

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

Mayara Caroline Santos Godoi

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR MEIO
DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2019**

Mayara Caroline Santos Godoi

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR MEIO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Câmpus* Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Joseane Débora
Peruço Theodoro

**LONDRINA
2019**



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR MEIO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO

por

Mayara Caroline Santos Godoi

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no dia 05 de Julho de 2019 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Msc. Isabela Bruna de Tavares Machado Bolonhesi

Profa. Dra. Joseane Débora Peruço Theodoro
(UTFPR)
Orientadora

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me dar a oportunidade de entrar na Universidade e por me dar forças e saúde para permanecer e não desistir nem sequer de uma matéria.

Aos meus pais, Vilma e Milton por me incentivarem desde o início sempre com muito amor e compreensão, além de me manterem financeiramente por todo esse tempo. E um agradecimento especial à minha mãe Vilma que além de tudo, sempre se mostrou interessada em compreender minhas dificuldades e sempre me deu a mão diante de toda e qualquer dificuldade, até mesmo no momento que surgiram lágrimas ao longo do curso.

À minha amiga Roseane por dar a maior força de todas principalmente no início da faculdade, num momento em que eu estava completamente perdida e desatualizada (sem ela tudo seria extremamente difícil), além dos demais colegas que estiveram comigo ao longo dessa jornada: Karoline, Naldisya, Vinícius, Rodrigo, Ellen, Júlio, Luiza, entre muitos outros que fizeram parte do meu dia a dia, contribuindo não somente com a amizade, mas também me ajudando a estudar cada vez mais.

Agradeço também à minha querida professora orientadora Joseane Débora Peruço Theodoro pela paciência diante de minhas dúvidas e dificuldades, sempre disposta a ajudar e sempre compreensiva diante dos problemas.

Por fim, agradeço à Universidade Tecnológica Federal do Paraná por me conceder o espaço que se tornaria cenário da construção de um sonho, da construção do meu futuro, além de todas as pessoas que contribuíram de alguma forma com minha formação.

“É muito melhor lançar-se em busca de conquistas grandiosas, mesmo expondo-se ao fracasso, do que alinhar-se com os pobres de espírito, que nem gozam muito nem sofrem muito, porque vivem numa penumbra cinzenta onde não conhecem nem vitória, nem derrota” (Theodore Rossevelt).

RESUMO

Godoi, Mayara C. S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de eletrocoagulação e filtração**. 2019. 52 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

A deposição de resíduos em aterros sanitários é uma das soluções cabíveis para resolver a problemática de resíduos urbanos, porém, gera um grave atenuante devido seu potencial elevado de contaminação: o lixiviado. O objetivo deste estudo foi aplicar o processo de eletrocoagulação (EC) como tratamento do lixiviado de aterro sanitário, para: comparar sua efetividade ao variar o pH e o tempo, por meio da utilização de eletrodos de ferro; avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação, na remoção dos parâmetros turbidez e cor aparente, e na variação também da corrente elétrica e da condutividade elétrica, analisando os ensaios antes e pós filtração; e avaliar o desempenho dos eletrodos por meio do cálculo de perda de massa e os custos referentes ao processo. Foram realizados 18 ensaios de EC variando pH (ácido, básico e neutro) e tempo (40, 60 e 80 min), e posteriormente foi utilizado um filtro de papel em cada amostra, a fim de verificar se havia redução ou variação dos parâmetros analisados. Constatou-se que a melhor eficiência dos parâmetros cor aparente, cor verdadeira e turbidez ocorreu principalmente no ensaio 10 cujo pH foi 5,83, turbidez de 65,1 uT (42,9 uT pós filtração), cor aparente de 262 uH e cor verdadeira de 262 uH (pós filtração). Os melhores resultados foram, sobretudo, para ensaios cujo pH era ácido após a utilização do filtro. Contudo, quanto menor o pH maior é o desgaste do eletrodo, que acarreta em maior custo de operação, o que não reduz a vantagem de se aplicar a eletrocoagulação em meio ácido, devido aos valores de remoção serem elevados. O custo do ensaio 10 que apresentou a melhor eficiência levando em conta todos os parâmetros foi de 4,50 R\$/m³, que, conforme já citado, é elevado devido ao maior desgaste que ocorre quando o pH é baixo. Verificou-se que o desgaste do eletrodo aumenta a condutividade elétrica dos ensaios e que quanto maior a condutividade menor a resistência à passagem elétrica, aumentando, portanto, a coagulação e floculação do lixiviado e conseqüentemente removendo maiores impurezas. O ensaio, onde ocorreu maior desgaste foi o ensaio 11 com pH_{inicial} de 2,77 desgastando 2,68 mg de eletrodo, e o que teve menor desgaste foi o ensaio 13 com pH_{inicial} de 8,57 e um desgaste de 0,75 mg, sendo este um ensaio neutro com redução mediana de cor e turbidez. Diante das afirmações pode-se dizer que a eletrocoagulação é eficiente na remoção de cor aparente e turbidez de lixiviado de aterro, e que a utilização do filtro de papel atua como um polimento para este tratamento físico-químico, auxiliando na redução de partículas em suspensão presentes em excesso no efluente.

Palavras-chave: Eletrodos, remoção de turbidez, remoção de cor.

ABSTRACT

Godoi, Mayara C. S. **Treatment of landfill leachate by means of the electrocoagulation and filtration process**. 2019. 52 p. Undergraduate thesis. (Environmental engineering). Federal Technological University of Paraná.

The deposition of waste in landfills is one of the possible solutions to solve the problem of urban waste, however, it generates a serious mitigating factor due to its high potential of contamination: the leachate. The purpose of this study was to apply the electrocoagulation process (EC) as a treatment of landfill leachate to: compare its effectiveness by varying pH and time, through the use of iron electrodes; to evaluate the efficiency of the electrocoagulation process, in the removal of turbidity and apparent color parameters, and also in the variation of electric current and electrical conductivity, analyzing the tests before and after filtration; and to evaluate the performance of the electrodes by calculating mass loss and process costs. Eighteen EC tests were performed, varying pH (acid, basic and neutral) and time (40, 60 and 80 min), and then a paper filter was used in each sample in order to verify if there was reduction or variation of the analyzed parameters. It was found that the best efficiency of the parameters apparent color, true color and turbidity occurred mainly in the sample 10, whose pH was 5,83, turbidity of 65,1 uT (42,9 uT post-filtration), apparent color of 262 uH and true color of 262 uH (post-filtration). The best results were mainly for tests whose pH was acid after the use of the filter. However, the lower the pH the higher the wear of the electrode, which results in higher operating costs, which does not reduce the advantage of electrocoagulation in an acid medium, due to the removal values being high. The cost of the sample 10 that presented the best efficiency taking into account all the parameters was of 4,50 R\$/m³, which as already mentioned, is high due to the higher wear that occurs when the pH is low. It was verified that the wear of the electrode increases the electrical conductivity of the tests and that the higher the conductivity the lower the resistance to electrical passage, thus increasing the coagulation and flocculation of the leachate and consequently removing larger impurities. The sample, which the greatest wear occurred, was sample 11 with an initial pH of 2,77 using 2,68 mg of electrode, and the one that had the least wear was the test 13 with initial pH of 8.57 and a wear of 0,75 mg, this being a neutral test with a medium color reduction and turbidity. In view of the statements, it can be said that electrocoagulation is efficient in the removal of impurities from effluents, and that the use of the filter (paper) acts as a polishing for this physical-chemical treatment, aiding in the reduction of suspended particles present in excess in the effluent.

Key-words: Electrodes, turbidity removal, color removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de geração de lixiviado em aterro sanitário.....	15
Figura 2- Esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia num aterro de Resíduos Sólidos Urbanos.	16
Figura 3 - Diagrama esquemático de reator de eletrocoagulação de bancada	21
Figura 4 - Etapas das reações do eletrodo.....	22
Figura 5 - Diagrama da solubilidade dos hidróxidos de Fe^{+3} em função do pH.....	23
Figura 6 - Diagrama da solubilidade dos hidróxidos de Fe^{+2} em função do pH.....	24
Figura 7 - Laboratório da universidade, onde foram realizadas as análises.....	29
Figura 8 - Esquema de reator de eletrocoagulação a nível de bancada.	30
Figura 9 - Reator montado para realização das análises.	30
Figura 10 - Fotos dos equipamentos utilizados para realização das análises.....	32
Figura 11 - Filtro que será utilizado após a eletrocoagulação.	34
Figura 12 - Reator e sistema de filtração.....	34
Figura 13- Recipiente com filtro para realização da filtragem.....	35
Figura 14 - Amostras sendo filtradas após coleta.	35
Figura 15- Amostra bruta antes e após a filtração, respectivamente.	39
Figura 16- Eficiência de remoção do parâmetro cor aparente para as amostras analisadas	40
Figura 17 - Amostra neutra após a eletrocoagulação.....	41
Figura 18 - Amostras após a eletrocoagulação com e sem filtração.	41
Figura 19- Eficiência de remoção do parâmetro turbidez para as amostras analisadas	42
Figura 20- Variação do parâmetro de condutividade elétrica para as amostras analisadas	43
Figura 21- Variação do parâmetro pH para as amostras analisadas	44
Figura 22- Gráfico do custo para cada ensaio.....	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Comparação entre os valores encontrados para esgotos domésticos e lixiviados.....	17
Tabela 2- Composição dos lixiviados em aterros brasileiros.....	17
Tabela 3 - Valores médios de DQO, DBO e pH para aterros em diferentes cidades	18
Tabela 4- Ensaio	31
Tabela 5- Correção do pH.....	32
Tabela 6 - Equipamentos, métodos e parâmetros utilizados no processo.	32
Tabela 7- Especificações da embalagem do filtro.	34
Tabela 8- Ensaio	37
Tabela 9- Valores dos parâmetros analisados para a amostra bruta sem filtração...38	
Tabela 10 -Valores dos parâmetros analisados para a amostra bruta com filtração.38	
Tabela 11 - Tabela de gasto teórico e custo da aplicação da eletrocoagulação.	45

Sumário

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo geral	13
2.2 Objetivos específicos	13
3. REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 Aterro sanitário	14
3.2 Geração de lixiviado	15
3.3 Métodos de tratamento de lixiviado	18
3.4 Eletrocoagulação	20
3.4.1 Funcionamentos da eletrocoagulação	20
3.4.2 Reações eletroquímicas do eletrodo	22
3.5 Parâmetros físico químicos	24
3.5.1 Cor aparente	24
3.5.2 Turbidez	25
3.5.6 Condutividade elétrica	25
3.5.7 pH	26
3.6 Gasto energético e perda de massa do eletrodo	26
3.7 Legislação	27
4. MATERIAIS E MÉTODOS	29
4.1 Amostragem	29
4.2 Ensaio de eletrocoagulação	29
4.2.1 Reator	29
4.2.2 Ensaio	31
4.2.3 Análise dos parâmetros	32
4.2.4 Filtração	33
4.2.5 Gasto energético e perda de massa do eletrodo	35
4.2.6 Custo da operação	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1 Caracterização da amostragem	37
5.2 Eficiências de remoção e variação dos parâmetros analisados	39
5.2.1 Remoção da cor aparente (uH)	39
5.2.2 Remoção da turbidez (uT)	42
5.2.3 Variação da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	43
5.2.4 Variação do pH	44
5.3 Gasto energético e custo da operação	45
6. CONCLUSÕES	47
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49

1. INTRODUÇÃO

A deposição de resíduos em aterros sanitários é uma das soluções cabíveis para resolver a problemática de resíduos urbanos, porém, gera um grave atenuante que vem sendo estudado com maior frequência devido seu potencial elevado de contaminação: o lixiviado.

O lixiviado é um líquido escuro gerado pela degradação dos resíduos em aterros sanitários. Ele é originário de três diferentes fontes: - da umidade natural do lixo, aumentando no período chuvoso; - da água de constituição da matéria orgânica, que escorre durante o processo de decomposição; - das bactérias existentes no lixo, que expõem enzimas capazes de dissolver a matéria orgânica acarretando em formação de líquidos (SERAFIM et al, 2003).

A caracterização do lixiviado não é algo simples de se realizar, pois é muito variável de acordo com os resíduos presentes na decomposição que o originou.

Quando os resíduos são bem segregados haverá um tipo de chorume característico de resíduo orgânico em sua maior parte. Porém em locais onde não ocorre essa segregação e haverá vestígios de resíduos plásticos, vidros, isopores e até mesmo resíduos eletrônicos, o lixiviado será contaminado, devido aos constituintes desses materiais variados. No processo de decomposição desses materiais, ocorrerão processos químicos gerando compostos tóxicos, como por exemplo, compostos orgânicos xenobióticos que são altamente contaminantes.

Há dificuldades ao se utilizar tratamentos biológicos para lixiviado de aterro sanitário, por conta de sua vazão e carga orgânicas muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, sobretudo pela maior parte da matéria orgânica presente ser recalcitrante, de difícil remoção por processos biológicos, além do fato de que muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (Silva et al, 2000).

