



Research Paper

Economic Analysis of the Electrocoagulation Process in Treating Polymer-Based Drilling Waste and Cost Comparison with Chemical Coagulation Based on PAC

Amirhooshang Mostajira¹ Leila Vafajoo^{1,2*}

¹Department of Chemical and Polymer Engineering, ST. C., Islamic Azad University, Tehran, Iran.

²Nano Research Centre, ST. C., Islamic Azad University, Tehran, Iran.

Keywords

Drilling waste
Electrocoagulation
Polyaluminum chloride
Economic analysis
Net treatment cost.



A B S T R A C T

The management of polymer-based drilling waste poses significant challenges due to its high organic load, substantial sludge generation, and limited water resources in oil-producing regions, necessitating the adoption of efficient and cost-effective treatment methods. In this study, the combined sedimentation–electrocoagulation (EC) process was evaluated from economic and energy perspectives and compared with the conventional chemical coagulation method using polyaluminum chloride (PAC). The cost–benefit analysis was conducted on the basis of treating one cubic meter of wastewater, using prevailing Iranian prices for the years 2024–2025. The results indicated that the direct treatment cost of EC was approximately 11,760 IRR/m³, whereas that of PAC was about 21,100 IRR/m³. When accounting for the benefits of water recovery (0.8 m³ for EC compared to 0.6 m³ for PAC) and reduced disposal costs, the net treatment cost for EC decreased to approximately –7,040 IRR/m³, representing a net economic saving. In contrast, the PAC process still exhibited a positive net cost of approximately 5,400 IRR/m³. Moreover, the specific energy consumption for COD removal in the scalable EC scenario was calculated to be about 1.77 kWh/kgCOD, while a higher value of 8.85 kWh/kgCOD was observed at the laboratory scale. Overall, the findings demonstrate that electrocoagulation, operating under alkaline conditions and employing low-cost, reusable steel electrodes, represents an economically viable and industrially scalable treatment option and, in many scenarios, outperforms conventional chemical coagulation.

*Corresponding Author: Leila Vafajoo.

Email Addresses: vafajoo@iau.ac.ir.

Mostajir, A. and Vafajoo, L. (2026). Economic Analysis of the Electrocoagulation Process in Treating Polymer-Based Drilling Waste and Cost Comparison with Chemical Coagulation Based on PAC. *Human Ecology*, 4(13), 1907-1922.



Doi: <https://doi.org/10.22034/he.2026.572408.1192>



مقاله پژوهشی

تحلیل اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی در تصفیه پسماند حفاری پایه پلیمری و مقایسه هزینه آن با انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC

امیر هوشنگ مستجیر^۱، لیلا وفاجو (نویسنده مسئول)^{۲،۱*}

^۱ گروه مهندسی شیمی و پلیمر، واحد تهران جنوب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

^۱ مرکز تحقیقات نانو، واحد تهران جنوب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

واژگان کلیدی

پسماند حفاری انعقاد
الکتریکی پلی آلومینیوم
کلراید تحلیل اقتصادی
هزینه خالص تصفیه.



چکیده

مدیریت پسماند حفاری با پایه پلیمری، به دلیل بار آلی بالا، تولید قابل توجه لجن و محدودیت منابع آب در مناطق نفت خیز، مستلزم به کارگیری روش های تصفیه کارا و اقتصادی است. در این پژوهش، کارایی فرآیند ترکیبی ته نشینی-انعقاد الکتریکی (EC) از منظر اقتصادی و مصرف انرژی ارزیابی و با روش متداول انعقاد شیمیایی با پلی آلومینیوم کلراید (PAC) مقایسه شده است. تحلیل هزینه-منفعت بر مبنای تصفیه یک مترمکعب پساب و با استفاده از قیمت های متعارف ایران در سال های ۱۴۰۳-۱۴۰۴ انجام شد. نتایج نشان داد که هزینه مستقیم فرآیند EC حدود ۱۱۷۶۰ تومان بر مترمکعب و برای PAC حدود ۲۱۱۰۰ تومان بر مترمکعب است. با در نظر گرفتن منافع حاصل از بازیافت آب (۰/۸ مترمکعب برای EC در مقابل ۰/۶ مترمکعب برای PAC) و کاهش هزینه های دفع پسماند، هزینه خالص تصفیه با EC به حدود ۷۰۴۰- تومان بر مترمکعب (صرفه جویی خالص) کاهش می یابد، در حالی که روش PAC همچنان دارای هزینه خالص مثبت در حدود ۵۴۰۰ تومان بر مترمکعب است. همچنین، شاخص انرژی ویژه حذف COD برای فرآیند EC در سناریوی مقیاس پذیر حدود ۱/۷۷ kWh/kgCOD در مقیاس آزمایشگاهی حدود ۸/۸۵ kWh/kgCOD محاسبه شد. در مجموع، نتایج نشان می دهد که انعقاد الکتریکی در شرایط عملیاتی قلیایی و با استفاده از الکترودهای فولادی کم هزینه و قابل استفاده مجدد، از نظر اقتصادی و قابلیت صنعتی سازی، گزینه ای رقابتی و در بسیاری از سناریوها برتر از انعقاد شیمیایی متداول است.

ارجاع به این مقاله: مستجیر، امیر هوشنگ و وفاجو، لیلا. (۱۴۰۴). تحلیل اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی در تصفیه پسماند حفاری پایه پلیمری و مقایسه هزینه آن با انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC. اکولوژی انسانی، ۴(۱۳)، ۱۹۰۷-۱۹۲۲.

۱. مقدمه

نفت از مهمترین منابع انرژی مورد استفاده است و فعالیت های مرتبط با صنعت نفت منجر به تولید حجم بالایی از پساب و انتشار آلاینده های مختلف به سیستم های آبی می گردد. صنایع نفتی در سراسر دنیا روزانه بیش از ۱/۴ میلیون بشکه لجن نفتی مخاطره آمیز برای محیط زیست تولید می کنند (زرندی و وحدتی، ۱۴۰۴). طبق مطالعات، طی دو دهه آینده، تقاضای جهانی برای نفت به حدود ۱۰۷ میلیون بشکه در روز افزایش یافته و حدود ۳۲٪ انرژی جهانی تا سال ۲۰۳۰ از نفت تامین خواهد شد. این آمار نشان می دهد پساب های حاصل از صنایع نفتی و پالایشگاهی به صورت روز افزونی در حال افزایش و تخلیه به محیط بوده و تهدیدی جدی برای منابع آبی جهان محسوب می گردد (Mollah et al., 2004).

این موارد از ترکیب متنوع شیمیایی تشکیل شده و به دلیل برداشتن مواد سمی مختلف مانند فلز، هیدروکربن های نفتی و هیدروکربن های پلی آروماتیک به محض ورود به هوا، آب و خاک، اثرات زیست محیطی مخربی را به وجود آورده و به عنوان یکی از پسماندهای صنعتی خطرناک مطرح می شوند (Koby et al., 2006). تصفیه پساب های نفتی از طریق روش های مختلف فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و یا تلفیقی از آنها امکانپذیر است. که از میان آنها می توان به روش های فیزیکی مانند جذب فتوکاتالیستی، فنتون و ازن زنی و روش های بیولوژیکی با استفاده از جلبک، باکتری و قارچ اشاره کرد (Merzouk et al., 2010).

لازم به ذکر است بسیاری از این روش ها برای تصفیه آب های الوده شدید با غلظت COD بالای ۴۰۰۰ mg/L مناسب نیست. به همین دلیل نیاز مبرم برای توسعه روش های پیشرفته در حذف مواد آلی غیرقابل تجزیه بیولوژیکی از فاضلاب نفتی وجود دارد (زرندی و وحدتی، ۱۴۰۴). از طرفی بسیاری از هیدروکربن های آلیفاتیک و آروماتیک موجود در پساب های نفتی توسط روش های معمولی تصفیه نمی شود، بنابراین برای حذف این نوع مواد روش های نوین راهکار مناسب می باشد (Vasiljeva et al., 2020). با افزایش استانداردهای آب آشامیدنی و مقررات سختگیرانه زیست محیطی در رابطه با تخلیه فاضلاب، تکنولوژی های الکتروشیمیایی در طول دو دهه گذشته اهمیت خود را در سراسر جهان به دست آورده اند و امروزه فرایندهای الکتروشیمیایی همچون بازیابی فلزات، انعقاد الکتریکی، شناورسازی الکتریکی و اکسیداسیون الکتریکی را میتوان جزو فناوری های مؤثر در زمینه تصفیه فاضلاب های مختلف به حساب آورد (Mohammed et al., 2023).

