

JANAINA DE MELO FRANCO DOMINGOS

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO, CAVITAÇÃO
ASSOCIADA À OZONIZAÇÃO E POLIMENTO COM CARVÃO
ATIVADO**

Sorocaba

2022

JANAINA DE MELO FRANCO DOMINGOS

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO, CAVITAÇÃO
ASSOCIADA À OZONIZAÇÃO E POLIMENTO COM CARVÃO
ATIVADO**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. André Henrique Rosa
Coorientador: Prof. Dr. José Roberto
Guimarães

Sorocaba
2022

D671t

Domingos, Janaina de Melo Franco

Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando coagulação/floculação, cavitação associada a ozonização e polimento com carvão ativado / Janaina de Melo Franco Domingos. -- Sorocaba, 2022
73 f.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientador: André Henrique Rosa

Coorientador: José Roberto Guimarães

1. Lixiviado. 2. Aterro Sanitário. 3. Processos Oxidativos Avançados. 4. Coagulação/floculação. 5. Cavitação Hidrodinâmica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

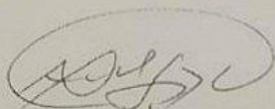
TÍTULO DA TESE: TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO
COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO, CAVITAÇÃO ASSOCIADA À OZONIZAÇÃO E
POLIMENTO COM CARVÃO ATIVADO

AUTORA: JANAINA DE MELO FRANCO DOMINGOS

ORIENTADOR: ANDRÉ HENRIQUE ROSA

COORIENTADOR: JOSÉ ROBERTO GUIMARÃES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIAS
AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. ANDRÉ HENRIQUE ROSA (Participação Virtual) – Assina em nome dos demais membros da Banca
Departamento Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia Campus de Sorocaba Unesp

Prof^ª. Dr^ª. MILENA GUEDES MANIERO FERREIRA (Participação Virtual)
Faculdade de Química / Pontifícia Universidade Católica de Campinas - PUC-Campinas

Prof. Dr. JULIO CÉSAR BELTRAME BENATTI (Participação Virtual)
Faculdade de Ciências Exatas e Tecnológicas / Universidade do Estado de Mato Grosso

Prof. Dr. LEANDRO CARDOSO DE MORAIS (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - Instituto de Ciência e Tecnologia - Câmpus de Sorocaba

Prof. Dr. THIAGO DE ALENCAR NEVES (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Sorocaba, 18 de fevereiro de 2022

*Aos meus pais, **Fátima Aparecida de Melo Franco** (em memória) e **Jair Cangussu Franco** (em memória), por me transmitirem o amor e apoio espiritual em todo momento desta tese.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pela saúde em toda a caminhada nessa fase tão importante em minha vida.

Ao meu esposo Danilo Mazetto Domingos pelo amor, carinho e companheirismo.

Ao meu irmão Cassiano de Melo Franco, cunhada Alessandra Helena Dias Franco e meus sobrinhos, pela força, amor e cuidado sempre.

Aos meus avós, tios e familiares, que contribuíram com orações e apoio na concretização deste sonho.

Aos meus sogros Terezinha Mazetto Domingos e Madson Domingos por me apoiarem em todo o tempo.

À toda equipe do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais: Instituto de Ciência e Tecnologia da Unesp, Campus de Sorocaba, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Unicamp e Diretoria de Limpeza Pública de Campinas, por todo auxílio durante a realização deste doutorado.

Ao Orientador Dr. André Henrique Rosa, pela contribuição técnica, subsídio material, amorosidade e cuidado em todo o processo da pesquisa.

Ao Coorientador Dr. José Roberto Guimarães pela amizade, pedaladas de bike e cuidado de pai em todo o processo do até o encerramento deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Thiago Alencar, Dr. Djalma Maia e Prof. Dr. Oswaldo Alves (em memória) pelo auxílio em toda a etapa do delineamento experimental, dosagens, testes e doação material para concretização deste trabalho.

À Prof^ª Dr^ª Valquíria de Campos, pelas valiosas contribuições nas aulas, amorosidade, conselhos, doação material, auxílio no exame de qualificação até a conclusão.

Ao Instituto Granado de Tecnologia da Poliacrilonitrila - IGTPAN e a seu presidente, M^º Nilton Pereira Alves Granado, pelo suporte material de coagulante no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Labsan Unicamp na pessoa do Fernando, Daniel e Tiago, pelo apoio nos ensaios experimentais.

protót A minha amiga de estradas e disciplinas: Rosane Maria Kaspary pela companhia e troca de experiências durante as aulas.

Ao meu amigo de laboratório Wilson Venâncio pela amizade, risadas e companhia diária.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste doutorado.

DOMINGOS, J. M. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando coagulação/floculação, cavitação associada a ozonização e polimento com carvão ativado**. 2022. 73 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba – ICT, UNESP – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2022.

RESUMO

A utilização de processos oxidativos avançados em tratamento de lixiviados de aterro sanitário vem recebendo grande destaque, principalmente quando utilizados associados à coagulação e floculação. O presente trabalho teve como objetivo construir um protótipo e avaliar os processos de coagulação/floculação associados aos processos oxidativos e polimento com carvão ativado na tratabilidade do lixiviado estabilizado em Campinas-SP. O tratamento denominado completo foi a combinação de coagulação e floculação, cavitação hidrodinâmica e ozonização e polimento com carvão ativado (CM/O₁/O₂/CA). Foi avaliada a variação do pH para os quatro coagulantes (FeCl₃, AlCl₃, PGα21Ca e Al₂(SO₄)₃) fixando a dosagem em 1g L⁻¹ em ensaio de *Jar test*, avaliação da tratabilidade do lixiviado *in natura* e teste de 1-6 h por cavitação hidrodinâmica e ozonização e a partir dos resultados, realizou o tratamento em um reator em inox (5 L) e geração máxima de O₃ 1,83gO₃ h⁻¹. Os melhores resultados para o *Jar test* possibilitou a escolha do pH ótimo para cada coagulante utilizado: FeCl₃ em pH 5, AlCl₃ em pH 5, PGα21Ca em pH 4 e Al₂(SO₄)₃ em pH 5. A tratabilidade do lixiviado em reator no tempo de 1-6 h auxiliaram na tomada de decisão para o tratamento em 2 h devido a proximidade nas reduções de DQO entre 30,8% (2 h) e 36,7% (3 h). Para o tratamento denominado completo utilizando os quatro coagulantes individualmente e finalizando com polimento em carvão ativado pode-se concluir que para a remoção de DQO o PGα21Ca com 87,4%; AlCl₃ com 85,8%; Al₂(SO₄)₃ com 83,3% e FeCl₃ com 81,7%. De forma geral, todos os coagulantes apresentaram reduções expressivas também nos valores dos parâmetros cor e turbidez. Os resultados obtidos foram inovadores e podem auxiliar em projetos de sistemas de tratamento de lixiviado de aterros sanitários, bem como em efluentes de origem urbana e/ou industrial.

Palavras chaves: lixiviado, aterro sanitário, cavitação hidrodinâmica, ozonização, coagulação e floculação.

DOMINGOS, J. M. F. **Treatment of landfill leachate using coagulation/flocculation, cavitation associated with ozonation and active carbon polishing.** 2022. 73 p. Thesis (Doctorate in Environmental Sciences) - Sorocaba Institute of Science and Technology - ICT, UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2022.

ABSTRACT

The use of advanced oxidative processes in the treatment of landfill leachate has been receiving great attention, especially when used in association with coagulation and flocculation. The present work aimed to build a prototype and evaluate the coagulation/flocculation processes associated with oxidative processes and activated carbon polishing in the treatability of stabilized leachate in Campinas-SP. The so-called complete treatment was the combination of coagulation and flocculation, hydrodynamic cavitation and ozonation and polishing with activated carbon (CM/O₁/O₂/CA). The pH variation for the four coagulants (FeCl₃, AlCl₃, PGα21Ca and Al₂(SO₄)₃) was evaluated, fixing the dosage at 1g L⁻¹ in a Jar test, evaluating the treatability of the leachate in natura and a test of 1-6 h by hydrodynamic cavitation and ozonation and from the results, the treatment was carried out in a stainless steel reactor (5 L) and maximum O₃ generation 1.83gO₃ h⁻¹. The best results for the Jar test made it possible to choose the optimal pH for each coagulant used: FeCl₃ at pH 5, AlCl₃ at pH 5, PGα21Ca at pH 4 and Al₂(SO₄)₃ at pH 5. The treatability of the leachate in a reactor over time of 1-6 h helped in decision making for treatment at 2 h due to the proximity in COD reductions of between 30.8% (2 h) and 36.7% (3 h). For the so-called complete treatment using the four coagulants individually and finishing with activated charcoal polishing, it can be concluded that for the COD removal, PGα21Ca with 87.4%; AlCl₃ with 85.8%; Al₂(SO₄)₃ with 83.3% and FeCl₃ with 81.7%. In general, all coagulants also showed significant reductions in the values of color and turbidity parameters. The results obtained were innovative and can help in projects of leachate treatment systems from sanitary landfills, as well as effluents of urban and/or industrial origin.

Keywords: leachate, landfill, hydrodynamic cavitation and ozonation, coagulation/flocculation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Representação simplificada de forma inadequada de disposição de resíduos sólidos ou a céu aberto (lixão).....	20
Figura 3.2 – Representação simplificada de aterro controlado	20
Figura 3.3 - Representação simplificada de funcionamento de aterro sanitário.....	21
Figura 3.4 - Localização do aterro sanitário de Campinas-SP	25
Figura 3.5 - Série de medidas mensais de geração de lixiviado (m^3) entre 2017-2021	26
Figura 3.6 - Mecanismo de reação direta e indireta do ozônio com a matéria orgânica em meio aquoso (MO-matéria orgânica; MO_{ox} -matéria orgânica oxidada)	32
Figura 1.7 - Formação do jato cavitante em placa de orifício	33
Figura 1.8 - Representação esquemática do processo combinado de ozonização e cavitação hidrodinâmica	34
Figura 1.9 - Estudos com POA e presente estudo	36
Figura 4.1 - Fluxograma das etapas do sistema de tratamento proposto no estudo.....	37
Figura 4.2 - a) poço de bombeamento, b) tanque de armazenamento de lixiviado e c) bombona (20 L) de coleta para a pesquisa	38
Figura 4.3 - a) Experimento com <i>Jar test</i> em diferentes pH e b) amostras coletadas para análises coagulante sulfato de alumínio.....	40
Figura 4.4 - a) Frasco de 20 L. e b) rotor de mistura de 1000rpm.....	42
Figura 4.5 - Protótipo de tratamento combinado, imagem 3D	43
Figura 4.6 - a) reator e bomba para cavitação e b) ozonizador acoplado ao reator	43
Figura 4.7 - Aparato técnico para quantificação de ozônio.....	44
Figura 1.1 – Remoção de cor, turbidez e DQO do lixiviado.....	48
Figura 5.2 - Remoção de cor e DQO em relação ao pH dos coagulantes	50
Figura 1.3 - Remoção de cor e DQO quando aplicado tratamento completo para cada um dos coagulante.....	52
Figura 1.4 - Variação do cor do lixiviado após a aplicação dos vários processos quando utilizado o coagulante $Al_2(SO_4)_3$	55

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Classificação dos Resíduos conforme a NBR 1004/2004	18
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Características do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário brasileiros	23
Tabela 3.2 - Origem de íons formados em lixiviados	24
Tabela 3.3 - Sistemas de POA mais utilizados	30
Tabela 4.1 - Resumo de análises físico-químicas e metodologias utilizadas	39
Tabela 1.2 - Condições de mistura em <i>Jar test</i> para coagulantes	40
Tabela 1.1 - Características do lixiviado do aterro Delta A (2018-2021)	46
Tabela 1.2 - Parâmetros avaliados em ensaios físico-químicos	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

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

AIA - Avaliação de Impacto Ambiental

AlCl_3 - Cloreto de Alumínio

CAP - Carvão Ativado em pó

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem

C/F - Coagulação/ Floculação

CH - Cavitação Hidrodinâmica

CHet - Catálise Heterogênea

CNM - Confederação Nacional de Municípios

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

CT - Carbono Total

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DLU - Diretoria de Limpeza Urbana

DRX - Difractometria de Raios

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

FeCl_3 - Cloreto Férrico

LABSAN - Laboratório Multiusuário de Saneamento

LABPRO - Laboratório de Protótipos de Tratamento de Águas e Efluentes

LQES - Laboratório de Química do Estado Sólido

NBR - Norma Brasileira

N-NH₃ - Nitrogênio Amoniacal

O₃ - Ozônio ou ozonização

PMSB - Plano Municipal de Saneamento Básico

POA - Processo Oxidativo Avançado

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

TEM - Microscopia Eletrônica de Transmissão

TGA – Análise Termogravimétrica

TiO₂ - Dióxido de Titânio

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	18
3.2	DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	19
3.2.1	<i>Lixiviado</i>	22
3.2.2	<i>Metais</i>	24
3.3	ATERRO DELTA A	25
3.4	TRATAMENTOS DE LIXIVIADO	27
3.4.1	<i>Processo de coagulação e floculação</i>	27
3.4.2	<i>Processos Oxidativos Avançados (POA)</i>	29
3.4.3	<i>Adsorção via carvão ativado</i>	35
4	MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1	COLETA DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO DELTA A	38
4.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA.....	39
4.2.1	<i>Eficiência de Remoção de cor, turbidez e DQO</i>	39
4.2.2	<i>Experimento com Jar test do lixiviado com coagulantes</i>	40
4.3	SISTEMA DE TRATAMENTO EM PROTÓTIPO	41
4.3.1	<i>Etapa 1: Coagulação e Floculação</i>	41
4.3.2	<i>Etapa 2: Protótipo de Tratamento Combinado</i>	42
4.3.3	<i>Método para medição do Ozônio – Método Iodométrico</i>	44
4.4	ETAPA 3: ADSORÇÃO DE CARVÃO ATIVADO	45
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	46
5.2	TESTES DE TRATABILIDADE DO LIXIVIADO NO PROTÓTIPO	47
5.3	ENSAIO DE <i>JAR TEST</i> PARA AVALIAÇÃO DOS COAGULANTES	49
5.4	TRATAMENTO COMPLETO: COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO; CAVITAÇÃO HIDRODINÂMICA E OZONIZAÇÃO E ADSORÇÃO COM CARVÃO ATIVADO	51
6	CONCLUSÕES	56

7 ESTUDOS POSTERIORES.....	58
7.1 PATENTE DEPOSITADA	58
7.2 ARTIGO PUBLICADO.....	58
REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos urbanos no século XXI é um desafio global para as sociedades desenvolvidas ou em desenvolvimento, um dos maiores problemas está na necessidade de materiais e recursos que implicam em gastos recorrentes de mão-e-obra, veículos compactadores até a construção de aterros sanitários para disposição adequada destes resíduos e manutenção das instalações (EZEUDU et al., 2021).

Segundo Gouveia (1999), a situação vivida pelos municípios densamente urbanizados é a falta de locais apropriados para a disposição de seus resíduos sólidos. Isso se deve à existência de áreas ambientalmente protegidas e aos impactos de vizinhança das áreas de disposição. O autor ainda afirma que na maioria dos aterros sanitários não há tratamento adequado para o lixiviado gerado, o que favorece a contaminação das águas subterrâneas, superficiais e solo.

No processo de degradação dos compostos orgânicos nos aterros sanitários gera-se um líquido escuro com grande potencial poluidor, comumente chamado de lixiviado de aterro sanitário, mas popularmente de chorume, que possui elevada concentração de matéria orgânica, sais e nitrogênio amoniacal, apresentando alta toxicidade aos organismos aquáticos, e, conseqüentemente uma alta recalcitrância aos processos biológicos de tratamento.

O líquido gerado no processo de degradação anaeróbia de resíduos sólidos (lixiviado) de aterro sanitário apresenta alto potencial poluidor. Esse efluente, quando descartado de forma inadequada e sem tratamento pode causar sérios problemas como: toxicidade para a biota existente no solo e organismos aquáticos; redução do oxigênio dissolvido e eutrofização nas águas superficiais (MORAVIA, 2010).

A caracterização dos elementos constituintes do lixiviado pode variar devido à influência da variedade de resíduos sólidos dispostos no interior do aterro (BIDONE, 2007). Com isso, a determinação das características dos lixiviados dos aterros mesmo após o seu encerramento são comumente: sais inorgânicos, metais, compostos xenobióticos e microorganismos (MORELLO et al., 2016).

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) são aqueles que utilizam, principalmente, o radical hidroxil ($\cdot\text{OH}$) para oxidar compostos químicos com potencial poluidor em espécies químicas mais simples, como água, dióxido de carbono (STASINAKIS, 2008), além da própria inativação de microrganismos patogênicos. Um exemplo desses processos é a ozonização em condições especiais de pH, radiação UV ou em conjugação com outros

compostos químicos, que tem atraído grande interesse por apresentar uma série de vantagens como o alto potencial de oxidação de compostos químicos, mesmo a baixas concentrações, via ozônio molecular ou radicais $\cdot\text{OH}$, ou uma combinação dos dois em pH básico, aumentando assim sua eficiência na decomposição da matéria orgânica (VON GUNTEN, 2003; NOGUEIRA e JARDIM, 1998).

A coagulação/floculação é uma tecnologia de tratamento amplamente utilizada em águas superficiais, esgotos sanitários e efluentes industriais. Seus mecanismos de tratamento podem promover a aglomeração de partículas suspensas (microorganismos e algas), incluindo partículas coloidais e substâncias orgânicas dissolvidas (ZHAO et al., 2019; DUAN e GREGORY, 2003).

Levando-se em consideração o problema mundial do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, bem como do lixiviado de aterros sanitários, é muito importante que se estude novas tecnologias para esse fim. Um ponto importante é a necessidade de plantas de tratamentos em estações compactas com processos físicos, químicos e biológicos combinados em um único local, sem a utilização de grandes áreas para armazenamento do efluente e sistema de tratamento. É muito importante o desenvolvimento de sistemas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário mais compactos que possam ser utilizados no próprio local da geração dessa água residuária e que o efluente possa ser lançado na rede de esgoto sem que seja diluído, como é prática habitual. Finalmente, é importante salientar que o lixiviado de aterro tratado seja de baixa toxicidade para não interferir negativamente nas estações de tratamento de esgoto e que esteja dentro dos padrões da legislação sanitária/ambiental vigente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho visou a investigação da combinação de técnicas: coagulação/floculação; cavitação hidrodinâmica; ozonização e polimento com carvão ativado para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário Delta A, Campinas-SP.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos da presente pesquisa foram os seguintes:

- Projetar o sistema operacional de tratamento e suas etapas de tratamento;
- Caracterizar o lixiviado e análise do tratamento afim de viabilizar o lançamento em corpos hídricos dentro de legislações brasileiras específicas vigentes;
- Definir as condições ótimas de coagulação/floculação em termos de dosagem e pH para os coagulantes: cloreto férrico - FeCl_3 , cloreto de alumínio - AlCl_3 , sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ em *Jar test*;
- Definir o tempo ótimo de operação do reator com os processos de cavitação hidrodinâmica e ozonização utilizando o lixiviado bruto;
- Verificar as eficiências de remoção de DQO, cor e turbidez para as combinações nos processos: coagulação/floculação seguidas de ozonização/cavitação hidrodinâmica e finalizando com adsorção com carvão ativado em pó.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos são definidos, segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas como sendo:

Todo resíduo nos estados sólido e semi-sólido que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam, para isso, soluções técnicas e economicamente inviáveis em face a melhor tecnologia disponível (NBR 10004/2004).

A classificação, segundo a NBR 10004/2004, envolve a identificação do processo ou atividade que deu origem aos resíduos, seus constituintes, características e a comparação desses constituintes com listagens (anexos) e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente são conhecidos.

De acordo com essa norma os resíduos são classificados descrito no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 - Classificação dos Resíduos conforme a NBR 1004/2004

Classificação	Descrição
CLASSE I – PERIGOSOS	Aqueles que apresentam riscos a saúde pública e ao meio ambiente ou uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade ou ainda constem nos anexos A ou B da NBR 10004/2004.
CLASSE II – NÃO PERIGOSOS	Os códigos para alguns resíduos dessa classe encontram-se no anexo H da NBR 10004/2004.
Resíduos Classe II A – Não inertes	Resíduos Classe II B – Inertes
Aqueles que podem ter propriedades, tais como: tratabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água e que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B - Inertes.	Quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, conforme a NBR 10007/2004, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água desionizada, a temperatura ambiente, segundo NBR 10006/2004, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme anexo G da NBR 10004/2004.

