



UniRitter

INSTITUIÇÃO DE ENSINO SUPERIOR DO GRUPO ÂNIMA EDUCAÇÃO
LUANA BAUER LENTZ

**AVALIAÇÃO DO MONITORAMENTO DO LIXIVIADO E DE ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS, SUPERFICIAIS DO ATERRO SANITÁRIO DA EXTREMA/RS**

Porto Alegre

LUANA BAUER LENTZ

**AVALIAÇÃO DO MONITORAMENTO DO LIXIVIADO E DE ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS, SUPERFICIAIS DO ATERRO SANITÁRIO DA EXTREMA/RS**

Trabalho de conclusão de curso em engenharia apresentado ao Centro Universitário Ritter dos Reis, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheira Química.

Orientadora: Prof. Nathalia Haro

Porto Alegre

Junho 2023

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Vera e Jadir por estarem sempre ao meu lado, não me deixando fraquejar nos momentos de dificuldade, além da educação e oportunidades que me proporcionaram.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Vera e Jadir, pela vida, constante apoio, cuidado e parceria. Por terem me proporcionado sempre as melhores oportunidades e as melhores condições de estudo para que aqui eu pudesse estar obtendo mais essa conquista. Vocês são meus exemplos, minha base, e os maiores responsáveis por tudo que sou e que me motivaram a batalhar para a realização dos meus sonhos, e a minha irmã por sempre estar ao meu lado, e apoiar sempre nos meus sonhos.

A Deus, que permitiu um início inesperado, um percurso de superação e uma conclusão vitoriosa.

Ao meu namorado Nicollas pelo apoio e amor me dado diariamente, além de me servir como exemplo.

A minha orientadora Nathalia Haro, a que permitiu a realização deste trabalho e pela sua orientação e amizade, pela paciência e pelo apoio durante o período da tese. Obrigada por compreender minhas escolhas neste percurso e depositar sua confiança no meu trabalho.

Aos meus professores, colegas de trabalho e todos os outros que de alguma forma estiveram comigo nesse caminho, agradeço por fazerem parte do meu crescimento profissional e pessoal.

Ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) pela liberação parcial. Também pelo apoio na realização de acompanhamento de algumas análises e pela cedência dos dados e análises das coletas de amostras utilizadas.

Por fim, agradeço a todos aqueles, que, de alguma forma, me acompanharam durante esse grande desafio e torceram pelo meu sucesso.

RESUMO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) representam um problema ambiental, devido ao alto custo de tratamento e disposição, e potencial poluidor. As áreas inadequadas de disposição destes resíduos apresentam problemas de vulnerabilidade ambiental pela falta de técnicas de controle de contaminação do solo e das águas. Esses locais, mesmo que apresentem condições de controle, necessitam do monitoramento contínuo da qualidade das águas subterrâneas e superficiais em função do risco existente. O objetivo do presente trabalho é apresentar e avaliar os resultados do monitoramento do lixiviado, das águas subterrâneas e superficiais do local de disposição de RSU do Aterro Sanitário da Extrema, no município de Porto Alegre (RS). A lagoa de contenção de lixiviado e os 2 poços executados na área foram monitorados durante o período de 2003 a 2022. Os resultados mostraram que parâmetro físico-químico chumbo ultrapassou os limites permissíveis em 3 pontos (E3, ESU3 e PE3), DBO₅ no ponto E3, e Nitrogênio Amoniacal no ponto PE3, em alguns dos anos do período de monitoramento. As análises indicaram a influência do aterro sanitário na qualidade das águas do entorno, podendo considerar seu despejo inadequado ou, principalmente, sua percolação no solo. Assim sugere-se que busquem alternativas para remediar o dano ambiental causado na área, e adoção de tratamento complementar a fim de obter uma melhor qualidade do efluente.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos, aterro sanitário, lixiviado.

ABSTRACT

Municipal Solid Waste (MSW) represents an environmental problem due to its high treatment and disposal costs, as well as its polluting potential. Improper waste disposal areas lack adequate techniques for controlling soil and water contamination, making them environmentally vulnerable. Even in controlled conditions, these sites require continuous monitoring of groundwater and surface water quality owing to existing risks. The objective of this study is to present and evaluate the results of monitoring leachate, groundwater, and surface water at the Extrema Sanitary Landfill in Porto Alegre, Brazil. The leachate containment pond and the two wells in the area were monitored from 2003 to 2022. The results showed that the physicochemical parameter lead exceeded permissible limits at three points (E3, ESU3, and PE3), Biochemical Oxygen Demand (BOD) at point E3, and ammoniacal nitrogen at point PE3 in some years of the monitoring period. Analyses indicated the influence of the landfill on the surrounding water quality, suggesting improper discharge or, primarily, leachate percolation into the soil. Therefore, it is suggested to seek alternatives to remediate the environmental damage in the area and adopt complementary treatment measures to achieve better effluent quality.

Keywords: Municipal Solid Waste, sanitary Landfill, leachate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões, em “toneladas resíduo” e porcentagem correspondente	18
Figura 2 - Esquemático de um aterro sanitário.....	19
Figura 3 - Seleção de processos para tratamento de chorume.....	32
Figura 4 - Modelo esquemático para seleção de tecnologias de tratamento de	33
Figura 5 - Vista aérea do Aterro Sanitário da Extrema.....	44
Figura 6 - Realização da coleta de amostra de um poço com água subterrânea do Aterro	45
Figura 7 - Área de estudo.....	47
Figura 8 - Croqui do Aterro Sanitário da Extrema	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características mais prováveis do lixiviado de aterros sanitários brasileiros	22
Tabela 2 - Aceptores de elétrons típicos das reações de catabolismo envolvidas no tratamento de efluentes, em ordem decrescente de liberação de energia	34
Tabela 3 - Eficiências do tratamento de lixiviados em lagoas facultativas	40
Tabela 4 – Pontos de amostragem de águas superficiais, subterrâneas e do lixiviado	49
Tabela 5 - Parâmetros analisados para pontos de águas subterrâneas, superficiais e lixiviado	51
Tabela 6 – Comparação entre o máximo e mínimo avaliados, com a média dos parâmetros nesses anos de monitoramento	53

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₃ ²⁻	Carbonatos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgotos da Prefeitura de Porto Alegre
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
H ₂ O	Água
HCO ₃ ⁻	Bicarbonatos
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
MOD	Matéria orgânica dissolvida
NAT	Nitrogênio Amoniacal
NH ₃	Amônia
NTK	Nitrogênio total de Kjeldahl
OH ⁻	Hidróxidos
OR	Osmose reversa
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SO ₄ ²⁻	Ânion sulfato
VMP	Valores Máximos Permitidos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1. Problema de Pesquisa	14
1.2. Delimitação da Pesquisa	14
1.3. Objetivos	14
1.3.1. Objetivo Geral	15
1.3.2. Objetivos Específicos	15
1.4. Justificativa	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	17
2.2. ATERRO SANITÁRIO	19
2.3. LIXIVIADO	20
2.3.1. Composição do Lixiviado de Aterro Sanitário	21
2.4. TRATAMENTO DE EFLUENTES	25
2.5. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	30
2.5.1. Processos de tratamentos biológicos	33
2.5.2. Filtros biológicos	36
2.5.3. Lagoa aerada	37
2.5.4. Lagoa facultativa	38
2.6. MONITORAMENTO DE ATERROS SANITÁRIOS PÓS-ENCERRAMENTO	40
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	44
3.1. LIMITE DE PESQUISA	44
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1. CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO	47
4.2. PONTOS DE AMOSTRAGEM	48

4.3. AVALIAÇÃO DAS ANÁLISES	50
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	58
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

1 INTRODUÇÃO

A disposição de resíduos sólidos no solo como forma de destinação final é um procedimento adotado na maioria das municipalidades dos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, caso do Brasil, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008). A prática, quando aplicada sob critérios técnicos que garantam a estabilidade da obra, a otimização do tratamento dos resíduos no solo, o controle dos subprodutos originados, e a proteção dos recursos naturais regionais, consiste em um método tecnológica, ambiental e economicamente plenamente viável denominado Aterro Sanitário.

A principal desvantagem da disposição dos resíduos no solo, ainda que feita de forma qualificada, encontra-se no fato de que os produtos do processo anaeróbio que os resíduos sofrem na instância redutora apresentam elevada instabilidade termodinâmica, sendo, portanto, poluentes. Segundo a PNSB (2008), 61,1% das entidades coletoras de tais resíduos, no Brasil, informaram que os depositam em lixões ou em aterros, em conjunto com os demais resíduos.

A formação de lixiviados se dá pela percolação não-uniforme e intermitente de água através dos resíduos aterrados, resultando na remoção de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis e sua dissolução e suspensão no líquido. Sua produção é um indicativo do desenvolvimento do processo bioquímico na massa de resíduos, pois o subproduto deste processo contribui para a concentração de elementos no lixiviado (REIS; BIDONE, 2005). O lixiviado é constituído de uma complexa combinação de poluentes com características toxicológicas persistentes, além de diferentes contaminantes orgânicos e inorgânicos recalcitrantes, tais como ácidos húmicos e fúlvicos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, pesticidas, elementos-traço e altos níveis de nitrogênio amoniacal (LI *et al.*, 2014; REGADÍO *et al.*, 2012).

As concentrações dos compostos químicos que compõem o lixiviado podem variar de acordo com as características tabelados resíduos, idade do aterro, condições ambientais, modo operacional do aterro e mecanismo de decomposição da matéria orgânica, o que torna o tratamento de lixiviado de aterro sanitário difícil de ser padronizado (RENOU *et al.*, 2008; MORAVIA *et al.*, 2013).

O lixiviado pode permear as camadas de fundo dos locais de disposição e contaminar o solo e a água subterrânea. Esses locais, mesmo que apresentem

condições de controle das contaminações, necessitam do monitoramento contínuo da qualidade das águas subterrâneas, uma vez que a composição do lixiviado é muito variada e muitas vezes se desconhece o comportamento da interação do contaminante com as barreiras de fundo (LANGE et al, 2002; PESSIN et al., 2003).

A disposição dos RSU em aterros sanitários tem ocasionado alta fonte de contaminação do solo, das águas subterrâneas e das águas superficiais devido à infiltração de lixiviados (MISHRA et al., 2019). As águas subterrâneas constituem o principal reservatório de água doce destinado para consumo doméstico, industrial e na agricultura para irrigação. Nesse cenário, sua proteção é amplamente necessária para garantir o suprimento das necessidades humanas e da preservação do meio ambiente (STEFANIA et al., 2018). No Brasil, existem regulamentos estaduais e nacionais que visam a proteção dos recursos hídricos, estabelecendo medidas específicas para evitar a poluição e a deterioração da qualidade das águas. Para isso, a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) traz os padrões de lançamento de efluentes para o Estado do Rio Grande do Sul, e a nível federal, os padrões de lançamentos de efluentes são estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

Diante disto, e com a crescente exigência legal nos padrões para descarte de efluentes e resíduos fica evidente a necessidade de acompanhamento da eficiência de sistemas de tratamentos utilizados em aterros sanitários, de modo que o efluente tratado apresente satisfatória qualidade físico-química e microbiológica, as suas características que apresentam grande variabilidade em sua composição e quantidade gerada, elevada demanda química de oxigênio (DQO), compostos orgânicos e substâncias tóxicas, sem prejudicar a saúde da população e danificar as características ambientais da região, ao contrário do que já foi observado em muitos países em desenvolvimento (AKINBILE, 2012; BHALLA et al., 2012; SMAHI et al., 2013).

Na busca de alternativas, aplicáveis à realidade brasileira, para tratamento e monitoramento de lixiviados de aterros sanitários, águas superficiais e subterrâneas do local de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos, e apresentar e avaliar os resultados do monitoramento é que este trabalho foi proposto e executado.

1.1.PROBLEMA DE PESQUISA

Embora o aterro sanitário seja considerado uma solução ambientalmente adequada no Brasil, a disposição final nesses locais pode gerar consequências indesejadas ao meio ambiente e à saúde pública, principalmente pelos efluentes gerados a partir da grande parcela de matéria orgânica que chega nesses depósitos. Com baixa biodegradabilidade, alta carga de materiais na composição e compostos orgânicos tóxicos, este líquido residual se não devidamente tratado, é capaz de atingir e contaminar o lençol freático, prejudicando desta forma os cursos de água da região. Portanto, é relevante que ao se planejar um Aterro Sanitário se projete um sistema de coleta de lixiviados acoplado a um eficiente sistema de tratamento de efluentes, minimizando desta forma os impactos ambientais. Desta forma, a questão proposta por este trabalho é: Como é realizada a avaliação do monitoramento da qualidade de águas superficiais, subterrâneas e de efluentes de um Aterro Sanitário desativado localizado no Rio Grande do Sul?

1.2.DELIMITAÇÃO DA PESQUISA

Essa pesquisa se delimitará através de analisar e avaliar as diversificações tecnológicas de monitoramento do lixiviado gerado no aterro sanitário e das águas superficiais e subterrâneas pós-encerramento.

O lixiviado e águas utilizadas para a pesquisa e os testes provêm do Aterro da Extrema, sita em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, unidade privada que foi desativado em 2002, pois esgotou sua capacidade, tendo recebido 824 mil toneladas de resíduos sólidos em seu aterro sanitário.

1.3.OBJETIVOS

Os objetivos do presente trabalho são apresentados a seguir.

1.3.1. Objetivo Geral

Este trabalho tem por objetivo geral avaliar o lixiviado gerado e o impacto dele na qualidade das águas superficiais e subterrâneas em torno dos locais no Aterro Sanitário pós-enceramento de suas atividades.

1.3.2. Objetivos Específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa visam:

- Acompanhar a coleta de lixiviado do aterro e das águas subterrâneas e superficiais da unidade do Aterro Sanitário da Extrema para sua caracterização;
- Estudar a caracterização do lixiviado gerado nos aterros sanitários desativados;
- Estudar caracterização dos efluentes coletados, segundo os parâmetros de físico-químicos;
- Realizar uma avaliação das análises coletadas, de acordo com o passar dos anos;
- Comparar os resultados dos parâmetros físico-químicos encontrados com os limites estabelecidos pela legislação vigente;
- Averiguar a qualidade do lixiviado tratado descartado.

1.4.JUSTIFICATIVA

Normalmente os lixiviados dos aterros são tratados como se fossem um efluente residual comum ao qual são aplicadas metodologias de tratamento de esgotos sanitários. Muitas vezes são até ignorados nos projetos ou incorretamente avaliados, ou ainda, simplesmente propostos para tratamento em conjunto com os esgotos domésticos em Estação de Tratamento de Esgoto (MASSAI; RIBEIRO; DUARTE, 2007).

