

Original article

Assessing the Treatment of Mixed Landfill Leachate and Urban Wastewater using Various Electrode Arrangements in the Electrochemical Coagulation Process

Maede Ramezani¹Hassan Rezaei^{2*}Mohsen Jahanshahi³Hajar Abyar⁴

- 1- PhD Student, Department of Environmental Sciences, Faculty of Fisheries and Environmental Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran
- 2- Associate Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Fisheries and Environmental Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran
- 3- Professor, Department of Biotechnology, Faculty of Chemical Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran
- 4- Assistant Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Fisheries and Environmental Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran

***Corresponding author:** Hassan Rezaei, Department of Environmental Sciences, Faculty of Fisheries and Environmental Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran

Email: hassanrezaei@gau.ac.ir

Received: 26 September 2023

Accepted: 14 January 2024

ABSTRACT

Introduction and purpose: Leachate of the urban waste landfill is one of the most contaminated wastewaters that can pollute surface and groundwater sources, especially the environment. The production trend of urban wastewater is also increasing with a sharp rise in population and the development of urbanization. To address this environmental issue, the present study aimed to consider the simultaneous treatment of mixed landfill leachate and urban wastewater using the electrochemical coagulation process.

Methods: The present laboratory study was carried out on the effluent produced from the landfill and urban wastewater produced in Qaemshahr. In this study, effective parameters in the electrochemical coagulation process, including the type of electrodes (iron and aluminum), electrode arrangement (monopolar series-parallel and bipolar series), current intensity (0.5, 1, and 2 amperes), and the initial pH of the wastewater (3.2, 6.1, and 11.4) were investigated for the reduction of chemical oxygen demand (COD) in wastewater containing a mixture of landfill leachate and urban wastewater (in equal proportions). After the appropriate electrode selection under default conditions (current intensity of 1 ampere, wastewater pH, and a duration of 120 min), the impacts of the current intensity and the initial pH of the wastewater on the COD removal rate in various electrode arrangements were assessed. Furthermore, the results were reported after three repetitions for validation purposes.

Results: Under optimal conditions, the iron electrode in a monopolar series arrangement with a current intensity of 2 amperes under the wastewater pH and a duration of 120 min resulted in a 57.8% COD removal.

Conclusion: Regarding the acceptable performance of the electrochemical coagulation process, it is possible to utilize its potential to treat municipal wastewater and landfill leachate.

Keywords: Electrochemical coagulation, Electrode, Landfill leachate, Urban wastewater

► **Citation:** Ramezani M, Rezaei H, Jahanshahi M, Abyar H. Assessing the Treatment of Mixed Landfill Leachate and Urban Wastewater using Various Electrode Arrangements in the Electrochemical Coagulation Process. Journal of Health Research in Community. Spring 2024;10(1): 16-29.

مقاله پژوهشی

بررسی تصفیه پذیری مخلوط شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری با استفاده از آرایش‌های مختلف الکترودها در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

چکیده

مائه رضانی^۱
حسن رضایی^{۲*}
محسن جهانشاهی^۳
هاجر آبیاری^۴

مقدمه و هدف: شیرابه‌ی حاصل از دفن پسماندهای شهری یکی از پساب‌های آلوده است که می‌تواند موجب آلودگی منابع آب سطحی و زیرزمینی و به‌ویژه محیط‌زیست شود. همچنین، با افزایش جمعیت و توسعه‌ی شهرنشینی، روند تولید فاضلاب‌های شهری نیز رو به افزایش است. لذا در راستای حل این معضل محیط‌زیستی، در این مطالعه، تصفیه‌ی مخلوط شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری به‌صورت هم‌زمان با استفاده از فرایند انعقاد الکتروشیمیایی مدنظر قرار گرفت.

روش کار: مطالعه‌ی حاضر به‌صورت آزمایشگاهی، درباره‌ی پساب تولیدی از محل دفن زباله‌ی شهرستان قائم‌شهر به همراه فاضلاب خانگی تولیدشده در این شهرستان انجام شده است. در این پژوهش، پارامترهای مؤثر بر فرایند انعقاد الکتروشیمیایی، از جمله جنس الکترودها (آهن و آلومینیم)، آرایش الکترودها (تک‌قطبی سری-موازی و دوقطبی سری)، شدت جریان (۱/۵ و ۲ آمپر) و pH اولیه‌ی پساب (۳/۲، ۶/۱ و ۱۱/۴)، به‌منظور کاهش COD در پساب حاوی مخلوط شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری با نسبت برابر بررسی شد. به‌گونه‌ای که بعد از انتخاب الکترود مناسب در شرایط پیش‌فرض (شدت جریان ۱ آمپر، pH پساب و مدت‌زمان ۱۲۰ دقیقه)، تأثیر تغییر شدت جریان و همچنین، تغییر مقدار اولیه‌ی pH پساب در آرایش‌های مختلف الکترودها بر میزان حذف COD بررسی شد. همچنین، نتایج به‌منظور صحت‌سنجی، بعد از سه بار تکرار گزارش شد.

یافته‌ها: در شرایط بهینه، الکترود آهن در آرایش تک‌قطبی سری و با شدت جریان ۲ آمپر در pH پساب و در مدت‌زمان ۱۲۰ دقیقه به حذف ۵۷/۸ درصد از COD منجر شد.

نتیجه‌گیری: با توجه به عملکرد قابل قبول فرایند انعقاد الکتروشیمیایی می‌توان برای تصفیه‌ی فاضلاب شهری و شیرابه‌ی محل دفن زباله از پتانسیل این فرایند استفاده کرد.

کلمات کلیدی: انعقاد الکتروشیمیایی، شیرابه‌ی زباله، فاضلاب شهری، الکترود

۱. دانشجوی دکتری، گروه محیط‌زیست، دانشکده‌ی شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران
۲. دانشیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده‌ی شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران
۳. استاد، گروه بیوتکنولوژی، دانشکده‌ی مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، بابل، ایران
۴. استادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده‌ی شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران

* نویسنده مسئول: حسن رضایی، دانشکده‌ی شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

Email: hassanrezaei@gau.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۷/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۲۴

◀ **استناد:** رضانی، مائه؛ رضایی، حسن؛ جهانشاهی، محسن؛ آبیاری، هاجر. بررسی تصفیه‌پذیری مخلوط شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری با استفاده از آرایش‌های مختلف الکترودها در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی. مجله تحقیقات سلامت در جامعه، بهار ۱۴۰۳، ۱۰(۱): ۲۹-۱۶.

