

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS – UFPEL
Centro de Engenharias
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais
Mestrado em Ciências Ambientais



Uso de ozônio no tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Natali Rodrigues dos Santos

Pelotas

2020

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

S237u Santos, Natali Rodrigues dos

Uso de ozônio no tratamento de lixiviado de aterro sanitário / Natali Rodrigues dos Santos ; Maurizio Silveira Quadro, orientador ; Robson Andreazza, coorientador. —Pelotas, 2020.

65 f.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, 2020.

1. Lixiviado. 2. Processos oxidativos avançados. 3. Ozonização. I. Quadro, Maurizio Silveira, orient. II. Andreazza, Robson, coorient. III. Título.

CDD : 363,7

Elaborada por Maria Inez Figueiredo Figas Machado CRB: 10/1612

Natali Rodrigues dos Santos

Uso de ozônio no tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas – UFPEL, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof^o Dr. Maurizio Silveira Quadro
Coorientador: Prof^o.Dr. Robson Andreazza

Pelotas
2020

NATALI RODRIGUES DOS SANTOS

Projeto de Dissertação/Dissertação Aprovada como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 15/05/2020

Banca Examinadora:

.....
Prof. Dr Maurizio Silveira Quadro (Orientador)
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

.....
Prof^a. Dr^a Mery Luiza Garcia Vieira
Doutora em Engenharia e Ciência de Alimentos pela Universidade Federal do Rio Grande

.....
Prof. Dr. Cícero Coelho Escobar
Doutor em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

SANTOS, Rodrigues Natali. **Uso de ozônio no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2020. 65 p. Dissertação de mestrado. Mestrado em Ciências Ambientais. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

O lixiviado de aterro sanitário pode apresentar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos, matéria orgânica, compostos orgânicos de difícil degradação, como por exemplo, as substâncias húmicas e eventualmente, metais. O seu tratamento é um dos grandes desafios devido à alta heterogeneidade, variabilidade de suas características ao longo do tempo e à presença de compostos recalcitrantes. Os tratamentos biológicos e físico-químicos são os mais utilizados, porém não tem apresentado eficiência de remoção dos poluentes, com isso não atingindo os parâmetros legais de lançamento de efluentes em corpos hídricos. Diante disso, o uso de Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm sido utilizado para tratamento de lixiviado, para degradar quimicamente a matéria orgânica recalcitrante e aumentar a biodegradabilidade do lixiviado. Dentre os tipos de POAs, a ozonização é um processo de tratamento promissor devido a suas características únicas como a não geração de lodo, o alto potencial para remoção de cor e de matéria orgânica em uma única etapa e a fácil decomposição do ozônio residual. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o efeito da ozonização no tratamento do efluente de aterro sanitário. As amostras do lixiviado foram coletadas no aterro sanitário de Candiota. Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Análise de Águas e Efluentes da Universidade Federal de Pelotas. Foram realizados testes aplicando seis doses de ozônio às amostras de lixiviado: 21,9, 43,7, 65,5, 131,1, 145,7 e 182,1 mg O₃. Foi realizada a caracterização físico-química das amostras antes e após os ensaios em laboratório, nos parâmetros: pH, Cor verdadeira, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Relação DBO/DQO, Fósforo (P) e Sólidos Suspensos Totais (SST). Também foram realizados testes de fitotoxicidade com sementes de alface e pepino. Os tratamentos por ozonização mantiveram o pH básico do efluente proporcionando um pequeno aumento, alcançando valores de pH de até 9,25. A cor verdadeira foi possível remover até 93,36%, a concentração de DBO reduziu inicialmente 27,11%, porém nas demais doses ocorreu aumento da concentração do parâmetro apresentando valores superiores ao efluente bruto, com relação a DQO a maior remoção foi de 45%, a relação DBO₅/DQO do efluente bruto foi de 0,08 após a ozonização a relação aumentou para 0,20, consequentemente aumentando a biodegradabilidade do efluente, a ozonização reduziu em até 95,87% a concentração do fósforo, os SST também tiveram uma eficiência de remoção significativa de até 90,04%. Quanto a fitotoxicidade as doses de ozônio aplicadas não foram suficientes para diminuir a toxicidade do lixiviado.

Palavras-chave: lixiviado; processos oxidativos avançados; ozonização.

ABSTRACT

SANTOS, Rodrigues Natali. **Use of ozone in the treatment of landfill leachate.** 2020. 65 p. Master dissertation. Master in Environmental Sciences. Federal University of Pelotas, Pelotas.

Landfill leachate can have high concentrations of nitrogen, chlorides, organic matter, organic compounds that are difficult to break down, such as humic substances and possibly metals, their treatment is one of the greatest challenges due to the high heterogeneity and variability of its characteristics over time and the presence of recalcitrant compounds. Biological and physical-chemical treatments are the most used, but they have not shown efficiency in removing pollutants, thus not reaching the legal parameters for effluent release into water bodies. Therefore, the use of Advanced Oxidative Processes (POA) has been used to treat leachate, to chemically degrade recalcitrant organic matter and increase the leachate's biodegradability. Among the types of POAs, ozonation is a promising treatment process due to its unique characteristics such as the non-generation of sludge, the high potential for removing color and organic matter in a single step and the easy decomposition of residual ozone. In this context, the objective of this work is to evaluate the effect of ozonation in the treatment of landfill effluent. The leachate samples were collected at the Candiota landfill. The experiments were conducted at the Water and Wastewater Analysis Laboratory of the Federal University of Pelotas. Tests were carried out by applying six doses of ozone to the leachate samples: 21.9, 43.7, 65.5, 131.1, 145.7 and 182.1 mg O₃. The physical-chemical characterization of the samples was carried out before and after laboratory tests, in the parameters: pH, True color, Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), BOD / COD Ratio, Phosphorus (P) and Total Suspended Solids (SST). Phytotoxicity tests were also carried out with lettuce and cucumber seeds. Ozonation treatments maintained the basic pH of the effluent providing a small increase, reaching pH values of up to 9.25. The true color was able to remove up to 93.36%, the BOD concentration reduced initially by 27.11%, however in the other doses there was an increase in the concentration of the parameter showing values higher than the raw effluent, with respect to COD the largest removal was 45 %, the BOD₅ / COD ratio of the raw effluent was 0.08 after ozonation the ratio increased to 0.20, consequently increasing the biodegradability of the effluent, ozonation reduced the concentration of phosphorus by up to 95.87%, the SST also had a significant removal efficiency of up to 90.04%. As for phytotoxicity, the ozone doses applied were not sufficient to reduce the toxicity of the leachate.

Keywords: leachate; advanced oxidative processes; ozonation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Sistema de geração de ozônio por descarga por efeito corona (esquema de vista lateral).	29
Figura 2 – Vista aérea do aterro sanitário.	33
Figura 3 – Sistema de tratamento de efluentes.	34
Figura 4 – Equipamentos utilizados no experimento.	35
Figura 5- Fluxograma da metodologia utilizada no estudo	36
Figura 6– Formação de espuma durante o processo de ozonização.....	40
Figura 7 - Valores de pH obtidos em função das doses de O ₃ aplicadas.....	41
Figura 8– Concentração da cor verdadeira e dosagens de O ₃ aplicadas.....	42
Figura 9 – Amostras após a aplicação das doses de ozônio.....	42
Figura 10 – Eficiência de remoção de cor em função da dose de ozônio aplicada. ..	43
Figura 11 – Concentração de DBO e dosagens de O ₃ aplicadas.	44
Figura 12– Concentração de DQO e dosagens de O ₃ aplicadas.....	45
Figura 13 – Eficiência de remoção de DQO em função da dose de ozônio aplicada.	46
Figura 14 – Relação DBO ₅ /DQO em função das doses de ozônio aplicadas.....	47
Figura 15– Concentração de fósforo e doses de ozônio aplicadas.	48
Figura 16 – Eficiência de remoção em função da dose de ozônio aplicada.	49
Figura 17 – Formação de precipitado branco.	50
Figura 18 – Concentração de SST e doses de ozônio aplicadas.	51
Figura 19 – Eficiência de remoção de SST em função da dose de ozônio aplicada. 51	
Figura 20 – Placas com controle (água destilada), efluente bruto e ozonizado.	53
Figura 21 - Placas com amostras de efluente ozonizado.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características de lixiviados de aterros sanitários de diferentes cidades do Brasil	20
Tabela 2– Classificações dos lixiviados relacionados à idade do aterro	21
Tabela 3 – Valores de lançamento de efluentes em corpos hídricos	22
Tabela 4 - Classificação dos processos oxidativos avançados.	26
Tabela 5– Potencial de redução de diversos oxidantes em água	30
Tabela 6 – Dosagem de ozônio aplicadas nos testes e tempos de ozonização.....	35
Tabela 7– Valores das leituras nas placas de controle	52

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE – Associação Brasileira De Empresas De Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AF – Ácidos Fúlvicos

AH – Ácidos Húmicos

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

N amoniacal – Nitrogênio Amoniacal

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

POA – Processos Oxidativos Avançados

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

LISTA DE SÍMBOLOS

Ca²⁺ – Íon Cálcio
Cd²⁺ – Íon Cádmió
Cl⁻ – Cloro
CO₂ – Dióxido de carbono
CN⁻ – Copernício
Cr³⁺ – Íon Cromo
Cu²⁺ – Íon Cobre
Fe²⁺ – Íon Ferroso
Fe (II) – Óxido de Ferro
HCO₃ - Bicarbonato
H₂O – Água
H₂O₂ – Peróxido de Hidrogênio
K⁺ – Potássio
Mn²⁺ – Íon Manganês
Mg²⁺ – Íon Magnésio
N – Nitrogênio
Na⁺ – íon Sódio
NH₄⁺ – Hidróxido de Amônio
Ni²⁺ – Íon Níquel
NO²⁻ - Dioxido de Nitrogênio
O₂ - Oxigênio
O₃ - Ozônio
•OH – Radical hidroxil
P – Fósforo
Pb²⁺ - Íon Chumbo
SO₄²⁻ - Ânion sulfato
UV – Ultra violeta
Zn²⁺ - Íon Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3.	Hipóteses	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	Resíduos sólidos	16
3.2	Aterros Sanitários	17
3.3	Lixiviado de aterro sanitário	18
4	MATERIAL E MÉTODOS	33
4.2	Experimentos	34
4.3	Análises físico-químicas	37
4.4	Análise de fitotoxicidade	37
4.5	Análise estatística	38
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1	Caracterização efluente bruto	39
5.2	Potencial hidrogeniônico	40
5.3	Cor verdadeira	41
5.4	DBO ₅	44
5.5	DQO	45
5.6	Relação DBO ₅ /DQO	47
5.7	Fósforo	48

5.8 Sólidos Suspensos Totais	50
5.9 Fitotoxicidade	52
6. CONCLUSÃO.....	55
REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é um dos meios de destinação final de resíduos sólidos urbanos mais utilizados, pois é uma opção mais econômica quando comparado à incineração ou à compostagem (AHMED; LAN, 2012). Os aterros sanitários têm por objetivo a disposição do resíduo no solo, sem causar danos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais negativos. Para tanto é necessário o acompanhamento ambiental durante a fase de concepção, operação e por um longo período após o encerramento. Isso se deve, entre outros fatores, à geração de lixiviado que, se não tratado adequadamente, pode contaminar as águas superficiais e subterrâneas mais próximas (RAFIZUL;ALAMGIR, 2012).

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido de coloração escura, também denominado percolado ou chorume. Esse líquido pode apresentar como características: altas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos, matéria orgânica, compostos orgânicos de difícil degradação, como por exemplo, as substâncias húmicas e eventualmente, metais (KAWAHIGASHI et al., 2014).

O tratamento desse tipo de efluente é um dos grandes desafios no gerenciamento de aterros sanitários, devido à alta heterogeneidade e variabilidade de suas características ao longo do tempo e à presença de compostos recalcitrantes, o que dificulta a adoção de um sistema eficiente para seu tratamento (KAWAHGASHI, 2012). Diante disso, diferentes técnicas de tratamento têm sido desenvolvidas nos últimos anos para minimizar os contaminantes tóxicos presentes no lixiviado, cumprindo exigências legais que se apresentam cada vez mais restritivas (NASCIMENTO, 2013).

De acordo com Gomes e Schoenell (2018), no Brasil as formas de tratamento mais comuns dividem-se em dois grupos: biológicos (aeróbios e anaeróbios) e físico-químicos. Os biológicos são os mais utilizados devido, principalmente, ao seu menor custo e são indicados para lixiviados novos, com DBO/DQO alta. Eles consistem na remoção de poluentes mediante ação de microrganismos, os quais têm a capacidade de degradar a matéria orgânica a produtos finais estáveis. Porém, com eles não têm sido atingidos os parâmetros legais de lançamento em corpos hídricos.

O tratamento biológico convencional e as técnicas físico-químicas clássicas foram considerados por muitos anos como a tecnologia mais apropriada para tratar lixiviados (RENOU et al., 2008). Porém, o envelhecimento dos aterros aliado ao aumento da rigidez dos parâmetros de lançamento de efluentes faz com que os

tratamentos convencionais não sejam mais suficientes para alcançar o nível de remoção necessário, principalmente no caso de lixiviados com características refratárias (REIS, 2014). De acordo com Costa et al. (2015), uma forma de tratamento que tem sido avaliada é o uso de Processos Oxidativos Avançados (POAs) para tratamento de lixiviado, para degradar quimicamente a matéria orgânica recalcitrante e aumentar a biodegradabilidade do lixiviado.

Os POA são considerados tecnologias limpas, que utilizam combinações de oxidantes como: ozônio e peróxido de hidrogênio (O_3/H_2O_2), ozônio e reagente de fenton ($O_3/H_2O_2/Fe^{2+}$), entre outros. Resultam na geração de agentes oxidantes, radicais hidroxila ($\bullet OH$), oxidantes que conseguem destruir as moléculas orgânicas mais difíceis de serem removidas por processos biológicos de tratamento (SCHONS, 2017). Conforme Seewald (2013), os POAs utilizando ozônio têm sido estudados por diversos pesquisadores para o tratamento de efluentes com alto potencial poluidor como efluente de curtume, de indústria têxtil, de indústria de celulose e lixiviado de aterro sanitário.

O O_3 é um gás existente no meio ambiente natural, incolor de odor pungente, em fase aquosa, o O_3 se decompõe rapidamente a O_2 e espécies radicalares. É formado por três átomos de oxigênio, sendo que dois átomos de oxigênio constituem a base da molécula presente no ar que respiramos. Já o terceiro átomo, muito instável, pode se desligar facilmente do O_3 para se ligar às moléculas de outras substâncias orgânicas, alterando sua composição química (SCHONS, 2017).