Um possível tratamento desse efluente é a eletrocoagulação (EC). Segundo Theodoro (2010), a EC é um método em destaque quando comparado a outros, pois é uma técnica versátil de fácil operação. A metodologia consiste basicamente, em reações de oxidação e redução com a dissolução anódica do ferro e a produção de hidróxidos através da hidrólise da água, sendo formados hidróxidos metálicos

gelatinosos que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão no meio aquoso, promovendo a remoção dos poluentes por eletroflotação.

Com isso o objetivo deste trabalho é realizar eletrocoagulação como tratamento do lixiviado de aterro sanitário, com e sem filtração, a fim de avaliar se há melhoria nos parâmetros de cor aparente, turbidez, pH e condutividade elétrica.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo geral, realizar o processo de eletrocoagulação como tratamento do lixiviado de aterro sanitário (chorume), comparando sua efetividade em meio neutro, ácido e básico, por meio da utilização de eletrodos constituídos por placa de ferro.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência da eletrocoagulação no tratamento de lixiviado, na remoção dos parâmetros turbidez, cor aparente, seu efeito no pH, corrente elétrica e condutividade elétrica do efluente.
- Avaliar o desempenho dos eletrodos por meio do cálculo de perda de massa durante a eletrocoagulação e os custos referentes ao processo, considerando o desgaste dos eletrodos e consumo de energia elétrica.
- Avaliar o efeito do processo de filtração como complemento ao tratamento por eletrocoagulação.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Aterro sanitário

Segundo Van Elk (2007), a disposição dos resíduos sólidos urbanos em obras de engenharia como os aterros sanitários é um meio de garantir que não sejam causados danos à saúde pública e ao meio ambiente, pois há critérios técnicos que são projetados na construção de aterros para que essa garantia seja efetiva. Essa técnica permite que se tenha um controle sobre todo o processo e apresenta uma boa relação custo-benefício quando comparado às outras técnicas de tratamento de resíduos sólidos. Outra vantagem é que os aterros precisam apenas de uma área para implantação, sem necessidade de utilização de muitos recursos para sua implantação, e comporta qualquer tipo de resíduo em qualquer quantidade, podendo ser aplicado a qualquer comunidade.

Em linhas gerais, as características dos lixiviados podem ser divididas em três grandes grupos. O primeiro deles abarca os parâmetros físico-químicos, em outras palavras, parâmetros que constituem a parte orgânica dos lixiviados. Já o segundo grupo representa a parte inorgânica (cátions, ânions e metais pesados). E, por último, os grupos biológicos, compostos por microrganismos de diferentes filos.

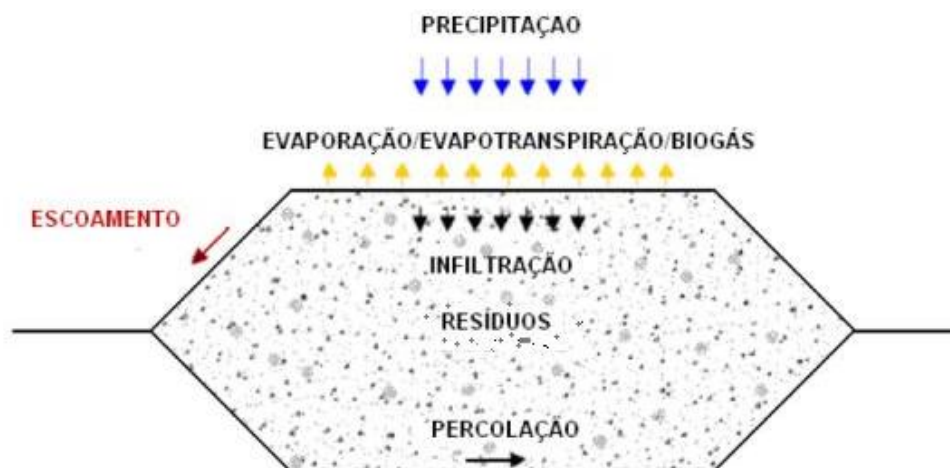
Segundo LANZA (2010), a disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos representa um grave passivo ambiental para a maioria dos municípios brasileiros, configurando-se, inclusive, como um problema ambiental e de saúde pública, contrariando assim o Art.225 que diz que *“todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”*. No mundo, vários episódios de contaminação de solos e águas subterrâneas são atribuídos aos depósitos de lixo, até mesmo aqueles onde foram implantadas medidas de controle, como drenos, impermeabilizações, etc.

Outro fato citado por Van Elk (2007) é que o aterro pode ser comparado a um reator dinâmico, pois permite que ocorram reações químicas e biológicas, que geram biogás como emissão atmosférica, lixiviado como efluente e húmus como resíduo mineralizado, por meio da decomposição da matéria orgânica.

3.2 Geração de lixiviado

Lixiviado é o líquido gerado pela degradação dos resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário, ele tem como característica uma cor escura e é originário de três principais fontes, sendo elas: da própria umidade natural dos resíduos, que aumentam quando há incidência de chuvas, da água que é liberada do processo de decomposição pelos resíduos orgânicos e por meio das bactérias existentes nos resíduos que liberam enzimas capazes de realizar a dissolução dos compostos orgânicos presentes (SERAFIM et al., 2003).

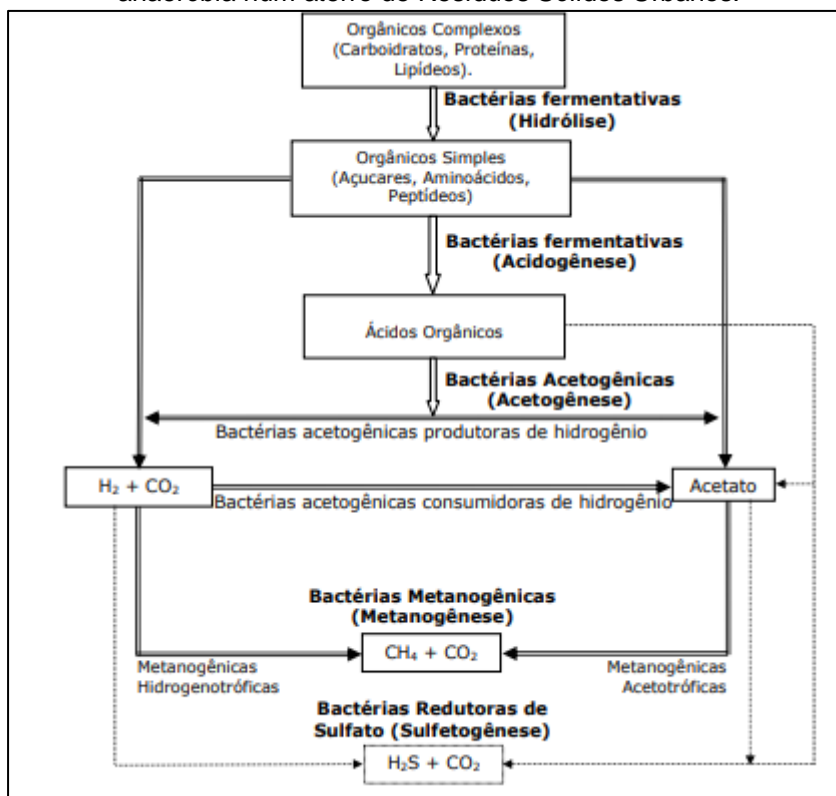
Na Figura 1 consta um esquema de aterro sanitário onde é possível visualizar os fatores que influenciam na formação do lixiviado, conforme modelo descrito por Catapreta (2008)



Fonte: CATAPRETA, 2008.

Para que o lixiviado seja gerado, a atuação das bactérias possui total importância (Figura 2). Pela decomposição anaeróbia, ocorre um processo complexo de redução das partículas sólidas e da matéria orgânica em compostos mais simples e solúveis em água. Os produtos solubilizados após a decomposição são eliminados em forma de lixiviado e convertidos em metano e dióxido de carbono (ARIAS, 1994).

Figura 2- Esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia num aterro de Resíduos Sólidos Urbanos.



Fonte: Adaptado de GUIMARAES e NOUR (2001).

Segundo a CETESB (2017), o lixiviado pode se infiltrar na superfície, causando contaminação do solo e no lençol freático local, devido ao seu elevado potencial poluidor. Outro agravante da disposição inadequada de resíduos é a atração de moscas e vetores que causam doenças, por isso há a importância em depositar resíduos em aterros sanitários, que permitem um tratamento adequado e impede que sejam causados menores danos possíveis ao meio ambiente.

Há uma grande relação entre a fase de decomposição do lixiviado e o impacto que é causado por ele, pois um lixiviado de aterro novo após ocorrência de precipitação, tem por característica pH ácido, alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), valor elevado de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e compostos altamente tóxicos em sua composição, como por exemplo: material eletrônico, além das possíveis reações químicas que podem ocorrer na mistura de componentes diversos ali presentes. Quando o aterro possui um maior tempo de funcionamento ocorre uma redução significativa na biodegradabilidade dos resíduos ali presentes, devido à conversão de parte dos componentes biodegradáveis restantes em CO₂ e metano (SERAFIM et al., 2003). Valores típicos de DQO, DBO₅, etc.

Para demonstrar a complexidade que o lixiviado de aterro possui, bem como as características do local onde os resíduos estão depositados interferem nos principais parâmetros, foi utilizada a Tabela adaptada de LIMA (2006) que compara valores de lixiviados advindos de aterros sanitários com menos de 1 ano de funcionamento com parâmetros analisados para esgotos domésticos brutos, conforme Tabela 1.

Tabela 1- Comparação entre os valores encontrados para esgotos domésticos e lixiviados

Parâmetros	gerados em aterros sanitários	
	Valores para lixiviados (aterro 1 ano)	Valores para esgotos domésticos brutos
pH ⁽¹⁾	5,2 - 6,4	6,7 - 7,5
DBO ₅ ⁽²⁾	7500 - 28000	200 - 500
DQO ⁽²⁾	10000 - 40000	400 - 800
Nitrogênio total ⁽²⁾	56 - 482	35 - 70
Nitrato ⁽²⁾	0,2 - 0,8	0 - 2
Alcalinidade ⁽²⁾	800 - 4000	110 - 170
Sólidos dissolvidos totais ⁽²⁾	10000 - 14000	500 - 900
Sólidos suspensos totais ⁽²⁾	100 - 700	200 - 450

(1) pH: adimensional

(2) Valores medidos em mg/L

Fonte: Adaptado de Lima (2006).

Pela Tabela 1 é possível verificar através da DQO e da DBO₅, o quanto o lixiviado possui carga orgânica elevada. Já em âmbito nacional, dados coletados também pelo IBAM (2001) mostram que o lixiviado varia também de acordo com a localização do aterro pelo país, mostrando, portanto, as seguintes características do lixiviado gerado ao longo do Brasil, apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2- Composição dos lixiviados em aterros brasileiros

Parâmetros	Unidades	Faixa de Variação	
		Máximo	Mínimo
pH	-	8,70	5,90
DQO	mg/L	28000	966
DBO ₅	mg/L	19800	480
Nitrogênio Total - Kjeldahl	mg/L	3140	15
Nitrogênio Nitrato	mg/L	5,50	0
Nitrogênio Nitrito	mg/L	0,10	0
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2900	6

Fonte: Adaptado de Lima (2006).

A utilização desses valores não pode ser extrapolada para todo território brasileiro, uma vez que cada região do país possui condições climáticas diferentes, bem como diferenças sociais, culturais e econômicas que levam a composições singulares de resíduos sólidos gerados que, conseqüentemente, influenciam as características dos lixiviados, como mostra a Tabela 3.

Tabela 3 - Valores médios de DQO, DBO e pH para aterros em diferentes cidades

Localidades	DQO (mgO ₂ /L)	DBO (mgO ₂ /L)	pH (adimensional)
Niterói	11500	4000	8
Rio de Janeiro	3470	494	8
Belo Horizonte	1543	176	n.d.*
Brasília	800	n.d.*	7,60
Porto Alegre	9379	4976	8,40

(*) não disponível.

Fonte: Rodrigues (2004).

Diante do exposto, estudam-se tratamentos do lixiviado, pois como Rodrigues (2007) ressalta, o lixiviado deve ter um tratamento adequado até que seja permitido seu lançamento em corpos hídricos, atendendo aos padrões exigidos pela legislação vigente.

3.3 Métodos de tratamento de lixiviado

O termo recalcitrância representa a dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas na natureza. Sendo os microrganismos os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, o indício de recalcitrância ou persistência no meio ambiente é representado quando estes possuem incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias (MORAIS, 2005). Diante disto, torna-se necessário compreender quais são os possíveis tratamentos para esse efluente extremamente recalcitrante, sendo estes os seguintes:

Tratamento biológico, que segundo VON SPERLING (1997), é um processo que tem como objetivo remover os sólidos coloidais e estabilizar a matéria orgânica, e caso seja possível, remover o nitrogênio e o fósforo. Os processos que são responsáveis por estabilizar a matéria orgânica são o catabolismo e anabolismo.

Tratamento físico-químico para Rodrigues (2013) é realizado por meio de mecanismos para retenção de sólidos e pela adição de produtos químicos que alteram as características da água residuária, com enfoque em remover os compostos indesejáveis. Este tratamento possui alguns processos, conforme citado abaixo.

