



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Flávia Glória de Lemos Silva

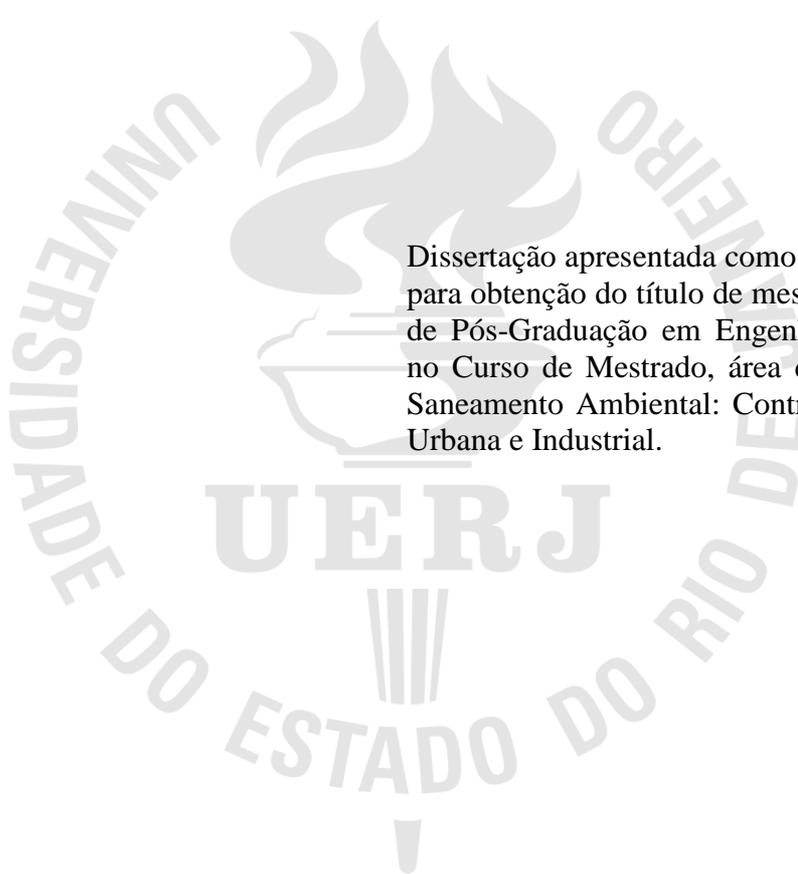
**Situação atual do Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários do
Estado do Rio de Janeiro com ênfase nos Aterros de Seropédica e Sapucaia**

Rio de Janeiro

2023

Flávia Glória de Lemos Silva

Situação atual do Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro com ênfase nos Aterros de Seropédica e Sapucaia



Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental no Curso de Mestrado, área de aplicação em Saneamento Ambiental: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientador: Prof. Dr. João Alberto Ferreira

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Daniele Maia Bila

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

S586 Silva, Flávia Glória de Lemos.
Situação atual do tratamento de lixiviados de aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro com ênfase nos aterros de Seropédica e Sapucaia / Flávia Glória de Lemos Silva. – 2023.
96 f.

Orientador: João Alberto Ferreira.
Coorientador: Daniele Maia Bila.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Aterro sanitário - Lixiviação - Teses. 3. Lixo - Eliminação - Teses. 4. Gestão integrada de resíduos sólidos - Teses. I. Ferreira, João Alberto. II. Bila, Daniele Maia. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.472

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Flávia Glória de Lemos Silva

Situação atual do Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro com ênfase nos Aterros de Seropédica e Sapucaia

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental no Curso de Mestrado, área de aplicação em Saneamento Ambiental: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em 31 de maio de 2023.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. João Alberto Ferreira (Orientador)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof.^a Dr.^a Daniele Maia Bila (Coorientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof.^a Dr.^a Elisabeth Ritter
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Alexandre Lioi Nascentes
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro da Cunha
Universidade Veiga de Almeida

Rio de Janeiro

2023

DEDICATÓRIA

Agradeço a cada um que contribuiu para a realização deste trabalho.

Dedico-o, especialmente, a meu orientador, minha família e meus colegas de trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

A meu saudoso e querido Pai Adail Corrêa da Silva “*in memoriam*” que me ensinou sobre a importância da educação e do conhecimento a ser constantemente aprimorado.

A todos os meus familiares e amigos próximos que me apoiaram no incentivo a pesquisa, em especial meu marido Sergio Araújo e meu filho Lucas Bento pela paciência e compreensão nos momentos em que não pude estar presente.

Aos meus amigos de fé, fraternidade e apoio incondicional Affonso e Miguel que sempre me ajudam a prosseguir na desafiadora caminhada.

Às gerências do INEA GELANI e suas respectivas chefias de serviço a quem fui vinculada por quase 7 anos e me instigou a buscar a melhoria profissional para o melhor atendimento ao serviço público e a GEHIQ pelo envio dos dados do PROCON que foram muito importantes para a pesquisa.

Aos nossos mestres da Turma PEAMB 2020 que apesar do momento inesquecível e tão difícil da Pandemia da COVID 19 nos inspiraram a seguir e transformaram a nossa trajetória de vida profissional dentro do curso.

Em especial, a coorientadora professora Daniele Maia Bila pelos comentários com ensinamentos e experiência na revisão dos textos e ao meu orientador professor João Alberto Ferreira, uma pessoa extremamente inteligente, paciente, generoso na orientação, um verdadeiro guru na área do saneamento, pois através dos anos de estudo e experiência e pioneirismo nos projetos da área de saneamento, concedeu seu tempo, dedicação, empatia e comprometimento para me auxiliar neste trabalho.

Com muito carinho e respeito à instituição educadora e de pesquisa voltada ao desenvolvimento científico e tecnológico, quero agradecer à Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ por proporcionar mais este sonho realizado através do aprimoramento e possibilidade de buscar novos desafios em minha trajetória profissional.

Desconheço fato mais encorajador que a habilidade inquestionável do homem para melhorar sua vida através do esforço consciente.

Henry David Thoreau

RESUMO

SILVA, Flávia Glória de Lemos. *Situação atual do tratamento de lixiviados de aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro com ênfase nos Aterros de Seropédica e Sapucaia*. 2023. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Considerando os impactos causados pelo descarte inadequado do lixiviado, como a poluição dos solos, águas subterrâneas e superficiais e risco para a saúde pública, é essencial o desenvolvimento de técnicas para reduzir a concentração dos contaminantes, bem como, para atender os padrões estabelecidos pela legislação vigente. Nesse contexto, o presente estudo realizou uma avaliação dos 22 (vinte e dois) sistemas de tratamentos de lixiviados utilizados nos aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro a partir de dados secundários e dentre as técnicas empregadas para o tratamento, a mais utilizada atualmente é a osmose reversa que vêm demonstrando boa eficiência na retenção de orgânicos e metais pesados. Foi verificado que 77 municípios são atendidos por aterros sanitários, 08 estão sendo atendidos por aterros sanitários de outros estados, como Minas Gerais e 09 municípios ainda possuem vazadouros em operação no Estado do Rio de Janeiro. Delineada como pesquisa de caráter descritivo e analítico, foram utilizados dados dos processos de licenciamento ambiental do INEA e realizada uma descrição mais detalhada dos Aterros de Seropédica e Sapucaia. Foi observado o emprego do tratamento combinado em estações de tratamento municipal, destacando as particularidades dos 2 aterros de Seropédica e Sapucaia, incluindo análise da legislação recente estadual Lei 9055/2020 e dos custos envolvidos na operação e tratamento em estação de tratamento de esgoto doméstico. Diante disso, verifica-se avanços, mas ainda há enormes desafios nesta temática, tanto para os operadores quanto para o órgão ambiental, no que tange o controle e fiscalização dessas atividades, tendo em vista as dificuldades para implantação de sistemas de tratamento de lixiviado, como a adequação às exigências legais, garantia de qualidade do processo, recursos financeiros e humanos para o investimento em rotas tecnológicas que consolidam os pilares da sustentabilidade compatíveis com as possibilidades disponíveis em cada realidade.

Palavras-chave: Lixiviados. Tratamento de lixiviados. Chorume. Tratamento de chorume. Efluentes. Resíduos.

ABSTRACT

SILVA, Flávia Glória de Lemos. *Overview of the current situation of leachate treatment from sanitary landfills in the State of Rio de Janeiro*. 2023. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Considering the impacts caused by improper disposal of leachate, such as pollution of soils, groundwater and surface water and risk to public health, it is essential to develop techniques to reduce the concentration of contaminants, as well as to meet the standards established by current legislation. In this context, the present study carried out an evaluation of the 22 (twenty-two) leachate treatment systems used in landfills in the State of Rio de Janeiro based on secondary data and among the techniques used for treatment, the most used today is reverse osmosis, which has shown good efficiency in the retention of organics and heavy metals. It was found that 77 municipalities are served by landfills, 08 are being served by landfills from other states, such as Minas Gerais and 09 municipalities still have dumps in operation in the State of Rio de Janeiro. This descriptive and analytical study used data from INEA's environmental licensing processes and a more detailed description of the Seropédica and Sapucaia landfills. The use of combined treatment in municipal treatment plants was observed, highlighting the particularities of the 2 landfills of Seropédica and Sapucaia, including analysis of the recent state legislation Law 9055/2020 and the costs involved in the operation and treatment in a domestic sewage treatment plant. In view of this, there is progress, but there are still enormous challenges in this area, both for operators and for the environmental agency, with regard to the control and supervision of these activities, in view of the difficulties in implementing leachate treatment systems, such as compliance with legal requirements, quality assurance of the process, financial and human resources for investment in technological routes that consolidate the pillars of sustainability compatible with the possibilities available in each reality.

Keywords: Environmental impacts. Solid waste landfill. Leachate. Effluents. Waste treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos	23
Figura 2 – Esquema de classificação de efluente quanto à biodegradabilidade.....	27
Figura 3 – Localização dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro (2020)	59

LISTA DE QUADROS E GRÁFICOS

Quadro 1 – Fatores que influenciam na formação do Lixiviado	21
Quadro 2 – Vantagens e Desvantagens do Tratamento Combinado de Lixiviado	48
Quadro 3 – Levantamento e organização dos dados coletados	55
Gráfico 1 – Aterros do Estado do Rio de Janeiro e quantitativo de resíduos recebidos (t/dia).	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características Físico- químicas de lixiviados de aterros sanitários em diferentes idades do terro.....	31
Tabela 2 – Parâmetros médios de entrada e do efluente final do aterro de São Gonçalo (RJ) n=6).....	42
Tabela 3 – Valores máximos permitidos para DBO em relação à carga orgânica.....	54
Tabela 4 – Valores máximos permitidos para SST em relação à carga orgânica.....	54
Tabela 5 – Padrões de controle para avaliação da performance dos sistemas de tratamento de lixiviados: parâmetros físico-químicos.....	58
Tabela 6 – Dados Técnicos dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro.....	61
Tabela 7 – Determinação do porte e potencial poluidor dos aterros sanitários.....	64
Tabela 8 – Municípios Não Atendidos pelos 22 Aterros Sanitários do ERJ.....	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AF	Ácidos Fúlvicos
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AH	Ácidos Húmicos
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA; AWWA	<i>Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater</i>
C	Carbono
CaCl ₂	Cloreto de Cálcio
Cd ²⁺	Íon Cádmió
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CERHI	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₄	Metano
Cl-Íon	Cloro
cm	Centímetros
CO ₂	Dióxido de Carbono
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
COX's	Compostos Orgânicos Xenobióticos
Cr ³⁺	Íon Cromo
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
CTDR	Centro de Tratamento e Destinação de Resíduos
CTVA	Centro de Tratamento e Valorização de Resíduos
Cu ²⁺	Íon Cobre
CuSO ₄	Sulfato de Cobre II
DA	Dalton
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
Fe ²⁺	Íon Ferro
FeCl ₃ .5H ₂ O	Cloreto de Ferro III Pentahidratado Ca ²⁺
FT	Fator de toxicidade
°C	Grau Celsius
h	Horas
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
K ⁺	Íon Potássio
kDA	Kilodalton
L	Litros
LES	Laboratório de Engenharia Sanitária
MTR	Madalena Tratamento de Resíduos
mg	Miligrama
mg/L	Miligrama/Litro
Mg ²⁺	Íon Manganésio
mL	Miligrama
MMA	Ministério do Meio Ambiente
Mn ²⁺	Íon Manganês
N	Nitrogênio
Na ⁺	Íon Sódio
NaOH	Hidróxido de Sódio
NBR	Norma Brasileira
NH ₄ ⁺	Íon Amônio
Ni ²⁺	Íon Níquel
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato

NT	Norma Técnica
NTK	Nitrogênio Total Kjeldal
O	Oxigênio
OECD	<i>Organization for Economic Co-Operation and Development</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
Pb ²⁺	Íon Chumbo
PEAMB	Programa de Engenharia Ambiental
PERS	Plano Estadual de Resíduos Sólidos
pH	Potencial hidrogeniônico
PL	Projeto de Lei
PLA	Processos de Lodos Ativados
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PM	Peso molecular
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RH	Região Hidrográfica
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEAS	Secretaria Estadual do Ambiente
SH	Substâncias Húmicas
SLAM	Sistema Estadual de Licenciamento Ambiental/RJ
SMP	Produtos Microbianos Solúveis
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SPE	Substâncias poliméricas extracelulares
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UT	Unidade de toxicidade
Zn ²⁺	Íon Zinco
μ L	Microlitro

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	16
	OBJETIVO GERAL	17
	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
1	REFERENCIAL TEÓRICO	20
1.1	Lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos	20
1.2	Geração e composição dos lixiviados: fatores de influência	21
1.3	Caracterização do lixiviado de aterros sanitários	24
1.3.1	<u>Parâmetros Coletivos Não- Específicos</u>	25
1.3.2	<u>Parâmetros Coletivos Específicos</u>	26
1.4	Sistemas de tratamento de lixiviado	32
1.4.1	<u>Tratamento Físico-Químico</u>	33
1.4.2	<u>Tratamento Biológico</u>	34
1.4.2.1	Lagoa anaeróbia e facultativa (lagoas de estabilização) e aeróbias.....	35
1.4.2.2	Filtro biológico anaeróbio.....	37
1.4.3	<u>Tratamento Terciário</u>	38
1.4.3.1	Microfiltração.....	40
1.4.3.2	Nanofiltração.....	40
1.4.3.3	Osmose Reversa.....	41
1.4.3.4	Recirculação e <i>Wetlands</i>	43
1.4.3.5	Tratamento combinado de lixiviado com outros efluentes.....	45
1.5	Legislação ambiental para tratamento de lixiviados	49
2	METODOLOGIA	54
2.1	Revisão Bibliográfica	54
2.2	Identificação e caracterização dos sistemas de tratamento de lixiviados	55
2.3	Levantamento e consolidação das informações	56
3	RESULTADOS	58
3.1	Sistemas de Tratamento de Lixiviados Adotados no Rio de Janeiro	60
3.2	Disposição de Resíduos de Municípios do ERJ em Aterros de outros Estados e Vazadouros	65

3.3	Métodos dos Sistemas de Tratamento de Lixiviados dos Aterros do Estado do Rio de Janeiro.....	66
3.4	Avaliação Específica do Tratamento do Lixiviado dos Aterros Sanitários de Seropédica e Sapucaia.....	66
3.4.1	<u>Aterro Seropédica.....</u>	67
3.4.1.1	Eficiência das Estações de Tratamento de Chorume.....	67
3.4.1.2	Estação de Tratamento Biológico e Nanofiltração - ETBN.....	68
3.4.1.3	Estação de Tratamento por Osmose Reversa - ETOR.....	68
3.4.1.4	Lançamento dos Efluentes Tratados no Rio Piloto.....	68
3.4.1.5	Lagoas de acumulação para lixiviado bruto para ser encaminhado para tratamento combinado na ETE Alegria no bairro do Caju no Rio de Janeiro.....	69
3.4.1.6	Tecnologia e Custos de Tratamento de Lixiviado: Discussão.....	70
3.4.2	<u>Aterro Sanitário de Sapucaia – Tratamento Combinado</u>	71
	CONCLUSÃO.....	75
	REFERÊNCIAS.....	77

INTRODUÇÃO

Uma das principais dificuldades a ser enfrentada na utilização da tecnologia de aterro sanitário para destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é o tratamento dos lixiviados gerados para assegurar um efluente dentro dos limites estabelecidos pela legislação ambiental, a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011) e Norma Operacional do INEA nº 45, de 25 de fevereiro de 2021.

O lixiviado é um efluente originário da decomposição da matéria orgânica, constituído por diversas substâncias poluentes, como matéria orgânica e outros produtos tóxicos, sendo estudado por muitos pesquisadores e considerado como desafio a nível mundial, pois as soluções para o tratamento necessitam de convergência técnica e econômica de forma a garantir a viabilidade sustentável da tecnologia a ser adotada.

Ressaltando que, este efluente pode acarretar sérios riscos ao meio ambiente como alcance do lençol freático, através da infiltração, contaminação de águas superficiais, lagos e rios, além dos riscos à saúde humana através de transmissão de doenças.

Diante dos problemas ambientais e de saúde pública, fazem-se necessários a coleta e o tratamento do lixiviado gerado nos aterros sanitários devido ao alto grau de risco de poluição, visando também o atendimento aos padrões de lançamento da legislação ambiental brasileira.

No Brasil, os aterros sanitários são a alternativa mais utilizada na destinação final de resíduos sólidos, pois tem por objetivo proteger o solo no qual o resíduo será disposto, bem como coletar e tratar efluentes oriundos da decomposição final dos resíduos, denominados lixiviados, proporcionando um controle eficiente e seguro do processo aliado à vantajosa relação custo-benefício para a transação comercial de contratantes e contratados.

A composição do lixiviado depende das características dos resíduos dispostos, de fatores relativos à área de disposição de resíduos (permeabilidade do aterro, escoamento superficial, idade do aterro, etc.) e de fatores climáticos (regime de chuvas, temperatura).

Os impactos causados pelo descarte inadequado do lixiviado, seja no solo ou em um corpo hídrico, podem ser irreparáveis ao ecossistema. O potencial poluidor deste efluente faz com que medidas sejam necessárias para evitar possíveis danos ao meio ambiente e à saúde pública. Com isso, é essencial o desenvolvimento de técnicas para reduzir a concentração dos contaminantes para atender os padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação vigente (SANTOS, 2010).

De certo modo, o estado do Rio de Janeiro, no caso da disposição de RSU, representa

um microcosmo interessante do país, com a existência de municípios de pequeno, médio e grande porte, com situação técnica e econômica diversas que refletem na situação do tratamento de lixiviado nos aterros existentes.

A questão do tratamento de lixiviados de aterros sanitários tem merecido a atenção dos principais grupos de pesquisas em gestão de resíduos sólidos, [editais da FINEP: PROSAB 4 (2004), PROSAB 5 (2009) e Saneamento e Habitação (2009)], envolvendo mais de 15 universidades do país que pesquisaram (e ainda pesquisam) o assunto.

As pesquisas realizadas no PEAMB da UERJ têm reforçado a dificuldade encontrada pelos operadores de aterros sanitários para tratar os lixiviados e adequar o efluente final aos padrões estabelecidos pela legislação para seu lançamento no meio ambiente.

Esta dificuldade no tratamento de lixiviados está presente nos municípios no Estado do Rio de Janeiro, onde, nos últimos anos ocorreram grandes mudanças na gestão dos RSU, com cerca de 96% dos resíduos gerados dispostos em 22 aterros sanitários que atendem 79 municípios (ICMS ECOLÓGICO, 2022).

Existem ainda no estado 9 municípios com lixões e uma diversidade grande de sistemas de tratamento de lixiviado, indo desde tratamento combinado, passando por tratamentos biológicos até unidades de osmose reversa (ICMS ECOLÓGICO, 2022).

São fontes de informações sobre o tratamento de lixiviados, os processos de licenciamento de aterros sanitários no INEA e os respectivos dados informados periodicamente através dos relatórios técnicos de monitoramentos e atendimento as condicionantes ambientais entregues de forma obrigatória pelos operadores dos aterros ao órgão ambiental do estado.

Nesse sentido foi formulada a proposta do tema da presente dissertação, visando ampliar o entendimento sobre a situação do tratamento de lixiviados no ERJ a partir de dados secundários coletados no órgão ambiental.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desse trabalho é realizar uma avaliação dos sistemas de tratamentos de lixiviados utilizados nos aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro a partir de dados secundários.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (i) Estabelecer uma visão geral das condições dos aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro, considerando capacidade operacional, locais atendidos e mais especificamente, sistemas de tratamentos de lixiviados utilizados;
- (ii) Fazer análise crítica quanto à legislação ambiental sobre o assunto; e
- (iii) Levantar a qualidade dos afluentes e efluentes dos tratamentos de lixiviados dos aterros de Seropédica (porte excepcional) e Sapucaia (porte pequeno) do Estado do Rio de Janeiro.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos

Aterro, uma das alternativas de disposição de resíduos mais antigas e mais difundida em todo o mundo (CLARKE et al., 2015; MUKHERJEE et al., 2015; TORRETTA et al., 2017).

Uma vez armazenado em aterros, o resíduo passa por diversos processos de degradação físico-química e biológica, gerando o lixiviado (KAMARUDDIN et al., 2015; GHOSH et al., 2017; YAO, 2017).

A preocupação com o meio ambiente resultou na concepção de que aterros sanitários devem ser projetados para conter os resíduos e os resultados da sua decomposição, biogás e lixiviados, dentro dos limites do local de disposição. Esta contenção implica, entre outros aspectos, na prevenção da migração do gás e do lixiviado do aterro em quantidades significativas e em especial no seu gerenciamento adequado de forma a assegurar o seu enquadramento dentro dos padrões permitidos de lançamento no meio ambiente.

Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) são líquidos que resultam da interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica desses resíduos, da água de constituição, e da infiltração de águas das chuvas que solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos (LANGE, AMARAL, 2009). São considerados fonte de preocupação ambiental em virtude da composição dos poluentes e os efeitos adversos (GHOSH et al., 2014, 2017; KHALIL et al., 2018).

Os principais compostos presentes nesse efluente são: matéria orgânica (biodegradável e recalcitrante), matéria inorgânica, metais pesados, compostos organohalogenados (AOX), bactérias heterotróficas, dentre outros (LIN, CHANG, 2000; RENOUE et al., 2008). Apresentam coloração de nuances marrom e odor desagradável e são poluentes, sendo necessário tratamento antes de serem lançados em corpos receptores.

Os lixiviados resultam da umidade proveniente dos líquidos infiltrados na massa de resíduos do aterro, mais a ação de bactérias existentes nos resíduos sólidos que secretam enzimas dissolvendo a matéria orgânica e formando líquidos, os quais constituem uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos (BERTAZZOLI, PELEGRINI, 2002). Desse modo, a combinação destes compostos pode ocasionar elevadas toxicidades para os ecossistemas aquáticos que são altamente sensíveis às substâncias tóxicas (DE BRITO-

PELEGRINI et al, 2007).

Apesar do aprimoramento das técnicas de gerenciamento de resíduos, a geração e o tratamento do lixiviado continuam sendo uma das demandas relevantes associadas à gestão de aterros sanitários (MISHRA et al., 2019; SAADATLU, BARZINPOUR, YAGHOUBI, 2023). O lixiviado percola pela massa de resíduos, transportando compostos orgânicos e inorgânicos que devem ser tratados visando a redução do impacto sobre os solos, águas superficiais e subterrâneas (MAHMUD et al., 2012; BHATT, 2017).