مقدمه

امروزه، با رشد روزافزون جمعیت و استفاده‌ی بی‌رویه از انواع مواد غذایی و کالاهای مصرفی، تولید روزانه‌ی میلیون‌ها تن زباله‌ی

جامد و مایع اجتناب‌ناپذیر است [۱]. اگرچه در بسیاری از کشورها دفن زباله روشی بسیار متداول، آسان و کم‌هزینه برای مدیریت پسماندهای جامد در نظر گرفته می‌شود، تولید شیرابه که حاصل از اختلاط بارندگی و سایر منابع آبی با زباله‌های محل دفن زباله و نفوذ آن به خاک و زمین‌های مجاور است، تهدید بزرگی برای محیط‌زیست تلقی می‌شود [۲]. شیرابه‌ی زباله معمولاً حاوی مقادیر زیادی از آلاینده‌های مختلف آلی و معدنی سمی، فلزات سنگین، آمونیاک و انواع دیگر مواد خطرناک است که می‌تواند سبب آسیب به محیط‌های خاکی، آب‌های زیرزمینی و سطحی شود [۳]. شیرابه‌ی تولیدشده از محل‌های دفن زباله را می‌توان به شیرابه‌های جوان و قدیمی تقسیم کرد. شیرابه‌های جوانی که معمولاً کمتر از پنج سال عمر دارند، با توزیع وزن مولکولی کم و محتوای آلی بالا مشخص می‌شوند [۴-۶]. با افزایش سن محل دفن زباله مثلاً به بیش از ده سال و تجزیه‌ی مواد زیست‌تخریب‌پذیر در طی فرایندهای بی‌هوازی، شیرابه‌ی قدیمی تثبیت می‌شود و عمدتاً با COD نسبتاً کم ($4000 >$ میلی گرم بر لیتر)، تجزیه‌پذیری زیستی پایین ($0/1 < BOD_5/COD$)، pH تقریباً خنثی ($7/5-8/5$) و ترکیبات با وزن مولکولی بالا مشخص می‌شود [۷،۸]. بنابراین اگر تصفیه‌ی شیرابه به‌درستی صورت نگیرد، می‌تواند سبب آلودگی آب و خاک اطراف محل دفن شود و آسیب‌های جبران‌ناپذیری برای محیط‌زیست به همراه آورد. از این رو، استفاده از روش‌های مناسب برای تصفیه‌ی شیرابه‌ی محل دفن امری ضروری است [۹].

علاوه بر شیرابه‌ی زباله، فاضلاب‌های شهری از دیگر منابع آلوده‌کننده‌ی سفره‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی هستند. فاضلاب شهری عمدتاً متشکل از فاضلاب خانگی به‌عنوان جزو اصلی، مقادیر ناچیز انواع پساب‌های نیمه‌صنعتی و رواناب‌های ناشی از بارندگی‌ها و نفوذ رواناب‌های سطحی است. این پساب معمولاً از آلاینده‌هایی از قبیل جامدات معلق، مواد آلی زیست‌تخریب‌پذیر، پاتوژن‌ها، مواد مغذی، فلزات سنگین و مواد معدنی محلول تشکیل شده است. رهاسازی مستقیم فاضلاب تصفیه‌نشده به‌دلیل آثار

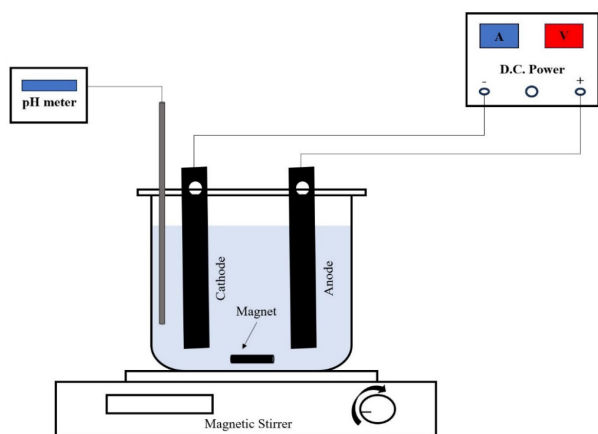
نامطلوب تجزیه‌ی مواد آلی، سبب وارد آمدن آسیب‌های جدی به بدنه‌ی منابع آبی طبیعی و کاهش کیفیت آب می‌شود [۱۰]. یکی از راه‌های کاهش هزینه‌های عملیاتی محل دفن زباله تصفیه‌ی ترکیبی شیرابه‌ی زباله با فاضلاب در تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب شهری است که در بسیاری از کشورها استفاده شده است [۱۴-۱۱]. علاوه بر این، تصفیه‌ی ترکیبی شیرابه‌ی زباله با فاضلاب شهری باعث بهبود زیست‌تخریب‌پذیری شیرابه به‌دلیل رقیق شدن ترکیبات سمی و متعادل شدن مواد مغذی می‌شود [۱۵].

امروزه، روش‌های گوناگونی به‌منظور تصفیه‌ی پساب‌ها به کار می‌رود که از جمله‌ی آن‌ها می‌توان به فرایندهای بیولوژیکی، انعقاد و لخته‌سازی و ته‌نشینی و فرایندهای غشایی اشاره کرد [۱۶-۱۸]. اما به‌طور کلی، روش‌های بیولوژیکی به‌دلیل ناتوانی در تخریب آلاینده‌های مقاوم و دیرتجزیه‌پذیر و روش‌های فیزیکی به‌دلیل زمان‌بر بودن فرایند و همچنین، انتقال آلاینده به فاز دیگر، چندان کارآمد نیستند. انعقاد الکتروشیمیایی یکی از انواع مختلف روش‌های الکتروشیمیایی است که به‌دلیل پتانسیل حذف مواد آلی و آلاینده‌های پایدار در پساب‌های صنعتی، از جمله شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری، فرایندی امیدوارکننده برای تصفیه است [۱۹]. در طول این فرایند، الکترولیز عوامل بی‌ثبات‌کننده به‌وسیله‌ی کاتیون‌های فلزی به خنثی شدن بار منجر می‌شود که اثری همانند افزودن مواد منعقدکننده ایجاد می‌کند [۲۰]. همچنین، این فرایند در ساده‌ترین شکل خود شامل یک سلول الکترولیتی به همراه دو الکترود (معمولاً آهن یا آلومینیم) به‌عنوان آنود و کاتود است [۲۱]. با اعمال جریان الکتریکی، الکترودها به‌دلیل اکسیداسیون در آنود، دچار خوردگی الکتروشیمیایی می‌شوند و همچنین، اکسیداسیون آب، یون‌های هیدروژن (H^+) و گاز اکسیژن (O_2) را در آنود تولید می‌کند و آب به گاز هیدروژن و یون هیدروکسید (OH^-) در کاتود کاهش می‌یابد [۲۲]. Al^{3+} و OH^- که به‌صورت الکتروشیمیایی روی سطح الکترود تولید می‌شوند، با تشکیل $Al(OH)_3$ موجب بی‌ثبات کردن مواد معلق می‌شود و می‌تواند آلاینده‌ها را با

زباله با فاضلاب شهری به کاهش COD در پساب مورد آزمایش منجر شد.

فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

شماتیک سیستم فرایند انعقاد الکتروشیمیایی استفاده شده در این پژوهش در شکل ۱ آمده است که از ظرفی شیشه‌ای با گنجایش ۱۰۰۰ میلی‌لیتر به‌عنوان رآکتور استفاده شده است. حجم نمونه‌ی پساب در هر آزمایش، ۷۰۰ میلی‌لیتر بود و به‌منظور اختلاط بهتر، روی همزن مغناطیسی قرار داده شد. در این مطالعه، تأثیر پارامترهایی مثل شدت جریان عبوری، pH اولیه‌ی پساب، نوع الکترودها و آرایش آن‌ها بر میزان حذف COD پساب در مدت‌زمان ۱۲۰ دقیقه بررسی شد. به این صورت که در فواصل زمانی ۱۵ دقیقه، از پساب نمونه‌برداری و آزمایش شد تا مدت‌زمان بهینه برای انجام فرایند مشخص شود [۲۵-۲۷]. pH پساب با استفاده از محلول سولفوریک اسید و سدیم هیدروکساید ۱ مولار تنظیم شد. الکترودهای آهن و آلومینیم به ابعاد ۱۰ cm × ۳۰ cm و به ضخامت ۲ میلی‌متر با استفاده از سیم به منبع تغذیه با جریان مستقیم متصل شدند. الکترودها بر اساس اندازه به‌صورت مکانیکی برش داده شدند و تمام آلودگی و خوردگی روی صفحات با استفاده از هیدروکلریک اسید با غلظت ۳۵ درصد و سپس، با هگزامتیلن



