



Optimization of Electrocoagulation for Reducing the Organic Load of Landfill Leachate: A Case Study of the Tehran Kahrizak Landfill

Haniyeh Mehrshad, Mohammad Delnavaz*^{ORCID}

Faculty of Engineering, Civil Engineering Department, Kharazmi University, Tehran, Iran.

Review History:

Received: Sep. 24, 2025

Revised: Dec. 21, 2025

Accepted: Feb. 14, 2026

Available Online: Feb. 18, 2026

Keywords:

Landfill Leachate

Electrocoagulation

Current Density

Aluminum Electrodes

Heavy Metals

ABSTRACT: The leachate generated at municipal solid-waste landfills contains complex, recalcitrant, and potentially toxic constituents; therefore, it should be treated before discharge to the environment and groundwater. In this study, leachate samples were collected from the Aradkouh waste management complex (Kahrizak, Tehran, Iran) and treated using an electrocoagulation (EC) process. The effects of initial pH (4, 7, and 9), current density (25.31, 37.97, and 50.63 mA/cm²), reaction time (15–60 min), and inter-electrode distance (1, 2, and 4 cm) were evaluated for the removal of chemical oxygen demand (COD), total dissolved solids (TDS), and total suspended solids (TSS). Experiments were conducted in a plexiglass batch reactor equipped with three aluminum electrodes and powered by a direct-current supply. Under the optimum conditions (pH 9, 50.63 mA/cm², 60 min, and 2 cm), removal efficiencies of COD, TDS, and TSS reached 37.8%, 34.3%, and 40.2%, respectively. In addition, concentrations of Cr, Pb, Zn, and Fe were determined in raw and treated leachate using atomic absorption spectrometry, with corresponding removal efficiencies of 43.75%, 41.43%, 37.50%, and 27.23%. Overall, the results indicate that electrocoagulation can serve as an effective pretreatment option for reducing the pollutant load of highly concentrated landfill leachate.

1- Introduction

Municipal landfill leachate is a complex and persistent effluent that typically contains high organic load, suspended solids, and heavy metals; therefore, discharging it without treatment may contaminate surface and groundwater and degrade soil quality, making compliance with environmental discharge standards essential [1]. Although biological, physical, and chemical approaches are used for leachate treatment, purely biological processes often face practical performance limitations; thus, physicochemical processes are commonly recommended, and membrane processes, chemical coagulation, and advanced oxidation have been applied as complementary options to target recalcitrant pollutants [2]. Electrocoagulation (EC) is a physicochemical process in which an electric current applied to metallic electrodes (typically aluminum or iron) generates coagulant species in situ, promoting pollutant removal via charge neutralization, floc formation, and adsorption and thereby reducing turbidity, TSS, a fraction of COD, and meaningful amounts of heavy metals [3,4]. EC performance is strongly dependent on operating conditions-particularly pH, current density, reaction time, electrode material/configuration, and interelectrode distance-whose optimization influences removal efficiency as well as energy consumption, electrode

dissolution, and sludge production [5]. Accordingly, this study evaluates feasibility and optimizes aluminum-electrode EC for leachate from the Aradkouh Waste Management Complex (Kahrizak, Tehran) by systematically investigating these parameters to achieve effective COD, TDS, and TSS removal, heavy-metal reduction, and acceptable energy consumption.

2- Methodology

Leachate was collected from Kahrizak Landfill (Tehran, Iran) during winter 1400 to autumn 1401 using grab sampling at the leachate collection channel/outlet (mid-depth: approximately 30–20 cm below the surface). Samples were transferred to the Environmental Laboratory of Kharazmi University, stored at 4 °C, and analyzed as soon as possible. Electrocoagulation tests were performed in a batch plexiglass reactor (11 × 11 cm; effective volume 605 cm³) equipped with three aluminum plate electrodes (15.1 × 7.9 cm; thickness 0.2 cm) in a monopolar configuration (middle anode; side cathodes) and electrode gaps of 1–4 cm. Operating conditions included currents of 2–4 A (25.31–50.63 mA/cm²), initial pH of 4, 7, and 9 (adjusted with H₂SO₄/NaOH), and reaction times of 15–60 min. After each run, samples were settled for 20 min and collected from the reactor mid-depth. COD, TSS,

*Corresponding author's email: delnavaz@khu.ac.ir



and TDS were measured using APHA 5220-D, 2540-D, and 2540-C, respectively. Heavy metals were analyzed by flame AAS after acid digestion, with QA/QC based on blanks, spiked samples, and replicate measurements (recovery: 90–110%) [6]. Experiments were conducted in duplicate ($n = 2$), and results were reported as Mean \pm SD; electrical energy consumption was calculated from recorded voltage and current.

3- Results and Discussion

Electrocoagulation (EC) performance was strongly influenced by operating conditions, and higher removals were achieved under alkaline pH. Over 60 min of electrolysis, solution pH increased from 7.2 to 8.3, from 7.25 to 8.6, and from 7.3 to 8.9 at current densities of 25.31, 37.97, and 50.63 mA/cm², respectively [7]. Under the optimum operating conditions (pH 9, 50.63 mA/cm², 60 min, and 2 cm), COD, TDS, and TSS removals reached 37.8%, 34.3%, and 40.2%, respectively. The improved performance at alkaline pH was attributed to enhanced formation of Al(OH)₃ flocs within pH 8–9, which strengthens pollutant capture and separation, whereas acidic conditions were associated with weaker metal-hydroxide formation and poorer settleability [8]. At pH 9, increasing current density from 25.31 to 37.97 mA/cm² increased COD removal to 34.3% (an increase of 10.6%), while increasing it further to 50.63 mA/cm² provided an additional 3.5% improvement. TDS removal increased with current density and reached 34.3% at 50.63 mA/cm² (60 min). TSS removal increased with both time and current density, reaching 40.2% at 50.63 mA/cm² and 60 min; at the same current density, TSS removal was 23.2% at 15 min and increased by 11% at 60 min. Interelectrode distance showed an optimum at 2 cm; decreasing spacing from 2 to 1 cm reduced COD, TDS, and TSS removals by about 19%, 17%, and 23%, respectively, while increasing spacing from 2 to 4 cm reduced them by about 15%, 14%, and 20.5%, respectively. Heavy-metal removal under the optimum conditions followed the order Cr > Pb > Zn > Fe, with removal efficiencies of 43.75%, 41.43%, 37.50%, and 27.23%, respectively. Corresponding concentrations changed from 2.8 to 1.75 mg/L (Cr), 1.4 to 0.82 mg/L (Pb), 1.6 to 0.9 mg/L (Zn), and 2.35 to 1.71 mg/L (Fe). These outcomes are summarized in Figure 1 (Mean \pm SD, $n = 2$). Energy demand at the optimum conditions (recorded voltage up to 15 V; 400 mL) was estimated as about 150 kWh/m³, with a specific energy of 5.26 kWh per kg COD removed [9]. Aluminum consumption was 3.36 g/L (equivalent to 3,355 g/m³), and dry sludge generation was estimated to be of the same order; because heavy metals were present in the sludge, stabilization/solidification was suggested for sludge management [10]. Overall, EC achieved noticeable reductions in organics/solids and metals, but given the high initial leachate strength, it is best positioned as a pretreatment step prior to downstream polishing.

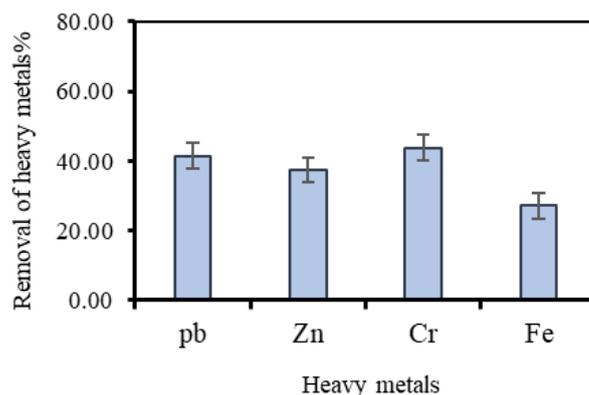


Fig. 1. Heavy-metal removal efficiencies after electrocoagulation under the optimum operating conditions (pH 9, 50.63 mA/cm², 60 min). Values are reported as Mean \pm SD ($n = 2$), and error bars indicate \pm SD.

4- Conclusion

Electrocoagulation (EC) using aluminum electrodes showed practical potential as a pretreatment for high-strength landfill leachate. The optimum operating conditions were pH 9, current density 50.63 mA/cm², reaction time 60 min, and interelectrode distance 2 cm. Under these conditions, COD, TDS, and TSS removals were 37.8%, 34.3%, and 40.2%, respectively, and heavy-metal reductions were 43.75% (Cr), 41.43% (Pb), 37.50% (Zn), and 27.23% (Fe). Operationally, energy consumption was about 150 kWh/m³, specific energy was 5.26 kWh per kg COD removed, and aluminum consumption was 3.36 g/L. Overall, despite noticeable reductions in organic load, solids, and metals, post-treatment is still required due to the high initial leachate strength; therefore, EC is recommended as an effective pretreatment step prior to downstream polishing processes.

References

- [1] D. Marmanis, A. Thysiadou, V. Diamantis, A. Christoforidis, and K. Dermentzis, Performance of Electrocoagulation Processes for the Removal of COD and Ammonia from High Salinity Landfill-leachate using Iron or Aluminum Electrodes, *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 14 (2021): 105–109.
- [2] S. N. Hashimi and H. N. Nagendra, Evaluating Electrocoagulation Techniques for Landfill Leachate Treatment in Urban Storm Water Systems, *International Journal of Latest Technology in Engineering Management & Applied Science*, 14 (2025):1083-1092.
- [3] S. B. Davuluri et al., Innovative electrocoagulation strategies for landfill leachate treatment : Comparative analysis of aluminum and iron electrodes, *Separation Science and Technology*, 59 (2024): 481–493.
- [4] V. Alonso, J. Tejera, D. Hermosilla, A. Gasc, C. Negro,

- and A. Blanco, Treatment of mature landfill leachate by electrocoagulation followed by Fenton or UVA-LED photo-Fenton processes, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 119 (2021): 33-44.
- [5] J. Núñez, J. Larral, M. Roeckel, and K. Fernández, Operational variable effect on the COD removal efficiency using electrocoagulation in landfill leachate treatment, *Environmental Science: Water Research & Technology*, 9 (2023): 781-793.
- [6] Industrial Wastewater Treatment, in *Electrocoagulation: Fundamentals and Applications in Water and Wastewater Treatment*, 1st ed., CRC Press, 2025: 87-105.
- [7] J. Lu, Electrocoagulation Technology: Fundamentals, Design, Main Influencing Factors, and Advanced Enhancement Strategies, in *Management of Water Resources Using Electrochemical Methods*, 1st ed., CRC Press, (2025):157-189.
- [8] S. Souabi and A. Anouzla, Eds., *Landfill Leachate Treatment Techniques*, Springer Water, Springer Cham, (2024).
- [9] Z. Al-qodah, M. Al-shannag, B. Hudaib, and W. Bani-salameh, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering Synergy and enhanced performance of combined continuous treatment processes of pre-chemical coagulation (CC) solar-powered electrocoagulation (SAEC), and post-adsorption for Dairy wastewater, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11 (2025): 101183.
- [10] S. Agarwal and A. Pratap, Assessment of Toxicity Characteristics in Leachate from the Textile Industry – Based Sludge Using Leachate Pollution Index, *Water, Air, Soil Pollution*, 234 (2023): 1-17.