O lixiviado é um subproduto oriundo de resíduos sólidos urbanos que possui alterações físicas, químicas e biológicas, sendo produzido em aterros sanitários, plantas de compostagem e estações de transferência, com alta recalcitrância e toxicidade (ZHAO YOUCAI, 2018).

Segundo Castilhos Jr. et al. (2003), a degradação dos compostos orgânicos constituintes dos resíduos contempla mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas que infiltram ou são recirculadas. Os processos ocorrem através da atuação de organismos decompositores como: bactérias, arqueias metanogênicas, fungos, protozoários e algas que são capazes de converterem os resíduos em substâncias mais estáveis (FIORE, 2004).

Os aterros sanitários recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e até industriais (de pequenas empresas, e de resíduos classe B), excluindo quantidades significativas de resíduos perigosos. Deste modo, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações: hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc. (CHRISTENSEN et al., 1994 *apud* KJELDSEN et al., 2002).

1.2 Geração e composição dos lixiviados: fatores de influência

A composição do lixiviado é complexa e as suas características químicas, físicas e biológicas são influenciadas por vários fatores locais e ambientais como características dos resíduos aterrados, clima, condições pluviométricas, evapotranspiração, temperaturas e também condições específicas do aterro como tipo de operação, idade do aterro, altura do aterro,

escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia, recirculação do lixiviado, umidade da camada de cobertura, vegetação, grau de compactação na operação, permeabilidade entre outros (REINHART, GROSH, 1998; BERTAZZOLI, PELEGRINI, 2002; EL-FADEL, DOUSEID, CHAHINE, ALAYLIC, 2002).

O Quadro 1 apresenta de forma detalhada os fatores que influenciam a qualidade e quantidade dos lixiviados gerados em aterros sanitários.

Quadro 1 – Fatores que influenciam na formação do Lixiviado

Fatores que influenciam na formação de lixiviados	
Fatores climáticos e hidrogeológicos	<ul style="list-style-type: none"> - Chuva - Evapotranspiração - Temperatura - Irradiação Solar - Escoamento superficial - Infiltração - Lençol Freático
Características do Resíduo	<ul style="list-style-type: none"> - Permeabilidade - Idade - Densidade - Umidade inicial do resíduo
Gerenciamento e Operação	<ul style="list-style-type: none"> - Pré-tratamento dado ao resíduo - Compactação - Vegetação e Cobertura do solo - Irrigação - Recirculação de lixiviado - Co-disposição de resíduos líquidos
Processos Internos	<ul style="list-style-type: none"> - Recalque - Decomposição do resíduo - Alterações no teor de umidade - Geração e transporte de gás - Geração e transporte de calor

Fonte: Adaptado de EL-FADEL, DOUSEID, CHAHINE, ALAYLIC, 2002.

Os fatores que influenciam o processo de degradação da matéria orgânica são: a composição dos resíduos; o quantitativo de água de entrada no processo; a temperatura; o sistema de operação do aterro; valores elevados de ácidos voláteis; o pH; a concentração de nutrientes e inibidores do processo; a presença de oxigênio e de hidrogênio; o tamanho das partículas; o grau de compactação dos resíduos (MONTEIRO, 2003).

Com a variabilidade das características dos lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU), em função do estado de decomposição dos resíduos há tipos de tratamentos que são aplicados preferencialmente para os lixiviados chamados “novos” ou “velhos”. Para o tratamento de lixiviado “novo”, são mais indicados os processos biológicos, em função de maior parcela biodegradável em sua composição. Processos químicos como a coagulação, floculação, troca iônica e oxidação química apresentam melhores resultados no tratamento de

lixiviado “velho” (BOCCHIGLIERI, 2005).

O Brasil possui clima tropical caracterizado por elevadas temperaturas e precipitação pluviométrica, favorecendo o processo de degradação de resíduos e geração de lixiviados (MONTEIRO et al., 2002; TRÄNKLER et al., 2005). A composição do lixiviado apresenta altas concentrações de matéria orgânica tendo em vista o padrão de consumo da população brasileira, no qual os resíduos orgânicos representam cerca de metade dos resíduos sólidos urbanos gerados em todas as regiões do Brasil (ALFAIA et al., 2019).

Tendo em vista a composição do lixiviado estar ligada a um conjunto de fatores, e ainda a sua composição química possuir alta variabilidade, pois depende das inúmeras tipologias de resíduos que são dispostos no local, faz-se necessário, além do conhecimento das suas características, uma estimativa da quantidade de lixiviado gerado para o dimensionamento dos sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluentes em um aterro sanitário.

A variabilidade dos lixiviados ao longo do tempo (de operação do aterro), com mudanças na carga orgânica e no teor de nitrogênio amoniacal, por exemplo, podem interferir na eficiência dos sistemas de tratamento dos mesmos.

Um aspecto importante para a gestão adequada dos aterros é o monitoramento e controle da quantidade e qualidade do lixiviado gerado, pois são elementos cruciais para a garantia da sustentabilidade dessa atividade potencialmente poluidora.

Em virtude da complexidade causada pela interação de substâncias químicas, a estratégia mais eficiente para avaliação dos efeitos biológicos e previsão do risco ambiental, é o uso integrado de análises físicas, químicas e ecotoxicológicas (COSTAN et al., 1993).

A precipitação da chuva nas células de resíduos é o fator que mais influencia na geração de lixiviado e por isso em regiões mais secas não há uma grande taxa de geração desse efluente. Nesse sentido, verifica-se a importância da realização de um balanço hídrico, que é um recurso utilizado para quantificar as entradas e saídas desses efluentes em um intervalo de tempo, visando estimar a quantidade de lixiviado produzido ao longo da vida útil do aterro e assim poder adequar as formas de drenagem e tratamento deste passivo ambiental. Inclusive, esse cálculo auxilia no controle e monitoramento de líquidos armazenados na massa de resíduos, podendo prevenir instabilidades estruturais do aterro sanitário (MATEUS, 2008).

O processo de degradação dos resíduos engloba três etapas principais. A primeira denominada aeróbia, em função do arraste de ar para o interior do aterro na operação de disposição dos resíduos, na qual há presença dos micro-organismos aeróbios, e o oxigênio é consumido de forma rápida e há grande liberação de energia.

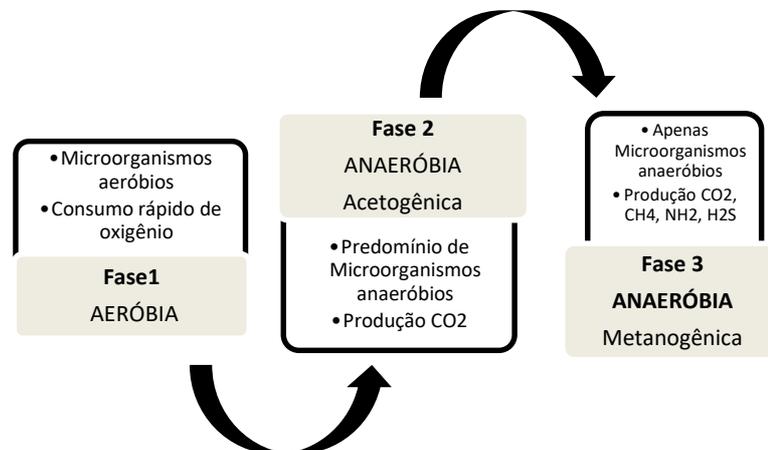
A segunda etapa denominada acetogênica ou fase ácida apresenta a presença de

bactérias facultativas e o predomínio dos micro-organismos anaeróbios, tendo em vista que o oxigênio foi consumido na primeira etapa. E ainda ocorre boa produção de gás carbônico (CO_2) e o líquido formado possui grandes concentrações de sais de alta solubilidade, a matéria orgânica sofre hidrólise e são produzidos compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, tais como ácidos graxos voláteis (principalmente ácido acético) e nitrogênio amoniacal.

A mistura da água que se infiltra na massa de resíduos com esses ácidos abaixa o valor de pH do líquido para valores entre 4 a 6. Nesta etapa também se verifica elevadas concentrações de matéria orgânica e respectivamente aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos líquidos.

Por fim, a última etapa, conhecida como metanogênica, representa a ação das arqueas metanogênicas (apenas micro-organismos anaeróbios) que consomem os compostos orgânicos da etapa acetogênica e produzem CH_4 e CO_2 e esse consumo dos ácidos voláteis acarreta o aumento do valor do pH. (CASTILHOS JR., 2003; KJELDSSEN et al., 2002). A Figura 1 mostra o fluxograma do processo de decomposição.

Figura 1 – Fluxograma do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos



Fonte: Adaptado de CASTILHOS JR., 2003.

1.3 Caracterização do líquido de aterros sanitários

A caracterização de efluentes biológicos em geral pode ser realizada em três níveis: a determinação de parâmetros coletivos específicos e não-específicos, a identificação individual dos compostos e a identificação de classes de compostos (BARKER et al., 1999a, 1999b). Os

parâmetros coletivos não-específicos ou convencionais são variáveis para as quais existem métodos padronizados usualmente empregados na caracterização de efluentes, enquanto que para os parâmetros coletivos específicos tais como: biodegradabilidade aeróbia, carboidratos, lipídeos, proteínas e substâncias húmicas, entendem-se como variáveis com métodos de caracterização encontrados na literatura, ainda não padronizados, e que fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do efluente (LANGE, AMARAL, 2009).

1.3.1 Parâmetros Coletivos Não- Específicos

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização coletiva não-específica de lixiviados são: o potencial hidrogeniônico (pH), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e o nitrogênio amoniacal total (N-NH₃), condutividade, fósforo, cloretos, alcalinidade e série sólidos (LANGE, AMARAL, 2009).

Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH. Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, pois estes são gerados na fase acidogênica (células novas) e consumidos na fase metanogênica (células antigas). O desenvolvimento de bactérias metanogênicas (que atuam na formação de metano) ocorre em faixas de pH entre 6,6 e 7,3 (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Em relação ao material orgânico, a relação DBO/DQO é um indicador do nível de degradação biológica do lixiviado. De acordo com Kjeldsen et al., (2002), aterros novos possuem relação DBO/DQO na ordem de 0,4 - 0,5, valores semelhantes aos característicos de efluentes sanitários, enquanto em aterros antigos esta relação é menor do que 0,1. Este fato pode ser explicado por fração considerável da DQO corresponder a ácidos graxos voláteis (AGV) que se degradam com o tempo.

O carbono orgânico total (COT) é um teste instrumental de medida direta da matéria orgânica presente em efluentes, através da quantificação do carbono orgânico liberado na forma de CO₂ após oxidação. Este parâmetro tem sido cada vez mais empregado no monitoramento de águas residuárias para validar outras técnicas de quantificação de matéria orgânica utilizadas, aumentando assim a confiabilidade analítica dos resultados. Além do reduzido tempo de análise, a principal vantagem deste método é que, ao contrário da DBO e DQO, é independente

do estado de oxidação da matéria orgânica e não sofre a interferência de outros átomos ligados à estrutura orgânica tais como o nitrogênio e hidrogênio, e espécies inorgânicas como Fe (II), Mn (II), sulfeto e cloreto, evitando a interferência destes compostos nas análises aumentando assim a confiabilidade dos resultados (MORAVIA, 2010).

O nitrogênio apresenta-se sob as formas de N amoniacal (com predominância de NH_4^+), N orgânico, NO_2^- (nitrito) e NO_3^- (nitrato). O lixiviado de aterro sanitário se caracteriza por apresentar alta concentração de nitrogênio amoniacal.

A amônia e o nitrito são tóxicos para os peixes, mesmo em baixas concentrações, enquanto o nitrato só se torna tóxico em altas concentrações (BALDISSEROTO, 2002). Os efeitos tóxicos da amônia presente na água para os peixes estão relacionados principalmente à forma não ionizada (NH_3), devido à facilidade com que esta molécula se difunde para dentro do organismo do peixe (LOWRY, ROSENBROUGH, FARR, RANDALL, 1951).

1.3.2 Parâmetros Coletivos Específicos

O emprego de parâmetros coletivos específicos na caracterização do lixiviado fornece informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em quase todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de fluxogramas de estações de tratamento de lixiviados mais coerentes para a remoção de carga orgânica (MORAVIA, 2010).

Os principais parâmetros coletivos específicos em lixiviados são: proteínas, biodegradabilidade aeróbia, substâncias húmicas, carboidratos e lipídeos.

As proteínas compõem uma fração considerável da matéria orgânica depositada em aterros sanitários, principalmente em resíduos domésticos. Logo, estão presentes nos lixiviados em concentrações variáveis, dependendo da fase de decomposição na qual o aterro se encontra. Durante a decomposição no aterro, as proteínas são biodegradadas e geram compostos amoniacais e ácidos graxos voláteis. Em caso de morte bacteriana, podem ser excretadas substâncias poliméricas extracelulares (SPE) contendo proteínas, polissacarídeos, lipídeos (PAIVA, 2004). Portanto, a quantificação de proteínas em lixiviado de aterro é importante para a escolha do método mais adequado para o tratamento do mesmo.

Há também os SMP (Produtos Microbianos Solúveis), que são substratos liberados da

atividade microbiológica, constituídos por diversos compostos orgânicos tais como ácidos húmicos e fúlvicos, polissacarídeos, proteínas, ácidos nucleicos, ácidos orgânicos, aminoácidos, antibióticos, esteróides, enzimas componentes estruturais das células e produtos do metabolismo energético (CHUDOBA, TUCEK, LISCHKE, SAMES, 1980; PARKIN, MCCARTY, 1981; SAUNDERS, DICK, 1981; MANKA, REBHUN, 1982; RITTMANN et al., 1987). Segundo Orhon, Artan e Cimsit (1989), os lixiviados geralmente apresentam natureza refratária ou de difícil degradação.

A matéria orgânica particulada não pode ser utilizada por microrganismo sem antes ser convertida em compostos orgânicos solúveis que podem passar pela membrana celular. Sendo assim, a solubilização é o primeiro passo na degradação anaeróbia de compostos orgânicos poliméricos. Em termos de composição química, três grupos são considerados como os maiores componentes de complexos orgânicos: carboidratos, lipídeos e proteína.

Os compostos protéicos são hidrolisados por enzimas extracelulares, chamadas proteases, em polipeptídios e aminoácidos. Os aminoácidos produzidos como resultados da hidrólise de proteínas são posteriormente fermentados a ácidos graxos voláteis, dióxido de carbono, amônia, gás hidrogênio e compostos de enxofre reduzido. A hidrólise e fermentação são geralmente realizadas por diferentes grupos de bactérias. A solubilidade, tipo de grupo terminal, estrutura terciária e pH são fatores que influenciam a taxa e extensão da degradação de proteína (MCINERNEY, 1988).

A taxa de hidrólise de proteína sob condições anaeróbias é mais lenta do que a taxa de hidrólise de carboidrato (HEUKELEKIAN, 1958). Segundo Pavlostathis e Giraldo Gomez. (1991), a fermentação de aminoácidos resultantes da hidrólise de proteínas é rápida, e a etapa controladora da degradação de proteína é a hidrólise.

O conhecimento mais aprofundado sobre o metabolismo da matéria orgânica, através, por exemplo, da determinação de carboidratos e lipídeos pode otimizar o planejamento e a operação de sistemas de tratamento de águas residuárias (MIWA et al., 2008).

Os compostos biodegradáveis são aqueles susceptíveis à decomposição pela ação dos microrganismos. Estes podem ser classificados em relação à facilidade de degradação e, indiretamente, ao estado físico em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis.

Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo de moléculas relativamente simples, que podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis apresentam-se na forma particulada, embora possa haver matéria orgânica solúvel de degradação mais lenta, consistindo de moléculas mais complexas, demandando o

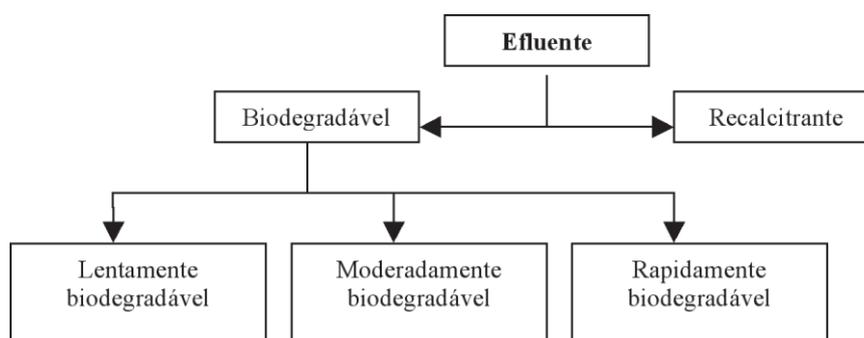
processo de hidrólise.

Os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem a biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos microrganismos, mas simplesmente são resistentes ao ataque metabólico (MIWA et al., 2008).

A degradação anaeróbia é promovida principalmente pela ação de bactérias, no entanto alguns outros microrganismos, tais como protozoários e fungos, podem apresentar uma importante contribuição no estágio inicial da fermentação. A diversidade morfológica dos microrganismos anaeróbios é influenciada principalmente pelo tipo de substrato, condições ambientais e hidráulicas do reator. As bactérias podem ser classificadas como hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas, metanogênicas.

Na Figura 2, pode-se observar a sequência para análise de um efluente e sua classificação quanto à biodegradabilidade.

Figura 2 – Esquema de classificação de efluente quanto à biodegradabilidade



Fonte: MORAVIA, 2007.

A avaliação da biodegradabilidade subsidia a determinação da concepção de sistemas de tratamento mais adequados para uma condição específica, podendo evitar problemas futuros, como baixas eficiências e custos elevados de manutenção de operação. No entanto, a biodegradabilidade do efluente é afetada por muitos fatores (PAINTER, 1995). Os fatores mais relevantes são: fonte e quantidade de microrganismos e condições físico-químicas do meio, tais como concentração de oxigênio, temperatura, pH, dentre outros.

Os componentes de produtos orgânicos refratários são principalmente substâncias húmicas (SH), que incluem ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) (CHIAN, DEWALLE, 1976; KJELDSSEN et al., 2002.; NANNY, RATASUK, 2002). Estas substâncias húmicas são formadas pela decomposição dos tecidos de plantas e animais por via química e processos

biológicos (KANG et al., 2002), ou seja, são macromoléculas aniônicas refratárias de moderado (1 kDa PM-AF) a elevado peso (PM de 10 kDa-AH) molecular (PM). Estas SH contêm componentes aromáticos e alifáticos principalmente carboxílicos, fenólicos e os grupos funcionais (TREBOUET et al., 2001).

Artiola-Fortuny e Fuller (1982) descreveram mais de 60% do teor do conteúdo da DQO como material húmico. Investigando lixiviados tratados por processos anaeróbios e aeróbicos e lixiviados que passaram por um aquífero modelo. Frimmel e Weis (1991) descreveram que apenas 6 a 30% da DQO pode ser descrito como ácidos fúlvicos.

A matéria orgânica dissolvida no lixiviado é um parâmetro que abrange uma variedade de produtos de degradação orgânica e variam de pequenos ácidos voláteis para compostos refratários do tipo fúlvico e húmico (CHIAN, DEWALLE, 1976). A matéria orgânica dissolvida pode afetar a composição dos lixiviados em relação a outros componentes através de propriedades complexantes de componentes de alto peso molecular da matéria orgânica dissolvida, como é o caso das SH. (MORAVIA, 2007).

Pesquisadores fizeram uma caracterização de substâncias húmicas em lixiviados provenientes de aterros com diferentes idades, verificando que a proporção de compostos com peso molecular maior aumenta com a idade de aterramento. Relatam ainda, que em seus estudos, 50 a 60% do conteúdo de DQO do lixiviado na fase metanogênica (estabilizado), descrita em função de pH e da idade do aterro, eram constituídos por substâncias húmicas (KANG et al., 2002).

Segundo alguns autores, a recalcitrância pode ser associada com a presença de compostos de elevada massa molar com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas (ZOUBOULIS, CHAI, KATSOYIANNIS, 2004; KANG, SHIN, PARK, 2002; EL FADEL, KHOURY, 2000). A resistência à degradação microbiana dos materiais húmicos parece também estar associada à formação de complexos metálicos e/ou argilo-orgânicos estáveis (SCHNITZER, 1978 *apud* SANTOS, CAMARGO, 1999).

Para a determinação adequada das características dos lixiviados é fundamental que seja realizada análise das especificidades de cada aterro. O conhecimento das características dos lixiviados possibilita a escolha de sistemas de tratamento e tecnologias a serem empregadas para a destinação final, podendo ser citados como relevantes: poder calorífico, pH, composição química (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre e carbono) e relação teor de carbono/nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e teor de umidade (CASTILHOS JR. et al., 2003).

A caracterização físico-química dos lixiviados é realizada através das análises de laboratório e/ou em campo dos parâmetros a seguir: pH, Carbono Orgânico Total (COT), DBO,

Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio (total e amoniacal), cloretos, metais pesados, ácidos orgânicos voláteis e série de sólidos (KJELDSEN et al., 2002; BHATT et al., 2017) também são importantes as determinações das suas toxicidades.

A análise da razão DBO/DQO pode indicar a idade do aterro sanitário e o grau de decomposição dos resíduos. Destaca-se que geralmente, esse efluente apresenta valores altos de amônia, cloretos e outras substâncias que afetam a análise de DBO, reduzindo a confiabilidade desse parâmetro para caracterizar o lixiviado (SANTOS, 2010).

Cabe ressaltar que dentre os poluentes citados, tem-se os fragmentos conhecidos de longa data, tanto da indústria química como do meio ambiente que são os microplásticos, antes invisíveis aos olhos, mas que vem gerando preocupações ambientais principalmente sobre os possíveis impactos que podem causar.

Em meados da década de 1920, os plásticos começaram a ser produzidos, mas a produção e uso em larga escala só teve início 30 anos depois. Desde então, a sua produção e consumo cresceu de forma elevada, ao mesmo tempo em que a tecnologia de materiais passou a ser capaz de manipular as propriedades físico-químicas do plástico, tornando-o um dos materiais mais versáteis do mundo e a sua aplicação cada vez mais difundida em áreas extremamente amplas e diversas (GEYER et al., 2017).

Uma das características fundamentais conferidas aos polímeros é a sua resistência, condição que favoreceu a poluição plástica que tomou então grandes proporções. Após o descarte, os resíduos percorrem longos e diferentes caminhos e terminam por poluir, principalmente, corpos d'água, sobretudo águas superficiais e marinhas (HORTON; DIXON, 2017).

No ambiente, sob condições adversas e variadas, os plásticos sofrem degradação e/ou quebra, processos esses que dão origem aos chamados microplásticos (BACKHAUS; WAGNER, 2018). Tendo em vista o tamanho reduzido, esses fragmentos microplásticos conseguem se difundir e contaminar enormes áreas de ambientes e organismos, causando riscos para a integridade ecológica tanto local como geral.

Nesse sentido, observa-se que esses resíduos de microplásticos produzem substâncias tóxicas no lixiviado, assim como os poluentes ainda não legislados no Brasil, os quais devem ser analisados visando o emprego da melhor tecnologia de tratamento e a garantia de que a contribuição desses poluentes esteja sendo tratada de forma adequada.

As características físico-químicas encontradas nos lixiviados de aterros de vários países são muito variáveis, conforme se verifica na Tabela 1.