A ozonização apresenta características únicas como a não geração de lodo, o alto potencial para remoção de cor e de matéria orgânica em uma única etapa e a fácil decomposição do ozônio residual, que a tornam um processo de tratamento promissor (PREETHI et al., 2009).

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da ozonização no tratamento do efluente de aterro sanitário.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho foi avaliar a utilização do sistema de ozonização na redução de carga orgânica, cor, fósforo e toxicidade de lixiviado de um aterro sanitário do município de Candiota – Rio Grande do Sul.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar a biodegradabilidade e fitotoxicidade do chorume;
- Avaliar as modificações de pH;
- Avaliar a redução de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO);
- Analisar a redução de cor e fósforo do lixiviado.

3. Hipóteses

Os Processos Oxidativos Avançados podem ser uma excelente alternativa ao tratamento convencional de lixiviado de aterro sanitário, dentre eles a ozonização devido à sua potencialidade de oxidação de compostos presentes ou sua transformação em compostos mais facilmente biodegradáveis.

A aplicação de ozônio em doses crescentes aumenta a eficiência de remoção de DBO e de DQO. A ozonização aumenta a razão DBO/DQO, isto é, diminui a predominância de matéria orgânica refratária. A aplicação de ozônio deve diminuir a fitotoxicidade do lixiviado, assim como deve reduzir os valores de fósforo e cor.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Resíduos sólidos

O correto gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um dos principais desafios dos grandes centros urbanos no início deste novo milênio. Até bem pouco tempo atrás, no Brasil e na América Latina, as ações no campo dos resíduos sólidos se restringiam à limpeza urbana, ficando o tratamento e a disposição final dos resíduos completamente relegados. Ao longo das últimas duas décadas, várias ações e projetos têm sido propostos para a melhoria da disposição final e o tratamento dos resíduos sólidos urbanos (REICHERT; MENDES, 2014).

Segundo o Panorama de Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2018), a geração anual de RSU no Brasil foram de 79 milhões de toneladas, representando uma geração diária de 216.629 toneladas. Na região Sul do País foram geradas 21.561 toneladas diárias.

A gestão dos resíduos sólidos urbanos engloba as etapas de coleta, coleta seletiva, recuperação, reciclagem, tratamento, destinação adequada e disposição final. Conforme a legislação federal, a gestão e o manejo dos RSU é responsabilidade do poder público, conforme definido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010).

Atualmente, as alternativas consideradas ambientalmente adequadas para destinação dos resíduos sólidos são: disposição em aterro, reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético (GOMES et al., 2015). A preferência pela utilização de aterros sanitários deve-se ao fato de serem hoje, a forma de disposição final mais viável dentro da realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico quanto do ponto de vista econômico (KAWAHIGASHI, 2012).

No Brasil a destinação adequada em aterros sanitários recebeu 59,5%, dos RSU coletados, representando 43,3 milhões de toneladas, o restante 40,5% foram destinados em locais inadequados por 3.001 municípios. Ou seja, 29,5 milhões de toneladas de RSU acabaram indo para lixões ou aterros controlados, que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessários para proteger a saúde das pessoas e ao meio ambiente contra danos (ABRELPE, 2018).

3.2 Aterros Sanitários

Aterros sanitários consistem uma forma adequada de disposição final de resíduos sólidos no solo, permitindo um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental (FIEIRA, 2014). O método se dá por meio do depósito dos resíduos em células no solo, esses depósitos são constituídos em camadas de resíduos intercaladas com material inerte, geralmente de solo. As células possuem sua base e laterais devidamente impermeabilizadas com mantas de polietileno de alta densidade ou com argila compactada. Quando saturadas, as células são cobertas, utilizando solo (BAYRAM, 2012).

O aterramento tem como objetivo impedir que substâncias tóxicas, advindas da decomposição do resíduo, entrem em contato com a água, solo e atmosfera, que poluem o meio ambiente. Para tal, durante a vida útil e posteriormente ao encerramento de suas atividades, se fazem necessários o monitoramento e o tratamento dos gases e dos líquidos percolados (SILVA, 2002).

A NBR nº 8.419/96 da ABNT define aterro sanitário como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde e à segurança, minimizando impactos ambientais. Este método que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário.

Aterro sanitário requer medidas de proteção ambiental local e de suas proximidades, tendo em vista o impacto que este pode causar com a geração do biogás e produção de lixiviado (CASTILHOS; DALSSASSO; ROHERS., 2010). Gomes et al. (2015) destacam que para os aterros não causarem danos é necessário o acompanhamento ambiental durante a fase de concepção, operação e por um longo período após o encerramento. Isso se deve, entre outros fatores, à geração de lixiviado que, se não tratado adequadamente, pode contaminar as águas superficiais e subterrâneas mais próximas.

O aterro sanitário, mesmo sendo a alternativa para a disposição dos resíduos sólidos mais utilizada, acarreta problemas ambientais. A degradação dos resíduos aterrados gera subprodutos que podem ser nocivos ao meio ambiente como, por exemplo, o gás metano e o lixiviado (FELICI; KURODA; SILVA, 2013).

O risco de contaminação das águas superficiais e subterrâneas pelos lixiviados é considerado um dos impactos mais significantes da deposição de resíduos em aterros (MARTINS, 2010).

3.3 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como uma mistura de líquidos proveniente da umidade natural que ocorre dentro e fora da pilha de resíduos, da água presente nos materiais depositados, da atividade microbiana e da água de infiltração, acrescentando-se os materiais dissolvidos ou suspensos que foram carreados no processo de lixiviação (SÁ; JUCÁ; SOBRINHO, 2012).

Segundo a NBR 8849/1985, o lixiviado, também denominado chorume, pode ser definido como líquido percolado resultante da decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, tendo como características: cor escura, mau cheiro, elevada concentração de amônia e DBO.

A decomposição dos resíduos, após sua disposição no aterro, ocorre devido a diferentes processos físicos, químicos e biológicos, que afetam constantemente as características do lixiviado. Dentre estes, os processos biológicos predominam e controlam os demais. Os processos químicos estão associados a mudança de pH, oxidação, redução, dissolução, precipitação, complexação e outras reações químicas no interior do aterro. A decomposição física, no entanto, envolve as etapas de sorção e difusão entre o resíduo e a água (PERTILI, 2013).

De acordo com Pohland e Harper (1985), Souza (2005), Souto (2009), Kawahigashi (2012) e Cavalcanti (2013), o processo de estabilização pode ser descrito em cinco fases:

Fase I: Ajustamento Inicial. Disposição recente dos resíduos no aterro e acúmulo de umidade. Fase aeróbia, os resíduos orgânicos biodegradáveis sofrem decomposição a partir dos microrganismos. Ocorre o aumento da temperatura da célula;

Fase II: Transição. A fase aeróbia é substituída pela fase anóxica ou anaeróbia. Ocorre a hidrólise da matéria orgânica e a formação do lixiviado;

Fase III: Formação de Ácidos. Produção de ácidos voláteis a partir da decomposição microbiana de compostos biodegradáveis após a hidrólise dos

resíduos. Apresenta altas concentrações de DQO, redução do pH e consumo de nutrientes devido ao crescimento microbiológico;

Fase IV: Metanogênese. Os compostos intermediários (formados na fase III) são convertidos em metano e dióxido de carbono. Esta fase pode durar dezenas de anos, sendo necessário o monitoramento devido à geração de gases;

Fase V: Maturação Final. Devido à baixa quantidade de nutrientes disponíveis, a degradação do substrato é estacionária. A produção de gases diminui e o chorume apresenta constituintes com características de pós-estabilização.

De acordo com Bayram (2012), os fatores mais importantes que afetam a composição dos lixiviados são: características do resíduo (composição, granulométrica, umidade, idade do resíduo, pré-tratamento); condições ambientais e variações climáticas (geologia, regime pluviométrico, temperatura, clima); características do aterro (aspectos construtivos das células, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, recirculação, idade e fase de decomposição do aterro) e grau de estabilização (hidrólises, adsorção, biodegradação, especiação, dissolução, diluição, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, geração e transporte de gás).

3.4 Impactos ambientais

Os lixiviados caracterizam-se por conter alto potencial poluidor e serem geralmente tóxicos, sendo necessário um tratamento antes de serem dispostos no meio ambiente. Essa etapa é dificultada pela alta recalcitrância orgânica e pela variabilidade, tanto nos volumes produzidos (em função de épocas mais e menos chuvosas) quanto na composição físico-química dos lixiviados (GOMES; SCHOENELL, 2018). A decomposição da matéria orgânica, origem do chorume, pode contaminar o solo e as águas superficiais ou subterrâneas pela contaminação do lençol freático (GOUVEIA, 2012).

Os aterros sanitários liberam uma variedade de substâncias químicas resultantes da degradação dos resíduos na forma de lixiviado, gás e material particulado. O lixiviado pode conter grandes quantidades de contaminantes

orgânicos medidos em DBO₅ e DQO, amônia, hidrocarbonetos halogenados, sólidos suspensos e significativa quantidade de metais pesados e sais inorgânicos. É possível encontrar, ainda, fenóis, nitrogênio e fósforo (AZIZ et al., 2010). A Tabela 1 apresenta as características dos lixiviados de diferentes aterros sanitários no Brasil.

Tabela 1 - Características de lixiviados de aterros sanitários de diferentes cidades do Brasil

Parâmetros	Unidade	Londrina (PR)	Belo Horizonte (MG)	Gramacho (RJ)	João Pessoa (PB)
Alcalinidade	mg L ⁻¹	2558 – 5395	672 – 8272	2800 - 24000	8200 – 14291
Ph	-	-	8,0 – 8,6	7,7 - 9,1	8,0 - 8,6
Cor	UC	-	-	240 - 13400	-
DBO ₅	mg L ⁻¹	42 – 248	20 – 260	118 – 857	3516 – 3760
DQO	mg L ⁻¹	931 – 3306	1504 – 3089	804 - 4255	3244 – 25478
NKT	mg L ⁻¹	458 – 1081	581 – 1716	420 - 3122	-
N-amoniacal	mg L ⁻¹	313 – 1110	527 – 1716	76 – 3565	1024 – 2738
Nitrito	mg L ⁻¹	-	-	0,02 - 2,4	176 – 288
Nitrato	mg L ⁻¹	-	-	0,1 - 6,2	7,7 – 13
Fósforo total	mg L ⁻¹	1 – 3	11 – 38	14 – 60	23 – 23

*Valores mínimos e máximos.

Fonte: Lange; Amaral (2009).

O lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida ou solubilizada, nutrientes, produtos da digestão anaeróbia dos resíduos, metais pesados, além de microrganismos (CHISTENSEN et al., 2001). De acordo com Kjeldsen et al. (2002) os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos refratários como ácidos fúlvicos e húmicos), macro componentes inorgânicos (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH⁴⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cl⁻, SO²⁻, HCO³⁻), metais potencialmente tóxicos (Cd²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺), e compostos orgânicos xenobióticos originários de RSU e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros).

Diversos estudos de caracterização têm demonstrado significativas diferenças na composição do chorume e relacionado estas diferenças com a idade dos aterros sanitários (CHRISTENSEN et al., 1989; BRAIG et al., 1999; KJELDEN et al., 2002). O lixiviado, em função dos valores de pH e razões DBO₅/DQO e DQO/COT, pode ser classificado como novo (jovem), intermediário e estabilizado (velho, maduro). Quanto maiores os valores das

razões DBO₅/DQO e DQO/COT, maior é a quantidade de bactérias aeróbias e facultativas, o que é observado em aterros recentes (BAYRAM, 2012).

De acordo com Pertili (2013) a biodegradabilidade do lixiviado é a capacidade de decomposição da matéria orgânica pela ação de microrganismos e pode ser medida pela razão DBO₅/DQO. Quando a relação DBO₅/DQO torna-se muito baixa, verifica-se a predominância de matéria orgânica refratária sobre matéria orgânica biodegradável, característica dos lixiviados de aterros mais antigos. Neste caso, provavelmente a concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa.

Para Castilhos Júnior (2006), a relação DBO₅/DQO do lixiviado sugere o estágio de degradação em que o maciço de resíduos se encontra:

- DBO/DQO > 0,5 indica um aterro novo e instável;
- 0,1 > DBO/DQO > 0,5, um aterro moderadamente estável; e
- DBO/DQO < 0,1, um aterro velho e estável.

Conforme descrito na Tabela 2 os lixiviados são classificados em novo, intermediário e velho de acordo com as suas características.

Tabela 2– Classificações dos lixiviados relacionados à idade do aterro

Características	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	< 5	5 – 10	>10
pH	6,5	6,5 - 7,5	>7,5
DQO (mg/L)	> 10000	4000-10000	< 4000
DBO/DQO	>0,3	0,1 - 0,3	< 0,1
Compostos orgânicos	80% ácidos graxos voláteis (AGV)	5-30% AGV+ ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais pesados	Baixo- média	Baixa	Baixa
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: RENOUE et al., (2008).

De acordo com Mannarino et al., (2011) o potencial poluidor do lixiviado está ligado principalmente aos elevados teores de carga orgânica e nitrogenada que contêm e à presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão que possuem características tóxicas. Pelinson (2013) destaca que os lixiviados novos são mais passíveis de tratamento biológico, enquanto os lixiviados velhos

requerem tratamentos complementares pois apresentam reduzida fração de matéria orgânica.

Com o intuito de estabelecer condições, parâmetros, padrões e diretrizes que devem ser obedecidas no lançamento de efluentes em corpos de água receptores, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) criou a resolução nº 430/2011, e o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), criou a resolução nº 355/2017. Ambas as resoluções definem para cada parâmetro (temperatura, vazão, DBO, DQO e metais) valores máximos permitidos o lançamento nos recursos hídricos. As mesmas não contemplam efluentes lançados no solo, contudo, caso seja disposto no solo, este efluente não pode poluir e contaminar águas superficiais e subterrâneas. A Tabela 3 apresenta os valores de lançamento de efluente em corpos d'água.

Tabela 3 – Valores de lançamento de efluentes em corpos hídricos

Parâmetro	Valor de lançamento
pH	6,0 – 9,0
Temperatura	< 40°C
DBO	40 – 120 mg/L
DQO	150 – 330 mg/L
Fósforo Total	1 – 4 mg/L

Fonte: Adaptado de CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017

De acordo com a UNEP (2015), as consequências do lançamento de efluentes não tratados ou tratados inadequadamente podem ser classificadas em três grupos: efeitos negativos no meio ambiente; efeitos prejudiciais à saúde humana e efeitos com potenciais de afetar as atividades econômicas.

O lixiviado, devido às suas características, requer tratamento adequado para que os valores dos seus parâmetros físicos, químicos e biológicos atendam aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes e não cause impactos ao meio ambiente (KAWAHIGASH et al.,2014).

