



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

ESTUDO CINÉTICO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO TRATADO POR MEIO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

Joseane Debora Peruço Theodoro¹, Caroline Yukari Takiguchi, Gustavo Fagundes, Mayara Caroline Santos Godoi, Edilaine Regina Pereira

RESUMO

Objetivou-se com o presente trabalho analisar o comportamento cinético do lixiviado de um aterro sanitário (chorume) através do processo de eletrocoagulação. Foram determinados os parâmetros cinéticos dos tratamentos para remoções da cor aparente e turbidez. Os resultados foram obtidos para as reações de ordem zero, primeira e segunda ordem, pelo Método Integral. Foram realizados três ensaios, sendo o ensaio um (1) em meio ácido (pH=3,58), o ensaio dois (2) em meio neutro (pH=7,62), e o ensaio três (3) em meio básico (pH=9,93). Para remoção do parâmetro cor aparente os melhores resultados foram obtidos em pH=7,62, na cinética de ordem zero, $R^2 = 0,8094$ e a velocidade de reação $K = 26,137 \text{ uHmin}^{-1}$, para o estudo de primeira ordem $R^2 = 0,8752$ e $K = 0,0211 \text{ min}^{-1}$ e na cinética de segunda ordem $R^2 = 0,8823$ e $K = -2,00\text{E-}05 \text{ uH}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$. O parâmetro turbidez apresentou o comportamento cinético significativo somente para a reação de primeira ordem e em meio básico (pH=9,93), com $R^2 = 0,8752$ e $K = 0,0029 \text{ min}^{-1}$.

PALAVRAS CHAVE: eletrocoagulação, chorume, comportamento cinético.

KINETICS STUDY OF THE LEACHED OF LANDFILL SANITARY TREATED BY THE ELETROCOAGULATION PROCESS

ABSTRACT

The present paper aimed to analyze the kinetic behavior of the leachate from a landfill through the electrocoagulation process. It was determined the kinetic parameters of the treatments to the apparent color and turbidity. The obtained results to the reactions of zero order, first and second order by the Integral Method. It was performed three tests, being test one (1) in acid medium (pH=3.58), the test two (2) in neutral medium (pH=7.62), and the test three (3) in basic medium (pH=9.93). For the removal of the apparent color parameter the best results were obtained at pH = 7.62, zero order kinetics, $R^2 = 0.8094$ and reaction rate $K = 26.137 \text{ uHmin}^{-1}$ for the first order study $R^2 = 0.8752$ and $K = 0.0211 \text{ min}^{-1}$ and second order kinetics $R^2 = 0.8823$ and $K = -2.00\text{E-}05 \text{ uH}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$. The turbidity parameter presented significant kinetic behavior only for the first order reaction and in basic medium (pH = 9.93), with $R^2 = 0.8752$ and $K = 0.0029 \text{ min}^{-1}$.

KEYWORDS: electrocoagulation, slurry, kinetic behavior.

¹ Graduada em Engenharia Química pela UNIOESTE (2002), Mestrado e Doutorado em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá (2004 e 2012), especialização em Engenharia Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (2009) e atualmente Professora do Magistério superior na Universidade Tecnológica do Paraná.

1. INTRODUÇÃO

O aumento da população e do consumo em áreas urbanas resulta em uma produção excessiva de resíduos sólidos, onde na maior parte das cidades esses resíduos são remetidos aos aterros sanitários (LANGE et al., 2006), que segundo a norma brasileira NBR-8419/1992 é uma maneira de fazer a disposição dos resíduos no solo, sem prejudicar a saúde nem a segurança pública, tendo com efeito a redução dos impactos ambientais (ABNT, 1992).

Os maiores problemas causados pelos resíduos sólidos, são a formação de chorume e de gases no interior do aterro sanitário, que é o produto final deste lixo aterrado. Estes podem ser causadores de contaminações das águas de rios, lagos, e aquíferos, da atmosfera e do solo, caso não forem tratados adequadamente (TORRES, 1997).

O chorume pode ser definido como o líquido gerado da decomposição de materiais orgânicos presentes no lixo, resultado da ação das bactérias anaeróbias. O lixiviado é a solução deste chorume com a água, em geral proveniente da chuva (ROCHA, 2005).