Tabela 1 – Características Físico-químicas de lixiviados de aterros sanitários em diferentes idades do aterro

Parâmetros	Idade do aterro sanitário (anos)			Nordeste Brasil *	Minas Gerais (Brasil)**	Minas Gerais (Brasil)***
	0 - 5	5 - 10	10 - 20	Min.-Máx.	Min. – Máx.	Min. – Máx.
pH	3 - 6	6 - 7	> 7,5	7,80-8,50	6,2-8,3	7,3-8,4
DBO5 (mg/L)	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	275-453	1-7.068	1-12.766
DQO (mg/L)	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	1.230-6.027	164-17.440	576-21.137
DBO/DQO	0,6 - 0,7	0,1 - 0,2	0,1 - 0,2	-	< 0,006 – 0,3	< 0,002 – 0,3
Biodegradabilidade	Média-Alta	Média	Baixa	-	Baixa	Baixa
Nitrogênio total (mg/L)	1.500 - 4.500	400 - 800	75 - 300	-	-	-
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	1.500 - 4.250	250 - 700	50 - 200	526-1.787	21,1-1.120	133-2.808
Cloreto (mg/L)	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	2.499-4.204	-	-
Fósforo (mg/L)	100 - 300	10 - 100	-	3,81-7.342	-	-
Alcalinidade (mg/L)	8.000 - 18.000	4.500 - 6.000	-	3.325-5.015	-	-
Condutividade (mS/cm)	15 – 41,5	6,0 – 14,0	-	8.900-10.872	677-14.590	3.920-25.630
Sulfato (mg/L)	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	-	-	-
Ferro (mg/L)	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	38-46	-	-
Zinco (mg/L)	100 - 200	50 - 100	10 - 50	0,5-13,7	-	-
Metais traços (mg/L)	➤ 2	< 2	< 2	< 2	< 3,88	< 1,6
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000		70-5.885	310-3.480

Fonte: Adaptado de Lange *ET AL.*, 2020.

OBS: *Idade do aterro: 0,5-2 anos; **Idade do aterro: 1,7-2,1 anos; ***Idade dos aterros: 7,2-14,4 anos.

1.4 Sistemas de tratamento de lixiviado

Os sistemas de tratamento de efluentes são um conjunto de operações unitárias aplicados a águas residuais, industriais ou sanitárias, para que se obtenha o melhor rendimento na remoção dos poluentes presentes, aliando eficiência, baixo custo operacional e de construção, visando adequar o efluente ao corpo receptor e as legislações de emissão de efluentes líquidos em vigor (DEZOTTI, 2008).

Cada etapa do sistema de tratamento de efluentes tem por objetivo a remoção de determinados poluentes, desde sólidos grosseiros a micropartículas em suspensão, agentes químicos ou patogênicos causadores de doenças, utilizando processos físicos, físico-químicos, químicos ou biológicos para o controle das cargas emitidas junto com a água final no corpo receptor. Os processos de tratamento de lixiviados, na medida em que se originam dos tratamentos tradicionais de esgotos, são divididos em: tratamento primário, secundário e tratamento terciário.

O tratamento primário constitui processos físico-químicos, sendo contaminantes tratados por agentes químicos, visando a neutralização das cargas ou elevação do pH para ajudar no processo de coagulação e floculação. Posteriormente, são direcionados para os processos físicos de decantação, filtração etc. As etapas fundamentais dos tratamentos primários são a equalização, floculação e sedimentação, causando variabilidade e, portanto, adequação do processo a determinado tipo de efluente (CARVALHO, 2014).

Algumas alternativas no tratamento de lixiviado, conciliam técnicas de precipitação de metais, na forma de hidróxidos, e operações de arraste da amônia com o ar através de processos que ocorrem em valores de pH elevado (SILVA, 2002).

De forma geral, os processos de tratamento primário não são suficientes para produzir um efluente dentro dos padrões legais, e por isso, no Brasil (bem como em outros países), o tratamento primário de lixiviados, é sequenciado por etapas de tratamento secundário, como processos biológicos aeróbios (lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos), biológicos anaeróbios, oxidativos (ozonização) e também tratamentos que integram separação com membranas (ultrafiltração, nanofiltração, osmose reversa), eletroquímico (eletrocoagulação), sistemas naturais (wetlands), usualmente constituindo um sistema de tratamento terciário. Também com frequência, se combina com o tratamento do lixiviado o processo de sua recirculação no maciço dos aterros (FERREIRA et al., 2001).

Destaca-se, como condição básica no tratamento de lixiviado a remoção do material

orgânico, o nitrogênio amoniacal, em adição a outros componentes tóxicos, para atender os critérios de lançamento de efluentes em corpos d'água (COSTA et al., 2019).

Nem sempre, sistemas de tratamento de lixiviado seguem uma sequência tradicional, com etapas preliminar, de tratamentos primário, secundário e terciário. Alguns sistemas utilizam processos oxidativos na fase inicial, por exemplo, e os que utilizam osmose reversa, em geral, têm apenas uma fase inicial e uma sequência de filtros de osmose reversa.

1.4.1 Tratamento Físico-Químico

O tratamento físico-químico se refere às primeiras etapas de um sistema de tratamento de efluentes. O objetivo principal é retirar o material mais grosseiro presente no efluente a ser tratado, tais como, material sólido em suspensão e partículas coloidais.

Um estudo realizado por Li, Zhao e Hao (1999) para tratar lixiviado com precipitação química, utilizando a adição de fosfato de amônio e magnésio (PAM) como precipitante químico, fez a concentração de nitrogênio amoniacal decair de 5.618 mg.L⁻¹ para 112 mg.L⁻¹ em um intervalo de 15 minutos. No caso do lixiviado, a precipitação química tem como vantagem a redução de nitrogênio amoniacal, substância química de difícil degradação (RENOU, 2008).

As tecnologias de tratamento que empregam processos oxidativos avançados (POAs) são capazes de eliminar com eficiência substâncias orgânicas resistentes à degradação. A ozonização é um dos principais POAs utilizados no tratamento de efluentes devido ao seu alto poder oxidativo. Destaca-se que a amônia não é facilmente oxidada devido às reações de oxidação das substâncias orgânicas serem mais velozes do que a reação de oxidação do ozônio com a amônia (SANTOS, 2010).

Segundo Gondran e Rodrigues (2004), duas concentrações de O₃ foram utilizadas no tratamento de amostra de lixiviado utilizando a técnica de ozonização em conjunto com o arraste de amônia e uma técnica físico-química. Para teor de O₃ de 1,5 g.L⁻¹ obteve-se redução de 59,7% da DQO e 59,4% do COD, e para teor de O₃ de 2,0 g.L⁻¹ houve redução de 64,1% da DQO e 65,5% do COD.

Leite et al., (2009) realizaram três estudos de tratamento de lixiviado com arraste de amônia. O lixiviado era alimentado em torres de recheio, onde ocorria o tratamento. No primeiro estudo o arraste de amônia teve duração de quatro horas e o lixiviado foi alimentado

com o pH 8. No segundo estudo a duração do arraste foi de três horas e o pH foi de 9 no lixiviado. No último estudo o tratamento do lixiviado durou 2 horas e meia e o pH foi ajustado para 10. Os resultados mostraram uma alta remoção de N-amoniaco com valores de 93,5%, 84,3% e 91,5% para o primeiro, o segundo e o terceiro estudo respectivamente.

A redução da concentração de N-amoniaco pelo processo de arraste melhora a eficiência das técnicas posteriores, normalmente processos biológicos, além de minimizar o consumo de energia das tecnologias empregadas e atender os requisitos da legislação ambiental (GIORDANO e SURERUS, 2015).

1.4.2 Tratamento Biológico

Os tratamentos biológicos são realizados por ação de micro-organismos que biodegradam a matéria orgânica encontrada nos efluentes. A degradação microbiana pode ocorrer na presença ou na ausência de oxigênio, processo aeróbio e anaeróbio, respectivamente.

O desempenho dessas técnicas depende do grau de biodegradabilidade do efluente. Portanto, lixiviados mais antigos, que são caracterizados pela presença de substâncias recalcitrantes, não atingirão altos níveis de depuração por processos biológicos.

Considera-se relevante que o meio seja favorável ao desenvolvimento dos micro-organismos com concentração satisfatória de nutrientes (nitrogênio e fósforo), oxigênio, temperatura e pH adequados (FERREIRA et al., 2001).

Em uma pesquisa realizada para avaliação da tratabilidade do lixiviado provindo do Aterro Metropolitano de Gramacho (Duque de Caxias), no qual o sistema era constituído de tratamento primário (coagulação/floculação), ozonização e tratamento biológico (lodo ativado), foi observado que a eficiência do lodo ativado diminuía com o aumento da quantidade de lixiviado alimentado no reator, sendo concluído através da constatação da ausência de flocos e de micro-organismos no lodo, em decorrência da recalcitrância do lixiviado (BILA, 2000).

Maia et al., (2015), avaliaram o sistema de tratamento biológico de lixiviado de aterro no Sul do Brasil (300 t/dia de resíduos) composto de 2 lagoas anaeróbias em série, um sistema de lodos ativados (para 228 m³/d) com 2 reatores de aeração prolongada e decantador secundário e uma lagoa facultativa. Os autores constataram remoção de COD de 80%, DQO de 85%, NH₄ de 83% e considerando que a redução de toxicidade (*Daphnia magna*) de 44% do efluente tratado seja significativa, esta não atende à legislação brasileira.

Embora os processos biológicos sejam reconhecidos por sua simplicidade operacional e por uma relação custo-benefício favorável, segundo diversos autores, sua efetividade está restrita a aterros jovens (até 2 anos), quando a fração biodegradável do lixiviado é maior do que 10.000 mg/L.

Com o aumento da idade do aterro, a elevada concentração do nitrogênio amoniacal e a recalitrância dos lixiviados, o tratamento biológico tende a ficar ineficiente e deixar de atender aos padrões de lançamentos de efluentes estabelecidos na legislação (LEBRON et al., 2021). Na realidade, são poucos os processos de tratamento de lixiviados que são eficientes independentemente da idade do aterro.

Apesar das dificuldades do tratamento biológico em atender os padrões da legislação brasileira, por questões econômicas ele é ainda muito usado no país (alguns exemplos: Muribeca - PE; Palmas -TO; Dourados - MS; etc.) (LEBRON, et al., 2021).

Nas unidades de tratamento de lixiviado dos aterros sanitários de Portugal, onde cerca de 25 são compostas por processos biológicos (com algum tipo de pré-tratamento), as eficiências de remoção não atendem os padrões legais e os efluentes são lançados em estações de tratamento de esgoto (co-tratamento) (COSTA, 2015).

1.4.1.1 Lagoa anaeróbia e facultativa (lagoas de estabilização) e aeróbias

As lagoas anaeróbias são normalmente empregadas para estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas e atuam como unidade primária em um sistema em série de lagoas com o objetivo principal da degradação da matéria orgânica (DBO e DQO) através de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias.

Enquanto que, as lagoas facultativas são o tipo mais comum e operam com cargas orgânicas mais leves que as utilizadas nas lagoas anaeróbias, permitindo um desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas. Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, alteram o pH e consomem nutrientes orgânicos (SOUSA, 1994).

As lagoas de estabilização baseiam-se em dois princípios fundamentais: respiração e fotossíntese. O primeiro engloba o processo pelo qual os microrganismos sintetizam a matéria orgânica (os organismos fotossintetizantes estabilizam a matéria orgânica liberando oxigênio no meio). Os organismos heterótrofos consomem a matéria orgânica e utilizam o oxigênio para

sua oxidação, liberando CO₂ necessário à fotossíntese (PEARSON et al., 1995).

Através da inclusão de aeradores superficiais as lagoas facultativas convencionais podem ser convertidas em lagoas aeradas facultativas. O seu dimensionamento é similar ao das lagoas facultativas no que diz respeito à cinética da remoção da DBO. Não há requisitos de área superficial (taxas de aplicação superficiais), pelo fato do processo independer da fotossíntese.

As lagoas de polimento são predominantemente aeróbias, em virtude da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos precedentes, tendo como objetivo principal a remoção de organismos patogênicos e de nutrientes. Por outro lado, para Abis e Mara (2003 apud VALERO, MARA, 2007), as lagoas de estabilização geralmente não são consideradas como alternativa técnica para a remoção de nitrogênio, entretanto estudos recentes mostram que o nitrogênio pode ser removido a níveis baixos de concentração, tanto no inverno quanto no verão. A fotossíntese que ocorre nas lagoas facultativas contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO₂, ou seja, a acidez carbônica (VON SPERLING, 2002).

Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições de volatilização do NH₃. Ademais, em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui com o consumo direto de NH₃ pelas algas. A remoção de nitrogênio em lagoas facultativas pode ocorrer através de três processos: — Volatilização da amônia; — Assimilação na biomassa algal; e Nitrificação biológica. E ainda, devido à baixa concentração de nitrito e nitrato encontrada no efluente das lagoas, a nitrificação nesse tipo de sistema terá uma contribuição insignificante (PANO, MIDDLEBROOKS, 1982).

No processo de sedimentação do nitrogênio associado à biomassa, a nitrificação e a desnitrificação aparecem como sendo a principal via de remoção de nitrogênio em lagoas fotossintéticas. Por outro lado, vários estudos mostraram o processo de volatilização como sendo a principal via de remoção do nitrogênio (RUGGERI JUNIOR, 2011).

Já com relação às lagoas de polimento, esta é uma forma de se melhorar a qualidade do efluente de lagoas, de preferência de sistemas instalados, visando principalmente a remoção dos sólidos em suspensão (algas) efluentes, podendo ser citadas, dentro outras, filtros de areia, filtros de pedra, micropeneiras, lagoas com macrófitas flutuantes, solos com gramíneas e terras úmidas (“Wetland”) ou banhados construídos (SENZIA et al., 2002).

Estudos em escala real e experimental têm mostrado que os banhados construídos possuem uma boa capacidade de redução de demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais e orgânicos e patogênicos. Esta redução é efetuada por diversos mecanismos, entre outros, sedimentação, filtração, precipitação, adsorção química e interações microbianas da vegetação (ZIMMO, VAN DER STEEN e GIJZEN, 2004).

Durante muito tempo (e ainda hoje), diversos aterros, no Brasil, trataram seus lixiviados em sistemas de lagoas em séries (anaeróbias, facultativas, de maturação), principalmente naqueles de pequeno e médio porte.

Esta foi uma das abordagens do Programa de Pesquisa em Saneamento – PROSAB 5 (2009), da FINEP, onde foram realizados diversos estudos envolvendo universidades, para avaliar o uso de lagoas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. A Universidade Federal de Santa Catarina estudou lagoas anaeróbias e fotossintéticas, a Universidade Federal de Minas Gerais realizou estudos com lagoas de estabilização facultativas e aeradas, e a Universidade Estadual de Londrina pesquisou lagoas aeróbias aeradas, de mistura completa.

De forma geral, os resultados dos estudos mostraram que as lagoas de estabilização podem ser uma alternativa de tratamento de lixiviados, em algumas condições específicas, reduzindo o impacto do lançamento dos lixiviados brutos no ambiente, mas não conseguem alcançar eficiências suficientes para atender os padrões legais de qualidade de lançamento de efluentes nos corpos d'água (CASTILHOS JR. et al., 2009).

No aterro de Santa Maria – RS, que recebia 150 t/d de RSU, o lixiviado era tratado em um sistema de 3 lagoas de estabilização em sequência, com uma vazão da ordem de 50 m³/dia durante a maior parte do ano, com redução drástica no verão (perto de zero), uma relação DBO/DQO de 0,46. Com eficiências médias de 69 % de redução de DBO e 58% de DQO, o sistema atenuava os impactos do lançamento do lixiviado, sem, contudo, atender os padrões estabelecidos na legislação do Rio Grande do Sul (GOMES, 2005).

1.4.1.2 Filtro biológico anaeróbio

Filtros anaeróbios de fluxo ascendente são reatores biológicos compactos, constituídos comumente de leito suporte de brita. Esses filtros basicamente utilizam-se do contato entre os líquidos que afluem ascendentemente ao reator (pela sua base) e a biomassa ativa (sólidos biológicos ativos) retida no reator.

A biomassa pode apresentar-se de três formas distintas no reator: na forma de fina camada de biofilme aderida ao meio suporte; na forma de biomassa dispersa retida nos interstícios do reator; na forma de flocos ou grânulos retidos no fundo falso do filtro (quando houver fundo falso), sob a camada do leito suporte (GONÇALVES, ARAÚJO, CHERNICHARO, 1997; BIDONE, 2008).

Os compostos orgânicos solúveis contidos no afluente entram em contato com a biomassa, difundindo-se sobre as superfícies do biofilme ou sobre o lodo granular, sendo convertidos principalmente a gás carbônico e metano. Existem diferenças fundamentais entre o metabolismo oxidativo (aeróbio) e a digestão anaeróbia, sob o enfoque da demanda de energia e da produção de lodo (VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994).

Na digestão anaeróbia há produção de energia útil na forma de metano e baixa produção de lodo. Já os processos aeróbios requerem a presença de um oxidante introduzido geralmente através da dissolução do oxigênio da atmosfera usando-se a aeração mecânica, o que demanda energia.

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente potencialmente podem alcançar as elevadas eficiências na remoção de matéria orgânica (em termos de DBO e DQO) porém, na qualidade de reatores anaeróbios, são geradores de N-amoniaco. As concentrações de N-amoniaco em lixiviados brutos de aterros jovens e adultos (com até 5 anos de operação) são altíssimas (facilmente superam 2.000 mg/L). Por essa razão, sugere-se que os reatores anaeróbios sejam utilizados no tratamento de lixiviado, associados a um processo de tratamento que permita a redução das concentrações de N-amoniaco. Sugere-se que essa complementação do tratamento aconteça pela aplicação de banhados (wetlands) construídos ou por um processo aeróbio de tratamento (BIDONE, 2007).

1.4.3 Tratamento Terciário

Entre as estratégias adotadas para o tratamento de lixiviados, não há ainda uma rota de tratamento técnico economicamente exequível à realidade da maioria dos aterros brasileiros, sendo que mais recentemente, processos de separação por membranas, principalmente nanofiltração e osmose reversa têm sido utilizados como polimento ou na substituição de processos biológicos e/ou físico-químicos (ALMEIDA, CAMPOS, 2020).

O tratamento por membranas é um processo de filtração que utiliza, como meios filtrantes, membranas de poros bem pequenos. O afluente passa pela membrana semipermeável através de uma diferença de pressão sobre a solução mais concentrada (PERTILE, 2013). A diferença entre as técnicas de separação por membranas se dá pelo tamanho dos poros das membranas.

Os processos de separação por membranas podem produzir duas correntes distintas:

uma que atravessa a membrana, da qual, em princípio, foram removidos os contaminantes que se deseja retirar, chamada de permeado, e a corrente que contém a maior parte dos contaminantes inicialmente presentes na alimentação, que é chamado de concentrado ou rejeito (MULDER, 2000).

Os processos de separação por membranas (PSM) começaram, realmente, a deixar de ser uma curiosidade científica e de laboratório no final da década de 1950, quando os Estados Unidos da América decidiram investir em projetos de pesquisa que tinham por objetivo principal a dessalinização das águas. Com o passar dos anos e com o desenvolvimento da tecnologia, houve um maior interesse da utilização de membranas para substituição de antigos processos de tratamento de águas contaminadas (RAUTENBACH e ALBRECHT, 1989).

Em uma experiência realizada com tratamento de lixiviado por nanofiltração, a membrana de nanofiltração comercial (NF-300) conseguiu reter 83% e 85% dos íons de sulfato e 62% e 65% de cloreto das duas amostras de lixiviado usadas na experiência (RAUT, VASAVADA, CHAUDHARI, 2010). O uso da nanofiltração como técnica de tratamento de lixiviado deve levar em consideração o fluxo de água que passa pela membrana, a queda de pressão, a manutenção das membranas, a capacidade de operação com micro partículas e o custo/desempenho da técnica (PETERS, 1998).

Os PSM representam operações destinadas a separar, concentrar ou purificar substâncias e ampliam a definição de filtração convencional para separações onde os solutos estão dissolvidos na corrente líquida ou gasosa. Os PSM destinados a tratamento de correntes líquidas compreendem Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Reversa (OR).

De maneira geral, uma membrana é uma barreira que separa duas fases e que restringe total ou parcialmente o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas fases. Usualmente, são geradas duas correntes, uma denominada “concentrado”, mais rica na espécie menos permeável, e outra, chamada “permeado”, mais diluída em relação a esta mesma espécie (HO, SIRKAR, 1992).

Esses processos se destacam devido a um baixo consumo energético e podem ser empregados na separação de substâncias termolábeis, muito comuns em sistemas de interesse biomédico, farmacêutico e alimentício, como na concentração de sucos, onde o uso de processos térmicos pode alterar as propriedades organolépticas do produto final.

Outras vantagens destes processos são a simplicidade de operação, os equipamentos compactos, a facilidade de acoplá-los com outros processos, e uma conveniente acomodação de aumentos de escala de produção. As principais desvantagens destes processos são

relacionadas à redução do fluxo de permeado que as membranas podem sofrer com o tempo (devido a incrustações) e as limitações de temperatura e resistência química que reduzem sua vida útil (HABERT et al., 2005).

1.4.2.1 Microfiltração

O campo de aplicação da microfiltração está situado entre a osmose reversa e a ultrafiltração. Essa técnica retém os sais bivalentes com 0,001 μm molecular e requer pressão de trabalho entre 10 a 25 bar. Considerando que este processo tem como finalidade a remoção de contaminantes solúveis, dever-se-á prever um pré-tratamento através, por exemplo, de sistemas convencionais de filtração que reduzem a carga de sólidos do caudal de alimentação protegendo e melhorando o desempenho da membrana (ANADÃO et al., 2006).

Conforme citado por Andrade (2011) estudos mostram que a NF é um sistema eficiente para o tratamento secundário ou terciário de efluentes visando à geração de água para reuso industrial, agrícola e/ou potável indireto (KOYUNCU et al., 2000; SHU et al., 2005; ACERO et al., 2010).

1.4.3.2 Nanofiltração

A nanofiltração é o processo de separação por membranas, movido pela diferença de pressão, que tem sofrido o maior desenvolvimento em anos recentes. As membranas destes processos foram assim denominadas uma vez que apresentam cut-offs correspondentes a poros com cerca de 1 nanômetro.

A separação de sais multivalentes e solutos orgânicos de massa molar maior que 500 Dalton caracteriza membranas que possuem seletividades entre OI e UF. O processo que utiliza membranas com essas características de separação é chamado de nanofiltração (NF). Embora este termo não tenha sido utilizado até a metade dos anos 80, essas membranas já existiam nos anos 60, sendo caracterizadas como OI aberta, OI/UF intermediária, OI seletiva ou UF fechada (LINDER, KEDEM, 2005). Para íons multivalentes, as membranas de NF mostram uma rejeição comparável com as de OI, acima de 99%, mas diferem principalmente para os íons

monovalentes como o Na^+ e o Cl^- (MULDER, VAN VOORTHUIZEN, PEETERS, 2005).

As peculiaridades das membranas de nanofiltração frente as outras membranas acarretam boas rejeições a íons divalentes e sais orgânicos (BAKER, 2012). Assim, os fatores mais importantes para transferência de espécies nesta membrana são as interações eletrostáticas, o tamanho dos poros e a massa molar dos solutos e dos íons em solução (ROCHA, 2015). Portanto, algumas vantagens no uso deste tipo de PSM são: dispensável a utilização de químicos no tratamento, a não geração de lodo, plantas compactas, elevada automatização, simplicidade de operação, produção de água tratada de qualidade, entre outras (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2021)

No Brasil, temos vários exemplos dessa técnica no tratamento de lixiviados. A estação de tratamento de lixiviado do antigo aterro metropolitano de Gramacho conta com uma unidade de nanofiltração como etapa final do tratamento do efluente. Segundo GIORDANO (2002), a eficiência de remoção total do sistema é de 99,9% para cor, 94% para a DQO e 97% para a DBO, sendo a vazão de rejeito (concentrado) cerca de 20% da vazão total de alimentação introduzida nas membranas, e o mesmo é retornado para uma lagoa de equalização.

