

Removal of Chromium, Nickel, Zinc and Turbidity from Industrial Wastewater by Electrocoagulation Technology (Case Study: Electroplating and Galvanized Wastewater of Industrial Zone in Boomhen)

Abdoliman Amouei¹,
Mehdi Borqhei²,
Majid Mohseni³,
Javad Goodarzi⁴,
Hossein Faraji⁵

¹ Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Social Determinants of Health Research, Babol University of Medical Sciences, Babol, Iran

² Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, Sharif University, Tehran, Iran

³ Associate Professor, Department of Chemical Engineering, University of British Columbia, Vancouver, Canada

⁴ MSc graduated of Environmental Health, Amol College of Para medicine, Mazandaran University of Medical Sciences, Amol, Iran

⁵ MSc graduated of Environmental Health, Health Center, Babol University of Medical Sciences, Babol, Iran

(Received August 26, 2014; Accepted December 16, 2014)

Abstract

Background and purpose: Heavy metals such as chromium, nickel, and zinc are the most common contaminants found in the plating wastewater that cause environmental pollution due to non-biodegradability. This study investigated the removal of chromium, nickel, zinc and turbidity from wastewater of plating and galvanized industries by electrocoagulation technology.

Materials and methods: This study was conducted at laboratory scale using four parallel aluminum electrodes (5cm × 10cm dimensions, 1 mm thickness). In each electrode, 6 holes (0.7 cm) were considered. Wastewater samples were first collected as grab sampling and finally changed to combined samples. This study was performed in pH= 3 and pH= 7.2 for plating wastewater and pH= 9 for galvanized wastewater and reaction times of 20, 40, 60 and 80 minutes.

Results: Nickel and chromium contents in plating wastewater were 45 and 50 mg/l, respectively. Zinc concentration in galvanized wastewater was determined 210 mg/l. Turbidity in plating and galvanized wastewaters were 250 and 200 NTU, respectively. The maximum removal of nickel and chromium was observed in contact time= 80 min and pH=4, while it was seen in pH=9 for zinc (98 %, 95.6%, and 94%, respectively). The maximum removal of turbidity in Ni – Cr wastewater and galvanized wastewater was 97% and 95.3%, respectively.

Conclusion: Electrocoagulation technology was found as an effective, economical and rapid method for infiltration of toxic wastewater in plating and galvanized industries.

Keywords: Electroplating, Electrocoagulation, Galvanized, Heavy metal, Turbidity, Wastewater

کارایی حذف کروم، نیکل، روی و کدورت از فاضلاب واقعی صنایع آبکاری و گالوانیزه به روش الکتروکوآگولاسیون [مطالعه موردی: فاضلاب آبکاری و گالوانیزه شهرک صنعتی بومهن]

عبدالایمان عمویی^۱

مهدی برقی^۲

مجید محسنی^۳

جواد گودرزی^۴

حسین فرجی^۵

چکیده

سابقه و هدف: فلزات سنگین از جمله کروم، نیکل و روی رایج‌ترین آلاینده‌های موجود در فاضلاب صنایع آبکاری و گالوانیزه بوده که به دلیل غیر قابل تجزیه بودن، موجب آلودگی محیط زیست می‌شوند. هدف این مطالعه بررسی کارایی حذف کروم، نیکل، روی و کدورت از فاضلاب واقعی صنایع آبکاری و گالوانیزه از طریق فرآیند الکتروکوآگولاسیون است.

مواد و روش‌ها: این مطالعه تجربی در مقیاس آزمایشگاهی و با استفاده از چهار الکتروکود آلومینیومی با آرایش موازی و ابعاد هر الکتروکود 10×5 سانتی‌متر و ضخامت یک میلی‌متر انجام شده است. بر روی هر یک از الکترودها، ۶ سوراخ به قطر 0.7 سانتی‌متر در نظر گرفته شد. نمونه‌ها از فاضلاب صنایع مزبور به صورت لحظه‌ای برداشت و به صورت نمونه مرکب در آمد. این پژوهش در pH های واقعی ($pH=7/2$) و اسیدی ($pH=3$) برای فاضلاب آبکاری و $pH=9$ برای فاضلاب گالوانیزه، در ولتاژ برابر ۳۰ ولت و زمان‌های واکنش ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۸۰ دقیقه انجام شد.

یافته‌ها: غلظت کروم و نیکل در نمونه فاضلاب آبکاری به ترتیب ۴۵ و ۵۰ میلی‌گرم در لیتر و فلز روی در نمونه‌های فاضلاب گالوانیزه ۲۱۰ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد. میزان کدورت در نمونه‌های فاضلاب آبکاری و گالوانیزه به ترتیب ۲۵۰ و 200 NTU بود. بیشترین راندمان حذف نیکل و کروم در $pH=4$ و فلز روی در $pH=9$ در زمان تماس ۸۰ دقیقه به ترتیب ۹۸، $95/6$ و ۹۴ درصد به دست آمد. حداکثر کارایی حذف کدورت در فاضلاب آبکاری ۹۷ درصد و در فاضلاب گالوانیزه $95/3$ درصد به دست آمد.

استنتاج: فرآیند انعقاد الکتریکی، یک فناوری مؤثر، اقتصادی و سریع برای تصفیه فاضلاب صنایع آبکاری و گالوانیزه است.

واژه های کلیدی: فاضلاب آبکاری، فاضلاب گالوانیزه، فلز سنگین، کدورت، الکتروکوآگولاسیون.