دفع نامناسب این پسماندها می تواند موجب آلودگی شدید منابع آب و خاک گردد. از سوی دیگر، محدودیت منابع آب، به ویژه در مناطق نفت خیز خشک و نیمه خشک، چالشی اساسی برای عملیات حفاری ایجاد کرده است. گزارش های بین المللی سازمان ملل متحد و بانک جهانی نشان می دهد ایران در زمره کشورهای دارای تنش شدید آبی قرار دارد و تأمین آب صنعتی در بسیاری از مناطق نفتی با هزینه های بالا، محدودیت های لجستیکی و وابستگی به منابع آب انتقالی همراه است (Islam et al., 2011). در چنین شرایطی، بازیافت و استفاده مجدد از آب موجود در پسماند گل حفاری نه تنها یک الزام زیست محیطی، بلکه یک ضرورت اقتصادی و راهبردی برای پایداری عملیات حفاری محسوب می شود (Bazrafshan et al., 2022).

علاوه بر پیامدهای زیست محیطی، هزینه های مدیریت پسماند حفاری و تأمین آب، یکی از مؤلفه های تعیین کننده در انتخاب روش مناسب تصفیه و بازیافت محسوب می شود (Zakeri et al., 2021). از سوی دیگر، محدودیت منابع آب، به ویژه در مناطق نفت خیز خشک و نیمه خشک، چالشی اساسی برای عملیات حفاری ایجاد کرده است. گزارش های بین المللی سازمان ملل متحد و بانک جهانی نشان می دهد ایران در زمره کشورهای دارای تنش شدید آبی قرار دارد و تأمین آب صنعتی در بسیاری از مناطق نفتی با هزینه های بالا، محدودیت های لجستیکی و وابستگی به منابع آب انتقالی همراه است (Bazrafshan et al., 2022). در چنین شرایطی، بازیافت و استفاده مجدد از آب موجود در پسماند گل حفاری نه تنها یک الزام زیست محیطی، بلکه یک ضرورت اقتصادی و راهبردی برای پایداری عملیات حفاری محسوب می شود. روش های متداول مدیریت پسماند حفاری، نظیر حوضچه های تبخیری، تثبیت و جامدسازی شیمیایی و تزریق به چاه، با چالش هایی از جمله هزینه های بالا، نیاز به زیرساخت های گسترده، خطر آلودگی ثانویه و کارایی محدود در حذف ترکیبات آلی پایدار مواجه هستند. به ویژه استفاده از منعقدکننده های شیمیایی متداول مانند پلی آلومینیوم کلراید (PAC)، اگرچه در کاهش کدورت مؤثر است، اما منجر به افزایش هزینه های عملیاتی، وابستگی به مواد شیمیایی و تولید حجم قابل توجهی لجن می شود (Zakeri et al., 2021). از این رو در پژوهش حاضر به تحلیل اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی در تصفیه پسماند حفاری پایه پلیمری و مقایسه هزینه آن با انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC پرداخته شد.

۲. روش تحقیق:

۲.۱. روش انجام آزمایش

جهت انجام آزمایش، آزمایش‌هایی در مقیاس ناپیوسته^۱ در شرایط کنترل شده آزمایشگاهی طراحی و اجرا گردید. رویکرد پژوهش مبتنی بر بررسی اثر پارامترهای عملیاتی مختلف شامل نوع الکترود (آلومینیوم یا آهن)، چگالی جریان الکتریکی، pH اولیه محلول، تعداد الکترودها و زمان تماس بر راندمان حذف آلاینده COD، در پساب گل حفاری است.

۲.۲. مواد و تجهیزات مورد استفاده

جهت انجام فرآیند انعقاد الکتریکی و اندازه‌گیری پارامترهای مختلف، تجهیزات زیر به کار گرفته شد:

جدول ۱. مشخصات فنی تجهیزات آزمایشگاهی.

تجهیز آزمایشگاهی	مدل	کاربرد
راکتور انعقاد الکتریکی	پلکسی گلاس با ابعاد ۱۲ سانتی متری ۱۵ سانتی متری ۱۲ سانتی متری	انجام واکنش EC
راکتور هضم دیجیتال	DRB200-HACH	راکتور انجام واکنش ویال در دمای ۱۵۰ درجه سانتیگراد بمدت ۲ ساعت
طیف‌سنج (اسپکتروفتومتر)	DR1900-HACH	اندازه‌گیری COD محتوای ویالها، از طریق طیف سنجی
منبع تغذیه	S-500-48	تامین آمپر- ولتاژ متغیر جهت فرایند EC (۴۰-۷۰ آمپر)
ترازوی دیجیتال	KIA ELECTRONIC SCALE BL1000	اندازه‌گیری وزن مواد گل حفاری جهت ساخت گل حفاری
دماسنج دیجیتال	A28231	اندازه‌گیری دمای گل حفاری
اندازه‌گیر pH	Milwaukee pH56	اندازه‌گیری اسیدیته گل حفاری
میکسر	Hamilton Beach HMD-200	مخلوط مواد شیمیایی و تهیه گل حفاری
الکترودهای فلزی	صفحات آلومینیوم و آهن	صفحات توری به ابعاد ۱۴.۵ سانتی متری ۱۱.۵ سانتی متری

مواد مورد استفاده در پژوهش حاضر شامل نمونه پسماند گل حفاری، الکترودهای آلومینیوم و آهن، محلول‌های استاندارد برای کالیبراسیون دستگاه‌ها، اسید کلریدریک ۲ و سدیم هیدروکسید ۳ برای تنظیم pH، معرف‌های ویژه (ویال) تست COD و آب مقطر جهت رقیق‌سازی محلول‌ها و شست‌وشوی تجهیزات است.

۲.۳. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی پسماند گل حفاری

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه اولیه پسماند مطابق با روش‌های استاندارد آزمایشگاهی (بر اساس استانداردهای EPA و ASTM) اندازه‌گیری شد. جدول زیر برخی از مهم‌ترین پارامترهای شناسایی شده را نشان می‌دهد:

جدول ۲. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه اولیه پسماند.

پارامتر	واحد	مقدار اولیه	روش اندازه‌گیری
pH	-	۱۰	pH متر دیجیتال
COD	mg/L	۳۳۵۰	طیف‌سنج (اسپکتروفتومتر)

جدول ۳. نوع گل حفاری، بازه‌های عمقی و ترکیب‌های استفاده‌شده در مطالعه حاضر

اندازه چاه	نوع گل حفاری	عمق چاه (از سطح زمین)	ترکیب (فرمولاسیون)
۱۷.۵ اینچ و ۱۲.۲۵ اینچ	KCl-pHPA	۰ تا ۹۰ متر	فرمول گل: مطابق جدول ۱۷ پیل: آب تازه + سودا اش + بنتونیت + آهک
		۹۰ متر تا ۳۲۲۵ متر	پیل: آب تازه + سودا اش + بنتونیت + سود سوزآور

جدول ۴. فرمولاسیون گل حفاری در این تحقیق.

ماده	مقدار	واحد
آب	۳۵۰	میلی‌لیتر
pHPA (پلی‌آکریل‌آمید با هیدرولیز جزئی)	۰.۵	گرم
PAC کم‌گرانروی	۱	گرم

1 Batch Reactor
2 HCl
3 NaOH

سودا اش	۰.۵	گرم
نشاسته	۷	گرم
KCl (پتاسیم کلرید)	۲۵	گرم
XG (زانتان گام)	۰.۵	گرم
NaCl (نمک طعام)	۸۰	گرم
باریت	۲۰	گرم
سود سوزآور (کاستیک)	۰.۵	گرم

جدول ۵. خواص گل حفاری در این تحقیق.

