

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
NÍVEL DOUTORADO**

VINÍCIUS MARTINS MARQUES

**ESTUDO DE CENÁRIOS ECONÔMICO E TECNOLÓGICO PARA ALTERNATIVAS
DE DRENAGEM E TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE UM ATERRO SANITÁRIO**

São Leopoldo

2022

VINÍCIUS MARTINS MARQUES

**ESTUDO DE CENÁRIOS ECONÔMICO E TECNOLÓGICO PARA ALTERNATIVAS
DE DRENAGEM E TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE UM ATERRO SANITÁRIO**

Tese apresentada como requisito para
obtenção do título de Doutor em
Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS

Orientadora: Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo

2022

M357e Marques, Vinícius Martins.

Estudo de cenários econômico e tecnológico para alternativas de drenagem e tratamento de lixiviados de um aterro sanitário / Vinícius Martins Marques. – 2022.

191 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2022.

“Orientadora: Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes.”

1. Resíduos sólidos. 2. Aterro sanitário. 3. Análise estatística multivariada. 4. Lixiviado. 5. Avaliação financeira.
I. Título.

CDU 628.4.036

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

VINÍCIUS MARTINS MARQUES

ESTUDO DE CENÁRIOS ECONÔMICO E TECNOLÓGICO PARA ALTERNATIVAS DE DRENAGEM E TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE UM ATERRO SANITÁRIO

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em: 29 de março de 2022

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes - Presidente da Banca e Orientadora - UNISINOS

Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano - Membro da Banca - UNISINOS

Prof. Dr. Armando Borges De Castilhos Junior - Membro da Banca - UFSC

Prof. Dr. Fernando Fernandes - Membro da Banca - UEL

FONTE DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

A realização deste trabalho teve o apoio da FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (FAPERGS).



AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que de alguma forma colaboraram com a realização deste trabalho.

Primeiramente, à UNISINOS, por possibilitar meu ingresso no doutorado e a FAPERGS pela contribuição financeira e por tornar este sonho, uma realidade.

À família, por compreender a importância deste trabalho e perdoar eventuais ausências neste período.

A secretaria do PPGEC, pelas inúmeras situações em que precisei de ajuda, desde o período em que fui representante discente no mestrado e doutorado, até o último dia antes da entrega da tese. Obrigado Simone e Elisa!

Aos professores do PPGEC e os presentes nas bancas de qualificação e defesa final, em especial minha orientadora Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes pela amizade, companheirismo, paciência e confiança de que esta tese seria realizada, e aos demais professores pelas contribuições ao longo destes quatro anos de intenso trabalho. Obrigado!

Aos colegas do Grupo de Pesquisa Saneamento Ambiental, pela parceria e pelo apoio nas coletas de amostras e nos ensaios realizados, a citar: Luciano, Jalir, Marchello, Pamela, Marco Aurélio, Gisele, Natália e Alexya. Contem comigo sempre!

Por último, à pandemia de COVID, por redimensionar o sentimento de vida, resiliência e amor ao próximo. Seguimos vivos!

RESUMO

MARQUES, V.M. **Estudo de Cenários Econômico e Tecnológico para Alternativas de Drenagem e Tratamento de Lixiviados de um Aterro Sanitário**. 191p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2022.

O monitoramento do lixiviado gerado em aterro sanitário se faz necessário, visto que este efluente líquido não pode ser destinado a um corpo hídrico receptor na forma bruta, o que causaria contaminação das águas superficiais e subterrâneas, degradação da fauna e flora, além da impossibilidade do consumo humano. Sabendo disto, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o lixiviado gerado no aterro de São Leopoldo, bem como a disposição de resíduos sólidos em 6 fases de operação, que deram origem ao efluente. Além disso, através de ensaios de laboratório, foram avaliados 20 parâmetros físico-químicos, que possibilitaram o monitoramento da área adjacente ao aterro e a realização da Análise Estatística Multivariada com as amostras do lixiviado. Para finalizar, buscou-se identificar através da criação de quatro cenários frente ao armazenamento e tratamento do lixiviado, variando a origem do lixiviado e o local de tratamento, avaliando custos e receitas de cada cenário, possibilitando a realização de uma avaliação financeira das alterações propostas. No Cenário 1 foi identificada a situação atual, com a mistura do lixiviado gerado em todas as fases e realização do tratamento em área externa ao aterro, enquanto no Cenário 2 sugeriu-se a implantação da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL). No Cenário 3, além da implantação da ETL, adotou-se a separação do lixiviado gerado em cada fase e no Cenário 4, criou-se a hipótese de lixiviado gerado em fases mais antigas ser encaminhado diretamente para a Fase 4, com o tratamento realizado somente por Nanofiltração e Osmose Reversa. O monitoramento dos resíduos sólidos identificou que mais de 90% destes são provenientes de coletas municipais e do total de resíduos recebidos no aterro 45% eram de restos de alimentos putrescíveis, 24% de contaminantes biológicos e 31% de recicláveis, evidenciando a possibilidade de implementação de uma central de triagem de resíduos no aterro. Quanto a análise do lixiviado, avaliou-se 20 parâmetros e através da Análise de Componentes Principais identificou-se que os três primeiros componentes (CP1, CP2 e CP3) obtiveram resultados entre 69% e 82% da variância dos dados originais,

evidenciando as diferenças estatísticas entre cada fase, sendo os parâmetros mais representativos Alcalinidade a Bicarbonatos, Cor Verdadeira, Nitrogênio Orgânico, Precipitação, Cor Aparente, Nitrogênio Amoniacal, Carbono Orgânico Total e DBO. Quanto à análise financeira dos cenários propostos, todos os cenários criados foram viáveis economicamente, incluindo o cenário 4, que foi o mais vantajoso dentre os elencados, onde o lixiviado gerado em cada fase é armazenado separadamente e o tratamento do lixiviado é realizado dentro do aterro, avaliando-se receitas e despesas, identificou-se que, com uma taxa de retorno do investimento de 10%, a taxa de lucratividade seria de 90% e o tempo de retorno do investimento de 7,3 meses. Sendo assim, além dos fatores ambientais positivos do tratamento *in loco*, a viabilidade econômica do cenário com as alterações propostas sugere ser vantajosa.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Aterro sanitário. Análise estatística multivariada. Lixiviado. Avaliação financeira.

ABSTRACT

MARQUES, V.M. **Study of Economic and Technological Scenarios for Alternatives of Drainage and Treatment of Leachate from a Landfill.** 191p. Thesis (Doctorate) – Civil Engineering Post-Graduate Program, University of Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo. 2022.

Monitoring the leachate generated in landfills is necessary, taking into consideration this liquid effluent should not be sent to water bodies in its raw form, which would cause surface and groundwater contamination, fauna and flora degradation, together with making the water unsuitable for human use. Therefore, the aim of this study was to evaluate the leachate generated in the landfill of the city of São Leopoldo and the disposal of the solid waste in six operational phases, which the effluent originated from. Also, through laboratory tests, 20 physic-chemical parameters were assessed, which enabled monitoring the area surrounding the landfill and performing the multivariate statistical analysis with the leachate samples. Finally, it was aimed to identify the financial viability through the establishment of four scenarios regarding the leachate storage and treatment, varying the leachate origin and the treatment site, assessing the costs and revenues in each scenario, enabling the financial assessment of the proposed changes. In Scenario 1, the current situation was identified, while in Scenario 2, the implementation of the Leachate Treatment Plant (LTP) was suggested. In Scenario 3, in addition to the implementation of the LTP, the separation of the leachate generated in each phase was adopted and in Scenario 4, the hypothesis was created that leachate generated in older phases would be forwarded directly to Phase 4, with the treatment carried out only by Nanofiltration and Reverse Osmosis. The monitoring of solid waste identified that more than 90% of it comes from municipal waste collection and, from the total amount of waste received at the landfill, 45% were made of putrescible solid waste, 24% of biological contaminants and 31% of recyclable material, making evident the possibility of implementation of a waste sorting facility at the landfill. Regarding the leachate analysis, 20 parameters were evaluated and, through Principal Component Analysis, it was possible to identify that the first three components (PC1, PC2 and PC3) had results referring to 69% and 82% of variance from the original data, showing the statistical difference between the phases, being the most representative ones Bicarbonate Alkalinity, True Color, Organic Nitrogen,

Precipitation, Color, Ammoniacal Nitrogen, Total Organic Carbon, and BOD. Regarding the financial analysis of the proposed scenarios, all scenarios created were profitable, including scenario 4, which it is the most profitable among all scenarios, where the leachate generated in each stage is stored separately and its treatment is made in the landfill, assessing revenues and costs, it was identified that, with a 10% investment return rate, there would be a 90% profitability rate and a 7.3 months investment return time. Therefore, in addition to the positive environmental factors of the treatment plant on site, the financial viability of the scenario with the proposed changes suggests to be favorable.

Keywords: Solid waste. Landfill. Multivariate statistical analysis. Leachate. Financial evaluation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Formação de lixiviados em aterros	55
Figura 2 - Delineamento da pesquisa.....	66
Figura 3 - Mapa de localização do Aterro.....	68
Figura 4 - Mapa de situação do Aterro e Zona Urbana de São Leopoldo	68
Figura 5 - Esquema das fases de operação do aterro	69
Figura 6 - PV 01 instalado no talude da Fase 1	71
Figura 7 - Caixa de Passagem das Fases 4 e 6.....	71
Figura 8 - Poço de Visita da Fase 3	71
Figura 9 - Lagoa de acúmulo.....	72
Figura 10 - Fluxograma do lixiviado e da ETL.....	74
Figura 11 - Layout das Etapas 1 e 2	76
Figura 12 - Etapa 4 do tratamento.....	77
Figura 13 - Equipamentos para nanofiltração.....	78
Figura 14 - Membrana de Osmose Reversa	78
Figura 15 - Lagoa de acúmulo para o Permeado	79
Figura 16 - Lagoa de rejeitos da Etapa 4	79
Figura 17 - Localização dos pontos de coleta de água superficial e subterrânea	84
Figura 18 - Sistema atual de coleta do lixiviado	88
Figura 19 - Amostradores (coletores).....	89
Figura 20 - Bombona para transporte	89
Figura 21 - Gravimetria final do aterro.....	102
Figura 22 - Gravimetria das fases 1, 2 e 3 do aterro	103
Figura 23 - Gravimetria das fases 4, 5 e 6 do aterro	103
Figura 24 - Somatório da precipitação mensal na área do aterro.....	108
Figura 25 - Gráfico de pH nas fases de operação.....	109
Figura 26 - Gráfico de Cor Aparente nas fases de operação	110
Figura 27 - Gráfico de Cor Verdadeira nas fases de operação	110
Figura 28 - Gráfico de Turbidez nas fases de operação	111
Figura 29 - Gráfico de nitrogênio amoniacal nas fases de operação	111
Figura 30 - Gráfico de nitrogênio orgânico nas fases de operação	112
Figura 31 - Gráfico de COT Bruto nas fases de operação	112
Figura 32 - Gráfico de COT Filtrado nas fases de operação.....	113

Figura 33 - Gráfico de Fósforo nas fases de operação.....	113
Figura 34 - Gráfico de Alcalinidade a Ácidos Voláteis nas fases de operação	114
Figura 35 - Gráfico de Alcalinidade a Bicarbonatos nas fases de operação.....	115
Figura 36 - Gráfico de AGV nas fases de operação	115
Figura 37 - Gráfico de DQO nas fases de operação.....	116
Figura 38 - Gráfico de DBO ₅ nas fases de operação.....	117
Figura 39 - Gráfico de Sódio (Na) nas fases de operação.....	117
Figura 40 - Gráfico de Amônio (NH ₃ ⁺) nas fases de operação	118
Figura 41 - Gráfico de Potássio (K) nas fases de operação	118
Figura 42 - Gráfico de Magnésio (Mg) nas fases de operação	119
Figura 43 - Gráfico de Cálcio (Ca) nas fases de operação.....	119
Figura 44 - Autovalores de cada PC em todas as fases	121
Figura 45 - Análise temporal do pH (adimensional).....	127
Figura 46 - Análise temporal de Cor Aparente (uH).....	128
Figura 47 - Análise temporal de Cor Verdadeira (uH).....	129
Figura 48 - Análise temporal de Turbidez (NTU)	129
Figura 49 - Análise temporal do Nitrogênio Amoniacal (mg/L).....	130
Figura 50 - Análise temporal do Nitrogênio Orgânico (mg/L).....	130
Figura 51 - Análise temporal do COT Bruto (mg/L)	131
Figura 52 - Análise temporal do COT Filtrado (mg/L)	131
Figura 53 - Análise temporal do Fósforo - P (mg/L).....	132
Figura 54 - Análise temporal da Alcalinidade a Ácidos Voláteis (mg CaCO ₃ /L).....	133
Figura 55 - Análise temporal da Alcalinidade a Bicarbonatos (mg CaCO ₃ /L)	133
Figura 56 - Análise temporal do AGV (mg CH ₃ COOH/L).....	134
Figura 57 - Análise temporal da DQO (mg O ₂ /L)	134
Figura 58 - Análise temporal da DBO ₅ (mg O ₂ /L)	135
Figura 59 - Análise temporal do Sódio - Na (mg/L).....	135
Figura 60 - Análise temporal do Amônio - NH ₄ ⁺ (mg/L)	136
Figura 61 - Análise temporal do Potássio - K (mg/L)	136
Figura 62 - Análise temporal do Magnésio - Mg (mg/L).....	137
Figura 63 - Análise temporal do Cálcio - Ca (mg/L).....	137
Figura 64 - Planta do aterro com fases e lagoas já existentes	139
Figura 65 - Proposição de sistema de coleta de lixiviado por fases	140
Figura 66 - Sistema completo de coleta de lixiviado por fases	144

Figura 67 - Cenário 1 - Situação atual.....	147
Figura 68 - Cenário 2 - Coleta única e tratamento <i>in loco</i>	148
Figura 69 - Cenário 3 - Coleta separada e tratamento <i>in loco</i>	151

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos de lixiviados no Brasil	51
Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos conforme idade do aterro	52
Tabela 3 - Fases de operação do aterro	70
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos analisados no entorno do aterro	84
Tabela 5 - Padrões limítrofes para efluentes.....	86
Tabela 6 - Profundidade dos PV	89
Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado	90
Tabela 8 - Quantidades de resíduos recebidos para cada fase de operação	95
Tabela 9 - Gravimetrias das localidades que enviaram RSU ao aterro.....	97
Tabela 10 - Quantitativos municipais de RSU recebidos (em toneladas) no aterro ..	99
Tabela 11 - Valores de RSU recebido no aterro (em toneladas).....	101
Tabela 12 - Valores encontrados em cada parâmetro físico-químico	105
Tabela 13 - Resultados para as amostras de lixiviado de todas as fases	120
Tabela 14 - Coeficientes de correlação de Spearman	122
Tabela 15 - Componentes, autovalores e variâncias	123
Tabela 16 - Análise de Componentes Principais.....	124
Tabela 17 - Custos de coleta das fases até as lagoas	141
Tabela 18 - Custos de coleta das lagoas até a ETL.....	143
Tabela 19 - Custos de tratamento in loco do lixiviado	144
Tabela 20 - Informações para o cenário 2.....	149
Tabela 21 - Fluxo de caixa do cenário 2 (em R\$).....	149
Tabela 22 - Viabilidade econômica do cenário 2.....	150
Tabela 23 - Informações para o cenário 3.....	152
Tabela 24 - Fluxo de caixa do cenário 3 (em R\$).....	152
Tabela 25 - Viabilidade econômica do cenário 3.....	153
Tabela 26 - Custos de tratamento do Cenário 4.....	155
Tabela 27 - Informações para o cenário 4.....	156
Tabela 28 - Fluxo de caixa do cenário 4 (em R\$).....	156
Tabela 29 - Viabilidade econômica do cenário 4.....	157
Tabela 30 - Resumo de informações dos Cenários	158

LISTA DE SIGLAS

ACV	Análise do Ciclo de Vida
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
APHA	American Public Health Association (Associação de Saúde Pública Americana)
CB	Contaminante Biológico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente - RS
COT	Carbono Orgânico Total
CRVR	Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ELV	Embalagem de Longa Vida
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
ETL	Estação de Tratamento de Lixiviados
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IMGM	Inventário de Medições de Geração de Metano
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	Índice de Qualidade de Água
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MME	Ministério de Minas e Energia
MOP	Matéria Orgânica Putrescível
NBR	Norma Brasileira
NT	Nitrogênio Total
ONU	Organização das Nações Unidas
OR	Osmose Reversa
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PROSINOS	Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos
PV	Poço de Visita
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SWM	Solid Waste Management (Gerenciamento de Resíduos Sólidos)
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica

TIR	Taxa Interna de Retorno
UN	United Nations (Organização das Nações Unidas)
UNISINOS	Universidade do Vale do Rio dos Sinos
VP	Valor Presente
VPL	Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
1.1	OBJETIVOS.....	28
1.1.1	Objetivo Geral	28
1.1.2	Objetivos Específicos	29
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	31
2.1.1	Caracterização, gerenciamento e avaliação de impactos	32
2.2	ATERROS SANITÁRIOS	38
2.2.1	Características, localização e impactos ambientais envolvidos	40
2.3	LIXIVIADOS.....	47
2.3.1	Características e problemática do Lixiviado	49
2.3.2	Geração	53
2.3.3	Tratamento de lixiviado	55
2.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	60
2.5	ANÁLISE DE INVESTIMENTOS.....	62
2.5.1	Estimativa de fluxo de caixa	62
2.5.2	Horizonte econômico	63
2.5.3	Índice custo-benefício	63
2.6	MÉTODOS DE SELEÇÃO DE ALTERNATIVAS DE INVESTIMENTOS ..	63
2.6.1	Método do Valor Presente Líquido	63
2.6.2	Método da Taxa Interna de Retorno	64
2.6.3	Método do Tempo de Retorno de Investimento (<i>PAYBACK</i>)	64
3	METODOLOGIA	65
3.1	DIAGNÓSTICO DO CENÁRIO ATUAL.....	67
3.1.1	Apresentação da área do aterro	67
3.1.2	Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos recebidos no aterro	80
3.1.2.1	Quantitativos e fontes geradoras do RSU.....	80
3.1.3	Monitoramento ambiental do aterro	83
3.2	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO GERADO EM CADA FASE DO ATERRO	88
3.2.1	Coleta de amostras	89
3.2.2	Parâmetros físico-químicos analisados	90

3.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	91
3.4	DISCUSSÃO SOBRE O TRATAMENTO SEPARADO POR FASES	91
3.5	DISCUSSÃO SOBRE TRATAMENTO DO LIXIVIADO <i>IN LOCO</i>	92
3.6	AVALIAÇÃO FINANCEIRA DE QUATRO CENÁRIOS.....	93
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS RSU RECEBIDOS NO ATERRO	95
4.2	MONITORAMENTO AMBIENTAL	104
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO.....	107
4.3.1	Parâmetros analisados	107
4.3.2	Análise Estatística	120
4.4	ANÁLISE TEMPORAL.....	127
4.5	COLETA DO LIXIVIADO GERADO SEPARADO POR FASES	138
4.6	TRATAMENTO DO LIXIVIADO REALIZADO <i>IN LOCO</i>	141
4.7	ESTUDO DE VIABILIDADE ECONÔMICA NOS CENÁRIOS	146
4.7.1	Cenário 1 - Situação atual.....	146
4.7.2	Cenário 2 - Coleta única e tratamento in loco.....	147
4.7.3	Cenário 3 - Coleta em separado e tratamento in loco	150
4.7.4	Cenário 4 - Coleta em separado e tratamento in loco adaptado	154
5	CONCLUSÕES	161
6	REFERÊNCIAS.....	167
	APÊNDICE A - TRABALHOS RELACIONADOS COM A TESE.....	191

1 INTRODUÇÃO

Através de dados divulgados pela Organização das Nações Unidas, estima-se que a população mundial em 2022 seja de mais de 7,9 bilhões de pessoas e em 2050 poderá chegar a 9,7 bilhões, demonstrando o ritmo acelerado do crescimento população (ONU, 2019).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021) a população do Brasil em 2021 era cerca de 214 milhões de pessoas, com uma taxa de crescimento de 0,8% por ano. Deste modo, pode-se estimar que o volume de RSU gerado no Brasil seja de 214 mil toneladas por dia ou 78,11 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2021).

Além disso, alguns estudos revelam que a taxa de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) está aumentando anualmente. Segundo relatório da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2021), em 2017 esta taxa foi de 1,035 kg/hab.dia, enquanto em 2019 foi de 1,039 kg/dia/hab.

Já os dados divulgados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2020) revela que a geração de RSU em 2017 foi de 0,95 kg/hab/dia e em 2019 foi de 0,99 kg/hab.dia. A diferença de valores entre as entidades se dá por diferenças metodológicas nos estudos, mas pode-se concluir que o valor estimado para geração de resíduo per capita no Brasil seja aproximadamente 1 kg/hab.dia ou 365 kg/hab.ano.

Aliado a estes números, segundo SNIS (2020), o volume de resíduos segregados e coletados em 2019 foi de apenas 1,04 milhão de toneladas, equivalente a 1,6% do total gerado, ou seja, para cada 1kg de resíduo gerado apenas 16 g seria reciclado, evidenciando índices muito abaixo dos praticados atualmente em países desenvolvidos.

Uma das consequências do baixo índice de reaproveitamento dos resíduos é que a maior parte dos RSU gerados acabam indo para os aterros, que é a forma mais utilizada no Brasil para disposição final de resíduos. De acordo com ALCÂNTARA (2007), o aterro é a técnica para tratamento de RSU mais utilizada em países em desenvolvimento, baseado na facilidade de operação e no baixo custo envolvido.

Atualmente existem três tipos de destinação final em operação no Brasil: os Lixões, os Aterros Controlados e os Aterros Sanitários. Desde 2010, na tentativa de balizamento do setor de gerenciamento de resíduos sólidos, instituiu-se direitos,

deveres e metas com a promulgação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) pela Lei 12.305 (BRASIL, 2010). A PNRS estipulou prazo de 4 anos para implantação do sistema de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, como o aterro sanitário, que contam com dispositivos que impedem a contaminação dos lençóis freáticos, a proliferação de doenças e animais no seu entorno, que promovem a coleta de efluentes líquidos e gases gerados no interior do aterro e propiciam o seu tratamento. Este prazo já foi revogado por inúmeras vezes, sendo que 2021 foi definido como data limite para fim da operação em lixões e aterros controlados (BRASIL, 2015).

Segundo dados do SNIS (2020), das 76,65 milhões de toneladas geradas em 2017, 64,2% foram dispostos em 640 aterros sanitários, 8,1% em 576 aterros controlados e 9,8 em 1.091 lixões. Quanto aos outros 17,9%, não há informações sobre a disposição final, evidenciando que aproximadamente 40% dos resíduos ainda são depositados em locais inadequados.

Mesmo naqueles locais onde se realiza a disposição final adequada, os resíduos ainda requerem cuidados. Após depositados no aterro, os RSU entram em processo de degradação, através de processos aeróbios e anaeróbios gerando gases e efluentes líquidos, o lixiviado, mesmo após o encerramento do aterro (GOMES, 2017).

O lixiviado é um efluente líquido de cor escura, formado da degradação do RSU, juntamente com a umidade contida no aterro, que pode ter várias fontes, pluvial, evapotranspiração, infiltração ou umidade do resíduo. A composição básica do lixiviado é variável, sempre diferente de um aterro para outro, variando conforme os tipos de resíduos que o geraram e o tempo de operação do aterro, mas os compostos básicos são os ácidos graxos voláteis, nitrogênio amoniacal e metais pesados dissolvidos (CANO, 2014; GOMES, 2017 e NAVEEN *et al.*, 2017).

Alguns parâmetros físico-químicos são balizadores na análise de amostras de lixiviado. Segundo (GOMES, 2009), os principais parâmetros são o Potencial Hidrogênico (pH), demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal e orgânico, alcalinidade, fósforo, e metais pesados. Conforme Alavi, Eslami e Saghi (2018) a concentração de metais pesados nos lixiviados são maiores que os limites aceitáveis para uso deste líquido na irrigação, com elevado potencial de eutrofização dos recursos hídricos (AMARAL; LOPEZ, 2018). Segundo VELÁSQUEZ *et al.* (2003), além da necessidade de determinação

das características do lixiviado, é preciso determinar quanto é gerado e como será tratado.

Conforme GOMES (2009), o volume de lixiviado gerado pode ser influenciado por alguns fatores, como o Clima (temperatura, chuva, evapotranspiração), características dos resíduos (gravimetria, compactação, permeabilidade) e geologia do aterro (escoamento, infiltração, recirculação do lixiviado).

Quanto ao tratamento do lixiviado, há diversos processos físico-químicos e biológicos que agregam uma eficiência aceitável. Alguns separam a fração sólida e líquida do lixiviado por coagulação/floculação química ou por eletrofloculação (SOUTO, 2009). Outros utilizam de processos oxidativos avançados, como o reagente de Fenton ou adsorção de carvão ativado para degradar os poluentes orgânicos (GOMES, 2009).

A etapa de deposição de resíduos no aterro sanitário é dividida em fases e cada fase corresponde a um período de tempo. Sabe-se, que o padrão de consumo da sociedade se altera conforme o tempo, então a diversidade de períodos em que os RSU foram depositados no aterro podem levar a uma variabilidade dos resíduos e conseqüentemente nos parâmetros físico-químicos. Desta forma, o estudo destas amostras de lixiviado gerados em diferentes setores do mesmo aterro poderia balizar quais fases teriam melhor eficiência frente a um tratamento específico, de acordo com algumas características avaliadas pelos ensaios em laboratório.

Tais resultados poderiam trazer economia de tempo no tratamento, uma melhor eficiência no uso de reagentes e também economia de custos. Um exemplo disto, é que um dos balizadores no custo do tratamento do lixiviado gerado em aterros é a DQO, que tem uma grande variabilidade conforme a idade de deposição dos resíduos, bem como na escolha do método mais indicado para o tratamento do lixiviado, considerando em qual fase de decomposição o efluente se encontra.

Atualmente, no Aterro em estudo, o sistema de coleta de lixiviado é realizado por tubulações subterrâneas que levam o lixiviado até as lagoas de acúmulo, onde o lixiviado de todas as fases é misturado. Esta operação pode estar sendo responsável por diminuir a eficiência, agregando custos e insumos no tratamento.

A hipótese de pesquisa deste trabalho foi elaborada buscando responder a duas perguntas. Observando os parâmetros físico-químicos destes efluentes, a segregação do lixiviado de cada fase do aterro, depositado em uma lagoa de acúmulo traz algum benefício ao tratamento do efluente? A implantação de uma Estação de

Tratamento de Lixiviado próxima ao aterro é viável economicamente? Procurando responder estas questões, este estudo foi realizado.

Este trabalho teve início em 2018, quando foi iniciada a revisão da bibliografia existente nos temas propostos. Ao longo deste trabalho foram feitas 237 citações, com 147 (62%) sendo de trabalhos publicados nos últimos 5 anos.

Esta pesquisa está atrelada ao Grupo de Pesquisa em Saneamento Ambiental da Unisinos e está sendo executada em paralelo com outra pesquisa, que analisou a microbiota contida nas mesmas amostras de lixiviado.

O trabalho foi definido em 5 capítulos, da seguinte forma:

No capítulo 1 é apresentada a introdução ao tema, bem como os objetivos da pesquisa.

Já no capítulo 2 é realizada a revisão da bibliografia sobre os principais temas do trabalho: RSU, aterros, lixiviado, análise estatística multivariada e análise de investimentos.

Enquanto no capítulo 3 é exibida a metodologia de pesquisa que foi aplicada no trabalho, para que os objetivos sejam cumpridos, além de apresentar o Aterro de São Leopoldo, área de estudo deste trabalho e a Estação de Tratamento de Lixiviado a ser implementada.

Já no capítulo 4 são apresentados os resultados obtidos, referente a gravimetria dos RSU, análises do lixiviado gerado no aterro, bem como a análise estatística destes dados e a análise de investimentos das alterações propostas neste trabalho.

Por fim, no capítulo 5 são apresentadas as conclusões do trabalho e possíveis estudos futuros referente aos assuntos abordados.

1.1 OBJETIVOS

Para analisar a hipótese de pesquisa levantada são propostos os seguintes objetivos para este trabalho:

1.1.1 Objetivo Geral

Análise do layout atual do aterro sanitário de São Leopoldo, avaliando os sistemas de coleta e tratamento do lixiviado gerado no aterro em questão, além de

comparar a qualidade do lixiviado gerado frente a diferentes cenários de coleta e tratamento.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a.** Identificar o cenário atual do aterro, em especial os setores (fases) onde são depositados os resíduos ao longo da vida útil da área e o sistema de coleta e armazenamento do lixiviado;
- b.** Caracterizar o lixiviado gerado nas diferentes fases do aterro;
- c.** Realizar um estudo de viabilidade econômica envolvido na criação de diferentes cenários, variando o sistema de armazenamento do lixiviado e o local de tratamento (externo ou *in loco*).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão apresentados os conteúdos relativos às pesquisas e estudos realizados envolvendo resíduos sólidos urbanos, aterros sanitários, lixiviados de aterros envolvendo as diferentes formas de tratamento deste efluente líquido, análise estatística multivariada e uma síntese dos conceitos básicos sobre análise de investimentos.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004), resíduos sólidos podem estar no estado sólido ou semissólido e são provenientes de atividades humanas, tais como: hospitais, indústrias, comércios, agrícolas, de serviço, varrição pública e domésticos, bem como lodos provenientes de estações de tratamento de água.

São classificados perante duas classes, a Classe I abrange os resíduos perigosos, que apresentam riscos à saúde pública e ao meio ambiente, com características como: inflamabilidade, corrosividade e toxicidade e a Classe II compreendendo os resíduos não perigosos. A Classe II é subdividida em Classe II-A e Classe II-B. Na Classe II-A estão os resíduos não inertes, que podem ter características como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Já na Classe II-B estão os resíduos inertes, ou seja, nenhum de seus constituintes é solubilizado em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água.

Segundo Bidone e Povonelli (1999), os RSU têm origem em diversas atividades humanas e ambientes urbanos. Compõem-se de materiais sem utilidade e desprezados, como: restos de alimentos, cascas de frutas, embalagens, resíduos de vias públicas, couro de animais, ossos, trapos, pedras, animais mortos, entre outros. Já Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) classificou os resíduos inicialmente em orgânicos e inorgânicos e depois adotou subdivisões destas categorias.

Estes resíduos depois de gerados devem ser gerenciados de maneira a minimizar o impacto gerado. Ainda conforme Gottinger (1991), são utilizados diversos processos para o tratamento dos RSU, incluindo reciclagem, reutilização, compostagem dos resíduos orgânicos, incineração e disposição em aterros. O RSU tem como principais constituintes matéria orgânica, contaminantes biológicos, papel, plástico, vidro e metais.

Como premissa inicial, segundo a Lei 12.305 (BRASIL, 2010) é a de segregação dos resíduos na fonte geradora, porém em casos que esse objetivo não é alcançado, deve-se buscar meios para a reciclagem. Diversos materiais dentre os constituintes do RSU têm potencial para reciclagem, porém diversos estudos demonstram que as taxas alcançadas de reaproveitamento são insuficientes (AMARAL; LOPEZ, 2018; SILVA FILHO *et al.*, 2017; KHAN *et al.*, 2022; LOPES, 2007).

2.1.1 Caracterização, gerenciamento e avaliação de impactos

A caracterização física dos RSU é importante para condicionar o gerenciamento dos RSU e favorecer a implementação de técnicas de reaproveitamento dos resíduos (BRANDÃO *et al.*, 2019; LOPES, José Carlos de Jesus, 2007).

Alguns estudos buscaram conhecer e quantificar os constituintes desses resíduos, a fim de identificar o tipo de tratamento ou destinação. Algumas características socioeconômicas influenciam na geração dos resíduos, como o tamanho da população, nível econômico da região e até a escolaridade média das pessoas (BRANDÃO *et al.*, 2019; COSTA, Alline Marchesin; MANCINI; HAMADA, 2019; MENEZES *et al.*, 2019; RAMACHANDRA *et al.*, 2018). Apesar disso, Khandelwal *et al.* (2019) concluiu que 178 países nunca publicaram um trabalho sobre o gerenciamento de RSU a nível nacional e Yadav e Samadder (2018) atribuíram este fato a falta de consciência do poder público, a economia fraca e insuficiência de dados primários.

No Brasil inúmeros trabalhos já foram realizados com este intuito e os resultados foram bem variados. Alcântara (2007) identificou que a composição gravimétrica é baseada nos percentuais em massa dos principais componentes do RSU. Já segundo Rodrigues *et al.* (2018), conhecer estes valores possibilita uma avaliação das taxas de biodegradabilidade e reciclagem dos resíduos e através destas taxas seria possível identificar o poder de contaminação ambiental, além das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética e orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Assim, os autores concluem que estes parâmetros são de grande importância na definição das tecnologias mais adequadas ao tratamento e disposição final dos resíduos.

A partir de 2010, foi instituído a Política Nacional de Resíduos Sólidos, através da Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), que estipulou prazos para todos os municípios realizarem um Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) para gerenciamento dos resíduos gerados. Neste plano foi previsto um cronograma de metas e ações. Dentre outros itens estava o de abolir lixões e aterros controlados até o ano de 2014. Cetrulo et al. (2018) avaliou que até 2018 o PNRS não havia cumprido as metas desejadas, particularmente quanto a diminuição do índice de geração de RSU, aumento na frequência de coleta, taxa de reciclagem e proporção de aterros sanitários (fechamento de lixões ou depósitos de resíduos sólidos a céu aberto).

Em 2014, Da Silva Filho et al. (2017) realizou um levantamento e a maior parte dos municípios ainda não havia realizado o PMSB. Neste caso foi promulgada a normativa do Projeto de Lei do Senado nº 425 - PLS-425 (BRASIL, 2015) onde foram definidos prazos complementares estipulados na PNRS, para a extinção de lixões e aterros controlados. Nesta normativa (PLS 425) ficou estabelecido que haveria uma evolução progressiva, desde os maiores municípios até os menores. Conforme esta normativa os principais municípios das regiões metropolitanas, incluindo as capitais teriam até 31 de julho de 2018, para acabar com os lixões. Os municípios com mais de 100 mil habitantes, com base no Censo de 2010 ou de fronteiras internacionais, teriam um ano a mais para implementar os aterros sanitários. As cidades que têm entre 50 e 100 mil habitantes terão prazo até 31 de julho de 2020. Enquanto o prazo para os municípios com menos de 50 mil habitantes era até 31 de julho de 2021.

Diante destas dificuldades, alguns municípios formaram consórcios, para juntos gerenciarem os resíduos, dividindo custos e possibilitando o cumprimento de metas em prazos mais curtos. O Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (PROSINOS) é formado por 26 dos 32 municípios que compõe a Bacia. Esses municípios se uniram em prol de uma abordagem coletiva perante o tema do gerenciamento de resíduos e preservação ambiental e elaboraram um PMSB abrangendo todos os municípios consorciados. Este plano concluiu que nestes municípios, 42% dos RSU gerados é matéria orgânica (restos de alimentos e materiais biodegradáveis), 36% tem potencial de reciclagem (dos resíduos inertes) e 22% é rejeito (resíduos sem qualquer possibilidade de reciclagem para as condições atuais regionais) (PROSINOS, 2012).

A coleta seletiva de resíduos também pode ser um fator preponderante no gerenciamento de resíduos. Botello-Álvarez et al. (2018) demonstraram que a coleta informal representa mais de 70% do RSU recuperado para reciclagem no México.

Já Amaral e Lopez (2018) realizaram um estudo para avaliação do impacto ambiental e social do sistema de gerenciamento de RSU. Como resultado principal, os autores observaram que todos os municípios do estudo apresentaram dificuldade no estabelecimento de metas relacionadas à coleta seletiva e um dos fatores foi a dificuldade de inserção dos catadores informais em cooperativas, fato estimulado pelo preconceito e pela insalubridade do serviço.

Por outro lado, Lalitha e Fernando (2019) e Wynne et al. (2018) identificaram os fatores que impulsionam políticas bem sucedidas de gerenciamento do RSU: motivação pessoal e remuneração para os catadores, apoio de lideranças políticas, comprometimento da população e do setor empresarial na separação dos resíduos e aplicação eficaz das leis na fiscalização do poder público.

Para Fratta, Toneli e Antonio (2019), deveria existir o conceito de responsabilidade compartilhada, onde a sociedade é parte envolvida na tomada de decisões quanto a gestão de RSU, sendo que a população educada conscientemente pode contribuir mais eficientemente.

Alguns autores citam medidas complementares no intuito de melhorar o gerenciamento dos RSU. Para Chu et al. (2019), deveria haver uma taxa referente a geração de resíduos, deste modo, quanto mais RSU gerado, maior a taxa a ser paga pelo gerador. Já Lima et al. (2019) indicam que a população não recebe nenhuma informação de retorno sobre a eficiência do sistema, mesmo realizando a separação dos resíduos em casa. Os autores citam que não há uma taxa proporcional a geração de RSU, como há no consumo de água e energia. Deste modo, a falta de taxas adequadas afeta o custo do gerenciamento de RSU, seja na forma de infraestrutura insuficiente de coleta, triagem ou disposição final.

Uma das cidades pioneiras em coletas seletivas no Brasil foi João Pessoa. Segundo Ibañez-Forés et al. (2018) há mais de 10 anos já é realizada a coleta seletiva na cidade, implementada pela coleta de resíduos de porta em porta pelo poder público. Porém, apesar dos esforços em realizar o programa, o índice de coleta de resíduos recicláveis foi de apenas 3,59% em 2015. Os autores ainda indicam que baseados em um questionário aplicado na população, os idosos tendem a participar mais na coleta

seletiva do que os jovens e citam como propostas a implementar as campanhas de conscientização orientadas ao público jovem.

Já Calabrò e Komilis (2019), identificaram que os cidadãos que praticavam a separação de resíduos em casa tinham uma maior consciência ambiental e estavam mais satisfeitos com o sistema de gerenciamento de RSU de sua cidade.

Outro exemplo brasileiro é na cidade de Belo Horizonte, onde de acordo com Ferreira, Barros e Soviar (2017) a cidade se destaca por ter um excelente PMSB, porém encontra grandes problemas para executar o planejado por falta de participação da população em ações efetivas.

No estado do Rio de Janeiro, segundo Contrera et al. (2018) mais de 60% dos municípios não encaminham o RSU para reciclagem e o restante que encaminha tem índices baixos de reaproveitamento, mesmo após a implementação da PNRS (RISSATO *et al.*, 2018). Há de se destacar oportunidades de melhorias de infraestruturas locais e capacidades operacionais do poder público, especialmente analisando sob diferentes perspectivas as regiões metropolitanas e as zonas menos populosas (YUKALANG; CLARKE; ROSS, 2018).

Behrooznia et al. (2018) avaliaram o uso e demanda de energia em cenários envolvendo enviar os RSU somente para um aterro ou realizando reciclagem, compostagem e o restante enviando para o aterro. No segundo cenário identificou redução nos impactos ambientais, como diminuição abiótica, ecotoxicidade terrestre e aquática, associada a produção do biocomposto, tornando este cenário mais correto ambientalmente.

Um resíduo em especial merece atenção. O plástico atualmente é o resíduo com potencial de reciclagem mais presente nos RSU. Estima-se que de todo o plástico já produzido no mundo, 40% tem vida útil de apenas 1 ano e 75% não é reaproveitado (WIT *et al.*, 2019). Ayodele, Alao e Ogunjuyigbe (2018), avaliando o potencial de reciclabilidade de RSU na Nigéria determinou que o plástico foi o constituinte predominante do RSU e revelou que mais de 1.000 GWh ou 300 t de CO₂ eq. poderiam ser economizados, caso este material tivesse um melhor uso ou uma destinação adequada. Cremiato et al. (2018) ratifica a ideia do reaproveitamento de resíduos, até mesmo como substitutos de matérias primas ou na produção de energias renováveis.

Haupt, Kagi e Hellweg (2018) destaca através da apresentação de uma ACV, que o parâmetro principal de análise foi a segregação de resíduos e os resultados indicaram que a substituição de matéria prima por resíduos pode trazer vantagens

ambientais e econômica, mesmo em países desenvolvidos, como a Suíça, onde os índices de reaproveitamento são considerados bons, mas com um potencial de melhoria ainda (SARAIVA *et al.*, 2018).

Já em Londres, Roberts *et al.* (2018) confirmaram que a geração de RSU deverá diminuir nos próximos anos. O estudo sugere que a infraestrutura atual e as ampliações já planejadas serão suficientes para atender os requisitos ambientais até 2020.

Outro exemplo de gerenciamento de RSU em países desenvolvidos foi apresentado por Sun *et al.* (2018), onde foram avaliados cenários com e sem a separação dos resíduos na fonte geradora e no cenário sem separação o índice de recuperação energética foi 65% maior, pois naquele local se utilizavam incineradores como forma de geração de energia, porém os autores citam que Tóquio precisa encontrar outras fontes de energia, limpas e renováveis. Mantendo-se as políticas atuais, Estay-Ossandon e Mena-Nieto (2018) confirmam que será impossível cumprir as metas estabelecidas pelos planos municipais ou nacionais. Deverão ser implementadas melhorias em cenários alternativos para que o gerenciamento de RSU seja efetivo, já que até 2030 espera-se que a geração de RSU aumente em até 15%.

Conforme Faria e Alcântara (2019), separar os resíduos apenas em recicláveis e orgânicos prejudica uma outra parcela dos RSU que teria potencial energético. Segundo os autores, o correto seria a separação dos recicláveis, orgânicos e rejeitos. Desta forma os resíduos orgânicos não estariam contaminados e poderiam ser enviados para sistemas de compostagem.

Existem alguns modelos de previsão de geração de RSU, baseado em variáveis demográficas e socioeconômicas. Kannangara *et al.* (2018) determinou que o modelo de Redes Neurais apresentou os melhores resultados, descrevendo 72% da variação de dados utilizando estes critérios.

Um dos fatores que afeta na geração de RSU é o poder aquisitivo. Menezes *et al.* (2019) realizou uma análise estatística da gravimetria de RSU em Juiz de Fora e determinou que 43,81% dos resíduos gerados no município corresponde a fração de orgânicos, 31,74% têm potencial de reciclagem, 14,36% são contaminantes biológicos e 10,10% são rejeitos. Além disso, os autores observaram ainda que o resíduo gerado por famílias de alto poder aquisitivo tende a conter maiores percentuais de recicláveis, enquanto em famílias de menor poder aquisitivo os maiores percentuais tendem a ser de resíduos orgânicos.

O baixo poder aquisitivo é responsável por outro problema relacionado aos RSU. Segundo Brandão et al. (2019), o descarte incorreto de resíduos é responsável por contaminações ambientais e desperdício de material com potencial para reciclagem, apontando que em um caso 76,6% do resíduo descartado irregularmente era vidro e madeira. Lima et al. (2018) corrobora estes dados confirmando o alto custo ambiental no descarte irregular de resíduos e reafirma sobre a importância da segregação de resíduos orgânicos e recicláveis, sob o preceito da educação ambiental como ferramenta para minimizar os impactos ambientais (BRANDÃO *et al.*, 2019; PADILLA; TRUJILLO, 2018).

Outro ponto importante é quanto ao gerenciamento de resíduos dentro das casas da população. Ramachandra et al. (2018), avaliou na Índia a possibilidade de se realizar o gerenciamento dos resíduos ainda na fonte geradora, antes dos resíduos serem coletados pelo serviço público. Os autores determinaram que a taxa de geração foi de aproximadamente 901 g/hab/dia e destes, 82% foram classificados como resíduos orgânicos. Ou seja, 82% do resíduo gerado tem potencial para conversão em energia ou para compostagem.

Corroborando os resultados apresentados por Ramachandra et al. (2018), Almasi et al. (2019) buscou determinar conhecimentos, atitudes e práticas de mulheres no Irã, quanto a separação dos resíduos na fonte geradora, reciclagem, e efeitos nocivos de uma má gestão dos RSU no meio ambiente e quanto a saúde humana. Como resultado, determinaram que 79% das mulheres conheciam o tema, 86% realizavam alguma prática de gestão, entretanto 77% das mulheres pesquisadas demonstraram fraco rendimento na gestão dos RSU.

Liikanen et al. (2018) procurou implementar um processo ambientalmente sustentável no gerenciamento de RSU em São Paulo. Os resultados indicaram que a segregação dos resíduos na fonte geradora é a melhor maneira de aumentar a eficiência de reciclagem.

Recentemente, após o início da pandemia de Covid-19, originou-se outro problema relacionado aos RSU, que é o da contaminação pelo vírus, no manejo dos RSU, especialmente EPIs. Singh *et al.* (2022) analisou possibilidades para se realizar uma desinfecção dos resíduos, especialmente os gerados em ambientes hospitalares, com o intuito de melhor aproveitamento destes materiais. Seja pelo uso de peróxido de hidrogênio vaporizado (vH_2O_2) ou pela utilização de raios ultravioleta (UV), os autores indicam a realização da desinfecção, o que possibilitaria sua reutilização.

Cabe salientar que ainda existem lacunas na literatura. Alguns trabalhos se limitam a encontrar números que justifiquem alguns problemas, mas a maioria não aponta nenhuma solução. Os trabalhos que indicam responsáveis pelos problemas geralmente apontam para uma ineficiência do poder público em fiscalização, mas a literatura poderia apresentar uma visão holística e responsabilizar a população pelos baixos índices de separação dos resíduos na fonte e conseqüentemente a baixa taxa de reciclagem dos resíduos.

Com relação aos RSU, evidenciou-se que o aumento da taxa de reciclagem é urgente, visto que muitos materiais com potencialidade de reciclagem são desperdiçados, além disso são destinados para aterros, ocupando áreas que deveriam ser de resíduos com menor interesse social, como os contaminantes biológicos. Outra questão é relativa a processos de tratamento biológicos (compostagem e/ou biodigestão) dos resíduos orgânicos, ainda pouco utilizada em escala nacional. Por fim, destaca-se a baixa quantidade de informações referentes a composições gravimétricas dos resíduos enviados para aterros. Estas informações são de suma importância para se conhecer as características dos efluentes gerados a partir da sua decomposição.

2.2 ATERROS SANITÁRIOS

Sabendo que se necessita de uma forma de disposição final dos resíduos, principalmente aqueles sem potencial para a reciclagem, foram idealizados os aterros, onde além de uma camada de proteção sobre os resíduos ainda são implantadas diversas camadas de impermeabilização de base, impedindo que aconteça contaminação do solo na área de deposição dos resíduos.

Inicialmente estas áreas para depósito de resíduos não recebiam nenhum cuidado quanto a contaminação de lençóis freáticos, nem quanto a proliferação de doenças causadas pela presença dos resíduos sem nenhuma proteção. Outro problema que havia nestas áreas era a presença de animais e pessoas, em busca de materiais que tivessem algum valor, seja para se alimentar, seja para reciclar. Estas áreas receberam o nome de “Aterro A Céu Aberto”, ou popularmente eram chamadas de “Lixão” (CETESB, 2017).

Evidenciou-se que este modelo de área usado a diversos anos não era sustentável, socialmente nem ambientalmente. Desta forma, criaram-se alguns

dispositivos de proteção para tentar mitigar os efeitos nocivos da presença do RSU nestas áreas. A NBR 8.419 (ABNT, 1992) exemplifica algumas destas regras, como impermeabilização do fundo e das laterais do aterro, sistema de drenagem e coleta de lixiviados e gases, além de cobertura vegetal no terreno, para criar células protegidas onde os RSU poderiam sofrer o processo de degradação, sem causar impactos nocivos ao meio ambiente e ao ser humano. De acordo com MMA (2007), o aterro sanitário é considerado uma forma eficiente e segura como destino final dos RSU, pois além de permitir um controle eficiente do processo, ainda apresenta a melhor relação custo-benefício, porém conforme Brasil (2010), apenas resíduos sem potencial de reaproveitamento devem ser destinados a aterros sanitários, como os contaminantes biológicos.

Fazendo um comparativo entre os aterros e incineradores, Di Nola, Escapa e Ansah (2018) desenvolveram um modelo dinâmico para analisar as interações entre os sistemas de gerenciamento de resíduos na Itália e sua evolução ao longo do tempo e descobriram que o cenário envolvendo separação de resíduos, aterros e incineradores foi mais sustentável, porém aumentar a capacidade dos incineradores não desobrigaria o uso de aterros a curto prazo, aumentando assim o risco de conflito social, por continuar utilizando aterros e aumentar as emissões atmosféricas da queima dos resíduos.

Algumas áreas já em operação, tiveram a instalação parcial destes dispositivos, principalmente de cobertura vegetal, sem a possibilidade de realização de impermeabilização inferior (CETESB, 2017). Estas áreas receberam o nome de Aterros Controlados através da classificação da NBR 8.849 (1985), a qual foi extinta em 2015, por se tratar do projeto construtivo de uma estrutura já proibida na realidade atual do país.

Nestas áreas haveria a necessidade de monitoramento constante nos solos, águas subterrâneas e superficiais, a fim de comprovar ou não possíveis contaminações provenientes do aterro. De acordo com o estudo de Idowu et al. (2019), dos 31 aterros avaliados na África, 80% dos casos foram classificados como aterros a céu aberto, pela ausência de sistemas de impermeabilização, coleta de lixiviado e de gás.

Ramos et al. (2017) desenvolveu uma ferramenta de apoio a decisão, com o intuito de auxiliar municípios brasileiros no diagnóstico de seus lixões, estabelecendo prioridades para remediação das áreas, através de 3 etapas de estudo: elaboração

de um questionário de campo para diagnóstico das áreas, elaboração de um sistema de pontuação, para avaliação do nível de impacto ambiental em cada área e na criação de um programa computacional e de testes de validação.

Como resultado identificou que poucos lixões foram fechados, outros nem recuperados, principalmente por questões técnicas e financeiras dos municípios. O máximo de ações que os municípios propuseram foi o recobrimento vegetal, cercamento e o posterior abandono da área.

Este problema é social e tem caráter de educação ambiental conforme Vasconcelos Junior e Corrêa (2017), sendo primordial que além do consumo consciente dos produtos, haja consciência e responsabilidade do poder público na gestão dos RSU, como pilares de sustentabilidade.

Com o intuito de balizar o setor, foi elaborada a NBR 8.419 (ABNT, 1992), criando critérios técnicos para elaboração de Aterros Sanitários, contendo dispositivos de segurança e proteção, contra contaminações e proliferações de patologias. Estes dispositivos além de impedirem que haja contaminação das áreas, ainda possibilitam a captação e tratamento dos efluentes gerados na degradação dos RSU, como é o caso do lixiviado e do biogás, o qual tem em sua composição o metano (CH₄), que tem grande potencial combustível, porém se não tratado de maneira correta, tem grande potencial de causar efeito estufa, 21 vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂) (MMA, 2007).

2.2.1 Características, localização e impactos ambientais envolvidos

De acordo com Alves (2019), a escolha da área para implantação de aterros é complexa e trabalhosa, envolvendo determinados fatores sociais, ambientais, técnicos e econômicos, combinados com a escolha de áreas propícias a receber um aterro.

Antes de entrar em operação, conforme a mesma Norma Brasileira (NBR), o Aterro deve obter as licenças exigidas pelos órgãos ambientais, municipais, estaduais ou federal.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regula, em nível nacional, o licenciamento desse tipo de atividade, através do uso da Resolução 01 (CONAMA, 1986) que define responsabilidades e critérios para avaliação de impactos ambientais, como o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental

(RIMA), da Resolução 237 (CONAMA, 1997) que regulamenta os Licenciamentos Ambientais, baseado na Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e da Resolução 404 (CONAMA, 2008a) que estabelece diretrizes do Licenciamento Ambiental em municípios de pequeno porte, a Licença Prévia (LP) que é obrigatória juntamente com a apresentação do projeto básico, possibilitando verificar a adequação do local e a viabilidade da construção, a Licença de Instalação (LI) que é expedida após aprovação do EIA/RIMA e elaboração do projeto executivo, na qual solicita-se a instalação/construção da obra.

Após a obra ser concluída, solicita-se a Licença de Operação (LO), onde o órgão ambiental verifica se a construção é compatível com o projeto, liberando o início da operação do aterro. Além destes, ainda há a NBR 10.157 (ABNT, 1987) que regulamenta os aterros sanitários de resíduos perigosos, a qual Moreita, Barberi e Oliveira (2018) analisaram e concluíram que estas normas permitem uma redução significativa de tempo de análise, através de um direcionamento para locais ambientalmente mais seguros para a construção de aterros.

A NBR 8.419 descreve diversos itens necessários no Aterro, desde a fase de projeto, concepção e utilização. O projeto de um aterro sanitário deve ser obrigatoriamente constituído das seguintes partes: memorial descritivo, memorial técnico, apresentação da estimativa de custos e do cronograma, plantas e desenhos técnicos.

Na etapa de projeto, necessita-se de um estudo preliminar, conforme MMA (2007), caracterizando a região, realizando um diagnóstico do gerenciamento atual, através de cálculos de crescimento populacional e taxas de geração de resíduos per capita. Aliado a estes parâmetros regionais, Alves (2019) salienta que devem ser observados outros critérios ambientais e de infraestrutura, proporcionando uma maior caracterização do local propício a receber o aterro, como precipitação, litologia, pedologia, fraturas geológicas, vegetação, rodovias, unidades de conservação, recursos hídricos, área povoada, área pública, aeródromos e declividade dos terrenos.

Já Guevara et al. (2017) determinou a localização do aterro em Pelotas utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e definiram duas possíveis áreas de tamanho superior a 50 ha com potenciais para receber um aterro. Este tamanho foi definido por projeto, para possibilitar inserir o sistema de tratamento de efluentes, área administrativa, vias de operação e um espaço para possível ampliação do projeto.

A composição gravimétrica dos RSU e a taxa de geração per capita foram os critérios principais do estudo de Ferreira et al. (2019), na determinação da área necessária para atender o gerenciamento de RSU em cidades de pequeno porte.

Enquanto Ishimura e Takeuchi (2019) buscaram identificar os critérios de instalação nos últimos 20 anos no Japão e encontraram como resultado que o principal parâmetro foi o custo na aquisição de áreas. Ainda buscaram fatores que expliquem o alto número de aterros no passado e após a inclusão de políticas governamentais, inclusão de taxas para a geração de RSU e restrições de comércio foram preponderantes na diminuição de necessidade de se construir novos aterros.

No Brasil, os critérios são baseados na NBR 13.896 (ABNT, 1997) que define parâmetros para cada critério de análise, a fim de minimizar o impacto ambiental causado pela instalação do aterro, maximizando a aceitação da população pela sua instalação e possibilitando a utilização por um longo período de tempo, sem que a área seja totalmente utilizada, aumentando a vida útil do aterro.

Outros critérios cumprem a função de proteção ambiental, como a impermeabilização, drenagem e coleta de lixiviados. Conforme MMA (2007), a impermeabilização de fundo e das laterais do aterro tem a função de impedir a entrada de líquidos no aterro, bem como a percolação do lixiviado para o subsolo atingindo lençóis freáticos.

A exigência mínima pela NBR 13.896 (ABNT, 1997), é que as camadas inferiores consistam de uma camada simples, podendo ser de argila com permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s ou geomembranas de polietileno de alta densidade (PEAD) com espessura de 1mm, assegurando assim durabilidade e segurança, evitando impactos ambientais.

Conforme a NBR 13.896 (ABNT, 1997), a camada inferior deve resistir a pressões hidrostáticas, tanto dos líquidos dentro do aterro quanto os de fora, bem como a pressão dos resíduos sobre ela depositados e as tensões geradas pela operação diária com o peso de máquinas operando sobre o RSU.

Já com relação ao sistema de drenagem dos lixiviados, MMA (2007) afirma que este deve ser projetado acima da camada de impermeabilização inferior, através de uma rede de drenos internos, formado por tubos perfurados e preenchidos com material filtrante, geralmente brita e dispostos ao longo do aterro no formato similar a uma “espinha de peixe”, que através destas tubulações drena o lixiviado até um sistema coletor, que pelo efeito da gravidade, flui até as lagoas de acúmulo.

Conforme NBR 13.896 (ABNT, 1997), o sistema de drenagem e coleta de lixiviados deve evitar que a lâmina de líquidos percolados dentro do aterro seja superior a 30 cm sobre a impermeabilização, devendo ser projetado para não entupir durante a operação do aterro e permanecendo em funcionamento mesmo após a vida útil.

Outro dispositivo importante em aterros, faz menção aos gases gerados pela decomposição do RSU dentro do aterro. É necessário realizar a coleta dos gases, evitando que a pressão dos gases cause deslocamentos do RSU, o que poderia danificar a impermeabilização, nem escapem pelo solo que recobre o aterro, causando inúmeros impactos ambientais na área.

