

Treatment of dairy products processing industrial wastewater by Electro-Coagulation-Flotation (ECF) process

MONIREH MAJLESSI NASR¹, MOHAMMAD RAFIEE ², HASSAN JALILVAND ^{3*}

1. Associated Professor, Department of Environmental Health Engineering, and Member of Environmental and Occupational Hazardous Control Research Center, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran.
2. Assitant Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran.
3. MSc student of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran.

ABSTRACT

Background and aims: Dairy industry is one of the important sources of environmental pollution. The present study set out to investigate the removal percentages of COD and turbidity, as well as changes in the effluent pH by Electro-Coagulation Flotation (ECF) process during the treatment of dairy effluents.

Materials and methods: Electrochemical coagulation process was applied to treatment of pre-treated highly loaded real wastewater of a factory producing dairy products in Damavand-Tehran. The experiments were carried out in an electrochemical cylinder-shaped reactor made of steel (cathode electrode) and aluminum (anode electrode) connected to each other in a Bipolar-serial (BP-S) way. The influence of initial pH, current intensity, electrolysis time, and initial electrolyte (NaCl) concentration on the performance of ECF was explored. Owing to the nature of the study, there were not ethical issues.

Results: The findings revealed that the bulk liquid pH, current intensity and electrolysis time had a considerable influence on the performance of the reactor. The obtained optimal values were 9, 3 A, and 60 min, respectively. Under optimal condition, the efficiency of COD and turbidity removal were estimated at 70.9% and 99.08%, respectively. It was also found that the reactor effluent pH increased by 1.6 units. Moreover, electrical conductivity of solution did not affect the pollutant removal efficiency in this study. Sludge volume index (SVI) was further estimated to be 89.01 ml/g.

Conclusions: The results of the present study indicate that the ECF coupled process can be regarded as an environment-friendly method in the pre-treatment of dairy effluents. In addition, considering the increase of BOD5/COD ratio from 0.41 (raw wastewater) to 0.79 (effluent), electrochemical treatment was conceived to enhance the biodegradability for a biological post-treatment.

Keywords: Dairy wastewater, electro-coagulation flotation, COD, turbidity

*Corresponding Author: School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran.

Email: jalilvandhassan@yahoo.com

Received: 10 july 2016

Accepted: 20 oct 2016

بررسی کارآیی فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب صنعت فرآوری محصولات لبنی

منیره مجلسی نصر^۱، محمد رفیعی^۲، حسن جلیوند^{۳*}

۱. دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات کنترل عوامل زیان آور محیط و کار، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران
۲. استادیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران
۳. دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران

چکیده

زمینه و اهداف: فاضلاب صنایع لبنی از مهمترین ترین منابع آلاینده برای محیط‌های آبی و خاکی می باشد. هدف این مطالعه بررسی میزان حذف COD، کدورت و تغییرات pH توسط فرایند انعقاد و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب لبنی است.

مواد و روش‌ها: مطالعه حاضر یک مطالعه تجربی-آزمایشگاهی است که با رعایت موازین اخلاقی و اخذ مجوزهای لازم بر روی فاضلاب کارخانه فرآوری محصولات لبنی هموطن دماوند در راکتور الکتروشیمیایی استوانه‌ای شکل از جنس استیل (الکتروکاتد)، آلومینیوم (الکتروکاتد) با اتصال دوقطبی سری انجام و تاثیر متغیرهای pH، زمان واکنش، هدایت و شدت جریان الکتریکی در کارآیی فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج بدست آمده نشان داد که pH، شدت جریان الکتریکی و زمان واکنش تاثیر قابل ملاحظه‌ای در عملکرد راکتور داشتند و مقادیر بهینه به ترتیب ۹، ۳ آمپر و ۶۰ دقیقه حاصل گردید. تحت شرایط بهینه، راندمان حذف COD و کدورت به ترتیب برابر با ۷۰/۹ و ۹۹/۰۸ درصد محاسبه شد و pH پساب خروجی از راکتور ۱/۶ واحد افزایش یافت. همچنین هدایت الکتریکی محلول تاثیر بر روی حذف آلاینده مورد مطالعه نشان نداد و شاخص حجمی لجن تحت شرایط بهینه ۸۹/۰۱ ml/g بدست آمد.