- Evaporação - é um dos processos mais simples dentre os que fazem parte do tratamento físico-químico, pois seu principal objetivo é reduzir o volume do lixiviado por meio de aquecimento, onde são eliminados compostos voláteis, como alguns ácidos orgânicos e uma parcela do N-Amônia. Entretanto, segundo PALMA et al. (2002), mesmo havendo redução dos compostos

citados anteriormente, o resíduo gerado é altamente concentrado, dificultando posteriores tratamentos, e os sólidos dissolvidos permanecem como resíduo.

- Coagulação/Floculação – Fazem parte de um mesmo tratamento, que consiste em alterar cargas elétricas das matérias em suspensão, promovendo a aglutinação, floculação e, conseqüentemente possibilitando um terceiro tratamento, a sedimentação, o que permite a remoção dos sólidos do efluente. Com isso os valores de DBO, DQO e da concentração de nutrientes são reduzidos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).
- Adsorção – Para adsorção existem algumas substâncias químicas capazes de realizar esse processo por meio de matrizes sólidas que permitem que ocorra o macrotransporte dos poluentes na solução até a interface do adsorvente, seguido de microtransporte onde ocorre a difusão do poluente até a interface do adsorvente e por fim a sorção que realiza a fixação do poluente nos sítios ativos de maneira física ou química (FLECK, 2003), o que conseqüentemente remove os poluentes da solução. Como exemplo de matriz sólida muito utilizada, temos o carvão ativado, capaz de remover a matéria orgânica recalcitrante e o N-amoniaco (RENOU et al., 2008).
- Precipitação química – A precipitação dos sólidos dissolvidos no efluente, ocorre por meio da diminuição da solubilidade de alguns compostos, que acabam por promover a remoção da matéria orgânica, do N-amoniaco e dos metais pesados (FLECK, 2003). Há diversos tipos de precipitação capazes de realizar essa solubilização.
- Stripping – Este método conhecido como arraste de ar, consiste em realizar transferência de massa que promove a volatilização de compostos presentes em uma fase líquida. O ar atmosférico é inserido no líquido e arrasta os compostos voláteis para a atmosfera. Pela lei de Henry é explicado esse fenômeno, em que o ar inserido apresenta uma concentração do composto a ser removido inferior quando comparado ao líquido por onde ele passará (SOUTO, 2009). Segundo Rodrigues (2013), para o tratamento do lixiviado o composto volátil é a amônia livre, a qual será arrastada do efluente para atmosfera.
- Filtração por membranas - Este processo emprega alta tecnologia, que pode ser usado na remoção de poluentes presentes também no lixiviado, onde

consiste em: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, as quais variam na remoção dos poluentes de acordo com o tamanho das partículas a serem retidas e do fluxo de passagem do lixiviado (FLECK, 2003; SILVA, 2002). A partir disto, segundo Silva (2002) é possível realizar a escolha da membrana correta para o tratamento, sabendo-se através da seletividade do realizador, o fluxo de permeação, o material de fabricação, espessura, rugosidade e carga elétrica da superfície. Lo (2006) relatam que o processo aplicado ao lixiviado de aterro sanitário, proporcionou uma remoção de 99% dos metais pesados e superior a 65% de remoção de matéria orgânica.

- Oxidação química - Jardim e Canela (2004) diz que neste processo ocorre uma reação de oxi-redução, que envolve a transferência de elétrons entre os reagentes presentes em uma solução. Ao perder elétrons por parte de um dos elementos acontece a oxidação, para o outro elemento há ganho de elétrons, acarretando então em redução. Na oxidação química total as moléculas são transformadas em CO_2 e água e na parcial há formação de subprodutos. Há a oxidação simples, que ocorre apenas utilizando-se oxidantes ozônio e peróxido de hidrogênio que fornece uma menor eficiência quando comparado com a oxidação provocada pelo radical hidroxila (OH), devido ao fato de o radical OH ser um milhão a um bilhão de vezes mais reativo que o O_3 e o H_2O_2 .

3.4 Eletrocoagulação

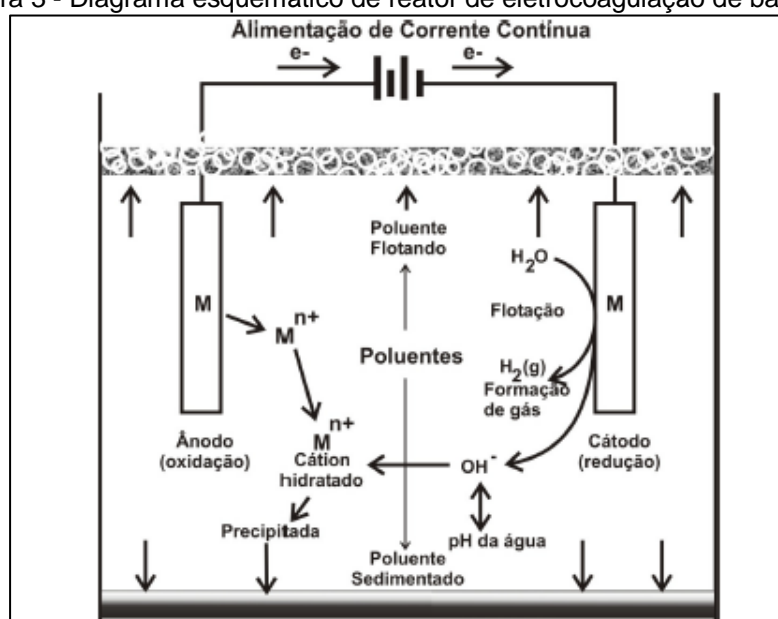
3.4.1 Funcionamentos da eletrocoagulação

A eletrocoagulação, também denominada de eletroflotação ou eletrofloculação consiste em utilizar um reator composto por um ânodo e um cátodo (Figura 3), onde ao ser aplicado um potencial por meio de uma fonte externa de energia ocorre oxidação do material que constitui o ânodo e redução ou deposição redutiva no cátodo (FORNARI, 2017).

Cerqueira (2011) ressalta que já houve diversas discussões acerca da complexidade dos fenômenos envolvidos na eletrocoagulação. Contudo foi percebido que ocorre formação de um agente coagulante no processo eletrolítico de oxidação do eletrodo de sacrifício, que promove a neutralização das cargas

superficiais, desestabilizando as partículas coloidais e realizando a quebra de emulsões (etapa de coagulação ou eletrocoagulação). Além disso, ocorre o crescimento dos flocos, por meio da coagulação realizada no processo anterior, devido ao fato de ser favorecida a aglutinação das partículas desestabilizadas (etapa de floculação ou eletrofloculação) e posteriormente há uma liberação de microbolhas de Oxigênio (O_2) no ânodo e de Hidrogênio (H_2) no cátodo, que ao colidirem com os flocos presentes no efluente quando sobem à superfície, acabam por serem adsorvidos por estes, reduzindo as impurezas em suspensão e tornando o efluente clarificado (etapa de flotação ou eletroflotação).

Figura 3 - Diagrama esquemático de reator de eletrocoagulação de bancada

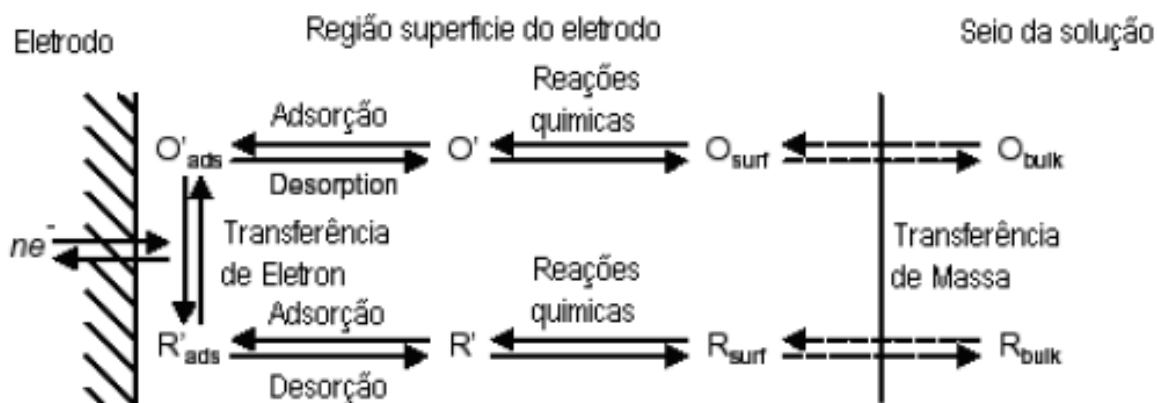


Fonte: MOLLAH (2000); CAN et al. (2005).

Essa geração eletroquímica do agente coagulante é de suma importância no processo de coagulação e depende de alguns fatores, tais como a condutividade elétrica da solução, a resistividade do meio e o potencial aplicado entre os eletrodos, onde ambos os parâmetros estão correlacionados, pois quando bem controlados permite que seja monitorada a geração do agente coagulante por meio da corrente obtida (MERMA, 2008).

No reator, o trabalho do eletrodo segundo MERMA (2008), ocorre por meio das reações na região interfacial entre o eletrodo e a solução, havendo assim gradientes de concentração e de potencial entre a superfície do eletrodo e o seio da solução que promovem transferência de massa por meio das reações de redução e oxidação (conforme consta na Figura 4), responsáveis por aglomerar as partículas de sujeira da solução e conseqüentemente tratar o efluente.

Figura 4 - Etapas das reações do eletrodo



Fonte: Merma, 2008.

3.4.2 Reações eletroquímicas do eletrodo

A eletrocoagulação ocorre por meio de mecanismos eletroquímicos, em que ocorre a dissolução dos ânodos e geração de bolhas de gás hidrogênio nos catodos, bem como pelos processos físico-químicos, sendo estes a desestabilização de sistemas coloidais pelos íons coagulantes gerados na dissolução dos ânodos. Com isso torna-se necessário compreender os fundamentos da eletrocoagulação que são: a eletroquímica, coagulação e floculação, pois estes permitem compreender melhor os mecanismos citados acima.

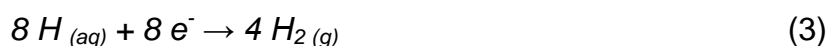
Os eletrodos de ferro, geram íons férricos por meio da oxidação eletroquímica podendo formar íons monoméricos $Fe(OH)_3$ (MOLLAH et al., 2004). CRESPILO & REZENDE (2004), ressaltam que os sólidos formados de $Fe(OH)_n$ formam uma suspensão gelatinosa que atraem eletrostaticamente ou por complexação os poluentes presentes no efluente, formando flocos.

CRESPILO & REZENDE (2004), destacam também os principais mecanismos de reações para os eletrodos de ferro:

Ânodo: (Equações 1 e 2)



Cátodo: (Equação 3)

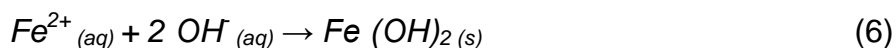


Reação Global: (Equação 4)

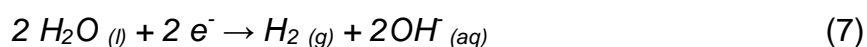


E o segundo mecanismo pelas reações:

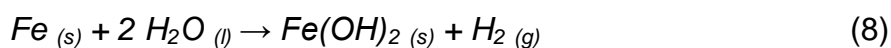
Ânodo: (Equações 5 e 6)



Cátodo: (Equações 7)

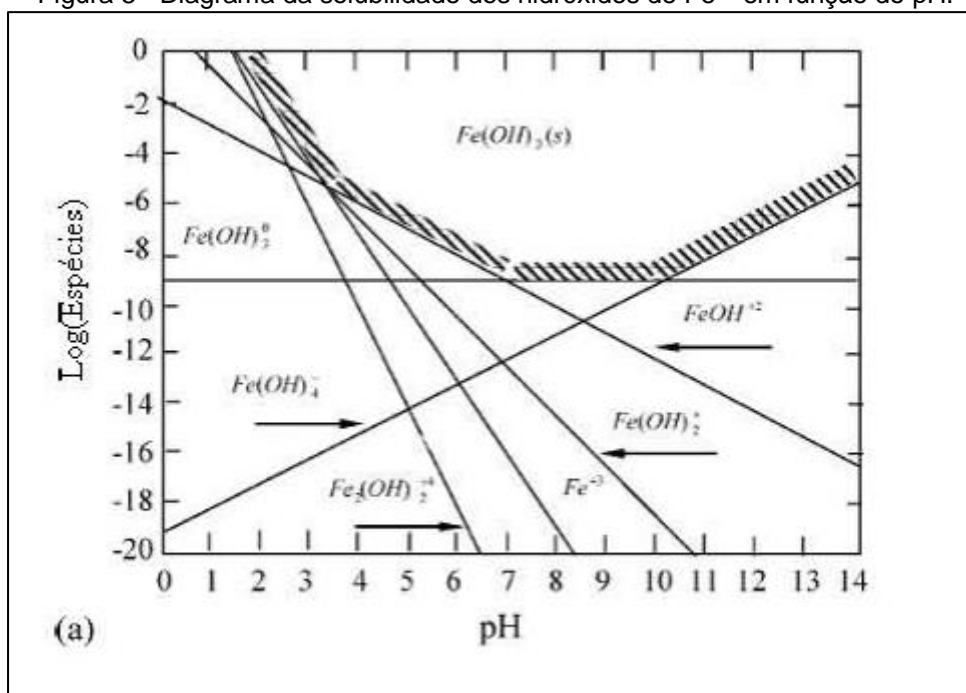


Reação Global: (Equações 8)



