo que gere reações químicas que permitam a produção de energia através da biomassa (ARTHUR; BREW, 2010; BOSMANS *et al.*, 2014).

Ainda faltam informações sistematizadas sobre metodologia, projeto e tecnologias utilizadas na mineração de aterros sanitários desativados. Um estudo de revisão de literatura realizado por Sierra, Barrios e Morales (2014) oragnizou os principais casos de mineração de aterro no mundo, e estes são comentados a seguir. O primeiro caso reportado ocorreu em Tel Aviv, em 1953, onde a má concepção do aterro sanitário levou à exploração de resíduos sólidos para recuperação do solo. Em 1989, houve uma experiência na Índia, onde foi realizado um estudo piloto para compostagem. Posteriormente, nos anos de 1990 a 1995, alguns estados Norte-Americanos como Nova York, Flórida e Connecticut focaram no uso da mineração para a recuperação de aterros sanitários, a fim de promover a recuperação de terras, o uso de aterros para gerar energia e evitar a contaminação das águas subterrâneas. Na Europa, o primeiro país a entrar nessa tendência foi a Alemanha em 1994, com o objetivo de promover a reciclagem dos materiais aterrados e a recuperação de aterros sanitários (SIERRA; BARRIOS; MORALES, 2014).

Além das opções mencionadas anteriormente, outra estratégia de reutilização dessas áreas é a construção de novos aterros em cima daqueles desativados.

Dalpe e Torre (2021) relatam que o aumento da necessidade de disposição de resíduos levou a novas soluções para aumentar as capacidades de armazenamento, como por exemplo a expansão de aterros desativados. O objetivo dessas expansões é maximizar os resíduos que podem ser armazenados com segurança na mesma área de aterro. Esse processo de expansão é mais econômico, facilita a obtenção der licenças e encontra menos resistência do público em comparação com as expansões nas direções laterais.

Os modos de expansão incluem expansão vertical, horizontal e composta. A expansão vertical também é chamada de “*piggyback*” é a mais empregada e consiste em empilhar e adicionar camadas de resíduos em cima de aterros desativados, respeitando-se o controle geotécnico e tecnológico. Exemplos deste método são observados no Landfill Peabody, Massachusetts, no Cherry Island Landfill, Delaware e no Quarantine Road Landfill, Maryland (Sheng *et al.*, 2021).

No cenário brasileiro, a questão da disposição final dos resíduos e a utilização dessas áreas após a desativação ainda é incipiente, já que o país ainda enfrenta dificuldades na extinção de áreas de disposição inadequadas (lixões e aterros controlados) e adoção de aterros sanitários.

Os poucos aterros brasileiros já desativados com alguma estratégia de redensolvimento localizam-se principalmente na cidade de São Paulo (BORCHERS *et al.*, 2021); alguns casos podem ser verificados no estado do Paraná e da Bahia.

O primeiro parque público da América Latina construído sobre aterro sanitário está situado na cidade de São Paulo. Trata-se do Parque Raposo Tavares, construído em 1981 e que ocupou o espaço deixado por um aterro que funcionou entre 1967 e 1979. A infraestrutura do local conta com pista de corrida, playground, campo de futebol, quadras poliesportivas e trilhas de caminhada, além de um ecoponto e uma central de triagem de materiais recicláveis (BARROS, 2011; BORCHERS *et al.*, 2021).

Ainda em São Paulo, o Parque Jardim Primavera, localizado na Vila Jacuí (zona leste), com 122.000 m², foi construído sobre o antigo Aterro Sanitário do Jacuí, que foi desativado em 1989 e a primeira fase de implantação do parque foi concluída em 2012 (CATAPRETA *et al.*, 2019).

Em Curitiba, Paraná, o aterro sanitário do Caximba cessou suas atividades em 2010 após vinte anos de operação. Seu plano de encerramento previa o controle e monitoramento dos passivos ambientais (tratamento dos efluentes líquidos e gasosos, estabilização geotécnica e de recalques diferenciais) e que as atividades na área estariam restritas à pesquisa, educação ambiental e aproveitamento do biogás.

O plano também previa o isolamento da área de forma natural, com a composição de uma cortina arbórea de espécies nativas circundando todo o terreno. A etapa atual desse plano está desenvolvendo um projeto adicional que consiste na instalação de painéis solares no aterro desativado (CURITIBA, 2009; BORCHERS *et al.*, 2021).

Na cidade de Salvador, Bahia, o Parque Socioambiental de Canabrava foi construído sobre um antigo lixão que atendeu a disposição final dos resíduos da cidade entre 1974 e 1997. Já requalificado e urbanizada, a área conta com espaços de práticas esportivas e outros equipamentos, além de um complexo para geração de energia a partir de biogás, uma usina de triagem de detritos e uma unidade de compostagem para produção de adubos (STUERMER *et al.*, 2011). No local também já foram realizadas ações de reflorestamento com o plantio de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica (BORCHERS *et al.*, 2021).

A arborização paisagística desses locais também é uma opção. Conforme Artuso; Cossu, Stegmann (2019) a distribuição da vegetação deve ocorrer em total conformidade com a

paisagem original existente e deve estar em sinergia com as operações e funções previstas pelo projeto de recuperação.

Estudo realizado por Matos (2016) acompanhou o processo de revegetação de uma célula encerrada há 20 anos no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia, CE. A autora identificou vegetais de 22 espécies, com exemplares da caatinga e de outros biomas, durante seu levantamento florístico. A análise físico-química do solo mostrou condição favorável para a sobrevivência e desenvolvimento da cobertura vegetal, que se concentrou no topo da célula e na vertente barlavento, sob a influência da direção dos ventos e da concentração de umidade.

2.2 Camadas de Cobertura de Aterro Sanitário

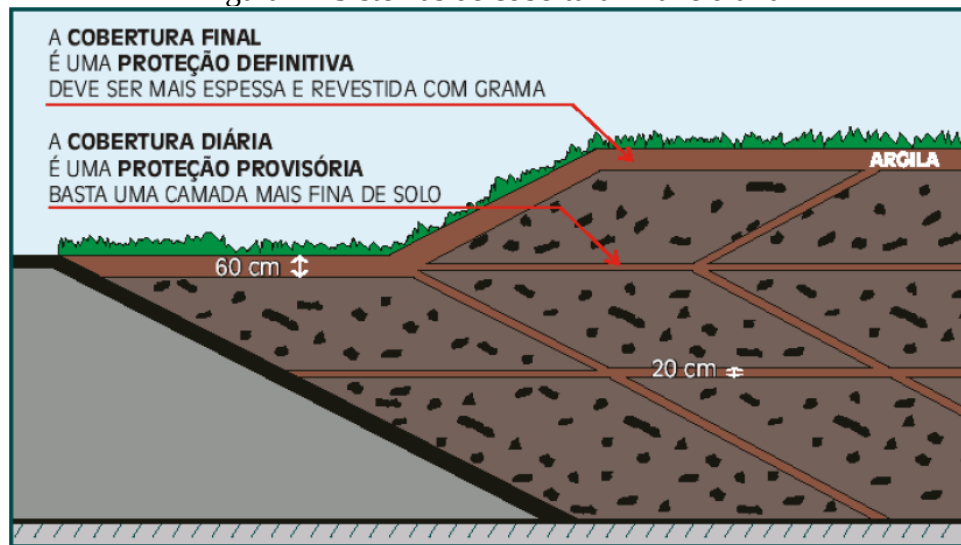
As principais atribuições do sistema de cobertura (diário, intermediário e final) de um aterro são impedir a infiltração das águas pluviais no maciço, evitar a proliferação de vetores de doenças, a catação, o arraste de materiais pela ação dos ventos e facilitar a movimentação das máquinas e veículos sobre o aterro (INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA - IPT, 2000).

Além disso, Ferreira e Mahler (2006) afirmam que esse sistema de proteção influencia o processo de biodegradação dos resíduos aterrados e controla a emissão de biogás para a atmosfera. De acordo com Gomes e Martins (2003), a cobertura diária é realizada ao fim de cada jornada de trabalho e a cobertura intermediária é executada naqueles locais onde a superfície de disposição ficará inativa por um período mais prolongado, aguardando, por exemplo, a conclusão de um patamar para início do seguinte.

Almeida *et al.* (2010) explicam que em aterros de grande porte, devido às questões operacionais, as camadas intermediárias ficam expostas por 2 ou 3 anos até receberem os resíduos novamente. Estas camadas não possuem o controle de execução de uma camada final, sendo assim, o estudo dessas barreiras tem sua importância.

Para garantir sua eficiência, essa barreira física deve possuir atributos comuns a sistemas impermeabilizantes, como: estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência a intempéries e compatibilidade físico-química-biológica com os resíduos aterrados (RECESA, 2008; LINS *et al.*, 2008).

Figura 1 - Sistemas de cobertura final e diária



Fonte: CONDER (2002)

De acordo com a United States Environmental Protection Agency - USEPA (2004), a camada de cobertura deve apresentar uma espessura de solo compactado da ordem de 0,45 m acrescido de outra camada de 0,15 m de um material que favoreça o desenvolvimento de uma vegetação de proteção superficial contra a erosão da camada de solo. A escolha do tipo de camada de cobertura leva em consideração algumas particularidades do local onde se pretende aplicar essa camada, como o clima, a disponibilidade e o custo de solos naturais argilosos (COSTA, 2015a). Os materiais comumente utilizados para execução das camadas de cobertura são: geocomposto argiloso (*geosynthetic clay liner* – GCL), geomembranas (GM), solo compactado (*compacted clay liner* - CCL) ou a combinação desses materiais (COSTA, 2015b).

É importante ressaltar que no Brasil não há uma padronização quanto ao tipo de solo que pode ser utilizado na cobertura do aterro, características geotécnicas, espessura e manutenção ao longo do tempo (MARIANO, 2008). A NBR nº13.896 (ABNT, 1997) estabelece que seja adotado, independentemente do tipo de cobertura utilizada, um parâmetro mínimo de impermeabilização (permeabilidade à água) da camada de cobertura na ordem de 10^{-6} cm/s.

A maioria das regulamentações utilizam a permeabilidade do solo à água como um dos critérios essenciais para escolha do material adequado de impermeabilização superficial dos resíduos aterrados (ARAUJO, 2018). O coeficiente de permeabilidade (k) é entendido como a velocidade de escoamento média do fluxo de água em um solo sob a ação de um gradiente hidráulico unitário. A condutividade é influenciada pelos tamanhos das partículas e porosidade do solo, e especialmente, pela atividade das partículas mais finas. Quanto menores as partículas e menores os vazios entre elas, maior a resistência ao fluxo de água (COSTA, 2015b).

De acordo com a USEPA (2004) o solo utilizado nessas camadas deve apresentar Índice de Plasticidade (IP) entre 7 e 15%, ou seja, possuam a capacidade de moldagem e acomodação diferencial das partículas, além de resistência ao craqueamento ocasionado pelas variações de umidade. Além disso, não devem permitir permeabilidade à água superior a 10^{-7} cm/s (EPA, 2016). A permeabilidade do solo de cobertura do aterro sanitário pode ser determinada em laboratório ou no próprio campo.

Os métodos utilizados para determinação da permeabilidade em laboratório se baseiam na lei de Darcy, onde são aplicadas cargas hidráulicas em amostras indeformadas coletadas em campo. Quando os solos são mais granulares (com alta permeabilidade), a determinação é feita por meio de permeâmetros com carga constante, conforme a NBR nº13.292 (ABNT, 1995). Por outro lado, quando os solos são mais argilosos (com baixa permeabilidade), a determinação é feita por meio de permeâmetros com carga variável, como preconiza a NBR nº14.545 (ABNT, 2000).

Os métodos *in situ* mais utilizados são o do permeâmetro de *Guelph* e o infiltrômetro de anel duplo (ARAUJO, 2017). O método do permeâmetro de *Guelph* utiliza um furo realizado na camada de cobertura, onde se aplica uma carga hidráulica constante e se mede a condutividade hidráulica saturada de campo (AGUIAR, 2001).

Por sua vez, o infiltrômetro de anel duplo consiste em dois tubos cilíndricos de diâmetros diferentes que são cravados concetricamente no solo. Para realizar o ensaio, coloca-se água no cilindro interno e externo, medindo-se em intervalos de tempo progressivamente maiores a vazão de equilíbrio da lâmina de água (LISBOA, 2005). Costa (2015b) ainda destaca que a condutividade hidráulica em solos compactados varia diretamente em função da umidade de compactação, da massa específica seca e da energia de compactação. Mitchell *et al.* (1965) avaliaram a influência da energia de compactação na condutividade hidráulica e os resultados mostraram que o incremento da energia de compactação acarretou uma diminuição na condutividade hidráulica, especialmente nos pontos próximos ao teor de umidade ótimo.

No Brasil, a maioria dos aterros executa suas camadas cobertura com solos argilosos compactados na umidade ótima e na massa específica aparente seca máxima (ARAUJO; RITTER, 2016; COSTA, 2015a; HUSE, 2007). Isso ocorre porque as argilas são materiais que têm a capacidade de reduzir a condutividade hidráulica, pois quando esses materiais apresentam média e alta plasticidade, têm a capacidade de reter uma quantidade de água, por vezes, maior que seu próprio peso (HAMDI; SRASRA, 2013).

Contudo, mesmo com suas vantagens, a utilização dos solos argilosos na cobertura do aterro apresenta algumas limitações, como, por exemplo, a perda de umidade devido ao

ressecamento do solo resultante da evaporação da água. Sendo assim, a utilização de uma camada de cobertura apenas com argila compactada não é indicada para locais de climas áridos ou semiáridos, pois esse sistema sofre modificações físicas significativas que afetam a sua eficiência (ZORNBERG *et al.*, 2003; USEPA, 2004; SOARES, 2011).

Na região semiárida do nordeste brasileiro, por exemplo, predominam os solos rasos, que tendem a se saturar na estação chuvosa e ressecar facilmente nos períodos de estiagem, pois, nessa região de clima tropical quente, há elevados índices de evapotranspiração durante todo o ano e grandes variações pluviométricas (MENEZES *et al.*, 2013).

Como forma de mitigar esse problema, Lu *et al.* (2015) relatam que uma alternativa é a utilização de uma vegetação rasteira ou compostos capazes de reter a água no solo, de modo que se reduza a perda d'água para o ambiente e, com isso, atinja-se a máxima eficiência da camada de cobertura. Uma segunda alternativa é adicionar camada de produto compostado (rico em matéria orgânica) sobre a camada de argila, já que esse compostado aumenta a capacidade de retenção de água na superfície da cobertura (COSTA *et al.*, 2018).

Além de reter a umidade no solo, esse material traz consigo colônias de microrganismos que oxidam o metano que eventualmente escape pela camada de cobertura, reduzindo assim as emissões fugitivas de gás metano para a atmosfera (PENTEADO *et al.*, 2019; LOPES *et al.*, 2010). Os sistemas de cobertura, durante a operação e após o encerramento do aterro, estão sujeitos a muitas solicitações como variações de temperatura, ciclos de umedecimento e secagem, recalques causados pela decomposição dos resíduos, movimento de veículos, erosão por água ou vento, presença de raízes e animais.

Esses fatores podem colapsar o sistema de cobertura, acarretando a perda de estanqueidade e o aparecimento de fissuras e trincas, que criam vias preferenciais de fluxo de água e gás e aumentam a permeabilidade das camadas de cobertura (BOSCOV, 2008). Diante disso, Araujo (2018) destaca a importância do monitoramento do sistema de cobertura de aterros, e que o entendimento do comportamento geotécnico do solo, *in situ* e em laboratório, possibilitam a eficiência e a segurança desejada ao projeto de sistemas de cobertura.

2.3 Dinâmica da água no aterro sanitário

A água exerce uma função essencial dentro do aterro sanitário, pois é responsável pela integração dos fenômenos que ocorrem dentro do maciço, seja transportando materiais de um ponto a outro ou promovendo reações químicas. Por essa razão, tanto a quantidade de água disponível quanto as características do seu escoamento são determinantes para o desempenho

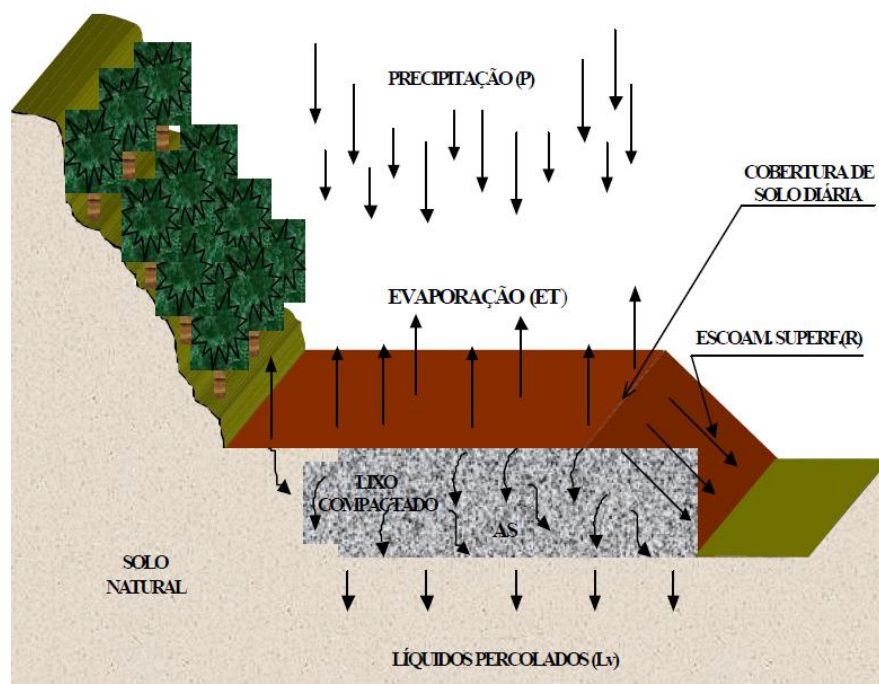
do processo de degradação dos resíduos sólidos (FERREIRA, 2010).