Com valores de DQO muitas vezes superiores a 200 vezes ao dos esgotos urbanos, com variações sazonais e de ano para ano, consoante ao envelhecimento do aterro, a simples transposição de tratamentos para os lixiviados tem-se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade de descarga no meio hídrico receptor (MASSAI; RIBEIRO; DUARTE, 2007).

A motivação desta pesquisa está na necessidade de analisar e avaliar o monitoramento após a desativação dos aterros, que visem à minimização do impacto ambiental causado pelo descarte de lixiviados oriundos de aterros sanitários urbanos, uma vez que os processos utilizados atualmente, em sua maioria, ou são ineficientes ou apresentam elevados custos. Espera-se assim contribuir para o desenvolvimento sustentável e melhoria da saúde da população, principalmente as que estão nas proximidades de aterros sanitários.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo são apresentados os fundamentos teóricos da presente pesquisa, incluindo os tipos de tratamentos de lixo, suas caracterizações e definições, lixo e sua composição, aterro sanitário e resíduos sólidos urbanos.

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Resíduos sólidos, segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), são:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (PNRS, 2010, pág. 11).

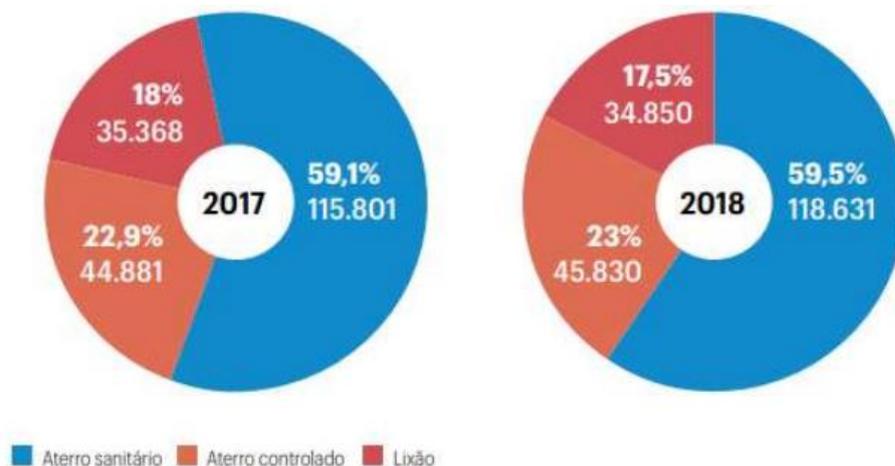
A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004, pág. 1) define resíduos sólidos e semissólidos aqueles que, “resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição.” A legislação vigente no Brasil, para a destinação dos resíduos sólidos foi promulgada em 2010 através da lei nº 12.305, determinando que os municípios elaborem um plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos com a finalidade de destinar corretamente os resíduos urbanos através da coleta seletiva. A correta destinação dos resíduos gerados é de obrigação dos municípios, mas há, a necessidade de colaboração da sociedade.

Com a diversificação da produção e do consumo, os resíduos da sociedade moderna, estão cada vez mais diferenciados. Para cada tipo, é necessário haver uma adequada coleta e destinação (TORRES, 2015). Dessa forma, para realizar um correto gerenciamento dos resíduos sólidos, faz-se necessário dispor de dados sobre a sua composição, a quantidade e as suas fontes geradoras, isso é, classificá-los. Na literatura encontra-se diversas classificações. Novamente apropriou-se do conteúdo da PNRS, onde têm-se em seu artigo 13 a classificação em relação a origem e a

periculosidade: resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, resíduos da construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de mineração e resíduos de serviços de transportes. Os resíduos sólidos urbanos, são originados na atividade doméstica e comercial e sua composição pode variar de população para população, sobretudo em função das características socioeconômicas e socioculturais (BERENGUEL, 2008).

Em 2018, foram gerados 79 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil. Os dados fazem parte do Panorama dos Resíduos Sólidos, da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). Comparando com os países da América Latina, o Brasil é o campeão de geração de lixo, representando 40% do total gerado na região (541 mil toneladas/dia, segundo a Organização das Nações Unidas do Meio Ambiente). A Figura 1 mostra as porcentagens relacionadas aos anos de 2017 e 2018.

Figura 1 - Disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões, em “toneladas resíduo” e porcentagem correspondente



Fonte: ABRELPE, 2019.

Em relação à disposição final, o Panorama registrou cerca de 42,3 milhões de toneladas de RSU descartados em aterros sanitários. O restante, que corresponde a 40,9% dos resíduos coletados, foi despejado em locais inadequados por 3.352 municípios brasileiros, totalizando 29 milhões de toneladas de resíduos em lixões ou aterros controlados.

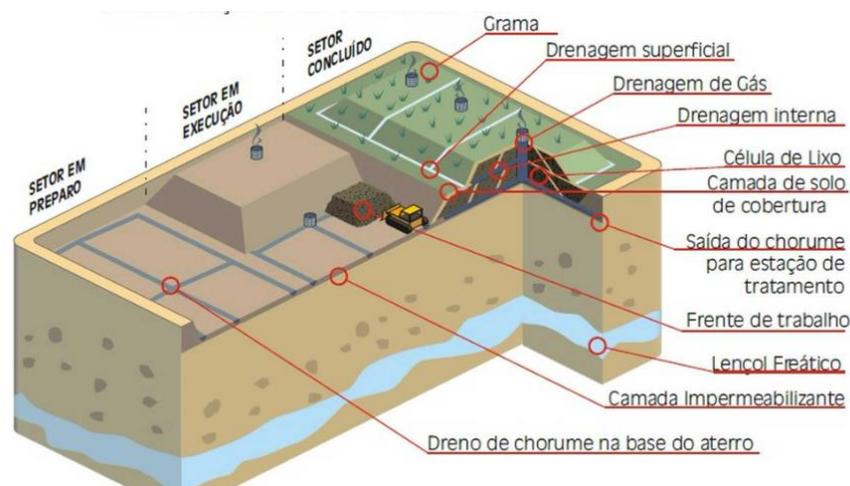
2.2. ATERRO SANITÁRIO

A norma brasileira NBR-8419/1992 (ABNT, 1992), define aterro sanitário de RSU como a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário, conforme esquemática na Figura 2.

O aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos. Em muitos países de baixa e média renda, essa técnica de destinação final dos resíduos é a mais adotada, e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos, o aterro sanitário é a opção preferencial no tratamento de RSU (LI; CHANG, 2000).

No Brasil, segundo a ABRELPE, em seu levantamento no ano de 2008, 45,1% dos municípios brasileiros não possuem solução adequada (disposição em aterro controlado ou a céu aberto) para seus resíduos, e somente 38,6% utilizam aterros sanitários (ABRELPE, 2008).

Figura 2 - Esquemático de um aterro sanitário



Fonte: FERREIRA, 2001.

2.3. LIXIVIADO

O lixiviado de aterros sanitários é um líquido contaminado que se forma como resultado da decomposição dos resíduos sólidos depositados em um aterro sanitário. Quando os resíduos orgânicos se decompõem, eles liberam uma variedade de substâncias líquidas e solúveis, como água, sais minerais, compostos orgânicos, metais pesados e outros produtos químicos.

Esses líquidos percolam através das camadas de resíduos depositados no aterro e são coletados na parte inferior do mesmo, onde são chamados de lixiviado. O lixiviado é altamente poluente e pode representar um risco para o meio ambiente e para a saúde humana se não for tratado adequadamente (GOMES, 2009).

Os lixiviados são resultantes de uma mistura de chorume com contribuições de fontes externas como águas de chuvas, escoamentos superficiais, águas de nascentes e da umidade dos resíduos. No lixiviado estão componentes orgânicos e inorgânicos, assim como substâncias tóxicas, provenientes do recebimento de maneira inadvertida, de resíduos industriais nos aterros. Essas substâncias perigosas que eventualmente existem na massa de resíduos sólidos podem causar danos ambientais se atingirem o lençol freático ou as águas superficiais, além de serem prejudiciais em caso de emissões de gases voláteis para a atmosfera. Esses efeitos danosos podem se estender à comunidade animal e vegetal aquática e aos seres humanos que dela se utilizam (GOMES, 2009).

A quantidade de lixiviados produzidos pode ser estimada através da realização de um balanço hidrológico. Este balanço envolve a adição dos montantes de água que entram nas células de disposição de resíduos do aterro e a subtração dos montantes de água consumida nas reações químicas, bem como, das quantidades de água em excesso relativamente à capacidade da evapotranspiração e retenção de umidade por parte dos resíduos. Lins (2008) e Faria (2002) apresentam um detalhamento deste balanço, com diferentes equações para se estimar o volume de lixiviados.

A composição do lixiviado varia de acordo com o aterro e as oscilações de vazão ao longo do ano e isso se deve ao regime de chuvas que são alguns dos problemas para o tratamento desse efluente (GOMES, 2009). Esta composição está diretamente relacionada às fases de degradação microbiológica ocorrente no mesmo, assim como à composição gravimétrica dos resíduos depositados.

Os principais efeitos do lançamento do lixiviado nos corpos hídricos estão associados à diminuição do teor de oxigênio dissolvido, à toxicidade causada pela amônia e à eutrofização, devido às elevadas concentrações de nitrogênio (FLECK, 2003; KJELDSEN *et al.* 2003 *apud* TELLES, 2010).

2.3.1. Composição do Lixiviado de Aterro Sanitário

A composição do lixiviado varia consideravelmente dependendo de fatores climatoambientais, como o regime pluviométrico (GORGATI; LUCAS, 2002), a temperatura, a umidade relativa e a geologia do aterro, bem como dependem também da idade do aterro (LIN; CHANG, 2000), da constituição dos resíduos que chegam a este aterro (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; BERTAZZOLI; PELEGRINI, 2002) e dos eventos que ocorreram antes da amostragem do mesmo.

Se o lixiviado é coletado durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como DBO₅, COT, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser elevados. Contudo durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO, COT, DQO e nutrientes serão significativamente menores (HAMADA; MATSUNAGA, 2000).

O lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida ou solubilizada, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbia dos resíduos, como ácidos orgânicos voláteis e substâncias químicas oriundos do descarte de inseticidas e agrotóxicos, além de microrganismos. A característica do lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes (CHRISTENSEN *et al.*, 2001):

- Matéria orgânica dissolvida (MOD) expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou pelo Carbono Orgânico Total (COT), incluindo ácidos fúlvicos e húmicos;
- Macropoluentes inorgânicos Cálcio (Ca²⁺), Magnésio (Mg²⁺), Potássio (K⁺), Amônio (NH₄⁺), Ferro (Fe²⁺), Manganês (Mn²⁺), Sulfato (SO₄²⁻) e Carbonato (CO₃²⁻);
- Elementos traços: Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Níquel (Ni), Zinco (Zn);

- Compostos orgânicos xenobióticos presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, e compostos alifáticos clorados, e;
- Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

A Tabela 1 traz os intervalos de variação de parâmetros de caracterização convencional de lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

Tabela 1 - Características mais prováveis do lixiviado de aterros sanitários brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP*
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78%
Alcalinidade total (mg de CaCO ₃ /L)	750 - 11400	750 - 7100	69%
Dureza (mg de CaCO ₃ /L)	95 - 3100	95 - 2100	81%
Condutividade (µS/cm)	2950 - 25000	2950 - 17660	77%
DBO (mg/L)DQO	< 20 - 30000	< 20 - 8600	75%
(mg/L)	190 - 80000	190 - 22300	83%
Óleos e Graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63%
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58%
NTK (mg/L)	80 - 3100	não há 0,4	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4 - 3000	- 1800	72%
N-orgânico (mg/L) N-	5 - 1200	400 - 1200	80%
nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69%
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 - 3,5	69%
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78%
Sulfato (mg/L)	0 - 5400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 - 5200	500 - 3000	72%
Sólidos totais (mg/L)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 - 20000	630 - 5000	60%
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2800	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 - 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70%

*FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais provável. Fonte: SOUTO E POVINELLI (2007).

A evolução dos processos biológicos que ocorrem no interior do aterro, bem como sua idade e a composição dos resíduos dispostos, influenciam nas características do lixiviado. GANDOLLA et al. (1995) apresentam os principais parâmetros utilizados na caracterização do lixiviado, descritos a seguir:

- O conteúdo em matéria orgânica, expressa em termos de DQO e DBO₅, é inicialmente muito elevado, diminuindo depois em razão da degradação biológica e dos processos de lixiviação. Uma fração considerável de DBO inicial é constituída de ácidos graxos voláteis, cuja concentração é um bom indicador do estágio da degradação anaeróbia;
- O pH ácido no princípio, torna-se em seguida levemente alcalino;
- A relação DBO₅/DQO, que indica o percentual da matéria orgânica que é facilmente biodegradável, e que diminui à medida que o aterro evolui. Inicialmente esta relação é de 0,5 a 0,8, passando a 0,07 a 0,08 após vários anos;
- A concentração de metais é elevada em aterros jovens, devido ao ambiente ácido que favorece a solubilização dos íons metálicos. Esta concentração tende a diminuir com o tempo, na medida em que o pH aumenta;
- O fósforo está presente em quantidades tão modestas que em certos casos há a necessidade de correção de sua concentração para viabilizar-se o tratamento biológico do lixiviado;
- O enxofre, que embora presente nos resíduos sólidos, só é emitido em quantidades pequenas, pois se fixa no aterro sob a forma de sulfetos insolúveis, principalmente de ferro;
- O nitrogênio está presente em nível significativo, encontra-se nas formas de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal, em concentrações mais elevadas em lixiviados de aterros jovens e velhos, respectivamente;
- Os ácidos orgânicos voláteis, são identificadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios. Os principais ácidos voláteis encontrados em degradação anaeróbia são: acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico e iso-valérico.

Com a idade do aterro um decréscimo de ácidos orgânicos voláteis e um incremento na proporção de ácidos fúlvicos tem sido reportada (LU et al., 1984 apud QASIM e CHIANG, 1994).

Através da caracterização do lixiviado pode-se ainda dividir a degradação anaeróbia em três macro fases, as quais permitem determinar a idade do aterro em termos de degradação biológica:

- Fase ácida: geração de ácidos graxos voláteis e alta carga orgânica (aterro jovem);
- Fase metanogênica: geração do gás metano, pH levemente alcalino e níveis mais baixos nas concentrações do lixiviado (aterro velho);
- Fase de maturação: as emissões diminuem até valores insignificantes (aterro estabilizado).

A grande parte dos poluentes orgânicos do lixiviado é composta por (BAHÉ, 2008):

- Compostos orgânicos voláteis: de 40 a 90% da matéria orgânica. A amônia costuma ser predominante, além dos ácidos graxos voláteis (AGV) como o ácido acético;
- Compostos aromáticos provenientes do metabolismo das proteínas e das ligninas: ácido fenil acético, fenil propiônico, ácido benzóico, p-hidroxibenzóico, compostos acíclicos, alifáticos, terpenos e solventes organoclorados;
- Substâncias húmicas.

