

**Avaliação de processos para tratamento de  
lixiviados de aterros sanitários: análise  
comparativa de estudos desenvolvidos na  
UFRJ**

Beatriz Machado Vicente

**Projeto de Final de Curso**

**Orientadora**

Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valeria da Fonseca, D. Sc.

Novembro de 2021

# AVALIAÇÃO DE PROCESSOS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS: ANÁLISE COMPARATIVA DE ESTUDOS DESENVOLVIDOS NA UFRJ

*Beatriz Machado Vicente*

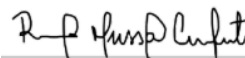
Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenheiro Químico.

Aprovado por:



---

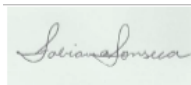
Everton Grippa Marques, D.Sc.



---

Raquel Massad Cavalcante, D.Sc.

Orientado por:



---

Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Novembro de 2021

Vicente, Beatriz Machado.

Avaliação de processos para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: análise comparativa de estudos desenvolvidos na UFRJ / Beatriz Machado Vicente. – Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2021.

110 f.

(Monografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2021.

Orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca.

1. Lixiviado. 2. Tratamento. 3. Aterro Sanitário. 4. Monografia. (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Fabiana Valéria da Fonseca. 1. Avaliação de processos para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: análise comparativa de estudos desenvolvidos na UFRJ

*Dedico este trabalho a todas as meninas e mulheres que tiveram os seus direitos a educação, liberdade e respeito negados. Todo respeito e amor por todas que lutaram e continuam lutando para que eu possa estar aqui hoje. Que nossa voz possa ecoar e fazer diferença na vida de milhares que ainda virão.*

*“A jornada de mil quilômetros começa com o primeiro passo.”*

O Rei Leão

## AGRADECIMENTOS

À Deus e minha Mãezinha por toda força que me deram, por toda intercessão e por todo sustento. Sei que muitas pedras neste longo caminho foram tiradas e aliviadas por Vocês.

À professora Fabiana por toda ajuda, compressão e, principalmente, paciência com todo o meu nervosismo durante este trabalho. Suas contribuições foram extremamente importantes na condução deste projeto.

Aos meus pais que nunca deixaram de acreditar em mim, até quando eu duvidava vocês tinham certeza de que eu conseguiria. Se hoje eu estou aqui é porque tive apoio e suporte incondicional de vocês. Obrigada por tudo. Eu nunca poderei agradecer o suficiente por receber tanto amor!

Às minhas três intercessoras que sempre estiveram e sempre estarão ao meu lado, Diana, Victoria e Priscila. Obrigada por tanta ajuda, conselho e oração, vocês fazem parte desta vitória também e eu nunca serei grata o suficiente pelo Cara lá em cima ter nos unido assim.

Ao período mais amado de todos. A faculdade não teria sido 1% do que foi se eu não tivesse a companhia de vocês durante as aulas, no DAEQ para jogar conversa fora, reclamar, surtar comigo e me incentivar quando eu precisava. Karine, minha eterna dupla, Zé, meu melhor amigo desse texto, Camila, minha irmãzinha, Adryena, Amanda, Paulo, Bretas, Sushi, Marcella, Giovana, Daniel, Ana Vitória, Barbara, Bruna e Luiz, meus surtados preferidos. Amo imensamente cada um de vocês.

Aos meus amigos e maiores incentivadores, obrigada por tornarem a minha vida mais leve, vocês tornam meus dias mais coloridos e especiais. Rafael, Gustavo, Yanne, Bia, Matheus, Larissa, Felipe, Marina, Venâncio, Vitor, Vitória e Ariel, sou extremamente grata por vocês terem feito parte da minha história.

À UFRJ, professores e funcionários, vocês fazem parte de um sonho que eu sempre tive: estudar na melhor universidade do Brasil. Obrigada por cada ensinamento, palavra, ajuda e cooperação.

Por último, mas não menos importante, eu quero agradecer a mim, por ter lutado para que esse dia chegasse, por não ter desistido e por ter escolhido uma profissão que me orgulha muito e me deixa extremamente feliz.

Resumo do Projeto Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenheiro Químico.

## **AVALIAÇÃO DE PROCESSOS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS: ANÁLISE COMPARATIVA DE ESTUDOS DESENVOLVIDOS NA UFRJ**

Beatriz Machado Vicente

Novembro, 2021

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc.

A busca por um tratamento adequado de lixiviado de aterro sanitário que atenda a legislação de lançamento de efluentes se torna cada vez mais urgente. No ano de 2019 foram produzidos no país 79,1 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos e a tendência é que essa geração chegue a 100 milhões de toneladas no ano de 2033. Segundo a estimativa de que a quantidade de lixiviado em aterros sanitários pode ser de 20% a 30% da quantidade de resíduos sólidos que é disposto diariamente em um aterro sanitário e considerando que 100% dos resíduos sólidos urbanos gerados sejam destinados a aterros, em 2033 ter-se-ia uma geração de 20 a 30 mil toneladas de lixiviado no país. Soma-se a esta preocupação o fato do lixiviado possuir uma composição química e microbiológica complexa, além de ser, em geral, tóxico para diversos organismos aquáticos, seres vivos e meio ambiente. Desta forma, o presente trabalho buscou analisar e comparar diferentes rotas de tratamento investigadas em trabalhos realizados na UFRJ a fim de estimar a rota que possui uma maior viabilidade de implementação em termos de redução de DQO, amônia e toxicidade visto que as concentrações de DQO e amônia são consideradas os principais indicativos de toxicidade aguda em um efluente. Assim, através de uma pesquisa bibliográfica inicial definiu-se as rotas de tratamento a serem avaliadas e após análise de fluxogramas, diagramas, prós e contras de cada tratamento escolheu-se a rota que melhor atende aos objetivos do projeto. Foram avaliadas no total 7 rotas que aplicavam os mais diversos tratamentos como coagulação-floculação, precipitação de estruvita, tratamentos biológicos, adsorção em carvão ativado, microfiltração, nanofiltração, osmose inversa, Processo Fenton escuro, Processo Foto-Fenton e ozonização. Buscou-se analisar em cada rota as eficiências de remoção dos parâmetros-chaves escolhidos bem como se seus valores residuais pós-tratamento se enquadrariam em suas respectivas legislações. Após análises individuais e comparativas conclui-se que a rota mais promissora para implementação é a rota quatro composta por uma etapa de ozonização seguida por microfiltração submersa e osmose inversa. Esta rota em termos de remoção de DQO apresentou uma eficiência global de 99,4% e um valor residual de 12,4 mgO<sub>2</sub>/L, em relação a remoção de amônia a eficiência foi de 99,6% apresentando um valor residual de 9 mg/L e ao fim desta rede de tratamento a toxicidade foi completamente eliminada. Além dos excelentes resultados esta rede de tratamento apresentou um menor número de etapas, conseguindo atingir resultados bastante semelhantes ao que outras rotas atingem em 5 e 8 etapas sendo mais vantajosa em uma primeira análise visto que menos etapas significam menos variáveis e parâmetros a serem controlados ao longo de um processo bem como um possível menor investimento inicial.

**Palavras-chaves:** Tratamento de lixiviado, aterro sanitário, ozonização, microfiltração, osmose inversa, DQO, amônia, toxicidade.

Abstract of the Final Course Project presented to the School of Chemistry as part of the requirements needed to obtain the degree of Chemical Engineer.

**EVALUATION OF PROCESSES FOR THE TREATMENT OF LEACHATE  
FROM SANITARY LANDFILLS: COMPARATIVE ANALYSIS OF STUDIES  
CARRIED OUT AT UFRJ**

Beatriz Machado Vicente

November, 2021

Supervisor: Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc.

The search for an adequate treatment of landfill leachate that complies with the effluent discharge legislation becomes increasingly urgent. In 2019, 79.1 million tons of urban solid waste were produced in the country and the trend is that this generation will reach 100 million tons in 2033. According to the estimate that the amount of leachate in landfills can be 20% to 30% of the amount of solid waste that is disposed daily in a landfill and considering that 100% of the urban solid waste generated are destined for landfills, in 2033 there would be a generation of 20 to 30 thousand tons of leached in the country. Added to this concern is the fact that leachate has a complex chemical and microbiological composition, in addition to being, in general, toxic to several aquatic organisms, living beings, and the environment. Thus, the present work sought to analyze and compare different treatment routes investigated in works carried out at UFRJ in order to estimate the route that has the greatest feasibility of implementation in terms of reduction of COD, ammonia, and toxicity as the concentrations of COD and ammonia are considered the main indicators of acute toxicity in an effluent. Thus, through an initial literature search, the treatment routes to be evaluated were defined and, after analyzing the flowcharts, diagrams, pros, and cons of each treatment, the route that best meets the project's objectives was chosen. A total of 7 routes were evaluated that applied the most diverse treatments such as coagulation-flocculation, struvite precipitation, biological treatments, activated carbon adsorption, microfiltration, nanofiltration, reverse osmosis, dark Fenton Process, Photo-Fenton Process, and ozonation. We sought to analyze, in each route, the removal efficiencies of the chosen key parameters as well as whether their post-treatment residual values would fit in their respective legislation. After individual and comparative analysis, it is concluded that the most promising route for implementation is route four, consisting of an ozonation step followed by submerged microfiltration and reverse osmosis. This route in terms of COD removal showed an overall efficiency of 99.4% and a residual value of 12.4 mgO<sub>2</sub>/L, compared to ammonia removal efficiency was 99.6% with a residual value of 9 mg/L and at the end of this treatment network, the toxicity was completely eliminated. In addition to the excellent results, this treatment network had a smaller number of stages, achieving results very similar to what other routes achieve in 5 and 8 stages, being more advantageous at first, as fewer stages mean fewer variables and parameters to be controlled when process as well as a possible lower initial investment.

**Palavras-chaves:** Leachate treatment, landfill, ozonation, microfiltration, reverse osmosis, COD, ammonia, toxicity.



## ÍNDICE

1. Introdução.....	15
2. Objetivo.....	17
2.1. Objetivo Geral.....	17
2.2. Objetivos Específicos .....	17
3. Revisão Bibliográfica.....	18
3.1. O Lixiviado .....	18
3.2. Parâmetros a serem analisados.....	21
3.2.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	21
3.2.2. Amônia .....	22
3.2.3. Toxicidade .....	23
3.3. Lixiviados dos principais aterros sanitários no Rio de Janeiro.....	25
3.3.1. Aterro Metropolitano de Gramacho .....	25
3.3.2. Aterro de Gericinó .....	27
3.3.3. Aterro de Seropédica .....	28
3.3.4. Aterro Sanitário de Belford Roxo.....	31
3.4. Tratamentos Utilizados .....	32
3.4.1. Coagulação-Floculação .....	32
3.4.2. Precipitação de Estruvita .....	35
3.4.3. Tratamentos Biológicos.....	37
3.4.4. Adsorção em Carvão Ativado.....	38
3.4.5. Processo de Separação por Membrana (PSM) .....	43
3.4.5.1. Microfiltração (MF) .....	48
3.4.5.2. Ultrafiltração (UF).....	48
3.4.5.3. Nanofiltração (NF) .....	49
3.4.5.4. Osmose Inversa (OI) .....	50
3.4.6. Processos Oxidativos Avançados (POA) .....	50
3.4.6.1. Processo Fenton.....	52
3.4.6.2. Processo Foto-Fenton.....	53
3.4.6.3. Ozonização .....	54
4. Trabalhos estudados e metodologia .....	57
4.1. Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados (R01) .....	59
4.2. Estudo do tratamento combinado de Processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário (R02) .....	60

4.3.	Aplicação de planejamento de experimentos em processos de ozonização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário (R03) .....	62
4.4.	Combinação de ozonização e microfiltração para adequar o lixiviado de aterro para tratamento de osmose inversa (R04).....	63
4.5.	Ozonização de um lixiviado de aterro sanitário: avaliação da remoção de toxicidade e melhoria da biodegradabilidade (R05) .....	64
4.6.	Combinação de processos de separação com membranas e adsorção em carvão ativado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário (R06/R07).....	65
5.	Resultados e Discussão.....	69
5.1.	Amostras do Lixiviado Bruto .....	69
5.2.	Análise dos tratamentos e rotas selecionadas .....	70
5.2.1.	Rota 1.....	70
5.2.2.	Rota 2.....	75
5.2.3.	Rota 3.....	78
5.2.4.	Rota 4.....	81
5.2.5.	Rota 5.....	84
5.2.6.	Rota 6.....	86
5.2.7.	Rota 7.....	89
5.3.	Seleção final da rede de tratamento .....	93
6.	Conclusão .....	98
6.1.	Sugestão para estudos futuros.....	98
7.	Anexos.....	99
8.	Referências .....	100

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Estrutura de um aterro sanitário. Fonte: < <a href="https://portalresiduossolidos.com/aterro-sanitario/">https://portalresiduossolidos.com/aterro-sanitario/</a> >. Acesso em: 8 set. 2021 .....	15
<b>Figura 2</b> - Quantidade de Publicações utilizando as palavras-chave “leachate” e “treatment” x Ano. Fonte: Elaborada pela autora.....	16
<b>Figura 3</b> - Vista Aérea do Aterro de Gramacho. Fonte: Link Ambiental, 2012.....	26
<b>Figura 4</b> - Vista aérea do Aterro de Gericinó. Fonte: <a href="https://etcterra.com.br/portfolio-projetos/projeto-do-aterro-sanitario-de-gericino/">https://etcterra.com.br/portfolio-projetos/projeto-do-aterro-sanitario-de-gericino/</a> . Acesso em: 11 set. 2021. ....	27
<b>Figura 5</b> - Camadas de impermeabilização do solo no aterro de Seropédica. Fonte: < <a href="https://ciclusambiental.com.br/servicos/">https://ciclusambiental.com.br/servicos/</a> >. Acesso em: 09 set. 2021.....	29
<b>Figura 6</b> - Planta de tratamento com tecnologia de Osmose Inversa no aterro de Seropédica. Fonte: < <a href="https://abetre.org.br/aterro-sanitario-seropedica-regiao-metropolitana-do-rio-de-janeiro/">https://abetre.org.br/aterro-sanitario-seropedica-regiao-metropolitana-do-rio-de-janeiro/</a> >. Acesso em: 09 set. 2021.....	30
<b>Figura 7</b> - Fluxograma de tratamento do lixiviado no Aterro de Seropédica. Fonte: Bastos, 2018 .....	31
<b>Figura 8</b> - Mapa com a localização das etapas de implantação do CTDR-BR. Fonte: INEA, 2017.....	32
<b>Figura 9</b> - Modelo de interação coagulante-coloide e coloide-solvente. Fonte: Kurita, 2021; Araújo & Huppel, 2021.....	33
<b>Figura 10</b> - Recuperação de fósforo no esgoto doméstico através da precipitação em forma de cristais de estruvita. Fonte: <a href="https://jornal.usp.br/ciencias/cientistas-e-engenheiros-trabalham-em-novas-solucoes-para-descontaminar-solos/">https://jornal.usp.br/ciencias/cientistas-e-engenheiros-trabalham-em-novas-solucoes-para-descontaminar-solos/</a> . Acesso em: 18 de set. 2021.....	35
<b>Figura 11</b> - mecanismos de transporte de um adsorvato a uma superfície de carvão ativado. Fonte: Hupsel, 2021 .....	40
<b>Figura 12</b> - Classificação das membranas de acordo com a estrutura e metodologia. Fonte: Adaptado de Baker, 2004; Marques, 2021 .....	44
<b>Figura 13</b> - Esquema de um processo de separação por membrana. Fonte: Hupsel, 2021 .....	45
<b>Figura 14</b> - Esquema de um processo de separação por membrana submersa. Fonte: Torres, 2015.....	46
<b>Figura 15</b> - Faixas de tamanho dos poros das membranas usadas em cada tipo de PSM. Fonte: Habert; Borges; Nobrega, 2006.....	47
<b>Figura 16</b> - Processo de Osmose Inversa. Fonte: Habert, Borges E Nobrega, 2006; Hupsel, 2021.....	50
<b>Figura 17</b> - Processo de geração de ozônio por descarga elétrica. Fonte: <a href="https://www.lenntech.com/library/ozone/generation/ozone-generation.htm">https://www.lenntech.com/library/ozone/generation/ozone-generation.htm</a> . Acesso em: 18 set. 2021.....	55
<b>Figura 18</b> - Organismos-testes utilizados no teste de toxicidade. Na foto a esquerda a bactéria marinha <i>Aliivibrio fischeri</i> . Na direita o ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i> . Fontes: < <a href="https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Vibrio_fischeri">https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Vibrio_fischeri</a> > e < <a href="https://reeflifesurvey.com/species/lytechinus-variegatus/">https://reeflifesurvey.com/species/lytechinus-variegatus/</a> >. Acesso em: 25 set. 2021...	59
<b>Figura 19</b> - Rotas utilizadas no trabalho "Estudo do tratamento combinado de processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário". Fonte: Torres, 2015. ....	61

<b>Figura 20</b> - Peixe Danio rerio utilizado como organismo-teste no teste de toxicidade. Fonte: < <a href="https://www.tfhmagazine.com/articles/freshwater/danio-rerio">https://www.tfhmagazine.com/articles/freshwater/danio-rerio</a> >. Acesso em: 25 set. 2021.....	62
<b>Figura 21</b> - Rotas aplicadas no tratamento de lixiviado na primeira etapa. Fonte: Hupsel, 2021 .....	66
<b>Figura 22</b> - Rota 5 realizada no estudo a fim de minimizar as desvantagens das rotas anteriores. Fonte: Hupsel, 2021 .....	66
<b>Figura 23</b> - Rotas de Tratamento a serem trabalhadas. Fonte: Elaborada pela autora. .	67
<b>Figura 24</b> - Rota 1 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	70
<b>Figura 25</b> - Rota 2 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	75
<b>Figura 26</b> - Comparativo de cor e turbidez após cada tratamento realizado no estudo. Fonte: Torres, 2015 .....	77
<b>Figura 27</b> - Rota 3 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	78
<b>Figura 28</b> - Rota 4 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	81
<b>Figura 29</b> - Remoção de cor e turbidez após cada etapa de tratamento. Sendo a primeira imagem referente ao lixiviado bruto, a segunda após a etapa de ozonização, a terceira após a etapa de microfiltração e a última após a OI e tratamento total. Fonte: Marques, 202 .....	83
<b>Figura 30</b> - Rota 5 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	84
<b>Figura 31</b> -Rota 6 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	86
<b>Figura 32</b> - Remoção de cor e turbidez após cada etapa de tratamento utilizada na rota 6. Fonte: Hupsel, 2021.....	88
<b>Figura 33</b> - Rota 7 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.....	90
<b>Figura 34</b> - Aparência da amostra de lixiviado após cada tratamento aplicado na R07. Fonte: Hupsel, 2021.....	92
<b>Figura 35</b> - Remoção de DQO obtida em todas as rotas estudadas. Fonte: Elaborado pela autora. ....	94
<b>Figura 36</b> - Remoção de amônia obtida em todas as rotas estudadas. Fonte: Elaborado pela autora.....	95
<b>Figura 37</b> - Rotas mais promissoras após análise de remoção de DQO, amônia e toxicidade. Fonte: Elaborado pela autora. ....	96

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Classificação do lixiviado baseado na idade do aterro sanitário. Fonte: Renou et al., 2008 .....	18
<b>Tabela 2</b> - Concentração de metais pesados em mg.L <sup>-1</sup> em lixiviado de aterro sanitário. Fonte: Renou et al., 2008.....	19
<b>Tabela 3</b> - Principais parâmetros utilizados em testes de toxicidade. Fonte: Bastos, 2018 .....	23
<b>Tabela 4</b> - Coagulantes mais utilizados nas ETAs no Brasil. Fonte: Araújo & Hupples, 2021 .....	34
<b>Tabela 5</b> - Eficiência de remoção de alguns nutrientes em diferentes efluentes utilizando a precipitação por estruvita. Fonte: Kumar e Pal, 2015 .....	36
<b>Tabela 6</b> - Principais parâmetros capazes de influenciar na adsorção do soluto em carvão ativado. Fonte: Machado, 2007; Çeçen & Aktaş, 2012; Araújo & Hupples, 2021 .....	40
<b>Tabela 7</b> - Processos de separação por membrana que utilizam como força motriz o gradiente de pressão. Fonte: adaptado de Habert; Borges; Nobrega, 2006; Wang et al., 2011 .....	46
<b>Tabela 8</b> - Potencial de oxidação dos principais oxidantes. Fonte: Metcalf & Eddy, 2016 .....	51
<b>Tabela 9</b> - Trabalhos utilizados como fonte para comparação de rota de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Fonte: Elaborado pela autora.....	57
<b>Tabela 10</b> - Parâmetros do lixiviado bruto utilizado em cada rota. Fonte: Elaborada pela autora. ....	69
<b>Tabela 11</b> - Resultados da rota 01 obtido para o lixiviado do aterro de Seropédica. Fonte: Elaborada pela autora. ....	72
<b>Tabela 12</b> - Resultados da rota 01 obtido para o lixiviado do aterro de Gramacho. Fonte: Elaborada pela autora. ....	72
<b>Tabela 13</b> - Resultados da rota 01 obtido para o lixiviado do aterro de Gericinó. Fonte: Elaborada pela autora. ....	73
<b>Tabela 14</b> - Resultados da rota 02 obtido para o lixiviado do aterro de Gericinó. Fonte: Elaborada pela autora. ....	76
<b>Tabela 15</b> - Avaliação da concentração de amônia após a combinação de tratamentos proposta. Fonte: Elaborada pela autora. ....	77
<b>Tabela 16</b> - Resultados da rota 03 obtido para o lixiviado do aterro de Seropédica. Fonte: Elaborada pela autora. ....	79
<b>Tabela 17</b> - Resultados da rota 04 obtido para o lixiviado do aterro de Belford Roxo. Fonte: Elaborada pela autora. ....	82
<b>Tabela 18</b> - Resultados da rota 05 obtido para o lixiviado do aterro de Gramacho. Fonte: Elaborada pela autora. ....	84
<b>Tabela 19</b> - Resultados da rota 06 obtido para o lixiviado do aterro de Belford Roxo. Fonte: Elaborada pela autora .....	87
<b>Tabela 20</b> - Resultados da rota 07 obtido para o lixiviado do aterro de Belford Roxo. Fonte: Elaborada pela autora. ....	91

## **Lista de Abreviaturas**

ABETRE - Associação Brasileira de Empresas Tratamento de Resíduos e Efluentes

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

Abrelp - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

CA - Carvão ativado

CAP – Carvão ativado em pó

CE<sub>50</sub> - Coeficiente de efeito observado a 50%

CETESP - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CL<sub>50</sub> - Concentração letal a 50%

Comlurb - Companhia Municipal de Limpeza Urbana

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente

CTDR-BR - Complexo de Tratamento e Destinação de Resíduos Sólidos Belford Roxo

CTR - Centro de tratamento de resíduos

DQO - Demanda química de oxigênio

ETA - Estação de tratamento de água

ETC - Estação de tratamento de chorume

ETE - Estação de tratamento de esgoto

INEA - Instituto Estadual do Ambiente

MF - Microfiltração

NBR - Norma brasileira

NF - Nanofiltração

OI - Osmose Inversa

ONU - Organização das Nações Unidas

PNRS - Política Nacional dos Resíduos Sólidos

POA - Processos oxidativos avançados

PSM - Processo de separação por membrana

RSU - Resíduos sólidos urbanos

UF - Ultrafiltração

## 1. Introdução

No ano de 2019, de acordo com o *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020* produzido e publicado pela Abrelp (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), foram produzidos no país 79,1 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos sendo a geração per capita de 379 kg/ano, além disso, segundo estimativas em 2033 chegaremos a 100 milhões de toneladas de RSU gerados em um único ano. Ainda segundo este documento, a maior parte, cerca de 59,5% dos 72,7 milhões de toneladas de resíduos que foram coletados em 2019 tiveram como destinação final os aterros sanitários seguindo a PNRS (Política Nacional de Resíduos Sólidos) que define como disposição ambientalmente adequada a distribuição do rejeito em aterros observando normas operacionais específicas evitando assim danos à saúde pública, à segurança e também evitando impactos ao meio ambiente (ABRELPE, 2020).

Um dos principais impactos desses resíduos nos aterros sanitários é a geração do lixiviado, também conhecido como chorume ou líquido percolado, que é basicamente a mistura do líquido gerado através da decomposição da matéria orgânica e inorgânica presente no lixo com água proveniente de chuva, escoamento ou infiltração (MARONEZE et al., 2014). Esse líquido pode provocar altos impactos ambientais por ser potencialmente contaminante apresentando muitas vezes altos valores de DQO, ácido húmico, amônia, metais pesados, alcalinidade, entre outros. Ademais, sua composição depende também da idade do aterro, tipo e quantidade de resíduo (PASALARI et al., 2019).

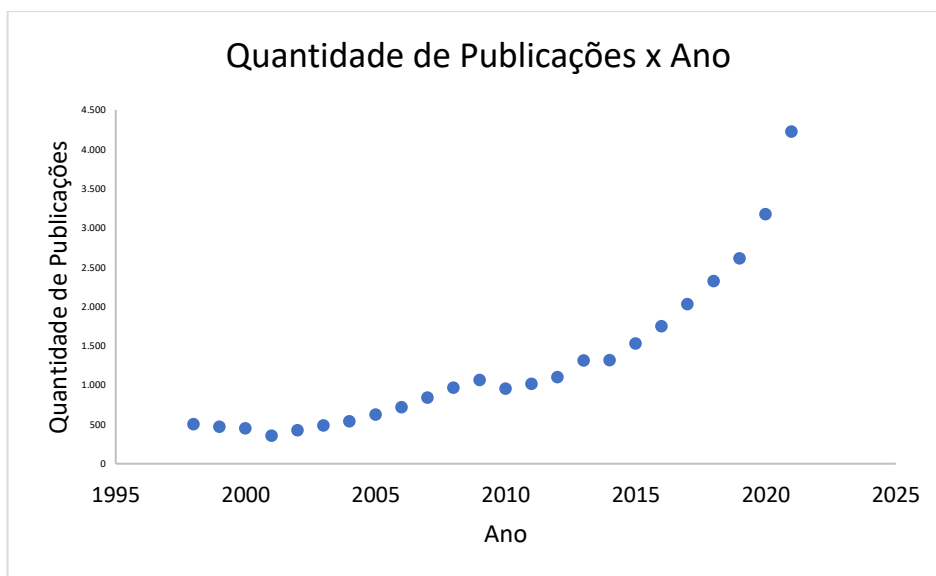


**Figura 1** - Estrutura de um aterro sanitário. Fonte: < <https://portalresiduossolidos.com/aterro-sanitario/>>. Acesso em: 8 set. 2021

Assim, devido à expectativa de continuidade no aumento de geração de RSU no Brasil e no mundo bem como sua destinação cada vez maior a aterros sanitários torna-se cada vez mais relevante o estudo de técnicas de tratamento de lixiviado já que no país muitas águas são contaminadas com este líquido como, por exemplo, a Baía de Guanabara no Rio de Janeiro que recebe o chorume produzido no Aterro Sanitário de Gramacho sendo este capaz de produzir 800 m<sup>3</sup> de lixiviado por dia (BILA et al., 2005).

Segundo Youcai (2018) a quantidade de lixiviado gerado em aterros sanitários pode ser de 20% a 30% da quantidade de resíduos sólidos que é posto diariamente em um aterro sanitário. Assim, comparando com os valores de resíduos disposto por ano em aterros, citado anteriormente, cerca de 8,7 a 13,0 milhões de toneladas de lixiviado foram gerados no ano de 2019 no Brasil e a expectativa é que esse valor chegue entre 20-30 milhões de toneladas em 2033, considerando que todos os resíduos gerados serão dispostos em aterros sanitários sendo a PNRS. Assim, é cada vez mais urgente a busca de tecnologias de tratamento para este líquido a fim de evitar maiores impactos ambientais.

Para exemplificar esta crescente importância e interesse sobre o assunto foi feita uma pesquisa utilizando o Science Direct a fim de verificar a quantidade de artigos publicados por ano sobre este tema, desta forma, utilizou-se as palavras-chave “leachate” e “treatment”, ou seja, lixiviado e tratamento, respectivamente. O resultado se encontra na figura 2 através do gráfico gerado:



**Figura 2** - Quantidade de Publicações utilizando as palavras-chave “leachate” e “treatment” x Ano. Fonte: Elaborada pela autora.



Assim, é possível confirmar de fato que o interesse em pesquisas relacionadas ao tratamento de lixiviado vem aumentando exponencialmente com o passar dos anos, ou seja, a busca por um tratamento adequado que atenda a legislação de lançamento de efluentes combinados com um menor custo se torna cada vez mais interessante ao redor do mundo.