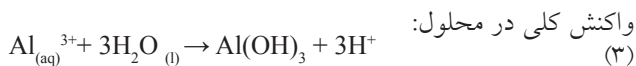
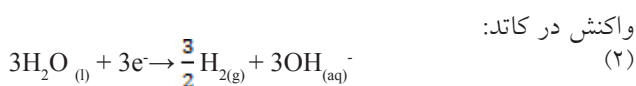
نتیجه گیری: نتایج نشان داد که فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی می‌تواند به عنوان یک روش سازگار با محیط زیست در تصفیه فاضلاب صنایع لبنی به منظور تصفیه اولیه و آمادگی آن برای ورود به واحد بیولوژیکی به علت افزایش نسبت BOD₅/COD از ۰/۴۱ (فاضلاب خام) به ۰/۷۹ (پساب) مطرح گردد.

کلید واژه‌ها: فاضلاب صنایع لبنی، انعقاد و شناورسازی الکتریکی، COD، کدورت

*نویسنده مسئول: تهران، اوین، دانشگاه شهید بهشتی، دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط، کدپستی ۱۹۸۳۵۳۵۱۱.

مقدمه

کارایی فرایند انعقاد الکتریکی و موفقیت آن در تصفیه فاضلاب‌های شهری [۸]، نساجی [۹]، مرغداری [۱۰]، شیرابه لندفیل [۱۱]، صنایع شیمیایی و مکانیکی [۱۲]، آب‌های زیرزمینی آلوده به فلزات سنگین [۱۳]، فاضلاب رستوران [۱۴]، صنایع رنگرزی [۱۵]، صنایع فراوری روغن زیتون [۱۶] و فاضلاب بازیافت کاغذ [۱۷] به اثبات رسیده است. اثر متقابل فرآیندهای الکتروشیمی انعقاد و شناورسازی در یک راکتور، فرآیند انعقاد و شناورسازی الکتریکی (ECF: Electro-Coagulation Flotation) است [۱۸]. تشکیل کوآگلانت با انحلال یون‌های فلزی از الکتروود واکنش دهنده آند، ناپایداری آلاینده‌ها، تجمع فازهای ناپایدار و تشکیل لخته، مکانیسم فرایند الکتروشیمیایی را شامل می‌گردند [۱۹]. معادلات فرآیند با الکتروود آلومینیوم به صورت زیر است [۱۱]:



علیرغم تعداد قابل توجه تحقیقات علمی صورت گرفته بر روی تصفیه فاضلاب‌های صنعتی توسط EC، مطالعات اندکی بر روی تصفیه فاضلاب صنایع لبني با استفاده از این روش صورت گرفته و اغلب این مطالعات بر روی فاضلاب‌های سنتتیک لبني متمرکز بوده‌اند. بنابراین در این مطالعه تاثیر متغیرهای کلیدی فرایند EC از قبیل pH اولیه، شدت جریان، زمان واکنش و غلظت اولیه الکتروود (NaCl) بر روی حذف COD و کدورت با به کارگیری الکتروودهای آلومینیوم و استیل مورد توجه قرار گرفته است.

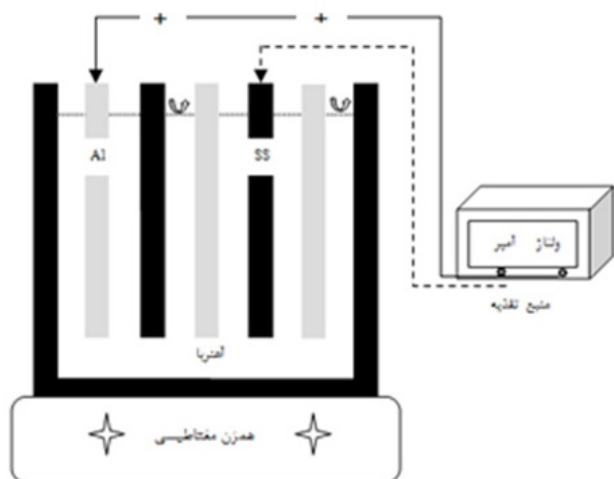
مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر یک مطالعه تجربی-آزمایشگاهی است که با رعایت موازین اخلاقی و اخذ مجوزهای لازم بر روی فاضلاب واقعی کارخانه فرآوری محصولات لبني هموطن دماوند انجام گرفت. متوسط میزان تولید فاضلاب این کارخانه ۷۰ مترمکعب در روز است و برای تصفیه فاضلاب در حال حاضر از روش لجن فعال استفاده می‌شود. نمونه‌برداری هر ۴ ساعت یکبار در طول یک شبانه‌روز متناسب با دبی خروجی از کانال سرریز استخر ته‌نشینی اولیه به روش مرکب به حجم ۶۰ لیتر انجام شد. نمونه در ظرف پلی‌اتیلن جمع آوری و تحت شرایط استاندارد به آزمایشگاه منتقل و در دمای