O balanço hídrico é uma das principais formas de avaliar a disponibilidade de água numa determinada região, podendo fornecer estimativas da evapotranspiração, da deficiência e do excedente hídrico e do armazenamento de água no solo (SANTOS; CHANG; KIANG, 2012).

O seu conhecimento é muito importante durante a operação e o monitoramento do aterro sanitário, pois ele permite acompanhar o volume de água armazenada no solo e no interior do maciço, bem como a geração de efluentes líquidos e gasosos associados à infiltração de água no aterro (SILVA, 2008).

Segundo Ehrig (1983), a precipitação é o fator mais importante no que se refere à entrada de água em um aterro sanitário, e as principais saídas são a evaporação, o escoamento superficial e a percolação do lixiviado.

Figura 2 - Dinâmica da água no aterro sanitário



Fonte: Corrêa Sobrinho (2000).

Vala destacar que na região semiárida a pluviosidade é marcada pela variabilidade espaço-temporal, com precipitação reduzida e irregular durante o ano. Associado a isso, os altos níveis de radiação solar incidente na região resultam em elevadas taxas evapotranspiratórias, que reduzem a umidade do solo e a quantidade de água armazenada nos reservatórios, promovendo um balanço hídrico anual negativo (CORREIA *et al.*, 2011).

De acordo com Corrêa Sobrinho (2000), a entrada de água no maciço de aterro ocorre em duas ocasiões. A primeira corresponde ao período de execução da célula, sendo as principais

fontes a precipitação que cai sobre a área de operação e a umidade do próprio lixo. A segunda corresponde a fase após a cobertura final, onde somente a água que infiltra através da cobertura é que percola pela massa de resíduo. A água infiltrada no solo sofre a ação da capilaridade e da gravidade, e atinge a massa de resíduos, umedecendo-a de cima para baixo. Mesmo após o encerramento da chuva, ainda ocorre a movimentação de água no interior da célula (IPT, 2000).

O fluxo de água em meios porosos está relacionado com a quantidade de líquido que se desloca nos vazios do solo. O coeficiente de permeabilidade é uma grandeza que mede a facilidade com que um fluido escoar através de um meio poroso (LOPES, 2011).

Considerando-se um solo seco submetido a taxas de precipitação maiores que de infiltração, a entrada de água no solo é máxima no início do evento chuvoso e sofre um decréscimo exponencial, até atingir uma taxa constante de entrada de água no solo (MORAIS, 2012).

Römken e Prasad (2006) afirmam que outro fator importante no processo é a intensidade da chuva precipitada sobre a superfície. Chuvas com intensidades menores, porém de maior duração, acarretam infiltrações com perfis de umedecimento mais profundos do que chuvas curtas e intensas, com igual volume de precipitação.

À medida que a água percola pelo aterro, uma parte é retida e outra é transmitida pelos poros do solo e dos resíduos. Os resíduos sólidos, inicialmente, agem como uma esponja e simplesmente absorvem a água que entra no maciço, o que eleva o seu teor de umidade (SCHALCH, 1984).

Entretanto, quando o fluxo de água continua dentro do sistema, tanto o solo quanto a massa de resíduos atingirão um teor de umidade de equilíbrio, denominado capacidade de campo (CC), onde qualquer acréscimo de água resultará na percolação de igual quantidade de massa (LAL; SHUKLA, 2004).

Tozzeto (2008) lembra que a retenção de umidade pelos resíduos não é uniforme, pois a massa de lixo aterrada é um meio heterogêneo e anisotrópico. Os principais fatores que influenciam a CC dos resíduos sólidos são a porosidade, teor de umidade, pressão (compactação) e a idade dos resíduos (LAL; SHUKLA, 2004; VELÁSQUEZ *et al.*, 2003).

Conforme a literatura revisada por Corrêa Sobrinho (2000), os valores de capacidade de campo gravimétrico encontrados num programa experimental variaram de 225%, para lixo novo com baixa pressão de confinamento, a 55% para lixo velho comprimido, mostrando que com o avanço da idade dos resíduos, a CC diminui.

A Tabela 1 mostra os principais fatores que controlam a presença de água dentro do aterro sanitário.

Tabela 1 - Principais fatores que influenciam o balanço de água no aterro

FATORES	RELAÇÃO COM O BALANÇO DE ÁGUA
Teor de umidade dos resíduos	Água de constituição dos resíduos sólidos; água absorvida da atmosfera
Teor de umidade do material de cobertura do aterro	Quantidade de água presente no solo de cobertura; depende do tipo de material e da estação do ano
Água que infiltra no topo do aterro	Precipitação pluviométrica que percola na cama de cobertura
Água consumida na formação do biogás	Durante a decomposição anaeróbia dos compostos orgânicos
Água consumida na forma de vapor d'água	Saturação do biogás por vapor d'água
Água evaporada	Evaporação que ocorre de acordo com as condições climáticas locais

Fonte: Rios (2016).

De acordo com Simões *et al.* (2005), a avaliação dessas diversas parcelas de água requer o conhecimento de informações como: dados meteorológicos (pluviometria, temperatura, radiação solar, umidade relativa), propriedades dos resíduos (composição, umidade, permeabilidade, capacidade de campo), dados operacionais (histórico de enchimento do aterro, sistema de drenagem interno, registro de vazões de escoamento superficial), dados de monitoramento ambiental (volumes de lixiviados e gases extraídos) e geotécnicos (níveis internos de líquidos).

Em aterros sanitários, é interessante que haja a percolação de água nas suas camadas intermediárias, para que ocorra a interação do lixiviado novo com os resíduos antigos, facilitando o processo de degradação deles. Por outro lado, as camadas de base e de cobertura final do aterro devem possuir baixa permeabilidade, para evitar o contato dos fluídos do interior do aterro com a água subterrânea e a precipitação atmosférica (BELFORT *et al.*, 2019).

Segundo Franceschet *et al.* (2005), as fontes de produção do lixiviado são a própria umidade inicial dos resíduos sólidos, a água gerada no processo de decomposição biológica e a água da chuva que percola pela camada de cobertura. Sendo assim, as propriedades do solo de cobertura do aterro são importantes, visto que a infiltração e a percolação dos líquidos dependem das características desses materiais.

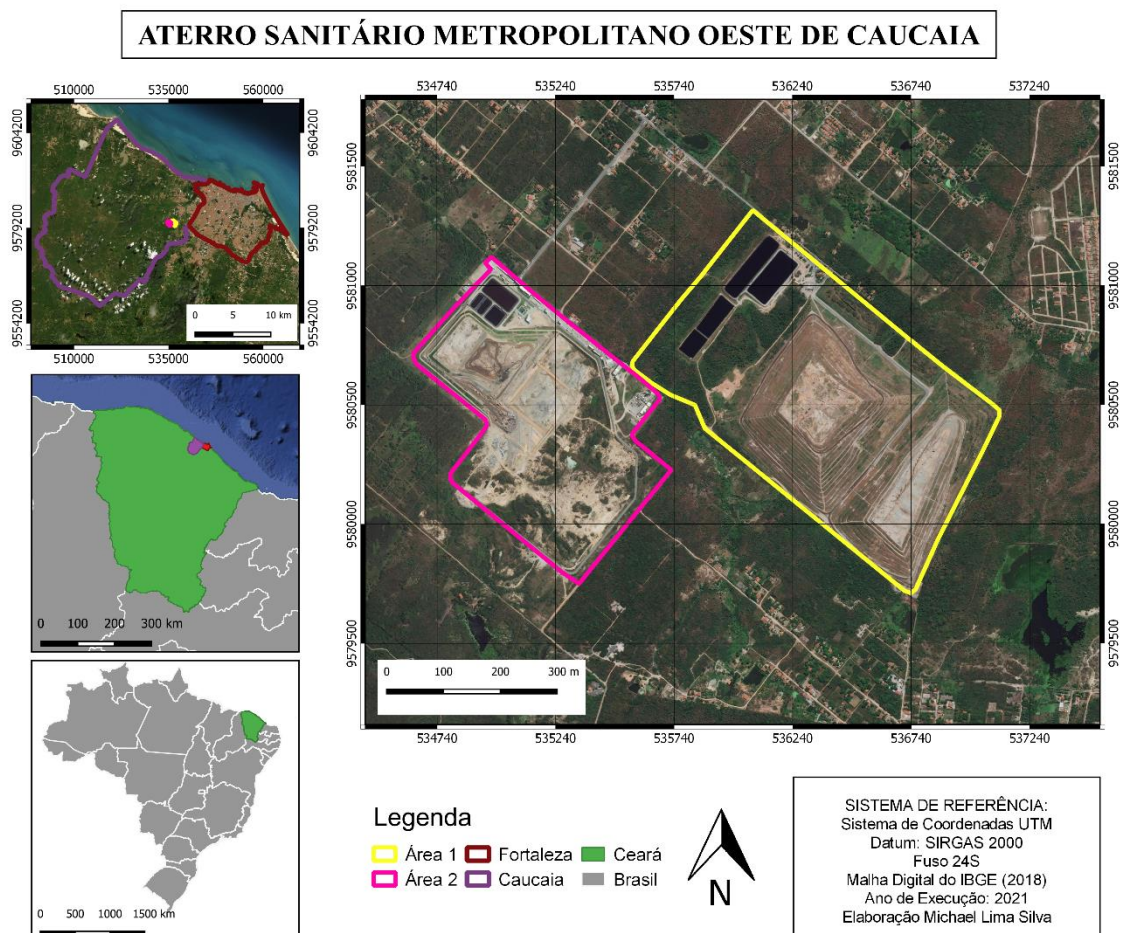
Diante disso, Padilha (2007) considera o balanço hídrico como peça-chave para o projeto de sistemas de cobertura final e de impermeabilização do fundo de aterros, pois seu conhecimento significa entender a variação de umidade no interior da massa de resíduos ao longo do tempo. Silva (2008) completa afirmando que o balanço hídrico é muito importante em projeto de aterros sanitários, como medida de proteção ambiental, já que ele permite monitorar o volume de água armazenada e tendo em vista que a geração de efluentes líquidos e gasosos está associada à permeabilidade de água na cobertura do aterro.

3 MATERIAIS E MÉTODO

3.1 O local de estudo

O presente estudo foi realizado no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), situado na Região Metropolitana de Fortaleza, que dista 30 Km, pelas BR-222 ou BR-020, da cidade de Fortaleza, capital do estado do Ceará. A Figura 3 mostra o município de Caucaia e a localização da área do aterro.

Figura 3 - Localização das áreas estudadas



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Durante os trabalhos de campo, a disposição final dos resíduos sólidos coletados em Fortaleza-CE estava em transição: uma área em encerramento (ÁREA 1) e outra sendo iniciada (ÁREA 2), conforme a Figura 3.

Apesar de contíguas, as áreas comportam aterros sanitários com tecnologias bem diferentes: a ÁREA 2 conta com impermeabilização de fundo de geomembrana de PEAD, pós-

tratamento dos lixiviados, inclusive com uma planta piloto de osmose reversa, e implantação da rede de aproveitamento do gás metano desde a fundação de cada célula. A ÁREA 1 utilizou apenas o solo local na impermeabilização de fundo, seus lixiviados eram tratados em lagoas de estabilização e após seu encerramento vinha sendo perfurada para instalação dos poços de gás (adequados ao aproveitamento).

3.2 Caracterização quanti-qualitativa dos RSU

3.2.1 Determinação da quantidade e tipologia dos resíduos

Para alcançar esse objetivo foram levantados informações e dados junto ao setor de monitoramento da ACFOR (Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental), localizada na Av. Antônio Sales, 1885, Dionísio Torres, Fortaleza-CE. As informações foram recebidas e tabuladas, permitindo a construção de gráficos e tabelas com as quantidades e as tipologias dos RSU recebidos no ASMOC na última década (2012 a 2021)

Diante da estatística de recebimento de RSU no ASMOC e dos dados populacionais do IBGE, determinou-se a geração *per capita*, expressando os resultados em Kg/habitante.dia. Para efeito de comparação, foi realizada uma consulta à base de dados mais recente do SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento) de 2020, considerando a geração *per capita* de todas as capitais brasileiras e do Distrito Federal.

3.2.2 Determinação da Composição Gravimétrica

Para alcançar esse objetivo, foram realizados, em janeiro de 2021, ensaios de composição gravimétrica (% massa/massa) em 06 amostras de 200Kg resultantes de um quarteamento, sendo 02 amostras provenientes de veículos compactadores, 02 de carretas que passaram na estação de transbordo do Jangurussu e 02 amostras dos resíduos coletados pelas caçambas basculantes. Para realizar esse ensaio, a amostra inicial de cada veículo foi de aproximadamente 1600 Kg de RSU.

Entender a origem do RSU coletado por cada veículo é muito importante para interpretar os resultados da composição gravimétrica. Em Fortaleza-CE, os resíduos coletados nos bairros da região Leste, parte da Norte, parte da Sul e do Centro são enviados para a estação de transbordo do Jangurussu, onde existem dezenas de catadores informais separando materiais.

Do transbordo, os resíduos são enviados até o ASMOC por meio de carretas. Já os resíduos coletados nos bairros da região Oeste e nas porções restantes da Norte e da Sul são enviados diretamente para o ASMOC pelos caminhões compactadores. Outra modalidade de coleta realizada em Fortaleza é por meio das caçambas basculantes, que ficam localizadas em pontos estratégicos da cidade e coletam resíduos dos “pontos de lixo” (esquinas, calçadas, terrenos). As carretas e compactadores movimentam, majoritariamente, resíduos domiciliares, enquanto as caçambas são utilizadas nas atividades e serviços da limpeza urbana (praças, canais, feiras, “pontos de lixo”), onde são observados resíduos volumosos (mesas, pneus, sofás, podas de árvores, entulho etc.).

Como o trabalho de campo ocorreu em plena pandemia, buscou-se abreviar a manipulação dos resíduos, determinando apenas 03 grupos de materiais, genericamente chamados:

Grupo 1: resíduos degradáveis (restos de alimentos, papel, papelão, podas e resíduos de jardim).

Grupo 2: resíduos dificilmente ou não degradáveis (vidros, plásticos e metais).

Grupo 3: rejeitos (entulho e demais itens não classificados anteriormente), Figura 4.

Figura 4 - Disposição dos resíduos do compactador para os ensaios. ASMOC-CE



Fonte: Autor (2021).

3.2.3 Determinação da Massa Específica Aparente Úmida

Para determinar a massa específica aparente úmida, foram extraídas 04 amostras de cada veículo, totalizando 24 amostras. Os materiais, ainda misturados, foram colocados em tambores de 100L ($0,1\text{m}^3$) e imediatamente pesados em uma balança eletrônica de plataforma, sem compactação, Figura 5. A (ρ) foi expressa em Kg/m^3 e a metodologia adotada foi a mesma preconizada pela CEMPRE (2018).

Figura 5 - Equipamentos utilizados no ensaio de massa específica aparente úmida



Fonte: Autor (2021).

3.2.4 Determinação do Teor de Umidade e de Sólidos Voláteis

Foram coletadas e analisadas 04 amostras de resíduos domiciliares *in natura* de veículos compactadores e recepcionadas na frente de transbordo da ÁREA 2. Para a coleta das amostras de resíduos aterrados, foram realizadas perfurações nas células das duas áreas. Na Área 1, foram perfurados dois pontos em três diferentes profundidades: 4, 8 e 12 metros, em março de 2021, Figura 6.

Figura 6 - Localização dos pontos de coleta de RSU aterrado na Área 1

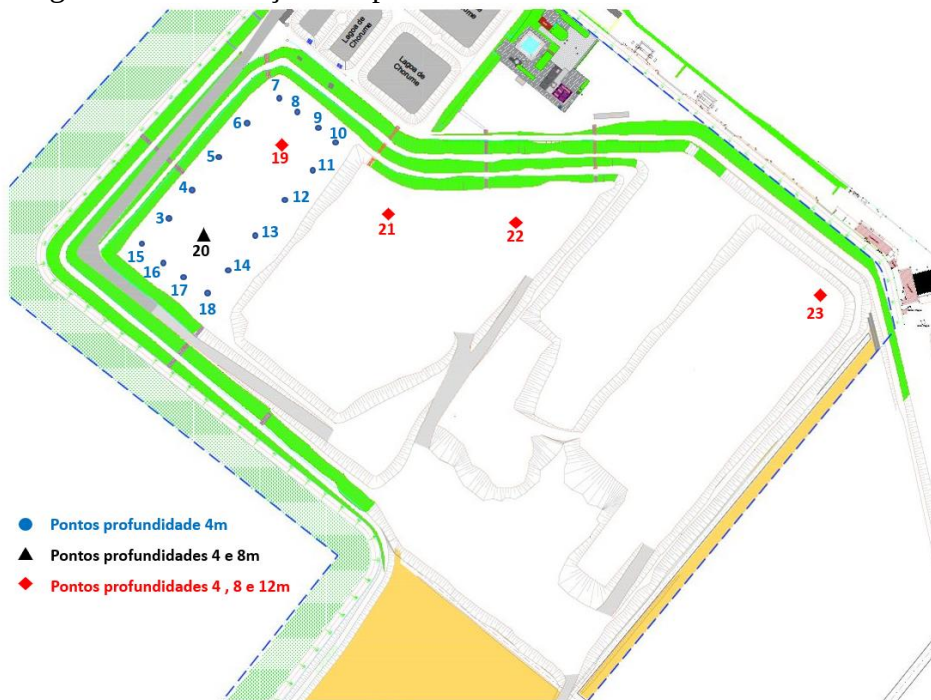


Fonte: Elaborado pelo Autor (2021).

