JEHE Journal of Environmental Health Engineering , 2026; 14(2):153-183 Original Article

# Effective Removal of Polyethylene Microplastics from Aqueous Environments by Electrocoagulation: Modeling, Optimization, and Process Applicability

Received: 25 July 2026, Accepted: 03 August 2026

**Jamal Mehralipour[1,2], Pariya Babaeinia[1,2*]**

[1] *Health in Emergency and Disaster Research Center, Social Health Research Institute, University of Social Welfare and Rehabilitation Science, Tehran, Iran*

[2] *Department of Health Safety and Environment Management, University of Social Welfare and Rehabilitation Sciences, Tehran, Iran*

***Corresponding Author:**
pariya.babaei251079@yahoo.com

**How to Cite This Article:**
Mehralipour J, Babaeinia P. Effective Removal of Polyethylene Microplastics from Aqueous Environments by Electrocoagulation: Modeling, Optimization, and Process Applicability. Journal of Environmental Health Engineering. 2026;14(2):153-83.

**DOI:**

## ABSTRACT

**Background:** Given the emerging risks associated with microplastics, the efficiency of the electrocoagulation process for polyethylene removal was optimized, and its performance in combination with photo- and sono-electrocoagulation processes was evaluated.

**Materials and Methods:** This study was conducted in a batch electrochemical reactor with a working volume of 1 L. Process variables were optimized using a central composite design. Under optimum conditions, the effects of ultrasound waves and ultraviolet irradiation, as well as COD and TOC removal, reaction kinetics, and energy consumption, were investigated.

**Results:** The quadratic model provided a suitable fit to the process data. The optimum conditions (pH= 6.9, current= 3 A, inter-electrode distance = 1 cm, and six electrodes) achieved a removal efficiency of 96.8% after 75 min. Under identical 45-min conditions, the removal efficiencies of photoelectrocoagulation, sono-electrocoagulation, and electrocoagulation were 92%, 88%, and 73%, respectively. The removal kinetics followed a zero-order model for electrocoagulation and a first-order model for the hybrid systems. Changes in the synergy factor over the 15-75 min interval indicated that the efficiency of the hybrid systems increased with time. The reductions in COD/TOC were lower than the microplastic removal efficiency, suggesting the predominance of physical separation over surface oxidation. The specific energy consumption for electrocoagulation, photoelectrocoagulation, and sono-electrocoagulation was calculated as 33.75, 38.25, and 198.75 kWh/m$^3$, respectively.

**Conclusion:** The hybrid photo- and sono-electrocoagulation processes demonstrated higher efficiency than conventional electrocoagulation by accelerating removal kinetics and enhancing performance, and they show good potential for application in the treatment of aquatic environments contaminated with microplastics.

**Keywords:** Polyethylene microplastics, Electrocoagulation, Photoelectrocoagulation, Sono-electrocoagulation, Response surface methodology

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

Copyright © 2026 The Authors.
Published by Alborz University of Medical Sciences
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Noncommercial 4.0 International License. (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).Non-commercial uses of the work are permitted,provided the original work is properly cited.

JEHE Alborz University of Medical Sciences
مجله مهندسی بهداشت محیط، دوره ۱۴، شماره ۲، تابستان ۱۴۰۵، صفحات ۱۵۳ تا ۱۸۳
مقاله پژوهشی

# حذف مؤثر میکروپلاستیک پلی‌اتیلن از محیط‌های آبی با الکتروگواگولاسیون: مدل‌سازی، بهینه‌سازی و کاربردپذیری فرایند

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۵/۰۳ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۶/۱۲

**جمال مهرعلی‌پور[۲،۱]، پریا بابایی‌نیا[۲،۱]***

[۱] مرکز تحقیقات سلامت در حوادث و بلایا، پژوهشکده سلامت اجتماعی، دانشگاه علوم توانبخشی و سلامت اجتماعی، تهران، ایران

[۲] گروه مدیریت سلامت، ایمنی و محیط‌زیست، دانشگاه علوم توانبخشی و سلامت اجتماعی، تهران، ایران

***پست الکترونیکی نویسنده مسئول:**
pariya.babaei251079@yahoo.com

**نحوه استناد به این مقاله:**
Mehralipour J, Babaeinia P. Effective Removal of Polyethylene Microplastics from Aqueous Environments by Electrocoagulation: Modeling, Optimization, and Process Applicability. Journal of Environmental Health Engineering. 2026;14(2):153-83.

**DOI:**

## چکیده

**زمینه و هدف:** با توجه به مخاطرات میکروپلاستیک‌های نوظهور، کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون در حذف پلی‌اتیلن بهینه‌سازی و عملکرد آن در ترکیب با فرایندهای فوتو و سونوالکتروکواگولاسیون ارزیابی شد.

**مواد و روش ها:** این مطالعه در یک راکتورالکتروشیمیایی ناپیوسته با حجم یک لیتر انجام شد. بهینه‌سازی متغیرهای فرایند، با استفاده از طراحی ترکیبی مرکزی انجام شد. در شرایط بهینه، تاثیر حضور امواج فراصوت و پرتوی ماورابنفش، میزان حذف COD و TOC، سینتیک واکنش و میزان انرژی مصرفی مورد بررسی قرار گرفت.

**یافته ها:** بر اساس یافته‌ها، مدل درجه‌دوم برازش مناسبی بر داده‌های فرایند داشت. شرایط بهینه (pH=۶/۹، جریان= آمپر، فاصله الکترودی=۱ سانتی‌متر، ۶ الکترود) طی ۷۵ دقیقه به راندمان ۹۶/۸ درصد رسید. در شرایط یکسانِ ۴۵ دقیقه‌ای، راندمان فرایندهای فوتوالکتروکواگولاسیون، سونوالکتروکواگولاسیون و الکتروکواگولاسیون به‌ترتیب ۹۲، ۸۸ و ۷۳ درصدبود. سینتیک حذف در الکتروکواگولاسیون از مدل درجه‌صفر و در سیستم‌های هیبریدی از مدل درجه‌اول تبعیت کرد. تغییرات ضریب هم‌افزایی در بازه ۱۵ تا ۷۵ دقیقه نشان داد که راندمان سیستم‌های هیبریدی با زمان افزایش یافت. کاهش COD/TOC کمتر از حذف میکروپلاستیک بود که گویای غلبه جداسازی فیزیکی بر اکسیداسیون سطحی است. مصرف انرژی ویژه نیز برای الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون به‌ترتیب ۳۳/۷۵، ۳۸/۲۵ و ۱۹۸/۷۵ $kWh/m^3$ محاسبه شد.

**نتیجه گیری:** فرایندهای هیبریدی فوتو و سونوالکتروکواگولاسیون با تسریع سینتیک حذف و افزایش راندمان، کارایی بالاتری نسبت به الکتروکواگولاسیون نشان دادند و پتانسیل مناسبی برای کاربرد در تصفیه محیط‌های آبی آلوده به میکروپلاستیک دارند.

**واژه های کلیدی:** میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون، سونوالکتروکواگولاسیون، روش سطح پاسخ



[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

## مقدمه

میکروپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی کوچک‌تر از ۵ میلی‌متر هستند که در اثر تجزیه پلاستیک‌های بزرگ‌تر و فعالیت‌های صنعتی ایجاد می‌شوند و در آب، خاک، هوا و زنجیره غذایی حضور دارند. این ذرات با تجمع در بدن جانداران، ایجاد التهاب و تنش اکسیداتیو و انتقال آلاینده‌ها می‌توانند سلامت انسان و تنوع زیستی را تهدید کنند. تولید جهانی پلاستیک از حدود ۲ میلیون تن در دهه ۱۹۵۰ به بیش از ۴۰۰ میلیون تن در سال رسیده است. در ایران نیز مصرف بالای پلاستیک و ضعف مدیریت پسماند موجب انتشار میکروپلاستیک‌ها در منابع آب، خاک، رسوبات و فاضلاب شده است[۱،۲].

پلی‌اتیلن به‌دلیل قیمت پایین، تولید انبوه و کاربرد گسترده در بسته‌بندی، یکی از فراوان‌ترین انواع میکروپلاستیک در بسیاری از محیط‌های آبی محسوب می‌شود. بر اساس داده‌های جهانی تولید پلاستیک، این پلیمر حدود ۲۶ درصد از کل تولید پلاستیک را به خود اختصاص می‌دهد و در مطالعات متعدد انجام‌شده در آب‌های سطحی و رسوبات، اغلب به‌عنوان یکی از پلیمرهای غالب شناسایی شده است، هرچند سهم دقیق آن بسته به محیط، منطقه جغرافیایی، منبع آلودگی و روش شناسایی متغیر است[۳]. این پلیمر کریستالی، ساختار آب‌گریز و بسیار پایداری داشته که در برابر تخریب بیولوژیکی و نوری به‌شدت مقاوم است. ویژگی‌های فیزیکی و توانایی جذب بالای آلاینده‌های سمی، آن را به آلاینده‌ای کلیدی تبدیل کرده که موجب اختلالات اکولوژیک و تجمع زیستی می‌گردد؛ از این‌رو، پلی‌اتیلن به‌عنوان میکروپلاستیک مدل، جهت ارزیابی نرخ انتقال آلاینده‌ها و بهینه‌سازی فرایندهای تصفیه در مطالعات زیست‌محیطی هدف قرار می‌گیرد[۲].

فناوری‌های متعددی برای حذف این میکروپلاستیک از محیط‌های آبی مورد ارزیابی قرار گرفته‌اند که از جمله مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به جذب[۴]، فرایندهای غشایی[۵]، فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته[۶]، انعقاد شیمیایی[۷] و فرایندهای الکتروشیمیایی[۸] اشاره کرد. با وجود کارایی قابل‌توجه این روش‌ها، هر یک با چالش‌های ویژه‌ای نیز همراه هستند. به‌عنوان نمونه، در فرایندهای جذب، ظرفیت جاذب به‌تدریج کاهش یافته و نیاز به احیا یا تعویض دوره‌ای مطرح می‌شود. سامانه‌های غشایی نیز معمولاً در معرض گرفتگی قرار دارند و علاوه بر آن، هزینه‌های اولیه و عملیاتی بالایی را تحمیل می‌کنند. از سوی دیگر، برخی فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته به دلیل مصرف انرژی زیاد یا احتمال تولید محصولات جانبی نامطلوب، از نظر بهره‌برداری با محدودیت مواجه‌اند. در روش انعقاد شیمیایی نیز مصرف قابل‌توجه مواد شیمیایی و تولید حجم زیاد لجن از مهم‌ترین موانع به‌شمار می‌رود[۹]. در چنین شرایطی، توجه به فناوری‌هایی که ضمن برخورداری از راندمان مطلوب، از نظر اجرایی ساده‌تر و از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه‌تر باشند، بیش از پیش مورد توجه قرار گرفته است.

فرایند للکتروگواگولاسیون، به‌عنوان یک فناوری الکتروشیمیایی کارآمد، پتانسیل بالایی در حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آلی، معدنی و آلاینده‌های نوظهور نشان داده است. در این فرایند، تولید گونه‌های منعقدکننده از طریق اکسایش در آند (انحلال الکتروشیمیایی الکترود) به‌صورت در محل انجام می‌پذیرد. این ویژگی نه‌تنها نیاز به تزریق مواد منعقدکننده شیمیایی خارجی را مرتفع می‌سازد، بلکه ریسک آلودگی ثانویه را نیز به حداقل می‌رساند. سهولت عملیاتی، قابلیت کنترل دقیق پارامترهای فرایندی و انعطاف‌پذیری بالا در ادغام با سایر فناوری‌های تصفیه، الکتروگواگولاسیون را به راهکاری ایده‌آل در مدیریت پیشرفته پساب‌ها بدل کرده است. از منظر مکانیسمی، فرایند حذف در این سیستم یک پدیده چندگانه است که شامل تولید یون‌های فلزی و هیدروکسیدهای فلزی با سطح ویژه بالا، جذب فیزیکی-شیمیایی آلاینده‌ها بر روی فلوک‌ها، به‌دام‌افتادن ذرات در شبکه فلوک‌های تشکیل‌شده و در

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

نهایت، اثر شناورسازی ناشی از تولید و خروج حباب‌های گاز در سطح کاتد است[10، 11].

با وجود پیشرفت‌های اخیر در کاربرد الکتروکواگولاسیون برای حذف میکروپلاستیک‌ها، مطالعات موجود عمدتاً بر حذف انواع خاصی از میکروپلاستیک‌ها (مانند پلی‌استایرن یا پلی‌پروپیلن)، بررسی مکانیسم‌های پایه انعقاد و شناورسازی، یا ترکیب با آلاینده‌های همراه (مانند فلزات سنگین) متمرکز بوده‌اند. به‌عنوان نمونه، یان و همکاران (۲۰۲۵) حذف ترکیبی میکروپلاستیک پلی‌اتیلن و کروم را با بهینه‌سازی سطح پاسخ گزارش کردند و راندمان ۸۳/۱ درصدی برای پلی‌اتیلن به‌دست آوردند[12]، من و همکاران (۲۰۲۵) نقش هم‌زمان اکسیداسیون و فلوکولاسیون را در حذف چهار نوع میکروپلاستیک از جمله پلی‌اتیلن بررسی نمودند[13] و لو و همکاران (۲۰۲۶) اثر تقویت‌کننده رس‌های طبیعی را بر حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن مطالعه کردند[14]. با این حال، مطالعاتی که به‌طور هم‌زمان بهینه‌سازی آماری جامع متغیرهای عملیاتی با طراحی ترکیبی مرکزی، مدل‌سازی سینتیکی دقیق، ارزیابی میزان معدنی‌سازی بر اساس شاخص‌های COD و TOC و بررسی سیستماتیک اثر منابع انرژی کمکی (تابش UV-C و امواج فراصوت) را در قالب فرایندهای هیبریدی فوتو و سونوالکتروکواگولاسیون تحت شرایط بهینه فرایند الکتروکواگولاسیون برای میکروپلاستیک پلی‌اتیلن ارائه دهند، همچنان محدود هستند. این خلأ پژوهشی، ضرورت انجام مطالعه‌ای نظام‌مند را که علاوه بر دقت علمی، قابلیت ارزیابی کاربردپذیری فرایند را نیز داشته باشد، برجسته می‌سازد.

بر این اساس، هدف اصلی پژوهش حاضر بهینه‌سازی فرایند الکتروکواگولاسیون برای حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن از محیط آبی با استفاده از روش سطح پاسخ (Response Surface methodology-RSM) مبتنی بر طراحی ترکیبی مرکزی (Central Composite Design- CCD) و تعیین شرایط بهینه عملیاتی است. در ادامه، به‌منظور ارزیابی کاربردپذیری و امکان بهبود عملکرد فرایند، اثر غلظت اولیه میکروپلاستیک، سینتیک حذف، میزان معدنی‌سازی (بر اساس COD و TOC) و نقش منابع انرژی کمکی شامل تابش UV-C و امواج فراصوت در قالب فرایندهای هیبریدی فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار گرفت.

## مواد و روش‌ها

### مواد شیمیایی

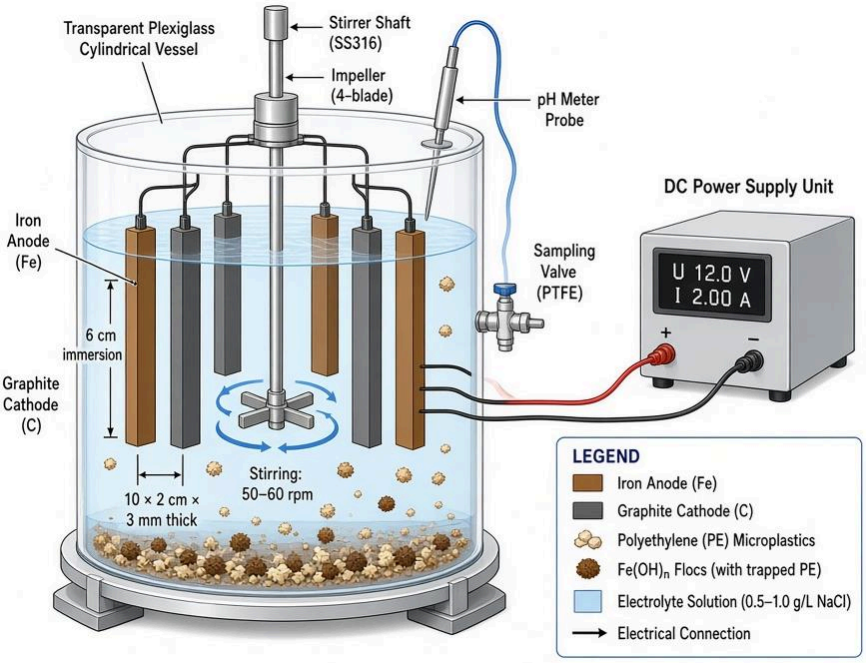
پودر میکروپلاستیک پلی‌اتیلن (چگالی ۰/۹۴ گرم بر سانتی‌مترمکعب) از پتروشیمی جم تهیه شد. ذرات مورد استفاده از نوع قطعه (قطعات نامنظم حاصل از خردایش مکانیکی) با محدوده اندازه ۱۰۰ تا ۳۰۰ میکرومتر بودند. اسید هیدرکلردریک ($HCl$ با خلوص ۹۸ درصد)، سدیم هیدروکسید ($NaOH$ با خلوص ۹۹ درصد)، سدیم سولفات ($NaSO_4$ با خلوص ۹۹ درصد)، ویال COD (رنج صفر تا ۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر)، اتانول ($C_2H_6O$ با خلوص ۷۰ درصد)، سورفکتانت غیریونی Tween 80 از شرکت‌های تامین کننده معتبر خریداری شدند.