شکل ۱: شماتیک سیستم انعقاد الکتروشیمیایی

کمپلکس شدن یا با جاذبه‌ی الکترواستاتیک و به دنبال آن، با انعقاد، ته‌نشینی یا شناورسازی حذف کند [۲۳]. با توجه به کارایی و پتانسیل بالای روش انعقاد الکتروشیمیایی، میزان تصفیه‌پذیری مخلوط شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری با استفاده از این فرایند و تأثیر نقش آرایش‌های مختلف الکترودها در این مطالعه بررسی شد. همچنین، برای دستیابی به شرایط بهینه‌ی عملیاتی، پارامترهایی از قبیل جنس الکترودها، شدت جریان و pH اولیه‌ی فاضلاب به‌منظور کاهش COD مدنظر قرار گرفتند.

روش کار

مشخصات مخلوط شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری

شیرابه‌ی زباله‌ی استفاده شده در این پژوهش (mg/l) COD=۵۱۲۰ از محل دپو زباله‌ی شهرستان قائم‌شهر تهیه شد و در هر مرحله، ۲۰ لیتر از محل خروجی مخزن نگهداری شیرابه نمونه‌برداری شد و به‌منظور جلوگیری از تغییرات فیزیکی و شیمیایی، در دمای ۴ درجه‌ی سانتی‌گراد نگهداری شد. علاوه بر این، فاضلاب شهری نیز از مخازن جمع‌آوری فاضلاب در محل دپو زباله نمونه‌برداری شد (COD=۹۸۶ mg/l). شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری به نسبت ۱:۱ با هم مخلوط شدند و پس از اختلاط به‌وسیله‌ی همزن مغناطیسی، پارامترهای کیفی پساب مذکور بر اساس روش‌های استاندارد [۲۴] بررسی شد که نتایج آن در جدول ۱ آمده است. با توجه به جدول ۱، اختلاط شیرابه‌ی

جدول ۱. مشخصات کمی و کیفی مخلوط شیرابه و فاضلاب

پارامتر	واحد	مقدار
COD	میلی گرم بر لیتر	۲۳۶۵
BOD ₅	میلی گرم بر لیتر	۱۶۳۰
TSS	میلی گرم بر لیتر	۲۴۷۰
TDS	میلی گرم بر لیتر	۱۶۸۵
EC	میکروموس بر سانتی‌متر	۳۵۷۶
pH	-	۸/۳

(شکل ۳-ب). علاوه بر این، تصویر سیستم استفاده شده برای فرایند انعقاد الکتروشیمیایی با استفاده از الکترودهای آلومینیم (شکل ۳-ج) و آهن (شکل ۳-د) در مدت زمان ۱۲۰ دقیقه (شکل ۳-ه) در شکل (۳-ا) نمایش داده شده است.

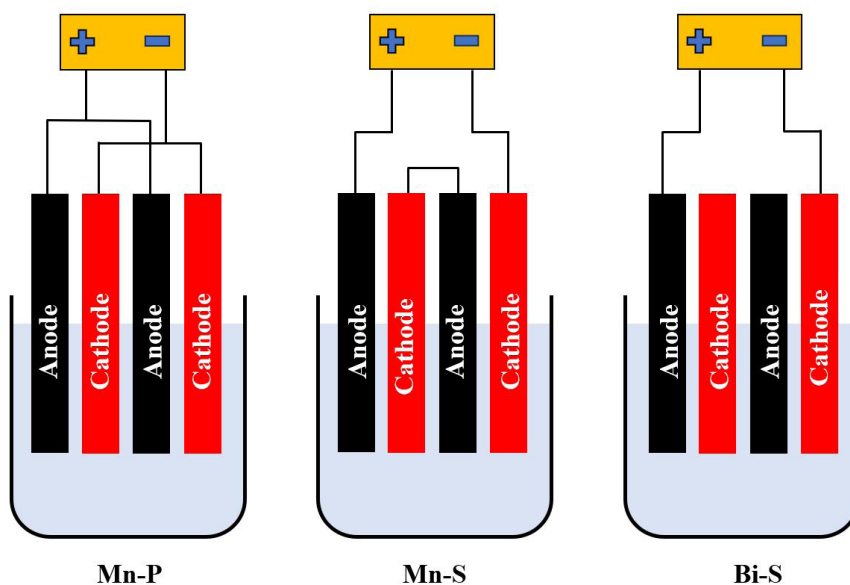
بررسی تأثیر شدت جریان و pH اولیه ی پساب

در این پژوهش، تأثیر شدت جریان های مختلف [۲۸] (۰/۵، ۱ و ۲ آمپر) و همچنین، pH اولیه ی پساب (۳/۲، ۶/۱ و ۱۱/۴) بر میزان حذف COD در آرایش های مختلف الکترودها بررسی شد [۲۹]. در طول آزمایش، میزان حذف COD پساب تصفیه شده در فواصل زمانی مختلف بررسی شد. به این منظور، هر ۱۵ دقیقه با قطع کردن جریان اعمال شده به الکترودها و چرخش همزن مغناطیسی از فاصله ی ۱۰ سانتی متری سطح ظرف آزمایش نمونه برداری شد. همچنین، با استفاده از pH متر به صورت پرتابل، pH پساب در طول آزمایش بررسی شد. به منظور محاسبه ی میزان حذف COD از رابطه ی زیر استفاده شد که در آن، C_i مقدار COD اولیه و C_f

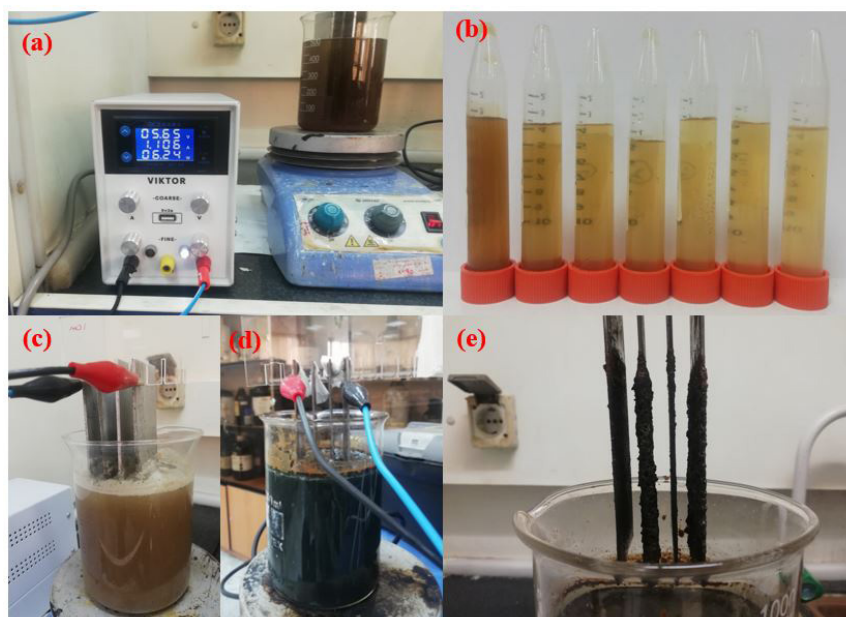
تترامین ۳ درصد حذف شد. همچنین، بعد از هر آزمایش، الکترودها در محلول اسید و سپس، هگزامتیلن تترامین غوطه ور شدند و بعد از آن، با استفاده از آب شست و شو شدند.