مقدمه

با افزایش سطح تولید محصولات صنایع آبکاری، به داخل منابع پذیرنده محیط زیست در حال افزایش میزان و حجم فاضلاب خروجی از این نوع کارخانجات

Email: iamouei1966@gmail.com

مؤلف مسئول: عبدالایمان عمویی - بابل - دانشگاه علوم پزشکی بابل

۱. دانشیار، مرکز تحقیقات عوامل اجتماعی مؤثر بر سلامت، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی بابل، ایران

۲. استاد، گروه مهندسی محیط زیست، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران

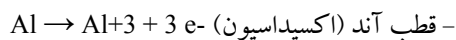
۳. دانشیار، گروه مهندسی شیمی، دانشگاه بریتیش کلمبیا، کانادا

۴. کارشناس ارشد بهداشت محیط، دانشکده پیراپزشکی دانشگاه علوم پزشکی مازندران (واحد آمل)، ایران

۵. کارشناس ارشد بهداشت محیط، معاونت بهداشتی دانشگاه علوم پزشکی بابل، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۹ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۱۳۹۳/۷/۱۲ تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۹/۲۵

اکسید و تبدیل به کاتیون‌های آلومینیوم و آهن شده و با یون‌های هیدروکسید تولیدی از قطب کاتد، رسوبات هیدروکسید آلومینیوم یا آهن را تشکیل می‌دهند (۱، ۲، ۴). این فرآیند که به مکانیسم «انعقاد جاروبی» معروف بوده، عامل اصلی حذف کدورت در آب و فاضلاب است (۱۳، ۱۴). از سوی دیگر در این تکنولوژی، یون‌های آزاد و محلول آلاینده‌های فلزی در فاضلاب، با یون‌های هیدروکسید واکنش داده و از طریق مکانیسم خنثی‌سازی یون‌ها، باعث تشکیل رسوبات فلزی و حذف فلزات سنگین و سمی از فاضلاب می‌شوند (۸، ۱۴). مکانیسم انجام فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف آلاینده‌های فلزی و کدورت در محیط‌های آبی و فاضلاب در واکنش‌های زیر ارائه شده است:



- فاضلاب حاوی یون فلزی و دریافت الکترون‌ها (احیا)

$$\text{M}^{3+} + 3\text{e}^- \rightarrow \text{M}^{0}$$

 - مکانیسم انعقاد و رسوب ترکیبات فلزی ↓

$$\text{M}^{3+} + 3\text{OH}^- \leftrightarrow \text{M}(\text{OH})_3$$

 - قطب کاتد (احیا) و تولید گاز هیدروژن (مکانیسم شناورسازی)

$$2\text{e}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{OH}^- + \text{H}_2 \uparrow$$

 ↓
$$\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{OH}^- \leftrightarrow \text{AlO}_2^- + 3\text{H}_2\text{O}$$

 و رسوب مواد معلق (حذف کدورت)

این تکنولوژی، یک روش بسیار مؤثری در حذف آلاینده‌های مختلف معدنی و فلزی در محیط‌های آبی است. این فرآیند برای تصفیه فاضلاب صنایع آبکاری (۱۴، ۱۵) و نساجی (۱۶-۱۸)، پساب‌های صنایع چوب و کاغذ و مواد غذایی استفاده شده است (۱۹، ۲۰). همچنین از این روش در تصفیه فاضلاب بیمارستانی (۲۱)، صنایع شیمیایی و تولید رنگ (۲۳، ۲۲)، تصفیه شیرابه‌های تولیدی در محل‌های دفن زباله‌های شهری نیز استفاده شده است (۲۴). مطالعات اخیر نشان می‌دهد، فناوری انعقاد الکتریکی، در حذف ترکیبات نیترات، نیتريت و فلئوراید از آب آشامیدنی نتایج بسیار درخشانی داشته

برای جوامع از دیر باز مهم بوده است (۲). در بین ترکیبات شیمیایی موجود در پساب‌های آبکاری، فلزات سنگین از آلاینده‌های بسیار مهم هستند (۳). فلزات سنگین نظیر کروم، نیکل، روی، کادمیوم و مس از جمله رایج‌ترین ترکیباتی هستند که معمولاً در غلظت‌های بالا در فاضلاب صنایع آبکاری یافت می‌شوند (۴). فلزات سنگین موجب تهدیدات جدی بر سلامت محیط‌زیست و انسان می‌شوند (۳-۵). امروزه برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی حاوی فلزات سنگین، راهکارهای متعددی پیشنهاد شده و مورد استفاده قرار می‌گیرد. از جمله این روش‌ها، می‌توان به فرآیندهای احیاء الکتریکی، تعویض یونی، اسمز معکوس، ترسیب شیمیایی و جذب سطحی اشاره کرد (۵-۹). اگر چه استفاده از ترکیبات شیمیایی از دیرباز برای تصفیه و حذف فلزات سنگین از فاضلاب‌های صنعتی مورد استفاده قرار گرفته‌اند، اما امروزه به دلایل مختلف، این روش از مطلوبیت بالایی برخوردار نیست (۶، ۷، ۱۰). علت این امر را می‌توان به افزایش هزینه‌ها، حجم بالای لجن تولیدی، تولید ترکیبات شیمیایی ثانویه و افزایش غلظت TDS پساب نسبت داد (۷، ۱۱، ۱۲). در حال حاضر، تعداد فناوری‌های جدید و نویدبخش بر مبنای فرآیندهای الکتروشیمی توسعه یافته‌اند که فاقد مشکلات ذکر شده در بالا هستند. از جمله این روش‌ها، فرآیند انعقاد الکتریکی یا الکتروکواگولاسیون (EC) است. در این تکنولوژی، آلاینده‌های معلق، امولسیونه و محلول به کمک جریان برق و با تولید ترکیبات منعقدکننده شیمیایی و ناپایدارساز نظیر آلومینیوم و آهن از محیط‌های آبی حذف می‌شوند (۱، ۷، ۱۲). ساده‌ترین شکل این فناوری شامل یک محفظه الکترولیتیک دارای یک قطب آند و کاتد است (۲، ۱۲، ۱۳). در این روش، الکترودهای آلومینیوم یا آهن به‌عنوان قطب آند یا الکتروود قربانی عمل کرده و با برقراری جریان الکتریسته