فاضلاب‌های صنایع غذایی اکسیژن مورد نیاز شیمیایی COD بالای دارند که این امر ناشی از محتوای آلی بالای آنهاست [۱]. در این میان صنایع لبني به دلیل تولید حجم زیاد فاضلاب (تقریباً ۰/۲ تا ۱۰ لیتر فاضلاب به ازاء هر لیتر شیر فراوری شده) از اهمیت خاصی برخوردارند [۲]. در بعضی موارد چنین فاضلاب‌هایی تصفیه نشده و به سادگی در آب‌های پذیرنده تخلیه شده و به دلیل دارا بودن مقادیر بالای COD، BOD₅، نیتروژن، فسفر و جامدات معلق اثرات نامطلوبی را در پیکره‌های آبی پذیرنده به دنبال خواهند داشت. انتشار بوهای شدید و آزار دهنده، چربی و روغن، امکان انتشار پاتوژن‌ها و محتوای پروتئینی این نوع فاضلاب از مهمترین مسائل مورد توجه می‌باشند. دشوار بودن تصفیه فاضلاب صنایع لبني توجهات زیادی را در بسیاری از کشورها به خود جلب کرده است. بنابراین، فرایندهای مختلفی برای تصفیه این نوع فاضلاب مورد استفاده قرار می‌گیرد [۳، ۴]. با توجه به نسبت BOD₅/COD فاضلاب صنعت لبنیات (حدود ۰/۵) می‌توان نتیجه گرفت که چنین فاضلابی به خوبی با استفاده از روش‌های بیولوژیکی قابل تصفیه است [۵]. در نتیجه طرح تصفیه‌خانه فاضلاب عمدتاً بر پایه حذف بار BOD و روغن و چربی متمرکز بوده است. اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب صنایع لبنیات دارای تجهیزات حذف روغن و چربی هستند که از آن جمله می‌توان به حوض‌های چربی‌گیر و سیستم‌های شناورسازی با هوای محلول اشاره کرد. کارایی حوض‌های چربی‌گیر در جداسازی روغن و چربی آزاد مناسب است. اما نقاطی از تصفیه‌خانه که در آنها تجهیزات به طور منظم تمیز نمی‌شوند، ممکن است به منابع ایجاد بوهای ناخوشایند تبدیل شوند. این امر بدین علت است که تجزیه بیولوژیکی مواد لبني، تحت شرایط بیهوایی منجر به ایجاد ترکیبات آلی بدبو می‌گردد. علاوه بر این حذف ترکیبات نیتروژن و فسفر طی فرایند تصفیه بیهوایی مقدور نیست [۶]. لذا بدون در نظر گرفتن و بررسی محتوای مواد آلی فاضلاب، انتخاب فرایند بیهوایی قبل از تصفیه هوایی جهت کاهش مواد آلی راهکار مناسبی نمی‌باشد. استانداردهای زیست محیطی سختگیرانه‌تر در طی سال‌های اخیر فرایندهای جدیدی را برای تصفیه موثر و کافی انواع فاضلاب‌های صنعتی با بهره‌برداری نسبتاً آسان می‌طلبند.

براین اساس، فرایند انعقاد الکتریکی (EC: Electro-Coagulation) با توجه به تطبیق پذیری، کارایی و سازگاری آن با محیط زیست توجه زیادی را در تصفیه فاضلاب‌های صنعتی به خود جلب کرده است. تجهیزات ساده، بهره‌برداری آسان، زمان واکنش کوتاه‌تر، عدم نیاز به تزریق مواد شیمیایی و مقادیر کم رسوبات یا لجن که به آسانی نیز ته‌نشین می‌شود از مهمترین ویژگی‌های این روش می‌باشند [۷].