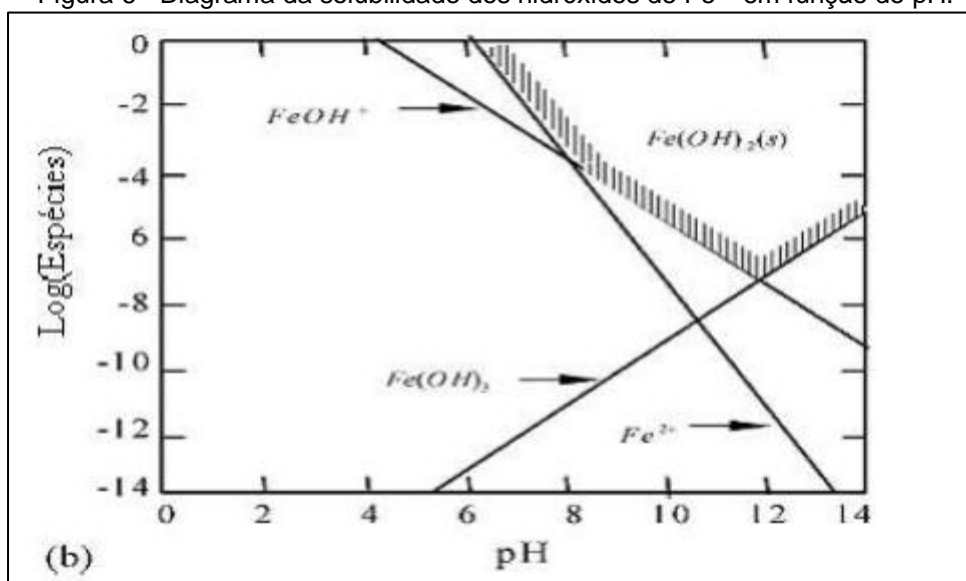
Os íons que são formados dependem do pH do meio aquoso. Nas Figuras 5 e 6 são apresentadas as solubilidades dos hidróxidos de ferro conforme a variação de pH:

Figura 5 - Diagrama da solubilidade dos hidróxidos de Fe^{3+} em função do pH.



Fonte: CERQUEIRA, 2016.

Figura 6 - Diagrama da solubilidade dos hidróxidos de Fe^{+2} em função do pH.



Fonte: CERQUEIRA, 2016.

3.5 Parâmetros físico químicos

As características do lixiviado são muito variáveis e dependentes de diversos fatores. Após os resíduos serem encaminhados ao destino final, ocorrem processos de decomposição, físicos, químicos e biológicos que produzem o lixiviado e gases (LO,1996). Segundo LIMA (2006), os fatores ambientais responsáveis pelo lixiviado gerado por meio da decomposição dos resíduos, como o regime pluviométrico, temperatura e idade do aterro e a composição dos resíduos depositados são incertos, dificultando a obtenção de parâmetros adequados para comparação.

A maioria dos sistemas de tratamento de lixiviados são dimensionados com base em parâmetros de esgotos domésticos. Essa falta de estudos sobre os lixiviados faz com que os sistemas de tratamento sejam ineficientes, por não haver avaliação de desempenho de remoção de poluentes, fazendo com que os valores obtidos não atendam às legislações vigentes (LIMA, 2006).

3.5.1 Cor aparente

A cor aparente é um dos parâmetros de maior relevância no estudo de eficiência de tratamento de efluentes. Trata-se de um processo biológico, que só ocorre quando há algum meio de transmissão da luz do sol pelo efluente. A cor é importantíssima na análise de remoção de poluentes em efluentes, demonstrando eficiência ou ineficiência do processo. Em um dos aterros estudados, sendo este o de Piraí - RJ, foram obtidos valores máximos e mínimos de cor de lixiviado, que

ficaram entre 3000 mgPt/L para o valor máximo e 400 mgPt/L para o valor mínimo, permitindo perceber o quanto a cor é elevada em lixiviado de aterros (LIMA, 2006).

3.5.2 Turbidez

A turbidez pode ser definida como uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. A alteração à penetração da luz na água decorre na suspensão, sendo expressa por meio de unidades de turbidez (também denominadas unidades de Jackson ou nefelométricas) (FUNASA, 2019).

A principal fonte de turbidez é a erosão dos solos, quando na época das chuvas as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água. Atividades de mineração, assim como o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, também são fontes importantes que causam uma elevação da turbidez das águas (ANA, 2019).

Ao contrário da cor, que é causada por substâncias dissolvidas, a turbidez é provocada por partículas em suspensão, sendo, portanto, reduzida por sedimentação (FUNASA, 2014).

Com isso, por saber que o lixiviado é um efluente complexo devido a variação de suas características, que ocorrem de aterro para aterro e por conter diversos compostos dos quais são difíceis de determinar, ele possui uma turbidez elevada devido a disponibilidade de partículas em suspensão presentes.

3.5.6 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água indica a sua capacidade de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas, que se dissociam em ânions e cátions. Quanto maior a concentração iônica da solução, maior é a oportunidade para ação eletrolítica e, portanto, maior a capacidade em conduzir corrente elétrica. Muito embora não se possa esperar uma relação direta entre condutividade e concentração de sólidos totais dissolvidos, já que as águas naturais não são soluções simples, tal correlação é possível para águas de determinadas regiões onde exista a predominância bem definida de um determinado íon em solução (FUNASA, 2014)

Em um aterro do Rio de Janeiro o valor médio encontrado de condutividade elétrica no lixiviado foi de 7,61, sendo o máximo de 8,61 e mínimo de 5,33 (LIMA, 2006).

3.5.7 pH

A eficiência da corrente comanda o efeito do pH na água ou efluente no processo de eletrocoagulação, pois quando o pH é neutro há um consumo mais elevado de potência quando comparado ao pH alcalino ou ácido, devido à variação da condutividade elétrica. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo (CHEN, 2004).

Ferreira (2013) destaca que o pH de um efluente possui grande influência na remoção da Demanda Química de Oxigênio e turbidez, pois segundo Kobya et al. (2006), as remoções de DQO são obtidas em meio ácido tanto para os eletrodos de alumínio quanto para os de ferro. São citados também, os estudos de Daneshvar et al (2004), que diz que o pH reduz seu valor na fase inicial quando está abaixo de 7, porém quando estiver acima de 9 a diminuição só ocorre durante o tratamento. Esse comportamento classifica a eletrocoagulação como uma técnica neutralizadora de pH.

Para o caso do lixiviado, segundo IBAM (2001), os valores máximos e mínimos de pH em lixiviados de aterros sanitários brasileiros são 8,7 e 5,9 respectivamente. A presença de ácidos acarreta uma queda no pH, podendo levar à solubilização de materiais inorgânicos (ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio), caracterizando a complexidade do lixiviado, pois essa acidez ocorre na fase inicial de decomposição do aterro (LIMA, 2006).

3.6 Gasto energético e perda de massa do eletrodo

A corrente elétrica é responsável por determinar a quantidade de metal utilizada no eletrodo que será oxidada no ânodo (THEODORO, 2010). Segundo Crespilho e Rezende (2004), valores altos de corrente elétrica no processo de eletrocoagulação não devem ser aplicados, devido à dissipação de potência que ocorrem nas soluções para este caso, o que acarreta num aumento de energia elétrica. Porém uma corrente baixa também possui implicações negativas, pois há uma relação com a quantidade de metal oxidado no ânodo.

Para Theodoro (2010), a técnica da eletrofloculação consiste em utilizar a corrente elétrica contínua, que promove uma reação de oxidação e redução por meio de eletrodos metálicos, onde ocorre a formação de hidróxidos metálicos gelatinosos que removem os poluentes.

Portanto em qualquer estudo onde é demandada energia elétrica, torna-se

necessária a compreensão sobre o gasto energético que o procedimento utilizará. Para verificar o desgaste do eletrodo e o consumo energético, alguns cálculos podem ser realizados para analisar se há viabilidade no experimento.

3.7 Legislação

Recentemente foi sancionada e regulamentada no Brasil a política nacional dos resíduos sólidos (PNRS), Lei 12.305/2010, que fornece diretrizes para a correta gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos no país, o que inclui os percolados gerados em aterros sanitários.

Como parâmetros para o tratamento em lançamento de lixiviado de aterro sanitário, deve-se consultar a resolução CONAMA nº 430/2011, primeira legislação brasileira a incluí-los, como citado no parágrafo 1º do artigo 16 informando que: Os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos neste artigo. Essa resolução altera e complementa a resolução CONAMA nº 357/2005, adotando os seguintes parâmetros para lançamento em corpos hídricos:

- pH entre 5 e 9;
- Cor verdadeira: até 75 uH;
- Turbidez: até 100 UT;
- Temperatura inferior a 40°C, não podendo causar ao corpo receptor variação superior a 3 °C na zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis até 1 ml/L em teste de uma hora em cone Imhoff;
- Ausência de materiais flutuantes; e
- Remoção mínima de 60% de DBO.

Apenas os parâmetros de cor verdadeira e turbidez não foram encontrados na CONAMA 430/2011, por isso os valores acima foram obtidos pela CONAMA 357/2005, para rios classe I e II, devido à falta de legislação para lixiviados de aterro sanitário e pelo fato de que ao longo dos anos os tratamentos de lixiviado foram baseados nessa resolução.

Além dos padrões de lançamento, qualidade mínima que o efluente deve apresentar ao fim do tratamento, deve-se também adequar o efluente final de modo a não alterar a classe do corpo receptor. De acordo com a resolução CONAMA nº 357/2005, o corpo hídrico receptor pode ser de água doce, salobra e salina, em

ambiente lótico ou em lântico. A remoção da matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal não garante a eliminação da toxicidade do efluente.

Diante do exposto, é possível concluir que os sistemas de tratamento combinados trazem maiores benefícios em relação à remoção dos poluentes e na minimização dos custos obtida pela redução dos reagentes empregados e da menor quantidade de resíduos gerados.

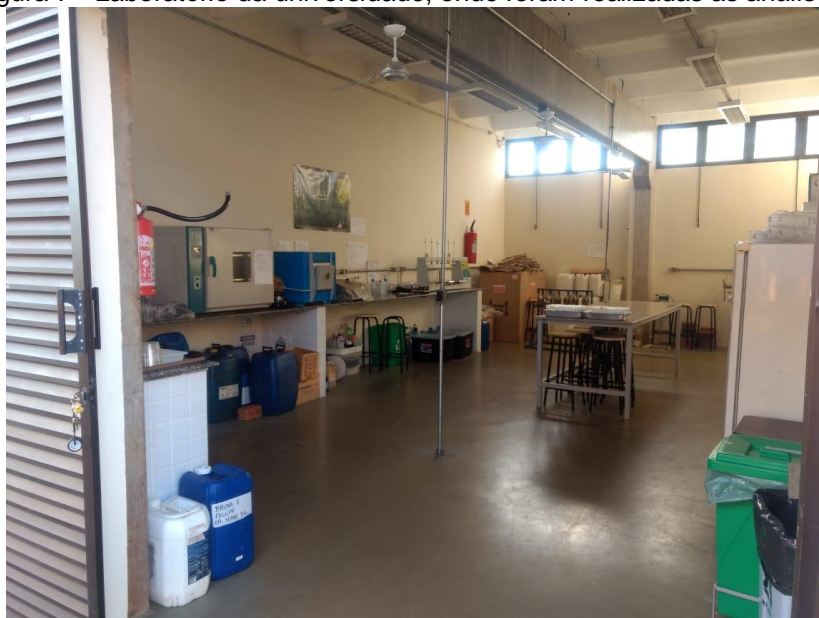
4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Amostragem

A coleta do lixiviado foi realizada na lagoa de despejo de lixiviado da empresa A. Coletou-se um galão de 50 litros de lixiviado que foi transportado até a Universidade Tecnológica Federal do Paraná para posteriormente realizar as devidas análises no Laboratório de Recursos Hídricos.

As análises de todos dos parâmetros de cor aparente, turbidez, condutividade elétrica e pH, foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos da UTFPR- LD (Figura 7), que fica localizado no bloco S, contendo os equipamentos necessários para realização das análises.

Figura 7 - Laboratório da universidade, onde foram realizadas as análises.



