XXII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica
XI Simpósio Brasileiro de Engenheiros Geotécnicos Jovens
24 a 28 de agosto de 2026 – Brasília/DF
DOI: 10.47094/COBRAMSEG2026.6/77

Comparação da Eficiência de Diferentes Soluções Eletrolíticas na Remediação Eletrocinética de Solo Contaminado por Cobre

Danilo Brito da Costa
Doutorando, UFCG, Campina Grande, Brasil, danilo.brito@ufcg.edu.br

Rivaildo da Silva Ramos Filho
Doutorando, UFCG, Campina Grande, Brasil, rivaildo.silva@estudante.ufcg.edu.br

Daniela Lima Machado da Silva
Professora Adjunta, UFC, Russas, Brasil, danielalms@ufc.br

Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk
Professora Associada, UERJ, Rio de Janeiro, Brasil, anaghislane@eng.uerj.br

Gustavo Ferreira Simões
Professor Titular, UFMG, Belo Horizonte, Brasil, gustavo@desa.ufmg.br

Márcio Camargo de Melo
Professor Associado, UFCG, Campina Grande, Brasi, marcio.camargo@professor.ufcg.edu.br

Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Professora Titular, UFCG, Campina Grande, Brasil, veruschka.escariao@professor.ufcg.edu.br

RESUMO: A contaminação de solos por metais constitui um passivo ambiental relevante em áreas de disposição de resíduos. O uso da eletrocinética tem se destacado por ser uma alternativa promissora de remediação, promovendo a migração de contaminantes sob a aplicação de um campo elétrico. Este trabalho tem como objetivo comparar a eficiência de diferentes soluções eletrolíticas na aplicação da remediação eletrocinética *ex-situ* em solo contaminado por Cobre. O solo é proveniente de um aterro sanitário localizado na região do semiárido paraibano, sendo previamente caracterizado quanto às propriedades físicas, químicas e mineralógicas. A contaminação artificial foi realizada em laboratório mediante adição de solução de Cu^{2+} ($1 g.L^{-1}$), preparada por dissolução de $CuCl_2$ em água destilada. O solo foi inserido em célula eletrolítica com grau de compactação mínimo de 95%. As soluções eletrolíticas avaliadas foram água de torneira, água destilada e ácido acético ($0{,}1\ mol \cdot L^{-1}$). Os três experimentos foram realizados a 20 ± 2 °C, com campo elétrico de $1{,}0\ V \cdot cm^{-1}$, por meio de eletrodos de aço inox, e monitoramento do pH nos reservatórios anódico e catódico. Após 72h, o solo foi seccionado em três regiões (anódica, central e catódica) para extração do cobre na fração ácido-solúvel. Os resultados indicaram que, dentre as soluções utilizadas, a melhor migração de Cu^{+2} no solo foi verificada para o ensaio conduzido com ácido acético. A maior taxa de remoção foi de 81% para o solo da região do ânodo no ensaio realizado com uso do ácido acético.

PALAVRAS-CHAVE: contaminação de solos, contaminantes, metais, remediação eletrocinética, solução eletrolítica.

ABSTRACT: Soil contamination by metals constitutes a significant environmental liability in waste disposal areas. The use of electrokinetics has stood out as a promising remediation alternative, promoting the migration of contaminants under the application of an electric field. This work aims to compare the efficiency of different electrolytic solutions in the application of ex-situ electrokinetic remediation in soil contaminated by copper. The soil comes from a sanitary landfill located in the semi-arid region of Paraíba, and was previously characterized in terms of its physical, chemical, and mineralogical properties. Artificial contamination was carried out in the laboratory by adding a Cu^{2+} solution ($1 g.L^{-1}$), prepared by dissolving $CuCl_2$ in distilled water. The soil was inserted into an electrolytic cell with a minimum degree of compaction of 95%. The electrolytic solutions evaluated were tap water, distilled water, and acetic acid ($0.1\ mol \cdot L^{-1}$). The three experiments were

conducted at 20 ± 2 °C, with an electric field of 1.0 V·cm^{-1}, using stainless steel electrodes, and monitoring the pH in the anodic and cathodic reservoirs. After 72 hours, the soil was sectioned into three regions (anodic, central, and cathodic) for copper extraction in the acid-soluble fraction. The results indicated that, among the solutions used, the best Cu^{+2} migration in the soil was observed for the test conducted with acetic acid. The highest removal rate was 81% for the soil in the anodic region in the test performed using acetic acid.