C_0 : غلظت COD (mg/L) یا کدورت (NTU) نمونه پساب قبل از انجام فرایند
 C : غلظت COD (mg/L) یا کدورت (NTU) پساب خروجی از راکتور با فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی



شکل ۱- شماتیک راکتور انعقاد و شناورسازی الکتریکی

یافته‌ها

نتایج میانگین ۳ بار آنالیز پساب خروجی استخر ته‌نشینی اولیه کارخانه فرآوری محصولات لبنی هموطن دماوند در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- مشخصات پساب خروجی استخر ته‌نشینی اولیه کارخانه فرآوری

محصولات لبنی هموطن دماوند		
پارامتر	واحد	مقدار
pH	---	۶/۵
کدورت	NTU	۱۲۷۷
COD	mg/L	۳۰۶۰
BOD ₅	mg/L	۱۲۶۰
کلور	mg/L	۳۸۰
هدایت الکتریکی	μs/cm	۲۸۵۰
نسبت BOD ₅ /COD	---	۰/۴۱

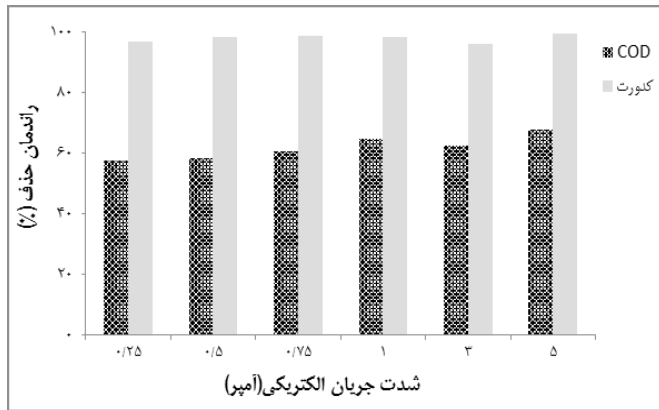
همانگونه که ملاحظه می‌گردد، فاضلاب مورد مطالعه از محتوای آلی نسبتاً بالایی برخوردار بوده، اما قابلیت تصفیه بیولوژیکی متوسطی را نشان می‌دهد. نتایج حاصل از تاثیر تغییرات pH، زمان

نگهداری شد. طول زمان ذخیره سازی قبل از شروع انجام آزمایشات از یک روز تا دو هفته متفاوت بوده است. این طرح پژوهشی با توجه به ماهیت آن منافاتی با مسائل اخلاقی نداشت. آزمایشات در یک راکتور استوانه‌ای شکل با جریان منقطع به ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر و قطر ۱۳/۴ سانتی‌متر از جنس استیل غیرمغناطیسی ضد زنگ با شیر برداشت نمونه تعبیه شده در دیواره راکتور انجام گرفتند.

همچنین از ۳ صفحه الکترود آلومینیوم به ابعاد ۲۲cm × ۸cm × ۲mm به عنوان آند و مجموع ۲ صفحه الکترود استیل به همراه دیواره و کف راکتور در نقش کاتد استفاده شد. نحوه اتصال الکترودها به صورت دو قطبی سری و فاصله بین الکترودها ۲ سانتی‌متر در نظر گرفته شد (شکل ۱). برای انجام آزمایشات انعقاد و شناورسازی الکتریکی، از یک همزن مغناطیسی مدل JENWAY 1000 با سرعت ثابت و یک منبع تغذیه جریان برق مستقیم مدل RXN-605D استفاده شد. کلیه ترکیبات و مواد شیمیایی مورد استفاده ساخت شرکت مرک (Merck) آلمان بود. جهت اندازه گیری pH از دستگاه pH متر مدل CORNING-120، کدورت از دستگاه کدورت سنج مدل 2100N Conductivity/EC از دستگاه HACH و دما، TDS و EC از دستگاه HACH TDS Meter شرکت HACH استفاده شد.