Segundo Bacelar (2010), as técnicas usualmente utilizadas para o tratamento do lixiviado estão relacionadas com processos biológicos e físico-químicos, seguindo o modelo de

tratamento de sistemas sanitários. Entretanto dependendo das características do chorume, pode acarretar em baixa eficiência utilizando os processos biológicos, o que leva a necessidade de se empregar métodos não convencionais para o tratamento deste material.

A eletrocoagulação é um método eletroquímico eficiente para o tratamento de efluentes devido algumas vantagens que incluem sua velocidade, rendimento, segurança e uma despesa pequena quando comparado com outros métodos (ARROYO, 2011). O processo resume-se em utilizar estruturas de eletrodo que entram em contato direto com o lixiviado, e após a aplicação de uma diferença de potencial é formado o agente coagulante (FERREIRA, 2013). O íon de ferro ou o alumínio, que constituem o eletrodo, é hidrolisado formando hidróxidos poliméricos de ferro ou alumínio, e esses são considerados ótimos agentes coagulantes (MOLLAH et al, 2004).

Desta forma, objetivou-se com a realização deste trabalho aplicar o processo da eletrocoagulação ao tratamento do lixiviado de aterro sanitário e avaliar o comportamento cinético, para os parâmetros cor e turbidez pelo Método Integral nas seguintes ordens: zero, primeira e segunda.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

As amostras foram coletadas em uma empresa localizada no norte do Estado do Paraná, que presta serviço de soluções

completas de resíduos sólidos. As características da amostra coletada sem tratamentos estão apresentadas na Tabela 1:

Tabela 1: Características da amostra de lixiviado de aterro sanitário.

Parâmetros	
Cor aparente (uH)	1933
Turbidez (uT)	26,8

Para a realização do tratamento do chorume coletado, foi utilizado um reator de acrílico com capacidade de dois litros, que continha um sistema de eletrodos de

ferro, um agitador magnético e uma fonte de corrente contínua (12 V) como mostra a Figura 1.

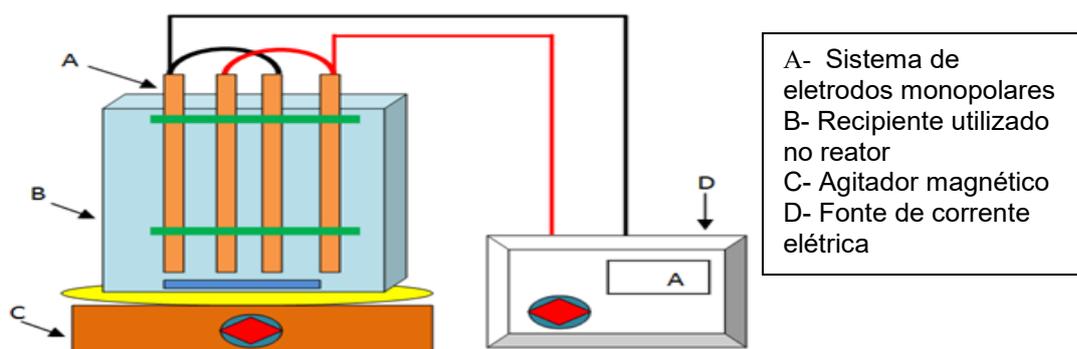


Figura 1: Esquema do reator de eletrocoagulação em nível de bancada.

Fonte: THEODORO, et. al, 2017.

O sistema de eletrodos foi similar ao utilizado por Ferrareze (2016), constituído por quatro placas de ferro em paralelo, gerando dois pares de eletrodos monopolares. As placas foram interligadas através de conectores com parafusos metálicos e fio de cobre. Tensão aplicada foi de 12 V e a intensidade de corrente variável.

As amostras foram coletadas a cada cinco minutos, com tempo total de oitenta minutos. Os ensaios foram realizados em pH ácido, neutro e básico, de acordo com a Tabela 2 e foi analisado os parâmetros de cor e turbidez para cada amostra.

Tabela 2: Características da amostra de lixiviado de aterro sanitário.

Ensaio	Intensidade de Corrente (mA)	Parâmetros	
1	6,74	pH ácido	3,58
2	3,7	pH neutro	7,62
3	3,54	pH básico	9,93

Obs: Os pHs foram corrigidos com ácido clorídrico 6 Molar e hidróxido de sódio 6 Molar.