Isto posto, este trabalho busca comparar tratamentos realizados em diferentes lixiviados coletados em aterros no estado do Rio de Janeiro afim de buscar uma similaridade no perfil de consumo buscando estudar lixiviados que apresentem características similares. Além disso, buscou-se avaliar o processo mais vantajoso em relação a remoção de DQO (demanda química de oxigênio) e amônia, além de comparar a remoção de toxicidade.

## **2. Objetivo**

### **2.1. Objetivo Geral**

Este trabalho tem como objetivo analisar e comparar diferentes rotas de tratamento investigadas em trabalhos realizados na UFRJ para lixiviados de aterro sanitário, a fim de estimar aquela que apresenta maior viabilidade de implementação em termos de redução de DQO, amônia e toxicidade.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Estudar, compreender e escolher quais parâmetros serão utilizados na comparação dos tratamentos a fim de selecionar aquele com melhor eficiência;
- Levantamento de dados, escolha de trabalhos e rotas a serem estudadas;
- Estudo das rotas de tratamento selecionadas bem como os tratamentos separadamente a fim de entender prós e contras de cada escolha;
- Primeira seleção de tratamentos a serem trabalhados mais profundamente com finalidade de facilitar a escolha final, reduzindo o número de opções a serem estudadas mais profundamente;
- Escolha final da melhor rota de tratamento de lixiviado de aterro sanitário que atenda uma boa eficiência na redução de DQO, amônia e toxicidade;

### 3. Revisão Bibliográfica

#### 3.1. O Lixiviado

O lixiviado, como citado anteriormente, é um líquido geralmente preto com forte cheiro proveniente da degradação dos resíduos sólidos em aterros sanitários, ou seja, quando a água, proveniente de diversas fontes como chuva, infiltrações, entre outras, percola os resíduos dispostos nos aterros leva consigo substâncias orgânicas e inorgânicas presente nestes materiais formando então o chorume que na sua forma bruta irá conter altas concentrações destas substâncias tornando-se potencialmente prejudicial à saúde (CELERE et al., 2007; SERAFIM et al., 2003). Além disso, a composição química e microbiológica do lixiviado é complexa e variável visto que depende de condições ambientais, do modo de operação do aterro, das condições pluviométricas, tempo de disposição, característica do próprio lixo, da dinâmica do processo de decomposição que ocorre no interior das células e idade do aterro (CELERE et al., 2007; PENG, 2017). Assim, os aterros podem ser classificados pela sua idade como jovem, intermediário e maduro (RENOU et al., 2008). A tabela 1 abaixo mostra como suas características podem variar de acordo com essa classificação:

**Tabela 1** - Classificação do lixiviado baseado na idade do aterro sanitário. Fonte: Renou et al., 2008

	Recente	Intermediário	Maduro
Idade (anos)	< 5	05 - 10	> 10
pH	6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
DQO (mg/L)	> 10.000	4.000 - 10.000	< 4.000
Compostos Orgânicos	80% de ácidos graxos voláteis Metais	5 – 30% de ácidos graxos voláteis + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais Pesados	Baixo - médio	-	Baixo
Biodegradabilidade	Importante	Médio	Baixo

É possível perceber então que o lixiviado proveniente de aterros mais novos são caracterizados por pHs mais ácidos, altos valores de demanda química de oxigênio (DQO) e maior presença de compostos tóxicos. Já com os passar dos anos a tendência é que esse lixiviado apresente uma redução significativa da biodegradabilidade, analisada no quadro acima pela

razão DBO<sub>5</sub>/DQO, devido a conversão dos componentes biodegradáveis em gás metano e CO<sub>2</sub> (SERAFIM et al., 2003). Os metais pesados comumente encontrado nos lixiviados são o cobre, zinco, chumbo, cádmio, mercúrio, entre outros (AHMAD et al., 2018). A tabela 2 abaixo apresenta a concentração de metais pesados em lixiviados de todo o mundo:

**Tabela 2** - Concentração de metais pesados em mg.L<sup>-1</sup> em lixiviado de aterro sanitário. Fonte: Renou et al., 2008

<b>Idade</b>	<b>Localização</b>	<b>Fe</b>	<b>Mn</b>	<b>Ba</b>	<b>Cu</b>	<b>Al</b>	<b>Si</b>
<b>Recente</b>	Itália	2,70	0,04	-	-	-	-
<b>Intermediário</b>	Canadá	1,28 -	0,028 -	0,006 -	-	< 0,02 -	3,72 -
		4,90	1,541	0,164	-	0,92	10,48
<b>Intermediário</b>	Hong Kong	3,81	0,182	-	0,12	-	-
<b>Intermediário</b>	Coreia do Sul	76	16,40	-	0,78	-	-
<b>Intermediário</b>	Espanha	7,45	0,17	-	0,26	-	-
<b>Maduro</b>	Brasil	5,5	0,2	-	0,08	< 1	-
<b>Maduro</b>	França	26	0,13	0,15	0,005 -	2	< 5
					0,04		
<b>Maduro</b>	Malásia	4,1 - 19,5	15,5	-	-	-	-
<b>Maduro</b>	Coréia do Sul	-	0,298	-	0,031	-	-

A decomposição dos resíduos acontece em etapas podendo esta ser divididas em 4 fases. A primeira é a fase aeróbica, esta etapa se inicia logo que ocorre a disposição do resíduo no aterro e quando ainda há oxigênio disponível entre os espaços vazios dos resíduos. Com o consumo desse oxigênio que não é repostado através de aeração o ambiente se torna propício para os microrganismos anaeróbios e inicia-se, então, a fase anaeróbica ácida. Nessa fase ocorrem as reações fermentativas quando as bactérias hidrolíticas e fermentativas realizam a hidrólise de polímeros e a fermentação dos monossacarídeos que irão resultar em ácidos carboxílicos e álcoois.

As próximas fases serão a fase metanogênica inicial e a fase metanogênica estável. Nestas fases as bactérias acetogênicas convertem os produtos da fase anterior, ou seja, os ácidos e

álcoois em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono e enfim, as arqueas metanogênicas convertem esses produtos em metano e dióxido de carbono.

A fase ácida é caracterizada por um pH na faixa de 4,5 a 7,5 e alta concentração e matéria orgânica facilmente degradável, como por exemplo, ácidos graxos voláteis. Já a fase metanogênica estável é caracterizada por um pH mais elevado na faixa de 7,5 a 9,0 e baixa biodegradabilidade sugerindo baixas concentrações de ácidos graxos voláteis e altas concentrações de compostos húmicos e fúvicos (BASTOS, 2018; KJELDSEN et al., 2002).

Por conta da sua composição o lixiviado proveniente de aterro sanitário em geral é tóxico para diversos organismos aquáticos, seres vivos e meio ambiente (BASTOS, 2018; RENOUE et al., 2008). Segundo Youcai (2018) a poluição e nocividade do lixiviado se manifestam nos seguintes aspectos: odor, matéria orgânica, microrganismos patogênicos e metais pesados. Por conta da alta presença de carboidratos e compostos nitrogenados e conseqüente falta de oxigênio dissolvido o ambiente do lixiviado se torna altamente propício para microrganismos anaeróbios ou anaeróbios facultativos e por conta disso, várias substâncias odoríferas serão formadas como amônias, mercaptanos, sulfetos de hidrogênio, entre outros.

Em termos de poluição a parte mais poluidora do lixiviado é a matéria orgânica aeróbica capaz de fornecer nutrientes para as atividades da vida microbiana, além disso, essa matéria é capaz de levar a eutrofização do corpo d'água, afetando a sobrevivência dos organismos aquáticos e o uso seguro dos recursos hídricos. Os resíduos são também um terreno fértil para bactérias, vírus, pragas e mosquitos que podem ser prejudiciais à saúde humana. Outrossim, como já mencionado, alguns lixiviados apresentam concentrações bastante relevantes de metais pesados. Quando a concentração de alguns metais pesados na água potável atinge um milionésimo provavelmente ocorrerão algumas alterações patológicas no fígado, pulmão, coração, entre outros órgãos humanos. Além disto, estes metais podem entrar no solo de várias maneiras destruindo o equilíbrio natural, reduzindo a fertilidade e a umidade deste solo.

Somado ao exposto, as crescentes concentrações de DQO e amônia, resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica, são consideradas as principais causas de toxicidade aguda para os organismos vivos (AHMAD et al., 2018). Desta forma torna-se importante o entendimento e escolha da melhor rota de tratamento de lixiviado combinando a melhor eficiência de processo com o menor custo a fim de minimizar os impactos para o meio ambiente bem como para a saúde humana.

### 3.2. Parâmetros a serem analisados

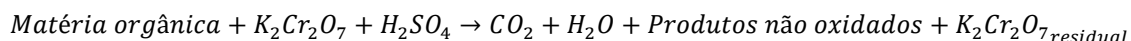
Além dos grandes impactos ambientais passíveis de serem causados, o monitoramento de certos parâmetros em relação ao tratamento de lixiviado poderá se tornar obrigatório. Isto porque de acordo com o site Tera Ambiental (2021), embora hoje já exista a ABNT NBR 8419/1992 que estabelece que todo aterro sanitário deve conter um sistema de captação, drenagem e disposição de lixiviado, já está em tramitação na Câmara dos Deputados um Projeto de Lei 1516/2019 que se aprovado tornará obrigatório o tratamento do chorume gerado por aterros sanitários.

Como visto no tópico anterior as concentrações de DQO e amônia são consideradas as principais causas de toxicidade aguda, portanto, estes três parâmetros: demanda química de oxigênio, concentração de amônia e toxicidade serão os parâmetros avaliados neste trabalho a fim de escolher a rota que apresente a melhor eficiência de redução.

#### 3.2.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra que seja susceptível à oxidação por um oxidante químico forte em meio ácido. A DQO é expressa sempre em mg O<sub>2</sub>/L. Assim, a matéria orgânica da amostra é destruída por uma mistura de ácido sulfúrico e crômico em ebulição por um período de 2 horas sob refluxo. A quantificação de matéria orgânica equivale a quantificação do dicromato de potássio que pode ser feita através da titulação do dicromato excedente com sulfato ferroso amoniacal, usando ferroína como indicador (método padrão) ou então por determinação espectrofotométrica do Cr<sup>3+</sup> gerado na redução do Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup> e posterior cálculo através da curva de calibração obtida através de soluções padrão de bifitalato de potássio (CAMMAROTA, 2011).

A reação de determinação da DQO pode ser vista abaixo:



Assim, a DQO é um parâmetro global e bastante utilizado no monitoramento de estações de tratamento de efluente líquido e mesmo que a resolução CONAMA 357/05 não faça referência a este parâmetro algumas legislações ambientais estaduais estabelecem limites máximos para este tratamento em estações de tratamento de efluente (DE AQUINO; DE QUEIROZ SILVA; CHERNICHARO, 2006). Isso pois segundo Cammarota (2011) devido a

facilidade de determinação a DQO passou a ser um parâmetro bastante difundido tanto para a caracterização de efluentes como para o monitoramento das estações de tratamento.

No entanto, se a análise da eficiência de um tratamento for feita apenas com base na DQO é importante que se tenha em mente que compostos inorgânicos reduzidos podem contribuir significativamente para a DQO (DE AQUINO; DE QUEIROZ SILVA; CHERNICHARO, 2006).

### **3.2.2. Amônia**

Já a amônia, por sua vez, aparece na resolução CONAMA 357/05 na forma de nitrogênio amoniacal e tem o seu limite para lançamento de efluentes em  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrogênio amoniacal total. A decomposição da amônia é resultado da decomposição natural da matéria orgânica nitrogenada (CETESP) e nas soluções aquosas pode se apresentar na forma ionizada, ou seja,  $\text{NH}_4^+$  ou na forma não ionizada, ou seja,  $\text{NH}_3$ . Essas espécies são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui o nitrogênio amoniacal total (REIS; MENDONÇA, 2009). No entanto, a forma não ionizada da amônia é reconhecidamente a espécie mais tóxica da amônia embora alguma toxicidade possa ser atribuída à amônia ionizada (ERICKSON, 1985).

O equilíbrio entre as diferentes espécies da amônia depende das características físico-químicas dos corpos d'água. Assim, um aumento do pH e da temperatura deslocam o equilíbrio no sentido da amônia não ionizada (REIS; MENDONÇA, 2009).

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESP) em concentrações acima de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  um odor pungente pode ser detectado, em concentrações acima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  ocorre irritação ocular e nasal, em concentrações acima de  $1.000 \text{ mg.L}^{-1}$  disfunção pulmonar e acima de  $1.500 \text{ mg.L}^{-1}$  esta pode levar a morte. Na água de consumo, concentrações altas podem causar danos graves visto que interfere no transporte de oxigênio pela hemoglobina, entre outros efeitos tóxicos.

Em relação a vida marinha alguns trabalhos avaliaram que a espécie  $\text{NH}_3$  suprime a excreção de amônia endógena através das guelras dos peixes e assim, a mortalidade pode ser atribuída a falhas neurológicas e citológicas causadas pelos altos níveis de amônia endógena. Outros trabalhos, no entanto, mostraram que os danos causados as guelras e brânquias desses animais comprometiam o sistema respiratório dos peixes e portanto, as mortes eram

consequência de eventuais asfixias (FROMM; GILLETTE, 1968; REIS; MENDONÇA, 2009; SMART, 1976).

Desta forma, o controle e acompanhamento deste parâmetro antes e após o tratamento do lixiviado gerado em aterro sanitário não é essencial apenas pelo requisito legal disposto na resolução CONAMA mas também porque a amônia pode ser altamente maléfica para os seres humanos e se descartada sem tratamento nos corpos hídricos.

### 3.2.3. Toxicidade

Os parâmetros citados anteriormente e outros como turbidez, ferro dissolvido, cor verdadeira, condutividade, entre outros, podem quantificar e qualificar substâncias no lixiviado e efluentes gerados, no entanto, nada podem afirmar sobre os seus efeitos biológicos. Assim, os ensaios de toxicidade determinam o potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura e seus efeitos tóxicos são avaliados através da resposta de organismos vivos. Esses efeitos podem ser observados através de parâmetros como: morte, falta de locomoção, diminuição da emissão de luz, diminuição da capacidade reprodutiva, etc. (CAMMAROTA, 2011). Na tabela 3 abaixo é possível encontrar os principais parâmetros utilizados em testes de ecotoxicologia:

**Tabela 3** - Principais parâmetros utilizados em testes de toxicidade. Fonte: Bastos, 2018

Parâmetro	Definição	Tempo de Exposição
CL <sub>50</sub>	Concentração letal: concentração de amostra que causa mortalidade em 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições de teste.	24 a 96h
CE <sub>50</sub>	Concentração efetiva: concentração de amostra que causa um efeito agudo (por exemplo, imobilidade) em 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições de teste.	24 ou 48h

CENO	<p>Concentração de efeito não observado: maior concentração de agente tóxico que não causa efeito prejudicial à saúde estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.</p>	7 dias
CEO	<p>Concentração de efeito observado: menor concentração de agente tóxico que causa efeito prejudicial à saúde estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.</p>	7 dias

Segundo Cammarota (2011) existem dois tipos de toxicidade que podem ser avaliados: toxicidade aguda e toxicidade crônica. A toxicidade aguda é quando a quantidade do composto tóxico provoca inibição em 50% dos organismos testados e pode ser representado por várias siglas como DL<sub>50</sub> (dose letal), CL<sub>50</sub> (concentração letal) e CE<sub>50</sub> (concentração efetiva), além disso, os efeitos agudos devem ser observados em até 96h. A toxicidade crônica fornece informação a respeito da toxicidade cumulativa de um agente tóxico, seus efeitos são subletais e permitem a sobrevivência do organismo, além disso, os organismos devem ser expostos durante pelo menos a metade de um estágio de vida.

Os ensaios de toxicidade são padronizados por órgãos ambientais ou associações de normas técnicas, como CETESB, Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e ABNT, ademais, organismos comumente empregados nos testes são algas, microcrustáceos, peixes e bactérias. No estado do Rio de Janeiro o padrão de lançamento para ecotoxicidade é feito com base no organismo-teste de água doce *Danio rerio* e é estabelecido através da legislação NT-213.R-4 - “*Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais*”. Além disso, são feitos testes também com a bactéria marinha bioluminescente *Allivibrio fischeri*, a fim de avaliar a diminuição da luminescência emitida naturalmente pela bactéria, esse teste é amplamente empregado por ser um teste simples e rápido (BASTOS, 2018).

No Brasil, o ensaio de inibição da luminescência com *Aliivibrio fischeri* é realizado seguindo a norma da ABNT NBR 15411, com um tempo de incubação de 30 minutos. É um bioensaio unificado e mundialmente utilizado para determinar a toxicidade de substâncias puras, efluentes e outras matrizes. Somado a isto, este ensaio é descrito como rápido, sensível



e fácil de executar e também como sendo um bioensaio de custo relativamente baixo, podendo ser recomendado como um valioso método de teste em controle de poluição de água (COSTA, 2016).

Alguns trabalhos utilizaram o organismo–teste *A. fischeri* a fim de verificar a toxicidade antes e após o tratamento em lixiviados provenientes de aterro sanitário. Um dos testes foi feito no aterro da cidade de Foggia no sul da Itália e após o tratamento por eletro-oxidação os resultados da CE<sub>50</sub> passaram de 18% para 43% demonstrando a redução da toxicidade (DEL MORO et al., 2016). Outro trabalho foi feito com o objetivo de investigar o lixiviado do aterro da cidade de Gdansk, na Polônia, e resultado da CE<sub>50</sub> para *A. fischeri* neste estudo foi de 27,8% (MELNYK et al., 2014). Outro estudo ainda, com o lixiviado do aterro da Eslovênia, utilizou o Processo oxidativo Fenton. Após a aplicação do tratamento foram utilizados testes com a bactéria marinha e a CE<sub>50</sub> passou de 36% para 58% (COTMAN; GOTVAJN, 2010; COSTA, 2016).

Segundo Torres (2015) o ensaio com peixes da espécie *Danio rerio* é realizado empregando a metodologia descrita na norma ABNT NBR 15088. O ensaio consiste na exposição de peixes a diferentes diluições da amostra, 3,125%, 6,25%, 12,5%, 25%, 50% e 100% (lixiviado bruto), em um sistema estático por um período de 48 horas realizando leituras após 24h e 48h de exposição. Como controle, é realizada a exposição do organismo à água de diluição nas mesmas condições da amostra. O resultado é expresso em CL<sub>50</sub> e unidade de toxicidade (UT). A CL<sub>50</sub> é a concentração da amostra letal a 50% dos organismos-teste, como já explicado anteriormente. A UT é a unidade que exprime a transformação da relação inversa da toxicidade em relação direta, obtida por meio da equação abaixo:

$$UT = \frac{100}{CENO}$$

### **3.3. Lixiviados dos principais aterros sanitários no Rio de Janeiro**

Os principais aterros sanitários a serem tratados neste trabalho são: Aterro de Gramacho, Aterro de Gericinó, Aterro de Seropédica e Aterro de Belford Roxo.

#### **3.3.1. Aterro Metropolitano de Gramacho**

O Aterro Metropolitano de Gramacho, como o nome sugere, situa-se no bairro Jardim Gramacho, no município de Duque de Caxias, Estado do Rio de Janeiro e ocupa uma área de 1,3 km<sup>2</sup> (COSTA, 2016). Este aterro foi criado em 1976, ainda no regime militar e pertencia a

cidade do Rio de Janeiro com exploração da COMLURB e teve suas atividades encerradas no ano de 2012 após 36 anos de funcionamento (ALVILA, 2011). Segundo o site Recicloteca (2015) Gramacho, inclusive, nunca teve um aterro sanitário, mas sim um lixão, visto que no início da sua operação recebia também resíduos industriais.



**Figura 3** - Vista Aérea do Aterro de Gramacho. Fonte: Link Ambiental, 2012

O Aterro de Gramacho era responsável por receber cerca de 8.000t de resíduos sólidos por dia e gerar aproximadamente 380 m<sup>3</sup> de chorume diariamente (GIORDANO et al., 2011; MANNARINO et al., 2006). Ele foi estruturado na década de 70 e sua proposta contemplava a disposição final dos resíduos sólidos das cidades do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Nilópolis, Nova Iguaçu e São João de Meriti. A previsão inicial era que o local recebesse cerca de 3.000t de resíduos por dia e que sua vida útil chegasse em 20 anos (COSTA, 2016), porém, como falado anteriormente, na prática, o local extrapolou não só a quantidade de anos de funcionamento como também a quantidade de RSU recebidos diariamente.

De fato, o aterro de Gramacho foi um dos principais responsáveis pela poluição ambiental no Rio de Janeiro com destaque para a Baía de Guanabara que recebe o lixiviado produzido neste aterro (BILA et al., 2005; COSTA, 2016).

Segundo Costa (2016) a partir de 1996 a prefeitura do Rio de Janeiro através da COMLURB passou a investir na recuperação ambiental do Aterro Municipal de Gramacho, entre as várias medidas tomadas foi feita a melhoria do sistema de drenagem e coleta de lixiviado e a implementação da ETC. A ETC, estação de tratamento de chorume, deste aterro opera com a seguinte sequência: lagoa de equalização química, coagulação química com adição de cal e correção do pH, tratamento biológico aerados por lodos ativados e nanofiltração

(MANNARINO et al., 2006). A maior dificuldade de tratamento do lixiviado deste aterro é a baixa biodegradabilidade, concentrações de amônia superiores a 1.500 mg/L e concentrações de cloreto superiores a 8.000 mg/L (GIORDANO et al., 2011).

Devido a sua idade e baixa biodegradabilidade do lixiviado, este pode ser classificado, como exemplificado anteriormente, como um lixiviado maduro.

### 3.3.2. Aterro de Gericinó

O Aterro Controlado de Gericinó localizado em Bangu, no município do Rio de Janeiro iniciou suas atividades no ano de 1987 como um vazadouro a céu aberto. Recebia cerca de 2.000t de RSU por dia e era capaz de gerar 500 m<sup>3</sup> de lixiviado diariamente que eram armazenados na lagoa de acumulação local (MARONEZE et al., 2014). O aterro ocupa uma área de 355 km<sup>2</sup>, além disso, dentro de suas instalações foi instalada uma unidade de incineração de resíduos gerados pela rede municipal hospitalar com capacidade de atendimento de 200 kg/dia (COMLURB, 2013).



**Figura 4** - Vista aérea do Aterro de Gericinó. Fonte: <https://etcterra.com.br/portfolio-projetos/projeto-do-aterro-sanitario-de-gericino/>. Acesso em: 11 set. 2021.

Segundo Costa (2017) a prefeitura do Rio de Janeiro mais uma vez, a fim de minimizar os impactos ambientais, fez de um lixão já existente um aterro controlado que é na realidade um intermediário entre o aterro sanitário e o lixão. Pela ABNT NBR 8849/1985 o aterro controlado é uma das técnicas de disposição de RSU sem causar danos ou riscos à saúde pública e a

segurança, minimizando os impactos ambientais. Além disso, o aterro controlado possui os mesmos critérios básicos de um aterro sanitário que são a compactação do resíduo em rampa, cobertura diária, drenagem dos líquidos e gases e cobertura superficial.

Deveras, é importante que o líquido percolado seja tratado na ETC antes de ser destinado a uma estação de tratamento de esgoto (ETE) ou despejado em cursos d'água. No entanto, o Centro de Tratamento de Gericinó não faz tratamento do seu lixiviado e assim, o mesmo é apenas armazenado em uma lagoa e lá é recirculado se incorporando a camada externa da cobertura e infiltrando-se para dentro da célula.

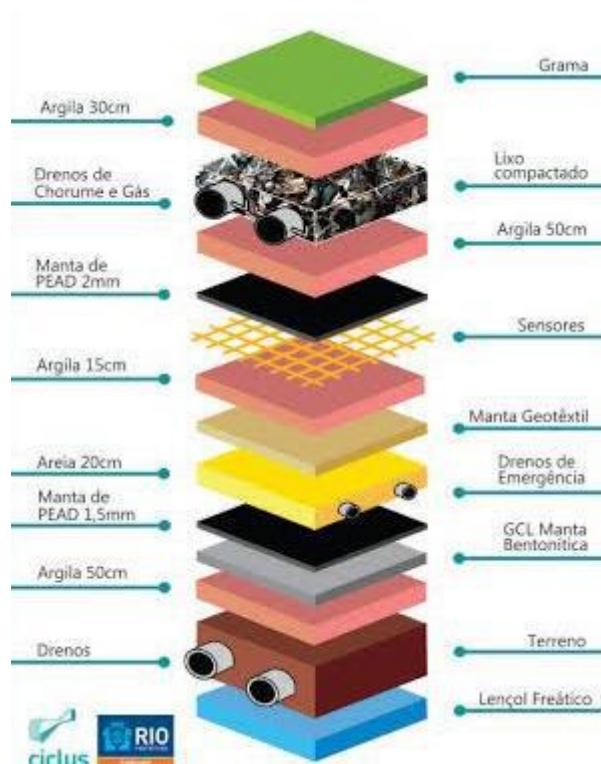
Em 2014 o aterro de Gericinó passou a receber apenas resíduos da construção civil permanecendo com a lagoa de chorume e caminhões fazendo a recirculação deste pelo antigo aterro.

Como visto anteriormente o lixiviado deste aterro também se enquadra como um lixiviado maduro.

### **3.3.3. Aterro de Seropédica**

No ano de 2011 foi inaugurado no município de Seropédica, no Estado do Rio de Janeiro, o Centro de Tratamento de Resíduos de Seropédica a fim de substituir o Aterro Sanitário de Gramacho. O CTR pertence a empresa Ciclus, pertencente ao grupo Haztec de Tecnologia Ambiental (COSTA, 2016). O aterro possui 112 km<sup>2</sup> de área em operação e recebe uma quantidade de 10.322 toneladas de RSU por dia, atendendo as cidades do Rio de Janeiro, Seropédica, Itaguaí, Nilópolis, Queimados, São João de Meriti e Duque de Caxias (COMLURB, 2017). Ainda segundo informações da Ciclos Ambiental a central possui ainda um moderno aterro sanitário bioenergético. Como o aterro completa 10 anos no ano de 2021 o seu lixiviado pode ser considerado como um lixiviado intermediário.

Ainda segundo o site da própria empresa o CTR é uma das centrais de tratamento mais avançadas de toda América Latina. A fim de garantir proteção ao meio ambiente o solo foi impermeabilizado com quatro camadas de proteção sendo argila, GCL (geocomposto bentonítico) e dupla camada de mantas de polietileno de alta densidade. Além disso, são usados sensores eletrônicos que são capazes de detectar anomalias no sistema de impermeabilização. O esquema de impermeabilização pode ser visto na figura abaixo:



**Figura 5** - Camadas de impermeabilização do solo no aterro de Seropédica. Fonte: <<https://ciclusambiental.com.br/servicos/>>. Acesso em: 09 set. 2021.

Ademais, o aterro sanitário de Seropédica foi a primeira instituição brasileira a receber da ONU os créditos de carbono ou Reduções Certificadas de Emissão como parte do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (BASTOS, 2018).

Em março de 2016 a unidade gerou 791,5 m<sup>3</sup> de lixiviado por dia (BASTOS, 2018). No início o chorume gerado era acumulado em lagoas cobertas e então transportado por 150 km até Niterói onde é tratado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Icaraí. No entanto a empresa responsável pelo aterro foi multada em R\$ 252 mil pelo INEA que havia estabelecido o prazo máximo para o funcionamento da estação de tratamento de chorume para outubro de 2012. Assim, foi inaugurado a ETC da unidade, a maior do tipo da América Latina, que está projetada para descontaminar mil metros cúbicos por dia de lixiviado, o equivalente a duas piscinas olímpicas cheias de chorume a cada cinco dias (ALENCAR, 2013). Ainda segundo a Ciclos o aterro possui uma rede de poços de monitoramento que permite avaliar a qualidade das águas subterrâneas e, com isso, monitorar possíveis contaminações.

Além disso, segundo a Associação Brasileira de Empresas Tratamento de Resíduos e Efluentes (ABETRE) desde 2019 está em operação a maior planta de tratamento de chorume com tecnologia de Osmose Inversa (OI) do mundo, instalada no aterro sanitário de Seropédica.