3.5 Sistemas de tratamento de lixiviado

O tratamento desse tipo de efluente é um dos grandes desafios no gerenciamento de aterros sanitários, devido à alta heterogeneidade e variabilidade de suas características ao longo do tempo e à presença de

compostos recalcitrantes, o que dificulta a adoção de um sistema eficiente para seu tratamento (KAWAHIGASHI, 2012).

O chorume, por possuir caráter altamente tóxico, deve ser submetido a tratamentos adequados antes de ser lançado ao ambiente ou a redes coletoras de esgoto (FIEIRA, 2014). Conforme (NAKAMURA, 2012 e KAWAHIGASHI, 2012), dentre os métodos mais utilizados destacam-se a recirculação através do aterro sanitário, tratamento biológico e o tratamento físico-químico.

A técnica da recirculação de chorume é uma das formas mais conhecidas e empregadas na promoção da digestão acelerada dos resíduos sólidos urbanos confinados em aterros (LIBÂNIO, 2002). Na recirculação do chorume pelos aterros ocorre uma redução no volume devido à evaporação e um aumento nas taxas de degradação anaeróbia (FIEIRA, 2014). Segundo Libânio (2002) a técnica de recirculação combina uma etapa de pré-tratamento anaeróbio no interior do aterro com a perda por evaporação dos líquidos recirculados.

Segundo Chan et al., (2002) o processo de recirculação é relativamente controlado e para maximizar a estabilização do aterro o volume e a frequência de recirculação de chorume deve ser rigorosamente controlada. O excesso de volume nas células do aterro pode resultar na imposição de condições ácidas, as quais vão reduzir a atividade metanogênica, alterando a cinética dos processos de decomposição mediados por microrganismos. Há ainda o aumento de risco de rompimento dos taludes de proteção do aterro e das geomembranas (CHAN *et al.* 2002).

De acordo com Reis (2014) no Brasil, os principais sistemas convencionais de tratamento de lixiviados são baseados em processos biológicos. Essa escolha se justifica pela facilidade operacional e baixo custo apresentados por esses sistemas. As lagoas são reservatórios escavados no solo, com a devida proteção de taludes e fundo. A técnica depende da área disponível, da topografia, do grau de eficiência desejado e da verba disponível (TELLES, 2010).

Apesar do requerimento de grandes áreas para sua implantação, os sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas e de maturação) são empregados com grande frequência para remoção de matéria orgânica do lixiviado. Os dois grandes entraves na aplicação desses sistemas consistem nas baixas eficiências de tratamento observadas e o mau dimensionamento das

lagoas, resultante de projetos baseados em parâmetros utilizados para o tratamento de esgotos (CASTILHOS et al., 2009).

Existe uma grande variedade de métodos de tratamento biológico, sendo que os mais comuns são: lagoas de estabilização, processos de disposição sobre o solo, reatores anaeróbios, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes (CAVALCANTI, 2013). Utiliza-se com grande frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação), onde ocorre a remoção da matéria orgânica e inorgânica dos lixiviados, pela ação conjugada das bactérias e do fitoplâncton. Estudos realizados relatam, no entanto, as dificuldades que os sistemas de lagoas apresentam na remoção dos compostos refratários, causadores de elevada DQO, e na remoção de amônia, apresentando geralmente concentrações finais efluentes superiores àquelas exigidas pelos órgãos ambientais (CASTILHOS JR. et al., 2009)

O uso de processos biológicos para o tratamento de lixiviado é recorrente, sendo o sistema de lodos ativados o mais aplicado devido ao amplo conhecimento das condições e à facilidade de operação. No entanto, conforme o tempo de operação do aterro, há um aumento do teor de matéria orgânica recalcitrante do lixiviado, havendo necessidade de pré-tratamento por processos físico-químicos (CHEIBUB et al., 2014).

O tratamento de lixiviados de aterro sanitário por processos físico-químicos é comum devido às limitações impostas pelas características deste tipo de água residuária, em particular de lixiviados estabilizados, com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica refratária. Podem ser aplicados como pré-tratamento para aumentar a eficiência do tratamento biológico, ou como pós-tratamento, para a remoção de compostos refratários, (como ácidos húmicos - AH e ácidos fúlvicos – AF), cor e sólidos em suspensão (BAYRAM, 2012).

Conforme Campos et al. (2013) os lixiviados apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica recalcitrante (acima de 2000mg L⁻¹ de DQO e relação DBO/DQO menores que 0,05) e nitrogênio amoniacal (acima de 1000mg L⁻¹) e são tratados com a combinação de técnicas físico-químicos (coagulação/floculação) e biológicos, os resultados apresentados não têm sido satisfatórios.

Kawahigashi et al. (2014) relatam que o tratamento físico-químico por coagulação-floculação-sedimentação não é capaz de remover a DQO recalcitrante e outros contaminantes de lixiviados aos níveis exigidos pelos padrões de lançamento, e não adapta sua qualidade de forma a não causar impactos negativos ao meio ambiente. Assim, faz-se necessária a investigação de técnicas ou processos alternativos complementares para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Diante da problemática ambiental do lixiviado produzido por meio da degradação de diferentes resíduos combinados com a água que infiltra no aterro sanitário, fazem-se necessários estudos que possam ajudar no tratamento deste efluente, removendo alguns poluentes como, por exemplo: compostos recalcitrantes, metais potencialmente tóxicos, amônia, matéria orgânica e inorgânica. Ou ainda, há carência de processos que reduzam as características poluidoras dos efluentes antes do lançamento em corpos hídricos, adequando-se à legislação vigente (SCHONS, 2017).

Os Processos Oxidativos Avançados têm sido bastante estudados como uma tecnologia para o tratamento de diferentes tipos de efluentes industriais, e também para o tratamento de lixiviados contaminados com substâncias recalcitrantes difíceis de serem degradadas nos tratamentos convencionais (CAVALCANTI, 2013).

3.6 Processos Oxidativos Avançados

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) são processos físico-químicos que quando aplicados ao tratamento de efluentes, são capazes de produzir mudanças nas estruturas químicas dos contaminantes (MOMENTI, 2006). No lixiviado de aterro sanitário, os POAs degradam quimicamente a matéria orgânica recalcitrante e aumentam a biodegradabilidade do lixiviado (COSTA et al., 2015).

Da Silva (2009) descreve os POAs como tecnologias limpas e altamente eficientes, sendo largamente empregados no tratamento de águas de subsolo e de superfícies contaminadas, efluentes industriais, água potável, lixiviados de aterros sanitários e esgoto doméstico, uma vez que estes processos são

extremamente eficientes para destruir substâncias orgânicas de difícil degradação biológica, e muitas vezes, em baixa concentração.

Os processos oxidativos avançados envolvem a geração de radicais hidroxilas ($\bullet\text{OH}$), altamente reativos, que têm a capacidade de destruição total ou parcial de muitos poluentes orgânicos. Os radicais livres ($\bullet\text{OH}$) formados atacam, de forma não seletiva, os compostos orgânicos levando à sua oxidação completa produzindo CO_2 e H_2O ou, quando resultam em uma oxidação parcial, geralmente ocorre um aumento da biodegradabilidade dos poluentes. A transformação dos poluentes pela oxidação pode favorecer o emprego de técnicas físico-químicas ou biológicas de tratamento complementar (MORAVIA, 2011).

Os POA envolvem a geração de radicais livres que rapidamente reagem com as moléculas orgânicas, por adição a dupla ligação, troca de elétrons ou por abstração do átomo de hidrogênio em moléculas alifáticas (DA SILVA, 2009). De acordo com Fioreze et al. (2014), o resultado é a formação de radicais orgânicos que reagem com o oxigênio, iniciando uma série de reações de degradação que resultam em dióxido de carbono e água. Os vários POAs encontram-se divididos em dois grupos: processos homogêneos e processos heterogêneos, conforme apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Classificação dos processos oxidativos avançados.

Sistema homogêneo			Sistema heterogêneo		
Fotoquímico	Químico		Fotoquímico	Químico	
Fotólise UV		Com auxílio de energia	UV/ O_3/TiO_2	O_3 catalítica	Fotoeletrocatalise
Foto-fenton	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	Ultrassom	UV/ $\text{H}_2\text{O}_2/\text{TiO}_2$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{catalisador}$	
UV/ O_3	Fenton	Oxidação anódica	UV/ $\text{H}_2\text{O}_2/\text{catalisador}$	Persulfato/ catalisador	
UV/ H_2O_2	O_3 (meio alcalino)	Ultrassom/ H_2O_2	UV/persulfato/ catalisador		
$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	Persulfato/ catalisador	Ultrassom/ O_3			
UV/ ultrassônico		Oxidação em H_2O supercrítica			
UV/persulfato		Oxidação em ar úmido			
		Eletro-fenton			
		Oxidação eletroquímica			

Fonte: Amor et al. (2019)

Os sistemas de tratamento homogêneos podem ser classificados em dois mecanismos distintos: fotólise direta com ultravioleta (UV), onde a luz é a única fonte capaz de produzir a destruição do poluente. Geralmente possui uma eficiência mais baixa se comparada à geração de $\bullet\text{OH}$. E geração de radical hidroxila, que possui um elevado poder oxidante, vida curta e é o responsável pela oxidação dos compostos orgânicos. Pode ser gerado devido à presença de fortes oxidantes como, H_2O_2 e O_3 , combinados ou não com irradiação (JARDIM, 2004).

Já os sistemas heterogêneos, se diferenciam dos homogêneos devido à presença dos catalisadores semicondutores, substâncias que aumentam a velocidade da reação para atingir a degradação de compostos orgânicos presentes em água e efluentes, como Fe_2^+ , Fe_3^+ e TiO_2 (TEIXEIRA; JARDIM, 2004; AMOR et al., 2019).

Nas últimas décadas os POA têm se destacado na pesquisa e desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas residuais, por se tratar de métodos eficientes que reduzem os impactos ambientais. A eficácia dos POA depende da geração de radicais livres reativos, sendo o mais importante o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$). Estes processos (por exemplo, a química de Fenton, fotólise e fotocatalise, sonólise, além das tecnologias de oxidação eletroquímica) têm sido aplicados com êxito para a remoção ou a degradação de poluentes recalcitrantes (ARAÚJO, 2016).

A eficiência dos POA depende basicamente de três parâmetros: produção e reatividade do radical gerado, capacidade de reação entre o substrato radicalar formado e o oxigênio molecular presente no meio (SILVA, 2007).

Segundo Teixeira e Jardim (2004) e Silva (2007), os POA apresentam as seguintes vantagens mineralizam o poluente e não somente se transferem de fase; são muito usados para compostos orgânicos recalcitrantes; transformam produtos refratários em compostos biodegradáveis; podem ser usados com outros processos (pré e pós tratamento); tem forte poder oxidante, com cinética de reação elevada; usando oxidante suficiente, mineralizam o contaminante e não formam subprodutos e possibilitam tratamento *in-situ*.

3.7 Ozonização

A ozonização é um processo oxidativo, no qual o agente oxidante utilizado é o ozônio (O_3). O ozônio é um gás existente no meio ambiente natural, é uma forma alotrópica do oxigênio pois é formado por três de seus átomos, sendo gerado a partir de descargas elétricas nas moléculas de oxigênio (O_2) (RODRIGUES, 2004). Possui alto poder oxidante e de desinfecção e não é uma fonte intrínseca de poluição. Sua redução para oxigênio molecular é espontânea e possui elevado potencial de oxidação: $E_0 \approx 2,1 \text{ V}$, sendo que o radical livre hidroxila, o melhor agente oxidante originado do ozônio molecular, apresenta potencial de $2,7 \text{ V}$ (BOROLI et al., 2016).

Santos (2010) cita três métodos de geração de ozônio, o método fotoquímico, o método eletroquímico e o processo corona. Conforme Santos (2010), no método eletroquímico, a molécula de água é oxidada no ânodo, formando radicais oxigenados capazes de produzir moléculas de oxigênio e ozônio. O método fotoquímico de produção de ozônio utiliza radiação UV para dissociação de moléculas de oxigênio para produção de ozônio. Porém, a técnica mais empregada é a descarga corona, baseada na aplicação de uma voltagem elétrica alternada entre dois eletrodos separados por um fluxo de oxigênio puro ou ar. O campo elétrico aplicado fornece energia suficiente aos elétrons para que estes rompam as duplas ligações da molécula de O_2 gerando dois átomos de oxigênio e estes reagem com outra molécula de O_2 para formar as moléculas de O_3 , conforme reações 1 e 2 (SILVA, 2008).



A Figura 1 apresenta o esquema do sistema de geração de ozônio por descarga elétrica (efeito corona).

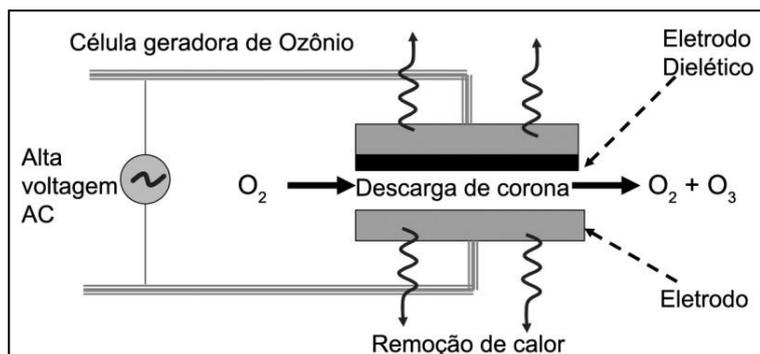


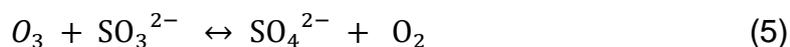
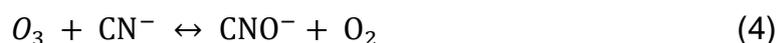
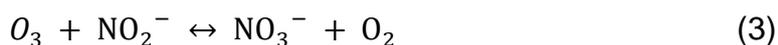
Figura 1 – Sistema de geração de ozônio por descarga por efeito corona (esquema de vista lateral).

Fonte: Bila; Azevedo e Dezotti (2008).

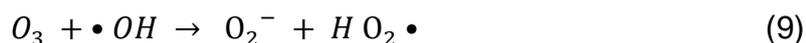
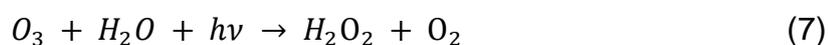
O ozônio possui dois modos de reação: reação direta do próprio ozônio molecular e reação indireta, pelo radical hidroxila produzido em sua decomposição. A reação molecular é seletiva e possui uma taxa relativamente baixa, quando comparada à reação indireta. Quando a reação molecular é favorecida, há formação considerável de produtos intermediários parcialmente oxidados. A taxa de reação do radical hidroxila é bem maior e sua meia vida em meio aquoso é curta, na faixa de microssegundos. Além disso, o radical é muito menos seletivo que o ozônio molecular (PASQUALINI, 2010).