PETERS (1998) utilizou processos de nanofiltração para tratar o lixiviado de aterros sanitários na Alemanha, conseguindo reduzir o seu volume em 75 a 80% e recirculando concentrado para o aterro.

Giordano et al. (2009) descrevem a operação da estação de tratamento de lixiviados da Central de Resíduos de Candeias (PE), com capacidade de 170 m³/d, composta de tratamento preliminar (lagoa de equalização, peneiramento e tanque de homogeneização); primário (precipitação química, decantação primária, stripping de amônia e lavador de gases para absorção de amônia); tratamento secundário (lodos ativados e decantação secundária); e tratamento terciário (filtração em areia e nanofiltração).

A estação de lixiviados da CTR de Candeias (PE) apresenta resultados de eficiência elevados, com redução de matéria orgânica de 99,9% de DBO, 99,5% de DQO, remoção de amônia de 99,2% e redução da intensidade de cor em 99,7 %, com efluente final com concentrações abaixo dos limites da legislação ambiental (CONAMA 357/2005).

1.4.3.3 Osmose Reversa

A Osmose reversa é o processo de separação por membranas, movido pela diferença de

pressão, que tem sofrido o maior desenvolvimento nos últimos anos.

O princípio da osmose reversa consiste em aplicar uma força bem superior à pressão osmótica no compartimento da solução concentrada, havendo a inversão de fluxo devido à pressão exercida, que varia de 4 até 10 bar, no compartimento que contém solução concentrada, forçando a passagem de solvente e retendo o soluto na membrana (NUNES, 2001).

Processo de separação por membrana, principalmente osmose reversa, com um pré-tratamento apropriado, tem sido considerada uma das melhores abordagens para tratar o lixiviado, mesmo com o concentrado retornando para o próprio aterro (COSTA, ALFAIA, CAMPOS, 2019).

Soares et al. (2020) relatam experimento com o lixiviado do aterro sanitário de São Gonçalo (RJ) (2.500 t/dia de RSU), tratado em planta composta de lagoa, seguida de filtro e unidade de osmose reversa (3 módulos) com capacidade de 120 m³/dia. A Tabela 2 mostra alguns parâmetros da composição do lixiviado bruto e do efluente final (permeado) da planta.

Tabela 2 – Parâmetros médios de entrada e do efluente final do aterro de São Gonçalo (RJ) (n=6)

Parâmetros	Lixiviado Bruto	Efluente Final (Permeado)	Eficiência (%)
pH	7,85	7,71	--
Cond. Elet. (mScm ⁻¹)	27,20	0,03	99,82
SST (mg/l)	232,10	7,00	99,32
NH ₄ (mg/l)	2473,00	10,88	99,51
DBO (mg/l)	2545,84	35,67	98,85
DQO (mg/l)	4881,81	35,08	99,42

Fonte: Adaptado de Soares *et al.*, 2020.

O uso da osmose reversa no tratamento de lixiviados de aterros sanitários pode contribuir para reduzir impactos ambientais negativos em áreas de grande concentração populacional cujos resíduos sejam dispostos em aterros sanitários onde também na maioria das vezes o concentrado da OR é recirculado (SOARES et al., 2020). A tendência, no Brasil, de aumento da osmose reversa no tratamento de lixiviados, segue o caminho dos aterros europeus onde ele é largamente utilizado.

Lebron et al. (2021) destacam 4 rotas tecnológicas para o tratamento de lixiviados com eficiência para atender os padrões da legislação, compostas por nanofiltração e osmose reversa.

Rota 1: integração entre biorreator com membranas (BRM) e osmose reversa, que

assegura a remoção dos residuais de matéria orgânica, metais, amônia, fósforo etc., incluindo a redução da toxicidade.

Rota 2: na configuração da Rota 1, a osmose reversa é substituída pela nanofiltração, para atuar na remoção da matéria orgânica residual não removida pelo BRM. Dependendo das concentrações do lixiviado bruto, o efluente pode não atingir o padrão exigido.

Rota 3: filtros de areia e cartucho, combinados com osmose reversa. Conformam uma unidade compacta de módulos, facilitando ampliações da capacidade de tratamento. É a rota que é menos influenciada pela variação da qualidade do lixiviado ao longo do tempo. O efluente final pode servir para reuso.

Rota 4: integra lagoas como tratamento biológico que reduz a carga orgânica e de nitrogênio com osmose reversa, resultando em efluente final que também pode servir para reuso.

Costa (2015), ao avaliar os sistemas de tratamento de lixiviados dos aterros sanitários de Portugal, identificou que das 40 unidades existentes, as 13 que lançam seus efluentes finais em corpos d'água utilizam algum tipo de pré-tratamento seguido de osmose reversa e apresentam elevadas taxas de remoção de DBO₅, DQO e NH₄ da ordem de 99,7%, 99,9% e 99,8% respectivamente, atendendo os padrões legais.

Seu funcionamento basicamente ocorre em duas etapas de purificação, através do princípio denominado “cross flow” e filtração por membranas espirais, onde o líquido a ser tratado é separado em dois efluentes: permeado (efluente tratado) e concentrado

Embora os sistemas de membranas e especificamente a osmose reversa, cuja aplicação vem aumentando no Brasil e no Rio de Janeiro seja uma das técnicas considerada eficiente no tratamento de lixiviado, observa-se que existem alguns desafios a serem administrados, como a incrustação das membranas, gestão do concentrado e os altos custos na manutenção e operação dessa tecnologia, o que dificultam a sua viabilidade e continuidade do uso em países em desenvolvimento, principalmente para aterros de pequeno e médio porte.

1.4.2.2 Recirculação e *Wetlands*

Além das técnicas mencionadas anteriormente, existem algumas que não se enquadram estritamente em um tipo de tratamento específico (se físico-químico, biológico ou por membranas), mas que também são importantes e merecem ser estudadas.

Uma das formas utilizadas para o gerenciamento dos lixiviados em aterros sanitários é

a sua recirculação no maciço do aterro. Embora a recirculação do lixiviado não elimine a necessidade de tratamento do excesso de lixiviado, contribui para acelerar o processo de estabilização de materiais orgânicos presentes nos resíduos aterrados (MCBEAN, ROVERS, FARQUHAR, 1995; TCHOBANOGLIOUS, THEISEN, VIGIL, 1993).

Entre os principais efeitos positivos da recirculação de lixiviados podem ser citados (REINHART, AL-YOUSIF, 1996):

- a) Redução do volume de lixiviado por evaporação (ou evapotranspiração);
- b) Controle do volume de lixiviados em períodos de pico (maior intensidade de precipitação) tanto para tratamento in situ como para transporte off site;
- c) Contribuição para o equilíbrio da variação da concentração química e biológica do lixiviado;
- d) Aumento da taxa de recalque do aterro, ampliando o volume disponível para aterramento de resíduos.

O principal aspecto negativo relacionado à recirculação é de que, se usado em excesso, pode provocar instabilidades no maciço, com problemas de estabilidade de taludes.

A taxa de recirculação de lixiviados em aterros sanitários pode variar entre 5 e 20% do volume gerado, devendo inclusive ser diferenciada ao longo do ano. Em períodos secos podem ser usadas taxas maiores em períodos de elevada precipitação as taxas devem ser menores para impedir de se ultrapassar a capacidade de retenção de umidade das camadas superiores do aterro. Nos aterros onde a recirculação de lixiviados é utilizada, é importante que seja feito um controle sobre deslocamentos horizontais e verificação do aparecimento de trincas, aberturas e fendas (REINHART, AL-YOUSIF, 1996; CASTILHOS JR. et al., 2003).

A recirculação do lixiviado consiste na reinjeção do lixiviado no próprio aterro sanitário. É considerado um método de tratamento uma vez que proporciona a minimização dos constituintes por reações físico-químicas e pelas atividades biológicas que ocorrem no interior do aterro (FERREIRA et al., 2001).

Por conta disso o aterro sanitário é considerado um grande reator natural. Cabe salientar que a recirculação pode ser bem eficiente para as condições climáticas e ambientais do Brasil, já que os parâmetros temperatura, irradiação solar e vento influenciam diretamente na taxa de evaporação (FERREIRA et al., 2001).

A combinação da recirculação do lixiviado em cobertura vegetada do aterro, amplia os efeitos da evapotranspiração, bem como melhora a qualidade do efluente de retorno (recirculado), reduzindo o conteúdo de nutrientes pela sua incorporação pelos vegetais e outros processos que ocorrem no solo (LAGERKVIS e KYLEFORS, 2003; COSSU, 1998).

Em experimento realizado em escala piloto, no aterro sanitário de Macaé (RJ), com irrigação de efluente de lagoa aerada de tratamento de lixiviado (NH_4 de 100,2 mg/L, DQO de 1544 mg/L, COD 457 mg/L e SDT 8154 mg/L) em área plantada com capim vetiver, a evapotranspiração média anual foi de 42,5%, com uma remoção de NH_4 , DQO, COD e SDT da ordem de 97,5%, 53%, 59,8% e 40,7% respectivamente (ROSSI et al., 2019; FERREIRA, 2021).

Wetlands ou jardins filtrantes são unidades de tratamento artificialmente construídas com plantas aquáticas que atuam reproduzindo a ação da natureza (PIRES, 2002). Um estudo foi realizado por Wojciechowska (2010) analisando três wetlands em locais distintos para tratamento de lixiviado. Observou-se que o wetland de Örebro (na Suécia) teve a melhor performance com remoção de 98% SST, 91% DBO, 65% DQO e 99,5% N-amoniaco.

Esse resultado se deve ao fato deste wetland ter a montante um pré-tratamento em um tanque de aeração com arraste de nitrogênio. De fato, a utilização de wetland como técnica de tratamento de lixiviado é mais eficaz quando utilizado com outros pré-tratamentos.

1.4.2.3 Tratamento combinado de lixiviado com outros efluentes

Além de todas as técnicas apresentadas que formam um sistema para tratar o lixiviado, ainda é possível que ele seja encaminhado para estações de tratamento de outros efluentes.

o tratamento combinado do lixiviado com esgoto doméstico consiste na introdução do lixiviado junto ao afluente da estação de tratamento de esgoto (ETE), com o intuito de obter um efluente que alcance os padrões estabelecidos pela legislação vigente (MANNARINO et al., 2006; FERREIRA et al., 2009).

O tratamento combinado, também conhecido por co-tratamento, consiste na dosagem de parcela do lixiviado em mistura ao esgoto sanitário a ser tratado em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (COSSU, 1998; VERMA E KUMAR, 2016; DIAMADOPOULOS et al., 1997). Contudo, devem-se ainda avaliar dois aspectos relevantes em relação ao transporte do lixiviado até à ETE: i) o custo que pode ser bastante elevado dependendo da distância entre o aterro e a ETE; e ii) as demandas de transporte de um líquido corrosivo e perigoso. Além disso, outro ponto bastante discutido é que, em geral, as ETES não estão preparadas para receber efluentes com grande variedade em sua composição química e altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos recalcitrantes e tóxicos.

As proporções de mistura (com base no volume - % v/v) de lixiviado de aterro sanitário no esgoto sanitário foram bastante discutidas na literatura internacional. MCBEAN et al. (1995) afirmaram que as taxas de mistura não devem exceder 2%. Para uma proporção de mistura de 10%, DIAMADOPOULOS et al. (1997) encontraram remoções de 70-98% para DBO e 35-50% para nitrogênio amoniacal. YUAN et al. (2016) avaliaram o tratamento combinado do lixiviado de aterro com esgoto sanitário de 14 ETEs em diferentes proporções de mistura e relataram que a proporção de mistura de 2,5% de lixiviado melhorou o processo de remoção biológica de nutrientes sem comprometer a eficiência da remoção de DQO.

NAN et al. (2017) relataram que a adição de lixiviado intermediário (produzido em um aterro sanitário de 2–10 anos) em até 4% não inibiu significativamente os processos de nitrificação, enquanto o lixiviado jovem (produzido em um aterro com menos de 2 anos) adicionado em volumes maiores que 2% resultaram em uma diminuição significativa na nitrificação. Contudo, o êxito no desempenho do tratamento combinado está relacionado a introdução de uma %v/v de lixiviado no esgoto sanitário que não acarrete interferência nos processos de tratamento empregados na ETE de modo a reduzir a sua eficiência. Além disso, sabe-se que cada tipo de processo de tratamento, físico-químico ou biológico, é diferentemente influenciado por uma % v/v de lixiviado na mistura.

Tendo em vista que a composição química dos lixiviados são bastante variáveis, seja em comparação com diferentes aterros ou durante sua produção em um mesmo aterro, a presença de compostos orgânicos e inorgânicos recalcitrantes e tóxicos interferem fortemente nos processos de tratamento em uma ETE. Devido a isso, salienta-se a necessidade da realização de estudos que visem o melhor entendimento dos impactos provocados pela %v/v de lixiviado no esgoto sanitário avaliando sua viabilidade técnica e econômica estabelecendo parâmetros de controle operacional.

Durante muito tempo, em diversos países, o tratamento combinado de lixiviados em estações de tratamento de esgotos foi um método predominante em vários países do mundo, por ser uma estratégia de reduzir os custos operacionais dos aterros (FERREIRA et al., 2009; COUTINHO, 2015; CAMPOS et al., 2013).

Na medida em que os padrões de lançamento de efluentes foram se tornando mais exigentes, a discussão sobre o grau de degradação do lixiviado versus diluição, os efeitos da adição de nitrogênio, DBO e DQO no efluente final e os potenciais de efeitos tóxicos foram ganhando força, com exigências de condicionamento da qualidade do lixiviado a ser co-tratado em estações de tratamento de esgoto (EHRIG, 1998). Contudo, diversas experiências em escala

real mostraram que o co-tratamento em ETEs de tratamento de esgoto é possível se a porcentagem da adição de lixiviado (em volume) não chegar a valores que possam comprometer o desempenho do tratamento biológico (EHRIG, 1998).

Albuquerque (2012) avaliou, em experimento piloto, o tratamento combinado de lixiviado pré-tratado (nitrogênio amoniacal reduzido a 8,85 mg/L em torre de air stripping) do aterro sanitário de São Carlos (SP), em sistema de lodos ativados, com a relação volumétrica (vl/ve) de 2% que resultou em efluente tratado com redução de 93% da DBO, 84% de DQO e 60% de COD.

No Brasil, entre os processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, o tratamento combinado vem sendo uma alternativa usada com frequência em vários estados (São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, entre outros). Estudos realizados no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB 5) da FINEP mostraram que uma relação volumétrica da ordem de até 2% não interferiam na qualidade do efluente final. Santos (2010) monitorou lagoas de estabilização com recebimento de lixiviado para tratamento combinado no Rio de Janeiro ao longo de 2 anos, concluindo que diluições superiores a 0,5% levaram à perda de desempenho das lagoas (FERREIRA, BILA, SANTOS, 2020).

A eficiência do tratamento combinado está relacionada às faixas de cargas carbonácea e nitrogenada do lixiviado a serem misturadas ao esgoto sanitário (FERREIRA et al., 2009). Dentre os processos de tratamento, os sistemas biológicos, largamente empregados em ETE, são fortemente influenciados pelas características físico-químicas do lixiviado.

Nascentes (2013) avaliou relações de mistura de 0,5, 2, 3 e 5% e encontrou uma diminuição da biodiversidade no tratamento biológico (processo de lodo ativado) conforme a concentração de lixiviado na mistura aumentou, contudo, a diversidade e a atividade microbológica foram restauradas no sistema após um período de aclimação. Santos (2010) afirma que lagoas de estabilização, por se tratarem de processos biológicos mais naturais, são mais susceptíveis à perda de desempenho quando recebem lixiviado, do que sistemas biológicos com alta introdução tecnológica, como o lodo ativado.

Entretanto, alguns autores criticam essa forma de tratamento já que o lixiviado possui concentrações de vários poluentes bem maiores do que as do esgoto e, com isso, a ETE pode ser prejudicada, principalmente nas etapas de tratamento biológico (MANNARINO et al., 2013). Um critério importante a ser levado em consideração é a proporção volumétrica ideal de lixiviado a ser introduzido no esgoto doméstico.

Em função das especificidades de cada aterro e estação de tratamento de esgotos é importante que sejam efetuados estudos locais, para estabelecer uma relação segura entre os

volumes de lixiviado e de esgoto sanitário para o tratamento combinado (FERREIRA, BILA, SANTOS, 2020).

Bocchiglieri (2010) realizou estudos avaliando o tratamento combinado de lixiviados na ETE Barueri integrante do sistema integrado de tratamento de esgotos da região metropolitana da Grande São Paulo. A ETE Barueri foi projetada como estação de lodos ativados convencional, com capacidade de 10 m³/s de esgoto e recebimento de lixiviados de vários aterros, inclusive do aterro de Caieiras, num total de cerca de 4.700 m³/dia, destacando-se que a proporção vazão de lixiviado/vazão de esgoto varia entre 0,5 e 0,9%, e tem se constituído em uma alternativa viável para tratamento de lixiviados ao longo do tempo.

Em recente artigo sobre tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico, que consideram como um dos mais utilizados no mundo, Dereli, Clifford e Casey (2021) fazem uma análise crítica sobre as questões envolvidas com esta tecnologia. Destacam que processos adequados de tratamento de lixiviados dependem não só das características dos mesmos, mas também de uma conjuntura envolvendo aspectos econômicos, da complexidade dos processos, da disponibilidade da tecnologia e da capacitação dos operadores, entre outros.

As principais vantagens e desvantagens apontadas na aplicação do tratamento combinado são descritas no

Quadro 2.

Quadro 2 – Vantagens e Desvantagens do Tratamento Combinado de Lixiviado

Vantagens	Desvantagens
Aumento da tratabilidade biológica do lixiviado devido à diluição de substâncias tóxicas.	Aumento do custo operacional da ETE devido ao aumento da carga orgânica e de nitrogênio.
Aumento da eficiência do tratamento biológico devido ao balanço da composição de nutrientes (COD:NT, COD:PT).	Toxicidade para o tratamento biológico pela presença de metais pesados e compostos tóxicos no lixiviado.
Menos investimento de capital (pelo uso de plantas existentes).	Maior dificuldade de atender aos padrões de lançamento, em particular, nitrogênio.
Maior eficiência no uso do orçamento e ativos públicos.	Inibição da nitrificação devido à acumulação de ácidos graxos e ácido nitroso.
Em geral, pessoal mais capacitado para a operação de tratamento.	Acumulação de metal pesado no excesso de lodo com restrição de uso como biosólidos na agricultura.
--	Aumento da produção de lodo na ETE.
--	Dificuldade para manter os pontos de ajuste de oxigênio dissolvido nos tanques de aeração.
--	Falta de alcalinidade para a nitrificação.
--	Presença de compostos refratários no efluente tratado pode reduzir a eficiência da desinfecção e aumentar a formação de subprodutos.

Fonte: Adaptado de Dereli *et al.*, 2020.

1.5 Legislação ambiental para tratamento de lixiviados

As questões ambientais, no início do século 21, decorrentes de um crescimento exacerbado da geração de resíduos sólidos no mundo todo, exigem, em todos os níveis e em todos os países, ações de controle e gestão de forma a minimizar os impactos dos resíduos que contribuem sobremaneira para comprometer a qualidade do meio ambiente.

A concepção de um modelo de gestão de resíduos sólidos deve contemplar soluções de ordem institucional, financeira e sobretudo legal para estabelecer que as ações necessárias ocorram dentro de parâmetros estabelecidos e assegure a segurança jurídica tanto para empreendedores como controladores.

Embora o arcabouço legal atual no Brasil tenha ganhado força apenas em 2010, com a implementação da Lei 12.305 da Política Nacional de Resíduos Sólidos, alguns estados brasileiros se mobilizaram já no início do século. No Estado do Rio de Janeiro, já em 2003, se formulava uma proposta de Política Estadual de Resíduos Sólidos através da Lei 4.191 – RJ.

A Lei 4.191, regula, entre outros aspectos, a destinação final dos resíduos em aterros

sanitários. As esperadas mudanças demoraram a acontecer, mas após 2010, com o reforço da Política Nacional de Resíduos Sólidos, houve uma grande mudança na disposição final dos resíduos sólidos no Estado com a implementação de vários aterros sanitários (com destaque para o de Seropédica que atende o município do Rio de Janeiro) que recebem, atualmente cerca de 92% dos RSU coletados. A implementação dos aterros trouxe junto a questão da qualidade da operação e, entre outras demandas, o equacionamento da gestão dos lixiviados gerados.

A legislação brasileira vem acompanhando as mudanças significativas, que ocorrem no mundo todo, com padrões de lançamento de efluentes cada vez mais restritos, exigindo dos usuários mudanças nos sistemas de tratamento para melhores eficiências com repercussão nos custos operacionais. No Brasil existe um grupo de normas e leis que regulam o lançamento de efluentes (inclusive os lixiviados).

Na esfera federal, a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005), que dispõe da 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. Importante destacar que a CONAMA 430/2011, estabelece limite para efluente líquido, de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal, exceto para efluentes sanitários (ou seja, para ETE's de esgoto doméstico).

No Estado do Rio de Janeiro existiam normas específicas que regulamentavam o lançamento de efluentes provenientes de sistemas de tratamento de efluentes líquidos de origem industrial, não industrial e sanitário. Trata-se das DZ-215.R-4 - Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária (INEA, 2007) e da NT-202.R-10 - Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos (INEA, 1986), as quais recentemente, foram consolidadas na Norma Operacional Padrão-NOP 45/2021 (INEA, 2021b).

Acompanhando demandas de novas mudanças na regulação, em 2019 foi aprovada a Lei Estadual nº. 8298/19 (RIO DE JANEIRO, 2019) que alterou (já não sem tempo) a lei 4191 de 2003 da Política Estadual de Resíduos Sólidos.

Embora as alterações não tenham sido muitas, elas enfatizaram a proibição de lançamento de resíduos em áreas de mananciais, cursos d'água, lagos, lagoas e em áreas sujeitas a inundação por chuvas com 100 anos de recorrência. Estabelecem que os novos aterros só possam iniciar a operação com a licença de operação definitiva só concedida com o sistema de tratamento de lixiviado em condições adequadas.

Também regula as condições de armazenamento de lixiviado no aterro cuja capacidade

deve ser dimensionada levando em conta o volume gerado e a vazão do sistema de tratamento projetado. Os sistemas de tratamento devem ser construídos em área do aterro onde o solo seja impermeabilizado. Ao fim, é determinado ao órgão ambiental a realização de um levantamento da situação atual do tratamento de lixiviado nos aterros do estado e que estabeleça as condições necessárias para o seu tratamento adequado.

Menos de dois anos depois, em uma nova ação, o legislativo do estado aprovou uma Lei nº 9.055, de 8 de outubro de 2020 que “Institui a Obrigatoriedade de Controle e Tratamento de Chorume nos Sistemas de Destinação Final de Resíduos Sólidos, Vazadouros, Aterros Controlados e Aterros Sanitários bem como a Remediação de Vazadouros no Estado do Rio de Janeiro” (RIO DE JANEIRO, 2020).

Não deixa de causar certa estranheza, uma lei que regula o tratamento de lixiviado originado de locais irregulares, onde a disposição de resíduos é proibida.