Além da NBR 10004/2004, existem outras três normas complementares para se avaliar os resíduos sólidos de natureza variável, a seguir:

- **NBR 10005/2004** - Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos: fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos visando diferenciar os resíduos classificados pela NBR 10004/2004 como classe I - perigosos e classe II - não perigosos.

- **NBR 10006/2004** - Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos: fixa os requisitos exigíveis para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados na NBR 10004/2004 como classe II A - não inertes e classe II B – inertes, não se aplicando a resíduos no estado líquido.

- **NBR 10007/2004** - Amostragem de resíduos sólidos: fixa os requisitos exigíveis para amostragem de resíduos sólidos, ou seja, o conjunto de operações que conduzem a obtenção de uma pequena porção realmente representativa da composição média do todo.

3.2 Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

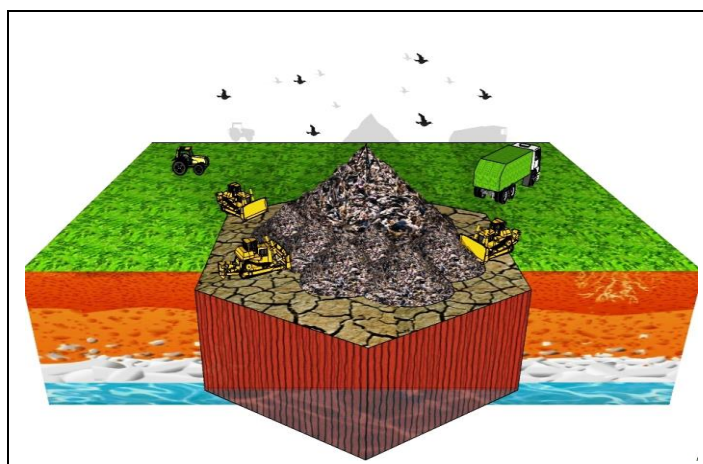
A Constituição Federal de 1988, Cap. VI, Art.225 estabelece que:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, atribuindo ao Poder Público, e também à coletividade, o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988).

A disposição de RSU são realizadas basicamente em três ambientes: lixão, aterro controlado (formas inadequadas de disposição) e aterro sanitário (forma adequada). As realizadas inadequadamente representam um grave passivo ambiental para os municípios, configurando-se como um problema ambiental e de saúde pública, contrariando assim o Art.225 da Legislação Brasileira (FEAM, 2010).

- **Lixão:** a disposição de resíduos sólidos realizada a “céu aberto” ou em lixões, como mostra o esquema na Figura 3.1, é considerada uma forma inadequada, principalmente devido a descarga sobre o solo, sem critérios técnicos e medidas de proteção ambiental ou a saúde pública. Desta forma os resíduos lançados acarretam problemas como proliferação de vetores de doenças (baratas, mosquitos, moscas, ratos), além da geração de odores desagradáveis no seu entorno e contaminação das águas superficiais e subterrâneas pelo lixiviado produzido (SERRA et al., 1998; FEAM, 2006).

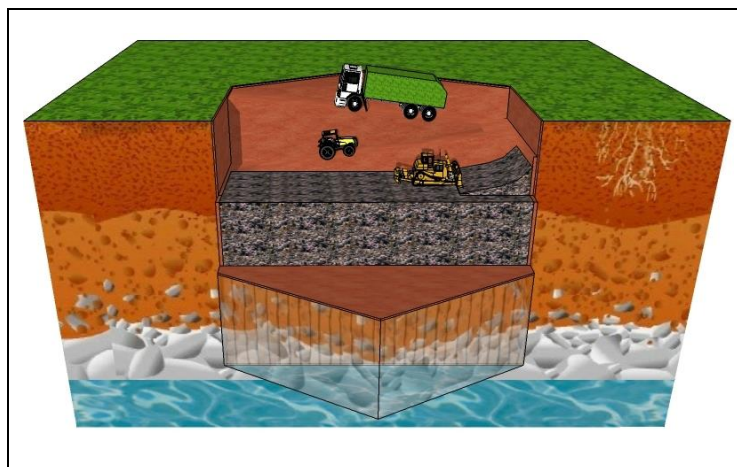
Figura 3.1 – Representação simplificada de forma inadequada de disposição de resíduos sólidos ou a céu aberto (lixão)



Fonte: Autor

- **Aterro Controlado:** é uma variação do lixão; mais se diferencia dele pela cobertura com terra sob a massa de resíduos diariamente, apresentado na Figura 3.1, a mesma reduz os problemas de poluição visual, mas não reduz o impacto no solo. Como não há impermeabilização do local, pode provocar a contaminação das águas superficiais e subterrâneas, além das emissões atmosféricas, não levando em consideração a produção de líquidos e gases (FEAM, 2006).

Figura 3.2 – Representação simplificada de aterro controlado

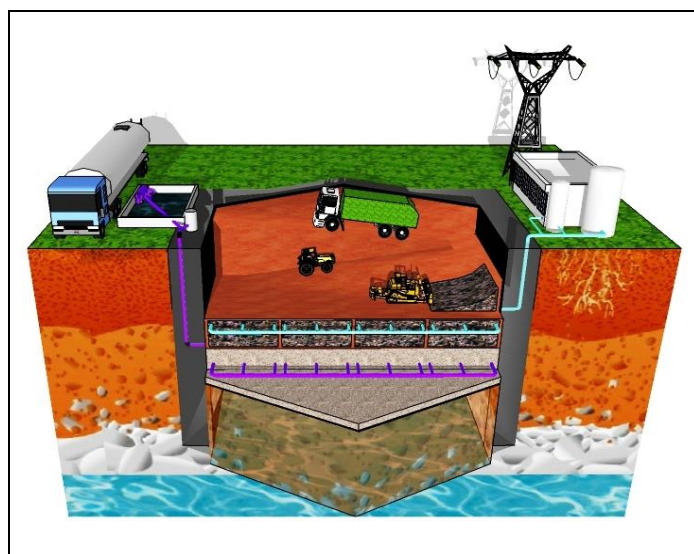


Fonte: Autor

- **Aterro Sanitário:** é um processo de disposição de RSU no solo, sem danos à saúde pública, fundamentado em critérios de engenharia e normas específicas, utilizando-se de instrumentos de medidas de minimização de impactos ambientais como a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), redução de áreas a fim de confinar os RSU ao menor volume

permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho e em intervalos menores se necessário (FEAM, 2010; LIMA, 2003, NBR 8419/1992).

Figura 3.3 – Representação simplificada de funcionamento de aterro sanitário



Fonte: Autor

O aterro sanitário deve contar com os seguintes sistemas de proteção ambiental: impermeabilização de base e laterais; recobrimento diário dos resíduos; cobertura final das plataformas de resíduos; coleta e drenagem de lixiviados; coleta e tratamentos dos gases; drenagem superficial; tratamento de lixiviados; monitoramento ambiental.

A base e as paredes de todas as células do aterro sanitário devem ser revestidas com um material resistente e de permeabilidade muito baixa para minimizar o contato dos resíduos com as águas subterrâneas, o solo e substratos. É possível verificar que a precipitação que ocorre além dos limites do aterro pode contribuir com o volume que percola no interior do mesmo, reduzindo assim a quantidade de líquido a ser tratado. A impermeabilização do leito do aterro deve ser realizada, preferencialmente, com o auxílio de uma manta plástica impedindo que o percolado venha a contaminar o solo e o aquífero freático (PINTO, 2011).

Conforme a Resolução nº. 117/2017 da Secretaria do Estado do Meio Ambiente (SMA), condiciona no Estado de São Paulo ao licenciamento ambiental de aterros municipais, enquanto que a análise e aprovação deverá ser realizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), com procedimentos específicos como a avaliação do impacto ambiental local e sobre a área de influência nas fases prévias, implantação, operação e monitoramento, contemplando o licenciamento também em unidades de transbordo de iniciativas privadas.

A ABRELPE (2018), por meio do Panorama Nacional de Resíduos Sólidos informou que em 2018 o Brasil gerou 79 milhões de toneladas de resíduos, desse montante, 92% foram efetivamente coletados: 59,5% foram destinados para Aterros Sanitários (43,3 milhões de toneladas) e 40,5% foram destinados em locais inadequados, ou seja, 29,5 milhões de toneladas dispostos em lixões (17,5%) ou aterros controlados (23,0%) por 3.001 municípios.

O prazo de extinção das formas inadequadas de disposição final vem sendo prorrogado praticamente todos os anos. Em 2020 foi aprovado o Decreto 10.203/2020 do Poder Executivo, com um novo prazo final para a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB). Essa decisão alterou o Decreto 7.217/2010, sobre o prazo de extinção dos lixões no ano de 2020, estendendo para dezembro de 2022 (CNM, 2020).

3.2.1 Lixiviado

O lixiviado do aterro sanitário é gerado como resultado da percolação da precipitação pluviométrica juntamente aos resíduos (compostos orgânicos e inorgânicos) depositados e formados durante processos de estabilização da matéria orgânica (RENOU et al., 2008). Sabe-se que a composição do lixiviado de aterros é altamente variável e depende de diversos fatores, tais como características de lixo, hidrologia do local, clima, estação, idade do aterro, altura de refugo e umidade (KURNIVAN et al., 2006).

As primeiras publicações científicas sobre lixiviado de aterro sanitário no mundo foram em 1989 relatadas por Robinson e Luo (1991), nelas eram relatadas as condições de tratamento no aterro de Hong Kong na China, além disso, apresentavam as características em relação a idades de aterros.

Quanto a classificação de lixiviados de aterros brasileiros, estes podem se distinguir em idades, como apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário brasileiros

Parâmetros	Idade do Aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
pH	3 - 6	6 - 7	7 - 7,5	7,5
DQO (mg L ⁻¹)	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	< 1.000
DBO (mg L ⁻¹)	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
NTK (mg L ⁻¹)	1.000 - 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
SDT (mg L ⁻¹)	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000	< 1.000
Ferro e magnésio (mg L ⁻¹)	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	< 100
Zinco (mg L ⁻¹)	100 - 200	50 - 100	10 - 50	< 10
Sulfato (mg L ⁻¹)	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	< 50

Fonte: (GOMES, 2009)

Segundo Wang et al. (2003), as características do lixiviado estabilizados são as concentrações de NH³-N (3000 - 5000 mg L⁻¹) bem como uma razão baixa de DBO/DQO (inferior a 0,1).

Urase et al. (1997) afirmam que a presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas complexas (substâncias húmicas) está associada a alta recalcitrância em lixiviados.

Segundo Segato e Silva (2000), no processo de decomposição da matéria orgânica, na forma anaeróbia, em aterros pode ser dividida em em duas fases:

Na primeira fase composta por “fermentação ácida”, os organismos facultativos ou anaeróbios decompõem as substâncias orgânicas iniciais, entre outras, proteínas, graxas e hidratos de carbono em CO₂, H₂ e ácidos graxos menores. Na segunda fase, conhecida como “fermentação metanogênica”, organismos estritamente anaeróbios decompõem os produtos da fermentação ácida e os convertem em CH₄, substâncias húmicas e água. Tais substâncias húmicas são responsáveis pela coloração parda encontrada no lixiviado.

Os aterros sanitários recebem uma mistura de resíduos domésticos e comerciais. Dessa maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos tais como: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH⁴⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃³⁻, metais pesados tais como: Cd²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺ e compostos orgânicos xenobióticos provenientes de resíduos domésticos e químicos em concentrações reduzidas (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros) como mostra a Tabela 3.2 (CHRISTENSEN et al., 1994 apud KJELDSSEN et al., 2002).

Tabela 3.2 - Origem de íons formados em lixiviados

Íons	Origem
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Na^+ , K^+ , Ca^+ , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC e raios-x
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral

Fonte: Adaptado de Bidga (1995); Segato e Silva (2000).

3.2.2 Metais

Os metais potencialmente tóxicos presentes em variados tipos de resíduos dispostos em aterros podem ser citados o cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni), zinco (Zn). São os metais mais estudados em relação a saúde pública, e estão presentes em diversos materiais que são dispostos em aterros sanitários, como lâmpadas, pilhas, baterias, solventes, produtos de limpeza, materiais radiográficos e fotográficos, produtos farmacêuticos, medicamentos vencidos, latarias de alimentos e plásticos descartados (WHO, 2001; ANICETO et al., 2012).

Segundo Linde e Jönsson (2015), tendem a se complexar com a matéria orgânica e a magnitude de suas concentrações nos lixiviados como cádmio ($0,033 \text{ mg L}^{-1}$), zinco ($0,495 \text{ mg L}^{-1}$), chumbo ($0,609 \text{ mg L}^{-1}$) e cromo ($0,029 \text{ mg L}^{-1}$), podem ser influenciadas por fenômenos naturais e por ações antrópicas, como atividades de disposição de resíduos no solo, mineradoras, metalúrgicas, fertilizantes e outros insumos agrícolas.

Estudos relacionados à presença de potencialmente tóxicos em lixiviados e demais passivos ambientais vêm sendo considerados prioritários em relação a saúde pública, pois todas as formas de vida podem ser afetadas direta ou indiretamente por essa problemática. Quando os potencialmente tóxicos apresentam níveis tóxicos como mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd), podem afetar a cadeia trófica, afetando principalmente os animais superiores. Em certos níveis de concentrações de cobre (Cu), níquel (Ni) e cobalto (Co), tais metais são considerados fitotóxicos e relativamente menos tóxico para os animais (CELERE et al., 2007; COSTA, 2005).

3.3 Aterro Delta A

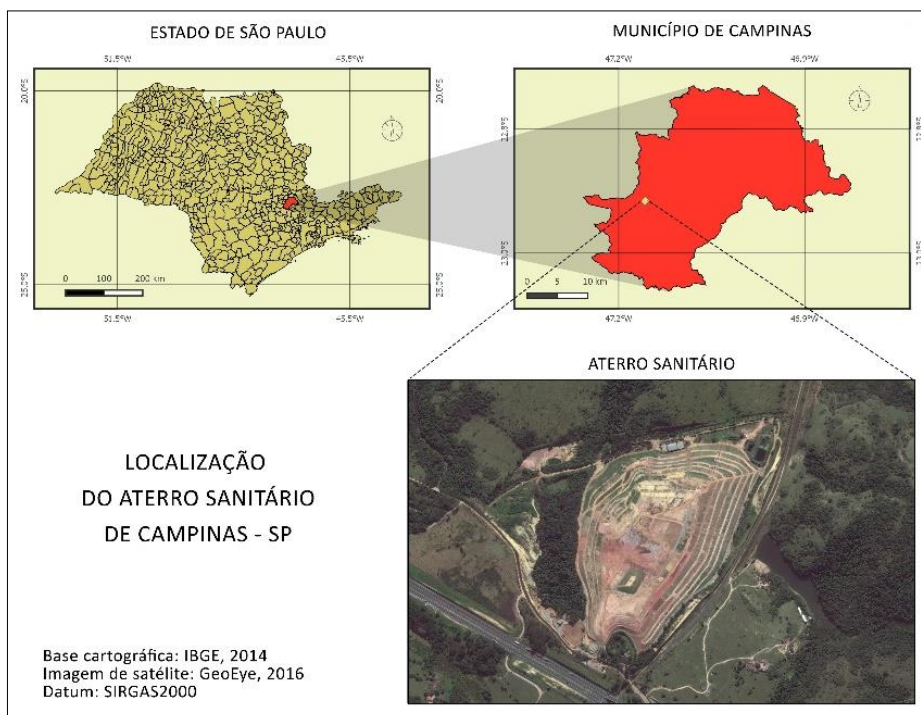
O Aterro Sanitário Delta A em Campinas - SP, iniciou sua operação em caráter emergencial, em setembro de 1992, devido à desativação do Aterro Sanitário do Parque Santa Bárbara (1982-1992). No período anterior ao da utilização do Aterro Sanitário do Parque Santa Bárbara, entre 1972 e 1982, os resíduos domiciliares eram antes descartados a céu aberto em um vazadouro denominado “Lixão da Pirelli” (DLU, 2021).

No ano de 1994 foi criado o Complexo Delta por meio da lei Municipal nº 8.243/1994 que instituía o conceito de Central de Tratamento de Resíduos devidamente protegidos (PMGI, 2012).

O aterro encontra-se fora de operação desde 2014 e está localizado na Estrada Mão Branca, no contorno Estrada do Mão Branca – Caminho Municipal 331 – Bairro Ribeirão; próximo ao entroncamento da Rodovia Bandeirantes com a Avenida John Boyd Dunlop, a 15 km do centro urbano (Figura 3.4).

Possui uma área desativada de aproximadamente 400.000 m², além dessa área, possui uma área de transbordo, na qual, há disposição final de resíduos sólidos de vários bairros do município, sendo levado para o aterro da Estre no município de Paulínia-SP diariamente.

Figura 3.4 - Localização do aterro sanitário de Campinas-SP



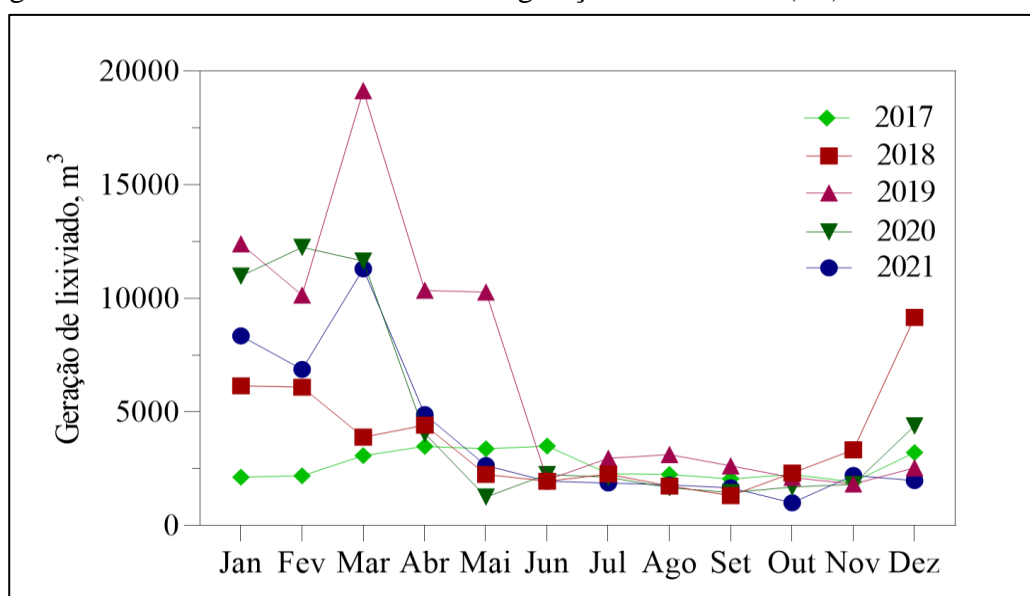
Fonte: Imagem de satélite Geoeye, (2016).

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), órgão estadual que fiscaliza as atividades do aterro Delta, atribuiu 8,2 para o aterro, considerando o Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos (IQR), que varia 0 a 10 pontos. O com um controle de qualidade ambiental das águas subterrâneas e superficiais baseado em 22 poços de monitoramento, dos quais são três os pontos existentes para amostragem de águas superficiais (DLU, 2021).

O aterro esteve em operação por cerca de 22 anos (1992-2014) e após o encerramento de suas atividades a geração de lixiviado de forma geral, se mantém constante ano a ano.

Observa-se na Figura 3.5 os dados do levantamento mensal de geração de lixiviado do Aterro Delta A. São dados disponibilizados pela Diretoria de Limpeza Urbana (DLU), referentes ao período compreendido entre 2017 e 2021.

Figura 3.5 - Série de medidas mensais de geração de lixiviado (m^3) entre 2017-2021



Fonte: DLU, (2021).

Segundo a DLU (2021), o levantamento do volume do lixiviado em todo o complexo Delta, é realizado mensalmente, e todo o efluente gerado é encaminhada para tratamento externo ao aterro, mais especificamente para a Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão da Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A (SANASA). A média mensal de produção de lixiviado foi de $2.268 m^3$ em 2017, $2.820 m^3$ em 2018; $3.040 m^3$ em 2019; $2.193 m^3$ em 2020 e $2.088 m^3$ em 2021. Apesar de alguns picos de geração em alguns meses (Figura 3.5), as médias mensais tem se mantido mais ou menos constante anualmente.