As reações envolvidas na ozonização podem ser diretamente do ozônio com as substâncias orgânicas presentes no efluente ou indiretamente através dos radicais $\bullet\text{OH}$. Através da oxidação direta, a molécula de ozônio pode reagir com outras moléculas orgânicas ou inorgânicas via adição eletrofílica. O ataque eletrofílico do ozônio pode acontecer a átomos com uma densidade de carga negativa (N, P, O ou carbonos nucleofílicos) ou a ligações duplas ou triplas do tipo carbono-carbono, carbono-nitrogênio e nitrogênio-nitrogênio (KUNZ, 1999).

Alguns exemplos da oxidação direta estão representados nas equações 3,4,5 e 6, onde R corresponde ao radical alquila ou hidrogênio.



Indiretamente, o ozônio pode reagir através da formação de espécies radicalares, exemplificadas pelas equações. O principal radical formado é o hidroxila, o qual apresenta a capacidade de reagir com os compostos orgânicos 10^6 a 10^{12} vezes mais rápido que o ozônio (DOMÈNECH et al., 2001).



$$h\nu = 280 - 330 \text{ nm}$$

Os dois mecanismos de oxidação competem por substratos (compostos a serem oxidados). A oxidação direta em ozônio molecular é relativamente lenta (comparada com a oxidação com radical hidroxila), mas a concentração do ozônio molecular é relativamente alta. Por outro lado, a reação com os radical hidroxila é rápida, mas as concentrações desses radicais, sob condições normais de ozonização, é relativamente baixa (MOMENTI, 2006).

O potencial de redução do ozônio, em meio ácido, é maior que o potencial de redução do peróxido de hidrogênio (1,77 V), o que faz com que o ozônio seja um excelente agente oxidante. O ozônio é capaz de participar de um grande número de reações com compostos orgânicos e inorgânicos. Desde o início do século XX, o poder desinfetante de ozônio é conhecido, porém, nas suas duas últimas décadas este agente químico tem sido utilizado para a purificação da água e no tratamento de efluentes têxteis (SANTOS et al., 2017).

A Tabela 5 apresenta o potencial de redução de diversos oxidantes na água, dos quais alguns são usados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 5– Potencial de redução de diversos oxidantes em água

Oxidante	Potencial de Redução (eV)
Flúor	3,03
Radical Hidroxila	2,80

Oxigênio atômico	2,42
Ozônio	2,07
Peróxido de Hidrogênio	1,77
Íon Permanganato	1,67
Dióxido de Cloro	1,50
Cloro	1,36
Oxigênio	1,23
Iodo	0,54

Fonte: Adaptado de Schoennel (2013), Teixeira e Jardim (2004).

A oxidação dos compostos ainda pode depender da intensidade e o tempo de contato entre O_3 e o lixiviado, podendo passar por três fases. Durante a primeira fase, com baixa eficiência de oxidação, halogênios orgânicos (átomos pertencentes ao grupo 7 A da Tabela periódica: Cloro, bromo, flúor e iodo) podem ser produzidos se cloreto está disponível em altas concentrações. Na segunda fase, as substâncias orgânicas podem ser oxidadas principalmente para fragmentos orgânicos, em sua maioria biodegradáveis. A terceira fase e última, uma proporção significativa de substâncias orgânicas pode ser oxidada a dióxido de carbono (EHRIG, 2010).

O interesse no uso do ozônio em tratamentos de efluentes têm aumentado consideravelmente nos últimos anos devido a uma série de vantagens deste processo. Dentre elas pode-se citar o alto potencial de oxidação do ozônio que, mesmo em baixas concentrações, apresenta alta eficiência na decomposição de matéria orgânica, a adição de oxigênio à água, a baixa sensibilidade a alterações de temperatura (RODRIGUES, 2004).

A partir de sua descoberta e considerando suas características altamente oxidantes, o ozônio despertou grande interesse, sendo atualmente empregado para as mais diversas finalidades. Sua primeira aplicação em escala industrial ocorreu no início deste século, na França, sendo utilizado no tratamento de águas de abastecimento (KUNZ, 1999).

Dentre os tratamentos terciários existentes, a aplicação do ozônio tem se destacado como a segunda técnica mais importante em nível industrial. Esta etapa de tratamento é exigida quando os níveis de poluentes nos efluentes industriais a serem descartados estão acima dos valores estabelecidos pelos órgãos ambientais. A aplicação do ozônio promove também, além da remoção da DQO e da DBO, o aumento do teor do oxigênio dissolvido, a remoção de cor, odor, sabor e turbidez (SILVA, 2002).

Em geral, processos baseados em ozônio apresentam excelentes resultados para redução de cor dos efluentes, principalmente devido ao ataque direto aos grupamentos cromóforos. A alta eficiência de remoção de cor pela oxidação com ozônio é relatada por vários autores, sobretudo em efluentes de indústria têxtil (KUNZ et al., 2002).

Ramirez e Velásques (2004) e Rivas et al. (2004) relataram aumento de biodegradabilidade em diversas matrizes quando do emprego de o coagulação/floculação seguido de ozonização. De forma geral, os relatos têm mostrado que a ozonização pode promover significativos aumentos na biodegradabilidade do chorume, melhorando a eficiência de processos biológicos aplicados em sequência.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Laboratório de Análise de Águas e Efluentes do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, localizado na sala 102 no Centro de Engenharias (CEng) da Universidade Federal de Pelotas (UFPel).

4.1 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado utilizado nos experimentos foi proveniente do aterro sanitário da Metade Sul, localizado do município de Candiota - RS, conforme apresentado na Figura 2. O aterro recebe aproximadamente 700 toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos proveniente de 20 municípios da Zona Sul, o aterro foi implantado no ano de 2011 e é gerenciado por empresa privada.



Figura 2 – Vista aérea do aterro sanitário.

O aterro possui um sistema de tratamento de efluente composto por sistema biológico e físico-químico, conforme Figura 3, porém devido a problemas técnicos de operação, atualmente o sistema está inoperante, sendo utilizada apenas a primeira lagoa para armazenagem do efluente e posterior recirculação no aterro.

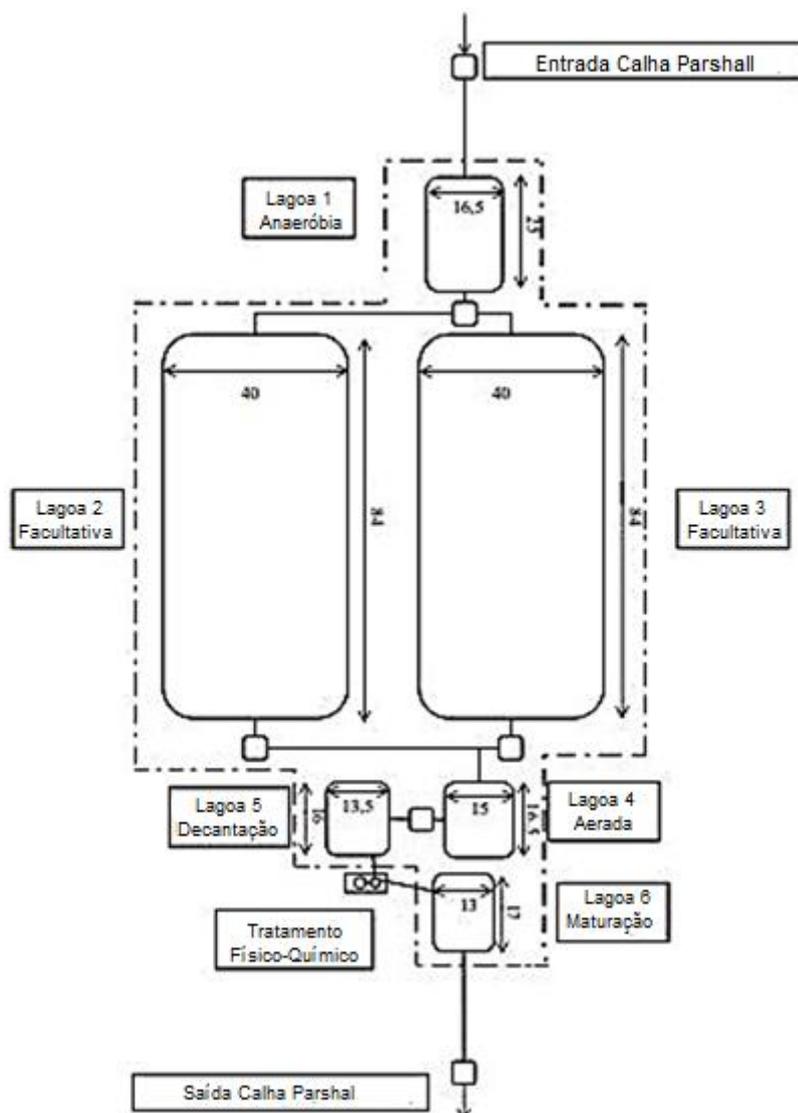


Figura 3 – Sistema de tratamento de efluentes.

A amostra foi coletada na primeira lagoa, amostragem simples. Após a coleta, o efluente foi acondicionado em galões de 20 litros, armazenado sob refrigeração e transportado imediatamente até o laboratório.

4.2 Experimentos

Nos ensaios de ozonização foram aplicados 6 dosagens diferentes de ozônio, conforme descrito na Tabela 5. Os testes foram realizados em duplicata e nos tempos (30, 60, 125, 180, 200 e 250 minutos), cada tratamento foi realizado com uma parada de 10 minutos a cada 30 minutos de aplicação de ozonização. Em cada ensaio foi utilizado 250 mL de efluente bruto.

Os testes de duplicata de mesmo tempo e quantidade de ozônio foram realizados nos mesmos dias e em condições ambientes iguais, buscando garantir as mesmas condições as diferentes amostras.

Tabela 6 – Dosagem de ozônio aplicadas nos testes e tempos de ozonização

Tempo de ozonização (min)	Quantidade de ozônio (mg O ₃)	Dose aplicada (mg O ₃ /L)
0	0	0
30	21,9	87,6
60	43,7	174,8
125	65,5	262,0
180	131,1	524,4
200	145,7	582,8
250	182,1	728,4

Os equipamentos utilizados no experimento estão descritos na Figura 4, sendo estes: (a) coluna de ozonização, (b) tubulação e (c) difusor poroso e (d) gerador de ozônio.

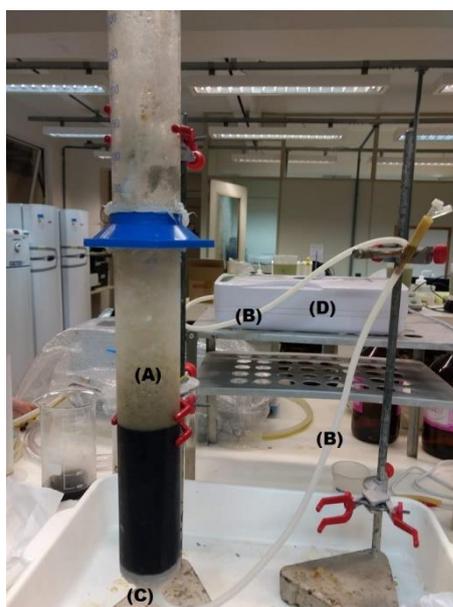


Figura 4 – Equipamentos utilizados no experimento.

Para aplicação dos tratamentos na amostra foi construída uma coluna de ozonização de vidro de capacidade de aproximadamente 1 litro.

O gás chega à coluna por uma tubulação de silicone e atravessa uma pedra porosa cilíndrica, que fica na parte interior à coluna. Essa pedra porosa tem o objetivo de distribuir o gás em bolhas de pequena dimensão, aumentando,

dessa maneira, a superfície de contato entre o gás e o líquido e, portanto, aumentando a taxa de reação do ozônio.

Após cada ensaio foi realizada a coleta e caracterização físico-química e testes de fitotoxicidade. A Figura 5 apresenta um fluxograma resumindo o material e métodos utilizados.

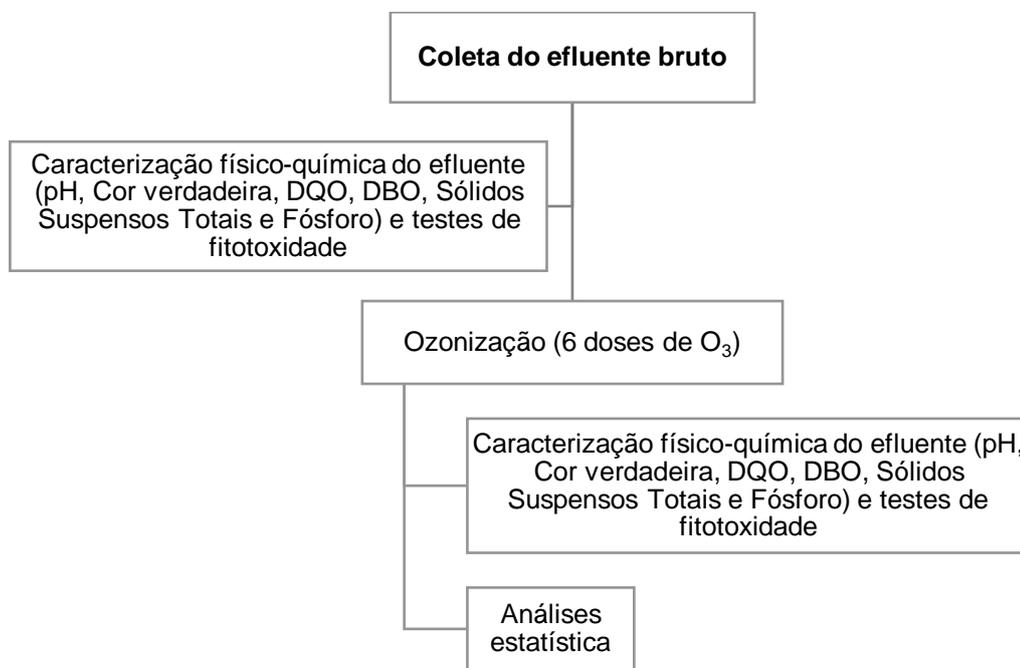


Figura 5- Fluxograma da metodologia utilizada no estudo

Foi realizado o teste de determinação da geração de ozônio, com o objetivo de verificar a capacidade real de geração de ozônio do equipamento, para aplicação do teste foi utilizado o método iodométrico adaptados de APHA (2005) e RAKNESS et al. (1996). Foram usados dois frascos lavadores de gás, com 400 mL de iodeto de potássio 2% em cada frasco. Durante 10 minutos foi borbulhado ozônio na sequência de frascos. Após, 10mL de H₂SO₄ 2N foram adicionados às soluções, as quais foram transferidas para um Erlenmeyer de 1L.