Para o estudo cinético foi utilizado o Método Integral, de primeira, segunda e ordem zero. Segundo Levenspiel (2000) o Método Integral sempre avalia uma equação de taxa, integrando e comparando

as curvas C (concentração) versus T (tempo), com os respectivos dados experimentais. A Equação da Taxa 1 representa a reação de primeira ordem :

$$-\frac{dC_a}{dt} = kC_a \quad (1)$$

Integrando a Equação da Taxa 1 obtêm-se a Equação 2:

$$\ln \frac{C_a}{C_{a0}} = -kt \quad (2)$$

Para a reação de segunda ordem, a Equação de Taxa 3 deve ser:

$$-\frac{dC_a}{dt} = kC_a^2 \quad (3)$$

Integrando a Equação da Taxa 3 obtêm-se a Equação 4:

$$\frac{1}{C_a} - \frac{1}{C_{a0}} = -kt \quad (4)$$

Para a reação de ordem zero, a Equação da Taxa 5 deve ser:

$$-\frac{dC_a}{dt} = k \quad (5)$$

Integrando a Equação da Taxa 5 obtêm-se a Equação 6:

$$C_a - C_{a0} = -kt \quad (6)$$

Onde:

C_a = concentração final do parâmetro turbidez (uT) ou cor aparente (uH);

C_{a0} = concentração inicial do parâmetro turbidez (uT) ou cor aparente (uH);

k = constante da velocidade, ordem zero (uT/min ou uH/min), primeira ordem (min^{-1}) e segunda ordem ($\text{uT}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ou $\text{uH}^{-1}.\text{min}^{-1}$); e

t = tempo (min).

Através da Equação 2, foi obtido o gráfico da função logarítmica da concentração em relação ao tempo, desta forma, foi determinado o termo k que é o coeficiente angular, permitindo a determinação experimental da constante de velocidade da reação para o estudo cinético de primeira ordem.

A partir da Equação 4, foi obtido o gráfico da função um sobre a concentração em relação ao tempo, desta forma, foi determinado o termo k , permitindo a determinação experimental da constante de velocidade da reação para o estudo cinético de segunda ordem.

Por meio da Equação 6, foi obtido o gráfico da função linear da concentração em relação ao tempo, desta forma, foi

determinado o termo k , permitindo a determinação experimental da constante de velocidade da reação para o estudo cinético de ordem zero.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

As Figuras 2 e 3 apresentam o comportamento dos dados experimentais para a cinética de ordem zero, referente a remoção dos parâmetros turbidez e cor aparente, nos processos de eletrocoagulação em meio ácido, neutro e básico. Na Tabela 3 é apresentado as constantes da velocidade (K) e os coeficientes de determinação (R^2) de cada ensaio.

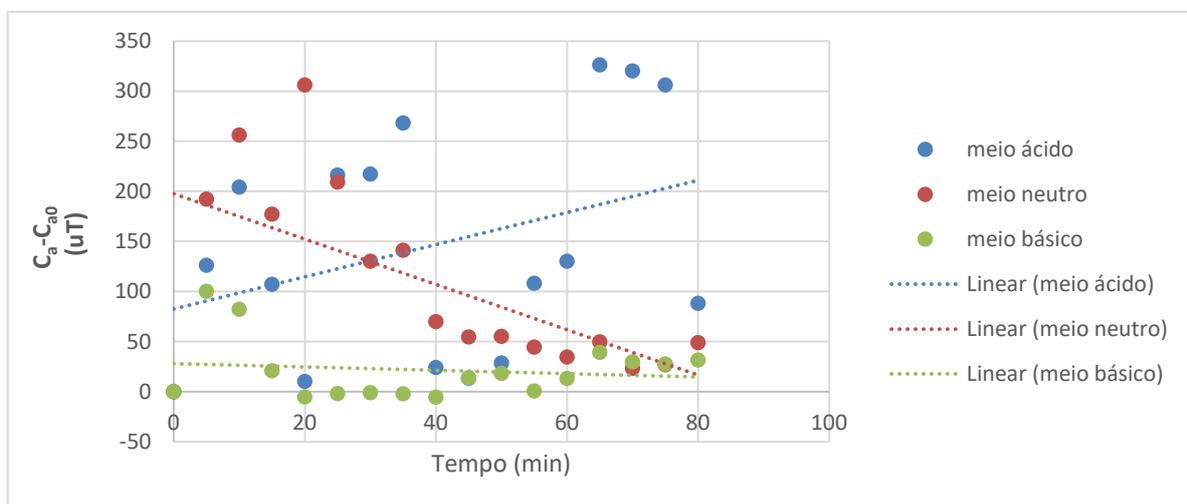


Figura 2: Variação da remoção da turbidez em função do tempo, para cinética de ordem zero.