3.4 Tratamentos de Lixiviado

3.4.1 Processo de coagulação e floculação

Segundo a teoria DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek), de forma simplificada os colóides (liofóbicos e magnéticos) aquosos são definidos como partículas insolúveis e dispersas no meio, não apresentando afinidade ao solvente. A partir de um condicionamento dado à superfície dessas partículas, as mesmas se tornam estáveis, considerando as interações interpartículas como forças atrativas (van der Waals) quanto repulsivas (eletrostáticas) e de interação magnética (colóides magnéticos) (MAXIMOVA e DAHL, 2006, SILVA, 2013). Dessa forma é entendida a teoria básica de coagulação de substâncias dissolvidas e coloidais presentes nas águas e diversos tipos de efluentes.

A Floculação ocorre em condições de agitação lenta, é um processo pelo qual as partículas coloidais são dispostas entre si de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico alterando a sua granulometria, quanto maior a disposição entre elas, mais densos os microflocos, sendo removidos após a sedimentação ou filtração (FURLAN, 2008).

De acordo com Libanio (2010), a floculação está ligada a agitação relativamente lenta, enquanto que a coagulação está para a agitação rápida proporcionando o agrupamento de partículas na formação de flocos e diminuindo as partículas suspensas e coloidais.

A coagulação e floculação é uma das técnicas aplicadas afim de obter uma separação sólido-líquido mais eficiente, principalmente em pré-tratamentos de água e efluentes industriais (BOLTO e GREGORY, 2007; VERMA et al, 2012; AHMAD et. al 2006). Além disso, podem ser utilizadas com sucesso no tratamento de lixiviados de aterros sanitários estabilizados e/ou antigos (SILVA et al., 2004).

Vários autores sugerem que os parâmetros mais importantes a serem considerados na coagulação são o pH e a concentração de íons metálicos aplicados (coagulante) como alumínio e FeCl_3 (EL-GOHARY e TAWFIK, 2009; KIM et al., 2003).

Para Verma et al (2012), a coagulação/floculação química envolve vários processos e condições sobre sua eficácia principalmente em caso de efluentes. Os mais utilizados para polimento ou ainda para remover a matéria orgânica não biodegradável são: sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato férrico que são facilmente solúveis em água, porém, o cloreto de polialumínio (PAC), cloreto férrico de polialumínio (CIFPA), sulfato de poliésteres (SP) e cloreto poliférrico (CIPF) podem proporcionar melhor remoção de cor mesmo em baixa temperatura e produzem menor volume de lodo (JIANG e GRAHAM, 1998; AMOKRANE et al., 1997).

Contudo, as desvantagens deste tratamento ao ser realizado unificado é que pode haver um aumento considerável de lodo após a utilização dos coagulantes à base dos íons de alumínio ou ferro na fase líquida (SILVA et al., 2004).

3.4.1.1 Bio-coagulantes

Segundo Sung et al. (2005), os estudos com biopolímeros tem atraído atenção da indústria de biomateriais e também de pesquisadores, tendo em vista a busca pela sustentabilidade na produção de materiais de fácil degradação pela natureza e redução na utilização de produtos químicos, muitas vezes com alto potencial de toxicidade à biota, e principalmente, apresentando efeitos deletérios à saúde humana.

O PG α 21Ca é o nome comercial do ácido poli- γ -glutâmico (PGA) que contém em sua estrutura 14% de ácido poli- γ -glutâmico, estabilizado com compostos minerais, como sulfato de cálcio (CARVAJAL-ZARRABAL et al., 2012; ANDRADE, 2017; CAMPOS et al., 2016).

Obtido a partir de processos fermentativos de bactérias do gênero *Bacillus*, o ácido gama-poliglutâmico (γ -PGA) é caracterizado como biopolímero aniônico biodisponível em água, biodegradável, biocompatível e não tóxico (SUNG et al., 2005; CAMPOS et al., 2019).

O ácido poli-gama-glutâmico é uma poliamida e tem sido utilizado em sistemas de tratamento de água devido à sua alta eficiência como floculante, em águas contendo uma ampla gama de compostos orgânicos e inorgânicos. Ao ser utilizado no processo de coagulação e floculação em estudos no tratamento da água do rio Pinheiros em São Paulo-SP, foram obtidas eficiências de remoção de aproximadamente 100% do fósforo total e 96,95% de cor sem qualquer outro tipo de tratamento posterior (ARPAL, 2004; CAMPOS, 2019).

3.4.1.2 Cloreto de alumínio, cloreto férrico e sulfato de alumínio

O cloreto de alumínio (AlCl_3) é um sólido cristalino, proveniente da reação do cloro com alumínio fundido, substância higroscópica e sua estrutura é geralmente encontrada na forma hexaidratada, $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (DAINTITH, 1976).

Segundo Pavanelli (2001), o cloreto férrico (FeCl_3) é proveniente da reação a quente do ácido clorídrico concentrado com a hematita (minério de ferro) seguido do resfriamento

e filtração. No tratamento de água, o coagulante/floculante cloreto férrico reduz os níveis de turbidez e DBO, além de eliminar fosfatos e boa parte de metais potencialmente tóxico, como mercúrio e chumbo, além de outros compostos, como arsênio, selênio, bário. Dependendo do pH da coagulação, outros mecanismos podem ser citados como o de adsorção/neutralização (DI BERNARDO e MENDES, 1990).

Sendo assim, tanto o cloreto de alumínio (AlCl_3) quanto o cloreto férrico (FeCl_3) são coagulantes utilizados em muitas aplicações industriais, bem como no tratamento de água e esgotos. Já para Verma et al (2012), o sulfato de alumínio é o coagulante mais utilizado em tratamento de efluentes industriais devido a sua disponibilidade, custo-efetividade e bom desempenho.

Em estudo realizado por Li et al. (2019), utilizando o cloreto férrico para remoção de fósforo na água do lago Dianchi na China, foram obtidos resultados que apontavam para uma remoção efetiva de fósforo. A condição ideal do processo foi em pH 11, quando a remoção foi de 16,10%, seguido do pH 3, obtendo-se uma redução efetiva da concentração de fósforo em 9,2%.

3.4.2 Processos Oxidativos Avançados (POA)

Segundo Malley Junior (2008), a aplicação de POA na área ambiental surgiu com os tratamentos de efluentes industriais na década de 1950 para a oxidação de compostos fenólicos e outros produtos orgânicos recalcitrantes. As aplicações em resíduos perigosos iniciou-se no ano de 1980 e cresceu acentuadamente no decorrer dos anos, com especial destaque na descontaminação águas subterrâneas na década de 1990.

Segundo Pisharody (2022), atualmente, os POA podem ser métodos promissores para remover completamente os micropoluentes ou convertê-los em compostos não tóxicos, relatam ainda que estudos com lixiviado de aterro sanitário ainda são limitados como método principal de degradação desses micropoluentes.

Os POA foram definidos como sendo processos que envolvem a geração de espécies transitórias de elevado poder oxidante, dentre as quais se destaca o radical hidroxil ($\bullet\text{OH}$), que possui um alto potencial de redução ($E^\circ = 2,73 \text{ V/SHE}$), capaz de alterar profundamente a estrutura química de compostos orgânicos e inorgânicos, reduzindo-os a substâncias mais simples ou até mineralizando-os (RODRIGUES-SILVA et al., 2014). Este radical apresenta baixa seletividade, possibilitando a transformação de uma gama de contaminantes tóxicos em tempos mínimos (KUNZ e PERALTA-ZAMORA, 2002).

Para Silva (2009), alguns processos oxidativos avançados têm a grande vantagem de não gerarem subprodutos sólidos (lodo) e não haver a transferência de fase do poluente (como adsorção em carvão ativo, por exemplo). Os produtos finais são o gás carbônico e água quando ocorre a total mineralização dos compostos orgânicos.

Os POA podem ser divididos em duas categorias gerais (Tabela 3.3), homogêneos e heterogêneos. Em ambos, os radicais podem ser gerados com ou sem radiação ultravioleta (UV). Nos POA homogêneos os componentes se encontram numa mesma fase enquanto que nos POA heterogêneos os compostos estão em fases diferentes, sendo que ambos podem ou não serem assistidos por radiação ultravioleta. Um dos POA mais utilizados e estudados pela comunidade científica é a fotocatalise heterogênea, onde há a combinação da radiação UV e o semicondutor/fotocatalisador dióxido de titânio (TiO_2) (RIBEIRO, 2015; MALLEY JUNIOR, 2008).

Tabela 3.3 - Sistemas de POA mais utilizados

HOMOGÊNEOS	
Com irradiação	Sem irradiação
O_3/UV	O_3/OH^-
$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$
Ultrasom (US)	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ (Fenton)
$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$ (Foto Fenton)	
HETEROGÊNEOS	
$\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$	Elétro-Fenton
$\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
$\text{ZnO}, \text{TiO}_2, \text{Fe}_2\text{O}_3/\text{UV}$	

Fonte: Nogueira e Jardim (1998) apud Ribeiro (2015); Renou et al., (2007).

Segundo Jelonek e Neczaj (2012), os processos oxidativos avançados promovem a degradação efetiva de poluentes orgânicos, dificilmente biodegradáveis, além da redução significativa de DQO em lixiviados.

Sabe-se que em meios básicos, altos valores de pH, determinadas combinações com oxidantes podem gerar radicais hidroxilas com alto potencial de oxidação, de natureza não seletiva, podendo oxidar compostos rapidamente. Além disso, há a possibilidade da combinação de vários processos com a ozonização, como a ozonização assistida por radiação ultravioleta (O_3/UV), conjugada com a peroxidação ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), junto com ânions hidroxila (O_3/OH^-), que promovem a conversão de compostos moleculares complexos em substâncias mais simples e mais facilmente biodegradáveis (TIZAOUÏ et al., 2007).

3.4.2.1 Ozonização

De acordo com Rubin (2001) o desenvolvimento da química do ozônio iniciou em 1840, quando Schönbein obteve o gás, formado próximo aos eletrodos de máquinas elétricas, Chamado de “ozônio”, que no grego significa “cheiro”, Schönbein descreveu que oxigênio ativo era produzido pelo rompimento da ligação neutra oxigênio-oxigênio gerando o ozônio (O^{\cdot}) e seu isômero elétrico, o antiozônio (O^+), observado na Equação 1.

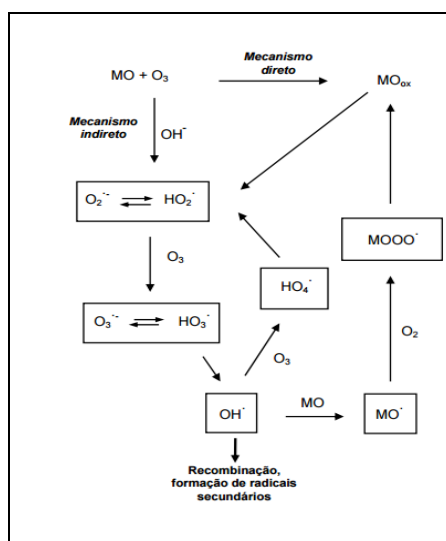


Segundo EPA (1999), o ozônio é gerado a partir das moléculas de O_2 que são dissociadas por meio de uma fonte de energia e passam a se colidir formando um gás instável, O_3 . Utilizado para desinfetar águas residuais, as protótipos de tratamento que geram ozônio utilizam alta tensão de 6 a 20 kV, além disso, o gás é gerado *in loco*, instável e se decompõe em curto período após a geração. Os custos relacionados aos sistemas de desinfecção por ozônio depende do fabricante, local, capacidade da protótipo e as características das águas residuárias a serem tratadas.

Para Gottschalk et al., (2000), sob condições de pH ácido ou neutro, via ozônio molecular (reação direta), embora na prática haja contribuição dos dois mecanismos, o ozônio molecular dissolvido reage com materiais orgânicos, como pode ser observado na Figura 3.6.

- (1) Sob condições de pH ácido ou neutro, via ozônio molecular (reação direta), embora na prática haja contribuição dos dois mecanismos, o ozônio molecular dissolvido reage com materiais orgânicos.
- (2) Em condições de pH alcalino (reação indireta), o ozônio decompõe-se e origina inicialmente radicais hidroxil ($\cdot OH$), os quais reagem rapidamente com a maioria dos compostos orgânicos. Os radicais hidroxil são conhecidos por serem mais reativos e menos seletivos em suas reações que o ozônio molecular.

Figura 3.6 - Mecanismo de reação direta e indireta do ozônio com a matéria orgânica em meio aquoso (MO-matéria orgânica; MO_{ox}-matéria orgânica oxidada)



Fonte: (GOTTSCHALK et al.; 2000).

O ozônio no processo de tratamento em lixiviados pode reagir lentamente com certas substâncias orgânicas, tais como compostos aromáticos ou carboxílicos, já em ácidos, em muitos casos não ocorre sequer a decomposição, devido a estes interferentes tem sido feito combinações nos processos de ozonização com catalisadores e/ou irradiação afim de melhorar a eficiência no processo de oxidação (BELTRAN et al., 2015; WU et al., 2012). Além disso, outras novas tecnologias, físicas também estão sendo estudadas para promover a remoção de diversos tipos de poluentes em lixiviados, como é o caso da cavitação hidrodinâmica.

3.4.2.2 Cavitação hidrodinâmica e ozonização

A cavitação foi relatada inicialmente por Reynolds em 1840 (CAUPIN e HERBERT, 2006). Embora, amplamente compreendida como um fenômeno danoso para bombas hidráulicas, passou a ser inserida no rol das técnicas físicas para tratamentos de águas e efluentes (PASCHOALATO et al., 2008).

Cavitação hidrodinâmica (CH) é a formação, crescimento e colapso de cavidades de vapor induzida por um dispositivo de fluxo restritivo tal como uma bomba, bocal de jato, uma hélice ou placa de orifício (GOGATE e PANDIT, 2000; BALASUNDARAM e HARRISON, 2006). Com o colapso das cavidades, uma determinada bolha pode chegar em temperaturas e pressões extremamente elevadas, conhecidos como "pontos quentes" (do inglês, *hot spots*). A drástica mudança no ambiente provoca micro-jatos de alta velocidade e

geração de radicais livres devido à decomposição de vapor de água, resultando na decomposição dos poluentes.

Para Gogate et al., (2001); Jyoti e Panit (2004) existem três fatores que colocam a CH em posição extremamente favorável ao tratamento de água e efluentes:

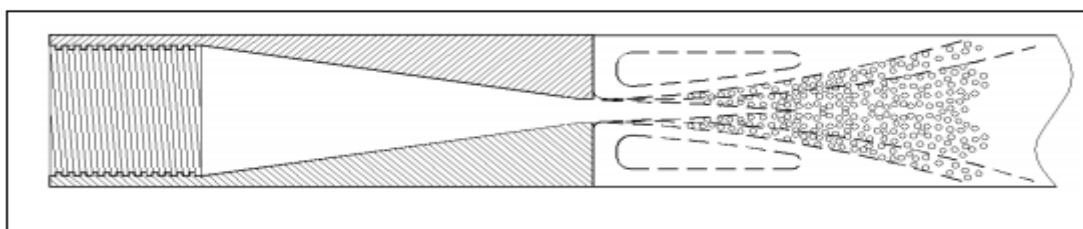
1 - Desintegração celular – estresse mecânico: a ruptura das células dos microrganismos depende do efeito da cavitação no líquido, ocorrendo devido o estresse mecânico das ondas de choque do colapso das cavidades. Este ambiente gera a desintegração dos microrganismos que ocupam a entorno da cavidade;

2 - Temperaturas e pressões elevadas: alta temperatura na periferia das implosões provoca a destruição de microrganismos, o colapso violento das cavidades resulta na geração de temperaturas e de pressões superiores localmente, entretanto, isso ocorre em milhões de posições no ambiente interno do líquido;

3 - Formação de átomos reativos – reação de oxidação: o mesmo colapso permite a formação de átomos reativos de hidrogênio, responsáveis por promoverem reações de oxidação. A cavitação hidrodinâmica ocorre quando um líquido se submete a uma redução dinâmica da pressão devida a restrição de dispositivos tais como: venturi, placas de orifício, etc., ao operar-se sob temperatura constante.

Observa-se na Figura 3.7 a formação do jato cavitante em um tubo de Venturi, o qual pode ser usado em sistemas de tratamento de águas superficiais, subterrâneas, bem como de efluentes contaminados.

Figura 3.7 - Formação do jato cavitante em placa de orifício



Fonte: Assis et al., (2009).

Tullis (1989), exemplificou que o fenômeno para gerar cavitação pode ocorrer por meio de formação de um jato de água submerso de alta velocidade. A velocidade na tubulação de aproximação do orifício é relativamente baixa e a pressão relativamente alta. Ao aproximar-se ao orifício a velocidade aumenta e a pressão diminui. Quando o jato deixa

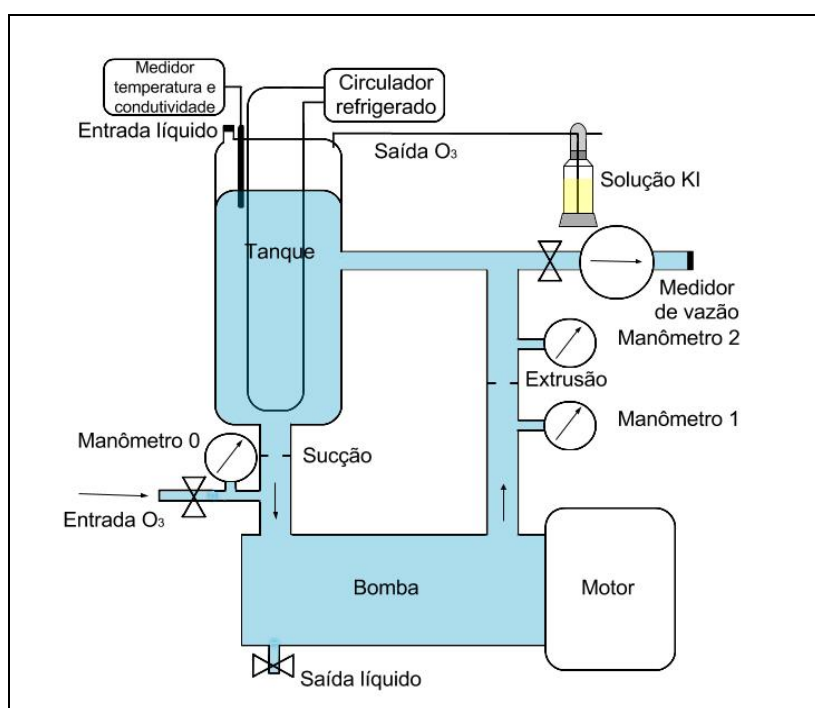
o orifício, uma intensa camada de cisalhamento é criada ao longo da região de separação do jato e a vizinhança, resultando em redemoinhos altamente destrutivos. Para Lohrberg e Stoffel (2001), o jato pode se deslocar com velocidade acima de 100 m s^{-1} , capaz de deformar um material sólido.

Um dos maiores destaques para este processo utilizados em tratamento de águas, relativamente novo, é que o mesmo trata-se de um método não-químico, ou seja, não gera quaisquer compostos tóxicos, o que ocorre para os demais tratamentos, permitindo a possível utilização em larga escala.

A cavitação hidrodinâmica pode ser utilizada em combinação com ozônio para potencializar a eficiência do processo de tratamento do lixiviado. Devido à sua capacidade em criar pontos quentes na combinação, o ozônio pode ser facilmente difundido no poluente reagindo de forma instantânea pela pressão dos orifícios (TECELÕES et al., 1998).

O processo combinado de cavitação com ozônio produz dois radicais $\bullet\text{OH}$ para cada molécula de O_3 e, portanto, pode melhorar significativamente a eficiência de degradação do processo. Neste processo combinado, o carregamento de ozônio depende do tipo e concentração da molécula poluente a ser tratada (He et al., 2007). Na Figura 3.8 é apresentado o esquema de uma configuração em escala laboratorial, usada em processo combinado de ozonização e cavitação hidrodinâmica.

Figura 3.8 - Representação esquemática do processo combinado de ozonização e cavitação hidrodinâmica



Fonte: Adaptado de Wu et al., (2012).

Os reatores utilizados para a cavitação hidrodinâmica são representados por um circuito fechado, onde uma bomba retira a mistura reacional (lixiviado) do reservatório (reator), succionando-o e recalçando para o mesmo reservatório, garantindo o regime permanente. A placa de orifício/venturi é utilizada para provocar a cavitação, reduzindo a pressão para um valor abaixo da pressão de vapor de água. Sabe-se, entretanto, que na saída da bomba a pressão será superior, dificultando a redução da mesma, que só será alcançada usando orifícios pequenos (SANTOS, 2009).