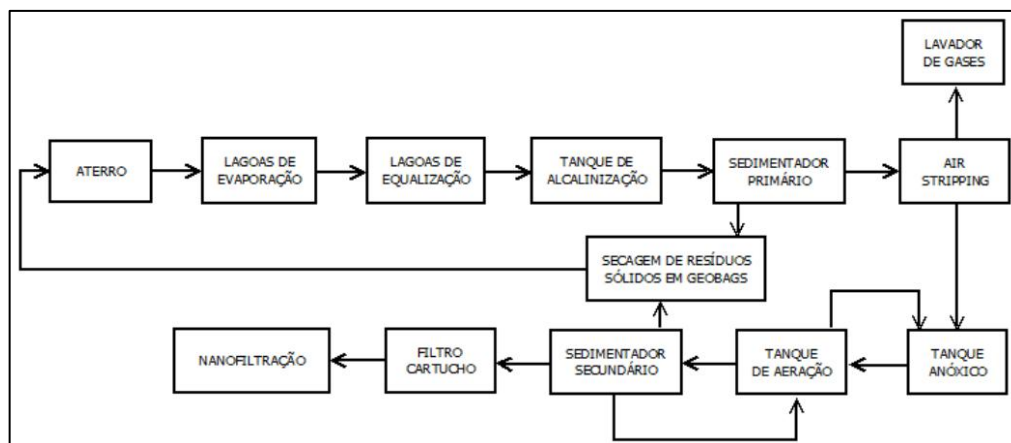
O sistema de OI do aterro opera com duas linhas independentes com capacidade unitária de 500 m<sup>3</sup>/dia totalmente instalado em 4 contêineres. A parte de OI do tratamento pode ser vista na figura abaixo:



**Figura 6** - Planta de tratamento com tecnologia de Osmose Inversa no aterro de Seropédica.

Fonte: <<https://abetre.org.br/aterro-sanitario-seropedica-regiao-metropolitana-do-rio-de-janeiro/>>. Acesso em: 09 set. 2021.

A ETC de Seropédica possui etapas de tratamento primário, secundário e terciário. Primeiramente, esse lixiviado é coletado e vai para lagoas de evaporação onde ocorre redução de seu volume e de parte da amônia por evaporação. Em seguida, esse líquido vai para lagoas de equalização após passar por caixas de areia que tem por objetivo fazer uma primeira filtração. Após a homogeneização é adicionado uma suspensão de hidróxido de cálcio ao lixiviado no tanque de alcalinização a fim de se atingir um valor de pH ao redor de 12 além de precipitar metais e outros compostos solubilizados no lixiviado. Posteriormente, esse efluente passa por um sedimentador e o lodo formado na precipitação química é bombeado para secagem e posterior disposição no aterro. Em seguida o lixiviado passa pelo tratamento secundário, ou seja, por um tratamento biológico e por último por um sistema de filtração (GOMES; LIMA; OLIVEIRA, 2017; BASTOS, 2018). O fluxograma do tratamento está exemplificado na figura 7 abaixo:



**Figura 7** - Fluxograma de tratamento do lixiviado no Aterro de Seropédica. Fonte: Bastos, 2018

### 3.3.4. Aterro Sanitário de Belford Roxo

A cidade de Belford Roxo, a exemplo de outras, substituiu em 2012 um lixão por um aterro sanitário. O centro de tratamento Bob Ambiental, um aterro privado, no ano que entrou em operação recolhia por dia de 450 a 500 toneladas de lixo. A área do aterro tem duplo sistema de impermeabilização, formado por camadas de argila e membrana de polietileno, e um sistema de drenagem para captação e encaminhamento adequado de efluente a fim de minimizar o impacto ambiental (Jornal do Commercio Brasil, 2012).

Em relação ao Complexo de Tratamento e Destinação de Resíduos Sólidos Belford Roxo (CTDR-BR) foi feito um projeto tanto para o aterro sanitário como também para uma usina de biogás a fim de aproveitar o gás oriundo da decomposição dos resíduos na geração de energia elétrica, além disso, estava no projeto uma unidade de triagem (local em que é feita a separação de resíduos que podem ser reciclados ou reutilizados) e uma usina de compostagem (onde é feito o processamento de resíduos orgânicos para produção de adubo). Foram propostas no projeto 5 etapas, como exemplificado na figura 8 abaixo, que previam o recebimento de 1.800 toneladas/dia de RSU e de grandes geradores (resíduos classe II de indústria e comércio) (INEA, 2017).



**Figura 8** - Mapa com a localização das etapas de implantação do CTDR-BR. Fonte: INEA, 2017

No ano de 2017 foi feita, no entanto, uma denúncia pelo programa Balanço Geral exibido na Record que o aterro sanitário de Belford Roxo estaria jogando chorume nos rios da Baixada do Rio de Janeiro, o que seria bastante preocupante visto que o líquido percolado altamente tóxico poderia chegar até a Baía de Guanabara. Por conta disso, o contrato entre a prefeitura do município e a administração do aterro sanitário foi rompido por indícios de crime ambiental. Atualmente, a disposição dos resíduos sólidos urbanos do município de Belford Roxo é realizada na Central de Tratamento de Resíduos de Nova Iguaçu.

Por conta do seu tempo de operação, o lixiviado deste aterro sanitário pode ser classificado como intermediário.

### **3.4. Tratamentos Utilizados**

Pelo exposto torna-se evidente a necessidade de tratamento dos lixiviados gerados em aterros sanitários, alguns dos tratamentos utilizados e estudados atualmente se encontram abaixo:

#### **3.4.1. Coagulação-Floculação**

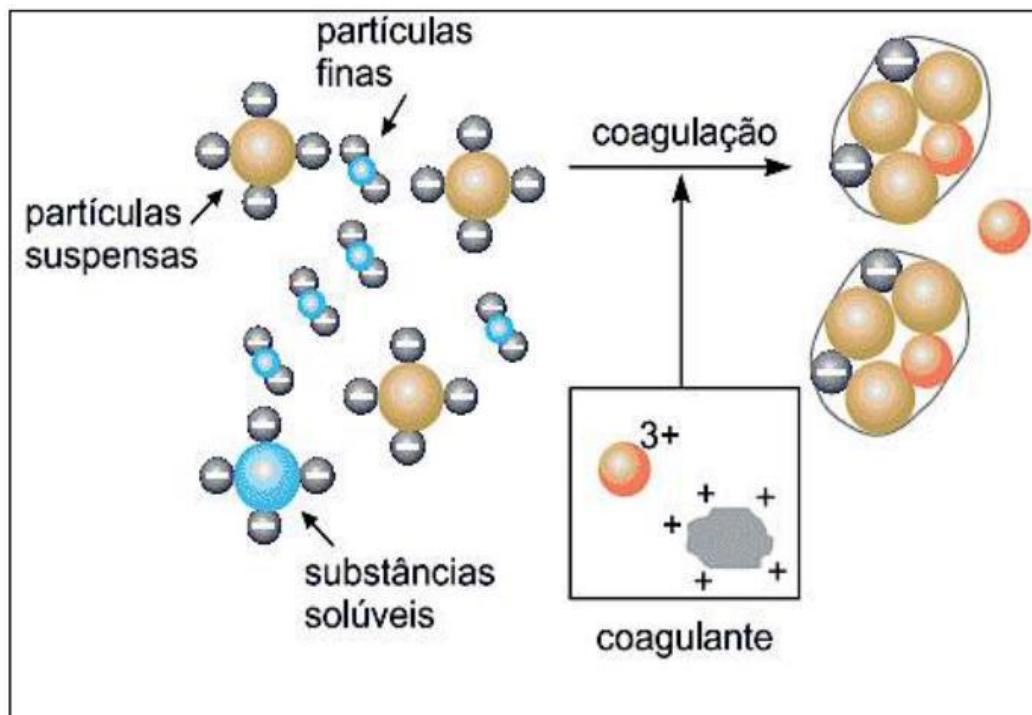
A coagulação/floculação é o processo que tem por objetivo remover o material coloidal e partículas muito finas que sedimentam muito lentamente. Esse material coloidal pode ser formado por microrganismos, gorduras, proteínas e argilas, estando o diâmetro da partícula na faixa entre 0,1 e 0,01  $\mu\text{m}$ . Esses coloides possuem propriedades elétricas capazes de criar uma



força de repulsão que impede a aglomeração das partículas. Desta forma, as partículas permanecem muito pequenas e tem dificuldade para sedimentar e assim, não podem ser removidas por processos físicos convencionais como a sedimentação (CAMMAROTA, 2011).

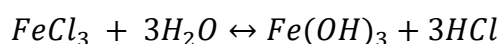
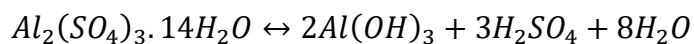
A coagulação consiste na adição do coagulante na água a fim de desestabilizar as partículas suspensas no meio. A desestabilização ocorre através da reação de hidrólise, ao adicionar-se o coagulante na água, e através da adsorção dessas espécies hidrolisadas à superfície das partículas coloidais. Esse processo pode ser classificado em quatro principais mecanismos, a depender da dosagem do coagulante e das condições físico-químicas da água: a compressão da dupla camada elétrica, a adsorção e neutralização das cargas, a varredura e a adsorção e formação de pontes que podem atuar individualmente ou de forma conjunta (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; BARTIKO; DE JULIO, 2015; KAMIWADA; ANDRADE; REIS, 2020).

A figura 9 abaixo apresenta interações entre coagulante-coloide e coloide-solvente, as partículas suspensas apresentam carga superficial negativa enquanto a superfície do coloide apresenta carga superficial positiva. Quando ocorre a aproximação, há uma competição de forças na superfície do coloide capaz de gerar uma desestabilização causada pela presença de coagulantes (MENDES, 1989)



**Figura 9** - Modelo de interação coagulante-coloide e coloide-solvente. Fonte: Kurita, 2021; Araújo & Huppés, 2021

Os coagulantes mais comumente utilizados são o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, no entanto, o uso de polieletrólitos sintéticos tem sido cada vez mais utilizados no local de coagulantes tradicionais. As reações com o sulfato de alumínio e cloreto férrico podem ser encontradas abaixo:



Além disso, a tabela abaixo traz alguns dos coagulantes mais utilizados nas Estações de Tratamento de água no Brasil, além da sua dosagem e a faixa de pH de operação a fim de garantir processos eficientes (SANTOS & SOARES, 2007; ARAÚJO; HUPPES, 2021).

**Tabela 4** - Coagulantes mais utilizados nas ETAs no Brasil. Fonte: Araújo & Huppess, 2021

Coagulante	Dosagem (mg/L)	Faixa de pH
Cal	150-500	9-11
$Al_2(SO_4)_3$	75-250	4,5-7
$FeCl_3$	35-150	4-7
$FeCl_2$	70-200	4-7
$AlCl_3$	70-350	5-7

Já a floculação tem por objetivo agregar e neutralizar os coloides facilitando a sua separação por sedimentação e/ou filtração (RICHTER, 2009; CAMMAROTA, 2011). Neste processo a água coagulada é submetida a agitação até que os flocos alcancem tamanho e massa específica suficiente para que sejam removidos por sedimentação ou flotação (ARAÚJO; HUPPES, 2021).

Segundo a NBR 12 216/1992 (ABNT, 1992) o tempo de floculação nas estações de tratamento, para flocladores hidráulicos, deve estar entre 20 e 30 minutos. Para flocladores mecânicos este tempo deve estar entre 30 e 40 minutos. Além disso, é importante ressaltar que a agitação nesta etapa deve ser uma agitação lenta a fim de permitir o contato entre as partículas (FOGAÇA, 2014). Assim, caso não haja possibilidade de realização do ensaio de Jar Test estes tempos devem ser utilizados.

Pelo exposto, torna-se evidente que estes processos se complementam e por isso, geralmente, ocorrem simultaneamente sendo conhecidos como processo coagulação/floculação.

### 3.4.2. Precipitação de Estruvita

A remoção de compostos químicos por precipitação é uma estratégia bastante utilizada no tratamento de efluentes. Somado a isto, uma das formas mais efetivas para remoção de nitrogênio amoniacal é na forma de fosfato de amônia e magnésio hexahidratado ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ), ou também conhecido como estruvita. A estruvita é uma substância cristalina de cor branca e se apresenta como uma excelente fonte de fósforo (MEMELLI et al., 2018).



**Figura 10** - Recuperação de fósforo no esgoto doméstico através da precipitação em forma de cristais de estruvita. Fonte: <https://jornal.usp.br/ciencias/cientistas-e-engenheiros-trabalham-em-novas-solucoes-para-descontaminar-solos/>. Acesso em: 18 de set. 2021

A eficiência de remoção de nutrientes e a qualidade da estruvita são funções da qualidade da solução e de fatores como pH, razão molar P:N:Mg, temperatura, tempo de reação, taxa de aeração, design do reator e presença de matéria orgânica (Rahman et al, 2014). A tabela 5 a seguir apresenta a eficiência de remoção de alguns nutrientes em diferentes efluentes utilizando a precipitação por estruvita:

**Tabela 5** - Eficiência de remoção de alguns nutrientes em diferentes efluentes utilizando a precipitação por estruvita. Fonte: Kumar e Pal, 2015

<b>Matriz</b>	<b>Eficiência de remoção</b>	<b>Referência</b>
Efluente do digestor de estrume de aves	97,4% N; 99,6% P	Yilmazel e Demirer, 2011
Efluente de indústria de bebidas	97% P	Foletto et al., 2013
Efluente bovino	95% N	Uludag-Demirer et al., 2005
Efluente industrial	96% N	El Diwani et al.2007
Efluente de suinocultura	93% N	Rahman et al., 2011
Efluente de UASB	85% N	Yetilmezsoy e Sapci-Zengin, 2009
Lixiviado de aterro sanitário	92% N	Huang, 2014
Lodo de estação de tratamento de esgoto	94% P	Munch e Barr, 2001
Urina humana	94% N; 98% P	Antonini, et al 2011

Como lixiviados de aterros sanitários podem possuir altas concentrações de fósforo e nitrogênio, a precipitação de estruvita se apresenta como um tratamento potencial para a remoção de nitrogênio amoniacal (HUPSEL, 2021). Além disso, alguns estudos como o de Huang (2014) apresentado acima mostram que este tratamento é de fato viável.

A cristalização da estruvita é uma reação reversível e espontânea e acontece quando as concentrações de magnésio, amônio e fosfato ultrapassam o produto de solubilidade da estruvita ( $K_{ps}$ ) (METCALF; EDDY, 2016).

Já a sua precipitação geralmente ocorre em meios alcalinos, contudo o pH ótimo de precipitação pode ser muito variável dependendo do sistema, em uma faixa que pode ir de 7 a 11 (RAMASWAMI et al., 2016). Este fato pode ser justificado visto que com o aumento do pH, a concentração de íons  $PO_4^{3-}$  aumenta, enquanto as concentrações dos íons  $Mg^{2+}$  e  $NH_4^+$  diminuem. Ainda assim, em baixas quantidades de magnésio e altas quantidades de fosfato e

amônio, a precipitação pode ainda ocorrer em pHs levemente ácidos, até um limite de 5,3 (HUPSEL, 2021).

Contudo, segundo Metcalf & Eddy (2016) este pH é mantido em faixas entre 8 e 8,8 mesmo que este não seja o pH ótimo de precipitação. Utiliza-se esta faixa a fim de minimizar a dosagem de produtos químicos e limitar o potencial de precipitação de outros compostos que diminuem a pureza da estruvita formada.

No caso de lixiviados de aterro sanitário, alguns estudos mostram que a estruvita formada pode conter impurezas tais como compostos orgânicos, cálcio, potássio e metais pesados (RAMASWAMI et al., 2016). Entretanto, esta quantidade de metais pesados ainda assim é inferior aos limites legais permitidos para o uso em fertilizantes, não comprometendo a utilização da estruvita (LIU et al., 2013) sendo ainda este processo um excelente recurso para o tratamento de efluentes como o lixiviado.

### **3.4.3. Tratamentos Biológicos**

Segundo Cammarota (2011) os processos biológicos ou tratamento secundários englobam os tratamentos biológicos de natureza aeróbia e os de natureza anaeróbia. Estes tratamentos visam converter a matéria orgânica biodegradável dos efluentes em gases, sólidos inorgânicos (como sulfatos, hidróxidos, etc.) e material biológico sedimentável que podem ser separados por sedimentação. Os principais e mais utilizados processos biológicos são:

- Lodos ativados
- Lagoas aeradas
- Lagoas de Estabilização
- Filtros biológicos
- Digestores Anaeróbios

Os lodos ativados são constituídos por um reator e decantadores primários e secundários. O decantador primário serve para retirar a matéria orgânica em suspensão sedimentável antes do tanque de aeração gerando uma economia de energia. As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento em que a matéria orgânica é estabilizada através da oxidação bacteriológica. As lagoas podem ser classificadas como anaeróbias, aeradas e de maturação. Os digestores anaeróbios são responsáveis por converter parte da matéria orgânica em gás carbônico e metano. Entre os tratamentos anaeróbios existem as lagoas anaeróbias, tanques sépticos, os filtros anaeróbios e os reatores de alta taxa (CORNELLI et al., 2014).

Já o processo de lagoas aeradas emprega biomassa em suspensão, assim como os lodos ativados, e essencialmente, apresenta o mesmo sistema dos lodos ativados porém com aeração prolongada. Inicialmente este processo foi projetado para tratamento de esgotos domésticos em países de clima tropical porém tem sido bastante utilizadas para tratamento de efluentes de refinarias de petróleo, indústrias alimentícias e agroindústrias. As lagoas podem ser classificadas em aeróbias ou facultativas (CAMMAROTA, 2021).

Assim, os processos biológicos buscam utilizar a matéria orgânica dissolvida, coloidal e/ou em suspensão como substrato para microorganismos como bactérias, fungos e protozoários que irão transformar esta matéria orgânica em gases, água e novos microorganismos. Além disso, estes processos também são aplicados para remoção da DBO nitrogenada. Neste caso em uma primeira etapa o nitrogênio amoniacal é transformado em nitrato reduzindo a demanda de oxigênio e a toxicidade associada a teores mais elevados de amônia. Em uma segunda etapa o nitrato formado é transformado em nitrogênio gasoso. É importante entender que, por conta dos microrganismos utilizados neste processo a sequência convencional de tratamento para remoção de DBO carbonácea e nitrogenada inclui processo aeróbio ou anaeróbio para remoção de DBO carbonácea seguido de processo aeróbio e caso a remoção de nitrato seja desejada, um processo anóxico (meio sem oxigênio dissolvido) (CAMMAROTA, 2021).

Comumente, estes processos são empregados em conjunto com processos físico-químicos utilizados no pré-tratamento e tratamento primário dos efluentes. No caso dos lixiviados, estes processos nem sempre são eficientes devido a baixa biodegradabilidade de alguns líquidos percolados, no entanto, podem ser utilizados em conjunto com outros tratamentos a fim de aumentar sua eficiência.

#### **3.4.4. Adsorção em Carvão Ativado**

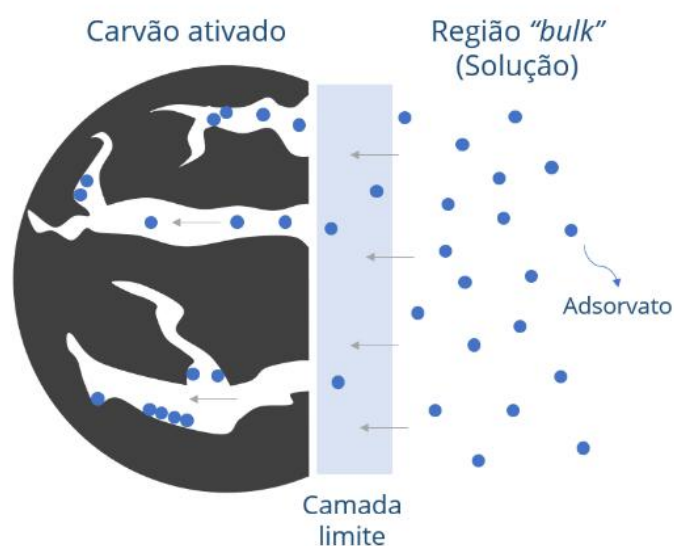
Após o tratamento por processos biológicos, coagulação, sedimentação e filtração, ainda podemos ter presente no efluente compostos orgânicos solúveis que não são biodegradáveis e que são responsáveis por odores e sabores indesejáveis. Esses compostos, normalmente, podem ser detectados pelo teste de DQO, podendo ser removidos por adsorção em carvão ativado. Além desses compostos, o processo de adsorção em carvão ativado pode ser empregado na redução de micropoluentes orgânicos e metais pesados, por exemplo, prata e mercúrio são completamente removidos enquanto o chumbo e o cobre são reduzidos a níveis aceitáveis (CAMMAROTA, 2011).

A adsorção de compostos orgânicos em carvão ativado (CA) é uma das tecnologias mais utilizadas para tratamento de efluentes industriais. Este material é um adsorvente microporoso que pode ser obtido através de uma variedade de materiais carbonáceos como madeira, lignina, casca de coco, açúcares, entre outros (BRUM et al., 2008; GUILARDUCI et al., 2006). O CA é preparado através de materiais orgânicos expostos a altas temperaturas e suas propriedades físicas dependem tanto do material utilizado para o preparo como do procedimento de preparo em si (ERABEE et al., 2018). Desta forma, a cinética e a capacidade adsortiva são variáveis para cada tipo de carvão ativado, e, portanto, devem ser avaliadas para cada caso e efluente específicos (METCALF; EDDY, 2016)

Seu poder adsorvente vem da alta área superficial e da presença de uma variedade de grupos funcionais em sua superfície. Sua estrutura é basicamente constituída por uma base grafítica em que os vértices e as bordas podem acomodar uma série de elementos como oxigênio, nitrogênio e hidrogênio, que se apresentam como grupos funcionais. Contudo, o oxigênio é o principal átomo que aparece na rede de carbono, estando presente principalmente nos grupos funcionais carbonila, carboxila, hidroxila e enóis. (GUILARDUCI et al., 2006).

O preparo deste material é geralmente feito a partir das seguintes etapas: pré-tratamento do material, impregnação com um agente químico ativador, carbonização e remoção do ativador (SHEHZAD et al., 2015). Assim, pode ser realizada uma ativação deste carvão ativado a fim de aumentar a acessibilidade à estrutura porosa e, caso necessário, aumentar o tamanho e volume dos poros (ROUQUEROL et al., 2014; HUPSEL, 2021).

Portanto, quando uma solução entra em contato com uma determinada superfície sólida, como o CA, o movimento natural é a acumulação na superfície de modo a formar uma camada de moléculas do soluto na superfície do sólido em questão. Isto acontece em função do desequilíbrio de forças na superfície do sólido (MACHADO, 2007). A figura 11 a seguir exemplifica os mecanismos de transporte de um adsorvato a uma superfície de carbono e os fenômenos de adsorção envolvidos no processo



**Figura 11** - mecanismos de transporte de um adsorvato a uma superfície de carvão ativado.

Fonte: Hupsel, 2021

Pela imagem é possível ver que a transferência de massa envolvida no processo envolve o deslocamento do soluto para o filme líquido e que o transporte de difusão no filme é suportado por difusão do material em questão através da película externa. A força motriz para que ocorra a transferência de massa é, portanto, a diferença de concentração presente na camada (ÇEÇEN & AKTAŞ, 2012). Os parâmetros principais capazes de interferir na adsorção do soluto em carvão ativado estão listados na tabela 6 abaixo:

**Tabela 6** - Principais parâmetros capazes de influenciar na adsorção do soluto em carvão ativado. Fonte: Machado, 2007; Çeçen & Aktaş, 2012; Araújo & Huppel, 2021

Parâmetros	Influência
Área específica do adsorvente	O grau de adsorção é geralmente considerado como sendo proporcional à área específica de superfície. Em geral, a adsorção de um composto aumenta com o aumento da massa molecular e o aumento do número de grupos funcionais, tais como ligações duplas ou halogêneos;



Características físico-química do adsorvente e do soluto	<p>Existe uma relação inversa entre o grau de adsorção de um soluto específico e da sua solubilidade no solvente, influenciado pelo aumento da solubilidade do soluto no líquido, ocorrendo a diminuição de adsorção; Moléculas com baixa polaridade são mais adsorvidas do que moléculas altamente polares; Cadeias ramificadas geralmente são mais adsorvidas do que cadeia simples. Um aumento no comprimento das cadeias diminui a solubilidade;</p>
pH	<p>Moléculas não dissociadas ou fracamente ionizadas são adsorvidas preferencialmente às fortemente ionizadas.</p> <p>Em geral, a adsorção em carvão ativado de poluentes orgânicos presentes em líquidos é aumentada com a diminuição do pH.</p>
Temperatura	<p>O aumento da temperatura também aumenta a taxa de difusão do soluto através do líquido para os sítios de adsorção, o que eventualmente leva a uma diminuição da adsorção na adsorção física.</p>
Porosidade do adsorvente	<p>O desempenho da adsorção depende da acessibilidade à superfície interna do carvão e da distribuição da estrutura dos poros como o número total de poros, forma e tamanho dentro do carvão.</p> <p>A eficiência da adsorção depende das características químicas superficiais do adsorvente;</p>
Características da superfície química do adsorvente	<p>A presença de grupos de oxigênio heterogêneos sobre a superfície de carbono é conhecida por reduzir a capacidade de adsorção devido à adsorção de água sobre esses grupos por meio de ligação de hidrogênio, além de afetar as propriedades de superfície, tais como a acidez de</p>

---

superfície, polaridade ou hidrofobicidade e a carga de superfície do carvão.

---

Assim sendo, a remoção dos compostos no carvão ativado ocorre a partir do processo de adsorção. Este processo acontece devido às interações entre o sólido e as moléculas na fase fluida. Dois tipos de forças estão envolvidas neste processo: a adsorção física ou fisissorção e a adsorção química ou quimissorção (HUPSEL, 2021).

Segundo Rouquerol et al. (2014) na quimissorção as moléculas se ligam a partes reativas da superfície do adsorvente, fazendo com que a adsorção ocorra em monocamada. Uma molécula adsorvida através de adsorção química pode perder sua identidade caso ocorra reação ou dissociação, não podendo ser recuperada na dessorção. A energia envolvida neste processo é comparável em magnitude à troca de energia em uma reação química. Ademais, necessita de uma energia de ativação, e muitas vezes baixas temperaturas não produzem energia térmica suficiente para atingir o equilíbrio termodinâmico.

Já na fisissorção, em pressões relativamente altas a adsorção ocorre em multicamadas. Uma molécula adsorvida por adsorção física mantém a sua identidade, e na dessorção volta para a fase fluida na sua forma original. Neste processo a energia envolvida é exotérmica, geralmente não é muito superior à energia de condensação do adsorvente, embora seja bastante superior quando ocorre em poros muito pequenos.

Quando a taxa de adsorção do contaminante se igualar à taxa de dessorção em uma temperatura específica, significa que atingiu-se a condição de equilíbrio, indicando que a capacidade de remoção do adsorvente foi esgotada (METCALF; EDDY, 2016). Por conseguinte, o material que for adsorvido pode ser removido caso seja necessário e, assim, o adsorvente pode ser reutilizado em uma nova rodada de operação (OLIVEIRA, 2001).

Alguns procedimentos utilizados para recuperar o carvão ativado e sua capacidade adsortiva são: produtos químicos para oxidar o material adsorvido, vapor para eliminar o material adsorvido e solventes e processos de conversão biológicos (METCALF; EDDY, 2016). Assim, a economia do processo de adsorção dependerá da possibilidade de recuperação do CA, devendo-se saber que em 10 a 14 regenerações há uma perda de 7 a 10% do carvão e uma ligeira diminuição de sua capacidade de adsorção (CAMMAROTA, 2011).

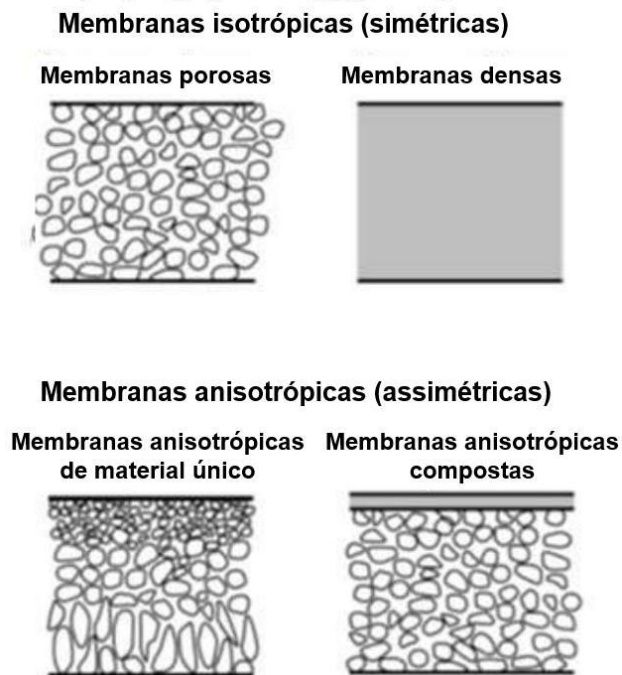
### **3.4.5. Processo de Separação por Membrana (PSM)**

A membrana é a característica comum em todos os processos de separação por membranas (PSM) e é definida como uma barreira seletiva que existe entre duas fases (MULDER, 1996), restringindo então de maneira completa ou parcial o transporte de uma ou mais espécies químicas presentes (NÓBREGA et al., 1997). Em sua maioria, são constituídas de material polimérico que pode ter origem orgânica ou inorgânica. No entanto, as membranas inorgânicas, apesar de serem mais custosas, são mais resistentes permitindo trabalhar com temperaturas mais altas e meios mais agressivos, além de apresentarem maior facilidade de limpeza e maior tempo de vida útil (TORRES, 2015).