A solução foi titulada com tiosulfato de sódio até adquirir coloração amarelo pálido. Após, adicionou-se em torno de 5 mL de indicador amido, obtendo coloração azulada, prosseguindo com a titulação até a cor azul desaparecer. A dose de ozônio então é dada pela Equação 11, na qual: *A* é o volume de titulante do frasco A (mL), *B* é o volume de titulante do frasco B (mL), *N* é a normalidade do Na₂S₂O₃, e *t* é o tempo de ozonização (min)

$$Dose\ de\ oz\ônio\ (mg/min) = \frac{(A+B).N.24}{t} \quad (11)$$

Através desta análise foi determinada a geração de ozônio de 43,7mg O₃/h.

4.3 Análises físico-químicas

As análises de pH, cor verdadeira, DQO, DBO, Sólidos Suspensos Totais (SST) e Fósforo foram realizadas no efluente bruto imediatamente a chegada no laboratório, e após os tratamentos por ozonização.

As análises foram realizadas de acordo com a metodologia apresentada no Manual de Análise de Águas e Efluentes (QUADRO et al., 2016). O pH foi aferido em medidor de pH de bancada da marca MS Tecnopon. A análise de DQO foi realizada de acordo com a metodologia de refluxo fechado.

4.4 Análise de fitotoxicidade

Os ensaios de fitotoxicidade foram realizados para avaliar o efeito tóxico do efluente bruto e após a ozonização, conforme adaptação da metodologia indicada por Zucconi et al. (1981). Os ensaios foram realizados em triplicata utilizando sementes de pepino (*Cucumis sativus*) e alface (*Lactuca sativa*) como bioindicadores.

Foram colocados 5mL de amostra em cada placa de Petri, incluindo 20 sementes de alface ou 10 de pepino. Para cada semente foi incluído o controle, em triplicata, preparado com 5ml de água destilada. As placas foram cobertas com parafilme para facilitar as trocas gasosas e diminuir as perdas por umidade. Posteriormente, as placas foram incubadas a 25°C por 48h.

Após o tempo de incubação, foi contabilizado o número de sementes germinadas, e o comprimento das radículas foi medido com o auxílio de um paquímetro digital. O Índice de Germinação foi calculado através da fórmula descrita por Zucconi et al. (1981) (Equação 12):

$$IG = G \frac{Lm}{Lc} \quad (12)$$

Onde:

IG= índice de germinação;

G= número de sementes germinadas na amostra, dividido por número de sementes germinadas no controle;

Lm= longitude média das raízes germinadas da amostra (mm);

Lc= longitude média das raízes germinadas do controle (mm).

4.5 Análise estatística

Os resultados gerados pela caracterização das amostras foram analisados através da comparação de médias pela análise de Duncan (5%) e pelo teste de regressão polinomial, através do programa WINSAT (MACHADO; CONCEIÇÃO, 2002).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização efluente bruto

Os parâmetros analisados na caracterização do efluente bruto estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 – Caracterização físico – química do efluente bruto

Parâmetro	Média
Cor verdadeira (UC)	16.198,40
DBO (mg/L)	392,00
DQO (mg/L)	5.011,40
Relação DBO ₅ /DQO (mg/L)	0,08
pH	8,35
Fósforo (mg/L)	31,74
Sólidos (mg/L)	123,46

Analisando os valores da caracterização do efluente bruto, foram verificados pH básico, elevada concentração de cor verdadeira, baixa DBO, alta DQO e baixa relação DBO₅/DQO.

O lixiviado apresentou um pH básico (8,35) indicando um efluente caracterizado como maduro. Conforme Silva (2009), o pH do chorume de aterros varia entre neutro e básico, sendo ácido apenas em lixiviados de aterros novos. Ehrig (1983) e Souto (2009) verificaram que havia duas faixas bem nítidas de pH; uma em torno de 6,0, correspondente à fase ácida, e outra em torno de 8,0, correspondente à fase metanogênica, valores intermediários só ocorriam nos períodos de transição entre essas fases.

Conforme Maler (2013), a biodegradabilidade é um dos principais parâmetros coletivos de classificação de lixiviados. Este parâmetro é baseado essencialmente na relação DBO₅/DQO, a qual varia geralmente entre 0,05 - 0,8, sendo um indicativo da idade do aterro. A relação DBO₅/DQO do lixiviado em estudo foi de 0,08 indicando um lixiviado velho. Conforme Renou et al., (2008), o efluente com razão DBO₅/DQO < 0,1 é originário de aterro com mais de 10 anos (maduro).

O efluente apresentou cor escura. Marañón et al. (2008) atribuem a forte coloração do lixiviado (principalmente os lixiviados antigos) à ácidos húmicos e fúlvicos e a fração hidrofílica desse efluente.

No processo de ozonização ocorreu formação de espuma, o maior volume de espuma foi observado nas primeiras doses de ozônio (21,90 e 43,70 mg O₃) conforme demonstra a Figura 6. Scandelai (2015) identificou a presença de diversos compostos orgânicos em lixiviado de aterro, dentre eles compostos presentes em detergentes, o que pode explicar a geração de espuma.



Figura 6– Formação de espuma durante o processo de ozonização.

Pasqualini (2010) e Tizaoui et al. (2007), trataram efluente bruto e pré tratado com ozônio e ozônio em conjunto com outros POAs. Os autores observaram muita formação de espuma durante todas as bateladas (com diferentes doses de O₃) com lixiviado bruto. Os autores acreditam que ocorreu formação de espuma devido à presença de surfactantes. A ozonização do lixiviado pré-tratado também produzia espuma, entretanto em quantidade bem menor.

5.2 Potencial hidrogeniônico

A Figura 7 apresenta os valores de pH obtidos após os testes e as doses de ozônio aplicadas nos ensaios de ozonização.

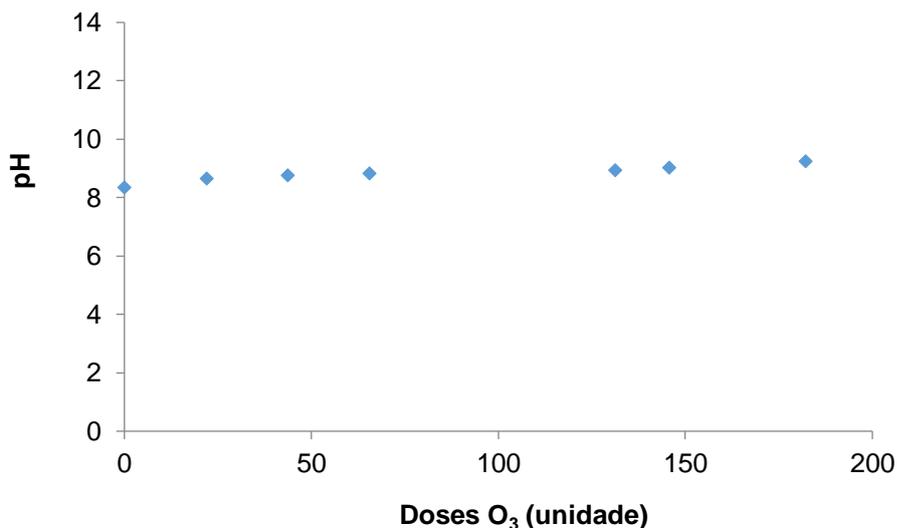


Figura 7 - Valores de pH obtidos em função das doses de O₃ aplicadas.

Foi observado (Figura 7) que não ocorreu uma mudança significativa de pH, os valores de pH encontrados. Seu comportamento condiz com alguns outros valores citados em outros estudos. Pasqualini (2010), Soares (2006); Silva e Daniel (2015) e Schons (2017) verificaram que a ozonização elevou o pH natural do lixiviado, possivelmente devido a remoção de ácidos graxos voláteis pelo O₃ e ao escape de CO₂ volátil durante o seu borbulhamento. Neste mecanismo, o consumo de carbonatos (CO₃²⁻), que podem estar presentes no lixiviado, formam ácidos carboxílicos (H₂CO₃) e estes entram em equilíbrio com o CO₂ (arrastado durante a ozonização), proporcionando aumento no pH por redução na concentração de íons H⁺, levando também à redução da alcalinidade do efluente (FERRAZ, 2010).

O pH se manteve básico durante os testes o que indica que o processo de ozonização ocorreu de forma indireta, conforme salientado por Almeida et al. (2004) a reação indireta é beneficiada em meios alcalinos.

5.3 Cor verdadeira

A Figura 8 apresenta os valores dos parâmetros de cor verdadeira após os ensaios de ozonização e as respectivas dosagem utilizadas.

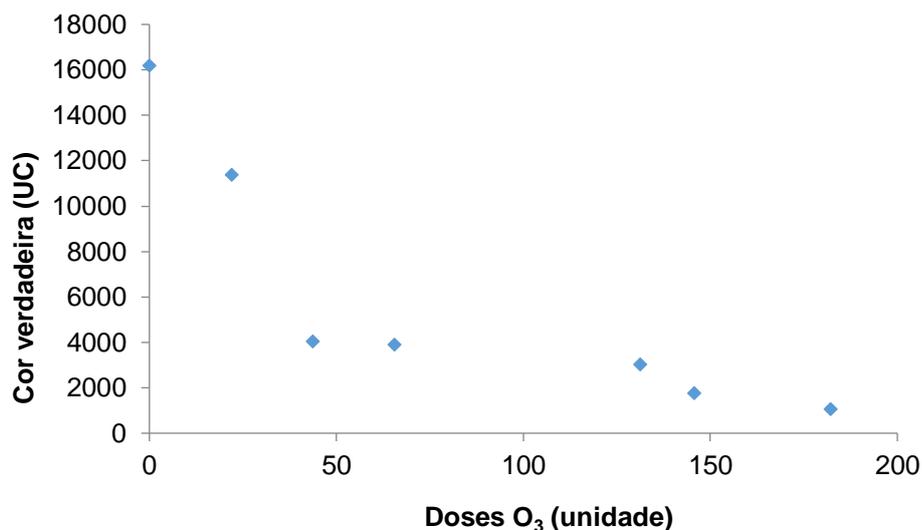


Figura 8– Concentração da cor verdadeira e dosagens de O₃ aplicadas.

Após os ensaios de ozonização, houve uma redução nos valores encontrados no parâmetro cor verdadeira, conforme observado na Figura 9.

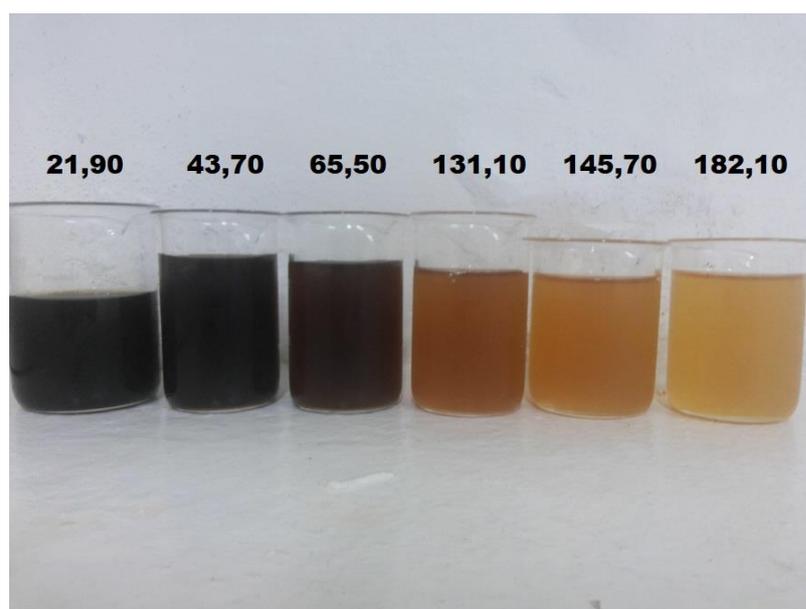


Figura 9 – Amostras após a aplicação das doses de ozônio.

Os resultados encontrados estão de acordo com outros estudos realizados. Gomes (2018) avaliou a eficiência do uso de ozônio como pré tratamento e pós tratamento, utilizando a concentração de 29mg/L, obtendo eficiência de remoção de cor no efluente bruto de 92% e como pré tratamento de 95%. Já Wang et al. (2004) trataram lixiviado antigo bruto por processo oxidativo avançado utilizando ozônio. Foram testadas concentrações de ozônio

de 1200 a 12500mg/L para os tratamentos. Com concentração de 1200 mg/L, 90% de eficiência na remoção de cor foi alcançada. Scandelai et al. (2015), obtiveram remoções de cor de até 96,33% aplicando uma dose de 398mg O₃/L

A remoção da cor do lixiviado ocorre, segundo Cheng et al., (2011), em função da característica estrutural dos compostos orgânicos causadores de cor é o fato deles conterem cromóforos, tais como, C=C, C=O, C=N, N=N. Como o ozônio é um forte oxidante, ele pode reagir com estes compostos insaturados e reduzir a cor verdadeira do efluente pela destruição de ligações insaturadas.

A Figura 10 apresenta a eficiência de remoção de cor verdadeira de acordo com as doses de ozônio aplicadas.

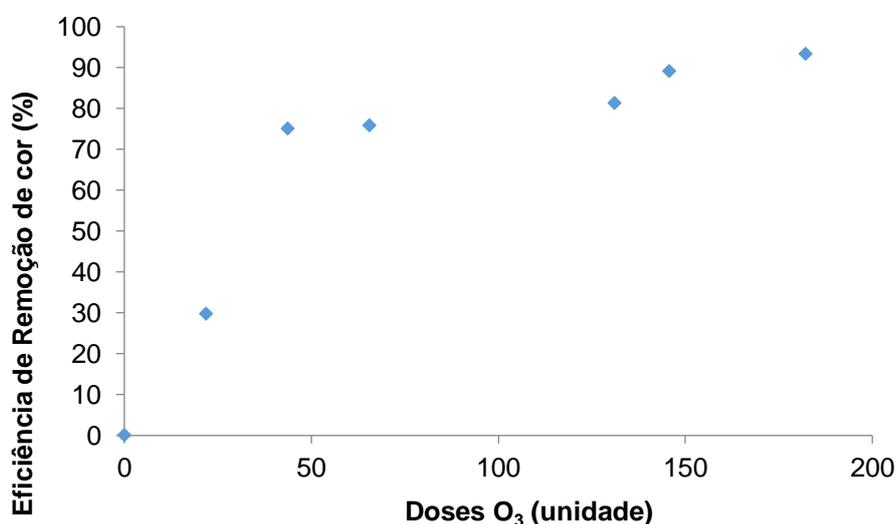


Figura 10 – Eficiência de remoção de cor em função da dose de ozônio aplicada.