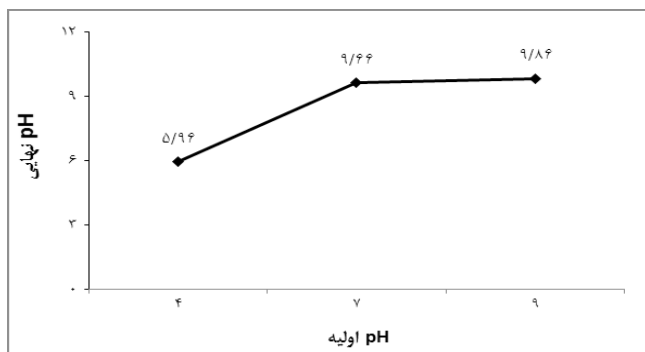
در این تحقیق تاثیر متغیرهای pH (۴، واقعی فاضلاب و ۹)، زمان واکنش (۱۰، ۳۰ و ۶۰ دقیقه)، هدایت الکتریکی با افزودن ۰/۲، ۰/۵، ۱ و ۱/۵ gNaCl/L به نمونه فاضلاب واقعی تغییر داده شد و شدت‌های جریان الکتریکی ۰/۲۵، ۰/۵، ۰/۷۵، ۱، ۳ و ۵ آمپر بر کارایی فرایند مورد ارزیابی قرار گرفت. قبل از انجام هر آزمایش، الکترودها با اسکاچ نرم تمیز و با آب مقطر دو بار تقطیر شسته شده و سپس با محلول اسید کلریدریک ۱N و آب مقطر آبکشی شدند. کلیه آزمایشات در این تحقیق در دمای محیط آزمایشگاه $23 \pm 1^\circ C$ انجام گرفتند. برای تنظیم pH از اسیدسولفوریک ۴N و هیدروکسید سدیم ۴N استفاده شد. در هر مرحله آزمایش مقدار ۱/۴ لیتر نمونه فاضلاب پس از تنظیم pH و سایر متغیرها در راکتور تخلیه گشته و با در نظر گرفتن متغیرهای مورد مطالعه، فرایند با زمان مشخص بر روی نمونه انجام و سپس با نمونه برداری از مایع داخل راکتور پس از ۳۰ دقیقه ته‌نشینی و از مایع رویی، آزمایشات جهت تعیین محدوده پارامترهای بهینه انجام گرفت. کلیه آزمایشات مطابق با روش‌های استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب [۲۰] انجام گرفتند. برای ارزیابی کارایی فرایند (Removal Efficiency %) از پارامتر COD و کدورت مطابق رابطه زیر استفاده گردید.

$$RE\% = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100$$

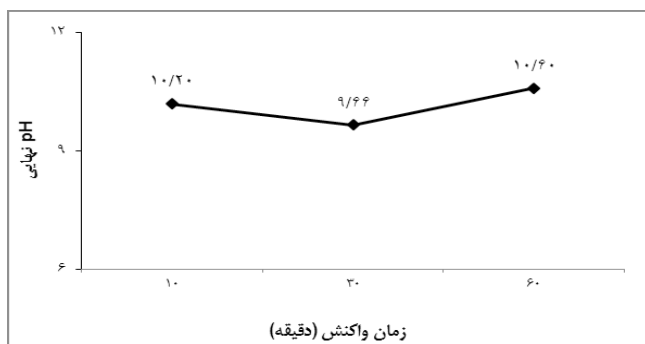


نمودار ۴- تاثیر شدت جریان الکتریکی (آمپر) بر راندمان حذف COD و کدورت (pH=9، زمان واکنش 60 دقیقه، هدایت الکتریکی 2850 $\mu\text{s/cm}$)

نتایج حاصل از تاثیر تغییرات pH اولیه فاضلاب ورودی، زمان واکنش (دقیقه) و شدت جریان الکتریکی (آمپر) بر روی pH پساب خروجی از راکتور در نمودارهای ۵ تا ۷ آورده شده است. در ادامه، نتیجه تاثیر شدت جریان الکتریکی (آمپر) بر روی حجم لجن تشکیل شده (ml/L) و شاخص حجمی لجن (ml/g) در فرایند تلفیقی انعقاد و شناور سازی الکتریکی در نمودار ۸ آورده شده است.

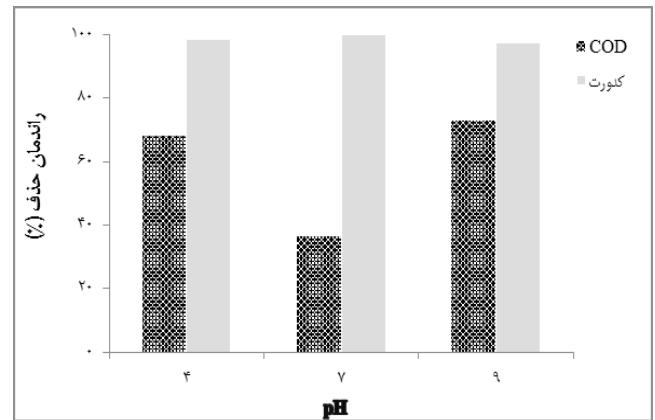


نمودار ۵- تاثیر تغییرات pH اولیه فاضلاب ورودی بر روی pH پساب خروجی از راکتور با فرایند تلفیقی انعقاد و شناور سازی الکتریکی (زمان واکنش 30 دقیقه، هدایت الکتریکی 2850 $\mu\text{s/cm}$ ، شدت جریان الکتریکی 3 آمپر)