Observou-se na Figura 2 que o parâmetro turbidez para o efluente de chorume em análise aumentou com o passar do tempo para o pH ácido e pH neutro. Mas no pH básico no intervalo de tempo de 20 a 40 minutos o comportamento de remoção da turbidez foi satisfatório.

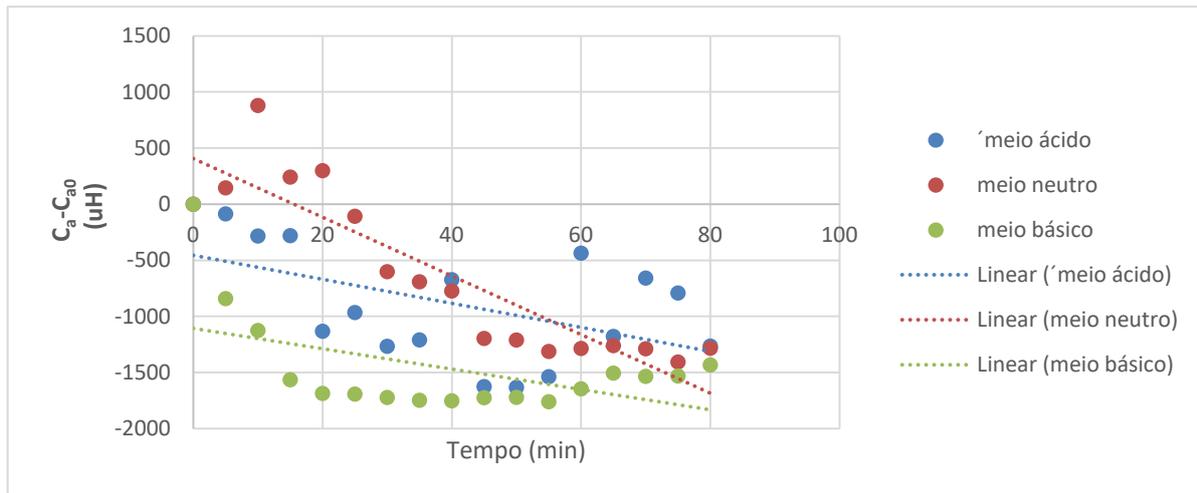


Figura 3: Variação da remoção da cor em função do tempo, para cinética de ordem zero.

De acordo com a Figura 3 observa-se que a remoção do parâmetro cor apresentou comportamento linear com

resultados satisfatórios para todos os as faixas de pH utilizados no processo.

Tabela 3: Valores da equação cinética de ordem zero, da velocidade (K) e do coeficiente de determinação (R^2) para o parâmetro turbidez e cor aparente.

	Ensaio	pH	Equação cinética	K (uT/min)	R^2
Turbidez	1	3,58	$y = 1,6082x + 82,425$	-1,6082	0,1258
	2	7,62	$y = -2,263x + 197,59$	2,263	0,3906
	3	9,93	$y = -0,168x + 28,01$	0,168	0,0199
	Ensaio	pH	Equação cinética	K (uH/min)	R^2
Cor Aparente	1	3,58	$y = -8,8265x - 557,88$	8,8265	0,1716
	2	7,62	$y = -26,137x + 407,55$	26,137	0,8094
	3	9,93	$y = -9,049x - 1107,5$	9,049	0,2568

De acordo com os valores dos coeficientes de determinação (R^2) apresentadas na Tabela 3, observa-se que os dados da remoção de cor em meio neutro se ajustaram muito bem a cinética de ordem zero, apresentando R^2 igual a 0,8094 e a velocidade de reação de $K = 26,137 \text{ uH/min}$. Já o parâmetro turbidez não

apresentou comportamento linear satisfatório para equação cinética de ordem zero, o método integral foi insatisfatório para os dados obtidos, apresentando o coeficiente de determinação próximo de zero ($R^2 = 0$).