Conforme pode-se observar na Figura 10, ocorreu uma eficiência de remoção significativa (75%) na dosagem de 43,70mg no tempo de 60 minutos. Após a remoção manteve-se com índices menores, comprovando que além de eficiente o processo de remoção da cor é bastante rápido. Resultados semelhantes foram encontrados em outros trabalhos, Pasqualini (2010) obteve 70% de remoção de cor de lixiviado em 45 minutos de ozonização, e para redução maior que 90%, o tempo de reação foi de cerca de 3 horas e 30 minutos. Uma rápida remoção de cor foi observada também por Tizaoui et al. (2007), que notaram que nos 12 minutos iniciais ocorria a maior taxa de reação, depois desse tempo, a taxa decrescia.

A mudança na taxa de descoloração pode ser causada devido a alterações das reações do O_3 , que com o tempo passa a reagir com os subprodutos das reações iniciais da ozonização. Estes subprodutos, por sua vez, podem ter taxas de reação com O_3 menores (TIZAOUI et al., 2007). Wu et al., (2004) atribui que essa eficiência maior inicial ao fato que a cor é proveniente de ligações insaturadas (quando há pelo menos uma ligação dupla ou tripla entre carbonos) e de grupos de radicais funcionais específicos e que a hidroxila gerada pelo processo de ozonização ataca especificamente cadeias conjugadas que conferem cor as moléculas orgânicas.

5.4 DBO₅

A Figura 11 apresenta a concentração de DBO em função das dosagens de ozônio aplicadas.

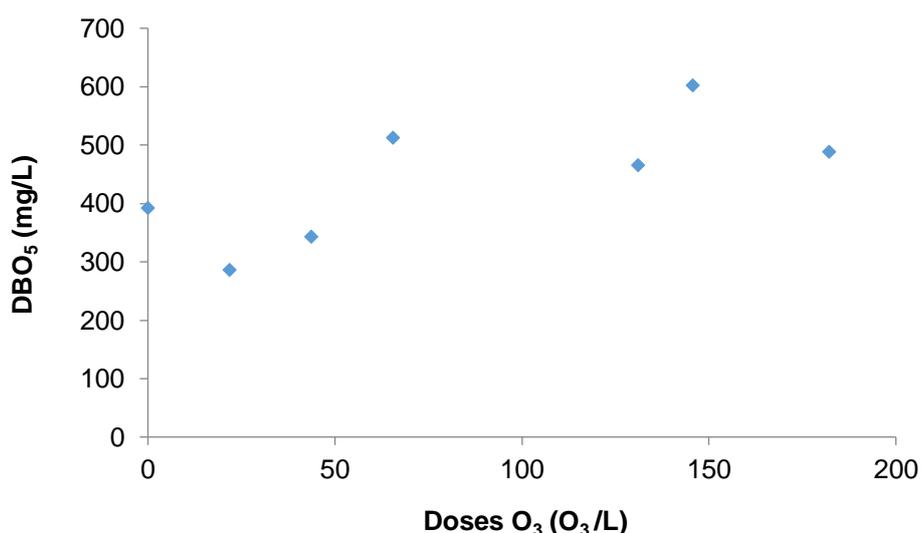


Figura 11 – Concentração de DBO e dosagens de O_3 aplicadas.

Foi possível observar que após os ensaios de ozonização a DBO₅ obteve uma pequena remoção na primeira dosagem de 21,90mg O_3 (87,6mg O_3/L), reduzindo a concentração inicial de DBO₅ 392,33mg/L para 286mg/L e na segunda dosagem de 43,70mg O_3 (174,8mg O_3/L) para 343mg/L, as demais dosagens ocorreu aumento da concentração de DBO₅.

Esse comportamento da concentração de DBO₅ foi observado também por Cortez et al. (2010) que obteve um aumento de 80% da DBO₅ com uma dose de 63 mg O_3 /L , 160% com uma dose de 74mg O_3 /L e 180% com dose

de 112mg O₃ /L. O autor atribui esse aumento devido a transformação de grandes compostos refratários em produtos menores e mais biodegradáveis.

Gomes (2018) ao tratar o lixiviado bruto com ozônio obteve uma pequena redução de DBO₅, o efluente bruto possuía 498mg L, após aplicação de 29 mg O₃ por 96 horas a DBO₅ reduziu para 457mg L, tendo uma eficiência de 8%. Já Scandelai (2018) utilizou 1,0g de O₃ no tempo de 30 minutos e obteve uma redução de 17% da concentração da DBO₅.

5.5 DQO

A Figura 12 apresenta a concentração de DQO em função das dosagens de ozônio aplicadas.

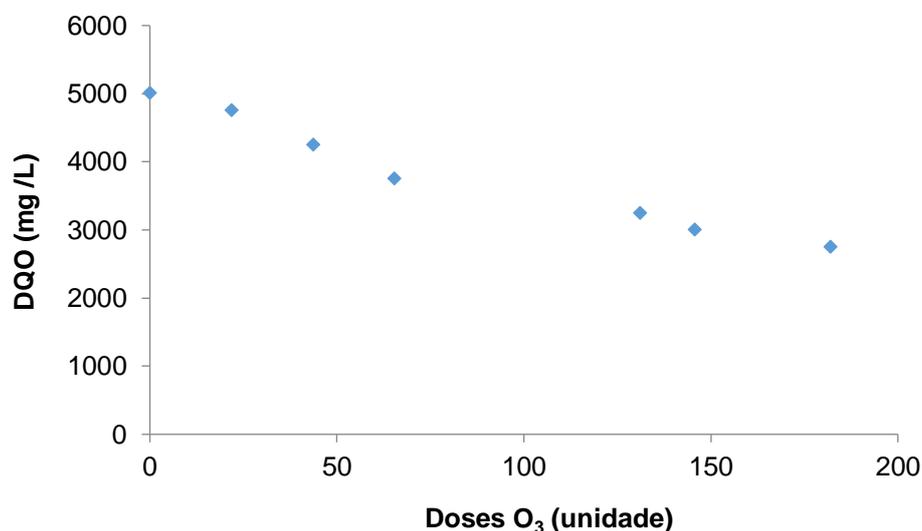


Figura 12– Concentração de DQO e dosagens de O₃ aplicadas.

Foi possível observar a redução gradativa da concentração de DQO após os testes de ozonização, quanto maior a dose de O₃ maior a remoção de DQO.

Pasqualini (2010) utilizou testes com dosagens 0,5g O₃/L a 2,0g O₃/L, obtendo uma remoção máxima de 36%. Bila (2005) obteve uma remoção de 30% da DQO utilizando 5,0g O₃/L, ambos trabalhos o lixiviado bruto possuíam concentração de carga orgânica próximo a 5.000mg/L, valores estes semelhantes a este trabalho. Portanto comparando os resultados destes autores, este trabalho apresenta melhores resultados, visto que utilizou dosagens menores de O₃ e obteve maiores remoções, na dose de 728,4mg O₃/L obteve uma remoção de 45%.

A Figura 13 apresenta a eficiência de remoção da concentração da DQO de acordo com as doses de ozônio aplicadas.

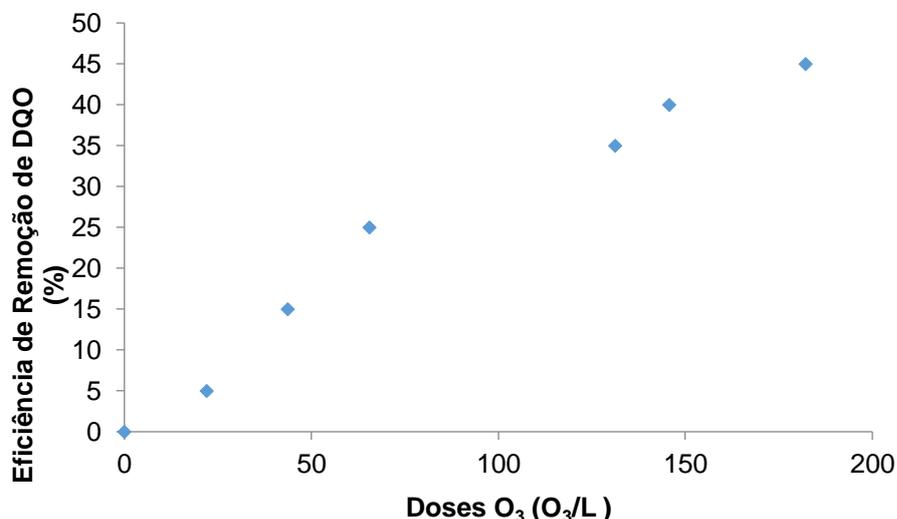


Figura 13 – Eficiência de remoção de DQO em função da dose de ozônio aplicada.

De acordo com a Figura 13 a maior eficiência de remoção ocorreu com a maior dose de O₃ aplicada (728,4mg O₃/L), no tempo de 250 minutos. Porém, até a aplicação da quarta dosagem os índices de remoção permaneceram maiores (aumentando em 10% a eficiência de remoção em cada tratamento), após as outras dosagens registraram um índice de remoção de 5% em cada tratamento, demonstrando assim uma tendência em diminuir ou estabilizar a eficiência na aplicação de dosagens superiores.

Goi e colaboradores (2009) variaram o pH inicial de 4,5, 8,1 e 11,0 do lixiviado utilizando 42mg O₃/L por 240 minutos e, obtiveram remoções de 24, 29 e 41% de DQO, respectivamente. Cortez et al. (2010) trataram com uma dose de 112mg O₃/L, lixiviado já tratado biologicamente (DQO inicial de 743mg/L) e o tempo de contato foi de 60 minutos, as eficiências máximas de DQO foram de 30%.

Pasqualini (2010) atribui esse comportamento pois o que rege o processo oxidativo é a diferença de potencial (variação de energia livre). No decorrer do processo, os compostos vão ficando cada vez mais oxidados, logo a diferença de potencial entre oxidante e substrato vai diminuindo e conseqüentemente, há redução também da eficiência.

5.6 Relação DBO₅/DQO

A Figura 14 apresenta a relação DBO₅/DQO e as doses de ozônio aplicadas.

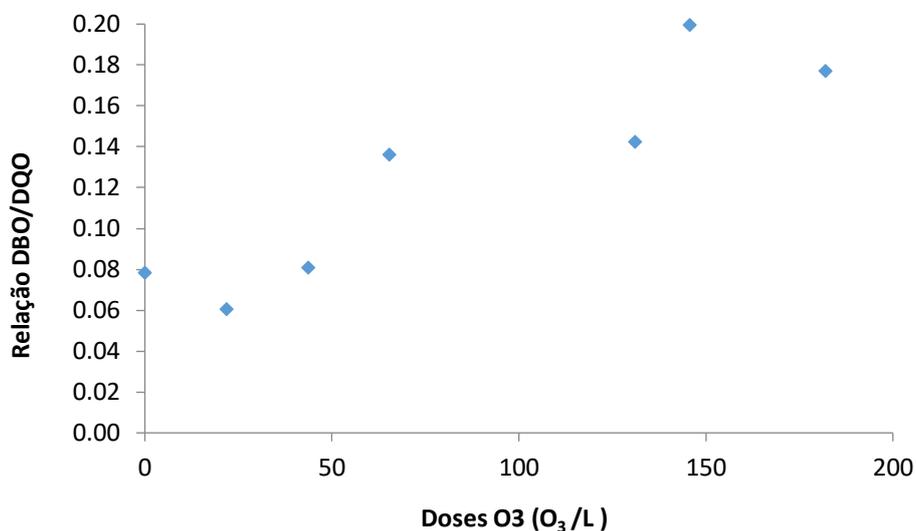


Figura 14 – Relação DBO₅/DQO em função das doses de ozônio aplicadas.

Pode-se perceber um aumento na relação DBO₅/DQO após os testes de ozonização. As três primeiras dosagens causaram um aumento pouco significativo, enquanto nas doses de 262mg O₃/L e 582,8mg O₃/L ocorreram as alterações mais significativas. Os resultados encontrados demonstram que a aplicação de ozônio aumentou a relação DBO₅/DQO, portanto, aumentando a biodegradabilidade do efluente.

Outros estudos também observaram o aumento da biodegradabilidade do efluente. Webler (2018) utilizou no tratamento do efluente bruto concentrações de ozônio de 0 a 3516mg O₃/L, com relação inicial DBO₅/DQO de 0,32. Após a ozonização obteve os melhores resultados nas aplicações de 397 a 2.376 mg O₃/L, com uma média de relação DBO₅/DQO de 0,49.

Récio (2019) utilizou 8,79 g/min de O₃, em um volume de 400 ml de efluente bruto, testando a aplicação de O₃ em diferentes valores de pH, com tempo de tratamento de 120 minutos. A relação DBO/DQO do efluente bruto era de 0,40, após os tratamentos no pH de 8,8 (semelhante ao pH deste estudo), não ocorreu variação da relação DBO/DQO ficando a mesma em 0,40, a maior variação foi no valor de pH 11 onde atingiu 0,87.

Cortez et al. (2010) utilizaram processo de ozonização no tratamento de lixiviado antigo, pré tratado, com relação DBO_5/DQO de 0,01, com o objetivo de melhorar a biodegradabilidade do efluente. Os experimentos foram conduzidos com diferentes concentrações de ozônio (63, 74 e 112 mg/L), e diferentes valores de pH inicial (3,5; 7,0; 9,0 e 11,0) com tempo de contato de 60 minutos. A relação DBO_5/DQO aumentou de 0,01 para 0,17.

5.7 Fósforo

Figura 15 apresenta a concentração de fósforo inicial e após o processo de ozonização, bem como as doses de O_3 aplicadas.

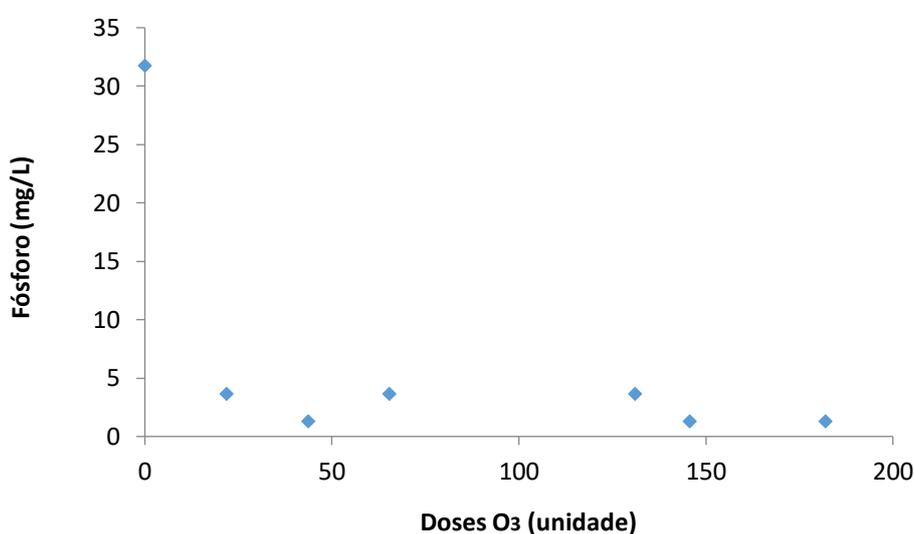


Figura 15– Concentração de fósforo e doses de ozônio aplicadas.