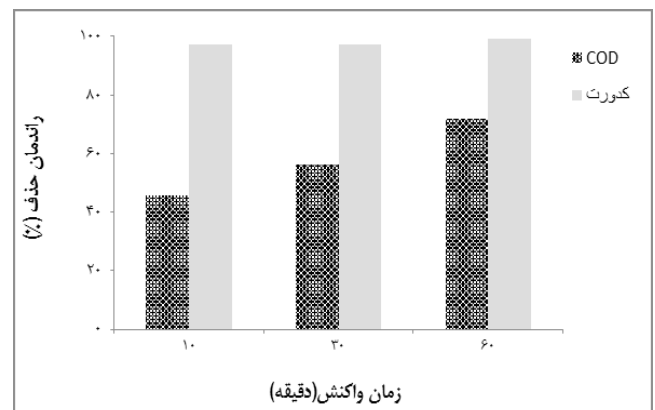


نمودار ۶- تاثیر زمان واکنش (دقیقه) بر روی pH پساب خروجی از راکتور با فرایند تلفیقی انعقاد و شناور سازی الکتریکی (pH=9، هدایت الکتریکی 2850 $\mu\text{s/cm}$ ، شدت جریان الکتریکی 3 آمپر)

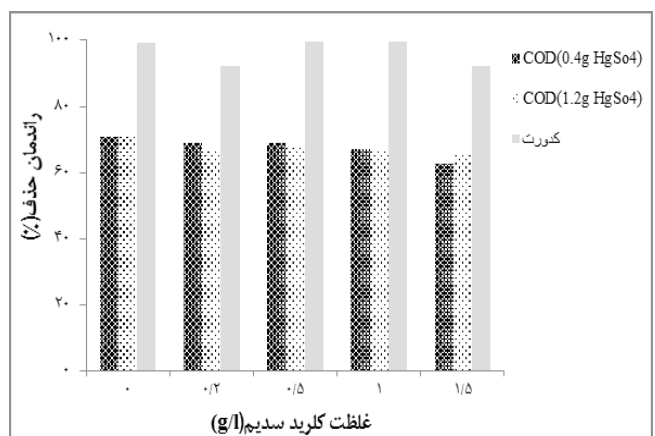
واکنش (دقیقه)، غلظت کلرید سدیم (g/L) و شدت جریان الکتریکی (آمپر) بر راندمان حذف COD و کدورت در نمودارهای ۱ تا ۴ آورده شده است.



نمودار ۱- تاثیر تغییرات pH بر راندمان حذف COD و کدورت (زمان واکنش 30 دقیقه، هدایت الکتریکی 2850 $\mu\text{s/cm}$ ، شدت جریان الکتریکی 3 آمپر)



نمودار ۲- تاثیر زمان واکنش (دقیقه) بر راندمان حذف COD و کدورت (pH=9، هدایت الکتریکی 2850 $\mu\text{s/cm}$ ، شدت جریان الکتریکی 3 آمپر)



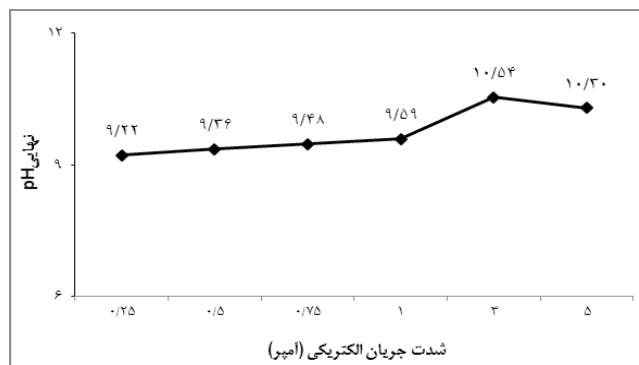
نمودار ۳- تاثیر غلظت کلرید سدیم (g/L) بر راندمان حذف COD و کدورت (pH=9، زمان واکنش 60 دقیقه، شدت جریان الکتریکی 3 آمپر)

و زمان واکنش (۶۰ دقیقه) گزارش داده‌اند [۲۲].