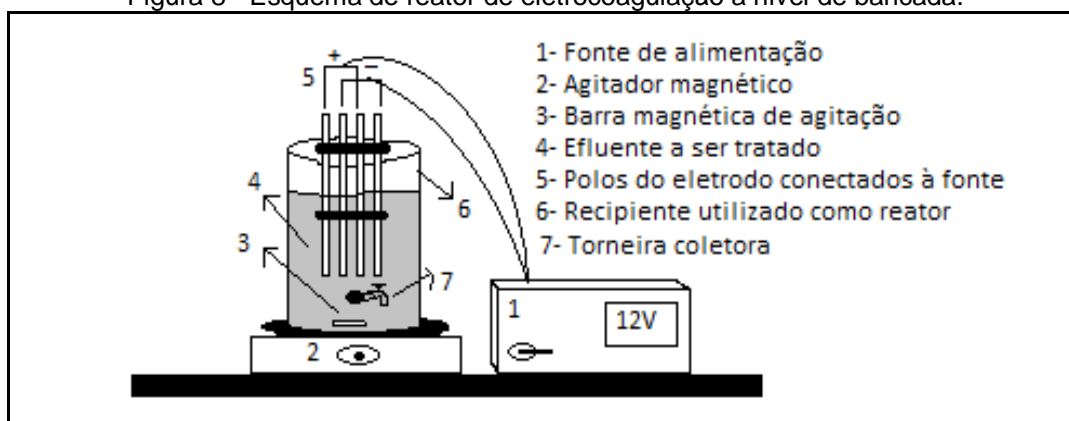
Fonte: Autoria Própria (2019).

4.2 Ensaio de eletrocoagulação

4.2.1 Reator

A eletrocoagulação foi realizada em um reator de bancada (Figura 8), que seguiu o modelo proposto por THEODORO (2017), constituído por um jarro de vidro circular com capacidade de 2L com torneira para facilitar a retirada do lixiviado; um eletrodo monopolar em paralelo com 1,5 cm de distância entre as quatro placas de ferro utilizadas, sendo 20 cm de altura, 5,5 cm de largura e 0,5 cm de espessura (cujo valor de mercado da barra de ferro é de 4,80 R\$/Kg); um agitador magnético e uma fonte externa do tipo ATX Vcom de 12 Volts de tensão.

Figura 8 - Esquema de reator de eletrocoagulação a nível de bancada.

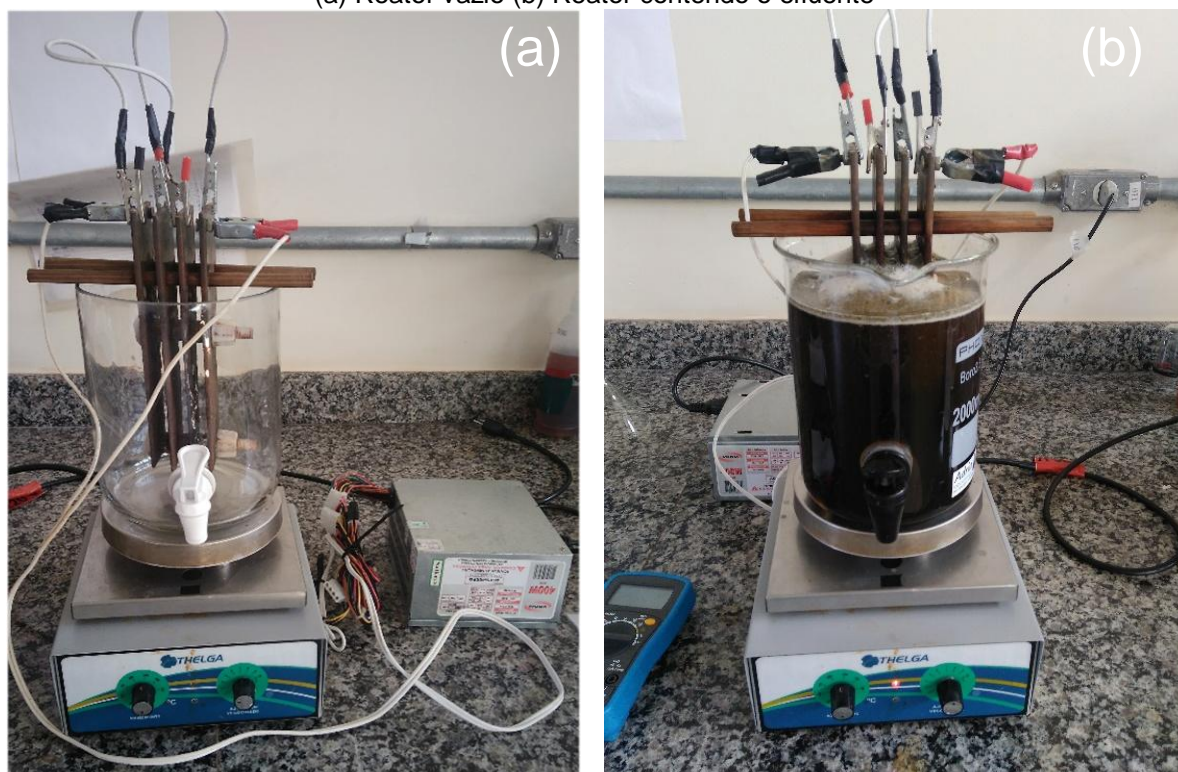


Fonte: Autoria própria (2018).

Deste modo após ser montado, o reator pode ser representado conforme consta na Figura 9a, sem o efluente e com a montagem completa incluindo o efluente conforme Figura 9b, para posteriormente ser realizado o processo de tratamento.

Figura 9 - Reator montado para realização das análises.

(a) Reator vazio (b) Reator contendo o efluente



Fonte: Autoria própria (2018).

Após montagem do reator e aplicação do procedimento no efluente foram coletadas as amostras, e realizadas as medições dos parâmetros já citados.

4.2.2 Ensaaios

As amostras foram submetidas aos ensaios elaborados pelo programa Statistica 7.0 conforme consta na Tabela 4, onde consistem em realizar 3^2 ensaios em três níveis (-1, 0, +1) sendo -1 as amostras ácidas, 0 amostras neutras e +1 amostras básicas nos tempos de 40, 60 e 80 minutos, baseadas em duas variáveis (tempo e pH), e também as réplicas dessas amostras, somando um total de 18 ensaios.

Tabela 4- Ensaaios

Ensaio	Tempo (min)	pH	pH _{final}	CA (uH)	CV (uH)	T (uT)	CE (μA)	Cond E (mS)
1	40	2,63						
2	60	2,63						
3	80	2,63						
4	40	8,32						
5	60	8,32						
6	80	8,32						
7	40	9,67						
8	60	9,67						
9	80	9,67						
10	40	2,77						
11	60	2,77						
12	80	2,77						
13	40	8,57						
14	60	8,57						
15	80	8,57						
16	40	9,57						
17	60	9,57						
18	80	9,57						
Bruta	-	-						

Obs: CA- Cor Aparente, T- Turbidez, CE- Corrente Elétrica, Cond E- Condutividade Elétrica.

As faixas de pH foram corrigidas de tal modo que ficassem abaixo ou próximo de 4 para ensaios cujo pH era ácido, acima de 9 para ensaios básicos, e para o

neutro seria o próprio valor natural de pH do lixiviado. Para obter os valores de pH ácido que constam na Tabela 4 foi necessário utilizar o HCl, já para alcalinizar a amostra foi utilizado o NaOH, (quantidades disponíveis no laboratório da Universidade), conforme consta na Tabela 5.

Para correção do pH dos ensaios, foram utilizadas as quantidades abaixo:

Tabela 5- Correção do pH.

pH	pH _{inicial}	Quantidade adicionada em mL	pH _{final}
Neutro	8,32	0	8,32
Ácido	8,32	340 (1M) + 50(1N) + 190(5N) + 250(5M) mL de HCl	2,63
Básico	8,32	600 mL de NaOH	9,67

Fonte: Autoria própria.

4.2.3 Análise dos parâmetros

As leituras dos parâmetros foram realizadas conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association, 1999)*, seguindo a metodologia e os equipamentos conforme a Tabela 5.

Tabela 6 - Equipamentos, métodos e parâmetros utilizados no processo.

Foto	Equipamentos utilizados	Métodos aplicados	Parâmetros analisados
a	Espectrofotômetro Hach DR 5000	Tristimulus 2120 C	Cor aparente
b	pHmetro Ion PHB 500 BI	Eletrométrico 4500B	pH
c	Turbidímetro Policontrol AP 2000	Nefelométrico 2130B	Turbidez
d	Condutivímetro Instrutherm CD-860	De Laboratório 2510B	Condutividade elétrica

Fonte: Standard Methods of Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Além dos equipamentos listados acima foi utilizado também o Voltímetro Minipa ET2053 DMM (d), para análise do parâmetro de corrente elétrica.

Abaixo as fotos dos equipamentos utilizados para realização das análises, sendo indicados pelas letras, conforme consta na Figura 10.

Figura 10 - Fotos dos equipamentos utilizados para realização das análises



Fonte: Autoria própria (2018).

4.2.4 Filtração

Foram coletadas as amostras após o ensaio de EC, onde em um recipiente foi armazenado o lixiviado tratado sem a utilização do filtro, e em outro recipiente continha um funil com filtro de papel circular em sua parte interna, onde também era coletado o lixiviado tratado, para que a análise dos dois pudesse ser comparada. Após 24 horas foram realizadas as análises dos parâmetros de ambas as amostras (filtrada e não filtrada), pelo fato de que a filtração ocorre lentamente devido o excesso de partículas presentes no lixiviado foi necessário deixar as amostras em descanso, e também para que houvesse tempo de realizar o próximo ensaio.

O filtro utilizado foi escolhido devido sua disponibilidade no laboratório da Universidade, e também para verificação de sua viabilidade para fins de remoção de parâmetros no tratamento de efluentes. Suas especificações são encontradas na Tabela 7, e o mesmo pode ser visualizado conforme consta na Figura 11.

Tabela 7- Especificações da embalagem do filtro.

Produto: PAPEL FILTRO QUALITATIVO- MARCA: QUALY			
Propriedade	Unidade	Método	
Gramatura	g/m ²	-	80
Espessura	µm	-	205
Cinza	%	-	0,5
Maioria dos poros	µm	-	14
Permeabilidade ao ar	l/sm ²	DIN 53.887	14

Fonte: Embalagem do produto.

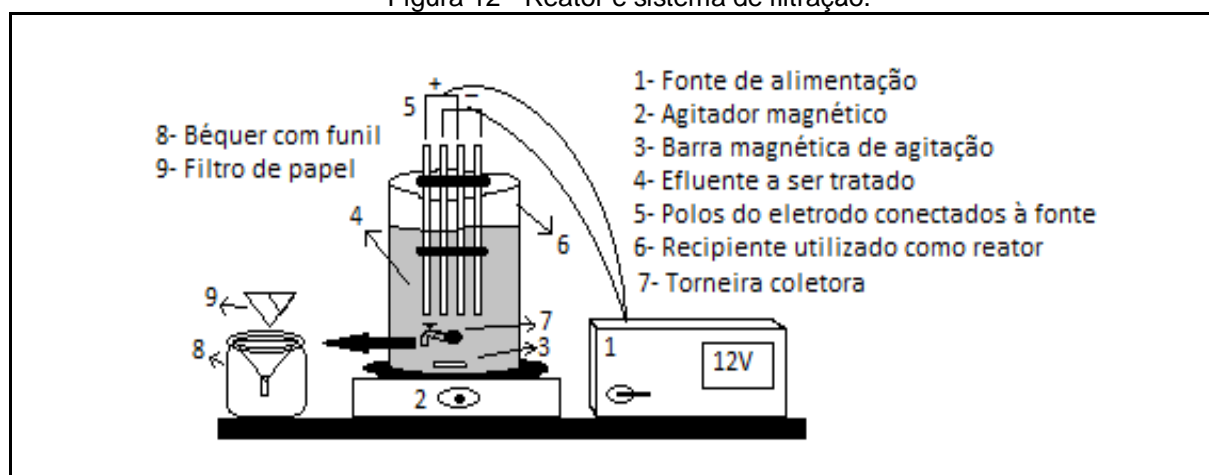
Figura 11 - Filtro que será utilizado após a eletrocoagulação.



Fonte: Autoria própria (2018).

A Figura 12 mostra como ficou o reator completo, com a utilização do recipiente que continha o filtro, onde foi coletado o lixiviado pela torneira do reator e adicionado ao recipiente.

Figura 12 - Reator e sistema de filtração.



Fonte: Autoria própria (2018).

Para realização do método de filtração foi necessário dobrar o filtro de modo a caber no funil, para posteriormente encaixá-los no bêquer, conforme consta na Figura 13.

Figura 13- Recipiente com filtro para realização da filtragem.



Fonte: Autoria própria (2018).

Após montados os recipientes com filtro, foi possível coletar o lixiviado e separá-lo, deixando amostras filtrando durante 24 horas, para que pudesse dar tempo de todo o lixiviado escoar pelo filtro. Na Figura 14 constam algumas amostras já separadas para o tempo de filtração.

Figura 14 - Amostras sendo filtradas após coleta.



Fonte: Autoria própria (2018).

Em seguida os parâmetros de pH, condutividade elétrica, turbidez e cor (que após a passagem pelo filtro é a verdadeira), foram analisados novamente para que pudesse ser feita a comparação das condições do efluente antes e após a filtração.