### پایلوت فرایند الکتروگواگولاسیون

آزمایش‌های فرایند للکتروگواگولاسیون در مقیاس آزمایشگاهی، درون یک راکتور ناپیوسته از جنس پلکسی‌گلاس با حجم کل ۱ لیتر و حجم کاری ۸۰۰ میلی‌لیتر در غلظت جرمی ثابت ۵۰ میلی گرم در لیتر از میکروپلاستیک پلی‌اتیلن اجرا گردید. سیستم الکترودی شامل الکترود صفحه‌ای مستطیلی بود که به‌صورت موازی و متناوب (آند آهن-کاتد گرافیت) در راکتور قرار گرفتند. ابعاد هر الکترود ۱۰ سانتی‌متر (ارتفاع) × ۲ سانتی‌متر (عرض) × ۳ میلی‌متر (ضخامت) بود. عمق غوطه‌وری ثابت ۶ سانتی‌متر در نظر گرفته شد، بنابراین سطح فعال هر طرف الکترود برابر با ۱۲ سانتی‌متر مربع محاسبه گردید. با در نظر گرفتن هر دو سطح الکترودها، سطح فعال کل هر الکترود

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

۲۴ سانتی‌متر مربع بود. الکترودها با فواصل مختلف از یکدیگر چیده شدند و اتصال الکتریکی به‌صورت تک‌قطبی سری برقرار گردید، به‌طوری که سه الکترود آهن به‌عنوان آند و سه الکترود گرافیت به‌عنوان کاتد عمل می‌کردند. پیش‌پردازش سطح الکترودها شامل سنباده‌زنی دقیق، شست‌وشو با اسید رقیق و آب‌کشی با آب دیونیزه جهت حذف اکسیدهای سطحی و ناخالصی‌های احتمالی صورت گرفت. تغذیه جریان الکتریکی از طریق منبع تغذیه جریان مستقیم مدل ADAK 306 (ساخت چین) با قابلیت کنترل دقیق پارامترهای ولتاژ و شدت جریان انجام شد. برای پایش و تنظیم دقیق pH محلول (با استفاده از HCl و NaOH با غلظت ۱ مولار)، از pH متر مدل Sensoal (شرکت HACH) استفاده گردید. به‌منظور برقراری یکنواختی محیط واکنش و تسهیل تماس آلاینده با گونه‌های منعقدکننده، محلول تحت هم‌زدن مکانیکی با سرعت ۵۰ تا ۶۰ دور بر دقیقه قرار گرفت؛ این سرعت به‌نحوی بهینه شد که ضمن اختلاط کامل، از تخریب فیزیکی فلوک‌های تشکیل‌شده جلوگیری گردد. تمامی آزمایش‌ها در دمای محیط (۲±۲۵ درجه سانتی‌گراد) و با افزودن سدیم کلراید (۵۰ میلی‌گرم در لیتر) به‌عنوان الکترولیت پشتیبان انجام شدند. در نهایت، نمونه‌برداری از بخش میانی راکتور جهت تحلیل پارامترهای کلیدی شامل غلظت باقیمانده میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، COD و TOC صورت پذیرفت.




**شکل ۱. شماتیک پایلوت فرایند الکتروکواگولاسیون در حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن**

## آماده‌سازی سوسپانسیون حاوی میکروپلاستیک پلی‌اتیلن

به‌منظور شبیه‌سازی میکروپلاستیک‌های ثانویه، قطعات پلیمری پلی‌اتیلن با استفاده از آسیاب گلوله‌ای با سرعت بالا خردایش شدند. فرآیند خردایش در بازه‌های زمانی کوتاه و تحت کنترل دمایی انجام گرفت تا از ذوب سطحی جلوگیری شود. پودر حاصل با استفاده از الک‌های استاندارد آزمایشگاهی (مش‌های استاندارد ASTM) طبقه‌بندی گردید و کسر دارای اندازه ذرات ۳۰۰–۱۰۰ میکرومتر برای آزمایش‌ها انتخاب شد. شکل ذرات حاصل از خردایش مکانیکی به‌صورت قطعات نامنظم بود. این محدوده اندازه

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

به‌دلیل پایداری نسبی در محیط آبی، قابلیت تعلیق مناسب و رفتار هیدرودینامیکی مطلوب در برخورد با لخته‌های هیدروکسید فلزی انتخاب گردید[15]. به‌منظور حذف آلودگی‌های سطحی، مواد افزودنی احتمالی و ترکیبات آلی مداخله‌گر، ذرات پلی‌اتیلن تحت عملیات پاک‌سازی شیمیایی قرار گرفتند و به‌صورت متوالی در اتانول ۷۰ درصد و اسید کلریدریک ۰/۱ مولار شستشو داده شده و سپس سه مرتبه با آب مقطر دیونیزه آبکشی شدند تا pH شستشو به محدوده خنثی برسد. در ادامه، ذرات در آون در دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد تا رسیدن به وزن ثابت خشک گردیدند.

برای تهیه محلول مادر، مقدار دقیق یک گرم از ذرات پلی‌اتیلن خشک‌شده با استفاده از ترازوی آزمایشگاهی دقیق (مدلHR-250AZ ، شرکت AND ، کشور ژاپن) با دقت ۰/۰۱ گرم توزین و به ۱ لیتر آب دیونیزه اضافه گردید. بدین ترتیب غلظت جرمی محلول مادر برابر با ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر به‌دست آمد. با توجه به ماهیت آب‌گریز پلی‌اتیلن و تمایل شدید ذرات به تجمع و شناوری در سطح آب، سورفکتانت غیریونی Tween 80 با غلظت نهایی ۰/۰۰۵ درصد حجمی/حجمی به‌عنوان عامل پراکنده‌ساز به سوسپانسیون افزوده شد. غلظت انتخابی حداقل مقدار لازم برای ایجاد پراکندگی پایدار ذرات آب‌گریز پلی‌اتیلن بدون ایجاد کف قابل‌توجه بود و این غلظت در محلول مادر استفاده شده است که در غلظت‌های کاری بسیار ناچیز است. همچنین غلظت Tween 80 در تمام آزمایش‌ها (اعم از الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون) ثابت نگه داشته شد تا اثر متغیر مداخله‌گر سورفکتانت کنترل گردد. سپس سوسپانسیون به مدت ۳۰ دقیقه در حمام اولتراسونیک (مدلS100H ، شرکتalma ، آلمان) قرار گرفت تا آگلومره‌های احتمالی شکسته شده و توزیع یکنواخت ذرات در فاز آبی حاصل شود[16]. غلظت‌های کاری مورد نیاز (۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ میلی گرم در لیتر) از طریق رقیق‌سازی حجمی دقیق محلول مادر تهیه شدند. پیش از آغاز هر آزمایش، یکنواختی غلظت جرمی اولیه از طریق نمونه‌برداری تصادفی از نقاط مختلف راکتور و انجام آزمون فیلتراسیون غشایی مورد ارزیابی و صحه‌گذاری قرار گرفت تا از صحت غلظت اولیه اطمینان حاصل شود.

## طراحی آزمایش و بهینه‌سازی آماری

به‌منظور طراحی آزمایش‌ها، تحلیل آماری داده‌ها و بهینه‌سازی هم‌زمان متغیرها از روش RSM مبتنی بر CCD استفاده شد. پنج متغیر مستقل شامل pH اولیه (A)، شدت جریان (B)، تعداد الکترود (C)، فاصله بین الکترودها (D) و زمان واکنش (E) در پنج سطح ($-\alpha$، ۱-، ۰، ۱ +و $+\alpha$) بررسی گردید. طراحی شامل ۳۲ نقطه عاملی، ۱۰ نقطه محوری و ۸ نقطه مرکزی بود که در مجموع ۵۰ آزمایش را تشکیل داد. مقدار $\alpha$ برابر با ۲ در نظر گرفته شد تا طراحی قابل چرخش باشد. نقاط مرکزی طراحی (۸ نقطه) به‌عنوان تکرار برای برآورد خطای خالص و آزمون عدم برازش در نظر گرفته شدند. طراحی آزمایش و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار Design-Expert نسخه ۱۳ انجام گرفت. معنی‌داری مدل و ضرایب بر اساس تحلیل واریان (ANOVA) و مقدار p-value ارزیابی شد[17]. جدول ۱ سطوح واقعی متغیرهای مستقل را در طراحی ترکیبی مرکزی نشان می‌دهد.

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

**جدول ۱. متغیرهای مستقل و سطوح آن‌ها در طراحی ترکیبی مرکزی**

| فاکتور | متغیر | واحد | کمینه (−α) | بیشینه (+α) | سطح پایین کد (−۱) | سطح بالای کد (+۱) | میانگین | انحراف معیار |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A | pH | - | ۳ | ۱۱ | ۵ | ۹ | ۷ | ۱/۸۱ |
| B | شدت جریان الکتریکی | آمپر | ۱ | ۵ | ۲ | ۴ | ۳ | ۰/۹ |
| C | تعداد الکترود | عدد | ۲ | ۱۰ | ۴ | ۸ | ۶ | ۱/۸۱ |
| D | فاصله الکترودها | سانتی‌متر | ۰/۵ | ۲/۵ | ۱ | ۲ | ۲/۵ | ۰/۴۵ |
| E | زمان واکنش | دقیقه | ۲۰ | ۱۰۰ | ۴۰ | ۸۰ | ۶۰ | ۱۸/۰۷ |

لازم به ذکر است که متغیر تعداد الکترود ماهیتی گسسته دارد. با این حال، در این مطالعه به‌منظور امکان مدل‌سازی سطح پاسخ و بررسی روند کلی اثر افزایش سطح فعال الکترودی، این متغیر به‌صورت پیوسته در مدل درجه دوم وارد شد. این رویکرد در مطالعات مشابه روش سطح پاسخ برای متغیرهای گسسته (مانند تعداد الکترود یا تعداد مراحل) متداول است. با این حال، پیش‌بینی مدل برای مقادیر غیرممکن یا بینابینی فاقد معنای فیزیکی و عملی است و صرفاً برای توصیف روند تغییرات در محدوده نقاط آزمایش‌شده (۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰) مورد استفاده قرار گرفته است. با توجه به حجم ثابت راکتور و آرایش موازی الکترودها، افزایش تعداد الکترودها عمدتاً منجر به افزایش سطح فعال و کاهش چگالی جریان موضعی می‌شود اما تأثیر قابل‌توجهی بر هندسه کلی میدان الکتریکی و عملکرد هیدرودینامیکی راکتور ندارد. بنابراین نتایج مربوط به این متغیر با در نظر گرفتن این شرایط تفسیر شده است.

رابطه (۱) کدگذاری متغیرها در این طراحی را نشان می دهد[۱۷].

$$X_i = \frac{(x_i - x_0)}{\Delta x} \qquad (۱)$$

در این رابطه، $X_i$ : مقدار کدگذاری‌شده متغیر، $x_i$: مقدار واقعی متغیر، $x_0$: مقدار متغیر در نقطه مرکزی و $\Delta x$: فاصله گام تغییرات متغیر است.

رابطه (۲)، توصیف رابطه بین متغیرهای مستقل و پاسخ، از مدل چندجمله‌ای درجه دوم را نشان می دهد[۱۷].

(۲)

$$Y(\%) = b_0 + \sum b_i x_i + \sum b_{ii} x_i^2 + \sum b_{ij} x_i x_j$$

در این رابطه، Y: پاسخ پیش‌بینی‌شده، (راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن)، $\beta_0$ : ضریب ثابت مدل، $\beta_i$: ضرایب اثرات خطی، $\beta_{ii}$: ضرایب اثرات درجه دوم، $\beta_{ij}$: ضرایب اثرات متقابل بین متغیرها، $X_i$ و $X_j$: متغیرهای مستقل کدگذاری‌شده هستند.

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری Design-Expert نسخه ۱۳ انجام شد. برای ارزیابی کفایت مدل، از تحلیل واریانس (ANOVA) استفاده گردید و معنی‌داری مدل و ضرایب آن بر اساس مقدار p-value (سطح معنی داری) بررسی شد. همچنین، شاخص‌های آماری شامل ضریب تعیین ($R^2$)، ضریب تعیین تعدیل‌شده ($R^2_{adj}$) و ضریب تعیین پیش‌بینی‌شده ($R^2_{pred}$) برای ارزیابی دقت و قدرت پیش‌بینی مدل محاسبه شدند. علاوه بر این، آزمون عدم برازش (Lack of fit) به‌منظور بررسی مناسب بودن

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

مدل درجه دوم برای توصیف داده‌های آزمایشی انجام شد. در ادامه، با استفاده از نمودارهای سطح پاسخ، اثرات متقابل متغیرها بر راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن تحلیل شد و شرایط بهینه عملیاتی برای دستیابی به بیشترین راندمان حذف تعیین گردید. در نهایت، به‌منظور اعتبارسنجی مدل، آزمایش‌هایی در شرایط بهینه پیش‌بینی‌شده انجام شد و نتایج تجربی با مقادیر پیش‌بینی‌شده مدل مقایسه گردید.

## ارزیابی اثر غلظت اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن بر کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون

به‌منظور بررسی اثر غلظت اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، آزمایش‌ها در شرایط بهینه حاصل از روش سطح پاسخ انجام شدند. در این مرحله، تمامی پارامترهای عملیاتی در مقادیر بهینه ثابت نگه داشته شدند و تنها غلظت اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در مقادیر ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تغییر داده شد. نمونه برداری در فواصل زمانی مشخص انجام گردید و غلظت باقی‌مانده میکروپلاستیک پلی‌اتیلن اندازه گیری شدند.

## ارزیابی نقش امواج فراصوت و تابش UV-C بر بهبود کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون

به‌منظور ارزیابی تأثیر فرایندهای اکسیداسیون و فیزیکی بر کارایی حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن از محلول‌های آبی، اثر تابش UV-C و امواج فراصوت به‌صورت مجزا و در ترکیب با فرایند الکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار گرفت. در نهایت اثر هم‌افزایی فرایند بر اساس رابطه (۳) تعیین شد[۱۸].

(۳)

$$\text{Synergy effect} = \frac{R_{Hybrid}}{\sum single\ process}$$

$R_{Hybrid}$ کارایی حذف در فرایند ترکیبی، $\sum single\ process$ مجموع کارایی حذف در فرایند الکتروکواگولاسیون و فرایندهای کمکی.

## تعیین سرعت واکنش

برای بررسی وابستگی زمانی فرایند حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، داده‌های تجربی بر اساس مدل‌های سینتیکی مرتبه صفر، مرتبه اول و مرتبه دوم مورد ارزیابی قرار گرفتند. شکل خطی این مدل‌ها در روابط (۴ تا ۶) نشان داده شده است[۱۹].

(۴)

$$C_t = C_0 - k_0$$

(۵)

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = -k_1 t$$

(۶)

$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 t$$

$C_0$ و $C_t$ به ترتیب غلظت اولیه و در زمان $t$ میکروپلاستیک پلی‌اتیلن (میلی گرم در لیتر)، $k_0$ ثابت سرعت واکنش درجه صفر (میلی گرم در لیتر–دقیقه)، $k_1$ ثابت سرعت واکنش درجه اول (عکس دقیقه)، $k_2$ ثابت سرعت واکنش درجه دوم (لیتر بر میلی گرم– دقیقه) و $t$ زمان واکنش (دقیقه) است.

ارزیابی عملکرد مدل‌ها بر اساس ضریب تعیین انجام گرفت و مدلی که بیشترین همبستگی را با داده‌های آزمایشگاهی داشت، به‌عنوان مدل بهینه برای توصیف رفتار حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن معرفی شد.

## تعیین میزان حذف COD و TOC

به‌منظور ارزیابی میزان حذف مواد آلی محلول، از دو شاخص اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) و کربن آلی کل (TOC) استفاده شد. برای این منظور، مقدار COD اولیه و TOC اولیه محلول سنتتیک میکروپلاستیک پلی‌اتیلن پیش و پس از انجام فرایندها در شرایط بهینه، مطابق روش‌های استاندارد آزمایشگاهی اندازه گیری شد[۲۰]. به‌منظور ارزیابی اثر

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

احتمالی Tween 80 بر مقادیر COD و TOC ، نمونه شاهد حاوی سورفکتانت بدون حضور میکروپلاستیک پلی‌اتیلن نیز تحت شرایط مشابه آزمایش‌ها قرار گرفت و مقادیر COD و TOC آن اندازه‌گیری شد. مقادیر به‌دست‌آمده برای تصحیح نتایج نهایی COD و TOC مورد استفاده قرار گرفت تا اثر زمینه سورفکتانت حذف گردد. درصد حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، COD و TOC با استفاده از رابطه (۷) محاسبه شد[۲۱].