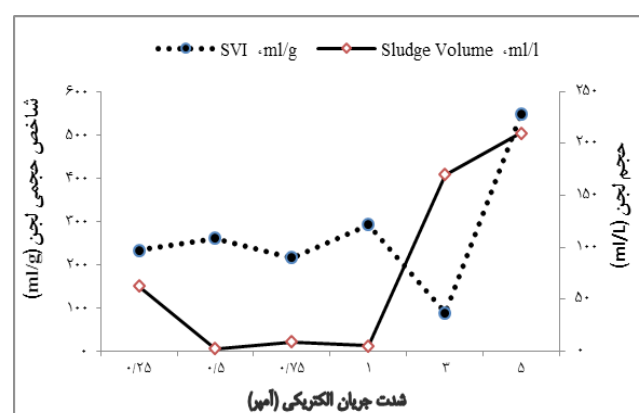
همچنین نتایج این مطالعه عکس نتایج یایوز و همکاران در سال ۲۰۱۱ بود که بالاترین کارایی حذف COD را در pH واقعی فاضلاب ۶-۷ نسبت به pH=۵ و pH=۶ به علت نوع مشخصات فاضلاب صنعت لبنی مورد استفاده، نوع الکترود آند مصرفی (آهن)، استفاده از ترکیبات آب اکسیژنه و سولفات سدیم در فرایند انعقاد و شناورسازی الکتریکی گزارش داده‌اند [۲۳]. با توجه به نتایج حاصل از مطالعات می‌توان گفت که تغییرات کارایی فرایند در اثر تغییرات pH به ماهیت واکنش بین یون‌های آلومینیوم و هیدروکسید وابسته است. هنگامی که pH مطالعه بین ۹-۴ باشد یونهای AL^{+3} و OH^- ، گونه‌های متنوع مونومریک مانند $AL(OH)_2^+$ و $AL(OH)_2^{+2}$ و گونه‌های پلیمریک مانند $AL_6OH_{15}^{+3}$ و $AL_7OH_{17}^{+4}$ و $AL_{13}OH_{34}^{+5}$ را تولید می‌کنند که سرانجام به $AL(OH)_3(s)$ غیر متبلور نامحلول از طریق کینتیک ترسیب/ پلیمریزاسیون تغییر شکل می‌دهند [۲۴]. لخته‌های $AL(OH)_3(s)$ مساحت سطحی بزرگتری دارند که برای جذب ترکیبات آلی محلول و به دام انداختن ذرات کلوئیدی مفیدند [۲۱]. مطالعات نشان داده است که در pH=۴ احتمالاً عوامل منعقد کننده موثر مانند $AL(OH)_2^+$ و $AL(OH)_3(s)$ بیشتر است که منجر به کارایی بالاتر فرایند نسبت به pH فاضلاب واقعی گردیده است. در pH فاضلاب واقعی، کارایی حذف آلاینده‌ها پایینتر است و دلیل آن احتمالاً تراکم کمتر عوامل منعقد کننده به علت تشکیل $AL(OH)_4^-$ محلول از $AL(OH)_3(s)$ باشد [۲۵]. افزایش کارایی حذف آلاینده‌ها در pH=۹ به دلیل تولید انواع مختلفی از گونه‌های منعقد کننده موثر می‌باشد که منجر به افزایش کارایی فرایند نسبت به pH فاضلاب واقعی شده است [۲۱]. در زمان واکنش ۳۰ دقیقه با pH برابر ۴، واقعی فاضلاب (۶/۵) و ۹ به ترتیب ۹۸/۴۲، ۹۹/۷۶ و ۹۷/۳۷ درصد از کدورت طی فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی حذف شد. این نتایج مطابق با نتایج شیوا یوقیمات و همکاران در سال ۲۰۱۵ است که بالاترین راندمان حذف کدورت را در pH=۷ داشتند [۲۶]. بنابراین می‌توان گفت که فرایند ECF با الکترود آلومینیوم در pH هایی با محدوده قلیایی برای این نوع فاضلاب‌ها موثرتر است.