KEYWORDS: contaminants, electrokinetic remediation, electrolytic solution, metals, soil contamination.

1 INTRODUÇÃO

A eletrocinética tem se mostrado uma técnica promissora para a remediação de solos contaminados por metais pesados. Sua aplicação tem sido estudada em diferentes tipo de solos, com taxas de remoção de metais alcançando valores de 80 a 90%, a depender da configuração técnica adotada (Bokde *et al*., 2025; Yuan *et al*., 2016; Wang *et al*., 2024).

Dentre as vantagens da eletrocinética está a sua capacidade de separação dos cátions metálicos para uma região específica do solo. Para tanto, um campo elétrico é aplicado através de dois eletrodos, denominados de cátodo e ânodo, com auxílio de uma solução eletrolítica condutora para facilitar a migração dos íons no solo. O processo envolve a transformação da energia elétrica em energia química a partir da eletrólise da água nos dois eletrodos, liberando íons H^+ no ânodo e OH^- no cátodo. Dessa maneira, os cátions são atraídos para o cátodo, enquanto os ânions se deslocam em direção ao ânodo, em um um fenômeno conhecido como eletromigração. Em paralelo, ocorre o processo de eletroosmose, caracterizado pelo movimento do fluido induzido pela migração iônica, geralmente no sentido do cátodo. Quando esse deslocamento envolve as partículas coloidais eletricamente carregadas em direção ao eletrodo de carga oposta, o processo é denominado eletroforese (Virkutyte *et al*., 2002).

Estudos recentes têm explorado diversas estratégias para aprimorar a eficiência da remediação eletrocinética em solos contaminados. Entre elas, destacam-se o uso de agentes químicos para controle do pH e aumento da solubilidade dos metais, a inversão periódica da polaridade dos eletrodos (Wang *et al*., 2024), a injeção de corrente elétrica em regime pulsado (Sun; Ottosen, 2012) e a recirculação dos fluidos no compartimento dos eletrodos (Beyrami, 2021). Além disso, observa-se a integração dessa técnica com outras abordagens de remediação, como biorremediação, fitorremediação e barreiras reativas permeáveis, ampliando seu potencial de aplicação (Taneja; Karaca; Haritash, 2024; Bokde *et al*., 2025; Hamdi *et al*., 2025).

O estudo inicial da eletrocinética em escala de laboratório é essencial para a aplicação em escala real, pois permite compreender as variáveis envolvidas e otimizar o desempenho do processo (Sun *et al*., 2023). Variáveis como a carga do contaminante, campo elétrico, tempo de remediação, estado de compactação do solo, solução eletrolítica e o tipo de material dos eletrodos costumam ser testados para definir a condição mais adequada para promover máxima remoção de contaminantes no solo (Hamdi *et al*., 2025; Taneja; Karaca; Haritash, 2024). Dessa forma, os estudos devem buscar uma alternativa ambientalmente sustentável, baseada no equilíbrio entre a eficiência de remoção de contaminantes e o custo energético requerido pelo processo.

Dentre as variáveis intervenientes na remediação eletrocinética, a escolha da solução eletrolítica é uma etapa fundamental para garantir uma boa condutividade para a migração de íons, diminuindo a resistência inicial do solo. Esse meio condutivo irá determinar o comportamento da corrente elétrica e sua intensidade, que sofrerá variações devido às alterações químicas do solo ao longo do processo. Considerando que este trabalho faz parte de uma pesquisa mais ampla e em andamento abordando essa temática, tem-se como objetivo a comparação do uso de diferentes soluções eletrolíticas – água destilada, água de torneira e ácido acético (0,1M) – na remediação eletrocinética de um solo contaminando com Cu^{2+}, no intuito de determinar a melhor condição de remediação.