Esta coleta é realizada através de uma rede de drenos, semelhantes aos de coleta do lixiviado, porém na posição vertical, até o topo do aterro. São compostos por uma coluna vertical de tubos de concreto armado perfurados e envoltos por uma camada drenante, geralmente brita, que é fixada a coluna por meio de telas metálicas (MMA, 2007).

No topo do aterro, para impedir que o gás metano escape para a atmosfera, existem os queimadores de gás (*flares*), que transformam o metano em dióxido de carbono, que segundo MMA (2007) tem um potencial 21 vezes menor de contribuição para o efeito estufa.

Outra opção, realizada em alguns aterros é a coleta deste gás, através de tubos, os quais são instalados nas mesmas posições dos queimadores (*flares*), levando o gás gerado até uma usina, que transforma o gás em energia ou em gás natural.

Este sistema de coleta é fundamental, para minimizar as causas do efeito estufa. Conforme MME (2008), o biogás após ser coletado e filtrado, pode ser utilizado para geração de energia, inclusive eletricidade, para alimentar motor-geradores de combustão interna de pequena potência, que podem ter um rendimento superior a 35%.

Após a instalação do aterro, é fundamental realizar o monitoramento contínuo durante toda a etapa de operação.

Se para a etapa de implantação, a necessidade de seleção de áreas e licenciamento são essenciais e obrigatórios pela legislação vigente, a etapa de operação carece também de alguns cuidados. Um dos aspectos de relevância é a avaliação geotécnica da área, através do monitoramento do recalque da cobertura

final em aterros, que pode ser determinante para se prever o tempo de vida útil do aterro. Conforme Dai-Prá (2018), um modelo de predição de recalques, através da análise de regressão pode determinar a vida útil dos aterros, baseado na composição gravimétrica dos RSU, no índice de compactação e no volume de resíduos dentro do aterro.

Já Cecchini Júnior (2011) propôs um modelo simplificado para atender cidades de pequeno e médio porte. O autor realiza um levantamento dos itens para se atingir uma boa operação no aterro e destacam que o principal destes critérios operacionais é constituir uma equipe especializada para fiscalização e acompanhamento da operação diária e que seja capaz de realizar manutenções preventivas nos sistemas de drenagem de gás e lixiviado gerado.

Para Velásquez et al. (2003), a compactação afeta outro critério de desempenho do aterro, a capacidade de campo. Para os autores, quanto maior a compactação do solo, menor o valor de umidade encontrado para saturar o RSU (capacidade de campo), iniciando o processo de formação do lixiviado.

Já Hölzle (2019b) buscou quantificar o fluxo de materiais nos aterros, determinando a energia consumida e as emissões atmosféricas da operação de recuperação de aterros, utilizando escavação, revolvimento, triagem e recolocação dos RSU de volta no aterro, na busca da recuperação de materiais com potencial de reciclagem e reaproveitamento de áreas do aterro e indicou como resultado uma alta taxa de reaproveitamento de resíduos, além do aumento da vida útil do aterro.

Para Yi (2019), é fundamental analisar o potencial de recuperação de recursos do aterro, para entender os efeitos na redução da taxa de disposição, economia de energia, redução das emissões atmosféricas e na vida útil, que segundo o estudo de caso 73,7% dos resíduos escavados e revolvidos nos aterros poderiam ser incinerados ou convertidos em energia, 7,3% teria potencial de reciclagem e 19,1% seriam de solos usados como cobertura vegetal e que poderiam ser reutilizados.

Enquanto Machado et al. (2010) compararam as propriedades geotécnicas de dois aterros no Brasil e identificou que os resíduos tiveram maiores índices de umidade e compostos orgânicos, comparados com outros países, que aliados ao clima tropical, favorecem a degradação dos RSU a longo prazo. Comparando um aterro em Salvador com outro em São Paulo, os autores determinaram, baseados nas taxas pluviométricas e nas temperaturas maiores de Salvador, que um aterro neste local teria uma taxa de biodegradação mais rápida que em São Paulo.

Embora a maioria dos gases são gerados pelo processo de digestão anaeróbio dos resíduos sólidos orgânicos, devido a heterogeneidade do resíduos recebidos nestas áreas, pode haver formação de outros gases.

Para Cheng et al. (2019), que coletaram e identificou os diferentes odores gerados em aterros de Shanghai que não possuem sistema de coleta de gás, mais da metade dos odores foi perceptível próximo do local de operação diária do aterro. Os autores identificaram que na sua composição havia NH_3 , compostos aromáticos com H_2S , sulfatos etílicos e benzeno.

Enquanto Zhang et al. (2019) investigaram durante um ano as emissões de metano de um aterro controlado e determinou que a taxa de emissão de metano pelos queimadores na superfície do aterro (*flares*) foi de 1.324 $\text{mg}/\text{m}^2.\text{dia}$, enquanto nas tubulações coletoras de lixiviado foi de 24 $\text{mg}/\text{m}^2.\text{dia}$, demonstrando que o volume dos gases liberados no aterro é 55 vezes maior que o de lixiviados.

Bourn et al. (2019) idealizou um Inventário de Medições de Geração de Metano (IMGM) e padronizou um uso para este modelo em aterros utilizando como variáveis os valores de metano coletados nos *flares*, no sistema de coleta de lixiviado e liberado pela superfície do aterro, com a finalidade de aumentar a eficiência na coleta dos gases gerados em aterros na Inglaterra, diminuindo a contribuição deste gás no efeito estufa. Como consequência do modelo, determinou que a abordagem deveria ser simples, porém com uma base de dados robusta, para otimizar o uso da técnica, gerando resultados confiáveis.

Jafari (2015) buscou identificar as causas, consequências e frequências da elevação da temperatura em aterros e determinou que a causa mais provável é a presença de resíduos provenientes da produção de alumínio que são reativos, mas não perigosos e produzem NaOH , amônia, metano e hidrogênio. Estes gases podem sofrer reações exotérmicas, aumentando a temperatura ou elevando a pressão no interior do aterro, o que explica o fato.

Buscando identificar padrões de contaminação em aterros, Hölzle (2019) através de 300 amostras de solos de 8 aterros diferentes, apontou que os indicadores mais eficientes na detecção de poluição no solos foram os sulfatos e Carbono Orgânico Total (COT), devido as correlações estabelecidas no estudo, nos lugares onde ocorreu extrapolação do limite da concentração destes parâmetros, enquanto a variação do parâmetro pH não foi representativa, devido à falta de correlação entre o pH e outros parâmetros.

AMANO *et al.* (2021) monitorou a qualidade das águas superficiais e subterrâneas em um aterro de Gana e identificou que 80% das amostras coletadas foram classificadas como excelentes ou de boa qualidade, conforme o Índice de Qualidade de Água (IQA). Porém 20% obtiveram classificação ruim ou péssima no mesmo índice. Ainda, os mesmos autores identificaram, utilizando a análise de componentes principais, que os parâmetros físico-químicos mais representativos na variação dos dados foram condutividade, sólidos dissolvidos, alcalinidade, magnésio, ferro e cádmio, representando em torno de 75% da variação dos dados originais.

Já Gomes *et al.* (2015) avaliaram o impacto ambiental gerado no gerenciamento de RSU, envolvendo um aterro sanitário e uma central de triagem, comparando cenários precedidos ou não por unidades de compostagem e identificou no cenário precedido por unidade de compostagem uma redução de 77% nas emissões atmosféricas e 72% na geração de lodos e lixiviados.

Após encerrar a operação na célula, para garantir segurança no aterro, conforme ABNT (1997) e MMA (2007) é colocada a cobertura vegetal, acima dos RSU a qual tem a função de impedir que os RSU fiquem expostos, os gases sejam liberados, presença de vetores patológicos, animais, além de minimizar a infiltração da chuva, diminuindo assim a taxa de formação de lixiviado.

Atender todos estes requisitos da NBR 8.419 (ABNT, 1992) é essencial para mitigar os impactos ambientais. Para Pereira e Curi (2017) o aterro sanitário de Puxinanã-PB possui condições inadequadas de funcionamento, pela ausência de cobertura vegetal diária, pela separação e triagem de resíduos recicláveis e pelo acúmulo de lixiviado, fatos que geram problemas para a população do local.

O monitoramento dos taludes deve ser feito a longo prazo, incluindo a identificação de plantas, avaliando a importância desta vegetação para o ecossistema circundante do aterro. Vaverková *et al.* (2019) definiu que o aterro cria um ambiente muito particular, mostrando que a vegetação nos aterros não é estável em termo de composição de espécies, tendo a presença de algumas espécies problemáticas para a agricultura e que poderiam se desenvolver nestas áreas, prejudicando áreas vizinhas.

Alguns aterros podem ser modelos de gestão e destinos turísticos, como o exemplo apresentado por Koderi *et al.* (2018) que determinou quais critérios fizeram alguns aterros da Malásia se tornarem destino educacional e turístico. Como resultado identificou que a sinergia e a cooperação entre a comunidade e a empresa que

administra os aterros foi o principal fator que apoia o sucesso e a sustentabilidade do gerenciamento de resíduos no país, enquanto Montañó et al. (2012) destaca que o envolvimento da sociedade no processo de gestão dos RSU ajuda a minimizar as medidas de mitigação e compensação, aumentam a segurança do aterro facilitando o processo de elaboração de estudos ambientais.

Já Lopes (2007a), analisou a gestão socioambiental dos aterros, limitações do ambiente e elevação da geração de RSU nos aterros. Constatou uma divisão econômica nos fatores de criação de aterros, com os municípios menores gerando aterros e recebendo RSU dos municípios maiores, pelo fato dos aterros terem um caráter social indesejável nas suas vizinhanças, recebendo produtos e serviços menos vantajosos em seu território.

De acordo com Owusu-Nimo et al. (2019), há uma relação da vida útil do aterro com a composição gravimétrica e o peso unitário dos RSU. Conforme os autores, o teor de plástico aumenta com o tempo no aterro e os compostos putrescíveis diminui, diminuindo a taxa de degradação dos RSU, fato que reforça a demanda por reciclagem dos resíduos.

Da mesma forma como tratado no tópico referente a RSU, nota-se que a literatura se limita a quantificar os problemas e em poucos casos apontam soluções. Alguns problemas de operação dos aterros decorrem dos baixos investimentos em saneamento pelo setor público, mas a grande maioria dos aterros é privado e neste caso, os problemas ocorrem na fiscalização do atendimento aos requisitos mínimos da legislação.

2.3 LIXIVIADOS

O lixiviado é o líquido gerado dentro do maciço do aterro sanitário, oriundo da ação de bactérias aeróbias e anaeróbias sobre a fração orgânica dos RSU, combinado com a percolação de líquidos entre os resíduos, seja pela umidade natural dos resíduos ou de fontes externas, como umidade da cobertura vegetal ou pluviosidade (AZADI; KARIMI-JASHNI; JAVADPOUR, 2017; GOMES, 2009; MMA, 2007). Tem como principais características a cor escura, mau cheiro e elevada carga orgânica (ABNT, 1992). Baderna, Caloni e Benfenati (2019) classificaram o lixiviado como tóxico, mutanogênico, genotóxico e estrogênico, comprovando graves riscos para a saúde humana.

As características do lixiviado conforme Bocchiglieri (2010) variam entre aterros, principalmente pela diferença na taxa de estabilização dos RSU dispostos e pelos processos físicos, químicos e biológicos que geram a decomposição dos mesmos. Alguns fatores interferem nesses processos, como a presença ou não de macro e micronutrientes ou de elementos tóxicos inibidores, bem como pela movimentação da umidade no aterro. Alcântara (2007) demonstrou que o clima e a composição influenciam mais significativamente na geração de efluentes, bem como na concentração de microrganismos.

Com o passar do tempo, as características do lixiviado se alteram, pois as bactérias aeróbias consomem rapidamente o oxigênio limitado até que não se tenha mais, passando então o processo de degradação da fase aeróbia para a fase anaeróbia, utilizando-se de diversas etapas como a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, onde diversos grupos microbianos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células microbianas (CHERNICHARO, 2007).

Na hidrólise, os compostos orgânicos complexos e insolúveis são transformados em moléculas menores, pela ação das bactérias hidrolíticas (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Diamadopoulos (1994), na acidogênese, o lixiviado é caracterizado por um pH baixo e altos valores de poluentes orgânicos. A maior parcela da matéria orgânica é composta por ácidos graxos voláteis (AGV) que atingem até 95% do Carbono Orgânico Total (COT), álcoois, amônia (NH_3), gás carbônico (CO_2), hidrogênio (H_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S).

Na fase acetogênese, os AGV e os álcoois produzidos durante a fase anterior são oxidados a acetato pelas bactérias acetogênicas. Outro mecanismo similar ocorre quando as mesmas bactérias utilizam CO_2 e H_2 na produção do acetato. Estes processos precisam de baixa pressão de hidrogênio para ocorrerem, sendo possível pela associação dos microrganismos consumidores de hidrogênio, como as *arqueas* metanogênicas hidrogenotróficas (ANGELIDAKI; BATSTONE, 2010).

Já na fase metanogênica, as *arqueas* acetoclásticas através do acetato, produzem metano e CO_2 e as *arqueas* hidrogenotróficas utilizam CO_2 e H_2 para produção do metano. Após essa degradação, a parcela restante de carbono orgânico permanece devido a substâncias de alto peso molecular, as quais são mais complexas quanto à degradação microbiológica e tendem a permanecer em lixiviados. Nesta fase

o pH das amostras ficam entre 6,5 e 7,5 e a DQO, DBO, cloretos e metais pesados tendem a diminuir, em comparação com a fase ácida (SOUTO, 2009; TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

Conforme Feijó (2015), com a variação da idade do aterro, a biodegradabilidade varia e pode ser verificada pela relação DBO_5/DQO . Em aterros onde ainda há degradação aeróbia esta relação é igual ou maior que 0,5, indicando presença de matéria orgânica altamente biodegradável, já em aterros na fase de degradação anaeróbia esta razão fica entre 0,05 e 0,2 pois os ácidos húmicos e fúlvicos que restam tem baixa biodegradabilidade. Salamoni (2019) identificou que após 400 dias de operação do aterro, a temperatura dos resíduos no aterro apresentou temperatura média de 39°C e o pH do lixiviado variou entre 7,7 e 9,2, configurando a fase metanogênica. Hussein et al. (2019), através da caracterização e comparação entre lixiviados de aterros em operação e encerrados, determinou que altas taxas de DBO, DQO e metais pesados (As e Cr) são predominantes em lixiviados novos ainda na fase acidogênica, enquanto os lixiviados velhos possuem alto pH, e baixa relação DBO/DQO , característico da fase metanogênica. Já Gomes (2017) avaliou o potencial tóxico do lixiviado gerado em Campina Grande e determinou que na fase ácida o lixiviado tem maior potencial fitotóxico e com a evolução do processo de biodegradação dos resíduos, a fitotoxicidade foi diminuída.

Jovanov, Vujic e Vujic (2018) identificaram os principais parâmetros de análise para caracterizar lixiviados: volume gerado, pH, DBO, DQO, COT, nitrogênio total, nitratos, fósforo e amônia. Naveen et al. (2017) investigou a caracterização dos lixiviados e buscou correlacionar entre os parâmetros principais e determinou que a análise microbiana mostrou correlação de algumas comunidades bacterianas com fatores específicos relevantes em ambientes oxirreduzidos.

2.3.1 Características e problemática do Lixiviado

De acordo com os RSU recebidos no aterro e as oscilações de precipitação ao longo do ano a composição do lixiviado sofre variabilidade, alterando o fluxo de tratamento do efluente. Lessa (2017) analisou o fluxo de geração de lixiviado ao longo do ano em Sergipe e determinou que houve uma variação significativa nas concentrações de substâncias e nos parâmetros de análise, evidenciando a

necessidade de uma caracterização criteriosa nos diversos períodos do ano, a fim de diminuir a incerteza perante os parâmetros climáticos.

Além dos compostos orgânicos e inorgânicos, o lixiviado também pode conter outras substâncias tóxicas, oriundas de lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). Estas substâncias tóxicas podem alterar o processo de formação do lixiviado, carreando metais pesados, podendo causar danos ambientais se atingirem o lençol freático e ou alterando a composição dos gases liberados pelo aterro, podendo estender danos a comunidade animal e vegetal nas áreas próximas (FEIJÓ, 2015; GOMES, 2009).

Outro constituinte dos lixiviados é o nitrogênio, na forma amoniacal ou orgânico, fonte de vários problemas. Estes efluentes sem tratamento prévio, quando em contato com cursos de água podem causar odor, toxicidade a bactérias decompositoras e estimular o crescimento de algas, provocando depleção do oxigênio dissolvido, aumentando a toxicidade na biota do ecossistema aquático (ALCÂNTARA, 2007; GOMES, 2009).

Conforme Christensen *et al.* (1994) e Vaccari; Tudor; Vinti (2019), o lixiviado é constituído por uma solução líquida de quatro grupos: matéria orgânica dissolvida (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos refratários, como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca_2^+ , Mg_2^+ , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe_2^+ , Mn_2^+ , Cl^- , SO_4^{-2} , HCO_3^-), metais pesados (Cd_2^+ , Cr_3^+ , Cu_2^+ , Pb_2^+ , Ni_2^+ , Zn_2^+) e compostos orgânicos xenobióticos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas e outros).

Alavi, Eslami e Saghi (2018), monitorou cátions, ânions e metais pesados em lixiviados no Irã e demonstrou que a concentração de metais pesados nos lixiviados pós-tratamento daqueles aterros é superior aos padrões permitidos pelos órgãos internacionais para uso na agricultura.

Poblete *et al.* (2019) avaliou a qualidade e o potencial de irrigação do lixiviado após a aplicação de quatro processos de oxidação avançado (energia solar, peróxido de hidrogênio, ozônio e persulfato de sódio) juntamente com um processo de adsorção de zeólito natural e determinou que houve alta taxa de remoção de compostos orgânicos após os processos oxidativos e o zeólito foi útil na eliminação parcial de cloreto e amônio, porém os resultados de germinação obtiveram índices insatisfatórios.

Enquanto Andrade Filho et al. (2018) avaliou a utilização de lixiviado como fonte de água e nutrientes no ciclo da agricultura e determinou que a fertilização mineral encontrou respostas biométricas mais expressivas no início do ciclo comparados com o final, para plantas irrigadas com 20% de lâmina de água.

Silva et al. (2011) caracterizou lixiviados gerados a partir de RSU e RSS e determinou que ambos continham matéria fecal, indicando coexistência de organismos patogênicos, permitindo afirmar que ambos os resíduos têm potencial risco a saúde e ao ambiente, se dispostos e gerenciados inadequadamente.

Já Ayala e Fernández (2019), analisou a remoção de metais pesados do lixiviado de uma mina abandonada utilizando lama vermelha de processos químicos da Bayer e determinou que é possível realizar de forma eficiente e econômica o tratamento de lixiviados com este material, removendo com índices satisfatórios Ni, Zn, Cd, e As.

Enquanto Peixoto et al. (2018), verificou que a complexidade de remoção dos ácidos húmicos indicou que os grupos hidroxila e carboxila podem existir em maiores quantidades, comparados com nitrogênio e enxofre, com a presença de cadeias alifáticas, anéis aromáticos e grupos fenólicos, substâncias precursoras de produtos mutanogênicos com a cloração de águas superficiais e subterrâneas.

HE *et al.* (2019) e SU *et al.* (2019) investigaram a ocorrência e características de microplásticos em lixiviados e identificaram que em todos os aterros avaliados havia a presença de microplásticos, afirmando que a variação na concentração do material varia conforme a composição do RSU no aterro, a idade e status (em operação ou encerrado) e a tecnologia de compactação dos RSU. A seguir é apresentada a Tabela 1 com a variação dos principais parâmetros físico-químicos em lixiviados no Brasil.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos de lixiviados no Brasil

PARÂMETRO	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade Total (mg/L)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2950 - 12.500	2950 - 17.660	77
DBO (mg/L de O ₂)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg/L de O ₂)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63

PARÂMETRO	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL	FVMP (%)
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₆ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg/L de N)	80 - 3.100	-	-
N amoniacal (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N orgânico (mg/L de N)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N nitrito (mg/L de N)	0 - 50	0 - 15	69
N nitrato (mg/L de N)	0 - 11	0 - 3,5	69
P Total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg/L)	0 - 25	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos Totais (mg/L)	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 1,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Fonte: (SOUTO, 2009)

Conforme Souto (2009), todas as variáveis da composição dos lixiviados alteram os parâmetros de análise das amostras, deste modo conhecer as características químicas pode favorecer na abordagem referente ao tratamento final.

Já Gautam e Kumar (2021) caracterizaram lixiviados em diferentes aterros de resíduos perigosos na Índia (A1, A2 e A3), com idades de deposição dos resíduos variando entre 2, 11 e 20 anos, conforme Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos conforme idade do aterro

PARÂMETRO	A1 (2 anos)	A2 (11 anos)	A3 (20 anos)
pH	7,40	7,70	7,40
Cor	9.550,00	9.211,00	3.105,00
Nitrogênio Amoniacal	2.394,00	2.217,00	1.632,00

PARÂMETRO	A1 (2 anos)	A2 (11 anos)	A3 (20 anos)
Nitrogênio Total	3.130,00	2.740,00	2.379,00
Alcalinidade	8.677,00	10.404,00	6.589,00
DBO	13.210,00	11.740,00	4.886,00
DQO	39.690,00	35.090,00	15.400,00
Sulfatos	33.330,00	26.570,00	16.030,00
Sulfetos	599,00	458,00	317,00
Sólidos Dissolvidos Totais	308.000,00	283.700,00	151.800,00
Cloretos	133.721,00	130.029,00	63.079,00
Fenóis	1.614,00	1.661,00	1.442,00
Cobre	2,68	1,17	0,77
Ferro	6,55	4,13	5,66
Zinco	0,48	2,33	1,59
Potássio	4.768,00	3.753,00	3.249,00
Magnésio	1.804,00	1.169,00	1.115,00
Sódio	45.276,00	47.179,00	41.392,00
Calcio	1.282,00	1.188,00	790,00
Óleos e Graxas	6,05	6,23	4,91

OBS: unidades de medidas em mg/L, exceto pH que é adimensional

Fonte: Gautam e Kumar (2021)

Conforme observado na Tabela 2, à medida que aumenta a idade de deposição dos resíduos, há uma diminuição dos valores em diversos parâmetros, corroborando que o fator tempo tem influência na geração do lixiviado.

2.3.2 Geração

Conforme Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), a taxa de geração de lixiviado varia conforme a umidade do aterro e pode ser estimada em função da capacidade de campo do RSU e das camadas de cobertura vegetal. A capacidade de campo é a quantidade de líquidos excedente a capacidade do aterro de reter a umidade natural dos RSU, ou seja, todo volume acima disto será transformado em lixiviado e varia conforme a idade do aterro, ao índice de compactação e a taxa de biodegradabilidade dos RSU (VELÁSQUEZ *et al.*, 2003).

Ainda segundo Velásquez *et al.* (2003), antes que o balanço hídrico do aterro exceda a capacidade de campo, nenhum lixiviado será formado. Geralmente este

cenário é atingido com poucos meses de operação e perdura até além do encerramento da vida útil do aterro (BOCCHIGLIERI, 2010).

Já Mateus; Machado; Barbosa (2012) realizaram um modelo de balanço hídrico de um aterro em Salvador e determinaram que a maior parte dos líquidos (71%) que entra na célula teve origem na umidade dos resíduos e os 29% restante é proveniente de chuvas. Os autores ainda demonstrou que somente 57% do volume pluviométrico infiltrou no aterro e mesmo que todo o volume de chuvas infiltrasse, ainda seria inferior a umidade dos resíduos.

Ainda referente ao balanço hídrico, Gomes (2009) e Castilhos Junior (2003) comentam que devido a fatores não controláveis, como a pluviosidade e a velocidade de degradação dos resíduos, é difícil ter uma estimativa precisa da geração de efluentes no aterro. Os autores citam que diversos fatores influenciam na quantidade de líquidos que infiltram no aterro, entre eles: climáticos, relativos aos resíduos e de operação do aterro

No modelo suíço, para aterros com baixo grau de compactação (peso específico entre 4kN.m^3 e 7kN.m^3), Gomes (2009) estimou que de 25% a 50% da precipitação média anual infiltre no aterro enquanto nos aterros mais compactados (peso específico maior que 7kN.m^3) estima-se que de 15% a 25% da precipitação média anual infiltre no aterro.

Shu et al. (2019) pesquisou se a altura da camada de lixiviado dentro do aterro influenciava algum parâmetro de análise das amostras e determinou que o principal parâmetro analisado foi a DQO em todas as alturas de lixiviado estudadas, fazendo com que a altura de lixiviado não interferisse na qualidade da amostra.

Vargas (2013) avaliou aterros em diferentes estados brasileiros, a fim de determinar qual variável influencia mais na geração de lixiviados e determinou que as características do lixiviado não dependem do clima ou região geográfica, ao contrário da composição gravimétrica que influi diretamente, baseado nos diferentes costumes da população em diferentes locais.

Um exemplo disto foi demonstrado por Mishra et al. (2019), através do monitoramento de águas subterrâneas de aterros na Índia, onde o autor concluiu que nos períodos pós chuvas os parâmetros de análise da água demonstraram excelente qualidade, confirmando que o fluxo pluviométrico aumenta a geração, porém diminui a concentração de poluentes, facilitando o tratamento do lixiviado.

Conforme Alcântara (2007), a produção de lixiviado é estimada através da $L = (P + W_{rs} + W_s) - (E_v + E_t + W_v + \Delta W_{rs}) + \Delta W + R_c$ Equação 1, ilustrada na Figura 1:

$$L = (P + W_{rs} + W_s) - (E_v + E_t + W_v + \Delta W_{rs}) + \Delta W + R_c \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

L = geração de lixiviado;

P = precipitação;

W_{rs} = água proveniente dos resíduos e do solo de cobertura;

W_s = água subterrânea;

E_s = escoamento superficial;

E_v = evaporação;

E_t = evapotranspiração;

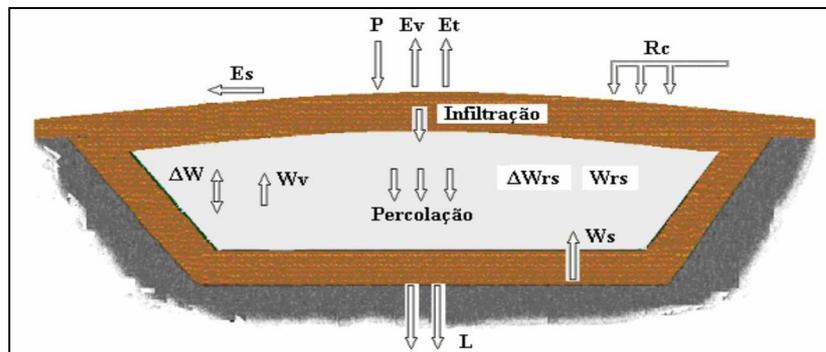
W_v = vapor d'água;

ΔW_{rs} = água retida nos resíduos e no solo de cobertura;

ΔW = consumo/produção de água proveniente de reações bioquímicas;

R_c = recirculação de líquidos.

Figura 1 - Formação de lixiviados em aterros



Fonte: Alcântara (2007).

2.3.3 Tratamento de lixiviado

Devido a elevada carga orgânica e nitrogenada, o tratamento de lixiviados é complexo. Segundo a literatura, nenhum tratamento isolado resultou em eficiências elevadas, necessitando então de uma sequência de modelos de tratamento para um resultado adequado. Desta forma, foram desenvolvidos inúmeros processos biológicos, físicos e químicos na tentativa de tratar o lixiviado.

Nos processos biológicos, se destacam as lagoas de acúmulo, lodos ativados, filtros biológicos e o tratamento do lixiviado combinado com esgoto sanitário. Quanto aos físico-químicos, destacam-se a eletrofloculação, áreas alagadas, recirculação,

evaporação, coagulação, flotação, processos oxidativos avançados, osmose reversa, adsorção com carvão ativado e reagente Fenton (BANDALA *et al.*, 2021; GOMES, 2009; LUO *et al.*, 2020; SHOW *et al.*, 2019; TENG *et al.*, 2021).

Diversos estudos analisaram estes processos. Costa, Alfaia e Campos (2019) analisou diversos aterros brasileiros no intuito de averiguar quais processos de tratamentos de lixiviado eram utilizados e determinou que os tratamentos biológicos são os mais usados no Brasil, por serem simples e baratos, principalmente em municípios pequenos.

Porém o cenário do gerenciamento de RSU no Brasil ainda é precário, pela ausência de fiscalização e de informações. Moravia (2007) avaliou o pré tratamento de lixiviados através de lagoas de acúmulo aliado a algumas técnicas de tratamento e determinou que a remoção de DQO foi de 20% e pouca remoção de nutrientes com tempo de detenção hidráulica de 7 dias. Utilizando *Air Stripping* a remoção de amônia foi entre 73% e 98%, enquanto com o reagente Fenton a remoção de cor e DQO ficou entre 80% e 90%, porém houve grande geração de lodo (cerca de 20% do volume) com tempo de decantação superior a 3h.

Zhang *et al.* (2017) avaliou a remoção de compostos orgânicos refratários por tratamento biológico, utilizando cargas de alta tensão pulsadas combinadas com TiO₂ e identificou remoção de até 58,9% da DQO, 33,6% de compostos aromáticos, além da diminuição drástica da intensidade da fluorescência das substâncias húmicas e fúlvicas.

O estudo de Bae *et al.* (2019), avaliou uma metodologia para estabilizar a geração de lixiviado, através da recirculação de lixiviado nitrificado e lixiviado bruto. Dentre os resultados obtidos, os autores citam que a DQO teve concentrações menores com a recirculação do lixiviado nitrificado, baseado na oxidação do amônio em nitritos e nitratos em reatores de bateladas sequenciais e a decomposição aeróbia e a desnitrificação ocorreram simultaneamente no aterro, sugerindo que a recirculação do efluente nitrificado melhora a taxa de decomposição dos resíduos, acelerando a estabilização do aterro.

Brás, Ferreira e Silva (2017) e Van Turnhout *et al.* (2018) avaliaram a técnica de se utilizar ou não a recirculação de lixiviado em aterros e determinaram que no início do processo, a taxa de geração de lixiviado diminui, porém a concentração de nitrogênio amoniacal permaneceu elevada e o pH aumentou, tendo um caráter básico.

Van Turnhout et al. (2018) ainda complementa com a comparação entre fases aeróbias e anaeróbias e conclui que na fase aeróbia a taxa de remoção de carbono é 11% e nitrogênio 10% maior. Robinson (2018) demonstra quão eficiente é o tratamento por reatores de bateladas sequenciais para tratar grandes volumes e obter os parâmetros de descarga, possibilitando que os efluentes tratados sejam liberados em cursos de água.

Variáveis como idade do aterro e volume de lixiviado recirculado influenciaram significativamente. Gautam e Kumar (2021) identificaram em seu estudo que a idade do aterro influencia diretamente na caracterização dos parâmetros físico-químicos do lixiviado e conseqüentemente na definição de tratamentos destes efluentes. Os autores avaliaram três aterros na mesma região com idades de 2, 11 e 20 anos respectivamente e a partir disto caracterizaram os lixiviados gerados em cada aterro. Desta forma o parâmetro DQO (em mg O₂/L) foi quantificado respectivamente em 39.690, 35.090 e 15.400, enquanto a DBO₅ em (mg O₂/L) foi 13.210, 11.740 e 4.886 e o nitrogênio amoniacal (em mg/L) foi 2.394, 2.217 e 1.632, ratificando que a concentração destes parâmetros diminui à medida que aumenta a idade do aterro, possibilitando a adoção de diferentes opções de tratamento destes lixiviados.

Um estudo que avaliou a recirculação foi Calabrò et al. (2018), aliado com tratamento com osmose reversa identificou que nitrogênio amoniacal, cloretos e sulfatos aumentaram após a recirculação, porém o aumento foi pequeno, ainda tornando o processo sustentável. Di Maria et al. (2018), comparou diferentes cenários de tratamento convencional com esgotos, utilizando osmose reversa e evaporação e determinou a osmose reversa como método mais promissor dentre as tecnologias de tratamento de lixiviado, com taxas de remoção de 98% para DQO e 99% para metais pesados.

Conforme Miao et al. (2019), salienta que pode se alcançar resultados satisfatórios no tratamento do lixiviado, selecionando os processos adequados conforme o tempo de geração do lixiviado. De acordo com os autores, utiliza-se o processo de nitrificação e desnitrificação convencional durante os primeiros 5 anos de geração de lixiviado, enquanto a nitrificação e desnitrificação endógena é preferida em lixiviados de idade média e nos lixiviados mais antigos o processo de oxidação anaeróbia da amônia tem obtido resultados promissores, removendo nitrogênio sem necessitar fonte externa de carbono.

Já Jiang *et al.* (2021) avaliou a eficiência de remoção de nitrogênio utilizando processos de nitrificação e desnitrificação em sistemas de reatores Anammox (Oxidação de amônia em ambiente anaeróbio) e determinou que a remoção obteve índices próximos a 76%.

Wu *et al.* (2019) empregou tratamento com oxidação anaeróbia da amônia com parcial nitrificação e meia desnitrificação, obtendo remoção completa do nitrogênio total e indicou que a diversidade microbiana revelou abundância de bactérias oxidantes de amônia de quatro a cinco vezes maior que bactérias oxidantes de nitrito no reator anóxico, mostrando que a nitrificação parcial era fundamental.

Já Almeida (2017) testou a eficiência do tratamento microbiológico e comparou com tratamento com adsorventes, como carvão ativado, hidrotalcita e sementes de *M. oleíferas* e determinou que a hidrotalcita obteve resultados de remoção de 58% de turbidez, 95% de DBO₅, 35% de amônia, 43% de DQO e 70% de cor e o carvão ativado a 4% obteve resultados de remoção de cor 98%, DQO 48% e diminuição em cerca de 10% de bactérias heterotróficas, mas com resultados insatisfatórios para remoção de amônia.

Enquanto Amorim *et al.* (2018) avaliou a eficiência das áreas alagadas para pós tratamento de lixiviado e determinou a remoção de 72% da DBO, 30% de DQO, 76% de fósforo, 38% nitratos, 33% nitritos, 58% amônia, 44% nitrogênio orgânico e 13% zinco, resultados semelhantes a Cano (2014).

Timm (2015) e Przydatek (2019) reforçam o uso de ecotécnicas de saneamento, a fim de difundir seu uso, com a popularização destes métodos entre órgãos públicos e gestores dos sistemas. Já Bidone (2007) verificou a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal e determinou que filtros anaeróbios de fluxo ascendente obtiveram remoção superior a 50% de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, representando uma ecotecnologia complementar no tratamento do lixiviado.

Bou *et al.* (2018) buscou modelos com melhores proporções entre lixiviado e esgoto, utilizando carvão ativado em pó na remoção de cor e determinou que até 5% de proporção a adição de carvão ativado em pó resultou em melhorias da remoção de cor, no entanto com 10% de lixiviado/esgoto os reatores perderam eficiência.

Feijó (2015) avaliou a possibilidade de utilizar enzimas empregadas na indústria no auxílio de remoção de matéria orgânica recalcitrante e observou remoções superiores a 99,9% de nitrogênio, porém houve aumento na concentração de COT e

NT após a inserção das enzimas, devido à alta concentração destes na composição das enzimas.

Ferreira (2010) buscou determinar as fases de decomposições dos resíduos dispostos no aterro em São Carlos-SP e concluiu que a relação: ácidos voláteis totais e DQO era de 0,25, enquanto sólidos totais voláteis e sólidos totais era de 0,3, evidenciando que o lixiviado possui baixa biodegradabilidade.

Alguns compostos são recalcitrantes, ou seja, de difícil remoção. Visando a sua remoção, Gomes e Schoenell (2018) avaliaram o uso de ozônio e peróxido de hidrogênio e determinaram que o processo é mais eficiente com menores concentrações iniciais de DBO, DQO e COT, além de remoção de 99% da cor, 88% da DQO e 66% do COT.

Enquanto Schons, Gomes e Miranda (2018) avaliaram a eficiência do tratamento combinado de lixiviado bruto combinado com esgoto doméstico e obtiveram que a proporção que alcançou melhores resultados é de 2%.

Já Iskander et al. (2018), avaliou características e possíveis tratamentos para remoção de substâncias que absorvem a luz ultravioleta (UV), que reduzem a eficácia do tratamento de lixiviados e constatou que estas substâncias requerem processos otimizados para remoção, como filtragem e separação por membranas, pois os tratamentos biológicos tem eficácia limitada contra compostos resistentes e de baixa biodegradabilidade.

Quanto a processos de oxidação avançada, os mesmos autores identificaram que podem reduzir efetivamente a concentração destes compostos, porém aumentam a fração hidrofílica e de substâncias húmicas, enquanto os sistemas bioeletroquímicos como eletroxidação e eletrocoagulação demonstraram melhores resultados.

Vasconcelos et al. (2017), avaliou processos para reduzir as concentrações de poluentes e aumentar a biodegradabilidade do lixiviado e constatou que o processo de coagulação/floculação obteve 22,9% de remoção da DQO e 64% de COT, enquanto a adsorção em carvão ativado em pó removeu 69% da DQO e utilizando o reagente Fenton a remoção foi de 82,3% de DQO.

Webler, Mahler e Dezotti (2018) aplicou técnicas semelhantes e obteve remoção de 58,1% de DQO e 85,6% de cor utilizando coagulação/floculação. Aplicando ozonização obteve aumento de 59,4% na relação DBO/DQO e redução da toxicidade acima de 85% e utilizando lodo sem carvão ativado, com lixiviado pré-

tratado com coagulação/floculação, air stripping e ozonização obteve remoção de 90,6% de DQO e mais de 99% de nitrogênio amoniacal.

Quanto a remoção de metais pesados, Barrero et al. (2017) avaliou a remoção de mercúrio usando carvão ativado impregnado com enxofre e encontrou resultados insatisfatórios próximo dos 45%, prejudicado pela alta concentração de matéria orgânica, responsável pela baixa adsorção de mercúrio no carvão ativado.

Já Flyhammar e Hakansson (1999) estudaram os efeitos dos metais pesados na parcela anaeróbia estabilizada e identificou que a oxidação não carrega grandes quantidades de metais pesados, mas a concentração dos metais poderia aumentar afetando a matéria orgânica dissolvida.

Diversos estudos comprovaram que os efluentes de cada aterro são diferentes comparados com outros aterros e isto se deve aos costumes da população, que faz com que as composições gravimétricas dos RSU que o geram sejam muito variadas. Porém, suas características são semelhantes em todas as amostras, com alto grau de toxicidade, patogenicidade e com potencial para causar diversos impactos ambientais. Ressalta-se ainda diferentes processos de tratamento, baseados na idade do aterro e na fase de decomposição em que se encontra o lixiviado, todos em busca de índices satisfatórios de descontaminação e remoção de compostos tóxicos deste efluente.

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Com o intuito de avaliar os resultados obtidos nas amostras de lixiviado coletadas no aterro, uma abordagem estatística torna-se necessária.

Os métodos estatísticos estão dispostos em dois grupos, a estatística univariada que trata as variáveis de maneira isolada e a estatística multivariada que analisa as variáveis de forma conjunta (VICINI, 2005).

Segundo Hair et al. (2005), a análise multivariada é uma técnica exploratória de dados, com o intuito de criar hipóteses, embora também possa ser utilizada para confirmação de eventos.

Dentre as técnicas de análise multivariada, destaca-se a Análise de Componentes Principais (ACP). Segundo Anderson (1958) a ACP tem a finalidade de diminuir a dimensionalidade da base de dados, condensando os parâmetros em Componentes Principais (CP). Conforme o mesmo autor, as CP representam um novo

grupo de variáveis que são linearmente não correlacionadas entre si e que representam o maior número possível das variações da base de dados.

Para Mardia; Kent e Bibby (1979) a ACP é considerada uma análise fatorial, pois a diminuição do número de variáveis não se dá pela escolha de uma ou outra, mas sim pela criação de novas variáveis obtidas pela combinação linear das originais, sendo estas variáveis chamadas de CP.

De acordo com Vicini (2005), inicialmente desenvolvida por Karl Pearson em 1901, a ACP utiliza-se de matrizes e determinantes para construção dos autovalores e autovetores na busca por linhas e planos que melhor se ajustem a um conjunto de pontos. Segundo o mesmo autor, o método utiliza-se da matriz de covariância ou na matriz de correlação, de onde são obtidos os autovalores e autovetores. Após esta etapa e utilizando-se dos autovalores e autovetores, é possível estabelecer as combinações lineares, também chamados de CP.

Segundo Anderson (1958), o número de CP criado pelo método é exatamente a mesma quantidade de variáveis nos dados originais. O primeiro CP representa sempre o maior autovalor, ou seja, o plano dimensional que contém a maior variância dos dados originais. Os demais CP, em ordem decrescente dos autovalores, representam os planos dimensionais em que se identificam a variabilidade dos dados.

Através destes autovalores e autovetores, a ACP compila os resultados em uma matriz quadrada de componentes com n linhas e p colunas, onde n é o número de variáveis na base de dados original e p é o número de componentes principais gerados pelo método (MARDIA; KENT; BIBBY, 1979).

Os dados oriundos desta análise criam uma matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos, originada pela rotação dos eixos dos dados em direção a maior correlação das variáveis e cada CP é ortogonal ao outro, gerando para cada parâmetro analisado uma CP, bem como o percentual de variância de cada CP em relação aos dados originais (ANDERSON, 1958; HAIR *et al.*, 2005).

Cada CP é representada por uma equação, onde os valores encontrados na matriz de correlação são os coeficientes desta equação. As CP são classificadas em ordem decrescente de correlação na distribuição dos dados originais. As CP com o autovalor menores que 1 podem ser desprezados, devido à baixa representatividade dos dados originais (ANDERSON, 1958).

Além disto, há testes que indicam a efetividade do método da ACP, como o teste de esfericidade de Bartlett, onde é testada a hipótese de que as variáveis não

sejam correlacionadas e o método de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que avalia a adequabilidade do método. Enquanto no teste de Bartlett a hipótese pode ser aceita quando a significância do teste é menor que 0,05, no método KMO o valor mínimo que indica adequação dos dados para a análise fatorial é de 0,5. Caso estas duas hipóteses sejam aceitas, entende-se que a aplicação da ACP é recomendada e os resultados obtidos foram satisfatórios. (HAIR *et al.*, 2009; MARDIA; KENT; BIBBY J M, 1979)

Desta forma, com o auxílio da ACP diversas variáveis podem ser observadas em conjunto, tornando a análise dos dados mais produtiva, rápida, objetiva e eficiente (ANDERSON, 1958).

2.5 ANÁLISE DE INVESTIMENTOS

A análise de investimentos é a área da matemática que visa medir ou analisar se um determinado investimento é viável ou não, comparando os retornos que poderão ser obtidos com os investimentos demandados, para decidir se do ponto de vista financeiro é vantajoso ou não investir (SAMANEZ, 2002).

A viabilidade econômico-financeira de um projeto se divide em duas fases:

1) Planejamento financeiro, compreendido por fatores como: ponto de equilíbrio operacional e financeiro, margem operacional e estabelecimento do fluxo de caixa do empreendimento e;

2) Análise de índices sobre o investimento, que engloba o valor presente líquido, o *payback* do investimento, e a taxa interna de retorno proporcionada (ENDE; REISDORFER, 2015; SAMANEZ, 2002).

Samanez (2002) avalia que devem ser analisados os custos diretos e indiretos do projeto para se ter uma estimativa dos custos iniciais e tempo de recuperação do investimento. Desta forma a viabilidade financeira utiliza alguns conceitos, conforme descrição a seguir:

2.5.1 Estimativa de fluxo de caixa

Conforme Martins (1991), fluxo de caixa é a dinâmica entre receitas e despesas do projeto, ou seja é a diferença de entradas e saídas financeiras, projetando o saldo diário, mensal ou anual de uma empresa ou projeto. Este fluxo é útil para se ter uma

visão a longo prazo, possibilitando a tomada de algumas decisões importantes, como a redução de despesas, sem comprometer o lucro ou a eficiência das atividades e o planejamento de empréstimos ou novos investimentos (ENDE; REISDORFER, 2015).

2.5.2 Horizonte econômico

O conceito de horizonte econômico ou horizonte de investimento consiste na estimativa do tempo de retorno para o investimento realizado. Com base na estimativa de fluxo de caixa é calculado o horizonte econômico do projeto, a fim de determinar em quantos meses ou anos o investimento inicial se paga (SAMANEZ, 2002).

2.5.3 Índice custo-benefício

A índice custo-benefício é um indicador capaz de encontrar a relação entre os valores atuais de receitas e despesas, permitindo decidir sobre a realização de um investimento (ASSAF NETO, 1992). Entretanto, Samanez (2002) salienta que este indicador não deve ser avaliado isoladamente, pois pode indicar uma alternativa não adequada.

2.6 MÉTODOS DE SELEÇÃO DE ALTERNATIVAS DE INVESTIMENTOS

Conforme Samanez (2002), Ende e Reisdorfer (2015), o valor de um projeto é baseado na sua capacidade de gerar renda ou lucro. Para avaliar esta potencialidade, existem alguns métodos para avaliação de investimentos, dentre os quais se destacam o Valor Presente Líquido (VPL), a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Tempo de Retorno de Investimento (*PAYBACK*).

2.6.1 Método do Valor Presente Líquido

O método do Valor Presente Líquido (VPL) leva em conta o valor monetário no tempo e tem como finalidade trazer para o valor presente as receitas e despesas, revelando desta forma investimentos que rendam um valor maior do que o custo. Projetos com VPL negativo indicam ser economicamente desinteressantes (ENDE; REISDORFER, 2015).

2.6.2 Método da Taxa Interna de Retorno

A Taxa Interna de Retorno (TIR) é a taxa de retorno esperada do investimento. Por definição, não avalia a rentabilidade financeira, mas representa a taxa que iguala, num único momento, as receitas com as saídas de caixa. Em outras palavras, é a taxa de juros que produz um VPL igual a zero (ASSAF NETO, 1992; SAMANEZ, 2002).

2.6.3 Método do Tempo de Retorno de Investimento (*PAYBACK*)

Apesar do Método do Tempo de Retorno de Investimento não ser um método baseado no fluxo de caixa, ele se destaca por ter uma abordagem simples e amplamente utilizada nos processos decisórios. Resume-se ao período de tempo necessário para que através dos lucros obtidos, seja recuperado o montante de capital investido (ASSAF NETO, 1992). Utiliza-se o *PAYBACK* como um complemento do VPL, pelo fato do VPL ser um critério mais robusto, pois considera o valor do dinheiro no tempo. Além disso, para determinar o VPL é necessário identificar uma taxa de juros para descontar os fluxos de caixa, trazendo os valores ao tempo presente, e subtraindo do montante investido (ENDE; REISDORFER, 2015; SAMANEZ, 2002).

3 METODOLOGIA

A metodologia do trabalho consistiu em analisar o cenário atual de operação do aterro, onde o efluente líquido gerado por diferentes fases do aterro é misturado e armazenado em lagoas de acúmulo. Depois foi avaliado o monitoramento de possíveis passivos ambientais decorrente da contaminação do solo ou dos recursos hídricos adjacentes a área do aterro, bem como realizar uma caracterização dos RSU recebidos pelo aterro, tornando imprescindível então quantificar os RSU que geram pela sua biodegradação o efluente líquido.

Além disso, este trabalho teve como um dos objetivos caracterizar as amostras de lixiviado geradas em cada fase, para comparação perante os parâmetros físico-químicos, a fim de correlacionar as variáveis e avaliar a possibilidade de implementação de um sistema de captação dos efluentes sem que haja a mistura do lixiviado na mesma lagoa de acúmulo. Cabe salientar que nestas lagoas não ocorre nenhum processo químico, apenas servem de contenção e armazenamento do lixiviado.

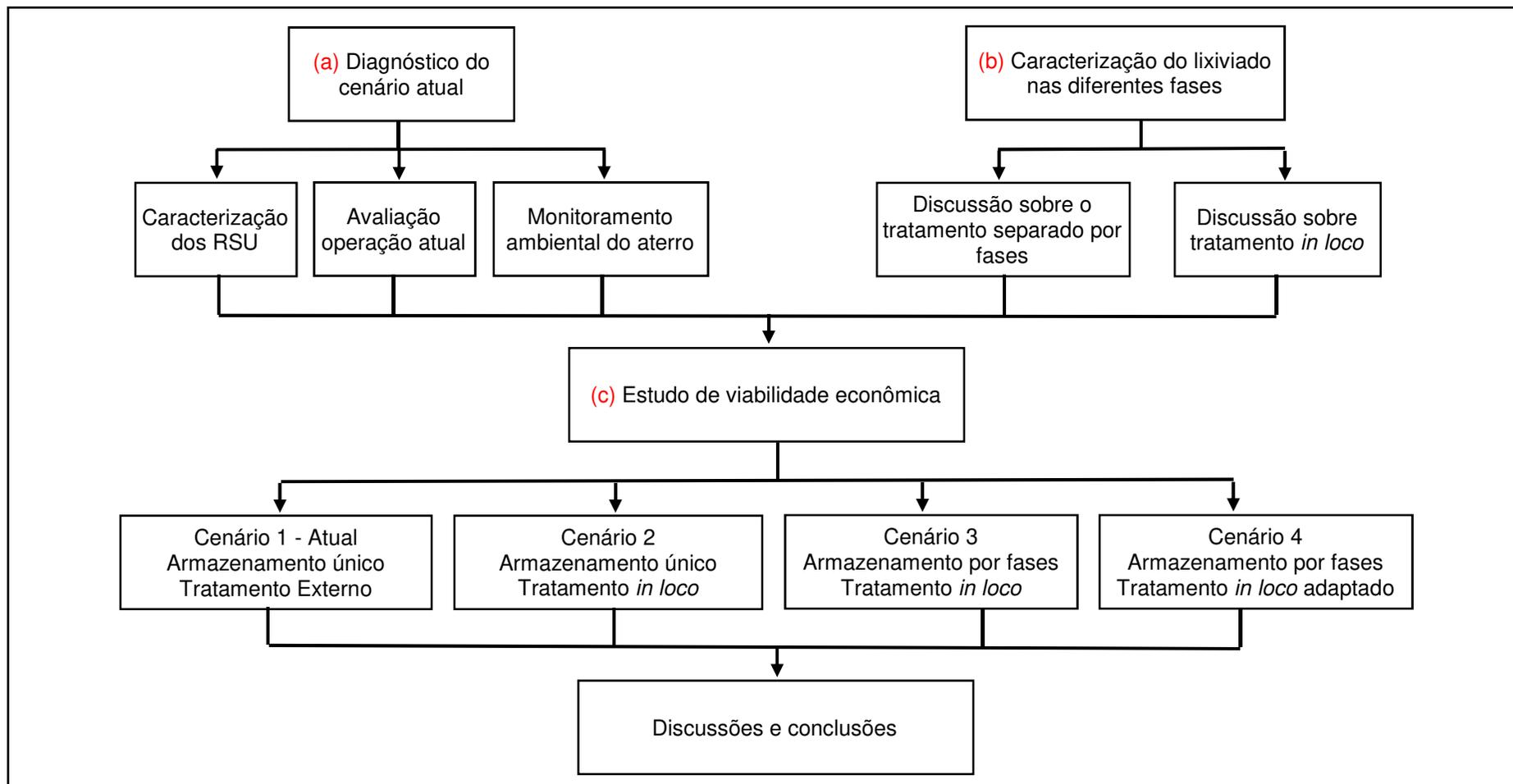
Outro ponto que foi abordado no trabalho é quanto à possibilidade de tratamento *in loco* do efluente gerado no aterro. Através de dados de geração de lixiviado, foi possível estimar a capacidade de tratamento necessária para suprir a demanda de lixiviado gerado e armazenado nas lagoas de acúmulo.

Após esta etapa, foram elaborados quatro cenários hipotéticos de gerenciamento e tratamento do lixiviado, tendo como possíveis variáveis do sistema:

- O armazenamento e tratamento do lixiviado misturado como ocorre atualmente ou em separado conforme cada fase da operação do aterro e;
- O envio do efluente para tratamento externo ou a possibilidade de realização do tratamento pela própria empresa administradora do aterro.

Por fim, foi realizado um estudo de viabilidade econômica na criação dos quatro cenários. O delineamento da pesquisa é apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Delineamento da pesquisa



Legenda: (a), (b) e (c) são os objetivos específicos do trabalho

Fonte: Elaborada pelo autor.

3.1 DIAGNÓSTICO DO CENÁRIO ATUAL

Nesta etapa do trabalho, foi realizada uma avaliação e discussão sobre o modelo de operação atual do aterro, envolvendo o montante de RSU disposto na área, os sistemas de coleta de lixo, as lagoas de acúmulo e o envio do efluente para tratamento final em empresa terceirizada.

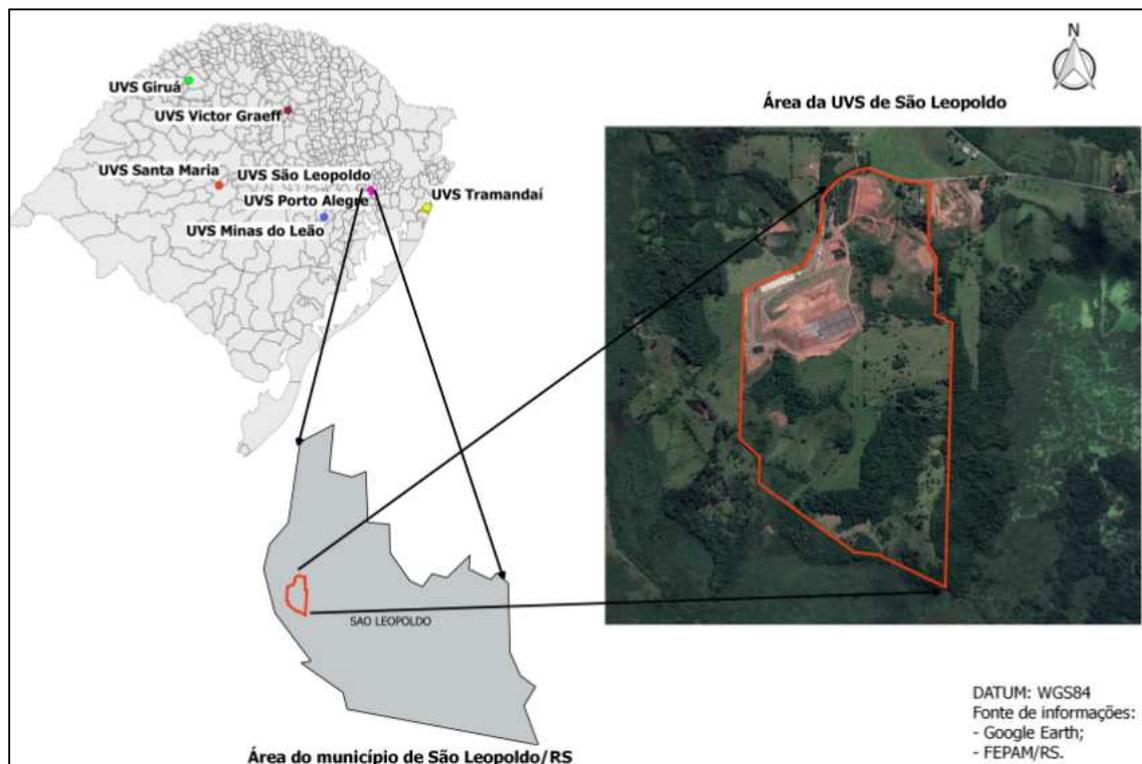
3.1.1 Apresentação da área do aterro

O objeto de estudo deste trabalho é a avaliação do sistema de coleta de lixo do aterro localizado no município de São Leopoldo-RS, distante cerca de 30 km da capital estadual, Porto Alegre. Conforme IBGE (2021b), o município tem população estimada em 240 mil pessoas, e taxa de geração de RSU de aproximadamente 200 t/dia, os quais são enviados para o aterro sanitário localizado na cidade. Além disso, este mesmo aterro recebe resíduos oriundos de outros 81 municípios vizinhos.

O aterro privado em operação em São Leopoldo é administrado pela empresa Companhia Rio-grandense de Valorização de Resíduos (CRVR), a qual opera outros quatro aterros sanitários no estado do Rio Grande do Sul, localizados em Giruá, Santa Maria, Victor Graeff e Minas do Leão. A empresa faz parte do grupo Solví, que opera no Brasil além de outros países, como Argentina, Bolívia e Peru, atuando em mais de 250 municípios e recebendo mais de 70% dos RSU gerados no Rio Grande do Sul (CRVR, 2019a).