Na Área 2, os furos foram realizados em dois momentos. Numa primeira campanha, realizada entre abril e julho de 2021, foram coletadas 16 amostras (ponto 3 a ponto 18,

destacados em azul) com profundidade de 4 metros, provenientes duma célula recém-concluída. Numa segunda campanha (abril a junho de 2022), foram amostrados mais 05 pontos (ponto 19 a ponto 23, destacados em vermelho) em profundidades de 4, 8 e 12 metros e em diferentes células da Área 2, conforme Figura 7.

Figura 7 - Localização dos pontos de coleta de RSU aterrados na Área 2



Fonte: Elaborado pelo Autor a partir do croqui fornecido pela empresa que opera o aterro (2022).

Como é possível observar, os 16 pontos da primeira campanha se concentraram em apenas um setor da Área 2. Isso ocorreu porque na época em que foram realizadas essas coletas, apenas essa etapa do aterro sanitário estava concluída. A escolha da profundidade de 4m para esses pontos se deu pelo fato de se tratar de uma célula recém-concluída, e a fim de não comprometer a impermeabilização do fundo desse maciço (manta PEAD), ou seja, essa profundidade mais rasa foi escolhida por motivo de segurança e para se traçar um perfil horizontal dos parâmetros.

Durante a segunda campanha, as condições operacionais e o alteamento do novo aterro sanitário permitiam realizar uma maior amostragem, inclusive com a exploração de mais profundidades. Diferentemente da localização dos pontos da 1ª campanha (mais próximos), durante a 2ª campanha, os pontos ficaram mais esparsos, pois, com isso buscou-se coletar amostras de resíduos em diferentes idades de aterramento, buscando atender também as demandas da empresa que explora o gás.

Para a perfuração dos pontos, foram utilizados dois tipos de máquinas: uma perfuratriz (A) para as coletas em maiores profundidades (4, 8 e 12 m) e uma retroescavadeira (B) para as coletas mais rasas (4m), conforme mostra a Figura 8 (equipamentos do próprio aterro).

Figura 8 - Máquinas utilizadas nas coletas das amostras. ASMOC - CE



Fonte: Autor (2022).

Os teores de umidade foram determinados no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Universidade Federal do Ceará (UFC). Em cada ponto e profundidade amostrada, foram selecionadas amostras de 30g, que foram levadas à estufa a 60 °C durante 48h (período necessário para estabilização da massa nas pesagens, encerrando o ensaio). Todas as determinações de umidade foram feitas em duplicata, e o método empregado foi o da base úmida (AIRES, 2013), Figura 9.

Figura 9 - Determinação do teor de umidade dos resíduos



Fonte: Autor (2022).

A determinação do teor de sólidos voláteis foi executada conforme a norma WHO (1979) com amostras 5g previamente secas na estufa. Cada amostra ficou durante 2 horas dentro do forno mufla com temperatura ajustada a 550°C, Figura 10.

Figura 10 - Determinação dos teores de sólidos voláteis dos resíduos



Fonte: Autor (2022).

3.3 Caracterização do Solo da Camada de Cobertura

Na primeira campanha, foram coletadas 02 amostras do solo de cobertura de um talude da ÁREA 1 (janeiro de 2019) e 02 amostras do solo de cobertura do primeiro platô da ÁREA 2 (setembro de 2020). Em janeiro de 2021, foram coletadas mais 08 amostras, sendo 04 na ÁREA 1 e 04 na ÁREA 2. O procedimento de coleta dessas amostras foi realizado por meio do cravamento de um cilindro de ferro sobre a camada de cobertura, onde se extraíram as amostras indeformadas de solo, conforme mostra a Figura 11.

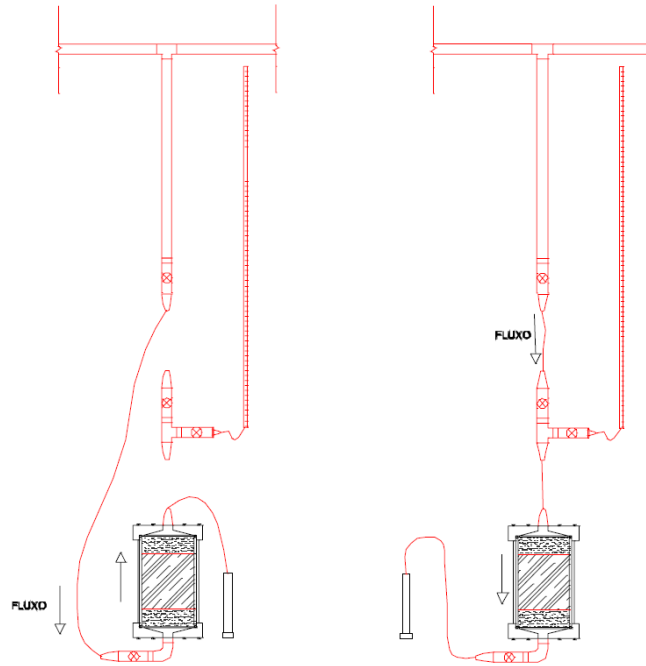
Figura 11 - Extração das amostras indeformadas das camadas de cobertura do aterro



Fonte: Autor (2021).

No total, 12 amostras foram submetidas ao ensaio de permeabilidade à água de carga variável no Laboratório de Mecânica dos Solos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Universidade Federal do Ceará (UFC). O ensaio de permeabilidade fundamenta-se na Lei de Darcy e seguiu a NBR nº14.545 (ABNT, 2000), Figura 12.

Figura 12 - Esquema de saturação da amostra (esquerda) e esquema do ensaio (direita)



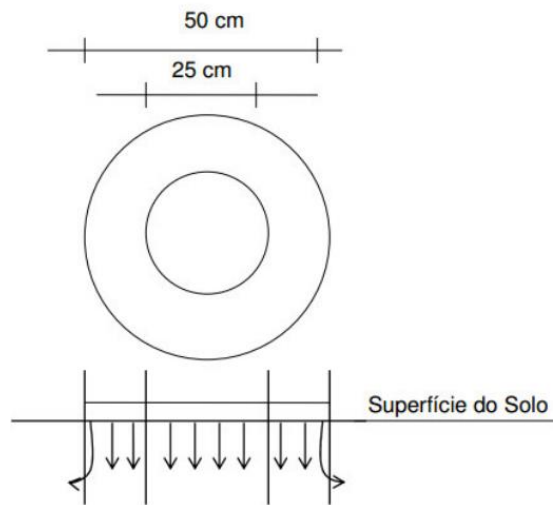
Fonte: Franceschet (2006).

A montagem do permeâmetro e a colocação do corpo-de-prova se deu de acordo com a Figura 11. O corpo-de-prova foi saturado por meio de percolação no sentido ascendente. Após a percolação, o corpo-de-prova sofre o processo de percolação descendente com medição das cargas hidráulicas, dos tempos decorridos em um cronômetro e da temperatura da água utilizada no ensaio, obtendo-se no fim do experimento o coeficiente de permeabilidade em cm/s.

De forma complementar, em fevereiro de 2021, foram realizados 08 ensaios de infiltração *in situ*, pelo método dos anéis concêntricos, sendo 04 ensaios sobre a ÁREA 1 e 04 sobre a ÁREA 2, conforme metodologia apresentada por Bernardo *et al.* (2006).

Os equipamentos utilizados nesse método consistem em dois anéis feitos em metal galvanizado, sendo que o menor tem 25cm de diâmetro e o maior 50cm, ambos com 30cm de altura. Eles foram instalados concêntricamente, na vertical, enterrados 15cm no solo, com auxílio de uma marreta. Por conta disso, as bordas inferiores dos dois anéis são finas e com corte em forma de bisel, Figura 13.

Figura 13 - Esquema do infiltrômetro de anéis concêntricos



Fonte: Barreto (2013)

Operacionalmente, coloca-se água, ao mesmo tempo, nos dois anéis e, com uma régua graduada, acompanha-se a infiltração vertical no cilindro interno. Vale lembrar que a função do anel externo é evitar que a água do anel interno infiltre lateralmente, Figura 14.

Figura 14 - Ensaio de permeabilidade *in situ* no solo de cobertura



Fonte: Autor (2022).

Para melhor compreender os resultados da permeabilidade, foi realizada a análise granulométrica em 08 amostras desses solos conforme NBR nº7.181 (ABNT, 2016), e 08 ensaios de compactação Proctor Normal (para conhecer a umidade ótima e massa específica aparente seca máxima), conforme NBR nº7.182 (ABNT, 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Quantidades e tipologias dos resíduos

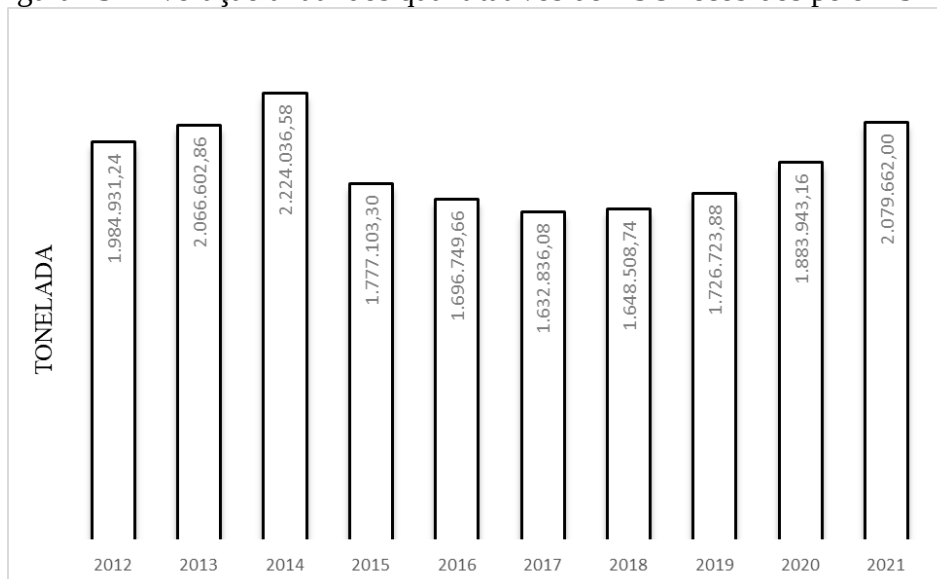
Entre 2012 e 2021 (última década de funcionamento do ASMOC) foram recebidas 20.596.497,00 toneladas de RSU, Tabela 2, ficando o maior quantitativo registrado em 2014 (10,8% do total), e o menor em 2017 (7,9%), Figura 15. A média geral de recebimento de RSU apontou para 5.642,87 toneladas por dia. Ao longo do período analisado, os resíduos provenientes da coleta domiciliar de Fortaleza-CE representaram 32,6% do acumulado, seguidos pelos resíduos das coletas especiais realizadas nos “pontos de lixo” (26,4%), e que juntos representaram 59,0% de todo o material.

Tabela 2 - Quantidades de resíduos por tipo recebidos pelo ASMOC entre 2012 e 2021

Origem do Resíduo	Quantidade (toneladas)	%
Coleta Domiciliar - Fortaleza	6.722.451,59	32,6
Coleta Especial Urbana - Pontos de Lixo	5.439.223,37	26,4
Coleta Especial Urbana - Entulho	2.912.534,82	14,1
Coleta Particular (Grandes Geradores)	2.131.864,58	10,4
Coleta Domiciliar - Caucaia	1.784.467,47	8,7
Serviço de Capina/Raspagem	992.929,49	4,8
Coleta Especial Urbana - Poda	325.110,12	1,6
Serviços de Varrição	260.982,32	1,3
Serviços Prestados pela Emlurb/Urbfor	26.933,24	0,1
Total	20.596.497,00	100,0

Fonte: Elaborado pelo Autor com dados da ACFOR (2022).

Figura 15 - Evolução anual dos quantitativos de RSU recebidos pelo ASMOC



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Entre 2012 e 2021 é possível observar dois períodos bem diferentes: nos primeiros 03 anos houve aumento das quantidades recebidas e nos 07 anos posteriores uma redução, mesmo que haja uma tendência de voltar ao patamar inicial. Esses dados possuem, de alguma forma, relação com a aplicação local da Política Nacional de Resíduos Sólidos, ou seja, com as iniciativas municipais pré-aterro, dentre as quais a política dos ECOPONTOS.

Também é importante destacar que a redução da geração dos RSU em Fortaleza provavelmente acompanhou uma redução a nível nacional, que se deveu a redução do consumo, decorrente da crise econômica ocorrida à época, conforme observou a ABRELPE (2017).

O primeiro ECOPONTO de Fortaleza foi instalado no Bairro Varjota, no ano de 2011. Dez anos depois, em 2021, a cidade já contava com 90 ECOPONTOS em operação, recebendo pequenos volumes de entulho, restos de poda e resíduos volumosos (móveis etc.).

No ECOPONTO, a população tem acesso aos benefícios do Programa Recicla Fortaleza, que gera desconto na conta de energia em troca de resíduos (óleo de cozinha, papelão, plásticos, vidros e metais). É também no ECOPONTO que funciona o programa E-Carroceiro, uma iniciativa que remunera as pessoas físicas de baixa renda que coletam entulho pela cidade (FORTALEZA, 2021).

A legislação municipal é outra importante medida voltada à redução da geração de resíduos. A lei nº10.340 (FORTALEZA, 2015) estabeleceu que os grandes geradores de resíduos e aqueles que geram resíduos perigosos (independente do volume) são responsáveis pelo custeio dos serviços de gerenciamento dos resíduos, ou seja, o custo desse processo leva o gerador a reduzir a produção de resíduos, diminuindo, ao máximo, a quantidade que será coletada pela empresa transportadora.

Esse cenário, certamente, vem influenciando as posturas dos geradores desde 2015, já que foram obrigados a elaborar e cumprir um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. O aumento da fiscalização, por parte da AGEFIS, também tem pressionado os grandes geradores.

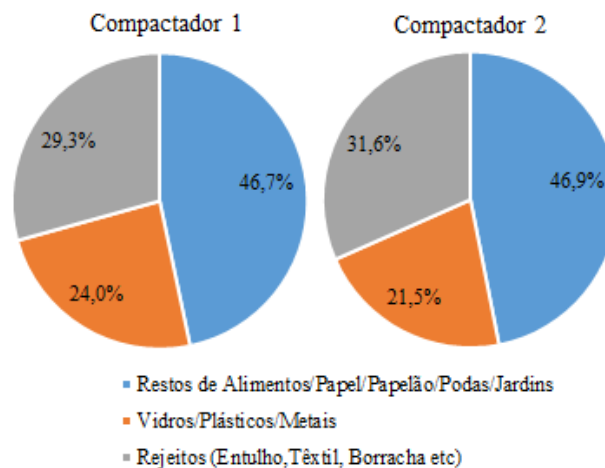
Na lei nº10.340/2015, entende-se por grande gerador: aqueles que produzem resíduos sólidos Classe II, não perigosos, em volume igual ou superior a 100 (cem) litros por dia; aqueles que geram resíduos da construção civil em volume igual ou superior a 50 (cinquenta) litros por dia.

4.2 Composição Gravimétrica

Os dados a seguir são referentes aos RSU oriundos da coleta pública realizada na cidade de Fortaleza. As amostras de resíduos provenientes dos veículos compactadores apresentaram

entre 46,7 e 46,9% de materiais do Grupo 1 (restos de alimentos, papel, papelão, podas e resíduos de jardim), entre 29,3 e 31,6% de materiais do Grupo 3 (entulho e demais itens não classificados anteriormente) e entre 21,5 e 24,0% de materiais do Grupo 2 (vidros, plásticos e metais), Figura 16.

Figura 16 - - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados por compactadores.
Fortaleza - CE – ASMOC



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

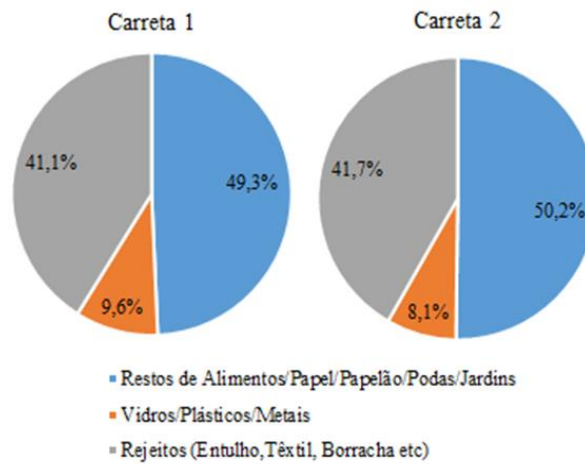
A presença de material reciclável indica grande desperdício de recursos naturais e financeiros. A falta de uma coleta seletiva porta a porta, somado a carência de programas de educação ambiental para incentivo a segregação, contribui para esse quadro. Apenas os rejeitos (exceto entulhos), conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos, seriam o grupo mais adequado para disposição no aterro.

A entrada de entulho no aterro sanitário, em particular, representa diminuição da sua vida útil (caso não seja bem processado e empregado como material de cobertura intermediária ou na preparação de vias internas).

Atualmente, a maior parte do entulho que chega ao ASMOC vem das atividades de limpeza urbana (e dos conhecidos “pontos de lixo”) e chegam misturados a outras tipologias de resíduos (poda, lixo domiciliar), tornando sua segregação inviável.

As amostras de resíduos das carretas - provenientes da estação de transbordo do Jangurussu - apresentaram entre 49,3 e 50,2% de materiais do Grupo 1, entre 41,1 e 41,7% de materiais do Grupo 3, entre 8,1 e 9,6% de materiais do Grupo 2, Figura 17.