بهینه سازی فرایند انعقاد الکتریکی در کاهش بار آلی شیرابه، مطالعه موردی: شیرابه مرکز دفن کهریزک تهران

حانیه مهرشاد، محمد دلنواز^{*}

دانشکده فنی و مهندسی، گروه مهندسی عمران، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.

تاریخچه داوری:

دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۰۳
بازنگری: ۱۴۰۴/۰۹/۳۰
پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۲۴
ارائه آنلاین: ۱۴۰۴/۱۱/۲۸

کلمات کلیدی:

شیرابه
انعقاد الکتریکی
دانسیته جریان
فلزات سنگین
الکتروآلومینیومی

خلاصه: شیرابه حاصل از مراکز دفن زباله حاوی ترکیبات پیچیده، مقاوم و سمی است که مستلزم تصفیه آن قبل از ورود به محیط زیست و آب های زیرزمینی می باشد. هدف از این مطالعه استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی و بررسی اثر پارامترهای pH (۷، ۴) و ۹، دانسیته جریان الکتریکی (۳۱/۲۵، ۹۷/۳۷ و ۶۳/۵۰ میلی آمپر بر سانتی متر مربع)، زمان انجام واکنش (۱۵ تا ۶۰ دقیقه) و فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر (۱، ۲ و ۴ سانتی متر) به عنوان متغیر جهت حذف COD، TDS و TSS از شیرابه مجتمع مدیریت پسماند آرادکوه واقع در کهریزک تهران می باشد. جهت انجام فرایند از یک مخزن با جنس پلکسی گلس حاوی سه الکتروآلومینیومی و یک منبع تغذیه جریان مستقیم استفاده شد. بهترین بازده حذف COD، TDS و TSS در pH=۹، دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی آمپر بر سانتی متر مربع، زمان انجام واکنش ۶۰ دقیقه و فاصله ۲ سانتی متری الکترودها نسبت به یکدیگر رخ داد که به ترتیب ۳۷/۸، ۳۴/۳ و ۴۰/۲ درصد به دست آمد. همچنین میزان فلزات سنگین نظیر کرم، سرب، روی و آهن در شیرابه خام و سپس بعد از تصفیه توسط فرایند انعقاد الکتریکی به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. نتایج نشان داد که میزان حذف هر یک از این فلزات به ترتیب به میزان ۴۳/۷۵، ۴۱/۴۳، ۳۷/۵ و ۲۷/۲۳ درصد می باشد. این مطالعه نشان داد فرایند انعقاد الکتریکی روشی مؤثر برای کاهش میزان بار آلی شیرابه جایگاه دفن مواد زائد شهری است.

۱- مقدمه

یکی از روش های فیزیکی شیمیایی، فرایند انعقاد الکتریکی است [۴]. این روش به دلیل مزایایی چون اقتصادی بودن، راندمان بالا، سادگی تجهیزات، بهره برداری آسان، بی نیازی از ماده شیمیایی خاص، تولید اندک لجن دفعی و زمان ماند کوتاه روشی بسیار مناسب برای تصفیه فاضلاب های قوی و سمی است [۵]. انعقاد الکتریکی روشی برای تصفیه فاضلاب است که با اعمال جریان الکتریسیته در یک راکتور مجهز به الکترودهای فلزی (معمولاً آلومینیوم یا آهن)، مواد منعقد کننده مؤثر تولید می کند و ذرات و کلوئیدها را ناپایدار و قابل جداسازی می سازد [۶]. این مواد با خنثی سازی بار، ایجاد لخته های پایدار و جذب سطحی، جداسازی آلاینده ها را از مسیرهایی مانند ته نشینی و شناورسازی تسهیل می کنند؛ در نتیجه کدورت، TSS، بخشی از COD^۲ و مقادیر معناداری از فلزات سنگین کاهش می یابد [۷]. کارایی فرایند به تنظیم پارامترهای عملیاتی وابسته است؛ مهم ترین آن ها pH، دانسیته جریان، زمان واکنش، جنس و آرایش الکترودها و فاصله بین آن هاست. انتخاب بهینه این پارامترها علاوه بر ارتقای بازده حذف، بر مصرف

شیرابه مراکز دفن پسماند شهری جراینی با ترکیب پیچیده و پایداری بالاست که معمولاً حاوی بار آلی زیاد، جامدات معلق و فلزات سنگین است. رهاسازی این جریان بدون تصفیه، به آلودگی آب های سطحی و زیرزمینی و افت کیفیت خاک می انجامد؛ از این رو رساندن آن به حدود استاندارد تخلیه محیطی ضرورت دارد [۱]. برای تصفیه شیرابه، روش های بیولوژیکی و فیزیکی و شیمیایی به کار می روند. با این حال، روش های صرفاً بیولوژیکی در عمل با محدودیت عملکرد مواجه اند و در بسیاری از موارد دستیابی به حدود استانداردهای تخلیه محیطی را تضمین نمی کنند. بنابراین بهره گیری از فرایندهای فیزیکی و شیمیایی برای رسیدن به استانداردهای تخلیه توصیه می شود [۲]. در سال های اخیر نیز فرایندهای غشایی، انعقاد شیمیایی و اکسیداسیون پیشرفته به عنوان گزینه های مکمل برای تصفیه آلاینده های مقاوم به کار گرفته شده اند [۳].

^{*} نویسنده عهده دار مکاتبات: delnavaz@khu.ac.ir



می‌دهد، هرچند هزینه انرژی را نیز بالا می‌برد. همچنین افزایش تدریجی دما مفید گزارش شد، اما دماهای بالاتر به سبب تضعیف لخته‌ها افت عملکرد ایجاد کرد [۱۲]. از جمله مطالعات داخلی می‌توان به پژوهشی بر شیرابه محل دفن یزد اشاره کرد که با راه‌اندازی راکتور جریان پیوسته انعقاد الکتریکی و بهینه‌سازی pH، دانسیته جریان و زمان ماند هیدرولیکی، کاهش معنادار COD، TOC، BOD₅، NH₃-N، رنگ و کدورت همراه با حذف قابل توجه فلزات سنگین را گزارش کرد. در این مطالعه، الکتروود آهن نسبت به آلومینیوم عملکرد بهتری نشان داد و امکان‌پذیری اقتصادی فرایند نیز تأیید شد [۱۳].

در تحقیق حاضر برخلاف سایر مطالعات انجام شده در این زمینه، علاوه بر اثربخشی دانسیته جریان و زمان انجام واکنش، تأثیر pH، فاصله الکتروودها نسبت به یکدیگر و همچنین میزان حذف فلزات سنگین، مشخصات لجن تولیدی و درصد عناصر توسط SEM^۵ و EDX^۶ و بهینه‌سازی انعقاد الکتریکی با الکتروود آلومینیومی برای تصفیه شیرابه مجتمع مدیریت پسماند آرادکوه (کهریزک، تهران) تعیین گردید. بدین منظور، اثر پارامترهای مختلف به صورت نظام‌مند بررسی شد تا ترکیبی از شرایط کاری با حذف مؤثر COD، TDS^۷ و TSS، کاهش فلزات سنگین و مصرف انرژی قابل قبول مشخص شود.

۲- مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری در بازه زمانی زمستان ۱۴۰۰ تا پاییز ۱۴۰۱ انجام گرفت. نمونه‌های شیرابه از مرکز دفن کهریزک تهران برداشت گردید. نمونه‌برداری به صورت تک‌نمونه (grab) و از ناحیه کانال جمع‌آوری و خروجی شیرابه مرکز دفن انجام شد و نمونه‌ها از عمق میانی ستون مایع (حدود ۲۰ تا ۳۰ سانتی‌متر زیر سطح) برداشت گردیدند. نمونه‌ها در دو ظرف پلاستیکی ۲۰ لیتری جمع‌آوری و تحت شرایط استاندارد به آزمایشگاه محیط‌زیست دانشگاه خوارزمی منتقل شدند. نمونه‌ها تا زمان انجام آزمایش‌ها در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شده و در کوتاه‌ترین زمان ممکن آنالیز COD، pH، هدایت الکتریکی و مواد معلق انجام گرفت. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی شیرابه خام در جدول ۱ ارائه شده است و مقادیر گزارش شده در این جدول حاصل میانگین اندازه‌گیری‌های تکراری (n=۲) می‌باشد.

فرایند انعقاد الکتریکی در یک راکتور ناپیوسته مستطیلی از جنس پلکسی‌گلس با ابعاد ۱۱×۱۱ سانتی‌متر و حجم مفید ۶۰۵ سانتی‌متر مکعب اجرا شد. نمای کلی راکتور الکتروودهای استفاده شده در شکل ۱ ارائه شده

انرژی، میزان انحلال الکتروود و حجم لجن تولیدی نیز اثر می‌گذارد؛ بنابراین تعیین شرایط بهینه برای هر فاضلاب هدف، پیش‌شرط بهره‌برداری مؤثر و اقتصادی است [۸].