(۷)

$$\text{Removal efficiency (\%)} = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100$$

$C_0$ مقدار اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، COD و TOC، $C_t$ مقدار نهایی میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، COD و TOC پس از زمان واکنش.

## بررسی مصرف انرژی و مصرف الکترود

به‌منظور ارزیابی فنی و اقتصادی فرایندها، مصرف انرژی الکتریکی و مصرف الکترود در شرایط عملیاتی مختلف محاسبه گردید. انرژی مصرفی برحسب کیلووات‌ساعت بر مترمکعب پساب تصفیه‌شده، از رابطه (۸) به‌دست آمد[۲۲].

(۸)

$$E = \frac{U \times I \times t}{V}$$

E مصرف انرژی الکتریکی ($kWh/m^3$)، U ولتاژ اعمالی (V)، I شدت جریان (A)، t زمان واکنش (h)، V حجم محلول تصفیه‌شده ($m^3$).

میزان مصرف الکترود بر اساس قانون فارادی محاسبه شد. این پارامتر بر حسب گرم الکترود مصرف‌شده به ازای هر مترمکعب محلول تصفیه‌شده (گرم بر مترمکعب) از رابطه (۹) به‌دست آمد .

(۹)

$$C_{\text{electrode}} = \frac{I \times t \times M}{z \times F \times V}$$

$C_{electrode}$ مصرف الکترود ($g/m^3$)، I شدت جریان (A)، t زمان واکنش (min)، M جرم مولی فلز الکترود (g/mol)، z تعداد الکترون‌های مبادله‌شده در واکنش اکسیداسیون، F ثابت فارادی، V حجم محلول ($m^3$). با توجه به استفاده از الکترود آهن به‌عنوان آند در این مطالعه، مقدار $M$ برابر با ۵۵/۸۵ گرم بر مول در نظر گرفته شد. همچنین، مقدار $z$ با توجه به واکنش اکسیداسیون آهن تعیین گردید.

## اندازه‌گیری غلظت میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، COD و TOC

غلظت باقی‌مانده میکروپلاستیک پلی‌اتیلن پس از پایان فرایند از طریق فیلتراسیون و شمارش مستقیم تعیین شد. حجم مشخصی از فاز زلال راکتور (۱۰۰ میلی‌لیتر) از طریق استر سلولزی با اندازه منافذ ۰/۴۵ میکرومتر فیلتر گردید. فیلترهای حاوی ذرات پس از خشک‌شدن در دمای اتاق، با استفاده از استریومیکروسکوپ مورد بررسی قرار گرفتند. شمارش ذرات در چندین میدان دید تصادفی انجام و میانگین آن‌ها محاسبه شد. برای کنترل آلودگی زمینه‌ای، در هر سری آزمایش حداقل یک نمونه شاهد فرآیندی (بدون میکروپلاستیک) نیز فیلتر و شمارش گردید و میانگین تعداد ذرات مشاهده‌شده در شاهد از تعداد ذرات نمونه کم شد. غلظت عددی مطابق رابطه (۱۰) محاسبه گردید[۲۳]. با توجه به اینکه ذرات مورد استفاده از نوع پلی‌اتیلن خالص با شکل نامنظم و محدوده اندازه مشخص بودند، شناسایی آن‌ها عمدتاً بر اساس شکل، اندازه و ویژگی‌های ظاهری انجام شد. در موارد مشکوک، از مقایسه با ذرات استاندارد اولیه استفاده گردید.

(۱۰)

$$C_n = \frac{N_{sample} - N_{blank}}{V}$$

در این رابطه، $C_n$: غلظت عددی میکروپلاستیک‌ها (ذره در لیتر)، $N_{sample}$: تعداد ذرات میکروپلاستیک شناسایی‌شده در نمونه، $N_{blank}$: میانگین تعداد ذرات مشاهده‌شده در نمونه شاهد و V: حجم نمونه فیلترشده (لیتر).

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

سپس غلظت عددی با در نظر گرفتن چگالی پلی‌اتیلن و حجم تقریبی ذرات به غلظت جرمی تبدیل شد (روابط ۱۱ و ۱۲)[۲۳].

(۱۱)

$$M_{PE-MPs} = \sum_{i=1}^{n}(V - \rho_i)$$

(۱۲)

$$C_m = \frac{M_{PE-MPs}}{V_s} \times 10^3$$

در این روابط، Cm: غلظت جرمی میکروپلاستیک‌ها (میلی گرم در لیتر)، $M_{PE-MPs}$: جرم کل ذرات میکروپلاستیک در نمونه (گرم)، $\rho_i$: چگالی پلیمر ذره (گرم بر سانتی‌متر مکعب)، V: حجم ذره (سانتی‌مترمکعب)، $V_s$: حجم نمونه فیلتر شده.

اندازه‌گیری TOC با استفاده از دستگاه آنالایزر کربن آلی و بر اساس روش اکسیداسیون حرارتی-کاتالیستی انجام گرفت. تعیین COD مطابق روش استاندارد Closed Reflux Colorimetric Method انجام گرفت[۲۰].

## یافته‌ها

### آمارهای توصیفی، برازش مدل، تحلیل واریانس و معادله رگرسیونی

اثر پنج متغیر pH (A)، شدت جریان (B)، تعداد الکترودها (C)، فاصله بین الکترودها (D) و زمان واکنش (E) در ۵۰ آزمایش بررسی شد. راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن حداقل و حداکثر به‌ترتیب ۴۴/۹ و ۹۹/۵ درصد با میانگین ۷۴/۵۶ درصد بود. گستره زیاد تغییرات پاسخ، با نسبت حداکثر به حداقل برابر با ۲/۲۲، بیانگر اثرگذاری قابل‌ملاحظه متغیرها بر عملکرد فرایند الکتروکواگولاسیون بود.

**جدول ۲. خلاصه نتایج برازش مدل‌های مختلف برای پیش‌بینی راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن**

| نوع مدل | مقدار p متوالی | مقدار p عدم برازش | ضریب تعیین تعدیل‌شده | ضریب تعیین پیش‌بینی‌شده | |
|---|---|---|---|---|---|
| خطی | < ۰/۰۰۰۱ | < ۰/۰۰۰۱ | ۰/۵۳ | ۰/۴۸ | |
| اثرات متقابل دوعاملی | < ۰/۰۰۰۱ | < ۰/۰۰۰۱ | ۰/۳۹ | ۰/۴۱ | |
| درجه دوم | < ۰/۰۰۰۱ | ۰/۰۰۰۲ | ۰/۹۹ | ۰/۹۸ | **پیشنهادی** |
| مکعبی | ۰/۰۲ | ۰/۰۰۱۲ | ۰/۹۹ | ۰/۹۷ | **هم‌پوشان** |

به‌منظور بررسی اعتبار آماری مدل درجه دوم و تعیین میزان تأثیرگذاری متغیرهای فرایند بر راندمان حذف میکروپلاستیک، آزمون تحلیل واریانس انجام شد. مطابق داده‌های به‌دست‌آمده (جدول ۳)، مقدار F مدل برابر با ۳۰۰/۳۸ بوده و نشان می‌دهد که مدل رگرسیونی از نظر آماری کاملاً معنی‌دار است. این یافته با مقدار بسیار پایین p-valueمدل (کمتر از ۰/۰۰۰۱) نیز تأیید می‌شود. از سوی دیگر، آزمون عدم برازش نیز عملکرد مطلوب مدل را تأیید می‌کند. مقدار p-value مربوط به عدم برازش برابر با ۰/۱۷۹ به‌دست آمد که از سطح معنی‌داری ۰/۰۵ بیشتر است.

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

**جدول ۳. نتایج تحلیل واریانس (ANOVA) مدل درجه دوم برای راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن**

| منبع تغییرات | مجموع مربعات | درجه آزادی | میانگین مربعات | مقدار F | مقدار p | وضعیت |
|---|---|---|---|---|---|---|
| مدل | ۷۷۱۰/۹۹ | ۲۰ | ۳۸۵/۵۵ | ۳۰۰/۳۸ | < ۰/۰۰۰۱ | معنی‌دار |
| pH -A | ۲۸۱/۴۳ | ۱ | ۲۸۱/۴۳ | ۲۱۹/۲۶ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| B-شدت جریان مستقیم | ۱۰۲۳/۱۳ | ۱ | ۱۰۲۳/۱۳ | ۷۹۷/۱ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| C-تعداد الکترودها | ۴۲۵/۲۶ | ۱ | ۴۲۵/۲۶ | ۳۵۲/۳۵ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| D-فاصله الکترودها | ۸۴۳/۶۴ | ۱ | ۸۴۳/۶۴ | ۶۵۷/۶۵ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| E-زمان واکنش | ۱۸۷/۰۱ | ۱ | ۱۸۷/۰۱ | ۴۰۱/۴۶ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| AB | ۱۱/۷۶ | ۱ | ۱۱/۷۶ | ۱۱/۶۲ | ۰/۰۲۲ | |
| AC | ۵/۶۱ | ۱ | ۵/۶۱ | ۵/۵۴ | ۰/۰۲۶ | |
| AD | ۱/۵۳ | ۱ | ۱/۵۳ | ۱/۵۱ | ۰/۲۷ | |
| AE | ۷/۶۱ | ۱ | ۷/۶۱ | ۷/۵۱ | ۰/۰۴ | |
| BC | ۵/۹۵ | ۱ | ۵/۹۵ | ۵/۸۸ | ۰/۰۲۳ | |
| BD | ۶/۳ | ۱ | ۶/۳ | ۶/۲۲ | ۰/۰۱۸ | |
| BE | ۲۳/۸ | ۱ | ۲۳/۸ | ۲۳/۵۱ | ۰/۰۳۲ | |
| CD | ۲۸/۵ | ۱ | ۲۸/۵ | ۲۸/۱۵ | ۰/۰۱ | |
| CE | ۳/۳۸ | ۱ | ۳/۳۸ | ۳/۳۴ | ۰/۰۷ | |
| DE | ۴/۲۱ | ۱ | ۴/۲۱ | ۴/۱۵ | ۰/۰۵ | |
| $A^2$ | ۷۶۰/۱ | ۱ | ۷۶۰/۱ | ۷۵۰/۸ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| $B^2$ | ۱۱۶/۸۹ | ۱ | ۱۱۶/۸۹ | ۱۱۵/۴۶ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| $C^2$ | ۱۳۵/۹۶ | ۱ | ۱۳۵/۹۶ | ۱۳۴/۳ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| $D^2$ | ۳۵/۲ | ۱ | ۳۵/۲ | ۳۴/۷۷ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| $E^2$ | ۶۸/۳۳ | ۱ | ۶۸/۳۳ | ۶۷/۴۹ | < ۰/۰۰۰۱ | |
| باقیمانده | ۳۷/۲۲ | ۲۹ | ۱/۲۸ | | | |
| عدم برازش | ۳۶/۶۳ | ۲۲ | ۱/۶۷ | ۱/۸ | ۰/۱۷۹ | غیرمعنی‌دار |
| خطای خالص | ۰/۸۵۵ | ۷ | ۱/۰۸ | | | |
| مجموع کل تصحیح‌شده | ۷۷۴۸/۲۲ | ۴۹ | | | | |

به‌منظور ارزیابی دقت و کفایت مدل، شاخص‌های آماری مختلف شامل ضریب تعیین، ضریب تعیین تعدیل‌شده، ضریب تعیین پیش‌بینی‌شده، انحراف معیار، میانگین پاسخ، ضریب تغییرات و نسبت سیگنال به نویز مورد بررسی قرار گرفتند. مقدار ضریب تعیین برابر با ۰/۹۹ به‌دست آمد که نشان می‌دهد حدود ۹۹/۲۸ درصد از تغییرات رلندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن توسط مدل قابل توضیح است. همچنین مقدار ضریب تعیین تعدیل‌شده برابر با



[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

۰/۹۹ و مقدار ضریب تعیین پیش‌بینی‌شده برابر با ۰/۹۸ بود. همچنین ضریب تغییرات برابر با ۱/۱۳ درصد به‌دست آمد که مقدار پایینی است و نشان‌دهنده پراکندگی اندک داده‌ها در چارچوب طراحی آزمایش و دقت مناسب اندازه‌گیری‌ها می‌باشد. علاوه بر این، مقدار نسبت سیگنال به نویز برابر با ۷۵/۶ گزارش شد که به‌مراتب بزرگ‌تر از مقدار مرجع ۴ است.

بر اساس ضرایب حاصل از تحلیل رگرسیونی، معادله نهایی مدل درجه دوم در قالب عوامل کدگذاری‌شده برای پیش‌بینی راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن به‌صورت رابطه (۱۳) به‌دست آمد.

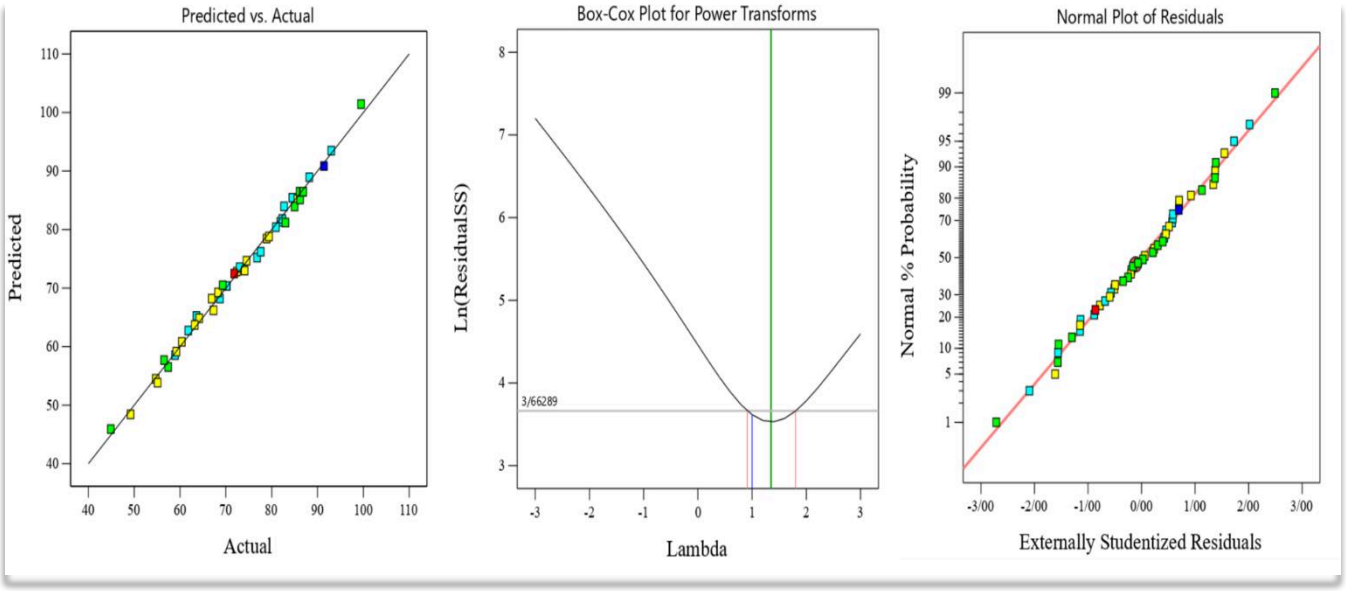
(۱۳)

$$\begin{aligned}\text{MPs Removal (\%)} = {} & 86.47 + (2.65 \times A) + (5.06 \times B) + (3.36 \times C) - (4.59 \times D) + (6.86 \times E) \\ & + (0.2 \times AB) + (0.2 \times AC) + (0.4 \times \text{AD}) - (0.3 \times AE) \\ & + (0.07 \times BC) + (0.25 \times BD) - (0.35 \times BE) - (0.32 \times CD) + (0.03 \times CE) \\ & + (0.05 \times DE) - (8.81 \times A^2) - (1.21 \times B^2) \\ & - (2.31 \times C^2) - (1.2 \times D^2) - (3.76 \times E^2)\end{aligned}$$

با توجه به علامت ضرایب موجود در مدل، مشخص شد که متغیرهای خطی A، B، C و E دارای اثر مستقیم بر راندمان حذف هستند. در مقابل، منفی بودن ضریب متغیر D نشان‌دهنده رابطه معکوس فاصله بین الکترودها با عملکرد فرایند است. افزون بر این، منفی بودن ضرایب مربوط به عبارات درجه دوم حاکی از وجود انحنا در سطح پاسخ و شکل‌گیری یک محدوده بهینه برای متغیرهای فرایندی است.

## بررسی کفایت مدل

برای بررسی اعتبار و کفایت مدل توسعه‌یافته، مجموعه‌ای از نمودارهای تشخیصی شامل نمودار احتمال نرمال باقیمانده‌ها، نمودار Box-Cox و نمودار مقایسه مقادیر پیش‌بینی‌شده با مقادیر تجربی مورد ارزیابی قرار گرفت (شکل ۲).