O primeiro relato de PSM aconteceu no século XVIII quando se descreveu o fenômeno da permeação das membranas da bexiga da carne suína. Contudo, este tipo de processo começou a ser utilizado no tratamento de água devido a necessidade de melhoria na qualidade da água no período pós Segunda Guerra Mundial. Hoje, porém, o PSM é uma tecnologia bastante estabelecida e amplamente utilizada para tratar água e efluentes (MARQUES, 2021).

De acordo com Marques (2021), um aspecto importante sobre as membranas é sua estrutura e morfologia. As membranas podem ser classificadas de acordo com sua estrutura em porosa, densa ou composta, e de acordo com a morfologia em isotrópica (simétrica) ou anisotrópica (assimétrica).

As membranas porosas isotrópicas têm poros distribuídos aleatoriamente, enquanto as membranas densas isotrópicas são compostas por um filme denso através do qual o permeado é transportado por difusão. As membranas anisotrópicas possuem uma camada superior mais firme que a matriz da membrana, que se chama pele e pode ser porosa ou densa. Estas últimas podem ainda ser classificadas como de material único, se a pele e a matriz forem feitas do mesmo material, ou compostas, se um material diferente for usado para formar a pele sobre a matriz. A Figura 12 abaixo ilustra os diferentes tipos de estrutura e morfologia nas membranas conforme exposto:



**Figura 12** - Classificação das membranas de acordo com a estrutura e metodologia. Fonte:  
Adaptado de Baker, 2004; Marques, 2021

Para que ocorra a separação por membranas e o transporte através da membrana é necessário que haja a aplicação de uma força motriz na alimentação. A força motriz é, geralmente, um gradiente de potencial químico ou elétrico produzido a partir de uma diferença de concentração entre as duas fases ou de pressão (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; HUPSEL, 2021).

A força motriz aplicada ao processo de separação será proporcional ao fluxo permeado através da membrana. Esta proporcionalidade pode ser representada pela equação abaixo (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006):

$$J = -A * \frac{\partial F}{\partial x}$$

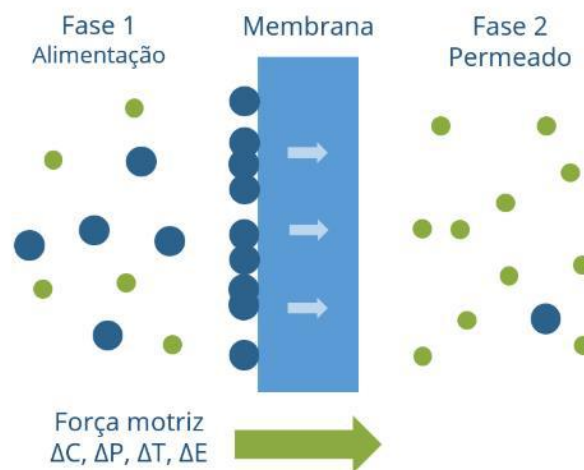
Sendo J o fluxo permeado, A o coeficiente fenomenológico e  $\frac{\partial F}{\partial x}$  a força motriz através da seção transversal da membrana.

Além disso, segundo Charcosset (2006) os tipos de filtração mais utilizados são descritos abaixo:

- Filtração por gravidade: o líquido lixivia por um meio filtrante utilizando a força gravitacional.

- Filtração pressurizada: a fim de se atingir uma pressão fundamental é necessário a utilização de bombas de forma que se obtenha uma velocidade desejável para se obter uma vazão necessária no meio filtrante.
- Filtração direta: O fluxo a ser separado é “empurrado” em fluxo frontal para uma membrana. Este processo necessita de retrolavagem periodicamente com o objetivo de eliminar os sólidos acumulados na superfície da membrana. Gera um efluente na retrolavagem.
- Filtração tangencial: o fluido, deslocado em alta velocidade, tangencia as proximidades da membrana enquanto outra bomba por sucção faz com que o fluido seja aspirado contra as membranas fazendo, portanto, com que os sólidos fiquem retidos na membrana e a água permeada passe. (ARAÚJO; HUPPES, 2021)

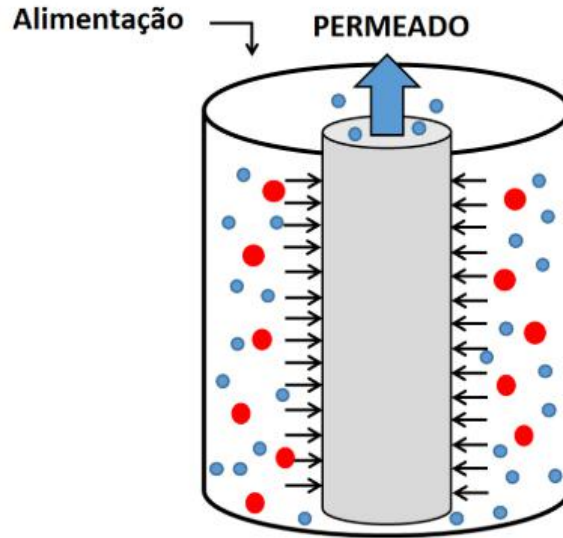
Ademais, o processo de separação por membranas irá gerar duas fases: o concentrado e o permeado. O concentrado é uma corrente líquida que não consegue atravessar a membrana ficando retida e contendo os compostos rejeitados. O permeado é todo componente que conseguiu atravessar a membrana (CHAMON, 2011). Segue abaixo na figura 13 uma representação de um processo de separação por membrana:



**Figura 13** - Esquema de um processo de separação por membrana. Fonte: Hupsel, 2021

No caso das membranas que trabalham imersas no efluente, existem apenas as correntes de alimentação e permeado, ou seja, não há a corrente de concentrado visto que a espécie que não permeia pela membrana ficará retida dentro do tanque no qual as membranas estão imersas. Isto irá fazer com que a solução dentro do tanque fique cada vez mais concentrada, fazendo com que seja necessário a retirada do líquido de acordo com a espécie de interesse e suas características. A operação das membranas imersas no efluente é realizada por diferença de

pressão negativa, ou seja, aplicando vácuo (TORRES, 2015). Na figura abaixo é possível ver o esquema de um processo que utiliza membranas submersas:



**Figura 14** - Esquema de um processo de separação por membrana submersa. Fonte: Torres, 2015

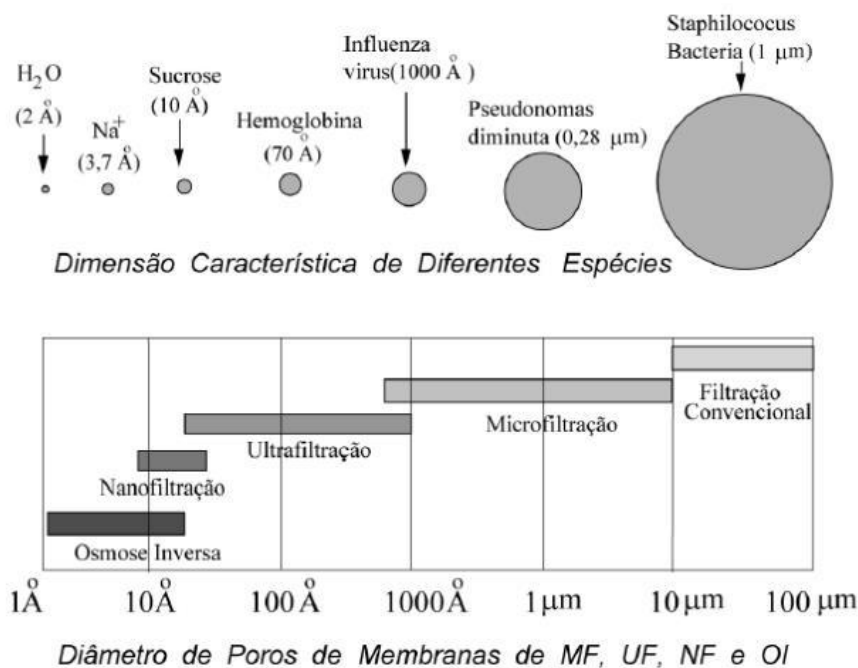
As membranas que têm como força motriz o gradiente de pressão são capazes de remover substâncias nas seguintes faixas de separação:

**Tabela 7** - Processos de separação por membrana que utilizam como força motriz o gradiente de pressão. Fonte: adaptado de Habert; Borges; Nobrega, 2006; Wang et al., 2011

Processo	Tamanho dos Poros	Força Motriz necessária ( $\Delta P$ )	Aplicações
Microfiltração	0,1 a 10 $\mu m$	0,5 - 3 bar	Esterilização bacteriana; Concentração de células; Clarificação de vinhos e cervejas;

Ultrafiltração	0,001 a 0,1 $\mu\text{m}$	1 - 7 bar	Recuperação de pigmentos e de óleos; Fracionamento e concentração de proteínas;
Nanofiltração	Moléculas com massa molar média entre 500 e 2.000 Da	5 - 25 bar	Purificação de enzimas; Biorreatores a membranas;
Osmose Inversa	Moléculas solúveis	15 - 80 bar	Dessalinização de águas; Concentração de sucos de fruta;

Além disso, as faixas de tamanho dos poros das membranas de micro, ultra e nano filtração e osmose inversa são descritas na figura 15:



**Figura 15** - Faixas de tamanho dos poros das membranas usadas em cada tipo de PSM. Fonte: Habert; Borges; Nobrega, 2006.

Vamos entender então um pouco melhor sobre cada tipo de PSM que utiliza o gradiente de pressão como força motriz:

#### **3.4.5.1. Microfiltração (MF)**

Como já visto anteriormente na tabela 7, a microfiltração é composta por membranas com tamanho de poros entre 0,1 e 10  $\mu\text{m}$ , ela precisa de um  $\Delta P$  entre 0,5 e 3 bar e é bastante utilizada, por exemplo, para esterilização bacteriana, concentração de células, clarificação de vinhos e cervejas, entre outros.

A MF permite que a fase emulsionada e os sólidos suspensos sejam retidos na fase de tratamento preliminar ou em tratamentos mais avançados como fase de polimento (TORRES, 2015). Este processo vem sendo bastante estudado também como um pré-tratamento para a osmose inversa, que falaremos mais a frente, principalmente devido à sua capacidade de reter microrganismos e sólidos em suspensão, espécies que podem intensificar bastante a incrustação nas membranas de OI (MARQUES, 2021).

Este processo pode ser operado com escoamento tangencial ou filtração direta (BAKER, 2012). Os sistemas de escoamento tangencial usualmente utilizam um tipo de limpeza física denominada retrolavagem para controle das incrustações ao longo da operação. O processo de retrolavagem consiste em inverter a direção do fluxo permeado por um curto período a partir da aplicação da pressão do lado do permeado da membrana, forçando as partículas que se acumularam a serem removidas da superfície da membrana (HUPSEL, 2021).

Segundo Mulder (1996) a microfiltração garante o consumo de pouca energia com um elevado grau de recuperação pela baixa pressão aplicada. No entanto, segundo Hwang e Sz (2011) um frequente problema está associado ao uso da MF que é uma queda no fluxo permeado causado por um bloqueio ou entupimento dos poros da membrana por partículas presentes no permeado.

#### **3.4.5.2. Ultrafiltração (UF)**

A ultrafiltração é muito similar a microfiltração já que a separação nestes processos ocorre pelo mecanismo da diferença de tamanho entre as moléculas no soluto e os poros das membranas (BAKER, 2012). Assim, como visto na tabela 7, a UF opera com o tamanho de poros um pouco menor que os da MF sendo entre 0,001 e 0,1  $\mu\text{m}$ . Além disso utiliza um  $\Delta P$  entre 1 e 7 bar e é bastante utilizado para recuperação de pigmentos e de óleos e fracionamento e concentração de proteínas.



A ultrafiltração é mais comumente usada para tratamento de água para abastecimento em razão do menor consumo de energia elétrica e maior eficiência na remoção de matéria orgânica em função do peso molecular de corte. Além disso, este processo apresenta preferência em relação a microfiltração devido sua maior capacidade de separação para vírus e colóides (DOYEN, 1997; YOON et al., 2006; ARAÚJO; HUPPES, 2021).

### **3.4.5.3. Nanofiltração (NF)**

A nanofiltração é um processo intermediário entre a ultrafiltração e a osmose inversa, e sua estrutura molecular é mais “aberta” quando comparada as da OI (MULDER, 1996). Este tipo de PSM é bastante utilizado para purificação de enzimas, íons da água e em biorreatores a membranas. Assim, este tipo de tratamento é comumente utilizado em tratamento de água, efluentes (lixiviado), no setor de alimentos, farmacêuticas e biomédicas e no de óleo e gás (BCC RESEARCH, 2014).

As membranas de nanofiltração possuem grupos funcionais ligados às cadeias poliméricas que geram um efeito de rejeição salina também conhecido como exclusão de Donnan. Este efeito é causado pelos grupos iônicos ligados à cadeia polimérica que tendem a excluir íons da mesma carga enquanto permitem a percolação de íons de carga oposta (BAKER, 2012).

Assim, a rejeição das membranas de nanofiltração é um efeito combinado entre a exclusão de Donnan e a exclusão por tamanho (HUPSEL, 2021). Nas membranas neutras a exclusão ocorre apenas pelo tamanho. Este efeito é muito mais forte para íons multivalentes, sendo assim, as membranas de NF possuem baixa rejeição para íons monovalentes (BAKER, 2012). Além do mais, comparado com a OI a nanofiltração opera com menor pressão, fluxo mais elevado, menor investimento e altas taxas de rejeição de íons bivalentes (TELLES, 2016).

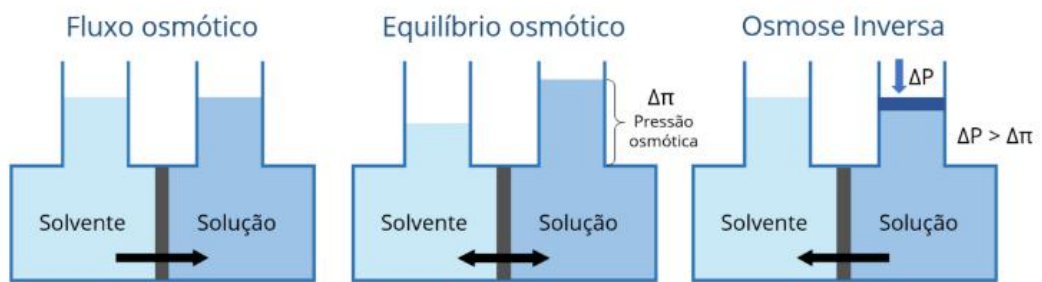
As peculiaridades das membranas de nanofiltração frente as outras membranas acarretam boas rejeições a íons divalente e sais orgânicos (BAKER, 2012). Assim, os fatores mais importantes para transferência de espécies nesta membrana são as interações eletrostáticas, o tamanho dos poros e a massa molar 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)

#### 3.4.5.4. Osmose Inversa (OI)

A osmose inversa pode ser descrita como um procedimento para remoção de sais da água utilizando membranas permeáveis a água, mas fundamentalmente impermeáveis a sais (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006). O nome e o processo “osmose inversa” foram patenteados em 1931 e em 2012 mais de 10 milhões de metros cúbicos de água foram dessalinizados utilizando esta tecnologia por dia (BAKER, 2012).

Quando a membrana separa duas soluções é mais comum que haja um fluxo de solvente no sentido da solução mais diluída para a mais concentrada. No entanto, na osmose inversa é aplicado pelo lado da solução mais concentrada uma diferença de pressão entre as duas soluções superior a diferença de pressão osmótica, assim, inverte-se o fluxo do solvente que passa a escoar da solução mais concentrada para a mais diluída (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006). Esta diferença pode ser exemplificada na figura 16 abaixo:



**Figura 16** - Processo de Osmose Inversa. Fonte: Habert, Borges E Nobrega, 2006; Hupsel, 2021.

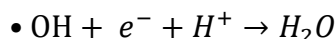
Para todos os propósitos as membranas de osmose inversa são consideradas como densas, ou seja, não são porosas (BAKER, 2012). Estas também são, tipicamente, operadas no modo tangencial, sendo as mais comuns as de módulo espiral, onde a folhas são enroladas em torno de um tubo interno que irá coletar o permeado (GREENLEE et al., 2009). Ademais, o modelo de separação é o modelo conhecido como sorção-difusão, ou seja, modelo em que o soluto permeia a membrana dissolvendo-se no seu material e difundindo através de um gradiente de concentração (BAKER, 2012).

#### 3.4.6. Processos Oxidativos Avançados (POA)

Os POAs se baseiam na utilização de espécies altamente oxidantes a fim de promover uma degradação mais efetiva dos poluentes tratados (BRITO; SILVA, 2012). Estes processos podem ser utilizados em conjunto com outros processos, como por exemplo, o processo biológico

aumentando a biodegradabilidade do efluente tratado e reduzindo o tempo necessário para tratamentos por processos biológicos tradicionais (DE MORAIS; ZAMORA, 2005; FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014).

Assim, estes processos são baseados na geração de radicais livres, como por exemplo, o radical hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ ), este radical possui um alto poder oxidante ( $E^0=2,8\text{V}$ ) e pode promover a degradação de vários compostos em apenas alguns minutos. O radical hidroxila reage rápida e indiscriminadamente com muitos compostos orgânicos de diferentes formas. O resultado dessas reações é a formação de radicais orgânicos que reagem com o oxigênio dando início a reações de degradação que podem resultar em espécies como  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . (FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014; KUNZ et al., 2002; SILVA, 2007; TORRES, 2015). A reação pode ser vista abaixo:



O ataque do radical à matéria orgânica pode ocorrer de três formas distintas. A primeira, é a reação entre o radical e matéria orgânica que ocorre por abstração de hidrogênio a partir de ligações C-H e formando radicais ( $\text{R}\bullet$ ). A segunda é através da transferência de elétrons sendo caracterizada, principalmente, pela conversão de radicais hidroxila em hidróxido ( $\text{OH}^-$ ). A terceira, e última, é através da adição radicalar formando radicais orgânicos, esses radicais secundários formados durante a reações podem reagir novamente com o radical hidroxila ou com outros compostos seguindo reações em cadeia (TORRES, 2015; ARAUJO, 2008). O potencial de oxidação dos principais oxidantes pode ser encontrado na tabela 8 abaixo:

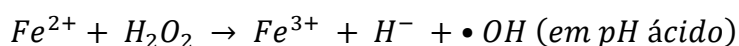
**Tabela 8** - Potencial de oxidação dos principais oxidantes. Fonte: Metcalf & Eddy, 2016

Oxidante	Potencial de oxidação (V)
Flúor	2,87
Radical Hidroxila	2,80
Ozônio	2,08
Peróxido de Hidrogênio	1,78
Permanganato	1,67
Hipoclorito	1,49
Cloro	1,36
Dióxido de cloro	1,27
Oxigênio molecular	1,23

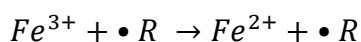
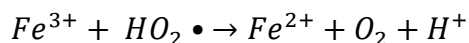
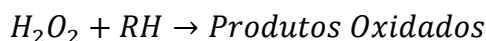
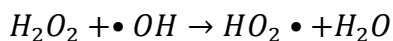
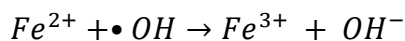
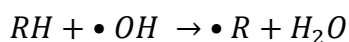
Pela tabela apresentada é possível afirmar que o radical hidroxila, o ozônio e o peróxido de hidrogênio, utilizados nos processos que serão descritos abaixo, apresentam um potencial de oxidação interessante.

### 3.4.6.1. Processo Fenton

Entre os Processos Oxidativos Avançados, o Processo Fenton tem ganhado bastante destaque e é caracterizado pelo uso do peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) e sais de ferro, entre outras vantagens pode-se citar seu baixo custo e alta eficiência. Desta forma, este processo consiste em um conjunto de reações cíclicas que utilizam os íons  $Fe^{2+}$  e os íons  $Fe^{3+}$  como catalisadores com o objetivo de decompor o peróxido de hidrogênio e produzir então radicais hidroxila. O íon ferroso ( $Fe^{2+}$ ) inicia a catálise e decomposição conforme as reações abaixo (COSTA et al., 2014):



Já a reação 2 conhecida como tipo-Fenton permite a regeneração dos íons ferrosos, no entanto, sua cinética é mais lenta (COSTA et al., 2014). É importante também salientar que as espécies de ferro em solução aquosa existem como aquo-complexos, porém, para simplificação do texto e das reações foram omitidas as águas de hidratação nas reações apresentadas (NOGUEIRA et al., 2007). Outras importantes reações que ocorrem no processo Fenton estão destacadas abaixo (ARAÚJO, 2008; COSTA, 2016):



Outrossim, a reação Fenton depende totalmente da forma química do ferro presente, sofrendo então, forte influência do pH do meio. Os valores considerados ideais para esta reação

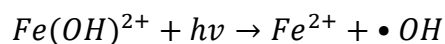
são valores de pH entre 2 e 4 já que valores mais altos podem diminuir a eficiência de oxidação do reagente Fenton devido à formação de  $Fe(OH)_3$  que possui baixa atividade e não irá reagir com o peróxido de hidrogênio (NEYENS; BAEYENS, 2003; TORRES, 2015).

Esse tratamento vem se mostrando bastante eficiente no tratamento de lixiviado, tanto na redução de cor, quanto de compostos orgânicos, tóxicos/recalcitrantes, podendo atingir até 86% de remoção na DQO de lixiviados de aterro sanitários. Ademais, diferentemente de outros processos que apenas transferem os poluentes de uma fase para a outra, neste processo os mesmos são destruídos sendo uma boa vantagem (COSTA, 2016; COTMAN; GOTVAJN, 2010; TORRES, 2015).

#### **3.4.6.2. Processo Foto-Fenton**

O processo Foto-Fenton funciona de maneira bem similar ao processo Fenton descrito no tópico acima, no entanto, o Foto-Fenton utiliza irradiação no seu processo. Além disso, de acordo com o Capítulo 34 da Agenda 21, resolução da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente em 1992, no Rio de Janeiro, se considera que esta tecnologia gera pouquíssimo ou nenhum poluente para o meio ambiente (COSTA, 2016; SILVA et al., 2016).

A oxidação de compostos orgânicos sob irradiação UV na presença do íon férrico em meio ácido foi verificada na década de 50 quando se postulou que a transferência eletrônica iniciada pela irradiação resultava na geração de radicais hidroxila responsáveis pelas reações de oxidação. Assim, quando complexos de  $Fe(III)$  são irradiados, ocorre a promoção de um elétron de um orbital centrado no ligante para um orbital centrado no metal implicando na redução do  $Fe(III)$  a  $Fe(II)$  e oxidação do ligante formando radical hidroxila conforme reação abaixo (NOGUEIRA et al., 2007):



O  $Fe^{2+}$  gerado durante a irradiação, na presença de peróxido de hidrogênio, irá reagir com este dando sequência à reação Fenton. Portanto, a reação é catalítica e é estabelecido um ciclo no qual o  $Fe^{2+}$  é regenerado. Além disso, é importante ressaltar que muitas reações fotoquímicas podem acontecer no sistema Foto-Fenton a depender do espectro de emissão da fonte de irradiação e da absorvância das espécies presentes. (NOGUEIRA et al., 2007).

A acidificação no processo Foto-Fenton é considerada uma etapa importante para a estabilidade do peróxido de hidrogênio e dos radicais hidroxila gerados além de uma redução

do consumo dos reagentes quando associada a uma faixa de pH ideal. Assim como no processo Fenton, a reação é controlada na faixa de pH entre 2 e 4 (LIN et al., 1999).

Um processo Foto-Fenton bastante utilizado é o ativado por irradiação solar. Estudos foram feitos a fim de se comparar o efeito da irradiação solar e artificial na fotodegradação de fenol e diferentes clorofenóis mediada por ferrioxalato. Ambos os sistemas apresentaram resultados bastante semelhantes na mineralização dos contaminantes, no entanto, o sistema utilizando irradiação solar tem a vantagem de reduzir os custos do processo. Contudo, a variação da intensidade da irradiação solar durante o dia e épocas do ano precisa ser considerada em processos que utilizam esta fonte de energia visto que esta variável possui grande influência no tempo de residência do contaminante no reator (NOGUEIRA et al., 2007). Quando falamos de Brasil, o aproveitamento da energia solar no tratamento de efluentes é bastante promissor uma vez que a fonte energética é bastante abundante (SARASA et al., 2006).

Segundo alguns autores como Bandara et al. (1997), no entanto, não é viável economicamente a utilização do processo Fenton e Foto-Fenton como tratamentos únicos pois em 30 minutos cerca de 60% da DQO consegue ser removida, porém o restante da carga orgânica é dificilmente degradada, o que pode encarecer o processo. Somado a isso, essa DQO remanescente pode ser eficientemente mineralizada por processos biológicos.

Todavia, a potencialidade do processo para o tratamento de efluentes foi realçada devido à simplicidade na sua aplicação já que a reação ocorre à pressão e temperatura ambiente, não sendo necessário a utilização de nenhum reagente ou equipamento especial e nem de se aplicar uma grande variedade de compostos, adicionado a grande disponibilidade do elemento ferro na crosta terrestre (BRIGDA, 1995).

### **3.4.6.3. Ozonização**

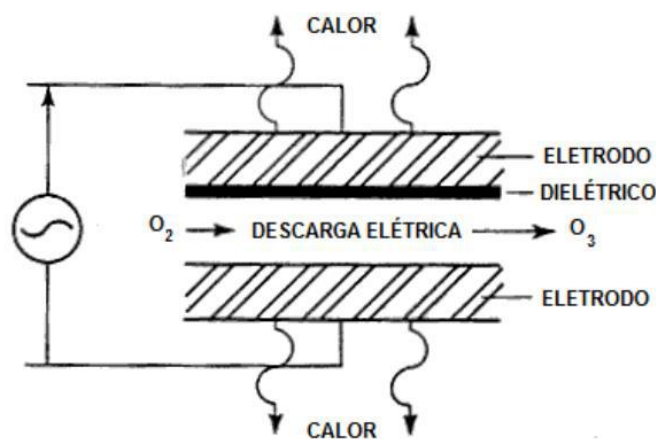
Devido à dificuldade de tratar alguns efluentes outros processos vêm sendo bastante estudados. O ozônio é um deles. Assim como os processos anteriores, é um processo oxidativo avançado tais como  $O_3/UV$ ,  $O_3/H_2O_2$  e  $O_3/TiO_2$  e tem servido como uma excelente alternativa para o tratamento de efluentes industriais e água para consumo mostrando-se bastante eficaz no processo de descontaminação ambiental (ALMEIDA et al., 2004).

Como já comentado, o lixiviado apresenta frequentemente substâncias em sua composição que são recalcitrantes e dificultam os tratamentos biológicos anteriormente apresentados. Assim, a ozonização pode alterar a estrutura molecular dos compostos orgânicos refratários

presentes no lixiviado, transformando-os em compostos de fácil assimilação biológica. Além disso, tem se mostrado capaz de destruir compostos recalcitrantes em efluentes e provocar alterações na biodegradabilidade, como pode ser visto em uma série de estudos (BILA et al., 2005).

O ozônio é capaz de reagir com vários compostos orgânicos, devido ao seu elevado potencial de oxidação ( $E^0 = 2,08 \text{ V}$ ), superior ao de compostos conhecidamente oxidantes, como  $\text{H}_2\text{O}_2$  e o próprio cloro. Em contrapartida, muitos compostos orgânicos como os organoclorados reagem lentamente com o ozônio molecular. Ainda assim, em determinadas condições o ozônio é capaz de levar à formação de radicais hidroxilas ( $\bullet\text{OH}$ ), cujo potencial de oxidação é ainda mais elevado como visto anteriormente podendo ser ainda mais efetivo no tratamento de certos compostos recalcitrantes (ALMEIDA et al., 2004).