Figura 17 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados por carretas.
Fortaleza-CE – ASMOC

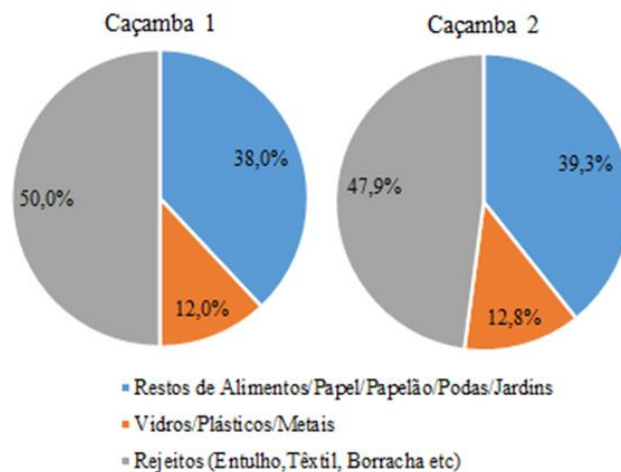


Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Assim como nos veículos compactadores, a parcela de material facilmente degradável foi maior, por dois motivos principais: os resíduos da estação do Jangurussu são majoritariamente de origem domiciliar e o trabalho informal dos catadores naquele espaço reduz, significativamente, a presença dos recicláveis.

Dessa forma, o que sai da área de transbordo para o ASMOC é majoritariamente fração orgânica e de rejeitos, que relativamente pesam mais. As amostras de resíduos provenientes das caçambas apresentaram entre 38,0 e 39,3% de materiais do Grupo 1, entre 47,9 e 50,0% de materiais do Grupo 2, entre 12,0 e 12,8% de materiais do Grupo 3, Figura 18.

Figura 18 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados por caçambas.
Fortaleza-CE - ASMOC



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Essa composição tem relação direta com o tipo de serviço realizado: as caçambas são utilizadas nas atividades da limpeza urbana, onde há o recolhimento de resíduos de capina, varrição, poda de árvores, entulho, entre outros.

Elas também são empregadas nos serviços de coleta dos materiais descartados pela população em esquinas, calçadas, terrenos abandonados (chamados em Fortaleza-CE de “pontos de lixo”). Essa tipologia, em geral, não atrai os catadores, por isso a presença de recicláveis é praticamente inalterada.

A composição gravimétrica apontou para grande presença de resíduos degradáveis que, por um lado potencializam a geração e o aproveitamento do metano na usina em operação (GNR Fortaleza), por outro repercutem na geração de maiores volumes de lixiviados (a depender do regime de chuvas e outras variáveis). Os percentuais de resíduos que formam o Grupo 1 apresentaram-se próximos da média brasileira citada pela ABRELPE (2020): 45,3%.

A composição gravimétrica dos resíduos gerados em outras cidades do Brasil foi sistematizada na Tabela 3.

Observou-se semelhança dos resultados desta pesquisa com a literatura para os componentes do Grupo 2, já respeitando as particularidades de cada local e a época em que cada pesquisa foi realizada. Esses dados apontam que a cidade de Fortaleza enfrenta um desafio na gestão de seus resíduos, sobretudo na coleta seletiva e reciclagem dos materiais.

A porcentagem do material do Grupo 1 ficou abaixo daquelas observadas na literatura, e o percentual de resíduos do Grupo 3 foi o maior. No comparativo com outras cidades, o percentual de rejeitos no RSU de Fortaleza se destaca. Isso se dá principalmente pelas atividades econômicas desenvolvidas na cidade, como a indústria de construção civil e têxtil, ambas geram resíduos enquadrados como rejeitos (entulho e trapos).

Tabela 3 - Composição Gravimétrica dos RSU em diferentes cidades brasileiras

Referência	Cidade	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
		%*		
Dados encontrados	Fortaleza, CE	46,80	22,70	30,50
Araújo <i>et al.</i> (2015)	Barra de São Miguel, PB	74,03	9,72	16,25
Aires (2013)	Campina Grande, PB	56,00	27,00	17,00
Barreto <i>et al.</i> (2015)	Garanhuns, PE	70,00	21,00	9,00
Alcântara (2007)	Recife, PE	68,60	25,60	5,80
Menezes <i>et al.</i> (2019)	Juiz de Fora, MG	43,81	31,74	24,45
Alkmin e Júnior (2017)	Maria da Fé, MG	66,70	20,60	12,70
Lima <i>et al.</i> (2018)	Rubiácea, SP	51,76	21,18	27,06

Grupo 1: resíduos degradáveis (restos de alimentos, papel, papelão, podas e resíduos de jardim).

Grupo 2: resíduos dificilmente ou não degradáveis (vidros, plásticos e metais).

Grupo 3: rejeitos (entulho e demais itens não classificados anteriormente).

*Os valores apresentados pela literatura foram agrupados para coincidir com as classes exploradas na pesquisa (Grupo 1, 2 e 3).

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

4.3 Geração *per capita*

A média geral da geração *per capita*, na década, apontou para 1,80 Kg/habitante.dia de RSU, ficando o maior registro para o ano de 2014 (2,16 Kg/habitante.dia de RSU) e o menor para o ano de 2017 (1,55 Kg/habitante.dia de RSU) Tabela 4.

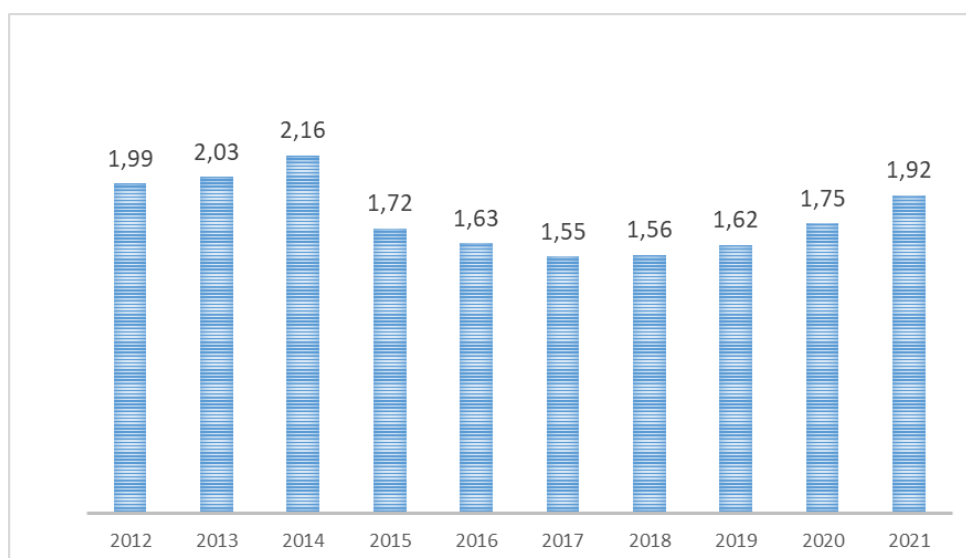
O município de Fortaleza, isoladamente, registrou 1,80 Kg/habitante.dia de RSU (média da década), sendo 0,64 Kg/habitante.dia de Resíduo Sólido Domiciliar (RSD). Historicamente, a geração *per capita* na capital diminuiu, Figura 19.

Tabela 4 - Geração *per capita* de RSU coletado na cidade de Fortaleza (2012 - 2021)

Ano	População estimada, Fortaleza (IBGE)	Quantidade de RSU coletado, Fortaleza (ton. ano)	Geração <i>per capita</i> , Fortaleza (Kg/hab.dia)
2012	2.500.194	1.812.242,22	1,99
2013	2.551.805	1.886.898,41	2,03
2014	2.571.896	2.030.545,40	2,16
2015	2.591.191	1.622.495,31	1,72
2016	2.609.716	1.549.132,44	1,63
2017	2.627.482	1.490.779,34	1,55
2018	2.643.247	1.505.088,48	1,56
2019	2.669.342	1.576.498,90	1,62
2020	2.686.612	1.720.040,11	1,75
2021	2.703.391	1.898.731,41	1,92
Média	28.631.465	18.818.166,74	1,80

Fonte: Elaborado pelo Autor com dados da ACFOR e IBGE (2022).

Figura 19 - Comportamento da geração *per capita* de RSU coletado em Fortaleza-CE



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Sobre a geração *per capita* em 2020, o relatório do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento - SNIS (2021) apontou, para o município de Fortaleza-CE, o valor de 1,83 Kg/habitante.dia; valor próximo ao mostrado na Figura 18.

Em 2020, o município de Fortaleza teve a maior geração *per capita* entre as capitais do país, enquanto cidades que possuíam quase a mesma população de Fortaleza-CE (como Belo Horizonte e Salvador) apresentaram resultados inferiores. Algumas cidades menos populosas (como Aracaju e Teresina) apresentam altos valores: 1,68 e 1,56 Kg/habitante.dia, respectivamente (Tabela 5). Fortaleza apresenta um alto consumo devido ao seu comércio e turismo.

Tabela 5 - Geração *per capita* de RSU nas capitais brasileiras e Distrito Federal em 2020

Município	Kg/habitante.dia	Município	Kg/habitante.dia
Brasil	0,97	Palmas (TO)	1,67
Fortaleza (CE)	1,83	Porto Alegre (RS)	0,93
Aracaju (SE)	1,68	Salvador (BA)	0,90
Teresina (PI)	1,56	Curitiba (PR)	0,89
Recife (PE)	1,46	Belém (PA)	1,11
Campo Grande (MS)	1,43	Cuiabá (MT)	0,87
Rio de Janeiro (RJ)	1,31	Belo Horizonte (MG)	0,86
Natal (RN)	1,32	João Pessoa (PB)	0,91
Manaus (AM)	1,11	São Paulo (SP)	0,85
Brasília (DF)	0,77	Rio Branco (AC)	1,02
Vitória (ES)	1,13	Goiânia (GO)	0,76
Florianópolis (SC)	1,22	Porto Velho (RO)	0,91
São Luís (MA)	1,16	Boa Vista (RR)	0,70
Maceió (AL)	1,03	Macapá (AP)	0,57

Fonte: Elaborado pelo Autor com dados do SNIS (2021).

Muitos fatores influem na geração *per capita*: a quantidade de resíduos gerada, a taxa de cobertura dos serviços de coleta, o tipo de resíduo, as características de cada município: número de habitantes, renda, nível de consumo, intensidade do turismo, existência ou não de iniciativas de coleta seletiva, reciclagem, compostagem etc.

4.4 Massa específica aparente úmida

A massa específica aparente úmida dos resíduos analisados variou entre 123,75 e 295,42 Kg/m³ (média das 24 amostras: 228,11 Kg/m³). Os maiores valores médios foram registrados nos resíduos provenientes dos veículos compactadores (259,84 Kg/m³), seguidos pelos resíduos das carretas (256,46 Kg/m³) e caçambas (168,02 Kg/m³). Esse comportamento era esperado em função da própria tipologia dos resíduos e diferenças tecnológicas e de operação de cada veículo.

Em linhas gerais, os resíduos coletados pelos compactadores sofrem constante esmagamento do início da coleta até chegarem no aterro sanitário, ou seja, a cada nova “recarga”, os garis acionam o sistema de compactação, aumentando a massa específica. Além disso, os compactadores são deslocados para coleta de resíduos domiciliares, que naturalmente pesam mais em função do elevado teor de umidade e presença de orgânicos, além de menor granulometria.

Os resíduos coletados pelas carretas, além de serem previamente alterados pelo trabalho dos catadores no pátio do Jangurussu, sofrem apenas um esmagamento com pá carregadeira para melhor acomodação e ajuste da lona de cobertura. Os resíduos coletados pelas caçambas não sofrem nenhum tipo de compactação; são simplesmente arremessados pelos garis sobre o veículo.

A massa específica aparente dos resíduos de Fortaleza esteve dentro do intervalo considerado típico para resíduos soltos: entre 102 e 300 Kg/m³ (SILVEIRA, 2004), acima do registro encontrado por Duarte (2016): 101,75 Kg/m³ e próximo ao encontrado por Alcântara (2007): 227 a 295 Kg/m³.

Além disso, os registros de (ρ) do RSU da capital cearense se situaram dentro do intervalo encontrado em uma pesquisa local anterior (SILVA; SANTOS, 2010), ressaltando a importância do rigor no processo de compactação desses resíduos quando colocados dentro das trincheiras, para se alcançar o triplo da massa por m³ (desejável).

No aterro sanitário, o processo de compactação do lixo visa reduzir os vazios através das operações de espalhamento e passagem de equipamentos apropriados sobre as camadas de resíduos, possibilitando um maior acondicionamento de materiais por unidade de volume, aumentando a vida útil do aterro. Além disso, com esse procedimento espera-se também obter melhores características mecânicas para o maciço, especialmente no controle da estabilidade e redução dos recalques (ALCÂNTARA, 2007).

4.6 Caracterização dos solos de cobertura

Os solos da camada de cobertura da ÁREA 2 do ASMOC apresentaram menor permeabilidade à água que os solos da ÁREA 1, considerando todas as amostras analisadas sob o método da carga variável. Os resultados das amostras da ÁREA 2, carga variável, variaram entre $5,8 \times 10^{-8}$ a $3,1 \times 10^{-5}$ cm/s enquanto os resultados da ÁREA 1 apresentaram permeabilidade à água entre $4,9 \times 10^{-4}$ a $1,0 \times 10^{-3}$ cm/s (Tabela 6).

Tabela 6 - Permeabilidade à água dos solos da camada de cobertura do ASMOC

Período	Permeabilidade (cm/s)			
	ÁREA 1		ÁREA 2	
	Carga variável	Anéis concêntricos	Carga variável	Anéis concêntricos
Janeiro de 2019	$4,5 \times 10^{-3}$	-	-	-
	$1,5 \times 10^{-3}$	-	-	-
Setembro de 2020	-	-	$1,2 \times 10^{-6}$	-
	-	-	$5,8 \times 10^{-8}$	-
Janeiro de 2021	$3,6 \times 10^{-4}$	-	$1,9 \times 10^{-6}$	-
	$4,9 \times 10^{-4}$	-	$6,2 \times 10^{-6}$	-
	$4,5 \times 10^{-4}$	-	$1,2 \times 10^{-5}$	-
	$1,0 \times 10^{-3}$	-	$3,1 \times 10^{-5}$	-
Fevereiro de 2021	-	$2,66 \times 10^{-4}$	-	$2,12 \times 10^{-4}$
	-	$1,33 \times 10^{-4}$	-	$8,87 \times 10^{-5}$
	-	$5,11 \times 10^{-5}$	-	$3,22 \times 10^{-4}$
	-	$5,08 \times 10^{-3}$	-	$5,32 \times 10^{-5}$

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Pelo método dos anéis concêntricos, as diferenças entre os valores das permeabilidades das áreas foram menores; na realidade, apenas uma amostra da ÁREA 1 teve ordem de grandeza menor, ou seja, a medição *in situ* confirmou o observado nos ensaios de permeabilidade de carga variável (permeabilidade da ÁREA 2 menor que permeabilidade da ÁREA 1).

Araujo (2018) analisando os solos de cobertura do aterro em Campina Grande-PB encontrou coeficiente de permeabilidade em laboratório da ordem de $2,77 \times 10^{-6}$ cm/s, e *in situ* da ordem de $3,87 \times 10^{-6}$ cm/s.

Dorneles *et al.* (2016) encontrou para os solos de cobertura do aterro em Santa Maria-RS permeabilidade em laboratório de $1,07 \times 10^{-4}$ cm/s e *in situ* (anéis concêntricos) de $3,40 \times 10^{-3}$ cm/s.

Já Pereira *et al.* (2013) registrou permeabilidade de $1,56 \times 10^{-5}$ cm/s por meio do ensaio *in situ* dos anéis concêntricos. nos solos naturais utilizados na execução de células de aterro de resíduos industriais na cidade de Mossoró – RN.

Ademais, todos os resultados estão dentro da literatura (Tabela 7), resguardadas as particularidades de cada aterro sanitário e época.

Tabela 7 - Permeabilidade dos solos de cobertura de aterros sanitários na literatura

Literatura	Local	Permeabilidade (cm/s)
Maciel (2009)	Jaboatão dos Guararapes, PE	$2,4 \times 10^{-6}$
Costa (2018)		$4,2 \times 10^{-7}$
Alcântara (2007)		$1,1 \times 10^{-6}$
Sousa (2016)	Samambaia, DF	$8,0 \times 10^{-9}$
Leme (2013)	Campinas, SP	$1,38 \times 10^{-8}$
Araujo (2017)	Campina Grande, PB	$2,77 \times 10^{-6}$
Antunes (2018)		$8,01 \times 10^{-8}$
Franceschet (2006)	Timbó, SC	$1,0 \times 10^{-6}$
Catapreta (2008)	Belo Horizonte, MG	$1,81 \times 10^{-5}$

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Os resultados obtidos estiveram também dentro dos limites de grandeza previstos na NBR nº13.896(ABNT/1997) (10^{-6} cm/s) e pela EPA (2016), 10^{-7} cm/s. O melhor resultado da pesquisa (10^{-8} cm/s) pode ter alguma relação com reações químicas/cimentação entre partículas no solo de cobertura, como também apontou Belfort *et al.* (2019) durante uma pesquisa no aterro de Altinho (PE).

Indiretamente, a permeabilidade à água, no contexto dos solos que cobrem os aterros sanitários, tem influência sobre a degradação dos resíduos porque afeta os teores de água e umidade no interior no maciço. Em linhas gerais, a água que infiltra no maciço regula a temperatura, transporta microrganismos e nutrientes, favorecendo a degradação dos materiais, concordando com Duarte (2016).

A permeabilidade tem relação com o aumento, diminuição ou estabilização dos volumes de líquidos dentro do maciço. Nesse contexto, a infiltração de águas pluviais, por exemplo, afeta (in)diretamente a estabilidade das células porque, entre outras consequências, gera pressões neutras elevadas, diminui a coesão entre os resíduos e facilita movimentos internos (CAMPI, 2017; RIBEIRO, 2019; PEREIRA, 2020).