2 METODOLOGIA

2.1 Solo de Estudo

O solo utilizado nesta pesquisa é proveniente do Aterro Sanitário situado no município de Campina Grande-PB, que está localizado no semiárido brasileiro (Figura 1). As amostras de solo analisadas foram

coletadas de uma jazida cujo material é utilizado como camada de assentamento da geomembrana, integrante da camada de base do aterro.

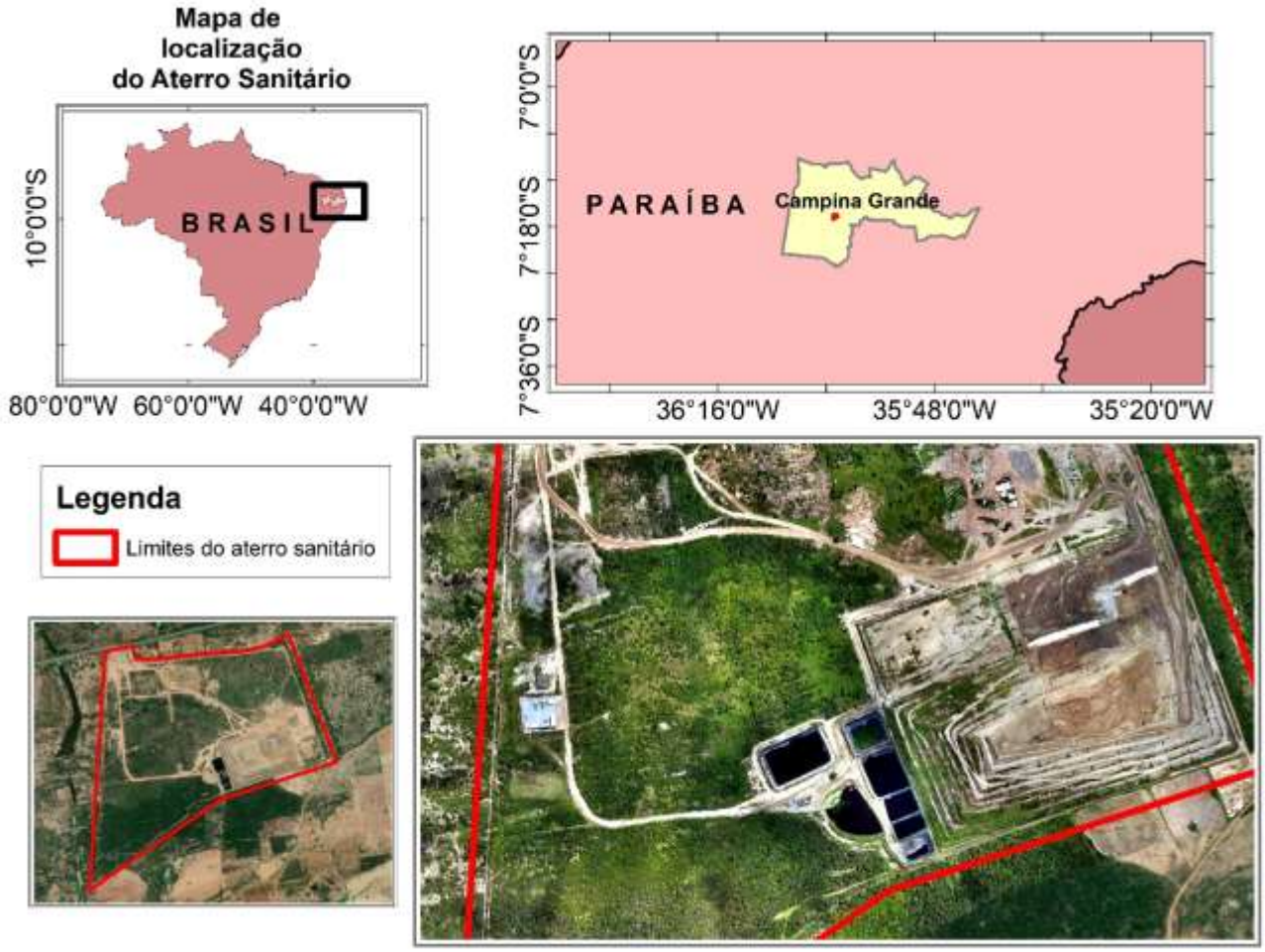


Figura 1. Localização do aterro sanitário

A Tabela 1 apresenta um resumo da caracterização física do solo, com destaque para a densidade real dos grãos pela NBR 6458 (ABNT, 2016), a granulometria pela NBR 7181 (ABNT, 2025), os parâmetros de compactação obtidos com energia de Proctor normal (massa específica seca máxima – $\rho_{d,máx}$; e umidade ótima - w_{ot}), conforme NBR 7182 (ABNT, 2025), e demais atributos fisico-químicos como pH, capacidade de troca catiônica (CTC) e teores de matéria orgância (MO) e carbono (C), segundo Teixeira *et al*. (2017).

Tabela 1. Caracterização física do solo e demais atributos fisico-químicos.

Densidade	---- Faixa granulométrica (%) ----				Compactação		------ Atributos físico-químicos ------				
(g.cm³)	Pedregulho	Areia	Silte	Argila	$\rho_{d,máx}$ g.cm^{-3}	w_{ot} %	$pH_{água}$ (1:2,5)	pH_{KCl} (1:2,5)	CTC cmol$_c$.kg^{-1}	MO g.kg^{-1}	C g.kg^{-1}
2,68	26,20	48,00	5,76	20,04	1,86	9,00	6,44	5,78	4,28	7,60	4,41

O solo foi classificado como areia siltosa mal graduada, conforme o SUCS. Dada a concentração considerável de partículas grossas (pedregulho+areia), aliado com a ausência dos limites de consistência e um valor considerado baixo para a CTC, pode-se esperar que a sorção de íons Cu^{+2} não seja tão atuante no solo, de modo que a eletromigração seja facilitada.