O ozônio é, contudo, um gás instável que pode ser gerado de várias formas a partir do oxigênio oriundo do ar, do oxigênio puro e da água altamente pura, através de descarga elétrica, eletrólise, irradiação (abstração de elétrons), raios-X, raios- $\gamma$  e ionização de arco de luz (ALMEIDA et al., 2004; BILA; AZEVEDO; DEZOTTI, 2008).



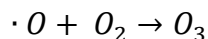
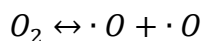
**Figura 17-** Processo de geração de ozônio por descarga elétrica. Fonte:

<https://www.lenntech.com/library/ozone/generation/ozone-generation.htm>. Acesso em: 18 set.

2021

O método mais usado é o processo de geração de ozônio por descarga elétrica no qual ocorre o efeito corona (KUNZ, 1999). Nele o ar, o oxigênio puro ou o ar enriquecido com oxigênio passa através de dois eletrodos separados por uma distância pequena entre os quais é aplicada uma diferença de potencial elétrico. O arco elétrico formado possibilita a dissociação da

molécula de oxigênio, gerando o oxigênio atômico, que reage com a molécula de oxigênio formando o ozônio conforme a reação abaixo (BASTOS, 2018):



Uma concentração de 1 a 3% é gerada em massa de ozônio na corrente de saída do gerador quando se utiliza ar como gás de alimentação e, caso seja utilizado oxigênio puro, esse percentual pode variar de 8 a 12% (METCALF & EDDY, 2016).

O ozônio é particularmente efetivo na remoção de cor e na desinfecção de água (BASTOS, 2018) e vem sendo bastante utilizado como oxidante da flora e odor, na remoção da cor, ferro e manganês, como auxiliador do processo de coagulação/floculação, na oxidação de compostos orgânicos e micropoluentes, no aumento da biodegradabilidade de compostos orgânicos, na redução da produção de excesso de lodo biológico etc. (BILA; AZEVEDO; DEZOTTI, 2008).

No entanto, este é um gás tóxico, necessitando de maior segurança na operação dos sistemas. Ademais, o ozônio também é corrosivo e é um poluente atmosférico, devendo seu residual ser destruído na corrente de exaustão, gerando como subproduto o oxigênio (BASTOS, 2018).



#### 4. Trabalhos estudados e metodologia

A metodologia deste projeto teve início com uma pesquisa bibliográfica e definição das rotas de tratamento de lixiviados que seriam avaliadas. Inicialmente foram selecionados diversos trabalhos na literatura que utilizavam lixiviados de aterros localizados no estado do Rio de Janeiro, com distintas rotas de tratamento. Após essa escolha inicial buscou-se entender melhor os tratamentos utilizados em cada uma das rotas bem como as características dos lixiviados brutos que estes trabalhos possuíam o objetivo de tratar. Por fim, após a análise de fluxogramas, diagramas e prós e contras de cada tratamento aplicado será escolhida a rota que melhor atender aos objetivos do projeto, ou seja, a que apresentar maior redução de DQO, amônia e uma efetiva redução de toxicidade e potencial viabilidade técnica de aplicação em escala real.

Assim, após uma análise inicial foram escolhidas rotas que utilizassem os tratamentos mais utilizados e promissores atualmente, bem como uma combinação destes tratamentos a fim de buscar uma maior eficiência como sugere a literatura. Os trabalhos selecionados e a legenda que será utilizada para referenciá-los deste ponto em diante está descrita na tabela 9 abaixo:

**Tabela 9** - Trabalhos utilizados como fonte para comparação de rota de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Fonte: Elaborado pela autora.

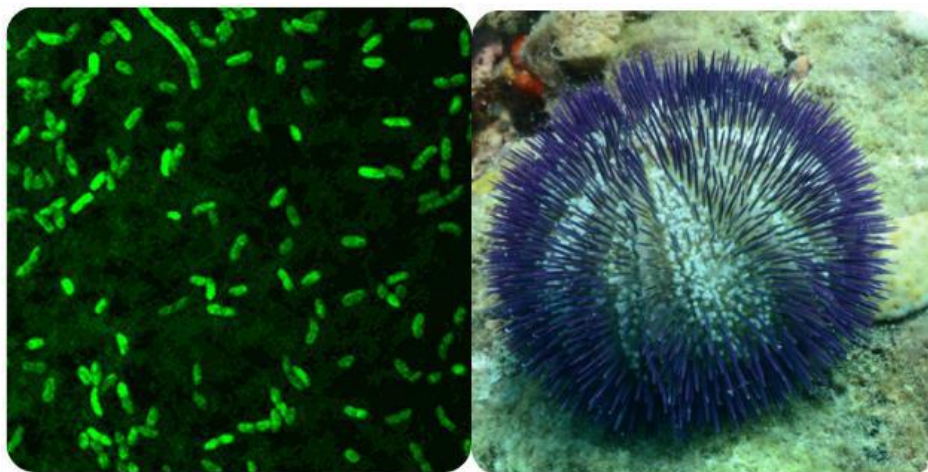
Legenda	Título do Trabalho	Lixiviado Utilizado	Referência
R01 L01	Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados	Seropédica	(COSTA, 2016)
R01 L02		Gramacho	
R01 L03		Gericinó	
R02 L01	Estudo do tratamento combinado de Processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário	Gericinó	(TORRES, 2015)

R03 L01	Aplicação de planejamento de experimentos em processos de ozonização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário	Seropédica	(BASTOS, 2018)
R04 L01	Landfill leachate treatment by ozonation and membrane separation processes	Belford Roxo	(MARQUES, 2021)
R05 L01	Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement	Gramacho	(BILA et al., 2005)
R06 L01	Combinação de processos de separação com membranas e adsorção em carvão ativado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário – Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processos de separação com membranas	Belford Roxo	(HUPSEL, 2021)
R07 L01	Combinação de processos de separação com membranas e adsorção em carvão ativado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário – Combinação de processos de separação com membranas, adsorção em CAP e precipitação de estruvita	Belford Roxo	

Os trabalhos e rotas que serão estudados e comparados estão descritos abaixo:

#### 4.1. Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados (R01)

Este trabalho teve como objetivo estudar dois processos oxidativos avançados, o Processo Fenton Escuro, que seria o convencional, e o processo Foto Fenton Solar a fim de verificar a redução da matéria orgânica assim como o aumento da biodegradabilidade do lixiviado. Foram também realizados testes ecotoxicológicos com o objetivo de investigar a redução da toxicidade com os tratamentos aplicados. Para este ensaio foram utilizados os organismo-teste *Aliivibrio fischeri*, uma bactéria marinha, para o teste de toxicidade aguda e o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* para o teste de toxicidade crônica.



**Figura 18** - Organismos-testes utilizados no teste de toxicidade. Na foto a esquerda a bactéria marinha *Aliivibrio fischeri*. Na direita o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*. Fontes:

<[https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Vibrio\\_fischeri](https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Vibrio_fischeri)> e <<https://reeflifesurvey.com/species/lytechinus-variegatus/>>. Acesso em: 25 set. 2021

Além disso, foi realizada a determinação de certos metais pesados como: cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), zinco (Zn) e níquel (Ni) nos lixiviados.

As rotas foram estudadas para três lixiviados diferentes proveniente de diferentes aterros sanitários. Estes aterros foram selecionados com base no tempo de operação. Com base no que foi discutido anteriormente foram escolhidos os seguintes aterros:

- Aterro Metropolitano de Gramacho: um aterro antigo com mais de 40 anos de operação. Atualmente encontra-se desativado;
- Aterro Controlado de Gericinó: é considerado também um aterro antigo, com mais de 30 anos de operação, e desde 2014 recebe apenas resíduos domésticos;

- Aterro Sanitário CTR Seropédica: considerado um aterro intermediário com 10 anos de operação. Na época em que o trabalho foi realizado este era considerado um aterro recente com apenas 5 anos de operação.

Foram estudadas assim, as melhores condições para aplicação dos dois processos. Desta forma foram avaliados diferentes pHs, concentrações de peróxido de hidrogênio e concentrações de sulfato ferroso. Ambos os processos apresentaram maior eficiência em pH 3,0 e com razão mássica  $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$  de 1:5. Estas condições foram então replicadas para os tratamentos dos lixiviados dos três diferentes aterros.

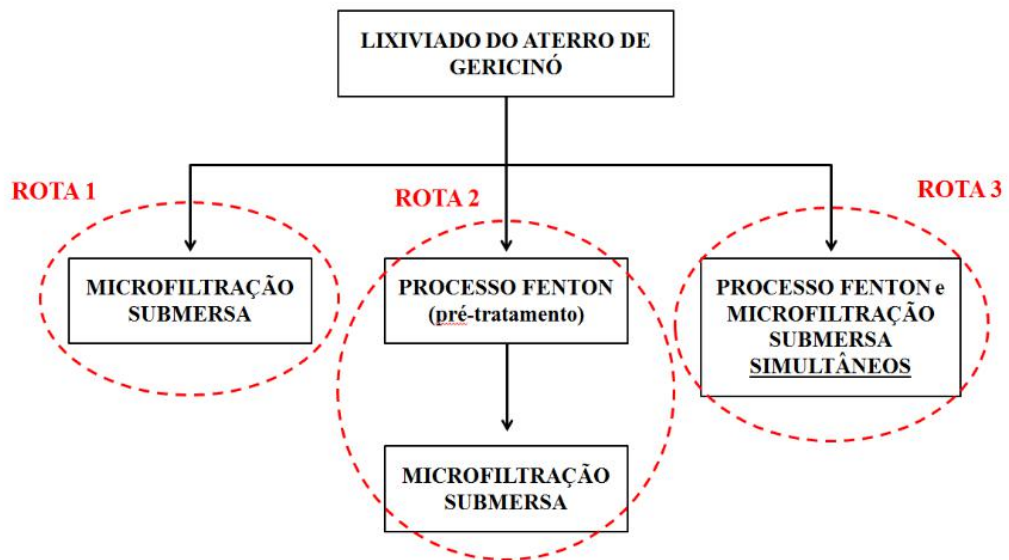
Os resultados obtidos indicaram a diminuição da toxicidade, da matéria orgânica, e o aumento da biodegradabilidade para os lixiviados dos três aterros investigados, sendo, portanto, os dois tratamentos considerados promissores. No entanto, entre os dois processos o Foto Fenton Solar apresentou a maior biodegradabilidade para os três diferentes lixiviados. Ademais, este processo também apresentou maior eficiência em relação a remoção de DQO, COT e toxicidade comprovando a importância da radiação UV solar na degradação da matéria orgânica recalcitrante,

Pelo exposto e pelos resultados alcançados, neste projeto, optou-se por seguir com a rota que apresentou os melhores resultados, ou seja, o Foto Fenton Solar, para comparação com demais tratamentos.

#### **4.2. Estudo do tratamento combinado de Processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário (R02)**

Este trabalho teve como objetivo avaliar um processo integrado e avançado para o tratamento de lixiviado do aterro de Gericinó. Os processos escolhidos foram o POA e um PSM, neste caso, a microfiltração submersa. A junção destes dois processos foi avaliada em três rotas diferentes. Além disso, os efeitos de pressão, aeração, as concentrações ótimas dos reagentes do Processo Fenton e efeitos da retrolavagem foram investigados.

As rotas testadas neste trabalho são apresentadas a seguir:



**Figura 19** - Rotas utilizadas no trabalho "Estudo do tratamento combinado de processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário". Fonte: Torres, 2015.

O lixiviado foi coletado do aterro de Gericinó e antes de passar pelas etapas de tratamento foi analisado a fim de ser obter as características do lixiviado bruto. Além disso, foram realizados testes para determinação de índices de incrustação (MFI e SDI), sendo o MFI o *Modified Fouling Index* e o SDI o *Silt Density Index*. O SDI é o índice depósito bastante utilizado para sistemas de nanofiltração e osmose inversa, sendo este calculado em três intervalos de tempo (TORRES, 2015).

Além disso, foi realizada uma análise toxicológica utilizando como microrganismo teste a espécie de peixe *Danio rerio*, que pode ser visto na figura 20 a seguir. Os resultados foram expressos em  $CL_{50}$  e UT (Unidade de Toxicidade).  $CL_{50}$  é a concentração da amostra letal a 50% dos organismos-teste como já explicado anteriormente.



**Figura 20** - Peixe Danio rerio utilizado como organismo-teste no teste de toxicidade. Fonte: <<https://www.tfhmagazine.com/articles/freshwater/danio-rerio>>. Acesso em: 25 set. 2021

O estudo também se propôs a fazer uma breve estimativa econômica preliminar dos custos de operação e implantação das rotas de tratamento propostas.

Entre todas as rotas estudadas a rota que utilizava como pré-tratamento para a microfiltração, o Processo Fenton, ou seja, a rota 2, foi a mais promissora. Em relação a avaliação econômica o estudo mostrou que apesar de um custo relativamente alto o mesmo está de acordo com o que foi apresentado até hoje na literatura em relação a técnicas avançadas de tratamento de lixiviado

Desta forma, através da análise dos resultados obtidos escolheu-se a rota 2 para dar prosseguimento no estudo comparativo posposto no presente projeto.

#### **4.3. Aplicação de planejamento de experimentos em processos de ozonização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário (R03)**

Este trabalho teve como objetivo testar a ozonização como rota única para o tratamento do lixiviado do aterro de Seropédica, Rio de Janeiro. Além disso, também se avaliou a influência de algumas variáveis como pH e concentração de ozônio na remoção de DQO, de COT, de Absorbância a 254 nm e de Cor Verdadeira através do planejamento de experimentos. Foi realizado também um estudo de análise estatística e de variância dos dados.

O teste foi realizado em uma unidade de ozonização montada em laboratório e então realizada uma análise estatística para planejamento dos experimentos. Foram realizados através de métodos analíticos as quantificações de certos parâmetros como DQO, COT, COD, cor verdadeira, Abs a 254 nm, DBO<sub>5</sub>, alcalinidade e pH, antes e após o tratamento realizado a fim de comparação e validação do método.

Em relação a análise estatística e de variância dos dados estes revelaram que o melhor modelo obtido foi o da redução de Absorbância a 254 nm, que é um indicador dos compostos aromáticos e insaturados. Foi realizada então uma otimização deste modelo e obtido como condições ótimas os valores de pH de 6,0 e concentração de ozônio de 7,7 g/m<sup>3</sup>.

Somado a estes resultados foram realizados, nas condições do ponto ótimo, testes de ecotoxicidade. Estes testes usaram como organismo-teste o *Danio rerio*, um peixe, e testaram também a eliminação da ecotoxicidade para a bactéria *Allivibrio fischeri*.

#### **4.4. Combinação de ozonização e microfiltração para adequar o lixiviado de aterro para tratamento de osmose inversa (R04)**

Como visto anteriormente, com o tempo os aterros começam a produzir um lixiviado mais rico em compostos orgânicos recalcitrantes, tornando-os menos suscetíveis aos processos biológicos que são normalmente aplicados. Assim este, como os outros trabalhos, teve como objetivo testar uma nova rota de tratamento para lixiviado de aterro sanitário. Desta forma, o autor buscou combinar tratamentos que vem ganhando cada vez mais destaque como a ozonização e PSM, especialmente, a osmose inversa.

Embora os inúmeros benefícios já conhecidos de ambos os tratamentos, especialmente a osmose inversa enfrenta uma grande desvantagem com a diminuição do fluxo de permeado ao longo do tempo operacional. Com isso, foram testados outros processos como a ozonização e a microfiltração submersa como opções de pré-tratamento a fim de tornar a OI ainda mais atrativa no cenário de tratamento de lixiviado.

Primeiramente duas amostras de aterro sanitário foram coletadas e caracterizadas assim como nos trabalhos anteriores. Inicialmente, a ozonização foi realizada para avaliar sua eficácia como um pré-tratamento de etapa única para membranas de OI. O índice de incrustação modificado (MFI) foi então usado para estimar o potencial de incrustação de lixiviados brutos e ozonizados. Foram testados também o pH e concentração de ozônio ótimos para realização do tratamento.

Os resultados demonstram que as melhores condições operacionais são 1,5 g/L de O<sub>3</sub> em pH 12,0 e 1,5 g/L de O<sub>3</sub> em pH 9,0 para os aterros 1 e 2, respectivamente, o que reduziu o MFI em 96,22% e 94,08%, respectivamente.

Contudo ainda assim a ozonização não satisfaz os critérios para ser utilizada como pré-tratamento único. Usar a microfiltração junto com a etapa de ozonização seria útil para

minimizar a demanda de O<sub>3</sub> e reduzir ainda mais o potencial de incrustação do líquido percolado pós-tratamento. A nova rota de tratamento foi testada mais uma vez nos lixiviados A e B. A MFI foi, mais uma vez, usada para estimar o potencial de incrustação de lixiviados brutos e pré-tratados. Os resultados demonstram que uma primeira etapa de ozonização seguida pela etapa de microfiltração representa o melhor layout, sendo capaz de reduzir o MFI do lixiviado em mais de 170.000 vezes.

Além disso, também foram realizados testes ecotoxicológicos para ambas as rotas. As duas apresentaram redução considerada satisfatória.

Pelo exposto, foi escolhida então a segunda rota testada neste estudo, sendo esta composta de ozonização, microfiltração submersa e osmose inversa, para dar continuidade nos testes comparativos deste projeto. Esta rota foi escolhida por ter se mostrado mais promissora nos testes em relação a primeira que utilizava apenas a ozonização como pré-tratamento.

#### **4.5. Ozonização de um lixiviado de aterro sanitário: avaliação da remoção de toxicidade e melhoria da biodegradabilidade (R05)**

Este trabalho teve por objetivo tratar o lixiviado gerado no aterro de Gramacho, no Rio de Janeiro. Como já foi visto no capítulo anterior, este lixiviado possui uma baixa biodegradabilidade sendo difícil a utilização de tratamento biológicos como normalmente é utilizado.

Inicialmente, foi realizado um tratamento físico-químico, enquanto a segunda etapa consistiu na aplicação de ozônio para melhorar a biodegradabilidade do lixiviado. A etapa final consistiu em um tratamento biológico.

Primeiramente o lixiviado foi coletado e caracterizado. Foram determinados parâmetros como DBO<sub>5</sub>, DQO, COD, cor verdadeira, turbidez, pH, metais pesados e cloreto. Foram realizados testes também a fim de determinar a toxicidade do lixiviado bruto e compará-la com a do lixiviado tratado. Para isto foi utilizado como organismos-teste o peixe *Danio rerio* e foi determinada a CE<sub>50</sub> e a CL<sub>50</sub>.

A primeira etapa de tratamento aplicada foi a coagulação-floculação, teste realizado no Jar Test. O experimento foi realizado utilizando 4 coagulantes: sulfato de alumínio, cloreto férrico, tanino catiônico e policloreto de alumínio. Os melhores resultados foram obtidos quando os seguintes coagulantes foram aplicados: Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> e o FeCl<sub>3</sub>.



Em seguida veio a etapa de ozonização que foi realizada em uma planta piloto. O lixiviado foi mais uma vez caracterizado antes e depois desta etapa. A etapa de ozonização produz excelentes resultados, aumentando a biodegradabilidade do lixiviado.

Em seguida, como última etapa, foi realizado um tratamento biológico. Nesta etapa foram usados 4 reatores aerados. O lodo biológico, proveniente de uma estação de tratamento de esgoto, passou por um período de adaptação de cerca de 30 dias, variando a proporção do efluente para o esgoto doméstico que entrava nos reatores. Nove testes de tratabilidade foram realizados usando amostras de lixiviado, algumas haviam sido tratadas apenas pelo processo de coagulação-floculação com  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , e outras usando amostras tratadas com  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  e ozonizadas com os seguintes consumos de ozônio: 0,5, 1,5, 3,0  $\text{gO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ .

Pelo exposto a melhor rota, e a rota que foi escolhida para fins de comparação neste projeto, foi a rota completa que utiliza a coagulação-floculação seguida de ozonização e por último utiliza tratamento biológico, por apresentar os melhores resultados.

#### **4.6. Combinação de processos de separação com membranas e adsorção em carvão ativado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário (R06/R07)**

Este trabalho teve como objetivo testar a combinação de diferentes tratamentos como adsorção em carvão ativado, microfiltração, osmose inversa e precipitação de estruvita em diferentes rotas com diferentes ordens a fim de verificar qual tratamento apresentaria uma melhor eficiência de tratamento.

Assim como outros trabalhos o lixiviado bruto foi coletado em dois diferentes aterros municipais, estes lixiviados foram denominados como lixiviado A e lixiviado B. Sendo o lixiviado A de um aterro considerado antigo, em operação há mais de 20 anos e o lixiviado B de um aterro intermediário, em operação há 8 anos que, neste caso, é o aterro de Belford Roxo. Antes das etapas de tratamento foram feitas análises a fim de determinar os parâmetros para o lixiviado bruto.

Primeiramente foram testadas 4 rotas de tratamento, o resumo das rotas testadas se encontra na figura 21 a seguir:



**Figura 21** - Rotas aplicadas no tratamento de lixiviado na primeira etapa. Fonte: Hupsel, 2021

A partir destas rotas testadas mostrou-se com os resultados que a maior parte dos parâmetros foi significativamente reduzido. No entanto, chegou-se à conclusão de que alguns aspectos poderiam limitar a utilização destas rotas e tratamentos em escala industrial, portanto, foi identificada a necessidade de se adicionar novos processos às rotas propostas a fim de minimizar estas desvantagens. Desta forma, uma nova rota foi testada conforme abaixo:



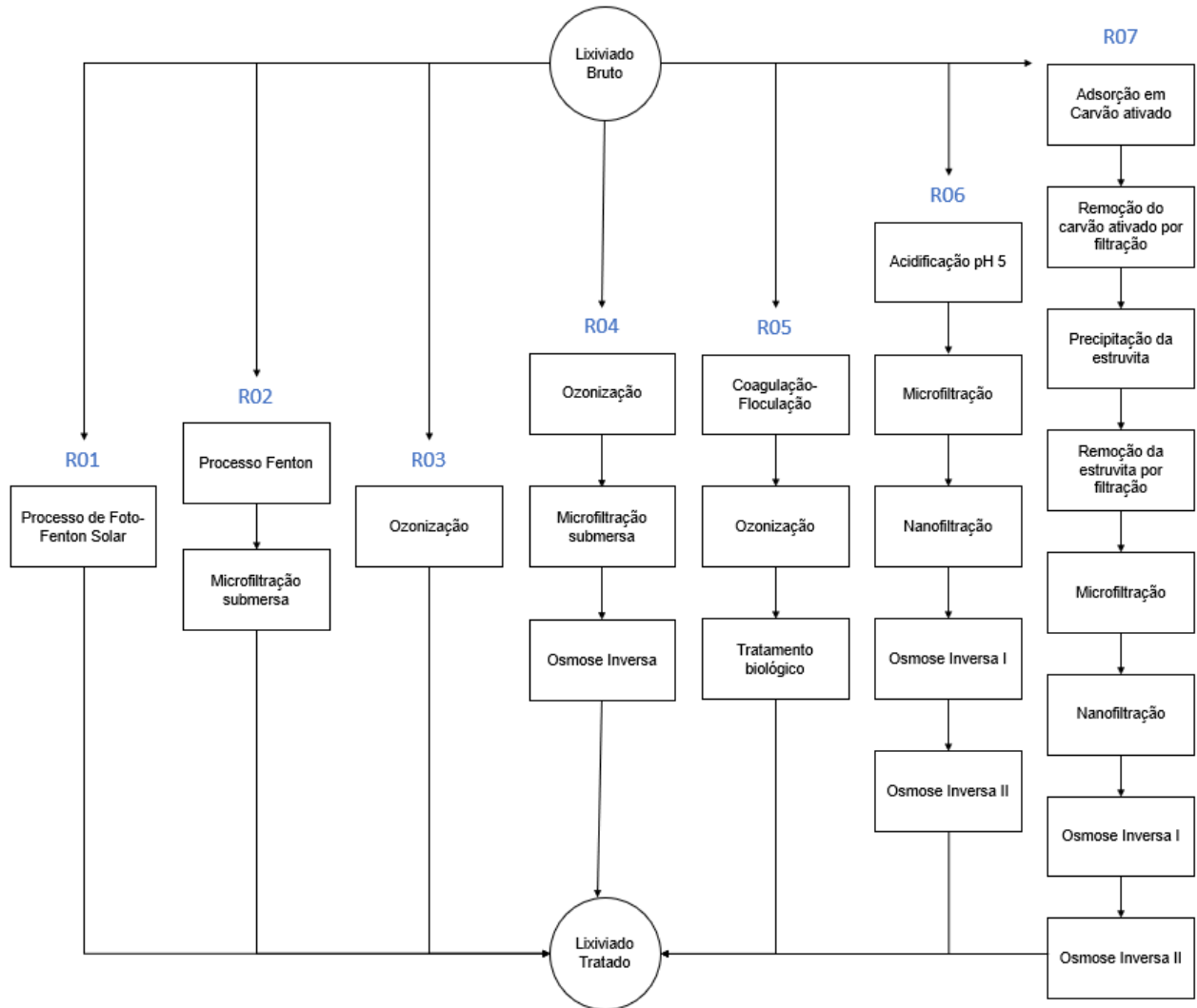
**Figura 22** - Rota 5 realizada no estudo a fim de minimizar as desvantagens das rotas anteriores. Fonte: Hupsel, 2021

Além do tratamento do lixiviado foi avaliado também a regeneração química do carvão ativado em pó (CAP) utilizado. Esta rota também foi considerada eficaz para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Em comparação com as rotas testadas anteriormente, na rota 5 a micro e nanofiltração apresentaram melhor desempenho, além de produção de estruvita que é um subproduto com interesse comercial.

Concluiu-se que as rotas 2 e 5 foram as mais promissoras e comprovaram a eficácia das técnicas propostas no tratamento de amostras de lixiviado coletada em um aterro sanitário. No final, o efluente gerado com os tratamentos foi enquadrado para descarte em corpos receptores, em função do nitrogênio amoniacal, para ambas as rotas.

Desta forma, foram seleccionadas as rotas 2 e 5 deste trabalho, como já apresentadas, para o estudo comparativo de tratamento do lixiviado neste projeto.

A fim de facilitar a visualização e a compreensão, as rotas a serem avaliadas encontram-se descritas no fluxograma a seguir:



**Figura 23** - Rotas de Tratamento a serem trabalhadas. Fonte: Elaborada pela autora.

Primeiramente foram analisados os lixiviados brutos e os mesmos agrupados por sua procedência a fim de verificar qual ou quais os lixiviados apresentam maior DQO, maior teor de amônia, como é a variação da concentração entre as amostras etc. Em seguida foram, através de diagramas, analisadas as eficiências de cada etapa de tratamento bem como a eficiência global de tratamento. Ademais, foi verificado se o valor residual de DQO e amônia após cada rota atendia, respectivamente, aos limites estabelecidos na diretriz DZ-205.R-6 e na resolução CONAMA 430/2011.

Com estas informações foi selecionado o melhor tratamento baseado em remoção de DQO, amônia e toxicidade.

## 5. Resultados e Discussão

### 5.1. Amostras do Lixiviado Bruto

A caracterização do lixiviado bruto em relação aos parâmetros de interesse (DQO, amônia e toxicidade) em cada trabalho e rota de tratamento estudada pode ser encontrado na tabela 10 a seguir. A tabela com todos os parâmetros utilizados em cada rota pode ser encontrada no Anexo I:

**Tabela 10** - Parâmetros do lixiviado bruto utilizado em cada rota. Fonte: Elaborada pela autora.

		Ano	DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	Amônia (mg/L)	CE50	CL50
<b>Gramacho</b>	R01 L02	2016	2540	2980	13%	-
	R05 L01	2005	3950	800	-	6,22%
<b>Gericinó</b>	R01 L03	2016	1392	1962	27%	-
	R02 L01	2015	1785	804	-	13,4%
<b>Seropédica</b>	R01 L01	2016	1970	2185	33%	-
	R03 L01	2018	3323	2963	2,04%	1,13%
<b>Belford Roxo</b>	R04 L01	2021	2177	2226	6,83%	-
	R06 L01	2021	5390	1148,3	-	-
	R07 L01	2021	4703,8	537,5	-	-

O primeiro fato a ser observado é a variação considerável da composição dos lixiviados de um mesmo aterro sanitário. Esta variação pode ser causada pela diferença de tempo entre uma análise e outra, mas também pode ser uma característica da geração do próprio aterro sanitário como é o caso entre os lixiviados provenientes do aterro de Belford Roxo. Esta diferença também é bastante marcante nos aterros que continuam ativos e recebendo resíduos comprovando que a característica e composição do resíduo recebido no aterro sanitário impacta diretamente na característica do lixiviado gerado.