A partir dos estudos analisados, até o presente momento não foram encontrados estudos da combinação de coagulação e floculação, ozonização e cavitação hidrodinâmica e catálise heterogênea para tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

No Apêndice A está apresentada de forma simplificada a utilização de processos oxidativos avançados (POA) em tratamento com lixiviado de aterro sanitário em estudos de 1993-2018.

3.4.3 Adsorção via carvão ativado

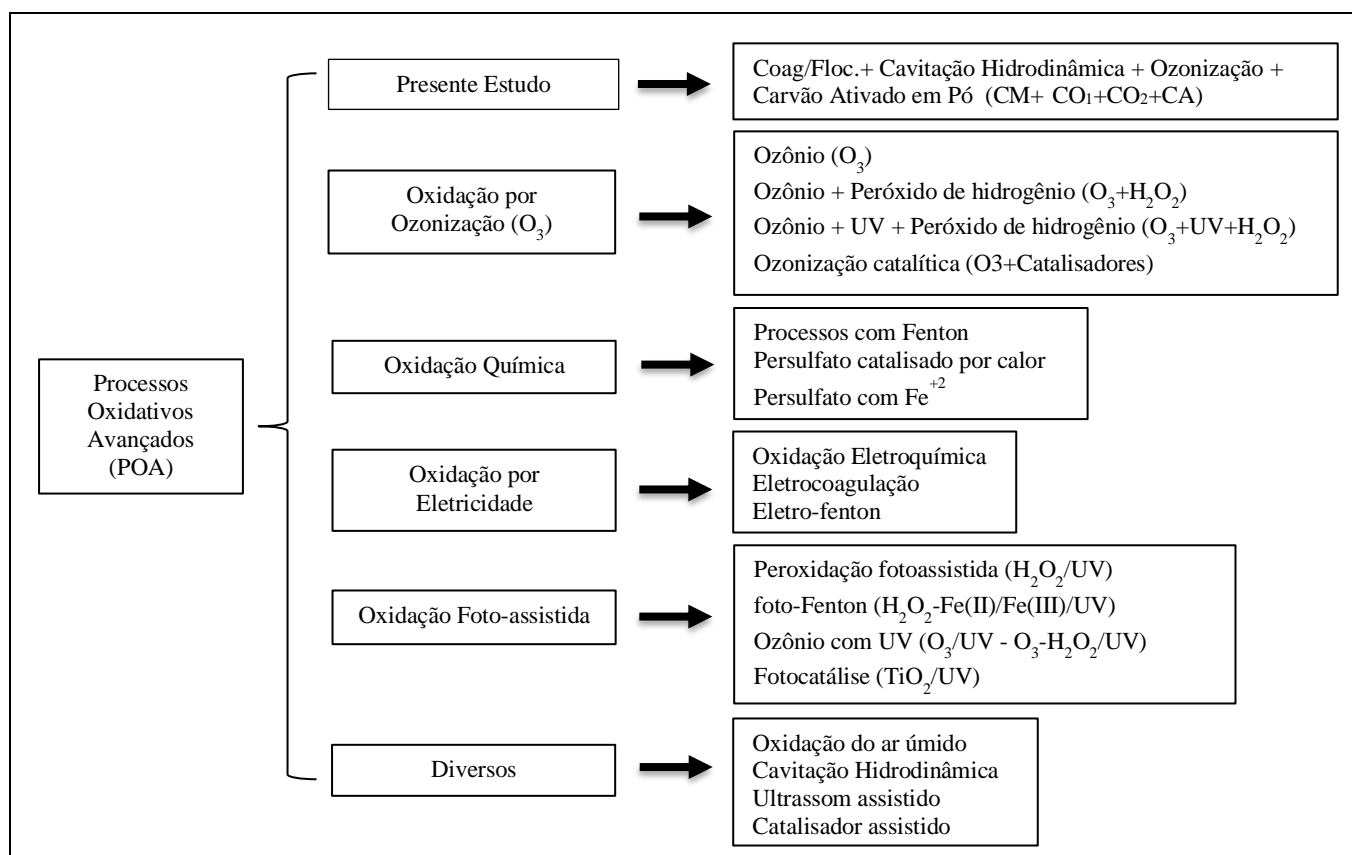
Segundo Calgon Carbon (2019), o carvão ativado (CA) foi criado em 1940 a partir do carvão betuminoso, caracterizado como um material poroso que promove a remoção de compostos orgânicos de líquidos e gases por meio de um processo denominado "adsorção". Na adsorção, moléculas orgânicas contidas em um líquido ou gás são atraídas e ligadas à superfície dos poros do carvão ativado conforme o líquido ou gás entra em contato, também possui as maiores forças de adsorção física, ou o maior volume de porosidade adsorvente.

Proveniente da sintetização de madeiras e vegetais, o carvão ativo apresenta diversas funções, tais como clareador, decolorizador, deodorizador e filtrador. Utilizado também para remoção de metais pesados e pesticidas e sua alta capacidade adsorvente está ligada a propriedades internas em seus poros como a área superficial, volume dos poros e distribuição de tamanhos de poros (FURLAN, 2008; PAIVA e MENEZES, 2003).

O CA é um material muito versátil não apenas como adsorventes, mas também pode ser utilizado como suportes de catalisadores para a remoção de poluentes em fases gasosas ou líquidas e a purificação ou recuperação de produtos químicos (LYMAN, 1987; DERBYSHIRE et al., 2001).

Observa-se na Figura 3.9 os tratamentos por POA encontrados na literatura e o presente estudo.

Figura 3.9 – Estudos com POA e presente estudo



Fonte: adaptado Gautam et al., (2018).

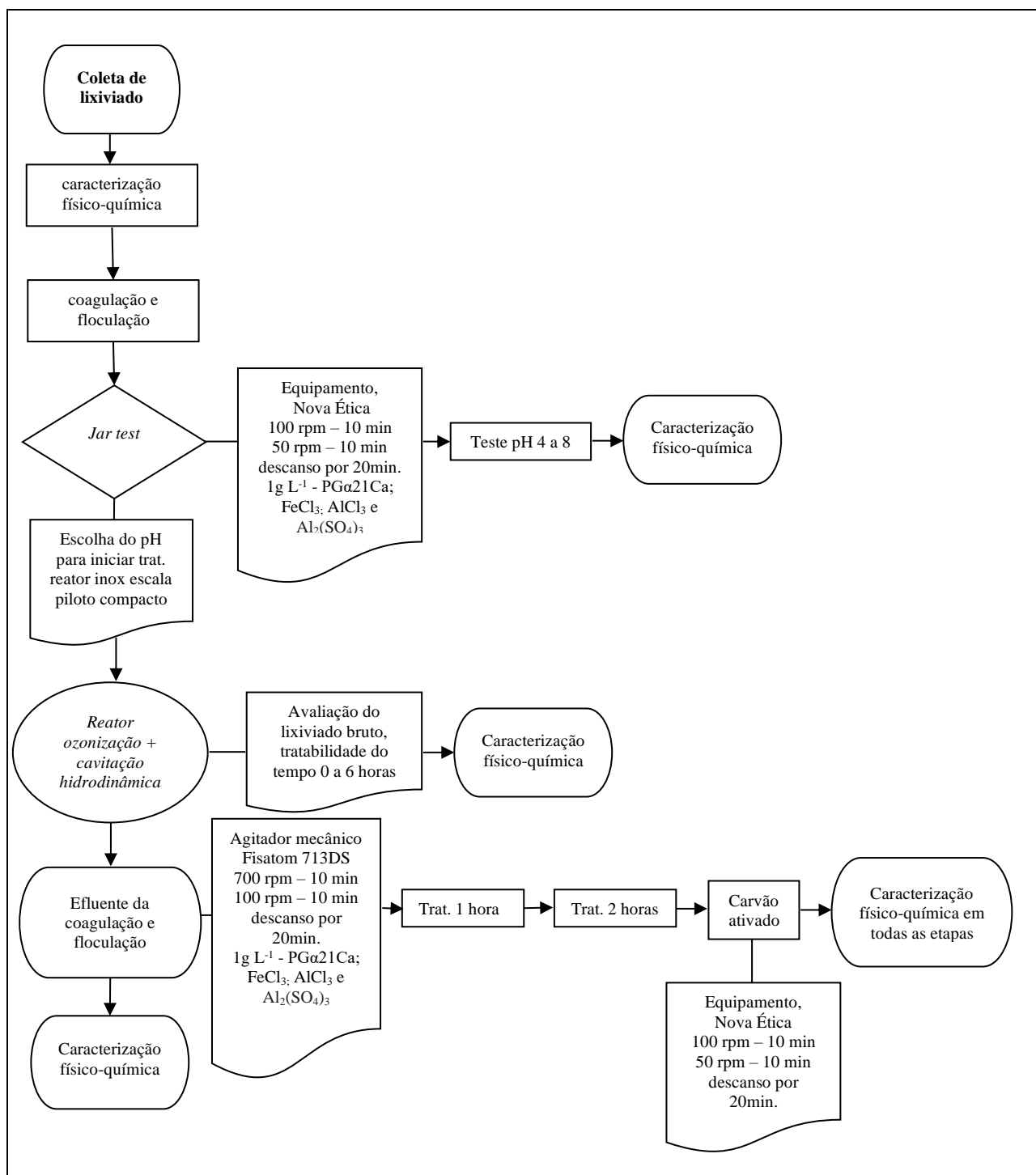
Desta forma, para o uso efetivo e abrangente do POA, o ideal é identificar quais as combinações mais adequadas, entre todos os processo existentes, como os biológicos, os físicos, os químicos e os físico-químicos. Para tanto, dos diversos tipos de tratamento supracitados, a combinação do presente estudo foi:

- Coagulação e floculação + ozonização/cavitação hidrodinâmica + carvão ativado em pó (CM+O₁+O₂+CA), onde CM: coagulação/floculação; O₁:ozonização+cavitação em 1h; O₂: ozonização+cavitação em 2h; CA: polimento com carvão ativado.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia para o desenvolvimento do trabalho foi realizada de acordo com fluxograma apresentado na Figura 4.1.

Figura 4.1 - Fluxograma das etapas do sistema de tratamento proposto no estudo.



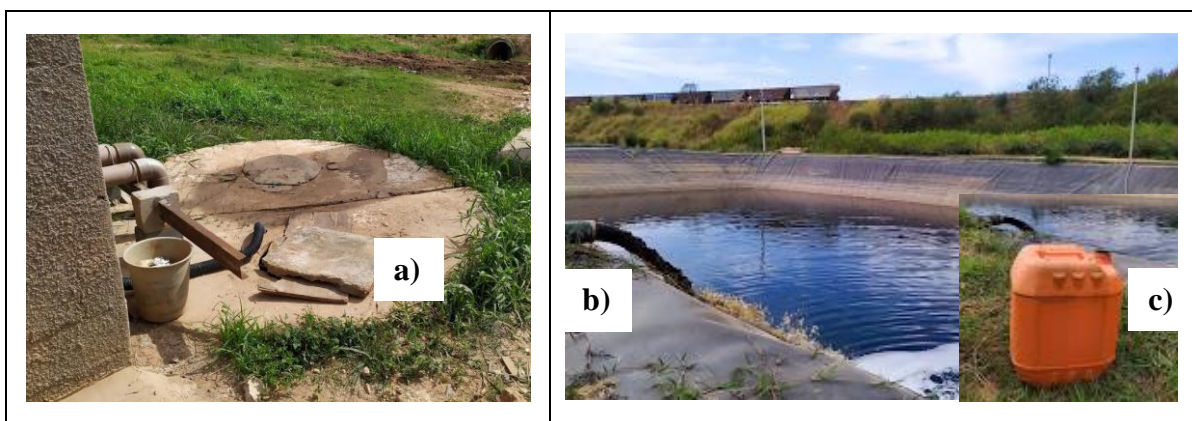
A Figura 4.1 apresenta a ordem dos experimentos tratados no presente estudo. Na primeira fase o foi realizada a coleta do lixiviado e posterior análises físico-químicas. Na segunda fase foi realizado duas etapas: a verificação de dosagem e pH ótimos para os quatro coagulantes escolhidos: $PG\alpha 21Ca$; $FeCl_3$; $AlCl_3$ e $Al_2(SO_4)_3$, bem como a avaliação da tratabilidade do lixiviado no protótipo (reator) por 6 horas por meio de cavitação hidrodinâmica e ozonização e, na terceira fase, foi realizado o tratamento combinado para cada coagulante associado a cavitação e ozonização finalizando em polimento com carvão ativado.

4.1 Coleta do Lixiviado no Aterro Sanitário Delta A

O Aterro Sanitário Delta A conta com um único tanque de armazenamento de lixiviado, que é coletado semanalmente por caminhões e transportado até a ETE Piçarrão-SANASA.

No presente trabalho, o lixiviado foi coletado em bombonas plásticas de 20 litros, cerca de 150 litros a cada coleta, sendo que os testes em reatores foram iniciados em. O ponto exato de coleta do lixiviado foi a partir do poço de monitoramento, lateral ao tanque de armazenamento de lixiviado (Figura 4.2).

Figura 4.2 - a) poço de bombeamento, b) tanque de armazenamento de lixiviado e c) bombona (20 L) de coleta para a pesquisa



A coleta de lixiviado foi realizada mensalmente, assim que coletadas, as amostras foram armazenadas a 4 °C, conforme proposto por Chys et al. (2014), em refrigeradores no Laboratório de Protótipos de Tratamento de Águas e Efluentes (LABPRO) e analisadas no Laboratório Multiusuário de Saneamento (LABSAN) da Faculdade de Engenharia Civil,

Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas-SP (FECFAU-UNICAMP).

4.2 Caracterização físico-química

Previamente aos ensaios de tratabilidade o lixiviado foi caracterizado por meio de análises químicas e físicas. O mesmo procedimento foi realizado logo após o mesmo passar por um ou mais processos utilizados nos ensaios. No Quadro 4.1 são apresentados os parâmetros físico-químicos de monitoramento do sistema. As análises foram realizadas de acordo com os métodos descritos no Standard Methods of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Tabela 4.1 - Resumo de análises físico-químicas e metodologias utilizadas

Parâmetro	Unidade	Referência
pH	pH	pH digital (Digimed DM-2)
Cor	mg Pt-Co.L ⁻¹	Método 8025
Turbidez	NTU	Método platina-cobalto
Condutividade	mS.cm ⁻¹	Turbidímetro (2100 N, HACH)
DQO	mg.L ⁻¹	Condutivímetro elétrico
		APHA 5220 D - Refluxo fechado, método colorimétrico

4.2.1 Eficiência de Remoção de cor, turbidez e DQO

A eficiência de remoção de cor, turbidez e DQO pelo sistema proposto de tratamento foi calculada usando a seguinte Equação (1), conforme Asaithambi e Alemayehu (2019).

$$Eficiência\ de\ remoção\ (\%) = \frac{[(C_i - C_f)]}{C_i} \times 100$$

(1)

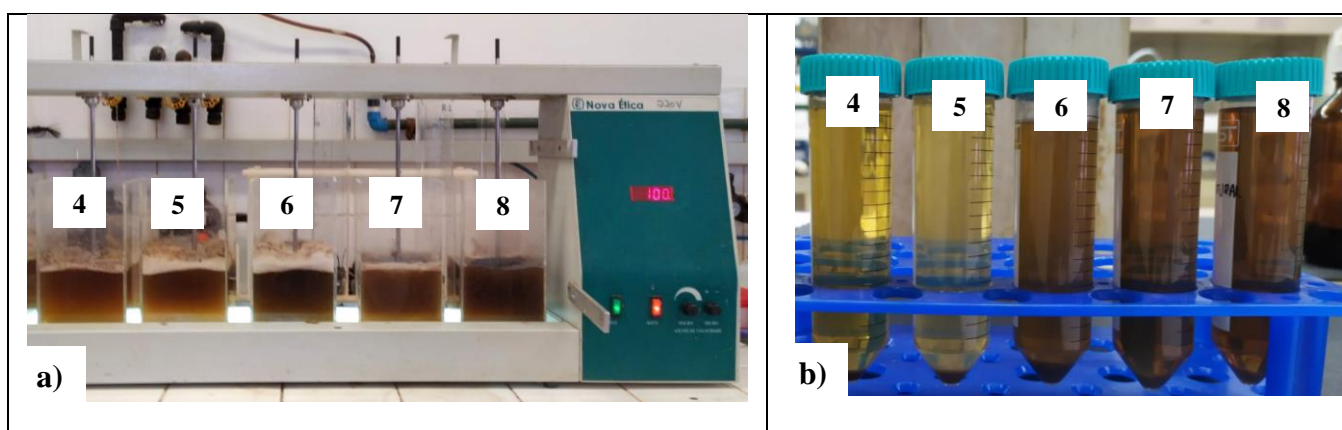
Sendo:

C_i e C_f são os dados relativos aos valores iniciais e finais de cor, turbidez (absorvância), COT e da DQO, respectivamente.

4.2.2 Experimento com *Jar test* do lixiviado com coagulantes

Para avaliação exploratória, foram realizados ensaios de tratamento físico-químico em equipamento *Jar test*; Nova Ética Modelo 218/LDB, composto por seis jarros em acrílico com volume de 1,0 L; controlador de rotação; hastes e pás planas em aço inox, conforme mostrado na Figura 4.3. Os jarros foram preenchidos com lixiviado e adicionados 1 g L^{-1} para cada coagulante afim de avaliar a variação de pH, quatro tipos de coagulantes foram testados: $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, cloreto férrico - FeCl_3 , cloreto de alumínio - AlCl_3 e sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Os testes foram realizados individualmente para cada coagulante.

Figura 4.3 - a) Experimento com *Jar test* em diferentes pH e b) amostras coletadas para análises coagulante sulfato de alumínio



Inicialmente foram identificados os frascos, cinco por vez, preenchidos com 1 L de lixiviado *in natura*, o pH foi ajustado durante a mistura usando HCl ou NaOH 0,1 M, definidos em pH: 4; 5; 6; 7 e 8. Foi adicionado 1 g L^{-1} de cada coagulante em cada frasco seguido de mistura rápida (100 rpm) por 10 min e 10 min de mistura lenta (50 rpm) para floculação e tempo de repouso de 20 min, conforme colocado na Tabela 4.2. Após o repouso foram coletadas alíquotas da solução sobrenadante e realizadas análises referentes ao pH, cor, turbidez e DQO.

Tabela 4.2 – Condições de mistura em *Jar test* para coagulantes

Ciclo	Dosagem	pH	Condições de mistura	Tempo de sedimentação
$\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, FeCl_3 , AlCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	$1,0\text{ g L}^{-1}$	4, 5, 6, 7 e 8,0	rápida 100 rpm por 10 min lenta 50 rpm por 10 min	20min

A mistura rápida auxilia na coagulação, pois propicia um maior contato entre o coagulante e os componentes do efluente, enquanto a mistura mais lenta promove o contato dos coágulos de baixas dimensões para a formação de flocos de maiores dimensões e densidade, propiciando uma melhor separação dos sólidos formados (RAMAVANDI, 2014).

Segundo Amaral (2009), as análises químicas de DQO utilizadas previamente aos experimentos com *Jar test* em lixiviados auxilia na estimativa da quantificação de matéria orgânica removida no tratamento, assim como o parâmetro relativo à cor fornece informações sobre a estimativa da remoção de matéria orgânica recalcitrante.

Para Furlan (2008), em seu estudo demonstrou que tempos de floculação curtos são suficientes para a formação de flocos densos e sedimentáveis, e que tempos mais longos podem romper os flocos já formados.