Os gráficos apresentados pelas Figuras 4 e 5 revelam os resultados da

aplicação da equação cinética de primeira ordem aos dados de remoção do parâmetro turbidez e cor aparente.

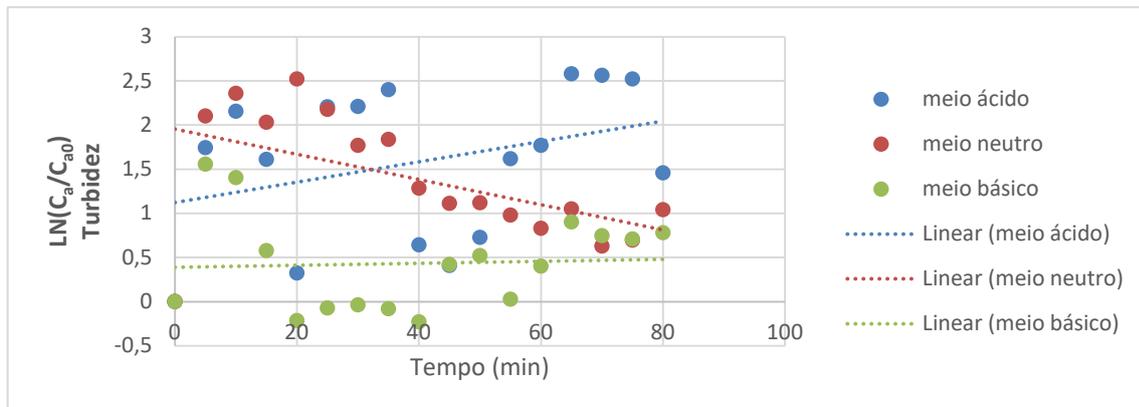


Figura 4: Variação da remoção da turbidez em função do tempo, para cinética de primeira ordem.

De acordo com Figura 4 observa-se que os valores de remoção da turbidez em

pH básico, se ajustaram de modo mais eficiente do que os dados obtidos em pH ácido e neutro.

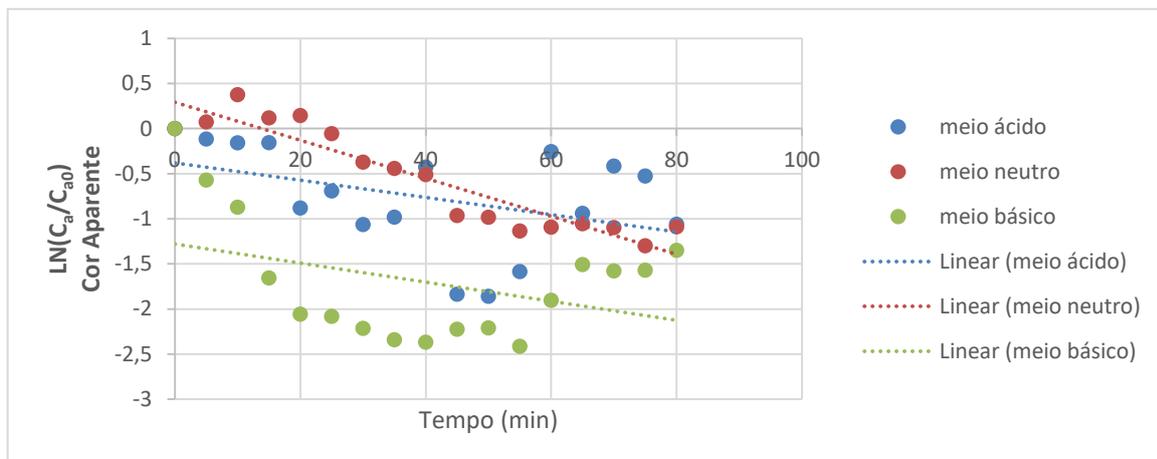


Figura 5: Variação da remoção da cor em função do tempo, para cinética de primeira ordem.

Conforme a Figura 5, os dados de remoção da cor que melhor se ajustaram a aplicação da cinética de primeira ordem, foram os dados produzidos em pH neutro.