پزشکی بابل انجام پذیرفت. کلیه آزمایش‌ها در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد انجام شد.

الف- مشخصات رآکتور الکتروکودگولاسیون

رآکتور انتخابی، ظرفی شیشه‌ای از جنس پیرکس به حجم ۱۰۰۰ میلی‌لیتر بوده و برای استقرار چهار الکتروکود آلومینیمی بر روی آن به صورت ابتکاری از قطعات کائوچوی مصنوعی و یک عدد میله آهنی به طول ۱۰ سانتی‌متر استفاده شد. برای عایق کردن این میله و هدایت مناسب جریان الکتریکی از طریق صفحات فلزی به داخل سیال، از روکش عایق (روکش آپارات) استفاده شد. الکترودهای آلومینومی با درجه خلوص ۹۰ درصد، به ابعاد ۵×۱۰ سانتی‌متر و ضخامت ۱ میلی‌متر انتخاب و برای حذف پلیسه‌های فلزی روی الکترودها نیز سمباده کاری شد. برای افزایش سطح تماس الکترودها با نمونه فاضلاب در رآکتور، بر روی هر یک از الکترودها شش سوراخ به قطر ۰/۷ سانتی‌متر ایجاد شد.

ب- وسایل و روش کار

برای افزایش و تثبیت سطح تماس الکترودها با نمونه فاضلاب، از یک محور فلزی قابل تنظیم استفاده شد. رآکتور پس از ساخت و مونتاژ روی دستگاه همزن مغناطیسی مدل Co-W24 محصول شرکت پارس آزما قرار گرفت. برای تأمین الکتریسیته مورد نیاز، از یک دستگاه مبدل برق آزمایشگاهی مدل MEGA TEK، ساخت کشور تایوان و قابل تنظیم در ولتاژ و شدت جریان مختلف (در محدوده صفر تا ۶۰ ولت و صفر تا ۳ آمپر) استفاده شد. در این مطالعه شیوه آرایش جریان الکتریکی دو قطبی موازی، اختلاف پتانسیل الکتریکی ثابت (۳۰ ولت)، pH واقعی (pH=۷/۲) و pH اسیدی (pH=۳) برای فاضلاب

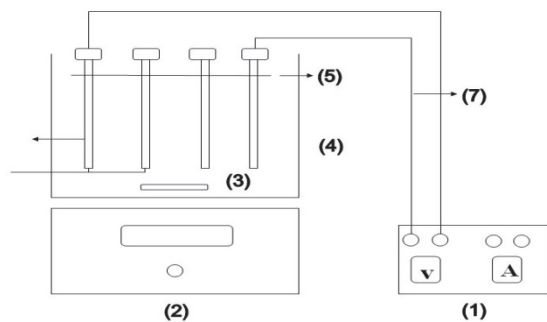
است (۷). همچنین از این فناوری برای گندزدایی آب‌های آلوده به انواعی از باکتری‌ها، تک یاخته‌های انگلی و جلبک‌های سمی سبز آبی استفاده شده است (۲۵-۲۸). مهم‌ترین مزایای این روش را می‌توان به کارایی بالا، ارزانی، آسانی کاربرد، تولید لجن کم و قابل بازیافت، عدم نیاز به ترکیبات شیمیایی و فقدان باقی‌مانده ترکیبات سمی در محیط اشاره کرد (۲۹، ۱۲، ۱، ۷). به طوری که این تکنولوژی در میان روش‌های تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی و شیرابه زیاله، به‌عنوان گزینه‌ای زیست‌محیطی و اقتصادی مد نظر است.

بر اساس یک تحقیق مشخص شد، هزینه حذف فلزات سنگین سرب، کادمیوم، کروم، نیکل، مس و روی از شیرابه اسیدی یک معدن زغال سنگ به روش انعقاد الکتریکی، کمتر از پنج برابر شیوه انعقاد شیمیایی است (۳۰). در پژوهشی دیگر، هزینه‌های راهبری در تصفیه فاضلاب اسیدی حاوی فلزات سنگین مختلف در فرآیند الکتروکودگولاسیون، ۱/۹۸ پوند بر مترمکعب و در روش انعقاد شیمیایی ۴/۵۳ پوند بر مترمکعب برآورد شده است (۱۸). در یک مطالعه، هزینه حذف نیکل و کروم از فاضلاب آبکاری به روش‌های انعقاد شیمیایی و الکتریکی به ترتیب ۱۴/۲ و ۱/۷ دلار به ازای هر گالن به‌دست آمد (۳۰).

هدف از این تحقیق، بررسی کارایی فرآیند الکتروکودگولاسیون در حذف فلزات سنگین کروم، نیکل، روی و نیز کدورت از پساب واقعی صنایع آبکاری و گالوانیزه سیانوری در شهرک صنعتی بومهن استان تهران است.