ویژگی	مقدار	واحد
چگالی	۸۰	پوند بر فوت مکعب (lb/ft ³)
ویسکوزیته قیف مارش *	۴۰-۵۰	ثانیه بر کوارت (s/q)
pH	۹.۳-۹.۶	—
هرزروی سیال به روش API**	۷-۵	سانتی متر مکعب در ۳۰ دقیقه (cm ³ /30min)
استحکام ژل	۲.۵/۴.۷۳۴	پوند نیرو بر ۱۰۰ فوت مربع (lbf/100ft ²) (۱۰ ثانیه / ۶۰۰ ثانیه)
آزمون متیلن بلو (MBT)	<۱۲.۵	پوند بر بشکه بنتونیت معادل (lbm/bbl)
KCl / pHPA	(۳۵-۲۵)/(۱۰۰.۳)	—

۲.۴. طراحی و اجرای آزمایش‌ها

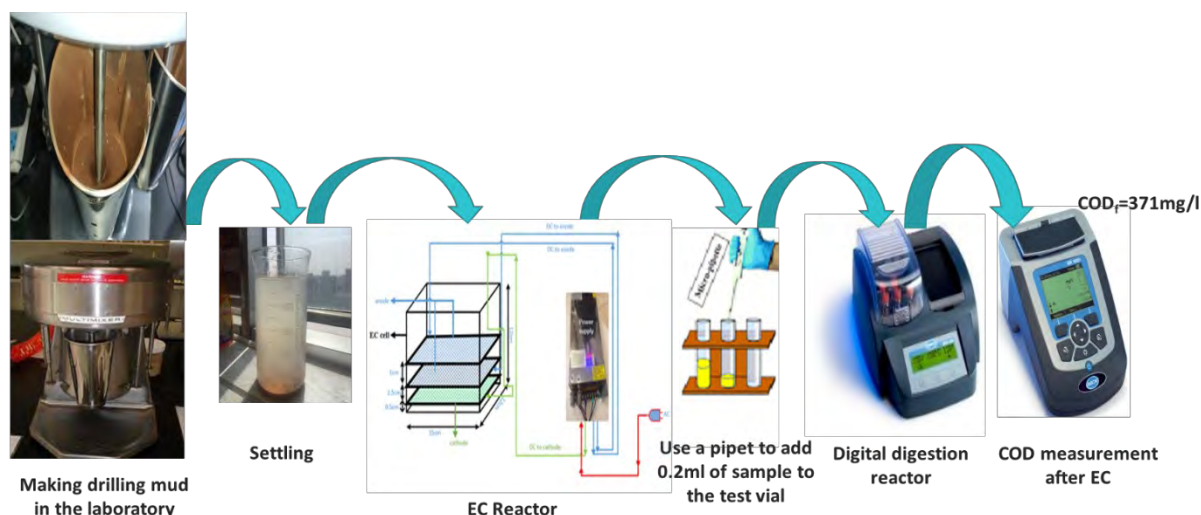
برای ارزیابی عملکرد فرآیند انعقاد الکتریکی (EC) در تصفیه پسماند گل حفاری، مجموعه‌ای از آزمایش‌ها در مقیاس آزمایشگاهی و در سیستم ناپیوسته (Batch) مطابق شکل ۱ طراحی و اجرا شد. در این بخش، طراحی پارامترهای موثر، نحوه اجرای آزمایش‌ها و رویکرد بهینه‌سازی شرایط عملیاتی شرح داده می‌شود.



شکل ۱. سلول آزمایشی با آند و کاتد افقی برای فرآیند انعقاد الکتریکی.

۲.۵. نحوه اجرا و تجزیه و تحلیل آزمایش‌ها

راکتور آزمایشگاهی شامل یک ظرف مکعب مستطیل از جنس پلکسی گلاس مقاوم به خوردگی با حجم ۲.۱۶ لیتر بود. الکترودها (با اندازه و نوع مشخص مطابق شکل ۲) به صورت موازی در راکتور نصب شده و به منبع تغذیه DC متصل گردیدند. قبل از شروع هر آزمایش، سطح الکترودها توسط سنباده نرم تمیز و با آب مقطر شست‌وشو داده شد. نمونه پسماند گل حفاری در حجم مشخص وارد راکتور شده و pH آن با HCl یا NaOH تنظیم شد. پس از تنظیم پارامترها، جریان مستقیم اعمال و فرآیند تا زمان مشخص ادامه یافت. پس از اتمام، محلول سانتریفیوژ شده و بخش مایع برای آنالیز برداشت شد. هر آزمایش سه بار تکرار و میانگین نتایج ثبت گردید.



شکل ۲- مراحل انجام آزمایش و اندازه گیری COD

برای تحلیل داده‌ها و بهینه‌سازی پارامترهای عملیاتی، از روش سطح پاسخ^۱ استفاده شد. نرم‌افزارهای مورد استفاده در تحلیل نتایج عبارت بودند از:

- طراحی آزمایش^۲ (برای مدل‌سازی و بهینه‌سازی چند متغیره)

برای بررسی اثربخشی فرآیند انعقاد الکتریکی (EC) در حذف آلاینده‌های موجود در پسماند گل حفاری، مجموعه‌ای از پارامترهای کمی و کیفی در مراحل قبل و بعد از انجام فرآیند اندازه‌گیری و تحلیل گردید. روش‌های مورد استفاده برای ارزیابی کارایی فرآیند به شرح زیر است: پارامترهای کلیدی آلودگی شامل موارد زیر بوده و به کمک روش‌ها و دستگاه‌های استاندارد اندازه‌گیری می‌شوند:

جدول ۶. دستگاه‌های استاندارد اندازه‌گیری پارامترهای کلیدی آلودگی گل.

پارامتر	روش آزمایشگاهی	استاندارد مرجع
COD (اکسیژن‌خواهی شیمیایی)	روش بسته رنگ‌سنجی با کیت‌های آماده ^۳	استاندارد EPA 410.4
TSS (کل مواد جامد معلق)	فیلتراسیون و توزین با فیلتر GF/C	ASTM D5907
pH	اندازه‌گیری با pH متر رومیزی	ASTM D1293
هدایت الکتریکی (EC)	با دستگاه EC متر	ASTM D1125
روغن و چربی (O&G)	استخراج با حلال هگزان و اندازه‌گیری وزنی یا طیف سنجی	EPA Method 1664
فلزات سنگین (Pb, Cr, Cd)	جذب اتمی ^۴	ASTM D4190

کارایی فرآیند در حذف هر پارامتر با استفاده از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$(\%) = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

که در آن:

- C_0 : غلظت اولیه آلاینده (قبل از فرآیند)
- C_t : غلظت نهایی آلاینده (بعد از فرآیند)

برای بررسی معنی‌داری تاثیر پارامترهای عملیاتی بر خروجی فرآیند، از آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) برای تعیین تاثیر عوامل مستقل، مدل‌سازی رگرسیونی چندمتغیره جهت پیش‌بینی راندمان حذف، تحلیل سطح پاسخ (RSM) برای تعیین شرایط بهینه عملیاتی، بررسی همبستگی بین پارامترها با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون استفاده گردید. نرم‌افزار مورد استفاده شامل Design Expert برای طراحی آزمایش و تحلیل سطح پاسخ، بود.

۲.۶. برآورد/تحلیل اقتصادی فرآیند ترکیبی تهنشینی-انعقاد الکتریکی

مبنای محاسبات، هزینه به ازای تصفیه هر مترمکعب پساب در شرایط بهینه عملیاتی تعیین‌شده در این تحقیق است. هزینه کل فرآیند پیشنهادی را می‌توان به صورت زیر نوشت:

¹ RSM

² Design Expert

³ COD Vials

⁴ Atomic Absorption Spectroscopy

$$C_{total} = C_{el} + C_{elc} + C_{chem} + C_{OM} \quad (2)$$

که در آن:

- C_{el} : هزینه انرژی الکتریکی مصرفی (ریال بر مترمکعب پساب)
- C_{elc} : هزینه مصرف الکترودها (ریال بر مترمکعب پساب)
- C_{chem} : هزینه مواد شیمیایی کمکی (مانند تنظیم کننده های pH)
- C_{OM} : هزینه های بهره برداری و نگهداری (هزینه های نیروی انسانی، تمیزکاری الکترودها، دفع لجن و ...)

۲.۷. هزینه انرژی الکتریکی

انرژی الکتریکی ویژه مصرفی در فرآیند انعقاد الکتریکی (به ازای هر مترمکعب پساب) از رابطه (۳) به دست آمد

$$E = \frac{U \times I \times t}{V \times 1000} \quad (3)$$

که در آن:

E : انرژی مصرفی ویژه (kWh/m^3),

U : ولتاژ متوسط بین الکترودها (V),

I : شدت جریان (A),

t : زمان واکنش (h),

V : حجم مؤثر محلول در راکتور (m^3).

با در اختیار داشتن مقدار E در شرایط بهینه عملیاتی و تعرفه برق صنعتی، هزینه انرژی الکتریکی به صورت زیر محاسبه می شود:

$$C_{el} = E \times T_{el} \quad (4)$$

که در آن T_{el} تعرفه برق بر حسب ریال به ازای هر kWh است.

هزینه مصرف الکترودها

الکترودهای آند در فرآیند EC به صورت الکتروشیمیایی حل شده و گونه های هیدروکسیدی فلز را تولید می کنند. اگر کاهش جرم الکترودها در طی یک آزمایش (با توزین قبل و بعد) اندازه گیری شود، می توان مصرف الکترودها را بر حسب kg/m^3 پساب به صورت تجربی به دست آورد. در صورت عدم اندازه گیری مستقیم، جرم الکترودها حل شده با استفاده از قانون فارادی قابل برآورد است:

$$m_{elc} = \frac{M \times t \times I}{z \times F} \quad (5)$$

که در آن:

• m_{elc} : جرم فلز حل شده (kg),

• M : جرم مولی فلز آند (kg/mol),

• z : تعداد الکترون های مبادله شده در واکنش اکسیداسیون،

• F : ثابت فارادی (C/mol).