Os estudos sobre a permeabilidade, guardadas as devidas proporções, podem servir de referência para melhor compreender o comportamento das emissões fugitivas dos gases pela cobertura do aterro sanitário. Conforme Vigneault, Lefebvre e Nastev (2004), as propriedades físicas do solo influenciam em grande parte nas taxas de migração de gás e tais emissões parecem representar um problema comum à maior parte dos países (SANTOS *et al.*, 2020).

Conforme Aghdam; Scheutz; Kjeldsen (2019), o fluxo de gás sofre influência das alterações temporais na permeabilidade do meio, resultantes da variação no teor de precipitação e umidade. A presença de uma cobertura de baixa permeabilidade diminui significativamente a

área de entrada de ar no aterro sanitário (TINET; OXARANGO, 2010).

Os resultados da granulometria, Tabela 8, ajudaram a justificar parte das diferenças na permeabilidade, pois na ÁREA 2 os solos apresentaram maiores teores de silte e argila (entre 27,00 e 35,00%) que os solos da ÁREA 1 (entre 19,00 e 25,00%), justificando sua menor permeabilidade à água. Os demais componentes (pedregulho, areia grossa, média e fina) mostraram a presença de solos bem graduados nas duas áreas, permitindo classificar as amostras como areias silto-argilosas.

Tabela 8 - Distribuição granulométrica dos solos da camada de cobertura do ASMOC

Componente (%)	Tamanho (mm)	ÁREA 1				ÁREA 2			
Pedregulho	> 4,8	6	9	18	9	25	11	9	15
Areia grossa	2,00 – 4,8	3	8	14	11	7	15	10	9
Areia média	0,42 – 2,00	15	24	18	17	15	20	16	17
Areia fina	0,074 – 0,42	53	36	25	44	24	27	30	29
Silte/Argila	< 0,005 – 0,074	23	23	25	19	29	27	35	30
SOMA		100	100	100	100	100	100	100	100

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Os teores de finos (silte/argila) ficaram abaixo dos valores encontrados por Costa (2018): 56,21% (solo utilizado no Aterro Sanitário da Muribeca-PE; Catapreta (2008): 72,00% (solo do Aterro Sanitário de Belo Horizonte-MG) e Araújo (2016): 40,00% (solo da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica-RJ).

Por outro lado, ficaram próximos aos encontrados no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB (30,10%, conforme Antunes *et al.* 2018) e Aterro Sanitário de Salvador-BA: 28,00% (DASMASCENO, 2018), mostrando as particularidades de cada área.

Os resultados dos ensaios de compactação Proctor Normal ratificaram as diferenças entre as áreas, pois a ÁREA 2 apresentou solos com massa específica aparente seca máxima superior à observada na ÁREA 1, bem como umidade ótima inferior (Tabela 9).

Tabela 9 - Dados obtidos nos ensaios de compactação Proctor Normal

Parâmetro	ÁREA 1				ÁREA 2			
Umidade ótima (%)	11,0	12,5	12,5	12,5	10,5	9,0	8,5	10,6
Massa Específica Aparente Seca Máxima (g/cm ³)	1,990	1,910	1,966	1,858	2,025	2,000	1,995	2,005

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Em média, os valores da Massa Específica Aparente Seca Máxima (g/cm^3) dos solos estudados foram superiores aos achados por Costa (2018): $1,62 \text{ g/cm}^3$; Huse (2007): $1,52 \text{ g/cm}^3$ e Catapreta (2008): $1,60 \text{ g/cm}^3$; e ficaram próximos aos encontrados por Antunes *et al.* (2018): $1,90 \text{ g/cm}^3$. Franceschet (2006) relata que a compactação do solo serve para tornar o aterro mais homogêneo e aumentar a intimidade de contato entre os grãos, reduzindo assim o índice de vazios, aumentando a densidade, e com isso, melhorando várias propriedades do solo.

As propriedades dos solos compactados dependem da umidade e do processo de compactação, resultando o peso específico seco, o grau de saturação e a estrutura do solo. Estes parâmetros são responsáveis pela variação do coeficiente de permeabilidade no campo.

Pode-se ter um solo com baixa permeabilidade, porém, se o processo de compactação não for adequado, pode-se ter um solo com permeabilidade maior que a desejada (PINTO, 2000; FRANCESCHET, 2006). A Tabela 10 sistematiza diferentes parâmetros dos solos utilizados em aterros sanitários e mostra suas relações com a permeabilidade da camada de cobertura.

Tabela 10 - Parâmetros dos solos de aterros sanitários e permeabilidade da cobertura

Autor	Local	Massa específica seca máxima (g/cm^3)	Umidade ótima (%)	Finos (%)	IP (%)	K (cm/s)
Pesquisa atual	Aterro (novo) de Caucaia - CE	1,99 – 2,02	8,5 – 10,5	27,0 – 35,0	-	$10^{-4} - 10^{-8}$
Santos (2012)	Aterro (velho) de Caucaia - CE	1,99 – 2,01	10,9 – 11,7	38,0 – 60,0	11,0 – 15,0	$2,7-4,4 \times 10^{-5}$
Araujo (2017)	Aterro de Campina Grande – PB	1,61	20,25	52,7	8,0	$2,77 \times 10^{-6}$
Cardoso Costa (2015)	Aterro Sanitário do Distrito Federal	1,34	30,8	77,0	17,0	$2,20 \times 10^{-7}$
Costa (2015)	Aterro Muribeca – PE	1,62	20,0	63,14	16,6	$4,20 \times 10^{-7}$
Huse (2007)	CTR Nova Iguaçu - RJ	1,52	24,5	45,6	23,38	$1,0 \times 10^{-6}$
Santos (2009)	Aterro de Niterói - RJ	1,76	14,1	37,0	14,0	$5,10 \times 10^{-8}$
Barroso (2008)	Aterro de rio das Ostras - RJ	1,58	22,7	59,0	17,5	$1,87 \times 10^{-7}$
Belfort <i>et al.</i> (2019)	Aterro de Altinho - PE	1,98	10,4	23,0	-	$1,0 \times 10^{-7}$
Franceschet (2006)	Aterro de Timbó - SC	1,45	26,3	72,44	6,0	$1,0 \times 10^{-6}$
	Aterro de Chapecó - SC	1,35	32,10	82,65	11,0	$2,7 \times 10^{-5}$
	Aterro de Curitiba - SC	1,44	31,8	97,81	7,0	$5,38 \times 10^{-7}$
Mariano (2008)	Aterro de Aguazinha – PE	1,78 – 1,88	13,7 – 17,4	48,0 – 58,0	14,0 - 17,0	$10^{-6} - 10^{-7}$

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Como é possível observar na tabela anterior, solos com alto teor de material fino e/ou com elevada massa específica aparente seca máxima apresentam menores coeficientes de permeabilidade, característica desejável para a cobertura de aterros sanitários.

Os solos são compostos por materiais como pedregulho, areia, silte e argila e o tamanho dessas partículas determina a porosidade do material, que exerce grande influência sobre o fluxo de fluidos através do solo (BELFORT *et al.*, 2019).

Conforme visto em Matias (2018), em solos com certa porcentagem de fração fina, a granulometria não é suficiente para caracterizá-los, pois as propriedades plásticas dependem de outros fatores como teor de umidade, forma das partículas, da composição química e da mineralogia das partículas. Caputo *et al.* (2016) se refere à plasticidade como uma propriedade que está relacionada à capacidade do solo ser moldado em certas condições de umidade sem sofrer ruptura e fissuramento. O índice que mede a plasticidade de um solo é denominado de Índice de Plasticidade (IP).

De acordo com Cardoso Costa (2015), a condutividade hidráulica de um solo é influenciada especialmente pela atividade das partículas mais finas. Quanto menores as partículas e menores os vazios entre elas, maior a resistência ao fluxo de água. Esse autor ainda relata que diversos autores indicam que quanto maior for o IP do solo, menor a sua condutividade hidráulica.

Tendo em vista isso, a USEPA (2004) recomenda que os solos utilizados nas camadas de coberturas de aterros sanitários de RSU devem apresentar percentual mínimo de finos (partículas passando na peneira de 0,075 mm de abertura) variando entre 30% e 50%, além de índice de plasticidade mínimo variando de 7% a 15%.

A compactação do solo é outro fator importante, permite que a camada se torne homogênea e aumente a intimidade de contato entre os grãos, reduzindo assim o índice de vazios e aumentando a massa específica, o que repercute numa menor permeabilidade à água (FRANCESCHET, 2006).

A condutividade hidráulica em solos compactados varia diretamente em função da umidade de compactação, da massa específica seca e da energia de compactação. Geralmente quando o solo é compactado mais seco, a disposição de suas partículas, por apresentar uma estrutura floclada, tende a apresentar uma condutividade hidráulica maior em relação a um solo compactado mais úmido, onde a estrutura encontra-se dispersa, mesmo que possuam o mesmo índice de vazios (LAMBE; WHITMAN, 1969; CARDOSO COSTA, 2015).

A respeito do que foi comentado anteriormente, os dados obtidos neste estudo revelam que os solos da Área 2 apresentam características melhores do que os da Área 1 e isso ocorreu

por alguns motivos. É importante ressaltar que o aterro encerrado (Área 1) passou pela gestão de várias empresas que tinham cultura e conhecimento prático sobre aterros sanitários bem diferentes.

A falta de uma padronização na operação do antigo aterro provocou alguns acontecimentos adversos como o vazamento de chorume pelos taludes laterais do maciço em 2007 provocado por uma impermeabilização muito alta das camadas intermediárias (CARVALHO JUNIOR *et al.*, 2012).

Sendo assim, a gestão do antigo aterro serviu como um aprendizado para a operação do novo aterro (Área 2), que possui um planejamento melhor e conta com tecnologias mais avançadas para realizar a disposição final dos RSU e tratar os efluentes líquidos e gasosos gerados.

4.7 Umidade e Sólidos Voláteis

4.7.1 Os resíduos domiciliares recém coletados

Os teores de umidade nas amostras dos resíduos domiciliares recém coletados e despejados na frente de transbordo variaram entre 60,35% e 67,96%, Tabela 11. A média das 04 amostras ficou em 64,51% de umidade. Já os teores de sólidos voláteis variaram entre 73,09% e 85,54% (média das 04 amostras: 79,41%).

Tabela 11 - Teores de umidade e sólidos voláteis nos RSU recém coletados

Amostra	Umidade (%)	Sólidos Voláteis (%)
A1	65,05	73,09
A2	64,69	85,54
A3	67,96	80,04
A4	60,35	78,97
Média	64,51	79,41

Fonte: Elaborado pelo Autor (2021).

Resguardada a realidade de cada pesquisa citada na literatura (época, município, tamanho da amostra, idade dos resíduos), pode-se afirmar que os teores de umidade obtidos foram maiores que os observados por Santos (2012), que também estudou os resíduos do ASMOC (19,4 a 29,8%), Oliveira (2011), 37,00%; Melo (2015), 38,31%, ficando mais próximos dos valores encontrados por Aires (2013), 56,51% e Holanda (2016), 70,24%.

Em linhas gerais, foi observada baixa afinidade entre os resultados desses dois parâmetros ($y = 0,0574x + 75,708$, $R^2 = 0,0012$), provavelmente porque os sólidos voláteis dependem, quase que isoladamente, da presença e qualidade dos componentes orgânicos, enquanto a umidade depende do resíduo e de contribuições externas.

Sobre os sólidos voláteis, observou-se proximidade com resultados obtidos por Aires (2013): 70,42%. Em linhas gerais, a umidade alta acompanhou os altos teores de sólidos voláteis, revelando que os componentes orgânicos do RSU levam uma parcela considerável de umidade para dentro do aterro.

4.7.2 Resíduos sólidos aterrados

Os teores de umidade nas amostras dos resíduos aterrados na ÁREA 1 cresceram com a profundidade, indicando a presença de dois fenômenos principais: perda parcial de umidade nas camadas mais superficiais do maciço - em função das trocas com o ambiente externo - e possível acúmulo de líquidos nas camadas mais profundas do maciço, Tabela 12.

Tabela 12 - Teores de umidade e sólidos voláteis aterrados na Área 1

Ponto	Profundidade	Umidade (%)	Sólidos Voláteis (%)
1	4m	22,72	25,08
	8m	29,22	24,07
	12m	33,01	9,12
2	4m	20,79	31,49
	8m	26,60	15,20
	12m	34,54	13,10

Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Na mesma área, os teores de sólidos voláteis nas amostras dos resíduos aterrados diminuíram com a profundidade, mostrando a estratigrafia vertical da degradação dos resíduos. A literatura especializada mostra que, no decorrer do tempo, os teores de sólidos voláteis tendem a diminuir.

No Ponto 1, em linhas gerais, foi observada boa relação indiretamente proporcional entre os dois parâmetros, ou seja, quando a umidade aumentou com a profundidade, os sólidos voláteis diminuíram. No Ponto 2, essa relação indireta foi ainda melhor ($y = -1,2835x + 55,058$, $R^2 = 0,7556$).

Os teores de umidade nas amostras dos resíduos aterrados na ÁREA 2, há aproximadamente 04 metros de profundidade, variaram entre 31,27% e 66,90%. A média dos

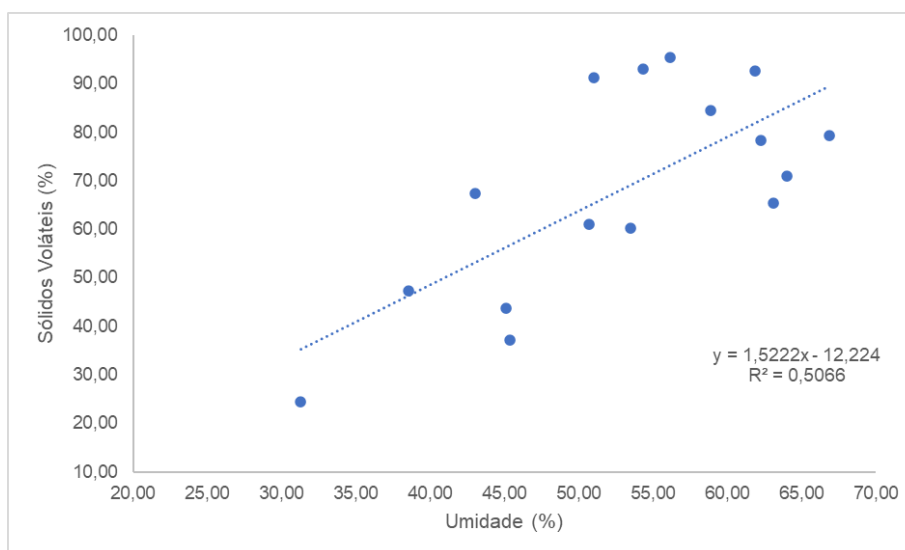
16 pontos da Área 2 (P3 – P18) foi 52,88%. Já os teores de sólidos voláteis variaram entre 24,36% e 95,44%, média das 16 amostras: 68,28%.

Considerando apenas os pontos a 4m da ÁREA 2, os resíduos aterrados, em média, apresentaram 11,63% menos umidade e 11,14% menos sólidos voláteis que os resíduos domiciliares recém-chegados ao aterro em função do início do processo de degradação física, química e biológica típica dos maciços de resíduos. Isso mostra que quando o resíduo é disposto no aterro sanitário, espalhado, compactado e coberto, logo sofre os processos de degradação.

Por conta disso, mesmo entre o resíduo recém-chegado e o resíduo aterrado à 4m de profundidade (resíduo novo), a diferença entre os parâmetros é significativa.

Desta vez a afinidade entre os dois parâmetros foi melhor ($y = 1,5222x + 12,224$, $R^2 = 0,5066$), provavelmente em função da interação entre eles no interior do maciço de resíduos e sob alguma condição favorável (temperatura, microbiologia etc.), Figura 20.

Figura 20 - Relação entre os teores de umidade e sólidos voláteis do RSU a 4m na Área 2

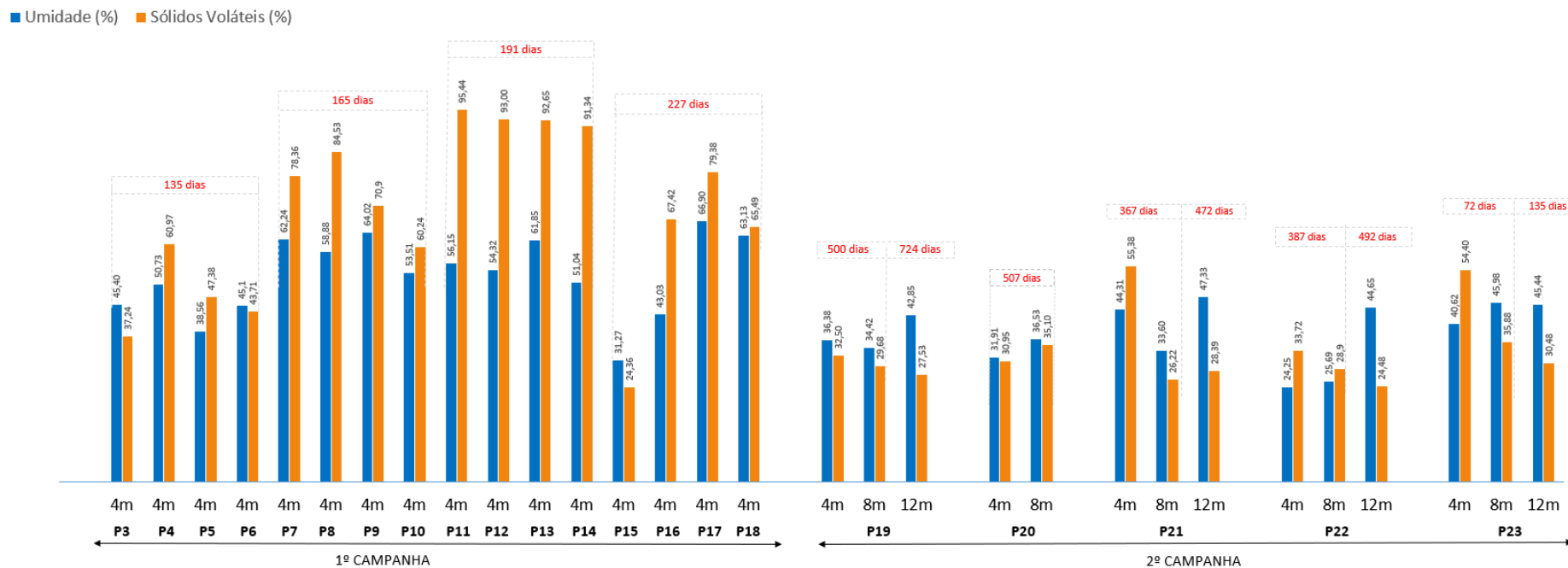


Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Quando se analisa os dados dos resíduos coletados em diferentes profundidades e com diferentes idades de aterramento, o comportamento desses parâmetros muda. A Figura 21 mostra o perfil vertical da umidade e sólidos voláteis do material aterrado na Áreas 2.