بررسی نوع آرایش و جنس الکترودها

در این پژوهش، آرایش های سری، موازی، تک قطبی و دوقطبی الکترودهای آهن و آلومینیم به منظور تعیین بهترین عملکرد آرایش و جنس الکترودها بررسی شد. شکل ۲ شماتیک نحوه ی قرارگیری الکترودها در حالت های تک قطبی موازی (Mn-P)، تک قطبی سری (Mn-S) و دوقطبی سری (Bi-S) را نشان می دهد. به منظور بررسی تأثیر تغییر جنس الکترودها در آرایش های مختلف الکترودهای آهن و آلومینیم تحت شرایط ثابت عملیاتی (شدت جریان = ۸/۲ A، pH = ۸/۲ و مدت زمان واکنش = ۱۲۰ دقیقه) آزمایش شدند. به این منظور در بازه های زمانی ۱۵ دقیقه و بعد از قطع جریان از فاصله ی ۱۰ سانتی متری از سطح ظرف آزمایش نمونه برداری میشد و برای انجام آزمایش COD به کار می رفت



شکل ۲: نمایش انواع آرایش الکترودها



شکل ۳. a: تصویر سیستم انعقاد الکتروشیمیایی b: نمونه برداری در بازه های ۲۰ دقیقه ای c: انعقاد الکتروشیمیایی با استفاده از الکترودهای آلومینیم d: انعقاد الکتروشیمیایی با استفاده از الکترودهای آهن e: الکترودهای آهن بعد از ۱۲۰ دقیقه فرایند انعقاد الکتروشیمیایی

به ترتیب ۳۹/۴ درصد و ۲۸/۲ درصد حذف COD را موجب شدند. همچنین، برای الکترودهای آلومینیم، میزان حذف COD در آرایش های Mn-S، Mn-P و Bi-S به ترتیب ۴۴ درصد، ۴۲/۸ درصد و ۳۸/۲ درصد به دست آمد. با توجه به نتایج، انعقاد الکتروشیمیایی توسط الکترودهای آهن در آرایش Mn-S نسبت به آلومینیم عملکرد بهتری داشتند، به این دلیل که تحت شدت جریان و زمان واکنش یکسان، الکترودهای آهن نسبت به آلومینیم میزان حذف COD بیشتری از خود نشان داد.

مقدار COD به دست آمده بعد از فرایند انعقاد الکتروشیمیایی در هر قسمت بود.

معادله ۱

$$\text{COD}_{\text{removal}} = \frac{C_0 - C_i}{C_0} \times 100$$

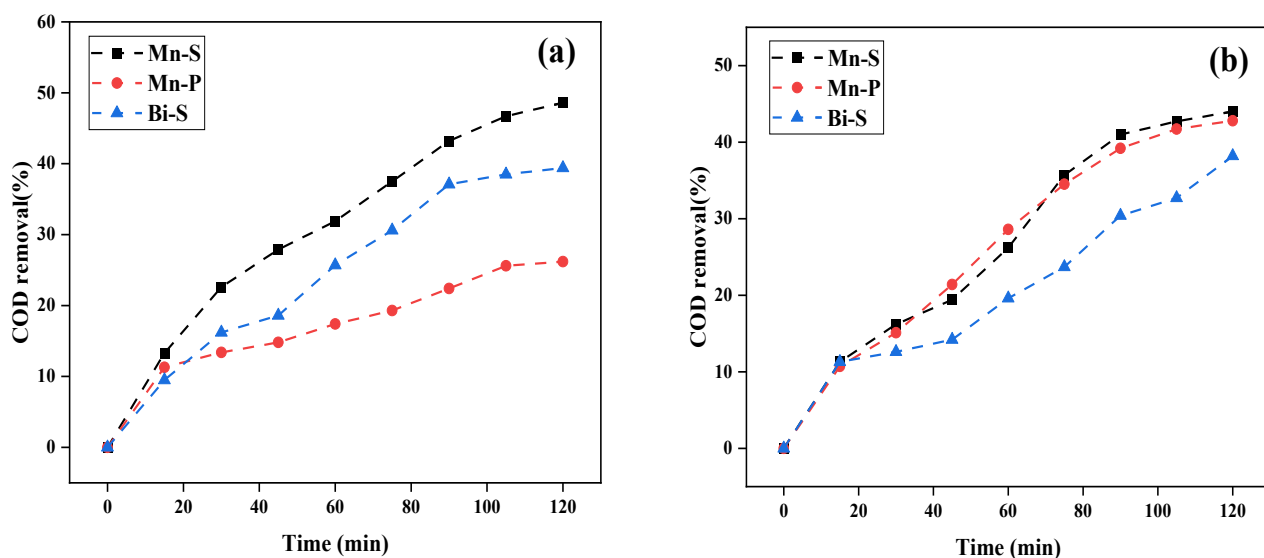
یافته ها

اثر تغییرات شدت جریان بر تغییر آرایش الکترودها

شکل ۴ مقادیر حذف COD در شدت جریان های ۰/۵، ۱ و ۲ آمپر در آرایش های Mn-S، Mn-P و Bi-S الکترودهای آهن را نشان می دهد. همان گونه که در جدول ۲ مشاهده می شود، با افزایش جریان عبوری از سطح الکترودها، میزان حذف COD افزایش می یابد و بیشترین میزان حذف مربوط به آرایش Mn-S

اثر نحوه ی اتصال و جنس الکترودها

تأثیر میزان حذف COD با استفاده از الکترودهای آهن و آلومینیم در آرایش های مختلف در شکل ۳ نشان داده شده است. همان طور که در شکل مشاهده می شود، الکترودهای آهن با آرایش Mn-S بیشترین میزان حذف COD معادل ۴۸/۶ درصد را نشان داد و بعد از آن، آرایش های Bi-S و Mn-P این الکترودها



شکل ۴: میزان حذف COD با استفاده از الکترود آهن (a) و آلومینیم (b) در آرایش‌های مختلف (شدت جریان = $Al = 1$ ، $pH = 8.2$ و مدت زمان واکنش = ۱۲۰ دقیقه)

به ترتیب از ۳۰/۱ درصد به ۴۴/۷ درصد بود. بنابراین، آرایش Mn-S با شدت جریان ۲ آمپر عملکرد بهتری در حذف COD در مقایسه با آرایش‌های دیگر از خود نشان داد.