O empreendimento está localizado a cerca de 2 km da zona urbana de São Leopoldo, tendo como acesso principal a Avenida Coronel Atalábio Taurino de Rezende, no bairro Arroio da Manteiga. Na Figura 3 é apresentado o mapa de localização do aterro e sua disposição na área municipal de São Leopoldo. Já conforme ilustra a Figura 4, a distância do aterro e da zona urbana, bem como do Rio dos Sinos é de aproximadamente 2 km, sendo este um dos principais recursos hídricos da região, responsável direto pelo abastecimento de água de diversos municípios da bacia hidrográfica.

Figura 3 - Mapa de localização do Aterro



Fonte: CRVR (2019a).

Figura 4 - Mapa de situação do Aterro e Zona Urbana de São Leopoldo



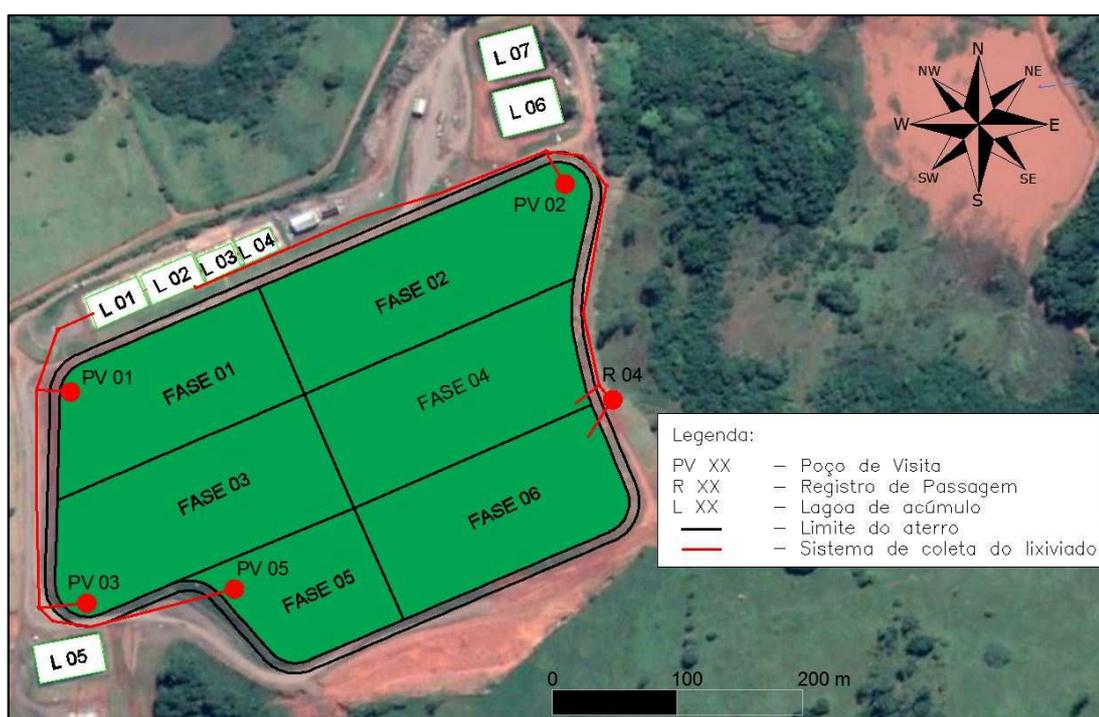
Fonte: Elaborada pelo autor.

A capacidade do aterro é de 5 milhões de toneladas, tendo uma vida útil de aproximadamente 20 anos, sendo capaz de receber em torno de 1.000 toneladas/dia, com previsão de receber até 1.800 toneladas/dia próximo ao final da vida útil. A área total do empreendimento incluindo o aterro possui 135 ha e a disposição atual dos RSU utiliza somente 60 ha.

No ano de 2021, iniciou-se a deposição de RSU em nova área ao sul do maciço de RSU atual, para assim contemplar o aterro com uma vida útil de 20 anos. Cabe salientar que esta nova área não foi avaliada por este trabalho. O restante da área é destinado à preservação, com a manutenção da flora e fauna locais e o plantio de novas mudas de árvores (CRVR, 2019b).

Estes 60 ha destinados ao recebimento atual dos RSU foram subdivididos em 6 fases de operação. Estas subdivisões, ilustradas na Figura 5, foram idealizadas com a intenção de criar estágios de operação, sempre iniciando uma fase após o encerramento de operação da anterior.

Figura 5 - Esquema das fases de operação do aterro



Fonte: Elaborada pelo autor.

Cabe salientar que após a conclusão da Fase 6, iniciou-se a operação na Fase 7, ou fase de encerramento da área, que se caracteriza pela deposição de RSU acima de todas as fases anteriores. Pelo projeto, a cota máxima do aterro é de 90 m em

todas as fases, fazendo com que a vida útil do aterro seja de aproximadamente 10 anos. Após o mês de setembro de 2021, a deposição de resíduos começou a ser realizada em outra área ao sul do maciço atual, para contemplar mais 10 anos de operação do aterro, mas esta área não foi avaliada neste trabalho.

Ao final de cada dia, é colocada uma camada de cobertura vegetal na área em operação, evitando que os resíduos fiquem expostos. No dia seguinte, antes de receber novos resíduos, esta camada é removida, fazendo com que a camada de solo não ocupe espaço no maciço de resíduos. Outro ponto a ser destacado é com relação ao grau de compactação dos resíduos no aterro, estimado em cerca de 1 tonelada/m³, valor de compactação acima do encontrado em outros aterros, fazendo assim com que os resíduos ocupem um menor volume no aterro.

A descrição das fases do aterro, é apresentada na Tabela 3, de acordo com a licença de operação atual (FEPAM, 2021).

Tabela 3 - Fases de operação do aterro

FASE	OPERAÇÃO	TEMPO (meses)	ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
1	Nov-2011 a Set-2012	11	18.785	134.880
2	Out-2012 a Set-2014	24	23.400	375.855
3	Out-2014 a Mai-2015	8	24.730	207.875
4	Jun-2015 a Jul-2017	26	21.300	473.240
5	Ago-2017 a Jan-2018	6	11.520	153.171
6	Fev-2018 a Mar-2020	26	19.453	776.033
7	Mar-2020 a Set-2021	19	31.495	-

O lixiviado gerado pela decomposição dos RSU percola entre os RSU até a base do aterro, onde através de drenos é encaminhado até a lateral de cada fase, por gravidade.

Em cada fase há um poço de visita (PV), onde é possível observar da superfície do aterro o lixiviado em deslocamento no fundo do aterro. As exceções são nas Fases 4 e 6, onde não há PV, somente uma caixa de passagem. Neste local o lixiviado gerado na Fase 4 e na Fase 6 se misturam e vão em direção as quatro lagoas de acúmulo, que na Figura 5 aparecem logo ao Norte da Fase 1.

Os detalhes dos PV podem ser observados na Figura 6, onde se apresentam o talude do aterro e o PV1, enquanto na Figura 7, é identificada a caixa de passagem das Fases 4 e 6 e na Figura 8 a imagem de um dos poços de visita, construído com

tubos de concreto e coberto por uma tampa, para impedir a saída de gases, bem como a entrada de quaisquer objetos no maciço de RSU.

Figura 6 - PV 01 instalado no talude da Fase 1



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 7 - Caixa de Passagem das Fases 4 e 6



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 8 - Poço de Visita da Fase 3



Fonte: Elaborada pelo autor.

O aterro possui 7 lagoas de acúmulo, conforme apresentado na Figura 5, com um volume total de aproximadamente 22.200 m³ e uma taxa de geração de cerca de 280 m³/dia.

Na Figura 9 é possível observar uma lagoa de acúmulo, bem como o momento em que ocorria o bombeamento do lixiviado para um caminhão, para posteriormente realizar o transporte deste lixiviado até o local do tratamento final.

Figura 9 - Lagoa de acúmulo



Fonte: Elaborada pelo autor.

Este lixiviado acumulado nas lagoas é transportado para uma empresa parceira, que realiza o tratamento final do efluente. Atualmente o tratamento é realizado por empresas localizadas próximas ao município de Criciúma-SC, distante cerca de 300km de São Leopoldo.

Este trabalho não se balizou pela escolha de tipos de tratamento, apenas na implementação de algum tratamento *in loco* já utilizado em aterros no Brasil.

Para tal, buscou-se contato com empresas que tenham em seu portfólio os equipamentos para realizar os tratamentos necessários para remoção dos contaminantes, para que ao final do processo seja possível sua emissão em corpos hídricos da região ou utilização no próprio aterro.

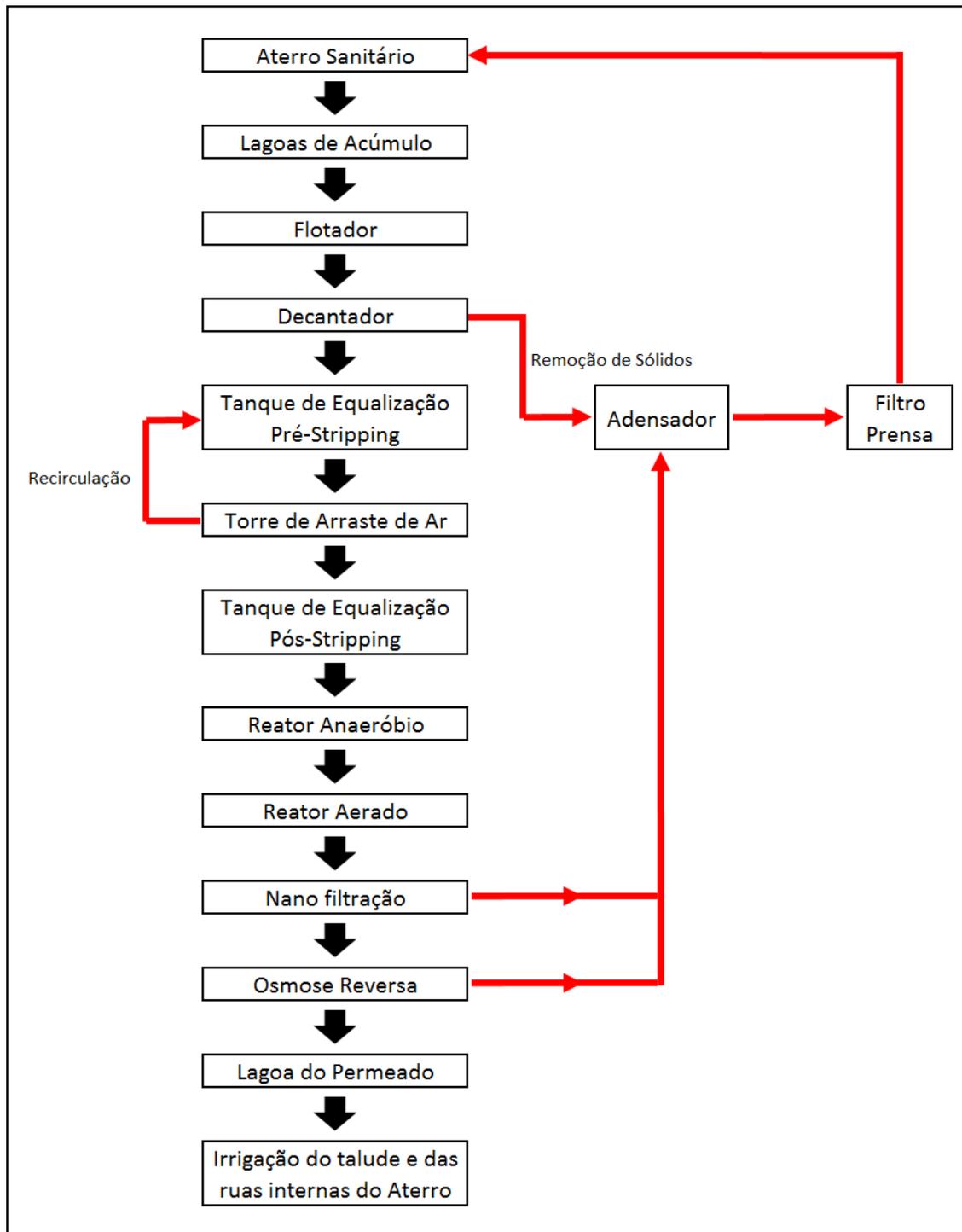
Para o dimensionamento da ETL, utilizou-se a geração atual de lixiviado. Além disso, buscou-se identificar a área necessária para abrigar os equipamentos responsáveis pelo tratamento.

Através de estudos prévios, realizados em outros aterros administrados pela mesma empresa do aterro em estudo, identificaram-se critérios técnicos e financeiros, avaliando custos e eficiência de tratamento e desta forma o tratamento foi selecionado. A CRVR firmou contratos com empresas parceiras que fazem a instalação e auxiliam supervisionando o funcionamento das ETL já em operação. Por exemplo, são utilizadas imagens neste trabalho de outras ETL em operação, como no caso da Etapa 4, que está em fase experimental no Aterro de Santa Maria-RS. Já para a Etapa 1 foram utilizadas imagens de um estudo preliminar para o Aterro de São Leopoldo-RS. Sendo assim, neste trabalho buscou-se um alinhamento com estes estudos já realizados, pois se existe a possibilidade de instalação de uma ETL no aterro de São Leopoldo, esta será a diretriz da empresa.

Conforme estes estudos prévios, o processo de tratamento se inicia pela remoção de sólidos, óleos e graxas, realizado na Etapa 1, com a utilização de flotas e decantadores. Já a Etapa 2, consiste em remover a Amônia do lixiviado, através do processo de Arraste de Ar (*Stripping*). Na Etapa 3, ocorre a remoção de carga orgânica, realizado por reatores biológicos, anaeróbio seguido de aeróbio. Por fim, na Etapa 4, onde ocorre a nanofiltração e Osmose Reversa, são removidas as substâncias recalcitrantes, íons e carga orgânica remanescente das etapas anteriores.

Para ilustrar as etapas do tratamento, apresenta-se na Figura 10, o fluxograma que indica o caminho percorrido pelo lixiviado desde a sua geração no aterro, passando pelas lagoas de acúmulo e as etapas de tratamento na ETL.

Figura 10 - Fluxograma do lixiviado e da ETL



Legenda: Fluxo Principal do Lixiviado Recirculação / Remoção de sólidos

Na ETL, a Etapa 1 inicia-se pelo tratamento de floculação, onde são adicionadas soluções alcalinizadoras, como o Hidróxido de Cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), com a finalidade de elevar o pH para próximo de 11, fato que auxilia no processo de *Air*

Stripping da Amônia, pois com pH elevado ocorre a dissociação dos íons amônio, convertidos em Amônia e íons de Hidrogênio (METCALF & EDDY *et al.*, 2003). O floculador tem como função equalizar e misturar a solução alcalinizadora e o lixiviado, através da adição de ar, utilizando um soprador.

Após a floculação, ainda na Etapa 1, o lixiviado se desloca para os decantadores, utilizados para remoção de sólidos suspensos, através do processo físico de sedimentação. O lixiviado entra pela parte superior do equipamento e a fração sólida é direcionada para o fundo, onde é gerado o lodo. Devido à grande geração de lodo no fundo dos decantadores, estes são equipados com raspadores, que quebram a tensão superficial do material compactado no fundo e facilitam a descarga do lodo. A remoção deste lodo é realizada por bombas helicoidais, que encaminham o lodo para o adensador.

Ao sair dos decantadores, o lixiviado passa por um tanque de equalização, onde o pH pode ser reajustado, caso necessário. Outra função do tanque de equalização é realizar a recirculação do lixiviado que já passou pela torre de *Stripping*, que pertence a Etapa 2 do tratamento.

Na Etapa 2, após passar pelo tanque de equalização, o lixiviado é direcionado através de bombas centrífugas, para a parte superior da torre de *Stripping*, enquanto na parte inferior da torre é inserida uma alta vazão de ar, com o uso de ventiladores. Este fluxo ascendente de ar é o que promove a remoção da Amônia do lixiviado, a qual é liberada para atmosfera na parte superior da torre. Estima-se que a Etapa 2 remova cerca de 85% do Nitrogênio Amoniacal e aproximadamente 35% da DQO presente no lixiviado (CRVR, 2021).

A saída do lixiviado da torre se dá pela parte inferior, o qual é direcionado para outro tanque de equalização, para correção do pH na faixa de 6,0 a 9,0, para que as próximas etapas do tratamento sejam realizadas.

Já o lodo gerado nesta etapa é encaminhado para o adensador e filtro prensa, onde o lodo é comprimido e filtrado para separação entre fase líquida e sólida. O lodo seco é acondicionado e enviado para o aterro. O layout das Etapas 1 e 2 é apresentado na Figura 11.

Figura 11 - Layout das Etapas 1 e 2



Legenda: Da esquerda para direita: Sala administrativa, 2 flotores, 6 decantadores, 2 tanques de equalização pré *Stripping*, 2 torres de *Air Stripping* e um tanque de equalização pós *Air Stripping*.

Fonte: CRVR (2021).

Após a remoção da Amônia do lixiviado, o efluente é encaminhado para os reatores anaeróbio e aerado, que fazem parte da Etapa 3 do tratamento. Estes reatores são construídos na forma de lagoas, onde primeiro o lixiviado passa pelo reator anaeróbio e posteriormente no reator aeróbio, utilizando o processo de nitrificação e desnitrificação, promovem a remoção da matéria orgânica e do nitrogênio do lixiviado.

No reator anaeróbio, o tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado em projeto foi de 18 dias (CRVR, 2021). Desta forma, os reatores anaeróbios foram dimensionados para receber o lixiviado gerado neste período, resultando em 10m x 20m x 4,2m (LxCxP) de dimensão. Salienta-se que devem ser construídos 6 reatores anaeróbios em paralelo, cada um recebendo o lixiviado oriundo de uma fase de operação do aterro.

Já no reator aeróbio, o TDH de projeto foi estimado em 12 dias (CRVR, 2021). Com base nesta informação, os reatores aerados foram dimensionados e resultaram nas seguintes dimensões 10m x 20m x 2,8m (LxCxP). Da mesma forma como os reatores anaeróbios, para que cada reator receba o lixiviado proveniente de uma fase de operação do aterro, devem ser construídos 6 reatores aeróbios. Ainda, optou-se pela utilização de aeradores mecânicos superficiais de eixo vertical para a realização da aeração do reator, pelo baixo custo operacional e pela facilidade em realizar manutenções.

Estes reatores atuam como filtros de fluxo ascendente, com o lixiviado sendo inserido pela parte inferior em ambos os reatores e a porção sobrenadante sendo encaminhada para a etapa seguinte.

Após o lixiviado passar pelas etapas anteriores, ele é encaminhado para a Etapa 4, e última do tratamento, neste caso realizado utilizando membranas de nanofiltração e Osmose Reversa, conforme apresentado na Figura 12.

Figura 12 - Etapa 4 do tratamento



Fonte: Elaborada pelo autor.

Através de um circuito fechado, apresentado na Figura 13, é realizada a nanofiltração, onde o lixiviado circula pelas membranas longitudinalmente. O processo de filtração é realizado utilizando-se alta pressão nos tubos, em alguns pontos do sistema, superior a 50 kgf/cm² (5 Mpa).

Após passar pela nanofiltração, o lixiviado é encaminhado para as membranas que realizam a Osmose Reversa. As membranas que realizam a nanofiltração tem porosidade entre 0,01 e 0,001 μm , enquanto as membranas da Osmose Reversa tem porosidade menor que 0,001 μm (CRVR, 2021).

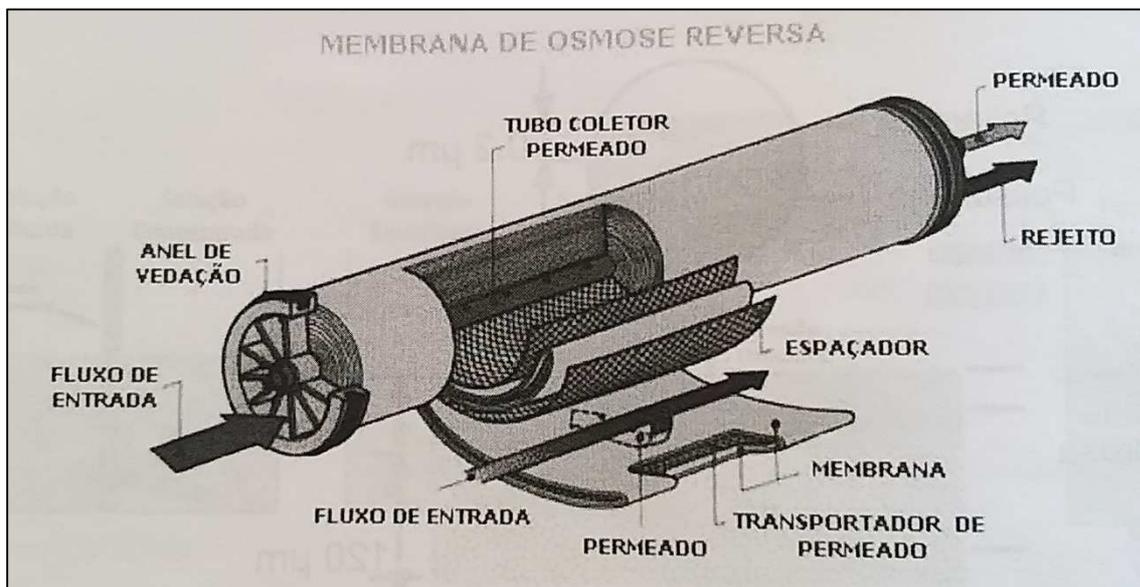
Figura 13 - Equipamentos para nanofiltração



Fonte: Elaborada pelo autor.

Conforme ilustrado na Figura 14, as membranas são compostas por várias camadas, onde gradativamente o lixiviado é filtrado, separando o líquido filtrado (Permeado) e o Lodo.

Figura 14 - Membrana de Osmose Reversa



Fonte: CRVR (2021).

Após a finalização do tratamento, o Permeado é encaminhado para tanques de armazenamento e posteriormente para um reservatório, ilustrado na Figura 15, enquanto o Lodo, é destinado para uma lagoa de rejeitos, conforme Figura 16.

Figura 15 - Lagoa de acúmulo para o Permeado



Fonte: Elaborada pelo autor.

Conforme estudos preliminares em uma Estação de Tratamento Experimental, o volume de Lodo gerado fica entre 17% a 30% do montante inicial de lixiviado.

O permeado pode ser utilizado para umidificar as estradas internas do aterro, facilitando o tráfego de caminhões próximos ao maciço de RSU, bem como na irrigação da vegetação presente na camada superior do aterro, enquanto o Lodo pode ser enviado novamente ao aterro, passando pelo adensador e filtro prensa ou remetido para um aterro industrial.

Figura 16 - Lagoa de rejeitos da Etapa 4



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.1.2 Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos recebidos no aterro

Sabe-se que para manter o aterro em operação, é necessário obter a Licença de Operação. Esta licença, renovada periodicamente pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (Fepam), prevê que todos os resíduos que adentrarem no aterro devem ser registrados, indicando a massa de resíduos no caminhão e fonte geradora destes. Estes dados foram disponibilizados pela CRVR, e a partir disto serão calculadas as quantidades de RSU em cada fase, bem como sua origem. Vale salientar que o aterro continua em operação e para este trabalho foram relacionados os dados de RSU recebidos no aterro até 2020.

3.1.2.1 Quantitativos e fontes geradoras do RSU

Todo caminhão com resíduos que chega no aterro, é monitorado na entrada e na saída, para cálculo da massa transportada. O aterro sanitário dispõe de uma balança eletrônica da marca Toledo, com 80.000 toneladas de capacidade e certificado de aferição validado anualmente. Através de planilhas de recebimento de RSU fornecidas pela CRVR, foi possível realizar a estimativa de quantidades e origem dos resíduos.

Os registros da empresa que administra o aterro informaram que 81 municípios, desde o início da operação, enviaram resíduos para este aterro. Além destes municípios, outros geradores individuais foram encontrados, tais como supermercados, indústrias fabricantes de plásticos, borracha, metais, cerâmica e autopeças, comércio de papéis, pneus, ferramentas gerais, Central Estadual de Abastecimento S.A. (CEASA), rejeitos de cooperativas de reciclagem, universidades e empresas que trabalham com resíduos industriais (RSI) e de serviço de saúde (RSS) descontaminados.

Desta forma, através dos dados disponibilizados pela empresa, os valores foram compilados em relação a categoria dos geradores e a fase de operação em que se encontravam no aterro sanitário. Salienta-se ainda que estes geradores individuais enviam para o aterro apenas restos de refeitórios e banheiros, portanto não enviam nenhum resíduo industrial.

Quanto aos resíduos oriundos de coletas regulares nos municípios, através da utilização das gravimetrias encontradas nos Planos Municipais de Saneamento Básico

(PMSB) e do montante enviado ao aterro em cada fase, foi possível determinar os quantitativos de cada tipo de resíduo em cada fase.

Procurou-se na literatura as gravimetrias de cada município e nos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) e/ou Planos Municipais de Resíduos Sólidos. Algumas gravimetrias não foram localizadas, seja pelo fato do município não ter realizado esta etapa no PMSB, seja por não haver PMSB do município. Nessa situação, buscaram-se as informações necessárias na literatura ou em municípios vizinhos e com semelhantes populações e características municipais.

Os Planos Municipais de Gestão de Resíduos Sólidos de todas as localidades que encaminharam seus RSU ao aterro em estudo foram analisados. Foram identificadas as Gravimetrias dos seguintes municípios: Araricá (ARARICÁ, 2012), Campo Bom (CAMPO BOM, 2012), Canoas (CANOAS, 2014), Dois Irmãos (DOIS IRMÃOS, 2012), Estância Velha (ESTÂNCIA VELHA, 2012), Esteio (ESTEIO, 2012), Farroupilha (FARROUPILHA, 2014), Gramado (GRAMADO, 2012), Igrejinha (IGREJINHA, 2012), Mostardas (MOSTARDAS, 2012), Nova Hartz (NOVA HARTZ, 2012), Nova Santa Rita (NOVA SANTA RITA, 2012), Novo Hamburgo (NOVO HAMBURGO, 2012), Parobé (PAROBÉ, 2012), Pelotas (PELOTAS, 2014), Portão (PORTÃO, 2012), Porto Alegre (PORTO ALEGRE, 2015), Riozinho (RIOZINHO, 2012), Rolante, (ROLANTE, 2012), Santo Antônio da Patrulha (SANTO ANTÔNIO DA PATRULHA, 2012), São Leopoldo (SÃO LEOPOLDO, 2014), Sapiranga (SAPIRANGA, 2012), Taquara (TAQUARA, 2012) e Vacaria (VACARIA, 2013).

Além destes, alguns municípios integrantes do Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (Pró-Sinos) realizaram os planos em conjunto, com uma gravimetria única para o bloco, sendo este resultado indicado em PRÓ-SINOS (2012). Buscou-se também contato com todas as prefeituras, mas não se obteve nenhum resultado mais atualizado destes dados. Cabe salientar que estes municípios são próximos geograficamente e possuem baixa população, fatos que podem contribuir para gravimetrias semelhantes. Desta forma, os municípios a seguir adotaram em seus planos a gravimetria determinada por PRÓ-SINOS (2012): Alvorada, Barra do Ribeiro, Cachoeirinha, Canela, Capela de Santana, Glorinha, Gravataí, Guaíba, Ivoti, Lindolfo Collor, Linha Nova, Monte Belo do Sul, Morro Reuter, Nova Petrópolis, Picada Café, Presidente Lucena, Santa Maria do Herval, São Sebastião do Caí e Sapucaia do Sul.

Através de lacunas da literatura para algumas localidades e partindo do princípio que municípios vizinhos geograficamente e com populações de tamanho aproximado possuem gravimetrias semelhantes, decidiu-se utilizar a composição gravimétrica de Farroupilha (2014) para os municípios de Antônio do Prado, Barão, Bento Gonçalves, Boa Vista do Sul, Carlos Barbosa, Coronel Pilar, Flores da Cunha, Imigrante, Nova Pádua, Nova Roma do Sul, Pinto Bandeira, Santa Tereza e Veranópolis.

Para os municípios de Bom Jesus, Campestre da Serra, Ipê, Lagoa Vermelha, Monte Alegre dos Campos, São Francisco de Paula e São José dos Ausentes, utilizou-se os dados referentes à Vacaria (2013) e empregou-se a composição gravimétrica de Maquiné (2013) para os municípios de Arroio do Sal, Capivari do Sul e Itati. Da mesma forma, os valores de Taquara (2012) foram adotados para Três Coroas e a gravimetria de Porto Alegre (2015) foi utilizada para Viamão. Os dados e procedimentos da composição gravimétrica de Montenegro foram apresentados por Schoenell e Silveira (2016) e aplicaram-se os dados para os municípios de Brochier, Charqueadas, Salvador do Sul, São Pedro da Serra e Tabaí.

Já a metodologia e composição gravimétrica dos municípios da Região do Vale do Caí: Alto Feliz, Feliz, Harmonia, São José do Hortêncio, São Vendelino, Tupandi e Vale Real foram apresentadas por Pessin, De Conto e Quissini (2002) em seu estudo. Os dados de Tupandi apresentados neste trabalho foram utilizados também para Bom Princípio, por serem localidades vizinhas e proporcionais em população.

Embora a maior parcela de resíduos recebidos no aterro, como já apresentado, seja através das coletas municipais, observou-se nas planilhas de recebimento de resíduos do aterro que alguns geradores individuais também encaminham seus resíduos para este local. Através de monitoramentos realizados no aterro, identificou-se que estes resíduos não se tratavam de rejeitos industriais, e sim oriundos de refeitórios ou banheiros. Desta forma, para estes geradores individuais, estipulou-se que do montante enviado para o aterro, 50% seria oriundo de refeitórios e desta forma classificado como MOP e os outros 50% oriundo de banheiros e assim classificados como CB.

Empresas do ramo de alimentação, como supermercados e CEASA enviam ao aterro majoritariamente restos de alimentos, desta forma seus resíduos foram classificados 100% como MOP, enquanto os resíduos oriundos de Universidades foram classificados como 80% MOP e 20% CB, pois entende-se que nas

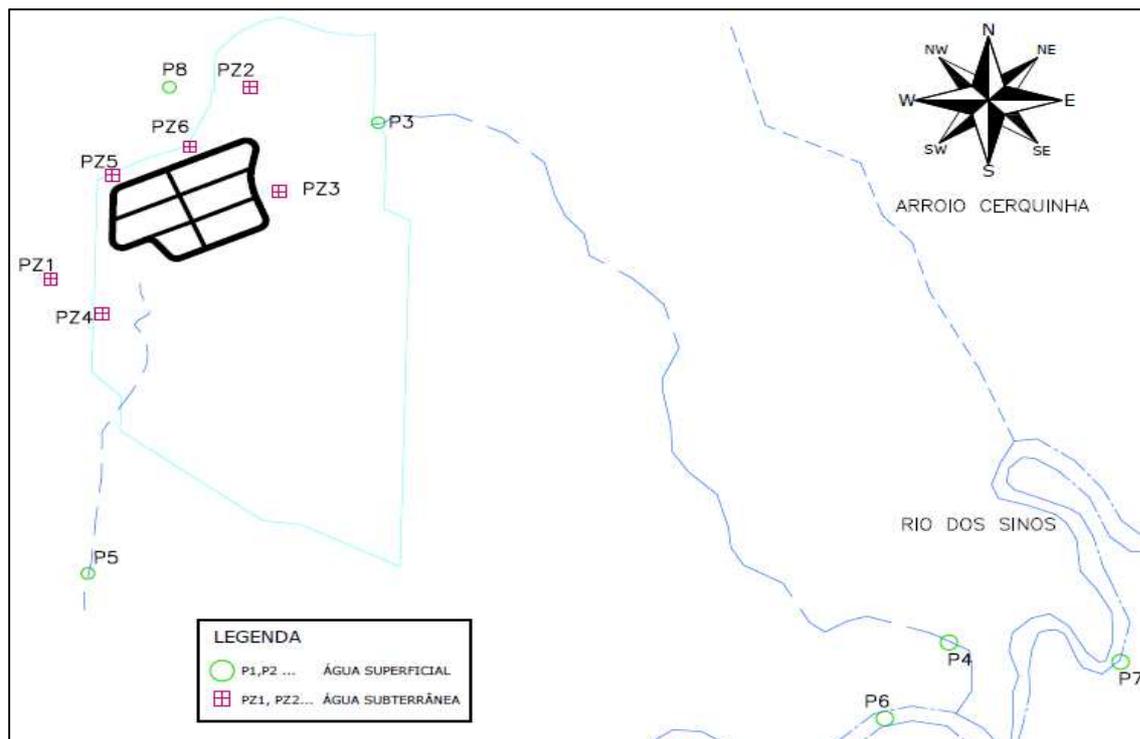
Universidades exista triagem de resíduos recicláveis e desta forma seriam enviados ao aterro somente estes dois tipos de resíduos, como demonstrado por (SGA-UNISINOS, 2016, 2017, 2018, 2019).

3.1.3 Monitoramento ambiental do aterro

Em paralelo com a caracterização dos RSU recebidos no aterro, foi realizado o monitoramento ambiental do aterro, a fim de confirmar a ausência de passivos ambientais na área. Este monitoramento foi realizado através de dados secundários disponíveis nos relatórios trimestrais elaborado pela empresa que administra o aterro e enviado ao órgão ambiental fiscalizador. Nestes relatórios há informações sobre coletas de amostras de águas superficiais e subterrâneas no perímetro do aterro, além de amostras de lixiviado coletadas nas lagoas de acúmulo, a fim de monitorar possíveis casos de contaminação do solo ou lençol freático.

Quanto aos pontos de coleta de amostras de águas superficiais e subterrâneas, a literatura indica a utilização de áreas lindeiras ao aterro para realizar este monitoramento (ENGELMANN *et al.*, 2018; KAPELEWSKA *et al.*, 2019; MATIAS; MOTTA SOBRINHO; BRANDÃO, 2019; MONDELLI; GIACHETI; HAMADA, 2016; NAKAMURA *et al.*, 2014; SILVA *et al.*, 2018; STEFANIA *et al.*, 2019; YU *et al.*, 2020). Desta forma, adotaram-se locais no entorno do maciço de resíduos, bem como em cursos d'água importantes na região, como o Rio dos Sinos, conforme apresentado na Figura 17.

Figura 17 - Localização dos pontos de coleta de água superficial e subterrânea



Fonte: Elaborada pelo autor.

As amostras foram coletadas nestes pontos nos meses de março, junho, setembro e dezembro, durante os anos de 2018, 2019 e 2020, bem como na lagoa de acúmulo L-01. Conforme CRVR (2019), sabe-se que este aterro em estudo está em operação desde 2011, ou seja, neste estudo não foi avaliada nenhuma coleta de amostras anterior a instalação do aterro. Desta forma, não foi possível analisar se os resultados dos parâmetros físico-químicos sofreram alterações nestes corpos hídricos após a instalação do aterro.

Cabe salientar, que tanto para as amostras de lixiviado, quanto para as de águas superficiais e subterrâneas, as coletas e os ensaios foram realizados por empresas terceiras, contratadas para administradora do aterro para realizar o acompanhamento contínuo da ocorrência de eventuais passivos ambientais.

As amostras de lixiviado, águas subterrâneas e superficiais foram analisadas perante os parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos analisados no entorno do aterro

Parâmetro	Unidade	Lixiviado	A. Sub	A. Sup
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Sim	Sim	Sim
Alumínio	mg/L	Sim	Sim	Sim

Parâmetro	Unidade	Lixiviado	A. Sub	A. Sup
Cádmio	mg/L	Sim	Sim	Sim
Chumbo	mg/L	Sim	Sim	Sim
Cloreto	mg/L	Sim	-	Sim
Cobre	mg/L	Sim	Sim	Sim
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	Sim	Sim	Sim
Coliformes Totais	NMP/100mL	Sim	Sim	Sim
Condutividade	µS/cm	Sim	Sim	Sim
Cromo Total	mg/L	Sim	Sim	Sim
DBO ₅	mg/L	Sim	Sim	Sim
DQO	mg/L	Sim	Sim	Sim
Ferro	mg/L	Sim	Sim	Sim
Ferro Dissolvido	mg/L	Sim	-	Sim
Fósforo Total	mg/L	Sim	-	Sim
Manganês	mg/L	Sim	-	Sim
Manganês Dissolvido	mg/L	Sim	-	Sim
Mercúrio	mg/L	Sim	Sim	Sim
Níquel	mg/L	Sim	Sim	Sim
Nitrato	mg/L	-	Sim	-
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	Sim	-	Sim
Nitrogênio Total	mg/L	Sim	-	Sim
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Sim	Sim	Sim
pH	-	Sim	Sim	Sim
Potencial Redox	Mv	-	Sim	-
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	Sim	-	Sim
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	Sim	-	Sim
Sólidos Totais	mg/L	-	Sim	-
Sulfato	mg/L	Sim	-	Sim
Sulfeto	mg/L	Sim	-	Sim
Temperatura	°C	Sim	Sim	Sim
Turbidez	NTU	-	Sim	-
Zinco	mg/L	Sim	Sim	Sim

Legenda: A. Sub = Águas Subterrâneas A. Sup = Águas Superficiais

Estes parâmetros de análise das amostras foram normatizados e comparados com a legislação existente, referente a lançamento de efluentes e reutilização de água, como a CONAMA 396 (CONAMA, 2008b), CONAMA 430 (CONAMA, 2011), CONSEMA 355 (CONSEMA, 2017) e a NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

Existem algumas normativas que balizam a qualidade do efluente a ser lançado em corpos hídricos, como a CONAMA 396, CONAMA 430 e CONSEMA 355.

Já a NBR 13.969/1997 possui algumas classificações que balizam os padrões de emissão, conforme a utilização do corpo hídrico, bem como a característica de uso deste efluente. Quanto a classificação do corpo hídrico, a NBR 13.969/1997 diferencia em quatro classes.

Classe A - Represa ou rio destinado ao abastecimento público, a montante do ponto de captação;

Classe B - Represa ou rio destinado ao abastecimento público, a jusante do ponto de captação;

Classe C - Águas litorâneas;

Classe D - Demais corpos hídricos.

Conforme apresentado na Figura 17, os pontos de coleta de águas superficiais se encontram a jusante do ponto de coleta do abastecimento público, porém o mesmo rio serve como fonte hídrica para diversos municípios da bacia hidrográfica, devendo-se então adotar a classe A, com os padrões de lançamento de efluentes mais restritivos.

Desta forma, baseado na vazão e na relevância dos corpos hídricos onde se coletaram as amostras, os valores dos padrões limítrofes apresentados pelas resoluções da CONAMA, CONSEMA e pela NBR 13.969 para cada parâmetro foram analisadas e são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Padrões limítrofes para efluentes

Parâmetro	Unidade	CONAMA 396	CONAMA 430	CONSEMA 335	NBR 13.969
Alumínio	mg/L	< 200	-	< 10	-
Cádmio	mg/L	< 5	< 0,2	< 0,1	-
Chumbo	mg/L	< 10	-	< 0,2	-
Cobre	mg/L	< 2.000	< 1	< 0,5	-
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	-	-	< 5.000	< 1.000
Cromo	mg/L	-	< 0,1	-	-
Cromo Total	mg/L	-	-	< 0,5	-
DBO ₅	mg/L	-	-	< 120	< 20
DQO	mg/L	-	-	< 330	< 50
Ferro Dissolvido	mg/L	-	< 15	-	-

Parâmetro	Unidade	CONAMA 396	CONAMA 430	CONSEMA 335	NBR 13.969
Ferro Total	mg/L	-	-	< 10	-
Fosfato	mg/L	-	-	-	< 1
Fósforo	mg/L	-	-	< 4	-
Manganês Dissolvido	mg/L	-	< 1	-	-
Manganês Total	mg/L	-	-	< 1	-
Mercúrio	mg/L	< 1	< 0,01	< 0,01	-
Níquel	mg/L	< 20	< 2	< 1	-
Nitrato	mg/L	< 10.000	-	-	< 20
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	-	< 20	< 20	< 5
Óleos e Graxas	mg/L	-	-	-	< 30
Oxigênio Dissolvido	mg/L	-	-	-	> 2
PH	-	-	5 < x < 9	6 < x < 9	6 < x < 9
Sólidos Não Filtráveis	mg/L	-	-	-	< 20
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	-	-	< 1	< 0,1
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	-	-	< 140	-
Sulfato	mg/L	< 250.000	-	-	-
Sulfeto	mg/L	-	< 1	< 0,2	-
Temperatura	° C	-	< 40	< 40	< 40
Zinco	mg/L	< 5.000	< 5	< 2	-

Observa-se que há diversos parâmetros nestas normas além dos citados na Tabela 5, porém foram avaliados apenas os parâmetros analisados nas amostras de lixiviado, águas subterrâneas e superficiais. A literatura indica que através da avaliação destes parâmetros é possível determinar se há percolação de lixiviado para o lençol freático. No caso de outros aterros estudados, foi possível identificar problemas no sistema de impermeabilização ou no sistema de coleta de efluentes (ADEOLU *et al.*, 2011; ALMEIDA *et al.*, 2020; ANCIC *et al.*, 2020; DE OLIVEIRA *et al.*, 2019; GOMES, 2019; MADON; DREV; LIKAR, 2019; MARIN *et al.*, 2018; MATIAS; MOTTA SOBRINHO; BRANDÃO, 2019; MONDELLI; GIACHETI; HAMADA, 2016; SILVA *et al.*, 2018; STEFANIA *et al.*, 2019).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO GERADO EM CADA FASE DO ATERRO

A análise do lixiviado se iniciou com a realização de 12 coletas, ao longo de 12 meses de operação do aterro (uma coleta por mês), realizadas em 2019 e 2020. Em cada coleta foram recolhidas amostras de lixiviado gerado em todas as fases, através dos poços de visita (PV) ou registros de passagem (R).

Por questões de adaptações do projeto construtivo, na Fase 4 não foi executado o PV, impossibilitando a coleta de amostras somente desta fase e o PV 06 ainda não estava finalizado, pois no período do estudo a operação de depósito de RSU estava nesta área, deste modo então, se optou por realizar as coletas no Registro de Passagem (R 04), um ponto a jusante de onde seriam o PV 04 e o PV 06, então no ponto R 04, há a junção de tubos coletores das fases 04 e 06. Deste modo, no desenvolver do trabalho utilizou-se 5 pontos de coleta: PV 01, PV 02, PV 03, R 04 e PV 05, conforme apresentado na Figura 18.

Figura 18 - Sistema atual de coleta do lixiviado



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.2.1 Coleta de amostras

As coletas mensais foram realizadas utilizando-se amostradores (bombonas) de 5 L. O amostrador era inserido no PV, e coletado manualmente, com o auxílio de cabos. Cabe salientar que no início de cada coleta os amostradores foram ambientados, inserindo uma porção da amostra na bombona e despejando esta amostra de volta para o PV, para que não houvesse contaminação entre as amostras de fases diferentes.

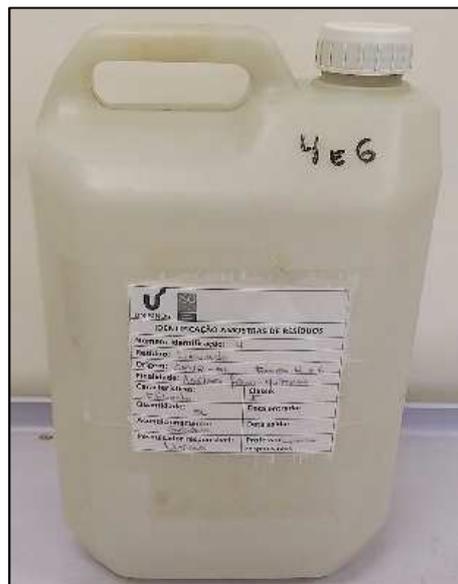
Os coletores são apresentados na Figura 19, a bombona onde foram armazenadas as amostras está na Figura 20 e a profundidade de cada ponto de coleta é descrita na Tabela 6:

Figura 19 - Amostradores (coletores)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 20 - Bombona para transporte



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 6 - Profundidade dos PV

PONTO DE COLETA	PROFUNDIDADE (m)
PV 01	8,0
PV 02	9,0
PV 03	10,0
REGISTRO 04	3,3
PV 05	9,0

Ainda, após cada coleta, as amostras foram armazenadas em isopor, evitando que a temperatura ambiente tivesse influência no transporte. Ao chegar no laboratório,

as amostras eram guardadas em geladeiras, durante o período de realização das análises.

3.2.2 Parâmetros físico-químicos analisados

Em cada coleta mensal, as amostras foram analisadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos, perante os procedimentos descritos na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos analisados no lixiviado

PARÂMETRO	MÉTODO
pH	Eletrométrico – 4500 – H+
Cor	Colorimétrico – 2120
Turbidez	Nefelométrico – 2130 B
DBO	Teste de DBO – 5 dias – 5210 B
DQO	Colorimétrico por Refluxo Fechado – 5220 D
Nitrogênio	Titulométrico – 4500 – NH ₃ C
	Macro-Kjedahl – 4500 – N Org B
Fósforo	Molibdovanadofosfórico – 4500 – P C
Acidez e Alcalinidade	Titulométrico – 2310 B e 2320 B
Carbono Orgânico Total (COT)	Detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada - 5310 B
Cromatografia Iônica Líquida	Cromatografia Iônica - 4110 C
Fluorescência de Raio-X	Fluorescência de raios-x por dispersão em energia (EDXRF)

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017)

Cabe salientar que a maioria dos ensaios foram realizados no mesmo dia da coleta, porém devido a questões operacionais, a execução de alguns destes foi postergada, havendo a necessidade de preservação das amostras. Esta preservação foi balizada por ANA (2011), considerando as observações e datas limites para cada ensaio e utilizando para tal o ácido sulfúrico H₂SO₄, até que as amostras atingissem pH inferior a 2.

Além destes, através do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), buscou-se os dados históricos de pluviosidade apresentados por INMET (2020), no período das análises, a fim de verificar sua influência nas amostras de lixiviado.

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO

Após a realização das etapas de coleta e análise das amostras de lixiviado utilizou-se do método da Análise de Componentes Principais (ACP), com o intuito de criar uma interação entre os parâmetros não relacionados. Desta forma, através de vetores e matrizes, a ACP elabora os Componentes Principais (CP), onde são criadas equações e coeficientes, para que todos os parâmetros analisados no estudo possam interagir em conjunto, na busca pela explicação da variabilidade dos dados originais.

Desta forma, iniciou-se a análise estatística através da verificação dos dados originais, através de testes de normalidade e possíveis correlações entre os parâmetros. Além disso, os dados foram ordenados através de gráficos BoxPlot e utilizou-se do método da amplitude interquartil para analisar possíveis outliers, onde o Quartil 1 (Q1) e o Quartil 3 (Q3), representam respectivamente 25% e 75% dos dados em ordem crescente. Desta forma, valores abaixo de $Q1 - 1,5 (Q3 - Q1)$ ou valores acima de $Q3 + 1,5 (Q3 - Q1)$ deveriam ser substituídos pela média (ANDERSON, 1958).

A ACP utiliza cálculos de vetores, matrizes e determinantes, criando os CPs que podem ser representados por equações, através de coeficientes para todos os parâmetros analisados no estudo. Os autores evidenciam que autovalores com valor menores que um podem ser desprezados (HAIR *et al.*, 2005; MARDIA; KENT; BIBBY, 1979; VICINI, 2005).

Com a utilização da ACP, espera-se evidenciar através dos seus resultados, correlações entre quais parâmetros mais influenciaram na variabilidade dos dados originais, associando com as respectivas idades dos resíduos ali depositados e com isto indicar se há diferenças entre as amostras de lixiviado, possibilitando a alteração no processo atual de tratamento, realizado de forma misturada.

3.4 DISCUSSÃO SOBRE O TRATAMENTO SEPARADO POR FASES

Conforme descrito no primeiro capítulo, um dos objetivos deste trabalho é propor alterações no layout atual do aterro, possibilitando a coleta do lixiviado em separado de cada fase, transportando o efluente por tubulações individuais e armazenando em lagoas de acúmulo, uma para cada fase de operação do aterro, com a finalidade de não haver mistura de amostras de diferentes fases, sendo possível

deste modo, tratar o lixiviado de cada lagoa em separado, com a finalidade de diminuir a variabilidade química do efluente e aumentar a eficiência de remoção frente aos parâmetros físico-químicos analisados no item 3.3.

Deste modo, seria projetado um sistema de tubulações subterrâneas para coleta do lixiviado de cada fase e direcionado para uma lagoa de acúmulo, para depósito do lixiviado gerado.

Conforme relatórios emitidos pela empresa que administra o aterro, foram gerados 280 m³/dia de lixiviado na média dos últimos 24 meses, aproximadamente 8.400 m³/mês, dentre todas as fases, e segundo as informações do projeto construtivo do aterro, as lagoas de acúmulo tem capacidade de 22.200 m³, suprimindo assim, a demanda do lixiviado gerado. Como as fases diferem de tamanho entre si, é provável que as fases maiores tenham uma maior taxa de geração de lixiviado que as menores, pelo volume de RSU ali depositados e pela maior área superficial no topo do aterro que sofre incidência da pluviosidade. Porém tal informação só poderia ser verificada instalando uma Calha Parshall na saída de cada fase.

3.5 DISCUSSÃO SOBRE TRATAMENTO DO LIXIVIADO *IN LOCO*

Existe também, a possibilidade de implantar uma Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) dentro da área da empresa, em local adjacente ao aterro e capaz de suprir a demanda de tratamento do efluente gerado no próprio aterro.

Conforme aponta a literatura, o tratamento do lixiviado é complexo, sendo necessária a utilização de mais de um tipo de tratamento para se atingir as eficiências de remoção desejadas. Desta forma, a Etapa 1 é realizada por floculadores e decantadores, responsáveis pela remoção de sólidos grosseiros, além de óleos e graxas. Já a Etapa 2, tem a função de remover Nitrogênio, Fósforo e carga orgânica é realizada com Torres de Arraste de AR (*Air Stripping*). A Etapa 3 é realizada através de reatores anaeróbios e aeróbios, responsáveis pela decantação e remoção da carga orgânica e dos sólidos. A Etapa 4, utiliza-se da nanofiltração e Osmose Reversa, processos de separação por membranas para retenção de partículas que as etapas anteriores não conseguiram remover. Deste processo de Osmose Reversa, resulta ainda um montante de cerca de 17% de rejeito concentrado, que pode ser enviado para adensadores e filtros prensa e posteriormente a fração sólida seria destinado para o próprio aterro.

3.6 AVALIAÇÃO FINANCEIRA DE QUATRO CENÁRIOS

Juntamente com a avaliação técnica dos itens anteriores, foi realizado um estudo de viabilidade financeira das alterações propostas, utilizando-se de orçamentos de maquinário, levantamento de custos operacionais e a quantificação de despesas como energia e mão de obra para cada cenário.

Quanto a alteração no layout de coleta do lixiviado em cada fase para implementação do armazenamento dos efluentes em separado, foi realizado um levantamento de custos para a instalação de tubulações subterrâneas para a passagem do lixiviado do aterro até a respectiva lagoa de acúmulo.

Já quanto ao tratamento *in loco*, foram analisados todos os investimentos necessários na área adjacente ao aterro, como infraestrutura, equipamentos, mão de obra para operação e manutenção mensal.

Nestes casos, foram analisados os custos diretos e indiretos das alterações propostas indicadas em cada cenário, para se obter uma estimativa dos custos iniciais, de manutenção mensal e tempo de recuperação do investimento.

No processo atual, no qual o lixiviado é tratado por uma empresa parceira, existe o custo mensal com esta etapa. Já no caso da implantação da ETL, este custo seria suprimido, tornando-se então uma receita para a avaliação financeira, quando comparado a cenários que não possuem este custo de tratamento.

Desta forma, conhecendo-se receitas e despesas, foram criados quatro cenários para realização do estudo de viabilidade econômica, conforme descrições a seguir.

- CENÁRIO 1: Realizando o armazenamento do efluente de forma única e conduzindo para tratamento externo em empresa terceirizada, como no modelo atual;

- CENÁRIO 2: Realizando o armazenamento do efluente de forma única e a própria empresa que administra o aterro realiza o tratamento do efluente em área da empresa;

- CENÁRIO 3: Realizando o armazenamento do efluente de forma separada por fases e a própria empresa que administra o aterro realiza o tratamento do efluente em área da empresa;

- CENÁRIO 4: Realizando o armazenamento do efluente de forma separada por fases e a própria empresa que administra o aterro realiza o tratamento do efluente de forma adaptada. O lixiviado gerado nas fases mais recentes passam por todas as

etapas do tratamento e os lixiviados das fases mais antigas passam somente pela Etapa 4.

Em cada cenário foram avaliados os custos do investimento inicial, despesas mensais de operação, estimando uma taxa de retorno do investimento em 10%, e tempo de operação da ETL em 20 anos, além de calculados os Valores Presente (VP), Valores Presente Líquidos (VPL), a taxa de lucratividade e o tempo de retorno do investimento (*Payback*), conforme apresentado no item 2.6.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os primeiros resultados foram obtidos na etapa de diagnóstico do cenário atual, que englobou a caracterização dos RSU e o monitoramento ambiental da área.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU RECEBIDOS NO ATERRO

Através de relatórios mensais de recebimento de resíduos, fez-se o levantamento do total de RSU recebidos e da origem deles. Os resultados de caracterização dos RSU depositados no aterro foram compilados na Tabela 8.

Tabela 8 - Quantidades de resíduos recebidos para cada fase de operação

GERADOR	Unid.	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5	FASE 6
Coletas Municipais	t	44.064,48	372.924,33	135.752,67	477.859,37	158.269,61	359.655,40
	%	95,14%	93,33%	93,01%	92,68%	90,59%	89,35%
RSI e RSS	t	1.347,69	10.523,62	6.103,83	8.798,41	525,41	3.873,93
	%	2,91%	2,63%	4,18%	1,71%	0,30%	0,96%
Comércio de Papéis	t	663,98	7.039,76	864,90	4.246,92	882,99	5.627,39
	%	1,43%	1,76%	0,59%	0,82%	0,51%	1,40%
Supermercados	t	74,75	2.417,24	1.156,69	5.268,85	5.062,51	14.232,69
	%	0,16%	0,60%	0,79%	1,02%	2,90%	3,54%
Universidades	t	55,19	411,51	121,97	316,25	84,48	176,62
	%	0,12%	0,10%	0,08%	0,06%	0,05%	0,04%
Indústria de Plástico	t	46,53	387,73	66,45	548,48	11,61	40,49
	%	0,10%	0,10%	0,05%	0,11%	0,01%	0,01%
Empresas de Transportes	t	30,33	3.737,80	1.391,03	2.909,76	3.160,45	4.261,71
	%	0,07%	0,94%	0,95%	0,56%	1,81%	1,06%
Indústria de Cerâmica	t	22,48	592,10	178,29	85,54	17,97	45,45
	%	0,05%	0,15%	0,12%	0,02%	0,01%	0,01%
Industria de Metais	t	8,87	999,78	80,41	156,55	34,69	49,86
	%	0,02%	0,25%	0,06%	0,03%	0,02%	0,01%
Indústria de Borracha	t	0,00	23,29	12,65	21,60	5,15	11,98
	%	0,00%	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
Comércio de Pneus	t	0,00	8,38	4,08	16,03	4,83	20,80
	%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%
Comércio de Metais	t	0,00	51,46	19,43	51,28	14,32	37,02
	%	0,00%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%

GERADOR	Unid.	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5	FASE 6
Industria de Autopeças	t	0,00	3,38	19,30	56,69	20,21	51,08
	%	0,00%	0,00%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
Construtoras Pavimentação	t	0,00	318,83	186,73	865,06	837,10	1.176,82
	%	0,00%	0,08%	0,13%	0,17%	0,48%	0,29%
Ceasa	t	0,00	0,00	0,00	10.340,57	5.760,20	13.227,22
	%	0,00%	0,00%	0,00%	2,01%	3,30%	3,29%
Cooperativas	t	0,00	89,75	0,00	3.669,33	0,00	0,00
	%	0,00%	0,02%	0,00%	0,71%	0,00%	0,00%
Outros	t	0,80	57,06	0,00	378,61	18,56	36,64
	%	0,00%	0,01%	0,00%	0,07%	0,01%	0,01%

A parcela de geradores, Coletas Municipais, corresponde a cerca de 91,9% (1.548.525 t) do total que foi aterrado em todo o período avaliado por este estudo, enquanto as demais categorias foram quantificadas em valores muito inferiores, como RSI e RSS com 1,9% (31.172 t), Ceasa com 1,7% (29.327 t), Supermercados com 1,7% (28.212 t), Comercio de Papeis com 1,1% (19.325 t), Empresas de Transporte com 0,9% (15.491 t), Cooperativas com 0,2% (3.759 t), Construtoras/Pavimentadoras com 0,2% (3.384 t), Indústrias de Metais com 0,1% (1.330 t), Universidades com 0,1% (1.166 t), Indústrias de Plástico com 0,1% (1.101 t), Indústria de Cerâmicas com 0,1% (941 t) e categorias com presença inferior a 0,1%, como Outros (491 t), Comércio de Metais (173 t), Indústria de Autopeças (150 t), Indústria de Borracha (74 t) e Comércio de Pneus (54 t), totalizando no período analisado uma massa de 1.684.684 t de resíduos recebidos no aterro em questão, conforme apresentado dividido por fases na Tabela 8.