مواد و روش‌ها

این مطالعه تجربی در مقیاس آزمایشگاهی و بر پایه یک سیستم ناپیوسته در آزمایشگاه شیمی آب و فاضلاب گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم



شکل شماره ۱: شماتیک رآکتور فرآیند انعقاد الکتریکی با آرایش دو قطبی موازی
 ۱- دستگاه مبدل برق ۲- دستگاه همزن مغناطیسی ۳- آهن ربا ۴- سلول الکترود شیمیایی ۵- محور اصلی نگهدارنده الکترودها ۶- الکترودهای آلومینیومی ۷- سیم‌های رابط دارای گیره

یافته ها

الف- تعیین مشخصات فاضلاب واقعی آبکاری و

گالوانیزه بر حسب غلظت فلزات سنگین و کدورت

غلظت کروم و نیکل در نمونه مخلوط فاضلاب

آبکاری به ترتیب ۴۵ و ۵۰ میلی گرم در لیتر و غلظت فلز

روی در نمونه‌های مخلوط فاضلاب گالوانیزه ۲۱۰ میلی

گرم در لیتر به دست آمد (جدول شماره ۱). میزان کدورت

در نمونه‌های مخلوط فاضلاب آبکاری و گالوانیزه در

جدول ۱، به ترتیب ۲۵۰ و ۲۰۰ NTU ارائه شد.

ب- بررسی تأثیر pH اولیه بر حذف نیکل و کروم در

فاضلاب آبکاری به روش الکتروکواگولاسیون

شکل شماره ۲، تأثیر تغییرات pH را بر راندمان

حذف کروم و نیکل نشان می‌دهد. میزان کاهش فلز

کروم باقی‌مانده در محلول در طول زمان نسبت به نیکل

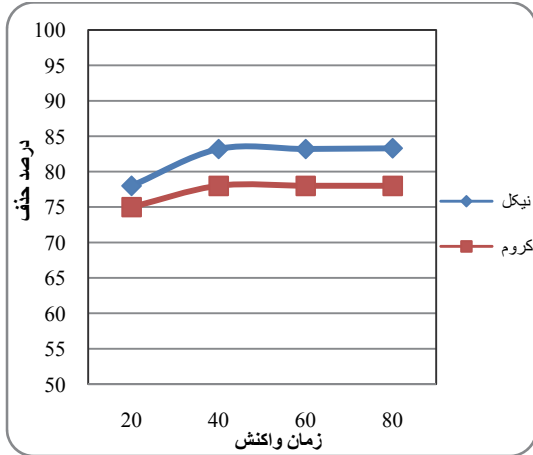
غیرخطی بوده و وابستگی زیادتری با pH دارد.

جدول ۱: مقایسه کارایی حذف پارامترهای آلودگی در

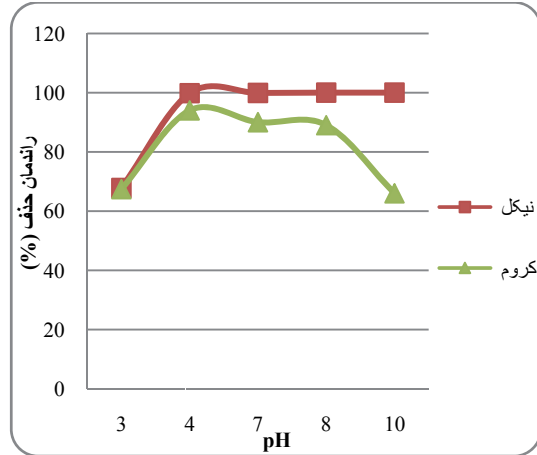
روش‌های انعقاد الکتریکی و شیمیایی (۳۰)

پارامتر	انعقاد الکتریکی (درصد)	انعقاد شیمیایی (درصد)
TSS	۹۵-۹۹	۸۰-۹۰
BOD	۵۰-۹۸	۵۰-۸۰
E.Coli	۹۵-۹۹/۹	۸۰-۹۰