2.2 Contaminação do Solo

O solo foi submetido à contaminação em laboratório com uma solução de 1g.L^{-1} de Cu^{2+}, preparada a partir do cloreto de cobre ($CuCl_2.2H_2O$). A escolha do metal deve-se a sua elevada toxicidade ao meio ambiente e malefícios causados à saúde pública quando em concentrações elevadas, além de apresentar boa solubilidade em ampla faixa de pH ácido (Jaishankar *et al*., 2014). No processo de contaminação, o solo foi disperso em uma bandeja plástica e o contaminante foi introduzido por meio de um pulverizador por sucessivas vezes, intercalado com a homogeneização manual do solo.

A quantidade da solução contaminante inserida no solo foi definida com base na umidade ótima resultante do ensaio de compactação, adicionando 2% de umidade ao valor obtido, como forma de compensar eventuais perdas de umidade durante o processo. Uma vez contaminado, o solo foi reservado para ser submetido após 72 horas ao ensaio de remediação eletrocinética, possibilitando uma melhor interação dos contaminantes metálicos com as partículas de solo.

Após a contaminação do solo, três amostras com aproximadamente 20 g cada foram retiradas para a determinação da umidade em estufa. Essas amostras também foram utilizadas para a análise do quantitativo de Cu^{+2} disponível na fração solúvel/trocável do solo, fazendo uso de solução extratora de cloreto de magnésio hexahidratado ($MgCl_2.6H_2O$), conforme metodologia descrita por Tessier *et al*. (1979). A concentração dos íons de Cu^{+2} disponíveis na fração líquida do extrato foi determinada em espectômetro de absorção atômica modelo AA 240 da *Agilent* e teve como resultado uma concentração inicial média de Cu^{2+} igual a 20 mg.kg^{-1}.