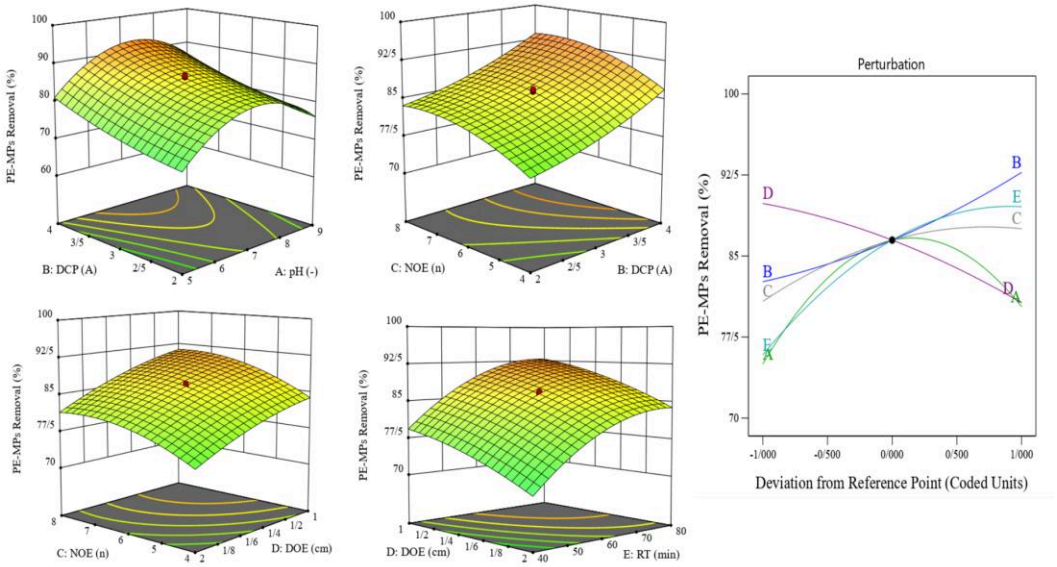

**شکل ۲. نمودارهای تشخیصی مدل درجه دوم راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در فرایند الکتروکواگولاسیون**

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

## اثر متغیرها بر حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن

به‌منظور بررسی اثرات متقابل متغیرهای فرایند الکتروکواگولاسیون بر حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، نمودارهای سطح پاسخ سه‌بعدی و نمودار اغتشاش در شکل ۳ ارائه شده‌اند. همان‌طور که مشاهده می‌شود، سطوح پاسخ در تمامی ترکیبات بررسی‌شده دارای درجاتی از انحنا هستند که بیانگر ماهیت غیرخطی رابطه بین متغیرهای مستقل و راندمان حذف است. در نمودار مربوط به pH و شدت جریان الکتریکی، افزایش B موجب بهبود راندمان حذف شده و هم‌زمان، تغییرات pH نیز رفتار غیرخطی پاسخ را به همراه دارد؛ به‌گونه‌ای که یک محدوده مطلوب برای دستیابی به بیشترین راندمان قابل تشخیص است. همچنین، الگوی کانتورها نشان‌دهنده وجود برهم‌کنش میان این دو متغیر است. بررسی سطح پاسخ مربوط به شدت جریان الکتریکی و تعداد الکترودها نیز نشان می‌دهد که افزایش این عوامل در محدوده آزمایش‌شده عمدتاً با افزایش راندمان حذف همراه بوده است. با این حال، خمیدگی سطح در مقادیر بالاتر بیانگر آن است که افزایش بیشتر عوامل مذکور الزاماً به افزایش متناسب راندمان منجر نمی‌شود. در ترکیب تعداد الکترودها و فاصله بین الکترودها نیز افزایش تعداد الکترودها اثر مثبتی بر پاسخ داشته، در حالی که افزایش فاصله الکترودها با افت عملکرد فرایند همراه بوده است. همین روند در نمودار مربوط به فاصله بین الکترودها و زمان واکنش نیز مشاهده می‌شود؛ به‌طوری‌که کاهش فاصله الکترودها و افزایش زمان واکنش تا رسیدن به محدوده مطلوب، شرایط مناسب‌تری برای حذف میکروپلاستیک فراهم می‌کنند.

نمودار اغتشاش نیز تفاوت حساسیت پاسخ نسبت به متغیرهای مورد مطالعه را به‌خوبی نشان می‌دهد. در این نمودار، شدت جریان الکتریکی دارای بیشترین شیب مثبت بوده و بنابراین تغییرات آن تأثیر قابل توجهی بر افزایش راندمان حذف دارد. در مقابل، فاصله بین الکترودها دارای شیب منفی است که نشان‌دهنده رابطه معکوس فاصله الکترودها با راندمان حذف است. متغیرهای pH، تعداد الکترودها و زمان واکنش نیز دارای اثرات مثبت هستند، هرچند شدت تغییرات پاسخ نسبت به آن‌ها متفاوت است. انحنای مشاهده‌شده در برخی منحنی‌ها، نیز وجود اثرات درجه دوم را تأیید می‌کند.




**شکل ۳. نمودارهای سه‌بعدی سطح پاسخ و نمودار اغتشاش اثرات متقابل متغیرهای عملیاتی بر راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن**

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

## تعیین شرایط بهینه و اعتبارسنجی مدل

به‌منظور دستیابی به حداکثر راندمان حذف میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن، از روش بهینه‌سازی عددی مبتنی بر تابع مطلوبیت استفاده شد. بهینه‌سازی عددی با استفاده از تابع مطلوبیت در نرم‌افزار Design-Expert انجام شد. هدف اصلی بهینه‌سازی، بیشینه‌سازی راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن بود و سایر پاسخ‌ها (مانند مصرف انرژی) به‌عنوان محدودیت در نظر گرفته نشدند. بر اساس نتایج مدل، حداکثر راندمان پیش‌بینی‌شده معادل ۹۸/۵ درصد تحت شرایط pH اولیه ۶/۹، شدت جریان ۳ آمپر، فاصله الکترودها یک سانتی‌متر، تعداد الکترودها ۶ عدد و زمان واکنش ۷۵ دقیقه حاصل شد. اگرچه محدوده طراحی زمان تا ۱۰۰ دقیقه امتداد داشت، افزایش زمان واکنش فراتر از ۷۵ دقیقه بهبود قابل‌توجهی در راندمان حذف ایجاد نکرد و عمدتاً منجر به افزایش مصرف انرژی و هزینه بهره‌برداری می‌شد. بنابراین نقطه بهینه در زمان ۷۵ دقیقه به‌عنوان تعادل مناسب بین دستیابی به راندمان بالا (۹۶/۸ درصد تجربی) و حداقل‌سازی زمان و انرژی مصرفی انتخاب گردید.

اعتبارسنجی مدل یکی از گام‌های ضروری برای تضمین صحت و قابلیت اطمینان پیش‌بینی‌های مدل‌های سطح پاسخ محسوب می‌شود. در این راستا، یک آزمایش مستقل تأییدی در شرایط بهینه پیش‌بینی‌شده توسط انجام شد. راندمان تجربی حاصل از این آزمایش معادل ۹۶/۸ درصد به‌دست آمد، در حالی که مدل راندمان ۹۸/۵ درصد را پیش‌بینی کرده بود. میزان خطای نسبی بین مقدار تجربی و پیش‌بینی‌شده با استفاده از رابطه (۱۴) برابر با ۱/۶۲ درصد محاسبه شد [۲۴]. تطابق نزدیک راندمان تجربی با مقدار پیش‌بینی‌شده، همراه با شاخص‌های مطلوب برازش مدل ($R^2$= ۰/۹۹، $R^2adj$= ۰/۹۹، $R^2pred$=۰/۹۸)، حاکی از دقت و قابلیت اطمینان بالای مدل ارائه‌شده در پیش‌بینی رفتار فرایند الکتروکواگولاسیون برای حذف میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن است.

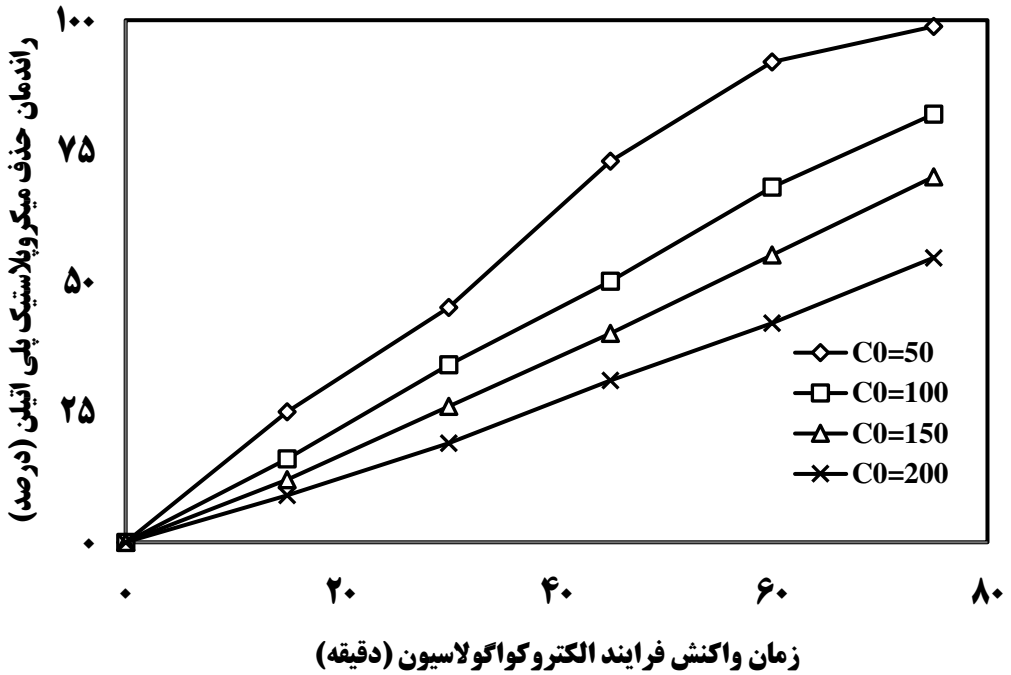
(۱۴)

$$\text{Error (\%)} = \left| \frac{\text{Experimental} - \text{Predicted}}{\text{Predicted}} \right| \times 100$$

## تعیین اثر غلظت اولیه میکروپلاستیک

یکی از شاخص‌های کلیدی در ارزیابی عملکرد سامانه‌های تصفیه الکتروشیمیایی، توانایی آن در مقابله با بارگذاری‌های مختلف آلاینده است. بدین منظور، اثر غلظت اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در چهار سطح ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، تحت شرایط عملیاتی بهینه و در طول زمان واکنش مورد بررسی قرار گرفت. نتایج ارائه‌شده در شکل ۴ نشان می‌دهد که افزایش غلظت اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن با راندمان حذف رابطه معکوس دارد؛ به‌گونه‌ای که در شرایط بهینه، راندمان حذف در غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر حدود ۹۷ درصد بود، در حالی که با افزایش غلظت به ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، این مقدار به حدود ۵۴/۵ درصد کاهش یافت.

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

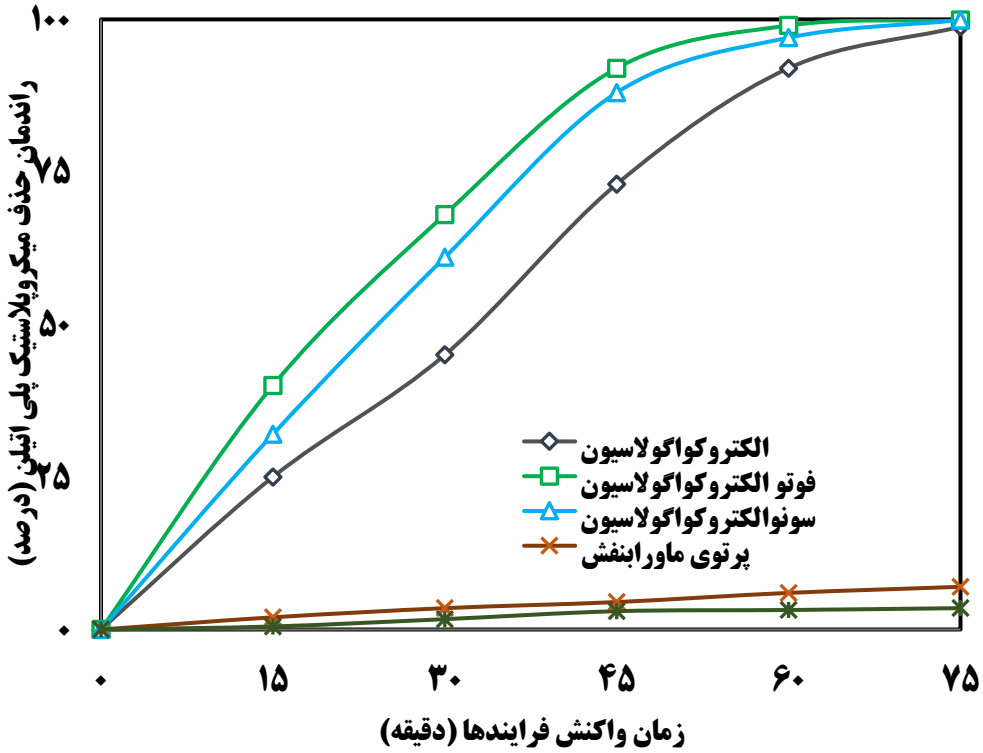



**شکل ۴. اثر غلظت اولیه میکروپلاستیک پلی‌اتیلن بر راندمان فرایند الکترووواگولاسیون در شرایط بهینه (pH=۶/۹، جریان الکتریکی= ۳ آمپر، فاصله بین الکترودها=۱ سانتی‌متر، تعداد الکترودها=۶ عدد و زمان واکنش= ۷۵ دقیقه)**

## تعیین اثر پرتو فرابنفش، امواج فراصوت و تحلیل هم‌افزایی

نتایج مربوط به نقش تابش فرابنفش در ناحیه فرابنفش C و اثر امواج اولتراسونیک در شرایط بهینه در شکل ۵ ارایه شده است. کارایی فرایندهای مختلف در حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در طول زمان فرآیند دارای روند صعودی بوده و ترتیب کارایی آن‌ها به صورت فرایندهای فوتوالکتروکواگولاسیون،سونوالکتروکواگولاسیون،الکتروکوا گولاسیون، پرتوی فرابنفش و امواج فراصوت است. فرایند فوتوالکتروکواگولاسیون در تمامی دقایق واکنش، بالاترین سرعت و میزان حذف را داراست. فرایند الکتروکواگولاسیون به عنوان هسته اصلی فرآیند، کارایی متوسط رو به بالایی دارد اما شیب اولیه صعود آن و سرعت رسیدن به حذف کامل در مقایسه با روش‌های ترکیبی کمتر است. پرتوی ماوراءبنفش و امواج فراصوت راندمان بسیار ناچیزی (کمتر از ۱۰ درصد پس از ۷۵ دقیقه) در حذف میکروپلاستیک‌ها دارند که نشان‌دهنده ناکارآمدی این روش‌ها به صورت مجزا است. در فاز اولیه واکنش (۰ تا ۳۰ دقیقه)، اختلاف کارایی فرایندها بسیار مشهود است که نشان می دهد فرآیندهای کمکی سینتیک واکنش را در مراحل اولیه به شدت شتاب می‌دهند. در فاز نهایی واکنش (۶۰ تا ۷۵ دقیقه)، با نزدیک شدن به دقیقه ۷۵، هر سه فرایند حاوی الکتروکواگولاسیون به راندمان بهینه دست می‌یابند. با این حال، فرایند فوتوالکتروکواگولاسیون در دقیقه ۶۰ عملاً به حذف نهایی رسیده است، در حالی که EC معمولی برای رسیدن به این بازدهی به ۷۵ دقیقه زمان نیاز دارد.