در سال‌های اخیر تحقیقات زیادی در استفاده از فرایندهای الکتروشیمیایی برای تصفیه شیرابه انجام شده است. در یک مطالعه آزمایشگاهی برای تصفیه شیرابه کهنه در دو محل دفن در مالزی، پژوهشگران کارایی فرایند انعقاد الکتریکی را با الکتروودهای آلومینیوم و آهن و با تغییر ولتاژ (۱۰-۲) ولت، فاصله بین الکتروودی (۳-۱) سانتی‌متر و زمان الکتروولیز (۳۰-۵) دقیقه ارزیابی کردند و گزارش دادند که با افزایش زمان و ولتاژ تا رسیدن به نقطه بهینه، حذف COD افزایش یافته و پس از آن می‌تواند به تدریج کاهش یابد. در فرایند انعقاد الکتریکی، فاصله ۲ سانتی‌متر بهترین عملکرد را نشان داد و بیشینه حذف COD با الکتروود آلومینیوم در شرایط ۱۰ ولت، فاصله ۲ سانتی‌متر و زمان ۲۰ دقیقه برابر ۸۷/۸ درصد به دست آمد؛ در حالی که در همین شرایط، الکتروود آهن درصد حذف پایین‌تری نشان داد [۹]. در یک مطالعه بر شیرابه کهنه محل دفن، پژوهشگران در مقیاس آزمایشگاهی و با الکتروود آلومینیومی اثر دانسیته جریان (۶۴-۱۶۱ A/m²) و زمان الکتروولیز (۹۰-۱۰ دقیقه) را بررسی کردند و گزارش دادند که با افزایش این دو پارامتر، حذف COD، BOD^۸، کدورت و رنگ به صورت معنادار بهبود می‌یابد. آنان همچنین نشان دادند ترکیب دانسیته جریان حدود ۱۲۸ A/m² با زمان ۹۰ دقیقه بالاترین کارایی را فراهم می‌کند، هرچند در شدت‌های بالاتر به دلیل شکست لخته‌ها، کارایی حذف COD افت می‌کند [۱۰]. در یک مطالعه آزمایشگاهی برای تصفیه شیرابه جوان شبیه‌سازی شده، با به کارگیری الکتروود آلومینیومی، اثر pH، دانسیته جریان و زمان واکنش ارزیابی شد. نتایج نشان داد بهینه‌سازی این متغیرها به کاهش معنادار COD، TSS و TOC^۹ می‌انجامد. جمع‌بندی مطالعه تصریح کرد که با انتخاب شرایط عملیاتی مناسب، مصرف انرژی و الکتروود قابل کنترل است و انعقاد الکتریکی مبتنی بر آلومینیوم به‌تنهایی می‌تواند برای تصفیه شیرابه‌های جوان با بار آلودگی بالا کارآمد باشد [۱۱]. در مطالعه‌ای بر شیرابه مرکز دفن زباله بینگل ترکیه، فرایند انعقاد الکتریکی با پیکربندی آند آلومینیومی و کاتد استیل برای بهینه‌سازی pH، دانسیته جریان، فاصله بین الکتروودی، دما، نوع الکترولیت کمکی (NaCl/Na₂SO₄)، نرخ هم‌زدن و زمان واکنش ارزیابی شد. نتایج نشان داد کاهش COD و کدورت در pH اسیدی بیشینه است، در حالی که کاهش NH₃-N در pH های قلیایی تر و با افزودن NaCl بهبود می‌یابد. همچنین افزایش دانسیته جریان و کاهش فاصله بین الکتروودی کارایی را ارتقا

جدول ۱. مشخصات نمونه شیرابه محل دفن کهریزک.

Table 1. Characteristics of the Kahrizak landfill leachate sample.

غلظت	پارامتر
۲۳/۸	دما (°C)
۶/۲	رنگ
۲۶/۱	مقاومت الکتریکی (Ω.cm)
۳۷/۹	EC (mS.cm)
۷/۲	pH
۴۷۴۰۰	COD (mg/L)
۲۰۵۴۰	BOD ₅ (mg/L)
۱۵۱۰۴	TOC (mg/L)
۲۳۴۰۹	TSS (mg/L)
۲۳۴۰۰	TDS (mg/L)
۱/۴	سرب (mg/L)
۲/۸	روی (mg/L)
۱/۶	کرم (mg/L)
۲/۳۵	آهن (mg/L)

است. سه الکترود صفحه‌ای آلومینیومی به ابعاد ۱۵/۱ در ۷/۹ سانتی‌متر و ضخامت ۰/۲ سانتی‌متر در فواصل ۱، ۲ و ۴ سانتی‌متر نصب شد. آرایش الکترودها به صورت مونوپلار (monopolar) بوده است؛ به طوری که الکترود میانی به عنوان آند و دو الکترود کناری به عنوان کاتد به منبع تغذیه جریان مستقیم متصل شدند. با توجه به محدودیت ارتفاع مایع و نحوه نصب، الکترودها به طور کامل در پساب غوطه‌ور نبودند؛ از این رو، برای محاسبه دانسیته جریان، سطح مؤثر غوطه‌ور (سطح در تماس مستقیم با فاضلاب) به عنوان سطح مبنا در نظر گرفته شد. ارتفاع غوطه‌وری الکترودها در طول آزمایش‌ها به طور متوسط حدود ۸/۱ سانتی‌متر بوده و بر این اساس سطح مؤثر هر الکترود برابر با ۶۳/۹ سانتی‌متر مربع محاسبه گردید.

برای کاهش چسبندگی لجن از پمپ هوادهی استفاده گردید و الکترودهای آلومینیومی تا پنج چرخه مورد استفاده مجدد قرار گرفتند؛ پیش از هر اجرا، سمباده‌زنی و شست‌وشو با اسید رقیق و آب مقطر انجام شد تا یکنواختی ویژگی‌های سطحی حفظ شود و در این بازه افت معناداری در راندمان حذف مشاهده نشد. تغذیه الکتریکی توسط منبع جریان مستقیم با دامنه ولتاژ صفر تا ۶۰ ولت و جریان صفر تا ۵ آمپر تأمین شد. شرایط عملیاتی شامل شدت جریان‌های ۲، ۳ و ۴ آمپر معادل دانسیته‌های ۲۵/۳۱، ۳۷/۳۹۷ و ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، زمان‌های واکنش ۱۵، ۳۰، ۴۵ و ۶۰ دقیقه و pHهای ۴، ۷ و ۹ بود که با اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید



ب



الف

شکل ۱. الف) الکترودهای اکسید شده در فرایند انعقاد الکتریکی، ب) نمای از راکتور انعقاد الکتریکی.

Fig. 1. a) Oxidized electrodes in the electrocoagulation process, b) View of the electrocoagulation reactor.



شکل ۲. الف) وضعیت راکتور قبل از بهره‌برداری ب) وضعیت راکتور بعد از انجام فرایند ج) لجن تولیدی پس از انجام فرایند.

Fig. 2. a) Reactor condition before operation b) Reactor condition after the process c) Sludge produced after the process.

جدول ۲. متغیرهای مورد بررسی در انجام فرایند انعقاد الکتریکی.

Table 2. Variables studied in the electrocoagulation process.

نام متغیر	واحد	دامنه تغییرات
pH	-	۴-۹
دانسیته جریان	میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع	۲۵/۳۱-۵۰/۶۳
زمان انجام فرایند	دقیقه	۱۵-۶۰
فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر	سانتی‌متر	۱-۴

انجام فرایند و فاصله الکترودها نسبت به یکدیگر (جدول ۲) بر اساس گزارش‌های موجود در مطالعات پیشین مرتبط با فرایند انعقاد الکتریکی در تصفیه شیرابه و فاضلاب‌های با غلظت بالا و همچنین نتایج آزمون‌های مقدماتی انجام‌شده در این پژوهش انتخاب گردید [۱۴]. هدف از انتخاب این بازه‌ها، بررسی عملکرد فرایند در شرایط اسیدی، خنثی و قلیایی، ارزیابی اثر شدت جریان‌های متداول از نظر کارایی و مصرف انرژی و تعیین بازه‌های عملیاتی قابل کاربرد از نظر فنی و بهره‌برداری بوده است [۱۵].

تعیین COD بر مبنای استاندارد EPA 410.4 به روش هضم بسته و قرائت رنگ‌سنجی انجام گرفت. TSS به روش EPA 160.02 و TDS بر اساس APHA 2540-C اندازه‌گیری شد. برای فلزات سنگین شامل آهن، نیکل، سرب و روی، نمونه اسیدی‌شده هضم و با دستگاه جذب اتمی

تنظیم شد. دامنه متغیرها در جدول ۲ خلاصه شده است. در پایان هر آزمون، نمونه‌ها به مدت ۲۰ دقیقه ته‌نشین شدند و برداشت از میانه راکتور انجام گرفت. به‌منظور قرارگیری نمونه‌ها در محدوده اندازه‌گیری، پیش از انجام آزمون‌های COD، TDS و TSS رقیق‌سازی انجام شد؛ به‌طوری‌که ۲ میلی‌لیتر از نمونه برداشت و با آب مقطر تا حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رسانده شد. کلیه غلظت‌های گزارش‌شده در جداول بر حسب mg/L و پس از اعمال ضریب رقیق‌سازی و بر مبنای غلظت واقعی نمونه ارائه شده‌اند. شکل ۲-الف وضعیت راکتور فرایند انعقاد الکتریکی را قبل از بهره‌برداری و شکل ۲-ب وضعیت راکتور بعد از انجام فرایند انعقاد الکتریکی و شکل ۲-ج لجن تولیدی را نشان می‌دهد.

دامنه تغییرات پارامترهای عملیاتی شامل pH، دانسیته جریان، زمان

جدول ۳. حدود تشخیص (LOD) و حد تعیین (LOQ) روش جذب اتمی برای فلزات مورد بررسی.

Table 3. Limits of detection (LOD) and limits of quantification (LOQ) of the atomic absorption spectrophotometry method for the metals studied.