2.3 Ensaios de Remediação Eletrocinética

Os ensaios de eletrorremediação foram conduzidos em células eletrolíticas em acrílico com espessura de 2mm, dotada de divisórias perfuradas com papel filtro acoplado, permitindo a passagem da solução eletrolítica entre os reservatórios laterais e o solo. Uma fonte geradora de corrente contínua foi responsável por aplicar um campo elétrico na célula, com magnitude de 1 V.cm^{-1}, a partir de eletrodos em aço inox 304, que foram fixados por meio de canaletas e espaçados 14 cm entre si. A Figura 2 apresenta a operação das três células eletrolíticas montadas para a pesquisa.

No compartimento central da célula, o solo foi compactado estaticamente com auxílio de uma prensa manual, ocupando um volume de aproximadamente 760 cm^3. O objetivo foi alcançar um grau de compactação de no mínimo 95%, que corresponde ao menor valor exigido para a camada de suporte da geomembrana em uma camada de base de aterro sanitário.

A presente pesquisa propôs a realização de três ensaios de remediação eletrocinética com o solo contaminado por Cu^{2+}, cada qual fazendo uso das seguintes soluções eletrolíticas, respectivamente: ácido acético (0,1M), água destilada e água de torneira. Essas soluções foram adotadas considerando a disponibilidade e o custo acessível de aquisição, de modo que soluções mais custosas sejam analisadas posteriormente em novos ensaios. Os ensaios foram monitorados durante 72 horas em laboratório com temperatura ambiente controlada de 20±2°C.



Figura 2. Montagem dos ensaios de remediação eletrocinética.

Durante o monitoramento dos ensaios, os valores de pH das soluções nos reservatórios do ânodo e do cátodo foram registrados nos instantes inicial, após 24 horas e ao fim dos ensaios. A corrente elétrica também foi monitorada nos respectivos intervalos de tempo. Com o término dos ensaios, foram extraídas amostras da porção central do solo e das regiões próximas ao ânodo e ao cátodo. Essas amostras foram analisadas em triplicata quanto à fração de Cu^{+2} facilmente disponível/trocável no solo, conforme Tessier *et al*. (1979), seguido da quantificação da concentração do metal na fração líquida (cw) por espectrometria de absorção atômica. A concentração de Cu^{+2} na amostra de solo (cs), em termo de $mg.kg^{-1}$, foi determinada a partir da Equação 1, que considera a massa seca do solo (m) e o volume da solução extratora (V) definidos pela metodologia empregada.

$$c_s = c_w . \frac{V}{m} \quad (1)$$

A eficiência do tratamento eletrocinético aplicado ao solo foi mensurado a partir da taxa de remoção (TR), que relaciona a concentração inicial (c_o) do metal inserida no solo e concentração final (c_f) obtida após o processo de extração, conforme representado pela Equação 2.

$$TR = \left(\frac{c_o - c_f}{c_o}\right) . 100\% \quad (2)$$

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante o monitoramento dos ensaios, o solo não apresentou expansão ou formação de fissuras em nenhuma das células, possivelmente em razão do tempo total ser relativamente curto. A coloração dos reservatórios do cátodo manteve-se a mesma durante as 72 horas, com destaque para um aspecto mais translúcido na célula 1, em razão de uma pequena passagem de solo em frestas existentes entre a divisória de acrílico. Nos reservatórios do ânodo, a coloração foi mudando até adquirir uma tonalidade amarelada, sendo mais notório nas células 1 e 3. Essa característica é comum em eletrodos de aço inox em virtude da oxidação no ânodo e consequente liberação de partículas de Fe^{+2} à solução (Li *et al*., 2014). A intensidade da oxidação não levou à corrosão nítida nos eletrodos, dado que o tempo total de contato pode ter sido insuficiente.

A Tabela 2 apresenta os resultados de concentração de Cu^{+2} determinados após o processo de remediação eletrocinética para as três regiões do solo (central e próximas ao ânodo e ao cátodo), assim como os valores de pH monitorados durante e após o encerramento dos ensaios.

Tabela 2. Dados obtidos com o monitoramento dos ensaios de remediação eletrocinética.