Como pode-se observar na Tabela 8, foram encontrados resultados representativos para os percentuais de coleta municipal em todas as fases, com valores sempre superiores a 90% do total de resíduos aterrados. A partir desta avaliação, a proposta de trabalho parte da premissa de que esta é a parcela mais representativa do montante no aterro e foram estes os dados que se buscou na literatura e principalmente nos Planos municipais de resíduos sólidos dos municípios que destinam seus resíduos para o aterro sanitário da CRVR em São Leopoldo.

A gravimetria de cada município é apresentada na Tabela 9, permitindo a posterior avaliação do total de resíduos que é destinada ao aterro sanitário.

Tabela 9 - Gravimetrias das localidades que enviaram RSU ao aterro

Município	MOP	Papel	Metal	Vidro	Plástico	ELV	CB	Outros
Alto Feliz	40,6%	3,9%	4,0%	18,3%	16,7%	0,0%	11,0%	5,5%
Alvorada	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	13,0%	8,0%
Antonio Prado	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Araricá	15,0%	4,1%	1,6%	6,0%	7,7%	0,3%	65,3%	0,0%
Arroio do Sal	20,0%	11,0%	10,0%	0,0%	31,0%	1,0%	14,0%	13,0%
Barão	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Barra do Ribeiro	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Bento Gonçalves	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Boa Vista do Sul	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Bom Jesus	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
Bom Princípio	41,7%	2,1%	8,4%	11,7%	18,0%	0,0%	8,4%	9,7%
Brochier	17,6%	11,8%	5,0%	11,8%	17,6%	2,9%	14,7%	18,6%
Cachoeirinha	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Campestre da Serra	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
Campo Bom	37,8%	15,1%	3,2%	0,0%	14,4%	1,7%	27,8%	0,0%
Canela	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Canoas	55,4%	13,8%	3,8%	0,6%	13,7%	0,0%	12,8%	0,0%
Capela de Santana	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Capivari do Sul	20,0%	11,0%	10,0%	0,0%	31,0%	1,0%	14,0%	13,0%
Carlos Barbosa	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Charqueadas	17,6%	11,8%	5,0%	11,8%	17,6%	2,9%	14,7%	18,6%
Coronel Pilar	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Dois Irmãos	18,2%	16,3%	4,1%	1,7%	28,2%	6,1%	25,4%	0,0%
Estância Velha	6,9%	9,7%	0,7%	1,1%	12,4%	1,7%	67,6%	0,0%
Esteio	28,1%	13,9%	1,0%	4,2%	9,5%	2,2%	41,2%	0,0%
Farroupilha	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Feliz	54,5%	4,6%	4,1%	7,7%	13,6%	0,0%	8,6%	6,9%
Flores Da Cunha	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Glorinha	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Gramado	48,0%	9,0%	2,0%	10,0%	14,0%	0,0%	16,0%	1,0%
Gravataí	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Guaíba	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Harmonia	29,4%	4,4%	3,4%	12,0%	22,6%	0,0%	13,2%	15,0%
Igrejinha	22,1%	6,7%	10,1%	8,3%	19,7%	5,5%	27,6%	0,0%
Imigrante	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Ipê	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
Itati	20,0%	11,0%	10,0%	0,0%	31,0%	1,0%	14,0%	13,0%
Ivoti	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Lagoa Vermelha	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
Lindolfo Collor	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Linha Nova	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Maquiné	20,0%	11,0%	10,0%	0,0%	31,0%	1,0%	14,0%	13,0%
Monte Alegre dos Campos	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
Monte Belo do Sul	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Montenegro	17,6%	11,8%	5,0%	11,8%	17,6%	2,9%	14,7%	18,6%

Município	MOP	Papel	Metal	Vidro	Plástico	ELV	CB	Outros
Morro Reuter	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Mostardas	37,4%	13,4%	7,1%	4,9%	21,9%	0,0%	8,1%	7,3%
Nova Hartz	19,1%	4,1%	2,2%	1,0%	11,0%	3,8%	58,9%	0,0%
Nova Padua	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Nova Petropolis	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Nova Roma do Sul	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Nova Santa Rita	20,7%	3,9%	2,2%	13,1%	28,3%	12,6%	19,2%	0,0%
Novo Hamburgo	40,2%	15,9%	1,0%	5,3%	13,7%	1,1%	22,8%	0,0%
Parobé	23,5%	14,7%	1,5%	1,5%	20,6%	2,9%	35,3%	0,0%
Pelotas	52,8%	10,2%	2,8%	1,4%	8,4%	0,0%	14,5%	10,0%
Picada Café	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Pinto Bandeira	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Portão	83,0%	6,4%	0,1%	3,0%	6,2%	0,0%	1,3%	0,0%
Porto Alegre	61,4%	9,9%	1,1%	2,1%	10,4%	0,0%	14,5%	0,7%
Presidente Lucena	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Riozinho	8,1%	25,2%	8,1%	0,5%	26,5%	3,0%	28,7%	0,0%
Rolante	7,5%	3,8%	1,2%	3,8%	10,2%	3,0%	70,6%	0,0%
Salvador do Sul	17,6%	11,8%	5,0%	11,8%	17,6%	2,9%	14,7%	18,6%
Santa Maria do Herval	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
Santa Tereza	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Santo Antônio da Patrulha	33,0%	20,9%	0,7%	1,8%	12,3%	0,7%	30,8%	0,0%
São Francisco de Paula	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
São José do Hortêncio	36,2%	1,3%	7,8%	10,2%	23,0%	0,0%	9,4%	12,1%
São José dos Ausentes	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
São Leopoldo	58,7%	13,3%	1,5%	1,7%	12,7%	1,3%	10,8%	0,0%
São Pedro da Serra	17,6%	11,8%	5,0%	11,8%	17,6%	2,9%	14,7%	18,6%
São Sebastião do Caí	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	12,8%	8,2%
São Vendelino	31,7%	1,0%	8,9%	13,0%	22,0%	0,0%	17,9%	5,5%
Sapiranga	24,7%	22,7%	3,8%	5,5%	8,6%	2,0%	32,8%	0,0%
Sapucaia do Sul	42,0%	14,0%	3,0%	4,0%	13,0%	3,0%	13,0%	8,0%
Tabaí	17,6%	11,8%	5,0%	11,8%	17,6%	2,9%	14,7%	18,6%
Taquara	21,2%	15,2%	2,4%	0,0%	18,5%	3,4%	39,4%	0,0%
Três Coroas	21,2%	15,2%	2,4%	0,0%	18,5%	3,4%	39,4%	0,0%
Tupandi	41,7%	2,1%	8,4%	11,7%	18,0%	0,0%	8,4%	9,7%
Vacaria	46,3%	11,0%	1,4%	1,8%	20,6%	2,9%	10,0%	6,0%
Vale Real	53,2%	3,2%	4,7%	7,6%	11,9%	0,0%	12,2%	7,2%
Veranópolis	61,0%	4,1%	1,1%	1,7%	8,8%	1,2%	22,0%	0,1%
Viamão	61,4%	9,9%	1,1%	2,1%	10,4%	0,0%	14,5%	0,7%

Legenda:

MOP - Matéria Orgânica Putrescível

EVL - Embalagens Longa Vida

CB - Contaminante Biológico

A partir destes valores, calcularam-se as massas das diferentes tipologias de resíduos e posteriormente estes resultados foram organizados em gráficos, indicando

a gravimetria média dos resíduos dispostos em cada fase do aterro. A Tabela 10 permite ainda referir as médias mensais de resíduos aterrados em cada fase de operação do aterro sanitário.

Tabela 10 - Quantitativos municipais de RSU recebidos (em toneladas) no aterro

MUNICÍPIOS	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5	FASE 6
Total Aterrado	44.064,5	372.924,3	135.752,7	477.859,4	158.269,6	359.655,4
Tempo de Operação (Meses)	11	24	8	26	6	14
Média Mensal Aterrado	4.005,9	15.538,5	16.969,1	18.379,2	26.378,3	25.689,7
Alto Feliz	12,7	395,2	104,7	309,2	76,9	214,7
Alvorada						378,1
Antonio Prado		2.810,7	1.176,9	3.393,9	1.034,6	2.461,8
Araricá		1.259,5	433,7	2.132,1	335,6	827,5
Arroio Do Sal						3.345,8
Barão		650,2	227,3	1.216,5	603,6	1.331,1
Barra do Ribeiro						28,1
Bento Gonçalves						767,5
Boa Vista do Sul		121,0	49,5	851,4	266,9	524,8
Bom Jesus				3.116,5	1.074,2	2.418,7
Bom Princípio	100,3	2.967,7	846,0	2.739,5	847,6	1.843,0
Brochier		80,2				
Cachoeirinha		42.542,2	23.246,1	58.810,2	19.427,3	43.279,6
Campestre da Serra		666,0	181,6	572,9	154,6	382,3
Campo Bom			2.508,7	17.545,1	6.262,9	14.444,5
Canela	1.451,4	16.622,7	4.785,8	18.200,9	5.509,7	11.469,3
Canoas	23.490,2	5.542,6			81,6	49,8
Capela de Santana						627,8
Capivari do Sul				282,5	136,4	
Carlos Barbosa		6.401,6	2.227,4	5.671,4	2.743,6	5.943,1
Charqueadas						39,5
Coronel Pilar		90,1	32,3	38,8		
Dois Irmãos		5.619,9	3.437,0	9.039,8	2.839,9	6.703,4
Estância Velha		15.053,5	5.231,6	13.182,2	4.131,6	9.760,1
Esteio		29.797,9	12.841,3	31.002,8	9.072,8	20.704,4
Feliz	124,9	3.738,3	1.002,9	3.618,3	973,4	2.255,8
Flores da Cunha		7.451,0	217,4	4.517,8	2.608,6	6.756,5
Glorinha		1.741,4	454,4	1.240,0	152,9	613,7
Gramado	3.081,1	22.838,1	6.802,6	22.091,9	6.932,7	17.084,7

MUNICÍPIOS	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5	FASE 6
Gravataí				4.388,1		2.319,9
Guaíba						223,6
Harmonia	48,5	716,8	153,0	582,5	162,2	427,6
Igrejinha		9.599,6	2.911,6	8.639,1	2.735,1	6.192,6
Imigrante		346,3	122,0	710,6	310,9	673,4
Ipê		584,7		827,1	1.484,3	3.956,0
Itati				415,4	145,7	341,6
Ivoti	459,2	6.628,2	1.691,5	6.411,5	2.195,7	5.354,5
Lagoa Vermelha					215,7	
Lindolfo Collor	25,5	816,5	306,1	1.238,4	354,1	1.169,3
Linha Nova	12,0	346,9	87,0	301,6	83,6	197,5
Maquiné				651,6		
Monte Alegre dos Campos				121,0	71,0	119,2
Monte Belo do Sul		257,7	25,5	869,2	273,6	537,8
Montenegro		3.981,8				121,9
Morro Reuter		5.382,2	486,6	1.565,3	434,4	1.090,3
Mostardas				1.667,5	1.175,4	2.651,4
Nova Hartz		3.735,1	1.193,5	2.430,9	1.231,1	2.626,7
Nova Padua		972,4	272,4	706,0	149,6	396,5
Nova Petropolis		3.388,5	3.574,0	4.265,3	1.901,8	4.567,9
Nova Roma do Sul		114,0		13,3		
Nova Santa Rita	868,0	7.548,7		4.984,7	1.029,8	4.617,6
Novo Hamburgo		439,1	213,0	61,2	19,7	804,8
Parobé		14.842,1	5.600,8	13.587,1	4.056,4	9.395,7
Pelotas			5,4	49,7		
Picada Café		445,1	132,0	1.137,5	346,6	825,1
Pinto Bandeira		220,4	75,7	904,8	273,6	537,8
Portão		8.520,1	3.784,1	9.297,2	2.861,4	6.707,7
Porto Alegre		2.952,8				
Presidente Lucena	14,8	381,4	87,4	340,6	86,7	259,3
Riozinho		209,8	327,7	852,5	246,3	588,3
Rolante		72,6		338,6	829,2	2.000,6
Salvador do Sul	207,0	2.036,9	469,3	1.409,2	438,5	1.005,5
Santa Maria do Herval		349,1	256,9	1.255,9	432,7	860,3
Santa Tereza		285,9	98,3	695,0	178,6	351,0
Santo Antônio da Patrulha		27,8				12,7
São Francisco de Paula		5.441,4	2.249,9	5.469,9	1.870,4	4.500,9
São Jose do Hortencio	49,4	674,2	236,2	564,5	183,1	332,1

MUNICÍPIOS	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5	FASE 6
São Jose dos Ausentes				35,4	86,0	219,0
São Leopoldo	11.869,7	94.966,3	32.900,0	80.816,3	25.691,0	60.587,7
São Pedro da Serra		857,9	318,1	1.033,4	314,4	606,7
São Sebastião do Caí				5.627,8	2.312,8	5.267,4
São Vendelino		294,3	39,1	686,5	217,9	428,4
Sapiranga		9.768,9	6.276,5	19.602,9	6.294,7	14.372,7
Sapucaia do Sul						29.739,9
Tabaí						17,4
Taquara	2.191,7	18.265,1	5.104,7	15.723,2	3.879,7	11.364,2
Três Coroas			665,8	7.079,9	2.064,2	4.791,9
Tupandi	58,1	680,6	168,9	664,9	158,4	430,6
Vale Real		383,7	112,9	1.076,4	314,8	838,2
Veranópolis						95,4
Viamão				69.186,8	25.891,2	10.873,5

Desta forma, multiplicando-se a massa de RSU recebida de cada município em cada fase pelo percentual do tipo de resíduo da gravimetria municipal encontra-se o percentual por categoria depositado no aterro em estudo.

Diante destes dados, foi possível calcular a gravimetria média das fases do aterro, considerando todos os resíduos ali depositados. Cabe salientar, que este dado é de suma importância, a fim de verificar possíveis melhorias no processo de triagem dos RSU e conseqüentemente no tratamento dos efluentes gerados. Assim, apresentam-se na Tabela 11 os valores de RSU recebidos no aterro através das coletas regulares municipais e pelos geradores individuais em cada fase de operação do aterro.

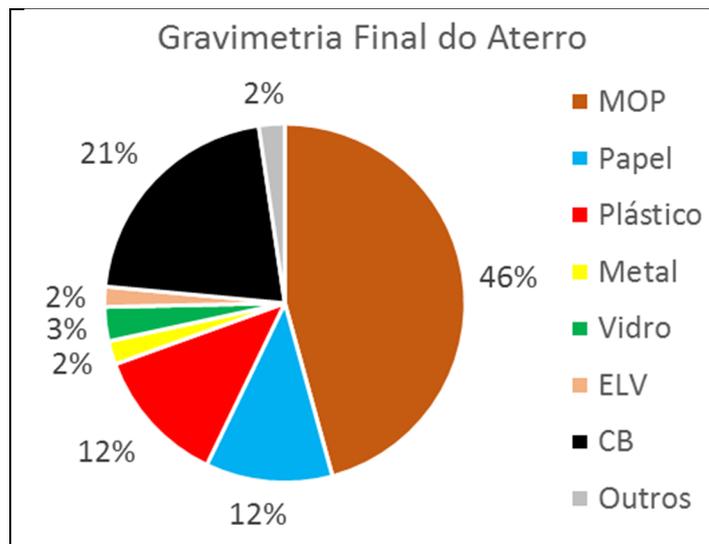
Tabela 11 - Valores de RSU recebido no aterro (em toneladas)

GERAL	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5	FASE 6
MOP	24.307,4	172.056,0	62.083,3	235.898,6	84.349,6	185.338,4
Papel	5.763,2	44.947,8	17.504,9	58.647,3	19.116,7	44.888,9
Plástico	6.172,2	51.268,0	18.215,0	63.655,2	20.867,8	49.711,7
Metal	1.296,6	8.676,2	3.175,9	10.878,2	3.538,6	9.035,3
Vidro	906,7	13.909,9	4.630,2	15.861,1	5.076,1	12.441,4
ELV	407,4	8.407,4	2.968,9	9.410,3	2.970,4	8.232,6
CB	7.191,9	90.939,1	33.887,7	109.226,9	34.952,5	81.410,7
Outros	269,6	9.381,6	3.492,6	12.011,7	3.838,4	11.466,0
TOTAL	46.315,1	399.586,0	145.958,4	515.589,3	174.710,1	402.525,1

Constata-se que a maior parcela dos RSU é de MOP em todas as fases, com aproximadamente 45% do total, enquanto os CB e Outros representam cerca de 24% e os materiais recicláveis respondem pelos restantes 31% do total de RSU depositados no aterro. Estes resultados, conferem as mesmas conclusões que outros estudos.

Conforme Cetrulo et al. (2018), o índice médio atual de reciclagem dos resíduos no Brasil é de 4,2%. Estes autores indicam que se adotando técnicas de separação dos resíduos, esta taxa pode subir até 33%, incluindo a compostagem dos resíduos orgânicos. Contrera et al. (2018) identificaram a inexistência de triagem dos resíduos em mais de 60% dos municípios do Rio de Janeiro e nos municípios restantes uma baixa taxa de reciclagem. Na Figura 21 apresenta-se a gravimetria final do aterro, durante o período analisado, enquanto na Figura 22 e na Figura 23 apresentam-se os gráficos dos resultados de gravimetria por fase de aterramento no aterro em estudo.

Figura 21 - Gravimetria final do aterro



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 22 - Gravimetria das fases 1, 2 e 3 do aterro

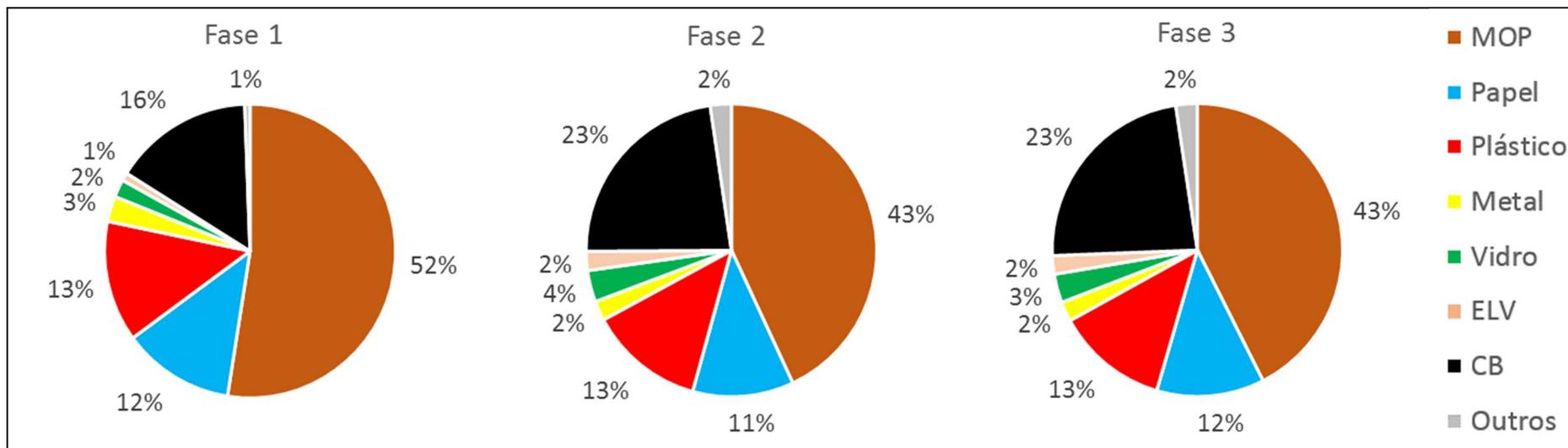
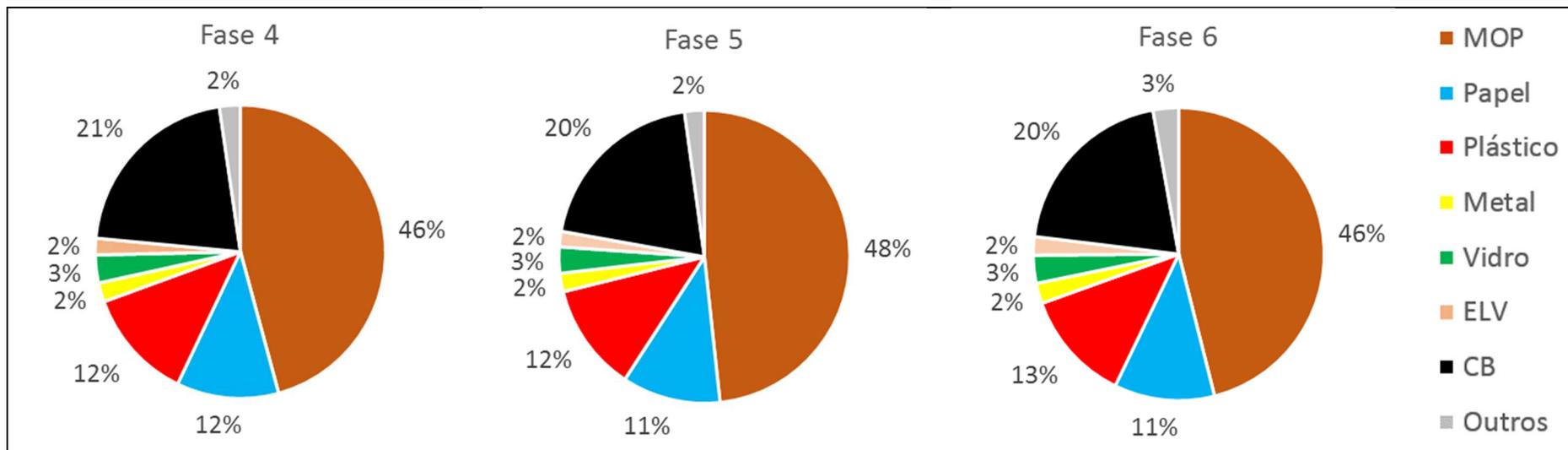


Figura 23 - Gravimetria das fases 4, 5 e 6 do aterro



Ao analisar-se os gráficos de cada fase, constata-se que em todas elas a porcentagem de MOP resultou na faixa de 43% a 52%, o CB e Outros entre 16% e 23% e os Recicláveis entre 30% e 32%.

Em todas as fases do aterro, constata-se que a categoria mais representativa é a MOP. Tal comportamento é típico de aterros sanitários, porém em um cenário ideal, a MOP deveria ser destinada a áreas de tratamento de resíduos orgânicos, compostagem ou biodigestão de resíduos. Resíduos com potencial de reciclabilidade (inertes) deveriam ser encaminhados para uma área de triagem, enquanto os CB e Outros, estes sim, deveriam ser encaminhados aos aterros sanitários. Cabe salientar, que no aterro em estudo não há triagem na entrada dos resíduos, portanto todo material direcionado ao aterro acaba indo para o montante de resíduos a serem aterrados. Ainda observando a Figura 21, o resultado da operação do aterro (da Fase 1 a Fase 6), corresponde à gravimetria final do aterro sanitário da CRVR em São Leopoldo, no período analisado. Na média, 45% do total de resíduos poderiam ser destinados para unidades de compostagem/biodigestão e outros 31% são de materiais com potencial de reciclabilidade, que poderiam ser triados e apenas os rejeitos destes tratamentos deveriam ser enviados aos aterros, além dos CB e Outros. Estes números corroboram com Ricardo e Orozco (2018) que em seu estudo encontrou 44,9% de MOP, 38,7% de recicláveis e 16,4% de CB e Outros.

Desta forma, pode-se considerar então que somente 24% dos resíduos depositados no aterro tem a destinação adequada (21% de CB e 3% de Outros) e os outros 76% além do potencial energético ou de reciclável desperdiçados, estão subdimensionando a área do aterro. Deste modo, pode-se dizer que, em média, 76% do volume do aterro está sendo utilizado com resíduos que poderiam ter outro fim, diminuindo assim sua vida útil, corroborando com os resultados encontrados por Estay-Ossandon e Mena-Nieto (2018), evidenciando então a necessidade de implantação de um pré-processo de triagem e segregação dos resíduos antes de serem depositados no aterro.

4.2 MONITORAMENTO AMBIENTAL

A etapa de monitoramento ambiental da área do aterro foi realizada através do levantamento de dados referentes a contaminação do solo e do lençol freático, onde

foram monitorados diversos pontos no entorno do aterro, através de coletas de águas superficiais, subterrâneas e do lixiviado gerado no aterro.

O resumo das análises realizadas durante o período de monitoramento, compreendido pelos anos de 2018 a 2020, estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Valores encontrados em cada parâmetro físico-químico

Parâmetro	Unidade	Lixiviado	Águas Subterrâneas	Águas Superficiais
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ /L	9.863,95 ± 5.395,60	ND	27,11 ± 10,92
Alumínio	mg/L	1,91 ± 0,85	0,47 ± 0,21	0,54 ± 0,30
Cádmio	mg/L	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Chumbo	mg/L	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Cloreto	mg/L	3.304,30 ± 1.886,62	ND	13,60 ± 6,04
Cobre	mg/L	0,03 ± 0,06	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,02
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	1.649,20 ± 2.659,41	47,13 ± 67,20	2.084,46 ± 1.304,48
Coliformes Totais	NMP/100mL	2.562,20 ± 4.204,18	607,47 ± 771,41	8.759,21 ± 6.729,18
Condutividade	µS/cm	17.539,65 ± 14.143,03	96,99 ± 96,39	110,27 ± 54,29
Cromo Total	mg/L	1,19 ± 0,22	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
DBO ₅	mg/L	1.975,10 ± 1.838,44	0,54 ± 0,89	1,75 ± 2,23
DQO	mg/L	6.861,46 ± 3.960,85	5,96 ± 7,56	18,82 ± 2,72
Ferro	mg/L	11,39 ± 3,40	1,80 ± 1,87	1,98 ± 0,51
Ferro Dissolvido	mg/L	6,73 ± 3,83	ND	1,05 ± 0,43
Fósforo Total	mg/L	21,61 ± 5,94	ND	0,13 ± 0,07
Manganês	mg/L	0,46 ± 0,32	ND	0,15 ± 0,05
Manganês Dissolvido	mg/L	0,42 ± 0,31	ND	0,04 ± 0,04
Mercúrio	mg/L	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Níquel	mg/L	0,34 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Nitrato	mg/L	ND	3,72 ± 3,21	ND
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2.894,53 ± 594,83	ND	1,22 ± 0,90
Nitrogênio Total	mg/L	2.971,75 ± 600,88	ND	1,40 ± 1,26
Oxigênio Dissolvido	mg/L	1,15 ± 0,72	ND	6,87 ± 1,34
pH	-	8,04 ± 0,40	5,22 ± 0,43	6,73 ± 0,35
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	0,08 ± 0,16	ND	0,13 ± 0,10

Parâmetro	Unidade	Lixiviado	Águas Subterrâneas	Águas Superficiais
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	316,40 ± 222,00	ND	15,31 ± 5,28
Sólidos Totais	mg/L	ND	236,37 ± 154,03	ND
Sulfato	mg/L	102,91 ± 131,40	ND	3,62 ± 2,25
Sulfeto	mg/L	0,84 ± 1,37	ND	0,00 ± 0,01
Temperatura	° C	27,17 ± 3,71	ND	22,55 ± 3,22
Turbidez	NTU	ND	66,70 ± 46,82	ND
Zinco	mg/L	0,97 ± 0,45	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0,02

Legenda: ND = Não Detectado VERDE = OK AMARELO = FORA DO LIMITE

Destacam-se na Tabela 12, em verde os valores que se adequam aos padrões limítrofes das normas balizadoras para emissão de efluentes em corpos hídricos. As informações sem destaque na Tabela 12 são parâmetros que não há padronização limite e as informações destacadas em amarelo são os valores que não atendem aos padrões de lançamento.

Desta forma, realizou-se com todas as amostras mensais coletadas o Teste Tukey, análise estatística que tem a finalidade de efetuar comparações múltiplas entre cada parâmetro e encontrar quais são significativamente diferentes das médias encontradas. De todos os parâmetros analisados, dois se destacaram no Teste Tukey: Sólidos Totais e Chumbo. No parâmetro Sólidos Totais, o resultado de algumas amostras coletadas foi considerado discrepante, principalmente pela proximidade dos pontos de coleta e dos trajetos dos caminhões na operação do aterro. Já quanto ao parâmetro Chumbo, os resultados variaram de 0,001 mg/L até 0,005 mg/L. Porém destaca-se que a legislação ambiental padroniza o limite como 0,16 mg/L, descartando desta forma qualquer preocupação com esta variação.

Quanto ao não atendimento de padrões frente a alguns parâmetros para as amostras de lixiviado, este resultado já era esperado, visto que estes parâmetros elevados são característicos ao lixiviado bruto, pois no aterro em questão não há tratamento. O lixiviado gerado no aterro, é depositado em lagoas de acúmulo, para então ser transportado por empresas terceirizadas que realizam o tratamento e disposição final do efluente.

Com relação as amostras de águas subterrâneas, todos os parâmetros estão dentro dos limites de emissão. Já quanto as amostras de águas superficiais, destaca-se o único parâmetro que não atende ao padrão limítrofe, Coliformes Termotolerantes.

Porém, observa-se também na Tabela 12, que a média dos resultados obtidos nas amostras de águas superficiais para este parâmetro é superior ao valor encontrado no lixiviado.

Conforme observou-se nas amostras de águas superficiais coletadas nos pontos P6 e P7 apresentados na Figura 17, na qual estas amostras foram retiradas do leito do Rio dos Sinos, no trecho a jusante do ponto de descarte de esgoto urbano das principais cidades da região, levando a hipótese de que é este esgoto urbano, ou a ação de indústrias nesta área que esteja influenciando a presença de Coliformes Termotolerantes nesta análise, apresentando valores fora dos padrões limítrofes estabelecidos (CALMON; FERREIRA; ROSA, 2020; LUZ *et al.*, 2017).

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

A caracterização do lixiviado gerado nas diferentes fases do aterro foi realizada através dos dados obtidos nas 12 coletas realizadas, entre o mês de março de 2019 até fevereiro de 2020. Após a conclusão da última coleta, os dados foram analisados, dentro da mesma fase e entre elas, para avaliar o efeito da separação por fases. Por questões de projeto, a disposição de RSU no aterro foi realizado em etapas, onde em cada fase a operação ia até uma determinada cota altimétrica e logo se iniciava outra. Desta forma, as fases foram operadas de maneira subsequente, criando uma linha do tempo através dos resultados obtidos. Ao final da operação da última fase, a disposição de resíduos retornará para as fases anteriores, até atingir a cota máxima de projeto, no topo do aterro.

4.3.1 Parâmetros analisados

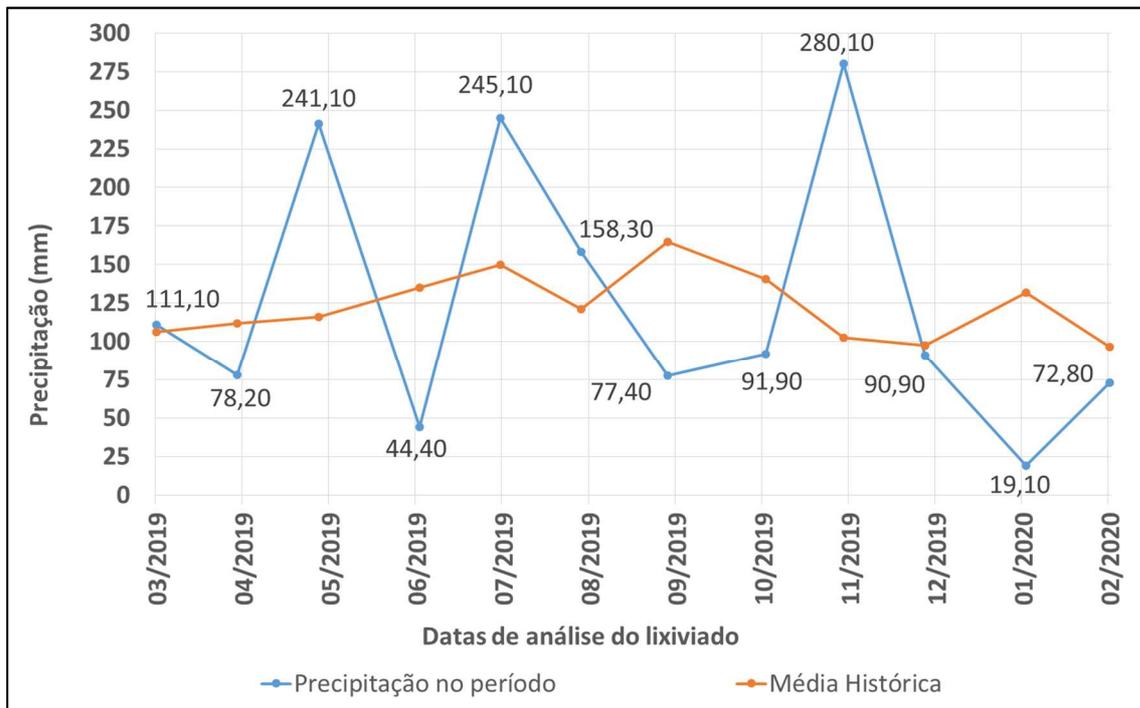
Conforme apresentado na Tabela 4, os parâmetros analisados foram o pH, cor aparente, cor verdadeira, turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, Carbono Orgânico Total (COT) bruto e COT filtrado, fósforo, alcalinidade a ácidos voláteis, alcalinidade a bicarbonatos, ácidos graxos voláteis (AGV), DQO, DBO₅, além da cromatografia iônica de cátions, entre eles o sódio, amônia, potássio, magnésio e cálcio.

Outro parâmetro observado foi a precipitação, pois a literatura aponta que esta tem influência na avaliação dos parâmetros físicos do lixiviado. Tais dados foram obtidos por INMET (2020), conforme a localização do aterro em estudo.

Salienta-se que todos os ensaios de laboratório foram realizados em triplicatas, sendo a média apresentada nas figuras a seguir.

Os valores de precipitação mensal identificados no período de execução do estudo e as médias históricas nos últimos 20 anos estão apresentados na Figura 24.

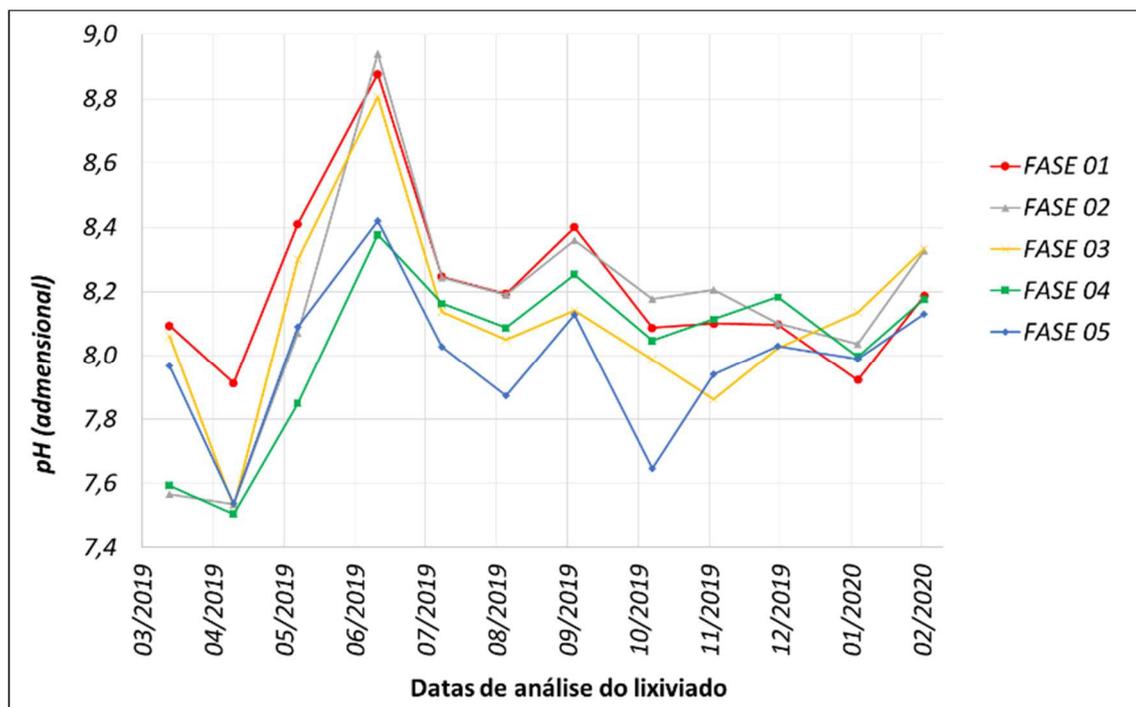
Figura 24 - Somatório da precipitação mensal na área do aterro



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores obtidos do parâmetro pH estão descritos na Figura 25. Observa-se que os valores de pH variam entre 7,50 e 8,94, demonstrando que não há grandes variações entre as fases. Todos os resultados se caracterizam por amostras com pH básico, acima de 7, característico de lixiviados em fase avançada de decomposição anaeróbia, na fase metanogênica (HUSSEIN *et al.*, 2019).

Figura 25 - Gráfico de pH nas fases de operação

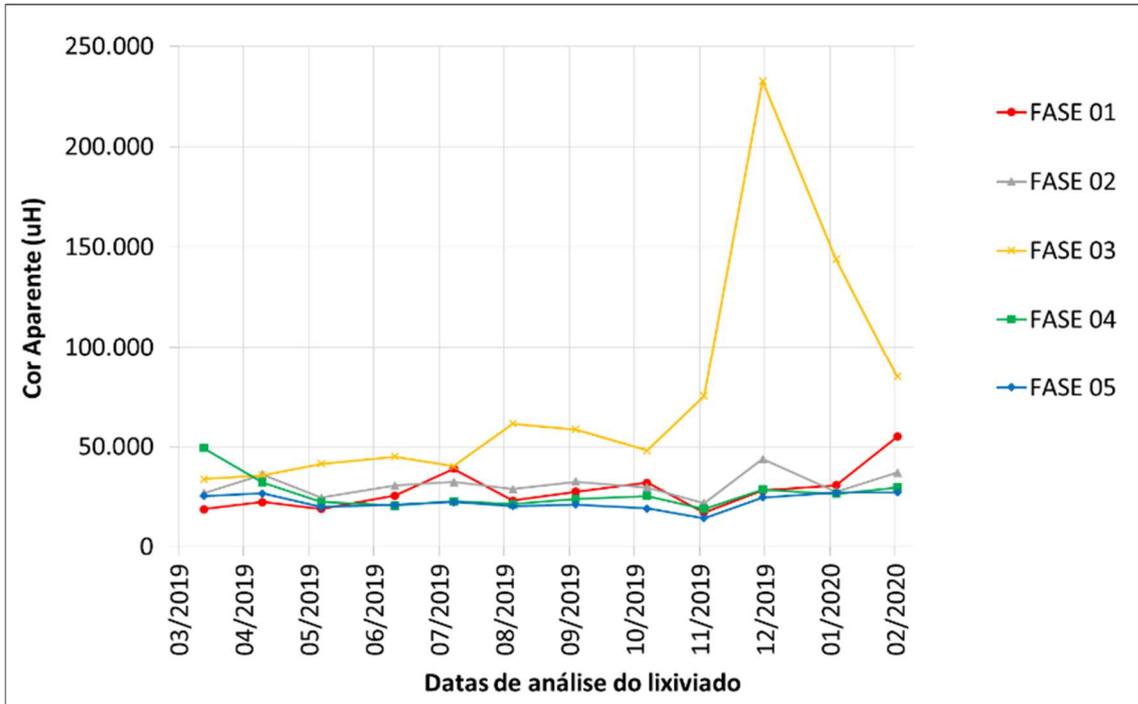


Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto aos demais parâmetros, estes possuem elevada amplitude nos resultados, fator característico de amostras de lixiviado (ALAVI; ESLAMI; SAGHI, 2018; BARRERO *et al.*, 2017; COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019; FLECK *et al.*, 2015; GOMES *et al.*, 2018; MIAO *et al.*, 2019; MOODY; TOWNSEND, 2017; PRZYDATEK, 2019).

Esta amplitude pode ser explicada quando os resultados são relacionados com a gravimetria e a idade dos resíduos. Pode-se ressaltar quanto ao parâmetro de Cor Aparente, Cor Verdadeira e Turbidez que na fase 1 e 3 os valores foram até 10 vezes superiores, quando comparado com as outras fases. Isto pode ser resultado da operação do aterro, pois na época da coleta das amostras, os PVs não possuíam tampas, possibilitando que poeira proveniente do trânsito de caminhões ou alguma vegetação oriunda de corte da grama do talude adentrasse no PV. Outro fator que pode justificar a variação dos parâmetros entre as fases é a biodegradação da parcela orgânica dos RSU (MOP, CB e Outros) e da idade mais antiga dos resíduos, ratificando o fato de que resíduos orgânicos ao se degradarem geram resíduos sólidos sedimentáveis que são detectados nestes ensaios (LIU *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2016). Os valores de cor aparente estão na Figura 26.

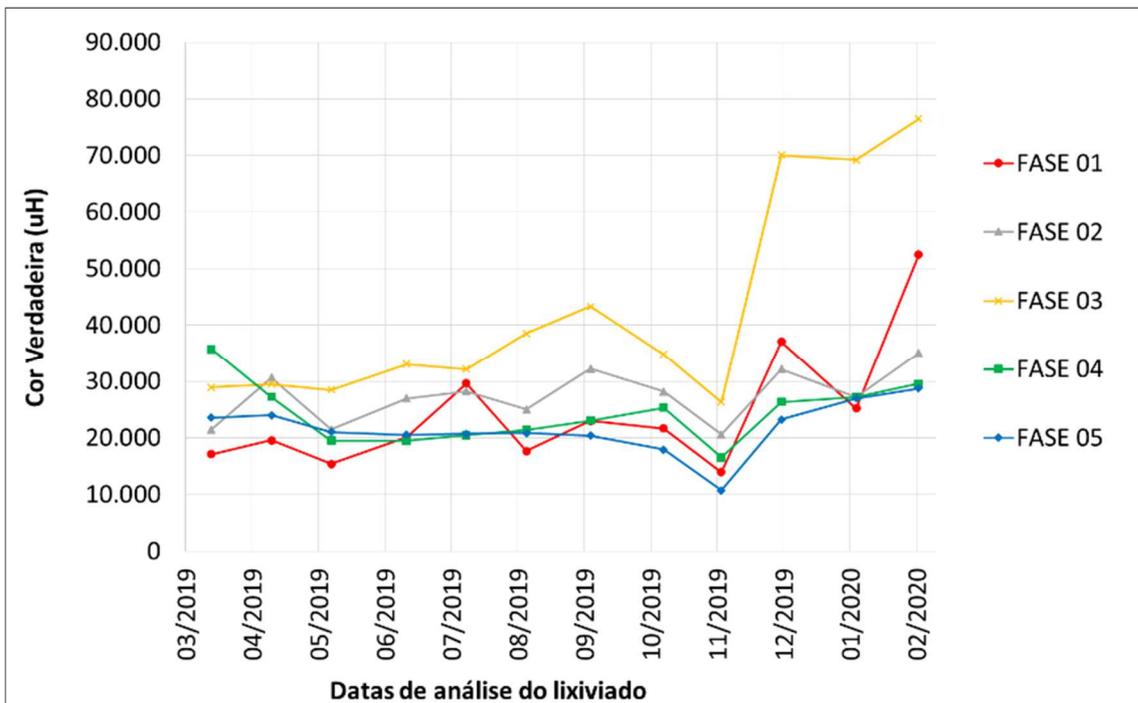
Figura 26 - Gráfico de Cor Aparente nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores do parâmetro cor verdadeira são apresentados na Figura 27.

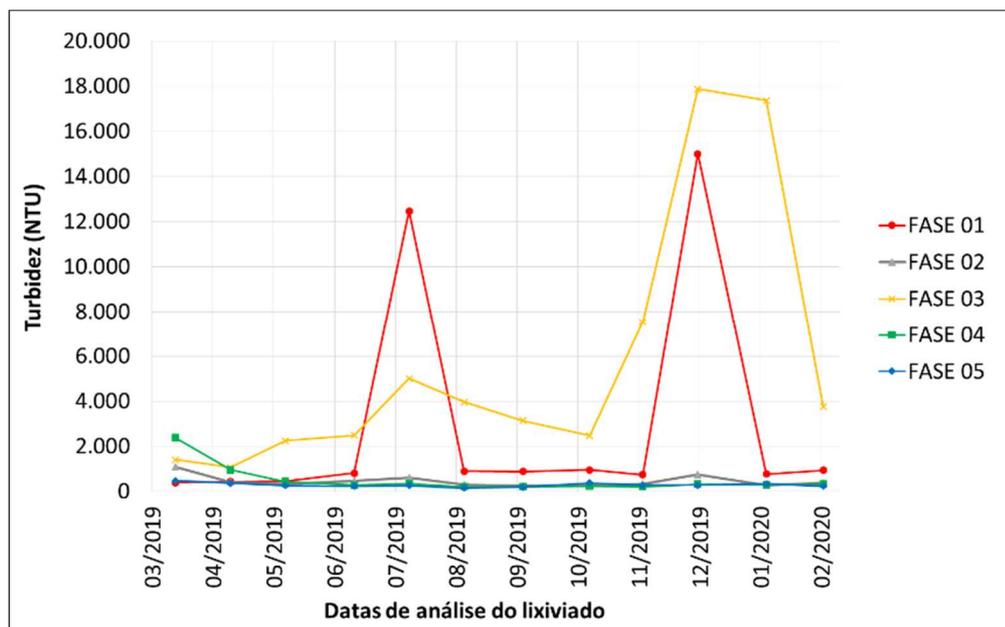
Figura 27 - Gráfico de Cor Verdadeira nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores de Turbidez são apresentados na Figura 28.

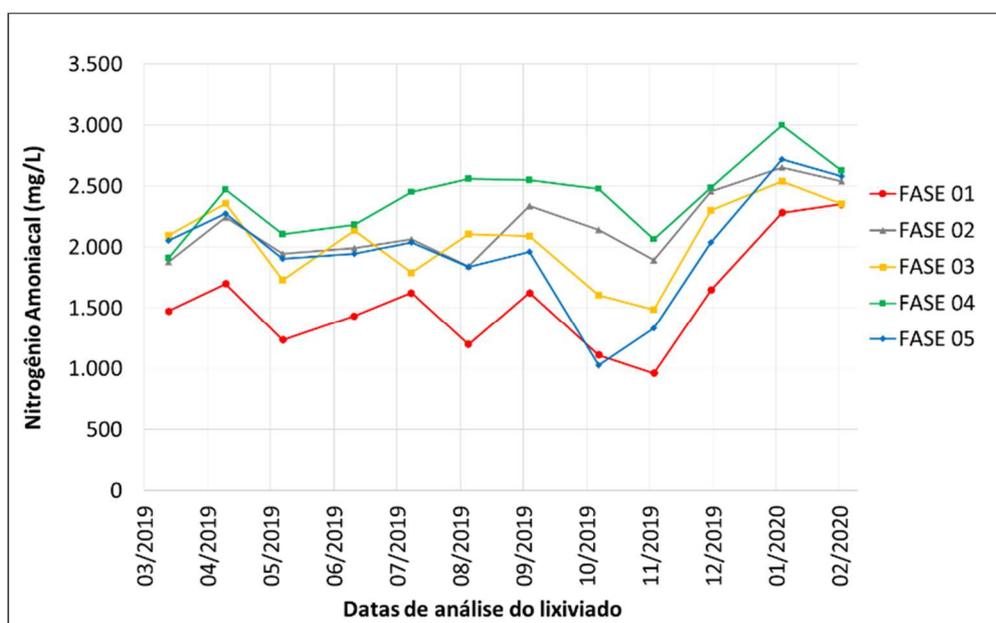
Figura 28 - Gráfico de Turbidez nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Já os valores de nitrogênio amoniacal são apresentados Figura 29. Observa-se que a Fase 4, com os resíduos depositados a menos tempo no aterro obtiveram os maiores valores neste parâmetro e a Fase 1, com os resíduos depositados com o maior tempo obteve os menores resultados, desta forma entende-se que o fator tempo foi preponderante neste parâmetro, fato que não se observou nos parâmetros de Nitrogênio Orgânico, COT Bruto e COT Filtrado.

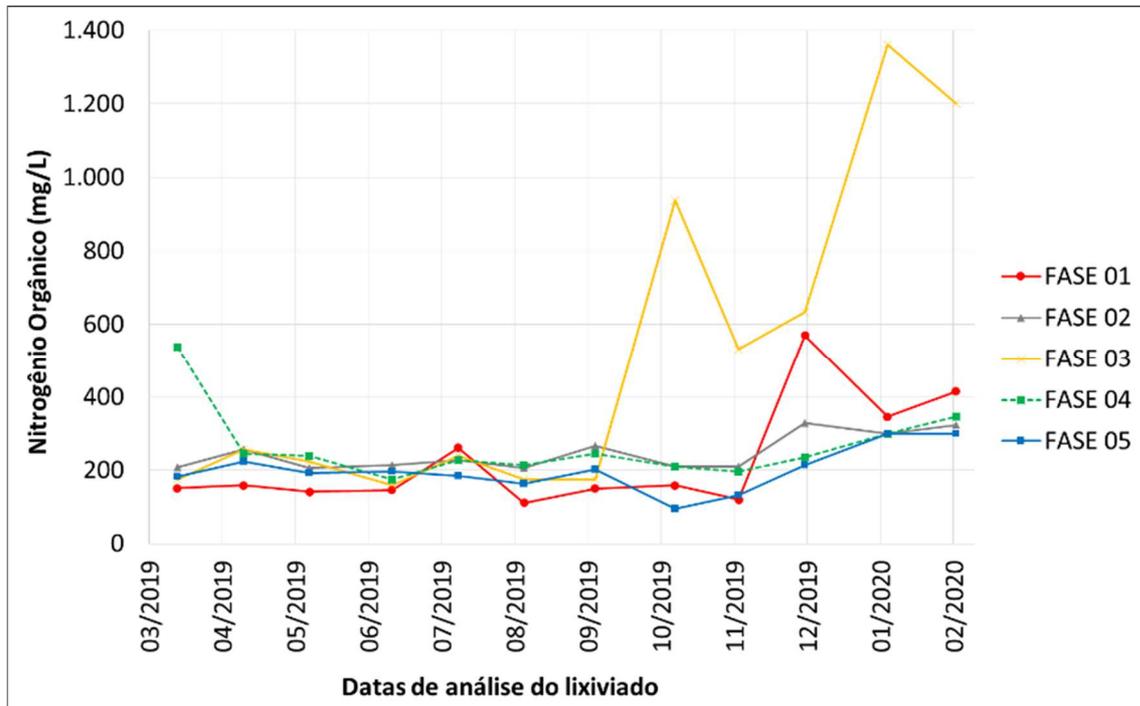
Figura 29 - Gráfico de nitrogênio amoniacal nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Enquanto os valores de nitrogênio orgânico são apresentados na Figura 30.

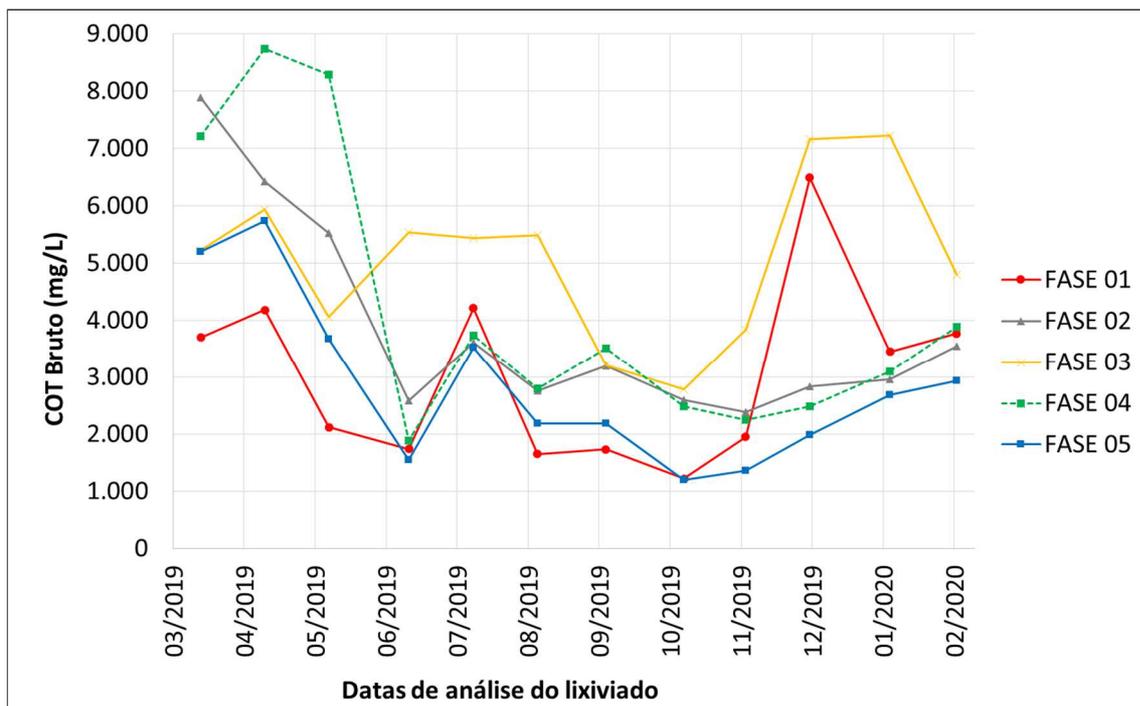
Figura 30 - Gráfico de nitrogênio orgânico nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores de COT Bruto são apresentados na Figura 31.

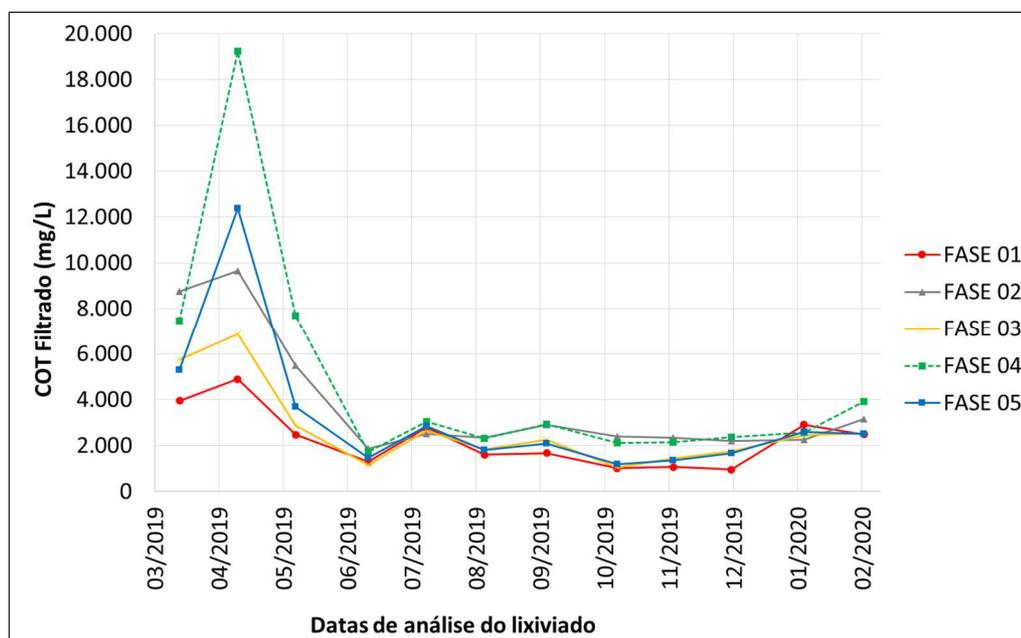
Figura 31 - Gráfico de COT Bruto nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Já os valores de COT Filtrado são apresentados na Figura 32.