De modo geral, nas amostras coletadas na Área 2 o comportamento observado foi semelhante ao da Área 1, com umidade aumentando com a profundidade e sólidos voláteis, diminuindo. A diferença entre as duas áreas foi que os valores desses parâmetros foram maiores no aterro novo, por comportar resíduos mais novos, comparando com o aterro encerrado.

Figura 21 – Teores de Umidade e de Sólidos Voláteis em função da profundidade e das idades dos resíduos na ÁREA 2



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Considerando as profundidades de coleta, a Tabela 13 mostra a afinidades dos valores de umidade e sólidos voláteis dos pontos da área 2 foram significativos (exceto pontos 19 e 21), confirmando um comportamento já esperado para os aterros sanitários: umidade aumentando com a profundidade, pois a tendência é que os líquidos desçam para o fundo do maciço; e os sólidos voláteis das camadas mais profundas (resíduos mais antigos) sendo menores do que as camadas mais superiores (resíduos mais novos), haja vista os maciços de aterro serem construídos de baixo para cima (alteamento).

Tabela 13 - Regressão linear dos dados de umidade e sólidos voláteis dos pontos da Área 2

Ponto	Equação da reta	Valor R ²
01	$y = -0,4746x + 37,535$	0,6643
02	$y = -0,5887x + 39,104$	0,7556
19	$y = -1,2006x + 73,785$	0,4602
21	$y = 0,1646x + 35,713$	0,1373
22	$y = -2,1791x + 94,769$	0,7824
23	$y = -0,2241x + 53,035$	0,9078

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

A Figura 20 também mostra que com o passar do tempo de aterramento, o teor de umidade e sólidos voláteis dos resíduos diminuíram. Analisando isso em números, durante a primeira campanha (abril a julho de 2021) a umidade e sólidos voláteis médios na profundidade de 4m ficaram em 52,88% e 68,28%, respectivamente.

Na segunda campanha (abril a junho 2022) realizada cerca de um ano depois, esses valores reduzem para 36,38% de umidade e 32,50% sólidos voláteis no P19 e para 31,91% (umidade) e 30,95% (sólidos voláteis) no P20. A comparação foi realizada com os pontos 19 e 20 porque estes foram coletados no mesmo setor de amostragem da primeira campanha. Esses valores revelam o grau de degradação dos resíduos nesse intervalo de tempo.

Em um estudo realizado por Aires *et al.* (2020) numa célula experimental com resíduos do município de Campina Grande – PB, houve uma redução de 45% de sólidos voláteis após 704 dias de aterramento.

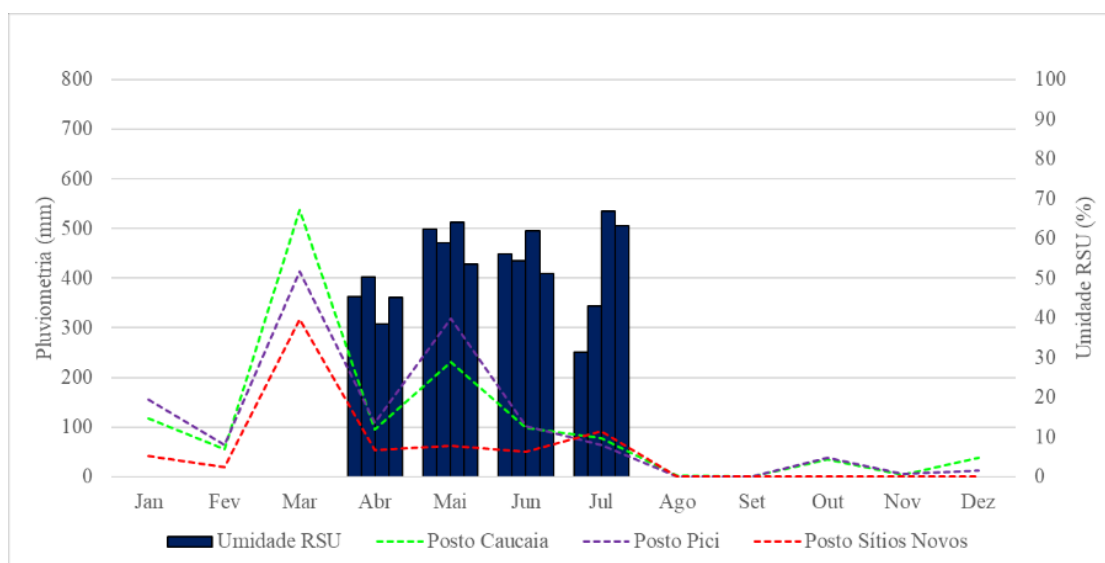
Durante o monitoramento de um biorreator também em Campina Grande-PB, Ribeiro *et al.* (2016) observaram uma redução de cerca de 60% de sólidos voláteis nos resíduos após 734 dias de aterramento desse material.

Alcântara (2007), por meio de seu estudo envolvendo biorreatores, obteve uma redução de 36% de sólidos voláteis nos resíduos da cidade de Recife – PE, ao se passar um período de 365 dias de aterramento.

4.8 Dados hidrológicos e suas influências

Os teores de umidade dos resíduos aterrados, sob a influência das precipitações pluviométricas observadas no período de estudo, estão descritos na Figura 22. Os dados de chuvas utilizados são dos postos de coleta da Fundação Cearense de Meteorologia – FUNCEME, mais próximos ao aterro sanitário.

Figura 22 - Relação entre a pluviosidade e umidade dos resíduos aterrados na Área 2



Fonte: Elaborado pelo autor com dados da FUCEME e da pesquisa (2021).

Observa-se que a incidência das chuvas em 2021 se concentra entre fevereiro e maio e que a chuva tem um efeito positivo na umidade dos resíduos, porém a resposta dessa pluviosidade nos teores de umidade requer um certo tempo de retorno.

Isso ocorre porque do volume de chuva que cai sobre o terreno, uma parte evapora, outra escorre e uma outra infiltra até saturar a camada de cobertura. Somente após isso, essa água alcança a massa de resíduos, onde uma parcela será consumida nos processos biológicos, outra alterará a umidade dos resíduos e o excedente constituirá os lixiviados.

Catapreta e Simões (2008), em um estudo realizado na CTR de Belo Horizonte, observaram que as vazões de lixiviados não são afetadas imediatamente pelas precipitações, levando certo tempo para que seja observado o efeito das chuvas sobre o volume de líquidos produzidos.

Oliveira (2011) também observou que o lixiviado gerado variava com a pluviosidade, apresentando um tempo de resposta; que neste caso foi de aproximadamente 20 dias. Observou-

se, por exemplo, que o volume de lixiviado de agosto refletia as chuvas de junho e julho e, que o baixo volume de dezembro refletia a ausência de chuva em novembro.

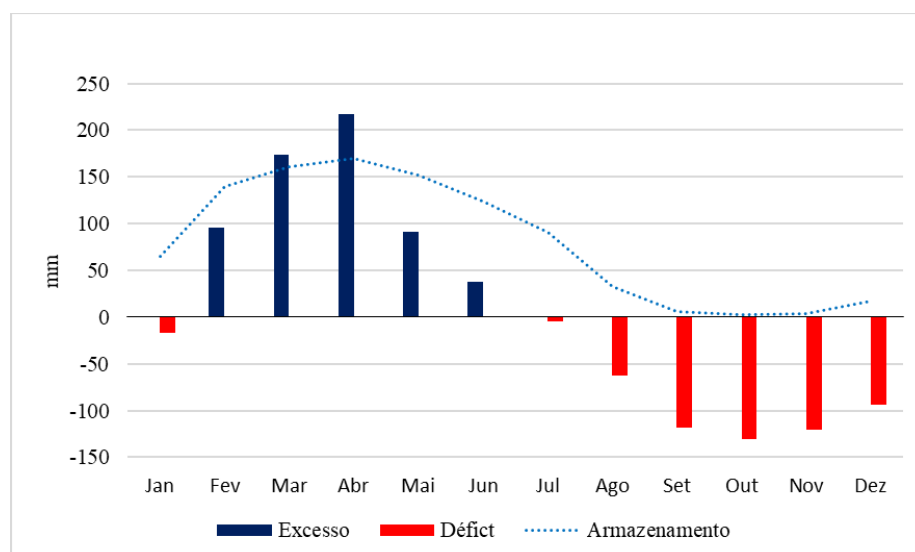
Capelo Neto *et al.* (1999) buscaram correlacionar o regime pluviométrico e o volume de lixiviado gerado no ASMOC por meio do monitoramento em escala real e por simulação computacional. Os resultados mostraram que durante o período observado, o volume de lixiviado gerado manteve relação com a precipitação, porém, as curvas obtidas para os dois parâmetros ficaram numa escala menor do que aquelas previstas na simulação computacional.

Esses autores acreditam que isso se deu por conta da atuação da camada de cobertura composta de argila com baixa permeabilidade e pela retenção de líquido no interior da célula de resíduos, trazendo a importância do conhecimento da capacidade de campo dos resíduos nos estudos de balanço hídrico em aterros sanitários, e o fato de que a percolação da água no aterro pode ser acelerada ou atrasada dependendo das condições dos materiais que compõem o maciço (solo e resíduos).

A área estudada nesta pesquisa está situada numa região semiárida, sendo importante analisar seu balanço hídrico para compreender melhor a relação entre a pluviosidade e a umidade dos resíduos aterrados.

A Figura 23 mostra o balanço hídrico da cidade de Caucaia entre 2016 e 2020, dados mais recentes sistematizados no portal PROCLIMA, administrado pelo consórcio SUDENE – CPTEC – INPE.

Figura 23 - Balanço Hídrico do Município de Caucaia (média histórica 2016 - 2020)



Fonte: Elaborado pelo autor com dados do Portal PROCLIMA (2022).

Conforme mostram os dados do balanço hídrico, as chuvas que se concentram nos primeiros meses do ano permitem um maior armazenamento de água no solo, o que é favorável à infiltração nos maciços do aterro sanitário. Após o primeiro semestre, o regime de chuvas diminui e as taxas de evapotranspiração típicas da região fazem com que o balanço hídrico fique em déficit, inviabilizando a retenção de água no solo. Dessa forma, os dados hidrológicos mostram que a influência positiva da chuva sobre os teores de umidade, em tese, só ocorrerá no primeiro semestre do ano, onde se observa condições favoráveis para que ocorra tal processo. A título de informação, é exatamente no período chuvoso que ocorre um aumento na geração e captação de metano no ASMOC.

Alguns estudos têm mostrado a variação do teor de umidade dos resíduos aterrados em função das estações do ano e da incidência de chuvas.

Alcântara (2007) realizou um estudo em dois lisímetros no aterro da Muribeca-PE. No período entre o preenchimento e o 100º dia de monitoramento do lisímetro 1 (L1), foi observada uma redução brusca da umidade dos resíduos ali aterrados, sendo o 60º dia o que apresentou o menor percentual, 23%. Esse período de baixos teores de umidade coincidiu com os meses de menor precipitação pluviométrica e de maiores insolação, temperatura e evaporação, que resultou num balanço hídrico negativo. Com o retorno do período chuvoso, os teores de umidade da massa de lixo passaram a variar entre 50% e 60%, sendo observado também uma maior produção de lixiviado.

Duarte (2016) avaliou a bioestabilização do RSU da cidade de Cuiabá – MT, por meio do monitoramento de um lisímetro. Nos primeiros 14 dias de aterramento do RSU, houve uma redução significativa na umidade do material aterrado em relação à umidade inicial do lixo *in natura*, que passou de 46% para 30%. Posteriormente, houve um acréscimo nos teores de umidade nas leituras realizadas do 32º até o 160º dia de monitoramento.

Esse aumento foi atribuído aos picos e à constância de chuva ocorrido no período das coletas, favorecendo um aumento nos teores de umidade que apresentaram valores oscilando entre 40% e 50%. Por outro lado, durante o período seco (160º ao 252º dia), houve redução na umidade dos resíduos, onde os menores valores observados ficaram entre 20% e 30%.

É importante lembrar que o teor de umidade do RSU influencia diretamente o processo de decomposição anaeróbia. Dessa forma, se há uma relação entre as chuvas e os teores de umidade dos resíduos, as precipitações pluviométricas também influenciarão o volume de biogás, já que a geração de gases de aterro é uma consequência direta desse processo de biodegradação.

Quando a umidade da massa de lixo é baixa, a produção de gás metano é limitada, e quando as condições de umidade no interior do maciço são boas, há uma maior produção desse gás (EUSUF, 2007).

Chiemchaisri (2007) conduziu uma pesquisa em uma célula piloto no aterro municipal de Nakhonpathom, Tailândia. Seus resultados mostraram maiores volumes de geração de metano entre a 9ª e 19ª semana de monitoramento, período em que a média de chuva foi de 42,8mm. Por outro lado, nas últimas 10 semanas do estudo a produção de gás sofreu declínio, período em que foi observada precipitação média de chuva de 21,5mm.

Em estudo realizado no aterro sanitário de Rio Claro – SP, observou-se que após os picos de chuvas registrados na região do aterro, houve o aumento da produção de metano, e o oposto ocorre no período de escassez de chuva, onde se observa diminuição nos volumes desse gás. Essa relação também se deu em estudo realizado em Taiwan, de modo que o volume de metano se elevou no período de verão, onde são observadas as maiores temperaturas e precipitações pluviométricas (AMARAL, 2016).

No aterro sanitário de Caucaia (CE), Cavalcante (2021) avaliou a qualidade do biogás captado por poços horizontais e verticais dispostos no maciço do aterro. Os resultados do estudo revelaram que as concentrações de gás metano variaram entre a estação chuvosa e a seca. Na primeira campanha realizada em maio de 2019 (mês chuvoso), a concentração de metano foi de 61%. Na segunda campanha, realizada em julho de 2019, esse valor reduz para 57%, e permanece abaixo desse valor até dezembro do corrente ano. Entre julho e dezembro de 2019, a pluviometria da região do aterro foi próxima a zero.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os quantitativos de RSU encaminhados ao ASMOC entre 2012 e 2021 revelaram que a coleta domiciliar de Fortaleza e os pontos de lixo da cidade são responsáveis por 60% da geração de resíduos. A composição gravimétrica dos resíduos destinados ao aterro apontaram para a predominância de materiais facilmente degradáveis e uma parcela significativa de materiais recicláveis, sinalizando a perda de materiais com valor agregado. Esse cenário demonstra o grande desafio que a cidade de Fortaleza enfrenta na gestão de seus resíduos, evidenciando a necessidade do reforço de políticas públicas e de outros mecanismos que incentivem a redução, reutilização, coleta seletiva, reciclagem e tratamento desses materiais.

Os dados de geração *per capita* verificados na pesquisa mostram que a cidade de Fortaleza figura entre as capitais brasileiras que mais geram resíduos sólidos, sendo isso reflexo de fatores culturais e das características econômicas da capital cearense, fortemente marcadas pelo turismo, comércio e construção civil.

A análise dos parâmetros dos resíduos aterrados (umidade e sólidos voláteis) revelaram um processo de biodegradação rápida, provavelmente em função das condições climáticas da área do aterro (semiárido). Isso, de certa forma, repercute na produção de lixiviados e gases, bem como nos recalques dos maciços, necessitando de um monitoramento ambiental e geotécnico adequado à realidade do aterro.

Os ensaios de infiltração *in situ* e em laboratório se mostraram práticos e adequados para avaliação das camadas de cobertura do aterro sanitário. Considerando apenas a permeabilidade, apenas os solos da ÁREA 2 (aterro novo) mostraram-se adequados para a contenção da infiltração da água da chuva, o que deve controlar a geração de lixiviados e possibilitar a redução das emissões fugitivas de gases para a atmosfera.

Em suma, o presente estudo representa um dos primeiros sobre o tema do novo aterro, e seus resultados ajudam a compreender o processo de degradação dos resíduos e o comportamento da camada de cobertura, deixando em evidência as diferenças entre as duas áreas. Certamente os dados aqui sistematizados servirão de base para novos estudos no ASMOC e servirão para subsidiar melhorias na eficiência dos processos de operação do aterro, coleta e tratamento de lixiviados e gases, contribuindo para um melhor controle tecnológico.

Tendo em vista que o ASMOC (Área 1) encerrou suas atividades após 30 anos de operação, os parâmetros determinados nesta pesquisa representam informações relevantes que servem para nortear a operação e o acompanhamento da vida útil do novo aterro (Área 2).