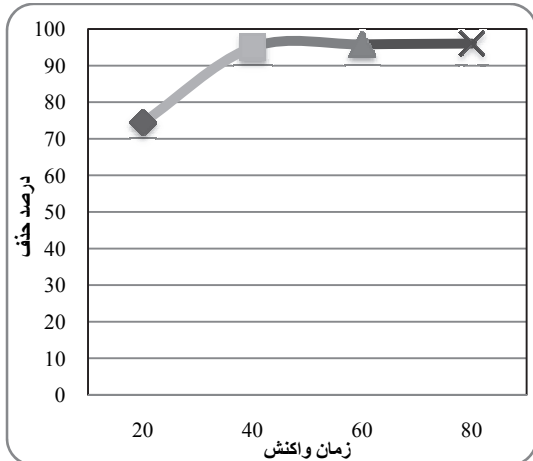
آبکاری (نیکل-کروم) و $pH=9$ برای فاضلاب گالوانیزه و زمان تماس ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۸۰ دقیقه بوده است. فاصله بین الکترودها ۰/۵ سانتی‌متر و حجم فاضلاب مورد استفاده در نمونه‌های مختلف ۶۰۰ میلی لیتر در نظر گرفته شد. نمونه‌ها از فاضلاب صنایع آبکاری و گالوانیزه به صورت لحظه‌ای برداشت و سپس کلیه نمونه‌ها با هم مخلوط شده و به صورت نمونه مرکب درآمد. تعداد کل نمونه‌های مورد نیاز برای مطالعه اثر الکتروکواگولاسیون بر حذف فلزات سنگین و کدورت از فاضلاب صنایع آبکاری و گالوانیزه با سه تکرار، ۶۰ عدد به دست آمده که سهم فاضلاب آبکاری و گالوانیزه به ترتیب ۲۴ و ۱۲ نمونه و در مطالعه کدورت‌زدایی فاضلاب در صنایع آبکاری و گالوانیزه ۲۴ نمونه تعیین شد. پس از آماده‌سازی رآکتور و تهیه فاضلاب از شهرک صنعتی بومهن، ابتدا الکترودها توزین و سرعت دوران دستگاه همزن بر روی ۴۵۰ و در اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت تنظیم شد، سپس با روشن کردن دستگاه‌های مبدل برق و همزن، در زمان‌های ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۸۰ دقیقه، از محلول نمونه درون رآکتور با پیپت سرنگی برداشت و در بشر ۱۰۰ میلی‌لیتری انتقال و پس از ته‌نشین شدن رسوب، نمونه‌های مورد نظر با پیپت برداشت و از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ عبور داده شد. سپس ۴۰ میلی‌لیتر از نمونه‌های صاف شده برای آنالیز فلزات سنگین مورد مطالعه برداشت شد. نمونه‌ها با دستگاه جذب اتمی مدل PG-990 در طول موج‌های ۲۳۱/۶، ۲۶۷/۷ و ۲۶۸/۵ نانومتر به ترتیب برای اندازه‌گیری نیکل، کروم و روی به روش استاندارد متد مورد بررسی قرار گرفت (۳۱). برای اندازه‌گیری میزان کدورت در نمونه‌های مختلف فاضلاب صنایع آبکاری و گالوانیزه از دستگاه کدورت سنج Hanna مدل ۲۱۱ و برای تعیین pH نمونه‌ها، از دستگاه pH متر دیجیتالی Aqualytic استفاده شد.



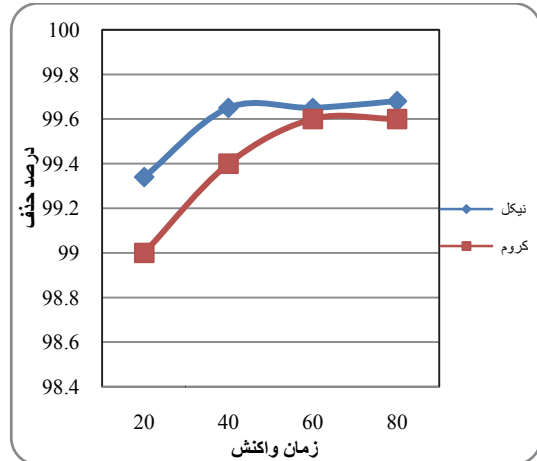
شکل شماره ۳: درصد حذف نیکل و کروم (pH اولیه برابر ۳، غلظت اولیه نیکل و کروم مساوی ۴۵ و ۵۰ میلی گرم در لیتر و ولتاژ ۳۰)



شکل شماره ۲: اثر pH اولیه در حذف نیکل و کروم (زمان ۴۰ دقیقه، ولتاژ ۳۰ و غلظت اولیه نیکل و کروم ۴۵ و ۵۰ میلی گرم در لیتر)



شکل شماره ۵: درصد حذف فلز روی (pH اولیه ۹، غلظت اولیه مساوی ۲۱۰ میلی گرم در لیتر و ولتاژ ۳۰)



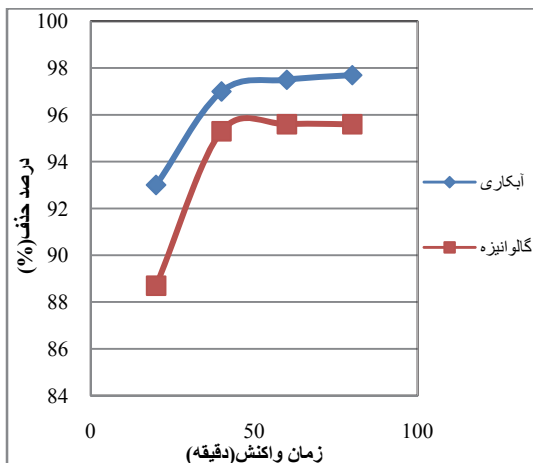
شکل شماره ۴: درصد حذف نیکل و کروم (pH اولیه ۷/۲، غلظت اولیه نیکل و کروم مساوی ۴۵ و ۵۰ میلی گرم در لیتر و ولتاژ ۳۰)

در فاضلاب گالوانیزه - سیانوری، راندمان حذف فلز روی در pH واقعی (pH= ۹) و در زمان ۴۰ دقیقه ۹۶/۵ درصد بوده که با افزایش زمان واکنش، کارایی آن افزایش زیادی نداشته است (شکل شماره ۵).