با در نظر گرفتن حجم پساب تصفیه شده، می توان مصرف الکترودها به ازای یک مترمکعب پساب را محاسبه و هزینه متناظر را به صورت زیر نوشت:

$$C_{elc} = m_{elc}(1 \text{ m}^3) \times P_{elc} \quad (6)$$

که در آن $m_{elc}(1 \text{ m}^3)$ جرم الکترودها مصرف شده به ازای تصفیه یک مترمکعب پساب و P_{elc} قیمت هر کیلوگرم الکترودها (kg / ریال) است.

هزینه مواد شیمیایی و بهره برداری

در فرآیند حاضر، مهم ترین ماده شیمیایی مورد استفاده، مواد تنظیم کننده pH (مانند سود سوزآور) است. اگر دوز مصرفی ماده تنظیم کننده pH به ازای هر مترمکعب پساب برابر با d_{chem} (kg/m^3) و قیمت آن P_{chem} (ریال / kg) باشد، هزینه مواد شیمیایی به صورت زیر محاسبه می شود:

$$C_{chem} = d_{chem} \times P_{chem} \quad (7)$$

هزینه های بهره برداری و نگهداری (C_{OM}) شامل هزینه نیروی انسانی، تمیزکاری دوره ای الکترودها، سرویس سیستم و دفع لجن است که در این برآورد مقدماتی می توان آن را بر اساس تجربه های صنعتی موجود یا ضرایب متعارف، به صورت یک مقدار سرانه به ازای هر مترمکعب پساب در نظر گرفت.

۲.۸. منافع و صرفه‌جویی‌های اقتصادی

اگر حجم آب بازیافتی به ازای هر مترمکعب پساب برابر V_{rec} (m^3/m^3) و هزینه تأمین هر مترمکعب آب تازه برابر C_{wate} (ریال/ m^3) باشد، صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب به صورت زیر خواهد بود:

$$C_{save, water} = V_{rec} \times C_{water} \quad (8)$$

اگر کاهش حجم مؤثر پسماند در اثر فرآیند تصفیه برابر ΔV_{waste} (m^3/m^3) و هزینه دفع هر مترمکعب پسماند برابر $C_{disposal}$ (ریال/ m^3) باشد، صرفه‌جویی حاصل به صورت زیر برآورد می‌شود:

$$C_{save, disposal} = \Delta V_{waste} \times C_{disposal} \quad (9)$$

در نتیجه، منفعت اقتصادی کل ناشی از اجرای فرآیند را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$C_{save, total} = C_{save, water} + C_{save, disposal} \quad (10)$$

با ترکیب روابط فوق، هزینه خالص تصفیه به ازای واحد حجم پساب به صورت زیر به‌دست می‌آید:

$$C_{net} = C_{total} - C_{save, total} \quad (11)$$

به‌طوری‌که اگر C_{net} کوچک و یا منفی باشد، فرآیند از دیدگاه اقتصادی قابل قبول و در صورت منفی بودن، سودآور خواهد بود. برای محاسبه، قیمت‌های منتشرشده در ایران طی سال‌های ۱۴۰۳-۱۴۰۴ را در نظر گرفته شد.

برق صنعتی: طبق مصوبه‌های وزارت نیرو و گزارش‌های مربوط به تعرفه برق صنعتی، میانگین نرخ برق برای مشترکین تولیدی (صنعت و معدن) در سال ۱۴۰۳-۱۴۰۴ حدود ۱۹۵۰۰ تا ۳۹۰۰۰ ریال به ازای هر کیلووات‌ساعت گزارش شده است. برای برآورد، مقدار ۲۹۰۰۰ ریال $\approx$ ۲۰۰ تومان بر kWh را به‌عنوان یک مقدار میانگین و محافظه‌کارانه در نظر می‌گیریم.

قیمت آب و پساب: طبق مصوبه وزارت نیرو، قیمت غیریارانه‌ای آب (هزینه تأمین آب) حدود ۴۵۰۰۰ ریال به ازای هر مترمکعب تعیین شده که مبنای محاسبه برای مصارف صنعتی هم هست (حدود ۴۹۵۰۰ تومان بر m^3). در یک گزارش صنعتی (کارخانه فولاد)، ذکر شده که قیمت خرید پساب تصفیه‌شده برای صنعت حدود ۶۵۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب بوده است. (خبرگزاری برنا، ۱۴۰۲). ما برای ارزش اقتصادی آب بازیافتی از همین ۶۵۰۰ m^3 تومان استفاده می‌کنیم. قیمت پایه پساب در کشور حدود ۱۶۸۰۱۸۳ m^3 ریال $\approx$ ۱۶۰۸۰۰ m^3 تومان گزارش شده است؛ این را به‌عنوان هزینه دفع پساب صنعتی بدون تصفیه در نظر می‌گیریم (زرندی و وحدتی، ۲۰۲۵).

قیمت الکتروود فلزی: الکتروود فولاد ۱۸، ضخامت ۲ میلی‌متر / در بازار ایران (۱۴۰۴) حدود ۵۰۰۰۰۰ تا ۷۰۰۰۰۰ تومان بر کیلوگرم است. برای برآورد، مقدار ۶۰۰۰۰۰ تومان/kg را به‌عنوان میانگین قیمت الکتروود آهنی در نظر می‌گیریم. هر صفحه ۳ بار قابل استفاده و تمیز کردن است. یعنی هزینه خرید الکتروود بین ۳ بار استفاده تقسیم می‌شود و از طرفی قیمت مؤثر $= 600,000 \div 3 = 200,000$ تومان/kg است.

قیمت سود پرک (NaOH): قیمت سود پرک ۹۸٪ در بازار ایران برای مصارف صنعتی در بازه‌های حدود ۴۰۰۰۰۰ تا ۶۰۰۰۰۰ تومان بر کیلوگرم (خرید عمده) دیده می‌شود. برای برآورد، ۵۰۰۰۰۰ تومان/kg را در نظر می‌گیریم. برای این بررسی، فرض می‌کنیم (همه به ازای ۱ مترمکعب پساب):

مصرف انرژی الکتریکی فرآیند EC

بر اساس بازه‌های گزارش‌شده برای EC، مصرف انرژی معمولاً حدود ۰.۵ تا ۲ kWh بر m^3 است (Mollah et al., 2004; Kobya et al., 2006; Merzouk et al., 2010)

فرض: $E = 2 \text{ kWh/m}^3$

مصرف الکتروود آهنی

با توجه به نتایج معمول طراحی صنعتی EC و قانون فارادی، مصرف فلز حدود ۰.۱ تا ۰.۳ kg/ m^3 است (Islam et al., 2011; Васильева et al., 2020; Mohammed et al., 2023)

فرض: $m_{elc} = 0.15 \text{ kg/m}^3$

مصرف سود پرک برای تنظیم pH

فرض: $d_{NaOH} = 0 \text{ kg/m}^3$

حجم آب بازیافتی و کاهش حجم پسماند

فرض می‌کنیم از هر ۱ m^3 پساب حفاری: ۰.۸ m^3 آب قابل استفاده مجدد (بازیافت آب)، ۰.۲ m^3 لجن/پسماند غلیظ برای دفع نهایی باقی بماند.

کاهش COD به صورت نمونه

-فرض: کاهش COD از مثلاً ۱۵۰۰ به ۵۰۰ mg/L : کاهش $1000 \text{ kg/m}^3 = 1 \text{ mg/L}$
بنابراین می‌توانیم «هزینه به ازای هر کیلو COD حذف‌شده» را بیان کنیم.

محاسبه هزینه‌ها (به ازای ۱ مترمکعب پساب)

هزینه انرژی الکتریکی:

$$KWh = E = 2kWh/m^3, T_{el}$$

$$T_{el} = C_{el} = 200 \text{ تومان/m}^3$$

هزینه برق در کل ساختار هزینه، خیلی کوچک است (کمتر از ۱٪).