Célula	Solução eletrolítica	Concentração de Cu^{+2} nos solos após os ensaios ($mg.kg^{-1}$)			pH			
					24 h de ensaio		72 h de ensaio	
		Próximo ao ânodo	Porção central	Próximo ao cátodo	Ânodo	Cátodo	Ânodo	Cátodo
01	Ácido acético	3,72	16,39	65,32	2,19	4,58	2,13	11,67
02	Água destilada	36,90	26,42	10,71	2,48	11,44	2,24	11,30
03	Água de torneira	27,74	16,83	3,60	3,56	11,48	2,33	11,74

Na célula 1, verifica-se que a maior concentração de Cu^{+2} no solo foi encontrada na região próxima ao cátodo, seguido das porções central e próxima ao ânodo, respectivamente. Esse resultado sugere que a migração dos íons Cu^{+2} se deu, de fato, em direção ao cátodo, resultando em uma taxa de remoção do metal de 81% no solo próximo ao ânodo. Na porção central, há o acúmulo de íons que foram migrados da região anódica, de modo que a taxa de remoção de Cu^{+2} foi reduzida para 16%. O deslocamento de íons em direção ao cátodo implica na elevada concentração do metal na região catódica do solo, em valor superior à concentração inicial do solo contaminado. Esse comportamento pode ser reflexo do entupimento dos poros do

solo na região próxima ao cátodo em função da formação de precipitados pelo pH alcalino, conforme observado em ensaios desenvolvidos por Hu, Cheng e Wen (2023), o que pode constituir depósitos concentrados de Cu^{+2} em zonas específicas. Contudo, a ocorrência de contaminação paralela ou a falta de representatividade da amostra no processo de extração também devem ser considerados, dado que é possível existir heterogeneidade na concentração do metal no interior de cada uma das três regiões de solo.

Nas células 2 e 3, observa-se que houve um aumento da concentração de Cu^{+2} em direção ao ânodo, ao contrário do que foi constatado na célula 1. Ao analisar a taxa de remoção de Cu^{+2} na região do solo próxima ao cátodo nessas células, obtem-se valores aproximados de 50 e 82%, respectivamente. Por outro lado, as concentrações do metal nas demais porções do solo foram próximas ou superiores do valor de referência do solo inicialmente contaminado. As variações nas concentrações de Cu^{+2} no solo apresentam forte contribuição da alteração de pH durante o ensaio, uma vez que este parâmetro define a capacidade de solubilização do metal ou sua tendência de precipitação no meio (Merrikhpour; Mobarakpour; Azimi, 2022).

A elevação do pH no reservatório do cátodo indica maior geração de íons OH^-, que migram em direção ao eletrodo do ânodo, promovendo a formação de uma frente básica que avança no solo. Esse deslocamento eleva o pH da solução intersticial, favorecendo a precipitação de íons Cu^{+2}. Como consequência, a formação de precipitados pode obstruir os poros do solo, aumentando sua resistência e dificultando, ou até impedindo, a migração do Cu^{+2} em direção ao cátodo (Hamdi *et al.*, 2025).

Observa-se que esse fenômeno foi mais pronunciado nas células 2 e 3, nas quais o pH do reservatório catódico atingiu valores superiores a 11 nas primeiras 24 horas, enquanto na célula 1 permaneceu em faixa ácida (pH = 4,58) no mesmo período. Nessas condições, a remoção do metal nas regiões próximas ao cátodo, nas células 2 e 3, parece estar mais associada à precipitação do que à migração eletrocinética, uma vez que não houve redução significativa nas concentrações próximas ao ânodo. Por outro lado, na célula 1, a frente básica mostrou-se mais limitada, com influência predominante na região próxima ao cátodo. O acúmulo de Cu^{+2} nessa zona pode estar relacionado ao bloqueio de poros causado pela precipitação na interface com o reservatório catódico, resultando em áreas com elevadas concentrações do metal (Hu; Cheng; Wen, 2023).