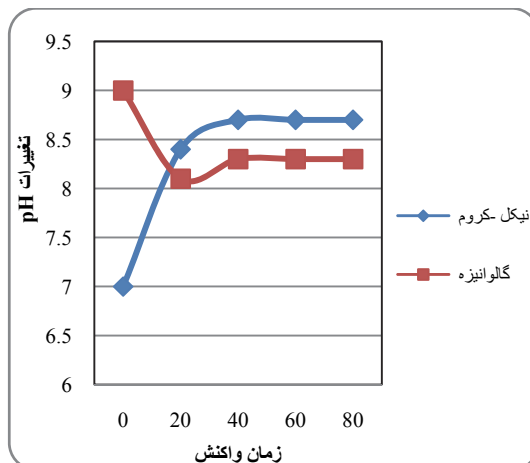
د- بررسی تغییرات pH پساب آبکاری و گالوانیزه در فرآیند الکتروکودگولاسیون

شکل ۶، تغییرات pH نهایی را بر حسب زمان واکنش در فاضلاب‌های آبکاری با pH اولیه ۷/۲ و گالوانیزه با pH اولیه ۹ و ولتاژ ۳۰ ولت در عملیات الکتروکودگولاسیون نشان می‌دهد. با توجه به نمودار

ج- بررسی تأثیر زمان تماس بر میزان کارایی فرآیند الکتروکودگولاسیون در حذف نیکل، کروم و روی
نتایج به دست آمده نشان می‌دهد، راندمان حذف نیکل و کروم از ۲۰ تا ۴۰ دقیقه سیر صعودی داشته و پس از آن تا ۸۰ دقیقه تقریباً ثابت و میزان حذف نیکل و کروم در زمان ۴۰ دقیقه در pH= ۳ به ترتیب در حدود ۸۳ و ۷۸/۵ درصد بوده است (شکل شماره ۳). در حالی که در pH= ۷/۲ (pH واقعی)، میزان حذف نیکل و کروم در زمان واکنش ۴۰ دقیقه، به ترتیب ۹۹/۷ و ۹۹/۳ درصد بوده و با افزایش زمان، کارایی حذف افزایش چندانی نداشته است (شکل شماره ۴).



شکل شماره ۵: درصد حذف کدورت در فاضلاب آبکاری و گالوانیزه (به ترتیب در pH مساوی ۷ و ۹، کدورت اولیه ۲۵۰ و NTU۲۰۰ و ولتاژ ۳۰)



شکل شماره ۶: تغییرات pH فاضلاب آبکاری و گالوانیزه در واحد زمان (غلظت اولیه نیکل، کروم و روی به ترتیب مساوی ۴۵، ۵۰ و ۲۱۰ میلی گرم در لیتر؛ pH اولیه نیکل-کروم ۷/۲ و روی برابر ۹ و ولتاژ ۳۰)

هیدروکسید با یون‌های آلومینیوم واکنش داده و رسوب هیدروکسید آلومینیوم $Al(OH)_3$ را تولید می‌کند. این ترکیب، از طریق مکانیسم‌های جذب الکترواستاتیک، کمپلکس‌سازی سطحی و جارویی سبب حذف سایر آلاینده‌های موجود در فاضلاب می‌شود (۴، ۱۳، ۱۴). در این پژوهش، با افزایش pH محلول آبی از ۳ به ۴، میزان کارایی حذف کروم و نیکل به ترتیب از ۶۳ و ۶۴/۲ درصد به ۹۵/۶ و ۹۸ درصد افزایش یافت. میزان حذف نیکل در pH های بالاتر از ۴ همواره ثابت بوده است. اگرچه میزان درصد حذف کروم در pH بالاتر از ۴ تا ۹ تغییر محسوسی نداشته، ولی در pH برابر ۱۰، کاهش یافته و به ۶۵ درصد رسیده است. دلیل کاهش راندمان حذف فلزات کروم و نیکل در pH های پایین‌تر از ۴ و بالاتر از ۹ (کروم)، به رفتار آمفوتریک آن‌ها برمی‌گردد، به گونه ای که در pH های پایین‌تر از ۴ باعث تولید کاتیون‌های محلول و در pH های بالاتر از ۹ سبب تولید آنیون‌های مونومریک می‌شود (۱۲، ۱۴). نتایج مطالعه حاضر با پژوهش‌های Mollah و همکاران و Dermentzis و همکاران همخوانی دارد (۴، ۱۴). در مطالعه شفایی و همکاران، تأثیر پارامترهای مختلف

مورد نظر، تغییرات pH فاضلاب‌های آبکاری و گالوانیزه در زمان‌های تماس مختلف در فرآیند الکتروکواگولاسیون به ترتیب ۸/۷ - ۷/۲ - ۹ و ۸/۳ بوده که با حدود استاندارد pH پساب خروجی (۹-۶) مطابقت دارد.

ه- بررسی میزان حذف کدورت در فاضلاب صنایع آبکاری و گالوانیزه در فرآیند الکتروکواگولاسیون
شکل شماره ۷، تغییرات میزان حذف کدورت در فاضلاب آبکاری و گالوانیزه در واحد زمان را به ترتیب در pH های ۷/۲ و ۹ و کدورت اولیه ۲۵۰ و NTU۲۰۰ نشان می‌دهد. با توجه به این نمودار، میزان حذف کدورت در فاضلاب آبکاری و گالوانیزه در زمان تماس ۴۰ دقیقه به ترتیب ۹۷/۲ و ۹۵/۴ درصد بوده که با افزایش زمان، این میزان تقریباً ثابت مانده است.