هزینه مصرف الکترو:

$$P_{elc} = 20,000 \text{ تومان/kg}, m_{elc} = 0.15 \text{ kg/m}^3$$

$$C_{elc} = 0.15 \times 20,000 \approx 3,000 \text{ تومان/m}^3$$

هزینه مواد شیمیایی (سود پرک): با توجه به استفاده از الکترو فولا ۱۸ و محدوده قلیایی مناسب پسماند میزان مصرف صفر است.

$$P_{NaOH} = 50,000 \text{ تومان/kg}, d_{NaOH} = 0 \text{ kg/m}^3$$

$$C_{chem} = 0 \times 50,000 = 0 \text{ تومان/m}^3$$

هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری

این بخش وابسته به مقیاس، محل و دستمزد است. برای یک برآورد محافظه‌کارانه، فرض می‌کنیم: (این مقدار در حدود ۲۰-۳۰٪ هزینه‌های مستقیم دیگر (انرژی و مصرف الکترو/مواد) قرار می‌گیرد که با رویکردهای مشابه در مطالعات اقتصادی فرآیندهای تصفیه الکتروشیمیایی قابل مقایسه است (Islam et al., 2011).

$$C_{OM} = 5,000 \text{ تومان/m}^3$$

۲.۹. هزینه دفع پسماند

$$C_{disposal} = 0.20 \times 16,800 \approx 3,360 \text{ تومان/m}^3$$

۲.۱۰. جمع‌بندی هزینه‌های مستقیم

$$C_{total} = C_{el} + C_{elc} + C_{chem} + C_{OM} + C_{disposal}$$

$$C_{total} = 400 + 11,360 + 0 + 5,000 + 3,360 \approx 20,120 \text{ تومان/m}^3$$

بنابراین هزینه مستقیم تصفیه $\approx 11,360$ تومان به ازای هر مترمکعب پساب حفاری.

۲.۱۱. محاسبه منافع اقتصادی (صرفه‌جویی‌ها)

صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب

فرض:

$$V_{rec} = 0.8 \text{ m}^3$$

ارزش اقتصادی آب بازیافتی (بر اساس خرید پساب برای صنعت) $\approx 6,500$ تومان/ m^3

$$C_{save, water} = 0.8 \times 6,500 \approx 5,200 \text{ تومان/m}^3$$

صرفه‌جویی ناشی از کاهش هزینه دفع پسماند

قیمت پایه پساب (به عنوان معیاری از هزینه دفع/ارزش آن) $\approx 16,800$ تومان/ m^3

اگر بدون تصفیه، کل ۱ m^3 باید با این هزینه دفع شود، اما با فرآیند ما فقط ۰.۲ m^3 به صورت لجن غلیظ باقی می‌ماند، صرفه‌جویی:

$$\Delta V_{waste} = 1.0 - 0.2 = 0.8 \text{ m}^3$$

$$C_{save, disposal} = 0.8 \times 16,800 \approx 13,440 \text{ تومان/m}^3$$

۲.۱۲. نتیجه‌گیری اقتصادی نمونه

هزینه خالص تصفیه

$$C_{net} = C_{total} - C_{save, total}$$

$$C_{net} \approx 11,360 - 18,800 - 70 = -7,510 \text{ تومان/m}^3$$

بنابراین می‌توان نوشت: هزینه خالص فرآیند ترکیبی ته‌نشینی-انعقاد الکتریکی (با فرض‌های فوق) در حدود منفی ۷ هزار تومان به ازای هر مترمکعب پساب حفاری است.

۳. یافته‌ها:

اگر فقط هزینه‌های مستقیم را ببینیم: حدود ۱۱۷۶۰ تومان/ m^3
 - اگر منافع بازیافت آب + کاهش دفع را هم حساب کنیم: هزینه خالص منفی می‌شود (حدود ۷۰۴۰ تومان صرفه‌جویی خالص برای هر مترمکعب).

هزینه به ازای هر کیلوگرم COD حذف‌شده:

با فرض کاهش COD حدود ۱ kg/m^3 (از ۱۵۰۰ به ۵۰۰ mg/L):

$$/kg\ COD-7040 = 1040, -7\Delta COD \approx /C_{COD} \approx C_{net}$$

یعنی از منظر اقتصادی، به‌ازای هر کیلو COD حذف‌شده، حدوداً ۷ هزار تومان سود خالص می‌باشد.

جدول ۷. برآورد اجزای هزینه فرآیند ترکیبی ته‌نشینی-انعقاد الکتریکی به ازای تصفیه یک مترمکعب پساب حفاری

ردیف	جزء هزینه	مقدار تقریبی به ازای ۱ m^3 پساب	توضیحات / فرض‌ها
۱	هزینه انرژی الکتریکی (C_{el})	۴۰۰ تومان / m^3	مصرف انرژی ۲ kWh/m^3 ، تعرفه برق صنعتی ۲۰۰ تومان / kWh
۲	هزینه مصرف الکتروود آهنی (C_{elc})	۳۰۰۰ تومان / m^3	مصرف الکتروود ۱۵ kg/m^3 ، قیمت ۲۰۰۰۰ تومان / kg
۳	هزینه مواد شیمیایی (سود پرک) (C_{chem})	۰ تومان / m^3	مصرف NaOH حدود ۵ kg/m^3 ، قیمت ۵۰۰۰۰ تومان / kg
۴	هزینه بهره‌برداری و نگهداری (C_{om})	۵۰۰۰ تومان / m^3	برآورد سرانه برای نیروی انسانی، و سرویس
۵	هزینه دفع پسماند	۳۳۶۰ تومان / m^3	هزینه دفع لجن
۵	جمع هزینه‌های مستقیم (C_{total})	۱۱۷۶۰ تومان / m^3	تقریباً ۸ هزار تومان به ازای تصفیه هر مترمکعب پساب حفاری

جدول ۸. برآورد منافع اقتصادی و هزینه خالص فرآیند ترکیبی ته‌نشینی-انعقاد الکتریکی به ازای یک مترمکعب پساب حفاری.

ردیف	نوع منفعت / شاخص اقتصادی	مقدار تقریبی به ازای ۱ m^3 پساب	توضیحات / فرض‌ها
۱	صرفه‌جویی ناشی از بازیافت آب ($C_{save,water}$)	۵۲۰۰ تومان / m^3	بازیافت ۰/۸ m^3 آب، ارزش تقریبی ۶۵۰۰ تومان برای هر مترمکعب آب بازیافتی
۲	صرفه‌جویی ناشی از کاهش هزینه دفع پسماند ($C_{save,disposal}$)	۱۳۶۰۰ تومان / m^3	کاهش ۰/۸ m^3 حجم پسماند، هزینه دفع/قیمت پایه پساب ≈ 16800 تومان / m^3
۳	جمع منافع اقتصادی ($C_{save,total}$)	۱۸۸۰۰ تومان / m^3	جمع دو ردیف بالا
۴	هزینه خالص فرآیند (C_{net})	۷,۰۴۰ تومان / m^3	$C_{net} = C_{total} - C_{save,total}$ $- (18,800 \approx 7040, 11 C_{net} \approx -)$ $040, 7 \text{ تومان } / m^3$
۵	هزینه خالص حذف COD	۷,۰۴۰ $kg\ COD$ / تومان	با فرض کاهش حدود ۱۰۰۰ mg/L $\approx$ با فرض کاهش حدود ۱۰۰۰ mg/L $\approx$ COD kg/m^3 در فرآیند

همان‌گونه که در جدول‌های ۷ و ۸ مشاهده می‌شود، هزینه مستقیم فرآیند ترکیبی ته‌نشینی-انعقاد الکتریکی برای تصفیه هر مترمکعب پساب حفاری در حدود ۱۱۷۶۰ تومان برآورد شده است. در مقابل، منافع اقتصادی ناشی از بازیافت آب و کاهش هزینه دفع پسماند حدود ۱۸۰۸۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب است. بنابراین، هزینه خالص تصفیه در حدود منفی ۷,۰۴۰ تومان به ازای هر مترمکعب و هزینه خالص حذف آلودگی بر حسب COD تقریباً منفی ۷,۰۴۰ تومان به ازای هر کیلوگرم COD حذف‌شده به‌دست می‌آید. این ارقام با توجه به ماهیت پیچیده پساب حفاری و محدودیت منابع آب در مناطق نفت‌خیز، نشان‌دهنده توجیه‌پذیری اقتصادی و قابلیت رقابت فرآیند پیشنهادی با روش‌های متداول مدیریت پسماند است.

دقیقاً مشابه EC، برای روش شیمیایی با پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC) هم یک برآورد واحد هزینه انجام داده و سپس دو روش را کنار هم جمع‌بندی و با هم مقایسه می‌کنیم.

۳.۱. فرض‌های معقول برای روش PAC

برای پساب گل حفاری با COD بالا، دوز PAC عبارت است از (Zakeri et al., 2021; Bazrafshan et al., 2022; Zhou & Zhang, 2025)

$$\text{kg/m}^3 \cdot 0.1 \text{ mg/L} = 100 \cdot d_{\text{PAC}} =$$

(برای پساب‌های خیلی سنگین ممکن است میزان مصرف بیشتر باشد).