Apesar das grandes variações da composição do lixiviado produzido nos diferentes aterros, o estado de degradação (relacionado com a idade do aterro) é considerado como sendo o parâmetro de classificação mais usado. Pode ser novo, intermediário e estabilizado, sendo que os valores de pH e a razão DBO_5/DQO sejam os principais parâmetros para a aplicação desta metodologia de classificação (MORAIS, 2005).

2.4. TRATAMENTO DE EFLUENTES

O primeiro passo para tratar os efluentes é realizar um estudo acerca das suas características, baseado na descrição dos materiais empregados nas etapas do processo produtivo. Assim, pode-se avaliar a presença de substâncias orgânicas e inorgânicas, metais pesados, hidrocarbonetos, corantes, detergentes, dentre outros.

Com esses dados, consegue-se definir quais indicadores devem ser utilizados, a fim de quantificar as substâncias presentes no efluente. Também são medidos parâmetros como pH, temperatura, cor, turbidez, alcalinidade, oxigênio dissolvido e a vazão.

O funcionamento de uma Estação de Tratamento de Efluente (ETE) compreende basicamente:

- Operações físicas unitárias: formas de tratamento dos efluentes nas quais se utiliza forças físicas para remoção de contaminantes (TELLES e COSTA, 2010). Remove impurezas grosseiras, não dissolvidas no efluente e que podem ser separadas por meio de processos físicos. Além disso, processos físicos também podem ser capazes de remover matéria orgânica e inorgânica em suspensão coloidal. Estes processos também têm a finalidade de desinfecção e estabilização do descarte. Alguns dos processos mais populares que podem ser citados são o de gradeamento, separação de óleos e gorduras, sedimentação, caixa de areia, tanque de equalização, entre outros (CQR, 2013).

Entre estas, pode-se citar a sedimentação, flotação, filtração, gradeamento, entre outros;

- Processos químicos unitários: métodos de tratamento nos quais através da adição de produtos químicos ou de reações químicas ocorre a remoção ou conversão de contaminantes presentes nos efluentes (TELLES e COSTA, 2010), por meio de interações entre efluente e reagentes dosados, tais como agentes de coagulação, de floculação, neutralização de pH, oxidação, redução e desinfecção. Também utilizado quando se torna necessário o condicionamento do

efluente para posteriores processos. Os processos mais populares na atualidade envolvem clarificação química, coagulação com agentes coagulantes, oxidação por ozônio, troca iônica, entre outros (CQR, 2013). Cabe citar como exemplo a precipitação, desinfecção e adsorção;

- Processos biológicos unitários: São empregadas reações bioquímicas com o objetivo de eliminar os contaminantes de origem orgânica, além da digestão, pela 15 biomassa, da matéria orgânica presente no efluente, abaixando assim, o valor de parâmetros relacionados a contaminantes orgânicos, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO). Estes dois parâmetros são de extrema importância para a identificação de toxicidade e de nível de contaminação do efluente, estando sempre presentes em padrões estabelecidos para a análise da qualidade da água. Os processos biológicos de tratamento reproduzem em escala menor de tempo e área os fenômenos de autodepuração que ocorrem naturalmente em corpos hídricos. Estes processos podem incluir reatores anaeróbios, reatores aeróbios, filtros biológicos, lagoas, entre outros (ARAÚJO, 2015).

Objetivando sempre o tratamento mais eficiente, estas etapas são projetadas para englobar as operações envolvidas em cada um dos processos de forma mais harmoniosa e condizente possível. Muito comumente estas etapas são pensadas de forma contínua, tendo o envolvimento direto de uma etapa na outra, como meio de condicionamento prévio do resíduo a ser tratado, tornando tudo um grande único processo de tratamento de efluentes integrado. Segundo Giordano (1999), os níveis de tratamento são definidos como preliminares, primários, secundários e terciários.

2.4.1. Tratamento preliminar

O tratamento preliminar de efluentes é localizado no início dos processos, sendo o primeiro receptor do efluente, que se baseia na remoção, principalmente, de sólidos grosseiros e areia. Os mecanismos de remoção aplicados nesta etapa são de ordem unicamente física, logo trata-se de processos físicos.

Normalmente os procedimentos utilizados para a remoção de sólidos grosseiros são grades, peneiras ou trituradores, em que os materiais com dimensões maiores do que os orifícios de passagem são retidos ou triturados, necessita-se de manutenção contínua da remoção deste material retido para evitar o congestionamento e entupimento desses fluxos e esta remoção pode ser de forma manual, mas normalmente são mecanizadas para a maior eficiência e otimização dos processos. Para a remoção da areia contida na entrada da estação são utilizadas 16 unidades especiais denominadas desarenadores, em que ocorrem a sedimentação dos grãos devido às suas maiores dimensões e densidade. Em algumas estações, também são incorporadas unidades de medidores de vazão, normalmente constituída por uma calha com dimensões padronizadas, onde o efluente fluirá e essas dimensões serão relacionadas com a vazão do líquido (SPERLING, 2005).

2.4.2. Tratamento primário

O tratamento primário localiza-se logo em seguida do processo preliminar, em que o efluente se encontra menos grosseiro, mas ainda nitidamente poluído por sólidos não grosseiros em suspensão, podendo ser eles de origem inorgânica ou orgânica, além dos sólidos mais densos que a água, como óleos e graxas, também são encontrados em suspensão nesta etapa (SPERLING, 2005).

Segundo Sperling (2005), esta fase do tratamento tem como objetivo a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes, por meios físicos ou químicos. Os sólidos em suspensão não grosseiros podem ser parcialmente removidos em unidades de sedimentação, chamados de decantadores, em que durante a passagem vagarosa, ou estadia na unidade, ocorre a decantação de particulados com maior densidade que a água. Para uma otimização deste processo e maior sedimentação de fundo em menor tempo, são comumente utilizados agentes químicos, chamado agentes coagulantes, para a formação de um aglomerado maior de material, aumentando assim sua densidade e tornando o processo mais eficiente, esse corpo de fundo sólido adquirido no final do processo é denominado lodo primário. Já quando se trata de poluentes com menor densidade que a água, estes ficam despostos na superfície do tanque e são removidos, manualmente ou mecanicamente, para o posterior tratamento.

Esta fase do tratamento é a primeira etapa em que ocorre remoção de matéria orgânica em suspensão, e com isso os níveis DBO e de DQO começam a ser abaixados. Demanda Bioquímica de Oxigênio é um indicador utilizado para determinar, indiretamente, a concentração de matéria orgânica biodegradável presente no efluente, essa quantificação é alcançada por meio da medição de quantidade de oxigênio utilizada na respiração de microrganismos para a oxidação da matéria orgânica. Então para um efluente com uma maior carga orgânica será necessário um consumo maior de oxigênio, e pela medição deste consumo mensura-se a quantidade de material orgânico degradado. Quando se trata da Demanda Química de Oxigênio, o objetivo é o mesmo, a medição de matéria orgânica presente do líquido por meio de quantidade de oxigênio consumido, mas a diferença deste método é que a matéria orgânica será oxidada por agentes químicos oxidantes fortes em meio ácido, e com isso toda a matéria orgânica, sendo ela biodegradável ou não, será oxidada, logo se obtêm um valor mais absoluto da carga orgânica do efluente. Uma vantagem da DQO em relação à DBO é a duração do processo, enquanto para realizar a medição da DBO são necessários 5 dias a DQO é medida em poucas horas (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

2.4.3. Tratamento secundário

Esta etapa é normalmente localizada após o efluente passar pelos processos físicos e químicos e muitas condições são exigidas do líquido, como uma faixa de pH e temperatura ótimos para a realização das operações. A partir deste nível, o tratamento é biológico e, então, para a chegada do efluente nos parâmetros desejados este deverá ser previamente preparado, normalmente no tratamento primário (SPERLING, 2005).

Com principal objetivo de remover a matéria orgânica presente no efluente, os tratamentos biológicos que ocorrem durante estas operações afetam tanto a matéria orgânica em suspensão, que já foi parcialmente retirada no tratamento primário, quanto a matéria orgânica dissolvida, a qual não é removida por processos de ordem meramente física ou química, como os até este nível (SPERLING, 2005). Com essa remoção os valores de DQO e DBO também serão reduzidos, como representado por Aygun, Nas e Berktaç (2008), que mensuraram uma média de remoção de DQO em

um reator biológico de 95% considerando escala de bancada. Em relação a remoção de DBO, Sperling (2005), enquadra a remoção num intervalo de 60 a 99%. Logo, entende-se que depois dos processos secundários de tratamento, os efluentes apresentam-se bem mais clarificados e tratados, apresentando assim, um índice de toxicidade bem inferior quando comparado com as características iniciais.

Existe dois tipos de tratamentos biológicos atualmente aplicados no tratamento de efluentes industriais: os realizados na ausência de oxigênio, chamados tratamentos anaeróbios, e os na presença de oxigênio, chamados tratamentos aeróbios.

- Sistemas de tratamento aeróbio: Neste tipo de operação ocorre a representação da principal depuração que ocorre nos próprios corpos hídricos, que disponibilizam de oxigênio. A matéria orgânica que será consumida pelos 20 microrganismos aeróbios obrigatórios e facultativos será em parte convertida em CO₂ e H₂O e em parte em mais biomassa, que fará parte do lodo aeróbio. Para um processo interessante comercialmente é importante destacar a necessidade de um sistema de aeração, para a depuração na presença de oxigênio se dar de forma mais rápida, um tanque de decantação para o lodo formado, além de um sistema para recirculação do lodo, para evitar o acúmulo e conseqüente poluição do efluente (DA COSTA; DA SILVA; MARTINS, 2009);
- Sistemas de tratamento anaeróbio: O grande sucesso dos reatores biológicos anaeróbios veio com a introdução de reatores de alta taxa, que conseguia tratar de forma contínua e eficiente uma grande quantidade de efluente. Neste tipo de reatores são encontradas biomassas formadas por microrganismos anaeróbios obrigatórios ou facultativos, presentes no lodo em que será percorrido pelo efluente, este lodo fica disposto diferentemente de acordo com o reator escolhido (SYLVESTRE, 2013).

2.4.4. Tratamento terciário

O tratamento terciário não é tão comumente implantado, ele normalmente vem como um tratamento extra, para quando os efluentes apresentam toxicidade elevada

por presença de alguma substância específica, ou ainda como polimento final para o despejo ou reuso. Para esses tipos de caso é implementado mais um nível de tratamento para o efluente, que objetiva a remoção dos poluentes específicos, usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis, ou ainda um tratamento complementar, caso o efluente, após o tratamento secundário, ainda não se enquadrar nas especificações desejadas (DOS SANTOS; et al., 2011).

A partir desta etapa, obtêm-se água de qualidade superior, com uma elevada remoção de matéria orgânica, bactérias patogênicas e nutrientes, tais como nitrogênio, fósforo e sódio, que quando em excesso são prejudiciais para a qualidade da água (SILVA FILHO, 2009). Apesar da maioria dos casos este nível de tratamento ser aplicado para a adequada remoção de impurezas, o tratamento terciário também é útil para que os efluentes residuais de alguns processos possam ser enquadrados em padrões para ser reusados ou reciclados, direto ou indiretamente, na planta industrial. Este autossuprimento de água, além de ser interessante ambientalmente pela diminuição do desperdício, também resulta numa garantia maior de um efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação e que esteja de acordo com a tolerância do corpo receptor à carga de poluentes (MACHADO, 2005).

2.5. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

O tratamento de lixiviado de aterros sanitários ainda se constitui num desafio aos profissionais da área, não tendo ainda sido encontrada uma solução eficaz. Entre os problemas encontrados pelos projetistas nacionais, está a dificuldade de se encontrar uma descrição das características usuais do lixiviado de aterros sanitários brasileiros. Devido à complexidade de componentes, substâncias tóxicas e recalcitrantes, o tratamento dos líquidos lixiviados de aterros de resíduos sólidos deve ser visualizado como processos e operações combinadas ou associadas (SOUTO; POVINELLI, 2007).

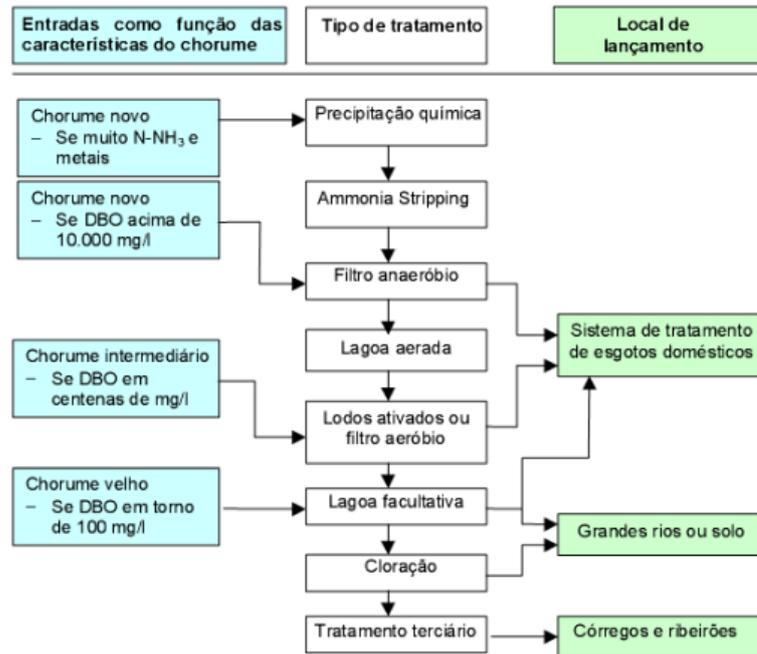
As alternativas mais conhecidas de tratamento de lixiviado são as seguintes: remoção de amônia por aeração mecânica; adsorção em carvão ativado; processos de membrana (osmose inversa); evaporação; aspersão sobre o solo; coagulação, floculação, sedimentação ou flotação; oxidação química; processo fotoeletroquímico; lagoas anaeróbias e lagoas facultativas; tratamento conjunto em estação de

tratamento de esgoto; recirculação; tratamento em leito de vermicomposto; processos biológicos aeróbios; processos biológicos anaeróbios; banhados construídos. Geralmente, são usados mais de um tipo de processo como forma de tratamento, prevalecendo o uso de um processo anaeróbio seguido de um processo aeróbio (BELTRÃO, 2006).