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]




**شکل ۵. مقایسه حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در سیستم‌های متفاوت در شرایط بهینه (pH=۶/۹، جریان الکتریکی= ۳ آمپر، فاصله بین الکترودها=۱ سانتی‌متر، تعداد الکترودها=۶ عدد، غلظت میکروپلاستیک پلی‌اتیلن =۵۰ میلی گرم در لیتر و زمان واکنش= ۷۵ دقیقه)**

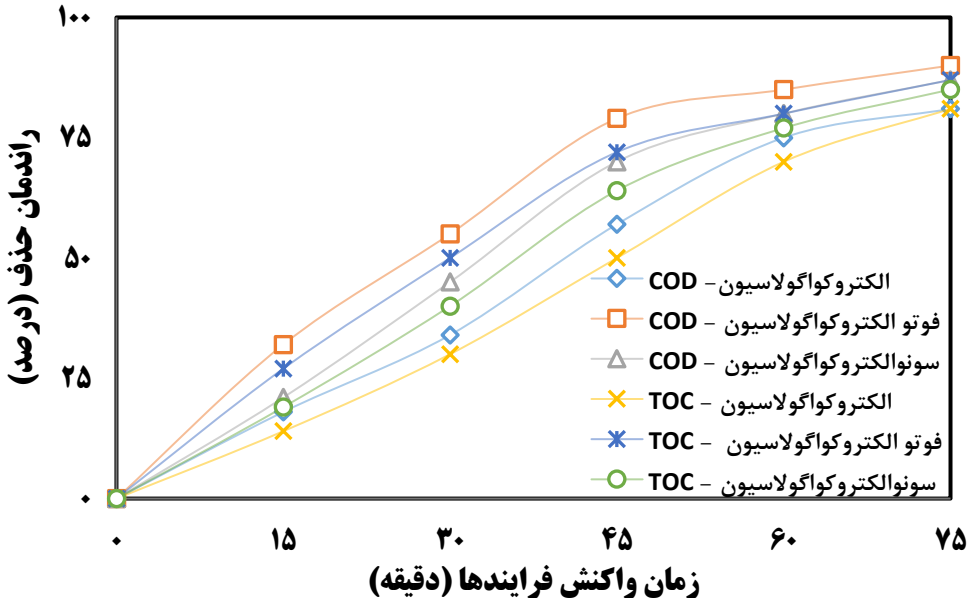
شاخص هم‌افزایی بر اساس رابطه (۳) در بازه زمانی ۱۵ تا ۷۵ دقیقه محاسبه گردید. ضریب هم‌افزایی فرایند فوتوالکتروکواگولاسیون در این بازه زمانی در محدوده‌ی ۱/۴۸ تا ۰/۹۴ و در فرایند سونوالکتروکواگولاسیون ضریب هم‌افزایی در این بازه زمانی ۱/۲۵ تا ۰/۹۷ حاصل گردید. روند تغییرات ضریب هم‌افزایی از مقادیر بیش از یک به کمتر از یک در طول زمان در هر دو سیستم، بیانگر گذار فرایند از فاز هم‌افزایی سینتیکی اولیه به فاز اشباع و بازدارندگی جانبی است. این رفتار دینامیکی اثبات می‌کند که مزیت اقتصادی و انرژی فرایندهای هیبریدی عمدتاً در زمان‌های ماند هیدرولیکی کوتاه (زمان کمتر از ۳۰ دقیقه) نهفته است. ادامه فرایند بیش از زمان بهینه، نه‌تنها هم‌افزایی فرآیندی را از بین برده و مصرف ویژه انرژی را بالا می‌برد، بلکه راندمان را وارد فاز تداخل منفی می‌کند.

## بررسی کارایی حذف COD و TOC

نتایج مربوط به توانایی فرآیندهای فوتوالکتروکواگولاسیون، سونوالکتروکواگولاسیون و الکتروکواگولاسیون در کاهش شاخص‌های COD و TOC در شرایط بهینه در شکل ۶ ارائه شده است. غلظت اولیه COD و TOC حاصل از غلظت ۵۰ میلی گرم در لیتر میکروپلاستیک پلی‌اتیلن به ترتیب ۱۶۵ و ۴۰ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شد. نتایج نشان می‌دهد که کارایی سه فرآیند الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون در حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن و کاهش شاخص‌های COD و TOC متفاوت است. در پایان زمان واکنش ۷۵ دقیقه، فرآیندهای ترکیبی تقریباً به حذف کامل میکروپلاستیک دست یافتند، در حالی که الکتروکواگولاسیون به ۹۷ درصد رسید. در همین زمان، درصد کاهش COD در فوتوالکتروکواگولاسیون ۹۰

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

درصد، در سونوالکتروکواگولاسیون ۸۷ درصد و در الکتروکواگولاسیون ۸۱ درصد ثبت شد و درصد کاهش TOC نیز به‌ترتیب ۸۷، ۸۵ و ۷۲ درصد بود. نتایج شاهد حاوی Tween 80 نشان داد که سهم این سورفکتانت در مقادیر اولیه COD و TOC ناچیز بوده و پس از تصحیح، تأثیر معناداری بر تفسیر راندمان حذف مواد آلی نداشته است.




**شکل ۶. نتایج حذف COD و TOC میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در شرایط بهینه (pH=۶/۹، جریان الکتریکی= ۳ آمپر، فاصله بین الکترودها=۱ سانتی‌متر، تعداد الکترودها=۶ عدد، غلظت میکروپلاستیک پلی‌اتیلن =۵۰ میلی گرم در لیتر و زمان واکنش= ۷۵ دقیقه)**

## بررسی سینتیک واکنش

به‌منظور بررسی دقیق رفتار زمانی حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن و شاخص‌های COD و TOC، داده‌های تجربی غلظت باقی‌مانده در برابر زمان با سه مدل سینتیکی درجه صفر، درجه اول و درجه دوم مورد برازش قرار گرفت. برخلاف روش رایج خطی‌سازی معادلات، در این مطالعه از برازش غیرخطی مستقیم استفاده شد تا از تحریف ساختار خطا جلوگیری شود. انتخاب مدل برتر بر اساس ترکیبی از شاخص‌های آماری شامل ضریب تعیین، مجموع مربعات خطا (SSE)، ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) و معیار اطلاعات آکائیکه (AIC) انجام گرفت. مدل دارای بالاترین ضریب تعیین، کمترین RMSE و کمترین AIC به‌عنوان مدل بهینه انتخاب شد. غلظت اولیه میکروپلاستیک برابر ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، CODبرابر ۱۶۵ میلی‌گرم بر لیتر و TOC برابر ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد. نتایج برازش برای حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در جدول ۴ ارائه شده است.

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

جدول ۴. پارامترهای برازش غیرخطی مدل‌های سینتیکی حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، COD و TOC

| پارامتر | فرایند | مدل سینتیکی | واحد | $k$ | $R^2$ | SSE | RMSE | AIC | مدل برتر |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| میکروپلاستیک پلی‌اتیلن | الکتروکواگولاسیون | درجه صفر | $mg\ L^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۷۲۵ | ۰/۹۷۴ | ۴۹/۲۲ | ۲/۸۶ | ۱۴/۶ | درجه صفر |
| | | درجه اول | $min^{-1}$ | ۰/۰۲۷ | ۰/۹۳ | ۱۱۵/۸ | ۴/۳۹ | ۱۹/۸ | |
| | | درجه دوم | $L\ mg^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۰۰۰۹ | ۰/۸۳۸ | ۳۰۹/۹ | ۷/۱۹ | ۲۵/۷ | |
| | فوتوالکتروکواگولاسیون | درجه صفر | $mg\ L^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۸۱۷ | ۰/۸۱ | ۳۶۳/۸ | ۷/۷۹ | ۶/۲۶ | درجه اول |
| | | درجه اول | $min^{-1}$ | ۰/۰۴ | ۰/۹۷ | ۴۳/۹۶ | ۲/۷۱ | ۱۴ | |
| | | درجه دوم | $L\ mg^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۰۰۱۸ | ۰/۸۹ | ۲۱۱/۶ | ۵/۹۴ | ۲۳/۴ | |
| | سونوالکتروکواگولاسیون | درجه صفر | $mg\ L^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۷۹۱ | ۰/۸۹ | ۲۲۲/۵ | ۶/۰۹ | ۲۳/۷ | درجه اول |
| | | درجه اول | $min^{-1}$ | ۰/۰۳ | ۰/۹۶۳ | ۷۳/۹۱ | ۳/۵۱ | ۱۷/۱ | |
| | | درجه دوم | $L\ mg^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۰۰۱۴ | ۰/۸۶۷ | ۲۶۸/۹ | ۶/۷ | ۲۴/۸ | |
| COD | الکتروکواگولاسیون | درجه صفر | $mg\ L^{-1}\ min^{-1}$ | ۱/۹۲۴ | ۰/۹۸ | ۲۴۱/۶ | ۶/۳۵ | ۲۴/۲ | درجه صفر |
| | فوتوالکتروکواگولاسیون | درجه اول | $min^{-1}$ | ۰/۰۲۹ | ۰/۹۹ | ۱۷۲/۱ | ۵/۳۵ | ۲۲/۱ | درجه اول |
| | سونوالکتروکواگولاسیون | درجه اول | $min^{-1}$ | ۰/۰۲۳ | ۰/۹۷ | ۴۵۱/۸ | ۸/۶۸ | ۲۷/۹ | درجه اول |
| TOC | الکتروکواگولاسیون | درجه صفر | $mg\ L^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۴۴۱ | ۰/۹۹ | ۵/۳۹ | ۰/۹۵ | ۱/۴ | درجه صفر |
| | فوتوالکتروکواگولاسیون | درجه اول | $min^{-1}$ | ۰/۰۲۵۵ | ۰/۹۹ | ۸/۷۶ | ۱/۲۱ | ۴/۳ | درجه اول |
| | سونوالکتروکواگولاسیون | درجه صفر | $mg\ L^{-1}\ min^{-1}$ | ۰/۴۹۶ | ۰/۹۷ | ۲۳/۳۶ | ۱/۹۷ | ۱۰/۲ | درجه صفر |

## ارزیابی مصرف انرژی و انحلال الکترود

به‌منظور ارزیابی فنی و اقتصادی فرایندها، مصرف انرژی الکتریکی ویژه در شرایط بهینه و در زمان ۴۵ دقیقه (زمانی که اختلاف راندمان حذف همچنان محسوس است) محاسبه گردید (جدول ۵). حجم راکتور، یک لیتر، تعداد الکترود بخش آند، ۳ عدد، سطح کل آند فعال، ۳۶ سانتی‌مترمربع، جریان اعمالی ۳ آمپر، ولتاژ اعمالی ۱۵ وات، توان سلول الکتروشیمیایی، ۴۵ وات و چگالی جریان آندی، ۸۳/۳ میلی آمپر بر سانتی‌مترمربع می باشد.

میزان مصرف الکترود بر اساس قانون فارادی (رابطه ۹) به‌عنوان انحلال نظری محاسبه شد. بر این اساس، انحلال نظری آهن در شرایط شدت جریان ۳ آمپر و زمان ۴۵ دقیقه برابر با ۲/۳۴ گرم بر لیتر به‌دست آمد. انحلال واقعی الکترود از طریق اندازه‌گیری اختلاف جرم آندهای آهنی قبل و بعد از هر آزمایش تعیین گردید. الکترودها پیش از آزمایش سنباده‌زنی، شست‌وشو با اسید رقیق و آب دیونیزه شده و پس از خشک‌شدن در دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد تا رسیدن به وزن ثابت، با ترازوی دقیق توزین شدند. پس از

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

پایان آزمایش، الکترودها مجدداً با همان روش پاک‌سازی و خشک شده و توزین گردیدند. مقادیر انحلال واقعی برای الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون به‌ترتیب ۲/۱، ۲/۲ و ۲/۳ گرم بر لیتر به‌دست آمد.

بر اساس رابطه ۸، انرژی ویژه کل نیز به‌ترتیب ۳۳/۷۵، ۳۸/۲۵ و ۱۹۸/۷۵ کیلووات ساعت بر مترمکعب محاسبه شد. با وجود مصرف انرژی بیشتر فوتوالکتروکواگولاسیون نسبت به الکتروکواگولاسیون، افزایش راندمان حذف از ۷۳ به ۹۲ درصد موجب شد انرژی ویژه به ازای حذف هر گرم میکروپلاستیک از ۰/۹۲۵ به ۰/۸۳۱ کیلووات ساعت بر گرم کاهش یابد.

**جدول ۵. مقایسه مصرف انرژی ویژه و انحلال نظری الکترود آهنی در فرایندهای الکتروکواگولاسیون، فوتو الکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون**

| شاخص | واحد | الکتروکواگولاسیون | فوتوالکتروکواگولاسیون | سونوالکتروکواگولاسیون |
|---|---|---|---|---|
| توان سلول الکتروشیمیایی | W | ۴۵ | ۴۵ | ۴۵ |
| توان لامپ UV و دستگاه التراسونیک | W | – | ۶ | ۲۲۰ |
| توان کل | W | ۴۵ | ۵۱ | ۲۶۵ |
| زمان واکنش | h | ۰/۷۵ | | |
| حجم محلول | $m^3$ | ۰/۰۰۱ | | |
| انرژی ویژه کل | $kWh/m^3$ | ۳۳/۷۵ | ۳۸/۲۵ | ۱۹۸/۷۵ |
| آلاینده انرژی ویژه به ازای حذف | kWh/g | ۰/۹۲۵ | ۰/۸۳۱ | ۴/۵۱۷ |

## بحث

انتخاب مدل درجه دوم برای توصیف راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، با توجه به معنی‌داری آماری مدل و غیرمعنی‌دار بودن آزمون عدم برازش، نشان‌دهنده کفایت مدل برای تبیین رابطه میان متغیرهای فرایند و پاسخ است. مقدار بالای ضریب تعیین و نزدیکی ضرایب تعیین تعدیل‌شده و پیش‌بینی‌شده، همخوانی مطلوب مدل با داده‌های تجربی و قابلیت مناسب آن در پیش‌بینی راندمان حذف را تأیید می‌کند. در میان متغیرهای خطی، فاصله الکترودها بیشترین اثر را بر پاسخ داشت؛ همچنین معنی‌داری ترم‌های درجه دوم بیانگر وجود روابط غیرخطی میان پارامترهای عملیاتی و راندمان حذف است. افزون بر این، نمودار احتمال نرمال باقیمانده‌ها و نمودار مقادیر پیش‌بینی‌شده در برابر مقادیر واقعی، شواهدی در حمایت از کفایت آماری مدل ارائه کردند. بنابراین نتایج نشان می‌دهند که مدل درجه دوم می‌تواند ابزار مناسبی برای تحلیل اثر متغیرهای فرایند و پیش‌بینی راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در محدوده طراحی آزمایش باشد.

pH محیط واکنش، با اثرگذاری بر پتانسیل زتا و ویژگی‌های بار سطحی ذرات آلاینده، برهم‌کنش‌های

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

الکترواستاتیکی و سازوکارهای ناپایدارسازی را کنترل می‌کند. pH نوع و توزیع گونه‌های هیدروکسیدی فلزی تشکیل‌شده را تعیین کرده و از طریق تأثیر بر تشکیل، رشد و پایداری فلوک‌ها، نقش تعیین‌کننده‌ای در راندمان حذف آلاینده‌ها دارد[۱۰]. یون‌های آهن آزادشده از آند در محیط آبی دچار واکنش‌های هیدرولیز می‌شوند و به مجموعه‌ای از گونه‌های هیدروکسیدی مونومری و پلیمری تبدیل می‌گردند. این گونه‌ها با ایجاد مکانیسم‌هایی نظیر خنثی‌سازی بار، جاروب‌سازی و جذب سطحی، در ناپایدارسازی و حذف آلاینده‌ها نقش مؤثری ایفا می‌کنند. در pHهای اسیدی (pH<۵)، کاتیون‌های هیدراته آزاد گونه غالب هستند که تمایل کمی به تشکیل فلوک‌های حجیم دارند. با حرکت به سمت محدوده خنثی، تشکیل کمپلکس‌های هیدروکسی کاتیونی و رسوبات هیدروکسیدی آهن بی‌شکل ($Fe(OH)_n$) به حداکثر می‌رسد. این رسوبات با ایجاد سطح ویژه بالا، مکانیسم‌های جذب سطحی و جاروب رسوبی را تقویت می‌کنند[۲۵]. در مقابل، در محیط‌های به شدت قلیایی (pH>۹)، تشکیل گونه‌های آنیونی منجر به دافعه الکترواستاتیک و کاهش پایداری فلوک‌ها می‌گردد[۱۰]. بر اساس نتایج، متغیر pH دارای یک اثر درجه دوم معنی‌دار بر راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن بود. مطابق با نمودارهای سطح پاسخ، بیشترین میزان حذف در محدوده pH نزدیک به pH خنثی مشاهده شد. با افزایش pH به محدوده بهینه، افزایش تشکیل رسوبات هیدروکسیدی، منجر به بیشترین کارایی حذف گردید. باراکات و همکاران، تصفیه پذیری فاضلاب واقعی را توسط فرایند الکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار داده‌اند. نتایج نشان می دهد که حذف موثرتر COD، رنگ، TSS و TDS در pH خنثی رخ می دهد[۲۶]. همچنین در مطالعه لو و همکاران، حذف یون سرب در pH برابر ۷/۶، بالاترین میزان بوده و ۹۸/۳۵ درصد حذف گزارش شده است[۲۷].