فلز	(mg/L) LOD	(mg/L) LOQ
Fe	۰/۰۱	۰/۰۳
Pb	۰/۰۰۵	۰/۰۱۵
Zn	۰/۰۱	۰/۰۳
Cr	۰/۰۰۵	۰/۰۱۵

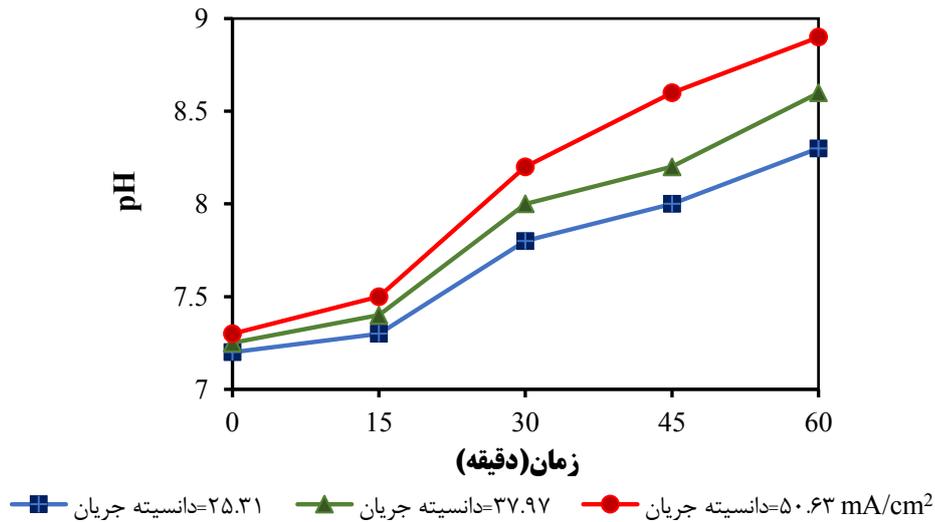
آنالیز شد [۱۶-۱۸]. مصرف انرژی الکتریکی از قرائت ولتاژ و جریان محاسبه گردید. کلیه آزمایش‌ها برای هر شرایط عملیاتی به صورت مستقل و در دو تکرار ($n=2$) انجام شد و تمام مقادیر عددی گزارش شده در متن، جداول و نمودارها به صورت میانگین \pm انحراف معیار ($Mean \pm SD$) ارائه گردید. در نمودارهای نتایج عملکردی، میله‌های خطا نشان دهنده $\pm SD$ هستند. به منظور اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین شامل آهن (Fe)، سرب (Pb)، روی (Zn) و کروم (Cr)، نمونه‌ها پس از اسیدی‌سازی با اسید نیتریک غلیظ تا pH کمتر از ۲، مطابق روش استاندارد هضم اسیدی آماده‌سازی شدند. اندازه‌گیری غلظت فلزات با استفاده از دستگاه جذب اتمی شعله‌ای انجام گرفت. کالیبراسیون دستگاه به روش کالیبراسیون خارجی و با استفاده از محلول‌های استاندارد چند نقطه‌ای (حداقل پنج نقطه) تهیه شده از استانداردهای مرجع تجاری انجام شد. برای هر فلز، منحنی کالیبراسیون با ضریب همبستگی بالاتر از ۰/۹۹۵ به دست آمد. حد تشخیص (LOD) و حد تعیین (LOQ) برای هر فلز بر اساس سه و ده برابر انحراف معیار قرائت بلانک و با در نظر گرفتن حساسیت دستگاه محاسبه شد. به منظور کنترل کیفیت نتایج، آزمون‌های بلانک، نمونه‌های اسپایک شده و تکرار اندازه‌گیری‌ها انجام گرفت و بازه قابل قبول (۹۰-۱۱۰ درصد) قرار داشت [۱۹]. مقادیر حد تشخیص و حد تعیین فلزات اندازه‌گیری شده در جدول ۳ ارائه شده است.

محلول تغییر می‌یابد که دامنه این تغییرات به pH اولیه محلول بستگی دارد [۲۰]. در این پژوهش در دانسیته جریان ۲۵/۳۱ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع pH اولیه نمونه ۷/۲ بود که پس از ۶۰ دقیقه انجام فرایند میزان pH به ۸/۳ افزایش یافت. در دانسیته جریان ۳۷/۳۹۷ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع پس از ۶۰ دقیقه زمان تماس pH واکنش از ۷/۲۵ به ۸/۶ افزایش یافت. همچنین در دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع pH اولیه نمونه ۷/۳ گزارش گردید که با انجام فرایند انعقاد الکتریکی در مدت زمان ۶۰ دقیقه میزان pH به ۸/۹ رسید. شکل ۳ تغییرات pH را در حین انجام واکنش نشان می‌دهد. نتایج حاصل با یافته‌های Rookesh و همکاران (۲۰۲۲) هم‌خوانی دارد. آنان نشان دادند که در فرآیند انعقاد الکتریکی با الکتروده Fe/Gr، تحت شرایط pH=۷/۵ و دانسیته جریان ۶۴ mA/cm²، تغییرات pH نقشی کلیدی در راندمان فرآیند دارد [۳].

به منظور بررسی تأثیر pH روند حذف COD، TDS و TSS در محیط خنثی، اسیدی و قلیایی مورد ارزیابی قرار گرفت و آزمایشات در pH های انتخابی ۴، ۷ و ۹ انجام گردید. شکل ۴ نتایج تأثیر pH اولیه بر درصد حذف COD، TDS و TSS را برای فرایند انعقاد الکتریکی جهت تصفیه ۴۰۰ میلی‌لیتر شیرابه نشان می‌دهد. در طول بررسی اثرات pH بر حذف COD، TDS و TSS، چگالی جریان در ۵۰/۶۳ mA/cm² و فاصله بین الکترودها ۲ سانتی‌متر بود. در شکل ۴-الف درصد حذف COD نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش زمان واکنش درصد حذف COD افزایش یافته است به طوری که در حالت قلیایی (pH=۹) درصد حذف COD در مدت زمان ۱۵ دقیقه از ۹/۶٪ به ۲۹/۴٪ در مدت زمان ۶۰ دقیقه افزایش یافته است و کمترین درصد حذف COD در pH اسیدی (pH=۴)

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تغییرات pH در حین واکنش و تأثیر آن بر فرایند انعقاد الکتریکی یکی از متغیرهای مؤثر بر فرایند انعقاد الکتریکی جهت تصفیه فاضلاب شیرابه pH می‌باشد. هنگامی که فرایند انعقاد الکتریکی انجام می‌گردد pH



شکل ۳. تغییرات pH واکنش در حین انجام فرایند انعقاد الکتریکی.

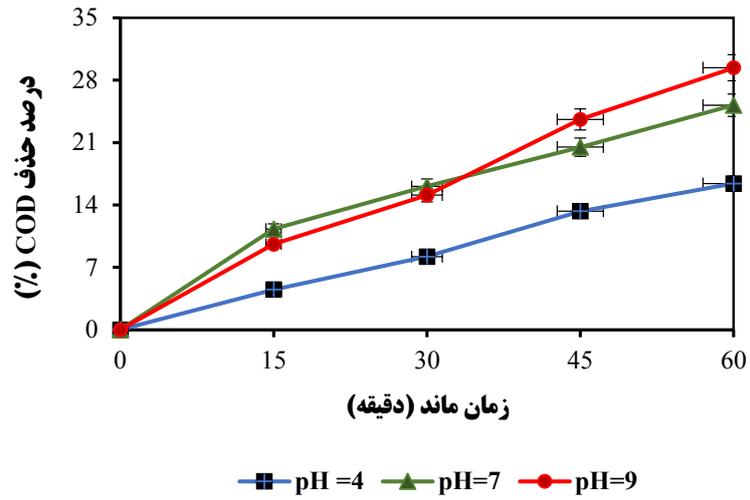
Fig. 3. Changes in reaction pH during the electrocoagulation process.

مطالعه‌ی Marmanis و همکاران (۲۰۲۱) هم‌خوانی دارد. آن‌ها نشان دادند که در فرایند انعقاد الکتریکی، کارایی حذف آلاینده‌ها در محدوده‌ی pH خنثی تا قلیایی بیشینه بوده و در محیط اسیدی به‌طور محسوسی کاهش می‌یابد [۱].

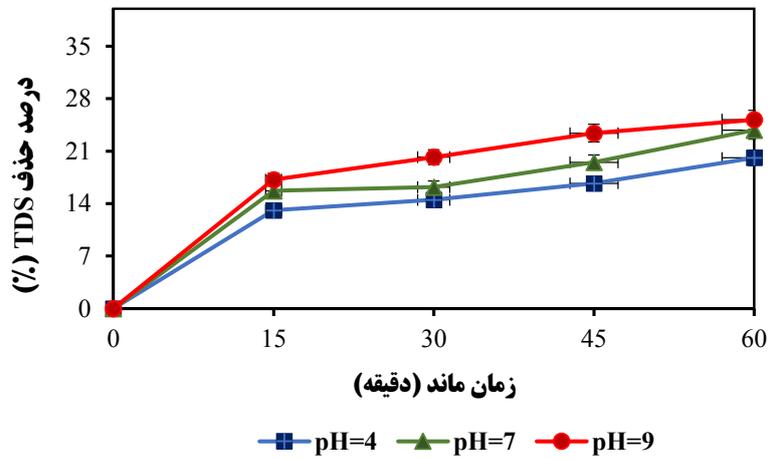
۳-۲- تأثیر دانسیته جریان الکتریکی بر فرایند انعقاد الکتریکی

به‌منظور تعیین بهینه دانسیته جریان الکتریکی، آزمایش‌ها در pH اولیه ۹ و در سه دانسیته جریان الکتریکی ۲۵/۳۱، ۳۷/۹۷ و ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع انجام شدند که نتایج مربوط به راندمان حذف COD، TDS و TSS در شکل ۵ ارائه شده است. همان‌طور که در شکل ۵-الف مشاهده می‌شود با افزایش دانسیته جریان الکتریکی از ۲۵/۳۱ به ۳۷/۹۷ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع راندمان حذف COD افزایش ۱۰/۶ درصدی داشته و به ۳۴/۳٪ رسیده است که علت این امر افزایش میزان یون فلز آلومینیوم و یون هیدروکسید وارد شده به محلول می‌باشد. این در حالی است که افزایش دانسیته جریان الکتریکی از ۳۷/۹۷ به ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع راندمان حذف COD را ۳/۵٪ افزایش داده است که درصد کمی افزایش یافته است، علت آن می‌تواند به دلیل انجام واکنش‌های جانبی مانند احیای اکسیژن باشد. همچنین در شکل ۵-ب درصد حذف TDS نشان داده شده است که با افزایش دانسیته جریان میزان حذف