Outrossim, é possível concluir que uma pequena variação no tempo de coleta pode causar uma variação na composição do líquido percolado. Somado ao fato de que muitas vezes é inviável alterar a estrutura de uma ETC com o passar do tempo, esta análise inicial mostra o quão importante e necessário é escolher uma rota de tratamento que seja viável e eficaz para qualquer tipo de lixiviado de aterro sanitário.

Analisando comparativamente os lixiviados entre si é possível perceber que aqueles que apresentam maiores valores de DQO são os líquidos provenientes de aterros considerados recentes/intermediários. Isto confirma também o que é citado na literatura que mostra, como pôde ser visto na tabela 1, que aterros maduros tendem a ter valores de DQO mais baixos em relação aos aterros intermediários/recentes. Quando avaliamos o lixiviado de Seropédica R01 L01 mesmo que este apresente uma DQO abaixo do esperado para um lixiviado de aterro intermediário, sua relação  $DBO_5/DQO$  apresentada no Anexo 1 de 0,44 comprova o que foi visto na tabela 1 e proposto por Renou et al. (2008) de que lixiviados de aterros recentes apresentam esta relação superior a 0,3.

Em relação a  $CE_{50}$  e a  $CL_{50}$  que são a concentração de amostra que causa um efeito agudo em 50% dos organismos-teste e a concentração que causa um efeito letal em 50% dos organismos-teste, respectivamente, quanto menor esta concentração, ou seja, quanto menor o seu % mais tóxico será a amostra analisada.

Observando a tabela 10 também é possível verificar que sua tendência corrobora com o fato citado por Ahmad et al. (2018) que diz que crescentes concentrações de DQO e amônia são consideradas a principais causas de toxicidade aguda para os organismos vivos uma vez que os lixiviados que apresentam maiores valores de DQO e amônia são, em geral, os que apresentam as maiores toxicidades entre as amostras analisadas.

## 5.2. Análise dos tratamentos e rotas selecionadas

Investigou-se mais detalhadamente cada rota selecionada bem como os seus tratamentos, vantagens e desvantagens.

### 5.2.1. Rota 1

Esta rota é composta por uma etapa única de Foto-Fenton Solar.



**Figura 24** - Rota 1 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

Este trabalho teve como objetivo testar esta rota para três diferentes lixiviados, assim, já é possível entender como funciona essa dinâmica de tratamento para três lixiviado com diferentes

características. A fim de facilitar a visualização e compreensão dos resultados foram feitos três diferentes diagramas com os resultados obtidos para cada lixiviado. Estes diagramas podem ser vistos nas figuras 25, 26 e 27 a seguir.

**Tabela 11** - Resultados da rota 01 obtido para o lixiviado do aterro de Seropédica. Fonte:  
Elaborada pela autora.

R01 L01			
Parâmetro	Foto-Fenton Solar		Valor Residual
	DQO	1970	
Biodegradabilidade (%)	65	34%	87
Abs254	13,9	96%	0,51
COT	674	85%	101
Cromo (mg/L)	0,3	10%	0,27
Cobre (mg/L)	0,15	47%	0,08
Níquel (mg/L)	1,9	-21%	2,3
Zinco (mg/L)	0,14	-300%	0,56
Chumbo (mg/L)	0,17	12%	0,15
CE50	33%	87%	91%

**Tabela 12** - Resultados da rota 01 obtido para o lixiviado do aterro de Gramacho. Fonte:  
Elaborada pela autora.

R01 L02			
Parâmetro	Foto-Fenton Solar		Valor Residual
	DQO	2540	
Biodegradabilidade (%)	25	160%	65
Abs254	24,98	91%	2,21
COT	967,5	81%	186
Cromo (mg/L)	0,64	14%	0,55
Cobre (mg/L)	0,1	60%	0,04
Níquel (mg/L)	2,54	68%	0,82
Zinco (mg/L)	0,14	-86%	0,26
Chumbo (mg/L)	0,24	17%	0,2
CE50	13%	47%	54%



**Tabela 13** - Resultados da rota 01 obtido para o lixiviado do aterro de Gericinó. Fonte:  
Elaborada pela autora.

R01 L03			Valor Residual
Parâmetro	Foto-Fenton Solar		
DQO	1392	88%	164
Biodegradabilidade (%)	39	103%	79
Abs254	10,1	97%	0,29
COT	494	88%	58,6
Cromo (mg/L)	0,48	4%	0,46
Cobre (mg/L)	0,04	0%	0,04
Níquel (mg/L)	1,74	89%	0,2
Zinco (mg/L)	0,24	-583%	1,64
Chumbo (mg/L)	0,2	45%	0,11
CE50	27%	71%	79%

Verificando os dados apresentados pelo autor (COSTA, 2016) e os parâmetros que se pretende analisar neste trabalho algumas discussões e conclusões podem ser levantadas.

Como já comentado no capítulo 3 a DQO não é um parâmetro que aparece na Resolução CONAMA 357/05 e nem na Resolução CONAMA 430/2011, ou seja, não é um parâmetro que tem seu lançamento padronizado a nível Brasil, porém alguns estados e municípios possuem limites para este parâmetro em suas legislações estaduais e municipais como é o caso de Manaus com a Resolução Comdema 34/2012, Alagoas com o Decreto 6.200/1985, Ceará com a Resolução Coema 02/2017, Pernambuco com a NT 2001/2002/ 2007 da CPRH, Vitória com a Resolução Comdema 02/1991, Minas Gerais com a Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH 01/2008, Paraná com a Resolução Sema 21/2009 e Resolução Cema 70/2009 e Rio Grande do Sul com a resolução Resolução Consema 128/2006 (MORAIS; SANTOS, 2019). No caso do Rio de Janeiro existe a DZ-205.R-6 que é a diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. Nesta diretriz a concentração máximas de DQO de percolados de aterros industriais é de 200mg/L.

Utilizando a diretriz DZ-205.R-6, utilizada no Rio de Janeiro, que possui o limite de 200 mg O<sub>2</sub>/L para efluentes industriais e comparando com o tratamento em discussão este seria até considerado efetivo por conseguir reduzir 85%, 78% e 88% de sua DQO, mas não seria o

suficiente como único tratamento para lançamento em corpos hídricos se utilizado nos aterros de Seropédica e Gramacho.

Este resultado comprova o que foi afirmado por Bandara et al. (1997) de que este processo como único tratamento seria de difícil viabilidade econômica pois em cerca de poucos minutos, segundo o autor, cerca de 60% da DQO conseguiria ser removida, contudo, o restante da carga orgânica dificilmente seria degradada por este processo o que pode encarecê-lo.

Já em relação aos metais pesados quase todos se enquadrariam na Resolução CONAMA 430/2011 para descarte de efluentes salvo uma exceção que é o caso do L01, este ficaria fora da especificação de Níquel já que a mesma na Resolução CONAMA é de 2,0 mg/L e pós-tratamento neste lixiviado a concentração de níquel seria de 2,3 mg/L.

Em relação ao nitrogênio amoniacal não foi realizado o controle pós-tratamento para esta rota, no entanto, utilizando o estudo de Monteiro (2012) e realizando as médias de remoção obtidas por ele em seus testes é possível dizer que a remoção média de nitrogênio amoniacal para este tratamento é de 9,9%. Considerando que as concentrações de amônia para o L01, L02 e L03 são respectivamente 2185 mg/L, 2980 mg/L e 1962 mg/L, após o tratamento com Foto-Fenton Solar estas concentrações passariam a ser de: 1968,7 mg/L, 2684,9 mg/L e 1767,8 mg/L. Inclusive há alguns testes na literatura como o de Gomes Júnior et al. (2021) que mostram que a concentração de amônia após o tratamento com Foto-Fenton pode aumentar. Sendo assim, para este parâmetro este não é considerado um bom tratamento visto que pela resolução CONAMA o limite para lançamento de efluente é de 20,0 mg/L de nitrogênio amoniacal.

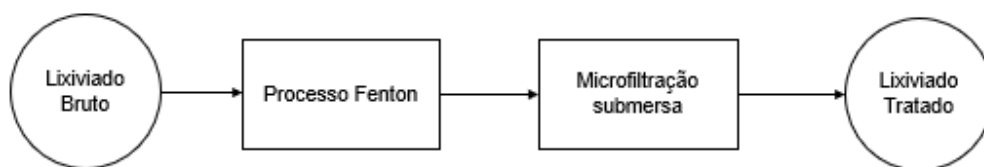
Em relação a toxicidade mesmo com a redução bem elevada em alguns casos a  $CE_{50}$  ainda assim não se tornou adequada. Para o L01 e L03 a  $CE_{50}$  pós-tratamento é de 91% e 79%, no entanto, para o L02 está concentração ficou apenas em 54% não sendo atrativa.

Analisando as vantagens e desvantagens deste tratamento, como vantagens pode-se dizer que este é um tratamento destrutivo, ou seja, o contaminante será degradado e não somente transferido de fase (TORRES, 2015). Além disso, como reagente são utilizados reagentes atóxicos e de fácil transporte, como visto anteriormente este também é um processo de baixo custo e fácil implementação já que não necessita de temperaturas ou pressões especiais. A energia solar também pode ser utilizada como fonte de irradiação, sendo assim, no Brasil esta possibilidade é de grande interesse já que no país há uma alta incidência solar durante todo o ano (MANENTI, 2011).

Já como desvantagens há a possível geração de subprodutos indesejados como o lodo e custo com seu possível tratamento, elevado consumo de substâncias químicas, rigoroso controle do pH inicial como visto no capítulo 3 e grande tempo de reação em alguns casos (MANENTI, 2011; TORRES, 2015).

### 5.2.2. Rota 2

Esta rota é composta de Processo Fenton e microfiltração submersa. A Figura a seguir apresenta o esquema da rota estudada neste trabalho.



**Figura 25** - Rota 2 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

Este estudo foi realizado para o tratamento do lixiviado do aterro de Gericinó, um aterro considerado maduro. Comparando com o trabalho anterior que também utiliza o lixiviado de Gericinó, embora os valores de DQO estejam bastante próximos o valor de nitrogênio amoniacal difere consideravelmente, possivelmente, esta diferença pode ter sido causada pela distinção das datas de coleta do líquido percolado.

**Tabela 14** - Resultados da rota 02 obtido para o lixiviado do aterro de Gericinó. Fonte:  
Elaborada pela autora.

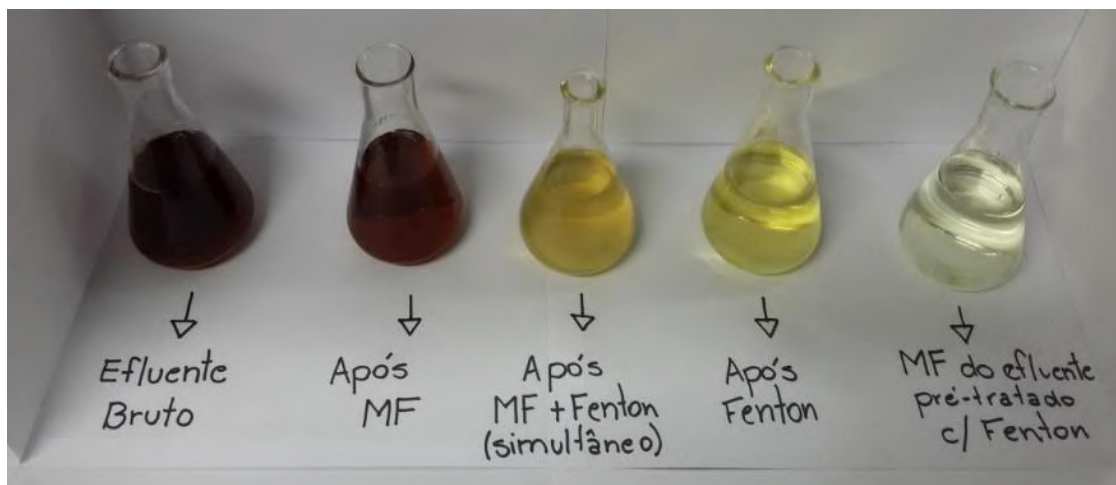
Parâmetro	R02 L01				Valor Residual	Eficiência total
	Fenton		Microfiltração Submersa			
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	1785	61%	698	46%	378	78,8%
ABS254nm	16,64	79%	3,46	36%	2,22	86,7%
Turbidez (NTU)	9,29	-447%	50,83	96%	1,89	79,7%
Fe <sup>2+</sup> (mg/L)	0,04	-175%	0,11	100%	0	100,0%
CL50			13,4%	23%	33%	

Este trabalho teve como objetivo estudar outras rotas como apresentado anteriormente, segundo a autora Torres (2015) esta rota de microfiltração submersa com pré-tratamento com Processo Fenton se mostrou favorável devido ao aumento no fluxo de permeado quando comparado a microfiltração do efluente bruto. Isso porque segundo Hwang e Sz (2011) as membranas de microfiltração apresentam como desvantagem uma queda do fluxo permeado que é causada pelo *fouling* como também já explicado anteriormente.

Em relação a DQO esta combinação de processos apresentou uma remoção total de 78,8%, sendo assim, o lixiviado pós-tratamento teria um resíduo de 378 mg/L de DQO o que ainda não seria o suficiente para o descarte segundo a legislação atual. Além disso, vendo o % de redução de DQO com o Processo Fenton escuro de 61% e comparando este resultado com os obtidos na rota 1, aqueles obtidos anteriormente foram relativamente maiores, podendo-se concluir que a radiação UV é capaz, de fato, de melhorar e contribuir com um melhor rendimento do Processo Fenton. A microfiltração submersa também como único tratamento seria pouco viável visto que seu % de redução não foi satisfatório. Assim, a combinação de processos representou um ganho para esta rota.

A absorvância a 254 nm, que está associada com a degradação de matéria orgânica insaturada (COSTA, 2016), também não apresentou uma redução satisfatória, se comparado com outros resultados encontrados na literatura, mesmo com a combinação de tratamentos. Contudo, a redução da turbidez foi bastante satisfatória saindo de 9,29 NTU no efluente bruto

para 1,89 no efluente tratado. O comparativo de cor pode ser visto na imagem 30 abaixo sendo o primeiro o lixiviado bruto e o último o efluente pós-tratamento que se busca analisar.



**Figura 26** - Comparativo de cor e turbidez após cada tratamento realizado no estudo. Fonte: Torres, 2015

Este estudo também não realizou o comparativo antes e após o tratamento da concentração de nitrogênio amoniacal. No entanto, a fim de fazer uma estimativa utilizaremos o mesmo percentual de redução estimado para o processo anterior de 9,9% mesmo sabendo que neste caso o Processo Fenton foi realizado sem utilização de radiação ultravioleta, o que poderia diminuir um pouco este %. Para etapa de microfiltração submersa será utilizado o percentual de redução encontrado na rota 4 que também utiliza este tratamento como uma de suas etapas, assim, para a MF submersa a redução seria de 9% (MARQUES, 2021). Teríamos, portanto, o seguinte resultado:

**Tabela 15** - Avaliação da concentração de amônia após a combinação de tratamentos proposta. Fonte: Elaborada pela autora.

Concentração de amônia no lixiviado bruto (mg/L)	Concentração de amônia após Processo Fenton (mg/L) (Redução de 9,9%)	Concentração de amônia após MF submersa (mg/L) (Redução de 9%)
804	724,4	659,2

Avaliando os dados é possível visualizar que esta rota também não é suficiente para atendimento da legislação de lançamento de efluentes uma vez que pela Resolução CONAMA esse limite seria de 20 mg/L e pós-tratamento esta rota apresentaria como resíduo 659,2 mg/L.

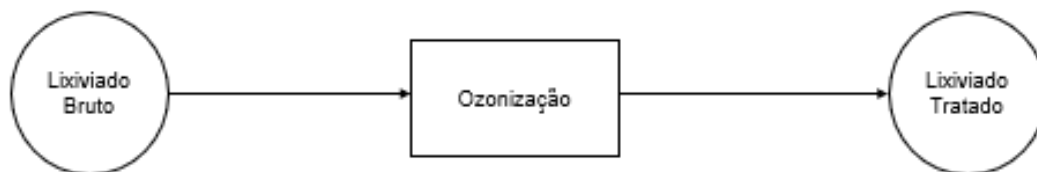
A CL<sub>50</sub> pós-tratamento não parece ser atrativa. Com uma redução de 146% o valor residual foi de 33%. Contudo, a UT pós-tratamento informada por Torres (2015) mostra que esta seria de 3,5 atendendo perfeitamente a Resolução CONAMA n° 86 de 2018 que estabelece que o limite máximo de UT para o lançamento de efluentes é 8. Além disso, atenderia também perfeitamente a restrição que será aplicada a resolução visto que em 2022 (4 anos após a publicação da norma) o limite máximo de UT para o lançamento de efluentes passará a 4.

Pelo exposto esta rota utilizando apenas POA e MF não seria suficiente para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Outros estudos mostram que para que se atinja uma boa eficiência no tratamento deste tipo de efluente, como uma eficiente remoção de DQO, é necessário utilizar a combinação de Processo Fenton seguido de duas técnicas de separação por membrana, por exemplo, a microfiltração e a nanofiltração (MORAVIA, 2010; TORRES, 2015).

Todavia, a remoção de toxicidade foi considerada excelente, seria necessário apenas realizar um teste toxicológico com outro organismo aquático de diferente nível trófico para atendimento completo da legislação. Esse resultado comprova que esta rota apresenta um potencial tratamento, mas como exposto, pode alcançar melhores resultados globalmente se combinado com um terceiro processo.

### 5.2.3. Rota 3

A terceira rota a ser comparada é composta por uma etapa única de tratamento, que neste caso é um Processo Oxidativo Avançado, mais precisamente, esta rota é composta por um processo de ozonização. O esquema desta rota pode ser visto a seguir:



**Figura 27** - Rota 3 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

Esta rota se propôs a tratar o lixiviado proveniente do aterro de Seropédica. Atualmente, este aterro é considerado um aterro intermediário, mas na época dos testes desta rota o CTR de Seropédica era considerado um aterro recente com apenas 7 anos de operação. Assim, esta rota se propôs a tratar um lixiviado com concentrações de DQO e amônia mais elevadas. Os resultados das concentrações pré-tratamento bem como o valor residual podem ser vistos abaixo:

**Tabela 16** - Resultados da rota 03 obtido para o lixiviado do aterro de Seropédica. Fonte: Elaborada pela autora.

R03 L01			
Parâmetro	Ozonização		Valor Residual
	DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	3323	25%
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	273	19%	222
ABS <sub>254nm</sub>	34,9	67%	11,7
Cor verdadeira (mgPt-Co/L) (mg/L)	3467	96%	150,7
Amônia (mg/L)	2963	15%	2512
CE <sub>50</sub>	2,04%	4802%	100%
CL <sub>50</sub>	1,13%	1%	2%

Analisando os parâmetros estudados, a primeira conclusão é que a remoção de DQO utilizando ozonização como tratamento único não é suficiente. O percentual de remoção obtido foi de apenas 25% e a concentração residual de DQO de 2490 mg/L ultrapassa muito o limite definido pela DZ-205.R-6 que é de 200 mg/L, em termos percentuais. O valor residual desta rota seria 1245% do limite proposto na legislação. Este resultado prova o que é exposto no estudo de Bastos (2018), que até então, para resultados reportados na literatura para ensaio de ozonização de lixiviado, em relação a remoção de DQO, a remoção máxima atingia valores ao redor de 50% de eficiência.

Em relação a DBO<sub>5</sub>, pela Resolução CONAMA 403/2011, a remoção mínima de DBO 5 dias deve ser de 60%. No caso da ozonização como tratamento único este valor é de apenas 19%, o que também não atenderia a legislação vigente. A remoção de cor verdadeira foi, entre os parâmetros analisados a que apresentou uma das maiores remoções, sendo a sua eficiência de 96%.

A remoção de amônia foi ainda menos efetiva que a remoção de DQO comprovando que a oxidação de amônia pelo ozônio e radicais hidroxila é um processo lento (VON GUNTEN, 2003). Além disso, segundo Bastos (2018) a pequena diminuição da amônia pode ter ocorrido pela oxidação e pelo arraste da amônia pela corrente gasosa composta por oxigênio e ozônio.

A remoção de toxicidade foi testada, como já explicado anteriormente, utilizando-se dois organismos-teste. Para estudo da remoção da CE<sub>50</sub> foi utilizado a bactéria *Allivibrio fischeri* em um teste de exposição de 15 minutos. Para estudo da CL<sub>50</sub> foi utilizado o peixe de água doce *Danio rerio* por 48h como determina o padrão estabelecido pelo INEA (BASTOS, 2018).

Em relação a remoção da toxicidade (concentração efetiva) para a bactéria *Allivibrio fischeri* após o tratamento no ponto ótimo encontrado pelo estudo foi possível eliminar totalmente a toxicidade do lixiviado neste caso. Já no caso do *Danio rerio* foi possível se obter uma remoção de quase 97% de toxicidade, sendo a CL<sub>50</sub> residual de 2%. No entanto, ao olhar para UT, segundo a autora Bastos (2018), a mesma passou de 125 antes do tratamento com ozonização para um valor de 62, o que não seria suficiente para descarte visto que a Resolução CONAMA n° 86 de 2018 estabelece que não é permitido o lançamento de efluente com um número de unidade de toxicidade superior a 8. Sendo assim, o valor residual de UT ultrapassaria em 775% o valor determinado pela resolução.

Desta forma, é possível concluir que a ozonização embora tenha sido bastante efetiva na remoção de toxicidade para a bactéria *Allivibrio fischeri*, não foi efetiva para a remoção de toxicidade para os organismos-teste *Danio rerio*. Além disso, o valor residual de DQO ainda estaria muito acima do que determina a diretriz de 200 mg/L e, igualmente, o valor de amônia também continua muito superior ao determinado pela Resolução CONAMA 403/2011 de 20 mg/L. Apesar disso, este tratamento apresentou uma boa remoção de cor verdadeira, o que mostra que é um potencial tratamento para lixiviado de aterro sanitário, porém, pode ser mais bem aproveitado se combinado com outros processos de tratamento.



Além disso, este processo apresenta, em geral, as mesmas vantagens e desvantagens descritas anteriormente por ser um processo oxidativo avançado. Desta forma, é capaz de destruir completamente os contaminantes, mas pode apresentar altos tempos de retenção bem como requerer mão de obra treinada. Ademais, este processo não costuma gerar resíduos tóxicos uma vez que o ozônio se decompõe rapidamente, mas por outro lado é um composto bastante corrosivo necessitando que sejam utilizados materiais resistentes a corrosão como o aço inoxidável (RIBEIRO, 2001).

#### 5.2.4. Rota 4

A rota quatro que será analisada é composta por uma combinação de tratamentos a fim de buscar uma melhor eficiência e, também, uma menor incrustação nas membranas de osmose inversa. Esta rota é então composta por ozonização, microfiltração submersa e osmose inversa. O esquema da rota 4 pode ser visto a seguir:



**Figura 28** - Rota 4 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

Esta rota se propôs a tratar o lixiviado do aterro de Belford Roxo, um aterro considerado recente/intermediário, com DQO inicial de 2177 mg/L e amônia de 2226 mg/L. Os resultados pós-tratamento através desta rota podem ser encontrados na tabela 17 abaixo:

**Tabela 17** - Resultados da rota 04 obtido para o lixiviado do aterro de Belford Roxo. Fonte: Elaborada pela autora.

Parâmetro	R04 L01						Valor Residual	Eficiência total
	Ozonização		Microfiltração		Osmose Inversa			
Alcalinidade (mgCaCo <sub>3</sub> /L)	1592	-63%	2594	5%	2472	86%	358	77,5%
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	2177	71%	627	18%	512	98%	12,4	99,4%
ABS <sub>254nm</sub>	24,95	60%	10,1	18%	8,29	98%	0,19	99,2%
Amônia (mg/L)	2226	20%	1784	9%	1620	99%	9	99,6%
Cor verdadeira (mgPt-Co/L) (mg/L)	4813	81%	911	31%	626	100%	3	99,9%
Turbidez (NTU)	215	67%	70,7	85%	10,8	99%	0,1	100,0%
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	2285	3%	2206	-6%	2349	98%	56,38	97,5%
CE50(15)	6,83%	55%	57,77%	100%	100%		100%	100%

Verifica-se que esta rota é uma melhoria de duas rotas anteriores, a rota 2 e a rota 3, uma vez que não utiliza a ozonização como tratamento único e, como proposto por Moravia (2010), utiliza, neste caso, um POA seguido de duas técnicas de filtração por membrana, neste caso, microfiltração e osmose inversa. É possível perceber também que os resultados são visivelmente melhores.

Iniciando as análises pela remoção de DQO, globalmente, a rota apresenta uma excelente remoção sendo essa de 99,4%, assim, mesmo que a concentração de DQO no lixiviado bruto seja um pouco superior a dos outros lixiviados, ao utilizar esta rota o lixiviado pós-tratamento se enquadraria no limite proposto pela diretriz DZ-205.R-6. Assim, este lixiviado pós-tratamento poderia ser lançado em corpos hídricos respeitando a legislação local.

Assim, tanto a DQO como a absorvância a 254 nm, que tratam sobre degradação de matéria orgânica mostram que esta rota é efetiva para degradação de matéria orgânica. Além disso, as etapas que mais contribuíram para esta remoção foram a ozonização, que apresentou uma remoção levemente superior ao que é normalmente visto na literatura como visto na rota anterior, e a osmose inversa que foi responsável por 98% desta remoção.

A remoção de amônia, globalmente, também foi bastante efetiva visto que apresentou uma remoção 99,6%, ademais, seu valor residual também se enquadraria na resolução CONAMA 403/2011 já que esta estabelece como limite para lançamento de efluentes 20 mg/L de amônia e o valor residual obtido nesta rota foi de 9 mg/L. A remoção da amônia se deu, principalmente,

na etapa de OI comprovando mais uma vez o que foi dito por Von Gunten (2003) que a oxidação de amônia pelo ozônio e radicais hidroxila é um processo lento.

A alcalinidade foi o parâmetro que apresentou a menor redução tendo sido de 77,5%. A cor verdadeira e turbidez apresentaram uma remoção bastante considerável sendo de 99,9% e 100% respectivamente. Neste caso, a remoção de cor na etapa de ozonização foi bastante considerável como visto anteriormente e a microfiltração apresentou um importante impacto na remoção da turbidez. A remoção de cor e turbidez pode ser vista na figura abaixo:



**Figura 29** - Remoção de cor e turbidez após cada etapa de tratamento. Sendo a primeira imagem referente ao lixiviado bruto, a segunda após a etapa de ozonização, a terceira após a etapa de microfiltração e a última após a OI e tratamento total. Fonte: Marques, 202

A remoção de cloreto também foi bastante eficiente sendo de 97,5%. Embora o limite de cloreto não apareça na resolução CONAMA 403/2011, aparece na resolução CONAMA 357/2005 e estabelece o limite de 250 mg/L para lançamento em rios de classe I e III (água doce). Como o valor residual após esta rota seria de 56,38 mg/L, este parâmetro também seria atendido pela legislação.

O teste de toxicidade também foi feito para a *Allivibrio fischeri* por 15 minutos e a etapa de tratamento que apresentou maior impacto para redução desta toxicidade foi a ozonização, como também visto na rota 3. Após esta rota de tratamento a toxicidade para o organismo-teste utilizado foi eliminada.

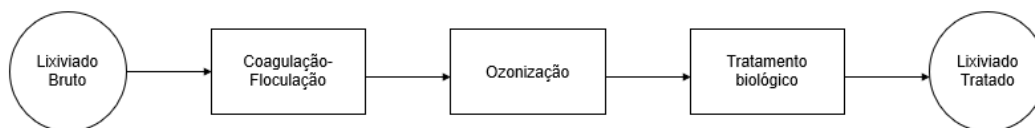
Conclui-se que a rota 4 apresentada foi a mais promissora até então, apresentando eficiência de remoção para quase todos os parâmetros acima de 97%. Além disso, seu valor residual de DQO, amônia e cloreto se enquadrariam nas legislações vigentes para lançamento de efluentes.

Somado a remoção total da toxicidade para a bactéria utilizada esta é uma rota bastante promissora e que comprova que a combinação de tratamentos pode aumentar muito a eficácia de uma rota.

Além do apresentado, segundo o autor Marques (2021) esta rota conseguiu também apresentar melhorias significativas de condições operacionais que poderiam dificultar a utilização da membrana de OI. Após o pré-tratamento com ozonização e microfiltração e após 6,5 horas de operação o fluxo de permeado ainda apresentava mais de 80% do seu valor inicial. Assim, estes tratamentos combinados podem aumentar a vida útil deste tipo de membrana reduzindo seus custos com trocas constantes.