میزان تأثیر pH اولیه ی پساب بر آرایش اکترودها

تأثیر pH اولیه ی پساب به عنوان پارامتر عملیاتی مهمی در فرایند

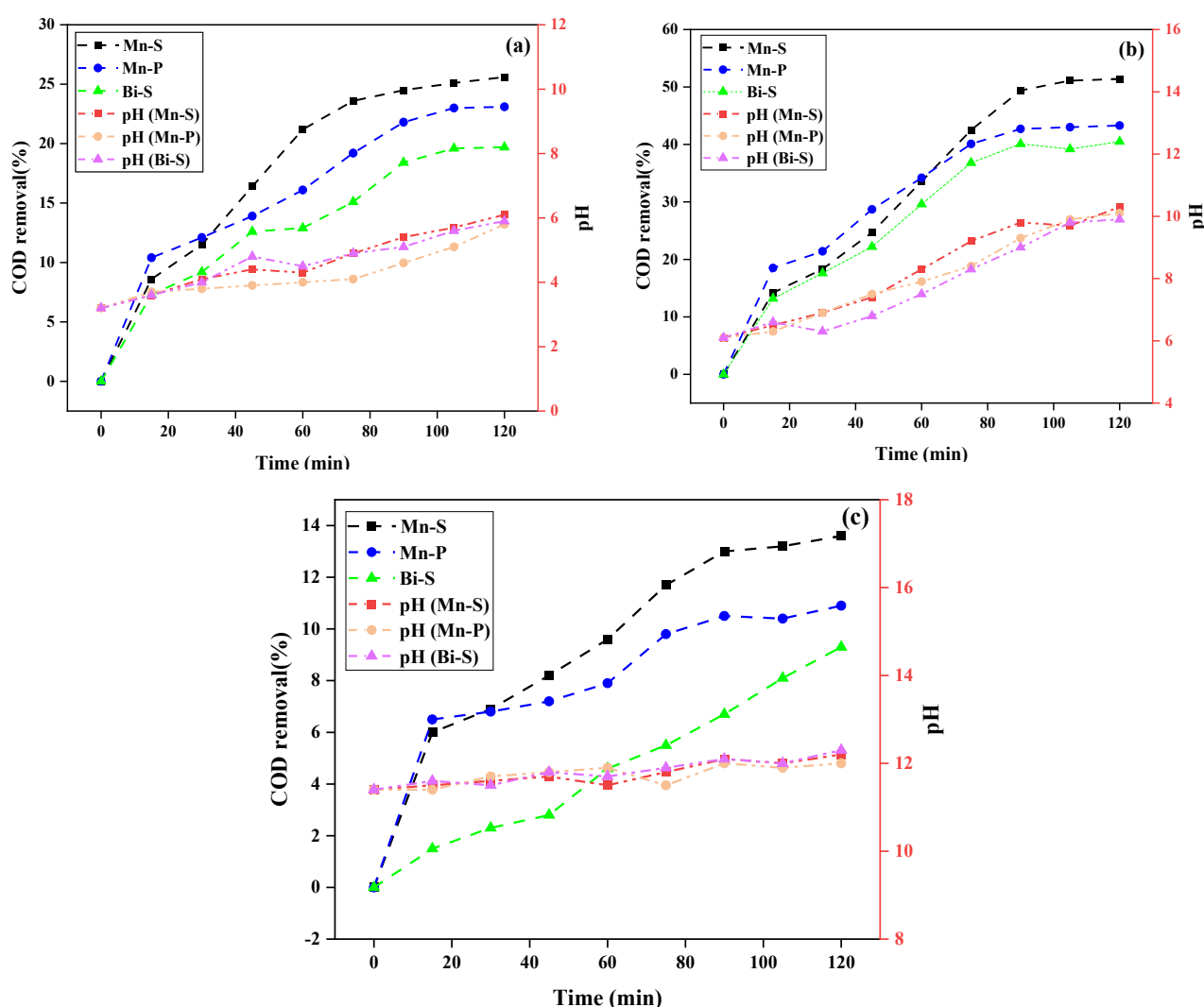
با شدت جریان ۲ آمپر به دست آمد که این مقدار برابر با ۵۷/۸ درصد بود. همچنین، در هر سه آرایش با گذشت زمان، میزان حذف افزایش یافت و این افزایش با افزایش شدت جریان نیز رابطه ی مستقیم داشت، به گونه ای که میزان حذف COD برای آرایش Mn-P با افزایش شدت جریان از ۰/۵ به ۲ آمپر از ۱۸/۹ درصد به ۳۰/۴ درصد رسید و این تغییر برای آرایش Bi-S

جدول ۲: تأثیر تغییر شدت جریان بر آرایش‌های Mn-S، Bi-S و Mn-P الکترود آهن

آرایش الکترود								
Mn-S			Bi-S			Mn-P		
۰/۵	۱	۲	۰/۵	۱	۲	۰/۵	۱	۲
COD Removal (%)			COD Removal (%)			COD Removal (%)		
۱۰/۵	۱۳/۳	۱۵/۲	۷/۳	۹/۵	۱۰/۶	۸/۶	۱۱/۳	۱۳/۵
۱۶/۳	۲۲/۶	۲۵/۴	۱۱/۷	۱۶/۲	۲۰/۸	۱۰/۲	۱۳/۴	۱۶/۷
۱۸/۵	۲۷/۹	۲۹/۶	۱۵/۹	۱۸/۶	۲۶/۵	۱۲/۳	۱۴/۸	۱۹/۱
۲۱	۳۱/۹	۳۶/۴	۱۸/۴	۲۵/۷	۳۱/۴	۱۳/۸	۱۷/۴	۲۱/۲
۲۵/۱	۳۷/۵	۴۳/۷	۲۶/۵	۳۰/۶	۳۶/۶	۱۶/۵	۱۹/۳	۲۲/۵
۲۸/۴	۴۳/۲	۴۹/۸	۲۷/۸	۳۷/۱	۴۱/۶	۱۷/۹	۲۲/۴	۲۴/۶
۳۳/۳	۴۶/۷	۵۵/۴	۲۸/۴	۳۸/۵	۴۳/۲	۱۸/۱	۲۵/۶	۲۸/۳
۳۵/۳	۴۸/۶	۵۷/۸	۳۰/۱	۳۹/۴	۴۴/۷	۱۸/۹	۲۶/۲	۳۰/۴
زمان (دقیقه)								
شدت جریان (A)								
۱۵								
۳۰								
۴۵								
۶۰								
۷۵								
۹۰								
۱۰۵								
۱۲۰								

مقادیر برای آرایش Mn-P به ترتیب ۲۳/۱ درصد، ۴۳/۳ درصد و ۱۰/۹ درصد و برای آرایش Bi-S نیز به ترتیب ۱۹/۷ درصد، ۴۰/۵ درصد و ۹/۳ درصد به دست آمد. pH پساب به طور میانگین، با گذشت زمان طی آزمایش‌های انجام شده از ۳/۲ به ۵/۹، از ۶/۱ به ۱۰ و از ۱۱/۴ به ۱۲/۱ به ترتیب در pH های اولیه ۳/۲، ۶/۱ و ۱۱/۴ افزایش یافت.