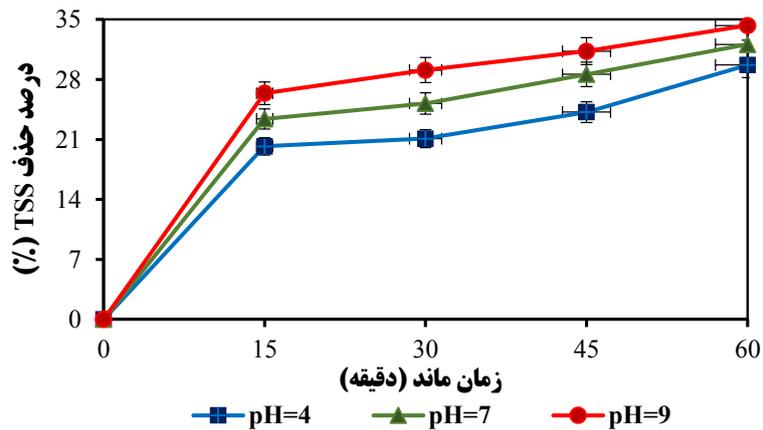
است که مقدار آن در مدت زمان ۶۰ دقیقه ۱۶/۴٪ می‌باشد. علاوه بر این تأثیر تغییرات pH بر حذف TDS در شکل ۴-ب نمایش داده شده است که بیشترین درصد حذف TDS مربوط به pH=۹ و مدت‌زمان ۶۰ دقیقه با مقدار ۲۵/۲٪ رخ داده است، همچنین تأثیرات pH بر حذف TSS در شکل ۴-ج نشان داده شده است که در مدت‌زمان ۶۰ دقیقه و pH=۹ بیشترین میزان حذف TSS بدست آمد که به میزان ۳۴/۳٪ می‌باشد. با توجه به شرایط موجود بیشترین میزان حذف در شرایط بهینه مربوط به TSS می‌باشد. بنابراین بهینه‌ترین حالت در pH قلیایی و زمان ماند ۶۰ دقیقه رخ می‌دهد که علت آن می‌تواند تشکیل لخته‌های $Al(OH)_3$ در pH هایی بین ۸ تا ۹ باشد که فرایند قدرت بیشتری در حذف آلاینده نسبت به سایر لخته‌ها دارد. ضمناً در pH اسیدی میزان کدورت بیشتر می‌باشد که به دلیل عدم تشکیل هیدروکسید فلزات و در نتیجه عدم ته‌نشینی آن‌ها ذکر نمود [۲۱]. نکته قابل ذکر دیگر این می‌باشد که pH بر میزان و اندازه حباب‌های هیدروژن تأثیرگذار است؛ بنابراین تولید گاز هیدروژن بیشتر با قطر حباب کوچک‌تر به‌منظور شناورسازی لخته‌های تشکیل شده مطلوب‌تر است، این در حالی می‌باشد که در pH اسیدی تعداد حباب‌ها و همچنین اندازه آن‌ها افزایش یافته و لذا توانایی آن‌ها در شناورسازی لخته‌های ریز کاهش می‌یابد. درحالی‌که در pH قلیایی تعداد حباب‌ها و اندازه آن‌ها کوچک‌تر شده و راندمان حذف ذرات معلق افزایش می‌یابد. یافته‌های این پژوهش با نتایج



الف



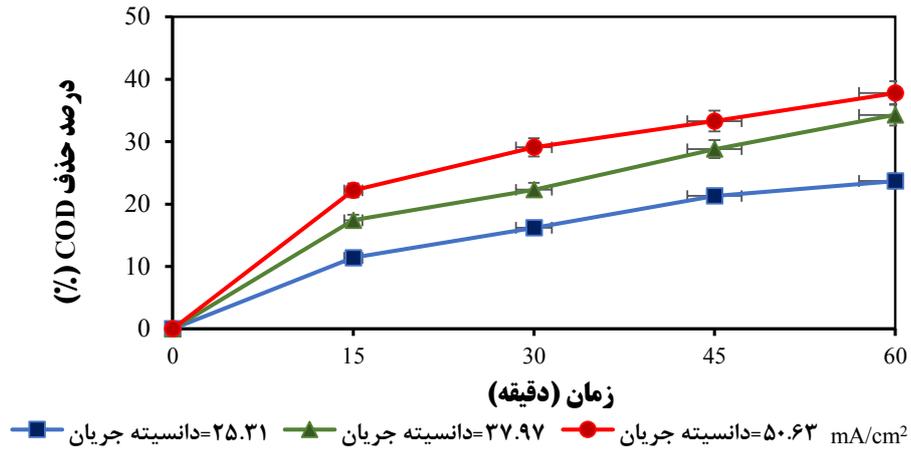
ب



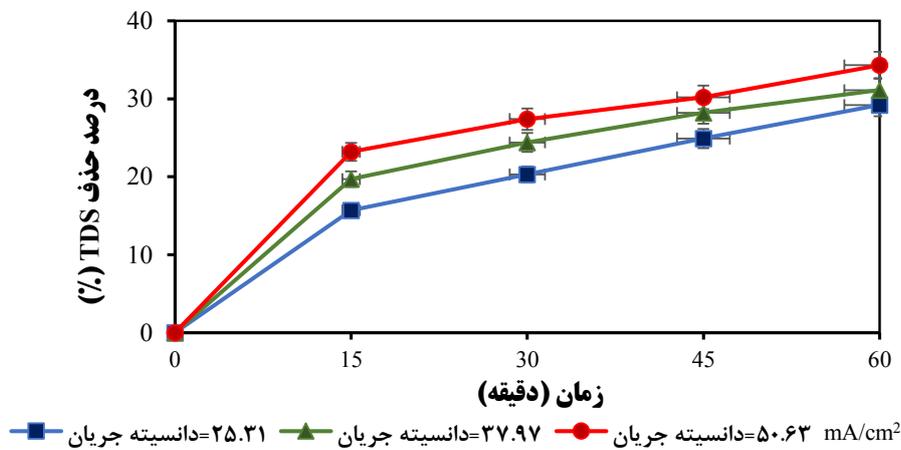
ج

شکل ۴. تأثیر pH بر کارایی فرایند: الف) درصد حذف COD ب) درصد حذف TDS ج) درصد حذف TSS (مقادیر به صورت میانگین \pm انحراف معیار (n=2) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده \pm SD هستند)

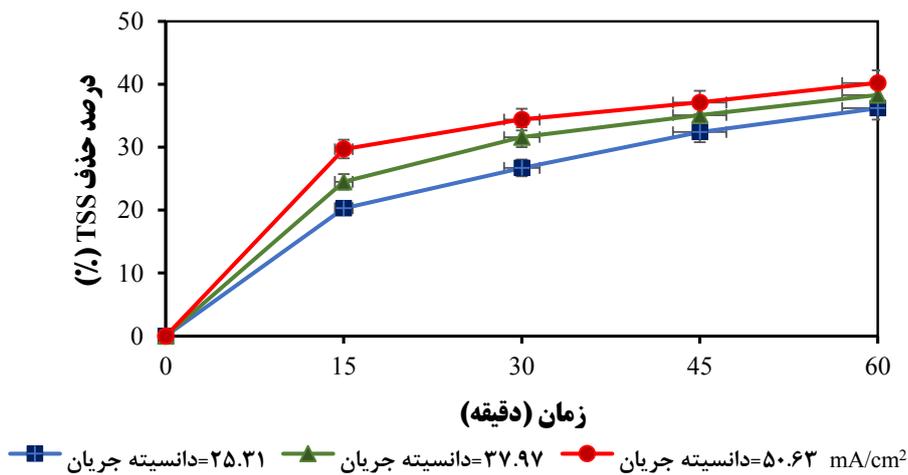
Fig. 4. Effect of pH on process efficiency: a) COD removal percentage b) TDS removal percentage c) TSS removal percentage (Values are reported as mean \pm standard deviation (n=2) and error bars indicate \pm SD)



الف



ب



ج

شکل ۵. تأثیر دانسیته جریان بر کارایی فرایند: الف) درصد حذف COD (ب) درصد حذف TDS (ج) درصد حذف TSS (مقادیر به صورت میانگین \pm انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند)

Fig. 5. Effect of flow density on process efficiency: a) COD removal percentage b) TDS removal percentage c) TSS removal percentage (Values are reported as mean \pm standard deviation ($2n=$) and error bars indicate $\pm SD$).

افزایش می‌یابد که بیشترین میزان حذف TDS مربوط به دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع، pH برابر ۹ و زمان ماند ۶۰ دقیقه) ثابت در نظر گرفته شدند. در شکل ۶ اثر فاصله الکتروود در بازده حذف COD، TDS و TSS ارائه شده است. نتایج نشان داد با کاهش بیش از حد فاصله الکتروودها، راندمان حذف COD، TDS و TSS به طور چشمگیری کاهش می‌یابد. با تغییر فاصله از ۲ تا ۱ سانتی‌متر، بازده حذف COD، TDS و TSS حدود ۱۹٪، ۱۷٪ و ۲۳٪ کاهش می‌یابد. همچنین با افزایش بیش از حد فاصله کارایی حذف آلاینده‌ها کاهش می‌یابد. در حقیقت با افزایش فاصله الکتروود میزان مصرف انرژی زیاد می‌شود. از طرف دیگر، کاهش بیش از حد فاصله باعث افزایش مقاومت الکتریکی و سطح الکتروود غیرفعال تر می‌گردد. همان‌طور که در شکل ۶ مشاهده می‌گردد با افزایش فاصله الکتروودها از ۲ به ۴ سانتی‌متر درصد حذف COD، TDS و TSS به ترتیب حدود ۱۵٪، ۱۴٪ و ۲۰/۵٪ کاهش می‌یابد. در مطالعه‌ای که ترابی نژاد و همکاران بر حذف هم‌زمان نیترات و فسفات از آب توسط انعقاد الکتریکی انجام دادند، بهترین فاصله در راندمان حذف فسفات و نیترات ۲ سانتی‌متر و راندمان حذف فسفات و نیترات در مدت‌زمان ۴۰ دقیقه، pH برابر ۶ و دانسیته جریان ۲۲/۵ آمپر بر مترمربع به میزان ۷۸ و ۹۳/۸ درصد به دست آمد [۲۲].

۳-۴- عملکرد فرایند در شرایط بهینه

به‌منظور ارائه مقادیر مطلق علاوه بر درصد حذف، غلظت‌های اولیه و نهایی آلاینده‌ها در شرایط بهینه استخراج و گزارش شد. شرایط بهینه شامل pH برابر ۹، دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، زمان ماند ۶۰ دقیقه و فاصله الکتروود ۲ سانتی‌متر بود. در این شرایط، COD از ۴۷۴۰۰ به ۲۹۴۸۲ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت (حذف ۳۷/۸٪). همچنین TDS از ۲۳۴۰۰ به ۱۵۳۷۳ میلی‌گرم بر لیتر رسید (حذف ۳۴/۳٪) و TSS از ۹۰۰۲ به ۵۳۸۳ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت (حذف ۴۰/۲٪).