قیمت PAC در ایران (خرید عمده صنعتی):

در بازار داخلی معمولاً حدود ۷۰-۱۲۰ هزار تومان بر کیلوگرم است؛ ما ۱۰۰,۰۰۰ تومان/kg را در نظر می‌گیریم. (سایت مقایسه قیمت ترب برای پلی آلومینیوم کلراید)

مصرف کمک منعقدکننده (مثلاً آهک یا پلی‌الکترولیت):

فرض می‌کنیم از پلی‌الکترولیت آنیونی/غیرآنیونی در حد $\text{kg/m}^3 \cdot 0.005 = 5 \text{ mg/L}$ استفاده شود با قیمت تقریبی ۲۰۰,۰۰۰ تومان/kg (مقدار مصرف کم است ولی قیمت گران می‌باشد).

انرژی مخلوط کردن / هم‌زدن: (Mollah et al., 2004; Saad et al., 2022).

به‌مراتب کمتر از EC است، فرض می‌کنیم در حد $\text{kWh/m}^3 \cdot 0.5$ با همان تعرفه ۲۰۰ تومان/kWh.

حجم لجن:

با توجه به اندازه‌گیری حجم لجن و آب در استوانه مدرج در طی آزمایشات مشاهده گردیده که روش شیمیایی معمولاً لجن بیشتری تولید می‌کند که حدود $\text{m}^3 \cdot 0.3$ لجن از هر m^3 پساب تولید می‌شود. (در برابر ۰.۲ برای EC).

۳.۲. هزینه روش PAC به ازای m^3 پساب:

هزینه PAC

$$d_{\text{PAC}} = 0.1 \text{ kg/m}^3, P_{\text{PAC}} = 100,000 \text{ تومان/kg}$$

$$C_{\text{PAC}} = 0.1 \times 100,000 = 10,000 \text{ تومان/m}^3$$

هزینه کمک منعقد (پلی‌الکترولیت)

$$\text{kg/m}^3 \cdot 0.005 d_{\text{poly}} = 0.005 \text{ kg/m}^3, P_{\text{poly}} = 200,000$$

$$\text{toman/m}^3 \cdot C_{\text{poly}} = 0.005 \times 200,000 = 1,000$$

هزینه انرژی (هم‌زدن، اختلاط سریع و آرام، پمپاژ)

$$\text{kWh/m}^3 \cdot E_{\text{PAC}} = 0.5 \text{ kWh/m}^3, T_{\text{el}} = 200$$

$$\text{toman/m}^3 \cdot C_{\text{el,PAC}} = 0.5 \times 200 = 100$$

هزینه بهره‌برداری، نگهداری

برای نیروی انسانی، بهره‌برداری، نگهداری و ... برای روش PAC هم یک عدد سرانه مشابه می‌گیریم:

$$\text{toman/m}^3 \cdot C_{\text{OM,PAC}} = 5,000$$

اما هزینه دفع لجن معمولاً برای روش شیمیایی بیشتر است، چون حجم لجن و مقدار نمک/ترکیبات آلومینیومی بیشتر است.

با توجه به اینکه هزینه پایه دفع پسماند حدود $\text{m}^3 \cdot 16,800$ تومان بود، برای لجن غلیظ‌تر دفع آن به ازای $\text{m}^3 \cdot 0.3$ لجن (از m^3 پساب) عبارت است:

$$\text{toman/m}^3 \cdot C_{\text{sludge,PAC}} \approx 0.3 \times 16,800 \approx 5,000$$

جمع هزینه‌های مستقیم PAC

$$C_{\text{total,PAC}} = C_{\text{PAC}} + C_{\text{poly}} + C_{\text{el,PAC}} + C_{\text{OM,PAC}} + C_{\text{sludge,PAC}}$$

$$\text{toman/m}^3 \cdot C_{\text{total,PAC}} \approx 10,000 + 1,000 + 100 + 5,000 + 5,000 \approx 21,100$$

بنابراین هزینه مستقیم روش PAC ≈ 21 هزار تومان به ازای هر مترمکعب پساب حفاری است. (از EC که حدود ۱۱۷۶۰ تومان/ m^3 بود، بیشتر است)

۳.۳. منافع و محدودیت‌ها در روش PAC

برای روش PAC فرض کنیم: راندمان حذف COD در حد ۵۰٪-۶۰٪ (مثلاً از ۱۵۰۰ به ۷۰۰ mg/L).

- کیفیت آب خروجی به اندازه EC مناسب بازچرخی کامل نبوده، مگر اینکه PAC زیادت از حد معمول مصرف شده که در نهایت باعث الودگی ثانویه می گردد.

- آب خروجی اغلب شوری و بار نمکی بالاتری (به علت PAC) دارد.

برای مقایسه، دو سناریو می سازیم:

سناریو فرضی:

- EC: حذف $\approx 1000 \text{ mg/L COD}$ کیفیت مناسب برای بازچرخی 0.8 m^3 آب

- PAC: حذف $\approx 800 \text{ mg/L COD}$ (کمتر)، کیفیت مناسب برای بازچرخی 0.6 m^3 آب

و نیز:

- حجم پسماند باقی مانده بعد از استفاده از پک: 0.3 m^3

- حجم پسماند باقی مانده بعد از انعقاد الکتریکی: 0.2 m^3

صرفه جویی ناشی از بازیافت آب در PAC

$$V_{\text{rec,PAC}} = 0.6 \text{ m}^3 / \text{m}^3, C_{\text{water}} \approx 6,500 \text{ تومان} / \text{m}^3$$

$$C_{\text{save,water,PAC}} = 0.6 \times 6,500 \approx 3,900 \text{ تومان} / \text{m}^3$$

(در EC این مقدار حدود $5200 \text{ (m}^3 / \text{تومان)}$ بود.

- صرفه جویی ناشی از کاهش هزینه دفع در PAC

$$\Delta V_{\text{waste,PAC}} = 1.0 - 0.3 = 0.7 \text{ m}^3$$

$$C_{\text{save,disposal,PAC}} = 0.7 \times 16,800 \approx 11,760 \text{ تومان} / \text{m}^3$$

(در EC این مقدار $\approx 13600 \text{ (m}^3 / \text{تومان)}$ بود.)

$$C_{\text{save,total,PAC}} = 3,900 + 11,760 \approx 15,660 \text{ تومان} / \text{m}^3$$

$$C_{\text{net,PAC}} = C_{\text{total,PAC}} - C_{\text{save,total,PAC}}$$

$$C_{\text{net,PAC}} \approx 21,100 - 15,700 \approx 5,400 \text{ تومان} / \text{m}^3$$

جدول ۹. مقایسه کیفی روش انعقاد الکتریکی (EC) و روش شیمیایی مبتنی بر PAC برای تصفیه پسماند گل حفاری.

ردیف	معیار مقایسه	فرآیند انعقاد الکتریکی (EC)	فرآیند شیمیایی مبتنی بر PAC
۱	نوع عامل منعقد کننده	تولید درجا یون های فلزی (Fe^{2+} Fe^{3+}) از الکترود آند	توزیع منعقد کننده آماده (پلی آلومینیوم کلراید)
۲	تجهیزات اصلی	منبع تغذیه DC، راکتور الکتروشیمیایی، الکترودهای فولادی/آلومینیومی	مخزن اختلاط، همزن سریع و آرام، سیستم تزریق PAC و کمک منعقد کننده
۳	مکانیزم های اصلی	بی ثبات سازی الکتریکی، تشکیل هیدروکسیدهای فلزی، لخته سازی، شناور سازی با حباب گاز	خنثی سازی بار سطحی ذرات، فشردگی لایه مضاعف، تشکیل لخته های شیمیایی
۴	راندمان حذف COD (مثال این پژوهش)	نسبتاً بالا؛ فرضاً کاهش $\approx 1000 \text{ mg/L}$ (منجر به آب مناسب تر برای بازچرخی)	متوسط؛ فرضاً کاهش $\approx 800 \text{ mg/L}$ (برای بازچرخی ممکن است نیاز به تصفیه تکمیلی باشد)
۵	کیفیت آب خروجی جهت بازچرخی	معمولاً مناسب تر برای استفاده مجدد در تهیه/رقیق سازی گل حفاری	ممکن است به علت باقیمانده نمک ها و آلومینیوم، محدودیت بیشتری برای بازچرخی داشته باشد
۶	حجم لجن تولیدی	متوسط؛ در مثال حدود 0.2 m^3 لجن از هر 1 m^3 پساب	بیشتر؛ در مثال حدود 0.3 m^3 لجن از هر 1 m^3 پساب
۷	ترکیب لجن	حاوی هیدروکسیدهای فلزی و مواد آلی/معدنی؛ نسبتاً فشرده	لجن شیمیایی حجیم تر با محتوای بالاتر املاح آلومینیوم و نمک های محلول
۸	نیاز به مواد شیمیایی خارجی	عمدتاً تنظیم کننده pH (مثلاً NaOH)	PAC به مقدار نسبتاً زیاد + کمک منعقد کننده + تنظیم کننده pH
۹	پیچیدگی کنترل فرآیند	کنترل جریان/ولتاژ و pH؛ قابلیت خودکارسازی نسبتاً بالا	کنترل دوز PAC، پلی الکترولیت، pH و زمان اختلاط؛ وابستگی بیشتر به اپراتور
۱۰	حساسیت به کیفیت اولیه پساب	تا حدی انعطاف پذیر به دلیل مکانیزم های چندگانه (EC شناور سازی + ته نشینی)	حساس تر به تغییرات شدید در بار آلی، TDS و pH؛ نیاز به تنظیم دوز PAC
۱۱	ملاحظات زیست محیطی	عدم نیاز به حمل و ذخیره منعقد کننده شیمیایی؛ ولی مصرف انرژی الکتریکی دارد	مصرف مواد شیمیایی و تولید لجن شیمیایی بیشتر؛ وابستگی به زنجیره تأمین PAC