انعقاد الکتریکی، با مقادیر ۳/۲، ۶/۱ و ۱۱/۴ در آرایش‌های مختلف الکترود آهن و در مدت زمان ۱۲۰ دقیقه تحت شدت جریان ۲ آمپر بر میزان حذف COD بررسی شد. همان‌طور که در شکل ۵ نشان داده شده است، pH اولیه‌ی پساب نقش بسزایی در میزان حذف COD ایفا کرده است. میزان حذف COD در آرایش Mn-S در pH های اولیه ۳/۲ (شکل ۵-a)، ۶/۱ (شکل ۵-b) و ۱۱/۴ (شکل ۵-c) به ترتیب ۲۵/۶ درصد، ۵۱/۴ درصد و ۱۳/۶ درصد بود. این



شکل ۵. تأثیر pH اولیه‌ی پساب (۳a: pH=۲، ۳b: pH=۶/۱ و ۳c: pH=۱۱/۴) بر میزان حذف COD در آرایش‌های مختلف الکترود آهن (زمان واکنش=۱۲۰ دقیقه و شدت جریان = ۲ آمپر)

بحث و نتیجه گیری

بررسی تأثیر تغییر جنس الکترودها در آرایش های مختلف

تأثیر آرایشهای مختلف الکترودها به عنوان پارامتری مهم در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی بررسی شد. در آرایش Mn-P آندها و کاتدها به صورت موازی به منبع تغذیه متصل شده اند؛ بنابراین، جریان بین تمام الکترودها به نسبت مقاومت سلول های جداگانه تقسیم می شود [۳۰]. اتصال موازی به اختلاف پتانسیل کمتری نسبت به اتصال سری نیاز دارد. برای اتصال Mn-S، الکترودهای بیرونی به منبع برق تشکیل دهنده ی آند و کاتد متصل می شوند، درحالی که الکترودهای داخلی بدون اتصال به منبع تغذیه، به یکدیگر متصل می شوند. از این رو، الکترودهای داخلی الکترودهای قربانی شناخته می شوند [۳۱]. در این پیکربندی، افزایش ولتاژ سلول سبب ایجاد اختلاف پتانسیل بیشتری می شود. اتصال Bi-S نشان می دهد که دو الکتروود قربانی بین دو الکتروود موازی و بدون اتصال به منبع تغذیه و همچنین، بدون اتصال به یکدیگر قرار دارند. در این پیکربندی، جریان الکتریکی از الکتروود قربانی عبور می کند و آن را به الکتروود باردار تبدیل می کند که دارای بار مخالف با الکترودهای موازی مجاور خود می شود [۳۲]. علاوه بر این، جنس الکتروود به کاررفته در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی یکی از اجزای اصلی تأثیرگذار در این فرایند محسوب می شود. به همین دلیل، انتخاب الکتروود مناسب در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی یکی از مواردی است که باید به آن توجه شود. آلومینیم و آهن از جمله موادی هستند که به دلیل ارزان بودن، در دسترس بودن و بازدهی بالای فرایندی توجه بسیاری از محققان را جلب کرده اند [۳۴]. در فرایند انعقاد الکتریکی، انحلال الکترودهای آلومینیم و آهن طیفی از گونه های منعقد کننده را تشکیل می دهد که شامل هیدروکسیدهای فلزی یا هیدروکسیدهای فلزی پلیمری هستند و می توانند به بی ثباتی و تجمع ذرات معلق منجر شوند که سبب تشکیل رسوب یا لخته می شود تا ذرات آلی را جذب کنند [۳۵].

با توجه به شکل ۳، بیشترین میزان حذف COD مربوط به آرایش سری بود؛ چراکه در آرایش سری، میزان مصرف آند نسبت به آرایش موازی بیشتر است و به حذف بیشتر آلاینده ها و در نتیجه، حذف بیشتر COD منجر می شود [۳۶]. نتایج حاصل از استفاده از آرایش Mn-S در حذف آلاینده ها از شیرابه ی زباله با استفاده از فرایند انعقاد الکتروشیمیایی را Abdhamid و همکارانش نیز گزارش کرده اند. آن ها در این پژوهش، با استفاده از آرایش Mn-S موفق به حذف بیش از ۷۱ درصد رنگ پساب شدند [۳۷]. راندمان تصفیه ی پساب در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی به میزان انحلال آند در سیستم بستگی دارد، به گونه ای که هرچه آند انحلال بیشتری داشته باشد، منعقدکننده های بیشتری در سیستم تشکیل می شود و در نتیجه، تصفیه بهتر انجام می گیرد [۳۸]. انعقاد الکتریکی توسط الکترودهای آهن عملکرد بهتری داشتند، به این دلیل که تحت شدت جریان و زمان واکنش یکسان، الکتروود آهن می تواند لخته های آهن بیشتری را برای حذف آلاینده ها وارد محیط کند. عملکرد بهتر الکترودهای آهن نسبت به آلومینیم در پژوهشی که Marmanis و همکارانش درباره ی تصفیه ی شیرابه ی زباله با استفاده از فرایند انعقاد الکتروشیمیایی انجام دادند نیز نشان داده شده است. به این صورت که استفاده از الکترودهای آهن میزان حذف COD را ۶ درصد افزایش داد [۳۹]. علاوه بر این، پژوهشهای انجام شده ی دیگر نیز به برتری استفاده از الکتروود آهن در مقایسه با آلومینیم به منظور حذف مواد آلاینده از پسابهای صنعتی اشاره کرده اند [۴۰، ۴۱].

بررسی تأثیر تغییر شدت جریان بر آرایش های مختلف

شدت جریان در فرایند انعقاد الکتروشیمیایی پارامتر بسیار مهمی است؛ زیرا بر میزان منعقدکننده ی تولیدشده و میزان تولید، اندازه و چگالی حباب های تولیدشده تأثیر می گذارد [۴۲]. افزایش شدت جریان منعقدکننده ی بیشتر و حباب های کوچک تری تولید می کند که بهتر به ذرات می چسبند و راندمان حذف را افزایش

هیدروکسید در کاند از طریق کاهش الکتروشیمیایی آب بوده است [۵۳]. pH پساب می‌تواند مستقیماً بر هدایت الکتریکی، زتای پتانسیل، میزان انحلال الکترود و در نتیجه، عملکرد فرایند انعقاد الکتریکی تأثیر بگذارد [۳۱]. همچنین، شرایط خنثی و کمی قلیایی برای تشکیل رسوبات آهن نامحلول و جذب آلاینده‌ها به لخته‌های تشکیل شده مطلوب است [۵۴]. در شرایطی که pH اولیه پساب در محدوده ۱۱/۴ بود، محدوده تغییرات pH در تمامی آرایش‌ها تقریباً در محدوده قوی قلیایی قرار داشت، جایی که گونه‌ی غالب $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ قابلیت فعالیت انعقاد را ندارد که در نتیجه‌ی آن، میزان حذف COD در این pH بسیار پایین بود [۳۱]. در pH کمتر از ۴، Fe^{2+} یا Fe^{3+} در پساب غالب بود که در نتیجه‌ی آن، اثر انعقادی ناچیز شد که به حذف مقدار کم COD منجر شد. با افزایش pH در محدوده ۶، کمپلکس‌های دوهسته‌ای یا چندهسته‌ای تشکیل می‌شوند که به حذف بالای COD منجر می‌شود [۳۱]. نتایج به‌دست آمده از تأثیر تغییر pH اولیه در میزان حذف COD در آرایشهای مختلف نشان می‌دهد که در صورت عدم تغییر pH اولیه پساب، میتوان به میزان بالای حذف COD رسید که استفاده از این محدوده‌ی pH در پژوهشهای دیگر نیز گزارش شده است [۵۵، ۵۵]. از داده‌های این بخش می‌توان نتیجه گرفت که شرایط بهینه‌ی عملیاتی شامل جنس الکترود آهن، آرایش Mn-S، شدت جریان برابر با ۲ آمپر و pH برابر با ۸/۳ است که موجب حذف ۵۷/۸ درصد از COD می‌شود. تصفیه‌ی شیرابه‌ی زباله با توجه به بالا بودن بار آلی آن، همیشه چالش برانگیز بوده است. امروزه، از روش‌های گوناگونی برای تسهیل فرایند تصفیه‌ی این پساب استفاده می‌شود. تصفیه‌ی ترکیب شیرابه‌ی زباله و فاضلاب شهری از جمله راه‌حلهایی است که علاوه بر کاهش هزینه‌های تصفیه، به رقیق شدن شیرابه منجر می‌شود که فرایند تصفیه را تا حدی آسان‌تر می‌کند. به دلیل پیچیدگی موجود در استفاده از فرایندهای مختلف برای تصفیه‌ی این پساب، به کارگیری سیستم پیش تصفیه‌ی مناسب