۳-۵- ارزیابی حذف فلزات سنگین در فرایند انعقاد الکتریکی

میزان درصد حذف فلزات سنگین سرب، روی، کرم و آهن در فاضلاب شیرابه خام بعد از انجام فرایند انعقاد الکتریکی (pH=۹) و دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع و مدت‌زمان ۶۰ دقیقه) در شرایط بهینه به روش آنچه که قبلاً توضیح داده شد مطابق جدول ۴ به دست آمد. در شکل ۷ درصد حذف فلزات سنگین نشان داده شده است، همان‌طور که مشاهده می‌شود بیشترین درصد حذف مربوط به کرم با ۴۳/۷۵٪، سپس سرب، روی و آهن به ترتیب ۴۱/۴۳٪، ۳۷/۵٪ و ۲۷/۲۳٪ می‌باشد. انجام فرایند انعقاد

افزایش می‌یابد که بیشترین میزان حذف TDS مربوط به دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع در pH=۹ و مدت‌زمان ۶۰ دقیقه به مقدار ۳۴/۳٪ می‌باشد. شکل ۵-ج میزان حذف TSS را نشان می‌دهد. با توجه به شکل مشخص است که با افزایش زمان و دانسیته جریان درصد حذف TSS افزایش می‌یابد به‌گونه‌ای که در مدت‌زمان ۱۵ دقیقه و در دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع میزان حذف TSS ۲۳/۲٪ می‌باشد در حال که در همین شرایط و در مدت‌زمان ۶۰ دقیقه میزان حذف TSS افزایش ۱۱ درصدی داشته است. از این‌رو بیشترین میزان حذف TSS مربوط به دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، مدت‌زمان ۶۰ دقیقه و pH=۹ به میزان ۴۰/۲٪ می‌باشد. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که بهینه‌ترین حالت در pH=۹، در مدت‌زمان ۶۰ دقیقه و دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع رخ می‌دهد. یافته‌های این پژوهش با نتایج مطالعه‌ی Mehralian و همکاران (۲۰۲۳) مطابقت دارد. آنان در طراحی و ارزیابی راکتور جریان پیوسته‌ی انعقاد الکتریکی برای تصفیه‌ی شیرابه نشان دادند که افزایش دانسیته جریان تا حدود ۶۰ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع سبب افزایش قابل توجه در حذف COD و TSS می‌شود، در حالی که در شدت‌های بالاتر به دلیل واکنش‌های جانبی و کاهش پایداری لخته‌ها، راندمان کاهش می‌یابد [۱۳].

در طی واکنش انعقاد الکتریکی زمان واکنش عبارت است از مدت‌زمان اعمال پتانسیل الکتریکی مورد نظر که منجر به برقراری شدت جریان در مدار الکتریکی می‌شود. افزایش زمان الکتروولیز نیز مطابق قانون فارادی باعث افزایش مقدار یون‌های فلزی و هیدروکسید تولید شده در آند و کاتد می‌شود، در نتیجه غلظت هیدروکسید فلزی افزایش می‌یابد و راندمان حذف بالا می‌رود. ولی معمولاً افزایش راندمان تصفیه در اثر افزایش زمان ماند نسبت خطی نداشته و این میزان پس از طی زمانی مشخص دیگر منجر به افزایش قابل توجهی در راندمان تصفیه نمی‌گردد و در نتیجه افزایش زمان از لحاظ اقتصادی دیگر مقرون به‌صرفه نیست و زمان واکنش به پایان می‌رسد. همان‌طور که انتظار می‌رفت در این مطالعه نیز باگذشت زمان راندمان حذف COD، TDS و TSS افزایش یافت و بالاترین راندمان حذف در زمان ۶۰ دقیقه و دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع بود.

۳-۳- تأثیر فاصله الکتروود از یکدیگر بر فرایند انعقاد الکتریکی

فضای بین الکتروودها یکی از عوامل مؤثر بر کارایی فرایند می‌باشد. در این پژوهش اثر فاصله الکتروود به‌صورت تک متغیر بررسی و سایر پارامترها

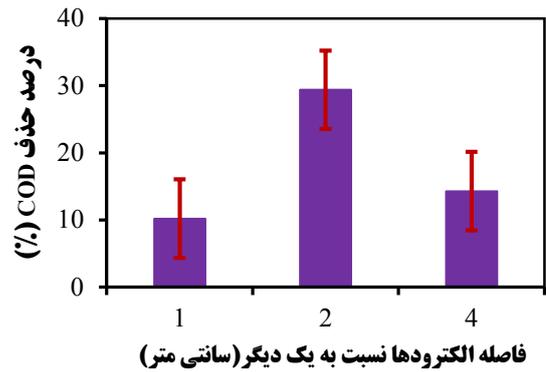
جدول ۴. مشخصات فلزات سنگین شیرابه محل دفن کهریزک بعد از تصفیه در فرایند انعقاد الکتریکی.

Table 4. Characteristics of heavy metals in the Kahri-zak landfill leachate after treatment in the electrocoagulation process

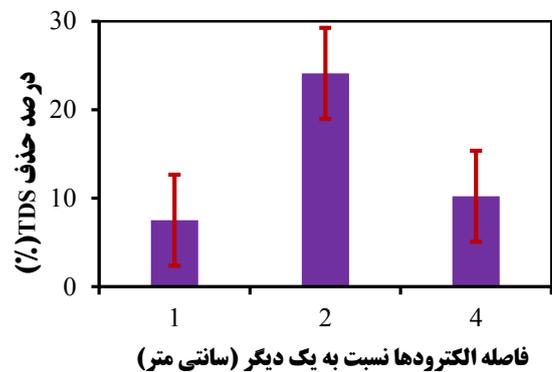
غلظت نهایی بعد از تصفیه	غلظت اولیه	پارامتر
۰/۸۲	۱/۴	سرب (mg/L)
۱/۷۵	۲/۸	کرم (mg/L)
۰/۹	۱/۶	روی (mg/L)
۱/۷۱	۲/۳۵	آهن (mg/L)

الکتریکی سبب تشکیل فلوک درشت‌تر و ته‌نشینی بهتر می‌گردد، و بدین طریق باعث حذف فلزات سنگین می‌شود. در مطالعه‌ای که Aljaberi و همکاران در سال ۲۰۲۳ بر حذف فلزات سنگین از فاضلاب مصنوعی با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی انجام دادند منجر به حذف ۹۹/۷۳٪ سرب، ۹۸/۵۴٪ کادمیوم و ۹۸/۹۲٪ مس در شرایط بهینه $pH=10$ ، شدت جریان اعمالی ۱/۴ آمپر و مدت‌زمان ۶۰ دقیقه گردید [۲۳].

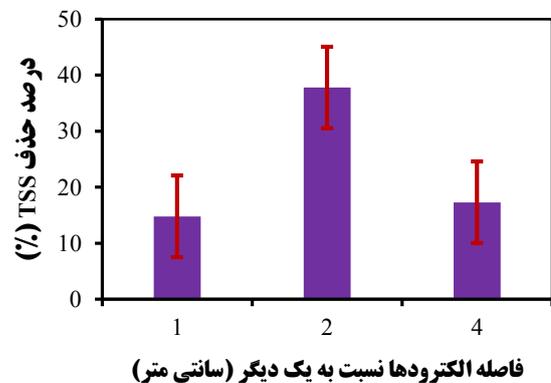
۳-۶- آنالیز مورفولوژی و ساختار لجن به‌دست‌آمده از شیرابه تصفیه شده جهت مطالعه، آزمایش و آنالیز مورفولوژی و ساختار سطحی لجن و شناسایی ترکیبات شیمیایی از میکروسکوپ الکترونی روبشی یا SEM استفاده شد. همچنین از آنالیز EDX (طیف‌سنجی پراش انرژی پرتو ایکس)، که یک افزونه در دستگاه‌های SEM است برای تشخیص درصد عناصر در نمونه‌های جامد استفاده گردید. لجن تولیدی طی فرایند انعقاد الکتریکی تحت شرایط بهینه $pH=9$ ، دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی مترمربع، مدت‌زمان ۶۰ دقیقه و فاصله ۲ سانتی‌متری الکترودها نسبت به یکدیگر بررسی شد که نتایج آن در شکل ۸ نشان داده شده است. لجن تولیدی در طی فرایند انعقاد الکتریکی به‌صورت شناور در سطح تشکیل می‌شود. برای جداسازی لجن، آن را از صافی عبور داده و به مدت ۱۶ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس در آن گذاشته تا خشک گردد. لجن تولید شده در فرایند انعقاد الکتریکی حاوی طیف گسترده‌ای از عناصر اصلی می‌باشد. در نمونه به‌دست‌آمده اکسیژن، آلومینیوم، کربن، سدیم، منیزیم و پتاسیم مشاهده گردید. درصد وزنی آلومینیوم در لجن باقی‌مانده نشان‌دهنده مصرف‌شدن



الف



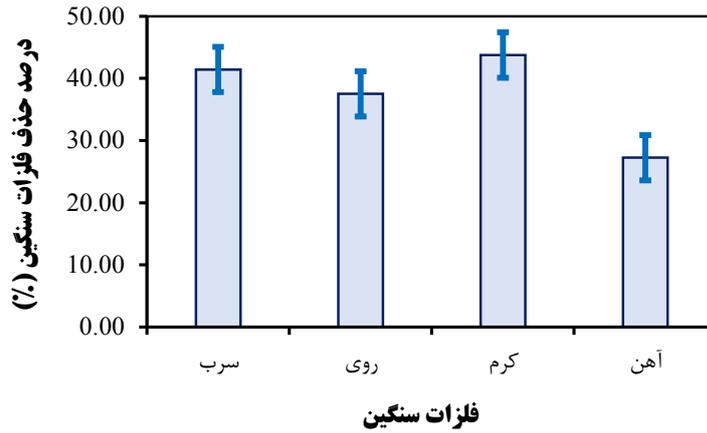
ب



ج

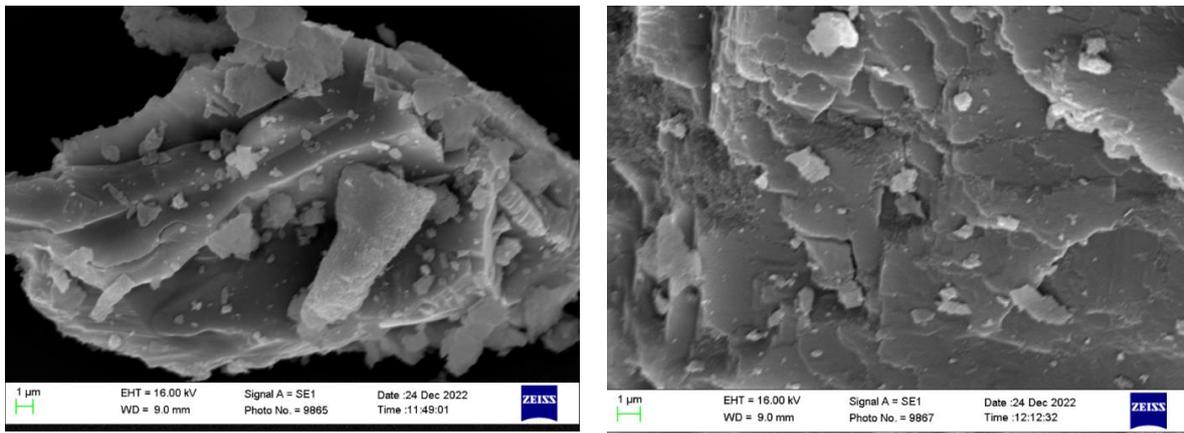
شکل ۶. تأثیر فاصله الکترود از یکدیگر بر کارایی فرایند: الف) درصد حذف COD (ب) درصد حذف TDS (ج) درصد حذف TSS (مقادیر به‌صورت میانگین \pm انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خط نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند)