۳.۴. جدول مقایسه اقتصادی نهایی EC و PAC

جدول ۱۰. مقایسه برآورد اقتصادی فرآیند انعقاد الکتریکی (EC) و روش شیمیایی مبتنی بر PAC برای تصفیه یک مترمکعب پساب حفاری (با فرض pH قلیایی و استفاده از الکترود فولاد ۱۸ چندبار مصرف).

ردیف	شاخص / پارامتر	EC (ته نشینی + انعقاد الکتریکی)	PAC (انعقاد شیمیایی با پلی آلومینیوم کلراید)
۱	مصرف انرژی (kWh/m ³)	۳~	۰.۵~
۲	هزینه انرژی (تومان/m ³)	۴۰۰~	۱۰۰~
۳	مصرف منعقدکننده فلزی (kg/m ³)	۰.۱۵~ kg الکترود فولاد ۱۸	۰.۱~ kg PAC
۴	هزینه الکترود / PAC (تومان/m ³)	۳۰۰۰~ (با فرض قیمت ۶۰۰۰۰ تومان و ۳ بار استفاده)	۱۰۰۰۰~
۵	هزینه مواد شیمیایی تنظیم pH	۰	۰ (با فرض pH طبیعی قلیایی گل حفاری)
۶	هزینه سایر مواد شیمیایی (پلی الکترولیت و ...)	تقریباً صفر	۱۰۰۰~ (پلی الکترولیت: کمک منعقد کننده)
۷	هزینه بهره برداری و نگهداری (تومان/m ³)	۵۰۰۰~	۵۰۰۰~
۸	هزینه دفع لجن (m ³ پساب ورودی / تومان)	۳,۳۶۰~ (با فرض ۰.۲ m ³ لجن)	۵۰۰۰~ (با فرض ۰.۳ m ³ لجن و هزینه مشابه)
۹	جمع هزینه های مستقیم C _{total} (تومان/m ³)	۱۱,۷۶۰~	۲۱,۰۰۰ ~ ۲۱,۱۰۰ =
۱۰	بازیافت آب (m ³ پساب / m ³ آب قابل استفاده)	۰.۸~	۰.۶~
۱۱	صرفه جویی ناشی از بازیافت آب (تومان/m ³)	۵,۲۰۰~	۳,۹۰۰~
۱۲	صرفه جویی ناشی از کاهش هزینه دفع (تومان/m ³)	۱۳,۶۰۰~	۱۱,۷۰۰~
۱۳	جمع منافع C _{save, total} (تومان/m ³)	۱۸,۸۰۰~	۱۵,۷۰۰~
۱۴	هزینه خالص C _{net} (تومان/m ³)	- ۷,۰۴۰~ (صرفه جویی خالص)	+ ۵,۴۰۰~ (هزینه خالص)
۱۵	کاهش تقریبی COD (kg/m ³)	۱.۰~	۰.۸~
۱۶	هزینه مستقیم به ازای هر kg COD (تومان/kg)	۱۱,۷۶۰~ (بر اساس ۱۱,۷۶۰/۱۰۰)	۲۶,۰۰۰~ (بر اساس ۲۱,۰۰۰/۰.۸)

با اعمال فرضیات اقتصادی، یعنی در نظر گرفتن pH طبیعی قلیایی گل حفاری (عدم نیاز به سود پرک) و استفاده از صفحات فولاد ۱۸ با ضخامت کم، قیمت پایین تر و امکان استفاده مجدد در چند دوره، هزینه مستقیم فرآیند انعقاد الکتریکی به حدود ۱۱,۷۶۰ تومان به ازای هر مترمکعب پساب کاهش می یابد. این مقدار به طور قابل ملاحظه ای کمتر از هزینه مستقیم روش شیمیایی مبتنی بر PAC (در حدود ۲۱,۰۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب) است. علاوه بر این، با لحاظ کردن منافع ناشی از بازیافت آب و کاهش هزینه دفع پسماند، فرآیند EC در مثال عددی حاضر نه تنها هزینه خالصی تحمیل نمی کند، بلکه منجر به صرفه جویی خالص در حدود ۷,۰۴۰ تومان به ازای هر مترمکعب می شود؛ در حالی که روش PAC همچنان دارای هزینه خالص مثبت (حدود ۵,۴۰۰ تومان به ازای هر مترمکعب) است. این نتایج نشان می دهد که در شرایط عملیاتی مورد نظر این تحقیق، فرآیند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای فولادی ارزان قیمت و پایداری pH در محدوده قلیایی، از نظر اقتصادی نیز می تواند رقابتی و حتی برتر از روش شیمیایی PAC باشد.

۳.۵. محاسبه انرژی ویژه حجمی (kWh/m³)

انرژی الکتریکی مصرفی در راکتور EC از رابطه زیر محاسبه می شود:

$$E = \frac{U \times I \times t}{V \times 1000} \quad (11)$$

با:

- U=2 V
- I=5 A
- t=1 h

$$V=0.001 \text{ m}^3 \quad \bullet$$

$$E = \frac{2 \times 5 \times 1}{0.001 \times 1000} = 10 \text{ kWh/m}^3$$

که در آن V حجم پسماند در راکتور بر حسب (m^3) است. در این پژوهش بر اساس شرایط عملیاتی و محاسبات ارائه شده، انرژی ویژه در مقیاس آزمایشگاهی حدود 10 kWh/m^3 برآورد شده است؛ با این حال، برای تحلیل اقتصادی فصل چهارم یک مقدار محافظه کارانه 2 kWh/m^3 که با بازه های گزارش شده برای سامانه های EC بهینه سازگار است، در نظر گرفته شد (10 kWh/m^3 مقدار واقعی آزمایشگاهی است، اما 2 kWh/m^3 یک سناریوی مقیاس پذیر و محافظه کارانه برای تحلیل اقتصادی است؛ زیرا هدف فصل ۴ بررسی امکان پذیری صنعتی است، نه تکرار دقیق شرایط ۱ لیتری آزمایشگاهی)

۳.۶. محاسبه SEC یا Energy per kg COD removed (kWh/kgCOD)

شاخص SEC بر حسب kWh/kgCOD با تقسیم انرژی حجمی بر جرم COD حذف شده در واحد حجم محاسبه می شود:

$$\text{SEC} (\text{kWh/kgCOD}) = \frac{Ev \left(\frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \right)}{\Delta \text{COD} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right)} \quad (12)$$

در شرایط بهینه EC، COD در مرحله انعقاد الکتریکی از حدود ۱۵۰۰ به 370 mg/L کاهش یافته است. بنابراین:

$$\Delta \text{COD} = 1500 - 370 = 1130 \text{ mg/L}$$

$$1130 \text{ mg/L} = 1.13 \text{ kg/m}^3, \text{ تبدیل واحد}$$

پس:

$$\text{SEC} (\text{مقیاس آزمایشگاهی}, 10 \text{ kWh/m}^3):$$

$$\text{SEC} = \frac{10}{1.13} = 8.85 (\text{kWh/kgCOD}) \quad (13)$$

$$\text{SEC} (\text{محافظه کارانه اقتصادی}, 2 \text{ kWh/m}^3):$$

$$\text{SEC} = \frac{2}{1.13} = 1.77 (\text{kWh/kgCOD}) \quad (14)$$

مقدار **8.85** مربوط به شرایط واقعی آزمایشگاهی و افت ولتاژ/راندمان در مقیاس کوچک است؛ مقدار 1.77 یک سناریوی محافظه کارانه برای ارزیابی اقتصادی است که با بهینه سازی و مقیاس پذیری قابل دستیابی می باشد.