A nova lei é focada na gestão dos lixiviado, reforça a obrigatoriedade dos responsáveis públicos e privados dos aterros no estado, em realizar o tratamento adequado do lixiviado, devendo no prazo de 90 dias (após a promulgação da lei), apresentar ao órgão ambiental propostas de medidas necessárias para enquadrar os efluentes finais nos padrões legais.

No seu artigo 13, a Lei 9055, altera de forma significativa a utilização do tratamento combinado de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos domésticos.

Assim, estabelece a proibição do lixiviado bruto em Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) convencional, ressaltando a hipótese de existência de pré ou pós tratamento que garanta valores de lançamento do efluente tratado dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011), não devendo ser considerada em hipótese alguma a eventual diluição do lixiviado na ETE (o que quer que isto signifique).

Na sequência a Lei estabelece uma abertura, ao considerar a possibilidade do tratamento combinado desde que a ETE possua tecnologia comprovadamente (o que pode ser feito por um estudo técnico específico) adequada para receber um volume específico de lixiviado mantendo o efluente final dentro dos padrões de qualidade exigido pela legislação.

Nesse contexto, a nova lei com certeza cria dificuldades com relação ao tratamento combinado em ETES. Como ela é ainda muito recente não existe referencial de interpretação da sua aplicação pelo órgão ambiental. Contudo, o parágrafo 1º do mesmo artigo 13, relata a realização de estudo técnico detalhado comprovativo da capacidade de recepção e remoção de poluentes o que pode representar uma estratégia adequada para se obter a licença do órgão ambiental para o tratamento do lixiviado em ETES.

No que diz respeito a toxicidade, a Resolução CONAMA 430/2011 estabelece que o

efluente não deverá causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

No Rio de Janeiro, a NOP-INEA-08 (2018) determina que não é permitido o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com número de unidades de toxicidade (UT) superior a 8 ($FT > 8$) obtido em ensaios ecotoxicológicos realizados com os organismos aquáticos pertencentes a, pelo menos, dois diferentes níveis tróficos.

Em atendimento a Resolução CONAMA N° 237/1997 (BRASIL, 1997), no Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), órgão vinculado à Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade (SEAS), realiza o licenciamento ambiental, procedimento administrativo por meio do qual realiza-se o controle e monitoramento de empreendimentos ou atividades que utilizam recursos naturais ou que possam causar, sob qualquer forma, algum tipo de poluição ou degradação ao meio ambiente.

No que se refere especificamente ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários, o procedimento ordinário para permitir o seu funcionamento envolve a emissão de uma licença ambiental. O Sistema de Licenciamento Ambiental (SLAM) Decreto 44.820/14 (RIO DE JANEIRO, 2014), previa a utilização da licença ambiental para autorizar “tratamento de lixiviados de aterros de acordo com os critérios técnicos estabelecidos em leis e regulamentos”.

Em 2019, houve alteração na legislação do licenciamento ambiental do Estado do Rio de Janeiro através do novo Decreto Estadual n° 46.890/2019 (RIO DE JANEIRO, 2019) com a criação de outros instrumentos mais abrangentes a partir de um modelo bifásico, e o aumento dos prazos mínimos e máximos das licenças, de acordo com critérios de sustentabilidade (INEA, 2020).

Nos processos de licenciamento, o INEA realiza a análise técnica e inclui nas respectivas licenças ambientais diversas condicionantes e medidas compensatórias necessárias para o bom funcionamento do empreendimento que podem ser incorporadas para as atividades dos processos de licença dos aterros ou separadamente para os sistemas de tratamento de lixiviados.

No que diz respeito ao licenciamento dos Sistemas de Tratamento de Lixiviados em operação no INEA é realizada a avaliação dos valores dos parâmetros indicadores de qualidade das águas regulamentados pela Resolução CONAMA n° 430, ou outras recomendações estabelecidas pelo Órgão.

Nesse contexto, observa-se que a revisão da NOP INEA-45 sobre os critérios e padrões de lançamento de esgotos sanitários demonstra avanços na legislação ambiental do Estado do Rio de Janeiro, pois contempla a atualização de conceitos e princípios em conformidade com a

legislação federal CONAMA n° 430, unificando diretrizes anteriormente vigentes e engloba as adequações referente aos valores máximos permissíveis para parâmetros específicos de qualidade de água. Destaca-se que, de acordo com a norma, os efluentes gerados nos empreendimentos tais como: residenciais, comerciais, industriais, portos, aeroportos, Concessionárias (públicas e privadas) de Sistemas de Tratamento de Esgoto, inclusive Estações de Tratamento de Esgoto conectadas à rede pública só poderão ser lançados no corpo receptor (corpo hídrico ou rede pública) desde que obedeçam às seguintes condições:

- a) pH: entre 5 e 9;
- b) Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) Sólidos sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos, lagoas e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar ausentes.
- d) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 5 dias, 20°C: o padrão de lançamento será em função da carga orgânica afluyente, de acordo com a Tabela 3.

Tabela 3 – Valores máximos permitidos para DBO em relação à carga orgânica

Carga Orgânica Bruta (C) (Kg DBO/dia)	Concentração Máxima em DBO (mg O₂/L)
$C \leq 20$	120
$20 < C \leq 60$	90
$60 < C \leq 80$	60
$C > 80$	40

- e) Sólidos Suspensos Totais (SST): o padrão de lançamento será em função da carga orgânica afluyente, de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 – Valores máximos permitidos para SST em relação à carga orgânica

Carga Orgânica Bruta (C) (Kg DBO/dia)	Concentração Máxima em DBO (mg/L)
$C \leq 20$	110
$20 < C \leq 60$	80
$60 < C \leq 80$	50
$C > 80$	40

- f) Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 50,0 mg/L.
- g) Ausência de materiais flutuantes.
- h) MBAS (substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno) = 2,0 mg/L.
- i) Nitrogênio Amoniacal Total: 20 mg N/L, para lançamento em corpo hídrico lótico.

2 METODOLOGIA

A presente pesquisa tem caráter descritivo e analítico por avaliar as características dos sistemas de tratamento de lixiviados e dados de monitoramento utilizando a pesquisa bibliográfica e documental.

2.1 Revisão Bibliográfica

A revisão bibliográfica consiste em consulta a livros, artigos científicos, documentos técnicos do INEA e legislações. Para busca de artigos científicos as palavras-chave utilizadas foram: landfill, monitoring, leachate, lixiviados, sistemas de tratamento de lixiviados, monitoramento lixiviados, nas bases de dados Science Direct e Google Scholar. A definição do período de busca dos artigos, livros e dissertações de 1970 a 2022.

O Estado do Rio de Janeiro foi escolhido como área de estudo devido à sua relevância, ao seu histórico e agrupamento dessas atividades, bem como às perspectivas de melhoria dos sistemas de tratamento de lixiviados devido a atualização da legislação ambiental pertinente.

Esta pesquisa foi realizada com base em dados produzidos e fornecidos sob a responsabilidade das empresas operadoras dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro que possuem sistema de tratamento de lixiviados e que disponibilizam os dados para o órgão ambiental licenciador, INEA.

Além das informações obtidas nos documentos e processos de licenciamento ambiental, foram coletados os dados dos relatórios técnicos de atendimento as condicionantes, contendo os resultados de parâmetros de lixiviado bruto e tratado dos sistemas de tratamento de lixiviados no período de 2019 a 2023.

Como todos os empreendimentos possuem licenciamento ambiental conduzido pelo INEA e como todos os dados gerados nos processos de licenciamento ambiental são públicos, os documentos processuais encontram-se na sede do INEA no Rio de Janeiro, onde situa-se a Gerência de Licenciamento de Atividades Não industriais - GELANI, Serviço de Saneamento-SESAN responsável pelo licenciamento ambiental das atividades de saneamento relativas a gestão dos aterros sanitários e dos sistemas de tratamento de lixiviados e também foram obtidos dados da gestão de resíduos sólidos do Estado do Rio de Janeiro, na Secretaria do Ambiente e

sustentabilidade do Rio de Janeiro-SEAS através do site da internet do Observatório do ICMS Ecológico.

O levantamento e a organização dos dados foram feitos em três etapas. As etapas de levantamentos das informações e suas respectivas fontes estão sumarizadas no Quadro 3. Todas as informações foram organizadas em planilhas confeccionadas no software Excel.

Quadro 3 – Levantamento e organização dos dados coletados

Etapa	Origem dos dados	Local	Forma de apresentação
Identificação dos sistemas de tratamento de lixiviados	Processos de Licenciamento Ambiental Projetos dos sistemas de tratamento de lixiviados	INEA Site Internet http://icmsecologicorj.com.br/	Digital – Sistema Eletrônico de Informações-SEI Arquivos de textos Planilhas
Levantamento e consolidação das informações das características dos lixiviados	Processos de Licenciamento Ambiental Relatórios de Monitoramentos Ambientais Relatórios Técnicos de atendimento as condicionantes Notificações	INEA	Sistema Eletrônico de Informações-SEI Arquivos de textos Planilhas
Avaliação dos sistemas de tratamento de lixiviados	Processos de Licenciamento Ambiental Relatórios Técnicos de atendimento as condicionantes	INEA	Arquivos de textos Planilhas Gráficos

Fonte: Elaborado pela autora.

2.2 Identificação e caracterização dos sistemas de tratamento de lixiviados

A identificação das unidades em operação na região metropolitana do Estado do Rio de Janeiro consistiu em pesquisar os dados das unidades em operação considerando o período de 2019 a 2023 no INEA. Também do INEA foram extraídas informações das empresas operadoras dos Aterros Sanitários, localização geográfica, tipo de tratamento.

Foram pesquisados nos processos de licenciamento ambiental do INEA os documentos técnicos (sistemas de tratamento de lixiviados de cada aterro sanitário), contendo os dados de projetos. Foram levantadas informações no memorial descritivo, sendo considerada a análise e pesquisa da descrição da tecnologia empregada, etapas principais, componentes do sistema, dados de vazão de projeto e média atual, e tipologia de resíduos recebidos com a prioridade de recebimento de resíduos sólidos urbanos-RSU.

2.3 Levantamento e consolidação das informações

Nesta etapa do estudo foram considerados os dados referentes à qualidade dos lixiviados brutos e dos efluentes tratados, sendo pesquisados os relatórios de monitoramento ambiental dos aterros sanitários e dos sistemas de tratamento de lixiviados fornecidos ao INEA, em função da obrigatoriedade de atendimento a condicionante de licença e demanda de notificação do INEA.

Para acesso aos dados foi necessário solicitar as informações ao INEA por email, uma vez que os dados não continham tais informações no site da instituição, sendo disponibilizado formato de planilha Excel contendo os dados das análises dos parâmetros, discriminados trimestralmente e anualmente. As informações contemplam dados das operações mensais dos sistemas de tratamento de lixiviados pesquisados no presente estudo, considerando o período de 2019 a 2023.

Estes dados foram consolidados em termos de operação por cada sistema de tratamento nas planilhas Excel, sendo que cada linha corresponde a uma unidade de tratamento de lixiviados e nas colunas, a vazão de tratamento (m^3/dia) e os parâmetros estabelecidos para lixiviados de aterros sanitários no PROCON ÁGUA do INEA.

O Programa de Autocontrole de Efluentes Líquidos (Procon Água) é parte integrante do Sistema de Licenciamento Ambiental do Estado do Rio de Janeiro, no qual os responsáveis pelas atividades poluidoras ou potencialmente poluidoras informam regularmente ao INEA as características qualitativas e quantitativas de seus efluentes líquidos por meio do Relatório de Acompanhamento de Efluentes Líquidos (RAE).

Ressalta-se que ficam sujeitas às diretrizes do Procon Água, segundo a DZ-942.R7 revogada pela NOP-INEA-48, as atividades de empresas licenciadas ou em processo de licenciamento no Estado do Rio de Janeiro pelas esferas federal, estadual ou municipal,

abrangendo lançamentos em corpos d'água superficiais e na rede pública.

Na

Tabela 5 – estão listados alguns dos parâmetros de monitoramento visando avaliação da performance dos sistemas de tratamento de lixiviados, no período da análise do presente estudo e seus respectivos padrões definidos pela legislação.

Tabela 5 – Padrões de controle para avaliação da performance dos sistemas de tratamento de lixiviados: parâmetros físico-químicos

Parâmetros	Unidade	Padrão	Observação
DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	mg/L	40	Pela DZ-215.R-4 (2007) o padrão de lançamento varia de 40 a 180 mg/L para concentração máxima em efluentes sanitários de indústrias, estabelecimentos comerciais, canteiro de obras e ETEs de concessionárias de serviços de esgoto, ou de 30 a 85% de eficiência mínima de remoção, ambos em função da carga orgânica bruta afluente à ETE.
Fósforo (P-Total) ⁽¹⁾	mg/L P	1,0	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986) (1).
RNFT (Resíduos não filtráveis totais)	mg/L	40	Pela DZ-215 (2007), o padrão estabelecido para RNFT acompanha o padrão definido para DBO.
Óleos minerais-Ogm	mg/L	20	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986).
Óleos vegetais e gorduras animais	mg/L	30	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986).
MBAS	mg/L	2,0	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986).
Nitrogênio Amoniacal ⁽²⁾	mg/L N	5,0	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986).
pH	-	5,0 a 9,0	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986).
Índice de Fenóis	mg/L C6H5OH	0,2	Padrão definido pelo INEA NT 202.R-10 (1986).
Toxicidade	UT	FT>8	Padrão definido pela NOP-INEA-08 (2018).

Fonte: FERREIRA, BILA, SANTOS, 2020.

Observações:

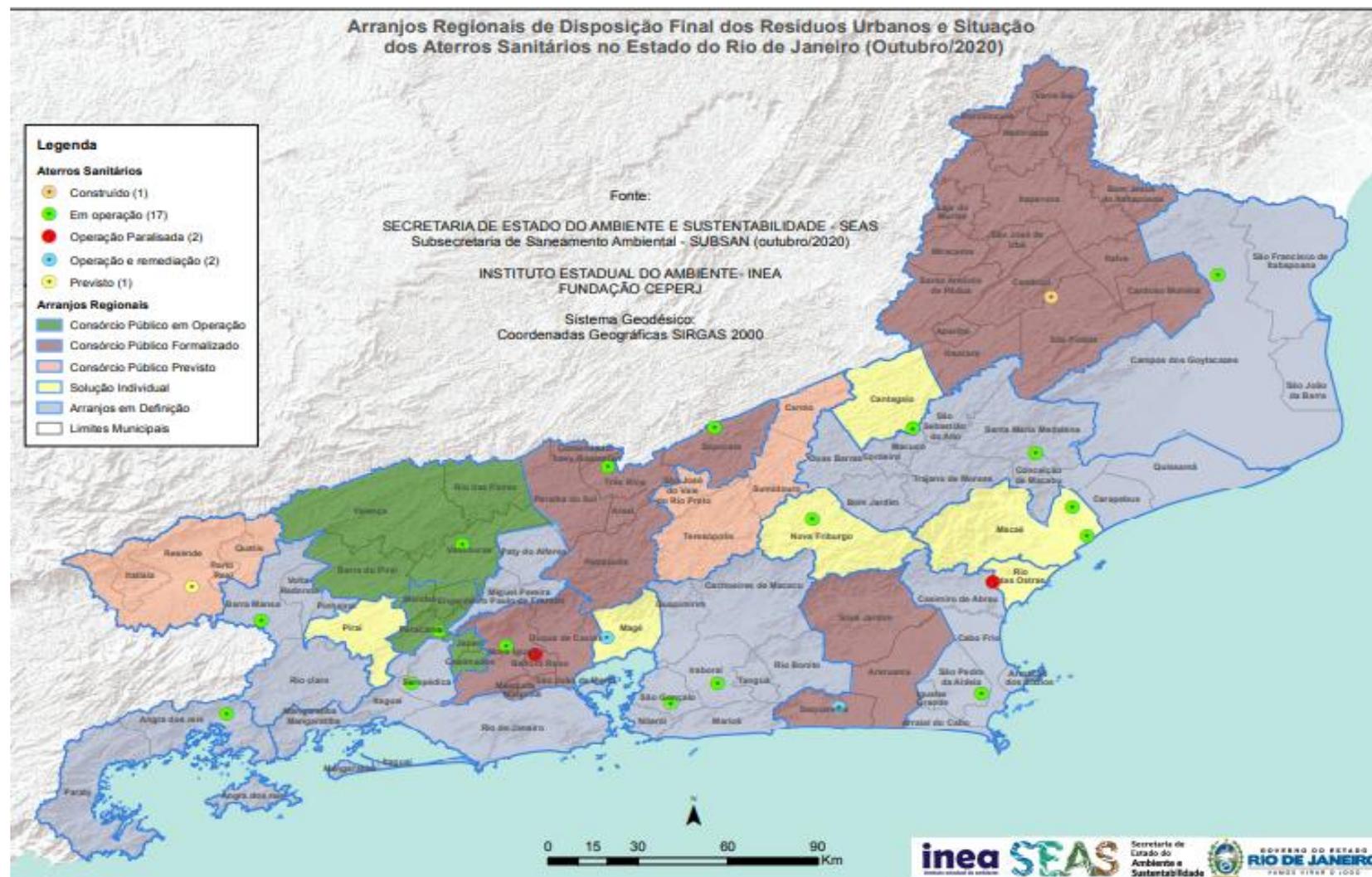
- a) A DZ-215.R-4 - Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária (INEA, 2007) e a NT-202.R-10 - Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos (INEA, 1986) foram consolidadas na Norma Operacional Padrão-NOP 45/2021 (INEA, 2021b).
- b) A NOP-45 traz a revisão relevante sobre o parâmetro de lançamento de Nitrogênio Amoniacal Total para 20 mg/L em substituição ao valor de 5,0 mg/L estabelecido anteriormente na NT-202.

Os dados referentes a avaliação dos sistemas de tratamento dos Aterros do Estado do Rio de Janeiro com ênfase no Aterros de Seropédica e Sapucaia foram realizados conforme a descrição na seção a seguir.

3 RESULTADOS

Neste tópico, serão apresentados os resultados das etapas descritas na metodologia, de forma a atender aos objetivos propostos. Também estão incorporadas discussões sobre os resultados encontrados. A Figura 3 mostra os 92 municípios que compõem o estado do Rio de Janeiro, onde são gerados pouco mais de 8 milhões de t/ano (23.000 t/d) de RSU que são dispostos, em sua maior parte, em 22 aterros sanitários.

Figura 3 – Localização dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro (2020)



Fonte: INEA, 2020.

3.1 Sistemas de Tratamento de Lixiviados Adotados no Rio de Janeiro

Nos últimos 10 anos, a significativa melhora na qualidade da gestão dos RSU no estado do Rio de Janeiro, foi acompanhada pela mudança na qualidade do tratamento de lixiviados dos aterros sanitários. Diversos sistemas de tratamento são utilizados, com resultados diferenciados, com produção de efluentes finais, em boa parte, atendendo o padrão estabelecido pela legislação. Destaca-se, que o tratamento de lixiviados ainda representa um desafio em várias partes do mundo, principalmente em países em desenvolvimento, tanto em relação à performance como sobretudo, pelos custos elevados.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta os dados do INEA e do Observatório do ICMS Ecológico da SEAS, ambos de 2022, referente aos 22 aterros sanitários em operação do Estado do Rio de Janeiro, identificando o nome do aterro, a localização, os municípios atendidos por cada aterro, a quantidade de recebimento de resíduos, a tecnologia principal empregada no sistema de tratamento de lixiviados e a informação sobre a vinculação ao PROCON ÁGUA do INEA.

Tabela 6 – Dados Técnicos dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro

(continua)

#	Aterros	Empresa Operadora	Município	Municípios atendidos	Quant. (t/dia)	Tecnologia para tratamento de lixiviados	Vínculo ao Procon Água (INEA)
1	Aterro de Nova Friburgo	EBMA Empresa Brasileira de Meio Ambiente	Nova Friburgo	Nova Friburgo	205	Osiose reversa	NÃO
2	Aterro de Quissamã	Tecnosol	Quissamã	Quissamã, Rio das Ostras	250	Osiose reversa	SIM
3	Aterro de São Pedro da Aldeia	Dois Arcos	São Pedro da Aldeia	São Pedro da Aldeia, Armação de Búzios, Cabo Frio, Casimiro de Abreu, Iguaba Grande, Silva Jardim, Araruama, Arraial do Cabo	715	Recirculação após tratamento ou pré-tratamento	NÃO
4	Aterro de Vassouras	Vale do Café SPE	Vassouras	Vassouras, Valença, Rio das Flores, Paty do Alferes, Barra do Piraí	140	Tratamento Externo	NÃO

Tabela 6 – Dados Técnicos dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro

(continua)

#	Aterros	Empresa Operadora	Município	Municípios atendidos	Quant. (t/dia)	Tecnologia para tratamento de lixiviados	Vínculo ao Procon Água (INEA)
5	CTDR - Paracambi	União Norte Fluminense Engenharia e Comércio Ltda.	Paracambi	Paracambi, Mendes, Japeri, Queimados, Eng. Paulo de Frontin, Nilópolis	800	Físico-químico e nanofiltração	NÃO
6	CTDR Belford Roxo (*)	Bob Ambiental	Belford Roxo	Belford Roxo	0	Osmose precedida de biológico	NÃO
7	CTR Alcântara S.A.	Orizon Valorização de resíduos	São Gonçalo	São Gonçalo, Niterói, Maricá, Guapimirim	2400	Osmose reversa	SIM
8	CTR Barra Mansa	Orizon Valorização de resíduos	Barra Mansa	Barra Mansa, Volta Redonda, Rio Claro, Resende, Quatis, Porto Real, Itatiaia, Pinheiral	950	Osmose reversa	SIM
9	CTR Campos	Vital Engenharia Ambiental S.A.	Campos	Campos dos Goytacazes, São José de Ubá, São João da Barra, São Francisco de Itabapoana, Italva, Cardoso Moreira	400	Osmose reversa	NÃO
10	CTR Costa Verde	CTR Costa Verde Eireli	Angra dos Reis	Angra dos Reis, Paraty	250	Físico-químico e Processo Oxidativo Avançado	SIM
11	CTR Itaboraí	Orizon Valorização de resíduos	Itaboraí	Itaboraí, Tanguá, Rio Bonito, Cachoeiras de Macacu	650	Tratamento Externo	NÃO
12	CTR Macaé	Zadar	Macaé	Macaé	500	Recirculação após tratamento ou pré-tratamento	SIM
13	CTR Nova Iguaçu	Orizon Valorização de resíduos	Nova Iguaçu	Nova Iguaçu, Mesquita, Duque de Caxias, Belford Roxo	4500	Nanofiltração ao final do tratamento	SIM
14	CTR Seropédica	Ciclus Ambiental	Seropédica	Rio de Janeiro, Mangaratiba, Seropédica, Itaguaí, São João de Meriti, Pirai, Miguel Pereira,	10400	Nanofiltração ao final do tratamento, Osmose reversa, Tratamento Externo	SIM

Tabela 6 – Dados Técnicos dos Aterros Sanitários do Estado do Rio de Janeiro

(conclusão)							
#	Aterros	Empresa Operadora	Município	Municípios atendidos	Quant. (t/dia)	Tecnologia para tratamento de lixiviados	Vínculo ao Procon Água (INEA)
15	CTR União Norte Fluminense	União Norte Fluminense Engenharia e Comércio Ltda	Três Rios	Três Rios, Petrópolis, Paraíba Sul, Areal, Comendador Levy Gasparian	400	Recirculação após tratamento ou pré-tratamento	NÃO
16	CTVA Macaé	Essencis Soluções Ambientais S.A	Macaé	Macaé	271	Tratamento Externo	NÃO
17	MTR Madalena	MTR Madalena Tratamento de Resíduos Urbanos Ltda	Santa Maria Madalena	Santa Maria Madalena, Trajano de Moraes, São Sebastião do Alto, Miracema, Laje do Muriaé, Itaocara, Conceição de Macabu, Carapebus, Bom Jardim, Aperibé	100	Recirculação após tratamento ou pré-tratamento	NÃO
18	Prefeitura Municipal de Macuco	Prefeitura Municipal de Macuco	Macuco	Macuco	3	Filtros biológicos	NÃO
19	Prefeitura Municipal de Magé	Prefeitura Municipal de Magé	Magé	Magé	174	Reinjeção	NÃO
20	Prefeitura Municipal de Rio das Ostras	Prefeitura Municipal de Rio das Ostras	Rio das Ostras	Rio das Ostras	78	Geobag/ Wetland	**
21	Prefeitura Municipal de Sapucaia	Prefeitura Municipal de Sapucaia	Sapucaia	Sapucaia	9	Tratamento Externo	NÃO
22	Prefeitura Municipal de Saquarema	Prefeitura Municipal de Saquarema	Saquarema	Saquarema	58	Tratamento Externo	NÃO
TOTAL				23.253			

Fonte: INEA, 2022; OBSERVATÓRIO ICMS ECOLÓGICO DA SEAS, 2022.