### 5.2.5. Rota 5

A rota 5 que se pretende analisar é composta por um tratamento primário, coagulação-floculação, um POA, neste caso a ozonização e um tratamento biológico. A rota utilizada pode ser vista a seguir:



**Figura 30** - Rota 5 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

A rota analisada se propôs a tratar o lixiviado do aterro de Gramacho e seus resultados podem ser encontrados na tabela 18 abaixo:

**Tabela 18** - Resultados da rota 05 obtido para o lixiviado do aterro de Gramacho. Fonte:

Elaborada pela autora.

Parâmetro	R05 L01						Valor Residual	Eficiência total
	Coagulação-Floculação		Ozonização		Tratamento biológico			
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	1670	30%	1169	25%	876,75	22%	683,87	59,1%
COD (mg/L)	2384	25%	1788	18%	1466,16	20%	1172,93	50,8%
DBO <sub>5</sub> /DQO	27,69	-	0,04	-	0,3	-	-	-
CL50(96)					6,22%	6%	12,07%	

Observando os dados apresentados já pela eficiência global do tratamento é possível dizer que esta rota não é muito eficiente. Analisando a remoção de DQO, a remoção global não

chegou em 60% e a remoção de cada tratamento individual também é considerada baixa, sendo da coagulação-floculação de 30%, ozonização 25% e tratamento biológico 22%. A remoção de DQO na etapa de ozonização foi a mesma obtida para a rota 3. Além disso, o valor residual de DQO ultrapassa em 809% o valor do limite máximo deste parâmetro para descarte máximo (limite de 200 mg/L).

Em relação a remoção de amônia os autores Bila et al. (2005) informam que quando a maior dose de ozônio foi aplicada a remoção de amônia atingiu 25%. Considerando que, pela tabela 10, esta concentração inicial foi de 800 mg/L, uma remoção de 25% acarretaria um valor residual de amônia de 600 mg/L, ou seja, um valor 3000% superior que o limite máximo de 20 mg/L para remoção deste parâmetro. Assim, segundo Bila et al. (2005) este fato pode ter prejudicado o desempenho do tratamento biológico uma vez que conhecidamente pela literatura altos valores de amônia podem afetar a performance do processo biológico por ser um composto altamente tóxico.

Por outro lado, a etapa de ozonização cumpriu muito bem o seu papel aumentando a biodegradabilidade do lixiviado. Antes desta etapa do tratamento a DBO<sub>5</sub>/DQO era 0,04 e após a ozonização passou para o valor de 0,3. Este aumento de biodegradabilidade tornou possível o tratamento biológico visto que no lixiviado bruto seria muito difícil aplicar diretamente este tratamento.

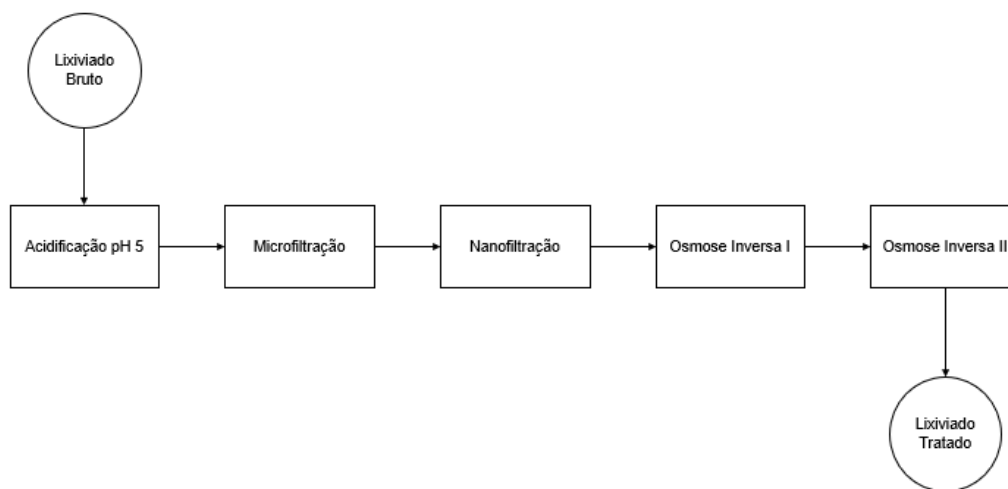
Em relação a toxicidade para o lixiviado coletado na época de seca, ou seja, em maio a CL<sub>50</sub> do lixiviado bruto era um pouco menor que 5% e após a rede de tratamento sua toxicidade passou a ser de 14,48% para o organismo-teste *Danio rerio*. Esta alta toxicidade mesmo após o tratamento pode ser justificada pelo alto teor de amônia, como já visto anteriormente. Ademais, também justifica a baixa eficiência do tratamento biológico.

Portanto, essa rota apresentou uma baixa eficiência global para um lixiviado bastante difícil de se tratar. Sua remoção de DQO, amônia e toxicidade não foram suficientes para enquadrar o lixiviado na legislação para o descarte deste efluente em corpos hídricos. Assim, precisaria passar por melhorias nas suas etapas, como por exemplo, na etapa de ozonização. Além disso, seria interessante acrescentar algum outro tratamento antes da etapa biológica a fim de reduzir a concentração de amônia, possivelmente a toxicidade e por fim, aumentar a eficiência desta etapa.

Ademais, a etapa de coagulação-floculação pode apresentar como desvantagens o custo dos produtos químicos a serem utilizados assim como o maior volume do lodo gerado que precisará ser tratado antes do correto descarte, mesmo este sendo um processo mais prático e simples. (CAMMAROTA, 2011). Os tratamentos biológicos por sua vez apesar de apresentarem uma grande remoção de poluentes e excelente diminuição da carga orgânica podem apresentar também um elevado custo de energia pela necessidade de aeração do tanque em processos aerados, como foi o caso da rota estudada (RAMOS, 2017).

### 5.2.6. Rota 6

A rota 6 é composta por um processo de acidificação com  $H_2SO_4$  e por uma combinação de processos de separação por membrana. Neste caso, foi utilizado na rota a microfiltração seguida por uma etapa de nanofiltração e duas etapas de osmose inversa, como pode ser visto na figura a seguir.



**Figura 31** -Rota 6 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

Esta rota se propôs a tratar o lixiviado do aterro sanitário de Belford Roxo. Este lixiviado, assim como os outros analisados apresenta uma alta carga orgânica como pode ser visto na tabela 10. Este fato analisado está de acordo com outros lixiviados brasileiros por ser um reflexo do perfil de consumo da população do país que gera uma grande quantidade de resíduos municipais de origem orgânica (ALFAIA et al., 2019; HUPSEL, 2021).

Como já apresentado na figura 21 a acidificação foi testada em diferentes etapas desta rota, no entanto, a rota apresentada na figura 38 acima foi considerada a mais eficiente. Foi verificado pela autora Hupsel (2021) que durante a adição do ácido houve uma intensa formação de espuma e formação de um sólido na cor marrom, provavelmente, devido a precipitação de ácidos húmicos. Assim, devido à presença destes sólidos foi escolhido realizar a acidificação antes da microfiltração com o objetivo de evitar que estes sólidos prejudicassem o desempenho das membranas de nanofiltração. Ademais, a acidificação também foi testada antes das etapas de OI. No entanto, esta redução de pH afetou o desempenho de ambas as etapas de OI quando em comparação com a rota apresentada neste projeto.

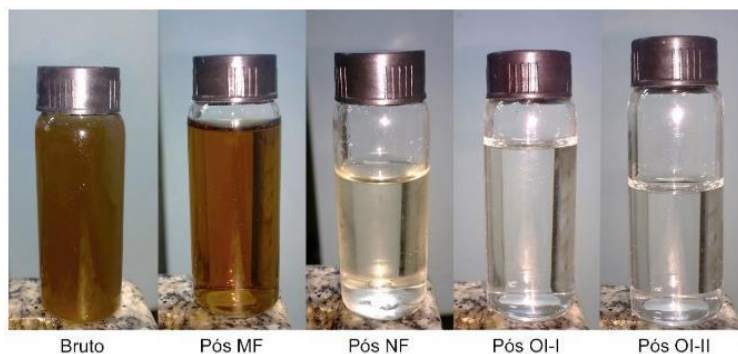
Os resultados obtidos para esta rota de tratamento podem ser analisados na tabela 19 abaixo:

**Tabela 19** - Resultados da rota 06 obtido para o lixiviado do aterro de Belford Roxo. Fonte: Elaborada pela autora

	pH 5 +MF		Nanofiltração		Osmose Reversa I		Osmose Reversa I		residual	total
Turbidez (NTU)	21,7	100%	0	0%	0,0	0%	0,0	0%	0,0	99,9%
Condutividade (mS/cm)	29,8	6%	28	56%	12,3	85%	1,8	89%	0,2	99,3%
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	9889,6	96%	400,2	24%	303,5	82%	55,2	80%	10,8	99,9%
Amônia (mg/L)	1148,3	3%	1112,1	48%	578,3	85%	86,1	85%	13,1	98,9%
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	5390	25%	4038,8	77%	945,1	90%	93,8	69%	29,4	99,5%

Como pode ser visto no diagrama acima, assim como na Rota 4, na qual alguns tratamentos são combinados, esta rota também apresentou um percentual muito satisfatório para todos os parâmetros que se propôs a analisar, estando todas as eficiências acima de 98%.

O parâmetro turbidez apresentou uma excelente remoção já após a acidificação e microfiltração, apresentando uma redução muito próxima de 100%. A remoção de cor e turbidez após cada etapa de tratamento pode ser visualizada na figura abaixo:



**Figura 32** - Remoção de cor e turbidez após cada etapa de tratamento utilizada na rota 6.

Fonte: Hupsel, 2021.

Em relação a alcalinidade e condutividade as reduções foram consideradas muito eficientes uma vez que foi obtido um % de redução de 99,9 e 99,3, respectivamente.

A concentração de amônia também sofreu uma significativa redução, passando de 1148,3 mg/L no lixiviado bruto para 13,1 mg/L no lixiviado tratado. Neste caso, o efluente atenderia muito bem a resolução CONAMA 430/2011 que estabelece um limite máximo de 20 mg/L para este parâmetro. Nesta rota a nanofiltração apresentou uma remoção considerada eficiente para este parâmetro de 48% em comparação com a rota estudada no trabalho de Hupsel (2021) que não utilizava a etapa de acidificação. Segundo a autora isto se deve ao fato de que em pH 5 o nitrogênio amoniacal é transformado em  $\text{NH}_4^+$ , levando a formação de sulfato de amônio devido a grande quantidade de íons sulfato presentes pela adição de ácido sulfúrico. Somado ao fato de que a nanofiltração remove de forma eficaz íons divalentes, era de fato esperado que com o tratamento ácido essa remoção na etapa de NF aumentasse.

A remoção de DQO também foi considerada altamente eficaz com uma remoção global de 99,5%. Mesmo com uma DQO inicial bastante elevada de 5390 mg/L o valor residual pós-tratamento se enquadra dentro da diretriz DZ-205.R-6 que estabelece um limite de 200 mg/L como visto anteriormente. Além disso, é possível dizer que a osmose inversa apresentou papel fundamental nesta rota para obtenção deste resultado visto que sem a OI este valor residual seria de 945,1 mg/L e não atenderia a legislação. Assim como na rota 4 que utilizou este tratamento as reduções % para este parâmetro foram consideradas muito boas comprovando que esta etapa do tratamento é altamente eficaz para remoção da matéria orgânica.

Em relação a remoção de toxicidade, não foram feitos testes experimentais para esta rota. No entanto, como já foi visto, o efeito tóxico de um efluente pode ser indicado pela sua

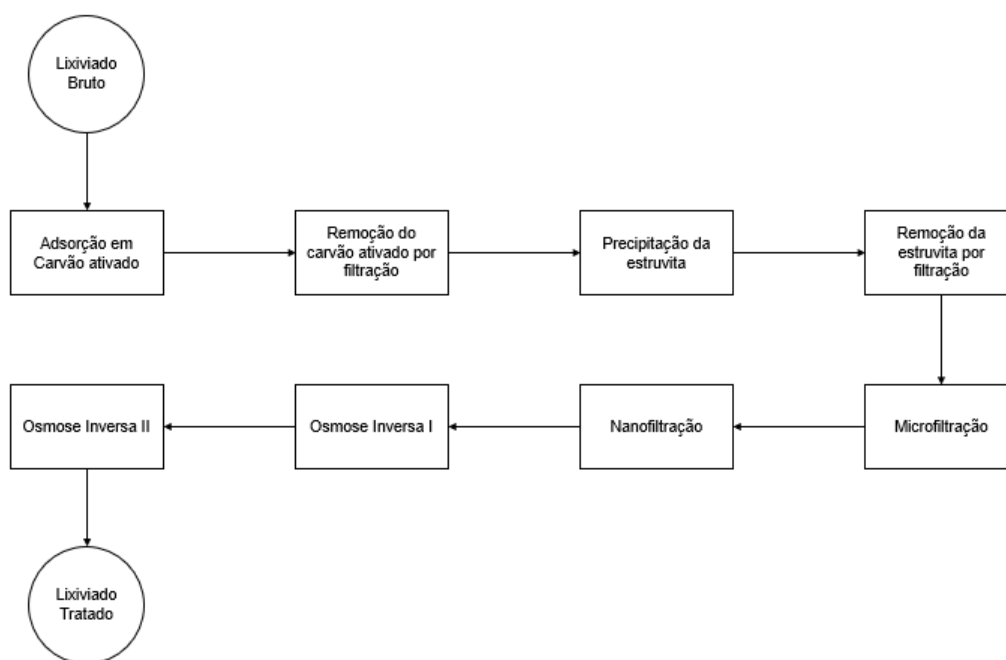


concentração de DQO e amônia. Ao comparar esta rota 6 com a rota 4, os valores % de remoção ficaram muito próximos e em relação aos valores residuais os de ambas as rotas se enquadram na legislação. Para a R06 e R04 os valores residuais são, respectivamente, para DQO 29,4 e 12,9 mg O<sub>2</sub>/L e para amônia 13,1 e 9 mg/L. Assim, para fins de comparação vamos considerar que a remoção de CE<sub>50</sub> foi de 100% ou muito próxima deste valor para esta rota.

Desta forma, assim como a R04, esta rota se apresentou bastante promissora com eficiências de redução muito efetivas e com os valores residuais de DQO e amônia dentro da legislação. No entanto como pontos negativos, primeiramente, pode ser citada a grande quantidade necessária de ácido para diminuição do pH devido a sua alta alcalinidade inicial (pH = 8,3) e uma queda de desempenho observada na etapa de nanofiltração, ressaltada por Hupsel (2021), observado após adição desta etapa, provavelmente devido a formação dos sólidos marrons já comentado. Este fato pode acabar limitando a utilização desta rota em escala industrial já que dificultaria o processo a necessidade de troca constante desta membrana ou de realização de retrolavagem com maior frequência.

#### **5.2.7. Rota 7**

A rota 7 é, na realidade, uma melhoria da rota 6. Nesta rota buscou-se superar os possíveis desafios encontrados na R06 e assim, um melhor desempenho das etapas de micro e nanofiltração. Para isso foram adicionadas novas etapas de tratamento como pode ser visualizado abaixo:



**Figura 33** - Rota 7 a ser estudada neste trabalho. Fonte: Elaborada pela autora.

Esta rota buscou tratar o lixiviado bruto do aterro de Belford Roxo que, como já visto, possui altas concentrações iniciais de amônia e DQO. Como visto também na figura 22 a adsorção em carvão ativado foi realizada na concentração de 50g/L durante duas horas e este carvão ativado foi removido posteriormente por filtração com papel de filtro à vácuo. Posteriormente, o pH do lixiviado foi ajustado até pH = 9,5 utilizando uma solução de NaOH 1M a fim de precipitar a estruvita. A estruvita também foi removida por filtração à vácuo e em sequência o tratamento foi realizado exatamente como na rota anterior. (HUPSEL, 2021). A precipitação da estruvita já traz um ganho para a R07 já que este é um produto com interesse comercial e que não foi obtido na rota anterior.

Ademais, a autora deste trabalho também pode comprovar que o pré-tratamento utilizando CA possibilitou um aumento da permeabilidade das membranas de MF e NF ao longo do tempo. Assim sendo, de fato essa rota conseguiu através das etapas de adsorção com CA e precipitação da estruvita aperfeiçoar o tratamento com NF e MF, no entanto, para as etapas de OI nenhuma alteração significativa foi detectada.

O diagrama com os resultados obtidos para esta sequência de tratamento pode ser visto na tabela 20 a seguir:

**Tabela 20** - Resultados da rota 07 obtido para o lixiviado do aterro de Belford Roxo. Fonte: Elaborada pela autora.

R07 L01										
Parâmetro	Adsorção/Precipitação/MF		Nanofiltração		Osmose Reversa I		Osmose Reversa I		Valor Residual	Eficiência total
Turbidez (NTU)	5,4	100%	0,02	0%	0,02	0%	0,02	0%	0,02	99,6%
Condutividade (mS/cm)	22,2	10%	20	10%	17,9	92%	1,5	81%	0,28	98,7%
Cor verdadeira (mgPt-Co/L) (mg/L)	11100	100%	39	44%	22	91%	2	100%	0	100,0%
Alcalinidade (mgCaCo3/L)	5510,1	8%	5086	-1%	5158,5	84%	849,8	77%	195,8	96,4%
Amônia (mg/L)	537,5	32%	367,90	35%	240,5	85%	36,6	86%	5	99,1%
DQO (mgO2/L)	4703,8	89%	517,40	35%	334,6	85%	51,0	68%	16,1	99,7%
COT (mg/L)	1255,5	90%	126,10	77%	28,9	67%	9,6	66%	3,3	99,7%
CT (mg/L)	1705,5	35%	1115	32%	759,8	90%	78,2	78%	17,2	99,0%
CIT (mg/L)	480,2	-106%	988,80	26%	730,1	91%	68,6	80%	13,9	97,1%

Assim como na R06 a redução % dos parâmetros foi bastante efetiva sendo superior a 96% para todas os parâmetros que se propôs analisar. A remoção de turbidez, nesta rota, também foi bastante efetiva já após a microfiltração, como visto anteriormente. A diferença é que a remoção de cor na R07 também já foi bastante efetiva após a MF, sendo muito próximo de 100% como mostra o diagrama acima. Assim, esta melhora na aparência já na MF pode ser explicada possivelmente pela utilização do carvão ativado no tratamento. Já na R06 esta remoção de cor só foi mais efetiva na etapa de nanofiltração. A remoção de cor e turbidez após cada tratamento aplicado nesta rota pode ser visualizado na figura 43.



**Figura 34** - Aparência da amostra de lixiviado após cada tratamento aplicado na R07. Fonte: Hupsel, 2021.

A remoção da condutividade, assim como na rota anterior, foi bastante alta e apresentou 98,7% de remoção e um valor residual de 0,28 mS/cm, valor bastante semelhante ao alcançado anteriormente. A alcalinidade apresentou também uma excelente remoção % de 96,4%, no entanto, seu valor residual é de 195,8 contra 10,8 mgCaCO<sub>3</sub>/L obtido anteriormente. Esta maior alcalinidade se deve ao fato de que na R06 foi utilizada uma etapa de acidificação enquanto na R07 o pH foi ajustado para 9,5, ou seja, um pH ainda superior ao pH do lixiviado bruto o que pode ter gerado como consequência uma alcalinidade superior ao final do tratamento.

A análise de COT, CT e CIT também mostraram que ao final de toda rede de tratamento as reduções foram bastante significativas atingindo percentuais acima de 97%. Para o COT a maior redução foi durante a etapa de adsorção, precipitação e microfiltração enquanto as reduções para o CT e o CIT apresentaram maiores reduções já na etapa da OI.

Em relação a remoção de DQO essa rota também apresentou uma eficácia global de remoção bastante interessante atingido um percentual de 99,7%. Neste caso, diferentemente do que foi visto na R06 a etapa de adsorção/precipitação/MF foi tão importante quanto a primeira

etapa de OI. Assim, o valor residual após o tratamento utilizando esta rota é de 16,1 mg/L ficando dentro do limite estabelecido de 200 mg/L.

A remoção de amônia também foi bastante efetiva atingindo-se uma redução global de 99,1%, assim, o valor residual de 5 mg/L também se enquadra dentro da legislação CONAMA 430/2011 de 20 mg/L. As etapas de OI obtiveram eficiências muito parecidas com aquelas obtidas na R06, no entanto, a primeira etapa da R07 obteve uma eficiência consideravelmente maior de 32% contra uma remoção de 3% obtida na R06, mostrando que as etapas de adsorção e precipitação foram bastante importantes para uma maior redução da concentração de amônia no lixiviado tratado.

A remoção de toxicidade também não foi estudada experimentalmente para esta rota, mas assim como para a rota anterior podemos fazer uma estimativa considerando que, como já apresentado, a toxicidade de um efluente está profundamente ligada com a sua concentração de DQO e amônia. Assim, como as remoções % desta rota foram ainda maiores e os valores residuais menores então também podemos considerar que a toxicidade foi totalmente ou quase totalmente removida utilizando a rede de tratamentos proposta.

Pelo exposto, é possível concluir que esta rota também é bastante efetiva para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário apresentando reduções percentuais superiores a 96% e apresentando valores residuais de DQO e amônia dentro da legislação bem como uma redução teórica de toxicidade considerada efetiva.

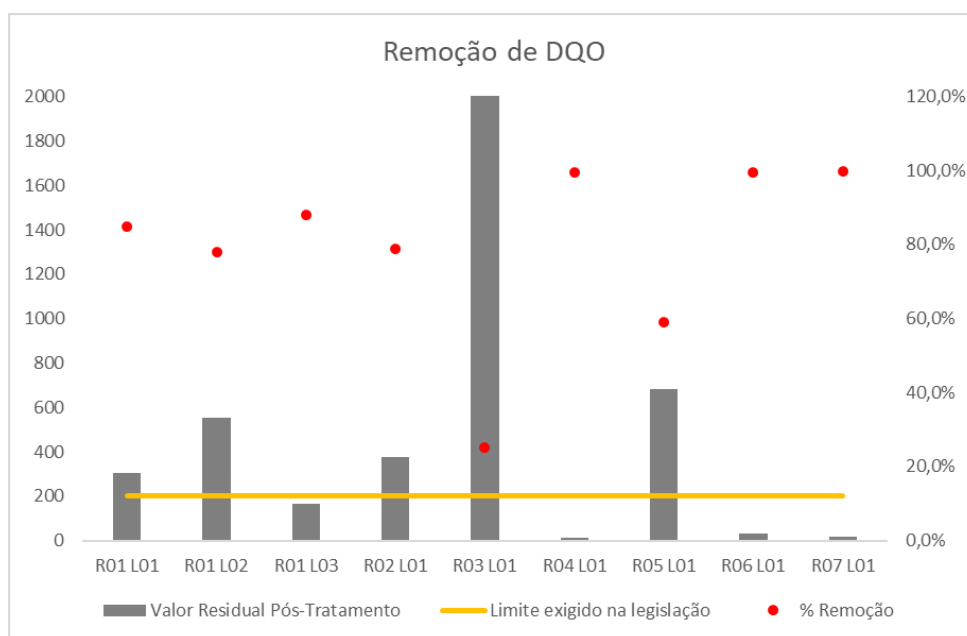
As possíveis desvantagens desta rota são as mesmas para qualquer rota que utilize PSM devido a uma possível queda do fluxo permeado ao logo do tempo, principalmente, em lixiviados mais incrustantes que podem acelerar este processo. Outra desvantagem desta rota se deve, principalmente, pela etapa de elevação do pH visto que após toda rede de tratamento o lixiviado tratado apresenta um pH de 9,97. Contudo, para lançamento de efluente em corpos receptores a legislação CONAMA 430/2011 estabelece uma faixa de pH entre 5 e 9 o que tornaria ainda necessário um ajuste do pH após toda esta rede de tratamento.

### **5.3. Seleção final da rede de tratamento**

Analisando globalmente os tratamentos estudados é possível dizer que todos trouxeram resultados e contribuições significativos para este trabalho. É possível concluir também que, de forma geral, as rotas que combinaram mais de um tratamento obtiveram melhores resultados e reduções mais eficientes. Assim, estas combinações proporcionaram que as desvantagens de

determinados processos fossem atenuadas e suas vantagens ressaltadas, ou seja, o que um processo trazia de negativo era muitas vezes compensado pelo processo anterior ou seguinte.

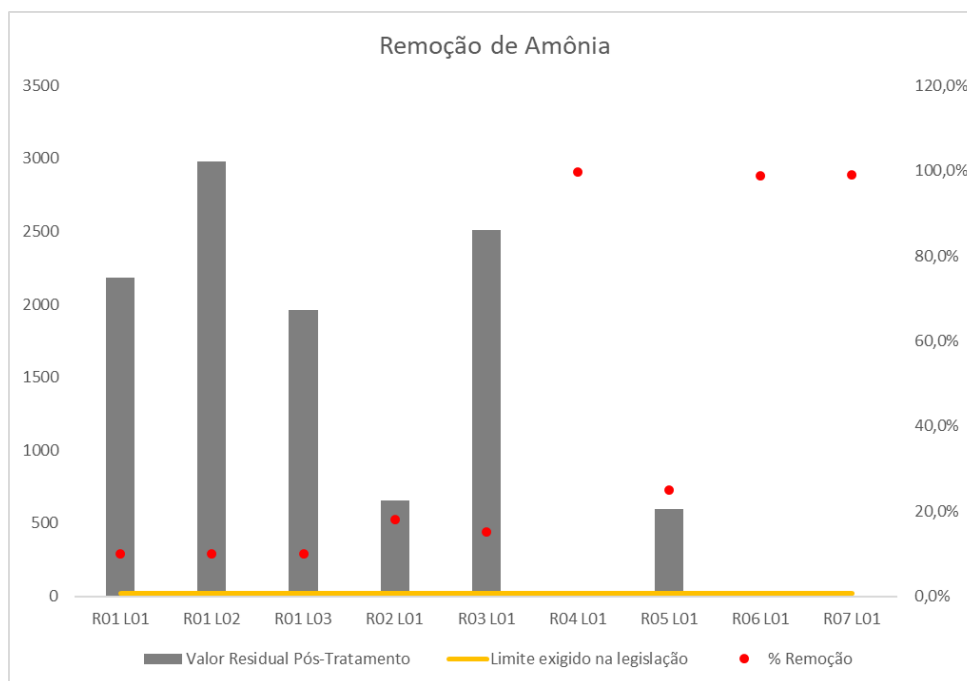
A remoção de DQO foi maior que 50% em quase todas as rotas, com exceção da R03, que utilizou a ozonização como rota única de tratamento mostrando que este processo como etapa única de tratamento não é eficiente para tratamento de lixiviado de aterro sanitário. De forma comparativa as rotas que apresentaram melhor desempenho em relação a remoção de DQO foram as rotas R04, R06 e R07, obtendo respectivamente, 99,4%, 99,5% e 99,7% de redução. Ademais, em todas estas três rotas o valor residual de DQO permaneceu dentro do limite proposto na diretriz DZ-205.R-6 que é de 200 mg/L. A remoção de DQO obtida em todos os tratamentos estudados bem como seus valores residuais pode ser visto no gráfico abaixo:



**Figura 35** - Remoção de DQO obtida em todas as rotas estudadas. Fonte: Elaborado pela autora.

Embora o valor residual da rota 1 para o lixiviado 3 tenha permanecido dentro dos limites estabelecidos pela legislação, o valor residual da mesma rota para outros lixiviados se manteve acima do recomendado. Portanto, como visto anteriormente, em relação a remoção de DQO as melhores rotas são a 4, 6 e 7.

A remoção de amônia não foi estudada para todas as rotas investigadas, mas através das aproximações e considerações baseadas na literatura foi possível realizar um comparativo que pode ser visto a seguir.