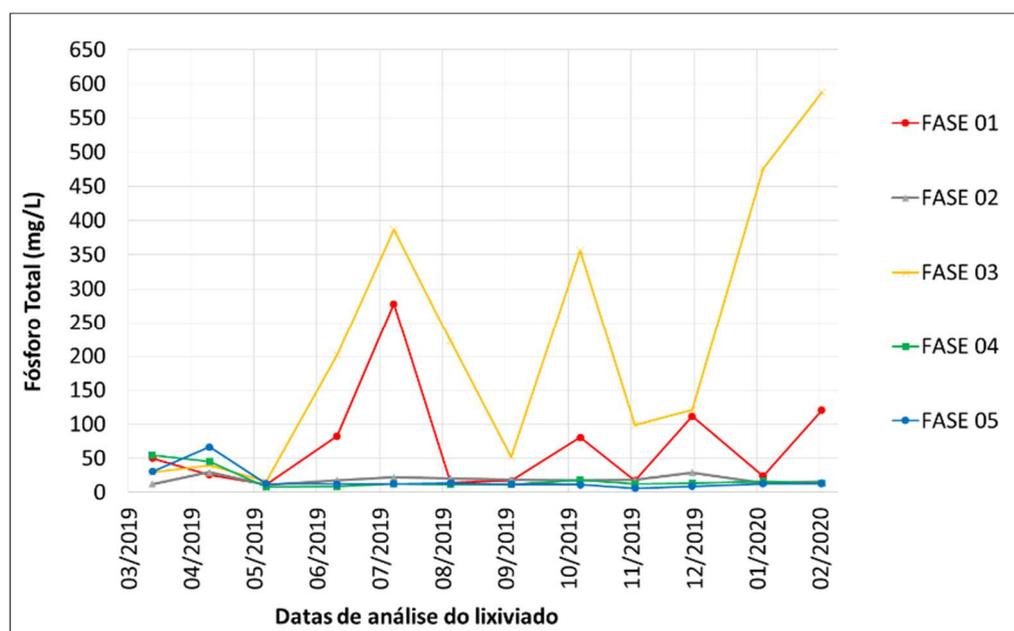
Figura 32 - Gráfico de COT Filtrado nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Enquanto os resultados de Fósforo (P) são apresentados na Figura 33. Observa-se que a Fase 1 e 3 obtiveram os maiores resultados, sendo consequência da biodegradação dos resíduos orgânicos ou da operação do aterro, conforme justificativa similar dos parâmetros de Cor Aparente, Cor Verdadeira e Turbidez.

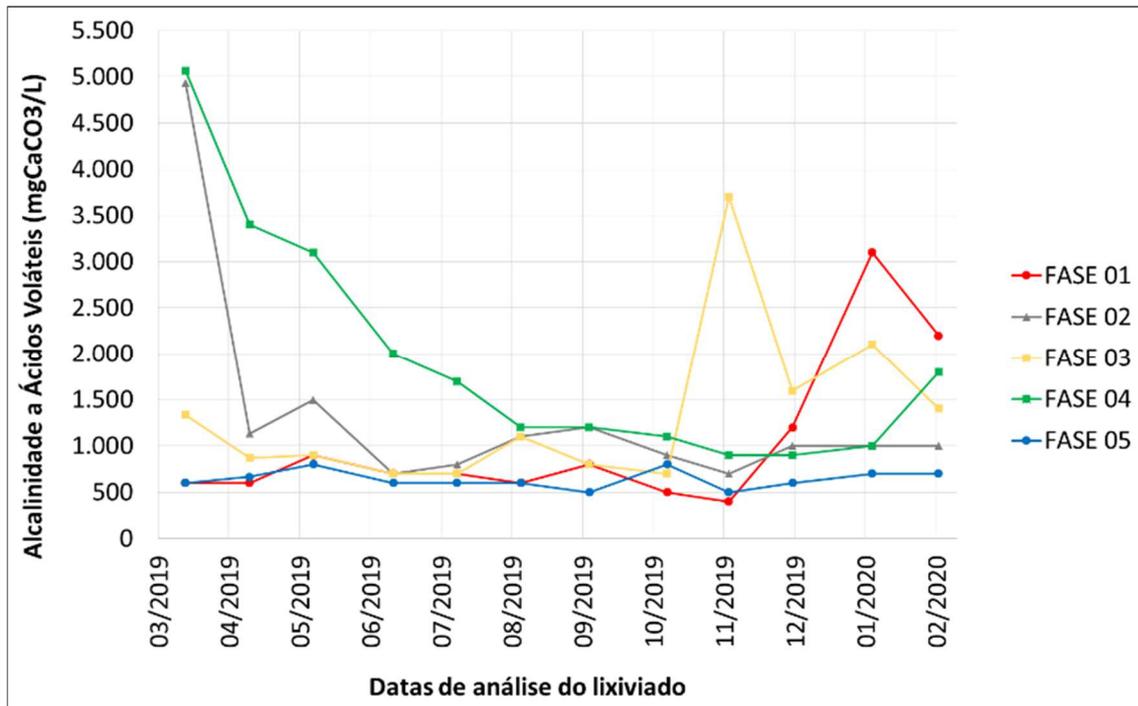
Figura 33 - Gráfico de Fósforo nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto aos resultados de Alcalinidade a Ácidos Voláteis, Alcalinidade a Bicarbonatos e AGV, não se observou nenhum padrão de tendência nos resultados, não sendo possível identificar então se a idade dos resíduos tem influência nestes parâmetros. Os resultados de Alcalinidade a Ácidos Voláteis são apresentados na Figura 34.

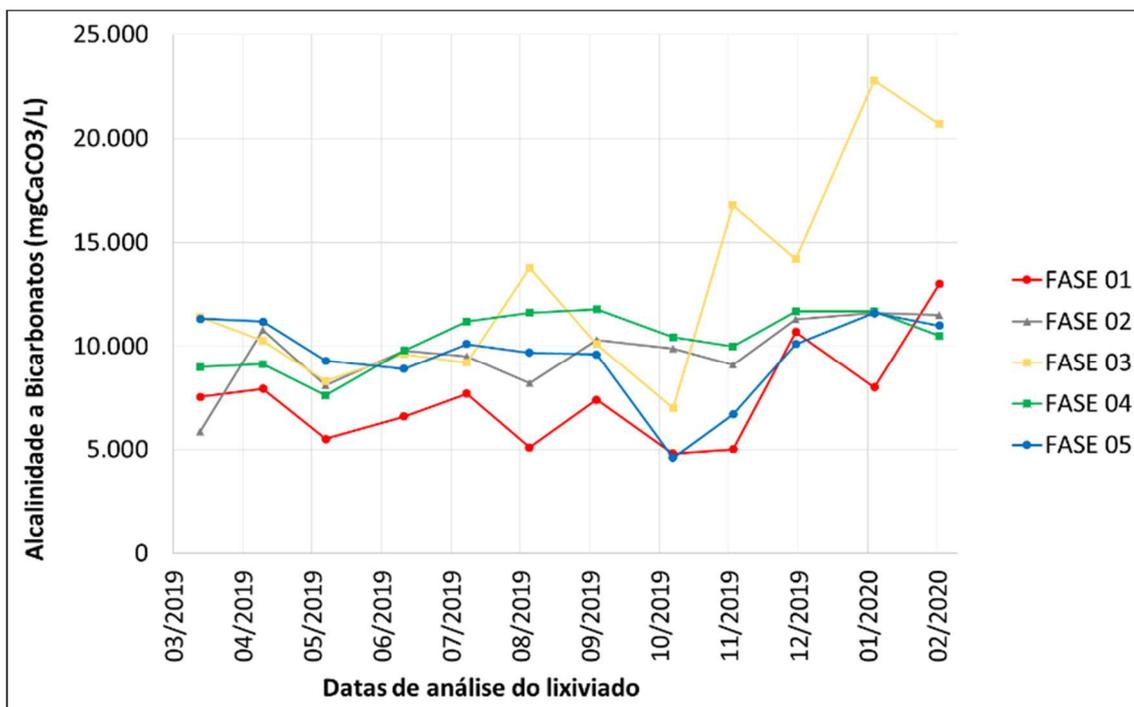
Figura 34 - Gráfico de Alcalinidade a Ácidos Voláteis nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados de Alcalinidade a Bicarbonatos são apresentados na Figura 35.

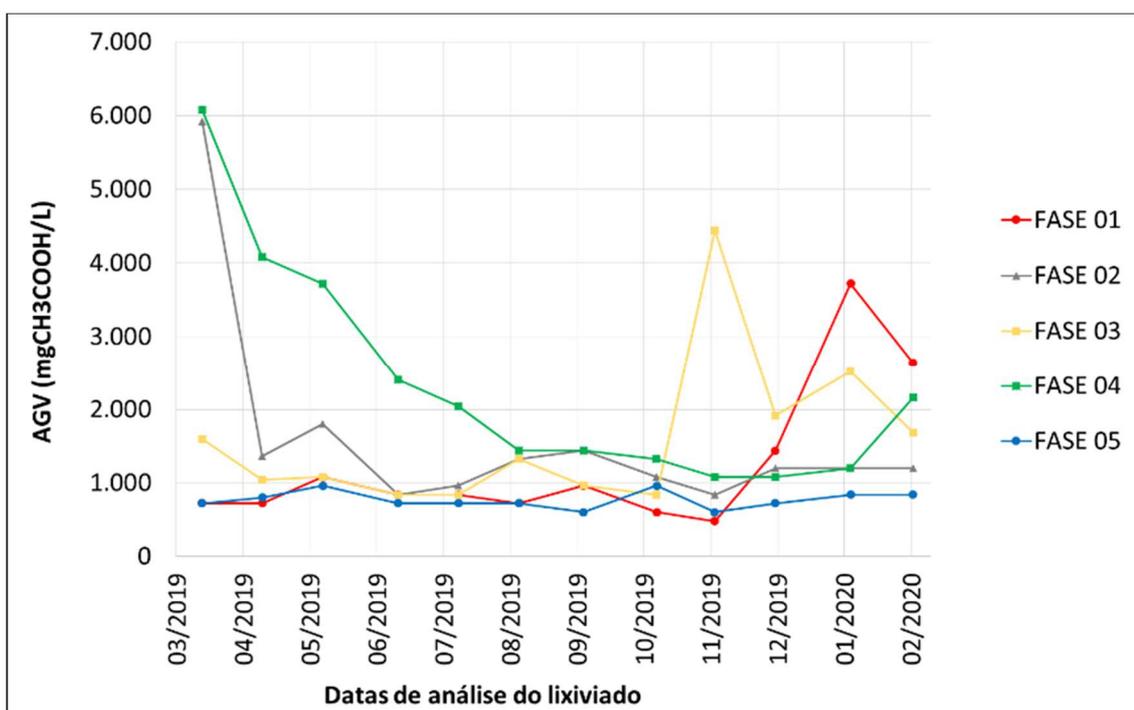
Figura 35 - Gráfico de Alcalinidade a Bicarbonatos nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) são apresentados na Figura 36.

Figura 36 - Gráfico de AGV nas fases de operação

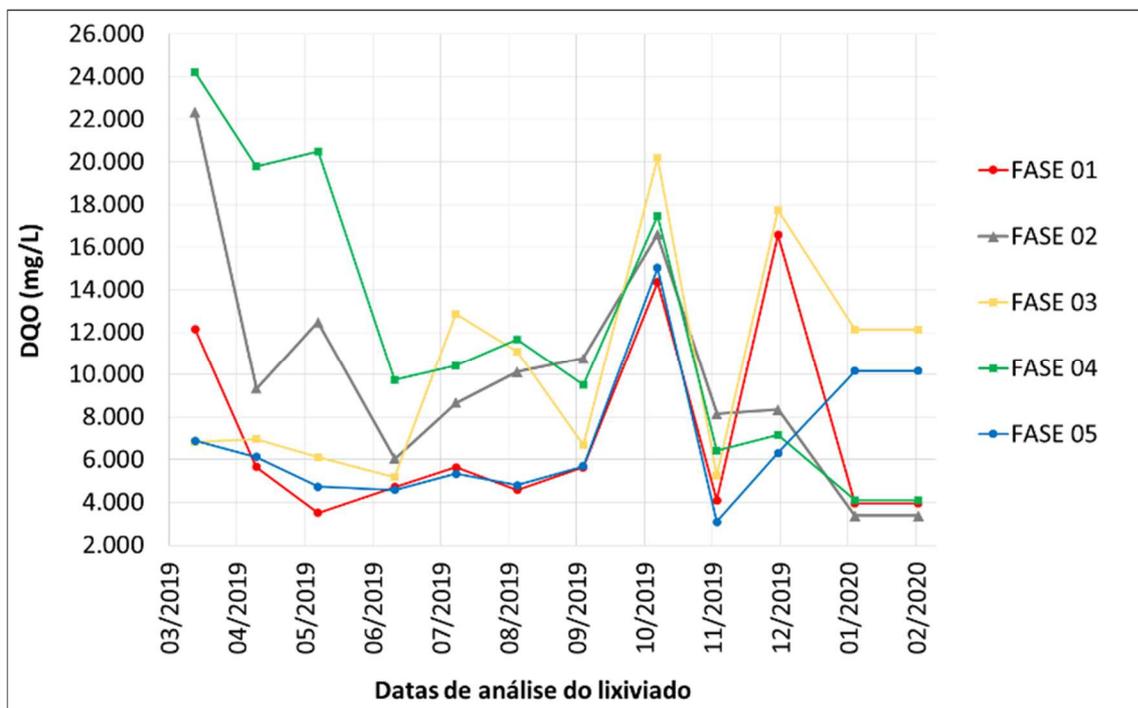


Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto aos resultados de DQO e DBO, observam-se tendências de redução dos valores ao longo do tempo nas fases, mas não se observa o mesmo comportamento quando se comparam fases diferentes na mesma data. Percebe-se também que as fases 3 e 4 apresentaram valores superiores as demais fases. Isto se deve principalmente a proporção de MOP e CB na fase 3, bem como o pouco tempo de deposição dos resíduos na fase 4, que neste trabalho foi analisado em conjunto com a fase 6, última a ter RSU depositados, coincidindo com dados apresentados pela literatura (LIU et al., 2019; MERSONI e REICHERT, 2017; WU e LI, 2016).

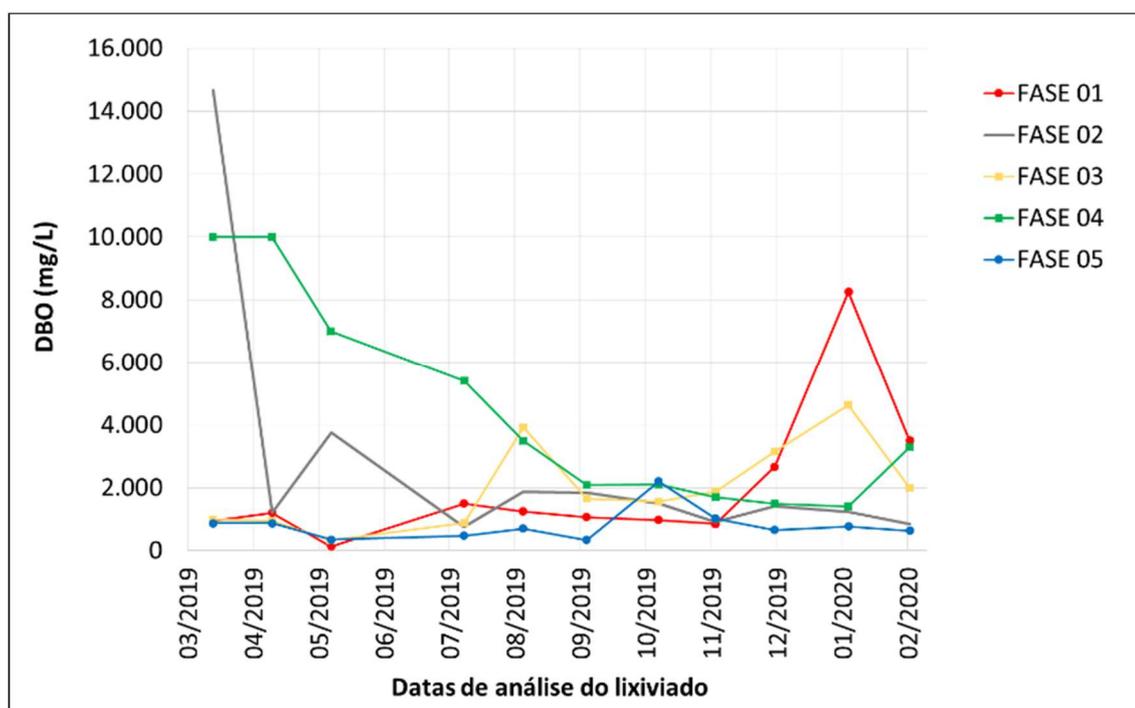
Os resultados de DQO são apresentados na Figura 37.

Figura 37 - Gráfico de DQO nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

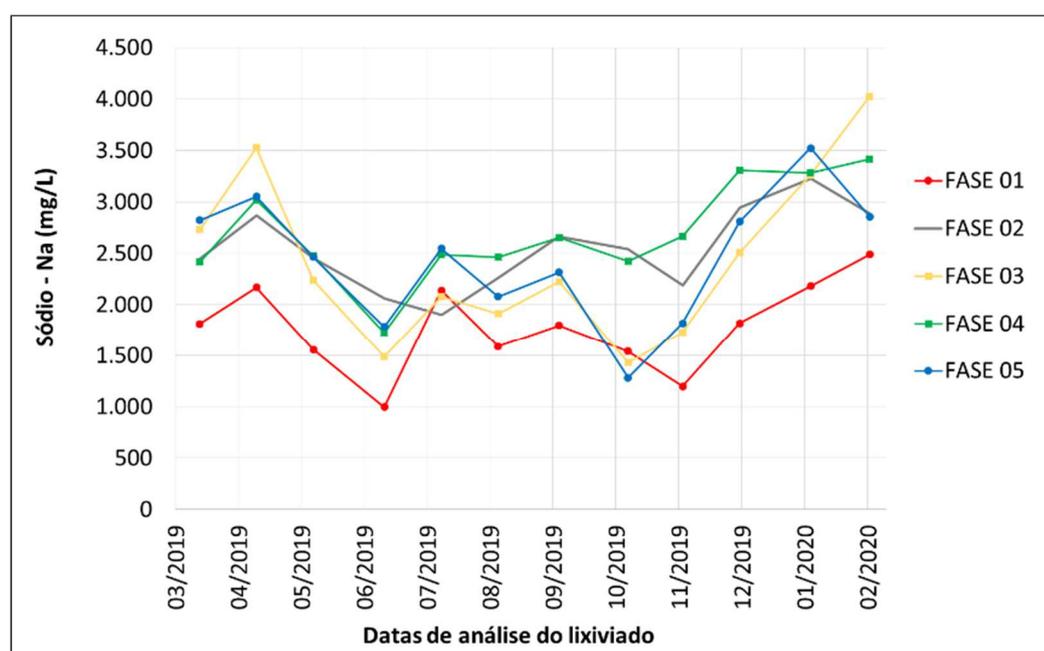
Enquanto os resultados de DBO são apresentados na Figura 38.

Figura 38 - Gráfico de DBO₅ nas fases de operação

Fonte: Elaborada pelo autor.

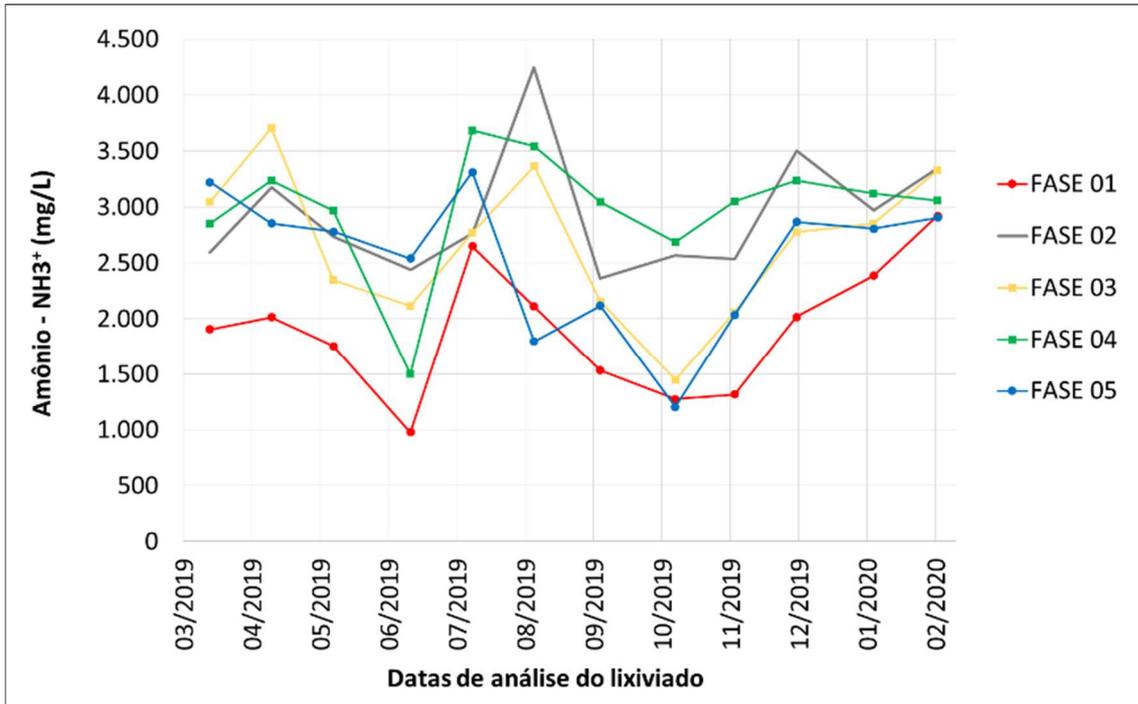
Já os resultados de cromatografia iônica de cátions, referente aos parâmetros Sódio, Amônio, Potássio, Magnésio e Cálcio são apresentados entre a Figura 39 e Figura 43. Nestes parâmetros não se observou nenhuma tendência ao longo do tempo, nem quando se comparam diferentes fases.

Figura 39 - Gráfico de Sódio (Na) nas fases de operação



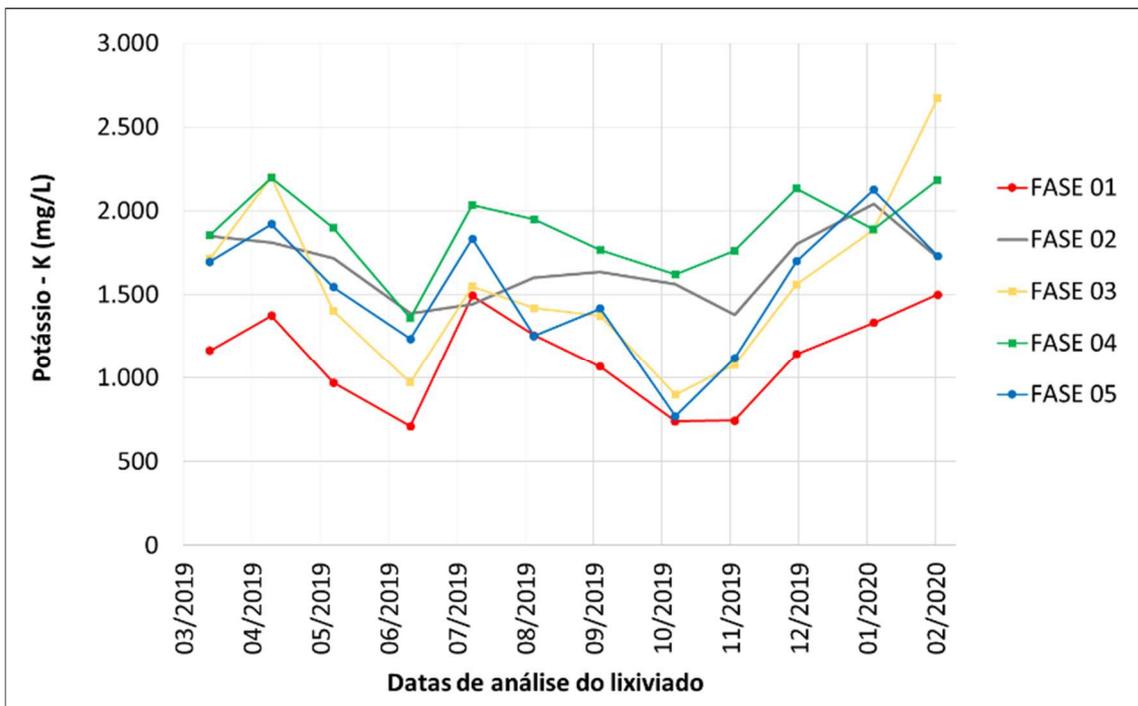
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 40 - Gráfico de Amônio (NH₃⁺) nas fases de operação



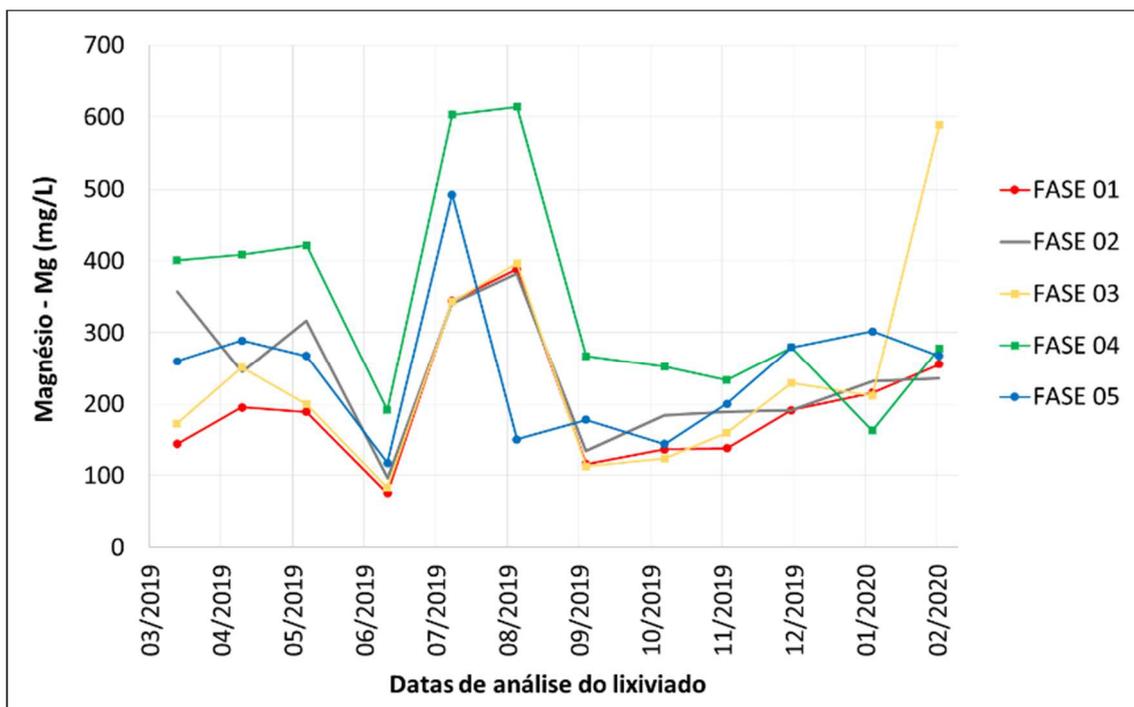
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 41 - Gráfico de Potássio (K) nas fases de operação



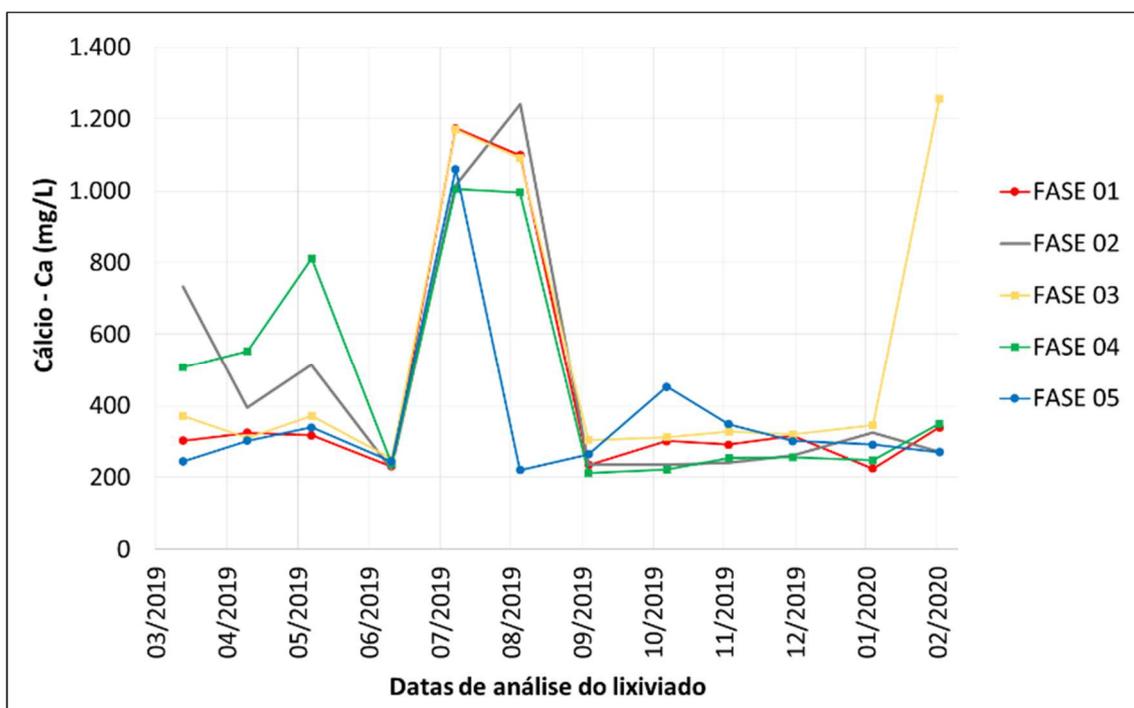
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 42 - Gráfico de Magnésio (Mg) nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 43 - Gráfico de Cálcio (Ca) nas fases de operação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Após a compilação de todos os resultados, foi calculada a média e desvio padrão (DP) de cada parâmetro em cada fase. Os valores de média e DP obtidos nos ensaios de laboratório estão na Tabela 13.

Tabela 13 - Resultados para as amostras de lixiviado de todas as fases

Parâmetro	Unid	X ± DP				
		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Precipitação	mm	125,9 ± 85,5	125,9 ± 85,5	125,9 ± 85,5	125,9 ± 85,5	125,9 ± 85,5
pH	-	8,15 ± 0,16	8,08 ± 0,27	8,06 ± 0,20	8,03 ± 0,26	7,98 ± 0,22
Cor Aparente	uH	25.797 ± 6.577	30.843 ± 5.560	60.832 ± 32.056	24.776 ± 4.147	23.197 ± 3.067
Cor Verdadeira	uH	21.846 ± 6.755	42.556 ± 18.372	42.556 ± 18.372	23.271 ± 4.117	22.521 ± 3.163
Turbidez	NTU	1.784 ± 3.519	392 ± 157	4.470 ± 4.259	342 ± 216	269 ± 67
N Amoniacal	mg/L	1.548 ± 412	2.162 ± 266	2.051 ± 329	2.402 ± 281	2.065 ± 373
N Orgânico	mg/L	180 ± 111	246 ± 48	428 ± 358	239 ± 48	195 ± 52
COT Bruto	mg/L	2.477 ± 1.346	3.493 ± 1.300	5.057 ± 1.400	4.198 ± 2.436	2.588 ± 1.193
COT Filtrado	mg/L	1.852 ± 1.092	3.293 ± 2.060	2.345 ± 1.285	3.479 ± 2.100	2.408 ± 1.214
P	mg/L	65 ± 63	19 ± 6	215 ± 190	15 ± 9	16 ± 11
Alcalinidade a Ácidos Voláteis	mg/L	767 ± 535	1.003 ± 234	1.109 ± 454	1.892 ± 1.145	622 ± 84
Alcalinidade a Bicarbonatos	mg/L	6.356 ± 2.618	10.009 ± 1.232	11.942 ± 4.075	10.626 ± 1.047	9.958 ± 1.401
AGV	mg/L	920 ± 642	1.204 ± 281	1.331 ± 544	2.270 ± 1.374	747 ± 101
DQO	mg/L	5.683 ± 3.868	8.837 ± 3.834	10.178 ± 4.793	12.082 ± 6.772	6.155 ± 2.225
DBO ₅	mg/L	1.279 ± 1.015	1.528 ± 870	1.996 ± 1.360	4.362 ± 3.284	665 ± 228
Na	mg/L	1.775 ± 431	2.538 ± 397	2.431 ± 819	2.784 ± 394	2.447 ± 627
Amônia	mg/L	1.906 ± 576	2.819 ± 381	2.664 ± 654	3.136 ± 287	2.659 ± 486
K	mg/L	1.124 ± 285	1.663 ± 201	1.459 ± 390	1.935 ± 186	1.597 ± 315
Mg	mg/L	182 ± 74	242 ± 90	208 ± 96	343 ± 149	223 ± 67
Ca	mg/L	288 ± 42	404 ± 256	536 ± 387	471 ± 305	298 ± 65

Legenda: X = Média DP = Desvio Padrão

4.3.2 Análise Estatística

Após a conclusão dos ensaios, deu-se início a análise estatística multivariada.

Primeiramente, verificou-se a normalidade dos dados, através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk. Estes apontaram que apenas 4 das 17 variáveis seguem a distribuição normal dos dados. Cabe salientar que a normalidade dos dados não é critério excludente, ou seja, não é necessário que as variáveis estejam normalmente distribuídas para a realização da ACP (ANDERSON, 1958; MARDIA; KENT; BIBBY J M, 1979).

Outro fator importante em se verificar é quanto a correlação das variáveis. A ACP exige que as variáveis tenham um nível de correlação, porém não devem ser 100% correlacionadas, pois neste caso haveriam duas linhas ou colunas proporcionais na matriz de variância, fazendo com que o determinante desta matriz seja igual a zero. No caso do determinante da matriz de variância ser zero,

inviabilizaria a criação da sua matriz inversa, etapa fundamental na criação das CP (ANDERSON, 1958; HAIR *et al.*, 2005; MARDIA; KENT; BIBBY J M, 1979).

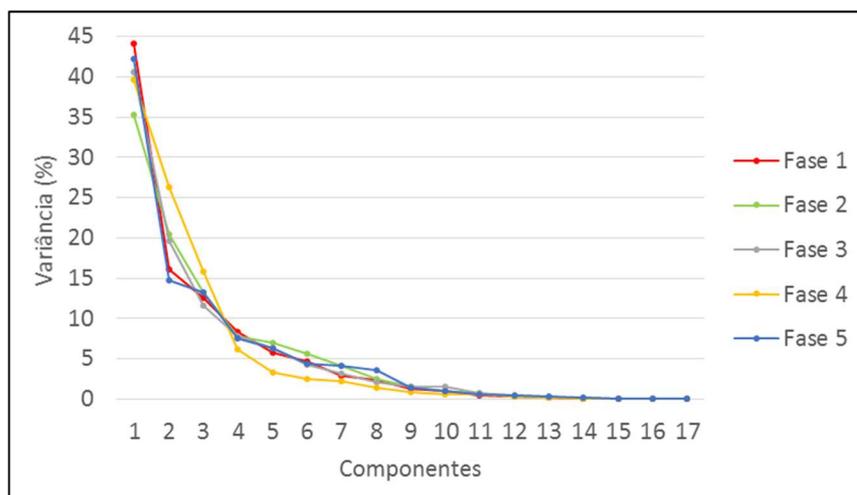
Desta forma, adotando os coeficientes de Pearson e Spearman para verificação de correlações entre variáveis, conforme apresentado na Tabela 14, percebeu-se que o parâmetro Alcalinidade a Ácidos Voláteis obteve correlação de 100% com Ácidos Graxos Voláteis (AGV). Desta forma, para não prejudicar a sequência da análise, decidiu-se por eliminar o parâmetro de Alcalinidade a Ácidos Voláteis do restante da análise.

Além disso, os dados foram ordenados através de gráficos BoxPlot e utilizou-se do método da amplitude interquartil para analisar possíveis outliers, onde o Quartil 1 (Q1) e o Quartil 3 (Q3), representam respectivamente 25% e 75% dos dados em ordem crescente. Desta forma, valores abaixo de $Q1 - 1,5 (Q3 - Q1)$ ou valores acima de $Q3 + 1,5 (Q3 - Q1)$ devem ser substituídos pela média dos valores, para que assim se obtenham melhores resultados na ACP, sem a necessidade de eliminação de amostragens completas.

Quanto a adequacidade do método, em todas as fases o teste de Bartlett apresentou resultados indicando a utilização da ACP e o método de KMO obteve resultado médio de 0,6 em todas as fases, o que indica que com estes dados, a ACP produz resultados confiáveis.

Na Figura 44 é apresentado o gráfico com os coeficientes de variância de cada PC e na Tabela 15 são apresentados os autovalores maiores que 1 e suas respectivas variâncias dos dados originais para as fases analisadas.

Figura 44 - Autovalores de cada PC em todas as fases



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 14 - Coeficientes de correlação de Spearman

Parâmetro	Precip	pH	CorAp	CorV	Turb	NAmo	NOrg	COTB	COTF	P	AlcTotal	AlcAcVol	AlcBicarb	AGV	DQO	DBO	Na	Amonio	K	Mg	Ca
PrecipMedia	1,00	0,30	-0,77	-0,78	-0,37	-0,82	-0,75	-0,45	-0,48	-0,42	-0,72	-0,56	-0,69	-0,56	-0,12	-0,62	-0,86	-0,70	-0,73	-0,48	-0,15
pH	0,30	1,00	0,01	-0,03	0,16	-0,22	-0,36	-0,30	-0,23	-0,08	-0,23	0,04	-0,24	0,04	-0,23	-0,12	-0,42	-0,24	-0,29	-0,25	0,08
CorAp	-0,77	0,01	1,00	0,93	0,73	0,58	0,72	0,22	0,00	0,68	0,52	0,50	0,48	0,50	0,14	0,72	0,54	0,50	0,44	0,31	0,14
CorVerd	-0,78	-0,03	0,93	1,00	0,74	0,71	0,84	0,42	-0,03	0,72	0,72	0,62	0,69	0,62	0,24	0,81	0,63	0,55	0,47	0,30	0,12
Turbidez	-0,37	0,16	0,73	0,74	1,00	0,15	0,46	0,10	-0,53	0,56	0,20	0,22	0,16	0,22	0,31	0,51	0,14	0,31	0,14	0,25	0,27
NAmo	-0,82	-0,22	0,58	0,71	0,15	1,00	0,76	0,63	0,55	0,40	0,93	0,73	0,91	0,73	-0,02	0,71	0,88	0,67	0,72	0,39	0,08
NOrg	-0,75	-0,36	0,72	0,84	0,46	0,76	1,00	0,65	0,14	0,72	0,82	0,63	0,80	0,63	0,30	0,67	0,72	0,53	0,48	0,27	0,07
COTBruto	-0,45	-0,30	0,22	0,42	0,10	0,63	0,65	1,00	0,40	0,53	0,79	0,40	0,80	0,40	0,16	0,37	0,69	0,61	0,62	0,45	0,39
COTFiltrado	-0,48	-0,23	0,00	-0,03	-0,53	0,55	0,14	0,40	1,00	-0,03	0,43	0,17	0,44	0,17	-0,19	0,07	0,63	0,47	0,67	0,39	0,22
P	-0,42	-0,08	0,68	0,72	0,56	0,40	0,72	0,53	-0,03	1,00	0,51	0,19	0,50	0,19	0,45	0,55	0,36	0,31	0,30	0,12	0,20
AlcTotal	-0,72	-0,23	0,52	0,72	0,20	0,93	0,82	0,79	0,43	0,51	1,00	0,73	0,99	0,73	0,06	0,72	0,87	0,70	0,71	0,42	0,16
AlcAcVol	-0,56	0,04	0,50	0,62	0,22	0,73	0,63	0,40	0,17	0,19	0,73	1,00	0,67	1,00	-0,27	0,62	0,58	0,52	0,38	0,28	-0,07
AlcBicarb	-0,69	-0,24	0,48	0,69	0,16	0,91	0,80	0,80	0,44	0,50	0,99	0,67	1,00	0,67	0,08	0,69	0,86	0,69	0,70	0,41	0,16
AGV	-0,56	0,04	0,50	0,62	0,22	0,73	0,63	0,40	0,17	0,19	0,73	1,00	0,67	1,00	-0,27	0,62	0,58	0,52	0,38	0,28	-0,07
DQO	-0,12	-0,23	0,14	0,24	0,31	-0,02	0,30	0,16	-0,19	0,45	0,06	-0,27	0,08	-0,27	1,00	-0,01	0,00	-0,16	-0,10	-0,21	0,04
DBO	-0,62	-0,12	0,72	0,81	0,51	0,71	0,67	0,37	0,07	0,55	0,72	0,62	0,69	0,62	-0,01	1,00	0,59	0,59	0,49	0,43	-0,01
Na	-0,86	-0,42	0,54	0,63	0,14	0,88	0,72	0,69	0,63	0,36	0,87	0,58	0,86	0,58	0,00	0,59	1,00	0,87	0,92	0,67	0,35
Amonio	-0,70	-0,24	0,50	0,55	0,31	0,67	0,53	0,61	0,47	0,31	0,70	0,52	0,69	0,52	-0,16	0,59	0,87	1,00	0,94	0,92	0,59
K	-0,73	-0,29	0,44	0,47	0,14	0,72	0,48	0,62	0,67	0,30	0,71	0,38	0,70	0,38	-0,10	0,49	0,92	0,94	1,00	0,85	0,61
Mg	-0,48	-0,25	0,31	0,30	0,25	0,39	0,27	0,45	0,39	0,12	0,42	0,28	0,41	0,28	-0,21	0,43	0,67	0,92	0,85	1,00	0,73
Ca	-0,15	0,08	0,14	0,12	0,27	0,08	0,07	0,39	0,22	0,20	0,16	-0,07	0,16	-0,07	0,04	-0,01	0,35	0,59	0,61	0,73	1,00

Legenda:

50 < x < 70
70 < x < 99
100

Tabela 15 - Componentes, autovalores e variâncias

Fase	CP	Autovalor	Variância (%)	Acumulado (%)	Fase	CP	Autovalor	Variância (%)	Acumulado (%)
1	1	8,39	44,17	44,17	3	1	7,71	40,58	40,58
	2	3,07	16,15	60,32		2	3,72	19,57	60,15
	3	2,38	12,50	72,83		3	2,20	11,56	71,71
	4	1,58	8,30	81,13		4	1,48	7,79	79,50
	5	1,08	5,71	86,83		5	1,21	6,35	85,85
2	1	6,71	35,33	35,33	4	1	7,54	39,69	39,69
	2	3,89	20,50	55,83		2	5,00	26,33	66,02
	3	2,52	13,26	69,09		3	2,99	15,76	81,78
	4	1,48	7,78	76,87		4	1,17	6,17	87,95
	5	1,32	6,97	83,84	5	1	8,03	42,25	42,25
	6	1,06	5,57	89,41		2	2,79	14,68	56,93
					3	2,53	13,29	70,22	
					4	1,42	7,49	77,71	
					5	1,18	6,22	83,94	

Conforme apresentado na Figura 44, os três primeiros parâmetros de cada análise destacam-se em todas as fases analisadas, como os componentes que mais representam a variação dos dados.

Sendo assim, na Tabela 16 são apresentadas as componentes principais e os respectivos coeficientes de correlação dos parâmetros para todas as fases, referente as amostras de lixiviado coletadas.

Tabela 16 - Análise de Componentes Principais

PARÂMETRO	Fase 1			Fase 2			Fase 3			Fase 4			Fase 5		
	CP1	CP2	CP3												
Precipitação	-0,80	0,11	0,11	-0,60	-0,42	-0,23	-0,61	0,17	-0,18	-0,11	-0,86	-0,14	-0,61	-0,21	0,59
pH	-0,26	0,09	0,40	0,11	-0,33	0,13	0,31	-0,37	0,35	-0,88	-0,10	0,06	-0,12	-0,72	-0,06
Cor Aparente	0,63	0,27	0,30	0,68	0,11	0,36	0,71	0,56	-0,14	0,49	0,77	-0,16	0,90	0,00	-0,28
Cor Verdadeira	0,80	0,54	0,11	0,86	0,24	-0,05	0,87	0,24	0,05	0,55	0,61	-0,32	0,79	-0,10	0,03
Turbidez	0,59	0,52	0,52	0,23	0,03	0,53	0,32	0,67	0,00	0,94	0,05	0,01	0,39	0,76	0,20
N Amoniacal	0,79	-0,16	-0,47	0,93	0,22	-0,23	0,73	-0,24	-0,40	-0,38	0,76	0,20	0,55	0,12	-0,17
N Orgânico	0,82	-0,08	-0,19	0,93	0,25	-0,03	0,70	0,47	0,22	0,32	0,75	-0,05	0,78	-0,45	-0,16
COT Bruto	0,79	0,18	-0,10	-0,41	0,74	0,01	0,61	-0,04	-0,49	0,94	-0,05	0,06	0,76	0,21	0,42
COT Filtrado	0,29	-0,69	-0,34	-0,55	0,71	-0,12	0,36	-0,77	-0,10	0,89	-0,15	-0,03	0,69	0,16	0,43
P	0,56	0,47	0,24	0,43	-0,21	0,58	0,66	0,26	0,59	0,42	0,56	-0,34	0,20	0,36	0,83
Alcalinidade Bicarbonatos	0,77	0,31	-0,31	0,91	-0,22	-0,11	0,83	0,29	-0,19	-0,70	0,53	0,25	0,85	0,14	-0,31
AGV	0,67	0,25	-0,24	-0,29	0,82	-0,14	0,69	0,31	-0,40	0,88	-0,22	-0,06	0,26	0,22	-0,22
DQO	0,16	0,64	0,03	-0,53	-0,03	0,00	0,33	0,41	0,49	0,80	-0,37	-0,10	0,09	0,61	-0,70
DBO	0,72	0,26	-0,14	-0,64	0,31	-0,35	0,60	0,58	-0,24	0,92	-0,22	0,11	-0,09	0,51	0,41
Na	0,85	-0,42	-0,11	0,70	0,56	-0,33	0,78	-0,49	-0,15	0,05	0,87	0,04	0,95	-0,14	0,00
Amônio	0,84	-0,46	0,17	0,28	0,28	0,66	0,61	-0,62	-0,24	-0,14	0,14	0,93	0,80	-0,29	0,25
K	0,82	-0,53	0,10	0,38	0,87	-0,16	0,79	-0,56	-0,01	0,40	0,64	0,49	0,93	-0,20	0,02
Mg	0,47	-0,48	0,67	-0,43	0,57	0,58	0,69	-0,34	0,46	0,37	-0,18	0,86	0,86	0,10	0,04
Ca	0,26	-0,34	0,85	-0,45	0,22	0,76	0,45	-0,28	0,65	0,36	-0,25	0,87	-0,34	0,62	-0,30
Correlação (%)	44,17	16,15	12,50	35,33	20,50	13,26	40,58	19,57	11,56	39,69	26,33	15,76	42,25	14,68	13,29
Acumulada (%)		72,83			69,09			71,71			81,78			70,22	

Legenda de cores:

Verde (>0,8)

Laranja (0,5<x<0,8)

Amarelo (0,3<x<0,5)

Conforme apresentado na Tabela 16, os valores de representatividade dos parâmetros obtidos na ACP foram destacados em cores, sendo na cor verde, as representatividades classificadas como “FORTE” com valores acima de 80%, na cor laranja, as representatividades classificadas como “MODERADA” com valores entre 50% e 80% e na cor amarela, as representatividades classificadas como “FRACA” com valores entre 30% e 50%. Representatividades abaixo de 30% foram classificadas como “INSUFICIENTE” e não foram destacadas nas tabelas.

Ainda conforme observado nas tabelas, os resultados da ACP frente as fases de operação do aterro apresentam grandes amplitudes.

Sabendo que o tempo de deposição dos resíduos tem impacto na avaliação do lixiviado, buscou-se identificar neste estudo uma diferença nos resultados entre as fases de operação novas e mais antigas. Desta forma, a Tabela 16 foi analisada em duas partes, separando os lixiviados gerados em idades de deposição acima de 5 anos, como as fases 1, 2 e 3 e lixiviados gerados em idades menores como nas fases 4 e 5.

Analisando o lixiviado gerado nas fases 1, 2, e 3, onde os resíduos foram depositados em um período superior há 5 anos, observa-se que o único parâmetro que obteve forte representatividade nas três fases foi a Cor Verdadeira. Já, Nitrogênio Orgânico e Alcalinidade a Bicarbonatos obtiveram forte representatividade em duas das três fases e moderada na restante. Este resultado, através da utilização da ACP, indica que a avaliação destes parâmetros se torna fundamental nestas fases, para compreensão da variação dos dados originais e através disto, a ACP justifica que estes parâmetros devam continuar sendo avaliados. Já os parâmetros que obtiveram representatividade fracas ou insuficientes nas três fases podem ser eliminados da avaliação destas fases, sem acarretar prejuízos para a análise, neste caso pH e Cálcio (Ca).

Já para o lixiviado gerado nas fases 4 e 5, onde os resíduos foram depositados em um período inferior há 5 anos (portanto as fases com os resíduos mais recentemente aterrados), destaca-se que os parâmetros COT Bruto, COT Filtrado e Alcalinidade a Bicarbonatos obtiveram forte representatividade em uma das duas fases e moderada representatividade na outra. Destaca-se também o parâmetro Cor Verdadeira que obteve representatividade moderada nas duas fases. Já os parâmetros que obtiveram representatividades fracas ou insuficientes nas duas fases, como o Fósforo (P) e Cálcio (Ca) podem ser eliminados da avaliação.

Desta forma, identifica-se que o fator tempo teve influência na avaliação do lixiviado, pois os parâmetros que se sobressaem frente a representatividade dos dados na ACP são diferentes.

Além disso, observando o conjunto de todas as fases de operação do aterro, pode-se compreender quais parâmetros foram mais importantes na análise do lixiviado.

Avaliando apenas o CP1 nas cinco fases, o qual é o mais representativo na variância dos dados originais, podem-se destacar o Alcalinidade a Bicarbonatos e Cor Verdadeira com forte representatividade em três fases e moderada em outras duas, enquanto Nitrogênio Orgânico, Sódio (Na), Precipitação, Cor Aparente, Nitrogênio Amoniacal, COT Bruto e DBO₅, com moderada representatividade em pelo menos quatro das cinco fases, fazendo com que estes parâmetros sejam os mais determinantes para se avaliar a qualidade do lixiviado gerado no aterro.

Já observando os valores para a CP2, há uma menor representatividade na variância dos dados e os parâmetros que mais influenciaram foram Precipitação, AGV, Sódio (Na) e Potássio (K) com forte representatividade em uma das 5 fases e quando se observa o CP3, destacam-se com moderada representatividade os parâmetros Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P) e Amônio.

Estes resultados confirmam, através da ACP, que as amostras de lixiviado variam entre as fases de operação do aterro, corroborando com o que aponta a literatura, onde a gravimetria e a idade dos RSU influenciam na formação do lixiviado (BITTAR *et al.*, 2017; JOVANOVA; VUJIĆ; VUJIĆ, 2018; NAVEEN *et al.*, 2017). Além disso, por serem diferentes estatisticamente, se justifica a implementação da separação do lixiviado por fases.

Observa-se em todas as fases uma forte representatividade de diferentes parâmetros, mostrando que a amplitude dos resultados iniciais influenciou a ACP, gerando um modelo onde 17 dos 19 parâmetros analisados tiveram forte representatividade significância em pelo menos uma fase e que estes parâmetros são diferentes para cada fase, evidenciando que estatisticamente as amostras de lixiviado são diferentes.

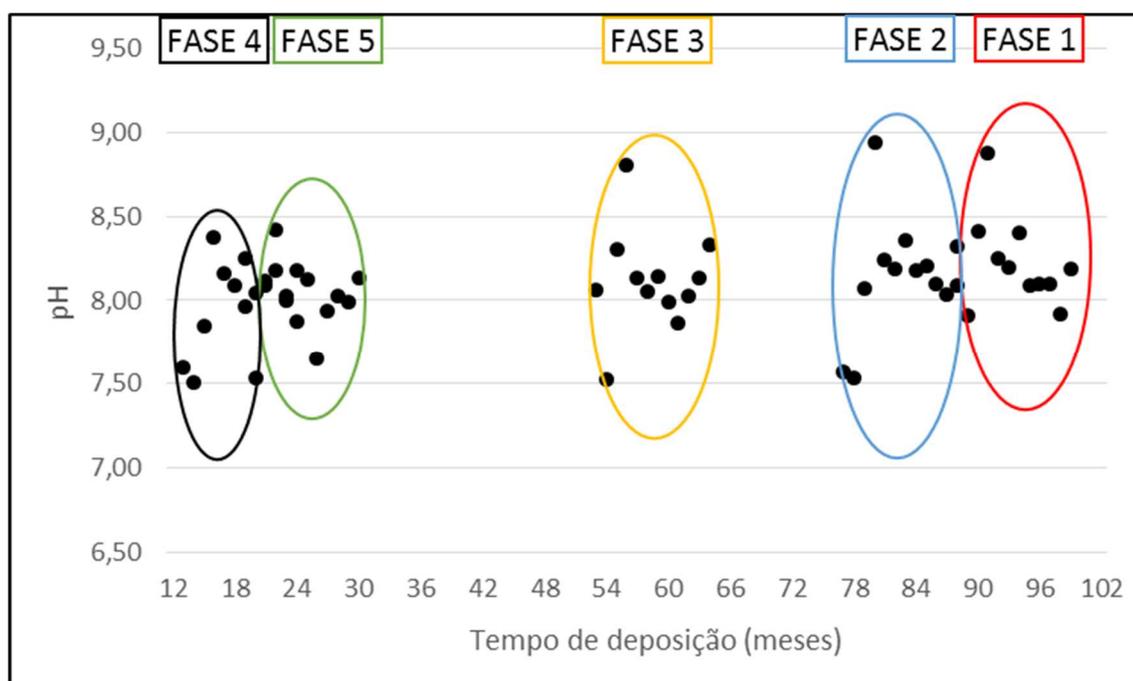
Além disso, com o uso da ACP foi possível identificar de forma eficaz, mesmo em um sistema com muitas variáveis, quais parâmetros tem maior representatividade para a análise (BITTAR *et al.*, 2017; FERRAZ *et al.*, 2016; HERNÁNDEZ-FLORES; SOLORZA-FERIA; POGGI-VARALDO, 2017; ROY *et al.*, 2019).

4.4 ANÁLISE TEMPORAL

Na busca pela identificação se o parâmetro tempo de deposição dos RSU foi significativo nas análises de lixiviado, buscou-se realizar uma análise temporal dos dados. Contudo, neste estudo foram utilizados os dados coletados durante 12 meses de operação do aterro, não sendo possível então identificar padrões de sazonalidades nos valores obtidos.

Desta forma, buscou-se correlacionar o tempo de deposição de RSU em cada fase e os respectivos valores obtidos nos diversos parâmetros analisados neste estudo. Os tempos de deposição dos RSU variaram conforme o início da operação em cada fase e os meses em que foram coletadas as amostras de lixiviado, sendo respectivamente, 88 a 99 meses na Fase 1, 77 a 88 meses na Fase 2, 53 a 64 meses na Fase 3, 19 a 30 meses na Fase 5 e 13 a 24 meses na Fase 4, sendo que esta fase analisou as amostras coletadas nas Fases 4 e 6, sendo adotado o menor tempo de deposição, no caso a Fase 6. Desta forma, apresentam-se os valores dos parâmetros dispostos por tempo de deposição dos RSU, nas figuras a seguir. Cabe salientar que os dados não foram tratados estatisticamente, sendo apresentados os valores originais dos ensaios realizados, sem verificação de outliers, média e desvio padrão, conforme apresentam-se entre a Figura 45 e Figura 63.