(*) CTDR Belford Roxo: embora Licenciado, não recebe RSU do município – Operação paralisada.

(**) Outras situações: Licenciamento municipal.

Os 22 Aterros Sanitários, os quais estão distribuídos nas regiões norte, metropolitana, sul fluminense, dos lagos e serrana do estado recebem os resíduos de 77 municípios. De acordo com a Tabela 7 a determinação do porte e potencial poluidor dos aterros sanitários é feita a

partir de critérios estabelecidos na Resolução INEA N°32 de 2011 e na NOP-INEA 46 R.5 de 2019, considerando os quantitativos diários de resíduos recebidos, observa-se que vários são caracterizados como aterros de pequeno porte, mas outros são de grande porte como, por exemplo, aterros de portes de 800 t/dia, 650 t/dia, 700 t/dia e que possuem elevada produção de lixiviados.

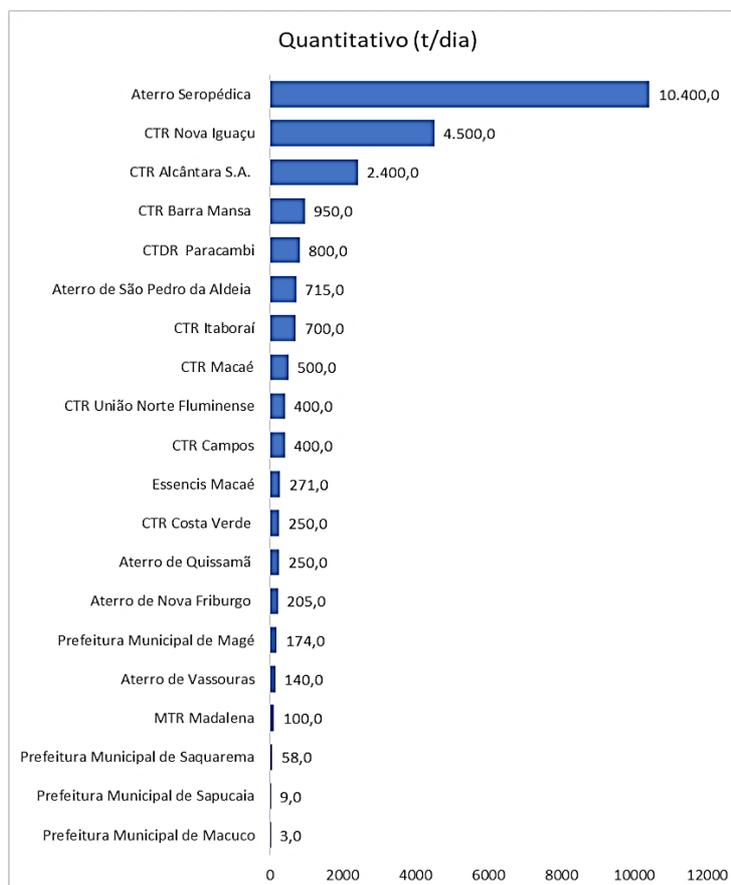
Tabela 7 – Determinação do porte e potencial poluidor dos aterros sanitários

Capacidade	Porte	Aterros
Até 20 t /dia	Mínimo	2 aterros
Acima de 20 até 200 t/dia	Pequeno	5 aterros
Acima de 200 até 1.000 t/dia	Médio	11 aterros
Acima de 1.000 até 5.000 t/dia	Grande	2 aterros
Acima de 5.000 t/dia	Excepcional	1 aterro

Fonte: INEA, 2022.

O Gráfico 1 apresenta o quantitativo de resíduos recebidos por Aterro no RJ.

Gráfico 1 – Aterros do Estado do Rio de Janeiro e quantitativo de resíduos recebidos (t/dia)



Fonte: INEA, 2022.

Observa-se que os Aterros de Nova Iguaçu, Alcântara, Barra Mansa, Paracambi, São Pedro da Aldeia, Itaboraí, Macaé, União Norte Fluminense e Campos são considerados Aterros de grande porte e Seropédica como excepcional, em conformidade com a legislação ambiental para o licenciamento estadual dessas atividades devido à quantidade de recebimento diária de resíduos sólidos.

De acordo com o INEA, dos 22 aterros sanitários existentes, apenas 8 são vinculados ao PROCON – Água.

É importante entender que o PROCON – Água se refere especificamente, ao controle dos recursos hídricos e a lançamento de efluentes nos mesmos.

Assim, na medida em que a atividade não lança efluentes nos corpos d'água, esta não precisa estar vinculada ao PROCON.

Desta forma, é possível inferir que, dentre os 22 aterros, 14 não lançam efluentes em corpos d'água e pode-se abrir uma discussão sobre a capacidade de vários deles, com diferentes tamanhos, gerenciarem os seus lixiviados através de tratamento, acumulação em lagoas, recirculação e irrigação de vias e estradas.

Segundo diversos autores, o principal componente na formação de lixiviados é a precipitação que cai sobre a área aterrada percolando pela massa de resíduos do aterro. Destaca-se que, segundo dados do INMET os índices pluviométricos no estado do Rio de Janeiro variam nas diversas regiões entre 11.150 mm e 2.000 mm por ano, gerando com certeza uma significativa quantidade de lixiviado a ser gerenciado. É possível que, nos anos iniciais de operação os aterros possam acumular grande parte do lixiviado produzido, contudo, dificilmente o aterro, em algum momento, não terá que lançar uma parte do efluente tratado em algum corpo hídrico, sob pena de ocupar áreas de futuras células por lagoas de acumulação. Blakey (1998) relata sobre valores de relação entre precipitação e água infiltrada no aterro, em aterros experimentais na Inglaterra, da ordem de 40 a 50%. Experimento desenvolvido em unidade piloto, no aterro de Macaé, com objetivo de avaliar a utilização de cobertura vegetada com capim vetiver, constatou que a relação entre os valores de chuva simulada e o lixiviado gerado, foi da ordem de 57,5% (42,5% de evapotranspiração) (FERREIRA, 2021).

No que diz respeito aos sistemas de tratamento foi informado as tecnologias empregadas atualmente no qual se resumem basicamente de processos primários, secundários e terciários com predominância do sistema de membranas. Além disso, foi observado que alguns estão realizando o tratamento externo, ou seja, em empresas de tratamento de efluentes e/ou recirculação.

Para os aterros que lançam seus efluentes em corpos hídricos eles necessitam de outorga de lançamento, instrumento previsto na Lei Federal nº 9433/1997 (BRASIL, 1997a) e na Lei estadual 3239/1999 (RIO DE JANEIRO, 1999), e os padrões dos efluentes deverão ser avaliados no âmbito do licenciamento ambiental, obedecendo a legislação pertinente.

3.2 Disposição de Resíduos de Municípios do ERJ em Aterros de outros Estados e Vazadouros

Conforme já informado, os aterros identificados na Tabela 6 atendem 77 municípios. Os outros 15, de acordo com as informações do observatório do ICMS Ecológico-2022 da Secretaria Estadual do Ambiente – SEAS do Rio de Janeiro, 07 municípios estão sendo atendidos por aterros sanitários de outros estados, Minas Gerais-MG e 07 municípios ainda possuem vazadouro em operação no Estado do Rio de Janeiro. A Tabela 8 apresenta os detalhes sobre estes municípios.

Tabela 8 – Municípios Não Atendidos pelos 22 Aterros Sanitários do ERJ

#	Local de Disposição Final	Municípios	Quantitativo (t/dia)
1	Vazadouro de Bom Jesus do Itabapoana	Bom Jesus do Itabapoana	22
2	Vazadouro de Cambuci	Cambuci	7
3	Vazadouro de Itaperuna	Itaperuna	68
4	Magé (Aterro Controlado / Vazadouro)	Magé	174
5	Vazadouro de Porciúncula	Porciúncula	9
6	Vazadouro de São Fidélis	São Fidélis	20
7	Vazadouro de Teresópolis	Teresópolis	117
8	Lafarge HOLCIM / Transforma Ambiental (Cantagalo) (*)	Cantagalo	10
9	Compromisso Ambiental (Além Paraíba/MG)	Carmo	9
10	Compromisso Ambiental (Além Paraíba/MG)	Duas Barras	5
11	Compromisso Ambiental (Além Paraíba/MG)	São José do Vale do Rio Preto	6
12	Compromisso Ambiental (Além Paraíba/MG)	Sumidouro	3
13	Compromisso Ambiental (Além Paraíba/MG)	Cordeiro	14
14	Aterro - União Recicláveis (Leopoldina/MG)	Santo Antônio de Pádua	22
15	Aterro - União Recicláveis (Leopoldina/MG)	Varre-Sai	4

Fonte: Adaptado do RELATÓRIO DO OBSERVATÓRIO ICMS ECOLÓGICO, SEAS, 2022.

(*) Cimenteira

Merece um comentário que em pleno 2023, ainda existam vazadouros (lixões) no estado do Rio de Janeiro, sendo claro que entre os diversos impactos, os lixiviados percolam para recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

3.3 Métodos dos Sistemas de Tratamento de Lixiviados dos Aterros do Estado do Rio de Janeiro

De acordo com dados coletados dos processos de licenciamento ambiental no INEA, as seguintes rotas tecnológicas foram identificadas nos sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários no Estado do Rio de Janeiro:

- a) Pré-filtração e osmose reversa;
- b) Flotação com nanobolhas e aspensão;
- c) Precipitação química e ozonização;
- d) Lagoas, reator biológico, ultrafiltração;
- e) Biológico, ultrafiltração e nanofiltração;
- f) Precipitação química, stripping, reatores biológicos aeróbio e anaeróbio, nanofiltração;
- g) Pré-filtração, osmose e recirculação;
- h) Estação de tratamento de esgoto municipal (tratamento combinado).

Observa-se o maior uso de processos de filtros de membranas para o tratamento de lixiviados, pois a recirculação em sua maioria também é precedida de sistema de membranas, assim como o tratamento externo contempla o uso de separação por membranas. Desta forma, atualmente o uso das membranas é considerado o mais utilizado no estado do Rio de Janeiro.

3.4 Avaliação Específica do Tratamento do Lixiviado dos Aterros Sanitários de Seropédica e Sapucaia

Para aumentar a compreensão da situação de controle ambiental considerando-se a gestão dos lixiviados foram detalhadas as condições dos aterros de Seropédica (o principal aterro sanitário do país) e Sapucaia enquadrado como um aterro de pequeno porte.

3.4.1 Aterro Seropédica

O aterro de Seropédica, denominado também como CTR-Rio, considerando-se a sua condição de principal aterro do Estado do Rio de Janeiro, acompanhado pelas condições climáticas, com valores elevados de precipitação (da ordem de 1.700 mm anuais), é um grande gerador de lixiviados que necessitam de um gerenciamento que permita algum grau de flexibilidade, tendo em vista variações mensais como as ocorridas no período de janeiro a dezembro de 2022 (INEA-CICLUS, 2023). Em 1 ano, houve precipitação total de 1.702 mm, com variações entre valores de 394 mm (92.000m³ de lixiviado gerados em abril), 13 mm (32.000 m³ de lixiviado em junho), 317 mm (81.000 m³ de lixiviado em novembro). Em 2022, a geração total de lixiviado foi estimada em 675.000 m³.

Estas variações determinam a necessidade de um sistema de tratamento de lixiviado com uma certa flexibilidade de forma a se estabelecer uma vazão média mensal adequada à demanda. Como parâmetro de um sistema de tratamento com vazão regularizada, a demanda média seria tratar cerca de 1875 m³/dia. No aterro de Seropédica a rota tecnológica do tratamento de lixiviado foi estabelecida através de 3 componentes:

1. Uma estação com tratamento físico-químico com stripping de amônia seguido de tratamento biológico aeróbio e na sequência passando por nanofiltração (ETBN) - capacidade de 900 m³/dia;
2. Sistema de Unidade de osmose reversa, com pré-filtração por filtro de areia, seguido de filtro de cartucho, com 3 etapas sequenciais de osmose reversa (ETOR) - capacidade de cerca de 290 m³/dia;
3. Lagoas de acumulação para lixiviado bruto para ser encaminhado para tratamento combinado na ETE Alegria no bairro do Caju no Rio de Janeiro. (14 Unidades)

3.4.1.1 Eficiência das Estações de Tratamento de Chorume

As Estações de Tratamento de Chorume do CTR Rio foram projetadas para tratar o efluente atendendo os padrões de lançamento da resolução CONAMA 430, que dispõe “sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes”.

Os parâmetros mais representativos para indicação de presença de chorume bruto são:

DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal e tendo em vista assegurar o tratamento do efluente bruto nas ETCs do CTR Rio a eficiência da remoção desses parâmetros são acompanhados pelo INEA através dos relatórios mensais que são entregues pela Empresa operadora do Aterro Seropédica visando a conformidade com as condicionantes da licença ambiental.

3.4.1.2 Estação de Tratamento Biológico e Nanofiltração – ETBN

Como dito, a estação foi projetada para, na sua capacidade nominal, gerar efluente dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 430, assim, as eficiências de remoção atingem padrões acima de 99%. Ao se referir a estação de Candeias (172 m³/d) em Pernambuco, projetada dentro da mesma concepção da estação de Seropédica, Giordano *et al.*, (2009), relatam remoções de DBO de 99,9%, DQO de 99,5%, Nitrogênio amoniacal de cerca de 99,2% e Cor de 99,7%, com as concentrações do efluente abaixo dos limites da CONAMA 430.

De acordo com os dados apresentados nos relatórios os valores de novembro e dezembro de 2022 de remoção referente aos parâmetros de DQO, DBO e Nitrogênio Amoniacal na estação de tratamento de Seropédica (ETBN) atingem padrões acima de 99%. A partir dos dados operacionais de novembro e dezembro de 2022, é possível obter um panorama simplificado de como ocorre a gestão do lixiviado do aterro de Seropédica. No período, foi tratado na ETBN, 875 m³/dia de lixiviado bruto.

3.4.1.3 Estação de Tratamento por Osmose Reversa - ETOR

Em novembro e dezembro de 2022, foram tratados cerca de 284,5 m³/dia de lixiviado bruto. mostram os valores de remoção acima de 99% nos meses de novembro e dezembro de 2022 de DQO, DBO e Nitrogênio Amoniacal na estação de tratamento ETOR de Seropédica.

3.4.1.4 Lançamento dos Efluentes Tratados no Rio Piloto

Os efluentes das ETBN e ETOR são lançados em uma lagoa de acumulação de onde são despejados no Rio Piloto. Isto permite um maior controle sobre a qualidade do efluente lançado. As características do efluente da lagoa são os valores de autocontrole que devem ser inseridos no PROCON-Água. Assim, pode-se observar que em torno de 60% do lixiviado gerado, foi tratado internamente no aterro.

As eficiências da ETBN e da ETOR geram concentrados de 13,6% e 32% respectivamente que são reinseridos no próprio aterro, prática usual nos aterros onde se usa processos de filtros de membranas.

3.4.1.5 Lagoas de acumulação para lixiviado bruto para ser encaminhado para tratamento combinado na ETE Alegria no bairro do Caju no Rio de Janeiro

O terceiro componente da rota tecnológica escolhida, envolve acumulação e tratamento combinado na ETE de Alegria. Este componente estabelece uma margem de flexibilidade, que permite equilibrar a quantidade total de lixiviado tratada por dia.

Nos últimos anos, no período em que a planta de osmose reversa ainda não havia sido construída, foram construídas gradativamente lagoas de acumulação no topo do maciço finalizado, na medida em foi sendo necessário, num total de 14 unidades, com 11 em operação, constituindo uma reserva de cerca de 154.000 m³, com previsão de ampliação de uma nova lagoa de 37.000 m³, totalizando 191.000 m³.

Sempre com a ressalva da discussão baseada no período de 2022, um balanço da situação no final de 2022:

- a) Lixiviado Gerado (2022): 716.473 m³;
- b) Lixiviado tratado nas duas plantas (ETBN e ETOR): 260.000 m³;
- c) Lixiviado em tratamento combinado na ETE Alegria: 559.000 m³;
- Total tratado: 819.000 m³;
- d) Saldo positivo: 102.000 m³;

Na medida em que tem ocorrido um saldo positivo de tratamento vai aumentando o estoque de segurança para a reserva. A partir da situação atual está prevista a ampliação de uma nova planta de tratamento, de forma a reduzir, a médio prazo, a dependência do tratamento combinado. De certa forma, o tratamento combinado é utilizado em vários outros locais, com

destaque para a maior parte dos lixiviados dos aterros da região metropolitana da Grande São Paulo, não havendo outros estados onde o mesmo é proibido.

A nova legislação (lei 9055/2020) que estabeleceu a proibição do tratamento combinado ampliou as dificuldades, para alguns aterros. De acordo com a interpretação do órgão ambiental, existe uma possibilidade de um estudo técnico de avaliação sobre os efeitos na qualidade do efluente do tratamento combinado.

Assim, foi feito um termo de ajustamento de conduta com o órgão ambiental para, ao longo de um período, avaliar a possibilidade de tratamento combinado na ETE Alegria, eventualmente com um pré-tratamento, se ficar comprovada a necessidade.

3.4.1.6 Tecnologia e Custos de Tratamento de Lixiviado: Discussão

O gerenciamento do lixiviado do aterro de Seropédica, ilustra de forma representativa as dificuldades e obstáculos para atingir os objetivos de um efluente dentro dos padrões legais, seja pelos custos envolvidos como pela demanda tecnológica.

Almeida (2018) em estudo experimental de tratamento usando o lixiviado de Seropédica, utilizando processo físico-químico de coagulação-floculação com cal, seguido de nanofiltração, obteve valores elevados de remoção de DQO, Nitrogênio amoniacal e cor, entre outros, da ordem de 94%, estimando o custo total (Capex e Opex), para um período de 25 anos, em R\$ 46,33 por m³ de lixiviado tratado. Considerando-se a inflação de 2018 a 2022 em torno de 30%, o valor atualizado alcançaria R\$ 60,00 por m³.

Para uma geração de lixiviados da ordem de 700.000 m³ por ano, o tratamento de lixiviado de Seropédica alcançaria em valores atuais de 40 milhões de reais por ano.

O custo total de tratamento de lixiviado em um aterro de grande porte (2.500 t/d), no Rio de Janeiro, usando osmose reversa, com vazão de 120 m³/d, considerando 20 anos de operação, foi estimada em R\$ 43,00 por m³ tratado (ALMEIDA e CAMPOS, 2020). Da mesma forma, atualizando o valor para 2022, considerando uma inflação em torno de 15%, alcança R\$ 50,00 por m³ tratado.

Os custos com nanofiltração e osmose reversa são semelhantes e igualmente elevados projetando valores para as vazões de Seropédica da ordem de 35 milhões de reais anuais. Provavelmente os custos de tratamento combinado são menores do que estes, variando é claro com a distância a ser percorrida.

No caso de Seropédica, a distância até a ETE Alegria é de cerca de 40 km. Embora não tenha sido possível se obter uma informação precisa sobre o custo do m³ de lixiviado tratado na ETE Alegria, ele também está no entorno de R\$60,00. Estes valores conformam um quadro das questões relativas aos custos e as dificuldades para vários aterros viabilizarem o tratamento dos lixiviados. O lixiviado tratado na ETE de Icaraí, em Niterói, custa em torno de R\$ 43,00 o m³.

3.4.2 Aterro Sanitário de Sapucaia – Tratamento Combinado

O aterro de Sapucaia é um contraponto ao aterro de Seropédica na medida em que é um aterro de pequeno porte, que recebe 13 t/d de resíduos sólidos urbanos. Ele é um bom exemplo dos problemas de tratamento de lixiviado decorrentes dos recursos limitados disponíveis e a pouca capacitação técnica que caracteriza um empreendimento deste porte. É um típico local onde, o tratamento combinado seria bastante adequado. (ENGEVIX, 2011).

A precipitação anual, principal componente para a formação dos lixiviados é de cerca de 1273 mm gerando cerca de 3.800 m³ por ano para ser tratado.

O município de Sapucaia tem uma estação de tratamento para o esgoto doméstico, em uma planta de reator anaeróbio (UASB), com filtro submerso projetada para uma capacidade de 20 L/s, mas operando com vazão de 5,9 L/s. A carga nominal de projeto da ETE em termos de DBO e DQO por dia é 394,20 kg/dia e 620,50 kg/dia, respectivamente- (INEA, 2020).

Em função da nova lei 9055/2020, o órgão ambiental exigiu a realização de um estudo para avaliar as condições e capacidade de se realizar o tratamento combinado na ETE municipal Sapucaia do Rio.

O lixiviado do AS Sapucaia é acumulado em lagoa com capacidade de 460 m³ e posteriormente é encaminhado para tratamento em unidade externa. A sua geração, da ordem de 3.800 m³/ano, foi estimada com base nos dados de volume mensal transportado de lixiviado para tratamento externo entre 2017 e 2020, para uma média de precipitação anual, nos últimos 12 anos de 1.273 mm (FURNAS, 2020).

Com base nas amostras de lixiviado do AS coletadas no período de 01/08 a 24/09/2020, os resultados dos parâmetros físico-químicos demonstram que o lixiviado possui alta concentração de matéria orgânica em termos de DQO e alta concentração de cloreto, sendo essas características encontradas em lixiviado de outros aterros brasileiros (LANGE E AMARAL, 2009). Além disso, uma baixa relação DBO/DQO demonstra um lixiviado com

baixa biodegradabilidade o que pode sugerir a presença de substâncias recalcitrantes, ou seja, de difícil degradação biológica (MARTTINEN, 2002).

Em relação à concentração de sólidos, ressalta-se que a maior parte dos sólidos presentes nos lixiviados de aterros sanitários corresponde a parcela de sólidos dissolvidos totais – SDT. Normalmente, a parcela de SST é consideravelmente menor nesse tipo de efluente. No caso do lixiviado do AS, observaram-se altos valores de condutividade indicando uma maior concentração de sólidos na forma de SDT. Além disso, observou-se que as parcelas de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos sedimentáveis são menores do que as encontradas no esgoto bruto da ETE de Sapucaia.

Foram encontradas baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, sendo consideradas muito aquém dos números apresentados para lixiviados de aterros de disposição de resíduos sólidos em geral.