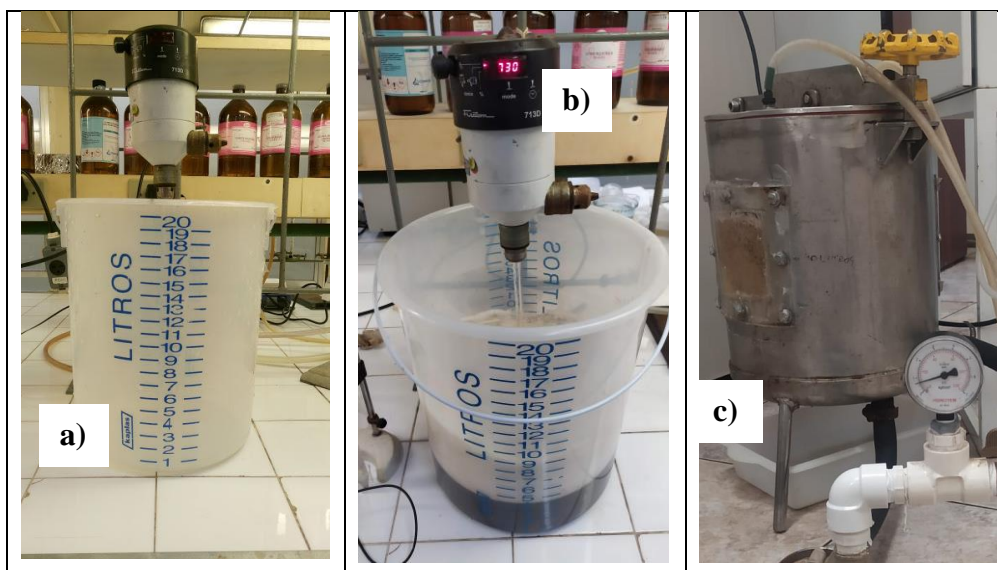
4.3 Sistema de Tratamento em Protótipo

4.3.1 Etapa 1: Coagulação e Floculação

O experimento de coagulação e floculação foi realizado no Laboratório de Química do Estado Sólido (LQES-UNICAMP). O lixiviado foi transferido para frascos com capacidade para 20 litros e preenchidos com 5 litros, conforme mostra a Figura 4.4.

Após ser transferido o lixiviado, iniciou-se o processo em agitador mecânico Modelo Fisatom 713DS (haste agitadora \varnothing 9,5 x 28 cm, com hélice naval de \varnothing 6 cm em aço inoxidável): 700 rpm por 10 min, 100 rpm por mais 10 min e tempo de repouso de 20 min. Foram realizados ensaios em triplicata com os quatro tipos de coagulantes individualmente: $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, cloreto férrico - FeCl_3 , cloreto de alumínio - AlCl_3 e sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Figura 4.4 - a) Frasco de 20 L. e b) rotor de mistura de 1000rpm

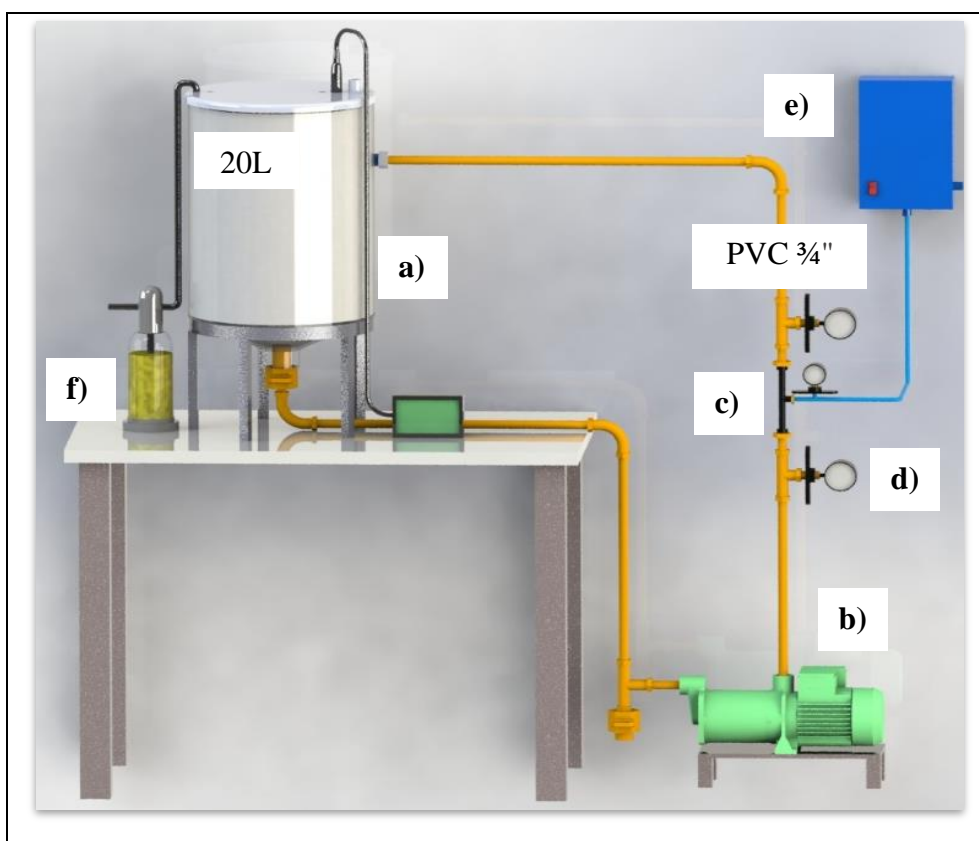


Após o tempo de repouso de 20 min, o lixiviado foi transferido para um reator de aço inoxidável com capacidade de 20 litros (c), porém a suspensão passou por um filtro qualitativo para retirada da espuma gerada na agitação.

4.3.2 Etapa 2: Protótipo de Tratamento Combinado

O protótipo de tratamento combinado por ozonização e cavitação hidrodinâmica, conforme figura 4.5, consistiu em um tanque de armazenamento em inox (a) com capacidade para 20 litros, conectado a uma bomba (b) modelo WEG (0,12 HP/3420 rpm), para recirculação do fluido (sistema batelada) por meio de conexões, todas as conexões utilizadas foram em PVC branca 3/4" , mangueira preta 3/4" e entrada por tubo de Venturi 3/4" (c) placa com orifício concêntrico cônico de 10 mm de diâmetro, conforme descrito por Bis et al. (2015), a fim de restringir a difusão do ozônio no meio aquoso e 1(um) manômetro (d), com pressão de operação de 0,6 bar ou $0,61 \text{kgf.cm}^{-2}$.

Figura 4.5 - Protótipo de tratamento combinado, imagem 3D



Segundo Guimarães et al. (2010), o ozônio foi criado a partir do gerador (e) de descarga corona e sua dosagem foi regulada a partir da tensão aplicada ao mesmo. O gás de entrada externo foi enriquecido em oxigênio por meio de sistema de peneiras moleculares internas no próprio aparelho (Marca Eaglesat, modelo OZOX 400/7).

Na saída do sistema (f) o gás é passado por uma solução de KI (iodeto de potássio) para a quantificação do ozônio que não reagiu para poder realizar uma estimativa da dose do oxidante aplicada. Na Figura 4.6 é apresentado o reator e dispositivos de ligação.

Figura 4.6 - a) reator e bomba para cavitação e b) ozonizador acoplado ao reator

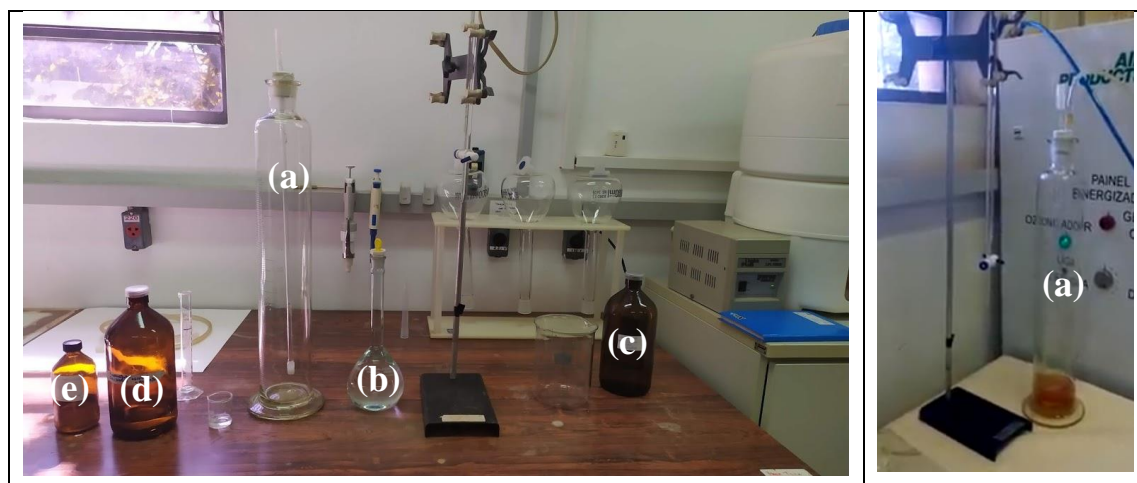


É possível observar o sistema em funcionamento (Figura 4.6), o tanque de armazenamento (a) em sistema de batelada, o sistema é totalmente fechado com vedação e uma saída com mangueira (b) para medição do off-gás, o gerador de ozônio (c) contendo fluxo de ar atmosférico de 5 L min^{-1} . No interior no reservatório há um compartimento para armazenar o catalisador (experimento futuro). Foi utilizado um fluxo nominal máximo: $1830 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$ ou $366 \text{ mgO}_3 \text{ L}^{-1}$. E após 1 hora a $24 \text{ }^\circ\text{C}$ e pH 8,3 atingiu-se um residual de $16,16 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$ ou $3,232 \text{ mgO}_3 \text{ L}^{-1}$ para off-gás no sistema.

4.3.3 Método para medição do Ozônio – Método Iodométrico

A medição da geração de ozônio foi realizada de acordo com o Método Iodométrico APHA (2017), no método 2350 E, conforme aparato na Figura 4.7.

Figura 4.7 - Aparato técnico para quantificação de ozônio



O ozonizador foi ligado por 30 min afim de estabilizar a geração de O_3 , após esse período, a mangueira de saída do ozonizador foi acoplada a uma coluna de ozonização por meio de uma haste com pedra porosa (a), o gás inserido ficou em contato com a uma solução de iodeto de potássio (b) (KI 2%) com 200 mL por 1 min. Posteriormente o líquido da reação foi coletado para titulação. Antes de titular, foi adicionado ácido sulfúrico (c) (H_2SO_4) 2,0 N (10 mL) para preservar o iodo que foi liberado após a reação O_3 /iodeto. A solução então, acidificada foi transferida para um Erlenmeyer e titulado com tiosulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 0,1 N (d) até que fosse verificado a coloração amarelo palha, com uma pipeta foi inserido 1,0 mL de solução de amido (e) (solução indicadora), e repetiu-se a titulação por mais um tempo até desaparecer a coloração azulada e se tornasse transparente. Registrando-se o volume de

tiosulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 0,1 N gasto no final. A produção de ozônio foi então calculada pela Equação (3):

$$O_3 \text{ produzido}(mg.min^{-1}) = \frac{A \times N \times 24}{T} \quad (3)$$

Sendo:

A: volume em ml titulado no Erlenmeyer;

N: normalidade da solução de tiosulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 0,1 N;

T: tempo de borbulhamento do O_3 (minutos);

24: fator de conversão.

4.4 Etapa 3: Adsorção de carvão ativado

Os experimentos de adsorção foram conduzidos de forma semelhante ao processo da coagulação e floculação. Após o tratamento combinado testado, foram transferidos 1 L do lixiviado já tratado em *Jar test* e adicionados $1g L^{-1}$ de carvão ativado em pó seguido de mistura rápida 100 rpm por 10 min, mistura lenta 100 rpm por 10 min e repouso por mais 20 min. Posteriormente as alíquotas foram coletadas e realizadas análises de pH, cor, turbidez e DQO.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Lixiviado

Na Tabela 5.1 são apresentadas as características do lixiviado bruto do Aterro Delta A de Campinas-SP em alguns meses dos anos de 2018, 2019 e 2021.

Tabela 5.1 - Características do lixiviado do aterro Delta A (2018-2021)

Meses	pH	Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	DQO (mg L ⁻¹)	Condutividade (mS cm ⁻¹)	*Precipitação (mm)
Out/18	7,95	4850	12,6	2185	13,76	140,21
Nov/18	8,05	4930	10,6	2162	14,1	286,76
Dez/18	8,26	1950	21,9	2185	15,35	83,27
Jan/19	7,97	2330	2,33	1964	13,9	192,53
Fev/19	7,99	3210	3,95	2377	10,14	155,18
Jul/19	8,49	3530	15,2	1898	15,2	48,77
Ago/19	7,97	3310	9,92	2401	11,15	5,34
Out/19	8,09	3550	11,4	2233	10,6	54,87
Nov/19	8,45	4220	12,7	1886	13,8	149,81
Dez/19	7,94	3840	11,2	2425	10,25	194,91
Out/21	8,08	3760	8,11	2185	11,5	-
Nov/21	8,14	4210	7,56	2061	10,2	-
Dez/21	8,12	4080	10,4	2209	12,1	-

*Fonte: CEPAGRI, (2020).

Na Tabela 5.1, foram observadas as variações mensais em amostras coletadas no aterro ao longo do período da pesquisa. Pode-se verificar que as concentrações de DQO do lixiviado de aterro variaram de 1886 a 2425 mg L⁻¹, cor de 1950 a 4930 mg Pt-Co L⁻¹, pH de 7,94 a 8,49, turbidez de 2,33 a 21,9 NTU e condutividade de 10,14 a 15,35 mS cm⁻¹.

Os valores de pH registrados para dos lixiviados do presente estudo estão na faixa de 7,94 a 8,29, ou seja, são meios básicos. Dados também observados por Chys et al. (2014); Oloibir et al. (2015); Bis et al. (2015); Dolar et al. (2016); Jung et al. (2017) e Hussein et al. (2019) que obtiveram os valores de pH nestas mesmas faixas com base na categoria do aterros estabilizados.

Para Hussein et al. (2019), O pH do lixiviado torna-se alto, ou seja, mais básico, conforme a estabilização natural, devido à diminuição da concentração de ácidos graxos voláteis livres parcialmente ionizados, que estão sendo utilizados pelas bactérias produtoras de metano.

Singh et al. (2014) em estudo realizado com lixiviado de aterro sanitário na Florida (EUA) obtiveram valores de DQO entre 2030 a 2290 mg L⁻¹ e condutividade de 6,7 a 13,17 mg L⁻¹, muito semelhantes aos valores deste estudo; assim como Dolar et al. (2016), que obtiveram 2540 mg L⁻¹ de DQO para o lixiviado do aterro em Zagreb (Croácia), também em aterros considerados estabilizados.

Em se tratando de um aterro encerrado desde 2014 aos 24 anos, atualmente o complexo do aterro Delta A possui uma geração média mensal de lixiviado de cerca 2268 m³ (2017), 2820 m³ (2018), 3040 m³ (2019), 2193 m³ (2020) e 2088 m³ (2021). Contudo, quanto a sua caracterização físico-química, o lixiviado apresentou concentrações semelhantes as de aterros estabilizados, com pH em faixas alcalinas de 7,94 a 8,49; DQO entre 1886,0 e 2425,0 mg L⁻¹; cor entre 1950,0 e 4930,0 mg Pt-Co L⁻¹, turbidez 2,33 a 21,9 NTU e condutividade 10,14 a 15,35 mS.cm⁻¹.

5.2 Testes de tratabilidade do lixiviado no protótipo

Os ensaios foram realizados em batelada e em triplicata, é possível observar na Tabela 5.2, os tempos de contato aplicados nos ensaios de ozonização combinado à cavitação hidrodinâmica. Tendo por finalidade avaliar o potencial de tratabilidade dos dois processos conjugados, de forma unificada com o lixiviado bruto e sem coagulantes.

Foram transferidos para o reator 5 litros de lixiviado, o fluxo de gás ozônio aplicado nesse ensaio foi de 1,09 gO₃ h⁻¹ ou 218,9 mgO₃ L⁻¹ atingindo um residual de 9,43 mgO₃ h⁻¹ ou 1,88 mgO₃ L⁻¹ para off-gás no sistema, o tempo de contato do lixiviado foi de 6 horas, em que a cada hora foi retirada uma alíquota para análise.

Para investigar o efeito combinado da cavitação hidrodinâmica e ozonização, os ensaios foram realizados em pressão de entrada de 0,59 bar ou 0,61 kgf cm⁻² e pH (médio) da solução de 8,09. A taxa de alimentação do ozônio foi de 1,09 g h⁻¹, sendo que o oxidante foi injetado diretamente na entrada do tubo de Venturi para se obter os efeitos cavitacionais, conforme descrito por Rajoriya et al (2018).

Tabela 5.2 - Parâmetros avaliados em ensaios físico-químicos

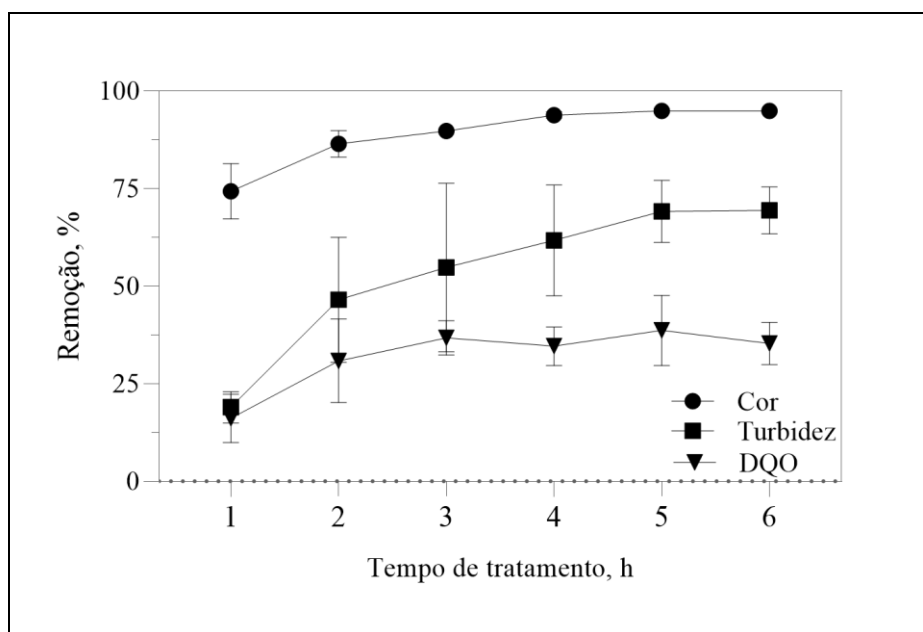
Parâmetros	Lixiv. Bruto	1h	2h	3h	4h	5h	6h
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	3696,7	913,3	489,7	375,7	225,7	185,3	188,7
Remoção (%)	-	74,3	86,5	89,8	93,8	95,0	94,9
Turbidez (NTU)	11,1	9,0	5,9	4,7	4,0	3,3	3,3
Remoção (%)	-	19,0	46,5	54,8	61,7	69,1	69,4
DQO (mg L ⁻¹)	2017,0	1677,0	1369,7	1261,3	1302,0	1208,3	1288,0
Remoção (%)	-	16,1	30,8	36,7	34,6	38,6	35,3

Na Tabela 5.2 são apresentados os dados indicando que o lixiviado *in natura* bruto possui valor médio inicial de DQO (2017,0 mg.L⁻¹); cor verdadeira (3696,7 mg Pt-Co L⁻¹); turbidez (11,1 NTU) e pH (8,2). Valores próximos aos encontrados por Mojiri et al (2017) com cor (2113,0 mg Pt-Co L⁻¹), alta concentração de DQO (3018 mg L⁻¹).

No estudo realizado por Wu et al. (2004), observou-se também um aumento dos valores de pH (de 8,1 para 8,6) observado durante o tratamento de lixiviados de aterros sanitários por ozonização, relacionando a remoção de dióxido de carbono e ácidos graxos voláteis em relação ao tempo de reações prolongadas.

Observa-se a Figura 5.2, a eficiência de remoção de cor, turbidez e DQO no processo de verificação de tratabilidade do reator sem o uso de coagulantes.

Figura 5.1 - Remoção de cor, turbidez e DQO do lixiviado



Neste teste, o lixiviado *in natura* bruto foi tratado unicamente com cavitação

hidrodinâmica e ozonização. A Figura 5.2, apresenta as remoções de cor, turbidez e DQO para o tempo de 1-6 h de tratabilidade, o processo decisório teve como finalidade analisar a diferença de remoção de matéria orgânica entre cada tempo e a partir de qual momento a curva passava a de manter contínua sem variação de remoção.

Contudo, foi verificado que a variação de remoção entre 2 e 3 h foi a que se mostrou mais significativa, porém com pouca diferença em valores de remoção.

Para o tempo de 2 horas de ensaio a remoção de cor foi de 86,5%, turbidez de 46,5% e DQO de 30,8%, enquanto que para 3 h, a remoção de cor foi de 89,8%, turbidez de 54,8% e DQO de 36,7%. Como a variação de remoção foi pequena em relação ao tempo de tratamento, então foi escolhido o tempo de 2 h para ser utilizado no protótipo caso seja instalada e aplicada num sistema de tratamento industrial.