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE**, São Paulo, SP. 2020.
- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE**, São Paulo, SP. 2017.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY - ATDRX. **Landfill Gas Primer: An Overview for Environmental Health Professionals**. ATDRX: Division of Health Assessment and Consultation. 74p., 2001.
- AGHDAM, F.; SCHEUTZ, E.; KJELDSEN, C. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. **Waste Management**. v. 87, p. 905-914, 2019.
- AGUIAR, A. B. **O emprego do permeâmetro de Guelph na determinação da permeabilidade do solo, de camadas de lixo e sua cobertura**. 2001. 67p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.
- AIRES, K. E. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande-PB**. 118p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2017. 364 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- ALCÂNTARA, P. B.; JUCÁ, J. F. T. Recalque em aterros: influência da composição dos resíduos sólidos urbanos, do clima e da biodegradação. **Geotecnia**, n.118, p.15-42, 2010.
- ALKMIN, D. V; JUNIOR, L. U. R. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 18, n. 61, p. 65-82, março 2017.
- ALMEIDA, F. T. R. *et al.* Caracterização física do solo utilizado em camadas de cobertura no aterro sanitário de Caucaia – Ceará. In: CONGRESSO NORTE-NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, V. **Anais...** CONNEPI: Alagoas, 2010.
- ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008
- ANDRADE, J. C. M. **Fitotransporte de metais em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 263 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

ANTUNES *et al.* Caracterização do solo e propriedades de fluxo da camada de cobertura de um aterro sanitário de Campina Grande - PB. In: CONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM CIÊNCIAS, III. **Anais...** Campina Grande, 2018.

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

ARAÚJO, E. P. **Monitoramento de células experimentais de resíduos sólidos urbanos quanto a aspectos físico-químicos e microbiológicos.** 2015. 124 f. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais), Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2015.

ARAÚJO, N. C. *et al.* Gravimetria e abordagem econômica dos resíduos sólidos urbanos do município de Barra de São Miguel – Paraíba. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (REGET)**, v. 19, n. 3, p. 67-72, 2015.

ARAÚJO, N. C. *et al.* Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos gerados na cidade de Santa Cecília/Paraíba. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 7, ago/set 2018, p. 90-97.

ARAÚJO, P. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário.** 2017. 139p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ARAÚJO, P. S. Proposta de monitoramento de camada de cobertura de solo compactado de aterros sanitários: Estudo de caso. **Revista Especializa Online IPOG**, v. 1, n. 15, jul. 2018.

ARAÚJO, T. T.; RITTER, E. Avaliação de emissões de biogás em camadas de cobertura de um aterro sanitário. **Persp. Online: exatas & eng.**, v. 16(6), p. 34-49, 2016.

ARTHUR, R.; BREW, A. H. Potential biogas production from sewage sludge: A case study of the sewage treatment plant at Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Ghana. **IJEE**, v. 1, n. 6, p. 1009-1016, 2010.

ARTUSO, A.; COSSU, E.; STEGMANN, R. Afteruse of Landfills. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. **(Org.)**. Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019. p. 915 – 936.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE LIMPEZA PÚBLICA – ABLP. **Deslizamentos em aterros sanitários – Aprender com os erros.** São Paulo: ABLP, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT 6457:** Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8419:** Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13896:** Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12179**: Tratamento acústico em recintos fechados. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10152**: Níveis de ruídos para conforto acústico. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 14545**: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro: ABNT, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7181**: Solo - Análise Granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2016 versão corrigida 2, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7182**: Solo – Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13896**: Solo – Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

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

BARRETO, L. D. A. C. **Avaliação técnica e financeira da pavimentação utilizando o piso grama**. 2013. 75 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

BARRETO, E. V. *et al.* Análise de composição de resíduos sólidos urbanos como instrumento de gestão em Política Pública de saneamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, VI. **Anais...** Porto Alegre, RS, 2015.

BARROS, J. D. *et al.* Sazonalidade do vento na cidade de Natal/RN pela distribuição de Weibull. **Sociedade e Território**, v. 25, n. 2, p.78-92, 2013.

BARROS, L. H. S. **Requalificação dos aterros desativados (brownfields) no município de São Paulo: Parques (greenfields) Raposo Tavares e Jardim Primavera**. 2011. 480 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

BARROS, R. M. **Tratado sobre resíduos sólidos** – gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Interciência; Minas Gerais: Acta, 2012.

BELFORT *et al.* Permeabilidade de um solo de comportamento anômalo utilizado para cobertura do Aterro Sanitário de Altinho/PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, IX. **Anais...** São Carlos, 2019.

BENVENUTO, C. *et al.* Instrumentação geotécnica e monitoramento da estabilidade de aterros sanitários. **Revista Limpeza Pública**, n.101, p.20-31, 2019.

BERNARDO, S. *et al.* **Manual de irrigação**. 8. Ed. Atual. e Ampl. Viçosa: UFV, 2006. 625p.

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

BORCHERS, T.; FERREIRA, V. G. F.; FERNANDES, R. A. S. Propostas de redensolvimento de áreas de aterros sanitários desativados. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v.17, n.3, p. 13-25, 2021.

BORGES, T. M. *et al.* Guia para monitoramento ambiental em aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, VII. **Anais...** Campina Grande: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, Campina Grande, PB, 2016.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. Oficina de Textos, São Paulo, SP, 248p. 2008.

BOSMANS, A. *et al.* Pyrolysis characteristics of excavated waste material processed into refuse derived fuel. **Fuel**, v. 122, n. 15, p. 198-205, 2014.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 01**, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para avaliação de impacto ambiental. Brasília, DF, 1986.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 1**, de 08 de março de 1990. Ruídos. Brasília, DF, 1990.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 237**, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre licenciamento ambiental; competência da União, Estados e Municípios; listagem de atividades sujeitas ao licenciamento; Estudos Ambientais, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 1, p. 3.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico, altera a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 jul. 2020. Seção 1, p. 1.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA, Brasília, 2021.

CALDAS, A. *et al.* Caracterização de resíduos sólidos urbanos com vistas ao aproveitamento energético do RSU por via bioquímica e térmica. In: CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, IV. **Anais...** COBESA: Cruz das Almas, 2016.

CAMERON, M.D.; TIMOFEEVSKI, S.; AUST, S.D. Enzimology of Phanerochaete chrysosporium with respect to the degradation of recalcitrant compounds and xenobiotics. **Applied Microbiology Biotechnology**, v.54, p.751-758, 2000.

CAMPI, T. **Estabilidade geotécnica de maciços de resíduos sólidos**. São Carlos: USP, 2017. Slides: V Simpósio sobre Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://neper.shs.eesc.usp.br/wpcontent/uploads/2017/10/estabilidade_aterros_V_SIRS.pdf>. Acesso em: 26 de maio de 2021.

CAMPI, T. M. O.; BOSCOV, M. E. G. Determination of shear strength parameters of municipal solid waste (msw) by means of static plate load tests. In: GEO-FRONTIERS CONGRESS, 2011, Texas. **Proceedings [...]** Texas, 2011.

CAPELO NETO, J. *et al.* Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 4, n. 3, 160-167, 1999.

CAPUTO, H. P. *et al.* **Mecânica dos solos e suas aplicações**: fundamentos. vol. 1, 7ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016.

CARDOSO COSTA, C. M. **Avaliação da fissuração por ressecamento em camada de cobertura de aterros sanitários utilizando materiais alternativos**. 2015. 181 f. Tese (Doutorado em Geotecnia), Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

CARIBÉ, R. M. **Análise Multivariada no Comportamento dos Recalques em Célula Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2015. 100p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

CARNEIRO, A. A. **Estudo da capacidade de carga de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos com base em ensaios de laboratório e campo**. 2013. 139p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

CARTILHOS JUNIOR *et al.* Principais processos de degradação de resíduos urbanos. In: CARTILHOS JUNIOR (**Org.**) **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES/RIMA, 2003. p 19-50.

CARVALHO JUNIOR, F. H. *et al.* Correções no projeto executivo do Aterro Metropolitano Oeste de Caucaia – ASMOC, com vistas a solucionar problemas de concepção da drenagem dos líquidos percolados. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 5, n. 3, 2012, p. 105 – 113.

CARVALHO, M. F. **Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 1999. 330 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1999.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. 2008. 337f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CATAPRETA, C. A. A.; ABREU, M. G. C.; SENA, M. V. O. Viabilidade da reinserção social e urbana de áreas de disposição de resíduos sólidos e sua transformação em parques ecológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXX. **Anais...** ABES: Natal, 2019.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. Avaliação da relação chuva-vazão de líquidos lixiviados em um aterro sanitário experimental. In: Congresso Interamericano AIDIS. XXXI. **Anais...** Santiago- Chile, 2008.

CAVALCANTE, C. L. A. **Estudo da composição dos gases de aterro sanitário sob diferentes condições de bombeamento**. 2021. 101 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

CEMPRE, COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 4. ed. – São Paulo (SP): CEMPRE, 2018.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma L 5.149 – Determinação de resíduos em águas: método gravimétrico**. 1998.

CHELLIAPAN, S. *et al.* Anaerobic treatment of municipal solid waste landfill leachate. In: SINGH, L.; YOUSUF, A.; MAHAPATRA, D. M. **(Org.)**. *Bioreactors: Sustainable Design and Industrial Applications in Mitigation of GHG Emissions*. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2020. p. 175-193.

CHIEMCHAI SRI, C. *et al.* Municipal solid waste management in Thailand and disposal mission inventory. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 135, n. 1, 2007, p. 13 – 20.

CHIAN, E. S. K. Stability of organic matter in landfill leachates. **Water Research**, v.11, 1977, p. 225-232,.

CHRISTENSEN, T.H. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, issues 7-8, p. 659-718, 2001.

CITIZENDIUM. **Pseudomonas Putida. Citizendium - The Citizens Compendium**. Disponível em <http://en.Citizendium.org/wiki/Pseudomonas_putida>. Acesso em 5 jul. 2021.

COELHO, S.T. *et al.* Introduction. In: COELHO, S.T. *et al.* **(Org.)**. *Municipal Solid Waste Energy Conversion in Developing Countries*. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2020. p. 1-7.

CONCEIÇÃO, M. T. **Os critérios para a implantação de Aterros Sanitários**. São Paulo, SP: CETESB, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/2PtgxAq>>. Acesso em: 21 de abr. 2021.

CONDER. **Conselho de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia**. Manual de operação de aterros sanitários. Salvador, BA, 2010. 58 p.

COSTA, W. W. M. L. *et al.* Avaliação da concentração de metais pesados presentes no lixiviado produzido no aterro sanitário em campina grande – PB. In: CONGRESSO SUL-

AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, I. **Anais...** Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, Gramado, RS, 2018.

COSTA *et al.* Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 7790, fev. 2018a.

COSTA, M. D. **Estudos de Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários em Colunas de Solos.** 2015. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

COSSU, R. Physical landfill barriers: principles and engineering. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. (Org.). *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies.* Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019. p. 271 – 287.

COSSU, R.; EHRIG, H. J.; MUNTONI, A. Physical-chemical leachate treatment. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. (Org.). *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies.* Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019. p. 575 – 631.

COSSU, R.; STEGMANN, R. Waste management strategies and role of landfilling. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. (Org.). *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies.* Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019. p. 3 – 13.

CUNHA, E. R. **Avaliação do processo de bioestabilização de resíduos sólidos urbanos em lisímetro de campo.** 2009. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

CURITIBA, Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Meio Ambiente. **Plano de encerramento do aterro sanitário de Curitiba.** 110p. 2009.

DALPE, N; TORRE, J. A. **Vertical expansion of landfills.** Geoengineer, 2021. Disponível em: < <https://www.geoengineer.org/education/web-class-projects/ce-176-environmental-geotechnics/assignments/vertical-expansion-of-landfills>>. Acesso em: 11 de set. 2022.

DAMASCENO, L. A. G. **Emissão fugitiva de metano através do sistema de cobertura de um aterro considerando a ocorrência de zonas com fissuramento.** 2018. 188p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.

DATTA, M.; VEERA, P. R. V. Stability of cover systems for landfills and old waste dumps. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SOLID WASTE MANAGEMENT, 2007. Chennai, **Proceedings....** Chennai, 2007.

DORNELLES, L. E. *et al.* Avaliação da condutividade hidráulica de um solo utilizado em aterro sanitário em Santa Maria através de ensaios de campo e de laboratório. In: Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, XVIII. **Anais...** Belo Horizonte: ABMS, 2016.

DUARTE, D. P. **Avaliação da bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos em lisímetro. Estudo de caso:** Cuiabá – Mato Grosso. 2016. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2016.

ELK, A. G. H. P. Van. **Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

ENSINAS, V. A. **Estudo da Geração de Biogás no Aterro sanitário Delta em Campinas - SP**. 2003. 190 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA. **Environmental Guidelines Solid waste landfills**. EPA: Sydney, 2016. 95p.

EHRIG, H. J. Quality, and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management & Research**, vol. 1, p. 53 – 68, 1983.

EHRIG, H. J.; STEGMANN, R.; ROBINSON, T. Biological leachate treatment. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. **(Org.)**. Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019. p. 541 – 574.

ESPÍRITU, J. G. M. **O aterro sanitário de Marituba**: estimativa e dispersão das emissões de biogás e a percepção da mudança da qualidade do ar pela população do entorno. 2019. 123 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

EUSUF, M. A. *et al.* The effects of climate and waste composition on leachate and emissions of gas: a case study in Malaysian context. International Conference on Sustainable Solid Waste Management. **Anais...** Chennai, India, 2007.

FAYER, S. K. et al. Análise de estabilidade de aterro de resíduos classe I. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, XIX. **Anais...** Salvador, 2018.

FERREIRA, A. G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos – SP por meio da caracterização físico-química**. 2010. 152 p. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERREIRA, A. L. **O Aterro Sanitário de Bremen**. Portal Resíduos Sólidos. Disponível em: < <https://portalresiduossolidos.com/o-aterro-sanitario-de-bremen/>>. Acesso em: 11 de set. 2022.

FERREIRA, M. A. S.; MAHLER, C. F. **Avaliação do solo das camadas de cobertura intermediárias e finais - estudo de caso**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2006.

FILHO, P. C. C. **Caracterização da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos confinados em lisímetros por meio de variáveis físicas, químicas e bioquímicas**. 2019. 186 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Saneamento ambiental), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2019.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 288p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

FOLLMANN, H. V. D. M. *et al.* Avaliação de parâmetros físico-químicos na degradação de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de diferentes idades e sua relação com a geração de biogás. **Revista Espacios**, v. 38, n. 39, 2017.

FORTALEZA. **Lei nº 10.340**, de 28 de abril de 2015. Altera os arts. 1º ao 33 da Lei 8.408, de 24 de dezembro de 1999, e dá outras providências. Poder Executivo, Fortaleza, CE, 28 abr. 2015.

FORTALEZA, PREFEITURA MUNICIPAL DE. Urbanismo e Meio Ambiente. **Ecopontos**. 2021. Disponível em: <<https://catalogodeservicos.fortaleza.ce.gov.br/categoria/urbanismo-meio-ambiente/servico/324>>. Acesso em: 18 de ago. 2021.

FRANCESCHET, M. **Estudo dos solos utilizados em camadas de base e cobertura em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos de Santa Catarina**. 2006. 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

FRANCESCHET, M. *et al.* Estudo dos solos utilizados para a impermeabilização da camada de base e de cobertura de aterros sanitários de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXIII. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T. Estudo da resistência à penetração dinâmica (SPT) em aterros de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXVIII. **Anais...** México: AIDIS, 2002.

GABR, M.A.; VALERO, S.N. Geotechnical properties of municipal solid waste. **Geotechnical Testing Journal**. v. 18(2), p. 241–251, 1995.

GOMES, L. P.; MARTINS, F. B. Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para Municípios de Pequeno Porte. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. *et al.* (Org.). **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2003.

GUSMÃO, F. T. **Avaliação da qualidade ambiental de aterros sanitários: estudo de caso do aterro metropolitano leste de Aquiraz**. 2019. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

GUPTA, A. *et al.* Application of Fenton's reagent as a polishing step for removal of UV quenching organic constituents in biologically treated landfill leachates. **Chemosphere**, v. 105, p. 82-86, 2014.

HAMDI, N.; SRASRA, E. Hydraulic conductivity study of compacted clay soil used as landfill liners for an acidic waste. **Waste Management**, v.33, n.1, p. 60-66, 2013.

HINGA, K. R.; BATCHELOR, A. Waste Processing and Detoxification. In: HASSAN, R.; SCHOLLES, R.; ASH, N. (Org.) **Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends**, v. 1. Washington, Covelo, London: Millennium Ecosystem Assessment, 2005.

HOLANDA, S. H. B. **Uso de consórcio microbiano facultativo no estudo da biodegradação e geração de biogás de resíduos sólidos urbanos envelhecidos em aterros.** 2016. 144 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Geotecnia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

HU *et al.* Installation and performance of horizontal wells for dewatering at municipal solid waste landfills in China. **Waste Management**, v. 103, p.159-168, 2020.

HUSE, K. **Estudo da influência da adição de bentonita em um solo arenoso-siltoso para uso como cobertura de aterros.** 2007. 138p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

IBAM, Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro, RJ: IBAM, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). IPCC, 2014: **Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.** Ginebra, Suiza: IPCC, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **IBGE cidades: panorama cidade de Fortaleza - 2020.** Disponível em: < <https://bityli.com/75jhT>>. Acesso em: 26 de maio de 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** 2.ed. São Paulo, IPT/CEMPRE, 2000.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION - ISWA. **Landfill operational guidelines.** Prepared by ISWA Working Group on Landfill, 2., 106p., 2010.

JUCÁ, J. F. T.; MARIANO, M. O. H.; MELO, V. L. A. de. (1999). Recalques e decomposição da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos na região metropolitana de Recife. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XX. **Anais...** Rio de Janeiro, 1999.

JUNIOR, A. B. Q. *et al.* Caracterização gravimétrica de resíduos sólidos urbanos da cidade de Ererê/CE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 1, p. 172-188, 2021.

KELLY, R. J (2002). Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predicted waste stability. **Master of Science in Environmental Science and Engineering**, Virginia Polytechnic Institute, USA.

KÖLSCH, F.; BAUER, J. Static Stability of Landfills. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 12., Sardenha. **Proceedings ...** Sardenha: Internacional Waste Working Group - IWWG, 18p., 2009.