O estudo foi realizado em período de 90 dias em 2 etapas repetidas, considerando 3 porcentagens de lixiviado, relação v/v de 1%, 2% e 3%.

Observa-se que nas condições do estudo não houve alterações representativas na qualidade do efluente final da ETE Sapucaia, após a introdução do lixiviado do AS Sapucaia, nas 3 proporções v/v (1%, 2% e 3%). Não foram observadas alterações aparentes no comportamento da ETE como um todo. No período do estudo, alguns parâmetros físico-químicos (SST, DBO e NH₃) para o efluente final se encontraram acima dos limites estabelecidos pela legislação do Rio de Janeiro para lançamento de efluentes. Porém, destaca-se que essas alterações não devem ser atribuídas diretamente à introdução do lixiviado, visto que esse comportamento foi observado em determinados dias quando não houve introdução de lixiviado na ETE Sapucaia (FURNAS, 2020).

Ressalta-se que dentro das limitações do estudo, não foram detectadas alterações na qualidade (parâmetros físico-químicos e toxicidade) do efluente final da ETE nos dias com introdução lixiviado em comparação aos dias que a ETE operou somente com esgoto doméstico. Destaca-se que o estudo foi realizado de acordo com o Plano de monitoramento da ETE aprovado pelo INEA.

Ademais, o estudo confirmou a possibilidade de tratamento combinado, recomendando uma vazão em torno de 10 m³ de lixiviado por dia, numa relação média v/v de 2%, com o efluente atendendo os padrões legais de lançamento.

O estudo também considerou, que caso houvesse a exigência do órgão ambiental de um pré-tratamento, a transformação da lagoa existente em lagoa aerada seria suficiente para enquadrar o lixiviado na legislação para o tratamento combinado. Também considerou que a

construção de uma segunda lagoa de acumulação aumentaria as condições de manejo do
lixiviado (FURNAS, 2020).

CONCLUSÃO

O presente estudo mostrou um aspecto sobre o tratamento de lixiviados no Estado do Rio de Janeiro, no qual foram apresentados uma visão geral dos Aterros Sanitários existentes com os respectivos métodos de tratamento.

Importante observar que dentre os 92 municípios do Estado do Rio de Janeiro, 77 municípios são atendidos por aterros sanitários localizados no Estado do Rio de Janeiro, 08 estão sendo atendidos por aterros sanitários de outros estados, como Minas Gerais e 09 municípios ainda possuem vazadouros em operação no Estado do Rio de Janeiro.

O órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro, INEA, vem buscando realizar o papel de controle e fiscalização na implantação e operação dos sistemas de tratamento de chorume, em consonância com a legislação pertinente, ressaltando a mais recente Lei 9055/2020.

Os sistemas para o tratamento de lixiviados mais comuns encontrados no Rio de Janeiro são técnicas que contemplam etapas de tratamento biológico, físico-químico e sistemas filtrantes com a utilização de diversos tipos de membranas, sendo a mais encontrada a osmose reversa que vêm demonstrando através de resultados encontrados nos relatórios pesquisados no INEA, boa eficiência na retenção de orgânicos e metais pesados, mas envolve altos custos de instalação e manutenção.

Destaca-se que os aterros que possuem lagoas para acumulação dos lixiviados para posterior encaminhamento para tratamento externo em estações licenciadas para tratamento de efluentes diversos, contribuem diretamente para o aumento direto nos riscos de acidentes ambientais por eventuais vazamentos e/ou rompimentos no próprio empreendimento e nas estradas e/ou rodovias.

Observa-se que, outros operadores de aterros buscam como alternativa a infiltração do concentrado de lixiviado gerado após o tratamento, através da recirculação no topo do maciço visando reduzir o volume final do efluente a ser tratado devido à evaporação, aumento da umidade interna.

A apresentação dos dados dos aterros sanitários selecionados para a presente pesquisa contempla as informações dos relatórios técnicos do INEA existentes nos processos de licenciamento ambiental para os aterros de Seropédica por ser o maior do país e como contraponto o aterro de Sapucaia de porte pequeno, sendo realizada uma discussão mais detalhada sobre a gestão do lixiviado dos aterros de Seropédica e Sapucaia.

O aterro de Seropédica considerado o principal do estado do rio de janeiro, aliado as

condições climáticas possuem elevada geração de lixiviados e alta variabilidade, sendo necessário um sistema de tratamento de lixiviado com flexibilidade para o estabelecimento de vazão média mensal que seja adequada à demanda.

Verifica-se que os resultados dos parâmetros representativos de DBO, DQO e Nitrogênio Amoniacal, que o tratamento dos lixiviados no arranjo dos componentes existentes de Seropédica apresenta boa eficiência, tendo em vista a redução desses parâmetros e atendimento à legislação ambiental pertinente.

Cabe destacar que o presente estudo fez o levantamento dos custos envolvidos para o arranjo que envolve o tratamento combinado na Estação de Tratamento de Esgoto Alegria operada pela Empresa CEDAE, sendo verificado que este custo varia de acordo com a carga orgânica presente no lixiviado, em geral, entre R\$ 45 e R\$ 100 por m³, portanto quanto maior a concentração, maior o custo para o tratamento.

No aterro de Sapucaia foi realizado um estudo para atendimento à demanda do INEA visando o tratamento combinado em estação de tratamento de esgoto sanitário, no qual foi apresentado a alternativa viável para este tipo de tratamento, pois não foram detectadas alterações na qualidade (parâmetros físico-químicos e toxicidade) do efluente final da ETE com introdução lixiviado em comparação aos dias que a ETE operou somente com esgoto doméstico.

Destaca-se que para a realização do tratamento de lixiviado no Aterro, muitas vezes é necessário investimento para implantar projeto novo ou para reforma da unidade, e na maioria das vezes esses custos são bastante altos, fazendo com que as empresas busquem outras alternativas, dentre elas o envio para tratamento externo e em estações de tratamento municipal, considerando o baixo volume produzido por dia e o custo associado à operacionalização e manutenção do sistema completo. Contudo, observa-se o risco do transporte para tratamento nesses locais.

Outra questão a ser considerada é que a alternativa do tratamento dos lixiviados de aterros deve atender as legislações vigentes, independente da rota tecnológica a ser adotada.

Para tanto, observa-se que o gerenciamento adequado de lixiviados de aterros sanitários deve considerar as possibilidades disponíveis em cada caso específico, de forma a minimizar os problemas ambientais a custos compatíveis com a realidade local.

Com isso, conclui-se que é fundamental o conhecimento técnico do lixiviado para a adequada tomada de decisão na escolha da melhor tecnologia a ser empregada para o tratamento de lixiviado, com o objetivo de alcançar os resultados exigidos pela legislação pertinente com vistas a alcance do padrão de lançamento nos corpos receptores.

Destaca-se ainda, os desafios encontrados dos Órgãos Ambientais em recursos de pessoal capacitado para o controle e fiscalização dos sistemas existentes no Estado do Rio de Janeiro e também os Empreendimentos na busca incessante por tecnologias convergentes para a viabilidade técnico-econômica e sustentável, ressaltando a opção do tratamento combinado em estações de tratamento de esgotos sanitários, prática já utilizada no mundo e nos estados brasileiros como destaque para São Paulo.

Por fim, estima-se que com o novo marco do saneamento e a Lei Estadual 9055/2020, existe a oportunidade de melhorias do setor que através de investimentos em tecnologias, contratação de mão de obra especializada, além da estruturação em geral de modo a ter perspectivas positivas de um futuro promissor para o setor e adequação nos sistemas de tratamento de lixiviados.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A.A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; YA, P.Y.; AL-REKABI, W.S. Review on landfill leachate treatments. *American Journal of Applied Sciences*, Dubai, Emirados Árabes Unidos, v. 6, n. 4, p. 672-684, abr., 2009. DOI:10.3844/ajassp.2009.672.684. Disponível em: <https://thescipub.com/ajas/issue/93>. Acesso em: 30 mar. 2023.
- ACERO, J.L.; BENITEZ, F.J.; LEAL, A.I.; REAL, F.J.; TEVA, F. Membrane filtration technologies applied to municipal secondary effluents for potential reuse. *Journal of hazardous materials*, Amsterdã, Países Baixos, v. 177, n. 1-3, p. 390-398, 2010.
- ALBUQUERQUE, E.M. *Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados*. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
- ALMEIDA, R.; CAMPOS, J.C. *Análise tecnoeconômica do tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. *Revista Ineana*, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, 2020.
- ANADÃO, P.; RABELLO, P.P.; DÍAZ, F.R.V.; WIEBECK, H.; HESPANHOL, I.; MIERZWA, J.C. Synthesis and characterization of polysulfone and polysulfone nanocomposite microfiltration membranes. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON MACROMOLECULES, 41., 2006, Rio de Janeiro. *Anais [...]*. São Paulo: ABpol, 2006.
- ANDRADE, L.H. *Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reuso*. 2011. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- ARAGÃO, M.; ARAÚJO, R.P.A. Métodos de ensaios de toxicidade em organismos aquáticos. In: ZAGOTTO, P.A.; BERTOLETTI, E (ed.). *Ecotoxicologia aquática: Princípios e aplicações*. 2. ed. São Carlos (SP): RIMA, 2008.
- ARAÚJO, L.G.S.; NORBERTO, A.S.; FERREIRA, R.P.S.; MARIANO, M.O.H.; CALLADO, N.H. Evaluation of the efficiency of leachate treatment in a landfill. *Research, Society and Development*, Vargem Grande Paulista, SP, v. 9, n. 7, p. 1-35, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i7.4466. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/issue/archive>. Acesso em: 30 mar. 2023.
- ARTIOLA-FORTUNY, J.; FULLER, W.H. Humic substances in landfill lixiviados. 1. Humic acid extraction and identification. *Journal of Environmental Quality*, Nova Jersey, EUA, v. 11, p. 663–668, 1982.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 12713: Ecotoxicologia aquática: Toxicidade aguda: Método de ensaio de toxicidade com Daphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 15411-3: Ecotoxicologia Aquática: Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente)*. Rio de Janeiro: ABNT, 2012.
- BACKHAUS, T.; WAGNER M. Microplastics in the environment: much ado about nothing? A debate. *PeerJ Preprints*, San Diego, USA, v. 6, e26507, 2018.
- BALDISSEROTTO, B. *Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura*. Santa Maria: UFSM, 2002. 212 p.
- BLAKEY, N. C.; BLACKMORE, K. M.; CLARK, L. *Application of Tracer Studies For Monitoring Leachate Recirculation in Landfills*. Roterdão (Holanda): Environment Agency, 1998.
- BAR, M.J.; ROBINSON, H.D. Constructed wetlands for landfill leachate treatment. *Waste Management & Research*, Roterdã, Países Baixos, v. 17, n. 6, p. 498-504, dez., 1999. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/toc/wmra/17/6>. Acesso em: 30 mar. 2023.
- BARKER, D.J.; MANNUCCHI, G.A.; SALVI, S.M.L.; STUCKEY, D.C. Characterisation of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 33, n. 11, p. 2499-2510, 1999a.
- BARKER, D.J.; STUCKEY, D.C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, vol. 33, n. 14, p. 3063-3082, 1999b.
- BAKER, Richard W. *Membrane technology and applications*. Nova Jersey (EUA): John Wiley & Sons, 2012.
- BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Photoelectrochemical discoloration and degradation of organic pollutants in aqueous solutions. *Química Nova*, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 470-476, 2002.
- BHATT, A.H. *et al.* Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. *Environmental Technology & Innovation*, Amsterdã, Países Baixos, v. 8, p. 1-16, 2017.
- BIDONE, R.F; POVINELLI, J.I. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos (SP): Ed. EESC/USP, 109 p. 1999.
- BIDONE, R.F. *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS. 2007*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- BILA, D. M. *Aplicação de processos combinados no tratamento de chorume*. 2000. 108f. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

BOCCHIGLIERI, M.M. *A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado*. 2005. 190 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BOCCHIGLIERI, M.M. *O lixiviado dos aterros sanitários em Estações de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos*. 2010. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BOLETIM TÉCNICO [DA] DEFLORES BIOENGENHARIA. ano 1, n. 3. Contagem, Minas Gerais, 2006.

BORBA, C. E. *Modelagem da remoção de metais pesados em coluna de adsorção de leito fixo*. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

BORCAZZONI, L. *et al.* Anaerobic - Aerobic Treatment of Municipal Waste Leachate. *Environmental Technology & Innovation*, Amsterdã, Países Baixos, v. 20, p. 211-217, 1999.

BRASIL. LEI nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta [...] *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 9 jan. 1997a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 22 dez. 1997b.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 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. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 66, p. 64-68, 7 abr. 2008.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 30 dez. 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 3 ago. 2010.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000 [...] *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 16 jul. 2020.

BRENNAN, R.B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M.G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. *Journal of Environmental Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 188, p. 64-72, 2017.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere*, Amsterdã, Países Baixos, v. 59, n. 6, p. 819-829, 2005. Disponível em: www.sciencedirect.com/journal/chemosphere. Acesso em: 31 mar. 2023.

VALERO, C.; MARA, D.D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Science and Technology*, Londres, v. 55, n. 11, p. 87-92, 2007.

CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; MANNARINO, C.F.; SILVA, H.R.; BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetland. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. *Anais* [...]. Rio de Janeiro: ABES, 2002. CD-ROM, Trabalho III-019.

CAMPOS, J.C.; MACHADO, B.S.; BLONSKI, M.E.D., BILA, D.M.; FERREIRA, J.A. Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the municipal wastewater treatment plant. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, SP, v. 8, n. 3, p. 43-53, 2013.

CAO, A.; CARUCCI, A.; CRASTO, P.; MUNTONI, A. A MSW landfill leachate treatment using constructed wetland: a laboratory-scale experience. In: STEGMANN, R.; CHRISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; UNIVERSITÀ DI PADOVA; ENVIRONMENTAL SANITARY ENGINEERING CENTRE (CISA). *Sardinia 2001: International Waste Management and Landfill Symposium: proceedings*, 8., 2001. Cagliari (Itália): CISA, 2001. v. 2.

CARDILLO, L. Os processos de tratamento de efluentes. *Revista Limpeza Pública*, São Paulo, n. 62, p. 26-27, 2006. Disponível em: www.ablp.org.br/revista-limpeza-publica/. Acesso em: 31 mar. 2023.

CARVALHO, M.A.S. *Previsão em tempo real da qualidade dos efluentes de uma ETAR*. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Informática) – Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 2014.

CASTILHOS JR., A.B. *et al.* Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JR., A.B. (Org.). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: RIMA, 2003. p. 143-197.

CAVALCANTI, J.E.W.A. *Manual de tratamento de efluentes industriais*. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda., 2009. 453 p.

CHENG, C.Y.; CHU, L.M. Fate and distribution of nitrogen in soil and plants irrigated with landfill leachate. *Waste Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 31, n. 6, p. 1239-1249, jun., 2011. Disponível em: www.sciencedirect.com/journal/waste-management. Acesso em: 31 mar. 2023.

CHERNICHARO, C.A.L. *et al. Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: UFMG, 1997. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5, n. 2).

CHIAN, E.S.K.; DEWALLE, F.B. Sanitary landfill leachate and their treatment. *Journal of Environmental Engineering Division*, Reston, EUA, v. 102, n. 2, p. 411-431, abr., 1976. Disponível em: <https://ascelibrary.org/toc/jeegav/102/2>. Acesso em: 31 mar. 2023.

CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSSEN, P.; ALBRECHTSEN, H.J.; HERON, G.; NIELSEN, P.H.; BJERG, P.L.; HOLM, P.E. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Oxfordshire, Inglaterra, v. 24, n. 2, p. 119-202, 1994.

CLARKE, B.O. *et al.* Investigating landfill leachate as a source of trace organic pollutants. *Chemosphere*, Amsterdã, Países Baixos, v. 127, p. 269-275, 2015.

CHUDOBA, J.; TUCEK, F.; LISCHKE, P.; SAMES, F. Residual organic matter in activated sludge process effluents: isolation and identification of a high molecular fraction of polypeptide character. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 23, p. 79-94, 1980.

CONSTRUTORA ZADAR. *Projeto da ETC – Aterro Sanitário de Macaé*. Rio de Janeiro: Construtora Zadar, 2017. V. 1 e anexos.

COSTA, A.M.; ALFAIA, R.G.S.M.; CAMPOS, J.C. Landfill leachate treatment in Brazil: an overview. *Journal of Environmental Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 232, p. 110-116, fev., 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.006. Disponível em: www.sciencedirect.com/journal/journal-of-environmental-management/issues. Acesso em: 7 abr. 2023.

COSTA, T.S. *Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal*. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2015.

COSTAN, G.; BERMINGHAM, N.; BLAISE, G.; FERARD, J.F. Potencial Exotoxic Effects Prob (PEEP): a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environmental Toxicology and Water Quality*, Nova Iorque, EUA, vol. 8, 1993.

COSSU, R. *et al.* Electrochemical treatment of landfill leachate: oxidation at Ti/PbO₂ and Ti/SnO₂ anodes. *Environmental Science & Technology*, Washington, EUA, v. 32, n. 22, p. 3570-3573, 1998.

COSSU, R. Drainage and collection of leachate. *In: INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR: MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE*, 1998, Veneza, p. VII-1 a VII- 14. *Anais [...]* Cagliari (Italy): CISA, Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.

COUTINHO, T.C. *Uso de geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras, RJ*. 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental: controle da poluição urbana e industrial) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

CULL, R.; HUNTER, H.; HUNTER, M.; TRUONG, P. Application of vetiver grass technology in off-site pollution control II: tolerance to herbicides under selected wetland conditions. *In: International Vetiver Conference, 2., 2000, Tailândia. Anais [...]*. Tailândia: The Vetiver Network International, 2000.

PIRES, J.C.A. *Projeto de tratamento do chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de “wetland”*. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

DE BRITO-PELEGRINI, N.N.; PELEGRINI, R.T.; PATERNIANI, J.E.S. Filtração lenta no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Minerva*, Lisboa, Portugal, v. 4, n. 1, p. 85-93, 2007.

DERELI, R.K. *et al.* Modeling co-treatment of leachate in municipal wastewater treatment plants in the context of dynamic loads and energy prices. *In: WATER ENERGY NEXUS CONFERENCE, 2., 2018, Salerno, Itália. Frontiers in Water-Energy-Nexus—Nature-Based Solutions, Advanced Technologies and Best Practices for Environmental Sustainability*. Salerno (Itália): Springer International Publishing, 2020. p. 493-496.

DERELI, R.K.; CLIFFORDC, E.; CASEY, E. Co-treatment of leachate in municipal wastewater treatment plants: Critical issues and emerging technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Londres, v. 51, n. 11, p. 1079-1128, 2021.

DEZZOTI, M. *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*. 1. ed. Rio de Janeiro: E-papers serviços editoriais, 2008. 519 p. (Escola Piloto de Engenharia Química, v. 5). ISBN 978-85-7650-173-2.

DIAMADOPOULOS, E., SAMARAS, P., DABOU, X., SAKELLAROPOULOS, G.P. Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor. *Water Science & Technology*, Londres, v. 36, p. 61-68, 1997.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. São Carlos (SP): RIMA, 2005.

DUGGAN, J. The potential for landfill leachate treatment using wetlands in the UK: a critical review. *Resources Conservation and Recycling Advances*, Amsterdã, Países Baixos, v. 45, n. 2, p. 97-113, out., 2005.

EL FADEL, M.; KHOURY, R. Modeling Settlement in MSW Landfills: a critical review. *Environmental Science and Technology*, Oxfordshire, Inglaterra, v. 30, n. 3, p. 327-361, 2000.

EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors influencing solid waste generation and management. *Waste Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 22, n. 3, p. 269-276, 2002.

ENGEVIX. *Projeto Técnico do Aterro Sanitário de Sapucaia*. Rio de Janeiro: Engevix, 2011.

FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS S.A. *Parecer Técnico – Estação Meteorológica de Simplício*. Rio de Janeiro: Furnas, 2019.

FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS S.A. *Volumes Transportados de Lixiviado (2017-2020) e Precipitação Média da Estação Meteorológica de Simplício*. Rio de Janeiro: Furnas, 2020.

ENVIRONMENT AGENCY. *Guidance for the treatment of landfill leachate*. Roterdão (Inglaterra): Environment Agency, 2007.

EHRIG, H.J. Co-treatment in Domestic Sewage Facilities. *In: PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR: MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE*, 1998, Veneza. *Anais [...]*. Cagliari (Itália): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998. p. XI-1-XI-10.

FACCHIN, J.M.J. *et al.* Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. *In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais [...]* Rio de Janeiro: ABES, 2000.

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; REICHERT, G.A. Avaliação preliminar do tratamento combinado de esgoto e de lixiviado de aterro sanitário nas lagoas de estabilização da ETE LAMI, em Porto Alegre. *In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL: GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS E CERTIFICAÇÃO AMBIENTAL*, 2., 1998, Porto Alegre, *Anais [...]* Rio de Janeiro: ABES, 1998.

FANGMEIER, M.; HOEHNE, L. Avaliação de carvão ativado e de sílica como adsorventes para amostras com corantes e com sódio. *Destaques Acadêmicos*, Lajeado, Rio Grande do Sul, v. 4, n. 4., p. 41-19, 2012. Disponível em: www.univates.br/revistas/index.php/destaques/index. Acesso em: 7 abr. 2023.

FERRAZ, F.M. *et al.* Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 141, p. 9-15, 2014. Disponível em: www.sciencedirect.com/journal/journal-of-environmental-management/issues.

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. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 21., 2001, João Pessoa. *Anais [...]* Rio de Janeiro: ABES, 2001.

- FERREIRA, J.A. *et al.* Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário. *In: GOMES, L.P. (coord.). Resíduos Sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.* Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 3.
- FERREIRA, J.A.; BILA, D.; SANTOS, A.S. *Estudo da influência do despejo de lixiviado do aterro sanitário de Sapucaia sobre a eficiência da ETE Sapucaia/RJ: relatório final.* Rio de Janeiro: UERJ, 2020.
- FERREIRA, J.A. *Tratamento de lixiviados de aterros sanitários através de irrigação em área plantada com capim vetiver (CHRYSOPOGON ZIZANIOIDES).* Relatório de pesquisa – Pesquisador Visitante emérito. Rio de Janeiro: FAPERJ, 2021.
- IORE, F.A. *Avaliação de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado, com ênfase na fase metanogênica.* 2004. 133p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.
- FRIMMEL, F.H.; WEIS, M. Ageing effects of high molecular weight organic acids which can be isolated from landfill lixiviados. *Water Science and Technology*, Londres, v. 23, n. 1-3, p. 419-426, jan., 1991.
- GEYER, R.; JAMBECK, J.R.; LAW, K.R. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, Washington, DC, EUA, v. 3, e170078, 2017.
- GIORDANO, G.; FERREIRA, J.A.; PIRES, J.C.A. Tratamento de lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho – Rio de Janeiro – Brasil. *In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL*, 28., 2002, Cancún. *Anais [...]* Cancún, México: AIDIS, 2002. p. 1-8.
- GIORDANO, G. *Análise e formulação de processos para tratamento dos lixiviados gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.* 2003. 257 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos) – Departamento de Engenharia Química e de Materiais, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2003.
- GIORDANO, G.; MOREIRA, T.A.; VIEIRA NETO, O.; PINTO, R.N.M.; CRUZ, C.L.B.M. Tratamento de Chorume da Central de Tratamento de Resíduos – Candeias – PE (trabalho II-371). *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 25., 2009, Recife. *Anais [...]*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- GIORDANO, G.; SURERUS, V. *Efluentes Industriais: estudo de tratabilidade.* Rio de Janeiro: Publit, 2015. v. 1, p. 196.
- GHOSH, P. *et al.* Enhanced removal of COD and color from landfill leachate in a sequential bioreactor. *Bioresource Technology*, Amsterdã, Países Baixos, v. 170, p. 10-19, 2014.
- GHOSH, P.; THAKUR, I.S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Amsterdã, Países Baixos, v. 141, p. 259-270, 2017.