Rivas et al., (2003) obtiveram remoção de DQO de 30% após 1 h de ozonização de amostras de lixiviados estabilizados com características muito próximas daqueles encontradas no presente estudo.

Segundo Gore et al (2014), a injeção de O_3 na entrada do tubo de Venturi há a forma de três formas de ação do oxidante:

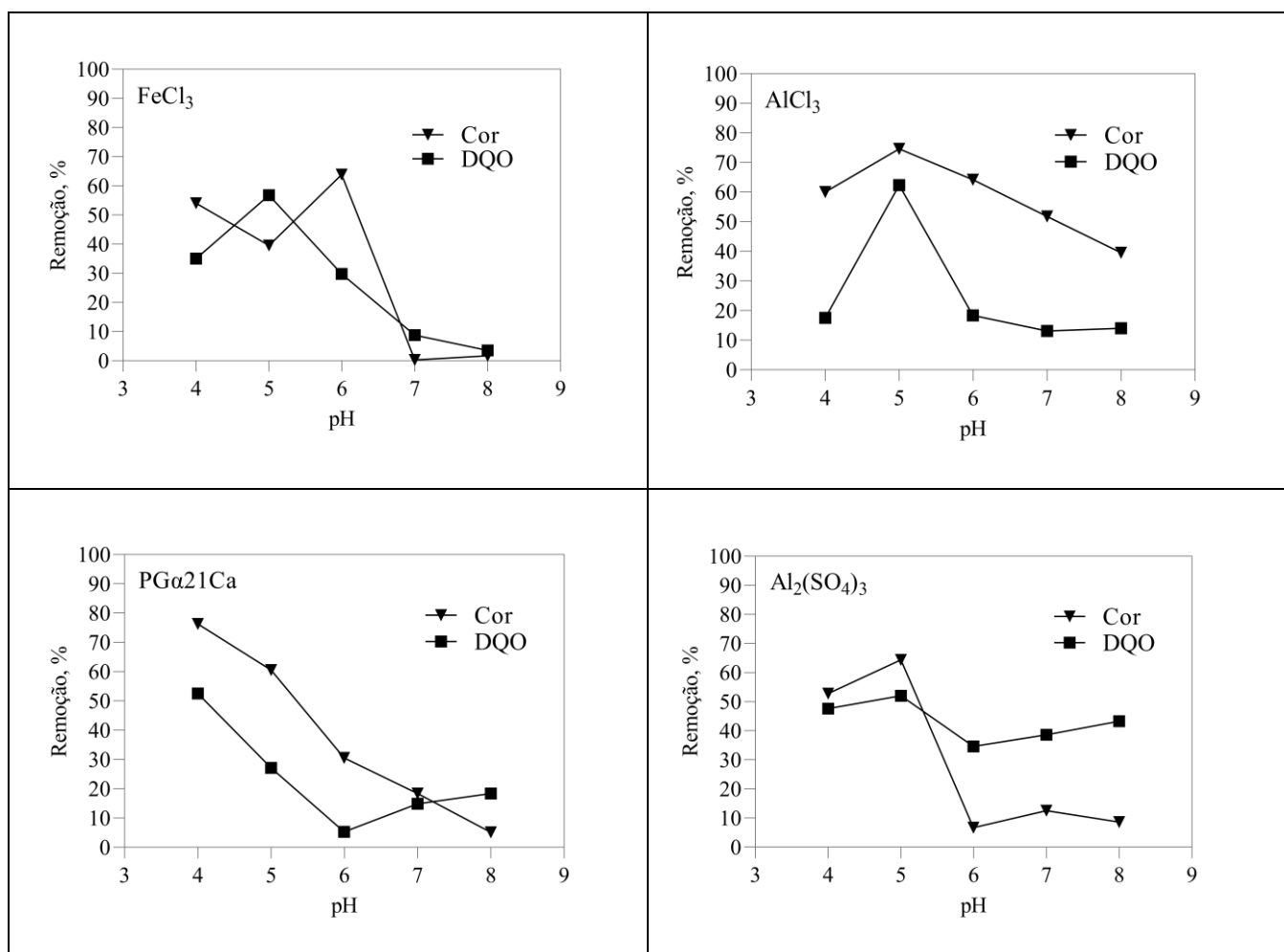
- 1) As moléculas de ozônio são diretamente expostas às condições de cavitação e, assim, aumentam a geração, principalmente, de radicais hidroxila ($\bullet OH$), funcionando portanto como um processo oxidativo avançado;
- 2) A turbulência criada à jusante de um dispositivo de cavitação favorece a dispersão do ozônio molecular na solução; e
- 3) Promove maior tempo de contato entre o ozônio e o poluente.

5.3 Ensaio de *Jar test* para avaliação dos coagulantes

Os coagulantes comerciais utilizados individualmente foram: $PG\alpha 21Ca$, cloreto férrico - $FeCl_3$, cloreto de alumínio - $AlCl_3$ e sulfato de alumínio - $Al_2(SO_4)_3$. Todos foram utilizados em pó e sua dosagem foi padronizada em $1g L^{-1}$. Conforme observado na Figura 5.2, o *Jar test* foi realizado com variação de pH entre 4,0 e 8,0, são resultados complementares que estão apresentados no Apêndice B.

Segundo Zouboulis et al. (2004), a presença do ácido húmico na decomposição da matéria orgânica faz com que o lixiviado tenha coloração amarela, marrom ou preta. Portanto, de forma qualitativa, o parâmetro cor pode indicar presença da matéria orgânica recalcitrante.

Figura 5.2 - Remoção de cor e DQO em relação ao pH dos coagulantes



Na Figura 5.2 são mostradas as eficiência de remoção ou redução nos valores dos parâmetros cor e DQO em relação à variação nos valores de pH da suspensão para uma dosagem fixa dos coagulantes estudados. O comportamento dos coagulantes foram diferentes em distintos valores de potencial hidrogeniônico das suspensões, sendo que as melhores condições, ou seja, aqueles onde a eficiência na redução nos valores dos parâmetros monitorados foram as seguintes:

- pH 5 para coagulante cloreto férrico - FeCl₃;
- pH 5 para coagulante cloreto de alumínio - AlCl₃;
- pH 4 para coagulante PGα21Ca e
- pH 5 para coagulante sulfato de alumínio - Al₂(SO₄)₃.

Quando utilizado ocloreto férrico, a redução foi de 56,8% para DQO e cor de 39,5%. Para o cloreto de alumínio o pH a eficiência de remoção foi o pH 5 com 62,4% para DQO e cor de 74,6%. Já para o coagulante PGα21Ca, a remoção foi de 52,5% para DQO e cor de

76,3% para o pH 4. Finalmente, quando aplicado o sulfato de alumínio o pH ideal foi o pH 5, com remoção de 52,0% para DQO e cor de 64,4%, o que foi considerado o pH ideal para os testes de tratabilidade do lixiviado no protótipo compacta.

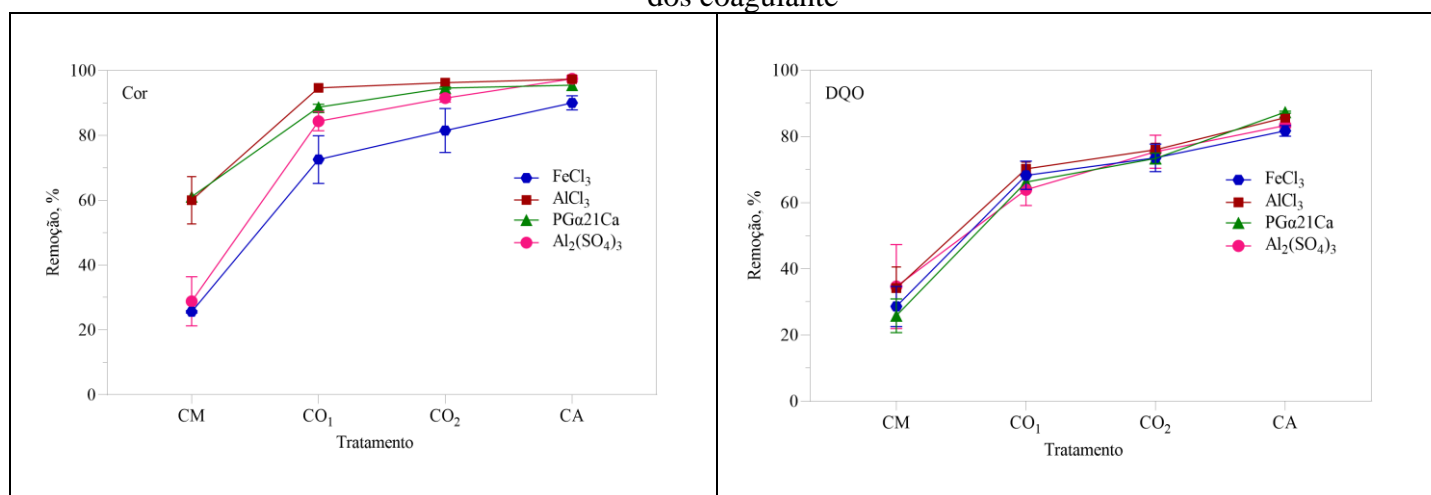
Em estudo realizado por Aziz et al. (2007), o coagulante sulfato férrico na dosagem de 5500 mg L em pH 6, com mistura rápida de 350 rpm em 1 min, mistura lenta de 50 rpm em 19 min e tempo de descanso de 1 h, obtiveram remoção de 47% de cor. No referido estudo foi utilizado sais de ferro no ensaios de coagulação/floculação do lixiviado de um aterro sanitário da Malásia.

5.4 Tratamento completo: coagulação e floculação; cavitação hidrodinâmica e ozonização e adsorção com carvão ativado

As amostras de lixiviado bruto foram agitadas corrigindo-se previamente o pH para os valores ideais ou otimizados, como já apresentado, para cada coagulante. Em seguida foram transferidas para o reator de cavitação hidrodinâmica e ozonização, onde foi processadas por 2 horas. Os efluentes foram então submetidas a agitação novamente para realizar mistura com o carvão ativado para polimento final. Finalmente, foram então retiradas alíquotas para análises físico-químicas, pH, cor, turbidez, DQO e condutividade. No Apêndice C é apresentado os resultados totais, média e desvio padrão.

Na Figura 5.3 são apresentados os valores da remoção de cor e DQO quando utilizado o tratamento completo e com os coagulantes FeCl_3 ; AlCl_3 ; $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, usados em ensaios individuais.

Figura 5.3 - Remoção de cor e DQO quando aplicado tratamento completo para cada um dos coagulante



Conforme dados colocados na Figura 5.3, pode ser observado que para o tratamento completo, CM/CO₁/CO₂/CA, os coagulantes se comportaram de forma semelhante em relação à eficiência na redução de cor e DQO do lixiviado. O coagulante PGα21Ca foi o melhor deles em relação à remoção de DQO, principalmente em relação a concentração do lixiviado bruto, antes de 2185 mg L⁻¹ e a concentração após o tratamento de 276 mg L⁻¹, resultando em uma eficiência de tratamento de 87,4%. O segundo coagulante que apresentou melhor performance na redução de DQO foi o AlCl₃ com 85,8%, seguido de Al₂(SO₄)₃ com 83,3% e por último, o FeCl₃ apresentando uma redução de 81,7%.

Rasool et al. (2016) utilizaram um coagulante natural, o *Ocimum basilicum L*, extraído da semente do mangericão, conjuntamente com ozônio numa dose de 0,2 gO₃ L⁻¹ h⁻¹ em 30 min para tratamento de lixiviado de aterro sanitário proveniente de Saravan localizado a 45 km do Mar Cáspio, província de Guilan, Irã. A técnica integrada consistiu de coagulação e floculação associada a ozonização, obtendo uma remoção de 87% de DQO e 92% da cor.

Na Tabela 5.3 são apresentados os dados de remoções de cor, turbidez e DQO, quando aplicado os vários coagulantes/floculantes. Pode ser observada que os melhores resultados obtidos para redução dos valores dos três parâmetros foi quando foi utilizado o Al₂(SO₄)₃, composto esse normalmente utilizado em estações de tratamento de águas para abastecimento e efluentes em geral. No entanto, quando foi utilizado o FeCl₃ os resultados não foram satisfatórios uma vez que o efluente se apresentava um aspecto turvo, influenciando na turbidez.

Tabela 5.3 – Remoção de cor, turbidez e DQO para os coagulantes escolhidos

Parâmetros (\bar{x} conc. inicial - \bar{x} conc. final)	FeCl ₃ pH 5	AlCl ₃ pH 5	PG α 21Ca pH 4	Al ₂ (SO ₄) ₃ pH 5
Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)	3840 - 383,3	3840 - 102	3760 - 169,5	4080 - 103,3
Remoção (%)	90,0	97,3	95,5	97,5
Turbidez (NTU)	11,2 - 15,1	11,2 - 4,1	8,1 - 3,1	10,4 - 2,5
Remoção (%)	-34,5	63,2	61,7	75,6
DQO (mg L ⁻¹)	2425 - 443,7	2425 - 347	2185 - 276	2209 - 369
Remoção (%)	81,7	85,8	87,4	83,3

Em relação as variações das concentrações de cor, turbidez e DQO após o tratamento completo e adsorção com carvão ativado (Tabela 5.3), ambos os parâmetros foram substancialmente removidos.

- Para o sistema completo de tratamento utilizando o coagulante FeCl₃, os valores dos parâmetros relativos à cor, turbidez e DQO foram reduzidos a 383,3 mg Pt-Co L⁻¹, 15,1 NTU e 443,7 mg L⁻¹, respectivamente;
- Para o sistema completo de tratamento utilizando o coagulante AlCl₃, cor, turbidez e DQO foram reduzidas a 102,0 mg Pt-Co L⁻¹, 4,1 NTU e 347,0 mg L⁻¹, respectivamente;
- Para o sistema completo de tratamento utilizando o coagulante PG α 21Ca, os parâmetros de cor, turbidez e DQO tiveram concentrações finais de 169,5 mg Pt-Co L⁻¹; 3,1 NTU e 279,0 mg L⁻¹, respectivamente;
- Para o sistema completo de tratamento utilizando o coagulante Al₂(SO₄)₃, os parâmetros de cor, turbidez e DQO tiveram concentrações finais de 103,3 mg Pt-Co L⁻¹; 2,5 NTU e 369,0 mg L⁻¹, respectivamente.

Observa-se que no sistema completo de tratamento utilizando o coagulante AlCl₃, as remoções de DQO foram em média 85,8% , valor bastante significativo em um tratamento com lixiviado com alto índice de contaminantes. Considerando o estudo realizado por Ntampou et al. (2006) em tratamento por coagulação e floculação associado à ozonização, com lixiviado considerado estabilizado e já proveniente de tratamentos secundários (anaeróbico e lagoa facultativa), alcançaram remoção de DQO de 72%, valor inferior ao encontrado neste estudo.

A aplicação do coagulante FeCl₃ no sistema completo de tratamento resultou na menor eficiência de remoção em relação aos outros tratamentos supracitados, além de obter menor remoção de DQO (81,7%), a utilização do cloreto férrico resultou em uma coloração

amarelada no efluente final do tratamento no interior do reator e se manteve constante após a adsorção no carvão ativado.

Em tratamento de lixiviado por coagulação e floculação associado à ozonização, realizado por Chen et al., (2018), foi descrita uma eficiência de 88,3% de DQO utilizando como coagulante o sulfato férrico polimérico (250 mg L^{-1} e pH 4).

Segundo o estudo realizado por Oloibiri et al. (2015), o tempo de necessário para execução do tratamento de lixiviado por coagulação e floculação com cloreto férrico FeCl_3 associado a adsorção por carvão ativado granular, foram necessários 258 min (4 horas e 18 minutos) de tempo de ensaio para chegar a uma redução de 53% de DQO. Já para a associação da ozonização e adsorção por carvão ativado granular foram necessários 240 min (4 horas) para atingir uma redução de 77% de DQO. Por outro lado, no presente estudo, foram necessários 200 min (3 horas e 20 minutos) para alcançar uma redução de DQO de 81,7%, ou seja, tanto o tempo quanto a eficiência de remoção de matéria orgânica foram superiores ao estudo acima descrito.

Em um estudo realizado por Li et al (2010), onde os autores utilizaram a combinação dos processos de coagulação e floculação com a adsorção com carvão ativado em pó, num tempo de ensaios de 25 h, foi obtida uma eficiência na redução dos valores de DQO de 53 a 70%. Como comparação, no presente estudo foi obtido uma eficiência na remoção de DQO superiores, variando entre 81,7 a 87,2%, além disso o tempo ensaio foi inferior e a quantidade de carvão ativado foi próximo de 10 vezes inferior.

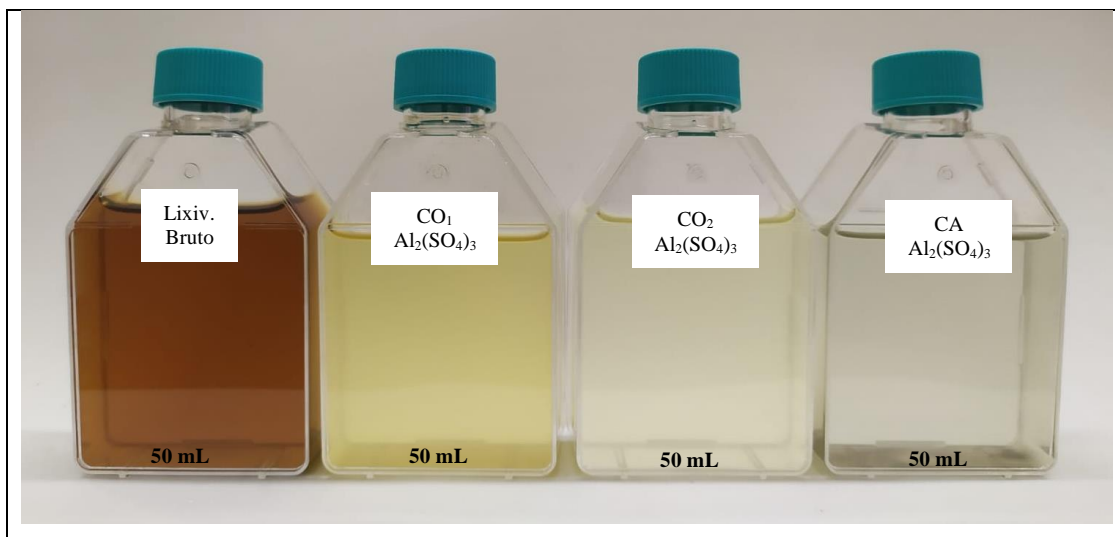
Rivas et al. (2003) realizaram um trabalho similar ao presente trabalho, onde foi utilizado um lixiviado já ozonizado (efluente), seguido de em uma segunda etapa relativa a um processo de adsorção com carvão ativado comercial. Quando foi utilizado 30 g L^{-1} de carvão ativado por um período de 120 h e ensaio, foi observada uma eficiência na redução dos valores de DQO de 90%. É importante destacar que no presente estudo foi possível reduzir os valores de DQO numa faixa de eficiência entre 81,7 a 87,2% utilizando-se o apenas 1 g L^{-1} de carvão ativado e 200 min (3 horas e 20 minutos) tempo de tratamento do lixiviado.

Em resumo, a utilização de coagulantes quando associados ao POA específico utilizado no presente trabalho, apresentou resultados de eficiência comparável e superiores à trabalhos similares, considerando que a matriz aqui estudada é reconhecidamente complexa, com compostos altamente recalcitrantes.

Na Figura 5.4 são apresentadas fotos do lixiviado bruto bem como depois de ser submetidos aos vários processos já descritos. É possível notar a influência de todas as etapas

do tratamento no que se refere à cor do lixiviado, sendo neste caso a utilização do coagulante sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Figura 5.4 - Variação do cor do lixiviado após a aplicação dos vários processos quando utilizado o coagulante $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$



Na Figura 5.4, a coloração marrom escuro inicial do lixiviado bruto pode ser atribuído à presença de substâncias húmicas e com o aumento do o tempo de contato, e consequentemente, a dose de ozônio, o lixiviado vai perdendo a cor, passando para amarelo claro até praticamente incolor após a aplicação de carvão ativado. Isso também foi observado e relatada num estudo semelhante realizado por Ntampou et al. (2006).