بحث

در فرآیند الکتروکواگولاسیون، محصولات تولیدی در قطب کاتد، گاز هیدروژن و یون هیدروکسید و در قطب آند یون آلومینیوم (Al^{3+}) است. یون‌های

قابل توجهی نداشته است. در فاضلاب گالوانیزه، pH از ۹ به ۸/۵ کاهش یافته و بعد از زمان ۲۰ دقیقه تغییر محسوسی نکرده است. دلیل عدم افزایش pH با گذشت زمان مزبور را می‌توان به توانایی روش الکتروشیمیایی در ایجاد خاصیت بافری ناشی از تولید $Al(OH)_3$ هنگام استفاده از الکتروکاتولیز آلومینیومی نسبت داد (۴، ۱۲، ۳۳، ۳۴). از این رو، یکی از مزایای روش الکتروکاتولیز آلومینیوم در حذف فلزات سنگین در فاضلاب صنایع آبکاری، عدم نیاز به تنظیم pH پساب در تخلیه به منابع آبی از طریق روش‌های شیمیایی نامطلوب زیست محیطی است. نتایج تحقیقات Adhoum و همکاران نیز این مطالعه را تأیید می‌کند (۳۵). نتایج حاصل از این تحقیق نشان می‌دهد، بیشترین راندمان حذف کدورت در فاضلاب نیکل-کروم و گالوانیزه در ولتاژ ۳۰ و زمان ۸۰ دقیقه به ترتیب در $pH = 7/2$ برابر ۹۷ درصد و در $pH = 9$ مساوی ۹۵/۳ درصد بوده که با مطالعه Ni³⁺am و همکاران مشابه است (۱۳). علت افزایش حذف کدورت با افزایش زمان تماس را می‌توان به تولید بیشتر یون‌های هیدروکسیل و تشکیل رسوب $Al(OH)_3$ نسبت داد (۱۲).

نتایج حاصل از این تحقیق نشان می‌دهد، فرآیند الکتروکاتولیز آلومینیوم فناوری بسیار مؤثر و کارآمدی برای حذف فلزات سنگین از فاضلاب صنایع آبکاری و روشی مناسب برای دست‌یابی به استانداردهای تخلیه پساب تعیین شده از طرف سازمان حفاظت محیط زیست است.

سپاسگزاری

از معاونت محترم تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی بابل به‌واسطه حمایت‌های مالی در انجام این پژوهش، تشکر و قدردانی می‌شود.

pH، زمان تماس، غلظت اولیه آلاینده و دانسیته جرمی بر کارایی حذف یون‌های کبالت از محلول‌های آبی توسط فرآیند الکتروکاتولیز آلومینیوم با الکترودهای آلومینیوم مورد مطالعه قرار گرفت. طبق این مطالعه با افزایش pH محلول از ۲ تا ۴، کارایی حذف کبالت از ۳۰ به ۸۰ درصد افزایش یافته و سپس تا pH برابر ۹، راندمان حذف رشد چندانی نداشته است (۳۲). در این پژوهش، میزان حذف فلز روی در فاضلاب گالوانیزه در pH واقعی برابر ۹۴ درصد به‌دست آمد. این نتایج با مطالعه Heidmann و همکاران مطابقت دارد (۸). یکی از مشکلات اساسی در انجام مطالعه حاضر در خصوص تأثیر pH های اسیدی در حذف فلز روی در فاضلاب گالوانیزه، تولید بخارات سمی اسید سیانیدریک بود. علت کاهش راندمان حذف روی در فاضلاب گالوانیزه را می‌توان به میزان مواد آلی و نمک‌های سیانید موجود در آن نسبت داد که می‌تواند موجب تولید کمپلکس‌های گوناگون در pH برابر ۹ شود (۱۲). در این فرآیند، با افزایش زمان واکنش، میزان راندمان حذف فلزات سنگین کروم، نیکل و روی افزایش یافت. به‌طوری که حداکثر کارایی حذف نیکل و کروم به ترتیب در زمان‌های ۴۰ و ۶۰ دقیقه و حداکثر راندمان حذف فلز روی، در زمان ۴۰ دقیقه به‌دست آمد. در پژوهش شفایی و همکاران نیز میزان کارایی حذف کبالت در محلول آبی با افزایش زمان افزایش یافته، به‌طوری که این مقدار در ۵ دقیقه اول ۴۵ درصد و در ۳۰ دقیقه به صددرصد رسید (۳۲). علت افزایش راندمان حذف فلزات سنگین مورد مطالعه، همانا افزایش ماده کوآگولانت تولیدی است که با افزایش مدت زمان تماس در فرآیند الکتروکاتولیز آلومینیوم صورت می‌گیرد (۱۸). در این مطالعه، در فاضلاب نیکل-کروم تا ۲۰ دقیقه اول، pH از ۷ به ۸/۷ افزایش یافته و بعد از آن pH نهایی افزایش