GOMES, T.L. *Avaliação quali-quantitativa do lixiviado gerado no aterro controlado de Santa Maria – RS*. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

GOMES, L.P. (coord.). *Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 19., 1997, Foz do Iguaçu, PN. *Anais [...] Rio de Janeiro: ABES, 1997*. p. 450-461.

GONDRAN, E.; RODRIGUES, M.A.S. Redução da DQO de efluentes de curtume por foto-eleto-oxidação para tratamento por eletrodíálise. *In: SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA*, 16., 2004, Porto Alegre. *Livro de resumos*. Porto Alegre: UFRGS, 2004.

HABERT, A.C. *et al. Curso Fundamentos e operação dos processos de nanofiltração e osmose reversa*. Rio de Janeiro: CENPES/PETROBRÁS, 2005. (Apostila).

HO, W.S.W.; SIRKAR, K.K. *Membrane Handbook*. Nova Iorque (EUA): Van Nostrand Reinhold, 1992.

HEUKELEKIAN, H. Basic Principles of Sludge Digestion. *In: MNCABE, J; ECKENFELDER JR, W.W. (ed.) Biological treatment of Sewage and Industrial Wastes*. Nova Iorque: Reinhold Publishing Corporation, 1958. v. 1, p. 25-43.

HORTON, A.A. *A review of current knowledge: microplastics in the freshwater environment*. Marlow (Inglaterra): Foundation for Water Research, 2017. 38 p.

HORTON, A.A.; DIXON, S.J. Microplastics: an introduction to environmental transport processes. *Wiley Interdisciplinary Reviews Water*, Nova Jersey, EUA, v. 5, n. 2, e1268, 2017.

IGLESIAS, J.R. *et al. A Comparative Study of the Leachates Produced by Anaerobic Digestion in a pilot Plant and at a Sanitary Landfill in Asturias, Spain*. *Waste Management & Research*, Roterdã, Países Baixos, v. 18, p. 86-93, 2000.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *Governo do Estado do Rio de Janeiro investe em desenvolvimento sustentável e publica decreto que simplifica o licenciamento*. Rio de Janeiro: INEA, 2020. Disponível em: www.inea.rj.gov.br/governo-do-estado-do-rio-de-janeiro-investe-em-desenvolvimento-sustentavel-e-publica-decreto-que-simplifica-o-licenciamento/. Acesso em: 25 maio 2023.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *DZ-703 R.4 - Roteiro para Apresentação de Projeto de Tratamento de Efluentes Líquidos*. Rio de Janeiro: INEA, 1978.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *NT-202.R-10 – Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos do Instituto Estadual do Ambiente*. Rio de Janeiro: INEA, 1986.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). Deliberação CECA nº. 4886, de 25 de setembro de 2007. DZ-215.R-4. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*: Rio de Janeiro, 8 nov. 2007.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *RESOLUÇÃO CONEMA nº 86, de 07 de dezembro de 2018 – NOP INEA 08 - Critérios e Padrões para Controle da Ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos*. Rio de Janeiro: INEA, 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *RESOLUÇÃO CONEMA Nº 93 de 01 de novembro de 2021 – NOP INEA 48 - Programa Estadual de Autocontrole de Efluentes Líquidos - PROCON Água*. Rio de Janeiro: INEA, 2021a.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *RESOLUÇÃO CONEMA Nº 90 de 25 de dezembro de 2021 – NOP INEA 45 - Estabelece critérios e padrões de lançamento de Esgoto Sanitário tratado em corpos receptores*. Rio de Janeiro: INEA, 2021b.

Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade (SEAS). *Memória de cálculo*. Rio de Janeiro: SEAS, 2022. Disponível em: <http://icmsecologikorj.com.br/memoria-de-calculo>. Acesso em: 24 abr. 2023.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *CICLUS 065/2023*. Rio de Janeiro: INEA, 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Avisos meteorológicos*. Brasília, DF: Inmet, 2022. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 25 maio 2023.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

JUCÁ, J.F.T.J.; MELO, V.L.A.; MONTEIRO, V.E.D. Ensaio de Penetração Dinâmica em Aterros de Resíduos Sólidos. In: SIMPÓSIO LUSO- BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2002, Porto Seguro, BA. *Anais [...]* Rio de Janeiro: ABES, 2002.

KADLEC, R.H. Constructed wetlands for treating landfill leachate. In: MULAMOOTTIL, G.; MACBEAN, E.A.; ROVERS, F. *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*. Boca Raton (EUA): CRC Press, 2018. p. 17-31.

KAMARUDDIN, Mohamad Anuar et al. Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science and Technology*, Londres, v. 5, p. 113-126, 2015.

KANG, K.H.; SHIN, H.S.; PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill lixiviados with different landfill ages and its implications. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 36, n. 16, p. 4023-4032, 2002.

KAZA, S. et al. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. Washington, DC (EUA): World Bank Publications, 2018.

KHALIL, C. *et al.* Municipal leachates health risks: chemical and cytotoxicity assessment from regulated and unregulated municipal dumpsites in Lebanon. *Chemosphere*, Amsterdã, Países Baixos, v. 208, p. 1-13, 2018.

KJELDSEN P.I.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill lixiviado: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Oxfordshire, Inglaterra, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KNIE, J.; LOPES, E.W.B. *Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações*. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004.

KYLEFORS, K.; ANDREAS, L.; LAGERKVIST, A. A comparison of small-scale, pilot-scale and large-scale tests for predicting leaching behaviour of landfilled wastes. *Waste management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 23, n. 1, p. 45-59, 2003.

KOYUNCU, I.; TURAN, M.; TOPACIK, D.; ATES, A. Application of low pressure nanofiltration membranes for the recovery and reuse of dairy industry effluents. *Water Science and Technology*, Londres, v. 41, p. 213-221, 2000.

KULLE, E.P.; SCHWERDTFEGGER, I. Purification of low polluted landfill leachate with a combined technique consisting of compost filter and constructed landfill. *In*: STEGMANN, R.; CHRISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; UNIVERSITÀ DI PADOVA; ENVIRONMENTAL SANITARY ENGINEERING CENTRE (CISA). *Sardinia 2001: International Waste Management and Landfill Symposium: proceedings*, 8., 2001. Cagliari (Itália): CISA, 2001. v. 2.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e características de lixiviado. *In*: GOMES, L.P. (coord.). *Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S.; MOREIRA, V.R.; LEBRON, T.A.R. *Avaliação de Estratégias para o Tratamento do lixiviado do aterro sanitário intermunicipal de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim: Relatório Técnico*. Belo Horizonte: UFMG, 2020.

LEBRON, Y.A.R. *et al.* A survey on experiences in leachate treatment: common practices, differences worldwide and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 288, p. 112475, 2021.

LEITE, V.D. *et al.* Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, v. 13, p. 190-196, 2009.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, & Soil Pollut*, Berlim, Alemanha, v. 40, n. 3-4, p. 223-250, ago., 1988. Disponível em: www.springer.com/journal/11270. Acesso em: 7 abr. 2023.

- LI, X.Z.; ZHAO, Q.L.; HAO, X.D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 19, p. 409-415, 1999.
- LI, X.Z.; ZHAO, Q.L. Efficiency of biological treatment affect by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere*, Amsterdã, Países Baixos, v. 44, p. 37-43, 2001.
- LIANG, Z.; LIU, J. Landfill leachate treatment with a novel process: anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) combined with soil infiltration system. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdã, Países Baixos, v. 151, p. 202-212, 2008.
- LIN, S.H.; CHANG, C.C. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 34, n. 17, p. 4243-4249, 2000.
- LINDER, C.; KEDEM, O. History of nanofiltration membranes: 1960 to 1990. In: SCHAFER, A.I.; FANE, A.G.; WAITE, T.D. *Nanofiltration: principles and applicatons*. Amsterdã (Países Baixos): Elsevier, 2005.
- LO, I.M.C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Enviromental International*, Amsterdã, Países Baixos, v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.
- LOWRY, O.H.; ROSENBROUGH, N.J.; FARR, R.L.; RANDALL, R.J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, Países Baixos, Amsterdã, v. 193, p. 265-275, 1951.
- MAHMUD, K; HOSSAIN, M.D., SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. *Waste Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 32, p. 2096-2105, 2012.
- MAIA, I.S.; RESTREPO, J.J.B.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; FRANCO, D. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, 2015.
- MANKA, Josepha; REBHUN, Menahem. Organic groups and molecular weight distribution in tertiary effluents and renovated waters. *Water research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 16, n. 4, p. 399-403, 1982.
- MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.
- MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; FERREIRA, J.A.; ARIAS, A.R.L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. *Ciência e Saúde Coletiva* (Impresso), Rio de Janeiro, v. 18, 2013.

MARAÑÓN, E.; CASTILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, A.; FERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, A. Coagulation-flocculation as a pre-treatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdã, Países Baixos, v. 156, p. 538-544, 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*, Amsterdã, Países Baixos, v. 46, n. 6, p. 851-858, 2002.

MASEL, R.I. *Principles of adsorption and reaction on solid surfaces*. Cambridge (Inglaterra): Wiley-Interscience, 1996. v. 3.

MCBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. *Solid waste landfill engineering and design*. Nova Jérsei (EUA): Prentice Hall, 1995.

MCINERNEY, M.J. Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. *In*: ZEHNDER, A.J.B. (ed.) *Biology of anaerobic microorganisms*. 99. ed. Nova Jersey (EUA): Wiley-Interscience, 1988. p. 373-415.

MESSENGER, BEN. Landfill leachate. *Waste Management World*, Roterdã, Países Baixos, p. 32-35, maio-jun., 2017.

MISHRA, S. *et al.* Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, Amsterdã, Países Baixos, v. 9, art. 100.230, 2019.

MIWA, A.C.P.; FALCO, P.B.; CALIJURI, M.C. Avaliação de métodos espectrofotométricos para determinação de proteína em amostras de lagoas de estabilização. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 236-242, 2008.

MONTEIRO, J.E.P. *et al.* *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MONTEIRO, V.E.D. *Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca*. 2003. 251 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MORAVIA, W.G. *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas*. 2007. 161 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

MORAVIA, W.G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 2010. 265 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

MOSER, G.I.F. *Estudo da nitrificação de líquido lixiviado de aterro sanitário utilizando sistemas de lagoa aerada e lodos ativados*. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil-Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

MULDER, M.H.V.; VAN VOORTHUIZEN, E.M.; PEETERS, J.M.M. Membrane Characterization. In: SCHAFER, A.I.; FANE, A.G.; WAITE, T.D. *Nanofiltration: principles and applications*. Amsterdã (Países Baixos): Elsevier, 2005.

MULDER, M. *Basic principle of membrane technology*. 1. ed. Devon (Inglaterra): Kluwer Academic Publishers Group, 1991.

MULDER, M. *Basic principle of membrane technology*. 2. ed. Devon (Inglaterra): Kluwer Academic Publishers Group, 1996.

MULDER, M.H.V. Membrane preparation. In: MULDER, M.H.V. *Phase Inversion Membranes*. Cambridge (EUA): Academic Press, 2000. p. 3331-3346.

MUKHERJEE, S. *et al.* Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Abingdon, Inglaterra, v. 45, n. 5, p. 472-590, 2015.

NANNY, M.A.; RATASUK, N. Characterization and comparison of hydrophobic neutral and hydrophobic acid dissolved organic carbon isolated from three municipal landfill leachates. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 36, p. 1572-1584, 2002.

NASCENTES, A.L. *Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico*. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro Rio de Janeiro, 2013.

NOIKE, Tatsuya *et al.* Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnology and bioengineering*, Nova Jersey, EUA, v. 27, n. 10, p. 1482-1489, 1985.

NUNES, J.A. *Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais*. Aracaju: J. Andrade, 2001.

OBULI, P.K.; KURIAN, J. Chemical precipitation of ammonia-N as struvite from landfill leachate: effect of molar ratio upon recovery. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, Pensilvânia, EUA, v. 34, n. 1, 2008.

OLIVEIRA, M.L.M. *Análise ecotoxicológica e mutagênica da região textil de Toritama utilizando Aliivibrio fischeri, Biomphalaria glabrata e Daphnia magna*. 2017. Dissertação (Mestrado em Saúde Humana e Meio Ambiente) – Centro Acadêmico de Vitória, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

ORHON, D.; ARTAN, N.; CIMSIT, Y. The concept of soluble residual product formation in the modelling of activated sludge. *Water Science and Technology*, Londres, v. 21, n. 4-5, p. 339-350, 1989.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 23, p. 441-446, 2003.

PACHECO, J.R.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Integration of physical chemistry and advanced oxidative processes for remediation of landfill leachate. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 9, p. 306-311, 2004.

PAINTER, H.A. *Detailed review paper on biodegradability testing: OECD Guidelines for the testing of chemicals*. Paris: OECD, 1995.

PAIVA, M.M. *Bactérias redutoras de sulfato: estudo de substâncias poliméricas extracelulares e enzimas nos processos de adesão a substratos metálicos e de biocorrosão*. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2004.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, Nova Jersey, EUA, p. 344-351, 1982.

PARKIN, G.F.; MCCARTY, P.L. A comparison of the characteristics of soluble organic nitrogen in untreated and activated sludge treated wastewaters. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 15, n. 1, p. 139-149, 1981.

PAVLOSTATHIS, S.G.; GIRALDO-GOMEZ, E. Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, Londres, v. 24, n. 8, p. 35-59, 1991.

PEARSON, M.; DAVIES, W.J.; MANSFIELD, T.A. Asymmetric responses of adaxial and abaxial stomata to elevated CO₂: impacts on the control of gas exchange by leaves. *Plant, Cell & Environment*, Nova Jersey, EUA, v. 18, n. 8, p. 837-843, 1995.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, Amsterdã, Países Baixos, v. 10, p. S2567-S2574, 2017.

PERCY, I.; TRUONG, P. Landfill leachate disposal with irrigated vetiver grass. In: NATIONAL CONFERENCE ON LANDFILL: proceedings of landfill, 2005, Brisbane (Austrália). *Anais [...]*. Brisbane (Austrália): ISWA, 2005.

PERTILE, C. *Avaliação de Processos de Separação por Membranas como Alternativas no Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário*. 2013. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

PETERS, T.A. Purification of landfill leachate with membrane filtration and the DT-Module. In: PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR “MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE”, 1998, Cagliari (Itália). *Anais [...]*. Cagliari (Itália): CISA, 1998.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. *Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos*. São Paulo: ABES, 2005.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, A.P. Introdução. In: GOMES, L.P. (coord.). *Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB). *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterro sanitários para as condições brasileiras* - tema 3. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

QASIM, S.R.; CHIANG, W.W. *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. Londres: CRC Press, 1994.

RAUT, S.B.; VASAVADA, D.A.; CHAUDHARI, S.B. Nano particles-Application in textile finishing. *Man-made textiles in India*, Índia, v. 53, n. 12, p. 7-12, 2010.

RAUTENBACH, R.; ALBRECHT, R. *Membrane processes*. Chichester (Inglaterra): John Wiley & Sons, 1989.

REICHERT, G.A. *Resíduos sólidos: Projeto Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários*. Guia do profissional em treinamento da rede ReCESA - Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. Brasília, DF: ReCESA, 1979.

REINHART, D.R.; AL-YOUSFI, A.B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management and Research*, Thousand Oaks, EUA, v. 14, p. 337-346, 1996.

REINHART, D.R.; GROSH, C.J. Analysis of Florida MSW landfill lixiviado quality. *Florida Center for Solid and Hazardous Management*. Gainesville (EUA): University of Central Florida, 1998.

RENOU, S. *et al.* Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdã, Países Baixos, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RICE, E.W. *et al.* (Ed.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC (EUA): American Public Health Association, 2012.

RIGHETTO, A.M. *PROSAB 4: manejo de águas pluviais urbanas*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

RIO DE JANEIRO (Estado). Lei nº 3239, de 02 de agosto de 1999. Institui a política estadual de recursos hídricos; cria o sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos; regulamenta a constituição estadual [...] *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*: Rio de Janeiro, RJ, 4 ago. 1999.

RIO DE JANEIRO (Estado). Decreto nº 44.820, de 2 de junho de 2014. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental - SLAM e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*: Rio de Janeiro, RJ, 3 jun. 2014.

RIO DE JANEIRO (Estado). Lei nº 8.298, de 21 de janeiro de 2019. Altera a Lei nº 4.191 de 2003, que estabelece a política estadual de resíduos sólidos, definindo normas para disposição de resíduos sólidos em área de aquífero. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*: Rio de Janeiro, RJ, 22 jan. 2019.

RIO DE JANEIRO (Estado). Decreto nº 46.890, de 23 de dezembro de 2019. Dispõe sobre o Sistema Estadual de Licenciamento e demais Procedimentos de Controle Ambiental - SELCA, e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*: Rio de Janeiro, RJ, 24 dez. 2019.

RIO DE JANEIRO (Estado). Lei nº 9.055, de 8 de outubro de 2020. Institui a obrigatoriedade do controle e tratamento do chorume nos sistemas de destinação final de resíduos sólidos, [...] *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*: Rio de Janeiro, RJ, 9 out. 2020.

RITTMANN, B.E. *et al.* A critical evaluation of microbial product formation in biological processes. *Water Science and Technology*, Londres, v. 19, n. 3-4, p. 517-528, 1987.

ROBINSON, H.D.; HARRIS, G.R.; TRUSCOTT, S. Use of reed-bed systems to provide environmentally-friendly control of leachate from old landfills: ten years of experience from a site in Wiltshire. *Communications in Waste and Resource Management (CWRM)*, Northampton, Inglaterra, v. 8, n. 2, 2007.

ROCHA, P.M. *Avaliação da formação de biofilme na superfície de membranas de nanofiltração aplicadas na dessulfatação da água do mar*. 100 f. 2015. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

ROSSI, K.A.M., *et al.* III-107 - Resultado parcial do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de irrigação em área plantada com capim vetiver – teste piloto. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 30., 2019, Natal. *Anais [...]*. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

RUGGERI JUNIOR, H.C. *Pós-tratamento de lagoas facultativas visando a remoção de nitrogênio amoniacal*. 2011. 366 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SAADATLU, E.A.; BARZINPOUR, F.; YAGHOUBI, S. A sustainable municipal solid waste system under leachate treatment impact along with leakage control and source separation. *Process Safety and Environmental Protection*, Amsterdã, Países Baixos, v. 169, p. 982-998, 2023.

SANTOS, A.S.P. *Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização*. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. O. *Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 69-90.

SAUNDERS, F.M.; DICK, R.I. Effect of mean-cell residence time on organic composition of activated sludge effluents. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, Nova Jersey, EUA, p. 201-215, 1981.

SEGATO, L.M.; SILVA, C.L. Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Bauru. *In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27.*, 2000, Porto Alegre. *Anais [...]* Porto Alegre: AIDIS, 2000. p.1-9.

SEMINÁRIO DE TRATAMENTO DE CHORUME DE ATERROS SANITÁRIOS, Rio de Janeiro, 2018.

SENZIA, M.A. *et al.* Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling*, Amsterdã, Países Baixos, v. 154, n. 3, p. 207-215, set., 2002. Disponível em: www.sciencedirect.com/journal/ecological-modelling. Acesso em: 8 abr. 2023.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso*. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2001.

SCHNITZER, M. Humic substances: Chemistry and reactions. *In: SCHNITZER, M.; KHAN, S.U. (Ed.). Soil organic matter*. Amsterdã (Países Baixos): Elsevier Publishing Co., 1978. p. 1-64.

SHU, L.; WAITE, T.D.; BLISS, P.J.; FANE, A.; JEGATHEESAN, V. Nanofiltration for the possible reuse of water and recovery of sodium chloride salt from textile effluent. *Desalination*, Amsterdã, Países Baixos, v. 172, n. 3, p. 235-243, 2005.

SILVA, A.C. *Tratamento do lixiviado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. 2002. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, S.A.; MARA, D. *Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização*. Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SOARES, R.; SOARES, A.C.P.; MAESTA, B.C.; LIPPI, M.; CUNHA, A.E.C.P. Evaluation of the Efficiency of Reverse Osmosis in the Treatment of Sanitary Landfill Leachate in the Metropolitan Region of the Rio de Janeiro. *Revista Virtual de Química*, Niterói, RJ, v. 14, n. 6, p. 1047-1057, 2020.

SOUSA, A.A.P. *et al.* *Remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização em escala real*. 1994. 135f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24.*, 2007, Belo Horizonte. *Anais [...]*. Rio de Janeiro: ABES, 2007.

TARANTO, D. *Opersan Soluções Ambientais: apresentação*. São Paulo: Opersan Soluções Ambientais, 2019.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S.A. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. Nova Iorque (EUA): McGraw-Hill International Editions, 1993.

TORRETTA, Vincenzo *et al.* Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*, Basileia, Suíça, , v. 9, n. 1, 2071-1050, 2017.

TRANKLER, J. *et al.* Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics-Results from lysimeter studies. *Journal of Waste Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 25, p. 1013-1020, 2005.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P.; QUEMENEUR, F. Stabilized landfill lixiviado treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 35, p. 2935–2942, 2001.

TRUONG, P.; VAN, T.T.; PINNERS, E. *Sistema de aplicação vetiver: manual de referência técnica*. Tradução de Paulo R. Rogério. 2. ed. San Antonio (EUA): Rede Internacional de Vetiver, 2008.

UN-HABITAT. *Constructed wetland manual*. Kathmandu (Nepal): UN-Habitat Water for Asian Cities Programme, 2008.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande (PB): EPGRAF/UFPB, 1994.

VERMA, R., KUMAR, R. N. 2016. Can coagulation–flocculation be an effective pre-treatment option for landfill leachate and municipal wastewater co-treatment? *Perspec. Sci.*, 8, 492-494.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. *Lagoas de Estabilização: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

WARITH, M.; SHARMA, R. Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. *Water Quality Research Journal of Canada*, Hamilton, Canadá, v. 33, n. 3, p. 417-37, 1998.

WOJCIECHOWSKA, E.; GAJEWSKA, M.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: three case studies. *Polish Journal of Environmental Studies*, Polônia, v. 19, n. 3, 2010.

YOUCAI, Z. *Pollution control technology for leachate from municipal solid waste: landfills, incineration plants, and transfer stations*. Amsterdã (Países Baixos): Butterworth-Heinemann, 2018.

YOUNG, J.C. Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, Londres, v. 24, p. 133-155, 1991.

YUAN, Q.; JIA, H.; POVEDA, M. Study on the effect of landfill leachate on nutrient removal from municipal wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, Amsterdã, Países Baixos, v. 43, p. 153-158, 2016.

ZADAR CONSTRUTORA. Projeto Executivo da Estação de Tratamento de Lixiviado: memorial descritivo. Rio de Janeiro: Zadar Construtora, 2017. v. 1 e anexos.

ZIMMO, O.R.; VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN H.J.; Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. *Water Research*, Amsterdã, Países Baixos, v. 38, p. 913-920, 2004.

ZOUBOULIS, A.I.; CHAI, X.L.; KATSOYIANNIS, I.A. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill lixiviados. *Journal of Environmental Management*, Amsterdã, Países Baixos, v. 70, p. 35-41, 2004.