می‌دهد [۴۶-۴۳]. با این حال، جریان بیش از حد می‌تواند بازده فارادی و عملکرد حذف را به دلیل واکنش‌های ثانویه و همچنین، افزایش دمای محلول و در نتیجه، تبخیر آن کاهش دهد [۴۷]. از سوی دیگر، سرعت انحلال آند با افزایش شدت جریان افزایش می‌یابد. در نتیجه، مقدار لخته‌های هیدروکسید فلزی و متعاقباً راندمان حذف مواد آلاینده افزایش می‌یابد [۴۸]. افزایش شدت جریان به بیش از شدت جریان بهینه بر اثربخشی حذف آلاینده تأثیر نمی‌گذارد؛ زیرا مقادیر کافی از لخته‌های هیدروکسید فلزی برای رسوب گذاری آلاینده‌ها در دسترس است [۴۹]. بنابر نتایج این بخش، افزایش شدت جریان به افزایش حذف COD منجر می‌شود. همچنین، Tejera و همکارانش در پژوهشی با افزایش میزان جریان در فرایند انعقاد الکتریکی، موفق به افزایش حذف COD تا بیش از ۳۵ درصد شدند [۲۸]. همچنین، Guvenç و همکارانش در مطالعات دیگر، با افزایش شدت جریان تا ۳/۵۵ A موفق به حذف ۵۰ درصد COD، ۴۰ درصد TOC و بیش از ۶۰ درصد رنگ پساب شیرابه‌ی زباله شدند [۵۰].

بررسی تأثیر تغییر pH اولیه پساب در آرایش‌های مختلف

هنگامی که پتانسیل سلولی بین ۲- و ۲+ ولت است، Al^{3+} گونه‌ی اصلی و غالب موجود در pH کمتر از ۳/۵، $\text{Al}(\text{OH})_3$ در pH= ۴-۹/۵، و $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ برای pH بالای ۱۰ است. $\text{Al}(\text{OH})_3$ نیز عامل اصلی تشکیل لخته از طریق فرایندهای پیچیده‌ی انعقاد و ته‌نشینی است [۵۱]. تشکیل یون آهن کمی پیچیده‌تر است، به طوری که یون آهن در محلول‌های بسیار اسیدی غالب است و یون آهن در pH کمتر از ۶/۵ رایج‌تر است. اکثر مطالعات نشان داده‌اند که Fe^{2+} ابتدا با الکترولیز آهن تشکیل می‌شود و سپس، در شرایط مناسب، مانند pH= ۵-۹، توسط اکسیژن محلول به Fe^{3+} اکسید می‌شود و سپس، برای تشکیل $\text{Fe}(\text{OH})_3$ و FeOOH نامحلول هیدرولیز می‌شود [۵۲]. با توجه به نتایج شکل ۵، افزایش pH که در تمام آرایش‌ها مشاهده شد، عمدتاً به دلیل تولید یون‌های

قدردانی

این مقاله با کد اخلاق ۳۱۹۵۰۲ برگرفته از رساله‌ی دکتری در دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان است. بدین وسیله، از حمایت‌های مادی و معنوی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل تشکر و قدردانی می‌شود.

تضاد در منافع

در پژوهش حاضر، بین نویسندگان هیچ گونه تعارضی در منافع وجود نداشت.

References

1. Luo H, Cheng Y, He D, Yang EH. Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. *Science of the total environment* 2019; 668: 90-103.
2. Kashani MR, Wang Q, Khatebasreh M, Li X, Asadi AM, Boczkaj G, Ghanbari F. Sequential treatment of landfill leachate by electrocoagulation/aeration, PMS/ZVI/UV and electro-Fenton: Performance, biodegradability and toxicity studies. *Journal of Environmental Management* 2023; 338: 117781.
3. Baderna D, Caloni F, Benfenati E. Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints. *Environment International* 2019; 122: 21-30.
4. Bashir MJ, Aziz HA, Amr SS, Sethupathi SA, Ng CA, Lim JW. The competency of various applied strategies in treating tropical municipal landfill leachate. *Desalination and water Treatment* 2015; 54(9): 2382-95.
5. Tanyol M, Ogedey A, Oguz E. COD removal from leachate by electrocoagulation process: treatment with monopolar electrodes in parallel connection. *Water science and technology* 2018; 77(1): 177-86.
6. Podder A, Reinhart D, Goel R. Nitrogen management in landfill leachate using single-stage anammox process-illustrating key nitrogen pathways under an ecogenomics framework. *Bioresource Technology* 2020; 312: 123578.
7. Abuabdou SM, Ahmad W, Aun NC, Bashir MJ. A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: effectiveness, limitations and future perspectives. *Journal of Cleaner Production* 2020; 255: 120215.
8. Tripathy BK, Kumar M. Sequential coagulation/flocculation and microwave-persulfate processes for landfill leachate treatment: Assessment of biotoxicity, effect of pretreatment and cost-analysis. *Waste Management* 2019; 85: 18-29.
9. Idowu IA, Atherton W, Hashim K, Kot P, Alkhaddar R, Alo BI, et al. An analyses of the status of landfill classification systems in developing countries: Sub Saharan Africa landfill experiences. *Waste Management* 2019; 87: 761-71.
10. Balasubramanian N, Madhavan K. Arsenic removal from industrial effluent through electrocoagulation. *Chemical Engineering & Technology: Industrial Chemistry-Plant Equipment-Process Engineering-*