Figura 45 - Análise temporal do pH (adimensional)

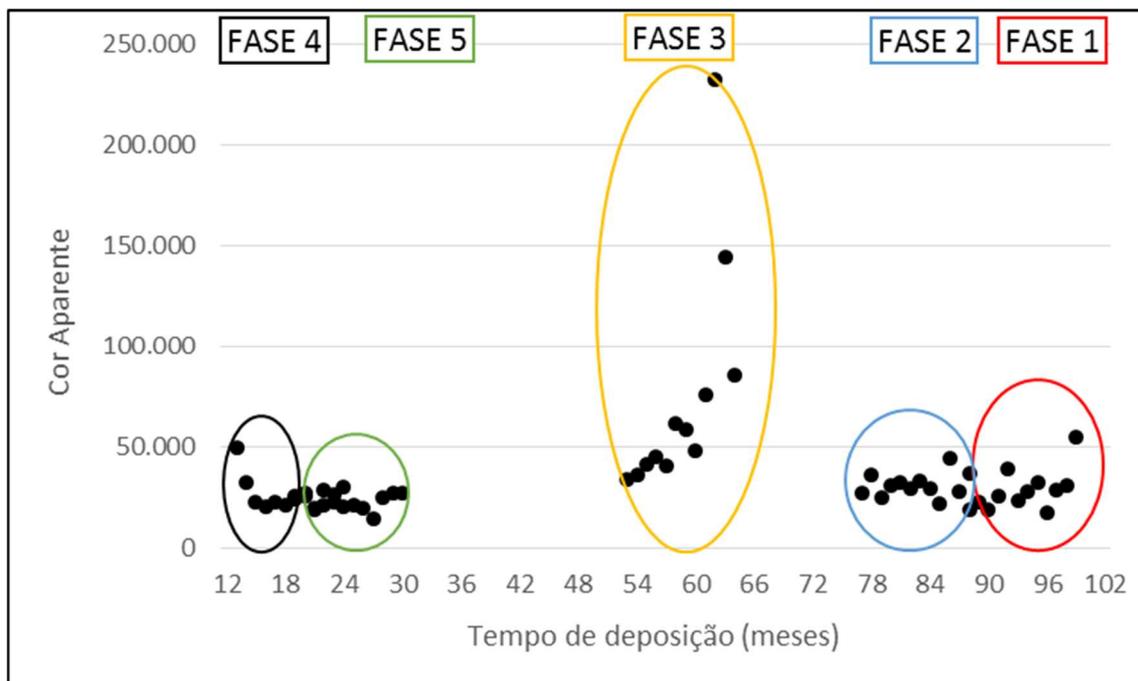


Fonte: Elaborada pelo autor.

Analisando a Figura 45, percebe-se que o pH em todas as fases se encontra alcalino, sempre acima de 7,5 e com uma pequena tendência de crescimento conforme aumentam as idades de deposição dos RSU.

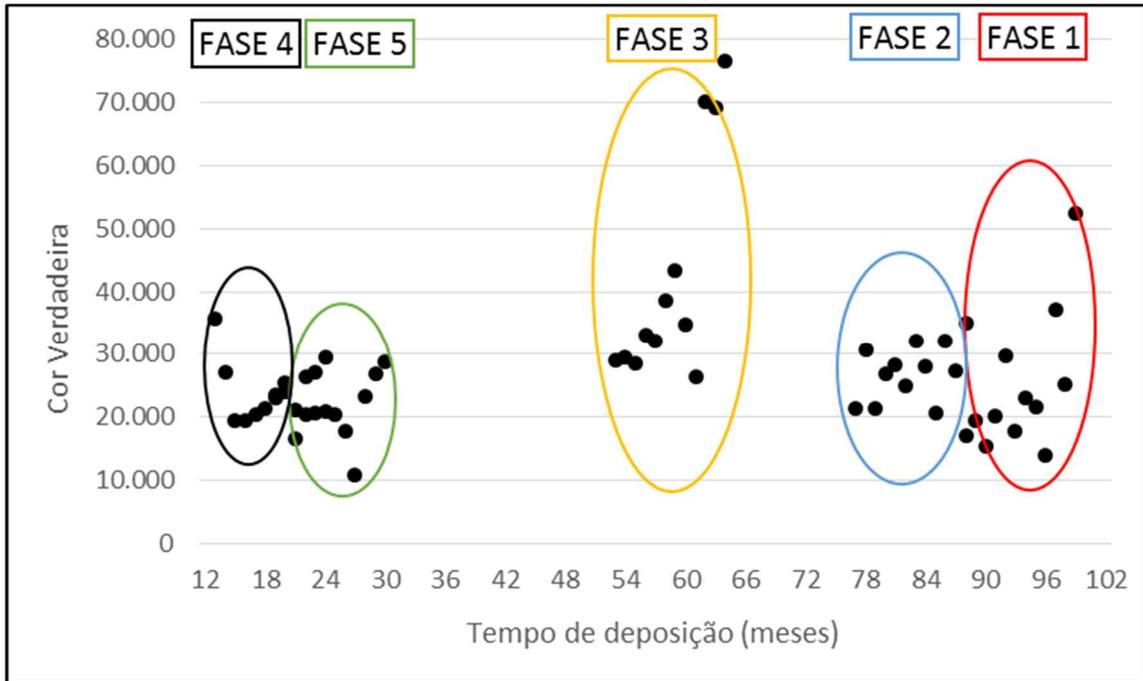
Na Figura 46, observa-se que na Fase 3 os dados de Cor Aparente tiveram uma grande amplitude, comparados com as demais fases. Já na Figura 47, com resultados de Cor Verdadeira, e na Figura 48, que avalia a Turbidez, observa-se que a Fase 1 e 3 apresentaram maiores amplitudes. Este fato por ser justificado pela operação do aterro, já que estas fases são próximas fisicamente e os PV não possuíam tampas para fechamento, possibilitando que algum resíduo proveniente do trânsito de caminhões pelo talude, bem como do corte de grama possa ter influenciado na avaliação destes parâmetros. Observa-se também nos mesmos parâmetros que a fase 4, com os menores tempos de deposição tiveram um leve crescimento. Isto pode ser explicado pela concentração de micro poluentes presentes nos RSU recém depositados e que são carregados pelo lixiviado.

Figura 46 - Análise temporal de Cor Aparente (uH)



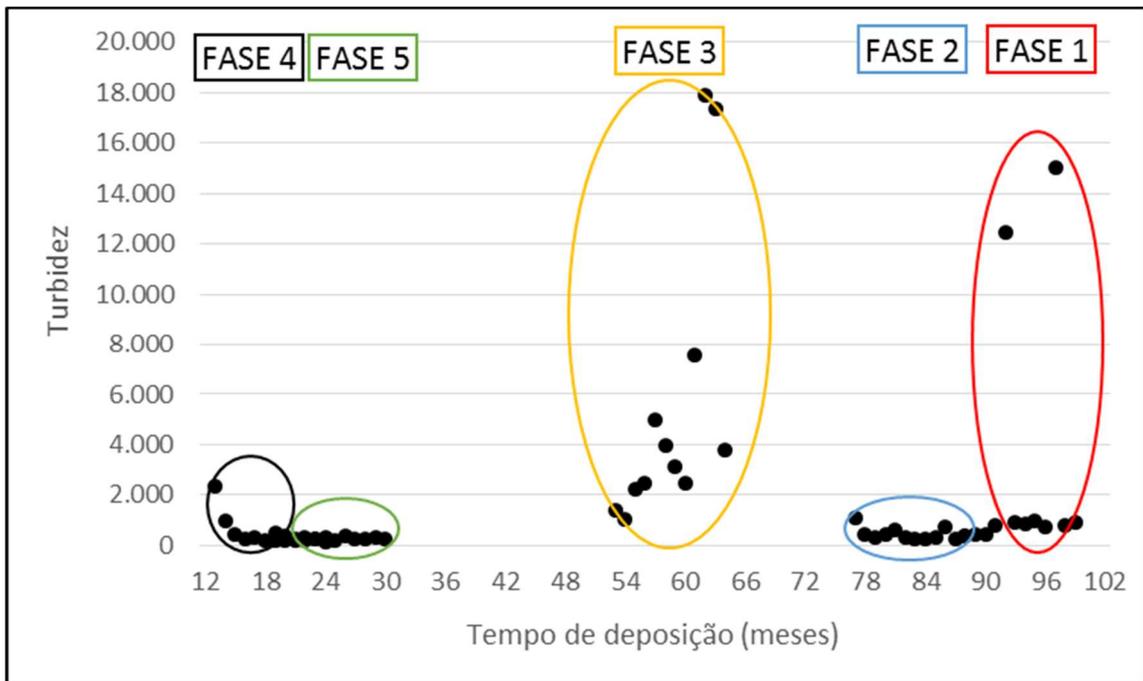
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 47 - Análise temporal de Cor Verdadeira (uH)



Fonte: Elaborada pelo autor.

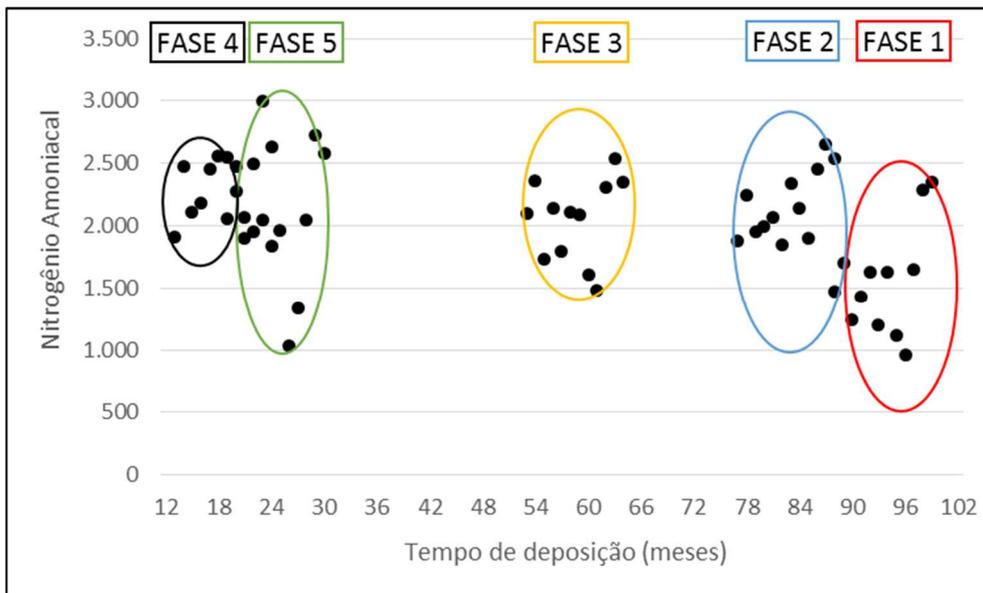
Figura 48 - Análise temporal de Turbidez (NTU)



Fonte: Elaborada pelo autor.

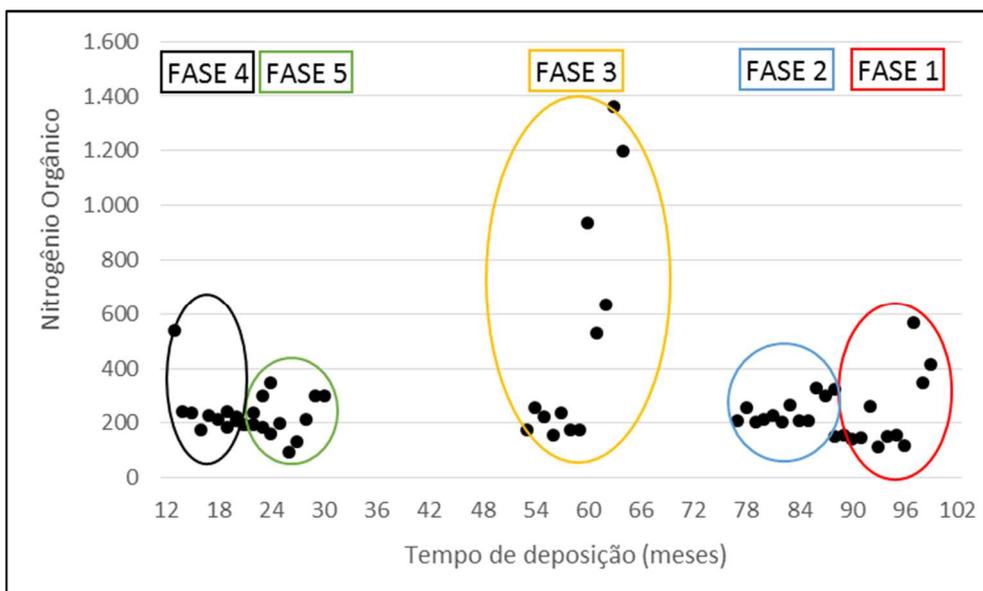
Quando se analisa a Figura 49, observa-se que há uma redução dos valores de Nitrogênio Amoniacal na Fase 1, 2 e 3, corroborando com a literatura, que indica diminuição na geração de amônia no lixiviado que com o passar do tempo. Já avaliando o Nitrogênio Orgânico, observa-se na Figura 50 uma elevação dos valores na Fase 3, igualmente ocorrido nos parâmetros de Cor Aparente, Cor Verdadeira e Turbidez.

Figura 49 - Análise temporal do Nitrogênio Amoniacal (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

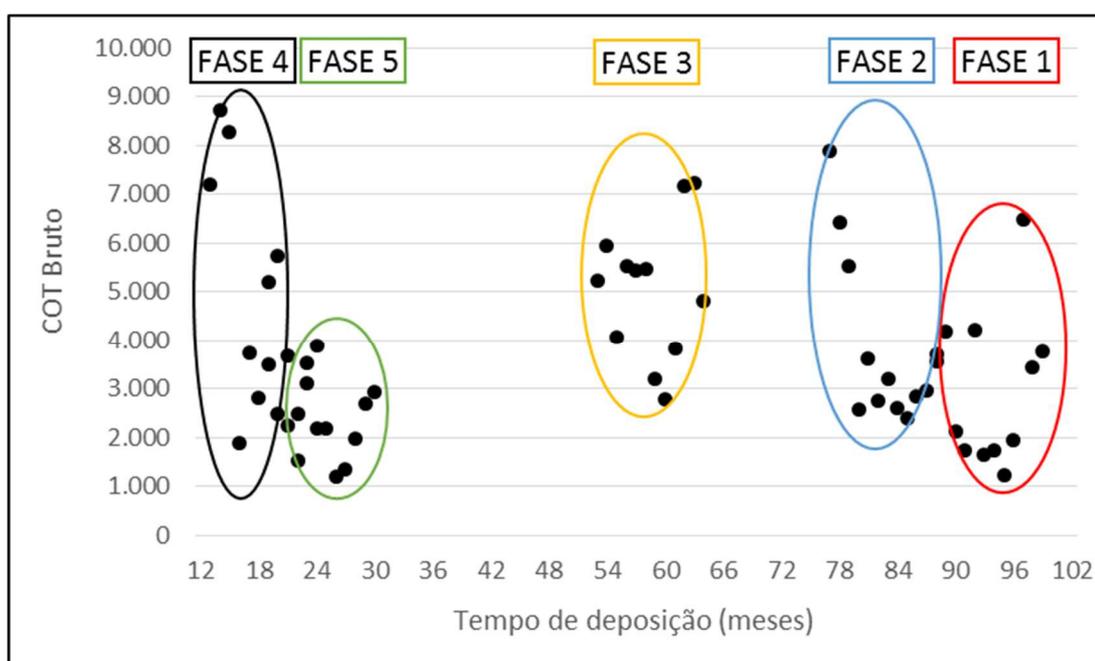
Figura 50 - Análise temporal do Nitrogênio Orgânico (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

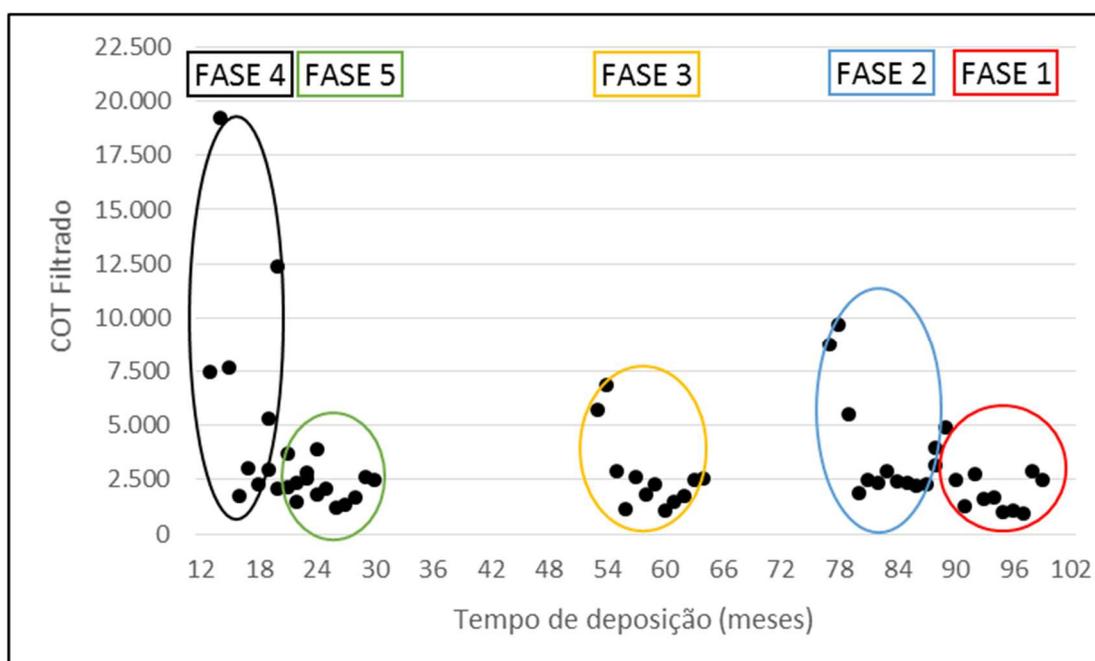
Observando a Figura 51, percebe-se que a variação do COT Bruto é semelhante em todas as fases, com maior amplitude na Fase 4, fato que também se repete na Figura 52, na avaliação do COT Filtrado. Isto acontece provavelmente pelo maior índice de biodegradabilidade dos RSU nesta fase, devido à idade dos resíduos.

Figura 51 - Análise temporal do COT Bruto (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

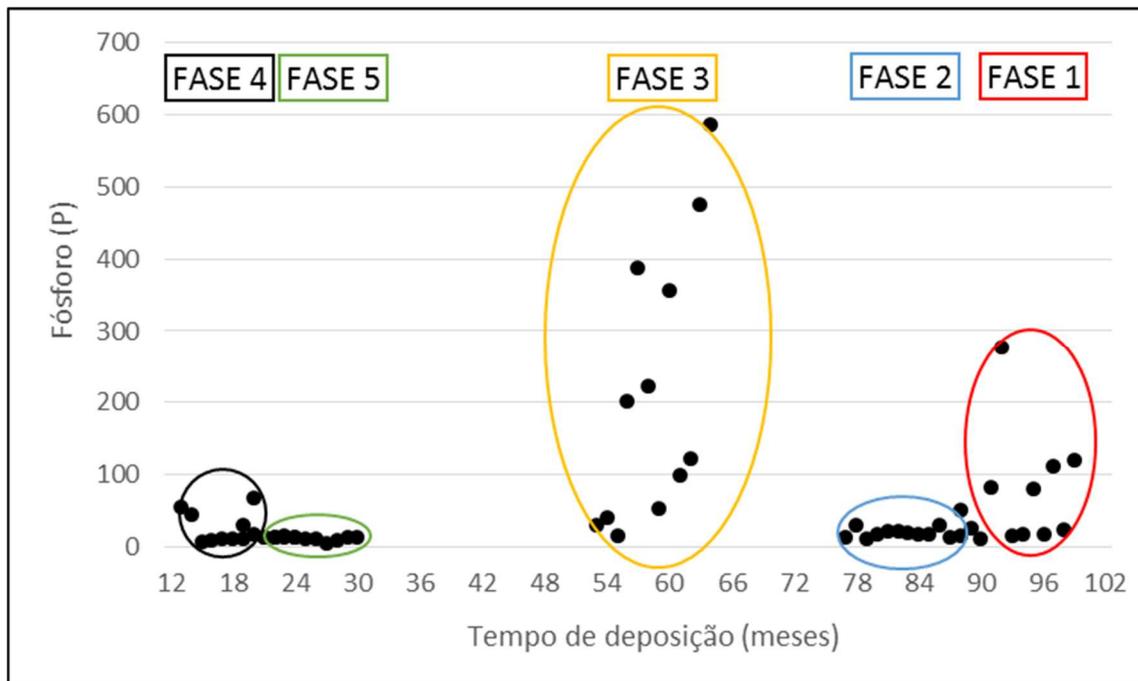
Figura 52 - Análise temporal do COT Filtrado (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto a análise de Fósforo (P), observa-se na Figura 53 que novamente a Fase 1 e 3 se destacam frente as demais, com uma amplitude maior dos resultados. Provavelmente esta variação foi influenciada pelos mesmos fatores já citados quando se avaliaram os parâmetros de Nitrogênio Orgânico, Cor e Turbidez.

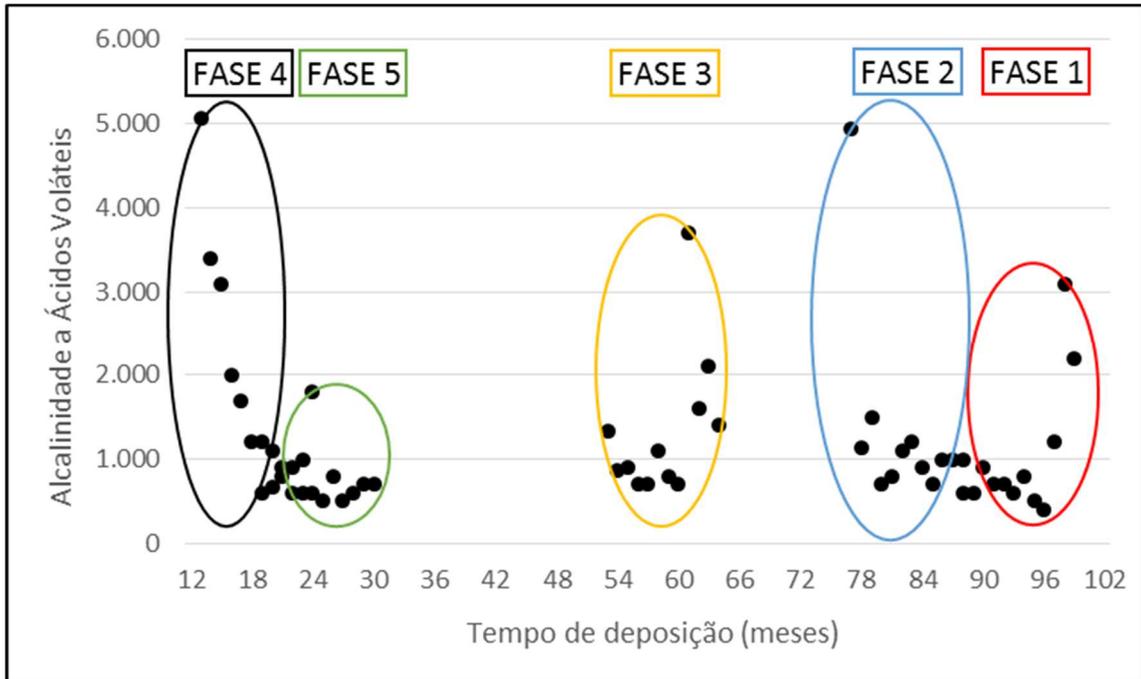
Figura 53 - Análise temporal do Fósforo - P (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

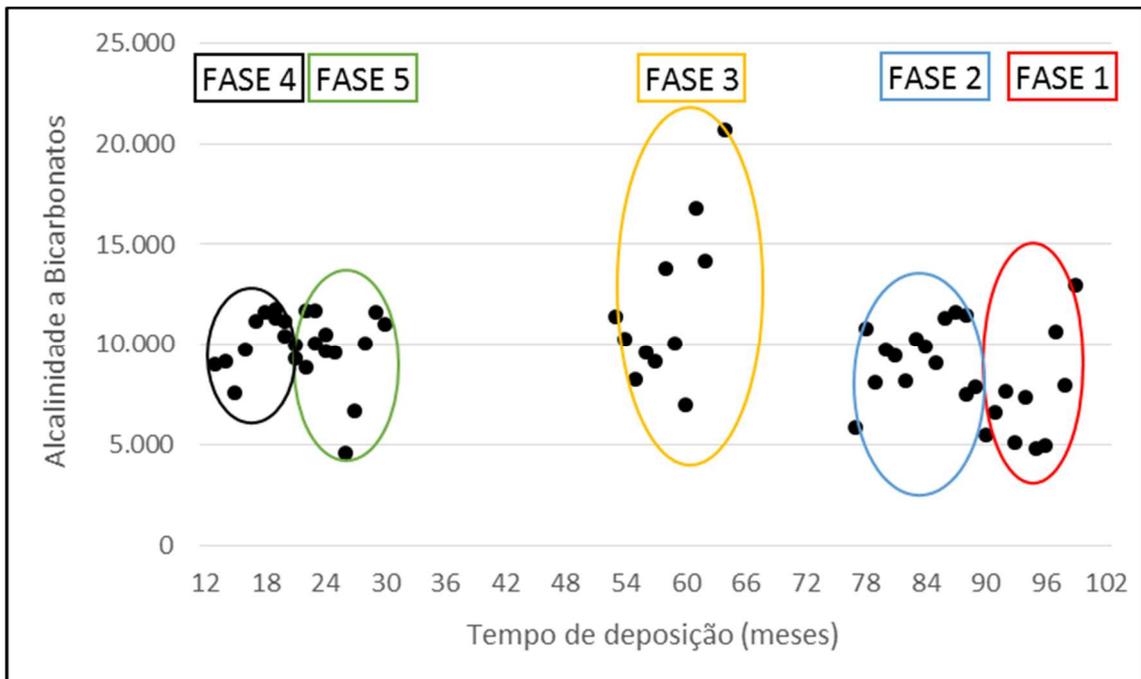
Na avaliação de alcalinidades, não se observou nenhuma tendência nos gráficos, quanto a Alcalinidade a Ácidos Voláteis na Figura 54, Alcalinidade a Bicarbonatos na Figura 55 e AGV na Figura 56. Nestes parâmetros observou uma amplitude nos resultados, em todas as fases. Ainda, na Figura 55, apenas na Fase 3 identificou-se diferença frente as demais fases, com uma variação maior dos dados.

Figura 54 - Análise temporal da Alcalinidade a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L)

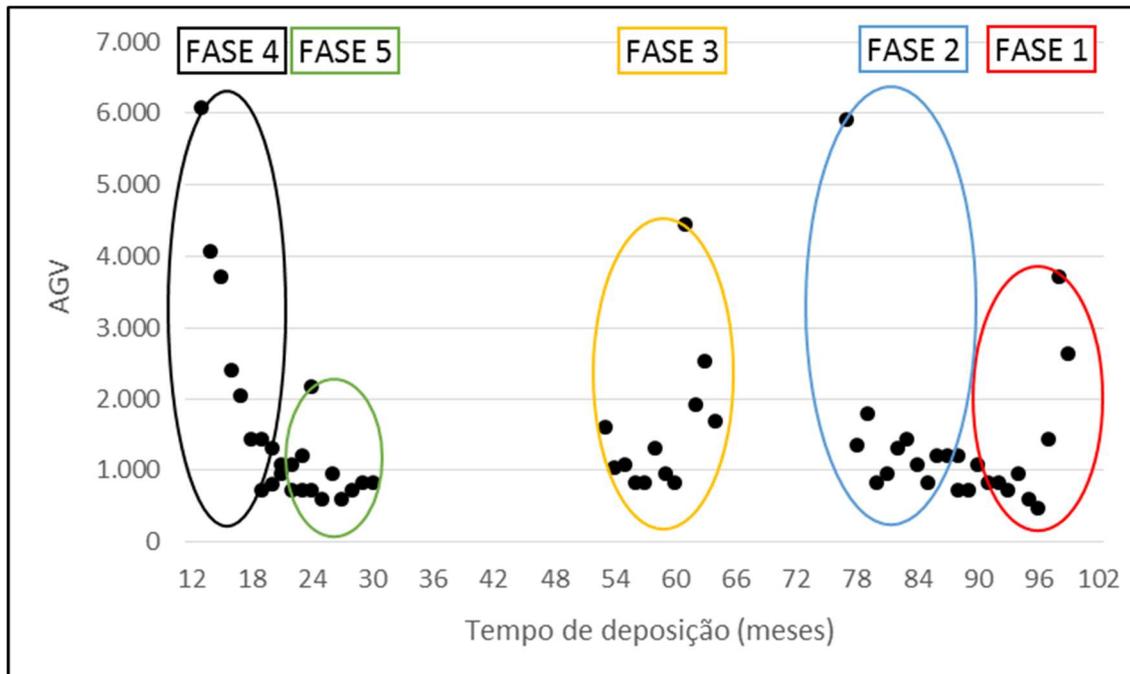


Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 55 - Análise temporal da Alcalinidade a Bicarbonatos (mg CaCO₃/L)

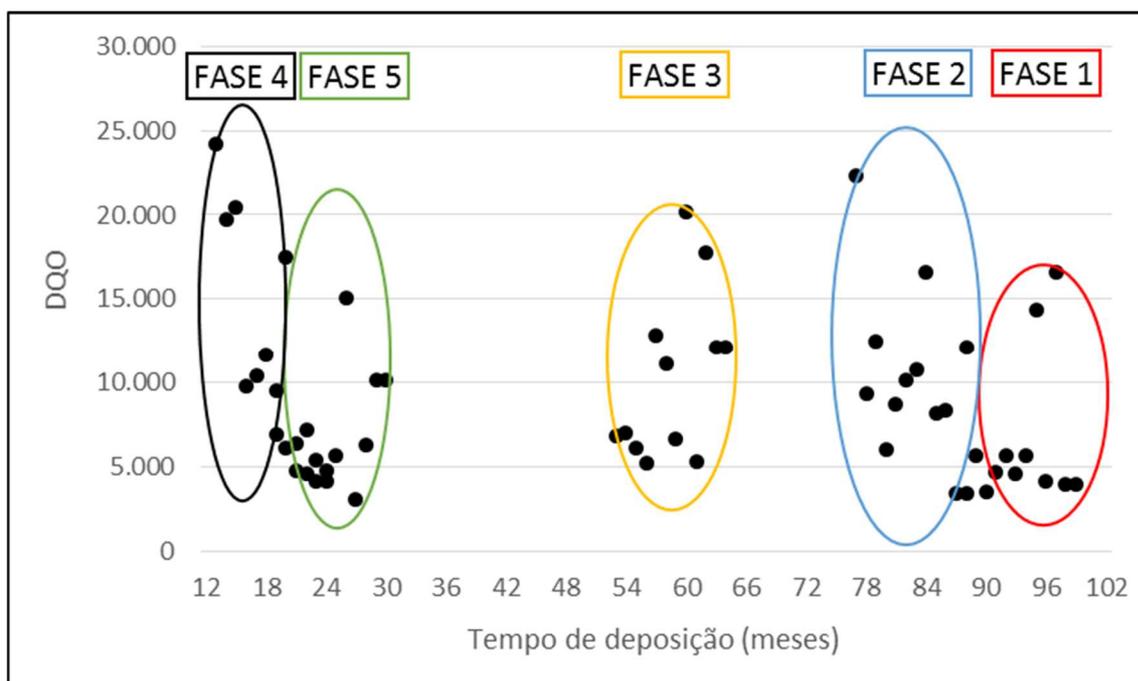


Fonte: Elaborada pelo autor.

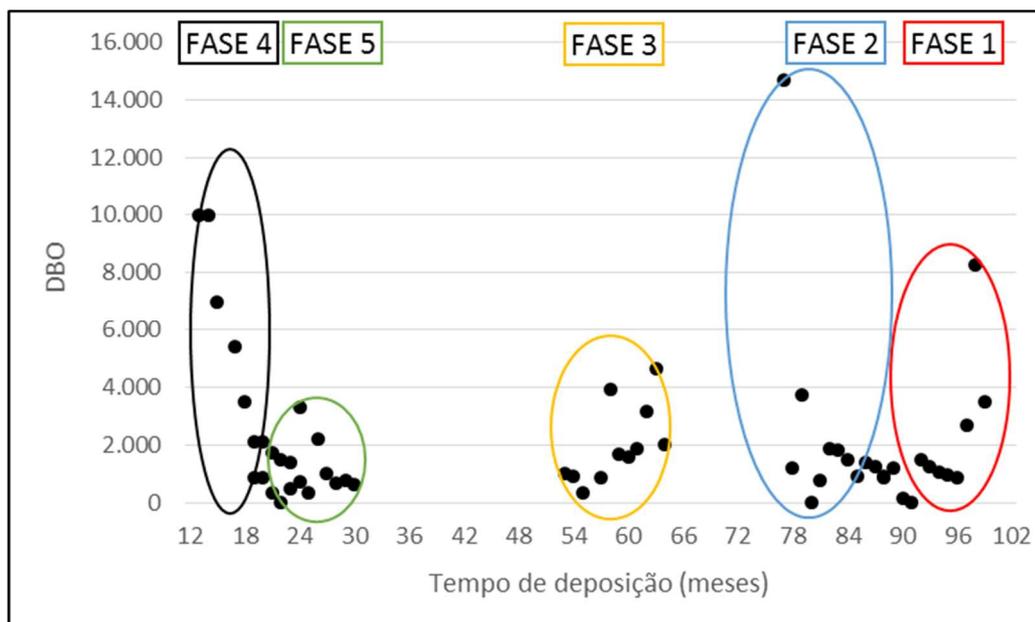
Figura 56 - Análise temporal do AGV (mg CH₃COOH/L)

Fonte: Elaborada pelo autor.

Já quanto a DQO e DBO₅, observa-se tanto na Figura 57 quanto na Figura 58, uma pequena diminuição dos valores ao longo do tempo, sendo que os valores médios na Fase 4 são aproximadamente o dobro dos valores médios apresentados na Fase 1, evidenciando que o fator tempo tem influência nestes parâmetros.

Figura 57 - Análise temporal da DQO (mg O₂/L)

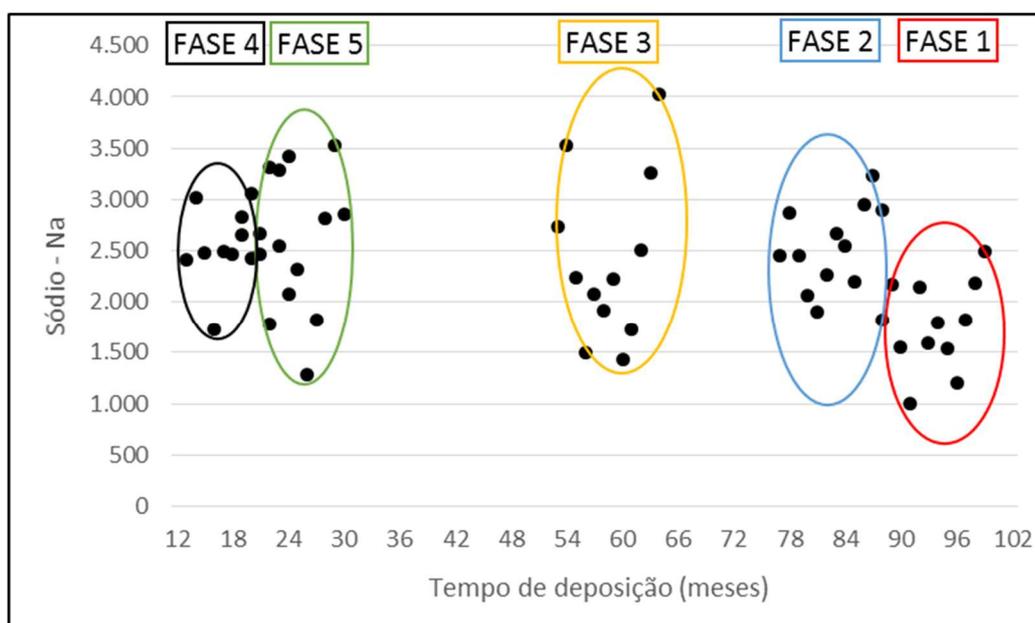
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 58 - Análise temporal da DBO₅ (mg O₂/L)

Fonte: Elaborada pelo autor.

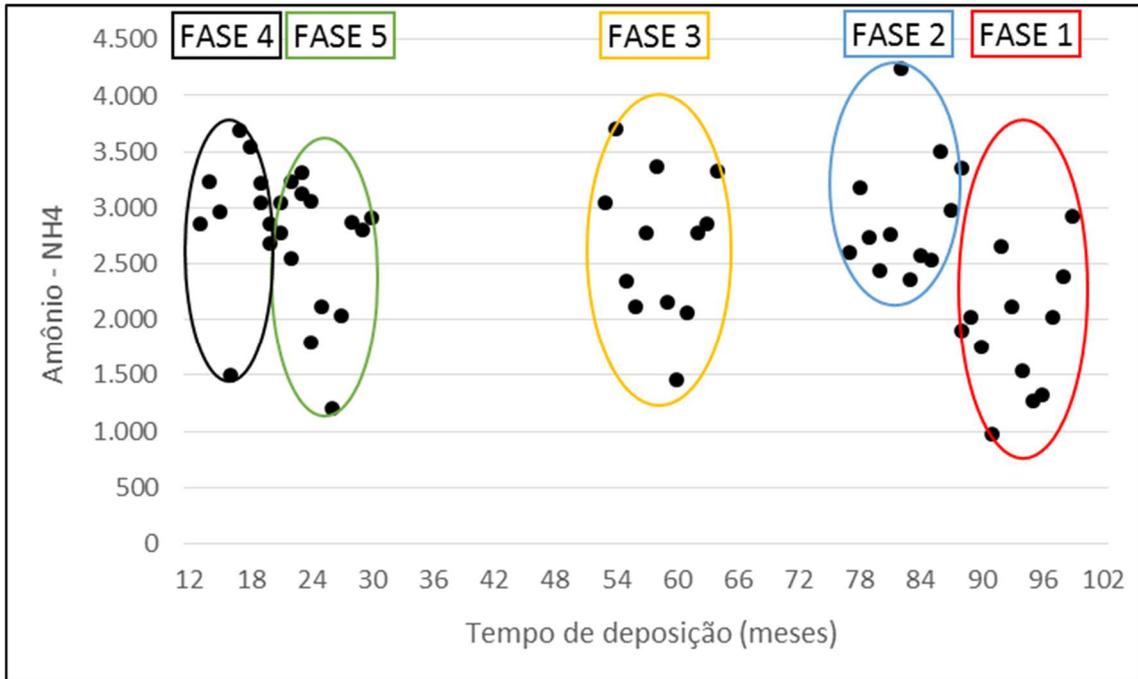
Já quanto as avaliações da Cromatografia Iônica de Cátions, analisando Sódio (Na) na Figura 59, Amônio (NH₄⁺) na Figura 60, Potássio (K) na Figura 61, Magnésio (Mg) na Figura 62 e Cálcio (Ca) na Figura 63 não se observou nenhuma tendência na evolução ao longo dos meses. Por serem elementos químicos, não tem ligação com a biodegradabilidade dos RSU, portanto não influenciam na avaliação do lixiviado nestas fases.

Figura 59 - Análise temporal do Sódio - Na (mg/L)



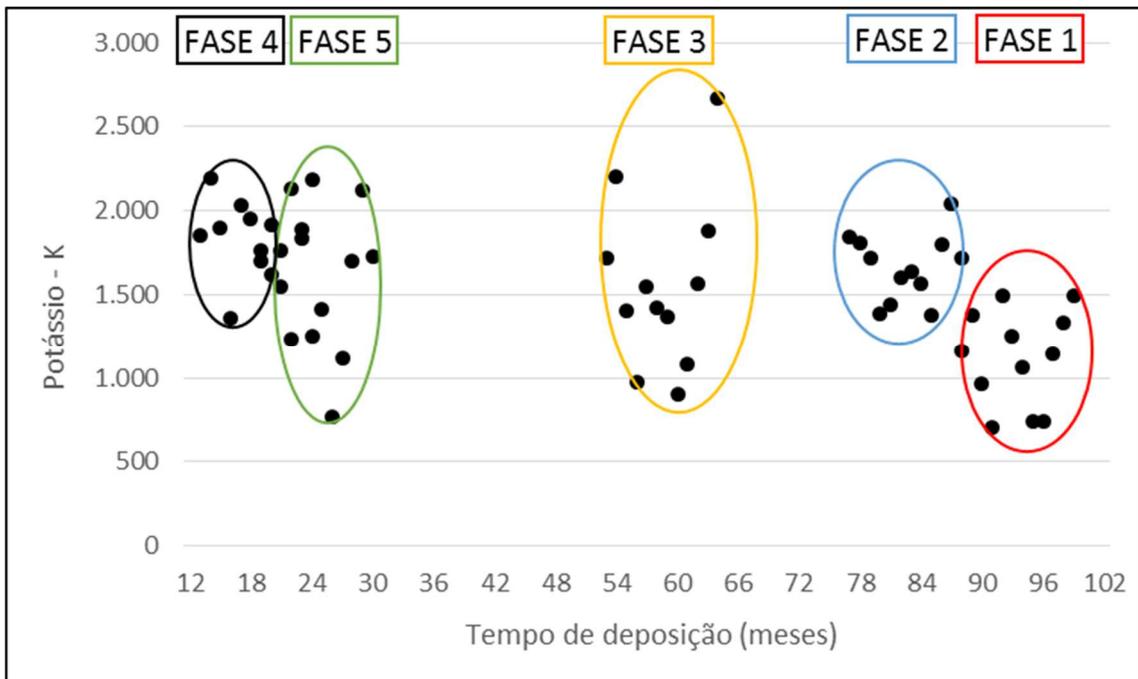
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 60 - Análise temporal do Amônio - NH_4^+ (mg/L)



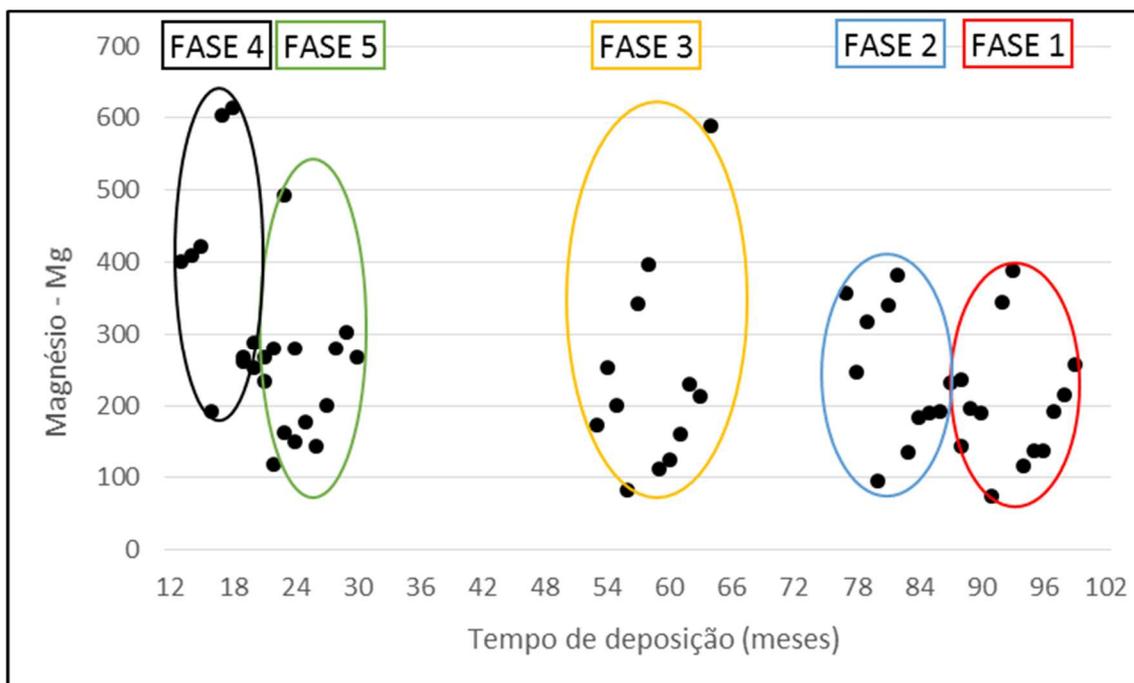
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 61 - Análise temporal do Potássio - K (mg/L)



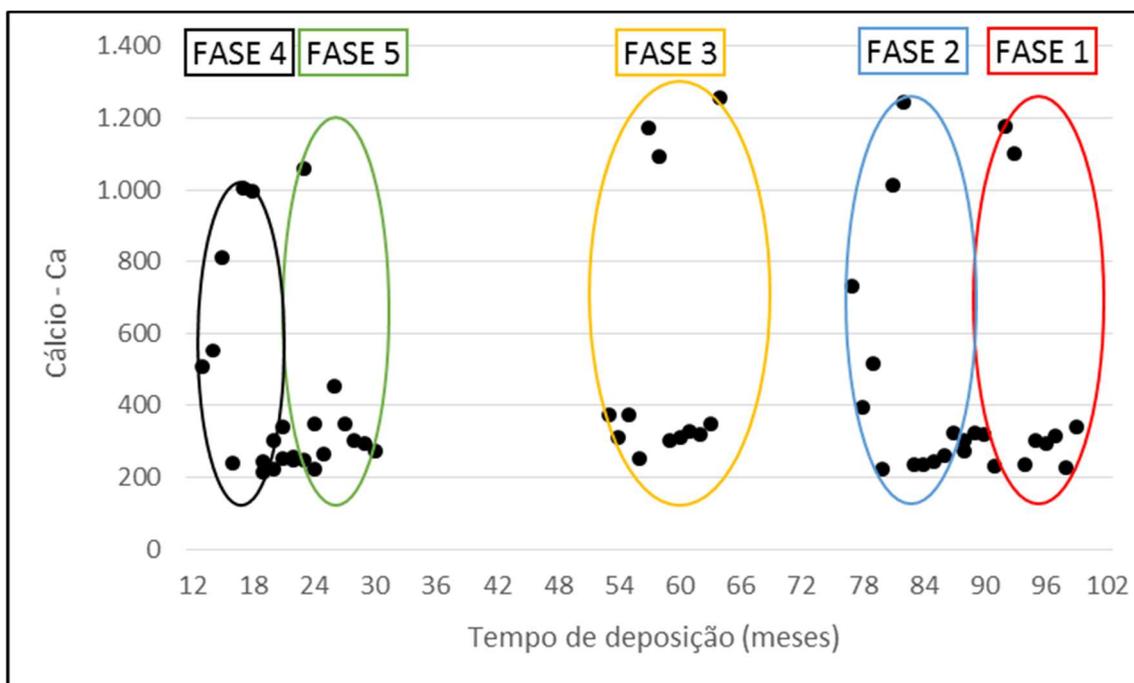
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 62 - Análise temporal do Magnésio - Mg (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 63 - Análise temporal do Cálcio - Ca (mg/L)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Percebe-se, perante os valores apresentados entre a Figura 45 e a Figura 63, que não se observa um perfil de tendência em todos os parâmetros analisados, quando se avalia o tempo de deposição dos RSU frente as diferentes fases de

operação do aterro. Porém, mesmo não observando esta tendência, é possível notar diferenças entre as fases em alguns parâmetros. Quanto ao pH, observa-se uma leve tendência de aumento, conforme aumenta o tempo de deposição. A literatura corrobora com isto, apontando que nas fases iniciais a degradação do lixiviado, com um pH abaixo de 7, ocorrem as fases acidogênica e acetogênica. Posteriormente este pH passa para a fase alcalina, quando já se inicia a fase metanogênica (ANGELIDAKI; BATSTONE, 2010; CHERNICHARO, 2007; DIAMADOPOULOS, 1994; SOUTO, 2009; TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

Outros parâmetros apresentaram variações entre as fases, como Nitrogênio Orgânico, Fósforo (P) e Alcalinidade a Bicarbonatos, que na Fase 3 apresentaram uma amplitude maior dos resultados, diferente do indicado nas outras fases. Já no parâmetro DBO ocorre o inverso, na Fase 3 a amplitude dos valores é menor, quando comparada com as outras fases.

A literatura aponta que o fator tempo interfere na relação de biodegradabilidade dos resíduos. Porém o tempo de operação do aterro em questão ainda é pequeno, cerca de 10 anos, enquanto grande parte dos estudos da área avaliam diferentes aterros e com idades bem superiores.

Desta forma, observa-se na análise temporal que não há uma tendência de crescimento ou diminuição dos valores, porém identifica-se que há diferenças significativa quando se comparam as diferentes fases, principalmente nos parâmetros de Cor Aparente, Cor Verdadeira, Turbidez, Nitrogênio Amoniacal e Orgânico Alcalinidade a Bicarbonatos e COT Bruto e COT Filtrado. Estes parâmetros também foram os que obtiveram maior destaque na ACP, com fortes representatividades nos CPs, indicando que são os que devem ser monitorados para avaliação do lixiviado.

4.5 COLETA DO LIXIVIADO GERADO SEPARADO POR FASES

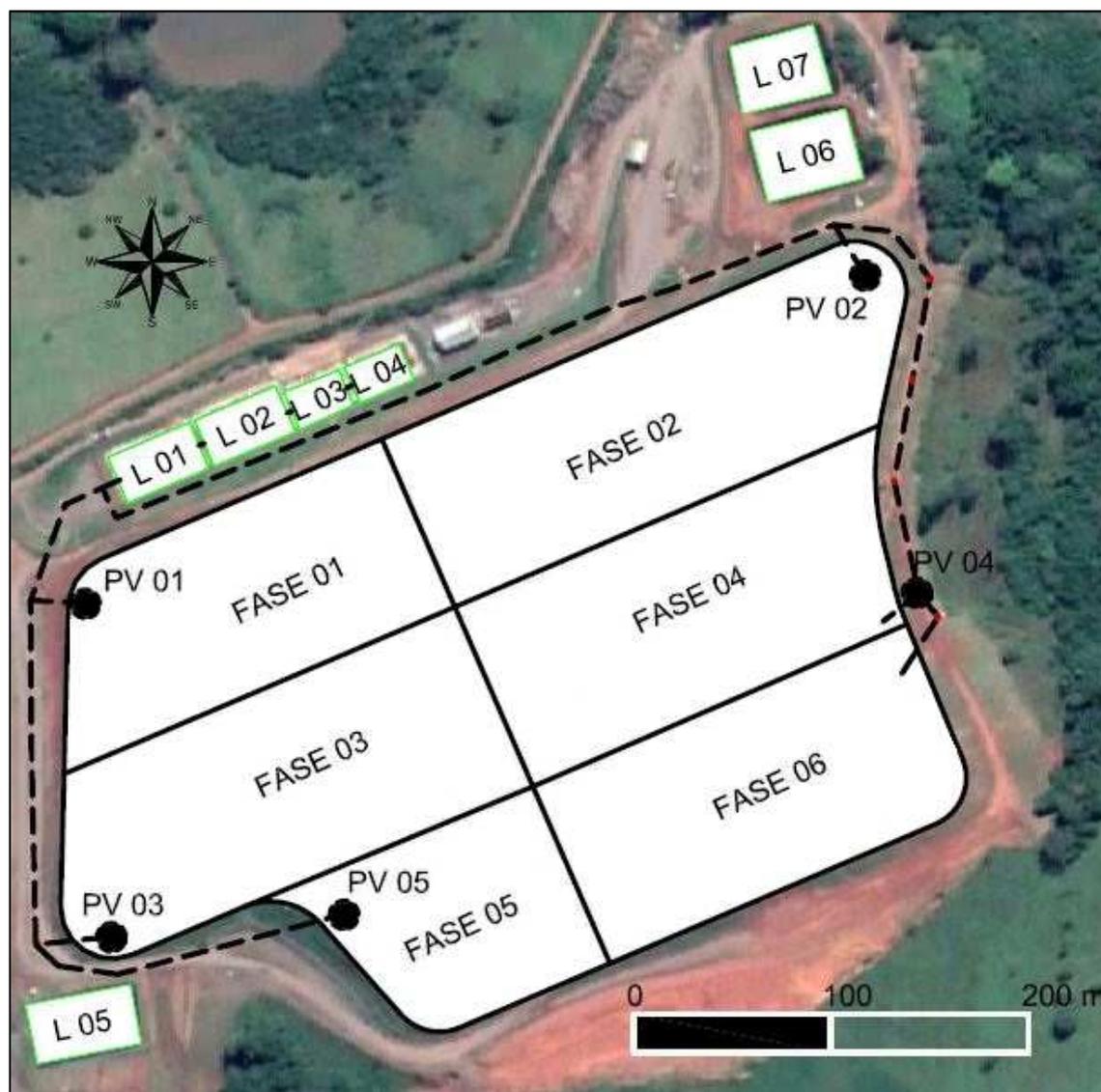
A discussão sobre a viabilidade do tratamento realizado separado por fases tem como premissa a avaliação estatística das amostras de lixiviado e a análise temporal realizada entre as fases. Estas avaliações demonstraram que há variação nas diferentes fases de operação do aterro, perante os parâmetros analisados.

Desta forma, a possibilidade de realizar a coleta do lixiviado de cada fase em separado pode facilitar o tratamento, diminuindo os tempos de detenção hidráulica em cada etapa do processo e ainda com escolhas de unidades de tratamento diferentes

em função do tipo de lixiviado (gerado em diferentes fases ou gerado por resíduos com tempos de aterramento diferentes).

Sendo assim, para a realização desta discussão, a etapa preliminar seria preciso identificar na área do aterro, a localização das fases e das lagoas de acúmulo já existentes, conforme Figura 64.

Figura 64 - Planta do aterro com fases e lagoas já existentes



Legenda: PV XX - Poço de Visita L XX - Lagoa de Acúmulo - - - Coleta do Lixiviado

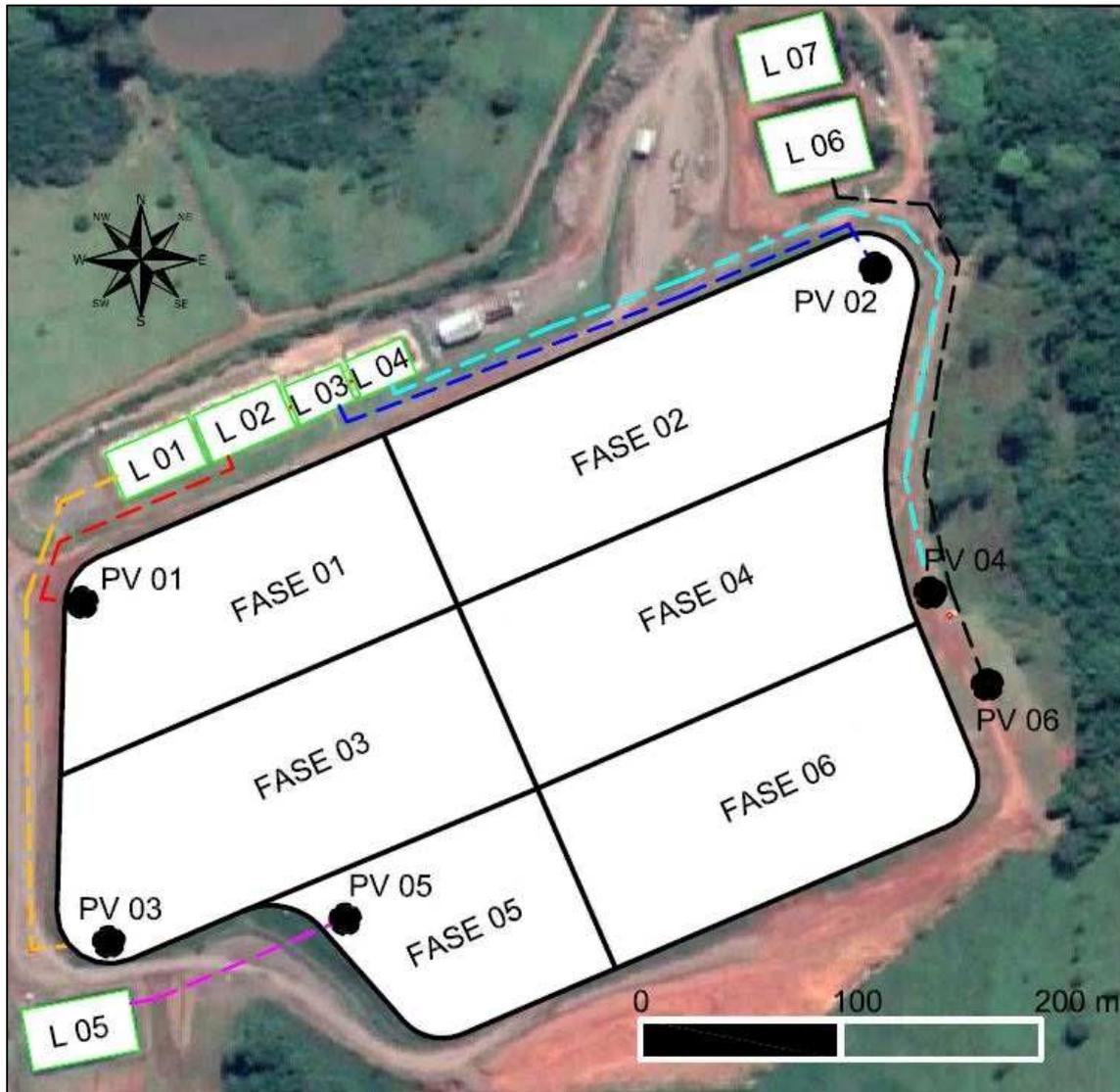
Fonte: Elaborada pelo autor.