Conforme Figura 15 é possível observar que a ozonização promoveu a redução da concentração de fósforo no lixiviado, indicando a eficiência do ozônio na remoção deste nutriente. O efluente bruto possuía uma concentração de fósforo de 31,74mg/L e a concentração após a última dosagem de ozônio aplicada (182,10 mg) foi de 1,31 mg/L.

Na Figura 16 é possível verificar a eficiência de remoção do fósforo em cada teste realizado.

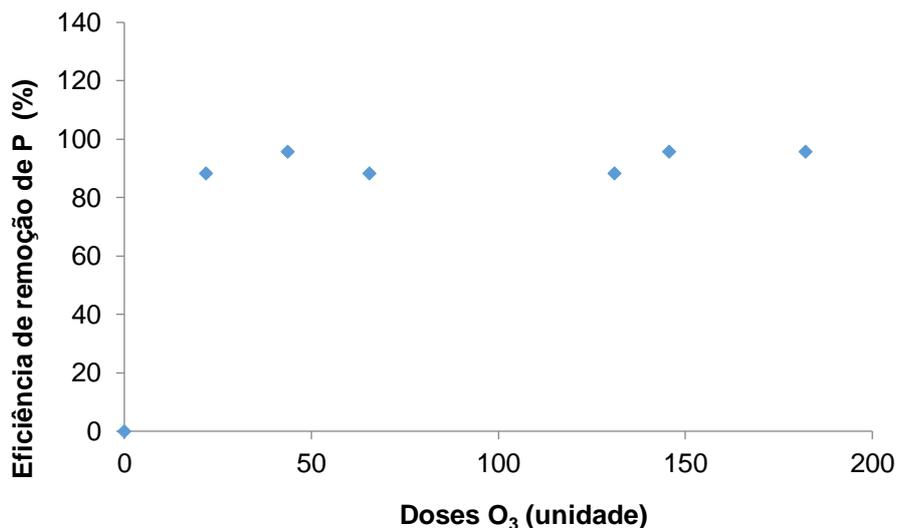


Figura 16 – Eficiência de remoção em função da dose de ozônio aplicada.

A Figura 16 demonstra que a redução significativa de fósforo ocorreu logo na primeira dose de ozônio (87,6mg O₃/L) atingindo uma remoção de 88% e chegando ao máximo de remoção de 96% na segunda dose de 174,8mg O₃/L, as demais dosagens mantiveram os índices de remoção de 88% e 96%.

Scandelai (2015) obteve uma remoção de 84% de fósforo, através da ozonização utilizando uma dose de 2,38g de O₃ no período de ozonização de 120 minutos.

Após os ensaios de ozonização as amostras foram reservadas para realizar as análises físico-químicas, neste período foi possível observar a formação de um precipitado branco, conforme demonstra a Figura 17.

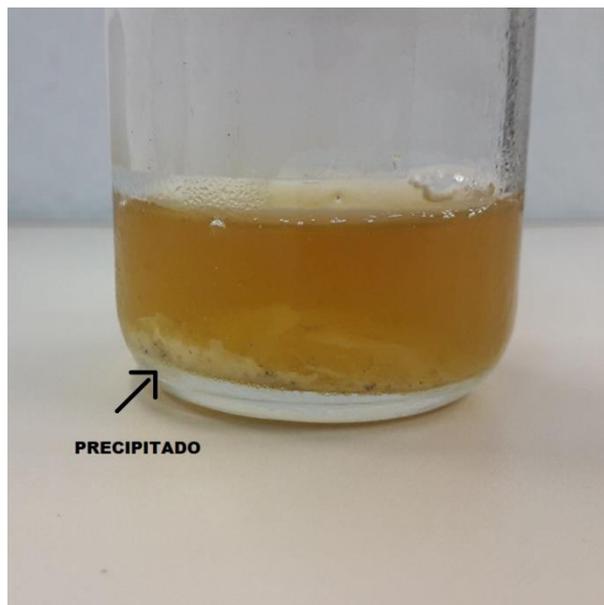


Figura 17 – Formação de precipitado branco.

Acredita-se que o processo de precipitação que ocorreu pode ser considerado a formação de estruvita ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), o que justifica a alta eficiência de remoção do fósforo, pela quebra das moléculas de matéria orgânica. Existem vários estudos citando a remoção de fósforo, nitrogênio e outros nutrientes pela precipitação química da estruvita.

Xavier et al. (2014) avaliaram a recuperação efetiva de fósforo a partir de sobrenadante bruto do processo de digestão anaeróbia de lodo de esgoto. A precipitação de estruvita foi obtida através da adição de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ou MgCl_2 como fontes de magnésio, em valores de pH iguais a 8, 9 e 10. Como resultados, remoções de 90,6% de fosfatos e 29% de amônio foram obtidas.

5.8 Sólidos Suspensos Totais

Na Figura 18 apresenta os valores dos Sólidos Suspensos Totais e as doses aplicadas no processo de ozonização.

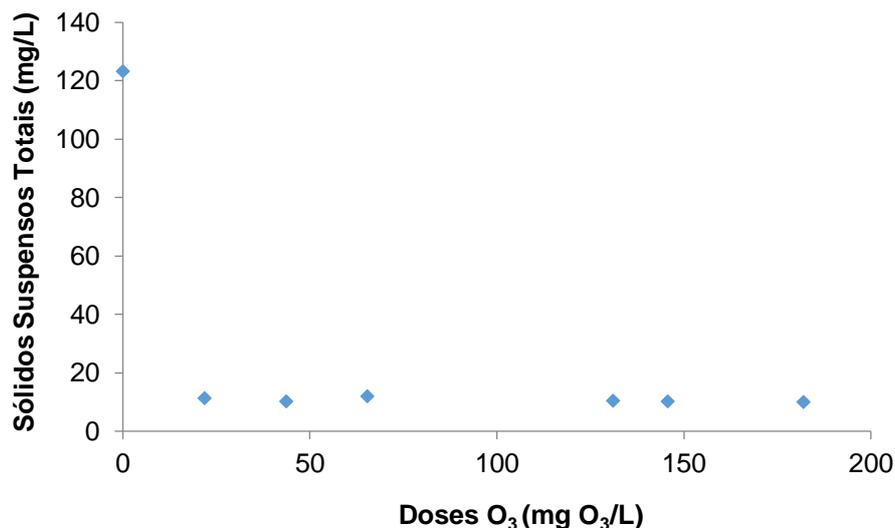


Figura 18 – Concentração de SST e doses de ozônio aplicadas.

A ozonização reduziu a concentração dos SST, utilizando a dosagem de 87,6mg O₃/L ocorreu uma redução de 123,46mg/L para 11,35mg/L. Bassani (2010), ao tratar lixiviado bruto com SST iniciais de 55mg/L reduziu para 32,67mg/L, com uma dose aplicada de 2,9mg de O₃.

A Figura 19 apresenta as eficiências de remoção do parâmetro SST de acordo com as doses aplicadas.

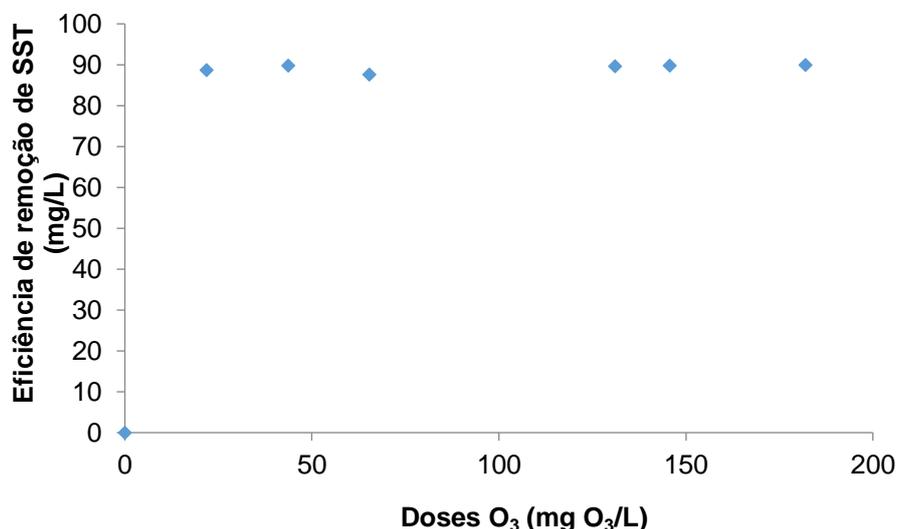


Figura 19 – Eficiência de remoção de SST em função da dose de ozônio aplicada.

A eficiência de remoção foi significativa logo na primeira dose de O₃, já atingindo um percentual de remoção de 88,73%, as demais doses apresentaram valores semelhantes de remoção apresentando um aumento muito pequeno nos percentuais. Os resultados encontrados neste trabalho corroboram com o estudo

de Scandelai (2018) que utilizou a ozonização combinada com água supercrítica, aplicando 1,0g O₃ no tempo de 30 minutos e após submetendo o efluente a 600°C e uma pressão de 23Mpa. O valor de SST no efluente bruto foi de 158mg/L, após o tratamento reduziu para 10 mg/L, obtendo uma remoção de 93,7%.

5.9 Fitotoxicidade

Na avaliação de fitotoxicidade que foram realizados com as sementes de pepino (*Cucumis sativus*) e alface (*Lactuca sativa*), avaliou-se o efeito da toxicidade do lixiviado bruto e após os ensaios com ozonização. Foram preparadas as placas de controle com água destilada, com o objetivo de obter o índice de germinação, sendo esse a 100% de germinação. A tabela 7 apresenta o número de sementes germinadas e a média das leituras das placas.

Tabela 7– Valores das leituras nas placas de controle

Amostra	Número de sementes germinadas (G)	Média das Leituras (Lm)
Pepino	10	30,43 ± 12,10
Pepino	10	36,49 ± 12,37
Pepino	10	36,55 ± 10,90
Alface	16	10 ± 4,35
Alface	16	11,92 ± 3,54
Alface	18	14,30 ± 2,89

Os testes com amostras do efluente bruto e ozonizadas não apresentaram crescimento radicular em nenhuma das doses aplicadas, conforme verifica-se nas Figuras 20 e 21, demonstrando que o processo de ozonização não foi eficiente para diminuir a toxicidade do efluente.

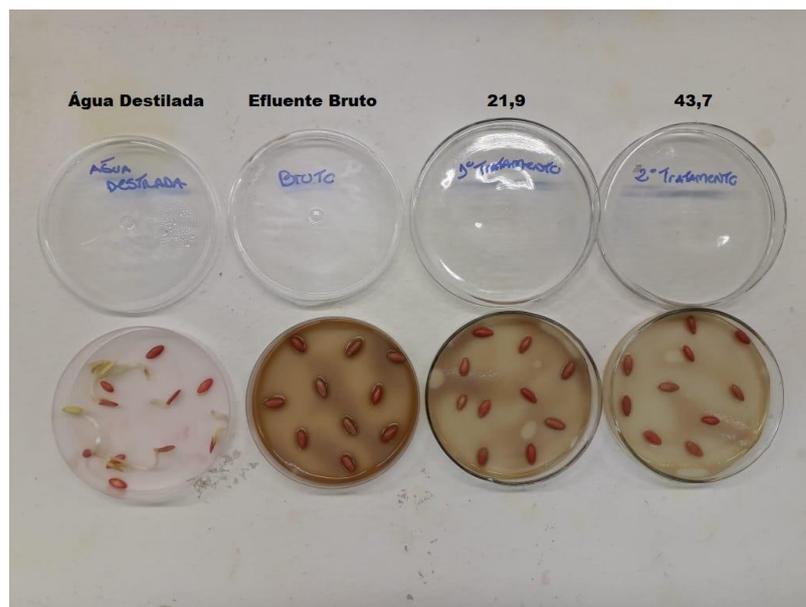


Figura 20 – Placas com controle (água destilada), efluente bruto e ozonizado.

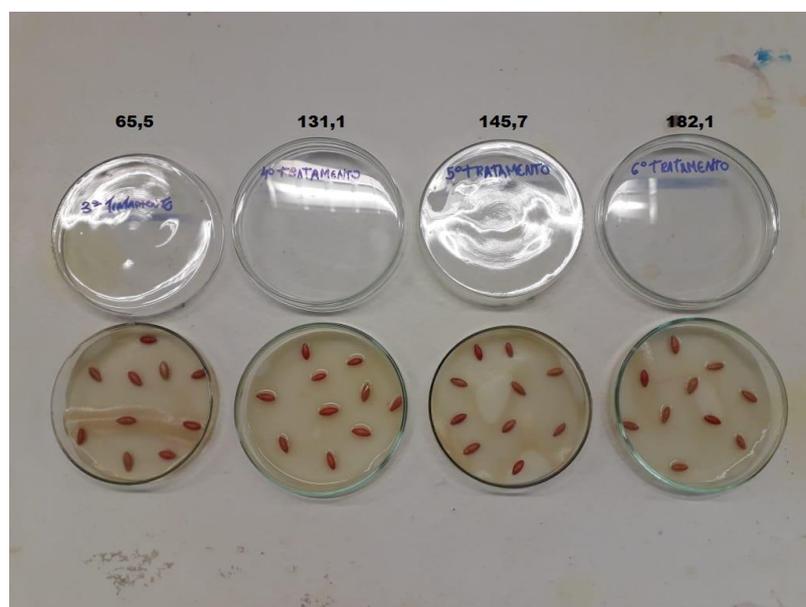


Figura 21 - Placas com amostras de efluente ozonizado.

Récio (2019) também utilizou como bioindicador a alfaca, as sementes foram expostas a ensaios com solução dos lixiviados tratados com ozonização (100%), bruto (100%) e suas diluições (50%). O controle foi feito com água destilada como controle e todas as soluções tiveram o pH estabilizado em 9,0, limite estabelecido em legislação. o substrato usado no presente trabalho apresentou redução na taxa de germinação do bioindicador Além disso, as sementes expostas a 100% da solução tratada ou bruta, independente do

tratamento, apresentaram necrose e oxidação apenas as amostras com efluente diluído apresentaram crescimento radicular.