A escolha da tecnologia de tratamento de lixiviado mais adequada deve acontecer a partir da avaliação dos seguintes aspectos: volume de lixiviado gerado (que depende principalmente da capacidade do aterro, do seu tamanho e das características hidrológicas locais); composição do lixiviado (no que diz respeito às concentrações de seus poluentes); capacidade de investimento e de operação por parte do mantenedor do sistema de tratamento; atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais.

No Brasil, a aplicação dos processos de tratamento de lixiviado tem por objetivo principal a redução das concentrações de compostos orgânicos e de N-amoniaco. Essa é uma decorrência da vigência da Resolução Nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Genericamente, Mcbean et al. (1995) sugerem sequências possíveis para tratamento, com indicações e pontos de entrada e lançamento, o que pode ser visto na Figura 3.

Figura 3 - Seleção de processos para tratamento de chorume



Fonte: MCBEAN *et al*, 1995.

Rodrigues (2007) afirma que os processos aplicáveis para o tratamento dos lixiviados de aterro sanitário são biológicos e físico-químicos, ou uma combinação desses processos. Os tratamentos biológicos via metabolismo aeróbio e anaeróbio, processos oxidativos e separação com membranas, destacam-se entre as metodologias (BARALDI, 2003).

Renou *et al.* (2008) afirmam que os tratamentos biológicos são os mais utilizados para remoção de altas cargas de DBO₅ dos lixiviados, por serem sistemas confiáveis, de fácil operação e baixo custo. O método permite tratar grandes volumes de lixiviado, transformando matéria orgânica em resultados da degradação aeróbia (CO₂ e H₂O ou CH₄ e CO₂,) com custos relativamente baixos (BRITO, 2014).

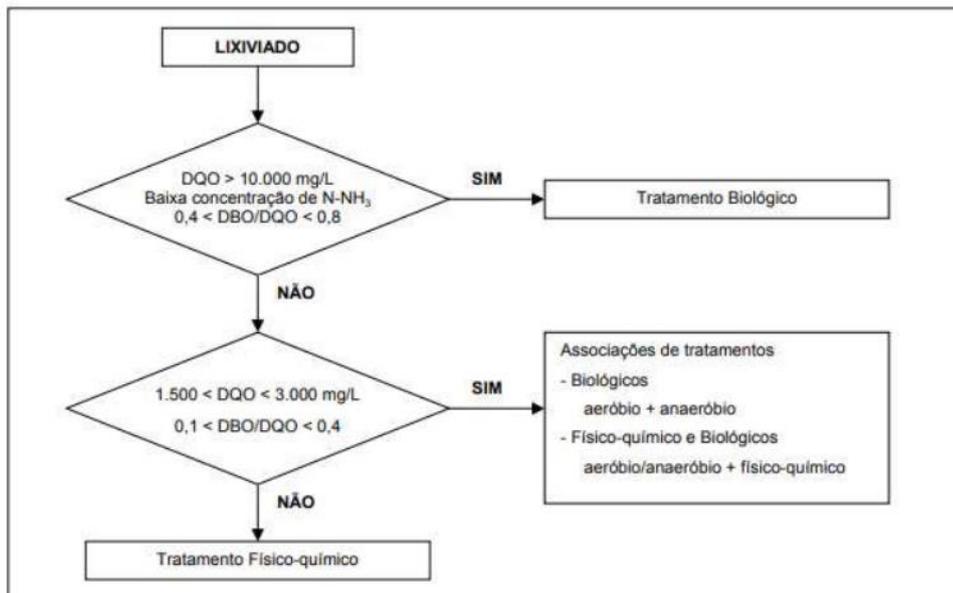
Todavia, o emprego de tratamentos biológicos pode não apresentar eficiência mínima no tratamento do lixiviado, em vista de a vazão e carga orgânica apresentarem oscilações. Outro fator limitante é a necessidade de grandes áreas para implantação, dependendo da tecnologia adotada (SILVA; FERNANDES; LEONE, 2000).

Moravia (2007) afirma que as técnicas biológicas são recomendadas para lixiviados com alta relação DBO/DQO. Enquanto os métodos físico-químicos são indicados para o tratamento de lixiviado antigo e com baixa biodegradabilidade, pois necessitam de compostos químicos mais agressivos na estabilização de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN *et al.*, 2002). Na Figura 4 são apresentados critérios

de seleção das técnicas de tratamento de lixiviado, conforme a concentração de matéria orgânica no lixiviado bruto.

Lange *et al.* (2006) asseguram que os processos físico-químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção da matéria orgânica do lixiviado, contudo, os sistemas em operação no país, como a coagulação, filtração e precipitação química, não têm apresentado boa eficiência.

Figura 4 - Modelo esquemático para seleção de tecnologias de tratamento de



Fonte: MORAVIA, 2007.

2.5.1. Processos de tratamentos biológicos

O tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários busca a degradação natural da matéria orgânica e de outros poluentes presentes nesse efluente, a partir do emprego de técnicas/tecnologias capazes de desenvolver condições controladas e taxas mais elevadas que os processos naturais de degradação. A degradação ocorre pela ação de micro-organismos como bactérias, protozoários, fungos e algas, que têm capacidade de transformar os poluentes em substâncias mais simples. Nesse processo, denominado biodegradação, as bactérias e algas se destacam como os mais importantes na estabilização da matéria orgânica, e mineralização de demais poluentes (VON SPERLING, 1996).

Os processos de tratamento biológico podem ser classificados em relação ao aceptor de elétrons envolvido no processo, tendo em vista que os contaminantes

orgânicos e inorgânicos são usados como fonte de energia (doador de elétrons) pelos micro-organismos. Os principais aceptores de elétrons envolvidos no tratamento biológico, bem como a classificação associada, são descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Aceptores de elétrons típicos das reações de catabolismo envolvidas no tratamento de efluentes, em ordem decrescente de liberação de energia

Condições	Aceptor de elétrons	Forma do aceptor após reação	Forma do carbono após reação	Processo
Aeróbias	O ₂	H ₂ O	CO ₂	Catabolismo oxidativo: Metabolismo aeróbio
Anóxicas	NO ₃ ⁻	N ₂	CO ₂	Catabolismo oxidativo: redução de nitratos (desnitrificação)
Anaeróbias	SO ₄ ²⁻	H ₂ S	CO ₂	Catabolismo oxidativo: redução de sulfatos (dessulfatação)
	CO ₂	CH ₄	CO ₂ e CH ₄	Catabolismo fermentativo: metanogênese

Fonte: adaptado de VON SPERLING, 1996.

Nos processos biológicos, os micro-organismos metabolizam o contaminante orgânico (catabolismo) e utilizam a energia liberada pelo processo para produção e manutenção celular (crescimento da biomassa/anabolismo). Os micro-organismos convertem matéria orgânica em dióxido de carbono, sob condições aeróbias e, em dióxido de carbono e metano, sob condições anaeróbias. Os gases, por sua vez, são liberados da fase líquida.

Como o crescimento da biomassa está intimamente relacionado à energia liberada no catabolismo, e as reações aeróbias envolvem maiores valores energéticos frente às reações anaeróbias, tem-se a conseqüente baixa produção de biomassa desses, em comparação aos primeiros (VON SPERLING, 1996).

Os processos aeróbios apresentam vantagem de apresentar cinética favorecida de fácil controle e aclimação, resultando em elevados valores de eficiência em termos de remoção de matéria orgânica. No entanto, caracterizam-se também por acumularem grandes quantidades de lodo que pode conter compostos orgânicos e metais pesados adsorvidos. Isto porque, nesses sistemas ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação da matéria orgânica biodegradável, com a conseqüente conversão em CO₂, ao passo que cerca de 50 a 60% da matéria

orgânica é incorporada pela biomassa microbiana, gerando o lodo do sistema (CHERNICHARO, 1997).

Os processos anaeróbios produzem menos lodo e produzem metano, que possui potencial de aproveitamento energético. Isso ocorre porque, nos processos anaeróbios, a maior parte do material orgânico biodegradável é convertido a biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas uma pequena parcela do material orgânico biodegradável é convertida em biomassa microbiana - 10 a 15% (CHERNICHARO, 1997). Porém, devido as suas taxas de reação serem reduzidas, a eficiência, em termos de remoção de matéria orgânica, é menor quando comparada aos sistemas aeróbios, além de requererem uma longa partida e serem mais sensíveis à toxicidade (AMARAL, 2007).

Os tratamentos biológicos foram os primeiros a serem adotados, em larga escala, no Brasil e no mundo para o tratamento de efluentes. Dentre as principais vantagens desse tipo de tratamento, destacam-se: simplicidade operacional; eficiência na remoção da matéria orgânica biodegradável; eficiência de alguns processos na remoção de nitrogênio amoniacal; e elevado custo-benefício.

No entanto, a partir das experiências obtidas, percebeu-se que os processos biológicos têm se mostrado eficientes para a remoção da matéria orgânica e de compostos nitrogenados, quando a relação DBO/DQO é elevada ($>0,5$). Ou seja, quando a maior parte da matéria orgânica presente no lixiviado se apresenta na forma “rapidamente biodegradável”. Com o envelhecimento do aterro, a maior ocorrência de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tendem a limitar a eficiência dos processos biológicos (RENOU; *et al*, 2008).

Mesmo os lixiviados mais jovens podem apresentar problemas operacionais para sistemas de tratamento biológico, em função da variabilidade de suas características físico-químicas, da alta matéria orgânica, das altas concentrações de metais alcalinos e pesados, compostos halogenados, nitrogenados e deficiências nutricionais, que aplicadas diretamente às bactérias anaeróbias podem inibir ou mesmo cessar completamente o processo degradativo (SANTOS *et al*, 2004).

São muitos os tipos de tratamentos biológicos empregados para o lixiviado de aterro sanitários, que podem também apresentar variadas combinações. Renou, *et al* (2008). Destacam-se como principais:

- Tratamento anaeróbios: filtros anaeróbios; reatores de fluxo horizontal; reatores de fluxo vertical (ascendentes ou descendentes); reatores anaeróbios de leito fluidificado; lagoas anaeróbias; reatores anaeróbios de fluxo ascendentes (UASB);
- Tratamento aeróbios: lagoas aeradas; lodos ativados; reatores sequenciais em batelada; filtros biológicos percoladores; e recentemente, no Brasil, estão sendo estudados os bioreatores de membrana (membrane bioreactor system - MBR).

2.5.2. Filtros biológicos

Os processos de filtração biológica ocorrem por meio da aspersão do líquido a ser tratado em meios suportes, como areia, brita, pedras, cascalho, material plástico etc. No reator, os microrganismos ficam aderidos ao meio filtrante, que constitui um leito fixo, em que formam-se biofilmes e os microrganismos atuam na estabilização da matéria orgânica (BARALDI, 2003; BRITO, 2014). Os filtros existentes operam em condições aeróbias e, segundo Renou *et al.* (2008), esses métodos têm demonstrado eficácia na remoção de material orgânico e nitrogênio de lixiviados novos, com alta biodegradabilidade.

As vantagens dos filtros biológicos incluem aspectos de custos, constituindo um processo de instalação barato, pouca exigência em manutenção e tolerância a variações de carga orgânica e hidráulica (COUTO; BRAGA; LANGE, 2012).

Fleck (2003) estudou três sistemas de tratamento biológico distintos, com filtro biológico anaeróbio e meio suporte com brita nº5, filtro biológico aeróbio de baixa taxa com meio suporte de pedra nº3 e banhados construídos com fluxo sub- superficial. O lixiviado que alimentou o sistema foi proveniente do Aterro Sanitário em Porto Alegre (RS). O filtro anaeróbio apresentou eficiência de 82% para remoção de DBO e 78% de DQO, operando com 56 dias de detenção hidráulica.

No estudo realizado por Couto, Braga e Lange (2012) como objeto de experimentação de infiltração rápida tratando lixiviado de aterro sanitário, os filtros foram confeccionados com leitos filtrantes de areia e tijolo triturado. A redução média nos reatores com leito de areia média foi 32% de DQO e 43% de nitrogênio total de

Kjeldahl (NTK), com leito de areia fina 27% de DQO e 47% de NTK e no reator com leito de tijolo cerâmico triturado 70% de DQO e 54% de NTK.

2.5.3. Lagoa aerada

As lagoas aeradas funcionam como reatores biológicos essencialmente aeróbios, em que o oxigênio é introduzido de forma mecânica e, complementarmente provocam a mistura completa do meio (SABESP, 2009). As lagoas aeradas possuem a funcionalidade de serem aeradas facultativas, já citadas anteriormente, assim como serem aeradas de mistura completa.

A aeração mecânica que promove mistura da massa líquida impede a estratificação das camadas e volatilização de compostos tóxicos, como a amônia. Entretanto, apresenta a desvantagem de altos custos energéticos e complexibilidade de operação e demandas por manutenção (VON SPERLING, 2002).

Com a disponibilidade de oxigênio no meio líquido, o sistema possibilita a oxidação do nitrogênio amoniacal até nitrito ou nitrato, pelo processo de nitrificação (CASTILHOS *et al.*, 2009), constituindo um importante processo no tratamento do lixiviado, que possui elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal.

As lagoas aeradas funcionam com crescimento suspenso, sem recirculação do lodo, tendo profundidade entre 2,5 e 5,0 m. No caso das lagoas aeradas de mistura completa, os microrganismos ficam em suspensão, o que conseqüentemente, acarreta a necessidade de o efluente passar por uma lagoa de sedimentação (CASTILHOS *et al.*, 2009).

O tratamento com lagoas aeradas requer um longo período de detenção hidráulica (3-20 dias), segundo KURNIAWAN *et al.* (2010). Quando objetiva-se o processo de nitrificação/desnitrificação, o tempo de detenção hidráulica (TDH) deve ser superior a 5 dias (CETESB, 2009).

No tratamento de lixiviados, as lagoas aeradas apresentam as vantagens de operar em concentrações oscilantes de matéria orgânica, assim como baixos custos de operação e manutenção (FRASCARI *et al.*, 2004, apud KURNIAWAN *et al.*, 2010). Castilhos *et al.* (2009) afirmam que as lagoas aeradas são importantes alternativas para o tratamento do lixiviado, cuja transferência de oxigênio para o meio líquido é eficaz.

Estudos de tratabilidade de lixiviado reportados na literatura, em escala piloto, com o lixiviado de um aterro sanitário em Belo Horizonte, concluem que lagoas aeradas apresentaram 20% de remoção média de DQO e, baixa remoção de nutrientes quando operadas com tempo de detenção hidráulica de 7 dias, mostrando que as lagoas aeradas são ineficientes para a tratabilidade de lixiviados com recalcitrância (GOMES, 2009).