4.2.5 Gasto energético e perda de massa do eletrodo

Para um reator em batelada, pode-se calcular o consumo de energia utilizando Equação (9) a seguir:

$$C = \frac{U \cdot i \cdot t}{v} \quad (9)$$

Sendo: C = consumo de energia (Wh.m⁻³);

U = tensão elétrica aplicada (V);

i = corrente elétrica (A);

t = tempo de aplicação da corrente ou tempo do processo (h);

v = volume do efluente tratado (m^3).

Já o cálculo do desgaste do eletrodo para os ensaios é calculado de acordo com a Equação (10).

$$m_e = \frac{i.t.M}{n.F} \quad (10)$$

Onde:

m_e é a quantidade de massa do eletrodo dissolvido (g);

i é a corrente (A);

t é o tempo de processo (s);

M é a massa molar do elemento predominante do eletrodo ($g.mol^{-1}$);

n é o número de elétrons da reação de oxidação do eletrodo anódico; e

F é a constante de Faraday ($F = 9,65 \times 10^4 C.mol^{-1}$).

4.2.6 Custo da operação

Para o custo da operação foi relacionado basicamente o consumo da energia elétrica e o consumo dos eletrodos, desprezando os custos com reagentes. É um cálculo de total relevância em qualquer estudo, haja vista que sua compreensão torna a aplicação do procedimento viável ou não, no ponto de vista prático.

Dessa maneira, o custo operacional do sistema é calculado por meio da Equação (11).

$$C_{oper} = a.C_{energ} + b.C_{elet} \quad (11)$$

Sendo: C_{oper} = custo total de operação do sistema ($R\$.m^{-3}$);

a = custo de energia elétrica ($R\$.kWh^{-1}$);

$C_{energia}$ = consumo de energia elétrica ($kWh.m^{-3}$);

b = custo dos eletrodos ($R\$.kg \text{ alumínio}^{-1}$);

$C_{eletrodo}$ = consumo do eletrodo ($kg.m^{-3}$ água tratada).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da amostragem

Nesta seção são apresentados os resultados pertinentes aos procedimentos adotados no tratamento por eletrocoagulação. Os dados dos parâmetros obtidos através dos ensaios constam na Tabela 8.

Tabela 8- Ensaios

Ensaio	Tempo (min)	pH	pH _{final}	CA (uH)	CV (uH)	T (uT)	CE (µA)	Cond E (mS)
1	40	2,63	5,76	476		116	9,8	20
2	60	2,63	5,99	630		163	9,06	20
3	80	2,63	6,02	1616		455	7,37	20
4	40	8,32	9,25	2261		72,6	9,57	19,37
5	60	8,32	9,31	1024		74	7,65	18,35
6	80	8,32	9,79	816		55	7,65	17,17
7	40	9,67	9,74	3821		332	5,6	16,8
8	60	9,67	10,03	2768		201	5,47	15,8
9	80	9,67	10,19	1280		69,7	4,15	17,02
10	40	2,77	5,83	265		65,1	10,72	20
11	60	2,77	6,07	359		136	10,3	20
12	80	2,77	6,26	501		208	9,68	20
13	40	8,57	8,85	2210		141	4,3	16,37
14	60	8,57	9,11	1378		54,2	4,37	15,8
15	80	8,57	9,21	1069		47,1	4,51	15,92
16	40	9,57	9,78	3415		188	5,25	16,74
17	60	9,57	10,06	1788		73,1	5,71	17,87
18	80	9,57	10,6	1483		87	4,76	18,2
Bruta	-	8,445	-	3139,5		90,95	9,11	19,77

Obs: CA- Cor Aparente, T- Turbidez, CE- Corrente Elétrica, Cond E- Condutividade Elétrica.

Com a amostra bruta foi realizada a filtração para que fosse possível afirmar a importância da eletrocoagulação no tratamento do lixiviado, pois conforme é possível visualizar nas Tabelas 9 e 10, os valores de cor aparente e de turbidez foram

reduzidos, porém não houve uma remoção tão significativa quanto após a aplicação da eletrocoagulação, como poderemos ver nas Figuras a diante. Os valores dos parâmetros analisados para a amostra bruta sem e com filtração estão demonstrados nas Tabelas 9 e 10 respectivamente.

Tabela 9- Valores dos parâmetros analisados para a amostra bruta sem filtração.

Parâmetro	Valores obtidos
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	19,54
Corrente elétrica (mA)	9,57
pH	8,32
Cor Aparente (uH)	3504
Turbidez (uT)	97,2

Fonte: Autoria própria (2019)

Tabela 10 - Valores dos parâmetros analisados para a amostra bruta com filtração.

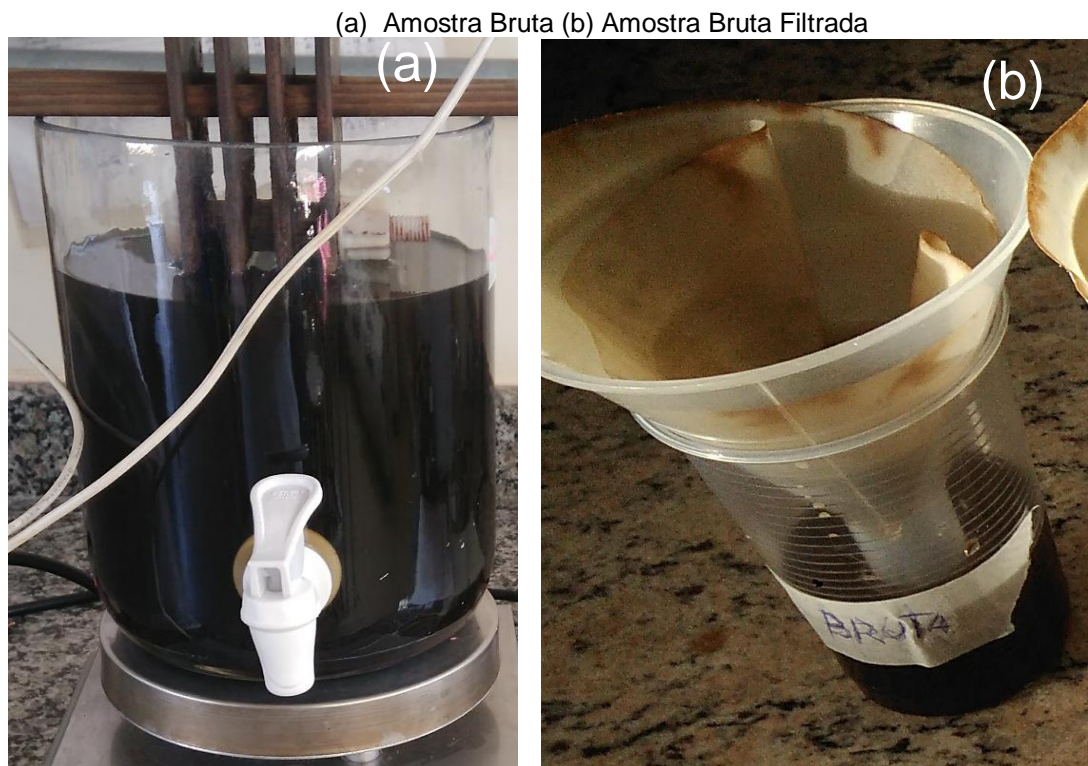
Parâmetro	Valores obtidos
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	19,9
Corrente elétrica (mA)	9,57
pH	8,57
Cor Aparente (uH)	3036
Turbidez (uT)	77,9

Fonte: Autoria própria (2019)

A corrente elétrica de ambas as amostras, bruta com filtração e sem filtração é a mesma, pois este parâmetro é medido no início do procedimento, e as amostras colhidas são provenientes da mesma batelada a ser tratada. Por meio das amostras brutas é possível notar que o filtro remove parcialmente as impurezas contidas no lixiviado. Nas amostras em questão, verifica-se que os parâmetros onde houve maior eficiência de remoção com a utilização apenas do filtro antes da eletrocoagulação, foram os de cor e turbidez, onde o valor do parâmetro de cor aparente foi reduzido de 3504 uH para 3036 uH de cor verdadeira, totalizando uma redução de 468 uH. Já para o parâmetro turbidez a redução foi de 97,2 uT para 77,9 uT, num total de redução de 19,3 uT. Estas reduções ocorrem devido à capacidade de retenção de partículas em suspensão que o filtro possui, sendo de difícil visualização a olho nu como mostra a Figura 15. Pôde-se ressaltar então que, conforme verificado, a EC é essencial antes da filtração e, portanto o processo de

filtração é otimizado ao se tornar sequencial ao processo de eletrocoagulação, conforme será verificado nos próximos tópicos

Figura 15- Amostra bruta antes e após a filtração, respectivamente.



Fonte: Autoria própria, 2018.

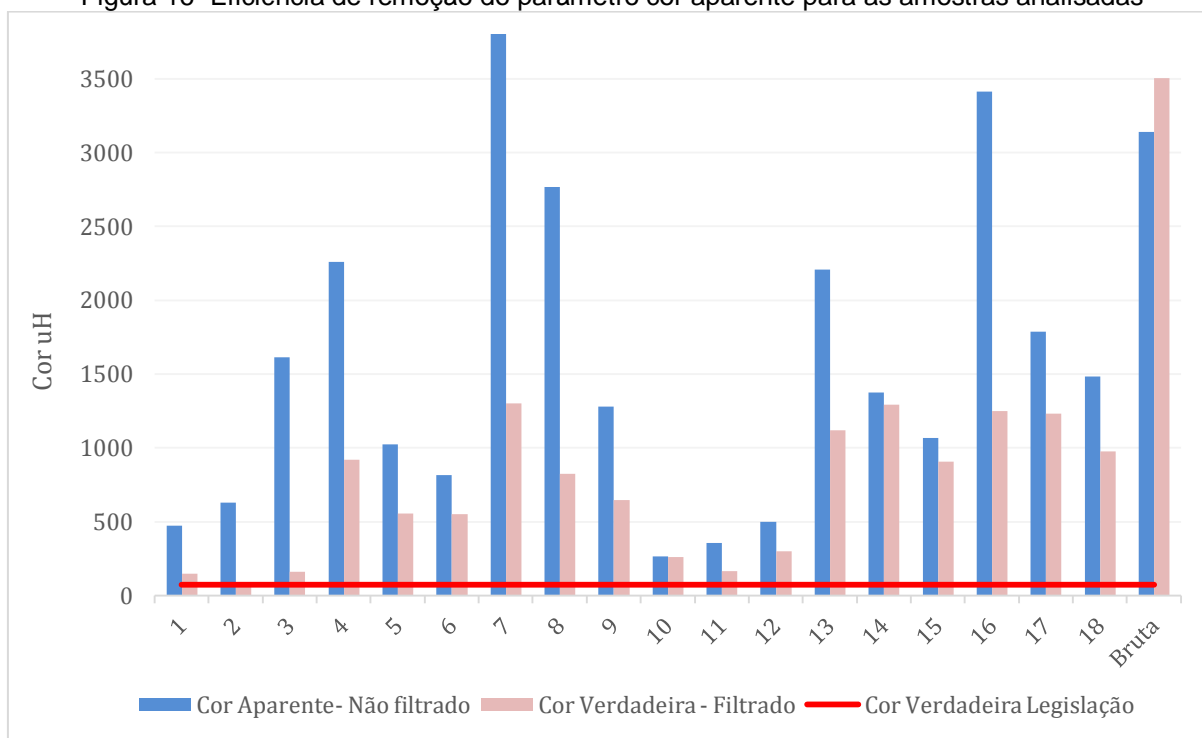
5.2 Eficiências de remoção e variação dos parâmetros analisados

A eficiência de remoção de cada parâmetro é possível de ser analisada por meio das Figuras comparando as amostras filtradas e não filtradas nos tempos de 40, 60 e 80 minutos, bem como as variações em todas as amostras no geral, e pode ser analisada de acordo com o pH neutro para os ensaios 4, 5, 6 e 14,15,16 e 20; pH ácido 1, 2, 3 e 11, 12 e 13 e pH básico 7, 8, 9 e 17, 18 e 19.

5.2.1 Remoção da cor aparente (uH)

As análises dos dados referentes aos parâmetros de cor aparente e de cor verdadeira a partir de suas variações com o tempo estão demonstradas na Figura 16.

Figura 16- Eficiência de remoção do parâmetro cor aparente para as amostras analisadas



Fonte: Autoria própria, 2019.

Na figura 16 consegue-se visualizar quais amostras atendem ou se aproximam do valor máximo permitido pela legislação que é de 75 uH. Podendo destacar assim os ensaios 1, 2, 3, 10, 11 e 12, dos quais houve elevada remoção de cor principalmente após a filtração, ressaltando o ensaio 3 cujo pH era de 6,02, visto que este é o ensaio que teve maior redução de cor na comparação entre o ensaio onde foi realizada somente a eletrocoagulação, com o ensaio de eletrocoagulação seguido por filtração, onde ambos foram no tempo de 80 minutos. Estes ensaios são referentes às amostras cujo pH utilizado foi o ácido (abaixo de 7), mostrando a eficiência de remoção de cor ao se utilizar este pH, mesmo havendo maior degradação do eletrodo e consequentemente liberação de partículas de ferro na solução sob esse pH, principalmente nas amostras que ficaram por 80 minutos no processo, a remoção do parâmetro tanto de cor aparente (antes da filtração), quanto de cor verdadeira (após a filtração) foi eficiente.