- Biotechnology 2001; 24(5): 519-21.
11. Renou S, Givaudan JG, Poulain S, Dirassouyan F, Moulin PJ. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials* 2008; 150(3): 468-93.
 12. Meeroff DE, Teegavarapu R. Interactive decision support tool for leachate management. Final Report for the William W. "Bill" Hinkley Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, FL. Report 2010; 832028.
 13. Brennan RB, Healy MG, Morrison L, Hynes S, Norton D, Clifford E. Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. *Waste management* 2016; 55: 355-63.
 14. Verma M, Kumar RN. Coagulation and electrocoagulation for co-treatment of stabilized landfill leachate and municipal wastewater. *Journal of Water Reuse and Desalination* 2018; 8(2): 234-43.
 15. Dereli RK, Giberti M, Liu Q, Flynn D, Casey E. Benchmarking leachate co-treatment strategies in municipal wastewater treatment plants under dynamic conditions and energy prices. *Journal of environmental management* 2020; 260: 110129.
 16. Ilmasari D, Kamyab H, Yuzir A, Riyadi FA, Khademi T, Al-Qaim FF, et al. A review of the biological treatment of leachate: Available technologies and future requirements for the circular economy implementation. *Biochemical Engineering Journal* 2022; 187: 108605.
 17. Seify A, Ahmadi H, Peyravi M, Esfahanian M. Evaluation of Bio-Membrane System Efficiency Optimized With Nanotechnology for Treatment of Pulp and Paper Industry Wastewater. *Archives of Hygiene Sciences* 2023; 12(1).
 18. Yekani NH, Peyravi M, Jahanshahi M, Bagheri M. Design and annual operation of full scale landfill leachate plant in Iran: focus on multistage membrane technology. *Chemical Papers* 2022; 76(7): 4509-21.
 19. Ricordel C, Djelal H. Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2014; 2(3): 1551-7.
 20. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of environmental management* 2009; 90(5): 1663-79.
 21. García-García A, Martínez-Miranda V, Martínez-Cienfuegos IG, Almazán-Sánchez PT, Castañeda-Juárez M, Linares-Hernández I. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. *Fuel* 2015; 149: 46-54.
 22. Al-Shannag M, Bani-Melhem K, Al-Anber Z, Al-Qodah Z. Enhancement of COD-nutrients removals and filterability of secondary clarifier municipal wastewater influent using electrocoagulation technique. *Separation Science and Technology* 2013; 48(4): 673-80.
 23. Särkkä H, Vepsäläinen M, Sillanpää M. Natural organic matter (NOM) removal by electrochemical methods—A review. *Journal of electroanalytical chemistry* 2015; 755: 100-8.
 24. APHA, Standard methods for the examination of water and wastewater, in 21st edn. nAmerican Public Health Association, Washington, DC 2005.
 25. Dindaş GB, Çalışkan Y, Celebi EE, Tekbaş M, Bektaş N, Yatmaz HC. Treatment of pharmaceutical wastewater by combination of electrocoagulation, electro-fenton and photocatalytic oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2020; 8(3): 103777.
 26. Hamid MA, Aziz HA, Yusoff MS, Rezan SA. Clinoptilolite augmented electrocoagulation process for the reduction of high-strength ammonia and color from stabilized landfill leachate. *Water Environment Research* 2021; 93(4): 596-607.
 27. Li X, Song J, Guo J, Wang Z, Feng Q. Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environmental Sciences* 2011; 10: 1159-64.
 28. Tejera J, Miranda R, Hermosilla D, Urrea I, Negro C, Blanco Á. Treatment of a mature landfill leachate: Comparison between homogeneous and heterogeneous photo-Fenton with different pretreatments. *Water* 2019; 11(9): 1849.
 29. Chen RF, Wu L, Zhong HT, Liu CX, Qiao W, Wei CH. Evaluation of electrocoagulation process for high-strength swine wastewater pretreatment. *Separation and Purification Technology* 2021; 272: 118900.
 30. Khandegar V, Saroha AK. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent—a review. *Journal of environmental management* 2013; 128: 949-63.
 31. Moussa DT, El-Naas MH, Nasser M, Al-Marri MJ. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of environmental management* 2017; 186: 24-41.
 32. Demirci Y, Pekel LC, Albaz M. Investigation of different electrode connections in electrocoagulation of textile wastewater treatment. *International journal of electrochemical science* 2015; 10(3): 2685-93.

33. Galvão N, de Souza JB, de Sousa Vidal CM. Landfill leachate treatment by electrocoagulation: Effects of current density and electrolysis time. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2020; 8(5): 104368.
34. Faheem K, Khan SU, Washeem M, Khan SU. Energy efficient removal of COD from landfill leachate wastewater using electrocoagulation: parametric optimization using RSM. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2021; 1-2.
35. Katal R, Pahlavanzadeh H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination* 2011; 265(1-3): 199-205.
36. Nasrullah M, Singh L, Krishnan S, Sakinah M, Zularisam AW. Electrode design for electrochemical cell to treat palm oil mill effluent by electrocoagulation process. *Environmental Technology & Innovation* 2018; 9: 323-41.
37. Hamid MA, Aziz HA, Yussof MS, Hamid SA. The effects of current density, treatment time and pH on the removal of colour from saline landfill leachate using aluminium electrode in electrocoagulation process.
38. Solak M, Kılıç M, Hüseyin Y, Şencan A. Removal of suspended solids and turbidity from marble processing wastewaters by electrocoagulation: Comparison of electrode materials and electrode connection systems. *Journal of hazardous materials* 2009; 172(1): 345-52.
39. Marmanis D, Thysiadou A, Diamantis V, Christoforidis A, Dermentzis K. 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 & Technology Review* 2021; 14(4).
40. Linares-Hernández I, Barrera-Díaz C, Roa-Morales G, Bilyeu B, Ureña-Núñez F. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chemical engineering journal* 2009; 148(1): 97-105.
41. Tezcan Un U, Filik Iscen C, Oduncu E, Akcal Comoglu B, Ilhan S. Treatment of landfill leachate using integrated continuous electrocoagulation and the anaerobic treatment technique. *Environmental Progress & Sustainable Energy* 2018; 37(5): 1668-76.
42. Mao Y, Zhao Y, Cotterill S. Examining Current and Future Applications of Electrocoagulation in Wastewater Treatment. *Water* 2023; 15(8): 1455.
43. Rahman NA, Jol CJ, Linus AA, Ismail V. Emerging application of electrocoagulation for tropical peat water treatment: a review. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification* 2021; 165: 108449.
44. Teglada ID, Xu Q, Xu K, Lv G, Lu J. Electrocoagulation processes: A general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal. *Process Safety and Environmental Protection* 2021; 146: 169-89.
45. Kumari S, Kumar RN. River water treatment by continuous electrocoagulation: insights into removal of acetaminophen, and natural organic matter. *Water Supply* 2022; 22(4): 4055-66.
46. Liu Y, Zhang X, Jiang W, Wu M, Li Z. Comprehensive review of floc growth and structure using electrocoagulation: Characterization, measurement, and influencing factors. *Chemical Engineering Journal* 2021; 417: 129310.
47. El-Ghenymy A, Alsheyab M, Khodary A, Sirés I, Abdel-Wahab A. Corrosion behavior of pure titanium anodes in saline medium and their performance for humic acid removal by electrocoagulation. *Chemosphere* 2020; 246: 125674.
48. Boinpally S, Kolla A, Kainthola J, Kodali R, Vemuri J. A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle* 2023.
49. Bukhari AA. Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. *Bioresource technology* 2008; 99(5): 914-21.
50. Guvenc SY, Dincer K, Varank G. Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering* 2019; 31: 100863.
51. Garcia-Segura S, Eiband MM, de Melo JV, Martínez-Huitle CA. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 2017; 801: 267-99.
52. Ingelsson M, Yasri N, Roberts EP. Electrode passivation, faradaic efficiency, and performance enhancement strategies in electrocoagulation—a review. *Water Research* 2020; 187: 116433.33.
53. Oumar D, Patrick D, Gerardo B, Rino D, Ihsen BS. Coupling biofiltration process and electrocoagulation using magnesium-based anode for the treatment of landfill leachate. *Journal of environmental management* 2016; 181: 477-83.
54. Kim MK, Kim T, Kim TK, Joo SW, Zoh KD.

- Degradation mechanism of perfluorooctanoic acid (PFOA) during electrocoagulation using Fe electrode. Separation and Purification Technology 2020; 247: 116911.
55. Delaire C, van Genuchten CM, Nelson KL, Amrose SE, Gadgil AJ. Escherichia coli Attenuation by Fe Electrocoagulation in Synthetic Bengal Groundwater: Effect of pH and Natural Organic Matter. Environ Sci Technol 2015; 49(16): 9945-53.
56. Al-Shannag M, Al-Qodah Z, Bani-Melhem K, Qtaishat MR, Alkasrawi M. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. Chemical Engineering Journal 2015; 260: 749-56.