Resultado semelhante a este trabalho também foi encontrado por Hoss et al. (2019). Os autores não observaram germinação de sementes de alface e pepino em nenhum dos tratamentos aplicados, o que segundo os autores pode significar que as doses de ozônio aplicadas no estudo não foram suficientes para diminuir a toxicidade do efluente

6. CONCLUSÃO

Pode-se concluir que o processo oxidativo avançado através de ozonização apresentou eficiência no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, demonstrando ser uma tecnologia de tratamento muito promissora, tendo em vista que as atuais técnicas de tratamento utilizadas não estão sendo eficientes na remoção dos poluentes.

Ocorreu aumento de pH durante o processo de ozonização, porém as alterações não foram significativas, o pH se manteve básico em todas as doses aplicadas, obtendo valor máximo de 9,25.

Com relação a cor do efluente obteve-se remoção significativa já nas primeiras dosagens de ozônio, comprovando que a remoção de cor através de ozonização ocorre de forma rápida não necessitando que grandes quantidades de ozônio, o percentual máximo de remoção foi de 93,36%.

Os resultados encontrados no parâmetro DBO_5 não apresentaram eficiência de remoção. Ocorreu uma remoção de 27,11% nas primeiras doses, mas após não se obteve remoção e teve aumento da concentração da DBO_5 .

A aplicação de ozônio reduziu em até 45% a DQO do efluente bruto. Observou-se que quanto maior a dose aplicada ocorria aumento da remoção, porém para atingir maiores remoções seria pertinente a utilização de maiores doses de ozônio, pois as dosagens usadas não degradaram toda a matéria orgânica do lixiviado.

A relação DBO_5/DQO inicial do efluente bruto era de 0,08, após os ensaios de ozonização ocorreu aumento da relação atingindo o máximo de 0,20, com isso comprovando o aumento da biodegradabilidade do lixiviado.

O fósforo também foi outro parâmetro que apresentou remoções significativas após a ozonização, atingindo uma remoção máxima de 95,87%, importante destacar que ocorreu uma remoção de 88,45% na primeira dose aplicada.

A ozonização também se mostrou eficiente na remoção da concentração dos sólidos suspensos totais, sendo que logo na primeira dose aplicada já se atingiu uma remoção de 88,73% e na última dose a remoção foi de 90,04%.

Nos ensaios de fitotoxicidade não ocorreu crescimento radicular em nenhuma das doses aplicadas, concluindo que as doses aplicadas não foram capazes de diminuir a toxicidade do lixiviado.

Com base nas eficiências de remoções apresentadas de cada parâmetro analisado, sugere-se que a ozonização seja utilizada como pré tratamento do lixiviado para aumentar a biodegradabilidade do efluente, com isso possibilitando a utilização de outros processos de tratamentos como o biológico.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018-2019*. Disponível em: < <http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/> >. Acesso em: 15 de mar. 2020.

AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review. **Desalination**, v.287, p. 41-54, 2012.

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

AMOR, Carlos et al. Application of advanced oxidation processes for the treatment of recalcitrant agro-industrial wastewater: A review. **Water**, v. 11, n. 2, p. 205, 2019.

ARAÚJO, K. S.; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A. C.; MALPASS, G. R. P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente Água**, Taubaté, vol. 11, n. 2, 2016.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC, USA: APHA, AWWA, WPCF. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8.849**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8.419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

AZIZ, Shuokr Qarani et al. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 12, p. 2608-2614, 2010.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação UV e Ozônio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de Maringá, Maringá, 2010.

BAYRAM, S.C.Y. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados de aterro sanitário, tratamento por nitrificação/desnitrificação biológica e processos físico-químicos**. 2012 Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

BILA, D. M. et al. Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. **Journal of Hazardous Materials**, B117, p.235-242, 2005.

BILA, D. M.; AZEVEDO, E. B.; DEZOTTI, M. Ozonização e processos oxidativos avançados. In: DEZOTTI, M. (Coord.) et al. Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos. Rio de Janeiro: **E-papers**, 2008. cap. 4, p. 243-308, 2008.

Brasil. [Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010]. Política nacional de resíduos sólidos [recurso eletrônico]. – 2. ed. – Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012.73 p. – (Série legislação; n. 81).

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Disponível em <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>. Acesso em: 25 de novembro de 2018.

BRAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies. **Ozone Science & Engineering**, v. 21, p. 1–22, 1999.

BOROLI, J.P.; RIBEIRO, M.A.; ANGIOLLETO, E.; MARTIM.M.; MENANCE, S.; FILHO, F. A. L. Aplicação de ozônio para remoção de manganês em águas de drenagem ácida de Mina na INB/Caldas. **Tecnologia Metal de Materiais de Mineração**, v.13, n.2, p. 136-140, 2016.

CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F. V. F.; CAMMAROTA, M. C. 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.

CASTILHOS Jr, A.B. et al. Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas. In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. **PROSAB 5 - Tema 3**, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140-171.

CASTILHOS, A.B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis, v.15, n.4, p 385-392, 2010.

CAVALCANTI, A. S. **Estudo da aplicação de foto-fenton solar como tratamento de chorume proveniente do aterro sanitário de Cachoeira Paulista – SP**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química na área de Processos Catalíticos e Biocatalíticos) – Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2013.

COSTA, Fábio Moraes da et al. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 107-116, 2015.

CORTEZ, Susana et al. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 182, n. 1-3, p. 730-734, 2010.

CHAN G.Y. S., CHU L.M. and WONG M.H. Effect of leachate recirculation on biogás production from landfill codisposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediments Environ. **Pollut.**, v.118, p. 393–399, 2002.

CHENG, L. H.; Bi, X. J.; JIANG, T. T.; LIU, C. Q. Effect of Ozone Enhanced Flocculation on the Treatment of Secondary Effluent. **Procedia Environmental Sciences**, V. 10, p. 555 – 560, 2011.

CHRISTENSEN, J. B.; JENSEN, D. L.; GRON, C.; FILIP, Z.; CHRISTENSEN, T. Characterization of dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. **Water Research**, v. 32 , p. 125-135, 1998.

CHEIBUB, A. F.; CAMPOS, J. C; FONSECA, F. V. Removal of COD from a stabilized landfill leach ate by physicochemical and Advanced Oxidative Process. **Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 2014.

DOMÈNECH, X., JARDIM, W. F., LITTER, M. I. Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. In: Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogênea. Cap. 1, Rede CYTED, La Plata, 2001.

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

EHRIG, H. J.; ROBINSON, H. Landfilling: Leachate Treatment. In: CHRISTENSEN, T.H. (Org.). **Solid Waste Technology and Management**. United Kingdom, 2010.

FELICI, E. M.F.; KURODA, E. K.; SILVA, S. M. C. P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p. 177-184, 2013.

FERRAZ, F. de M. **Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FIEIRA, C. F. B. **Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal do Município de Francisco Beltrão**. 2014. Trabalho de Conclusão

do Curso (Bacharelado Engenharia Ambiental) – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2014.

FIGLIARO, M.; SANTOS, E. P.; SCHMACHTENBERG, N. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. **REGET/UFMS**. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. RS. 2014.

GOI, A.; VERESSININA, Y.; TRAPIDO, M. Combination of ozonation and the Fenton processes for landfill leachate treatment: evaluation of treatment efficiency. *Ozone: Science & Engineering*, v. 31, p, 28-36, 2009.

GOMES, L. P. G.; KOHL, C. A. K; SOUZA, C. L. L.; SOUZA, C. L. L. S; REMPEL, N.; MIRANDA, L. A. S; MORAES, C. A. M. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.3, p. 449-462, 2015.

GOMES, L. P.; SCHOENELL, E. K. Aplicação de ozônio e de ozônio + peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.1, p.113-124, 2018.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socio ambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e saúde coletiva**, vol. 17, n.6, p. 1503- 1510, 2012.

HOSS, Louise et al. Efeitos do processo de ozonização no tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de análise de cor, pH e fitotoxicidade. In: **Anais do 5º Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis**, 2 e 3 de dezembro de 2019, Porto Alegre, Brasil. p. 868-874.

KAWAHIGASHI, Flávia et al. Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 19, n. 3, p. 235-244, 2014.

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

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

KUNZ, A.; PERALTA, P.; MORAES, S. G.; DURAN, N. Novas tendências para o tratamento de Efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, p. 78-82, 2002.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 297 - 336, 2002.

JARDIM, W. F., Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos. **Caderno Temático**. Volume 01. 2004. 11 f. Universidade Estadual de Campinas. UNICAMP. Campinas. SP. 2004.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: **ABES**, 2009, p. 27-59.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume**. 2002. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

MACHADO, A.; CONCEIÇÃO, A.R. Programa estatístico WinStat sistema de análise estatística para Windows. Versão 2.0. Pelotas: UFPEL, 2002.

MALER, C. L. **Aplicação de processo de fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

MOMENTI, T.J. **Processo anaeróbio conjugado com Processos Oxidativos Avançados (POA) no tratamento dos efluentes do processo industrial de branqueamento da polpa celulósica**. 2006. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Caderno Saúde Coletiva Rio de Janeiro**, v 19, p. 11-9, 2011.

MARAÑÓN, E. et al. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. **Journal of hazardous materials**, v. 156, n. 1-3, p. 538-544, 2008.

MARTINS, C. L. M.; CASTILHOS, A. B.; COSTA, J. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.4, p. 401-410, 2010.

MORAVIA, W. G.; LANGE, M. L.; AMARAL, C. S. Avaliação da microfiltração para remoção do lodo gerado no processo oxidativo avançado empregando o reagente de Fenton no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.4, p.279-386, 2011.

NAKAMURA, C. Y. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento do lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

NASCIMENTO, L. O. **Avaliação do processo de coagulação – floculação de lixiviado de aterro sanitário pré- tratado biologicamente utilizando quitosana e sulfato de alumínio com coagulantes**. 2013. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, 2013.

PASQUALINI, L. N. **Estudo da oxidação de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário por meio de tratamento com ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PELINSON, N.S. **Estudo de tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário submetido à eletrooxidação como pré-tratamento a um sistema de lodos ativados operado em batelada**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2013.

PERTILI, C. **Avaliação de processos de separação por membranas como alternativas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

PREETHI, V; KALYANI; K. S. P; IYAPPAN, K; SRINIVASAKANNAN, C; BALASUBRAMANIAN, N; VEDARAMAN, N. Ozonation of tannery effluent for removal of cod and color. **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, p.150–154, 2009.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical Review and summary of leachate and gas production from landfills. **Washington**, DC, 1985.

QUADRO et al. **Manual de análises de águas e efluentes**. Pelotas: Editora UFPEL, 2016.

RAFIZUL, I.M.; ALAMGIR, M. Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied. **Waste Management**, V.32, p.2080-2095, 2012.

RAMIREZ, I.M.; VELÁSQUEZ, M. T. O. Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation–ozonation coupling processes. **Water Research**, V.38, p. 2359-2367, 2004.

RAKNESS, Kerwin et al. Guideline for measurement of ozone concentration in the process gas from an ozone generator. 1996. **Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association**. v.18.1996, p. 209-229.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.19, n.3, p.301-313, 2014.

REIS, B. G. **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**. 2014. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recurso Hídrico) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

RÉCIO, V. L. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo de ozonização**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2019.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA. **Resolução nº 355, de 13 de julho de 2017**. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=346397>>. Acesso em: 25 de novembro de 2018.

RIVAS, F. Javier et al. Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation+ chemical oxidation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 116, n. 1-2, p. 95-102, 2004.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-Tratamento de Chorume com os Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SÁ, L. F.; JUCÁ, F. T.; SOBRINHO, M. A. M. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente & Água**, v.07, n.1, p. 204-217, 2012.

SANTOS, P. K. **Degradação do corante têxtil vermelho GRLX 220 com ozônio gerado eletroquimicamente**. 2010. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

SANTOS, F. V. L. V.; BARCELLOS, O. I.; PICOLLI, H. H. Pre-alvejamento de materiais têxteis com ozônio e avaliação de suas propriedades de superfície, físicas e tintoriais. **Revista matéria**, v.22, n.1, 2017.

SCANDELAI, Ana Paula Jambers et al. Tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR por processos de ozonização e combinação catalítica com óxidos metálicos (O_3/TiO_2 e O_3/ZnO). **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 6565-6572, 2015.

SCANDELAI, Ana Paula Jambers et al. Combined processes of ozonation and supercritical water oxidation for landfill leachate degradation. **Waste Management**, v. 77, p. 466-476, 2018.

SEEWALD, M. M. **Avaliação da remoção de cor e desinfecção de lixiviados de aterro sanitário utilizando ozônio e peróxido de hidrogênio**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2013.

SILVA, A.C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, M. R. A. **Influência de complexantes de ferro na degradação de compostos orgânicos por processo foto-Fenton/solar**. 2007. Tese (Doutorado em Química). Universidade Estadual Paulista, 2007.

SILVA, F. M. S. **Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do aterro da Muribeca-PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

DA SILVA, Fernanda Barbosa. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários**. 2009. Dissertação de Mestrado, Escola Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 117 p.

SOARES, R.P. **Caracterização geoquímica dos solos lateríticos da área do sítio de disposição final de resíduos sólidos urbanos de Londrina, PR**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, PR, 2006.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviados de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUZA, G. **Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários: estudo em piloto experimental**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SCHONS, A. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando ozônio**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2017.

TEIXEIRA, C. P. A. B.; JARDIM, W. F. (2004). Processos Oxidativos Avançados – Conceitos teóricos. **Caderno Temático**, V.3, 2004.

TELLES, C. A. S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

TIZAOUI, C.; BOUSELMI, L.; MANSOURI, L.; GHRABI, A.; Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. **Journal of Harzardous materials**, n. 140, p. 316-324, 2007.

UNEP – United Nations Environment Programme. Economic valuation of wastewater - the cost of action and the cost of no action. Nairobi, 2015.

WANG, F.; EL-DIN, M. G.; SMITH, D. W. Oxidation of aged raw landfill leachate with O³ only and O³/H²O² treatment efficiency and molecular size distribution analysis. **Ozone: Science And Engineering**, v. 26, p.287-298, 2004.

WEBLER, M, MAHLER, D. A, DEZOTTI, M. Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, *air stripping*, ozonização e lodo ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.5 , p. 901-911, 2018.

XAVIER, L. D.; CAMMAROTA, M. C.; YOKOYAMA, L.; VOLSCHAN Jr., I. Study of the recovery of phosphorus from struvite precipitation in supernatant line from anaerobic digesters of sludge. **Water Science and Technology**, In Press, 2014.

ZUCCONI, F. et al. Biological evaluation of compost maturity. **Biocycle**, 1981.

WU, Jerry J. et al. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. **Chemosphere**, v. 54, n. 7, p. 997-1003, 2004.