A utilização da filtração foi de grande importância no estudo desse tratamento visto que houve uma redução significativa de cor aparente no tratamento por eletrocoagulação seguido de filtração. É importante destacar que para o parâmetro de cor o melhor pH a se utilizar no tratamento é o ácido, pois segundo EDWARDS; AMIRTHARAJAH (1985) o percentual de remoção de cor aparente é mais elevado

se a coagulação for feita em pH inferior a 6,0, em função da menor estabilidade das substâncias húmicas nessa faixa de pH.

Os ensaios onde houve menor eficiência principalmente na remoção de cor aparente, se tratando apenas da eletrocoagulação antes da filtração, foram os ensaios 7, 8 e 16, ambos acima de 2500 uH e ambos com pH básico, demonstrando a ineficiência do processo ao se aumentar o pH.

A figura 18-b (amostras básicas) mostra uma redução de cor, a olho nu, aparentemente maior que a figura 18-a (amostras ácidas), porém ao realizar a leitura no espectrofotômetro obtém-se as cores verdadeiras, que demonstram a maior eficiência para as amostras ácidas, como já citado, comprovando a importância da realização das análises com equipamentos específicos.

As amostras neutras a olho nu parecem remover bastante cor como consta na Figura 17, porém os valores dos parâmetros analisados dessas amostras estão abaixo dos valores das amostras ácidas.

Figura 17 - Amostra neutra após a eletrocoagulação.
a, b, c – amostras filtradas; d, e, f – amostras sem filtração



Fonte: Autoria própria, 2018.

Com a Figura 18 consegue-se visualizar as amostras ácidas e básicas a olho nu, podendo assim analisá-las tanto para os parâmetros de cor aparente quanto para o parâmetro de turbidez.

Figura 18 - Amostras após a eletrocoagulação com e sem filtração.
(a) Amostras ácidas; (b) Amostras básicas.



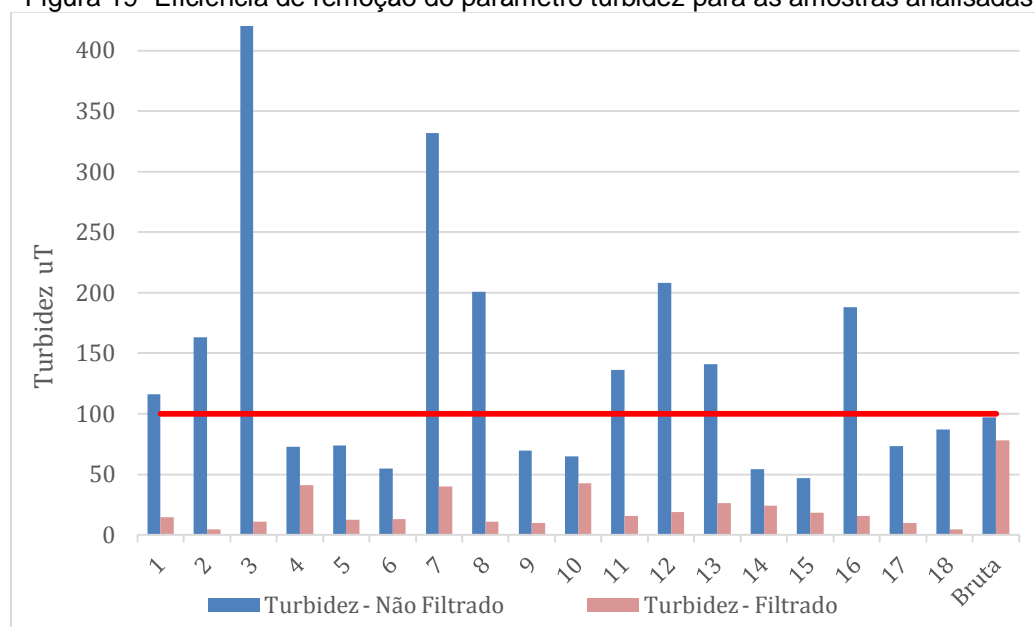


Fonte: Autoria própria, 2018.

5.2.2 Remoção da turbidez (uT)

A remoção do parâmetro turbidez pode ser observada na Figura 19:

Figura 19- Eficiência de remoção do parâmetro turbidez para as amostras analisadas



Fonte: Autoria própria, 2019.

Este parâmetro foi o que obteve melhor resultado com a filtração devido à redução de sólidos suspensos, pois através da Figura 19 consegue-se notar a variação dos ensaios antes e pós-filtração, e isso se dá devido à capacidade do filtro de remover as partículas em suspensão, que causam turbidez. O ensaio 3 além de ter uma boa redução de cor aparente, foi o que teve maior redução de turbidez também, pois como já citado anteriormente, essa amostra possuía elevadas quantidades de partículas devido ao desgaste do eletrodo, e por meio dos resultados obtidos para esse caso de 80 minutos de eletrocoagulação, é possível afirmar que a utilização do filtro após a eletrocoagulação para este tempo é eficiente.

A maioria das amostras apresentaram valores mais elevados de turbidez do

que a própria amostra bruta, o que pode ter ocorrido, devido ao excesso de partículas advindas da corrosão do eletrodo de ferro que tornam a solução mais turva do que já estava inicialmente, que ao decorrer do tratamento parte destas partículas sedimentam e parte delas flutam. Por isso a importância em coletar a amostra na parte do meio do reator, que é onde há uma menor quantidade de partículas dispostas, evitando o máximo de interferência nos dados coletados.

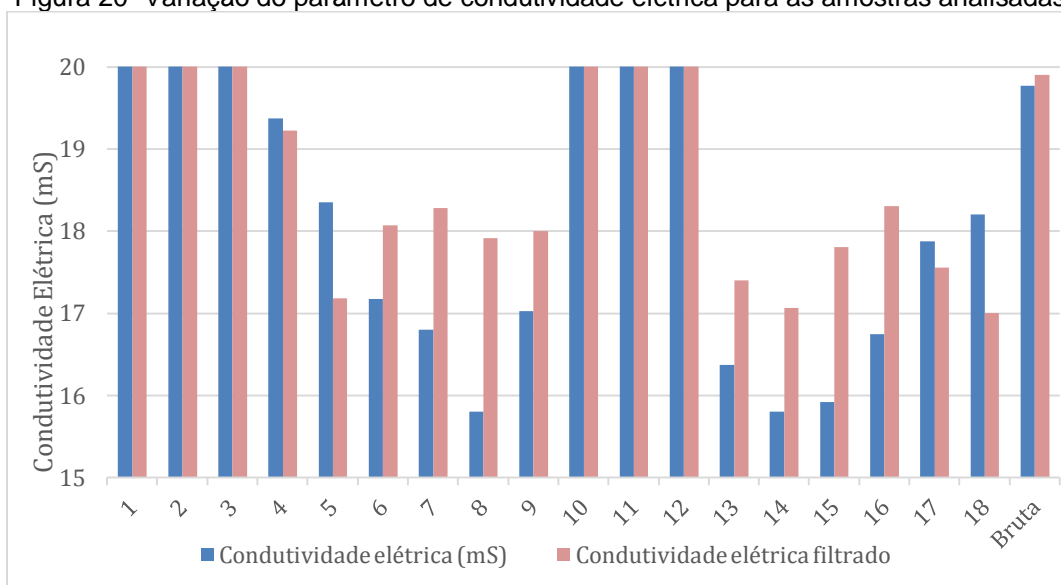
A remoção de turbidez ocasionada pelo filtro foi efetiva o suficiente para que todas as amostras ficassem abaixo do valor de 50 uT, sendo que 100 uT é o máximo permitido pela legislação, portanto novamente a utilização do filtro se mostra uma ótima alternativa para remoção de excesso de sólidos presentes na amostra, e isto é possível de ser visualizado na Figura 18-a.

Outro fato a ser analisado é que a amostra bruta também foi filtrada, porém a redução de turbidez após a filtração foi pequena quando comparado com as amostras que passaram pelo processo de eletrocoagulação, sendo, portanto, um indicativo de que o tratamento está sendo bom para o lixiviado.

5.2.3 Variação da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)

A Figura 20 mostra o acompanhamento entre as amostras que foram filtradas e as não filtradas para o parâmetro de condutividade elétrica.

Figura 20- Variação do parâmetro de condutividade elétrica para as amostras analisadas



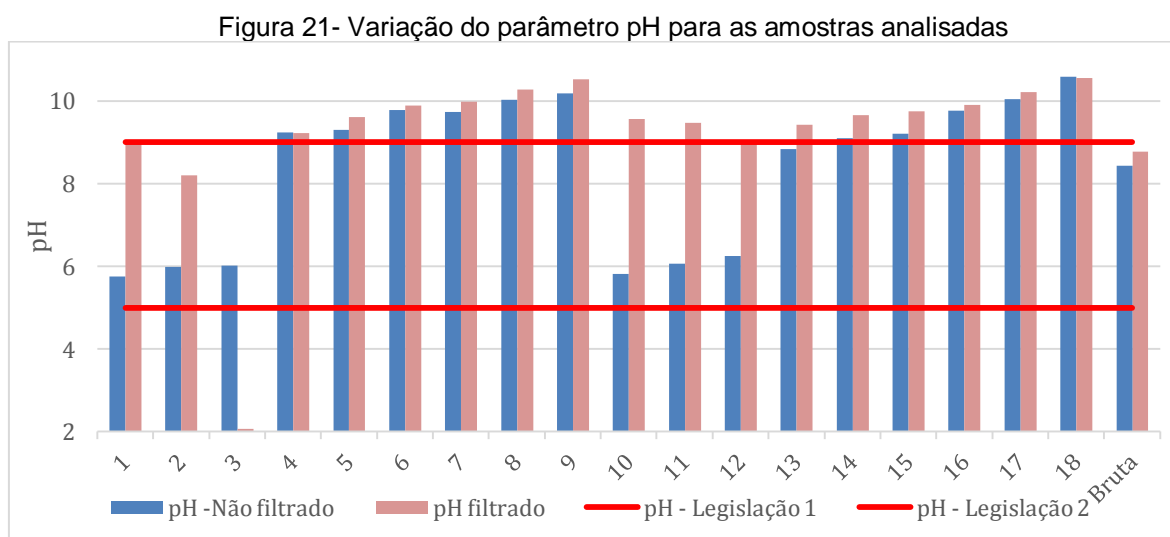
Fonte: Autoria própria, 2019.

Para o parâmetro de condutividade elétrica é notável que os ensaios cuja as amostras encontravam-se ácidas, a condutividade sempre estava acima de 20mS, e

isso ocorreu devido ao excesso de partículas advindas da corrosão do eletrodo, como já explicado anteriormente. Para as outras amostras foi possível notar que em sua maioria, os valores de condutividade após a filtração ficaram acima dos valores antes da filtração, o que segundo SILVEIRA (2016) pode ser explicado pelo fato de que ocorre colmatação no filtro, reduzindo sua eficiência e consequentemente permitindo a passagem de sólidos capazes de elevar a condutividade elétrica.

5.2.4 Variação do pH

A Figura 21 mostra a variação do pH para as amostras analisadas, sendo possível compreender o comportamento desse parâmetro quando se utiliza um filtro.



Fonte: Autoria própria, 2019.

Para o parâmetro de pH a amostra onde houve maior efeito foi o ensaio 2, pois este é o único que atende a legislação que indica que a faixa ideal de lançamento deve ser entre 5 e 9. Os outros ensaios se aproximam bastante do valor, mas não atendem completamente à legislação.

Nas amostras filtradas houve um aumento significativo do pH nos ensaios 1, 2, 10, 11 e 12 que inicialmente eram ácidos, bem como em quase todas as amostras ocorreu esse aumento após a filtração, e isso provavelmente ocorreu devido à característica natural do lixiviado que é a alcalinidade, portanto ao passar o tempo necessário para realização da filtração, ele foi estabilizando o seu pH para alcalino, e essa situação foi mais notada nas amostras já citadas devido ao fato delas estarem inicialmente com o pH ácido, fazendo com que a variação fosse maior ao se comparar.

5.3 Gasto energético e custo da operação

Foi realizado o cálculo do desgaste teórico (g) convertido em mg para melhor visualização, e também do custo da operação ao se utilizar o eletrodo de ferro novamente no processo de eletrocoagulação. Este cálculo foi realizado para todos os ensaios com base nas equações já citadas nos tópicos 4.3.5 e 4.3.6, onde foi pesquisado o valor de mercado da barra de ferro, que custa 4,80 R\$/Kg, e a partir disto iniciou-se os cálculos utilizando o volume de efluente de 0,002m³ (2L), 12Volts de tensão, e todas as constantes presentes nas fórmulas contidas nos tópicos, obtendo-se então os seguintes valores:

Tabela 11 - Tabela de gasto teórico e custo da aplicação da eletrocoagulação.