شدت جریان اعمالی با کنترل نرخ انحلال آندی و آزادسازی یون‌های فلزی منعقدکننده و نرخ تولید حباب‌های هیدروژن در کاتد، بر تشکیل فلوک‌ها، سینتیک برخورد و تجمع ذرات و کارایی جداسازی آلاینده‌ها اثر مستقیم دارد[۱۸]. بر پایه قانون دوم فارادی، جرم فلز حل‌شده از آند که پیش‌ساز تشکیل گونه‌ها و فلوک‌های هیدروکسیدی فلزی است، با بار الکتریکی عبوری از سیستم رابطه مستقیم دارد. ازاین‌رو، افزایش شدت جریان با افزایش شار الکترون در سطح آند، انحلال اکسیداتیو الکترود را تسریع کرده و نرخ آزادسازی کاتیون‌های فلزی را افزایش می‌دهد. تجمع سریع‌تر این کاتیون‌ها در لایه نفوذ نزدیک سطح آند، شرایط فوق‌اشباع موضعی را فراهم می‌سازد و در نتیجه، جوانه‌زنی و تشکیل اولیه رسوبات هیدروکسیدی فلزی با سرعت بیشتری رخ می‌دهد[۲۸]. از سوی دیگر، افزایش شدت جریان موجب تقویت واکنش احیای آب در کاتد و در نتیجه افزایش نرخ تولید حباب‌های هیدروژن می‌شود. حباب‌های ریز هیدروژن، افزون بر بهبود اختلاط و انتقال جرم در محیط واکنش، با اتصال به فلوک‌های حاوی آلاینده، چگالی ظاهری آن‌ها را کاهش داده و فرایند شناورسازی الکتروشیمیایی و انتقال فلوک‌ها به سطح محلول را تسهیل می‌کنند[۲۹]. در این مطالعه، افزایش شدت جریان از سطوح پایین تا محدوده بهینه، با افزایش نرخ انحلال آندی و غلظت گونه‌های فعال آهنیِ منعقدکننده در محیط واکنش، موجب تسریع ناپایدارسازی و حذف میکروپلاستیک‌ها شد. با این حال، افزایش شدت جریان فراتر از مقدار بهینه، الزاماً به بهبود متناسب و خطی راندمان حذف منتهی نمی‌شود. این رفتار را می‌توان به تشدید قطبش غلظتی و غیرفعال‌شدن تدریجی سطح الکترود در شدت‌جریان‌های بالا نسبت داد. در این شرایط، تشکیل لایه‌های اکسیدی یا رسوبات هیدروکسیدی کم‌رسانا بر سطح آند، انتقال بار و انحلال مؤثر آهن را محدود کرده و در نتیجه بازده جریان را کاهش می‌دهد. افزون بر این، در شدت‌جریان‌های بسیار بالا، افزایش اضافه‌پتانسیل می‌تواند

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

واکنش‌های جانبی، از جمله اکسایش آب و تولید اکسیژن در آند، را تقویت کند. این واکنش‌ها بدون مشارکت مؤثر در تولید گونه‌های منعقدکننده، مصرف انرژی ویژه سامانه را افزایش می‌دهند[۳۰]. چووهان و همکاران، حذف آلاینده‌های فاضلاب صنعت نساجی را توسط فرایند الکتروکواگولاسیون در محدوده جریان ۱۰-۵۰ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که کارایی فرایند در ۳۰ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع بهینه است و موجب حذف ۹۷/۴ درصد رنگ و ۷۸/۳ درصد از COD شده است[۳۱]. همچنین در مطالعه فاطمورا و همکاران، چگالی‌های جریان متفاوتی برای حذف COD از فاضلاب سنتتیک استفاده شده است که در چگالی جریان ۱۰۲/۵۶ میلی آمپر بر سانتی‌متر مربع بهترین کارایی حاصل شده است[۳۲].

تعداد الکترودها از طریق تأثیرگذاری بر هیدرودینامیک سیال، توزیع میدان و پتانسیل الکتریکی و انتقال جرم، راندمان فرایند را کنترل می‌کند. از دیدگاه الکتروشیمیایی، نرخ واکنش‌های آندی تابعی از سطح فعال الکترود است؛ بنابراین، افزایش تعداد الکترودها در حجم ثابت راکتور، نسبت سطح مؤثر الکترود به حجم را افزایش می‌دهد. افزایش هم‌زمان سطح فعال آندی و کاتدی، تعداد سایت‌های واکنشی در دسترس را بیشتر کرده و می‌تواند توزیع تولید یون‌های فلزی منعقدکننده و حباب‌های گازی را در حجم راکتور یکنواخت‌تر سازد. همچنین، در صورت ثابت‌بودن جریان کل، افزایش سطح مؤثر الکترود موجب کاهش چگالی جریان موضعی می‌شود؛ وضعیتی که می‌تواند قطبش غلظتی، تشکیل لایه‌های غیرفعال‌کننده و واکنش‌های جانبی نامطلوب را محدود کرده و بهره‌وری انتقال جرم و مصرف انرژی را بهبود بخشد[۳۳]. با افزایش تعداد صفحات الکترودی، تعداد نواحی فعال انتقال بار و سایت‌های مؤثر برای انحلال آندی افزایش می‌یابد. این وضعیت، آزادسازی و توزیع یکنواخت‌تر کاتیون‌های فلزی در سراسر حجم راکتور را فراهم می‌کند و از طریق افزایش احتمال برخورد و برهم‌کنش میان گونه‌های منعقدکننده و ذرات میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، سینتیک ناپایدارسازی و تجمع ذرات را بهبود می‌بخشد. همچنین، افزایش تعداد کاتدها می‌تولند تولید حباب‌های ریز هیدروژن را در حجم بیشتری از راکتور توزیع کند. پراکنش یکنواخت‌تر این حباب‌ها، احتمال تماس، اتصال و حمل فلوک‌های حاوی میکروپلاستیک به سمت سطح محلول را افزایش داده و در نتیجه، کارایی جداسازی از طریق شناورسازی الکتروشیمیایی را ارتقا می‌دهد[۳۴]. در شدت جریان ثابت، افزایش تعداد صفحات الکترودی با افزایش سطح فعال مؤثر، موجب ارتقای رلندمان حذف شد. افزایش سطح الکترودها می‌تواند مقاومت اهمی مؤثر سلول الکتروشیمیایی را کاهش داده و در نتیجه، ولتاژ موردنیاز برای اعمال جریان ثابت را پایین آورد. کاهش ولتاژ سلول، افزون بر کاهش مصرف انرژی و اتلاف آن به‌صورت گرما، شرایط مناسب‌تری را برای تشکیل و پایداری فلوک‌های هیدروکسیدی آهن فراهم می‌سازد. در مقابل، افزایش دمای موضعی ناشی از اتلاف اهمی در ولتاژهای بالاتر ممکن است موجب تضعیف ساختار، تغییر شکل یا شکست ماکروفلوک‌ها شود و در نهایت، کارایی جداسازی میکروپلاستیک‌ها را کاهش دهد[۳۵]. سلطان و همکاران حذف نیترات و فسفات را در فاضلاب هیدروپونیک را توسط فرایند الکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار داده‌اند. بهترین عملکرد با ۶ الکترود و در مدت زمان ۶۰ دقیقه گزارش شده است که بیش از ۹۵ درصد حذف بدست آمده است[۳۶].

فاصله بین الکترودها به‌طور مستقیم بر انتقال جرم، افت پتانسیل اهمی، الگوی هیدرودینامیکی جریان و در نهایت بر اقتصاد فرایند اثر می‌گذارد. از دیدگاه الکتروشیمی، مقاومت محلول ($R_{solution}$) میان دو الکترود موازی، با مساحت مؤثر الکترودها مطابق رابطه ۱۵ بیان می‌شود[۳۷].

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

(۱۵)

$$R_{\text{solution}} = \rho \frac{d}{A} = \frac{d}{\kappa A}$$

در این رابطه، $\rho$: مقاومت ویژه محلول، $\kappa$: هدایت الکتریکی و $d$: فاصله بین آند و کاتد است.

بر اساس این رابطه، افزایش فاصله الکترودها باعث افزایش طول مسیر مهاجرت یونی و در نتیجه افزایش مقاومت اهمی محلول می‌شود. با توجه به رابطه خطی مقاومت با فاصله، افت پتانسیل اهمی نیز به‌طور متناظر افزایش می‌یابد. در نتیجه و طبق قانون اهم، برای حفظ شدت جریان ثابت در سلول، ولتاژ اعمالی باید افزایش یابد؛ این امر مصرف انرژی الکتریکی را بالا می‌برد و بر بازدهی اقتصادی فرایند اثر منفی می‌گذارد[۳۸]. افزون بر این، افزایش ولتاژ اعمالی در شرایط جریان ثابت، توان مصرفی سامانه و در نتیجه مصرف ویژه انرژی الکتریکی را به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای افزایش می‌دهد. بخش عمده این انرژی اضافی در اثر تلفات ژولی به گرمای ناخواسته در محلول تبدیل می‌شود. افزایش دمای ناشی از این پدیده، علاوه بر تضعیف یا تخریب ساختار لخته‌ها، می‌تواند هزینه‌های بهره‌برداری را افزایش داده و توجیه‌پذیری اقتصادی فرایند را در مقیاس صنعتی با محدودیت مواجه سازد[۳۹].

فاصله بین الکترودها نقش تعیین‌کننده‌ای در انتقال جرم ذرات میکروپلاستیک پلی‌اتیلن به سمت فلوک‌های در حال تشکیل و نیز نواحی مجاور سطح الکترودها دارد. افزایش این فاصله با کاهش شدت میدان الکتریکی و تضعیف نیروهای الکترواستاتیکی همراه است. در نتیجه، نیروی محرکه الکتروفورتیکی برای جابه‌جایی گونه‌ها و یون‌های هیدروکسیدی فلزی کاهش یافته و این امر به افت نرخ برخورد، ناپایدارسازی و لخته‌سازی ذرات منجر می‌شود[۴۰]. کاهش فاصله الکترودها تا یک مقدار بهینه، با افزایش تراکم تولید حباب‌های هیدروژن در کاتد و اکسیژن در آند، آشفتگی موضعی قابل‌توجهی در محیط واکنش ایجاد می‌کند. این تلاطم القایی، ضخامت لایه مرزی نفوذ را کاهش داده و ضریب انتقال جرم همرفتی را بهبود می‌بخشد. از سوی دیگر، کاهش فاصله الکترودها مقاومت اهمی سلول را نیز به حداقل می‌رساند. با این حال، کاهش بیش از حد این فاصله می‌تولند اثرات نامطلوبی به همراه داشته باشد؛ از جمله انسداد و گرفتگی فضای بین الکترودی، تشکیل لایه‌های غیرفعال‌کننده بر سطح الکترودها و در نهایت خطر اتصال کوتاه سامانه. بنابراین، انتخاب فاصله بهینه الکترودها مستلزم ایجاد تعادل میان بهبود انتقال جرم و کاهش مقاومت اهمی از یک سو و اجتناب از محدودیت‌های هیدرولیکی و الکتریکی از سوی دیگر است[۴۱]. نتایج حاصل از بهینه‌سازی فرآیند نشان داد که راندمان حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن با کاهش فاصله الکترودها تا مقدار بهینه افزایش می‌یابد. در مطالعه ژنگ و همکاران، حذف میکروپلاستیک پلی‌استایرن با فرایند الکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار گرفته است. ۹۳/۲۷ درصد از میکروپلاستیک در حالی که فاصله بین الکترودها یک سانتی‌متر بود، از محیط حذف گردید[۴۲]. همچنین در مطالعه جامراه و همکاران، تصفیه پساب کارخانه روغن زیتون با فرایند الکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار گرفته است. در این مطالعه شرایط بهینه را در فاصله یک سانتی‌متر، همراه با شش الکترود آلومینیومی گزارش کردند[۴۳].

زمان واکنش به‌طور مستقیم بر مقدار تولید گونه‌های منعقدکننده، تشکیل و رشد فلوک‌ها، احتمال برخورد ذرات آلاینده با گونه‌های فلزی هیدرولیزشده و در نهایت راندمان حذف میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن تأثیر می‌گذارد. افزایش زمان اعمال جریان تا یک مقدار بهینه، فرصت لازم را برای پیشرفت مراحل مختلف حذف، شامل انحلال آندی، هیدرولیز یون‌های فلزی، ناپایدارسازی ذرات، تشکیل فلوک و جداسازی فراهم می‌سازد. در دقایق ابتدایی فرایند، سطح الکترودها عموماً فعال است و انحلال آندی موجب آزادسازی سریع یون‌های فلزی می‌شود. این یون‌ها پس از

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

هیدرولیز، گونه‌های هیدروکسیدی چندظرفیتی تشکیل می‌دهند که از طریق سازوکارهایی نظیر خنثی‌سازی بار، جذب سطحی و جاروب‌سازی، در ناپایدارسازی میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن نقش دارند. با افزایش زمان واکنش، مقدار منعقدکننده تولیدشده و احتمال برخورد میان ذرات آلاینده و فلوک‌های فلزی افزایش می‌یابد؛ همچنین، فلوک‌ها فرصت کافی برای رشد، تجمع و جذب سطحی ذرات فراهم می‌کنند. با این حال، پس از دستیابی به یک تعادل نسبی و نزدیک‌شدن سیستم به راندمان بهینه، افزایش بیشتر زمان واکنش معمولاً به بهبود چشمگیر حذف منجر نمی‌شود و عمدتاً مصرف انرژی و هزینه بهره‌برداری فرایند را افزایش می‌دهد[۴۴، ۴۵]. در مطالعه حاضر نیز مشاهده شد که با افزایش زمان واکنش، راندمان حذف میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن در ابتدا به‌سرعت افزایش یافته و سپس با کاهش شیب رشد، به ناحیه‌ای با تغییرات محدود نزدیک شد. این الگو نشان می‌دهد که در مراحل اولیه، سیستم هنوز تحت تأثیر افزایش تدریجی تولید منعقدکننده و ارتقای احتمال برخورد ذرات قرار دارد؛ اما با گذشت زمان، ظرفیت حذف به‌تدریج به سمت اشباع پیش می‌رود و نرخ بهبود رلندمان کاهش می‌یابد. این نتایج با مطالعات پیشین سایر محققان نیز هم‌خوانی دارد؛ سوچی و همکاران کارایی فرایند الکتروکواگولاسیون را در تصفیه فاضلاب کارخانه تولید توفو مورد بررسی قرار داده‌اند. در مدت زمان ۷۵ دقیقه، ۹۳ و ۹۷ درصد از BOD و COD حذف شده است[۴۶].

با افزایش غلظت اولیه میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن، نسبت مقدار منعقدکننده تولیدشده به ازای هر ذره آلاینده کاهش یافته و ظرفیت محل‌های فعال روی فلوک‌ها به‌سرعت اشباع می‌شود. در غلظت‌های پایین‌تر، به دلیل دسترسی بیشتر ذرات به فلوک‌های تازه‌تشکیل‌شده و نفوذ سریع‌تر آلاینده به لایه مرزی مجاور الکترود و لخته‌ها، فرایند حذف با سرعت بیشتری پیش می‌رود. در مقابل، در غلظت‌های بالاتر، محدودیت در انتقال جرم و تجمع بیشتر ذرات آلاینده در اطراف الکترودها موجب کاهش محسوس راندمان حذف در مراحل ابتدایی فرایند می‌شود[۳۷]. در مطالعه تونسا و همکاران، حذف جیوه دوظرفیتی از پساب معدن مورد بررسی قرار گرفته است. با افزایش غلظت جیوه تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، کارایی فرایند از ۹۹/۰۸ درصد به ۸۴/۵۶ درصد کاهش یافته است و افت راندمان ۱۴/۶۵ درصد گزارش شده است[۴۷].

بهبود قابل توجه کارایی فرایند در حضور پرتوی فرابنفش را می‌توان به اثر هم‌زمان این تابش بر چرخه گونه‌های آهن و تغییر ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن نسبت داد. تابش فرابنفش با ایجاد برانگیختگی نوری، احیای گونه‌های آهنی و به‌ویژه تبدیل $Fe^{3+}$ به $Fe^{2+}$ در کمپلکس‌های آهن-کربوکسیلات و هیدروکسیدهای آهن، چرخه اکسایش-کاهش این گونه‌ها را تسریع می‌کند. تداوم این چرخه، بازتولید گونه‌های آهنی فعال و سرعت هیدرولیز و تشکیل هیدروکسیدهای فلزی را افزایش داده و در نتیجه، مقدار گونه‌های مؤثر کواگولانت در محیط واکنش بیشتر می‌شود. از سوی دیگر، تابش UV-C می‌تواند واکنش‌های شبه‌فنتونی را تقویت کرده و زمینه تشکیل گونه‌های اکسیدکننده قدرتمندی نظیر رادیکال هیدروکسیل را فراهم سازد. اگرچه پلی‌اتیلن به دلیل ساختار شیمیایی پایدار خود در برابر اکسیداسیون مقاومت نسبتاً بالایی دارد، حمله اکسیدکننده این گونه‌های فعال به سطح میکروپلاستیک می‌تواند موجب اکسیداسیون جزئی زنجیره‌های سطحی و ایجاد گروه‌های عاملی قطبی، به‌ویژه گروه‌های کربونیل و کربوکسیل، شود. تغییر در شیمی و قطبیت سطح ذرات متعاقباً بر بار سطحی و پتانسیل زتای آن‌ها اثر گذاشته و شرایط را برای کاهش پایداری کلوئیدی و خنثی‌سازی بار فراهم می‌کند. در نتیجه، برهم‌کنش میان میکروپلاستیک‌های اصلاح‌شده و فلوک‌های هیدروکسیدی آهن تقویت شده و احتمال جذب، اتصال و به‌دام‌افتادن ذرات پلی‌اتیلن در ساختار فلوک‌ها افزایش می‌یابد. بنابراین، اثر هم‌افزای تابش فرابنفش از یک سو با فعال نگه‌داشتن

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

چرخه گونه‌های آهن و افزایش تشکیل گونه‌های مؤثر انعقادی و از سوی دیگر با اصلاح شیمی سطح میکروپلاستیک‌ها، موجب تسهیل فرایند انعقاد و در نهایت افزایش راندمان حذف پلی‌اتیلن می‌شود[۱۰، ۲۸، ۴۸]. در مطالعه شاهدی و همکاران، با حضور پرتوهای نوری در فرایند الکتروکواگولاسیون، باعث ارتقای حذف آلاینده‌ها به بیش از ۹۲ درصد شده است[۴۹].