No modelo atual, o lixiviado gerado em todas as fases é levado até a Lagoa 01, que é interligada às Lagoas 02, 03 e 04.

Para que a coleta e o armazenamento do lixiviado gerado em cada fase seja feito de modo separado, seria necessária a implantação de novas linhas subterrâneas

de coleta, realizando o trajeto do PV de cada fase até a lagoa mais próxima, conforme o esquema ilustrado na Figura 65.

Figura 65 - Proposição de sistema de coleta de lixiviado por fases



Legenda: PV XX - Poço de Visita L XX - Lagoa de Acúmulo - - - Coleta do Lixiviado

Fonte: Elaborada pelo autor.

Ainda, a tubulação adotada para este sistema de drenagem é o tubo de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com 200mm de diâmetro.

Conforme licitação comercial realizada pela empresa que administra o aterro, o custo da barra de PEAD de 6m de comprimento com 200mm de diâmetro é de R\$ 1.093,00. Estas barras de 6m precisam ser soldadas nas emendas para evitar vazamentos e o equipamento de solda realiza até 10 soldas por dia, com um custo de R\$ 2.000,00 a diária (CRVR, 2021). Identificou-se que não seria necessária a

utilização de conexões do tipo Tê ou curvas entre as barras, pois poderia haver entupimento da tubulação nestes pontos, sendo recomendado nestes casos a construção de uma caixa de passagem, com apenas o custo da mão de obra.

Quanto ao deslocamento do lixiviado pelas tubulações, o método mais utilizado é por gravidade, utilizando uma inclinação de cerca de 2% longitudinalmente nas tubulações.

Desta forma, as distâncias e os custos para implantação desta etapa são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 - Custos de coleta das fases até as lagoas

Origem	Destino	Distância (m)	Barras	Soldas
Fase 3	Lagoa 1	278	47	46
Fase 1	Lagoa 2	152	26	25
Fase 2	Lagoa 3	304	51	50
Fase 4	Lagoa 4	472	79	78
Fase 5	Lagoa 5	116	20	19
Fase 6	Lagoa 6	268	45	44
		Total	268	262
		Subtotal	R\$ 292.924,00	R\$ 54.000,00
		Custo	R\$ 346.924,00	

Sendo assim, conforme as distâncias apresentadas entre cada fase e a lagoa de acúmulo e o custo das barras e soldas, estimou-se que para esta etapa seriam necessárias 268 barras de 6m de comprimento, bem como 262 soldas entre barras e um custo de R\$ 346.924,00.

4.6 TRATAMENTO DO LIXIVIADO REALIZADO *IN LOCO*

Outra discussão realizada neste estudo, foi sobre a possibilidade de implantação de uma estação de tratamento de lixiviado (ETL) *in loco*, em área pertencente a empresa que administra o aterro e operada por seus funcionários. Serão discutidos os principais métodos de tratamento, bem como suas respectivas eficiências de remoção frente aos parâmetros físico-químicos e os custos envolvidos na operação.

Desde a implantação do aterro sanitário, já existia a intenção de instalação de uma ETL, em área próxima às lagoas de acúmulo. Desta forma, neste estudo se utilizou desta informação para determinar os custos envolvidos nesta etapa.

Buscou-se na literatura, bem como contatou-se outros aterros na região, para verificação de quais empresas foram responsáveis pela execução da ETL nestes locais. A partir destes dados, realizou-se contato com algumas empresas a fim de identificar quais etapas e processos são os mais usuais na região, quanto ao processo de tratamento de lixiviado de aterros sanitário.

Identificou-se então, que o processo engloba diferentes etapas, deste a Etapa 1, onde emprega-se floculadores e decantadores no início do processo, passando pela Etapa 2 com o processo de Arraste de Ar (*Air Stripping*), enquanto na Etapa 3 adota-se reatores anaeróbios e aeróbios e finalizando com a Etapa 4, com os processos de nanofiltração e Osmose Reversa, conforme estudos prévios realizados pela empresa que administra o aterro.

De posse destas informações, buscou-se dimensionar uma ETL para a vazão de lixiviado gerado no aterro em estudo, que atualmente é de 280 m³/dia.

Conforme CRVR (2021), estima-se que para implantação da ETL o custo seria de aproximadamente R\$ 300.000,00 para o flotador e decantadores, além de R\$ 1.500.000,00 para as torres de *Air Stripping*, além dos custos mensais de operação desta etapa, que trata da reposição de insumos para a alcalinização e coagulação do efluente, equivalente a R\$ 16.800,00 mensais.

Na etapa seguinte, a implantação de reatores anaeróbios e aeróbios teriam um custo de aproximadamente R\$ 4.000.000,00 e um custo de manutenção dos sopradores, medidores e difusores de cerca de R\$ 1.000,00 mensais (CRVR, 2021).

Já na Etapa 4, a nanofiltração e Osmose Reversa teriam um custo aproximado de R\$ 2.000.000,00, além de manutenções nas membranas a cada 2 anos, com um custo de cerca de R\$ 400.000,00, ou R\$ 16.666,67 mensais (CRVR, 2021).

Salienta-se ainda, que não haveria custos de aquisição da área, nem de construções civis, já que a ETL seria instalada dentro da área do aterro e os equipamentos para realizar o tratamento não requerem proteção contra exposição solar, além de terem 20 anos de durabilidade.

Estima-se que o custo com energia elétrica, suficientes para a demanda dos sopradores e da bomba dosadora do flotador, decantadores, da bomba de recalque,

bomba de microbolhas e do soprador da torre de *Air Stripping*, seja de aproximadamente 5.000 kWh mensais, ou cerca de R\$ 8.333,33 mensais.

A ETL foi dimensionada para realizar o tratamento 24h por dia, 7 dias por semana, exceto períodos de manutenção. Desta forma, o seu funcionamento requer mão de obra para operação e monitoramento, sendo necessário um supervisor trabalhando 8h/dia e quatro operadores de estação, cada um em jornada de trabalho 12-36, 12h trabalhadas e 36h de descanso, todos com um salário base de cerca de R\$ 1.760,00, adicionando-se impostos e valores de custeio, cada trabalhador custaria para a empresa cerca de R\$ 3.205,62.

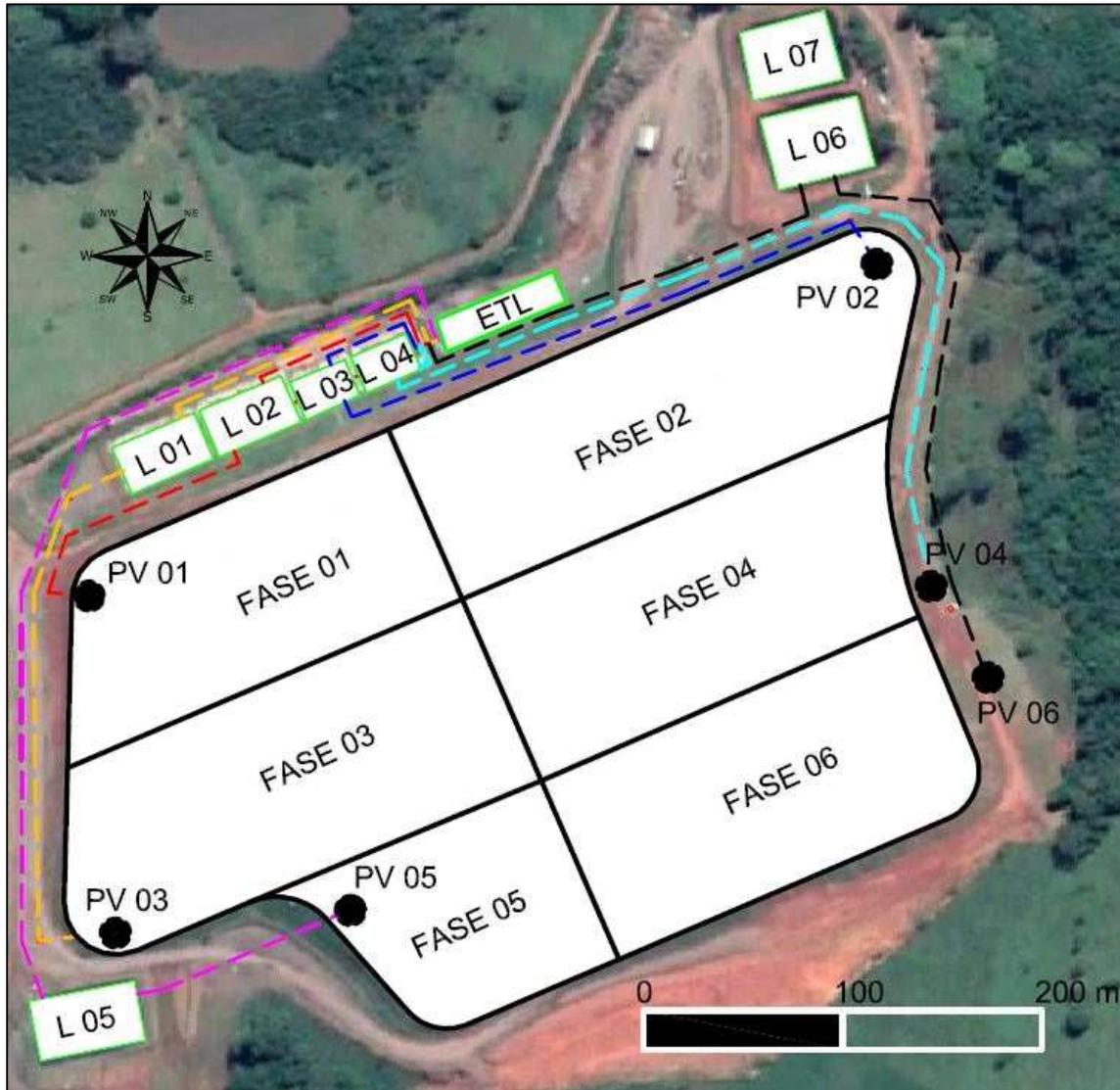
Além destes valores, haveria uma complementação da tubulação subterrânea quantificada no item 4.5, onde também seriam instalados tubos de PEAD na saída de cada lagoa de acúmulo, em direção a ETL, possibilitando, através de registros de passagem, que a entrada de efluente na ETL seja feita de maneira escalonada, misturando o lixiviado gerado em algumas fases ou até realizando o tratamento de apenas uma lagoa por vez, ratificando assim o conceito de tratamento em separado por fases, conforme apresentado na Figura 66.

Os custos desta complementação dos tubos subterrâneos são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Custos de coleta das lagoas até a ETL

Origem	Destino	Distância (m)	Barras	Soldas
L 01	ETL	164	28	27
L 02	ETL	107	18	17
L 03	ETL	63	11	10
L 04	ETL	12	2	1
L 05	ETL	509	85	84
L 06	ETL	228	38	37
			182	176
		Subtotal	R\$ 198.926,00	R\$ 36.000,00
		Total	R\$ 234.926,00	

Figura 66 - Sistema completo de coleta de lixiviado por fases



Legenda: PV XX - Poço de Visita L XX - Lagoa de Acúmulo - - - Coleta do Lixiviado

Fonte: Elaborada pelo autor.

Desta forma, os custos envolvidos no tratamento in loco do lixiviado são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Custos de tratamento in loco do lixiviado

Item	Valores (R\$)
1. Instalação da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL)	0
1.1 Compra da área a ser instalada a ETL	0
1.2 Construção da estrutura física	0
2. Separação por fases	581.850,00
2.1 Fases até Lagoas (Tabela 17)	346.924,00
2.2 Lagoas até ETL (Tabela 18)	234.926,00

Item	Valores (R\$)
3. Tratamento <i>in loco</i>	7.800.000,00
3.1 Etapa 1 (Flotador e Decantadores)	300.000,00
3.2 Etapa 2 (Air Stripping)	1.500.000,00
3.3 Etapa 3 (Reator Anaeróbio e Aeróbio)	4.000.000,00
3.4 Etapa 4 (Nanofiltração e Osmose Reversa)	2.000.000,00
4. Manutenção mensal	42.800,00
4.1 Energia Elétrica	8.333,33
4.2 Manutenção e insumos para Etapas 1 e 2	16.800,00
4.3 Manutenção para Etapa 3	1.000,00
4.4 Manutenção para Etapa 4	16.666,67
5. Mão de Obra	16.028,10
5.1 Supervisor (1 pessoa)	3.205,62
5.2 Operadores (4 pessoas)	12.822,48

Para custear o investimento inicial e na hipótese de que a empresa precisaria realizar um empréstimo, buscou-se informações sobre linhas de financiamento, taxas, condições e prazos. Desta forma, identificou-se que o Banco Nacional de Desenvolvimento (BNDES) possui uma linha de financiamento para materiais e equipamentos, condizente com o escopo necessário para a ETL. Esta linha de financiamento, chamada de BNDES Finame, possui valor máximo de financiamento de R\$ 20.000.000,00 com uma taxa de juros de 1,15% ao ano (a.a.), ou 0,0953% ao mês (a.m.), com um prazo total de até 7 anos, além de 12 meses de carência (BNDES, 2021).

Nestas condições e com um valor de investimento inicial, incluindo o tratamento *in loco* e a separação por fases, foi R\$ 8.381.850,00, taxa de juros de 0,0953% a.m. e prazo para pagamento de 7 anos, ou 84 meses, calculou-se que a parcela mensal a ser paga pelo empréstimo seria de cerca de R\$ R\$ 103.878,68.

Sabe-se ainda, conforme informado pela empresa que administra o aterro, que atualmente todo lixiviado gerado no aterro é conduzido via transporte rodoviário até o local onde é realizado o tratamento, distante cerca de 300 km do aterro, com um custo de cerca de R\$ 58,00 por m³ gerado, além de mais R\$ 75,00 por cada m³ para realizar o tratamento.

Ou seja, englobando os custos de transporte e tratamento, o valor gasto atualmente para o montante de 280m³/dia, seria respectivamente de R\$ 487.200,00 e R\$ 630.000,00, totalizando em R\$ 1.117.200,00 mensais. Partindo da hipótese de que

após a instalação da ETL este valor gasto atualmente não seria mais utilizado, entende-se que este valor agrega receita ao estudo de viabilidade econômica a ser realizado.

Sobre a taxa de retorno do investimento, esta deve ser superior ao rendimento médio dos principais indicadores de rentabilidade financeira, como os Certificados de Depósitos Interbancários (CDI) e o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA). Em novembro de 2021, o IPCA era de 1,25% enquanto o CDI era de 7,65%. Portanto, para identificar a viabilidade financeira do projeto aliada a uma rentabilidade superior aos fundos de investimento, deve-se estimar a taxa de retorno do investimento em um valor superior a estes indicadores, sendo adotado 10%.

Após as discussões anteriores, foram criados quatro cenários frente ao acondicionamento e tratamento do lixiviado gerado no aterro. Nestes cenários houve duas variáveis: forma de acondicionamento, misturado ou separado por fases, e local de tratamento, em empresa terceirizada ou em ETL *in loco* operada pela própria empresa.

4.7 ESTUDO DE VIABILIDADE ECONÔMICA NOS CENÁRIOS

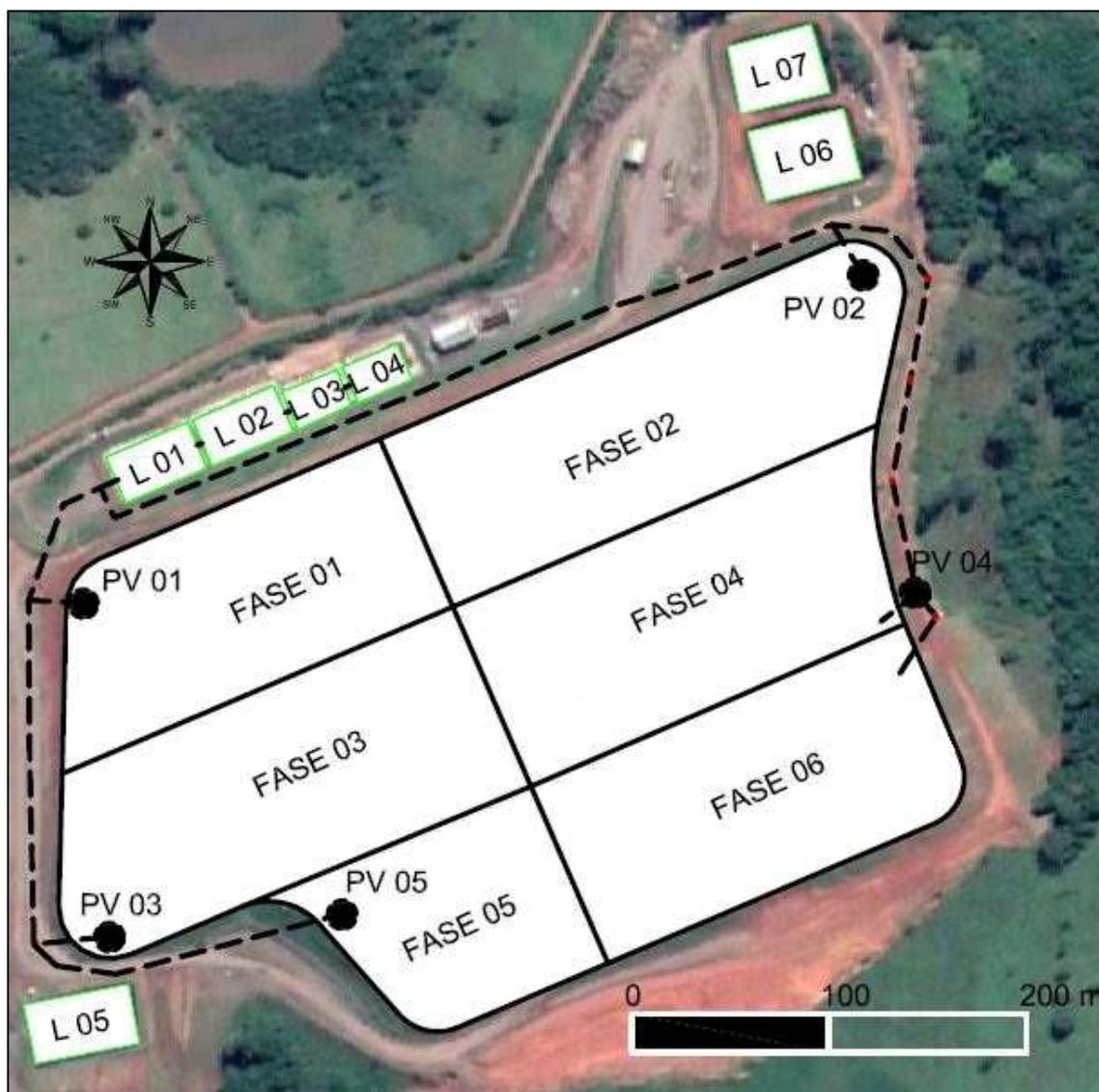
Desta forma, após elencar todos os custos e receitas envolvidas no estudo, foi realizado um estudo de viabilidade econômica frente aos diferentes cenários elaborados, analisando os custos dos sistemas de drenagem, transporte, acondicionamento e da etapa de tratamento do lixiviado do aterro em questão.

Cabe salientar que todo o dimensionamento foi realizado conforme a taxa de geração atual de lixiviado, que é de 280m³/dia, ou cerca de 11,67 m³/h.

4.7.1 Cenário 1 - Situação atual

Conforme já apresentado, atualmente o lixiviado gerado em todas as fases é coletado através de uma rede de tubulações subterrâneas e encaminhado para a lagoa 01 (L 01), de modo que ocorre a mistura do lixiviado de todas as fases, antes do tratamento, realizado por empresa terceira fora da área do aterro, como ilustrado na Figura 67.

Figura 67 - Cenário 1 - Situação atual



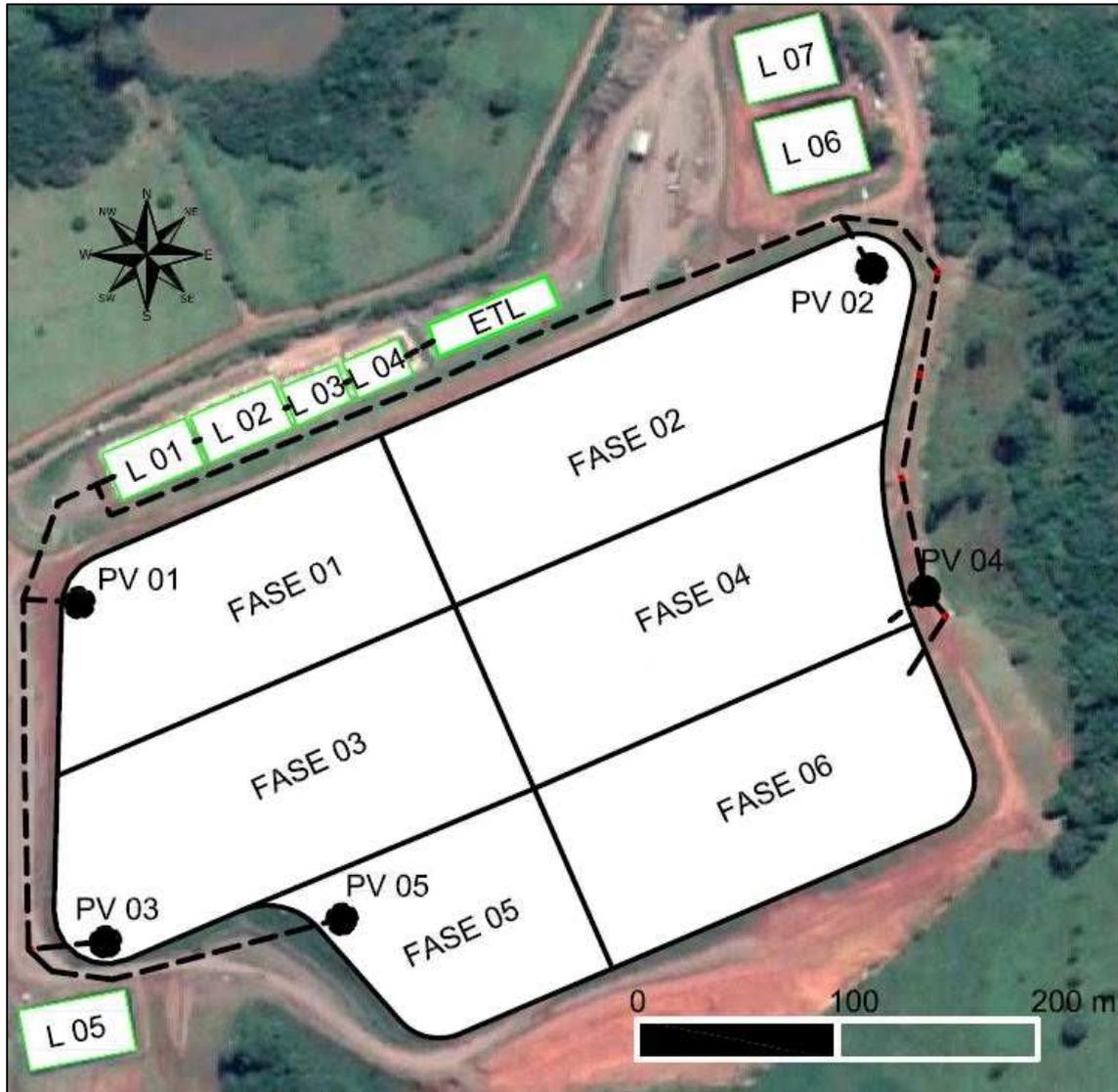
Legenda: PV XX - Poço de Visita L XX - Lagoa de Acúmulo - - - Coleta do Lixiviado

Fonte: Elaborada pelo autor.

Este tratamento é realizado por empresa externa, distante cerca de 300 km do aterro, com o custo mensal de cerca de R\$ 1.117.200,00, conforme descrito no item 4.6.

4.7.2 Cenário 2 - Coleta única e tratamento in loco

No cenário 2 o acondicionamento do lixiviado é realizado de forma única, misturando o efluente gerado em todas as fases e levado até a ETL, conforme mostra a Figura 68. As lagoas 05, 06 e 07 servem como lagoas de emergência, não sendo encaminhado para elas lixiviado de nenhuma fase.

Figura 68 - Cenário 2 - Coleta única e tratamento *in loco*

Legenda: PV XX - Poço de Visita L XX - Lagoa de Acúmulo - - - Coleta do Lixiviado

Fonte: Elaborada pelo autor.

Neste cenário o valor mensal gasto no tratamento do lixiviado seria economizado, tornando-se então uma receita na comparação entre os cenários.

Desta forma, o investimento inicial seria somente o da implantação da ETL, no valor de R\$ 7.800.000,00, enquanto a despesa de operação mensal incluindo manutenções da ETL e mão de obra seriam de R\$ 58.828,10.

Conforme taxa de juros e número de parcelas já apresentadas, calcula-se que o valor da parcela mensal a ser paga pelo empréstimo do investimento inicial seria de R\$ R\$ 96.667,64 e a taxa de retorno do investimento foi estipulada em 10%, conforme apresentado na Tabela 20.

Tabela 20 - Informações para o cenário 2

Item	Valor
Investimento inicial	R\$ 7.800.000,00
Despesa de operação mensal	R\$ 58.828,10
Economia mensal (realizando o tratamento)	R\$ 1.117.200,00
Taxa de retorno do investimento	10,00%
Juros do empréstimo (a.m.)	0,0953%
Parcela Mensal a ser paga do empréstimo	R\$ 96.667,64
Tempo de carência do empréstimo	12 meses
Tempo para pagar empréstimo	84 meses
Tempo de operação da ETL	240 meses (20 anos)

Conforme os valores apresentados, montou-se um fluxo de caixa para este cenário, englobando receitas, despesas, saldo, VP e o VP acumulado em cada período, com um horizonte de investimentos de 20 anos, conforme apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 - Fluxo de caixa do cenário 2 (em R\$)

Período	Despesas	Receitas	Saldo	VP	VP ACUMULADO
0	-7.800.000	0	-7.800.000	-7.800.000	-7.800.000
1º MÊS	-58.828	1.117.200	-6.741.628	962.156	-6.837.843
2º MÊS	-58.828	1.117.200	-5.683.256	874.687	-5.963.156
3º MÊS	-58.828	1.117.200	-4.624.884	795.170	-5.167.985
4º MÊS	-58.828	1.117.200	-3.566.512	722.882	-4.445.103
5º MÊS	-58.828	1.117.200	-2.508.140	657.165	-3.787.937
6º MÊS	-58.828	1.117.200	-1.449.768	597.423	-3.190.514
7º MÊS	-58.828	1.117.200	-391.396	543.112	-2.647.402
8º MÊS	-58.828	1.117.200	666.975	493.738	-2.153.664
9º MÊS	-58.828	1.117.200	1.725.347	448.853	-1.704.811
10º MÊS	-58.828	1.117.200	2.783.719	408.048	-1.296.762
11º MÊS	-58.828	1.117.200	3.842.090	370.952	-925.809
12º MÊS	-155.495	1.117.200	4.803.795	306.428	-619.381
13º MÊS	-155.495	1.117.200	5.765.499	278.571	-340.809
14º MÊS	-155.495	1.117.200	6.727.203	253.246	-87.563
15º MÊS	-155.495	1.117.200	7.688.907	230.224	142.661

Pode-se observar na Tabela 21, que o saldo do projeto se torna positivo já no mês 8, porém este não é o balizador do método do Payback Descontado. Este método

avalia todos os valores futuros trazidos ao tempo zero, utilizando-se a taxa de retorno do investimento, portanto o tempo de retorno do investimento é calculado quando o VP Acumulado se torna zero, neste caso entre os meses 14 e 15, corroborado pelas informações da Tabela 22.

Tabela 22 - Viabilidade econômica do cenário 2

Item	Valor
Soma dos VPs	R\$ 10.245.227,14
VPL do Projeto	R\$ 2.445.227,14
Taxa Interna de Retorno (TIR)	13,25%
Taxa de Lucratividade	1,31
Tempo de Payback	14,38
	14 meses e 11 dias

Conforme apresentado na Tabela 22, o tempo exato do retorno do investimento é de 14,38 meses. Identifica-se também que a taxa interna de retorno foi de 13,25%, sendo esta maior que a taxa de retorno do investimento estipulada em 10% e desta forma considerando o investimento viável. Ainda, com uma taxa de lucratividade de 1,31, calculada dividindo a Soma dos VPs pelo valor do investimento inicial, indica-se aproximadamente 31% de lucros.

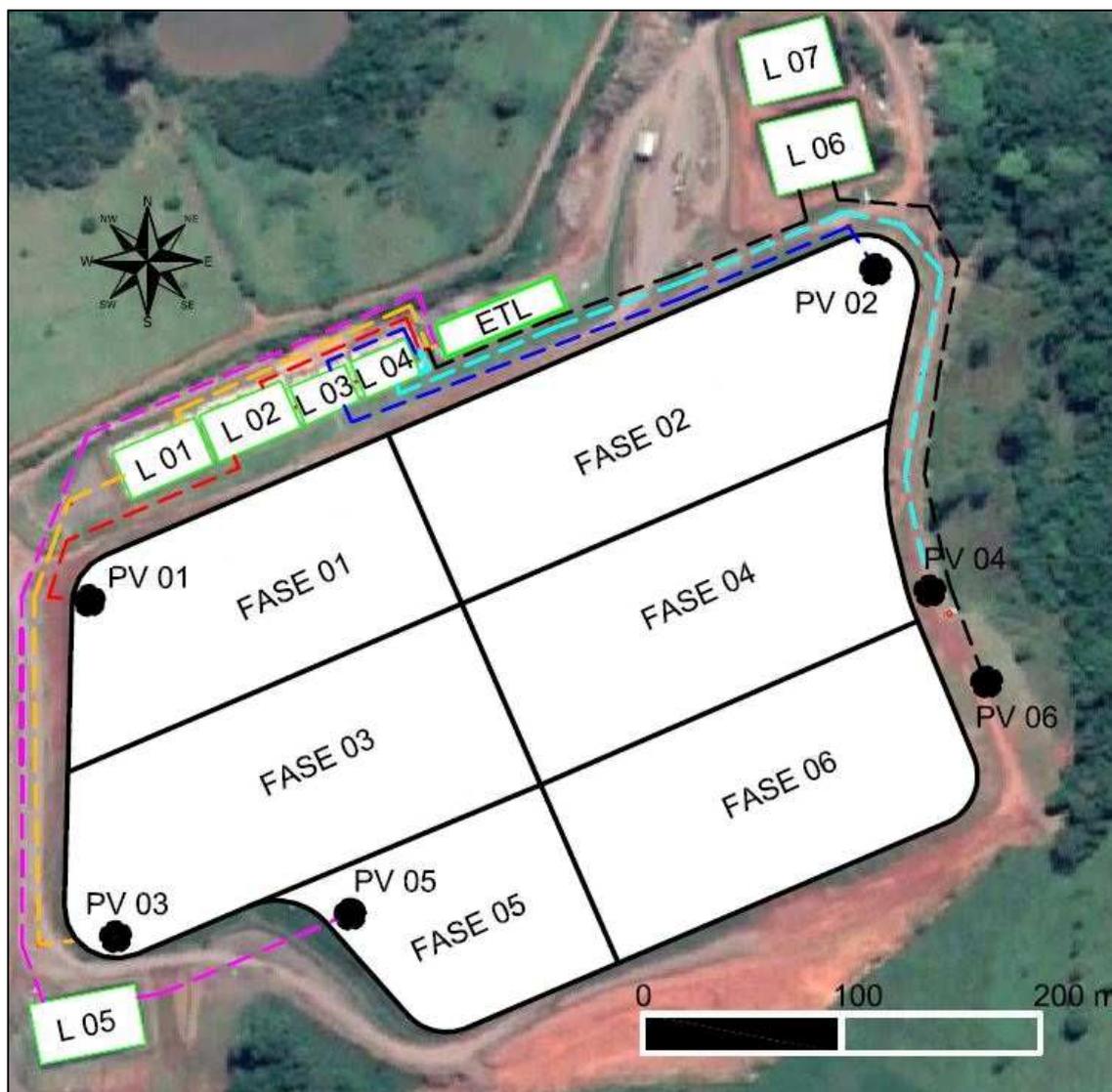
Portanto, adotando o tempo de operação da ETL em 20 anos, que é a vida útil dos equipamentos, os custos totais seriam de R\$ 28.975.481,83 (investimento inicial somado aos custos de manutenção por 20 anos), enquanto o volume de lixiviado tratado seria de 2.044.000 m³ (280 m³/dia x 365 dias x 20 anos), calculando então o custo do tratamento neste período de R\$ 14,18 / m³ (custo / volume). Em paralelo, calculando o custo do tratamento atual, durante os mesmos 20 anos, o valor gasto para realizar o tratamento externo seria de R\$ 268.128.000,00 (R\$ 1.117.200,00 x 12 meses x 20 anos) e desta forma, os custos apresentados no Cenário 3 representa uma redução de cerca de 89,2% no custo do tratamento realizado no modelo atual.

4.7.3 Cenário 3 - Coleta em separado e tratamento in loco

Já no cenário 3, quando a coleta dos lixiviados seria realizada de forma separada, onde cada lagoa receberia o efluente gerado de apenas uma fase e realizando o tratamento na ETL em área adjacente ao aterro, conforme ilustra a Figura

69. Cabe salientar que mesmo realizando a coleta em separado, o lixiviado de todas as fases passaria por todas as etapas do tratamento, pelos floculadores, decantadores, Torres de *Air Stripping*, pelos reatores anaeróbios e aeróbios e pelas membranas de nanofiltração e Osmose Reversa.

Figura 69 - Cenário 3 - Coleta separada e tratamento *in loco*



Legenda: PV XX - Poço de Visita L XX - Lagoa de Acúmulo - - - Coleta do Lixiviado

Fonte: Elaborada pelo autor.

Igualmente conforme apresentado no Cenário 2, neste cenário 3 não haveria gastos com o tratamento do lixiviado realizado de forma terceirizada, sendo este valor então tratado como receita no fluxo de caixa.

Além disso, o investimento inicial seria o somatório de custos da implantação da ETL e dos tubulações subterrâneas que levam o lixiviado gerado em cada fase

para uma lagoa específica e desta para a ETL, totalizando um valor de R\$ 8.381.850,00, enquanto a despesa de operação englobando as manutenções na ETL e mão de obra, somaria R\$ 58.828,10 por mês.

Conforme as mesmas taxas de juros e número de parcelas apresentadas no cenário anterior, calculou-se que o valor da parcela mensal a ser paga pelo empréstimo do investimento inicial seria de R\$ R\$ 103.878,68 e a taxa de retorno do investimento foi estipulada em 10%, conforme mostra a Tabela 23.

Tabela 23 - Informações para o cenário 3

Item	Valor
Investimento inicial	R\$ 8.381.850,00
Despesa de operação mensal	R\$ 58.828,10
Economia mensal (realizando o tratamento)	R\$ 1.117.200,00
Taxa de retorno do investimento	10,00%
Juros do empréstimo (a.m.)	0,0953%
Parcela Mensal a ser paga do empréstimo	R\$ 103.878,68
Tempo de carência do empréstimo	12 meses
Tempo para pagar empréstimo	84 meses
Tempo de operação da ETL	240 meses (20 anos)

Igualmente conforme apresentado no cenário 2, montou-se um fluxo de caixa para este cenário, englobando as receitas, despesas, saldo, VP e o VP acumulado em cada período, com um horizonte de investimentos de 20 anos, conforme apresentado na Tabela 24.

Tabela 24 - Fluxo de caixa do cenário 3 (em R\$)

Período	Despesas	Receitas	Saldo	VP	VP ACUMULADO
0	-8.381.850	0	-8.381.850	-8.381.850	-8.381.850
1º MÊS	-58.828	1.117.200	-7.323.478	962.156	-7.419.693
2º MÊS	-58.828	1.117.200	-6.265.106	874.687	-6.545.006
3º MÊS	-58.828	1.117.200	-5.206.734	795.170	-5.749.835
4º MÊS	-58.828	1.117.200	-4.148.362	722.882	-5.026.953
5º MÊS	-58.828	1.117.200	-3.089.990	657.165	-4.369.787
6º MÊS	-58.828	1.117.200	-2.031.618	597.423	-3.772.364
7º MÊS	-58.828	1.117.200	-973.246	543.112	-3.229.252
8º MÊS	-58.828	1.117.200	85.125	493.738	-2.735.514
9º MÊS	-58.828	1.117.200	1.143.497	448.853	-2.286.661

10º MÊS	-58.828	1.117.200	2.201.869	408.048	-1.878.612
11º MÊS	-58.828	1.117.200	3.260.240	370.952	-1.507.659
12º MÊS	-162.706	1.117.200	4.214.734	304.130	-1.203.528
13º MÊS	-162.706	1.117.200	5.169.227	276.482	-927.046
14º MÊS	-162.706	1.117.200	6.123.720	251.347	-675.698
15º MÊS	-162.706	1.117.200	7.078.213	228.498	-447.200
16º MÊS	-162.706	1.117.200	8.032.707	207.725	-239.474
17º MÊS	-162.706	1.117.200	8.987.200	188.841	-50.633
18º MÊS	-162.706	1.117.200	9.941.693	171.673	121.040

Como observado na Tabela 24, o saldo do projeto torna-se positivo no mês 8, porém o VP acumulado torna-se zero somente entre os meses 17 e 18, sendo então este o tempo de retorno do investimento calculado pelo método do *Payback* Descontado, conforme também mostra a Tabela 25.

Tabela 25 - Viabilidade econômica do cenário 3

Item	Valor
Soma dos VPs	R\$ 10.219.976,95
VPL do Projeto	R\$ 1.838.126,95
Taxa Interna de Retorno (TIR)	12,28%
Taxa de Lucratividade	1,22
Tempo de Payback	17,29
	17 meses e 8 dias

Conforme mostrado na Tabela 25, o tempo de retorno do investimento é de 17,29 meses. Identifica-se também que a taxa interna de retorno é de 12,28%, ainda superior a taxa de retorno do investimento estipulada em 10%, considerando-se então o investimento viável. Ainda, a taxa de lucratividade foi de 1,22, o que significa que o lucro, calculado dividindo a Soma dos VP pelo valor do investimento inicial, foi de aproximadamente 22%.

Portanto, adotando o tempo de operação da ETL em 20 anos, que é a vida útil dos equipamentos, os custos totais seriam de R\$ 30.085.430,98 (investimento inicial somado aos custos de manutenção por 20 anos), enquanto o volume de lixiviado tratado seria de 2.044.000 m³ (280 m³/dia x 365 dias x 20 anos), calculando então o custo do tratamento neste período de R\$ 14,72 / m³ (custo / volume). Em paralelo, calculando o custo do tratamento atual, durante os mesmos 20 anos, o valor gasto

para realizar o tratamento externo seria de R\$ 268.128.000,00 (R\$ 1.117.200,00 x 12 meses x 20 anos) e desta forma, os custos apresentados no Cenário 3 representa uma redução de cerca de 88,8% no custo do tratamento realizado no modelo atual.

4.7.4 Cenário 4 - Coleta em separado e tratamento in loco adaptado

A criação do Cenário 4 baseia-se em estudos da literatura que indicam a possibilidade de tratamentos diferenciados para os lixiviados, de acordo com a variação nos parâmetros físico-químicos e conforme a idade de decomposição dos RSU que o formaram.

Diversos estudos apontam diminuição nos parâmetros ao longo do tempo (BANDALA *et al.*, 2021; DI MARIA *et al.*, 2018; GAUTAM; KUMAR, 2021; SHOW *et al.*, 2019; TENG *et al.*, 2021; VACCARI; TUDOR; VINTI, 2019).

Porém, o tempo de análise do aterro neste trabalho não permite confirmar esta tendência, visto que os estudos indicam que lixiviados gerados em aterros com idade de deposição dos RSU acima dos 10 anos, há diminuição dos parâmetros de Cor, Turbidez, Fósforo, Nitrogênio, DQO e DBO.

A partir desta tendência, a proposição do Cenário 4 é tornar facultativo a passagem pelas Etapas 1, 2 e 3 em lixiviados gerados em fases próximas dos 10 anos, no caso do aterro de São Leopoldo, as fases 1, 2 e 3. Então, o lixiviado coletado nas fases 1, 2 e 3 seriam encaminhado diretamente para a Etapa 4, para a nanofiltração e Osmose Reversa, e as fases mais novas permaneceriam sendo encaminhadas para todas as fases de tratamento.

Desta forma, A ETL a ser instalada no aterro poderia ser redimensionada, considerando uma vazão de geração de lixiviado constante e igual entre as fases.

Nas Etapas 1, 2 e 3, haveria a necessidade para apenas 140m³ / dia, e não mais os 280 m³ / dia como nos cenários anteriores. Desta forma, o custo bem como a manutenção destas etapas cairia em cerca de 50%. Já a Etapa 4 e a mão de obra permaneceriam com os mesmos valores apresentados anteriormente. Assim, o valor do investimento inicial seria aproximadamente R\$ 5.481.850,00 e o custo mensal de operação seria R\$ 49.928,10. Estes valores são apresentados na Tabela 26.

Tabela 26 - Custos de tratamento do Cenário 4

Item	Valores (R\$)
1. Instalação da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL)	0
1.1 Compra da área a ser instalada a ETL	0
1.2 Construção da estrutura física	0
2. Separação por fases	581.850,00
2.1 Fases até Lagoas (Tabela 17)	346.924,00
2.2 Lagoas até ETL (Tabela 18)	234.926,00
3. Tratamento <i>in loco</i>	4.900.000,00
3.1 Etapa 1 (Flotador e Decantadores)	150.000,00
3.2 Etapa 2 (Air Stripping)	750.000,00
3.3 Etapa 3 (Reator Anaeróbio e Aeróbio)	2.000.000,00
3.4 Etapa 4 (Nanofiltração e Osmose Reversa)	2.000.000,00
4. Manutenção mensal	34.400,00
4.1 Energia Elétrica	8.333,33
4.2 Manutenção e insumos para Etapas 1 e 2	8.400,00
4.3 Manutenção para Etapa 3	500,00
4.4 Manutenção para Etapa 4	16.666,67
5. Mão de Obra	16.028,10
5.1 Supervisor (1 pessoa)	3.205,62
5.2 Operadores (4 pessoas)	12.822,48

Igualmente conforme apresentado no Cenário 2 e 3, neste cenário 4 não haveria gastos com o tratamento do lixiviado realizado de forma terceirizada, sendo este valor então tratado como receita no fluxo de caixa.

Além disso, o investimento inicial seria o somatório de custos da implantação da ETL e dos tubulações subterrâneas que levam o lixiviado gerado em cada fase para uma lagoa específica e desta para a ETL, totalizando um valor de R\$ 5.481.850,00, enquanto a despesa de operação englobando as manutenções na ETL e mão de obra, somaria R\$ 49.928,10 por mês.

Conforme as mesmas taxas de juros e número de parcelas apresentadas no cenário anterior, calculou-se que o valor da parcela mensal a ser paga pelo empréstimo do investimento inicial seria de R\$ 67.938,14 e a taxa de retorno do investimento foi estipulada em 10%, conforme mostra a Tabela 27.

Tabela 27 - Informações para o cenário 4

Item	Valor
Investimento inicial	R\$ 5.481.850,00
Despesa de operação mensal	R\$ 49.928,10
Economia mensal (realizando o tratamento)	R\$ 1.117.200,00
Taxa de retorno do investimento	10,00%
Juros do empréstimo (a.m.)	0,0953%
Parcela Mensal a ser paga do empréstimo	R\$ 67.938,14
Tempo de carência do empréstimo	12 meses
Tempo para pagar empréstimo	84 meses
Tempo de operação da ETL	240 meses (20 anos)

Igualmente conforme apresentado no cenário 2 e 3, montou-se um fluxo de caixa para este cenário, englobando as receitas, despesas, saldo, VP e o VP acumulado em cada período, com um horizonte de investimentos de 20 anos, conforme apresentado na Tabela 28.

Tabela 28 - Fluxo de caixa do cenário 4 (em R\$)

Período	Despesas	Receitas	Saldo	VP	VP ACUMULADO
0	-5.481.850		-5.481.850	-5.481.850	-5.481.850
1º MÊS	-49.928	1.117.200	-4.414.578	970.247	-4.511.603
2º MÊS	-49.928	1.117.200	-3.347.306	882.043	-3.629.560
3º MÊS	-49.928	1.117.200	-2.280.034	801.857	-2.827.703
4º MÊS	-49.928	1.117.200	-1.212.762	728.961	-2.098.742
5º MÊS	-49.928	1.117.200	-145.490	662.692	-1.436.050
6º MÊS	-49.928	1.117.200	921.781	602.447	-833.603
7º MÊS	-49.928	1.117.200	1.989.053	547.679	-285.923
8º MÊS	-49.928	1.117.200	3.056.325	497.890	211.967
9º MÊS	-49.928	1.117.200	4.123.597	452.627	664.594
10º MÊS	-49.928	1.117.200	5.190.869	411.480	1.076.074
11º MÊS	-49.928	1.117.200	6.258.141	374.072	1.450.146
12º MÊS	-117.866	1.117.200	7.257.474	318.418	1.768.564
13º MÊS	-117.866	1.117.200	8.256.808	289.471	2.058.036
14º MÊS	-117.866	1.117.200	9.256.142	263.155	2.321.191
15º MÊS	-117.866	1.117.200	10.255.475	239.232	2.560.424

Como observado na Tabela 28, o saldo do projeto torna-se positivo no mês 6, porém o VP acumulado torna-se zero somente entre os meses 7 e 8, sendo então

este o tempo de retorno do investimento calculado pelo método do *Payback* Descontado, conforme também mostra a Tabela 29.

Tabela 29 - Viabilidade econômica do cenário 4

Item	Valor
Soma dos VPs	R\$ 10.434.826,49
VPL do Projeto	R\$ 4.952.976,49
Taxa Interna de Retorno (TIR)	19,29%
Taxa de Lucratividade	1,90
Tempo de Payback	7,57
	7 meses e 17 dias

Conforme mostrado na Tabela 29, o tempo de retorno do investimento é de 7,57 meses. Identifica-se também que a taxa interna de retorno é de 19,29%, superior à taxa de retorno do investimento estipulada em 10%, considerando-se então o investimento viável. Ainda, a taxa de lucratividade foi de 1,90, o que significa que o lucro, calculado dividindo a Soma dos VP pelo valor do investimento inicial, foi de aproximadamente 90%.

Portanto, adotando o tempo de operação da ETL em 20 anos, que é a vida útil dos equipamentos, os custos totais seriam de R\$ 22.425.186,07 (investimento inicial somado aos custos de manutenção por 20 anos), enquanto o volume de lixiviado tratado seria de 2.044.000 m³ (280 m³/dia x 365 dias x 20 anos), calculando então o custo do tratamento neste período de R\$ 10,97 / m³ (custo / volume). Em paralelo, calculando o custo do tratamento atual, durante os mesmos 20 anos, o valor gasto para realizar o tratamento externo seria de R\$ 268.128.000,00 (R\$ 1.117.200,00 x 12 meses x 20 anos) e desta forma, os custos apresentados no Cenário 4 representa uma redução de cerca de 91,6% no custo do tratamento realizado no modelo atual.

Comparando-se ainda os custos do Cenário 3 e do Cenário 4, este último apresenta uma economia de aproximadamente 25% nos custos de investimentos iniciais e de manutenção ao longo dos 20 anos de operação, evidenciando que esta opção deve ser analisada nos próximos anos de operação do aterro, ou assim que alguma das fases futuras se aproximar dos 10 anos de deposição dos RSU.

Na Tabela 30 é apresentado o resumo de todos os cenários apresentados, com os principais indicadores financeiros e as vantagens e desvantagens para cada cenário.

Tabela 30 - Resumo de informações dos Cenários

Critério	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Investimento inicial	-	R\$ 7.800.000,00	R\$ 8.381.850,00	R\$ 5.481.850,00
Despesa mensal	R\$ 1.117.200,00	R\$ 58.828,10	R\$ 58.828,10	R\$ 49.928,10
Custo do transporte / tratamento por m ³	R\$ 133,00	R\$ 14,18	R\$ 14,71	R\$ 10,97
Taxa de lucratividade	-	1,31	1,22	1,90
Tempo de retorno do investimento	-	1 ano e 2 meses	1 ano e 5 meses	7 meses
Vantagens	- Não existe a preocupação com o monitoramento pós tratamento.	- Tratamento realizado in loco; - Economia de 89,2% comparado com o custo do tratamento em 20 anos.	- Tratamento realizado in loco; - Lixiviado separado por fases; - Economia de 88,8% comparado com o custo do tratamento em 20 anos.	- Tratamento realizado in loco; - Lixiviado separado por fases; - Diferença no tratamento entre fases novas e antigas; - Economia de 91,6% comparado com o custo do tratamento em 20 anos.
Desvantagens	Alto custo mensal, risco de acidente ambiental no transporte do efluente.	Alto investimento inicial, lixiviado misturado antes do tratamento.	Alto investimento inicial.	-

Conforme observado na Tabela 30, observa-se que o Cenário 1 não possui investimento inicial, porém a despesa mensal torna o custo de transporte e tratamento do lixiviado nos próximos 20 anos em cerca de R\$ 133,00 por m³. No Cenário 2, onde há a implantação da ETL, o investimento inicial é alto, porém a despesa mensal é reduzida, fazendo com que o custo do transporte e tratamento seja de R\$ 14,18 por m³, com uma taxa de lucratividade de 31%. Já no Cenário 3, onde além da implantação da ETL, há a separação do lixiviado por fases, o custo do transporte e tratamento do lixiviado foi estimado em R\$ 14,71 por m³, com uma taxa de lucratividade de 22%. Enquanto no Cenário 4, onde há a separação por fases e a implantação da ETL, porém operada de forma a encaminhar o lixiviado gerado nas fases mais antigas apenas para a etapa de nanofiltração e Osmose Reversa, os

valores do investimento inicial e da despesa mensal foram reduzidos, fazendo com que o custo do transporte e tratamento do lixiviado seja estimado em R\$ 10,97 por m³, com uma taxa de lucratividade de 90%, tornando assim o Cenário 4 o mais atrativo para ser implementado.

Os números apresentados nestes cenários são inferiores aos identificados pela literatura. Almeida e Campos (2020) avaliaram um sistema composto por alcalinização com a aplicação de cal, Air Stripping e nanofiltração em um aterro no Estado do Rio de Janeiro. Além de encontrar resultados satisfatórios de remoção de DQO e Nitrogênio amoniacal, o custo médio do tratamento por um período de 40 anos seria de aproximadamente U\$ 10,54 / m³ ou R\$ 17,70 / m³, conforme cotação do dólar à época (ACINH, 2022).

Já Almeida *et al.* (2020b), adotando um período de 20 anos de operação utilizando um sistema de filtros de areia e osmose reversa, calculou os custos de tratamento do lixiviado em aproximadamente U\$ 8,58 / m³ ou R\$ 44,18 / m³, conforme cotação do dólar à época (ACINH, 2022).

Desconsiderando questões como depreciação de equipamentos, ou atualização nos orçamentos, estes custos são superiores aos apresentados nos cenários abordados neste trabalho, evidenciando desta forma que os resultados obtidos neste estudo tem impacto positivo na avaliação do sistema de tratamento do lixiviado adotado no aterro de São Leopoldo.

5 CONCLUSÕES

Neste capítulo serão apresentadas as conclusões do estudo, bem como as sugestões para futuros estudos complementares no tema.

Ao final deste trabalho, entende-se que conhecer a gravimetria dos RSU é fundamental para identificar possíveis implementações no manejo destes materiais, além de efetuar uma destinação final adequada.

Foram encontrados dados faltantes quanto as gravimetrias municipais em alguns PMRS. A maior parte destes problemas ocorreram em pequenos municípios, onde o poder público é omissos na regulamentação e fiscalização de ações de saneamento. Embora a PNRS sirva como orientação para os municípios, na busca do melhor entendimento quanto a gerência dos RSU, nem todos se preocupam em quantificar o volume de RSU gerado, nem em implementar políticas de reciclagem ou reaproveitamento dos resíduos com este potencial.

Através da análise dos RSU recebidos durante 7,5 anos, o que corresponde a aproximadamente 85% do tempo de operação do aterro, identificou-se que 91,9% dos RSU recebidos eram oriundos de coletas regulares municipais, dentre os quais muitos não adotam a técnica de coleta seletiva de recicláveis. Desta forma, considerando a totalidade dos RSU recebidos no aterro durante o período analisado, estimou-se que 45% seja MOP, 24% CB e Outros e 31% de materiais com potencial de reciclabilidade, demonstrando que a grande parcela de RSU destinados ao aterro sanitário poderiam ter um melhor aproveitamento, seja com a implantação de processos de tratamento de orgânicos (compostagem ou biodigestão) ou em Centrais de Triagem. Salienta-se que não existiram grandes diferenças de gravimetria final entre as fases, evidenciando que as parcelas de resíduos depositadas não variaram significativamente durante o período estudado.

Outro item estudado, buscou verificar a possibilidade de contaminação nos corpos hídricos situados em áreas lindeiras ao aterro ativo existente na cidade de São Leopoldo-RS.

Baseado no monitoramento periódico, realizado nos anos de 2018, 2019 e 2020, foi possível mensurar diversos parâmetros de controle e posteriormente compará-los a legislação vigente que normatiza o lançamento de efluentes líquidos.

Utilizando-se 32 parâmetros físico-químicos, foi possível analisar os resultados e definir que em 31 destes os padrões limítrofes estão sendo atendidos.

Somente o parâmetro de Coliformes Termotolerantes extrapolou o limite das normas, porém existe a hipótese de que isto não seja afetado pelo aterro e sim pelo lançamento de esgoto doméstico sem tratamento dos municípios da região, ou por atividades industriais.

Cabe salientar que não houve neste estudo uma análise das condições pré-existentes ao aterro, não sendo possível identificar se a operação do aterro alterou a qualidade da água superficial ou subterrânea existente previamente na região.

Desta forma é possível concluir que os resíduos presentes no aterro e todos os produtos oriundos de sua decomposição não estão contaminando os corpos hídricos presentes na região durante o período monitorado.

Quanto a análise do lixiviado gerado no aterro, avaliando-se 20 parâmetros físico-químicos, incluindo a precipitação, foi possível implementar a Análise de Componentes Principais. Obteve-se, para cada fase de operação do aterro, um resultado diferente quando comparado com as outras fases. Para cada fase, utilizou-se os três CP de maior relevância, onde estes respondiam entre 69% e 82% da variância dos dados, sendo possível identificar quais parâmetros tem maior relevância em cada CP. Ao final da análise foi possível distinguir quais parâmetros tiveram maior representatividade na variação dos dados.

Quando foi avaliado o CP1 apenas nas fases 1, 2 e 3, onde os RSU estão depositados a mais de 5 anos, observou-se que o parâmetro que mais se destacou foi a Cor Verdadeira, com representatividade acima de 80% nas três fases, enquanto Nitrogênio Orgânico e Alcalinidade a Bicarbonatos obtiveram representatividade acima de 80% em duas das três fases. Os parâmetros que obtiveram representatividades abaixo de 50% nestas fases, podem ser eliminados da avaliação destas fases, sem acarretar prejuízos para a análise, neste caso pH e Cálcio (Ca).

Já quando se analisou o CP1 nas fases 4 e 5, onde o RSU foi depositado em um período inferior a 5 anos, os parâmetros que se destacam são o COT Bruto, COT Filtrado e Alcalinidade a Bicarbonatos, com representatividade acima de 80% em uma fase e acima de 50% na outra, além de Cor Verdadeira com representatividade acima de 50% nas duas fases. Nestas fases, os parâmetros que obtiveram representatividades abaixo de 50% podem ser eliminados da avaliação, neste caso Fósforo (P) e Cálcio (Ca).