2.5.4. Lagoa facultativa

As lagoas facultativas são consideradas as tipologias mais simples de tratamento de efluentes, empregadas a muitas décadas. Requerem a mínima supervisão de operadores, quando comparadas a outras tipologias de tratamento, sendo a energia solar e os cuidados de limpeza, os únicos requisitos para sua operação. Nas lagoas facultativas o fornecimento de oxigênio provém da fotossíntese realizada pelas algas e, assim, que disponibilizam oxigênio ao meio. (KAYOMBO, *et al*, 2005).

As lagoas facultativas podem ser classificadas pela sua posição no sistema de tratamento. As lagoas facultativas primárias recebem o efluente bruto; já as secundárias, recebem efluente proveniente de outra unidade de tratamento, que geralmente pode ser uma lagoa anaeróbia, um tanque séptico ou lagoa facultativa primária, dentre outros. Há ainda casos em que seja necessária a instalação de outras lagoas sequenciais, para se atingir elevados graus de eficiência do tratamento, como as lagoas terciárias, quartenárias etc., que são, geralmente, as lagoas de maturação (VON SPERLING, 2002).

As lagoas facultativas são assim denominadas devido à ocorrência simultânea tanto de processos aeróbios, quanto anaeróbios nesse tipo de lagoa. Pode-se dizer que ocorrem três zonas onde os processos ocorrem, denominadas: zona aneróbia, zona facultativa e zona aeróbia.

A zona anaeróbia é constituída pelo lodo de fundo da lagoa, que por sua vez é formado pela sedimentação da matéria orgânica em suspensão (DBO particulada), enquanto na camada mais superficial é formada a zona aeróbia. Entre ambas, forma-se a zona anaeróbia onde ora prevalecem os processos anaeróbios, ora aqueles aeróbios. O referido lodo sofre decomposição por bactérias anaeróbias, sendo

lentamente convertido em, basicamente, gás carbônico, metano e água. O gás sulfídrico gerado sofre oxidação durante o percurso de subida para a superfície, não gerando problemas de odores. A parcela da DBO particulada não biodegradável permanece no fundo da lagoa. A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), juntamente com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não se sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida.

Conforme já mencionado anteriormente, o oxigênio essencial para a manutenção da zona aeróbia, é fornecido naturalmente, sem nenhum fornecimento de energia artificial, através da fotossíntese realizada pelas algas, que, por sua vez, se utiliza da energia luminosa e do CO₂ liberado pelas bactérias. Dessa forma, o processo demanda um tempo de detenção considerado elevado, frequentemente superior a 20 dias. Além disso, faz-se necessário que as lagoas facultativas sejam rasas. Tudo isso implica necessidade de grandes áreas disponíveis.

Pode-se então dizer, que essa tecnologia somente é interessante para situações em que haja disponibilidade de áreas. Como a fotossíntese apenas se processa durante o dia, na presença de energia luminosa, é essencial que as bactérias sejam facultativas, podendo se desenvolver na presença e ausência de oxigênio.

Na ausência de oxigênio, os micro-organismos facultativos utilizam-se de outros aceptores de elétrons, como nitratos (quando se estabelecem condições anóxicas); ou sulfatos e CO₂ (quando se estabelecem condições anaeróbias). Como já mencionado anteriormente, as reações envolvidas sob condições aeróbias geram mais energia e, portanto, desempenham uma taxa de remoção de matéria orgânica mais elevada que sob das demais condições (anóxicas ou anaeróbias). Por esse motivo, lagoas facultativas tratando lixiviados de aterros sanitários com coloração muito escura, podem não apresentar as eficiências previstas em projeto.

As lagoas facultativas se caracterizam-se, então, pela pequena profundidade e pelas baixas cargas aplicadas por unidade de área, taxas essas que variam conforme a latitude, exposição solar, temperatura e regime hidráulico, em geral situando entre 100 a 400 kg DBO/ha.dia.

A concentração das algas é elevada provocando concentrações de sólidos em suspensão da ordem de 200 mg/L, sendo medida na forma de clorofila-a (ARCEIVALA, 1981). KAYOMBO, *et al* (2005), identificou que a concentração de

clorofila-a depende da temperatura, carga aplicada e incidência solar, variando entre 500 a 2.000 µg/L.

Em relação aos estudos concretizados utilizando lagoas facultativas no tratamento de lixiviado, Silva, J. (2007) e Martins (2008) relataram os seguintes valores de concentrações de parâmetros na saída da lagoa, mostrados na Tabela 3.

Tabela 3 - Eficiências do tratamento de lixiviados em lagoas facultativas

Parâmetros	Silva (2007)		Martins (2008)	
	Concentração	Eficiência (%)	Concentração	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	1182	39,54	1282	54,60
DBO ₅ (mg/L)	209	27,18	313	67,93
pH	8,59	-	9,1	-
Nitrogênio Total (mg/L)	-	-	294	74,05
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	313	55,98	222	76,41
SST (mg/L)	292	-1,74	306	9,47
ST (mg/L)	5941	11,92	-	-
Fósforo (mg/L)	21	37,5	-	-
Temperatura	24,3	-	21,7	-
Turbidez (UNT)	73	15,21	71	- 4,41

Fonte: SILVA, 2007; MARTINS, 2008.

2.6. MONITORAMENTO DE ATERROS SANITÁRIOS PÓS-ENCERRAMENTO

A disposição dos RSU em aterros sanitários tem ocasionado alta fonte de contaminação do solo, das águas subterrâneas e das águas superficiais devido à infiltração de lixiviados (MISHRA et al., 2019).

As águas subterrâneas constituem o principal reservatório de água doce destinado para consumo doméstico, industrial e na agricultura para irrigação. Nesse cenário, sua proteção é amplamente necessária para garantir o suprimento das necessidades humanas e da preservação do meio ambiente (STEFANIA et al., 2018).

Após o fechamento e o encerramento das atividades de disposição de resíduos, o maciço continua a apresentar elevadas deformações horizontais e verticais, e a gerar lixiviados e gases. As deformações normalmente registradas em maciços de resíduos sólidos urbanos podem conduzir a instabilidades dos taludes ou, em situações mais comuns, formar áreas mais deprimidas no maciço, causando alterações irregulares no caimento, desarranjo ou quebra das canaletas e demais dispositivos de drenagem superficial (JORGE et al., 2004).

As falhas funcionais nos sistemas de drenagem superficial podem provocar tanto o acúmulo das águas pluviais como o escoamento superficial em fluxos concentrados. O empoçamento favorece a infiltração de água no aterro, aumentando o nível e o volume de lixiviado. Por outro lado, o escoamento superficial das águas pluviais em fluxos direcionado, pode acelerar processos erosivos, removendo a cobertura de solo final do aterro, expondo a massa de lixo.

Os objetivos de um programa de monitoramento é estabelecer as condições ambientais de referência, como também detectar os impactos ambientais adversos da deposição de resíduos, demonstrando que as medidas de controle ambiental estão operando como projetado, auxiliando na avaliação dos processos que ocorrem no interior do corpo de resíduos para demonstrar o cumprimento das condições de licenciamento, contribuindo tanto para dados de inventários de emissões como para informar o público (Environmental Agency, 2003). O plano de monitoramento não deve só abordar, apenas, os aspectos ambientais, mas também os parâmetros geotécnicos.

Algumas das principais atividades envolvidas no monitoramento de aterros sanitários pós-encerramento (SERAFIN *et al.*, 2003):

- Monitoramento da qualidade da água: É realizado o monitoramento regular da qualidade das águas superficiais e subterrâneas próximas ao aterro, verificando se há contaminação por substâncias químicas provenientes dos resíduos. Isso é feito por meio de análises laboratoriais, medição de parâmetros físico-químicos e amostragem em pontos estratégicos;
- Monitoramento do biogás: Os aterros sanitários produzem biogás como resultado da decomposição dos resíduos orgânicos. Após o encerramento das atividades, é importante monitorar a geração e a qualidade do biogás para evitar a emissão de gases poluentes na atmosfera. Isso envolve a instalação de sistemas de captação, monitoramento da produção de biogás e a sua devida destinação, como aproveitamento energético ou queima controlada;
- Monitoramento da estabilidade do aterro: É importante verificar a estabilidade física do aterro, principalmente em relação a possíveis deslizamentos de terra ou colapsos. São realizadas inspeções

periódicas para avaliar a integridade das estruturas de contenção, como taludes e geomembranas, e para identificar possíveis sinais de instabilidade;

- Monitoramento da vegetação e fauna: O monitoramento da recuperação da área do aterro inclui o acompanhamento do desenvolvimento da vegetação e do retorno da fauna local. É importante avaliar se as medidas de recuperação adotadas estão sendo efetivas e se a área está se regenerando adequadamente;
- Monitoramento de efluentes líquidos: Caso existam sistemas de tratamento de lixiviados (líquidos gerados pela decomposição dos resíduos), é necessário monitorar a eficiência desses sistemas e a qualidade dos efluentes tratados, a fim de garantir que não haja contaminação do solo e das águas próximas ao aterro.

O Monitoramento Ambiental de Aterro de RSU pode ser definido como um conjunto de normas adotadas para avaliar os impactos e riscos ambientais que podem ser causados por ele. Esses acontecimentos estão relacionados à produção, migração de biogás e lixiviados, e à instabilidade da massa de resíduos. Permite também determinar a eficácia real dos sistemas de proteção ambiental e garantir que sejam suficientes para manter a qualidade ambiental da área circunvizinha e do próprio aterro ao longo do tempo. Esse monitoramento deve contemplar as etapas de implantação, operação e pós-encerramento (Environmental Agency, 2003).

Desta forma, observa-se a importância do Monitoramento Ambiental em locais de disposição final de RSU, que tem como objetivo acompanhamento a produção dos subprodutos gerados (lixiviado e biogás), visto que estes continuam sendo gerados após o encerramento das atividades do aterro (Environmental Agency, 2003).

A deposição em aterro de resíduos representa uma ameaça potencial ao longo prazo para o meio ambiente. É importante, portanto, que os aterros sejam localizados, concebido, operado e controlado para minimizar os efeitos no meio ambiente, pondo em perigo a saúde humana, concebendo risco para água, solo, atmosfera, plantas, animais, criando perturbações sonoras, cheiros e por fim afetando negativamente o meio rural ou em locais de especial interesse (Environmental Agency, 2003).

No Brasil, existem regulamentos estaduais e nacionais que visam a proteção dos recursos hídricos, estabelecendo medidas específicas para evitar a poluição e a

deterioração da qualidade das águas. Para isso, a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 181/21 e nº 355/17 traz os padrões de lançamento de efluentes para o Estado do Rio Grande do Sul, e a nível federal, os padrões de lançamentos de efluentes são estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 430/11.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste capítulo será apresentada a metodologia utilizada no trabalho, com o objetivo de obter resultados que podem subsidiar respostas para a pergunta de pesquisa.

3.1. LIMITE DE PESQUISA

Essa pesquisa se delimitará através de analisar e avaliar as diversificações tecnológicas de monitoramento do lixiviado gerado no aterro sanitário e das águas superficiais e subterrâneas pós-encerramento.

O lixiviado e águas subterrâneas utilizadas para a pesquisa e os testes provêm do Aterro Sanitário da Extrema, sita em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, unidade privada que foi desativado em 2002, pois esgotou sua capacidade, tendo recebido 824 mil toneladas de resíduos sólidos em seu aterro sanitário, conforme Figura 5 com a vista aérea deste.

Figura 5 - Vista aérea do Aterro Sanitário da Extrema



Fonte: Google Earth, 2023.

3.2. ANÁLISE DOS PARÂMETROS AVALIADOS

O lixiviado e águas superficiais e subterrâneas utilizados na pesquisa, foi oriundo do Aterro Sanitário da Extrema/RS, operado pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU).

Os resultados das coletas das análises foram cedidos pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana, e as coletas das amostras foram realizadas por um laboratório terceirizado contratado pela empresa. As coletas foram sempre acompanhadas e monitoradas por um engenheiro responsável pelo DMLU.

A disposição de resíduos cessou em 2002, quando a célula de disposição esgotou sua capacidade de armazenamento. Ao avaliar e monitorar os efluentes do aterro a fim de cuidar a contaminação e o impacto local, ocorrem coletas de amostragens da água subterrânea, superficial e dos efluentes das lagoas de lixiviado, mensalmente nos 2 primeiros anos pós encerramento, trimestralmente de 2005 a 2014 e semestralmente de 2014 a 2022.

Para monitoramento da qualidade da água subterrânea, superficial e do lixiviado foram escolhidos, para este trabalho, avaliar 3 pontos nos arredores da célula de disposição de RSU. As coletas foram então feitas com bombas de sucção ou bailer, a depender da altura da coluna d'água, em frascos previamente preparados para recebimento das amostras, conforme Figura 6.

Figura 6 - Realização da coleta de amostra de um poço com água subterrânea do Aterro



Fonte: A autora, 2021.

Após coletadas, as amostras foram enviadas para análises em laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO), serviço terceirizado ao DMLU. As amostragens foram realizadas em frascos específicos para cada tipo de análise, fornecidos pelo laboratório responsável, e enviadas para análise sob refrigeração.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão mostrados quais resultados e discussões foram obtidos na análise do estudo.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO

O Aterro Sanitário da Extrema localiza-se na região sul do município de Porto Alegre, nas encostas de um dos morros da Cadeia do Espigão, em um maciço de granito que conforma um promontório, mais especificamente na cava de uma antiga saibreira desativada, a cerca de 26 km do centro do município, conforme Figura 7. A unidade de tratamento de resíduos sólidos operou de 16 de junho de 1997 a 31 de dezembro de 2002. A superfície do aterro é de 8 ha, sita em uma área total de empreendimento de 10 ha. O volume de projeto é de 1.048.323,00 m³, havendo o aterro recebido, durante a sua operação, 824.124,42 t de resíduos.

Figura 7 - Área de estudo



Fonte: DMLU, 2000.

O Aterro Sanitário da Extrema foi o primeiro aterro sanitário de resíduos sólidos municipais efetivamente licenciado no estado do Rio Grande do Sul. Devidamente projetado segundo os critérios mais recentes de Engenharia da época, a sua operação cumpriu com todos os requisitos pertinentes a um moderno aterro sanitário, no seu

conceito mais rígido, como metodologia de disposição final e tratamento de resíduos sólidos.

A drenagem do lixiviado é mantida por meio de drenos horizontais e verticais executados com pedra granítica, dispostos na massa de resíduos e interligados, a fim de direcionar o efluente ao pré-tratamento em filtro anaeróbio de base executado dentro do aterro, no patamar inferior, elaborado por uma camada de brita nº 4 com espessura de 40 cm em 1 ha de área, onde o lixiviado é retido por meio de operação de registros de jusante. O lixiviado, após o pré-tratamento, é transportado para uma estação de tratamento de esgotos para tratamento combinado com esgoto doméstico (Estação de Tratamento de Esgotos Belém Novo, do Departamento Municipal de Água e Esgotos da Prefeitura de Porto Alegre – DMAE).