Na Tabela 4 são apresentados os dados cinéticos comprovando o que foi avaliado nos gráficos de remoção da turbidez e cor, apresentados pela Figura 4 e

Figura 5. Desta forma temos que a remoção da cor em meio neutro (pH=7,6), apresentou $R^2= 0,8752$ e $K=0,0211 \text{ min}^{-1}$, e a remoção da turbidez em meio básico (pH=9,93), resultou em $R^2= 0,8752$ e $K=0,0029 \text{ min}^{-1}$.

Tabela 4: Valores da equação cinética de primeira ordem, da velocidade (K) e do coeficiente de determinação (R^2) para o parâmetro turbidez e cor aparente.

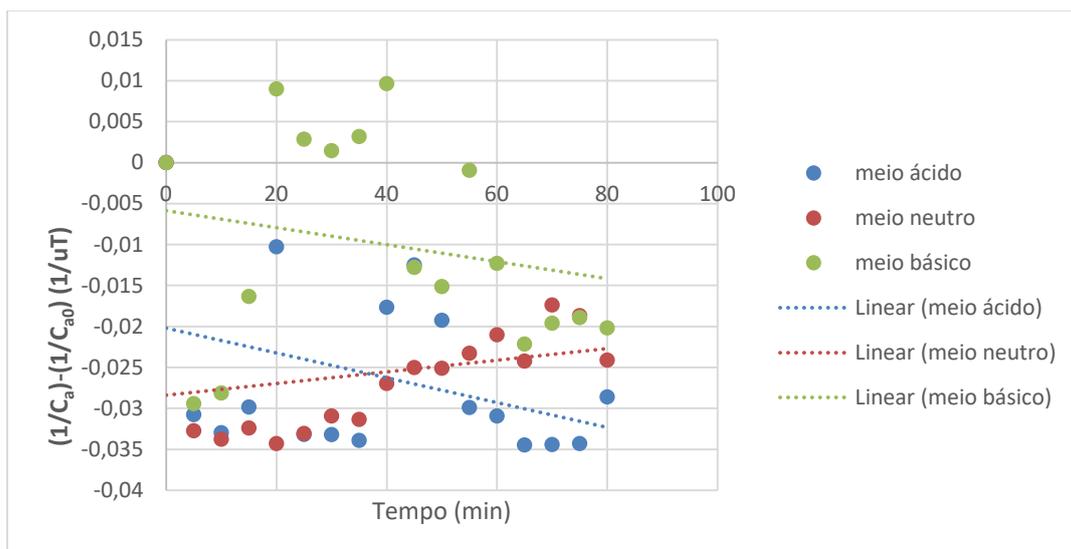
Turbidez	Ensaio	pH	Equação cinética	k (min^{-1})	R^2
	1	3,58		$y = 0,0115x + 1,1236$	-0,0115
2	7,62		$y = -0,0143x + 1,9555$	0,0143	0,262
3	9,93		$y = 0,0012x + 0,3889$	0,0029	0,8752
Cor Aparente	Ensaio	pH	Equação cinética	k (min^{-1})	R^2
	1	3,58		$y = -0,0081x - 0,4565$	0,0081
2	7,62		$y = -0,0211x + 0,2898$	0,0211	0,8752
3	9,93		$y = -0,0106x - 1,2789$	0,0106	0,1512

Segundo Silva (2008), a maior parte dos fenômenos ambientais é inicialmente considerada de cinética de primeira ordem.

De acordo com Theodoro et. al, (2017) que utilizou a eletrocoagulação para tratamento de água para remoção do parâmetro turbidez e para a variação da tensão de 0,2 A e 0,5 A apresentou comportamento linear satisfatório para ambas as correntes utilizadas, sendo seus valores de $R^2 = 0,943$ para 0,2 A de

corrente elétrica e velocidade de reação $k = -0,002 \text{ min}^{-1}$ e $R^2 = 0,976$ para corrente elétrica de 0,5 A e velocidade de reação e $k = 0,046 \text{ min}^{-1}$, para estudo cinético de primeira ordem.

Os resultados obtidos pela aplicação da cinética de segunda ordem aos dados de remoção da turbidez e da cor em função do tempo de processo estão demonstrados nas Figuras 6 e 7 e na Tabela 5.