Neste contexto, Gottschalk et al.(2000); Rivas et al. (2003); Silva et al.(2004), descrevem que a remoção de cor pode estar relacionada ao ataque direto do ozônio às ligações duplas de átomos de carbono localizados nos grupos cromóforo dos compostos componentes do lixiviado, além do próprio ataque às ligações de ácidos alifáticos, cetonas e aldeídos.

Contudo, todos os coagulantes apresentaram poucas diferenças nas eficiências de redução dos valores dos parâmetros de monitoramento nos ensaios de tratabilidade, com exceção do cloreto férrico, que apresentou níveis de remoções inferiores e a turbidez que praticamente não houve remoção significativa.

6 CONCLUSÕES

O presente estudo teve como objetivo propor e estudar um sistema de tratamento em protótipo compacto, aplicando técnicas físico-químicas combinadas a processos oxidativos avançados para tratamento de lixiviado do aterro sanitário. Foi possível verificar a efetividade da utilização dos quatro coagulantes no tratamento de lixiviado, efluente com características complexas e de difícil tratabilidade.

As características físico-químicas do lixiviado em questão foram: pH nas faixas alcalinas assim como DQO, cor, turbidez e condutividade em faixas semelhantes a aterros estabilizados.

Ao se aplicar os testes de tratabilidade do lixiviado por 6 h no protótipo, foi possível compreender que o lixiviado tratado por 2 horas teve eficiência de remoção de DQO muito próximas a 3 horas de 30,8% para 36,7%, respectivamente. Estes dados auxiliaram na tomada de decisão em fixar os posteriores tratamentos em 2 horas.

Com base nos ensaios de pH4 a pH8, realizados em *Jar test* e dosagens padronizadas de 1 g L^{-1} : o FeCl_3 apresentou remoção de DQO (56,8%) e cor (39,5%) em pH 5, o AlCl_3 apresentou remoção de DQO (62,4%) e cor (74,6%) em pH 5, já o $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$ apresentou remoção de DQO (52,5%) e cor (76,3%) pH 4 e para o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, a remoção de DQO (52,0%) e cor (64,4%). Contudo, os dois coagulantes que apresentaram a maior remoção de DQO foram: cloreto de alumínio (AlCl_3), seguido do cloreto férrico (FeCl_3), já em relação a remoção de cor, os que tiveram maior remoção foram, $\text{PG}\alpha 21\text{Ca}$, seguido do AlCl_3 .

Em muitos estudos com lixiviado, a cor e a DQO foram os parâmetros mais utilizados para avaliar a tratabilidade dos processos utilizados. Ao se aplicar o tratamento completo por coagulação/floculação associada a cavitação hidrodinâmica/ozonização e carvão ativado, os resultados foram promissores. Os quatro coagulantes utilizados se comportaram com remoções muito próximas de matéria orgânica, com exceção do cloreto férrico para o parâmetro turbidez. O resultados alcançados para o tratamento utilizando cloreto férrico ocorreu de forma menos eficiente em relação aos outros três, possivelmente devido a coloração mais alta do coagulante, resultando em uma redução de turbidez baixa em relação aos demais.

Contudo, os quatro coagulantes e suas eficiências de remoção foram dispostos em ordem decrescente para facilitar na tomada de decisão:

- Para o parâmetro DQO: $\text{PG}\alpha 21\text{Ca} > \text{AlCl}_3 > \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{FeCl}_3$,
- Para o parâmetro cor: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{AlCl}_3 > \text{PG}\alpha 21\text{Ca} > \text{FeCl}_3$

- Para o parâmetro turbidez: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 > \text{AlCl}_3 > \text{PG}\alpha 21\text{Ca} > \text{FeCl}_3$

Um estudo mais amplo auxiliará na viabilidade do lançamento do efluente tratado diretamente na linha de esgotamento sanitário. Essa possibilidade poderá ser expressiva na gestão de diversos aterros sanitários no país, que necessitam deslocar seus lixiviados brutos até estações de tratamento de efluentes. Portanto, o presente estudo buscou contribuir de forma inovadora para o marco regulatório do saneamento, gestão ambiental, de resíduos e o monitoramento e tratamento do lixiviado no contexto do saneamento urbano.

7 ESTUDOS POSTERIORES

A partir das informações apresentadas neste estudo, novas linhas de pesquisa nessa área seriam:

- Realizar análises de metais e toxicidade para o lixiviado;
- Realizar tratamento do lixiviado associado a catalisadores heterogêneos;
- Realizar a caracterização microestrutural dos catalisadores e inserção destes em tratamentos em associados ao reator, no compartimento de inox;
- Realizar testes em efluentes de diversos segmentos e fármacos para testar sua tratabilidade.

7.1 PATENTE DEPOSITADA

DOMINGOS, J. M. F.; GUIMARÃES, J. R.; ROSA, A. H.; NEVES, T. A.; MAIA, D. L. S.; ALVES, O. L. **Processo de tratamento de efluentes e/ou águas residuárias por cavitação hidrodinâmica associada à coagulação, floculação, ozonização e adsorção com carvão ativado em pó.** Número do Processo: BR 10 2021 025779 2. Dez. 20. 2021.

7.2 ARTIGO PUBLICADO

CAMPOS, V., DOMINGOS, J. M. F., ANJOS, D. N. D., e LIRA, V. S. (2019). Study of fluvial water treatability using γ -polyglutamic acid based biopolymer coagulant. **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, 91(3). doi:10.1590/0001-3765201920190051

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018-2019**. São Paulo. Disponível em : <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>> . Acesso em 09/01/2020.

ABU AMR, S. S., e AZIZ, H. A. New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidation process. **Waste Management**, 32(9), 1693–1698. doi:10.1016/j.wasman.2012.04.009 . 2012.

AHMAD, A.L.; SUMATHI S.; HAMEED, B.H. Coagulation of residue oil and suspended solid in palm oil mill effluent by chitosan, alum and PAC, **Chemical Engineering Journal** 118, 99–105. 2006.

AMOKRANE, A., COMEL, C., VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation–flocculation, **Water Res.** 31. 2775–2782. 1997.

ANDRADE, E. L. 2017. **Análise de eficiência de biopolímero como composto coadjuvante no processo de coagulação-floculação e sedimentação**. Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. UNESP. Sorocaba-SP. 91 p. 2017.

ANDREOZZI, R.; MAROTTA, R.; J. **Harzard. Mater.** B69, 303.1999.

APHA, (2017). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 edition. Washington. American Public Health Association, American Water Woks Association, Water Environment Federation, Washinton-DC, USA, 1545 p. 23 ed. 2017.

ARPAL, J. A. A. **Compuestos estequiométricos del ácido poli(y-glutâmico) com tensoactivos catiónicos**. Dissertação, Escola Técnica Superior d'Enginyeria Industrial de Barcelona, 2004.

ASAITHAMBI, P.; ALEMAYEHU, E. Removal of color, COD and determination of power consumption from landfill leachate using an electrochemical advanced oxidation processes. **Separation and Purification Technology**, 115935. doi:10.1016/j.seppur.2019.115935 . 2019.

ASSIS, M. P.; GENOVEZ, A. I. B.; DALFRE FILHO, J. G. Equipamento tipo jato cavitante para desinfecção de agua. **In: XVIII SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**. Campo Grande, 2009.

AZIZ, H., ALIAS, S., ADLAN, M., FARIDAH, ASAARI, A., & ZAHARI, M. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioresource Technology**, 98(1), 218–220. doi:10.1016/j.biortech.2005.11.01. 2007.

BALASUNDARAM, B., HARRISON, S.T.L. Study of physical and biological factors involved in the disruption of E. coli by hydrodynamic cavitation. **Biotechnol. Prog.** 22 (3), 907-913. 2006.

BELTRAN, F.J.; RIVAS, O.; GIMENO, M.; CARBAJO, Photocatalytic enhanced oxidation of fluorene in water with ozone; comparison with other chemical oxidation methods, **Ind. Eng. Chem. Res.** 44, 3419–3425, 2015.

BERZELIUS, J.J. **Edinburgh New Philosophical Journal** 21, 223. 1836.

BIDONE, R. F. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por um Sistema Composto por Filtros Anaeróbios seguidos de Banhados Construídos: Estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio em Minas do Leão/RS**. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos/SP - USP. São Carlos. 2007.

BIS, M., MONTUSIEWICZ, A., OZONEK, J., e PASIECZNA-PATKOWSKA, S. Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of mature landfill leachate. **Ultrasonics Sonochemistry**, 26, 378–387. doi:10.1016/j.ultsonch.2015.03.003. 2015.

BOLTO, B., e GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water Research**, 41(11), 2301–2324. doi:10.1016/j.watres.2007.03.012 . 2007.

CAMPOS, V., DOMINGOS, J. M. F., ANJOS, D. N. D., e LIRA, V. S. Study of fluvial water treatability using γ -polyglutamic acid based biopolymer coagulant. **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, 91(3). doi:10.1590/0001-3765201920190051. 2019.

CAMPOS, V., FERNANDES, A. R. A. C., MEDEIROS, T. A. M., e ANDRADE, E. L. (2016). Physicochemical characterization and evaluation of PGA bioflocculant in coagulation-flocculation and sedimentation processes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 4(4), 3753–3760. doi:10.1016/j.jece.2016.08.011

CALGON CARBON. **Activated Carbon**. Disponível em: <<https://www.calgoncarbon.com/activated-carbon/>> Acesso em 19/12/2019.

CARVAJAL-ZARRABAL, O. NOLASCO-HIPÓLITO, C. BARRADAS-DERMITZ, D. M. HAYWARDJONES, P. M., AGUILAR-USCANGA, M. G., BUJANG, K. Treatment of vinasse from tequila production using polyglutamic acid, **J. Environ. Manage.** 95. 66-70. 2012.

CAUPIN, F.; HERBERT, E. Cavitation in water: a review. **Comptes Rendus Physique**, v. 7, p. 1000-1017. 2006.

CHEN, W., GU, Z., WEN, P., e LI, Q. Degradation of refractory organic contaminants in membrane concentrates from landfill leachate by a combined coagulation-ozonation process. **Chemosphere**. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.11.002 . 2018.

CHYS, M., DECLERCK, W., AUDENAERT, W. T. M., e VAN HULLE, S. W. H. UV/H₂O₂, O₃ and (photo-) Fenton as treatment prior to granular activated carbon filtration of biologically stabilized landfill leachate. **Journal of Chemical Technology e Biotechnology**, 90(3), 525–533. doi:10.1002/jctb.4344 . 2014.

CNM. Confederação Nacional de Municípios: **Prazo para Planos Municipais de Saneamento será dezembro de 2022**. Disponível em:<

<https://www.cnm.org.br/comunicacao/noticias/conquista-cnm-prazo-para-planos-municipais-de-saneamento-sera-dezembro-de-2022>> Acesso em: 27/01/2020.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Condições e padrões de lançamento de efluentes. Resolução nº. 430, 8p. 2011.

DAINTITH, J.. **A Dictionary of Physical Sciences**. doi:10.1007/978-1-349-02886-3. 1976.

DI BERNARDO, L. e MENDES, C. G. N. **Influência da concentração da Solução de Coagulante na Eficiência da Coagulação, Floculação e Sedimentação de Águas com Qualidade Variável**, 12º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 1990.

DLU. 2021. **Departamento de Limpeza Urbana**. Plano de encerramento do Aterro Delta A. Acervo Público. Acesso em 12/01/2021.

DOLAR, D., KOŠUTIĆ, K., e STRMECKY, T. Hybrid processes for treatment of landfill leachate: Coagulation/UF/NF-RO and adsorption/UF/NF-RO. **Separation and Purification Technology**, 168, 39–46. doi:10.1016/j.seppur.2016.05.016. 2016.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 100–102, p. 475-502, 2003.

EPA. Environmental Protection Agency. Wastewater Technology Fact Sheet Ozone Disinfection. In: National Service Center for Environmental Publications (NSCEP): URL [Accessed: 23.12.2021].

EL-GOHARY, F., TAWFIK, A. Decolourisation and COD reduction of disperse and reactive dyes wastewater using chemical-coagulation followed by sequential batch reactor (SBR) process. **Desalination** 249, 1159e1164. 2009.

EZEUDU, O. B.; ORAELOSI T. C.; AGUNWAMBA J.C.; UGOCHUKWU U.C. Co-production in solid waste management: analyses of emerging cases and implications for circular economy in Nigeria. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 28, pp. 52392-52404, [10.1007/s11356-021-14471-8](https://doi.org/10.1007/s11356-021-14471-8). . 2021.

FURLAN, F. R. **Avaliação da Eficiência do Processo de Coagulação-Floculação e Adsorção no Tratamento de Efluentes Têxteis**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 2008.

G1, Campinas. Crise atrasa reabertura do aterro Delta A em Campinas, afirma Prefeitura. 19/10/2016 20h16. Disponível em: <http://g1.globo.com/sp/campinas-regiao/noticia/2016/10/crise-atrasa-reabertura-do-aterro-delta-em-campinas-afirma-prefeitura.htm>. Acesso em 09/03/2017.

GEOEYE. **Satélite de alta resolução**. 2015.

GOGATE, P. R.; PANDIT, A. B. Hydrodynamic cavitation reactors: a state of the art review. **Rev. Chem. Eng.** 17 (1), 1-85. 2001.

GOMES, L. P. (Org) PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Edital 5. **Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 362 p.2009.

GORE, M. M. SAHARAN V. K., PINJARI, D.V., CHAVAN, P.V., PANDIT, A. B., Degradation of reactive orange 4 dye using hydrodynamic cavitation based hybrid techniques, **Ultrason. Sonochem.** 21. 1075-1082. 2014.

GOTTSCHALK, C., LIBRA, J.A., SAUPE, A., 2000. **Ozonation of Water and Wastewater: a Practical Guide to Understanding Ozone and Its Application.** Wiley-VCH, London.

GOUVEIA, N. **Saúde e meio ambiente nas cidades: os desafios da saúde ambiental.** Saúde e Sociedade, v.8, n.1, p.49-61, 1999.

GUIMARÃES, T. M. **Processo H₂O₂/UV seguido de osmose inversa para remoção de carbono orgânico dissolvido residual de efluente de refinaria de petróleo visando ao reúso.** Dissertação (Mestrado) do Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro-RJ, 131p. 2012.

GUIMARÃES, J. R.; ALMEIDA JÚNIOR, R.L.; MANIERO, M. G.; FADINI, P. S. Ozonização em meio básico para redução de cor do licor negro de indústria de celulose de algodão. **Engenharia Sanitaria e Ambiental** [online] v. 15, n. 1 [Acessado 15 Janeiro 2022], pp. 93-98. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100011>>. Epub 13 Abr 2010. ISSN 1809-4457. 2010.

HANSEN, J., REITZEL, K., JENSEN, H.S., ANDERSEN, F.O. Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. **Hydrobiologia** 492, 139–149. 2003.

HUSSEIN, M., YONEDA, K., ZAKI, Z. M., OTHMAN, N., e AMIR, A. Leachate Characterizations and Pollution Indices of Active and Closed Unlined Landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring e Management**, 100232. doi:10.1016/j.enmm.2019.100232. 2019.

JUNG, C., DENG, Y., ZHAO, R., e TORRENS, K. Chemical oxidation for mitigation of UV-quenching substances (UVQS) from municipal landfill leachate: Fenton process versus ozonation. **Water Research**, 108, 260–270. doi:10.1016/j.watres.2016.11.005. 2017.

FOGLER, H.S. **Elements Of Chemical Reaction Engineering.** New Jersey. 2009.

KIM, T., PARK, C., SHIN, E., KIM, S. Effects of Cl-based chemical coagulation on electrochemical oxidation of textile wastewater. **Desalination** 155, 59e65. 2003.

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

KURNIAWAN, T., LO, W., & CHAN, G. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, 129(1-3), 80–100. doi:10.1016/j.jhazmat.2005.08.010

LI, S.; JIANG, F.; LEI, T.; REN, Z.; WANG, S.; e YANG, X. Phosphorus removal by in situ sprayed ferric chloride in Dianchi Lake: Efficiency, stability, and mechanism. **Process Safety and Environmental Protection**, 131, 320–328. doi:10.1016/j.psep.2019.09.021. 2019.

LI, W., HUA, T., ZHOU, Q., ZHANG, S., & LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**, 264(1-2), 56–62. doi:10.1016/j.desal.2010.07.004. 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. ed. [S.l.]: Editora Átomo: Campinas. 494 p. 2010.

LIMA, J. S. **Avaliação da contaminação do lençol freático do lixão município de são pedro da aldeia –RJ**. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ. 119P. 2003.

LIMA, José Dantas de. **Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**. 2003.

LINDE, K., & JÖNSSON, A.-S. Nanofiltration of salt solutions and landfill leachate. **Desalination**, 103(3), 223–232. doi:10.1016/0011-9164(95)00075-5. 1995.

LIU, Y. P.; LI, X. J.; CHIN, J. **Environ. Eng.** 1, p.101–105.2007.

LOHRBERG, H.; VOSS, B.; STOFFEL, B.; GLESNER, M. **Impeller Integrated Measurement of Cavitation Erosive Aggressiveness**. 1ST IFAC CONFERENCE ON MECHATRONIC SYSTEMS, Darmstadt. 2001.

LYMAN, W. J. **Applicability of carbon adsorption to the treatment of hazardous industrial waste**. In Carbon Adsorption Handbook, (edited by Cheremisinoff, P.N. and Ellerbusch, F.) Ann Arbor Sci. Publ.: Michigan. 1987.

MAXIMOVA, N., e DAHL, O. Environmental implications of aggregation phenomena: Current understanding. **Current Opinion in Colloid e Interface Science**, 11(4), 246–266. doi:10.1016/j.cocis.2006.06.001. 2006.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de Processo Oxidativo Avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Tese Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte/MG. 2010. Disponível em: <http://dspace.lcc.ufmg.br/dspace/bitstream/1843/ENGD-89WPAG/1/wagner49.pdf>. Acesso: 19/12/2019.

MORELLO, L.; COSSU, R.; RAGA, R.; PIVATO, A.; LAVAGNOLO, M. C. Recirculation of reverse osmosis concentrate in lab-scale anaerobic and aerobic landfill simulation reactors. **Waste Manage.** 56, 262–270. 2016.

NTAMPOU, X., ZOUBOULIS, A. I., e SAMARAS, P. Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. **Chemosphere**, 62(5), 722–730. 2006.

NOGUEIRA, M. R. C. **Síntese, caracterização e atividade catalítica de nanopartículas de óxidos de ferro para a ozonização de sulfametoxazol**. Dissertação de mestrado em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Florianópolis – SC. 2014.

NOGUEIRA, R. F.; JARDIM, W. F. A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental. **Revista Química Nova**, 21(1), p. 69-71. 1998.

OLOIBIRI, V., UFOMBA, I., CHYS, M., AUDENAERT, W. T. M., DEMEESTERE, K., & VAN HULLE, S. W. H. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. **Waste Management**, 43, 335–342. doi:10.1016/j.wasman.2015.06.014. 2015.

PAIVA, K. B. S.; MENEZES, M. L. Avaliação do emprego dos adsorventes: carvão ativo, chromosorb W e membrana C18 na preparação de amostras de ar para a determinação de d-aletirina em ambientes fechados. **Eclética Química [online]**. 2003, v. 28, n. 1 [Acessado 16 Janeiro 2022] , pp. 97-103. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-46702003000100013>>. Epub 10 Dez 2003. ISSN 1678-4618.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; TRIMAILOVAS, M. R.; BERNADO, L. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós-cloração em água contendo substância húmica. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 313-322. 2008.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. doi: 10.11606 / D.18.2001.tde-21012003-084719. Acesso em: 2022-01-07. 2001.

PISHARODY, L.; GOPINATH, A.; MALHOTRA, M.; NIDHEESH P.V.; KUMAR, M. S.; Occurrence of organic micropollutants in municipal landfill leachate and its effective treatment by advanced oxidation processes, **Chemosphere**, v. 287, Part 2, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132216>.

PMGI, Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. PMGI-RSU. **Volume 1 – Diagnóstico operacional departamento de limpeza urbana**. 2012.

RAJORIYA, S., BARGOLE, S., GEORGE, S., e SAHARAN, V. K. (2018). Treatment of textile dyeing industry effluent using hydrodynamic cavitation in combination with advanced oxidation reagents. **Journal of Hazardous Materials**, 344, 1109–1115. doi:10.1016/j.jhazmat.2017.12.005

RAMAVANDI, B. Treatment of water turbidity and bacteria by using a coagulant extracted from *Protótipogo ovata*. **Water Resources and Industry** 6.36–5037. 2014.