**Figura 36** - Remoção de amônia obtida em todas as rotas estudadas. Fonte: Elaborado pela autora.

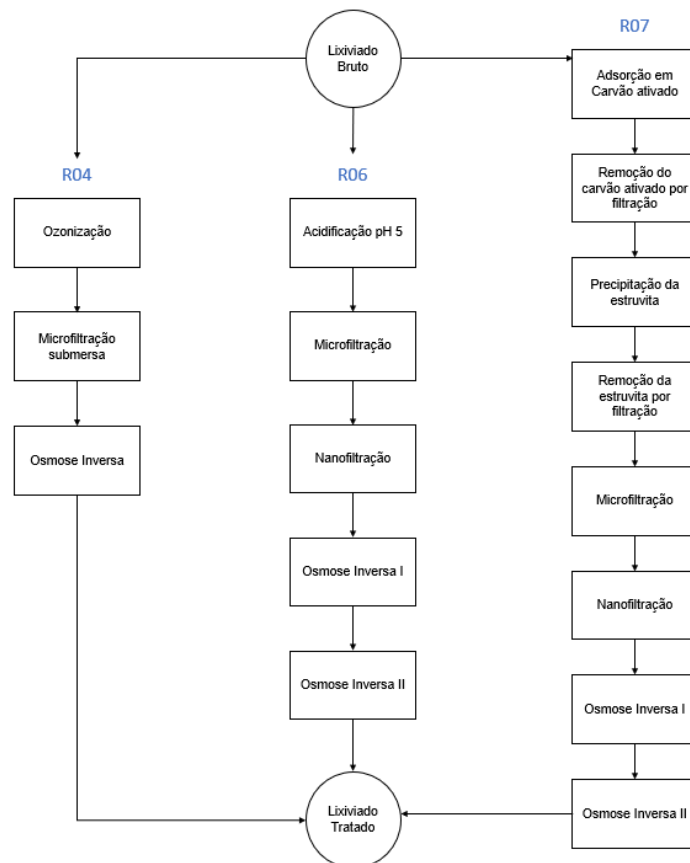
Pelo gráfico é possível notar que o valor residual de amônia nas rotas 1, 2, 3 e 5 ficaram muito acima do permitido pela resolução CONAMA 430/2011 de 20 mg/L, ou seja, caso essas rotas venham a ser utilizadas novas etapas devem ser adicionadas a fim de enquadrar este parâmetro dentro da legislação de descarte. Pelas observações feitas também foi possível concluir que os POA em geral, como tratamento único, não são efetivos para remoção de amônia comprovando o que foi dito por Von Gunten (2003) que a oxidação de amônia pelo ozônio e radicais hidroxila é um processo lento. Somado a isto foi possível observar também que a etapa de tratamento mais efetiva para remoção deste parâmetro, em geral, foi a osmose inversa. Entretanto, como proposto, a etapa de precipitação de estruvita na rota 7 também foi bastante eficaz na remoção de nitrogênio amoniacal.

Desta forma, como visto, assim como na remoção de DQO as rotas que se mostraram mais efetivas na remoção de nitrogênio amoniacal foram as rotas 4, 6 e 7, além disso, seus valores residuais também se enquadraram dentro da legislação.

Em relação a remoção de toxicidade, das três melhores rotas, conforme visto até agora, apenas a rota 4 realizou o estudo experimental deste parâmetro pré e pós-tratamento. Mas de acordo com as estimativas feitas com base no fato de que a toxicidade de um efluente está ligada diretamente a concentração de amônia e DQO neste, foi considerado então que o lixiviado das

rotas 6 e 7 também conseguiram remover por completo ou muito perto disso a sua  $CE_{50}$  para *Allivibrio fischeri*.

Assim, pelo exposto, as rotas mais promissoras até aqui com base nos parâmetros que se pretendeu analisar foram as rotas 4, 6 e 7. Como as remoções foram muito semelhantes é necessário analisar melhor cada rota bem como seus prós e contras a fim de escolher aquela que é a mais promissora.



**Figura 37** - Rotas mais promissoras após análise de remoção de DQO, amônia e toxicidade.

Fonte: Elaborado pela autora.

De forma geral, todas as três rotas possuem processos de separação por membrana aplicando microfiltração e osmose inversa, assim, todas as desvantagens que existem para estes processos irão existir nas três rotas. Contudo, ao analisarmos de forma geral as três rotas, a rota 4 em um primeiro momento se apresenta mais vantajosa pois em apenas três etapas consegue atingir resultados bastante semelhantes ao que a rota 6 atinge em 5 etapas e a rota 7 atinge em 8 etapas, ou seja, menos etapas significam menos variáveis e parâmetros a serem controlados ao longo do processo e possivelmente um menor investimento inicial.



Além do mais, como já mencionado anteriormente a rota 6 demanda uma grande quantidade de ácido para se atingir o pH 5 proposto, além disso, o uso desta etapa prejudicou a nanofiltração e, também, afetou o desempenho de ambas as etapas de OI, embora tenha contribuído com uma maior redução de nitrogênio amoniacal em relação a mesma rota que não utilizava a acidificação. Por conta destes fatos, esta rota apresenta uma grande limitação para uso em escala industrial.

A rota 7 foi estudada com o objetivo de melhorar o desempenho da rota 6 citada acima e embora tenha trazido como vantagem a produção de estruvita, material com interesse comercial, como desvantagem apresenta uma grande quantidade de etapas que pode dificultar sua operação bem como encarecer o seu custo inicial de operação. Outro ponto negativo desta rota se deve ao ajuste do pH para 9,5 na etapa de precipitação da estruvita que fez com que o pH final não se enquadrasse dentro da legislação e necessitasse de ainda mais uma etapa de correção antes de ser lançado no corpo d'água receptor.

A rota 4 apresenta um menor número de etapas e sua desvantagem em relação as outras duas rotas refere-se à aplicação da ozonização e da osmose inversa. As grandes desvantagens da ozonização são bem mais evidentes quando este tratamento é aplicado isoladamente, no entanto, somado as etapas posteriores o tratamento como um todo se tornou bastante eficiente. Como vantagem, em relação aos outros tratamentos, a ozonização é capaz de destruir completamente os contaminantes a serem tratados, não apenas transferindo-os de fase como é o caso da adsorção em carvão ativado, mas eliminando de vez o problema. Pelo fato de o ozônio ser um composto bem instável ele é facilmente destruído e desta forma, resíduos tóxicos não são normalmente gerados. O cuidado especial que se deve ter nesta rota, no entanto, é a grande corrosividade do ozônio e para isto é importante assegurar que os materiais utilizados nos processos sejam resistentes a esta corrosão, como por exemplo, a utilização de aço inoxidável.

Pelo exposto, a rota que traz mais custo-benefício para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário é a rota 4 composta de ozonização, microfiltração submersa e osmose inversa.

## **6. Conclusão**

Este trabalho teve como objetivo analisar possíveis rotas de tratamento para lixiviados provenientes de aterro sanitário. A busca por um tratamento eficiente é cada vez mais urgente uma vez que se estima que até 2033 a quantidade de lixiviado produzido no Brasil atinja uma marca de entre 20-30 milhões de toneladas. Somada a esta produção crescente, o fato deste efluente ser altamente tóxico torna tudo ainda mais preocupante visto que tratamento e descarte incorretos podem trazer graves consequências para o meio ambiente e saúde humana.

Desta forma buscou-se analisar 7 rotas de tratamentos propostas anteriormente, suas vantagens, desvantagens e rendimentos a fim de entender quais os tratamentos mais promissores a serem aplicados em estações de tratamento no Brasil. Para isto foram analisadas as eficiências de remoção de cada etapa e da rota aplicada globalmente para vários parâmetros. Contudo três parâmetros foram escolhidos como principais para nortear este estudo: DQO, amônia e toxicidade. A DQO e amônia foram escolhidas por serem parâmetros de fácil análise e por serem muito utilizados já em diversas estações de tratamento no país como acompanhamento, além disso, segundo a literatura são parâmetros que estão intimamente ligados a existência de toxicidade em um efluente. A toxicidade foi escolhida por ser um parâmetro bastante importante para controle de um efluente antes do descarte em um corpo receptor visto que o descarte de um efluente fora dos padrões pode trazer graves consequências como já descrito anteriormente.

Após a análise mais aprofundada das 7 rotas, três foram escolhidas como as mais promissoras sendo estas compostas por uma rede de tratamento, comprovando o que se encontra na literatura de que combinações de tratamento podem trazer ainda mais eficiência para um processo.

Analisando-se vantagens e desvantagens e comparando os três processos entre si concluiu-se que a rota 4 é a mais promissora de ser aplicada em uma ETC a nível industrial sendo esta rota composta por uma etapa de ozonização, microfiltração submersa e osmose inversa.

### **6.1. Sugestão para estudos futuros**

Para estudos futuros sugere-se uma análise mais aprofundada de possíveis melhorias na rota selecionada como a mais promissora ou um estudo de uma nova rota de tratamento para este efluente buscando realizar também um estudo de investimento inicial e custos de operação para a rota selecionada.

## 7. Anexos

### Anexo I

		DQO (mgO2/L)	Amônia (mg/L)	CE50	CL50	DBO5/DQO	DBO5	Abs254	Cromo	Cobre	Níquel	Zinco	Chumbo	Turbidez (NTU)	Fe2+ (mg/L)	Cor verdadeira (mgPt- Co/L) (mg/L)	Alcalinidade (mgCaCo3/L)	Cl-	COD (mg/L)	Condutividade (mS/cm)	COT (mg/L)	CT (mg/L)	CIT (mg/L)
<b>Gramacho</b>	R01 L02	2540	2980	13%	-	0,02	-	24,98	0,64	0,1	2,54	0,14	0,24	-	-	-	-	-	-	-	967,5	-	-
	R05 L01	1670	-	-	6,22%	27,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2384	-	-	-	-
<b>Gericinó</b>	R01 L03	1392	1962	27%	-	0,04	-	10,1	0,48	0,04	1,74	0,24	0,2	-	-	-	-	-	-	-	494	-	-
	R02 L01	1785	804	-	13,4%	-	-	16,64	-	-	-	-	-	9,29	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Seropédica</b>	R01 L01	1970	2185	33%	-	0,44	-	13,9	0,3	0,15	1,9	0,14	0,17	-	-	-	-	-	-	-	674	-	-
	R03 L01	3323	2963	2,04%	1,13%	-	273	34,9	-	-	-	-	-	-	-	3467	-	-	-	-	-	-	-
<b>Belford Roxo</b>	R04 L01	2177	2226	6,83%	-	-	-	24,95	-	-	-	-	-	215	-	4813	1592	2285	-	-	-	-	-
	R06 L01	5390	1148,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,7	-	-	9889,6	-	-	29,8	-	-	-
	R07 L01	4703,8	537,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,4	-	11100	5510,1	-	-	22,2	1255,5	1705,5	480,2

## 8. Referências

ABETRE. **Aterro Sanitário Seropédica, região metropolitana do Rio de Janeiro.**

Disponível em: <https://abetre.org.br/aterro-sanitario-seropedica-regiao-metropolitana-do-rio-de-janeiro/>. Acesso em 09 set. 2021

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público** – Procedimento. São Paulo, S.P. 1992. Disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=002898>. Acesso em: 17 set. 2021.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT - NBR 8849/1985: **Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro, 1985.

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020. **Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE**, p. 51, 2020.

AHMAD, I. et al. Landfill Management and Treatment of Leachate. **International Journal of Civil Engineering and Technology**, v. 9, n. 5, p. 336–348, 2018.

ALENCAR, E. **Finalmente aterro sanitário de Seropédica vai tratar chorume.** O GLOBO, 2013. Disponível em: [https://oglobo.globo.com/rio/finalmente-aterro-sanitario-de-seropedica-vai-tratar-chorume-](https://oglobo.globo.com/rio/finalmente-aterro-sanitario-de-seropedica-vai-tratar-chorume-8725532#:~:text=RIO%20%E2%80%94%20Inaugurado%20h%C3%A1%20dois%20anos,da%20putrefa%C3%A7%C3%A3o%20do%20lixo%20org%C3%A2nico.&text=Ela%20tamb%C3%A9m%20tratou%20o%20material,Gramacho%2C%20em%20Duque%20de%20Caxias)

8725532#:~:text=RIO%20%E2%80%94%20Inaugurado%20h%C3%A1%20dois%20anos,da%20putrefa%C3%A7%C3%A3o%20do%20lixo%20org%C3%A2nico.&text=Ela%20tamb%C3%A9m%20tratou%20o%20material,Gramacho%2C%20em%20Duque%20de%20Caxias.  
Acesso em: 09 set. 2021

ALFAIA, R. G. S. M. et al. Coagulation/flocculation as a pretreatment of landfill leachate for minimizing fouling in membrane processes. **Desalination and Water Treatment**, v. 159, n. June 2018, p. 53–59, 2019.

ALMEIDA, E. et al. Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 818–824, 2004.

ALVILA, P. **Aterro de Gramacho, o maior da América Latina, deixará de funcionar em dezembro.** Disponível em:

<<https://web.archive.org/web/20110227205040/http://noticias.r7.com/rio-de->

janeiro/noticias/maior-da-america-latina-deixara-de-funcionar-em-dezembro-em-duque-de-caxias-20110215.html>. Acesso em: 8 set. 2021.

AMBIENTE, I. E. DO. Revista INEA. **Revista INEA**, v. 5, n. 1, p. 30, 2017.

ANTONINI, S., PARIS, S., EICHERT, T., CLEMENS, J. Nitrogen and Phosphorus Recovery from Human Urine by Struvite Precipitation and Air Stripping in Vietnam. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 39 (12), p. 1099–1104, 2011.

ARAÚJO, C. B.; HUPPES, N. B. **Adaptação tecnológica da ETA Rio Manso-Brumadinho após o rompimento das barragens da Vale S/A**. [s.l.] UFRJ, 2021.

ARAUJO, Fabiana Valéria da Fonseca. **Estudo do processo Fenton Heterogêneo utilizando hematita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) como catalisador na descoloração de soluções de corante reativo 2 3**. Tese (Doutorado em Tecnologia dos Processos químicos e Bioquímicos) - Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

ATERRO sanitário. [S. l.], 2020. Disponível em: <https://portalresiduossolidos.com/aterro-sanitario/>. Acesso em: 8 set. 2021.

BAKER, R. W. 2012, **Membrane Technology and Applications**. 3 ed, John Wiley & Sons.

BAKER, R.W. **Membrane Technology and Applications**, 2a ed., John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA, 2004.

BALANÇO GERAL RJ. **Denúncia: aterro sanitário estaria jogando chorume nos rios da Baixada**. Disponível em: <https://recordtv.r7.com/balanco-geral-rj/videos/denuncia-aterro-sanitario-estaria-jogando-chorume-nos-rios-da-baixada-18022020>. Acesso em: 12 set. 2021

BANDARA, J., PULGARIN, C., PERINGER, P., KIWI, P., **Journal Photochem. Photobiol.** A, 111, 253, 1997.

BARTIKO, D; DE JULIO, M. (2015) Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 71-81. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1239>

BASTOS, H. B. Aplicação De Planejamento De Experimentos Em Processos De Ozonização Para Tratamento De Lixiviado De Aterro Sanitário. p. 123, 2018.

BCC RESEARCH, **BCC Research: Market Research Reports & Industry Analysis**. 2014. Disponível em: <https://www.bccresearch.com/>. Acesso em: 16 set. 2021

BILA, D. M. et al. Ozonation of a landfill leachate: Evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, n. 2–3, p. 235–242, 2005.

BILA, D. M.; AZEVEDO, E. B.; DEZOTTI, M. Ozonização e Processos Oxidativos Avançados. In: DEZOTTI, M. (Coord.). **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. cap 4, p. 243-308.

BRIGDA, R.J., Chem. Eng. Prog., 12, 62, 1995.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. M. Processo Oxidativo Avançado E Sua Aplicação Ambiental. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 3, n. 1, p. 36–47, 2012.

BRUM, S. S. et al. Preparação e caracterização de carvão ativado produzido a partir de resíduos do beneficiamento do café. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1048–1052, 2008.

CAMMAROTA, M. C. Apostila de Tratamento de Efluentes Líquidos. **Departamento de Engenharia do Meio Ambiente - UFRJ**, p. 1–72, 2011.

CAMPOS, J. C. et al. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 48, n. 9, p. 1105–1113, 2013.

ÇEÇEN, F.; AKTAŞ, Ö. **Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment**. Wiley-VCH Verlag & Co. KGaA. Germany, 2012.

CELERE, M. S. et al. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cadernos de Saude Publica**, v. 23, n. 4, p. 939–947, 2007.

CHAMON, R. P. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo processo de osmose inversa: estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

CHARCOSSET, C. **Membrane processes in biotechnology: an overview**. Biotechnol. v. 24, 2006.

Ciclus Ambiental. Disponível em: <https://ciclusambiental.com.br/>. Acesso em 09 set. 2021

COMLURB. **Panorama Da Gestão De Resíduos Sólidos Na Cidade do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: [s.n.].

COMLURB. Sistema de limpeza e serviços urbanos e gestão de resíduos sólidos. 2017.

CORNELLI, R. et al. Métodos de tratamento de esgoto doméstico: uma revisão sistemática. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 16, n. 2, p. 20–36, 2014.

COSTA, F. M. DA et al. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014.

COSTA, F. M. DA. **Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

COSTA, I. L. S. **A influência do esgoto doméstico e aterro controlado na qualidade da água de um rio**. [s.l.] Universidade Federal Fluminense, 2017.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Ž. Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1–3, p. 298–305, 2010.

DE AQUINO, S. F.; DE QUEIROZ SILVA, S.; CHERNICHARO, C. A. L. Practical aspects of the chemical oxygen demand (COD) test applied to the analysis of anaerobic effluents. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 295–304, 2006.

DE MORAIS, J. L.; ZAMORA, P. P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 123, n. 1–3, p. 181–186, 2005.

DEL MORO, G. et al. Landfill leachate treatment: Comparison of standalone electrochemical degradation and combined with a novel biofilter. **Chemical Engineering Journal**, v. 288, p. 87–98, 2016.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. (2005) **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: RIMA. 792 p. v. 1

DOYEN, W. **Latest developments in ultrafiltration for large-scale drinking water applications**. Desalination, n. 113, p. 165-177, 1997.

EL DIWANI, G., EL RAFIE, S., EL IBIARI, N.N., EL-AILA, H.I. Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as struvite slow releasing fertilizer. **Desalination** 214:200–214, 2007.

em: [https://www.researchgate.net/publication/247353151\\_The\\_Effect\\_of\\_Corporate\\_Social\\_Responsibility\\_CSR\\_Activities\\_on\\_Companies\\_With\\_Bad\\_Reputations](https://www.researchgate.net/publication/247353151_The_Effect_of_Corporate_Social_Responsibility_CSR_Activities_on_Companies_With_Bad_Reputations). Acesso em: 16 set. 2021.

ERABEE, I. K. et al. Adsorptive Treatment of Landfill Leachate using Activated Carbon Modified with Three Different Methods. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 22, n. 4, p. 1083–1095, 2018.

ERICKSON, R. J. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. **Water Research**, v. 19, n. 8, p. 1047–1058, 1985.

FIOREZE, M.; SANTOS, E. P. DOS; SCHMACHTENBERG, N. Processos Oxidativos Avançados: Fundamentos E Aplicação Ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, 2014.

FOGAÇA, J. **Coagulação e Flocculação. Flocculação no tratamento de água**. Brasil Escola [site de internet], 2014. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/quimica/coagulacao-floculacao.htm>. Acesso em: 17 set. 2021.

FOLETTI, E.L., DOS SANTOS, W.R.B., MAZUTTI, M.A., JAHN, S.L., GUNDEL, A. Production of struvite from beverages waste as phosphorus source. **Mater Res** 16:242–245, 2013.

FROMM, P. O.; GILLETTE, J. R. Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*salmo gairdneri*). **Comparative Biochemistry And Physiology**, v. 26, n. 3, p. 887–896, 1968.

GIORDANO, G. et al. Tratamento do chorume do aterro metropolitado de gramacho – Rio de Janeiro - Brasil. **XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, p. 1–8, 2011.

GOMES JÚNIOR, O. et al. Decontamination and toxicity removal of an industrial effluent containing pesticides via multistage treatment: Coagulation-flocculation-settling and photo-Fenton process. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 147, p. 674–683, 2021.



GOMES, C. J. P.; LIMA, I. B. de O.; OLIVEIRA, M. G. de. **Processo de remoção de amônia do lixiviado do CTR-Rio utilizando membranas contratoras para produção de sulfato de amônio**. 2017. iii, 164 f. Trabalho de final de curso – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

GREENLEE, L. F. et al. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2317–2348, 2009.

GUILARDUCI, V. V. DA S. et al. Adsorção de fenol sobre carvão ativado em meio alcalino. **Química Nova**, v. 29, n. 6, p. 1226–1232, 2006.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas**. Brasil, E-papers, 2006.

HEXIS CIENTÍFICA. **Que concentração de amônia é tóxica para os peixes?**. Disponível em: [https://suporte.hexis.com.br/app/answers/answer\\_view/a\\_id/1027217/~/que-concentra%C3%A7%C3%A3o-de-am%C3%B4nia-%C3%A9-t%C3%B3xica-para-os-peixes%3F-](https://suporte.hexis.com.br/app/answers/answer_view/a_id/1027217/~/que-concentra%C3%A7%C3%A3o-de-am%C3%B4nia-%C3%A9-t%C3%B3xica-para-os-peixes%3F-). Acessos em: 12 set. 2021.

HUANG, H., XIAO, D., ZHANG, Q., DING, L. Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources. **J Environ Manag**, v. 145, p.191–198, 2014.

HUPSEL, A. L. **Combinação de processos de separação com membranas e adsorção em carvão ativado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2021.

HWANG, K. J.; SZ, P. Effect of membrane por size on the performance of cross-flow microfiltration of BSA/dextran mixtures, **Journal of Membrane Science**. v. 378, p. 272- 279, 2011.

Inaugurado Aterro Sanitário de Belford Roxo. **Jornal do Comercio Brasil**, p. 1, 2012.

KAMIWADA, W. Y.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. DOS. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 5, p. 667–676, 2020.

KJELDSSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

KUMAR, R., PAL, P. Assessing the feasibility of N and P recovery by struvite precipitation from nutrient-rich wastewater: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 17453- 17464, 2015.

KUNZ, A. et al. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78–82, 2002.

KUNZ, A. **Remediação de efluente têxtil: combinação entre processo químico (ozônio) e biológico (P. chrysosporium)**. Tese (Doutorado em Química), UNICAMP, Campinas, 1999.

LIN, SHENG H., LIN, C., LEU, H. Operating characteristics and kinetics studies of surfactant wastewater treatment by Fenton oxidation. **Water Research**, v.33, n.7, p. 1735-1741, 1999.

LINK AMBIENTAL. **Aterro de Gramacho encerra suas operações**. Disponível em: <http://linkambiental.blogspot.com/2012/06/aterro-de-gramacho-encerra-suas.html>. Acesso em: 08 set. 2021.

LIU, YingHao et al. Magnesium ammonium phosphate formation, recovery and its application as valuable resources: A review. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 88, n. 2, p. 181–189, 2013.

MACHADO, W. G. F. **Monitoramento de barragens de contenção de rejeitos da mineração**. 2007. Dissertação de Mestrado - Curso de Engenharia de Minas e Petróleo, Departamento de Minas e de Petróleo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MANENTI, D. R. **Tratamento de efluente têxtil utilizando o processo Foto-Fenton**. [S.I.] UNIOESTE, 2011.

MANNARINO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108–112, 2006.

MARONEZE, M. M. et al. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014.

MARQUES, E. G. **Landfill leachate treatment by ozonation and membrane separation processes**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2021.

MELNYK, A. et al. Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving

leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. **Environmental Research**, v. 135, p. 253–261, 2014.

MEMELLI, M. S. et al. Recuperação De Nutrientes Via Precipitação De Estruvita Para Uso Agrícola - Uma Revisão. n. 1, p. 6, 2018.

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. São Carlos: USP, 1989.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5a Ed. New York, McGraw-Hill, 2016.

MONTEIRO, L. DO V. **Estudo da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton e fotocatalise heterogênea com TiO<sub>2</sub>**. [S.I.] USP, 2012.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. DOS. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 40–55, 2019.

MORAVIA, W. G. **Estudos de Caracterização, Tratabilidade e Condicionamento de Lixiviados visando Tratamento por Lagoas**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. 2a Ed. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 1996.

MUNCH EV, BARR K. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester side streams. **Water Res** 35:151–159, 2001.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. **Journal of Hazardous Materials**, v. 98, n. 1–3, p. 33–50, 2003.

NÓBREGA, R.; BORGES, C.; HABERT, A. **Apostila do Curso de Processos de Separação com Membranas**. Maringá, 1997.

NOGUEIRA, R. F. P. et al. Fundamentals and environmental applications of Fenton and photo-Fenton processes. **Quimica Nova**, v. 30, n. 2, p. 400–408, 2007.

PASALARI, H. et al. Management of landfill leachate in Iran: valorization, characteristics, and

environmental approaches. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 335–348, 2019.

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

RAHMAN, M.M., SALLEH, M.A.M., RASHID, U., AHSAN, A., HOSSAIN, M.M., RA, C.S. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – a review. **Arab. J. Chem.** 7, 139–155, 2014.

RAMASWAMI, S. et al. Combining magnesium ammonium phosphate precipitation with membrane processes for ammonia removal from methanogenic leachates. **Water and Environment Journal**, v. 30, n. 3–4, p. 218–226, 2016.

RAMOS, J. Fluxo Consultoria. **Como tratar meu efluente de forma barata?**. Disponível em: <https://fluxoconsultoria.poli.ufrj.br/blog/tratamento-secundario-efluentes/>. Acesso em: 04 out. 2021.

Recicloteca. **Jardim Gramacho: sempre lixão, nunca aterro sanitário**. Disponível em: <http://www.recicloteca.org.br/videos/jardim-gramacho-sempre-lixao-nunca-aterro-sanitario/>. Acesso em: 08 set. 2021

REIS, J. A. T. DOS; MENDONÇA, A. S. F. Technical analysis of the new brazilian concentration limits for ammonia in effluents and bodies of water. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 353–362, 2009.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

RIBEIRO, L. F. **Aplicação de dióxido de cloro como alternativa para desinfecção de esgotos sanitários tratados através de lagoas de estabilização**. 106 f. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.

RICHTER, C. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. Ed. Blucher, **Hemfibra tecnologia em saneamento**. 2009. Disponível em: [http://plataforma.redesan.ufrgs.br/biblioteca/pdf\\_bib.php?COD\\_ARQUIVO=18072](http://plataforma.redesan.ufrgs.br/biblioteca/pdf_bib.php?COD_ARQUIVO=18072). Acesso em 17 set. 2021

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) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

ROUQUEROL, F. et al. **Adsorption by Powders and Porous Solids**. 2a ed., Elsevier, 2014.

SARASA, J. et al. Characterization and photo-Fenton treatment of used tires leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136, n. 3, p. 874–881, 2006.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. 1.<sup>a</sup> Ed. São Paulo: Associação Brasileira De Engenharia Sanitária, 2001.

SERAFIM, A. C. et al. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos. **III Fórum de Estudos Contábeis 2003**, p. 1–7, 2003.

SHEHZAD, A. et al. An overview of heavily polluted landfill leachate treatment using food waste as an alternative and renewable source of activated carbon. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 98, p. 309–318, 2015.

SILVA, L. P. **Modificação e imobilização de TiO<sub>2</sub> visando a degradação de compostos orgânicos poluentes via o processo de fotocatalise heterogênea**. [s.l.] USP, 2007.

SILVA, T. F. C. V. et al. Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 76–88, 2016.

SMART, G. The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of Fish Biology**, v. 8, p. 471–475, 1976.

TELLES, J. P. G. **Avaliação teórica da utilização de membranas semipermeáveis na filtragem de efluentes líquidos**. [Trabalho de graduação]. Faculdade de Tecnologia e Ciências Sociais Aplicadas – FATECS, Brasília, D.F. 2016.

TERA AMBIENTAL. **O que diz a legislação sobre o tratamento de chorume de aterros sanitários**. Disponível em: <https://www.teraambiental.com.br/blog-da-tera-ambiental/o-que-diz-a-legislacao-tratamento-de-chorume-de-aterros-sanitarios>. Acesso em: 11 set. 2021

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

- ULUDAG-DEMIRER, S., DEMIRER, G.N., CHEN, S. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. **Process Biochem** 40:3667–3674, 2005.
- VON GUNTEN, U. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. **Water Research**, v. 37, p. 1.443-1.467, 2003.
- WANG, P.; WANG, Z.; WU, Z.; MAI, S.; Fouling Behaviors of two membranes in a submerged membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 382, p. 60-69, 2011.
- YETILMEZSOY, K., TURKDOGAN, F. I. GUNAY, A., YILMAZ, T., KALELI, M. Medicinal plants grown in soil amended with struvite recovered from anaerobically pretreated poultry manure wastewater. **The Journal of Animal & Plant Sciences**, 23(1), p. 261-270, 2013.
- YILMAZEL YD, DEMIRER GN. Removal and recovery of nutrients as struvite from anaerobic digestion residues of poultry manure. **Environ Technol** v. 32, p. 783–794, 2011.
- YOON, Y.; CANLI, G. Z.; SCHWARZ, N. **The Effect of Corporate Social Responsibility (CSR) Activities on Companies with Bad Reputations**. 2006. ResearchGate.
- YOUCAI, Z. Leachate Generation and Characteristics. **Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste**, p. 1–30, 2018.