Fig. 6. Effect of electrode spacing on process efficiency: a) COD removal percentage b) TDS removal percentage c) TSS removal percentage (values are reported as mean \pm standard deviation ($n=2$) and error bars indicate $\pm SD$)

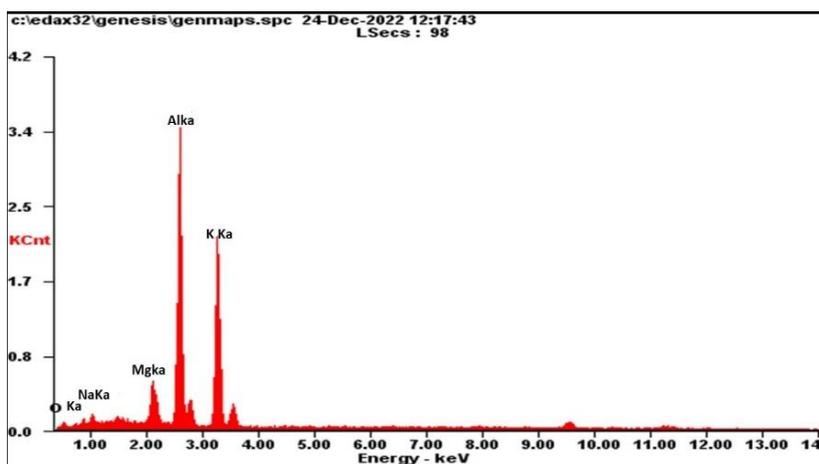


شکل ۷. درصد حذف فلزات سنگین بعد از تصفیه در فرایند انعقاد الکتریکی مقادیر به صورت میانگین \pm انحراف معیار ($n=2$) گزارش شده‌اند و میله‌های خطا نشان‌دهنده $\pm SD$ هستند.

Fig. 7. Percentage removal of heavy metals after treatment in the electrocoagulation process (Values are reported as mean \pm standard deviation ($n=2$) and error bars indicate $\pm SD$)



الف



ب

شکل ۸. الف) تصویر SEM و ب) تجزیه و تحلیل EDX لجن تولید شده از شیرابه تصفیه شده

Fig. 8. a) SEM image and b) EDX analysis of sludge produced from treated leachate.

است. محدودیت‌هایی نظیر تولید لجن، مصرف الکتروود و نیاز به کنترل pH از جمله چالش‌های اصلی در کاربرد میدانی این فرایند محسوب می‌شوند. با این وجود، سادگی سامانه، زمان واکنش کوتاه و کارایی مناسب در حذف آلاینده‌ها، انعقاد الکتریکی را به گزینه‌ای قابل توجه برای پیش‌تصفیه شیرابه تبدیل می‌کند. بنابراین، انعقاد الکتریکی در این مطالعه به‌عنوان پیش‌تصفیه توصیه می‌شود و تصمیم‌گیری برای تخلیه/بازچرخانی نهایی مستلزم اجرای تصفیه پیشرفته مناسب و پایش شاخص‌های تکمیلی است.

۳-۹- محاسبه مصرف انرژی الکتریکی در فرایند انعقاد الکتریکی

مصرف انرژی الکتریکی در فرایند انعقاد الکتریکی بر اساس ولتاژ اعمالی، شدت جریان و زمان واکنش و مطابق رابطه (۱) محاسبه گردید:

$$E(KWh\ m^{-3}) = \frac{U \times I \times t}{V} \quad (1)$$

که در آن E مصرف انرژی الکتریکی بر حسب کیلووات‌ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه‌شده، U ولتاژ اعمالی (ولت)، I شدت جریان (آمپر)، t زمان واکنش (ساعت) و V حجم نمونه تصفیه‌شده (مترمکعب) می‌باشد [۲۵]. بر اساس شرایط بهینه عملیاتی شامل دانسیته جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، pH برابر با ۹، زمان واکنش ۶۰ دقیقه و حجم نمونه ۴۰۰ میلی‌لیتر و با در نظر گرفتن ولتاژ اعمالی ثبت‌شده تا ۱۵ ولت، مقدار انرژی الکتریکی مصرفی حدود ۱۵۰ کیلووات‌ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه‌شده برآورد گردید.

به‌منظور ارزیابی شدت مصرف انرژی نسبت به جرم آلاینده حذف‌شده، شاخص انرژی ویژه (EE) نیز مطابق رابطه (۲) محاسبه گردید:

$$EE(kWh\ kg^{-1}\ removed) = \frac{U \times I \times t}{V \times (C_0 - C_t)} \quad (2)$$

در این رابطه، EE: میزان مصرف انرژی الکتریکی به‌ازای هر کیلوگرم ماده‌ی حذف‌شده، C_0 و C_t : به‌ترتیب غلظت اولیه و نهایی آلاینده (g/L) و سایر پارامترها مطابق رابطه (۱) تعریف می‌شوند [۲۵]. در شرایط بهینه، مقدار انرژی ویژه مصرفی حدود ۵/۲۶ کیلووات‌ساعت به‌ازای هر کیلوگرم COD حذف‌شده به دست آمد.

فلز آند و تشکیل هیدروکسید آلومینیوم و ته‌نشین شدت آن است. در شکل ۸-الف ساختار لجن در ابعاد میکروسکوپی نشان داده‌شده است. همچنین، در شکل ۸-ب آنالیز EDX به همراه ترکیبات و مشخصات عناصر شناسایی شده نمایش داده‌شده است.

۳-۷- کمی‌سازی و مدیریت لجن تولیدی

به‌منظور ارزیابی عملی بودن فرایند انعقاد الکتریکی، کمیت و نحوه مدیریت لجن تولیدی مورد بررسی قرار گرفت. مقدار لجن تولیدی در فرایند انعقاد الکتریکی ارتباط مستقیمی با میزان انحلال آند آلومینیومی دارد. بر این اساس، مقدار لجن خشک تولیدی بر مبنای جرم آلومینیوم مصرف‌شده برآورد شد. در شرایط بهینه عملیاتی، با توجه به مصرف الکتروود آلومینیومی معادل ۳/۳۶ g/L، مقدار لجن خشک تولیدی نیز در همین مرتبه بزرگی برآورد می‌شود. نتایج آنالیز EDX لجن تولیدی نشان‌دهنده حضور غالب عناصر Al و O به‌همراه مقادیر کمتری از عناصر C، Fe، Zn، Pb بود که بیانگر نقش مکانیزم‌های انعقاد، جذب سطحی و هم‌رسوبی در حذف آلاینده‌ها است. با توجه به حضور فلزات سنگین در لجن تولیدی، دفع مستقیم آن بدون پایدارسازی توصیه نمی‌شود. روش‌هایی مانند تثبیت یا جامدسازی می‌تواند به‌عنوان گزینه‌ای مناسب برای مدیریت لجن در نظر گرفته شود [۲۴].

۳-۸- ارزیابی انطباق با استانداردها و کاربردپذیری فرآیند

به‌منظور ارزیابی قابلیت کاربرد نتایج، کیفیت پساب تصفیه‌شده با حدود مجاز تخلیه پساب‌های صنعتی و معیارهای متداول بازچرخانی مقایسه شد. در این مقایسه، حدود مجاز مربوط به تخلیه به آب‌های سطحی/محیط زیست و نیز معیارهای رایج بازچرخانی صنعتی مدنظر قرار گرفت. نتایج نشان داد که اگرچه فرایند انعقاد الکتریکی موجب کاهش مشهود COD، TDS، TSS و فلزات سنگین گردید، اما با توجه به غلظت بالای اولیه شیرابه، مقادیر نهایی برخی پارامترها همچنان بالاتر از حدود مجاز تخلیه مستقیم به محیط زیست قرار دارند. بر این اساس، پساب خروجی در شرایط بهینه عملیاتی قابل تخلیه مستقیم نبوده و نیازمند تصفیه تکمیلی (نظیر فرایندهای بیولوژیکی، اکسیداسیون پیشرفته یا فرایندهای غشایی) می‌باشد. با این حال، فرایند انعقاد الکتریکی می‌تواند به‌عنوان مرحله پیش‌تصفیه مؤثر جهت کاهش بار آلودگی و بهبود عملکرد فرایندهای پایین‌دست مورد استفاده قرار گیرد. از منظر عملی، مصرف انرژی و الکتروود در این مطالعه در محدوده گزارش‌شده برای شیرابه‌های با غلظت بالا قرار داشته و نشان می‌دهد که کاربرد این فرایند در مقیاس بزرگ نیازمند بهینه‌سازی شرایط عملیاتی و ترکیب با سایر فرایندها

سانتی‌متر به‌عنوان شرایط بهینه، بیشترین بازده حذف و کمترین مصرف انرژی را فراهم می‌کند.

در شرایط بهینه‌ی عملیاتی (pH=۹، دانسیته‌ی جریان ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع، زمان ۶۰ دقیقه و فاصله‌ی الکترودها ۲ سانتی‌متر)، راندمان حذف COD برابر با ۳۷/۸ محاسبه شد. نتایج حاصل نشان می‌دهد که فرایند انعقاد الکتریکی می‌تواند به‌عنوان روشی کارا و نسبتاً کم‌هزینه برای پیش‌تصفیه‌ی شیرابه و کاهش بار آلودگی آن پیش از ورود به مراحل تصفیه‌ی تکمیلی مورد استفاده قرار گیرد.

علاوه بر این، بررسی رفتار فلزات سنگین نشان داد که فرایند انعقاد الکتریکی در شرایط بهینه توانسته است غلظت کروم، سرب، روی و آهن موجود در شیرابه را به‌ترتیب حدود ۴۳/۷۵٪، ۴۱/۴۳٪، ۳۷/۵٪ و ۲۷/۲۳٪ کاهش دهد که بیانگر کارایی مناسب این فرایند در کاهش هم‌زمان آلاینده‌های آلی و فلزی است. از منظر بهره‌برداری، مصرف انرژی الکتریکی متناظر با این شرایط حدود ۱۵۰ کیلو وات ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه‌شده و مصرف الکترود آلومینیومی حدود ۳/۳۶ g/L برآورد گردید که در بازه‌ی مقادیر گزارش‌شده برای شیرابه‌های غلیظ قرار می‌گیرد و نشان می‌دهد با بهینه‌سازی بیشتر پارامترهای عملیاتی و تلفیق این روش با فرایندهای تکمیلی، می‌توان به سامانه‌ای پایدار و اقتصادی برای مدیریت شیرابه‌ی مراکز دفن دست یافت.