RASOOL, M. A., TAVAKOLI, B., CHAIBAKHSH, N., PENDASHTEH, A. R., e MIRROSHANDEL, A. S. Use of a plant-based coagulant in coagulation–ozonation combined treatment of leachate from a waste dumping site. **Ecological Engineering**, 90, 431–437. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.01.057. 2016.

RENOU, S., GIVAUDAN, J. G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., e MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, 150(3), 468–493. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.09.077. 2008.

RIBEIRO, V. A. S. **Tratamento de efluente de lavanderia industrial de jeans por fotocatalise heterogênea aplicando catalisadores em suspensão e imobilizado**. Tese de Doutorado em Engenharia Química, UEM, Universidade Estadual de Maringá – PR, 133p. 2015.

RIVAS, F.J., BELTRÁN, F., GIMENO, O., ACEDO, B., CARVALHO, F., 2003. Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics. **Water Res.** 37, 4823–4834.

RIVERA-UTRILLA, J.; SÁNCHEZ-POLO, M. *Appl. Catal.*, B. 39, 319. 2002.

ROBERTSON, A. J. B. The Early History of Catalysis. **Platinum Metals Rev.**, 1975, 19, (2).

ROBINSON, H. D., e LUO, M. M. H. Characterization and Treatment of Leachates from Hong Kong Landfill Sites. **Water and Environment Journal**, 5(3), 326–335. doi:10.1111/j.1747-6593.1991.tb00626.x. 1991.

RUBIN, M. B. The history of ozone. The Schönbein period, 1839-1868. **Bull. Hist. Chem**, vol. 26, n. 1. Disponível em: [//www.scs.illinois.edu/~mainzv/HIST/awards/OPA%20Papers/2001-Rubin.pdf](http://www.scs.illinois.edu/~mainzv/HIST/awards/OPA%20Papers/2001-Rubin.pdf), 2001.

SANTOS, S. L. **Uso da cavitação hidrodinâmica como uma alternativa para a produção de biodiesel**. 2009. Dissertação (Engenharia Mecânica) - Centro Universitário da FEI, 79p. São Bernardo do Campo-SP, 2009.

SILVA, C., DEZOTTI, M., SANT'ANNA J. R., G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere** 55 (2), 207e 214. 2004.

SILVA, F. B. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2009. Dissertação de mestrado em Tecnologia de processos químicos e bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química. Rio de Janeiro-RJ. 2009.

SILVA, C. B. **Determinação da Carga Efetiva de Nanopartículas de Coloides Magnéticos Aquosos por Medidas de Espalhamento de Raio X a baixo Ângulo**. Trabalho de Conclusão de Curso. Licenciatura em Ciências Naturais, Faculdade UnB Planaltina, 19p. Planaltina – DF. 2013.

SINGH, S. K., MOODY, C. M., e TOWNSEND, T. G. 2014. Ozonation pretreatment for stabilized landfill leachate high-pressure membrane treatment. **Desalination**, 344, 163–170. doi:10.1016/j.desal.2014.03.011. 2014.

SHAIKH, I. R. “Organocatalysis: Key Trends in Green Synthetic Chemistry, Challenges, Scope towards Heterogenization, and Importance from Research and Industrial Point of View,” **Journal of Catalysts**, vol. 2014, Article ID 402860, 35 pages, 2014.

SOEIRA, L. S.; FREIRE, R. S. Catalytic ozonation: A new approach to the treatment of wastewater. In: BAKKER, S. H. (Ed.). *Ozone Depletion, Chemistry and Impacts*. New York: **Nova Science Publishers**, cap. 7, p.147-162. 2009.

SUNG, M.-H., PARK, C., KIM, C.-J., POO, H., SODA, K., e ASHIUCHI, M. Natural and edible biopolymer poly- γ -glutamic acid: synthesis, production, and applications. **The Chemical Record**, 5(6), 352–366. doi:10.1002/tcr.20061. 2005.

TULLIS, J. P. **Hydraulics of Pipelines: Pumps, Valves, Cavitation, Transients**. John Wiley e Sons, Inc.1989.

VERMA, A.K.; DASH R.R.; BHUNIA P. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters, **Journal of Environmental Management**. 93, 154–168. 2012.

VON GUNTEN, U. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. **Water Research**, v. 37, n. 7, p. 1443-1467, 2003.

WEBER, W.J. JR. AND VANVLIET, B.M. **Fundamental concepts for applications of activated carbon in water and wastewater treatment**. In *Activated Carbon Adsorption of Organics from the Aqueous Phase*, edited by I.H. Suffet and M.J. McGuire, Vol. 16, Ann Arbor Sci.: Michigan. 1980.

WANG, F.; SMITH, D.W.; EL-DIN, G.M.; Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment - a review, **J. Environ. Eng. Sci.** 2. 413–427. 2003.

WU, J. J.; WU, C. C.; MA, H. W.; CHANG, C. C. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes, **Chemosphere**, v. 54, p. 997–1003. 2004.

WU, D.; YANG, Z.; WANG, W.; TIAN. G.; XU, S.; SIMS, A. Ozonation as an advanced oxidant in treatment of bamboo industry wastewater, **Chemosphere** 88,1108–1113. 2011.

WU, Z.; SHENA, H.; ONDRUSCHKAB, B.; ZHANGA, Y.; WANGA, W.; BREMNER, D. H. Removal of blue-green algae using the hybrid method of hydrodynamic cavitation and ozonation. **Journal of Hazardous Materials**. 235– 236,152– 158. 2012.

ZHAO, Z., SUN, W., RAY, M.B., RAY, A.K., HUANG, T., CHEN, J. Optimization and modeling of coagulation-flocculation to remove algae and organic matter from surface water by response surface methodology. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**. 13. 2019.

ZOUBOULIS, A. I., CHAI, X. L., KATSOYIANNIS, I. A. The application of bioflocculant

for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. **Journal of Environmental Management** 70, 35–41.2004.

APÊNDICE A

Tabela A.1: Resumo de tratamentos em lixiviados por POAs por ano (1993-2018)

Tipo de Tratamento	Eficiência de Remoção	Observações	Referência
O ₃	DQO - 25 a 80% Cor - 87 a 100% N-NH ₃ -50%	Ozonização após tratamento biológico, 3g.L ⁻¹	Bila et al. (2005) Silva et al. (2004) Monje-Ramirez e. Velasquez (2004) Kurniawan et al. (2006)
O ₃ /Peróxido	DQO -70 a 95%	O H ₂ O ₂ utilizado no processo de O ₃ /UV provoca a decomposição rápida de produção de O ₃ e aumenta o radical •OH.	Wable et al. (1993) Schulte et al. (1995)
O ₃ /Fenton	DQO (65%), cor (98%)	Fenton conc. Mol.L ⁻¹ (H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ de 0,07/0,07) T: 90 min; pH:7; O ₃ : 80 g/m ³	Abu e Aziz (2012)
O ₃ /Fenton	DQO - 87 a 94% Cor - 100% NH ₃ -N - 22%	(O ₃ /H ₂ O ₂ /Fe ²⁺) foi mais eficiente na remoção de DQO e de cor e auxilia no aumento da tratabilidade.	Abu Amr e Aziz (2012)
O ₃ e Fenton (separados)	DQO: 34,3% (O ₃) DQO: 64,0 – 66,8% (Fenton)	H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ , (1,7-3,0 mg.L ⁻¹) trat. separados Dose O ₃ - 639 mg.L ⁻¹	Jung et al. (2017)
O ₃ /Coagulação/ Floculação	DQO – 88,32%	Utilizando dose de 250 mg.L de sulfato férrico polimérico em pH 4.	Chen et al. (2018)
O ₃ /Coagulação/ Floculação	DQO- 87%	Coagulante: (extrato de mucilagem <i>Ocimum basilicum</i>) sementes de manjerição – O ₃ dose 0.2 g O ₃ L ⁻¹ h ⁻¹	Rasool et al. (2016)
O ₃ / CAG	DQO - 86% N-NH ₃ - 92%)	Ozonização combinada a carvão ativado granular (CAG)	Kurniawan et al. (2006)
H ₂ O ₂ , O ₃ e (foto) Fenton	DQO - (6,9%) (foto) Fenton, 63% (H ₂ O ₂) e 10% O ₃	Doses ozônio (0-187 mgO ₃ .L ⁻¹ ; 0-0,26 mgO ₃ .L ⁻¹) H ₂ O ₂ - 850 mg.L ⁻¹	Chys et al. (2014)
Fenton (H ₂ O ₂ /Fe ²⁺)	DQO - 60 a 89%	Radiação UV adicional, a fim de evitar a formação de resíduos de lodo férrico	Zhang et al. (2006) Lopez et al. (2004) Carissimi e Rosa (2012)
Eletro-Fenton	DQO - 69 a 83% COT - 34 a 90% N-NH ₄ ⁺ - 44% N-NO ₃ ⁻ - 63%	Tem sido aplicado com sucesso para eliminar o compostos nitrogenados não-biodegradáveis	Lin e Chang (2000) Zhang et al. (2006) Anglada et al. (2010)
Foto-Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ /UV)	DQO - 49 a 86%	O efeito dos processos fotoquímicos envolve a fragmentação de compostos orgânicos em compostos menores e biodegradáveis	Primo et al. (2008) Morais e Zamora (2005) Carissimi e Rosa (2012)
O ₃ /MnCe-CAG	DQO - 74% COT -73%	Ozonização combinada a óxidos de Mn e Ce impregnados em carvão ativado granular (CAG), Oxidação/Adsorção catalítica	Wang et al. (2015)
O ₃ catalítica homogênea	DQO - 75 a 99,5%	Ozonização catalítica com íons metálicos Fe ³⁺ , Zn ²⁺ , Mn ²⁺ , Ni ²⁺ e Cr ³⁺ .	Peixoto et al. (2009)
O ₃ catalítica heterogênea	COT - 48 a 76% FD - 31%	Estudo da remoção de ftalato de dimetila (FD), considerado poluente em ambientes	Chen et al. (2011) Jing et al.(2011)

		aquáticos. Ozonização catalítica heterogênea com TiO ₂ e TiO ₂ /Al ₂ O ₃ .	
Oxidação catalítica por ar úmido (Cu ²⁺ /H ₂ O ₂)	DQO -78%	Combinação de Cu ²⁺ /H ₂ O ₂ , ar úmido (160-200 °C), Cu ²⁺ (250-750 mg.L ⁻¹) e H ₂ O ₂ (0-1500 mg.L ⁻¹)	Anglada et al. (2011)
Ozonização pré trat. membrana de alta pressão	COT - 23% e 78% redução da UV-254	Dose O ₃ - 66,7 g.m ⁻³ , T: 30 min.	Singh et al. (2014)
Cavitação hidrodinâmica	22% de tratabilidade DBO ₅ /DQO: de 0,046 para 0,056	3 Placas de orifício com diâmetro de 3/10 mm e número de cavitação 0,033 e pressão 7 bar	Bis et al. (2015)
coagulação / ultrafiltração (UF) e adsorção CA/ UF	DQO: 65,7% (Coagulação/UF) 91,7% (adsorção CA/ UF)	Coagulante: FeCl ₃ -1g.L ⁻¹ Membrana GM (GE Osmonics) - 3 bar, vazão 750 mL.min ⁻¹ e área superficial das membranas 10,7 cm ² e Carvão ativado 5% jartest por 200rpm por 240 min	Dolar et al. (2016)

Tabela A.2: Caracterização de lixiviados de aterros sanitários em pesquisas

Pesquisas	Aterro Sanitário	pH	DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	DBO ₅ mg.L ⁻¹	DBO ₅ /DQO	Condutividade (mS.cm ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)
Chys et al. (2014)	Moen-Bélgica	7,6-8,5	706-2260	58	0,03-0,07	-	2,42-9,22
Singh et al. (2014)	Florida-EUA	7,4-7,9	2030-2290	57-260	0,02-0,12	6,7-13,17	-
Oloibir et al. (2015)	Moen-Bélgica	8,0-8,5	706-1846	20-50	0,02-0,03	6,64-6,87	2,42-9,22
Bis et al. (2015)	Lublin- Polônia (>15 anos)	8,0-8,2	5498-6530	126-428	0,02-0,07	-	1,39-2,97
Dolar et al. (2016)	Zagreb - Croácia	7,94	2540	480	0,19	8,63	665,2
Jung et al. (2017)	Pennsylvania-EUA (32 Anos)	7,39-7,89	1458-1475	45-70	-	-	-

APÊNDICE B

Tabela B.1: Concentrações de DQO nos ensaios de pH em *Jar test*

Parâmetro DQO	FeCl₃ (mg L⁻¹)	AlCl₃ (mg L⁻¹)	PGα21Ca (mg L⁻¹)	Al₂(SO₄)₃ (mg L⁻¹)
Lix. Bruto	2736,0	2736,0	2736,0	2209,0
pH 4	1779,0	2257,0	1300,0	1157,0
pH 5	1181,0	1030,0	1994,0	1061,0
pH 6	1922,0	2233,0	2592,0	1444,0
pH 7	2496,0	2377,0	2329,0	1057,0
pH 8	2640,0	2353,0	2233,0	1252,0
pH Natural	2233,0	2664,0	2784,0	1420,0

Tabela B.2: Concentrações de Cor nos ensaios de pH em *Jar test*

Parâmetro Cor	FeCl₃ (mg L⁻¹)	AlCl₃ (mg L⁻¹)	PGα21Ca (mg L⁻¹)	Al₂(SO₄)₃ (mg L⁻¹)
Lix. Bruto	4130,0	4130,0	4130,0	3600,0
pH 4	1900,0	1650,0	980,0	1700,0
pH 5	1490,0	1050,0	1630,0	1280,0
pH 6	2500,0	1480,0	2870,0	3360,0
pH 7	4180,0	1990,0	3370,0	3150,0
pH 8	4060,0	2500,0	3920,0	3290,0
pH Natural	3740,0	2750,0	4020,0	3320,0

APÊNDICE C

Quadro C.1: Caracterização do tratamento completo em triplicada – Parâmetro Cor

PARAMETRO COR (mg Pt-Co.L ⁻¹)	TRAT. 1 PGa21Ca	TRAT. 2 PGa21Ca	TRAT. 3 PGa21Ca	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	3760,0	3760,0	3760,0	3760,0	0,0
CM	1420,0	1467,0	1500,0	1462,3	40,2
CO ₁	360,0	475,0	440,0	425,0	58,9
CO ₂	220,0	182,0	205,0	202,3	19,1
CA	168,0	170,0	170,5	169,5	1,3
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	95,5	95,5	95,5	95,5	

PARAMETRO COR (mg Pt-Co.L ⁻¹)	TRAT. 1 Clor. Alumínio	TRAT. 2 Clor. Alumínio	TRAT. 3 Clor. Alumínio	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	3840,0	3840,0	3840,0	3840,0	0,0
CM	1190,0	2090,0	1330,0	1536,7	484,3
CO ₁	210,0	150,0	250,0	203,3	50,3
CO ₂	140,0	130,0	160,0	143,3	15,3
CA	74,0	117,0	115,0	102,0	24,3
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	98,07	96,95	97,01	97,34	

PARAMETRO COR (mg Pt-Co.L ⁻¹)	TRAT. 1 Clor. Férrico	TRAT. 2 Clor. Férrico	TRAT. 3 Clor. Férrico	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	3840,0	3840,0	3840,0	3840,0	0,0
CM	2830	2860	2880	2856,7	25,2
CO ₁	1020	580	1560	1053,3	490,8
CO ₂	430	469	1230	709,7	451,0
CA	401	230	519	383,3	145,3
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	89,56	94,01	86,48	90,02	

PARAMETRO COR (mg Pt-Co.L ⁻¹)	TRAT. 1 sulfato de alumínio	TRAT. 2 sulfato de alumínio	TRAT. 3 sulfato de alumínio	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	4080,0	4080,0	4080,0	4080,0	0,0
CM	3510	2700	2500	2903,3	534,8
CO ₁	870	580	460	636,7	210,8
CO ₂	270	440	330	346,7	86,2
CA	180	90	40	103,3	70,9
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	95,6	97,8	99,0	97,5	

APÊNDICE C

Quadro C.2: Caracterização do tratamento completo em triplicada – Parâmetro Turbidez

PARAMETRO TURBIDEZ (NTU)	TRAT. 1 PGa21Ca	TRAT. 2 PGa21Ca	TRAT. 3 PGa21Ca	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	8,1	8,1	8,1	8,1	0,0
CM	12,3	10,8	8,9	10,7	1,7
CO ₁	10,8	7,8	6,6	8,4	2,2
CO ₂	2,0	2,2	2,1	2,1	0,1
CA	2,3	3,6	3,4	3,1	0,7
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	71,6	55,6	58,0	61,7	

PARAMETRO TURBIDEZ (NTU)	TRAT. 1 Clor. Alumínio	TRAT. 2 Clor. Alumínio	TRAT. 3 Clor. Alumínio	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	11,2	11,2	11,2	11,2	0,0
CM	12,2	11,2	8,26	10,6	2,0
CO ₁	2,0	1,24	1,64	1,6	0,4
CO ₂	1,85	1,22	1,12	1,4	0,4
CA	2,73	5,92	3,71	4,1	1,6
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	75,63	47,14	66,88	63,21	

PARAMETRO TURBIDEZ (NTU)	TRAT. 1 Clor. Férrico	TRAT. 2 Clor. Férrico	TRAT. 3 Clor. Férrico	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	11,2	11,2	11,2	11,2	0,0
CM	12,7	18,2	11,1	14,0	3,7
CO ₁	10,7	9,04	8,31	9,4	1,2
CO ₂	13,6	9,13	11,5	11,4	2,2
CA	12,3	18,3	14,6	15,1	3,0
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	-9,8	-63,4	-30,4	-34,5	

PARAMETRO TURBIDEZ (NTU)	TRAT. 1 sulfato de alumínio	TRAT. 2 sulfato de alumínio	TRAT. 3 sulfato de alumínio	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	10,4	10,4	10,4	10,4	0,0
CM	17	21	23	20,3	3,1
CO ₁	11,8	18,2	8,96	13,0	4,7
CO ₂	5,71	5,5	5,84	5,7	0,2
CA	4,04	0,7	2,87	2,5	1,7
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	61,2	93,3	72,4	75,6	

APÊNDICE C

Quadro C.3: Caracterização do tratamento completo em triplicada – Parâmetro DQO

PARAMETRO DQO (mg L ⁻¹)	TRAT. 1 PGa21Ca	TRAT. 2 PGa21Ca	TRAT. 3 PGa21Ca	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	2185	2185	2185	2185,0	0,0
CM	1827	1444	1590,0	1620,3	193,3
CO ₁	734	793	687	738,0	53,1
CO ₂	574	648	524	582,0	62,4
CA	289	269	270	276,0	11,3
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	86,8	87,7	87,6	87,4	

PARAMETRO DQO (mg L ⁻¹)	TRAT. 1 Clor. Alumínio	TRAT. 2 Clor. Alumínio	TRAT. 3 Clor. Alumínio	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	2425	2425	2425	2425,0	0,0
CM	1396	1898	1492	1595,3	266,5
CO ₁	686	818	662	722,0	84,0
CO ₂	674	554	519	582,3	81,3
CA	363	351	327	347,0	18,3
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	85,5	85,5	86,5	85,8	

PARAMETRO DQO (mg L ⁻¹)	TRAT. 1 Clor. Férrico	TRAT. 2 Clor. Férrico	TRAT. 3 Clor. Férrico	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	2425	2425	2425	2425,0	0,0
CM	1540	1635	2018	1731,0	253,0
CO ₁	973	638	698	769,7	178,6
CO ₂	830	483	614	642,3	175,2
CA	495	366	470	443,7	68,4
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	79,6	84,9	80,6	81,7	

PARAMETRO DQO (mg L ⁻¹)	TRAT. 1 sulfato de alumínio	TRAT. 2 sulfato de alumínio	TRAT. 3 sulfato de alumínio	Média (\bar{x})	Desvio padrão (σ)
Lix. Bruto – <i>in natura</i>	2209,0	2209,0	2209,0	2209,0	0,0
CM	917,0	1874,0	1540,0	1443,7	485,7
CO ₁	774,0	989,0	630,0	797,7	180,7
CO ₂	750,0	504,0	375,0	543,0	190,5
CA	391,0	346,0	370,0	369,0	22,5
EFICIÊNCIA TOTAL (%)	82,3	84,3	83,3	83,3	