Para a regularização da plataforma do aterro foi executado o rebaixamento do nível do lençol freático em aproximadamente dois metros, e, posteriormente, procedida execução das camadas de impermeabilização.

A impermeabilização inferior do aterro foi executada com dupla camada, sendo a primeira camada constituída por 1 m de argila compactada, com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s e a segunda camada executada com a utilização de geomembrana de Polietileno de Alta Densidade de espessura de 2 mm, protegida por manta geotêxtil.

4.2. PONTOS DE AMOSTRAGEM

O monitoramento do Aterro Sanitário da Extrema como empreendimento direcionado ao tratamento dos resíduos sólidos urbanos municipais de Porto Alegre iniciou-se no ano de 1996, cerca de um ano e meio antes do aporte da primeira carga de resíduos ao local, com vistas ao estabelecimento da qualidade natural de referência das águas superficiais e subterrâneas sitas no entorno da área alocada para a disposição de resíduos. Tal procedimento permitiu, posteriormente, a execução de algumas análises estatísticas visando ao comparativo entre as características das águas previamente ao início da operação do aterro, consideradas características geológicas naturais, com determinados períodos de referência durante e após a operação.

As periodicidades das amostragens de águas e lixiviados ao longo de 5,5 anos de operação e 19 anos do período pós-encerramento do aterro apresentaram

variações, inicialmente cumprindo rigorosamente o plano de monitoramento, em concordância com as licenças de operação emitidas pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), e após, finalizada a operação do aterro, adotando um maior distanciamento temporal entre amostragens, considerado racional e seguro. Alguns pontos de monitoramento perderam-se ao longo do tempo, por destruição de poços, aterramento de lago, suspensão da autorização para amostragem em área particular ou avaliação de irrelevância de manutenção de determinado ponto para fins práticos. Atualmente vem-se seguindo periodicidade semestral para amostragens de águas subterrâneas, superficiais e lixiviados, principalmente por serem aguardadas modificações apenas graduais nas características de tais.

Os pontos de monitoramento adotados e monitorados escolhidos para avaliação no presente trabalho foram 3, um para cada tipo de amostragem e estão descritos na Tabela 4. Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade total, DBO₅, DQO, chumbo e nitrogênio amoniacal.

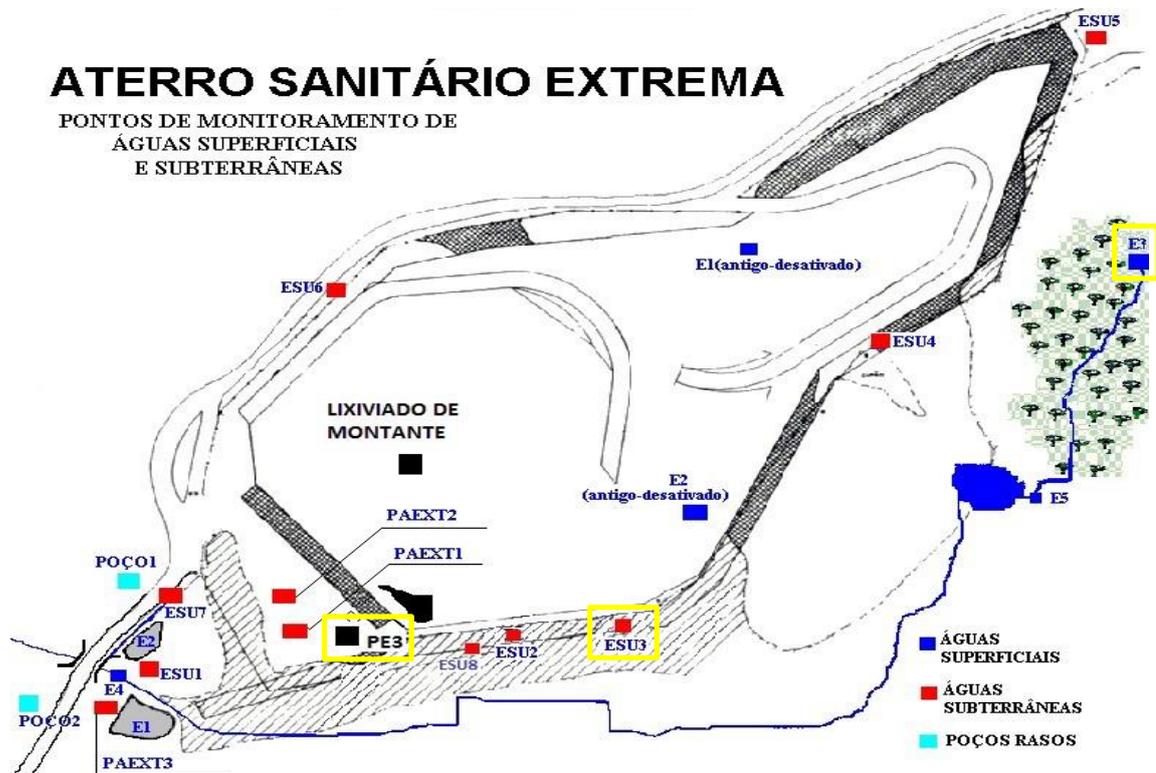
A Figura 8 apresenta um croqui da área do aterro, onde estão destacadas as localizações de todos os pontos de monitoramento de águas e lixiviados.

Tabela 4 – Pontos de amostragem de águas superficiais, subterrâneas e do lixiviado

Ponto	Localização	Período de Monitoramento	Amostragem
E3	Nascente sita em área particular, originadora de córrego	1998 – até o momento	Água superficial
ESU3	Poço tubular localizado a jusante da área de disposição de resíduos, em porção leste do sítio.	1996 – até o momento	Água subterrânea
PE3	Tubulação de saída do efluente do filtro anaeróbio.	1997 - ... (ponto fundamental do monitoramento, qualidade do efluente final do aterro).	Lixiviado

Fonte: Adaptado de DMLU, 2023.

Figura 8 - Croqui do Aterro Sanitário da Extrema



4.3. AVALIAÇÃO DAS ANÁLISES

Os aterros sanitários são considerados fontes importantes de contaminação de águas devido ao vazamento de lixiviados, que apresentam uma mistura complexa de poluentes orgânicos e inorgânicos (HAN et. al., 2016). Os aterros sanitários são considerados fontes importantes de contaminação de águas devido ao vazamento de lixiviados, que apresentam uma mistura complexa de poluentes orgânicos e inorgânicos (HAN et. al., 2016). Os resultados das análises dos pontos de monitoramento, encontram-se expostos na Tabela 5, os quais foram comparados com o disposto na Resolução CONAMA 430/11 e com a Resolução CONSEMA 355/17, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, CONAMA 357/05, CONAMA 420/09, e literaturas.

Tabela 5 - Parâmetros analisados para pontos de águas subterrâneas, superficiais e lixiviado

Parâmetros	pH			ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /L)			DBO ₅ : DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - 5 DIAS (mg O ₂ /L)			DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (mg O ₂ /L)			CHUMBO (mg Pb/L)			NITROGÊNIO AMONÍACAL (mg N/L)			
	Pontos	E3	ESU3	PE3	E3	ESU3	PE3	E3	ESU3	PE3	E3	ESU3	PE3	E3	ESU3	PE3	E3	ESU3	PE3
2003		7,3	6,3	7,9	-	104,3	10.495,2	4,7	10,1	1.495,4	11,2	20,7	3.468,6	-	0,0900	0,1700	0,63	1,44	2.278,98
2004		6,6	6,0	7,8	-	79,8	8.633,5	61,7	3,0	2.095,1	272,5	14,2	3.345,0	-	0,0500	0,1367	1,93	2,94	2.167,46
2005		6,7	6,0	7,7	-	65,0	12.584,0	2,0	9,4	1.100,0	4,0	22,6	3.411,0	-	0,0150	0,2050	2,00	0,14	2.451,00
2006		7,2	6,0	7,7	4,7	50,0	9.889,0	18,5	7,8	1.066,7	54,4	25,1	3.284,7	-	0,0260	0,2117	2,55	1,23	2.273,67
2007		7,0	5,8	7,7	7,9	34,2	8.743,0	4,0	7,1	1.355,0	11,9	19,1	2.225,7	-	0,0417	0,0850	0,73	0,53	1.816,00
2008		7,3	6,4	7,7	9,3	43,2	8.613,0	1,9	3,2	614,3	15,0	14,6	2.468,7	0,0071	0,0420	0,0167	0,30	0,19	1.721,67
2009		6,7	6,1	7,6	8,4	47,4	8.796,0	2,6	2,8	771,3	31,4	12,3	2.185,0	<0,009	0,0138	<0,011	<0,12	<0,18	1.771,00
2010		7,2	6,2	7,8	9,2	24,3	5.729,3	1,5	4,1	251,0	26,0	19,9	1.593,0	<0,002	0,0029	<0,007	<0,07	<0,21	1.258,00
2011		7,3	6,1	7,4	10,3	94,0	7.877,8	3,6	3,6	670,3	15,7	16,0	1.842,7	<0,0005	0,0063	<0,010	<0,10	<12,42	1.751,33
2012		6,9	6,1	7,8	11,7	25,0	2.788,0	6,1	13,3	957,0	14,3	36,3	2.131,5	<0,0034	0,0230	<0,01	<0,10	0,33	1.684,50
2013		7,3	5,7	7,0	11,0	26,0	3.361,0	8,0	2,3	545,0	24,5	11,3	1.489,0	<0,001	0,0150	<0,01	<0,10	<0,30	1.144,50
2014		6,6	5,7	7,2	7,8	67,1	2.246,5	5,0	11,0	373,5	13,0	24,0	886,0	<0,0031	0,0072	<0,01	<0,14	0,37	291,50
2015		7,5	6,3	7,7	9,3	26,8	5.055,0	14,1	5,8	570,0	33,3	20,7	1.279,0	<0,00139	0,0042	<0,01	<0,10	<0,22	771,50
2016		7,0	6,5	7,6	-	90,0	-	2,0	14,0	179,5	39,0	102,0	412,0	-	0,0031	0,0320	-	0,21	170,00
2017		6,8	-	7,4	11,0	-	-	1,7	-	194,0	14,0	-	1.153,0	-	-	-	-	-	-
2018		6,7	6,1	7,8	14,5	31,0	-	26,0	9,9	200,0	60,5	84,5	1.340,0	-	-	-	-	-	-
2019		5,5	6,0	7,4	-	45,0	-	38,0	2,5	49,0	1257,0	71,5	1.269,0	-	-	-	-	-	-
2020		6,6	6,1	7,7	13,0	30,0	-	11,0	10,0	48,5	66,0	193,0	930,5	-	-	0,0810	-	-	-
2021		6,4	5,1	7,5	12,8	20,9	8.148,1	120,0	<2	729,0	309,8	10,0	1.297,6	0,0085	0,0009	0,0137	<5,00	<5,00	1.168,98
2022		6,2	5,8	7,4	20,0	18,0	4.140,0	11,0	4,0	46,0	382,0	173,0	871,0	0,0450	0,0180	0,0120	<2,50	<2,50	952,95

(-): análise não efetuada

Fonte: Adaptado de DMLU, 2023.

No monitoramento do efluente final do Aterro, no ponto PE3, o valor do pH, conforme mostrado na Tabela 5, manteve-se praticamente constante ao longo do período de monitoramento, variando de 7,0 a 7,9, faixa característica de lixiviados antigo. O pH está dentro do padrão estabelecido pela CONAMA 430/11 (pH entre 5 e 9) e pela CONSEMA 355/17 (6 a 9) no ponto de amostragem PE3, ao longo do período de análise. De um modo geral, a qualidade do lixiviado gerado nos aterros sanitários dos RSU muda continuamente à medida que os aterros sanitários envelhecem. No estágio inicial do aterro, os tipos e as concentrações de poluentes no lixiviado tornam-se gradualmente complexos e altos, depois que a concentração atinge seu valor de pico, ela diminui e se estabiliza para algum valor constante (HAN et al., 2016). Um indicativo da estabilização do lixiviado é um pH alcalino (>7,5) (HUSSEIN et al., 2019), como no caso das amostragens do Aterro Sanitário da Extrema, pois a média do pH no ponto PE3 durante todo período analisado, foi de 7,8. A Tabela 6 mostra as médias das análises obtidas de cada parâmetro ao longo de todo o período de monitoramento bem como os valores máximos e mínimos obtidos dos parâmetros ao longo dos anos.

Como pode-se observar na Tabela 5, a concentração do metal analisado (chumbo) encontra-se dentro dos limites estabelecidos, exceto em 2006. O chumbo ultrapassou os Valores Máximos Permitidos (VMP) em 2006 onde apresentou 0,2117 mg/L, ficando acima do permitido em 0,0117 mg/L. Em todas as outras amostras, permaneceu dentro dos padrões, as baixas concentrações de alguns destes elementos metais no lixiviado, possivelmente, sejam devido aos elevados valores de pH.

A Alcalinidade sofreu alterações significativas ao longo do período analisado, conforme pode ser observado na Tabela 5. Entretanto, os valores de Alcalinidade em geral foram elevados considerando a idade do lixiviado, mantendo-se sempre acima de 2.000 mg/L, o que proporcionou elevados valores de pH.

Considerando-se a faixa de pH observada durante o estudo, sugere-se que os bicarbonatos e carbonatos foram as formas predominantes no lixiviado. Corroborando com este resultado, Libânio (2016), pontua que, a Alcalinidade é resultante da presença de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), variando em função do pH do meio. Diante disso, quando o pH se apresenta na faixa entre 4,4 e 8,3 ocorre uma predominância da alcalinidade apenas a bicarbonatos; enquanto, em pH entre 8,3 e 9,4 a Alcalinidade predominante é referente a presença de

bicarbonatos e carbonatos; e quando o pH se encontra acima de 9,4 a alcalinidade é devido a presença de hidróxidos e carbonatos. A Alcalinidade Total do lixiviado não apresentou expressivas alterações durante a monitoração com média de 8.155 mg CaCO₃/L ao longo do período de monitoramento, conforme Tabela 6. Este valor sugere que na massa do resíduo sólido urbano aterrado ainda há uma fração orgânica nitrogenada significativa em degradação bioquímica. Na concepção de Monteiro (2003) o processo de geração do bicarbonato de amônio em aterros sanitários acontece em decorrência da hidrólise das proteínas, liberando o gás amônia (NH₃) que, em solução aquosa e na presença de gás carbônico, produz o bicarbonato de amônio, o qual contribui significativamente para a elevação da alcalinidade total em lixiviados.