References

1. Chen G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 2004; 38(1):11-41.
2. Mollah MYA, Morkovsky P, Gomes JAG, Kesmez M, Parga J, Cocke DL. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *J Hazard Mater*. 2004; 114(1-3):199-210.
3. Gao P, Chen X, Shen F, Chen G. Removal of chromium(VI) from wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation without a filter. *Separation and Purification Technology*. 2005; 43 (2): 117–123.
4. Mollah MYA, Schennach R, Parga JR, Coke DL. Electrocoagulation (EC) - science and applications. *J Hazard Mater*. 2001; 84(1): 29-41.
5. Bazrafshan E, Mahvi AH, Nasser S, Mesdaghinia A. Performance Evaluation of Electrocoagulation Process for Removal of Chromium (VI) from Synthetic Chromium Solutions Using Iron and Aluminum Electrodes. *Turkish J Eng Env Sci* 2008; 32(2):59-66.
6. Bazrafshan E, Mahvi AH, Nasser S, Mesdaghinia AR, Vaezi F, Nazmara Sh. Removal of Cadmium from industrial effluents by Electrocoagulation Process Using Iron Electrodes. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2006. 3(4):261-266.
7. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *J Environ Manage*. 2009; 90(5): 1663- 1679.
8. Heidmann H, Calmano W. Removal of Zn (II), Cu (II), Ni (II), Ag (I) and Cr (VI) present in aqueous solutions by aluminum electrocoagulation. *J Hazard Mater*. 2008; 152(3): 934 – 941.
9. Golder AK, Samanta AN. Removal of trivalent chromium by electro coagulation. *Journal of separation purification Technology*, 2007; 53(1):33-41.
10. Keerthi VV, Balasubramanian N. Removal of heavy metals by hybrid electrocoagulation and microfiltration Processes. *Environ Technol*. 2013; 34(17-20): 2897- 2902.
11. Akbal F, Camci S. Copper, Chromium and Nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation. *Desalination*. 2011; 269(1-3): 214-222.
12. Merzouk B, Gourich B, Sekki A, Madani K, Chibane M. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique: A case study. *J Hazard Mater*. 2009; 164(1): 215-222.
13. Niam MF, Othman F, Sohaili J, Fauzia Z. Removal of COD and Turbidity to improve waste water quality using Electro coagulation technique. *The Malaysian Journal of Analytical sciences*. 2007; 11(1): 198 – 205.
14. Dermentzis K, Christoforidis AC, Valsamidou E. Removal of Nickel, Copper, Zinc and Chromium from synthetic and industrial wastewater by electrocoagulation. *Journal of Environmental sciences*. 2011; 1(5): 976- 984.
15. Tanercan O, Kobaya M, Demirbas E, Bayramoglu M. Treatment of the textile

- wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*. 2006; 62(2):181-187.
16. Kobaya M, Tanercan O, Bayramoglu M. Treatment of textile wastewater by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes, *J Hazard Mater*. 2003; 100(1-3):193-178.
 17. Stanlaw L, Monika G. Optimization of oxidant dose for combine chemical and biological treatment of textile wastewater. *Water Research*. 1999; 33(11):2511-2516.
 18. Verma E, Dash RR, Bhunia P. A review on chemical coagulation/ flocculation technologies for removal of colour from textile wastewater. *J Environ Manage*. 2012; 93(1):154-60.
 19. Petsriprasit C, Namboonme J, Hunsom M. Application of the electrocoagulation technique for treating heavy metals containing wastewater from the pickling process of billet plant. *Korean J Chem Eng*. 2010; 27(3): 854- 861.
 20. Ayhan Sengil I, Ozacar M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. *J Hazard Mater*. 2006; 137(2):1197- 1205.
 21. Arsand DR, Kummerer K, Martins AF. Removal of dexamethasone from aqueous solution and hospital wastewater by electrocoagulation. *Sci Total Environ*. 2013; 443:351-7.
 22. Mollah M, Pathak S, Prashanth P, Mahdhavi V. Treatment of orange Diazo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. *J Hazard Mater*. 2004; 109(1-3):165-171.
 23. Bensadok K, Benammar S, Lapicque F, Nezzal G. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes. *J Hazard Mater*. 2008; 152(1): 423- 30.
 24. Deng Y, Englehardt JD. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 2007; 27(3): 380-388.
 25. Cui X, Quicksall AN, Blake AB, Talley JW. Electrochemical disinfection of *Echerichia coli* in the presence and absence of primary sludge particulates. *Water Res*. 2013; 47(13): 4383- 4390.
 26. Jeong J, Kim JY, Cho M, Choi W, Yoon J. Inactivation of *Echerichia coli* in the electrochemical disinfection process using the Pt anode. *Chemosphere*, 2007; 67(4): 652-659.
 27. Ghernaout D, Badis A, Kellil A, Ghernaout B. Application of electrocoagulation in *Echerichia coli* culture and two surface waters. *Desalination*, 2008; 219(1-3):118-125.
 28. Gao SH, Yang J, Tian J, Ma F, Tu G, Du M. Electro-coagulation- flotation process for algae removal. *J Hazard Mater*. 2010; 177(1-3): 336- 343.
 29. Buthler E, Hung YT, Yeh RYL, Al Ahmad MS. Review: Electrocoagulation in wastewater treatment. *Water*. 2011; 3: 495-525.
 30. Oncel MS, Muhcu A, Demirbas E, Kobya M. A comparative study of chemical precipitation and electrocoagulation for treatment of coal acid drainage wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2013; 1(4): 989- 995.
 31. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and

- Wastewater. 22nd ed. Washington DC: American Water Works Assn; 2012.
32. Shafaei A, Pajootan E, Nikazar M, Arami M. Removal of Co (II) from aqueous solution by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Desalination*, 2011; 279(1-3): 121- 26.
33. Aber S, Amani Ghadim AR, Mirzajani V. Removal of Cr (VI) from polluted solutions by electrocoagulation: Modeling of experimental results using artificial neural network. *J Hazard Mater*. 2009; 171(1-3): 484- 90.
34. Bhagawan D, Poodari S, Pothuraju T, Srinivasulu D, Shankaraiah G, Yamuna Rani M, et al. Effect of operational parameters on heavy metals removal by electrocoagulation. *Environ Sci Pollut Res*. 2014; 1(4)14166-14173.
35. Adhoum N, Monser L, Bellakhal N, Belqaied JE. Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr (VI) by electro coagulation. *J Hazard Mater*. 2004; 112(3):207 – 213.