**Figura 6:** Variação da remoção da turbidez em função do tempo, para cinética de segunda ordem.

Observa-se na Figura 6 que os dados da remoção da turbidez na faixa de pH estudada não apresentaram desempenho significativo, pela aplicação da cinética de segunda ordem, como pode ser observado as curvas apresentaram

baixa linearidade para ambos em função do tempo.

De acordo com Figura 7, os dados de remoção da cor aplicada a cinética de segunda ordem apresentaram linearidade significativa somente em pH neutro.

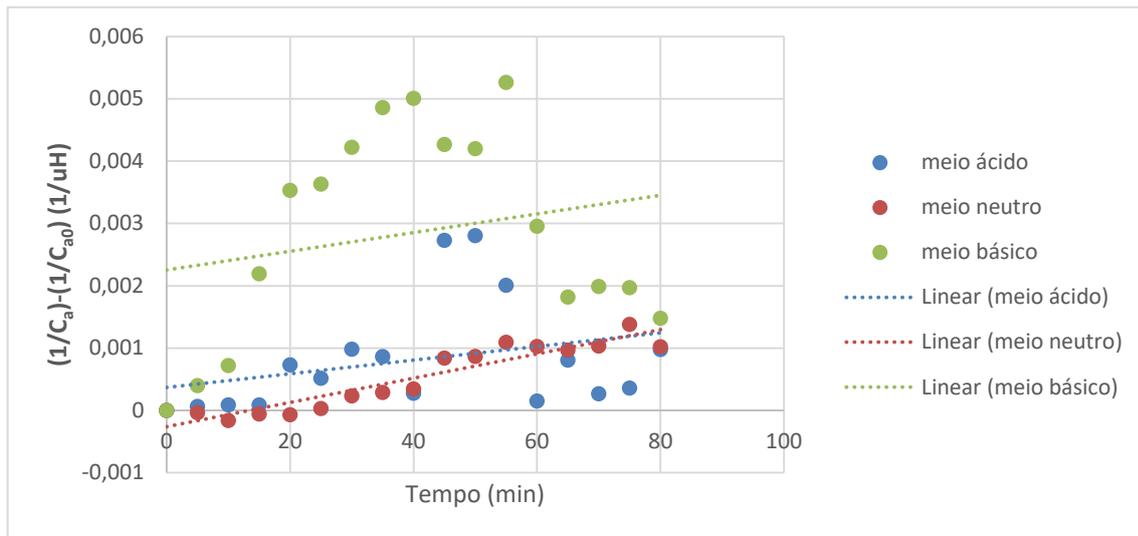


Figura 7: Variação da remoção da cor em função do tempo, para cinética de segunda ordem.

A Tabela 5 apresenta os resultados da aplicação da cinética de segunda ordem aos dados da remoção da cor e turbidez. Conforme já relatado na avaliação gráfica, somente a remoção de cor em meio neutro, apresentou ajuste significativo dos dados a esta cinética de segunda, alcançando $R^2=0,8823$ e $K=-2,00E-05 uH^{-1}.min^{-1}$.

O coeficiente de correlação tem como valor máximo 1, e ele só ocorrerá se não houver resíduo algum e portanto toda variação em torno da média é explicada

pela regressão (BARROS NETO et. al., 1996). Segundo Theodoro (2010) os valores do coeficiente de correlação próximo da unidade indicam um bom ajuste do modelo.

4. CONCLUSÕES

Por meio da aplicação da eletrocoagulação ao tratamento do chorume foi possível avaliar o comportamento cinético do processo de remoção parâmetro cor e do parâmetro turbidez.

Tabela 5: valores da equação cinética de segunda ordem, da velocidade (K) e do coeficiente de determinação (R^2) para os parâmetros turbidez e cor aparente.