۳.۷. SEC بر مبنای کل فرآیند ترکیبی (ته نشینی+EC)

در فرآیند ترکیبی، COD اولیه پس از واقعی حدود 3350 mg/L بوده و پس از ته نشینی به حدود 1500 mg/L و سپس با EC به حدود 370 mg/L رسیده است.

اگر SEC را بر مبنای COD حذف شده کل فرآیند در نظر بگیریم (با فرض اینکه انرژی تنها در مرحله EC مصرف می شود و حدود 0.8 m^3 آب تصفیه شده از هر 1 m^3 پساب قابل بازیافت است)، آنگاه:

$$\bullet \text{ حذف کل } 3350 - 370 = 2980 \text{ mg/L} = 2.98 \text{ kg/m}^3$$

$$\bullet \text{ انرژی بر مبنای } 1 \text{ مترمکعب پساب ورودی (تقریباً) } 0.8 \times \text{Ev} :$$

$$\bullet \text{ SEC کل (آزمایشگاهی) } \approx 2.68 \text{ kWh/kgCOD} :$$

$$\bullet \text{ SEC کل (محافظه کارانه اقتصادی) } \approx 0.54 \text{ kWh/kgCOD} :$$

این گزارش SEC کل، نشان می دهد ترکیب ته نشینی با EC، انرژی را به ازای هر kg COD حذف شده به طور معنی دار کاهش می دهد.

جدول ۱۱. چند مقدار شاخص از کارهای مشابه را برای مقایسه

منبع	نوع پساب	شاخص انرژی گزارش شده
این مطالعه (مرحله EC)	پسماند حفاری پایه پلیمری	8.85 (آزمایشگاهی) و ۱.۷۷ (اقتصادی) kWh/kgCOD
(نمونه پساب روغنی) (Jasim & AlJaberi, 2023)	پساب روغنی واقعی	4.787 kWh/kgCOD
(گزارش مروری/مطالعه) (Pizutti et al., 2019)	پساب با COD بالا	2.63 kWh/kgCOD

(نمونه صنعتی/امروزی) (Pizutti et al., 2019)	دباغی (tannery)	kWh/kgCOD7
---	-----------------	------------

همان‌طور که مشاهده می‌شود، SEC مرحله EC در مقیاس آزمایشگاهی در محدوده گزارش شده برای برخی از فرآیند EC قرار می‌گیرد و با حرکت به سمت شرایط بهینه/مقیاس بزرگ‌تر می‌تواند به بازه‌های پایین‌تر نزدیک شود؛ به همین دلیل، در تحلیل اقتصادی از مقدار محافظه‌کارانه 2 kWh/m^3 استفاده شده است. همچنین، ادبیات تأکید دارد که انرژی در سیستم‌های الکتروشیمیایی می‌تواند هم به صورت kWh/kgCOD و هم kWh/m^3 گزارش شود و شاخص دوم برای مقایسه بین پساب‌ها مناسب‌تر است.

۴. نتیجه‌گیری

تجهیزات اصلی شامل منبع DC، راکتور، الکترودها، کنترل pH و جمع‌آوری لجن (در بسیاری سناریوها هم‌تراز یا کمتر از روش‌های شیمیایی). انرژی در شرایط بهینه (5 A ، 35°C) تا 0.8 تا 2.5 kWh به ازای حذف 1 kg COD مصرف الکتروتود (برای فولاد ST-37) : 0.2 تا 0.6 kg/m^3 بازگشت سرمایه (ROI): در شرایط بهینه و محدودیت‌های زیست‌محیطی سخت‌گیرانه، کمتر از ۲ تا ۳ سال قابل برآورد است. بر اساس تحلیل اقتصادی انجام‌شده، هزینه مستقیم روش انعقاد شیمیایی مبتنی بر PAC برای تصفیه هر مترمکعب پساب حفاری حدود $21,100$ تومان/ m^3 برآورد شده است. این مقدار شامل هزینه مصرف PAC (حدود $10,000$ تومان/ m^3)، کمک‌منعقد پلی‌الکترولیت (حدود $1,000$ تومان/ m^3)، انرژی هم‌زدن و پمپاژ (حدود 100 تومان/ m^3)، هزینه بهره‌برداری و نگهداری (حدود $5,000$ تومان/ m^3) و هزینه دفع لجن (حدود $5,000$ تومان/ m^3) است. در مقابل، برای فرآیند پیشنهادی ته‌نشینی-انعقاد الکتریکی (EC)، هزینه‌های مستقیم بهره‌برداری حدود $11,760$ تومان/ m^3 محاسبه شده است که اجزای اصلی آن شامل هزینه انرژی الکتریکی (حدود 400 تومان/ m^3 با فرض 2 kWh/m^3)، هزینه مصرف الکتروتود (حدود $3,000$ تومان/ m^3)، هزینه بهره‌برداری و نگهداری (حدود $5,000$ تومان/ m^3) و هزینه دفع لجن (حدود $3,360$ تومان/ m^3) می‌باشد. نکته کلیدی آن است که در تحلیل اقتصادی فصل چهارم، با فرض بازیافت حدود 0.8 m^3 آب قابل استفاده از هر 1 m^3 پساب و کاهش حجم پسماند قابل دفع، منافع اقتصادی ناشی از بازیافت آب و کاهش هزینه دفع در مجموع حدود $18,800$ تومان/ m^3 برآورد شده است؛ بنابراین هزینه خالص فرآیند ته‌نشینی-EC (پس از کسر منافع) حدود $7,040$ تومان/ m^3 (یعنی صرفه‌جویی خالص) به‌دست می‌آید. در نتیجه، از منظر اقتصادی نیز فرآیند ترکیبی ته‌نشینی-انعقاد الکتریکی، علاوه بر کاهش مصرف مواد شیمیایی و کاهش تولید لجن نسبت به PAC، می‌تواند با اتکا به بازیافت آب و کاهش هزینه دفع پسماند، گزینه‌ای توجیه‌پذیر و رقابت‌پذیر برای مدیریت پایدار پسماند گل حفاری در مناطق نفت‌خیز با محدودیت آب باشد.

۵. منابع

1. زرنی، ت. پ. وحدتی، بررسی و تحلیل روشهای قیمت گذاری پساب و پیشنهاد روش مناسب برای ایران. تحقیقات منابع آب ایران، ۲۰۲۵. ۲۰(۴)-1-16.
2. Mollah, M.Y., et al., *Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation*. Journal of hazardous materials, 2004. **114**(1-3): p. 199-210.
3. Kobya, M., et al., *Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation*. Journal of hazardous materials, 2006. **132**(2-3): p. 183-188.
4. Merzouk, B., K. Madani, and A. Sekki, *Using electrocoagulation-electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies*. Desalination, 2010. **250**(2): p. 573-577.
5. Васильева, Н.О., et al., *Accounting and analytical support of financial analysis of agricultural enterprises*. 2020.
6. Mohammed, S.J., et al., *Removal of levofloxacin and ciprofloxacin from aqueous solutions and an economic evaluation using the electrocoagulation process*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2023. **103**(16): p. 3801-3819.
7. Islam, S.N., et al., *Electrocoagulation (EC) technique for color removal from orange II dye*. Bangladesh journal of environmental research, 2011. **9**: p. 45-52.
8. Bazrafshan, E., et al., *Slaughterhouse wastewater treatment by integrated chemical coagulation and electro-fenton processes*. Sustainability, 2022. **14**(18): p. 11407.
9. Zakeri, H., et al., *Chemical coagulation-electro fenton as a superior combination process for treatment of dairy wastewater: performance and modelling*. International Journal of Environmental Science and Technology, 2021. **18**(12): p. 3929-3942.

10. Zhou, R. and M. Zhang, *Optimization of pre-oxidation enhanced coagulation for micro-polluted water treatment by response surface method*. International Journal of Environmental Science and Technology, 2025. **22**(7): p. 6071-6082.
11. Saad, M.S., et al., *Techno-economic analysis of an integrated electrocoagulation-membrane system in treatment of palm oil mill effluent*. Journal of King Saud University-Science, 2022. **34**(4): p. 102015.
12. Jasim, M.A. and F.Y. AlJaberi, *Removal of COD from real oily wastewater by electrocoagulation using a new configuration of electrodes*. Environmental Monitoring and Assessment, 2023. **195**(6): p. 651.
13. Pizutti, J.T., et al., *Electrocoagulation coupled adsorption for anaerobic wastewater post-treatment and reuse purposes*. Desalination and Water Treatment, 2019. **160**: p. 144-152.