امواج فراصوت از طریق سونولیز مولکول‌های آب قادر به تولید رادیکال‌های هیدروکسیل هستند، اما نرخ تولید این رادیکال‌ها برای اکسیداسیون مستقیم آلاینده‌های مقاوم کافی نیست و مکانیسم غالب سونولیز در این فرکانس، اثرات مکانیکی است. افزایش چشمگیر کارایی فرایند سونوالکتروکواگولاسیون را می‌توان به اثر هم‌افزایی کاویتاسیون آکوستیک بر فعال‌سازی سطح الکترودها، بهبود انتقال جرم و تغییر ویژگی‌های فلوک‌ها نسبت داد. در این فرایند، دو سازوکار اصلی نقش تعیین‌کننده‌ای دارند. نخست، حباب‌های کاویتاسیونی در مجاورت سطوح جامد الکترودها به‌صورت نامتقارن فروپاشیده و در نتیجه، میکروجت‌های سیال با سرعت بسیار بالا و همچنین امواج ضربه‌ای موضعی ایجاد می‌شوند. این پدیده‌های هیدرودینامیکی قادرند لایه‌های اکسیدی، رسوبات معدنی و ترکیبات آلی تجمع‌یافته بر سطح آند و کاتد را به‌صورت مکانیکی از بین ببرند. در نتیجه، موانع سطحی که می‌توانند فرایند انحلال آندی و انتقال الکترون را محدود کنند، به‌طور مستمر حذف شده و سطح فعال الکترود در طول فرایند حفظ می‌شود. از سوی دیگر، کاهش مقاومت سطحی و کاهش بیش‌ولتاژ ناشی از پاکسازی مداوم الکترود، موجب می‌شود میزان انحلال فلز به رفتار مورد انتظار بر اساس قانون فارادی نزدیک‌تر شود[۵۰]. دومین سازوکار به بهبود انتقال جرم در محیط واکنش مربوط است. در الکتروکواگولاسیون متداول، انتقال آلاینده‌ها از فاز توده‌ای محلول به سطح فلوک‌های هیدروکسیدی تا حد زیادی تحت تأثیر مقاومت لایه مرزی نفوذی قرار دارد. امواج اولتراسونیک با ایجاد نوسانات شدید سیال، میکروجریان‌ها و آشفتگی آکوستیکی، این لایه مرزی را نازک کرده و مقاومت انتقال جرم را کاهش می‌دهد. پیامد این وضعیت، افزایش قابل توجه انتقال آلاینده‌ها و سایر گونه‌های واکنش‌دهنده به نواحی فعال فلوک‌ها است[۵۱]. علاوه بر این، انرژی آکوستیکی از تجمع بیش از حد و به‌هم‌چسبیدن فلوک‌ها جلوگیری کرده و با پراکنده نگه‌داشتن ذرات، بخش بیشتری از سطح فعال آن‌ها را در دسترس قرار می‌دهد. بدین ترتیب، ظرفیت جذب سطحی فلوک‌های هیدروکسیدی برای برهم‌کنش با ذرات میکروپلاستیک پلی‌اتیلن افزایش یافته و حذف آن‌ها تسهیل می‌شود. از منظر دیگر، فروپاشی حباب‌های کاویتاسیونی می‌تولند شرایط بسیار شدید و گذرایی را در محیط واکنش ایجاد کند؛ به‌گونه‌ای که دما و فشار در ناحیه نزدیک به حباب به‌ترتیب به مقادیر بیش از ۵۰۰۰ K و ۱۰۰۰ atm برسد. در چنین شرایطی، بخشی از مولکول‌ها و زنجیره‌های پلیمری پلی‌اتیلن که در مجاورت فصل مشترک حباب و آب قرار گرفته‌اند، می‌توانند در معرض تخریب حرارتی و واکنش‌های ناشی از کاویتاسیون قرار گیرند. این فرایند با ایجاد تغییر در ساختار و ویژگی‌های سطحی پلی‌اتیلن، از جمله افزایش تمایل به برهم‌کنش با فاز آبی، می‌تولند رفتار تجمعی و قابلیت لخته‌شدن ذرات را تحت تأثیر قرار دهد. در مجموع، هم‌زمانی پاکسازی الکترودها، تقویت انتقال جرم، کنترل ساختار فلوک‌ها و اصلاح ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک، مبنای افزایش عملکرد سونوالکتروکواگولاسیون در حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن را تشکیل می‌دهد[۱۸]. آساتامبی و همکاران نشان دادند که ترکیب امواج فراصوت، هوادهی و الکتروکواگولاسیون با الکترودهای آهنی، حذف COD و رنگ را از شیرابه محل دفن به ۱۰۰ درصد رساند[۵۲]. همچنین، چول و همکاران گزارش کردند که کاربرد امواج فراصوت پالسی در فرایند الکتروکواگولاسیون، راندمان حذف رنگ قرمز کنگو را به ۹۵ درصد رساند. بنابراین، استفاده از امواج فراصوت،

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

می‌تواند موجب ارتقای عملکرد الکتروکواگولاسیون در حذف آلاینده‌ها شود[۵۳].

مقایسه درصدهای حذف نشان می‌دهد که راندمان حذف میکروپلاستیک همواره بالاتر از کاهش COD و TOC بوده است. این تفاوت بیانگر آن است که سازوکار اصلی حذف ذرات، فیزیکی و مبتنی بر جذب سطحی و به دام افتادن در فلوک‌های هیدروکسید فلزی است. بخشی از کاهش COD و TOC می‌تولند ناشی از جداسازی فیزیکی ذرات و مواد آلی همراه آن‌ها باشد و الزاماً به معنای اکسیداسیون کامل یا معدنی‌سازی میکروپلاستیک نیست. با این حال، در فرایند فوتوللکتروکواگولاسیون، تولید گونه‌های اکسیدکننده می‌تواند منجر به اکسیداسیون جزئی سطحی ذرات و آزادسازی محدود ترکیبات آلی محلول شود که در لندازه‌گیری TOC و COD باقی می‌مانند. بنابراین، کاهش مشاهده‌شده در شاخص‌های آلی، ترکیبی از جداسازی فیزیکی و اکسیداسیون جزئی است و نمی‌توان آن را به‌عنوان معدنی‌سازی کامل تفسیر کرد. شکاف باقی‌مانده بین درصد حذف ذرات و درصد کاهش TOC/CODتأیید می‌کند که محصولات حدواسط محلول احتمالاً تشکیل شده‌اند[۵۴]. در مطالعه ساینی و همکاران، میزان حذف کدورت، COD و TOC با فرایند الکتروکواگولاسیون مورد بررسی قرار گرفته است. در این مطالعه راندمان فرایند به ترتیب ۹۸/۷، ۹۰ و ۶۵/۲ درصد گزارش شده است[۵۵].

حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن در فرایند الکتروکواگولاسیون به‌خوبی با مدل درجه صفر توصیف شد. این رفتار نشان می‌دهد که در محدوده غلظتی و زمانی مورد بررسی، نرخ حذف تقریباً مستقل از غلظت لحظه‌ای ذرات بوده و احتمالاً نرخ تولید گونه‌های منعقدکننده آهن یا ظرفیت جذب لخته‌ها عامل محدودکننده فرایند بوده است. در مقابل، فرایند فوتوالکتروکواگولاسیون از مدل درجه اول تبعیت کرد. نیمه‌عمر ظاهری حذف در این فرایند حدود ۱۶/۳دقیقه محاسبه شد که به‌طور قابل‌توجهی کوتاه‌تر از الکتروکواگولاسیون است. برای فرایند سونوالکتروکواگولاسیون نیز مدل درجه اول با اختلاف معنادار نسبت به مدل درجه صفر به‌عنوان مدل برتر انتخاب شد. نیمه‌عمر ظاهری در این فرایند حدود ۱۸/۹دقیقه بود. با توجه به متفاوت بودن مرتبه واکنش و واحد ثابت‌های سرعت، مقایسه مستقیم مقادیر عددی ضریب سرعت بین فرایندها از نظر علمی معتبر نیست. بنابراین برای مقایسه عملکرد سینتیکی از نیمه‌عمر ظاهری استفاده شد. بر این اساس، ترتیب سرعت حذف میکروپلاستیک به ترتیب به فرایندهای فوتوالکتروکواگولاسیون، سونوالکتروکواگولاسیون و الکتروکواگولاسیون اختصاص می یابد. الگوی مشابهی برای کاهش COD و TOC نیز مشاهده شد. در هر دو شاخص، فوتوالکتروکواگولاسیون از مدل درجه اول و الکتروکواگولاسیون عمدتاً از مدل درجه صفر تبعیت کرد. این تفاوت نشان‌دهنده تغییر مرحله کنترل‌کننده سرعت در حضور تابش UV-C است؛ به‌طوری‌که تولید رادیکال‌های هیدروکسیل و اصلاح سطحی ذرات، سینتیک حذف را از حالت محدودشده به تولید منعقدکننده (درجه صفر) به سمت وابستگی به غلظت آلاینده (درجه اول) سوق می‌دهد. در مجموع، نتایج تأیید می‌کند که ترکیب الکتروکواگولاسیون با تابش فرابنفش یا امواج فراصوت نه‌تنها راندمان نهایی حذف را افزایش می‌دهد، بلکه سینتیک واکنش را نیز به‌طور معناداری تسریع می‌کند[۵۶، ۵۷].

اختلاف جزئی بین انحلال نظری و واقعی می‌تواند ناشی از تشکیل لایه‌های اکسیدی یا هیدروکسیدی روی سطح آند (پاسیواسیون جزئی) که انتقال بار و انحلال را محدود می‌کند، وقوع واکنش‌های جانبی مانند اکسایش آب و تولید اکسیژن در آند که بخشی از جریان را بدون مشارکت در انحلال آهن مصرف می‌کند، رسوب بخشی از گونه‌های آهنی هیدرولیزشده روی سطح الکترود یا در فضای بین‌الکترودی و خطاهای جزئی در اندازه‌گیری جرم باشد. در فرایند سونوالکتروکواگولاسیون، اختلاف کمتر مشاهده

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

شد که می‌تواند به اثر پاک‌سازی مکانیکی امواج فراصوت بر سطح الکترود و کاهش پاسیواسیون نسبت داده شود. به‌طور کلی، مقادیر انحلال واقعی نزدیک به مقدار نظری بود و نشان‌دهنده بازده جریان نسبتاً مطلوب در شرایط آزمایش است[۴۸، ۵۸].

از نظر مصرف انرژی ویژه در مقیاس آزمایشگاهی، فوتوالکتروکواگولاسیون با وجود افزایش جزئی انرژی نسبت به الکتروکواگولاسیون، به‌دلیل راندمان بالاتر حذف، انرژی مصرفی به ازای هر گرم میکروپلاستیک حذف‌شده را کاهش داد. در مقابل، سونوالکتروکواگولاسیون به‌دلیل توان بالای دستگاه اولتراسونیک، مصرف انرژی به‌مراتب بیشتری داشت. با این حال، باید تأکید کرد که مقایسه صرفاً بر اساس انرژی ویژه برای نتیجه‌گیری اقتصادی کامل کافی نیست. ارزیابی جامع اقتصادی نیازمند در نظر گرفتن هزینه‌های دیگری از جمله هزینه انحلال و تعویض الکترود، عمر و هزینه تعویض لامپ UV، هزینه سرمایه‌گذاری و نگهداری سیستم اولتراسونیک، حجم و مدیریت لجن تولیدی، هزینه نیروی انسانی و مقیاس‌پذیری فرایند است. در مطالعه آساتامبی و همکاران بر روی شیرابه محل دفن، فرایند US/EC با مصرف انرژی ویژه ۰/۵۸ کیلووات ساعت بر مترمکعب، حذف ۹۹/۱ درصد COD و ۶۱/۶ درصد رنگ را فراهم کرد؛ در حالی که فرایند کامل airlift/US/EC با مصرف ۶/۵ کیلووات ساعت بر مترمکعب، حذف کامل COD و رنگ را محقق ساخت[۵۲].

## نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که فرایند الکتروکواگولاسیون یک روش مؤثر برای حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن از محیط‌های آبی است، اما کارایی آن با تلفیق با تابش ماورابنفش یا امواج فراصوت به‌طور محسوسی افزایش می‌یابد. بهینه‌سازی فرایند با استفاده از طراحی ترکیبی مرکزی نشان داد که، مدلسازی فرایند از مدل درجه دوم تبعیت می کند و شرایط بهینه شامل pH برابر ۶/۹، شدت جریان ۳ آمپر، فاصله الکترودی ۱ سانتی‌متر، ۶ الکترود و غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، در مدت ۷۵ دقیقه به حذف ۹۶/۸ درصد حذف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن دست یافت. در مقایسه، دو فرایند هیبریدی عملکرد به‌مراتب بهتری نشان دادند. فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون در ۴۵ دقیقه، به راندمان ۹۲ درصد و ۸۸ درصد رسیدند در حالی که راندمان حذف توسط فرایند الکتروکواگولاسیون ۷۳ درصد بود. برازش غیرخطی داده‌های سینتیکی نشان داد که حذف میکروپلاستیک در الکتروکواگولاسیون از مدل درجه صفر و در فرایندهای فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون از مدل درجه اول تبعیت می‌کند. نیمه‌عمر ظاهری حذف در فوتوالکتروکواگولاسیون (۱۶/۳ دقیقه) کوتاه‌تر از سونوالکتروکواگولاسیون (۱۸/۹دقیقه) و الکتروکواگولاسیون (۳۴/۵ دقیقه) بود که بیانگر تسریع محسوس سینتیک در فرایندهای هیبریدی است. شاخص هم‌افزایی نیز تأیید می‌کند که نقش پرتوی ماورابنفش و فراصوت صرفاً افزودن یک انرژی جانبی نیست، بلکه موجب ایجاد اثر هم‌افزای واقعی در فرایند الکتروکواگولاسیون می‌شود. در بازه زمانی ۱۵ تا ۷۵ دقیقه، ضریب هم‌افزایی فرایندهای فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون به ترتیب از ۱/۴۸ به ۰/۹۴ و از ۱/۲۵ به ۰/۹۷ تغییر یافت. نتایج میزان کاهش COD و TOC نشان داد که این دو شاخص کمتر از راندمان حذف میکروپلاستیک کاهش یافته‌اند. این تفاوت بیانگر آن است که سازوکار غالب حذف، جداسازی فیزیکی ذرات از طریق فلوکولاسیون و شناورسازی است و کاهش محتوای آلی می‌تواند ناشی از ترکیب جداسازی فیزیکی و اکسیداسیون جزئی سطحی باشد. از منظر بهره‌برداری، نتایج بخش فنی-اقتصادی نیز حائز اهمیت است. انحلال نظری آند آهن ۲/۳۴ گرم بر لیتر برآورد شد و انحلال واقعی آند برای الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون به‌ترتیب ۲/۱، ۲/۲ و ۲/۳ گرم بر لیتر بود. این داده‌ها نشان می‌دهد که اگرچه فرایندهای هیبریدی می‌توانند راندمان

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

حذف را افزایش دهند. انرژی ویژه کل مصرفی در فرایندهای الکتروکواگولاسیون، فوتوالکتروکواگولاسیون و سونوالکتروکواگولاسیون به‌ترتیب ۳۳/۷۵، ۳۸/۲۵ و ۱۹۸/۷۵ کیلووات ساعت بر مترمکعب بود.

## محدودیت‌های مطالعه و پیشنهادات

با وجود راندمان مطلوب فرایندهای الکتروکواگولاسیون و سیستم‌های هیبریدی در حذف ذرات میکروپلاستیک پلی‌اتیلن، جهت تعمیم نتایج و ارتقای سطح پژوهش، ملاحظات زیر ضروری است.

**دقت شناسایی و آنالیز شیمیایی:** تکیه بر تحلیل‌های مورفولوژیک (استریومیکروسکوپی) برای تأیید نتایج کافی نیست. استفاده از تکنیک‌های طیف‌سنجی (FTIR یا Raman) برای ردیابی تغییرات شیمیایی سطح (اکسیداسیون) و تأیید هویت پلیمر در ذرات باقی‌مانده و لجن حاصل، در مطالعات آتی پیشنهاد می گردد.