Turbidez	Ensaio	pH	Equação cinética	K($uT^{-1}.min^{-1}$)	R^2
	1	3,58		$y = -0,0002x - 0,0202$	0,0002
2	7,62		$y = 7E-05x - 0,0284$	-7,00E-05	0,0444
3	9,93		$y = -0,0001x - 0,0058$	0,0001	0,0421
Cor Aparente	Ensaio	pH	Equação cinética	K ($uH^{-1}.min^{-1}$)	R^2
	1	3,58		$y = 9E-06x + 0,0005$	-9,00E-06
2	7,62		$y = 2E-05x - 0,0003$	-2,00E-05	0,8823
3	9,93		$y = 1E-05x + 0,0023$	-1,00E-05	0,0509

O processo de remoção da cor apresentou resultados satisfatórios atingindo um percentual de remoção próximo a 90%, já o processo de remoção da turbidez foi pouco eficiente apresentando percentual de remoção de entorno de 40%. No entanto foi possível determinar os parâmetros de reação e avaliar o comportamento cinético dos processos de remoção do parâmetro cor e parâmetro turbidez. Assim de acordo com o coeficiente linear (R^2) a cinética de remoção do parâmetro cor foi significativa em pH 7,62 com R^2 variando de 0,81 a 0,88 sendo maior valor para a cinética de segunda ordem. Desta mesma forma a cinética de remoção do parâmetro turbidez foi significativa em pH 9,93 com $R^2 = 0,87$ para a cinética de primeira ordem.

5. REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 8419. **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos** – Classificação, 1992. Disponível em: <http://sites.unicentro.br/wp/educacaoambiental/files/2017/04/NBR-8419.pdf> Acesso em 13 de setembro de 2017.
- ARROYO, M. G.; **Tratamiento de Disoluciones que Contienen Cromo Hexavalente Mediante Electrocoagulación com Electroodos de Hierro** – Tese de Doutorado em Engenharia Química e Nuclear, Universitat Politècnica de València, p.340, 2011. doi: 10.4995/Thesis/10251/11931. Disponível em <<http://hdl.handle.net/10251/11931>>
- BACELAR, H. A. M. **Tratamento de lixiviados produzidos em aterro de resíduos sólidos urbanos, por meio de evaporação forçada.** Dissertação de Mestrado –

- Programa de Pós-Graduação em engenharia Civil – UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 94p, 2010.
- BARROS NETO, Benício de; SCARMINIO, Ieda Spacino; BRUNS; Roy Edward. **Planejamento e Otimização de Experimentos.** Campinas: Editora da UNICAMP, 2007.
- FERRAREZE, C. N. M.; **Tratamento de Água Através do Processo de Eletrocoagulação Associado ao uso de Coagulantes Orgânicos e Inorgânicos** – Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Ambiental – UTFPR, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 99p, 2016.
- FERREIRA, D. S. **Estudo Comparativo da Coagulação/Floculação e Eletrocoagulação no Tratamento de Lixiviado de Aterro** – Programa de Pós Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos (Dissertação de Mestrado) – UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 126p, 2013.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; JUNIOR, W. R. M. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton** – Engenharia Sanitária e Ambiental : Artigo técnico, v.11, n.2, p.175-183, 2006, disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522006000200011
- MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. **Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation.** Journal of hazardous Materials B114(2004) p.199-210.
- ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca - PE.** 2005. 151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.
- SILVA, F.J.A.; MATOS, J.E.X. **Sobre dispersões de *Moringa oleifera* para tratamento de água.** Rev. Tecnol. Fortaleza, v. 29, n. 2, p.157-163, 2008.
- THEODORO, P. S. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo. 2010.
- THEODORO, J. D. P.; FERRAREZ, C. N. M.; IWAMURA, V. C.; PEREIRA, E. R.; THEODORO, P. S. **Water Treatment Through The Eletrocoagulation 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. ISBN: 978-1-53612-197-1
- THEODORO, J. D. P.; FERRAREZ, C. N. M.; IWAMURA, V. C.;

PEREIRA, E. R.; THEODORO, P. S.; BICUDO, B. R. **Estudo Cinético Do Processo De Eletrocoagulação Aplicado Ao Tratamento De Água.** III Congresso Ibero-Americano de Empreendedorismo, Energia, Ambiente e Tecnologia – Livro de Atas. Instituto Politécnico de Bragança. Bragança – Portugal. P.91-96, 2017. ISBN: 978-972-

745-230-9. Disponível em <
<http://hdl.handle.net/10198/14339>.

TORRES, P.; BARBA, L.E.; RIASCOS, J.; VIDAL, J.C. **Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado.** Engenharia Sanitária e Ambiental. São Carlos, Vol. 2, n. 2, p.55-62, 1997.