Nos reservatórios anódicos, os baixos valores de pH observados em todas as células, desde as primeiras 24 horas até o final dos ensaios, indicaram elevada geração de íons H^+. Esse processo promove a formação de uma frente ácida que avança no solo, favorecendo a migração desses íons em direção ao cátodo quando não há controle de pH (Bokde *et al*., 2025). Em meio ácido, há maior solubilização dos íons metálicos, além da possível dissolução de constituintes do solo, o que melhora a conectividade dos poros e favorece a migração do Cu^{+2}. Destaca-se que, na célula 1, que utilizou ácido acético como eletrólito, os valores de pH no reservatório anódico foram mais baixos ao longo de todo o ensaio em comparação às células 2 e 3. Assim, a região de solo próxima ao ânodo nessa célula foi mais influenciada pela frente ácida, favorecendo a solubilização do Cu^{+2} e seu deslocamento em direção ao cátodo, resultando em melhor desempenho em relação às demais condições testadas.

Os valores de corrente elétrica registrados ao longo dos ensaios também contribuem para a compreensão do processo de eletromigração do Cu^{+2} no solo. Conforme apresentado na Tabela 3, a maior corrente inicial (20,1 mA) foi observada na célula 3, que utilizou água de torneira, o que é esperado devido à maior presença de íons e, consequentemente, maior condutividade elétrica. Por outro lado, a menor corrente inicial (1,2 mA) foi registrada na célula 2, com uso da água destilada, praticamente isenta de íons.

Tabela 3. Valores de corrente elétrica, em mA, nos instantes inicial, 24h e 72h de ensaios.

--------- Célula 01 ---------			--------- Célula 02 ---------			--------- Célula 03 --------		
Início	24h	72h	Início	24h	72h	Início	24h	72h
17,3	24,1	9,3	1,2	9,4	6,6	20,1	6,8	5,8

Ao longo do tempo, os processos físico-químicos promoveram variações na corrente elétrica, com tendência de redução associada ao aumento da resistência do solo, frequentemente relacionado à formação de precipitados que obstruem os poros (Beyrami, 2021). Em todas as células, observou-se diminuição da corrente elétrica entre as primeiras 24 horas e o final dos ensaios, sendo a maior corrente final registrada na célula 1, indicando menor resistência do solo nessa condição. Esse comportamento corrobora com o melhor

desempenho da eletrorremediação nessa célula. Ressalta-se, ainda, que os valores obtidos neste estudo são inferiores aos reportados na literatura, possivelmente em função do maior grau de compactação do solo, que aumenta a tortuosidade dos caminhos de migração iônica (Yin *et al*., 2022).

4 CONCLUSÕES

As diferentes soluções utilizadas – água destilada, água de torneira e ácido acético (0,1 M) – resultaram em comportamentos distintos quanto à migração dos íons Cu^{+2} em cada célula eletrolítica. O ensaio conduzido com o ácido acético indicou melhores resultados na eletromigração do Cu^{+2}, com aumento da concentração do metal em direção ao cátodo, alcançando taxas de remoção do metal de 81 e 16% nas regiões próxima ao ânodo e central do compartimento de solo, respectivamente.

O desempenho superior da eletrorremediação na célula 1, que utilizou ácido acético, foi confirmado pelos valores de corrente elétrica, os quais indicaram menor resistência do solo ao final do ensaio em comparação às demais condições. O uso desse eletrólito mostrou-se adequado e compatível com o eletrodo de aço inox, não havendo evidências de corrosão no período avaliado. Ainda assim, recomenda-se a investigação de outras soluções eletrolíticas, visando mitigar a elevação do pH no reservatório catódico.

O grau de compactação mínimo de 95% aplicado ao solo nas três células é um fator que pode ter contribuído para dificultar a migração do Cu^{+2}, dado que a aproximação dos grãos diminui a interconexão dos poros. Em face disso, sugere-se que os novos ensaios sejam conduzidos com um tempo maior de duração e maior magnitude de campo elétrico. Um outro aspecto a ser modificado é a metodologia de coleta das amostras de solo ao fim dos ensaios com o objetivo de garantir melhor representatividade da região de solo considerada.