Tabela 6 – Comparação entre o máximo e mínimo avaliados, com a média dos parâmetros nesses anos de monitoramento

	E3			ESU3			PE3		
	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo
pH	6,9	8,4	4,3	6,0	8,0	5,0	7,8	8,4	6,3
ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /L)	9,9	22,0	2,1	53,2	452,0	11,9	8.155,8	14.060,0	490,0
DBO ₅ : DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - 5 DIAS (mg O ₂ /L)	17,4	150,0	1,0	5,6	35,0	0,4	1.420,8	4.080,0	20,0
DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (mg O ₂ /L)	117,6	2.313,0	4,0	26,5	193,0	4,0	2.948,0	4.525,0	163,0
CHUMBO (mg Pb/L)	6,8	54,3	0,1	0,0	0,1	<0,0003	0,1	0,4	<0,002
NITROGÊNIO AMONIACAL (mg N/L)	0,9	5,0	0,02	1,8	61,2	0,02	2.042,4	2.860,0	170,0

Fonte: A autora, 2023.

A DQO é um dos parâmetros mais utilizados para representar a matéria orgânica total presente em lixiviados de aterros sanitários. Nos três primeiros anos

pós-encerramento, seus valores mantiveram-se elevados, em torno de 3.400 mg O₂/L. Limites para esse parâmetro não existem na legislação federal, estadual ou municipal, mas indica a presença de compostos recalcitrantes que necessitam de tratamento avançado para serem eliminados.

Os resultados encontrados para a DQO e DBO₅, para o lixiviado no período estudado, apresentaram variações significantes. As concentrações de DQO (412 a 3.468,6 mg O₂/L) e de DBO₅ (46 a 2.095,1 mg O₂/L) obtidas ao longo do tempo, são baixas comparadas aos valores relatados por Jucá et al. (1999) e Kjeldsen et al. (2002), mas estão na faixa de valores observados por Al-Yaqout e Hamona (2003). Percebe-se um decréscimo significativo, para os dois parâmetros em estudo durante o período de monitoração que pode ser atribuída ao incremento de lixiviado proveniente da célula com pequena fração de matéria orgânica e inorgânica.

A razão DBO₅/DQO muitas vezes é usada como um indicativo da biodegradabilidade do lixiviado. Isto, porém, é uma abordagem simplista. Quando o valor desta razão é alto, significa que a maior parte da matéria oxidável pode sê-lo por ação microbiana. Ou seja, razões DBO₅/DQO altas são de fato sinônimos de elevada biodegradabilidade do efluente em questão. Por outro lado, uma razão DBO₅/DQO baixa não necessariamente significa que os compostos ali presentes são pouco biodegradáveis, mas apenas que os microrganismos que atuaram no ensaio não foram capazes de consumi-los. Os valores da razão DBO₅/DQO oscilaram entre 0,17 e 0,63 durante o período de monitoramento, com uma média de 0,21. Valores da relação DBO₅/DQO maiores que 0,4 são indício de que o aterro se encontra na fase ácida de decomposição, enquanto valores em torno de 0,1 e 0,2 são indicativos da fase metanogênica. Esta fase, ocorreu devido as Archeas metanogênicas terem consumido os ácidos produzidos no início do processo biodegradativo dos RSU, elevando naturalmente o pH na massa de resíduos e no lixiviado gerado.

Valores de 0,4 a 0,6 ou mais indicam que a matéria orgânica no lixiviado é prontamente biodegradável. Em aterros mais antigos, tal relação geralmente encontra-se na faixa de 0,05 a 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos, os quais não são facilmente biodegradáveis, requerendo tratamentos diferenciados. Esses compostos causam cor no lixiviado, e sua remoção (por exemplo, por meio da coagulação química) é mais eficiente em valores de pH abaixo de 6,0. Para isso, são vários os sistemas de tratamento possíveis: biológicos, coagulação/floculação, precipitação

química, adsorção em carvão ativado, processos oxidativos avançados, ozonização e filtração utilizando membranas (BAIG et al., 1999; PETERS, 1998 apud BILA, 2000).

Sendo assim, de acordo com valores de pH, DBO₅, DQO percebe-se que é um lixiviado característico de um aterro na fase 4 (metanogênica), de acordo com os valores de referência citado e adaptado de POHLAND & HARPER (1986).

O nitrogênio amoniacal (NAT) e a matéria orgânica são os compostos de maior preocupação no lixiviado de aterro sanitário (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008). Segundo Ilies e Malvenic (2001) altas concentrações de amônia em lixiviados de aterros sanitários, resultam da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados presentes em lixiviado de aterro sanitário durante a fase acetogênica. AZIZ et al. (2010) avaliam que a existência de uma quantidade elevada de N-NH₄⁺ em lixiviados é um dos problemas mais importantes rotineiramente enfrentados pelos operadores de aterro. Esta grande quantidade de N-NH₄⁺ é estável sob situações anaeróbias, que tipicamente acumulam, no lixiviado, concentrações mais elevadas do que 100 mg L⁻¹, sendo então altamente tóxicas para os organismos aquáticos. As concentrações de NAT obtidas para o lixiviado do Aterro da Extrema oscilaram entre 291 e 2.278 mg N/L, com valores médios de 2.042 mg N/L de N-amoniacal durante o período de monitoração (vide Tabela 5). Nitrogênio amoniacal em elevadas concentrações juntamente com outros parâmetros como alcalinidade, cloretos e matéria orgânica (DQO) pode classificar o lixiviado de aterro sanitário como potencialmente tóxico (PABLOS et al., 2011).

O ponto E3, quando adotado como ponto de monitoramento, em 1998, consistia em uma nascente, sendo amostrada diretamente no ponto de surgência da água, em meio à mata em uma área privada. Após diversas intervenções do proprietário na área perdeu-se o ponto exato de surgência, restando uma “surgência difusa”, a qual forma um pequeno açude a jusante, não havendo possibilidade física de amostragem diretamente no local original, pelo que a amostragem tem sido executada em uma porção de início do córrego formado pela nascente. Todavia tal local é sujeito a receber material de decomposição de matéria vegetal bem como excrementos de animais (equinos, bovinos, caninos e eventuais outros) que eventualmente transitam por lá.

As principais observações relativas a E3 refere-se à elevação da DBO₅ no ano de 2021, que alcançou uma média de 120 mg O₂/L. Todavia, após 2021 o resultado para DBO₅ retornou à faixa usualmente baixa do parâmetro. Em relação ao chumbo,

no período de 2021 e 2022, as análises apresentaram concentrações mais elevadas do que os seus limites para potabilidade. Já o pH está dentro do padrão estabelecido pela CONAMA 357/05 (pH entre 6 e 9).

O monitoramento das águas superficiais basicamente tem perdido real significância a partir da instalação de uma vila popular ao longo do córrego historicamente monitorado, sendo dispostos esgotos e mesmo resíduos sólidos no mesmo córrego. Os parâmetros das águas subterrâneas foram comparados com os valores orientadores de investigação do Anexo II da Resolução CONAMA 420/09. O único parâmetro acima do estabelecido foi o chumbo (VMP: 0,01 mg Pb/L), no poço ESU3. A qualidade da água subterrânea é de extrema importância pois ela serve como fonte de abastecimento de água das comunidades vizinhas ao Aterro Controlado.

Observando-se os resultados recentemente obtidos para ESU3 comparativamente com a série histórica do poço, verifica-se uma grande elevação da DQO a partir de 2020. Os valores de pH encontrados variaram de 5,1 a 6,4. O pH não está de acordo com a faixa de variação proposta pela portaria Nº 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), em 5 anos. Além disso, Farias (2006) afirma que o pH é muito influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH. As concentrações de matéria orgânica contida em lixiviados de aterros são muito altas, além disso outros fatores, como por exemplo as características naturais dos recursos hídricos ou do solo da região, podem influenciar nos valores obtidos.

Mesmo em aterros sanitários impermeabilizados existem riscos ao ambiente, uma vez que a mesma não for bem executada, pode possibilitar a percolação do lixiviado, contaminando o solo e as águas subterrâneas (SIZIRICI; TANSEL, 2015). Além disso, de modo a minimizar os danos às águas superficiais, o lixiviado gerado no aterro deve ser coletado e tratado adequadamente (DIA et al., 2018).

A presença de chumbo nas amostras de águas subterrâneas, superficiais e nas amostras de lixiviados em 2006 são fortes indicativos da contaminação da área pela disposição incorreta de RSU que ocorreu desde a década de 97. A falta de estrutura e o incorreto gerenciamento do Aterro Controlado, fazem da área um problema ambiental gravíssimo, que pode afetar diretamente a saúde humana, já que várias famílias utilizam a água subterrânea dos arredores como fonte de água para consumo.

A avaliação da qualidade das águas, portanto, não identifica real influência sanitariamente negativa do aterro. Em um aterro sanitário há uma previsão de certo número de falhas prováveis dos sistemas de impermeabilização para cada hectare, tendo em vista eventuais rachaduras na argila compactada e furos ou rasgos, ocasionados principalmente por tensões na geomembrana. Essa é uma condição que pode exercer um grau moderado de depreciação da qualidade das águas lindeiras ao aterro de resíduos.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Este trabalho teve como objetivo analisar e avaliar o lixiviado gerado e o impacto dele na qualidade das águas superficiais e subterrâneas em torno dos locais no Aterro Sanitário da Extrema pós-enceramento de suas atividades. A partir dos resultados físico-químicos e elementares obtidos no monitoramento das águas superficiais, subterrâneas e do lixiviado, verificou-se que os pontos de amostragens possuem indícios de alterações, de forma que algumas variáveis analisadas se encontram em desconformidade com as legislações vigentes.

O parâmetro físico-químico chumbo ultrapassou os limites permissíveis para água de consumo humano nos 3 pontos: E3, ESU3 e PE3, DBO_5 no ponto E3, e nitrogênio amoniacal no ponto PE3, em alguns dos anos do período de monitoramento. As análises indicaram a influência do aterro sanitário na qualidade das águas do entorno, podendo considerar seu despejo inadequado ou, principalmente, sua percolação no solo.

No ano de 2006 no ponto PE3, que monitora o efluente final (lixiviado) do aterro, o chumbo ultrapassou os Valores Máximos Permitidos (VMP) onde apresentou 0,2117 mg/L, ficando acima do permitido em 0,0117 mg/L. Em todas as outras amostras o chumbo permaneceu dentro dos padrões. O ponto PE3, é um dos pontos mais importante a serem analisados seus parâmetros, pois é ele que influencia e pode acabar contaminando as águas subterrâneas e superficiais do aterro, trazendo assim possíveis riscos prejudiciais à saúde.

O nitrogênio amoniacal (NAT) e a matéria orgânica são os compostos de maior preocupação no lixiviado de aterro sanitário. As concentrações obtiveram valores médios de 2.042 mg N/L de N-amoniacal durante o período de monitoração. O nitrogênio amoniacal em elevadas concentrações juntamente com outros parâmetros como alcalinidade, cloretos e matéria orgânica (DQO) pode classificar o lixiviado de aterro sanitário como potencialmente tóxico.

O lixiviado do Aterro Sanitário da Extrema, apresenta-se como resíduo líquido com características intermediárias de biodegradabilidade, fato apontado pela relação DBO_5/DQO em média de 0,21, contudo, as amplas faixas de nitrogênio amoniacal dificultam seu tratamento biológico. Já, o pH elevado, é um indicativo de que o resíduo encontra-se na etapa metanogênica de degradação.

No ano de 2021 o ponto de amostragem de água superficial E3 apresentou elevação da DBO₅, onde alcançou uma média de 120 mg O₂/L, e o chumbo apresentou, no período de 2021 e 2022, concentrações mais elevadas do que os seus limites para potabilidade.

No poço ESU3 o único parâmetro acima do estabelecido foi o chumbo (VMP: 0,01 mg Pb/L. Analisando os resultados obtidos para ESU3 comparativamente com a série histórica do poço, verifica-se uma grande elevação da DQO a partir de 2020, podendo ser atribuída ao incremento de lixiviado proveniente da célula com grande fração de matéria orgânica e inorgânica, além disso outros fatores, como por exemplo as características naturais dos recursos hídricos ou do solo da região, podem influenciar nos valores obtidos.

Após o ano 2019 o monitoramento perdeu significância no ponto de amostragem E3 desde que, foi instalada uma vila popular ao longo do córrego historicamente monitorado. Após este ano, foram dispostos esgotos e resíduos sólidos provenientes da vila popular no mesmo córrego, talvez levando supostamente as alterações nos parâmetros encontradas nesses últimos anos.

Os demais resultados analíticos verificados para o período de monitoramento para os pontos situam-se nas ordens de grandeza dos resultados históricos, não havendo nenhuma condição que sugira poluição por lixiviados de aterro nas águas do poço. Manteve-se aerobiose das águas do poço durante o período considerado. Com isso, a metodologia aplicada no estudo foi capaz de apontar alterações nas características das águas monitoradas e indícios de possíveis contaminação em alguns anos, sendo necessário o tratamento dessas águas, principalmente as de consumo humano.

Desta maneira, avalia-se que é necessário o monitoramento contínuo da área em torno do aterro, para acompanhar e identificar a amplitude da poluição. Além disso, é necessário também ampliar os parâmetros analisados, de forma a escolher os mais relevantes de acordo com o tipo de manancial ou efluente analisado e com os resíduos responsáveis pela contaminação. Além disso, é necessário adotar alternativas para remediar o dano ambiental causado na área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A. F. Al Yaqout and M. F. Hamoda, “*Evaluation of Landfill Leachate in Arid Climate—A Case Study*” ***Environment International***, Vol. 29, N. 5, 2003.
- ABRELP. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo. 2008.
- AKINBILE, C. O. *Environmental impact of landfill on groundwater quality and agricultural soils in Nigeria*. ***Soil and Water Research***, v.7, 2012.
- AMARAL, M.C.S. **Caracterização de lixiviados de aterros sanitários empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- ARAÚJO, R. R.; DIAS, L. S.; BENINI, S. M. **Água: tratamento, efluentes e lodos**. Editora ANAP, 1. ed. p. 128. Tupã – SP, 2015.
- ARCEIVALA, S.J. ***Wastewater treatment and disposal***. Marcel Dekker, New York. 1981.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. São Paulo. 1992
- AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. ***Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor***, *Environmental Engineering Science*, V.25, 2008.
- AZIZ, S.Q.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S.; BASHIR, M.J.K. *Leachate characterization in semiaerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study*. ***Journal of Environmental Management***, v. 91.26082614, 2010.
- BAHÉ, J.M.C.F, **Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, RECIFE-PE, 2008.
- BARALDI, R.C.O. **Efeitos da recirculação de lixiviado na biodegradação de resíduos sólidos em uma célula do aterro da Muribeca**. 2003. 98 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.
- BARALDI, R.C.O. **Efeitos da recirculação de lixiviado na biodegradação de resíduos sólidos em uma célula do aterro da Muribeca**. 2003. 98 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

BELTRÃO, K.G.Q.B. **Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

BELTRÃO, K.G.Q.B. **Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

BERENGUEL, TH. **La tarifa por utilización de aguas subterráneas en Lima y Callao y la tributación Ambiental.** *Revista De Derecho Administrativo*, (6). 2008.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. **Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico.** *Química Nova*. V. 25, n. 3, 2002.