تشکر و قدردانی

کلیه آزمایش‌های مربوط به این تحقیق در آزمایشگاه محیط‌زیست دانشگاه خوارزمی انجام گرفت. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از معاونت پژوهشی دانشگاه خوارزمی جهت فراهم کردن محیط آزمایشگاهی و همکاری در مسیر انجام پروژه قدردانی نمایند.

پی‌نوشت‌ها

- 1-Total suspended solid
- 2-Chemical Oxygen Demand
- 3-Biochemical oxygen demand
- 4-Total Organic Carbon
- 5-Scanning Electron Microscope
- 6-Energy Dispersive X ray
- 7-Total dissolved solids
- 8-Limits of detection
- 9-limits of quantification

مصرف الکترود آلومینیومی نیز بر اساس قانون فاراده و مطابق رابطه (۳) محاسبه گردید:

$$m = \frac{I \times t \times M}{z \times F} \quad (3)$$

که در آن m جرم آلومینیوم مصرف‌شده (گرم)، M جرم مولی آلومینیوم (۲۶/۹۸ g/mol)، z تعداد الکترون‌های مبادله‌شده (برای آلومینیوم برابر با ۳) و F ثابت فاراده (۹۶۴۸۵ C/mol) می‌باشد. مقدار مصرف الکترود به‌صورت جرم آلومینیوم مصرف‌شده بر واحد حجم پساب تصفیه‌شده گزارش شد. بر این اساس، مصرف الکترود آلومینیومی در شرایط بهینه حدود ۳/۳۶ گرم بر لیتر (معادل ۳۳۵۵ گرم بر مترمکعب) محاسبه گردید.

مقادیر مصرف انرژی و مصرف الکترود به‌دست‌آمده در این مطالعه با توجه به ماهیت بسیار غلیظ شیرابه مورد بررسی، در بازه گزارش‌شده در مطالعات مشابه قرار داشته و نشان می‌دهد که فرایند انعقاد الکتریکی می‌تواند به‌عنوان یک گزینه مؤثر برای کاهش بار آلودگی شیرابه مورد استفاده قرار گیرد.

۴- نتیجه‌گیری

فرایند انعقاد الکتریکی به‌دلیل سادگی تجهیزات، راندمان مناسب و عدم نیاز به مواد شیمیایی افزوده، می‌تواند به‌عنوان یکی از روش‌های مؤثر در تصفیه‌ی شیرابه مراکز دفن زباله مورد استفاده قرار گیرد. در این پژوهش، تأثیر پارامترهای مختلف شامل pH، دانسیته‌ی جریان، زمان واکنش و فاصله‌ی بین الکترودها بر حذف آلاینده‌های شیرابه‌ی مرکز دفن کهریزک مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج نشان داد که با افزایش pH از حالت اسیدی به قلیایی، راندمان حذف آلاینده‌ها افزایش یافته و در pH برابر با ۹، به‌دلیل تشکیل ترکیبات $Al(OH)_3$ با قابلیت لخته‌سازی بالا، بالاترین میزان حذف به‌دست آمد. افزایش دانسیته جریان از ۲۵/۳۱ به ۵۰/۶۳ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع سبب افزایش راندمان حذف COD، TDS و TSS شد که علت آن افزایش یون‌های آلومینیوم و گونه‌های هیدروکسیدی تولیدی در محلول است. همچنین با افزایش زمان واکنش تا ۶۰ دقیقه، راندمان حذف به‌طور قابل‌توجهی بهبود یافت و پس از آن افزایش زمان تأثیر چشمگیری بر بهبود فرآیند نداشت. بررسی فاصله‌ی بین الکترودها نیز نشان داد که فاصله‌ی ۲

- efficiency using electrocoagulation in landfill leachate treatment, *Environmental Science: Water Research & Technology*, 9 (2023): 781-793.
- [9] S. O. Abu-Nassar, N. Hana, M. Kamal, H. Halim, M. S. Yusoff, and M. J. K. Bashir, Performance and Anode Consumption of Electrocoagulation and Hybrid Electrocoagulation – Ultrasonic Processes for Optimized Landfill Leachate Treatment, *Jordan Journal of Civil Engineering*, 20 (2026): 79–98.
- [10] N. Galvão, J. Beber, D. Souza, C. Magno, and D. S. Vidal, Landfill leachate treatment by electrocoagulation : Effects of current density and electrolysis time, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8 (2020): 1–8.
- [11] A. Kundu, N. Gupta, and A. S. Kalamdhad, Optimization and kinetic analysis of electrocoagulation-assisted adsorption for treatment of young landfill leachate, *Journal of Environmental Management*, 366 (2024): 121779.
- [12] A. Ogedey and E. Oguz, Application of electrocoagulation process for the disposal of COD, NH₃-N and turbidity from the intermediate sanitary landfill leachate, *Environmental Science and Pollution Research*, 31 (2024): 11243–11260.
- [13] M. Mehralian, M. H. Ehrampoush, A. A. Ebrahimi, and A. Dalvand, Development of electrocoagulation-based continuous-flow reactor for leachate treatment: Performance evaluation, energy consumption, modeling, and optimization, *Applied Water Science*, 13 (2023): 1–9.
- [14] S.O.A. Nassar, M.S.Yusoff, H.Halim, N.H.Mokhtar Kamal, M.J.K.Bashir, T.S.B.A.Manan, H.A. Aziz, and A.Mojiri, Ultrasonic (US)-Assisted Electrocoagulation (EC) Process for Oil and Grease (O&G) Removal from Restaurant Wastewater, *Separations*, 10 (2023): 61.
- [15] R. P. Rajesh and M. P. Saravanakumar, A Review on Electrooxidation Treatment of Leachate: Strategies , New Developments , and Prospective Growth, *Nature Environment and Pollution Technology*, 24 (2025).
- [16] EPA Method 410.4: Determination of Chemical Oxygen Demand By Semi-Automated Colorimetry, (1996).
- [1] D. Marmanis, A. Thysiadou, V. Diamantis, A. Christoforidis, and K. Dermentzis, Performance of Electrocoagulation Processes for the Removal of COD and Ammonia from High Salinity Landfill-leachate using Iron or Aluminum Electrodes, *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 14 (2021): 105–109.
- [2] S. N. Hashimi and H. N. Nagendra, Evaluating Electrocoagulation Techniques for Landfill Leachate Treatment in Urban Storm Water Systems, *International Journal of Latest Technology in Engineering Management & Applied Science*, 14 (2025):1083-1092.
- [3] T. Rookesh, M.R. RSamaei, S.Yousefinejad, H.Hashemi, Z.Derakhshan, F.Abbasi, M.Jalili, S.Giannakis, M. Bilal, Investigating the Electrocoagulation Treatment of Landfill Leachate by Iron/Graphite Electrodes: Process Parameters and Efficacy Assessment. *Water*, 14(2022): 205.
- [4] S. B. Davuluri et al., Innovative electrocoagulation strategies for landfill leachate treatment : Comparative analysis of aluminum and iron electrodes, *Separation Science and Technology*, 59 (2024): 481–493.
- [5] V. Alonso, J. Tejera, D. Hermosilla, A. Gasc, C. Negro, and A. Blanco, Treatment of mature landfill leachate by electrocoagulation followed by Fenton or UVA-LED photo-Fenton processes, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 119 (2021): 33-44.
- [6] A. Channa, M. Ali, R. Bux, and M. Hongtao, Integrated Electrocoagulation and Adsorption Strategy for the Treatment of Fresh Landfill Leachate, *Water, Air, Soil Pollution*, 237 (2026): 1–21.
- [7] C. Genethliou, I. E. Triantaphyllidou, D. Chatzitheodorou, A. G. Tekerlekopoulou, and D. V. Vayenas, Development of Hybrid Systems by Integrating an Adsorption Process with Natural Zeolite and/or Palygorskite into the Electrocoagulation Treatment of Sanitary Landfill Leachate, *Sustainability*, 15 (2023): 8344.
- [8] J. Núñez, J. Larral, M. Roeckel, and K. Fernández, Operational variable effect on the COD removal

- process, Amirkabir Journal of Civil Engineering, 54 (2022): 1521–1532. [In persian]
- [23] F. Y. Aljaberi and Z. A. Hawaas, MethodsX Electrocoagulation removal of Pb , Cd , and Cu ions from wastewater using a new configuration of electrodes, MethodsX, vol. 10 (2023): 101951.
- [24] S. Agarwal and A. Pratap, Assessment of Toxicity Characteristics in Leachate from the Textile Industry – Based Sludge Using Leachate Pollution Index, Water, Air, Soil Pollution, 234 (2023): 1–17.
- [25] Z. Al-qodah, M. Al-shannag, B. Hudaib, and W. Bani-salameh, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering Synergy and enhanced performance of combined continuous treatment processes of pre-chemical coagulation (CC) solar-powered electrocoagulation (SAEC), and post-adsorption for Dairy wastewater, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 11 (2025): 101183.
- [17] EPA Method 160.02: Total Suspended Solids (TSS) (Gravimetric, Dried at 103-105oC). (1999).
- [18] EPA Method 160.01: Total Dissolved Solids (TDS) (Gravimetric, Dried at 180oC). (1999).
- [19] Industrial Wastewater Treatment, in Electrocoagulation: Fundamentals and Applications in Water and Wastewater Treatment, 1st ed., CRC Press, 2025: 87–105.
- [20] J. Lu, Electrocoagulation Technology: Fundamentals, Design, Main Influencing Factors, and Advanced Enhancement Strategies, in Management of Water Resources Using Electrochemical Methods, 1st ed., CRC Press, (2025):157–189.
- [21] S. Souabi and A. Anouzla, Eds., Landfill Leachate Treatment Techniques, Springer Water, Springer Cham, (2024).
- [22] S. Torabinejad-yazdi and M. Delnavaz, Simultaneous removal of nitrate and phosphate using aluminum electrode coated by ZnO nanoparticles in electrocoagulation

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

H. Mehrshad, M. Delnavaz, Optimization of Electrocoagulation for Reducing the Organic Load of Landfill Leachate: A Case Study of the Tehran Kahrizak Landfill, Amirkabir J. Civil Eng., 57(10) (2026) 1789-1806.

DOI: [10.22060/ceej.2026.24982.8369](https://doi.org/10.22060/ceej.2026.24982.8369)