Ensaio	Corrente (mA)	Desgaste do eletrodo (mg)	Consumo de energia (Wh/m ³)	Consumo do eletrodo (g/m ³)	Custo R\$/m ³
1	9,8	1,70	39,2	0,8507	4,11
2	9,06	2,36	54,36	1,1797	5,70
3	7,37	2,56	58,96	1,2795	6,19
4	9,57	1,66	38,28	0,8307	4,02
5	7,65	1,99	45,9	0,9961	4,82
6	7,65	2,66	61,2	1,3281	6,42
7	5,6	0,97	22,4	0,4861	2,35
8	5,47	1,42	32,82	0,7122	3,44
9	4,15	1,44	33,2	0,7205	3,48
10	10,72	1,86	42,88	0,9306	4,50
11	10,3	2,68	61,8	1,3411	6,49
12	9,68	3,36	77,44	1,6806	8,13
13	4,3	0,75	17,2	0,3733	1,80
14	4,37	1,14	26,22	0,5690	2,75
15	4,51	1,57	36,08	0,7830	3,79
16	5,25	0,91	21	0,4557	2,20
17	5,71	1,49	34,26	0,7435	3,60
18	4,76	1,65	38,08	0,8264	4,00
SOMA	-	32,17	741,28	16,0868	-

Fonte: Autoria própria

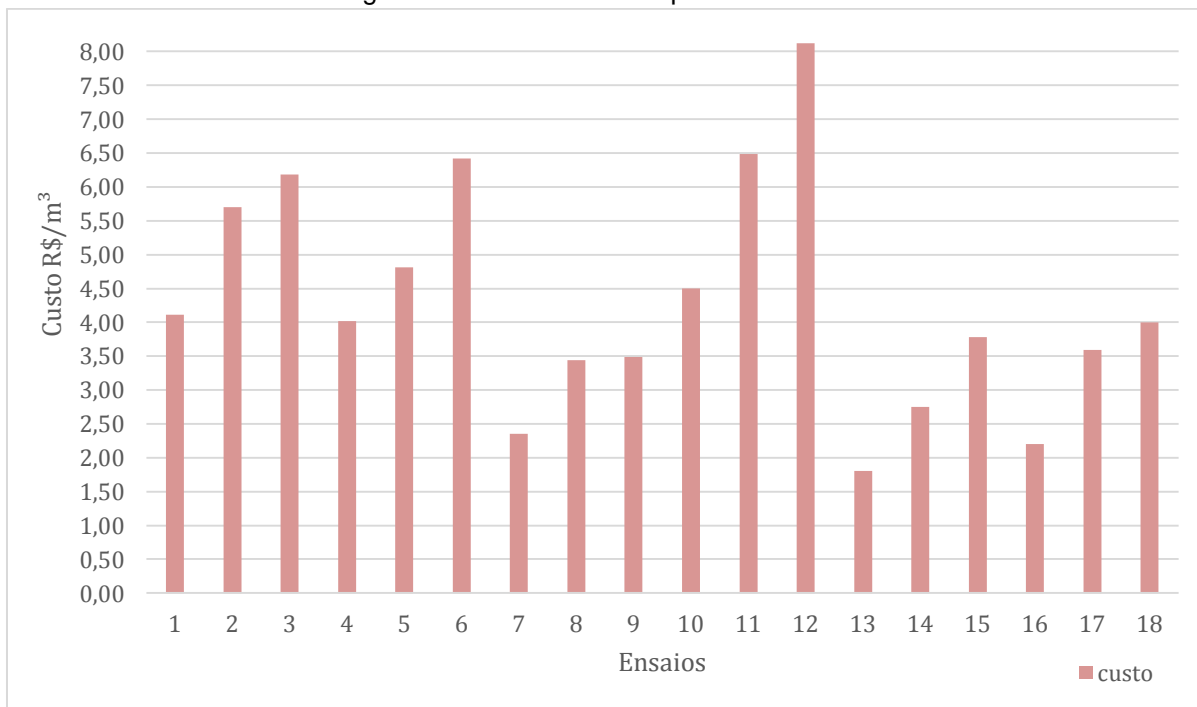
Com isso, notou-se que o ensaio onde houve maior desgaste do eletrodo foi o 12 com redução de 3,36 mg de ferro desgastado, cujo pH era ácido e o tempo de EC foi de 80 min, e também que todos os demais ensaios ácidos tiveram valores elevados tanto de desgaste como de custo quando comparado aos demais.

Diante disto, confirma-se que o desgaste do eletrodo é potencializado em meio ácido e como já foi constatado nas análises de turbidez, cor aparente e verdadeira, este fator interfere nos dados finais.

O valor total de custo para a eletrocoagulação deste estudo, foi de 77,79 reais, com um desgaste total do eletrodo de 32,17 mg e o consumo de energia total foi de 0,741 Kw.

O custo dos ensaios variou bastante de acordo com o pH. Através da Figura 22 consegue-se confirmar que os ensaios 1, 2, 3, 10, 11 e 12 com pH ácido, obtiveram custos mais elevados.

Figura 22- Gráfico do custo para cada ensaio



Fonte: Autoria própria

O ensaio 6 de 80 minutos, foi o único caso atípico, pois seu pH era neutro e mesmo assim ele teve o custo do processo tão caro quanto os ensaios em meio ácido, demonstrando a ineficiência de realizar eletrocoagulação nessa condição.

Baseando-se apenas no custo e no desgaste obtido através dos cálculos, conclui-se que os ensaios com pH básico são mais econômicos financeiramente e desgastam menos o eletrodo, mas esta informação contrapõe os valores obtidos pelas análises dos parâmetros onde os ensaios em meio ácido foram mais eficientes.

6. CONCLUSÕES

Diante do estudo é possível concluir que os ensaios em meio ácido possuem maior eficiência na remoção de cor e turbidez tanto sem a utilização do filtro quanto após a filtração que promove uma redução ainda maior destes parâmetros. Porém as amostras ácidas acarretam em um maior desgaste do eletrodo, tornando o processo mais custoso.

O ensaio que apresentou uma maior eficiência no tratamento de eletrocoagulação para todos os parâmetros foi o ensaio 10 com pH ácido, pois para o parâmetro de cor aparente apresentou 265 uH sem filtração e 262 uH de cor verdadeira após a filtração, e para turbidez apresentou um valor de 65,1 uT e 42,9 uT, respectivamente, estando acima do valor de turbidez de outros ensaios, porém esta amostra é representativa quando se leva em consideração os dois parâmetros ao mesmo tempo. Além do fato deste ensaio estar abaixo do valor máximo permitido pela legislação CONAMA 357/2005, para turbidez de 100 uT e de ser um dos ensaios mais próximos do valor máximo de cor aparente que é 75 uH.

O tempo de eletrocoagulação do ensaio 10 foi de 40 minutos, sendo esta outra vantagem, devido ao menor tempo de utilização de energia elétrica, que culminou em um menor custo de processo, que neste caso foi de R\$ 4,50, quando comparado aos ensaios com tempo de 60 e 80 minutos.

Entretanto, houve outros ensaios que também apresentaram eficiência de remoção bastante elevada, e a maioria deles ocorreram ao acrescentar HCl no lixiviado, tornando-o ácido, demonstrando uma maior viabilidade do processo sob essa condição.

Referente à condutividade elétrica, pode-se dizer que a análise da variação deste parâmetro permite compreender o quanto o desgaste do eletrodo implica na quantidade de sólidos em suspensão dispostos no efluente, além de permitir analisar em quais casos está ocorrendo uma maior passagem de íons que permitem a coagulação e floculação dos poluentes.

A aplicação da filtração neste tratamento serviu como polimento para a eletrocoagulação que é um tratamento físico-químico e foi bastante eficiente haja vista que houve redução dos parâmetros ao se utilizar o filtro em todos os ensaios, mas principalmente consegue-se perceber a variação dos valores tanto de turbidez quanto de cor após a utilização do filtro nos ensaios 3 cujos valores foram reduzidos

de 1616 uH para 163 uH de cor e 445 uT para 11,04 uT de turbidez e no ensaio 7 onde a redução foi de 3821 uH para 1303 uH de cor e 332uT para 40 uT de turbidez, o que confirma a vantagem de utilização deste método, contudo seria necessário analisar essa aplicação em uma escala maior, para avaliar a viabilidade da utilização não apenas a nível de bancada, mas também em escala real.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARÃO, Mariana Barbosa de Oliveira. **Desenvolvimento de um sistema eletroquímico para tratamento do corante alaranjado de metila pelo processo de eletrocoagulação/eletroflotação**. 2016. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Tecnologias Para o Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal de São João Del- Rei, Ouro Branco - MG, 2016.

BRASIL. Constituição (2005). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-conama**.

BRASIL. Constituição (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-conama**

BRASÍLIA. Portal da Qualidade das águas. Agência Nacional das Águas (Org.). **Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn8>. Acesso em: 29 out. 2018.

CALLI, Baris et al. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives**. Chemosphere, v.59, p.819-829, 2005.

CARDILLO, Luigi. **Chorume - Vazão e características**. Disponível em: <http://web-resol.org/textos/cardillo_-_conceitos_basicos_volume_chorume_-_sept_18.pdf>. Acesso em: 08 out. 2018.

CERQUEIRA, Alexandre Andrade. **Aplicação da técnica de eletrocoagulação utilizando corrente alternada de frequência variável no tratamento de água de produção da indústria do petróleo**. 2011. 133 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

CHEN, Guohua. **Electrochemical technologies in wastewater treatment**, Separation and Purification Technology 38 (1) (2004) 11.

CRESPILHO, Frank Nelson; SANTANA, Claudemir Gomes; REZENDE, Maria Olímpia Oliveira. **Tratamento de efluente da indústria de processamento de**

coco utilizando eletroflotação. Química Nova, São Carlos - SP, v. 27, n. 3, p.387-392, 03 nov. 2003.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2 ed. São Carlos: Rima, 2005. 792 p.

FERREIRA, Diego da Silva. **Estudo comparativo da coagulação/floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de aterro.** 2013. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro Escola de Química, Rio de Janeiro, 2013.

FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2003. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FORNARI, Marilda Menchon Tavares. **Aplicação da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de curtume.** 2007. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo - PR, 2007.

GASPAROTTO, Felipe Augusto. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da Água de Nascentes Urbanas no Município de Piracicaba – SP.** 2011. Dissertação (Mestrado em Biologia na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011. Acesso em: 07 nov. 2018.

GUIMARÃES, José Roberto; NOUR, Edson Aparecido Abdul. **Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza.** Química nova na escola, edição especial, p. 21, 2001.

JARDIM, Wilson de Figueiredo; CANELA, Maria Cristina. **Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos.** Caderno Temático Volume 1. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

LANZA, Vera Christina Vaz et al. **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente; Fundação Israel Pinheiro, 2010. 36 p.

LI, Xiang Zhong et al. **Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation**. Waste Management, v.19, p.409-415, 1999.

LIMA, Wesley Schettino de. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: UM ESTUDO DE CASO PARA O SISTEMA DE TRATAMENTO DO ATERRO MUNICIPAL DE BETIM-MINAS GERAIS**. 2006. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2006.

LIRA, Osman de Oliveira (Org.). **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS**.2014. MINISTÉRIO DA SAÚDE Fundação Nacional de Saúde. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: 11 jun. 2019.

LO, Irene Man Chi. **Characteristics and Treatment of Leachates From Domestic Landfills**. Environment International. v. 22 n. 4, p. 433 – 442, 1996.

MERMA, Antonio Gutiérrez. **Eletrocoagulação aplicada a meios aquosos contendo óleo**. 2008. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Metalúrgica, Departamento de Ciência dos Materiais e Metalúrgica da Puc-rio, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2008.

PALMA, Luca Di. et al. **Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis**. Waste Management, v.22, p. 951-955, 2002

RENOU, Sebastien et al. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials, v. 150, p. 468-493, 2008.

RIO DE JANEIRO. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk. Ministério do Meio Ambiente. **Redução de emissões na disposição final**. 2007. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/_publicacao/125_publicacao12032009023918.pdf>. Acesso em: 15 out. 2018.

RODRIGUES, Marina de Castro. **Tratamento eletrolítico de lixiviado de aterro sanitário**. 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2007

RODRIGUES, Flávia Simões Ferreira. **Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-Tratamento de Chorume com os Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico**. 2004. 90 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

RODRIGUES, Samuel Perpétuo. CETESB. **Você sabe o que acontece com o lixo que você descarta?** 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/biogas/2017/07/05/voce-sabe-o-que-acontece-com-o-lixo-que-voce-descarta/>>. Acesso em: 25 out. 2018

SERAFIM, Aline Camilo. et al. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. Em anais do III Fórum de Estudos Contábeis 2003 - Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – UNICAMP. Rio Claro, São Paulo.

SILVA, Alessandra Cristina. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 111f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.

SILVEIRA, Leonardo Ramos da. Et al. **MEIO AMBIENTE: Utilização de filtro de múltiplas camadas para remoção de turbidez**. Goiás: Revista Tecnia, v. 1, n. 2, 2016.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 360f. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.

THEODORO, Paulo Sergio. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluente da indústria galvânica**. 2010. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

THEODORO, Joseane Débora. Peruço et al. **Water treatment through the electrocoagulation process associated with the use of an organic coagulant (Tanfloc Sg)**. Livro: Eutrophication Causes, Mechanisms and Ecological Effects. Editora Nova Science Publishers, New York, 2017. p.141-153.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 1996. 211 p.