BHALLA, G.; SWAMEE, P. K.; UMAR, A.; BANSAL, A. *Assessment of groundwater quality near municipal solid waste landfill by an Aggregate Index Method.* **Agris Online Papers in Economics and Informatics**, v.2, n.3, 2012.

BILA, D.M. **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento de Chorume.** Dissertação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2000

BILA, D.M. **Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2000.

BRASIL, Conselho Regional da Química (CQR). 2013

BRASIL, Lei N° 12.305, **Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)**. 2010

Brasil. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB**. 2008.

BRASIL. Portaria n. 518, de 24 mar. 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da república federativa do Brasil**, Brasília, DF, 26 de março de 2004.

BRITO, R. A. . **Ozonização catalítica do chorume proveniente do Aterro Sanitário de Cachoeira Paulista -SP na presença de ferro em sistema contínuo.** 2014. 219 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, Lorena, 2014.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. *et al.* **Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas.** In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

CETESB. **Operação e Manutenção de Lagoas de Estabilização.** São Paulo, 1990.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios.** v.5, DESA-EE/UFMG, 1997.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON G. *Biochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry*. V.16, 2001.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio ambiente). **Resolução CONAMA n° 430/2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, , 2011.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio ambiente). **Resolução CONAMA n° 357/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONSEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente). **Resolução CONSEMA N ° 355/2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

COUTO, M. C. L ; BRAGA, F. S.; LANGE, L. C. **Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte**. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 18, n. 3. 2013.

CQR – Conselho Regional de Química. **Operação de Estação de Tratamento de Efluentes Líquidos Processo físico-químico**. Ribeirão Preto, SP, 2013.

CUNHA, W. F. et al. **Tratamento do chorume pelo processo de osmose reversa na área do aterro sanitário de resíduos urbanos domiciliares**. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA QUÍMICA, 7., 2014.

DA COSTA, A. P. J.; DA SILVA, A. L.; MARTINS, R. S. **Um estudo sobre estações de tratamento de efluentes industriais e sanitários da empresa Dori Alimentos LTDA**. REGRAD – Revista de Graduação UNIVEM, v. 1, ano 2, Marília – SP, 2009.

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT – DOE. **Waste Management Paper 26B**. *Landfill Design, Construction and Operational Practice*. London, HMSO, 1995.

DIA, O.; BUELNA, G.; DROGUI, P.; DUBÉ, R. *Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment*. **Waste Management**, v.75, 2018.

DOS SANTOS, D. V.; *et al*. **Engenharia do Meio Ambiente Tratamento Terciário de Esgoto**. Faculdade de Ciências Exatas e Tecnológicas – FACET, graduação em Engenharia de Petróleo. Itaperuna, nov. 2011.

Environmental Agency. Leachate characterization in semiaerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. 2003.

FARIA, F. S. **Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos - IQA**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ, 2002.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campina Grande, 2006. Tese (doutorado).

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. **Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa – PB. 2001.

FLECK, E. **Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, filtro biológico de baixa Taxa e banhado construído aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia de Recursos hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS: UFRS, 2003.

GANDOLLA, M.; ACAIA, C.; FICHER, C. 1995. Técnicas, exploração e gestão dos aterros sanitários. In: **TRATAMENTO biológico de resíduos sólidos urbanos: curso**. Belo Horizonte.

GIORDANO, G. **TRATAMENTO E CONTROLE DE EFLUENTES INDUSTRIAIS**. Revista ABES, v. 4. ed. 76, 2004.

GOMES, L. P. (Coordenadora). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro, RJ: PROSAB; ABES, 2009.

GORGATI, C. Q.; LUCAS JR, J. de. **Compostagem de resíduos sólidos urbanos: equação de correlação entre a incidência de chuvas e a produção de chorume em área de proteção aos mananciais**. Anais do VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

HAMADA, J. ; MATSUNAGA, I. **Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus-BA**. 2000. Disponível em: <http://www.abes-bauru.org.br/arquivos/Ilheus.PDF>. Acesso em: 01/09/2008. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE**. Disponível em (<http://www.ibge.gov.br>). Acesso em: maio 2022.

HAN, Zhiyong; MA, Haining; SHI, Guozhong; HE, Li; WEI, Luoyu; SHI, Qingqing. A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. **Science of the Total Environment**, v. 569–570, 2016.

HOFFMANN, H., PLATZER, C., WINKER, M., VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. *Deutsche Gesellschaft fur*, Alemanha, 2011.

HUSSEIN Munirah; YONEDA, Kenichi; ZAKI, Zuhaida Mohd; OTHMAN, dNor'Azizi; AMIR, Amnorzahira. *Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia*. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management** v.12, 2019.

ILIES, P.; MAVINIC, D. S. *The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and desnitrification of a high ammonia landfill leachate.* **Water Research**, v. 35 , 2001.

ILIES, P.; MAVINIC, D. S. *The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and desnitrification of a high ammonia landfill leachate.* **Water Research**, v. 35, 2001.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2008). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro: IBGE. www.ibge.gov.br

JORGE, F. N.; BAPTISTI, E.; GONÇALVES, A. Monitoramento em Aterros Sanitários nas Fases de Encerramento e de Recuperação: desempenhos mecânicos e ambiental. Resid'2004, **Seminário sobre Resíduos Sólidos**, São Paulo, SP. 2004.

JUCÁ, J.F.T.; MELO, V.L.A.; BASTOS, E.G. Monitoramento ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca – PE. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1999, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** CD-ROM.

KAMARUDZAMAN, A. N., ISMAIL, N. S., AZIZ, R. A., JALIL, M. F. A., 2011. **Removal of nutrients from landfill leachate using subsurface flow constructed wetland planted with *limnocharis flava* and *scirpus*.** In: 2011 *International Conference on Environmental and Computer Science*.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JOGENSEN, S.E. **Waste Stabilisation Ponds and Constructed Wetlands: design manual.** *United Nations Environment Programme*, 2005.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.; ROOKER, A.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. *Present and long term composition of MSW landfill leachate – A review.* **Critical Reviews in Environmental Science Technology**, v. 32, n.4, 2003.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. *The effect of landfill age on municipal leachate composition.* **Bioresource Technology**, v. 99, 2008.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. *The effect of landfill age on municipal leachate composition.* **Bioresource Technology**, v. 99, 2008.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. *The effect of landfill age on municipal leachate composition.* **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, 2008.

KURNIAWAN, T. A. *et al.* **Biological processes for treatment of landfill leachate.** *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, 2010.

LANGE, L. C. *et al.* **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton.** *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, 2006.

- LI, S. H., CHANG, C. C. *Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method.* **Water Research.** V. 34, n. 17, 2000.
- LI, Y.; LI, J.; DENG, C. *Occurrence, characteristics and leakage of polybrominated diphenyl ethers in leachate from municipal solid waste landfills in China.* **Environmental Pollution**, v.184, 2014.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 4. ed. Campinas: Átomo, 2016.
- LINS, C. M. M. **Avaliação da zeólita natural para aplicação em barreiras reativas permeáveis no tratamento do lixiviado do aterro da Muribeca/PE.** Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, 2008.
- MACHADO, B. J. F. **Reuso de efluentes em torres de resfriamento – estudo de caso:** Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro. 2005. p. 106 Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2005. Rio de Janeiro – RJ.
- MARTINS, C. L. *et al.* **Desempenho de sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário.** In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE ENGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2008.
- MARTTINEN, S.K. *et al.* **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** **Chemosphere**, v.46, n.6, 2002.
- MASSAI, L. R.; RIBEIRO, C. A.; DUARTE, L. R. **Tratamento do Cromo de Aterros Sanitários, por Precipitação Química, com Hidróxido de Sódio e Álcool Etilíco.** 8o CONGRESSO IBEROAMERICANO DE ENGENHARIA MECANICA. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Instituto de Química de Araraquara. Universidade Estadual Paulista–Unesp, Rede Estadual de Ensino de São Paulo–Brasil, 2007.
- METCALF; EDDY. **Waste Engineering**, NY, McGraw Hill, th. ed.1, 2003.
- METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse.** 3ª ed (Edição Internacional). Cingapura: McGraw-Hill, 1991.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (**CONAMA**). Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, Brasília, Brasil.
- MISHRA, S.; TIWARY, D.; OHRI, A. “Leachate characterization and evaluation of leachate pollution potential of urban municipal landfill”. In: **Environmental and Waste Management.** V. 21, n. 4. 2018.

MONTEIRO, V.E.D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, 2003.

MONTEIRO, V.E.D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, 2003.

MORAIS, J.L., **Estudo da potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos Tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese de Doutorado – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORAVIA, W. G. **Estudos de Caracterização, Tratabilidade e Condicionamento de Lixiviados visando Tratamento por Lagoas.** 2007. 161 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente Recursos Hídricos., UFMG, Belo Horizonte, 2007.

MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C. *Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system.* **Waste Management**, v.33, n.1, 2013.

PABLOS, M. V.; MARTINI, F.; FERNÁNDEZ, C.; BABÍN, M. M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTÍNEZ, J.; CARBONELL, G.; SAN-SEGUNDO, L.; GARCÍA-HORTIGUELA.; TARAZONA, J. V. *Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity.* **Waste Management**, v. 31, 2011.

PABLOS, M.V.; MARTINI, F.; FERNÁNDEZ, C.; BABÍN, M. M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTÍNEZ, J.; CARBONELL, G.; SAN-SEGUNDO, L.; GARCÍA-HORTIGUELA.; TARAZONA, J. V. *Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity.* **Waste Management**, v. 31, 2011.

PESSIN, N. et al. **Concepção e implantação de células piloto de aterramento de resíduos sólidos.** In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. et al. **LIXO: alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades.** 1 ed. São Carlos, São Paulo: Rima Artes e Textos, 2003.

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; PANAROTTO, C. T. Monitoramento de aterros sustentáveis para município de pequeno porte. In: JUNIOR, A. B. D. C. (Org.) **Resíduos sólidos Urbanos: Aterro sustentável para município de pequeno porte.** Florianópolis: PROSAB, 2003.

PETERS, T.A. **Purifications of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration.** *Desalination*, v. 119, 1998.

POHLAND, F.G.; GOULD, J.P. 1986. **Codisposal of municipal refuse and industrial waste sludge in landfills**. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE TRATAMENTO ANAERÓBIO EM PAÍSES TROPICAIS, 1986, São Paulo. Anais. São Paulo: CETESB.

POLPRASERT, C. E SAWAITTAYOTHIN, V. **“Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate.”***Water science and technology*. v. 54, n.11-12, 2006.

PORTO ALEGRE. Prefeitura Municipal. Departamento Municipal de Limpeza Urbana. 2022. **Relatório de monitoramento ambiental do aterro sanitário da Extrema**. Porto Alegre. Não publicado.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment**. Lancaster: Technomic, 1994.

RASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOLI, G.; NOCENTINI, M. *Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill*. **Chemosphere**. V. 54, 2004.

REGADÍO, M.; RUIZ, A. I.; SOTO, I. S.; RASTRERO, M. R.; SÁNCHEZ, N.; GISMERA, M. J.; SEVILLA, M. T.; SILVA, P.; PROCOPIO, J. R.; CUEVAS, J. *Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills*. **Waste Management**, v.32, n.3, 2012.

REIS, M. F. P., BIDONE, F. R. A. **Remoção de DBO5 e Fósforo do Lixiviado da Compostagem e Sistemas de Banhados Construídos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande, 2005. Anais. Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.

RENOU, S. *et al*. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, 2008.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOURYAN, F.; MOULIN, P. *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. **Journal of Hazardous Materials**, v.150, 2008.

RODRIGUES, M. C. **Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário**. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SABESP. **Biossólidos na Agricultura**. Editores: Milton Tomoyuki Tisytiya, João Baptista Comparini, Pedro Alem Sobrinho, Ivanildo Hespanhol, Paulo de Campos, Adolfo Melfi, Wanderlei de Melo e Marcos Omir. 1 ° Edição. São Paulo. SABESP, 2009.

SANTOS, I.M. de B.T. **Diagnóstico e avaliação da gestão de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos**. Caso de Estudo:

Sistemas Intermunicipais. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 2008.

SCHNEIDER; TSUTIYA. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. 1ª Ed. São Paulo: ABES, 2001.

SERAFIN; A. C.; GUSSAKOV, K. C.; FABIANO SILVA; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S; PELEGRINI, R. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. In: III Fórum de Estudos Contábeis. Faculdades Integradas Claretianas. Rio Claro, SP. 2003.

SILVA FILHO, A. **Tratamento terciário de efluentes de uma indústria de refrigerantes visando ao reuso – Um estudo de caso**. Dissertação de mestrado, Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, UFRJ. Rio de Janeiro - RJ, 2009.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto tratado**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. 2002.

SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto**. 2007.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. **Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterros Sanitários**. In: IX SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro, Brasil, abril de 2000.

SIZIRICI, B.; TANSEL, B. *Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: A case study*. **Waste Management**, v.38, 2015.

SMAHI, D.; HAMMOUMI, O. E.; FEKRI, A. *Assessment of the Impact of the Landfill on Groundwater Quality: A Case Study of the Mediouna Site, Casablanca, Morocco*. **Journal of Water Resource and Protection**, v.5, n.4, 2013.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: XXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2007. v. 3., 2007

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, 2005.

STEFANIA, Gennaro A.; ZANOTTI, Chiara.; BONOMI, Tullia.; FUMAGALLI, Letizia.; ROTIROTI, Marco. *Determination of trigger levels for groundwater quality in landfills located in historically human-impacted areas*. **Waste Management**, v. 75. 2018.

SYLVESTRE, S. H. Z. **Desempenho de sistemas de reatores anaeróbios e aeróbio na remoção de coliformes e ovos de helmintos de águas residuárias**

de suinocultura. Dissertação de mestrado, Microbiologia Agropecuária, UNESP/Jaboticabal – SP, 2013.

TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ/COPPE, 2010.

TELLES, D.D.; COSTA, R.P.; **Reuso da Água: Conceitos, Teorias e Práticas.** 2ªed. São Paulo: Blucher, 2010.

TORRES, R. C. **Estudo do tratamento combinado de processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário.** [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição o ribeirão Lavapés/Botucatu – SP.** Eclérica Química, v. 22. São Paulo, 1997.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 2a Ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias,** v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.1996.