KUMARI, A.; PANDEY, V. C.; RAI, U. N. Feasibility of fern *Thelypteris dentata* for revegetation of coal fly ash landfills. **Journal of Geochemical Exploration**, v.128, p.147-152, 2013.

LAL, R.; SHUKLA, M. **Principles of Soil Physics**. CRC Press, 2004.

LAMBE, T.W.; WHITMAN, R.V. **Soil Mechanics**, John Wiley & Sons, 553 p, 1969.

LANDVA, A.O.; CLARK, J. L. "**Geotechnics of Waste Fill**" - Geotechnics of Waste Fill - Theory and Practice, ASTM STP1070, Arvid Landva, G. David Knowles, Editors, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1990.

LANZA, V. C. V; CARVALHO, A. L; ALVIM, R. V. **Orientações técnicas para a operação de aterros sanitários**. Fundação Estadual do Meio Ambiente: FEAM, Belo Horizonte, MG, 2005. 32p.

LATZ, T. Reabilitação do aterro de Hiriya, Tel Aviv. **Ri-vista**, Florença, v.2, p. 54-67, abr. 2018

LAW, H. J. *et al.* Maximizing landfill capacity by vertical expansion: a case study for an innovative waste management solution. In: ISWA WORLD CONGRESS. **Proceedings...** Vienna: International Solid Waste Association, 2013.

LEE, U.; HAN, J.; WANG, M. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 335-342, 2017.

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. 218 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008. 218 p.

LEME, M. A. G. **Caracterização de solo utilizado no sistema de barreira impermeabilizante de base de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 208p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

LIMA, P. G. *et al.* Análise gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de um aterro sanitário. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 12, n.4, p. 410-426, 2018.

LINS, C. M. M. *et al.* **Resíduos Sólidos: Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**. Salvador: ReCESA, 2008.

LINS, E. A. M.; JUCÁ, J. F.F T. A utilização da capacidade de campo na estimativa de percolado gerado no aterro da Muribeca. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XXIII. **Anais...** ABES, Campo Grande, 2005.

LISBOA, R. L. L. **Determinação da condutividade hidráulica não saturada de solos residuais com o permeâmetro Guelph e ensaios de laboratório**. 2005. 89 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

LOPES, M. M. **Aproveitamento energético em aterros sanitários: análise da viabilidade técnica e econômica para o uso do biogás e instalação de painéis fotovoltaicos**. 2017. 115

p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia de Energia), Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2017.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de coberturas de aterros de resíduos sólidos**. 2011. 274 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

LOPES, R. L. *et al.* Camadas de cobertura metanotróficas como alternativas para gerenciamento de gases de efeito estufa em aterros sanitários. **Holos**, v. 4, ano 25, 2010

LU, H.; LIU, J.; LI, Y.; DONG, Y. Heat transport and water permeability during cracking of the landfill compacted clay cover. **Journal of Chemistry**, v. 2015, 2015.

LUCENA, T. V. **Avaliação da geração de biogas sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares**. 2016. 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Geotecnia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

MAIA, C. L.; SILVA, C. A. U.; BARROSO, S. H. A. Comparative analysis of resilience modules obtained in field with geogauge and those obtained in the laboratory. In: INTERNACIONAL SOCIETY FOR ASPHALT PAVEMENTS, XIII. **Proceedings...** Fortaleza: ISAP, 2018.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos na Muribeca-PE**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MACIEL, F. J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2009. 355p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MARIANO, M. O. H. avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. 2008. 225 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARIANO, M.O.H. & JUCÁ, J.F.T. Ensaios de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 15, n. 3, p. 223-228, 2010.

MATOS, M. V. B. **Estudo do processo de revegetação do aterro sanitário metropolitano oeste de Caucaia – ASMOC**. 2016. 144p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

MARTINS, H. L. **Avaliação da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto em equipamento de grandes dimensões**. 2016. 116 p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2006.

MAYER, M. C. **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. 2013. 70 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2013.

- MELO, F. H. F. A. **Caracterização e estudo do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em um consórcio municipal do estado de Pernambuco**. 2015. 123 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2015.
- MELO, M. C. **Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados**. 2011. 148 p. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.
- MENESES, H. B.; SOUSA, V. M. P. L.; FERNANDES, F. J. S. **Planejamento, Construção e Operação de Aterros para a Disposição Final de Resíduos Sólidos**. Cartilha Técnica: TCE-PI, 1ª ed., Teresina, 2008.
- MENEZES, J. A. L. *et al.* Comportamento temporal da umidade do solo sob Caatinga e solo descoberto da Bacia Experimental do Jatobá, Pernambuco. **Water Resources and Irrigation Management**, v.2, n.1, p.45-51, 2013.
- MENEZES, R. O. *et al.* Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.24, n.2, p. 271 - 282, mar/abr 2019.
- MITCHELL, J. K., HOOPER, D.R., CAMPANELLA, R.G. Permeability of compacted clay. **Journal Soil Mechanics and Foundations Div**, v.91, p. 41-65, 1965.
- MOHLER, B. C. **Avaliação das características de secagem dos grãos de soja**. 2010. 43 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.
- MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T.; RÊGO, C. da C. (2001). Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XXI. **Anais...** João Pessoa, 2001, p.1-12.
- MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.
- MORAIS, F. Infiltração – uma variável geomorfológica. **Caderno de Geografia**, v. 22, n. 38, 2012.
- MORAIS, I. D. M. T.; FERNANDES, A. C. A. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos da cidade de Apodi – RN. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE E SOCIEDADE, I. **Anais...** CONIMAS: Campina Grande, 2019.
- NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. 2007. 160p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- NOBRE, S. B. *et al.* Levantamento dos resíduos sólidos gerados no município de pau dos Ferros, Rio Grande do Norte. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 6, p. 544056-54075, jun.2016.

OBLADEN, N. L.; RONSANI OBLADEN, N. T.; BARROS, K. R. **Guia para Elaboração de Projetos de Aterros Sanitários para Resíduos Sólidos Urbanos**. Série de Publicações Temáticas do CREA-PR, Vol. 2, Curitiba, PR, 2016. p. 64.

OLIVEIRA, A. L. **Estudo da variação do teor de umidade e sólidos totais voláteis dos resíduos sólidos urbanos, com a precipitação pluviométrica e suas implicações na geração de lixiviados no aterro sanitário integrado de Cruz das Almas - BA**. 2011. 140p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2011.

OLIVEIRA, A. D. *et al.* Caracterização física e química dos resíduos sólidos urbanos no município de Hidrolândia, Goiás. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXX. **Anais...** ABES: Natal, RN, 2019.

OLIVEIRA, C. A. A. **Análise do fluxo de gases na camada de cobertura do aterro sanitário municipal oeste de Caucaia (ASMOC)**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

OLIVEIRA, D. A. F. **Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos**. 2002. 154p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

PADILLA, R. S. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 2007. 107 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A, **Microbiology of Solid Waste**. In: Anna C. Palmisano, Morton A. Barlaz (eds). 1996. 224 p.

PENTEADO, M. C. *et al.* Eficiência da camada de cobertura de aterro sanitários enriquecida com espuma de estação de tratamento de esgotos (ETE) em diferentes proporções na oxidação passiva de metano. In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, II. **Anais...** ConReSol: Foz do Iguaçu, 2019.

PEREIRA, A. C. *et al.* Avaliação da condutividade hidráulica para solos compactados utilizados em camadas selantes e análise de estabilidade de aterro para resíduos sólidos da perfuração de poços de petróleo. **Holos**, v. 4, n. 29, 2013, p. 16 – 36.

PEREIRA, S. B. **Parâmetros mecânicos do solo empregado em taludes de cobertura de um aterro sanitário do estado do Ceará**. 2020. 63 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil), Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000.

RIBEIRO, E. D. **Estudo do comportamento da rigidez do solo empregado na camada de cobertura do Aterro Sanitário de Caucaia-CE**. 2019. 56 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil), Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

RIOS, D. C. **Aplicação de dois modelos de balanço hídrico para estudo de camada de cobertura de aterro sanitário utilizando solo e resíduos da construção civil (RCC)**. 2016. 138 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2016.

RECESA, Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. Núcleo Sudeste de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental - NUCASE. **Guia do profissional em treinamento: Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários**. Belo Horizonte, MG: RECESA/NUCASE, 2008.

REZENDE, J. H. *et al.* Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 18, n. 1, jan/mar 2013, p. 1-8.

RÖMKENS M. J. M. PRASAD S. N. Rain Infiltration into swelling/shrinking/cracking soils. **Agricultural Water Management**, v. 86, 2006, p.196–205.

RONG, F.; ZHAOGUI, G.; TUGEN, F. Analysis of stability and control in landfill sites expansion. **Procedia Engineering. Holland: Elsevier**, v.24, p.667-671, 2011.

ROSA, D. S.; FILHO, R. P. **Biodegradação: um ensaio com polímeros**. Itatiba, Bragança Paulista/São Paulo: Moara Editora, Univ. São Francisco Editora, 2003. 112p.

SÃO MATEUS, M. S. C. **Proposta de Modelo para Avaliação do Balanço Hídrico de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Aterro Metropolitano Centro de Salvador-BA**. 2008. 312p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SANTOS, G. O. **Avaliação do cultivo de gramíneas na superfície de aterro sanitário, com ênfase para a redução da emissão de metano e dióxido de carbono para a atmosfera**. 2012. 313p. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

SANTOS, G. O. **Resíduos sólidos e aterros sanitários: em busca de um novo olhar**. Recife: Imprima, 1. Ed, 2016. 80 p.

SANTOS, G. O. *et al.* Monitoramento das emissões fugitivas de CH₄ e CO₂ em camadas de cobertura de um aterro sanitário do Estado do Ceará, **Brasil. R. Tecnol. Soc.**, Curitiba, v.16, n.41, p.190-201, Ed. Especial. 2020.

SANTOS, G. O. *et al.* Otimização da captação de metano de um aterro sanitário do Nordeste brasileiro. **Revista Principia divulgação científica e tecnológica do IFPB**, n. 47, p. 204 – 213, 2019.

SANTOS, I. F. S; BARROS, R. M; FILHO, G. L. T. Biogas Production From Solid Waste Landfill, **Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials**, v. 2, p. 11 – 19, 2020.

SANTOS, M. M.; CHANG, M. R. C.; KIANG, C. H. Análise do Balanço Hídrico Climatológico do Sistema Aquífero Guarani, em sua Área de Afloramento no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Climatologia**, Curitiba-PR, v. 8, n. 10, p.153-170, jun. 2012.

SANTOS, G. O.; MATOS, M. V. B. Cobertura vegetal sobre células de aterro sanitário encerrada há vinte anos no Ceará. **Conex. Ci. e Tecnol**, Fortaleza/CE, v. 11, n. 6, p. 54-64, dez. 2017.

SANTOS, G. O.; MOTA, F. S. B. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza/CE dispostos no Aterro Sanitário de Caucaia/CE. **Rev. Tecnol.** Fortaleza, v. 31, n. 1, p. 39-50, jun. 2010.

SCHALCH, V. **Produção e características do chorume em processo de decomposição do lixo urbano**. 1984. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade de São Paulo, São Carlos, 1984.

SCHULER, A. R. **Análise do comportamento de um aterro municipal de resíduos sólidos urbanos instrumentado**. 2010. 173p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SHENG, H. *et al.* Vertical expansion stability of an existing landfill: a case study of a landfill in Xi'an, China. **Advances in Civil Engineering**, v. 2021, p. 1 – 14, 2021.

SIERRA, C. A. S; BARRIOS, R. L. A; MORALES, J. C. J. Minería de rellenos sanitarios como alternativa de gestión para residuos sólidos. **Producción + Limpia**, v. 9, n. 1, p. 113 – 123, 2014.

SILVA, A. T. A. **Aspectos Meteorológicos e Balanço Hídrico em um Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2008. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SILVA, T.N.; FREITAS, F.S.N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Eng Sanit Ambient**, v.18, n.2, p. 98-104, abr/jun 2013.

SILVA, A. K. M. **Estudo do comportamento dos resíduos sólidos urbanos em lisímetros preenchidos com resíduos de diferentes características**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

SILVA, A. T. A. **Aspectos Meteorológicos e Balanço Hídrico em um Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2008. 125 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SILVA, R. A. C. **Avaliação da evolução do comportamento geomecânico de aterros sanitários com base na realização de ensaios de laboratório e de campo**. 2017. 138p. Tese (Doutorado em Geologia), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

SILVA, T. N; CAMPOS, L. M. S. Avaliação da produção e qualidade do gás de aterro para energia no Aterro Sanitário dos Bandeirantes – SP. **Eng. sanit. ambient.**, v. 13, n. 1, p. 88-96, jan/mar 2008.

SILVA, M. C.; SANTOS, G. O. Densidade aparente de resíduos sólidos recém coletados. In: CONGRESSO NORTE-NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, V. **Anais...** CONNEPI: Maceió, AL, 2010.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro.** 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SOARES, A. F. **Cobertura final de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos avaliada sob o enfoque da oxidação microbiológica de metano.** 2011. 137 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2011.

SIMÕES, G. F. *et al.* Aplicação de um modelo tridimensional de avaliação de balanço hídrico em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. **Anais...** Campo Grande/MS, 2005.

SOARES, I. A. *et al.* Fungos na biorremediação de áreas degradadas. **Arq. Inst. Biol.**, São Paulo, v.78, n.2, p.341-350, abr./jun., 2011.

SOBRINHO, N. L. C. **Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente.** 2000. 125 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

SOUSA, P. A. P. **Estudo das características do solo do Aterro Sanitário Oeste do Distrito Federal para aplicabilidade em camadas de cobertura utilizando a metodologia de Daniel e Wu (1993).** 2016. 98f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil), Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

STARK, T.D.; HUVAJ-SARIHAN, N.; LI, G. Shear Strength of Municipal solid Waste for Stability Analyses. **Environmental Geology**, United States of America, v.57, n.8, p.1911–1923, 2009.

STUERMER, M. M.; BROCANELI, P. F.; VIEIRA, M. E. M. Os aterros sanitários desativados e o sistema de áreas verdes da cidade de São Paulo: possibilidades de integração. **Revista LABVERDE**, n.2, p. 11-29, 2011

SUZUKI, D. K. **Verticalização de aterros sanitários por meio de reforço com geogrelhas e diques periféricos alteados pelo método de montante.** 2012. 165p. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

TANSEL, B. *et al.* **Closed Landfills as Power Parks:** technical and economic feasibility of solar energy harvesting at Florida's closed landfills, 2010.

TEIXEIRA, G. P; FRANÇA, R. A; LACERDA, G. B. M. Metodologia de operação de aterro sanitário no município de Juiz de Fora – MG. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, VIII. **Anais...** ABES Secção Maranhão, São Luís, MA, 2008.

THEMELIS, N. J; ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, v. 32, issue 7, p. 1243-1257, 2006.

TINET, A. J; OXARANGO, L. Stationary gas flow to a vertical extraction well in MSW landfill considering the effect of mechanical settlement on hydraulic properties. **Chemical Engineering Science**. v. 65, ed. 23, p. 60656340, 2010.

TOM, P. *et al.* Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, n.15, p. 45-55, 2013.

TOZETTO, C. M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com simulação hidrológica da geração de lixiviado**: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba. 2008. 156 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS - USACE. **Landfill off-gas collection and treatment systems**. Washington: USACE, 2008. 15p.

USEPA. Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers. Office of solid waste and emergency response. EPA-540-R-04-007. Washington DC.: USEPA, 2004. 421p.

VELÁSQUEZ M.T.O. *et al.* Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. **Waste Management Research**, v. 21, p. 137-144, 2003.

VERMA, S. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. 2002. 56 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Terrestres), Fundação Escola de Engenharia e Ciências Aplicadas da Universidade de Columbia, Columbia, 2002.

VILELA, F. R. **Biometanização**: estudo da influência do lodo e da serragem no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU). 2015. 229 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo. São Carlos, 2015.

VIGNEAULT, H.; LEFEBVRE, R.; NASTEV, M. Numerical Simulation of the Radius of Influence for Landfill Gas Wells. **Vadose Zone Journal**, v.3, p.909-916, 2004.

WHO-INTERNATIONAL REFERENCE CENTER FOR WASTES DISPOSAL. **Methods of Analysis of Sewage Sludge Solid Waste and Compost**. Switzerland. 1979.

WONG, C.T. *et al.* Afteruse development of former landfill sites in Hong Kong. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, v. 5, Issue 6, p. 443-451, december 2013.

YIN, Y. *et al.* Mechanism of the December 2015 catastrophic landslide at the Shenzhen landfill and controlling geotechnical risks of urbanization. **Procedia Engineering**, v.2, n.2, p.230-249, 2016.

YOUCAI, Z. Biological Treatment Processes for Leachate. In: _____. **(Org.)**. Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019a. p. 185 – 324.

YOUCAI, Z. Physical and Chemical Treatment Processes for Leachate. In: _____. **(Org.)**. Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019b. p. 31 – 183.

YUCEKAYA, A. Landfill Gas to Energy in Turkey: Current and Future. **Journal of Science and Technology**, v. 2, n. 1, p. 55-64, 2014.

ZHOU, C. *et al.* Modeling the carbon cycle of the municipal solid waste management system for urban metabolism. **Ecological Modelling**, v. 318, p.150-156, 2015.

ZHOU, C.; JIANG, D.; ZHAO, Z. Quantification of Greenhouse Gas Emissions from the Predisposal Stage of Municipal Solid Waste Management. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 1, p.320-327, 2016.

ZORNBERG, J. G.; LaFOUNTAIN, L.; CALDWELL, J. A. Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v.129, n.6, p.427-438, 2003.

ZOUARI, H.; LABAT, M.; SAYADI, S. Degradation of 4-chlorophenol by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium* in free and immobilized cultures. **Bioresource Technology**, v.84, p.145-150, 2002.