**بررسی تاثیر سایر متغیرها:** برخی متغیرها مانند غلظت الکترولیت را نیز می توان به عنوان یک متغیر تاثیر گزار بررسی نمود.

**تعمیم‌پذیری به محیط واقعی:** آزمایش‌ها در مقیاس ناپیوسته و با آب سنتتیک انجام شده است. ارزیابی عملکرد سیستم در فاضلاب‌های واقعی و سیستم‌های پیوسته برای بررسی تداخلات احتمالی و پایداری عملیاتی ضروری است.

**معدنی‌سازی و محصولات جانبی:** نرخ کاهش COD/TOC کمتر از حذف ذرات بوده است که حاکی از تولید محصولات حدواسط محلول است. تعیین مسیر تخریب و سمیت‌سنجی این ترکیبات برای درک کامل فرآیند پیشنهاد می‌شود.

**بهینه‌سازی انرژی و ارزیابی اقتصادی:** با توجه به مصرف انرژی بالای فرایند سونوالکتروکواگولاسیون، بهینه‌سازی پارامترهای التراسونیک (فرکانس و توان) و استفاده از الکترودهای اصلاح‌شده (پوشش‌دار) جهت افزایش پایداری الکترود و کاهش هزینه‌های عملیاتی توصیه می‌شود. علاوه بر این، ارزیابی اقتصادی واقعی نیازمند در نظر گرفتن مجموعه‌ای از عوامل شامل هزینه انحلال و تعویض الکترود، عمر مفید و هزینه لامپ، هزینه سرمایه‌گذاری و نگهداری سیستم، هزینه مدیریت لجن تولیدی، هزینه‌های نگهداری و نیروی انسانی است. بنابراین پیشنهاد می‌شود در مطالعات تکمیلی، ارزیابی فنی-اقتصادی در مقیاس پایلوت انجام گیرد تا امکان قضاوت دقیق‌تر در مورد توجیه‌پذیری اقتصادی فرایندهای هیبریدی فراهم شود.

این رویکرد، ضمن حفظ اعتبار داده‌های فعلی، نقشه راه شفافی برای گذار از مقیاس آزمایشگاهی به کاربرد صنعتی ترسیم می‌کند.

## سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله؛ کمال تقدیر و تشکر را از شرکت دانش بنیان روشافرتاک باختر ایرانیان را بعمل می آورد. این طرح برگرفته از طرح تحقیقاتی واحد R&D این شرکت به شماره طرح ۱۴۰۵۰۲۱ می باشد.

## تعارض منافع

بر اساس اظهارات نویسندگان، در انجام این پژوهش هیچگونه تعارض منافع برای نویسندگان وجود ندارد.

## حمایت مالی

این طرح برگرفته از طرح تحقیقاتی واحد R&D شرکت روشا فرتاک باختر ایرانیان به شماره طرح ۱۴۰۵۰۲۱ می باشد.

## ملاحظات اخلاقی

در لین پژوهش از نمونه‌های انسانی یا حیوانات آزمایشگاهی استفاده نشده است.

## مشارکت نویسندگان

**جمع‌آوری داده‌ها، انجام آزمایشات، انجام تحلیل‌های آزمایشگاهی، نگارش اولیه مقاله:** پریا بابایی‌نیا

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

**راهنمایی در طراحی مطالعه، نظارت کامل بر فرایند پژوهش، تفسیر نتایج:** جمال مهرعلی‌پور

**بهبود روش‌شناسی، ارائه مشاوره‌های علمی، بازبینی و اصلاح مقاله:** جمال مهرعلی‌پور

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

## References


1. Kida M, Pochwat K, Ziembowicz S, Strojny W, Koszelnik P. Estimating methane emissions during microplastic degradation in aquatic environments. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2026:123808.
2. Kamalasekaran K, Sundramoorthy AK. A review on microplastics: sources, environmental fate, degradation pathways, and analytical identification methods. RSC advances. 2026;16(15):13851-74.
3. Kowalczyk P, Kadac-Czapska K, Grembecka M. Polyethylene packaging as a source of microplastics: Current knowledge and future directions on food contamination. Foods. 2025;14(14):2408.
4. Ho KL, Yeap SP, Lee KM. A critical review of microplastics and nanoplastics in wastewater: Insights into adsorbent-based remediation strategies. Environmental Pollution. 2025;382:126658.
5. Zoumpouli GA, Krapfl S, Burkhardt M, Chew J, Wu B. Impact of microplastic fibres on direct membrane filtration of low-strength primary wastewater. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025:118476.
6. Melis N, Rubanu MG, Mais L, Mascia M, Vacca A. Removal of polyethylene terephthalate microplastics from water with reactive oxygen species generated by electrochemical and photoelectrochemical processes. Electrochimica Acta. 2025;537:146905.
7. Ziembowicz S, Kida M, Koszelnik P, Zdeb M, Baluk M. The role of abiotic and biotic aging in the elimination of polyethylene microplastics by coagulation. Science of the Total Environment. 2026;1023:181633.
8. Bharti A, Sengupta S, Mondal A. Enhancing the degradation of polystyrene and polyethylene terephthalate microplastics in water using electrochemical treatment at neutral pH. Journal of Environmental Management. 2025;394:127401.
9. Aziz KH, Mustafa FS, Karim MA, Hama S. Pharmaceutical pollution in the aquatic environment: advanced oxidation processes as efficient treatment approaches: a review. Mater Adv. 2025;6(11):3433-54.
10. Patel SK, Shukla SC, Natarajan BR, Asaithambi P, Dwivedi HK, Sharma A, et al. State of the art review for industrial wastewater treatment by electrocoagulation process: Mechanism, cost and sludge analysis. Desalination and Water Treatment. 2025;321:100915.
11. Maindarkar SP, Salunke SR, Wagh SS, Dhekane PA, Chaugule SS, Khadake SB. Solar-Powered Automated Electrocoagulation System for Sustainable Sugar Mill Wastewater Treatment. IJARSCT; 2026.
12. Yan H, Wang Z, Weng Y, Pan H, Zhang L, Han X, et al. Characteristics and mechanisms of microplastics–heavy metals composite pollutants removal in the electrocoagulation process: study on PE microplastics and Cr (VI). Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025;13(3):117103.
13. Man S, Liu X, Presser V, Dong S, Li Z, Qiu L, et al. Degradation of microplastics by electrocoagulation technology: Combination oxidation and flocculation effects. Journal of Hazardous Materials. 2025;493:138379.
14. Lu J, Yan J, Jia Y, Hou B, Zheng S, Bai H, et al. The Enhancement Effect and Mechanism of Natural Clay on the Removal of Polyethylene Microplastics by Electrocoagulation. CLEAN–Soil, Air, Water. 2026;54(1):e70106.
15. Ducoli S, Rani M, Marchesi C, Speziani M, Zacco A, Gavazzi G, et al. Comparison of different fragmentation techniques for the production of true-to-life microplastics. Talanta. 2025;283:127106.
16. Seghers J, Cella C, Pequeur E, La Spina R, Roncari F, Valsesia A, et al. Approaches for the preparation and evaluation of hydrophilic polyethylene and polyethylene terephthalate microplastic particles suited for toxicological effect studies: Seghers et al. Analytical and bioanalytical chemistry. 2025;417(12):2589-602.
17. Mehralipour J, Vakili B, Aria EA, Kermani M, Ghobadi N. Synthesis and characterization of Bi2S3@ NH2-MIL125 (Ti) and survey the sono-catalytic ozonation process's efficiency in the degradation of Tocilizumab from aqueous. Inorganic Chemistry Communications. 2024;169:113118.
18. Khoramipour S, Mehralipour J, Hosseini M. Optimisation of ultrasonic-electrocoagulation process efficiency in the landfill leachate treatment: a novel advanced oxidation process. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. 2023;103(19):7587-605.
19. Mehralipour J, Akbari H, Adibzadeh A, Akbari H. Tocilizumab degradation via photo-catalytic ozonation process from aqueous. Scientific Reports. 2023;13(1):22402.
20. Lipps WC, Braun-Howland EB, Baxter TE. Standard methods for the examination of water and wastewater2023.
21. Ara EA, Jafari AJ, Kermani M, Mehralipour J, Esrafili A. Highly efficient 1, 2-Dichloroethane removal from air using Bi2S3@ NH2-MIL-125 (Ti) via synergistic ozonation-photocatalysis process. Chemical Engineering Science. 2026;319:122354.
22. Rahmani A. performance evaluation of advanced electrochemical oxidation process with the using persulfate in degradation of acid blue 113 from aqueous solutions. 2014.
23. Brožová K, Heviánková S, Halfar J, Čabanová K, Valigůrová A. Plastic degradation in aquatic environments: a review of challenges and the need for standardized experimental approaches. Frontiers in Environmental Science. 2025;13:1677793.
24. Ayala-Raggi SE, Rendón-Marín M. An Exponential Correction to Ramanujan's Second Formula for Ellipse Perimeter Computation. AppliedMath. 2026;6(4):56.
25. Jia Y, Rizvi OS, Wang Z, Li C, Liu Y, Qi F, et al. Electrocoagulation or it coupling with ozonation for sustainable wastewater treatment: A comprehensive review of mechanisms, performance, and emerging applications. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025;13(5):117685.
26. Barakat MMM, Soliman MSS, Mubarak MF. Improving electrocoagulation performance by adding environmentally friendly materials. Scientific Reports. 2025;15(1):32422.
27. Luu NS, Ngo TS. Electrocoagulation-based removal of lead from wastewater: Process optimization using response surface methodology. Journal of Ecological Engineering. 2026;27.(۹)
28. Liu Y, Chang Y, Liu X, Yan W, Tian M-g, Xu H. An integrated pump-suction electrocoagulation system for accelerated hardness removal: Process intensification and crystallization mechanisms. Water Research. 2026:126298.
29. Mohammadi AS, Mehralipour J, Shabanlo A, Roshanaie G, Barafreshtepour M, Asgari G. Comparing the




[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

Electrocoagulation and Electro-Fenton Processes for Removing Nitrate in Aqueous Solution for Fe Electrodes. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences (JMUMS). 2013;23(104):56.
30. Rahmanian M, Yasri NG, Roberts EP. Polarization-Driven Hydrogen Evolution and Metal Dissolution in Electrocoagulation. ACS ES&T Water. 2026.
31. Valsami-Jones E, Oyehan TA, Pfrang C. Enhanced Dye Removal Using Functionalised Mesoporous Silica Nanoparticles: Experimental and Data-Driven Performance Prediction. Available at SSRN 5336393.
32. Fatimura M, Agustina TE, Kurniawan I, Masriatini R, Fitriyanti R. Evaluation of electrocoagulation process efficiency in laboratory wastewater treatment with various current densities. Journal of Chemical Process Engineering. 2025;10(1):1-9.
33. Amri I, Meldha Z, Herman S, Karmila D, Ramadani MF. Effects of electric voltage and number of aluminum electrodes on continuous electrocoagulation of liquid waste from the palm oil industry. Materials Today: Proceedings. 2023;87:345-9.
34. Albaba MT, Talhami M, Omar A, Varghese S, Akoumeh R, Ayari MA, et al. Machine learning-aided prediction of COD removal in the electrocoagulation process using a super learner model. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025;13(5):117469.
35. El-Gawad HA, Hassan GK, Aboelghait KM, Mahmoud WH, Mohamed R, Afify AA. Removal of chromium from tannery industry wastewater using iron-based electrocoagulation process: experimental; kinetics; isotherm and economical studies. Scientific Reports. 2023;13(1):19597.
36. Soltan Y, Bani-Melhem K, Ba-Abbad M, Almomani F, Al-Muhtaseb Aa. Optimization of Aluminum Electrocoagulation Parameters for Nutrient Removal from Hydroponic Wastewater Using Response Surface Methodology. Water. 2025;17(23):3346.
37. Phu TKC, Nguyen PL, Phung TVB. Recent progress in highly effective electrocoagulation-coupled systems for advanced wastewater treatment. IScience. 2025;28.(۳)
38. Joag S, Kiesewetter J, Chellam S. Ohmic Losses Dominated Electrode Fouling during Long-Term Aluminum Electrocoagulation of Hypersaline and Divalent Cation-Rich Oilfield-Produced Water. ACS Es&t Engineering. 2025;5(12):3519-32.
39. Salim A, Handaoui E, Nour H, Adel M, Bouari AE, Lghazi Y, et al. Electrode Configuration Effects on Nutrient Removal and Energy Efficiency in Electrocoagulation of Municipal Wastewater. Water Conservation Science and Engineering. 2026;11(2):65.
40. Zhao J, Liu W, Azari R, Chen L, Wang K, Boccaccini AR, et al. Electrophoretic deposition. Nature Reviews Methods Primers. 2026;6(1):12.
41. Ahmad A, Priyadarshini M, Das S, Ghangrekar MM. Electrocoagulation as an efficacious technology for the treatment of wastewater containing active pharmaceutical compounds: a review. Separation Science and Technology. 2022;57(8):1234-56.
42. Zheng B, Wu H, Zhang M, Lin S. Removal of polystyrene microplastics from wastewater by Ti-Al electrode electrocoagulation under pulse current: Efficiency and mechanism. Water Environ Res. 2025;97(3):e70057.
43. Jamrah A, Al-Zghoul TM, Al-Qodah Z, Al-Karablieh E, Mahroos M, Assirey E. Optimizing Electrocoagulation-Adsorption Treatment System for Comprehensive Water Quality Improvement in Olive-Mill-Wastewater (OMW): Synergy of EC Utilizing Al Electrodes and Olive Stones Biochar as a Sustainable Adsorbent. Water. 2026;18(2):212.
44. Dadpanah F, Moghaddam SS. Bio-based derived activated carbon electrodes for azo dye removal: Enhanced electrocoagulation via hybrid statistical–machine learning framework. Journal of Water Process Engineering. 2025;76:108283.
45. Akhtar NA, Kobya M, Gengec E. Chemical and electrochemical coagulation processes as a tertiary treatment for residual phosphate removal from domestic wastewater: effect of operating parameters and calculation of operating cost. Environmental Science: Water Research & Technology. 2025;11(6):1554-67.
46. Suci SA, Masthura M, Jumiati E. Reduction of COD and BOD Levels in Tofu Liquid Waste Processing Using the Electrocoagulation Method. Journal of Technomaterial Physics. 2025;7(2):119-25.
47. Tunsu C, Wickman B. Effective removal of mercury from aqueous streams via electrochemical alloy formation on platinum. Nature Communications. 2018;9(1):4876.
48. Yusmaini N, Suzaimi N, Abuhabib A, Almanassra I, Bagastyo A, Adnan F, et al. Electrocoagulation strategies for oily wastewater treatment: a review on process efficiency and optimization. International Journal of Environmental Science and Technology. 2026;23(3):227.
49. Shahedi A, Jamshidi-Zanjani A, Darban AK, Homaee M, Taghipour F. Use of a combined method of photo-electrocoagulation-oxidation for simultaneous removal of Ni, CN, Zn, and Cu from synthesized mine wastewater. Results in Engineering. 2025;27:106752.
50. Bai W, Wu M, Wei J, Liu Y, Qiao Z, Shi Y, et al. Flocculation characteristics and mechanisms of suspended sediment under ultrasonic–electric coupling intervention. International Journal of Sediment Research. 2026.
51. Gharaghani MA, Hashemi H, Samaei M, Ameli F, Bontempi E, Khaneghah AM, et al. Assessing pollution levels and implementing eco-friendly hybrid sedimentation and sono-electrocoagulation for car wash wastewater treatment. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. 2025;140:103999.
52. Asaithambi P, Ezzat AO, Abd-Elkader OH, Al-Lohedan HA, Vigneshwaran S. Investigation on operating parameters for efficient reduction of contaminants from wastewater utilizing a combined airlift, sono, and electrocoagulation techniques. Scientific Reports. 2025;15(1):34045.
53. Čule I, Medvidović NV, Vrsalović L, Svilović S, Gudić S. Comparison of Pulsed and Continuous Ultrasound-Assisted Electrocoagulation and Zeolite Integration: Assessment of a Hybrid Wastewater Treatment Approach. Processes. 2026;14(7):1152.
54. Amparán MAA, Palacios A, Flores GM, Olivera PMC. Review and future outlook for the removal of microplastics by physical, biological and chemical methods in water bodies and wastewaters. Environ Monit Assess. 2025;197(4):429.
55. Saini A, Shankar V. Evaluation of COD and Turbidity Removal Efficiency Using Hybrid Electrocoagulation-Electrooxidation–Based Domestic Wastewater Treatment. Water Conservation Science and Engineering. 2025;10(3):123.
56. Yu H, Liu B, Yuan H, Guo T, Yuan T, Huang Y, et al. Advances in electrochemical-based treatment of microplastics in wastewater: removal performance and



[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]

influencing factors. ENGINEERING Chemical Engineering. 2026;20(2):9.
57. Mateo S, Wenk J, Chew J, Exposito A. Electrocoagulation for Polystyrene and Polyethylene Microplastic Removal: Particle Size Effects, Mechanisms, and Floc Characterization. ACS ES T Water. 2026;6(8):5132-42.
58. Ahmadi MF, De Luna Y, Ahmad MI, Bensalah N. Iron electrocoagulation for kinetic hydrate inhibitor removal. Journal of Applied Electrochemistry. 2026;56(11):225.

[ Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07 ]