Quando se analisou o CP1 de todas as fases, os parâmetros Alcalinidade a Bicarbonatos e Cor Verdadeira com forte representatividade em três fases e

moderada em outras duas, enquanto Nitrogênio Orgânico, Sódio (Na), Precipitação, Cor aparente, Nitrogênio Amoniacal, COT Bruto, e DBO₅, com moderada representatividade em pelo menos quatro das cinco fases. Quando avaliado o CP2, que possui menor representatividade dos dados comparado ao CP1, destacam-se a Precipitação, AGV, Sódio (Na) e Potássio (K) com representatividade superior a 80% em 1 das 5 fases e quanto ao CP3, destacam-se o Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P) e Amônio, evidenciando que existem diferenças estatísticas entre as amostras de cada fase e assim corroborando com a proposta de separar os lixiviados de casa fase antes do tratamento.

Desta forma para cada fase de operação do aterro foi possível diminuir a dimensionalidade dos dados originais, onde havia 19 parâmetros não correlacionados, em três CP em que todos os parâmetros interagem em conjunto, onde os parâmetros que mais influenciaram foram Alcalinidade a Bicarbonatos, Cor Verdadeira, Nitrogênio Orgânico, Sódio (Na), Precipitação, Cor aparente, Nitrogênio Amoniacal, COT Bruto, e DBO₅ em ordem decrescente de representatividade na análise. Caso somente estes parâmetros fossem utilizados, a variabilidade dos dados seria semelhante, tornando possível realizar uma avaliação das amostras de lixiviado, com a mesma qualidade.

Para finalizar o estudo, a última etapa do trabalho consistiu em realizar um estudo de viabilidade financeira sobre alterações no layout atual de coleta e operação do lixiviado, onde foram analisados os custos de transporte e tratamento do lixiviado realizado atualmente e comparados com cenários variando a forma de armazenamento do lixiviado, separado por fases e realizando o tratamento do lixiviado *in loco*, conforme orientações obtidas em estudos prévios realizados pela empresa que administra alguns aterros na região e já possui um sistema de tratamento implementado em outros aterros. Nestes aterros a mesma tecnologia de tratamento foi adotada e desta forma, ela foi utilizada para avaliação no aterro de São Leopoldo, consistindo em um tratamento com floculadores, decantadores, torre de arraste de ar (*Air Stripping*), reatores anaeróbios e aeróbios, nanofiltração e Osmose Reversa.

Desta forma, constatou-se que o custo mensal atual do transporte e tratamento do lixiviado é de cerca de R\$ 1.117.200,00. No Cenário 1, a empresa que administra o aterro terceiriza o tratamento do efluente, não sendo responsável pelo descarte do lixiviado tratado e nem do manejo do rejeito.

No Cenário 2, onde o armazenamento é realizado de forma única, misturando os lixiviado de todas as fases e realizando o tratamento *in loco*, com a instalação de

ETL em área próxima ao maciço do aterro, o custo inicial seria de aproximadamente R\$ 7.800.000,00 e a despesa mensal de operação seria de R\$ 58.828,10. Adotando uma taxa de retorno do investimento de 10% e o tempo de operação da ETL de 20 anos, a Soma dos VPs foi de R\$ 10.245.227,14, o VPL do projeto foi calculado em R\$ 2.445.227,14 e a TIR seria de 13,25%, identificando a viabilidade financeira do cenário. Ainda, a taxa de lucratividade seria de 1,31, indicando 31% de lucro, calculado pela divisão da Soma dos VPs pelo valor do investimento inicial e o tempo de *payback* seria de aproximadamente 14,38 meses. Quando comparados os custos ao longo dos 20 anos, percebe-se que o Cenário 2 agrega uma redução de 89,2% dos custos no tratamento do lixiviado, com os custos do Cenário 1.

Enquanto no Cenário 3, onde o armazenamento do lixiviado é realizado de forma separada, onde o efluente gerado em cada fase é destinado a uma lagoa de acúmulo, não havendo a mistura do efluente antes do tratamento, que é realizado em uma ETL em área adjacente ao maciço do aterro e os efluentes de todas as fases passam por todas as etapas do tratamento, o custo inicial das instalações totaliza R\$ 8.381.850,00 com um custo de operação mensal de R\$ 58.828,10. Utilizando a taxa de retorno do investimento de 10% e o tempo de operação da ETL de 20 anos, a Soma dos VPs foi de R\$ 10.219.976,95, o VPL do projeto foi calculado em R\$ 1.838.126,95 e a TIR em 12,28%, demonstrando que o Cenário 4 é viável economicamente. Além disto, a taxa de lucratividade foi de 1,22, indicando 22% de lucros e o tempo de *payback* do investimento foi calculado em aproximadamente 17,29 meses. Quando comparados os custos ao longo dos 20 anos, percebe-se que o Cenário 3 agrega uma redução de 88,8% dos custos no tratamento do lixiviado, com o custo do Cenário 1.

Já no Cenário 4, onde foi proposta uma alteração no processo de tratamento, conforme estudos que indicam uma redução de carga orgânica ao longo do tempo, justamente o que é removido nas etapas 1, 2 e 3 do tratamento. Desta forma, os lixiviados gerados em fases com mais de 10 anos de operação poderiam ser enviadas diretamente para a Etapa 4, diminuindo os custos do tratamento sem prejudicar a eficiência do resultado final. Sendo assim, a ETL a ser instalada no aterro poderia ser redimensionada, diminuindo os custos iniciais de instalação para R\$ 5.481.850,00 e de manutenção mensal para R\$ 49.928,10.

Assim, estimando o tempo de operação da ETL em 20 anos, a Soma dos VP foi R\$ 10.434.826,49, o VPL de R\$ 4.952.976,49 e a TIR em 19,29%, superior à taxa de investimento estipulada em 10%, considerando-se então o investimento viável.

Além disso, a taxa de lucratividade foi de 1,90, indicando 90% de lucros, calculado dividindo a Soma dos VP pelo valor do investimento inicial e o tempo de *payback* do investimento foi calculado em aproximadamente 7,29 meses. Ao se comparar os custos ao longo de 20 anos de operação, identifica-se uma redução de 91,6% nos custos do tratamento do lixiviado, comparados ao Cenário 1.

De forma geral, tanto o Cenário 2, o Cenário 3 e o Cenário 4 obtiveram resultados positivos na análise financeira, evidenciando que as alterações são viáveis do ponto de vista financeiro, além de propiciarem possíveis benefícios no processo de tratamento dos efluentes, onde diminuindo-se as variabilidades químicas pode-se obter melhores resultados de eficiência de remoção.

Pode-se concluir então, baseado nos parâmetros econômicos, que o Cenário 4 é o mais indicado a ser implementado, visto sua taxa de lucratividade e o tempo de retorno do investimento.

Como sugestões para trabalhos futuros, indica-se a verificação dos resultados encontrados no estudo econômico, bem como a eficiência dos tratamentos indicados nos cenários elencados neste trabalho, caso a ETL seja construída no aterro estudado.

Recomenda-se também a continuação do monitoramento dos parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado nas fases atuais e futuras, a fim de corroborar com os resultados encontrados.

Além disso, indica-se a realização de estudos gravimétricos nos RSU depositados nas fases futuras, para correlacionar este resultado com o monitoramento do lixiviado gerado.

Por fim, sugere-se o monitoramento dos gases gerados no aterro, com a finalidade de geração de energia, que gerariam outras receitas na operação do aterro e que poderiam viabilizar as alterações propostas neste trabalho.

6 REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.157 - Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação.** Rio de Janeiro, Brasil, 1987.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004 - Resíduos Sólidos - Classificação.** Rio de Janeiro, Brasil, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, Brasil, 1997a.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969/1997 - Tanques Sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, Brasil, 1997b.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro, Brasil, 1992.

ABRELPE, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2021.** 54p. 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>.

ACINH, ASSOCIAÇÃO COMERCIAL INDUSTRIAL E DE SERVIÇOS DE NOVO HAMBURGO. **Cotação Histórica do Dólar. 2022.** Disponível em: <https://www.acinh.com.br/servicos/cotacao-dolar>.

ADEOLU, Aderemi; ADA, Oriaku; GBENGA, Adewumi; ADEBAYO, Otitolaju. Assessment of groundwater contamination by leachate near a municipal solid waste landfill. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 5, n. 11, p. 933–940, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5897/AJEST11.272>.

ALAVI, Nadali; ESLAMI, Akbar; SAGHI, Mohammad Hossien. Measurement and monitoring of anions, cations and metals in landfill leachate in Iranian metropolises. **Data in Brief**, v. 21, p. 1818–1822, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.11.013>.

ALCÂNTARA, Perboyre Barbosa. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados.** p. 364, 2007. Disponível em: <http://www.repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5397>.

ALMASI, Ali; MOHAMMADI, Mitra; AZIZI, Ali; BERIZI, Zohreh; SHAMSI, Khadije; SHAHBAZI, Ali; MOSAVI, Seyyed Alireza. Assessing the knowledge, attitude and practice of the kermanshahi women towards reducing, recycling and reusing of

municipal solid waste. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 141, p. 329–338, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.017>.

ALMEIDA, Erika De; BRAGA, Sampaio; AQUINO, Marisete Dantas De; XENOFONTE, Petrúcio Maia; OLIVEIRA, Jedson Vieira De; MÁRCIO, Carlos. Influência da proximidade de um aterro sanitário na qualidade das águas Influence of the proximity of a landfill on water quality. **Águas Subterrâneas**, p. 2–7, 2020.

ALMEIDA, Nair Conde de. **Estudo de possibilidades de tratamentos microbiológico e com adsorventes para chorume e influências ecotóxicas do seu descarte no ambiente**. 2017. 112 f. Universidade Estadual Paulista, 2017.

ALMEIDA, Ronei De; BILA, Daniele Maia; QUINTAES, Bianca Ramalho; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Cost estimation of landfill leachate treatment by reverse osmosis in a Brazilian landfill. **Waste Management & Research**, v. 38, n. 10, p. 1087–1092, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X20928411>.

ALMEIDA, Ronei De; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Análise tecnoeconômica do tratamento de lixiviado de aterro sanitário. **Revista Ineana**, v. 8, n. 1, p. 6–27, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17352.06408>.

ALVES, Nathália Ferreira. **Identificação de áreas para a implantação de aterro sanitário na mesorregião do triângulo mineiro/alto paranaíba com a utilização de geotecnologias**. 2019. 117 f. UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA, 2019.

AMANO, Kofi Owusu Ansah; DANSO-BOATENG, Eric; ADOM, Ebenezer; NKANSAH, Desmond Kwame; AMOAMAH, Ernest Sintim; APPIAH-DANQUAH, Emmanuel. Effect of waste landfill site on surface and ground water drinking quality. **Water and Environment Journal**, v. 35, n. 2, p. 715–729, 2021. <https://doi.org/10.1111/wej.12664>.

AMARAL, Cislara Pires; LOPEZ, Diosnel Antonio Rodriguez. Impactos Sociais E Ambientais: a Vulnerabilidade Do Sistema De Gerenciamento Dos Resíduos Sólidos Urbanos. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 13, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.9771/gesta.v6i2.23967>.

AMORIM, Ana Maria Pereira Barreto; CAVALHEIRO, Thaís Lopes; PREUSSLER, Karla Heloise; MIELKE, Erica Costa; CUBAS, Selma Aparecida; MARANHO, Leila Teresinha. Efficiency of a pilot system using wetlands in the post-treatment of the leachate generated in the Curitiba Landfill, Curitiba, Paraná, Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 535–542, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201894495>.

ANA, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras - Água, Sedimentos, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos**. Brasília, Brasil, 2011.

ANCIC, Mario; HUDEK, Ana; RIHTARIC, Iva; CAZAR, Mario; BACUN-DRUZINA, Visnja; KOPJAR, Nevenka; DURGO, Ksenija. PHYSICO chemical properties and toxicological effect of landfill groundwaters and leachates. **Chemosphere**, v. 238, p. 14, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124574>.

ANDERSON, T. W. **An Introduction to Multivariate Statistical Analysis**. Stanford, CA, USA: Stanford University, 1958. v. 3, Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00401706.1986.10488123>.

ANDRADE FILHO, Jerônimo; DIAS, Nildo Da S.; BATISTA, Rafael O.; SANTOS JÚNIOR, José a.; SANTOS, Anne G.D.; LIMA, Ana L.F. Landfill leachate as nutritional source in castor bean cultivation under semi-arid conditions. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 378–382, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n6p378-382>.

ANGELIDAKI, Irini; BATSTONE, Damien John. Anaerobic Digestion: Process. **Solid Waste Technology & Management**, UK, p. 583–600, 2010.

ARARICÁ, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 474, 2012.

ASSAF NETO, Alexandre. Os métodos quantitativos de análise de investimentos. **Caderno de Estudos**, n. 6, p. 01–16, 1992. .

AYALA, Julia; FERNÁNDEZ, Begoña. Treatment from abandoned mine landfill leachates. Adsorption technology. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 8, n. 3, p. 2732–2740, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2019.04.009>.

AYODELE, T. R.; ALAO, M. a.; OGUNJUYIGBE, a. S.O. Recyclable resources from municipal solid waste: Assessment of its energy, economic and environmental benefits in Nigeria. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 134, n. January, p. 165–173, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.017>.

AZADI, Sama; KARIMI-JASHNI, Ayoub; JAVADPOUR, Sirius. Photocatalytic Treatment of Landfill Leachate Using W-Doped TiO₂ Nanoparticles. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 9, p. 04017049, 2017. Disponível em: [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001244](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001244).

BADERNA, Diego; CALONI, Francesca; BENFENATI, Emilio. Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints. **Environment International**, v. 122, n. November 2018, p. 21–30, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.024>.

BAE, Wookeun; KIM, Seungjin; LEE, Junghun; CHUNG, Jinwook. Effect of leachate circulation with ex situ nitrification on waste decomposition and nitrogen removal for early stabilization of fresh refuse landfill. **Journal of Hazardous Materials**, v. 371, p. 721–727, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.058>.

BANDALA, Erick R.; LIU, An; WIJESIRI, Buddhi; ZEIDMAN, Ahdee B.; GOONETILLEKE, Ashantha. Emerging materials and technologies for landfill leachate treatment: A critical review. **Environmental Pollution**, v. 291, p. 118133, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118133>.

BARRERO, María Fanny Ocampo; LONDOÑO CARVAJAL, Adela Londoño Carvajal; GIRALDO GÓMEZ, Gloria Inés; SANABRIA GONZÁLEZ, Nancy Rocío. Remoción de mercurio en lixiviados de un relleno sanitario empleando carbón activado impregnado con azufre. **Producción + Limpia**, v. 12, n. 1, p. 41–48, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.22507/pml.v12n1a4>.

BARROS, Raphael Tobias De Vasconcelos; SILVEIRA, Áurea Viviane Fagundes. Uso de indicadores de sustentabilidade para avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de Belo Horizonte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 411–423, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019177499>.

BARTOLOZZI, Irene; BALDERESCHI, Elena; DADDI, Tiberio; IRALDO, Fabio. The application of life cycle assessment (LCA) in municipal solid waste management: A comparative study on street sweeping services. **Journal of Cleaner Production**, v. 182, p. 455–465, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.230>.

BEHROOZNIYA, Leyla; SHARIFI, Mohammad; ALIMARDANI, Reza; MOUSAVI-AVVAL, Seyed Hashem. Sustainability analysis of landfilling and composting-landfilling for municipal solid waste management in the north of Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 1028–1038, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.307>.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVONELLI, Jurandyr. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Paulo, Brasil: EESC-USP. 124p, 1999.

BIDONE, Francisco Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso - Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão-RS**. 2007. 168 f. UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 2007.

BITTAR, Bruno Dalledone; BAUM, Camila Angélica; LAVNITCKI, Lais; BECEGATO, Valter Antonio; TONIAZZO, Fabiane; BECEGATO, Vitor Rodolfo. Avaliação do efluente final de um aterro sanitário utilizando análise multivariada. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 4, p. 143–153, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.6008/spc2179-6858.2017.004.0012>.

BNDES, Banco Nacional de Desenvolvimento. **FINAME - Financiamento de máquinas e equipamentos**. Brasília, Brasil, 2021. Disponível em: <https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/>.

BOCCHIGLIERI, Miriam Moreira. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações**

de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos. 2010. 255 f. Universidade de São Paulo, 2010.

BOTELLO-ÁLVAREZ, José Enrique; RIVAS-GARCÍA, Pasiano; FAUSTO-CASTRO, Liliana; ESTRADA-BALTAZAR, Alejandro; GOMEZ-GONZALEZ, Ricardo. Informal collection, recycling and export of valuable waste as transcendent factor in the municipal solid waste management: A Latin-American reality. **Journal of Cleaner Production**, v. 182, p. 485–495, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.065>.

BOU, Ángel Santiago Fernández; PEREIRA, Bárbara Costa; DA SILVA, Leonardo Duarte Batista; FERREIRA, João Alberto; CAMPOS, Juacyara Carbonelli; NASCENTES, Alexandre Lioi. Color removal in the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage via PACT process. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 385–393, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018150425>.

BOURN, M.; ROBINSON, R.; INNOCENTI, F.; SCHEUTZ, C. Regulating landfills using measured methane emissions: An English perspective. **Waste Management**, v. 87, p. 860–869, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.032>.

BRANDÃO, Camilo Rafael Pereira; SILVA, André Vinícius Bezerra De Andrade; SILVA, Luciane Oliveira; VITÓRIA, Nadja Santos; DE SOUSA, Inajá Francisco. Composição Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Descartados Irregularmente No Bairro Dos Rodoviários, Paulo Afonso - Ba. **Semioses**, v. 13, n. 1, p. 60–76, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.15202/1981996x.2019v13n1p60>.

BRÁS, Isabel; FERREIRA, Bruna Sofia; SILVA, Maria Elisabete. Avaliação do efeito da recirculação de lixiviados num aterro sanitário. **Millenium**, v. 2, n. 2, p. 107–117, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.29352/mill0202e.09>.

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Brasil, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.

BRASIL. **PLS 425 - Prorroga o prazo para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.** 2014. Disponível em: <https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/119536/pdf>

CALABRÒ, P. S.; GENTILI, E.; MEONI, C.; ORSI, S.; KOMILIS, D. Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. **Waste Management**, v. 76, p. 643–651, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.007>.

CALABRÒ, Paolo S.; KOMILIS, Dimitrios. A standardized inspection methodology to evaluate municipal solid waste collection performance. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 184–191, 2019. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.142>.

CALMON, Marcelo de Souza; FERREIRA, Vanderlei de Oliveira; ROSA, Rafael Mendes. Índice de qualidade de água e contaminação por tóxicos no Rio Uberabinha, a montante e a jusante da área urbana de Uberlândia/MG. **Geoaraguaia**, v. 10, n. 1, p. 235–260, 2020.

CAMPO BOM, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 492, 2012.

CANO, Vitor. **Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal**. 2014. 152 f. Universidade de São Paulo, 2014.

CANOAS, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal De Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. p. 379, 2014.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. et al. Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: Rima/ABES, 2003. v. 17, p. 143–197. Disponível em: <https://doi.org/10.18817/rj.v1i2.1507>.

CECCHINI JÚNIOR, Vanderlei. **Procedimentos mínimos para operação de aterros sanitários de médio porte: estudo de caso do aterro sanitário de Jales**. 2011. 104 f. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO, 2011.

CETESB, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Aterros sanitários, aterros controlados e lixões**. 2017.

CETRULO, Tiago Balieiro; MARQUES, Rui Cunha; CETRULO, Natália Molina; PINTO, Francisco Silva; MOREIRA, Rodrigo Martins; MENDIZÁBAL-CORTÉS, Alejandra Daniela; MALHEIROS, Tadeu Fabrício. Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 205, p. 179–187, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.094>.

CHENG, Zhaowen; SUN, Zhongtao; ZHU, Shijie; LOU, Ziyang; ZHU, Nanwen; FENG, Lili. The identification and health risk assessment of odor emissions from waste landfilling and composting. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1038–1044, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.230>.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 5. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CHRISTENSEN, Thomas H.; KJELDSEN, Peter; ALBRECHTSEN, Hans-Jorgen; HERON, Gorm; NIELSEN, Per H.; BJERG, Poul L.; HOLM, Peter E. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. **Environmental Science and Technology**, v. 24, n. 2, p. 119-202, 1994. Disponível em:

<https://doi.org/10.1080/10643389409388463>.

CHU, Zhujie; WANG, Wenna; ZHOU, An; HUANG, Wei Chiao. Charging for municipal solid waste disposal in Beijing. **Waste Management**, v. 94, p. 85–94, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.051>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Publicada no DOU, de 17 de fevereiro de 1986, Seção I.** 1986. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997.** 1997. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 307 de 5 de Julho de 2002.** 2002. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008.** 2008b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 404, de 11 de novembro de 2008 - Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos.** 2008a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONSEMA, CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 355, de 19 de julho de 2017. CONSEMA.** Porto Alegre, Brasil, 2017. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padrees-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>

CONTRERA, Julia Maria De Aguiar Duarte; ALMEIDA, Fábio Souto; SANTOS, Anderson Costa; ANDRADE, Thais Alves Gallo. Análise da gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios do estado do Rio de Janeiro e o papel dos aterros sanitários na diminuição dos impactos ambientais. **Anuario do Instituto de Geociencias**, v. 41, n. 3, p. 178–185, 2018.

COSTA, Alline Marchesin; MANCINI, Sandro Donnini; HAMADA, Jorge. Perfil da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em municípios no estado de São Paulo. **Revista DAE**, São Paulo, Brasil, v. 67, n. 215, p. 95–109, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.008>.

COSTA, Alyne Moraes; ALFAIA, Raquel Greice De Souza Marotta; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Landfill leachate treatment in Brazil - An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 110–116, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>.

CREMIATO, Raffaele; MASTELLONE, Maria Laura; TAGLIAFERRI, Carla; ZACCARIELLO, Lucio; LETTIERI, Paola. Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. **Renewable Energy**, v. 124, p. 180–188, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.033>.

CRVR. Área de atuação. 2019a. Disponível em: <http://crvr.com.br/area-de-atuacao/>.

CRVR. **Unidade de São Leopoldo**. São Leopoldo, 2019b. Disponível em: <http://crvr.com.br>.

CRVR. **Relatório sobre tratamento primário de Lixiviado em aterro sanitário**. São Leopoldo, Brasil, 2021.

DA SILVA FILHO, W; DA SILVA, F F; DE JESUS LOPES, J C; DA SILVA SANTOS, P. The production of urban solid wastes: Persisting social and environmental challenges for public administration [A produção dos resíduos sólidos urbanos: Os persistentes desafios socioambientais para a gestão pública]. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 10, n. 4, p. 1271–1294, 2017. Disponível em: [10.17765/2176-9168.2017v10n4p1271-1294](https://doi.org/10.17765/2176-9168.2017v10n4p1271-1294).

DAI-PRÁ, Léa Beatriz. **Desenvolvimento e aplicação de um modelo de predição de recalques no aterro sanitário da CRVR - Unidade de São Leopoldo - RS**. 2018. 126 f. UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS, 2018.

DE OLIVEIRA, José Ângelos Moreira; MEDEIROS, Patricia Conceição; DE OLIVEIRA, Carlos Magno Moreira; SANTOS, Antônio Fábio Silva; RIBEIRO, Danilo Pereira. Níveis de Contaminação por Metais Pesados na Área de Disposição de Resíduos Sólidos no Município de Januária-MG. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 629–640, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019629-640>.

DI MARIA, Francesco; SISANI, Federico; CONTINI, Stefano; GHOSH, Sadhan K. Impact of different schemes for treating landfill leachate. **Waste Management**, v. 71, p. 255–266, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.046>.

DI NOLA, Maria Federica; ESCAPA, Marta; ANSAH, John P. Modelling solid waste management solutions: The case of Campania, Italy. **Waste Management**, v. 78, p. 717–729, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.006>.

DIAMADOPOULOS, Evan. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. **Water Research**, v. 28, n. 12, p. 2439–2445, 1994.

DOIS IRMÃOS, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 515, 2012.

ENDE, Marta Von; REISDORFER, Vitor Kochhann. **Elaboração e Análise de Projetos**. Santa Maria, 2015. p. 103.

ENGELMANN, Pâmela de Medeiros; DOS SANTOS, Victor Hugo Jacks Mendes; BARBIERI, Cristina Barazzetti; AUGUSTIN, Adolpho Herbert; KETZER, João Marcelo Medina; RODRIGUES, Luiz Frederico. Environmental monitoring of a landfill area through the application of carbon stable isotopes, chemical parameters and multivariate analysis. **Waste Management**, v. 76, p. 591–605, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.027>.

ESTÂNCIA VELHA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos**. p. 564, 2012.

ESTAY-OSSANDON, Charles; MENA-NIETO, Angel. Modelling the driving forces of the municipal solid waste generation in touristic islands. A case study of the Balearic Islands (2000–2030). **Waste Management**, v. 75, p. 70–81, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.029>.

ESTEIO, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 534, 2012.

FARIA, Diogo Caiafa Moreira Lopes de; ALCÂNTARA, Pedro Henrique Garcia. Caracterização Gravimétrica de Resíduos Sólidos Urbanos: proposta metodológica e resultados alcançados. **Apprehendere - Aprendizagem e Interdisciplinaridade**, p. 6, 2019.

FARROUPILHA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. p. 267, 2014.

FEIJÓ, Lara Lessa. **Tratamento enzimático de lixiviado de aterro sanitário**. 2015. 89 f. Universidade de São Paulo, 2015.

FEPAM, Fundação Estadual de Proteção Ambiental. **Licença de Operação nº 2.408, de 29 de setembro de 2021**. Porto Alegre, Brasil, 2021. Disponível em: www.fepam.rs.gov.br.

FERRAZ, F. M.; BRUNI, a. T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E. M. Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 414–419, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.034>.

FERREIRA, Adriana Gonçalves. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos - SP por meio de caracterização físico-química**. 2010. 134 f. Universidade de São Paulo, 2010.

FERREIRA, Evaldo De Melo; BARROS, Raphael Tobias De Vasconcelos; SOVIAR, Jakub. Brazilian Waste Management: Belo Horizonte's Case Study of Sustainable Management. **Procedia Engineering**, v. 192, p. 171–176, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.06.030>.

FERREIRA, Iara Jeanice Souza; GONÇALVES, Emanuela; RODRIGUES, Heitor De

Santana; DE AMORIM, Miriam Cleide Cavalcante. Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos e dimensionamento de área para aterro sanitário no município de Sobradinho-BA. **Tecno-Lógica**, v. 23, n. 1, p. 49–58, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v23i1.12184>.

FLECK, Eduardo; REICHERT, Geraldo Antônio; RODRIGUES, Arceu Bandeira; BARBOSA, José Link; HOFFMANN, Marcelo Da Silva. Análise Da Evolução Bioquímica Do Aterro Sanitário Da Extrema, Porto Alegre-RS, A Partir Do Monitoramento Do Lixiviado Gerado. 2015. **28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** [...]. 2015. p. 1–9.

FLYHAMMAR, Peter; HAKANSSON, Karsten. **The release of heavy metals in stabilised MSW by oxidation**. Stockholm, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00405-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00405-2).

FRANCO, Heider Alves; THODE FILHO, Sérgio; PÉREZ, Daniel Vidal; MARQUES, Monica Regina da Costa. Avaliação do potencial de impacto do lixiviado de aterro sanitário sobre organismos aquáticos. **Gaia Scientia**, v. 12, n. 3, p. 109–116, 2018.

FRATTA, Kelly Danielly da Silva Alcântara; TONELI, Juliana Tófano de Campos Leite; ANTONIO, Graziella Colato. Diagnosis of the management of solid urban waste of the municipalities of ABC Paulista of Brasil through the application of sustainability indicators. **Waste Management**, v. 85, p. 11–17, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.001>.

GAUTAM, Pratibha; KUMAR, Sunil. Characterisation of hazardous waste landfill leachate and its reliance on landfill age and seasonal variation: A statistical approach. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 105496, p. 15, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105496>.

GOMES, João. Poluição de Águas Superficiais por Efluente de Aterro Sanitário: Análise de Contaminação em Peixes. 2019. **30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** [...]. Natal: ABES, 2019. p. 5.

GOMES, Luciana Paulo. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. ABES. Rio de Janeiro, Brasil, 2009.

GOMES, Luciana Paulo; KOHL, Claudia Adriana; SOUZA, Caroline Lobato de Lima; REMPEL, Neuri; MIRANDA, Luis Alcides Schiavo; MORAES, Carlos Alberto Mendes. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 449–462, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000120751>.

GOMES, Luciana Paulo; SCHOENELL, Elisa Kerber. Application of ozone and ozone + hydrogen peroxide to remove recalcitrant compounds in landfill leachates.

Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 23, n. 1, p. 113–124, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018155758>.

GOMES, Naiara Angelo. **ANÁLISE DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO GERADO EM UMA CÉLULA DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB**. 2017. 86 f. Universidade Federal de Campina Grande, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.

GOMES, Naiara Angelo; ALMEIDA, Márbara Vilar De Araújo; MELO, Márcio Camargo De; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles; OLIVEIRA, Rui De. Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. **Matéria**, v. 23, n. 3, p. 11, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1517-707620180003.0489>.

GOTTINGER, Hans-Werner. **Economic models and applications of solid waste management**. Nova York, 1991. v. 6. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.

GRAMADO, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos**. p. 525, 2012.

GUEVARA, Miguel David Fuentes; MAJER, Rodolfo Caringi; PEREIRA, Heron Da Silva; GREGOLIN, Priscila Ribeiro; DA PAZ, Matheus; LEANDRO, Diuliana; CORRÊA, Luciara; NADALETI, Willian César; CORRÊA, Érico Kunde. Escolha de áreas potenciais para para localização de um aterro sanitário no município de Pelotas/RS utilizando sistema de informações geográficas. **Tecno-Lógica**, v. 21, n. 2, p. 80, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v21i2.7837>.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. 5. ed. Porto Alegre, Brasil: Bookman, 2005.

HAIR, Jr. Joseph F.; BLACK, William C.; BABIN, Barry J.; ANDERSON, Rolph E.; TATHAM, Ronald L. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HAUPT, M.; KÄGI, T.; HELLWEG, S. Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. **Waste Management**, v. 79, p. 815–827, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>.

HE, Pinjing; CHEN, Liyao; SHAO, Liming; ZHANG, Hua; LÜ, Fan. Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? Evidence of microplastics in landfill leachate. **Water Research**, v. 159, p. 38–45, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060>.

HERNÁNDEZ-FLORES, G.; SOLORZA-FERIA, O.; POGGI-VARALDO, H. M. Bioelectricity generation from wastewater and actual landfill leachates: A multivariate analysis using principal component analysis. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, n. 32, p. 20772–20782, 2017. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.01.021>.

HÖLZLE, Ingo. Analysing material flows of landfill mining in a regional context. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 317–328, 2019a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.002>.

HÖLZLE, Ingo. Contaminant patterns in soils from landfill mining. **Waste Management**, v. 83, p. 151–160, 2019b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.013>.

HUSSEIN, Munirah; YONEDA, Kenichi; ZAKI, Zuhaida Mohd; OTHMAN, Nor'Azizi a.; AMIR, Amnorzahira. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 12, p. 9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>.

IBÁÑEZ-FORÉS, Valeria; COUTINHO-NÓBREGA, Claudia; BOVEA, María D.; DE MELLO-SILVA, Camila; LESSA-FEITOSA-VIRGOLINO, Júlia. Influence of implementing selective collection on municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 134, p. 100–111, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.027>.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Projeção da população do Brasil**. Brasil, 2021a.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Projeção de População em São Leopoldo-RS**. Brasil, 2021b.

IDOWU, Ibijoke Adeola; ATHERTON, William; HASHIM, Khalid; KOT, Patryk; ALKHADDAR, Rafid; ALO, Babajide Ibitayo; SHAW, Andy. An analyses of the status of landfill classification systems in developing countries: Sub Saharan Africa landfill experiences. **Waste Management**, v. 87, p. 761–771, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.011>.

IGREJINHA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 490, 2012.

INMET, Instituto Nacional de Metereologia. **INMET (2020) Dados Históricos de Clima na Região de São Leopoldo**. Brasília, Brasil, 2020. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>.

ISHIMURA, Yuichi; TAKEUCHI, Kenji. The spatial concentration of waste landfill sites in Japan. **Resource and Energy Economics**, v. 58, p. 15, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2019.101121>.

ISKANDER, Syeed Md; ZHAO, Renzun; PATHAK, Ankit; GUPTA, Abhinav; PRUDEN, Amy; NOVAK, John T.; HE, Zhen. A review of landfill leachate induced ultraviolet

quenching substances: Sources, characteristics, and treatment. **Water Research**, v. 145, p. 297–311, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.035>.

JAFARI, Navid H. **Elevated temperatures in waste containment facilities**. 2015. 209 f. University of Illinois at Urbana-Champaign, 2015.

JIANG, Hao; YANG, Pei; WANG, Zhong; REN, Shang; QIU, Jingang; LIANG, Haoran; PENG, Yongzhen; LI, Xiyao; ZHANG, Qiong. Efficient and advanced nitrogen removal from mature landfill leachate via combining nitrification and denitrification with Anammox in a single sequencing batch biofilm reactor. **Bioresource Technology**, v. 333, n. 125138, p. 9, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125138>.

JOVANOV, Dejan; VUJIĆ, Bogdana; VUJIĆ, Goran. Optimization of the monitoring of landfill gas and leachate in closed methanogenic landfills. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 32–40, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.039>.

KANNANGARA, Miyuru; DUA, Rahul; AHMADI, Leila; BENSEBAA, Farid. Modeling and prediction of regional municipal solid waste generation and diversion in Canada using machine learning approaches. **Waste Management**, v. 74, p. 3–15, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.057>.

KAPELEWSKA, Justyna; KOTOWSKA, Urszula; KARPI, Joanna; ASTEL, Aleksander; ZIELI, Piotr; SUCHTA, Jolanta; ALGRZYM, Karolina. Water pollution indicators and chemometric expertise for the assessment of the impact of municipal solid waste landfills on groundwater located in their area. **Chemical Engineering Journal**, v. 359, p. 790–800, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.137>.

KHAN, Shamshad; ANJUM, Raheel; RAZA, Syed Turab; BAZAI, Nazir Ahmed; IHTISHAM, Muhammad. Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges, and future perspectives. **Chemosphere**, v. 288, n. 132403, p. 12, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132403>.

KHANDELWAL, Harshit; DHAR, Hiya; THALLA, Arun Kumar; KUMAR, Sunil. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 209, p. 630–654, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.233>.

KODERI; SUYADI; SAID, Abdullah; MUHAIMIN, Abdul Wahib. Knowledge, Action, Perception and Attitude of Management of Talangagung Landfill toward Edu-Tourism Program: A Community Perspective. **Journal of Indonesian Tourism and Development Studies**, v. 6, n. 1, p. 41–48, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.21776/ub.jitode.2018.006.01.06>.

LALITHA, S.; FERNANDO, R. Solid waste management of local governments in the Western Province of Sri Lanka: An implementation analysis. **Waste Management**, v. 84, p. 194–203, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.030>.

LESSA, Ana Carolina Vilar. **Caracterização do lixiviado do centro de gerenciamento de resíduos de Sergipe**. 2017. 38 f. INSTITUTO FEDERAL DE SERGIPE, 2017.

LIIKANEN, Miia; HAVUKAINEN, Jouni; VIANA, Ednilson; HORTTANAINEN, Mika. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 150–162, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.005>.

LIMA, Priscila De Moraes; COLVERO, Diogo Appel; GOMES, Ana Paula; WENZEL, Henrik; SCHALCH, Valdir; CIMPAN, Ciprian. Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. **Waste Management**, v. 78, p. 857–870, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007>.

LIMA, Priscila De Moraes; OLIVO, Fernanda; PAULO, Paula Loureiro; SCHALCH, Valdir; CIMPAN, Ciprian. Life Cycle Assessment of prospective MSW management based on integrated management planning in Campo Grande, Brazil. **Waste Management**, v. 90, p. 59-71, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.035>.

LOPES, Adriana Antunes. **Estudo da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos na bacia Tietê-Jacaré (UGRHI-13)**. 2007. 370 f. Universidade de São Paulo, 2007. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-04032008-125517/>.

LOPES, José Carlos de Jesus. **Resíduos Sólidos Urbanos: consensos, conflitos e desafios na gestão institucional da Região Metropolitana de Curitiba-PR**. 2007. 250 f. UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ, 2007. Disponível em: <http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/handle/1884/13758>.

LUO, Hongwei; ZENG, Yifeng; CHENG, Ying; HE, Dongqin; PAN, Xiangliang. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. **Science of the Total Environment**, v. 703, n. 135468, p. 19, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>.

LUZ, Roger Bordin da; STAGGEMEIER, Rodrigo; FRATTA, Leila Xavier Sinigaglia; LONGO, Larisse; SCHUTZ, Rafael; SOLIMAN, Mayra Cristina; KLUGE, Mariana; FABRES, Rafael Bandeira; SCHENKEL, Guilherme Corrêa; BRUNI, Fabrício Prestes; FLECK, Juliane Deise; PICOLI, Simone Ulrich; SPILKI, Fernando Rosado. Contaminação viral e bacteriana em águas subterrâneas na porção aflorante do Aquífero Guaraní, município de Ivoti, RS. **Ambiente e Agua**, v. 12, n. 5, p. 871–880, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>.

MACHADO, Sandro Lemos; KARIMPOUR-FARD, Mehran; SHARIATMADARI, Nader; CARVALHO, Miriam Fatima; NASCIMENTO, Julio C.F.do. Evaluation of the

geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2579-2591, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.019>.

MADON, Igor; DREV, Darko; LIKAR, Jakob. Data in brief Long-term groundwater protection efficiency of different types of sanitary landfills : Data description. **Data in brief**, v. 26, p. 104488, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104488>.

MAQUINÉ, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. p. 215, 2013.

MARDIA, K V; KENT, T J; BIBBY J M. **MULTIVARIATE ANALYSIS**. 10. ed. London, UK: Academic Press, 1979.

MARIN, Lia Márcia Kugeratski de Souza; FILHO, Luiz Antonio Berussi; ROCHA, Winnicios Ten Caten; COSTA, Evelyn Dalla. Avaliação da Qualidade das Águas Subterrâneas do Aterro Sanitário da Lapa-PR. 2018. **XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** [...]. Foz do Iguaçu: ABES, 2018. p. 7.

MARINO, Arthur Lima; CHAVES, Gisele De Lorena Diniz; SANTOS JUNIOR, Jorge Luiz Dos. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level? **Journal of Cleaner Production**, v. 188, p. 378–386, 2018 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.311>.

MARTINS, Eliseu. Contabilidade vs. fluxo de caixa. **Caderno de Estudos**, n. 2, p. 01–12, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-92511990000100001>.

MATEUS, Maria Do Socorro Costa São; MACHADO, Sandro Lemos; BARBOSA, Maria Cláudia. An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 471–481, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.009>.

MATIAS, Gisele Adelita; MOTTA SOBRINHO, Maurício Alves da; BRANDÃO, Yana Batista. Contaminação de solo sob a influência da disposição de resíduos sólidos. 2019. **30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** [...]. Natal: ABES, 2019. p. 11.

MENEZES, Rosana Oliveira; CASTRO, Samuel Rodrigues; SILVA, Jonathas Batista Gonçalves; TEIXEIRA, Gisele Pereira; SILVA, Marco Aurélio Miguel. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 271–282, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019177437>.

METCALF & EDDY, Inc; TCHOBANOGLOUS, George; L. BURTON, Franklin; STENSEL, H. David. **Wastewater Engineering - Treatment and Reuse**. 4. ed. Nova York: Mc-Graw Hill, 2003.

MIAO, Lei; YANG, Gangqing; TAO, Tao; PENG, Yongzhen. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 235, p. 178–185, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.057>.

MISHRA, Sachin; TIWARY, Dhanesh; OHRI, Anurag; AGNIHOTRI, Ashwani Kumar. Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 9, p. 11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230>.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Redução de emissões na disposição final**. 2007.

MME, Ministério das Minas e Energias. **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos de Campo Grande - MS**. 2008.

MONDELLI, Giulliana; GIACHETI, Heraldo Luiz; HAMADA, Jorge. Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 169–182, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100120706>.

MONTAÑO, Marcelo; RANIERI, Victor Eduardo Lima; SCHALCH, Valdir; FONTES, Aurélio Teodoro; DE CASTRO, Marcus César Avezum Alves; DE SOUZA, Marcelo Pereira. Integração de critérios técnicos, ambientais e sociais em estudos de alternativas locais para implantação de aterro sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 61–70, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000100010>.

MOODY, Chris M.; TOWNSEND, Timothy G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. **Waste Management**, v. 63, p. 267–274, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.020>.

MORAVIA, Wagner Guadagnin. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por Lagoas**. 2007. 161 f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

MOREITA, Pedro Augusto Gonzaga; BARBERI, Maira; OLIVEIRA, Anna Luiza Garção de. Delimitação de áreas para implantação de aterro sanitário utilizando metodologia multicritério no município de Goiás-GO. **Goiânia**, v. 4, n. 2, p. 223–235, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18224/baru.v4il.6077>.

MOSTARDAS, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de**

Resíduos Sólidos. p. 85, 2012.

NAKAMURA, Cláudia Yukie; MARQUES, Eduardo; VILELA, Pamela; ODA, Tatiana; LIMA, Ligia; COSTA, Renan; AZEVEDO, Izabel Christina. Avaliação da qualidade da água subterrânea no entorno de um aterro sanitário. **Águas Subterrâneas**, v. 28, n. 2, p. 28–40, 2014.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, Durga Madhab; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1–12, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>.

NOVA HARTZ, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos.** p. 513, 2012.

NOVA SANTA RITA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** p. 525, 2012.

NOVO HAMBURGO, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** p. 483, 2012.

ONU, Organização das Nações Unidas. **População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050**, 2019. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/populacao-mundial-deve-chegar-a-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu/>.

OWUSU-NIMO, Frederick; ODURO-KWARTENG, Sampson; ESSANDOH, Hellen; WAYO, Farida; SHAMUDEEN, Mohammed. Characteristics and management of landfill solid waste in Kumasi, Ghana. **Scientific African**, v. 3, p. 9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00052>.

PADILLA, Alcides J.; TRUJILLO, Juan C. Waste disposal and households' heterogeneity. Identifying factors shaping attitudes towards source-separated recycling in Bogotá, Colombia. **Waste Management**, v. 74, p. 16–33, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.052>.

PAROBÉ, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos.** p. 509, 2012.

PEIXOTO, André Luis de Castro; SALAZAR, Rodrigo Fernando dos Santos; BARBOZA, Jayne Carlos de Souza; IZÁRIO FILHO, Hélcio José. Characterization of controlled landfill leachate from the city of Guaratinguetá - SP, Brazil. **Revista Ambiente e Agua**, v. 13, n. 2, p. 16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2136>.

PELOTAS, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** p. 194, 2014.

PEREIRA, Suellen Silva; CURI, Rosires Catão. Aplicação do índice de qualidade de

aterros de resíduos sólidos urbanos no Aterro Sanitário de Puxinanã/PB. **Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 1, p. 108–124, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v8n1.2017.21163>.

PESSIN, N.; DE CONTO, S. M.; QUISSINI, C. S. Componentes potencialmente perigosos nos resíduos sólidos domésticos - estudo de caso de sete municípios de pequeno porte da região do Vale do Caí/RS. 2002. **ABES - SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS** [...]. Gramado, Brasil. 2002.

POBLETE, Rodrigo; OLLER, Isabel; MALDONADO, Manuel I.; CORTES, Ernesto. Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogen peroxide, persulfate and adsorption processes. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 45–51, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.030>.

PORTÃO, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 528, 2012.

PORTO ALEGRE, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. p. 234, 2015.

PRÓ-SINOS - CONSÓRCIO PÚBLICO DE SANEAMENTO BÁSICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS. **Plano regional de gestão integrada de resíduos sólidos dos municípios integrantes do consórcio público de saneamento básico da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos**. p. 493, 2012.

PRZYDATEK, Grzegorz. The analysis of the possibility of using biological tests for assessment of toxicity of leachate from an active municipal landfill. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 67, p. 94–101, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.01.013>.

RAMACHANDRA, T. V.; BHARATH, H. a.; KULKARNI, Gouri; HAN, Sun Sheng. Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, p. 1122–1136, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.085>.

RAMOS, Naiara Francisca; GOMES, Juliano Cunha; CASTILHOS, Armando Borges; GOURDON, Rémy. Desenvolvimento de ferramenta para diagnóstico ambiental de lixões de resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1233–1241, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165817>.

RICARDO, Douglas Linz; OROZCO, Margarita María Dueñas. Caracterização física dos Resíduos Sólidos domiciliares do município de Rolim de Moura - RO - Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 11, n. 3, p. 362–375, 2018.

RIOZINHO, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos**. p. 525, 2012.

RISSATO, Pedro Henrique Sant'ana; LOPES, José Carlos De Jesus; MOURA-LEITE, Rosamaria Cox; FIGUEIREDO, Jeovan De Carvalho; BINOTTO, Erlaine; SILVA, Frederico Fonseca Da. A Análise das práticas de coleta seletiva, no âmbito das Universidades Federais Brasileiras. **Ciência e Natura**, v. 40, p. 19, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460x35793>.

ROBERTS, Keiron P.; TURNER, David a.; COELLO, Jonathan; STRINGFELLOW, Anne M.; BELLO, Ibrahim a.; POWRIE, William; WATSON, Geoff V.R. SWIMS: A dynamic life cycle-based optimisation and decision support tool for solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 547–563, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.265>.

ROBINSON, Tim. Robust and reliable treatment of leachate at a closed landfill site in Sussex, UK. **Detritus**. v. 01, p. 116-121, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.26403/detritus/2018.10>.

RODRIGUES, A. P.; FERNANDES, M. L.; RODRIGUES, M. F.F.; BORTOLUZZI, S. C.; GOUVEA DA COSTA, S. E.; PINHEIRO DE LIMA, E. Developing criteria for performance assessment in municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 748-757, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.067>.

ROLANTE, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. p. 478, 2012.

ROY, Dany; BENKARAACHE, Sanae; AZAÏS, Antonin; DROGUI, Patrick; TYAGI, Rajeshwar D. Leachate treatment: Assessment of the systemic changes in the composition and biodegradability of leachates originating in an open co-composting facility in Canada. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 10, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103056>.

SALAMONI, Gabriela Pippi Denardin. **Compressibilidade de resíduos sólidos urbanos devido aos processos de biodegradação em um aterro sanitário**. 2019. 230 f. UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA, 2019.

SAMANEZ, Carlos Patricio. **Matemática financeira: aplicações a análise de investimentos**. In: PRENTICE HALL (org.). 3. ed. São Paulo: Brasil, 2002. p. 364.

SANTO ANTÔNIO DA PATRULHA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. p. 515, 2012.

SÃO LEOPOLDO, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. p. 94, 2014.

SAPIRANGA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos**. p. 475, 2012.

SARAIVA, A. Bernstad; SOUZA, R. G.; MAHLER, C. F.; VALLE, R. a.B. Consequential

lifecycle modelling of solid waste management systems – Reviewing choices and exploring their consequences. **Journal of Cleaner Production**, v. 202, p. 488–496, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.038>.

SCHOENELL, Elisa Kerber; SILVEIRA, Tamires Augustin da. Análise da Composição Gravimétrica de Resíduos Sólidos em Município de 60.000 Habitantes. 2016. **10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental [...]**. Porto Alegre: Brasil, 2016. p. 10.

SCHONS, Alisson; GOMES, Luciana Paulo; MIRANDA, Luis Alcides Schiavo. Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando ozônio. **Estudos Tecnológicos em Engenharia**, v. 12, n. 1, p. 45–55, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4013/ete.2018.121.04>.

SGA-UNISINOS. Relatório Ambiental. p. 31, 2016.

SGA-UNISINOS. Relatório Ambiental. p. 34, 2017.

SGA-UNISINOS. Relatório Ambiental. p. 40, 2018.

SGA-UNISINOS. Relatório Ambiental. p. 47, 2019.

SHOW, Pau Loke; PAL, Preeti; LEONG, Hui Yi; JUAN, Joon Ching; LING, Tau Chuan. A review on the advanced leachate treatment technologies and their performance comparison: an opportunity to keep the environment safe. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 227, p. 28, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7380-9>.

SHU, Shi; ZHU, Wei; XU, Haoqing; WANG, Shengwei; FAN, Xihui; WU, Silin; SHI, Jianyong; SONG, Jie. Effect of the leachate head on the key pollutant indicator in a municipal solid waste landfill barrier system. **Journal of Environmental Management**, v. 239, p. 262–270, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.065>.

SILVA, Carlos Augusto Machado da Costa; CAMPOS, Juacyara Carbonelli; FERREIRA, João Alberto; MIGUEL, Marco Antônio Lemos; QUINTAES, Bianca Ramalho. Microbiological characterization of leachate from domestic and hospital solid wastes from Rio de Janeiro city (Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 16, n. 2, p. 127–132, 2011.

SILVA, Régia Simony Braz Da; SOUSA, Adriano Marlisom Leão de; SODRÉ, Silvana do Socorro Veloso; VITORINO, Maria Isabel. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis-PA. **Ambiente e Água**, v. 13, n. 2, p. 17, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2072>.

SILVA, Joel Dias. **Tratamento De Lixiviados De Aterro Sanitário Por Lagoas De**

Estabilização Em Série – Estudo Em Escala Piloto. 2007. 218 f. Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

SINGH, Ekta; KUMAR, Aman; MISHRA, Rahul; KUMAR, Sunil. Solid waste management during COVID-19 pandemic: Recovery techniques and responses. **Chemosphere**, v. 288, n. 132451, p. 15, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132451>.

SNIS, Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS).** Brasil, 2020. Disponível em: www.snis.gov.br.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 2009. 371 f. Universidade de São Paulo, 2009.

STEFANIA, Gennaro A; ROTIROTI, Marco; BUERGE, Ignaz J; ZANOTTI, Chiara; NAVA, Veronica; LEONI, Barbara; FUMAGALLI, Letizia; BONOMI, Tullia. Identification of groundwater pollution sources in a landfill site using artificial sweeteners, multivariate analysis and transport modeling. **Waste Management**, v. 95, p. 116–128, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.010>.

SU, Yinglong; ZHANG, Zhongjian; WU, Dong; ZHAN, Lu; SHI, Huahong; XIE, Bing. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. **Water Research**, v. 164, n. 114968, p. 9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114968>.

SUN, Lu; FUJII, Minoru; TASAKI, Tomohiro; DONG, Huijuan; OHNISHI, Satoshi. Improving waste to energy rate by promoting an integrated municipal solid-waste management system. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 136, p. 289–296, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.005>.

TAQUARA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos.** p. 521, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G; THEISEN, H; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues.** Nova York, 1993.

TENG, Chunying; ZHOU, Kanggen; PENG, Changhong; CHEN, Wei. Characterization and treatment of landfill leachate: A review. **Water Research**, v. 203, n. 117525, p. 13, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>.

TIMM, Jeferson Muller. **Estudo de casos de wetlands construídos descentralizados na região do vale do sinos e serra gaúcha.** 2015. 186 f. UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS, 2015.

VACARIA, Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Saneamento Básico.** p. 179, 2013.

VACCARI, Mentore; TUDOR, Terry; VINTI, Giovanni. Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. **Waste Management**, v. 95, p. 416–431, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.032>.

VAN TURNHOUT, André G.; BRANDSTÄTTER, Christian; KLEEREBEZEM, Robbert; FELLNER, Johann; HEIMOVAARA, Timo J. Theoretical analysis of municipal solid waste treatment by leachate recirculation under anaerobic and aerobic conditions. **Waste Management**, v. 71, p. 246–254, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.034>.

VARGAS, Adriana Brasil. **Avaliação de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos situados nos estados do Rio de Janeiro e Santa Catarina**. 2013. 132 f. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2013.

VASCONCELOS, Daniela Vidal; SILVA, Larissa Loureiro Salgueiro; GUERRA, Igor Lopes; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Estudo da tratabilidade de lixiviado gerado em um aterro controlado. **Revista Ambiente e Agua**, v. 12, n. 3, p. 458–467, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1957>.

VASCONCELOS JUNIOR, Moisés Rita; CORRÊA, Rosália do Socorro da Silva. Impactos Socioambientais causados pelo aterro sanitário no município de Marituba-PA. 2017. **II Seminário Nacional de Serviço Social, Trabalho e Políticas Sociais** [...]. Florianópolis: Brasil. 2017. p. 10.

VAVERKOVÁ, Magdalena Daria; WINKLER, Jan; ADAMCOVÁ, Dana; RADZIEMSKA, Maja; ULDRIJAN, Dan; ZLOCH, Jan. Municipal solid waste landfill – Vegetation succession in an area transformed by human impact. **Ecological Engineering**, v. 129, p. 109–114, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.020>.

VELÁSQUEZ, Maria Teresa Orta de; CRUZ-RIVERA, Reynaldo; ROJAS-VALENCIA, Neftalí; MONJE-RAMÍREZ, Ignacio; SÁNCHEZ-GÓMEZ, Jorge. Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. **Waste Management and Research**, v. 21, n. 2, p. 137–144, 2003.

VICINI, Lorena. **Análise Multivariada da Teoria à Prática**. 215 f. UFSM, 2005.

WEBLER, Alberto Dresch; MAHLER, Claudio Fernando; DEZOTTI, Márcia. Leachate treatment by combined processes: Coagulation/flocculation, air stripping, ozonation and activated sludge. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, p. 901–911, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018162946>.

WIT, Wijnand De; HAMILTON, Adam; SCHEER, Rafaella; STAKES, Thomas; ALLAN, Simon. **Solucionar a poluição plástica: Transparência e responsabilização**. Genebra: Suíça, 2019. Disponível em: https://jornalismosocioambiental.files.wordpress.com/2019/03/plastic_report_02-2019.pdf.

WU, Lina; LI, Zhi; HUANG, Shan; SHEN, Mingyu; YAN, Zhibin; LI, Jin; PENG,

Yongzhen. Low energy treatment of landfill leachate using simultaneous partial nitrification and partial denitrification with anaerobic ammonia oxidation. **Environment International**, v. 127, p. 452–461, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.071>.

WYNNE, Andrew L.; NIEVES, Plutomeo M.; VULAVA, Vijay M.; QIRKO, Hector N.; CALLAHAN, Timothy J. A community-based approach to solid waste management for riverine and coastal resource sustainability in the Philippines. **Ocean and Coastal Management**, v. 151, p. 36-44, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.10.028>.

YADAV, Pooja; SAMADDER, S. R. A critical review of the life cycle assessment studies on solid waste management in Asian countries. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 492-515, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.298>.

YI, Sora. Resource recovery potentials by landfill mining and reclamation in South Korea. **Journal of Environmental Management**, v. 242, p. 178–185, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.101>.

YU, Xia; SUI, Qian; LYU, Shuguang; ZHAO, Wentao; CAO, Xuqi; WANG, Jiusi; YU, Gang. Do high levels of PPCPs in landfill leachates influence the water environment in the vicinity of landfills? A case study of the largest landfill in China. **Environment International**, v. 135, p. 1–7, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105404>.

YUKALANG, Nachalida; CLARKE, Beverley; ROSS, Kirstin. Solid waste management solutions for a rapidly urbanizing area in Thailand: Recommendations based on stakeholder input. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 7, p. 1–23, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph15071302>.

ZHANG, Cheng; LIU, Jianyong; YANG, Xiaojian; CAO, Weimin; QIAN, Guangren. Degradation of refractory organics in biotreated landfill leachate using high voltage pulsed discharge combined with TiO₂. **Journal of Hazardous Materials**, v. 326, p. 221–228, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.034>.

ZHANG, Chengliang; GUO, Yan; WANG, Xiaojun; CHEN, Shaohua. Temporal and spatial variation of greenhouse gas emissions from a limited-controlled landfill site. **Environment International**, v. 127, p. 387–394, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.052>.

APÊNDICE A - TRABALHOS RELACIONADOS COM A TESE

Neste apêndice encontram-se os artigos produzidos durante a realização desta Tese. A intenção foi transformar as etapas intermediárias em artigos e assim submetê-las para avaliação de revisores dos periódicos.

ARTIGO 1

TÍTULO: Gravimetria de resíduos sólidos depositados em aterro sanitário antes e durante a pandemia de Covid-19

STATUS: Aprovado, aguardando publicação

REVISTA: Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais

ARTIGO 2

TÍTULO: Viabilidade técnica e econômica de instalação de central de triagem de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário em operação

STATUS: Em revisão

ARTIGO 3

TÍTULO: Leachate evaluation in active landfill using principal component analysis

STATUS: Em revisão

ARTIGO 4

TÍTULO: Monitoramento ambiental no entorno de um aterro sanitário ativo

STATUS: Em revisão

ARTIGO 5

TÍTULO: Análise de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos e as implicações no tratamento do lixiviado gerado

STATUS: Em revisão

APRESENTAÇÃO DE TRABALHO EM OFICINA

TÍTULO: Minha Tese em 180 segundos

Data: 05/10/2021

Local: UNISINOS