AGRADECIMENTOS

À CAPES e ao CNPq pelo apoio, incentivo e fomento à pesquisa científica; ao Parque Tecnológico da Paraíba, pela celebração dos acordos de parceria que viabilizaram a pesquisa; e ao Grupo de Geotecncia Ambiental da UFCG, pelo desenvolvimento da pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016). NBR 6458. *Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm: determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água*. Rio de Janeiro.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2025). NBR 7181. *Solo: Análise granulométrica*. Rio de Janeiro.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2025). NBR 7182. *Solo: Ensaio de compactação*. Rio de Janeiro.

Beyrami, H. (2021). Effect of different treatments on electrokinetic remediation of Zn, Pb and Cd from a contaminated calcareous soil. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, *38*, 255–265. https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.09.011

Bokde, A. A., Subash, A., Gholap, V., & Kandasubramanian, B. (2025). Electrokinetic Soil-Water Remediation: A Comprehensive Exploration. In *Separation and Purification Reviews*. Taylor and Francis Ltd. https://doi.org/10.1080/15422119.2025.2537073

Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. In *Interdisciplinary Toxicology* (Vol. 7, Issue 2, pp. 60–72). Slovak Toxicology Society. https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009

Hamdi, F. M., Ganbat, N., Altaee, A., Samal, A. K., Ibrar, I., Zhou, J. L., & Sharif, A. O. (2025). Hybrid and enhanced electrokinetic system for soil remediation from heavy metals and organic matter. In *Journal of Environmental Sciences (China)* (Vol. 147, pp. 424–450). Chinese Academy of Sciences. https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.11.005

Hu, W., Cheng, W. C., & Wen, S. (2023). Investigating the effect of degree of compaction, initial water content, and electric field intensity on electrokinetic remediation of an artificially Cu- and Pb-contaminated loess. *Acta Geotechnica*, *18*(2), 937–949. https://doi.org/10.1007/s11440-022-01602-9

Li, D., Tan, X. Y., Wu, X. da, Pan, C., & Xu, P. (2014). Effects of electrolyte characteristics on soil conductivity and current in electrokinetic remediation of lead-contaminated soil. *Separation and Purification Technology*, *135*, 14–21. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.07.048

Merrikhpour, H., Mobarakpour, S., & Azimi, S. B. (2022). Adsorption of Cd2+, Cu2+, and Ni2+ onto surfactant modified bentonite. *Desalination and Water Treatment*, *271*, 157–165. https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28768

Sun, T. R., & Ottosen, L. M. (2012). Effects of pulse current on energy consumption and removal of heavy metals during electrodialytic soil remediation. *Electrochimica Acta*, *86*, 28–35. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2012.04.033

Sun, Z., Zhao, M., Chen, L., Gong, Z., Hu, J., & Ma, D. (2023). Electrokinetic remediation for the removal of heavy metals in soil: Limitations, solutions and prospection. In *Science of the Total Environment* (Vol. 903). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165970

Taneja, S., Karaca, O., & Haritash, A. K. (2024). Electrokinetic remediation: Past experiences and future roadmap for sustainable remediation of metal-contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, *259*. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2024.107437

Teixeira, P. C.; Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G. (Ed.). *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. In *ANALYTICAL CHEMISTRY* (Vol. 51, Issue 7).

Virkutyte, J., Sillanpaa, M., & Latostenmaa, P. (2002). Electrokinetic soil remediation critical overview. In *The Science of the Total Environment* (Vol. 289).

Wang, Y., Han, Z., Li, A., & Cui, C. (2021). Enhanced electrokinetic remediation of heavy metals contaminated soil by biodegradable complexing agents. *Environmental Pollution*, *283*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117111

Yin, C., Jiang, L., Sun, K., Sun, W., & Liang, B. (2022). Influence of degree of compaction on electrokinetic remediation of unsaturated soil. *Korean Journal of Chemical Engineering*, *39*(4), 963–972. https://doi.org/10.1007/s11814-021-0999-6

Yuan, L., Li, H., Xu, X., Zhang, J., Wang, N., & Yu, H. (2016). Electrokinetic remediation of heavy metals contaminated kaolin by a CNT-covered polyethylene terephthalate yarn cathode. *Electrochimica Acta*, *213*, 140–147. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.07.081