تأثیر زمان واکنش

مطابق با قانون فارادی با افزایش زمان الکترولیز، غلظت یون‌های تولیدی و در نتیجه لخته‌های هیدروکسید افزایش می‌یابد و به این ترتیب انعقاد شکل می‌گیرد [۲۷]. مطابق نمودار ۲ با افزایش زمان واکنش از ۱۰ به ۶۰ دقیقه، کارایی حذف COD از ۴۵/۷۲ درصد به ۷۱/۸۶ درصد افزایش می‌یابد. این نتایج مشابه نتایج میرجی و همکاران در سال ۲۰۱۵ بود که نشان دادند با افزایش زمان واکنش از



نمودار ۷- تأثیر شدت جریان الکتریکی (آمپر) بر روی pH پساب خروجی از راکتور با فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی (pH=۹، هدایت الکتریکی ۲۸۵۰ $\mu\text{s/cm}$ ، زمان واکنش ۶۰ دقیقه)



نمودار ۸- تأثیر شدت جریان الکتریکی (آمپر) بر روی حجم لجن تشکیل شده (ml/L) و شاخص حجمی لجن (ml/g) در فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی (pH=۹، زمان واکنش ۶۰ دقیقه، هدایت الکتریکی ۲۸۵۰ $\mu\text{s/cm}$)

بحث

تأثیر pH

pH به عنوان یک پارامتر مهم اثر قابل توجهی بر عملکرد فرایند ECF دارد [۱]. مطابق نمودار ۱ افزایش pH از ۴ به pH واقعی فاضلاب (۶/۵) منجر به کاهش و از pH واقعی فاضلاب به pH=۹ منجر به افزایش کارایی فرایند گردید. نتایج این مطالعه مشابه نتایج مسعودی‌نژاد و همکاران در سال ۲۰۱۲ بر روی حذف رنگ از فاضلاب صنایع نساجی پلی آکرلیک توسط فرایند انعقاد الکتریکی است به طوری که کارایی حذف COD در pH های ۴، ۷ و ۹ به ترتیب برابر ۶۹، ۳۱ و ۴۶ درصد گزارش شده است [۲۱]. این نتایج عکس نتایج میرجی و همکاران در سال ۲۰۱۵ بود که بالاترین کارایی حذف COD را در pH حدود ۷ به علت استفاده از فاضلاب سنتتیک لبنی (انحلال پودر شیرخشک در آب)، فاصله بین الکترودها (۱ cm)، اسید بوریک، غلظت کلرید سدیم (۵ g/L)، ولتاژ (۸ ولت)

مثبت غلظت کلرید سدیم، سرعت انحلال الکتروالکترولیت توسط خوردگی شیمیایی و الکتروشیمیایی را افزایش می‌دهد و اثر منفی کلرید سدیم در غلظت‌های بالاتر با انحلال گونه‌های $Al(III)$ توسط یون‌های کلرور همراه است [۳۰]. جهت تأیید نتایج حاصله و بررسی بیشتر، تکرار آزمایشات انجام شد. در مرحله تکرار آزمایشات جهت حذف بیشتر عوامل مداخله کننده در آزمایش COD مانند یون‌های کلرور، به علت افزایش غلظت کلرید سدیم ($1/5 \text{ g/L}$) به نمونه فاضلاب واقعی و متعاقباً افزایش غلظت یون‌های کلرور با هدف جلوگیری از ترکیب یون‌های کلرور با نقره و دی کرومات در آزمایش COD و ایجاد خطا در نتیجه آزمایش، از ۳ برابر مقدار استاندارد سولفات جیوه مصرفی در آزمایش COD استفاده شد. تحت این شرایط، راندمان حذف COD در شرایط هدایت الکتریکی واقعی فاضلاب (بدون افزودن کلرید سدیم) و افزایش غلظت کلرید سدیم ($1/5 \text{ g/L}$) به نمونه فاضلاب واقعی به ترتیب از $70/9$ به $65/45$ درصد کاهش یافت. علت کاهش راندمان را میتوان به تاثیر منفی کلرید سدیم در غلظت‌های بالاتر جستجو نمود که پیش‌تر بحث گردید. همچنین در این مرحله با افزایش غلظت کلرید سدیم راندمان حذف کدورت از $99/08$ درصد به $92/33$ درصد کاهش یافت. این نتیجه با نتایج مطالعه کوشوها و همکاران در سال 2010 که با هدف بررسی حذف مواد آلی از فاضلاب صنایع لبنی با روش تصفیه الکتروشیمی انجام گرفت، مطابقت دارد [۳۱]. بنابراین انجام فرآیند (بر روی فاضلاب واقعی صنایع لبنی) نیازمند افزودن کلرید سدیم برای ایجاد تغییرات هدایت الکتریکی به این فاضلاب نیست و این نکته از نظر اقتصادی و عدم تولید حجم بیشتر لجن شیمیایی حایز اهمیت است.

تاثیر شدت جریان الکتریکی

مطابق قانون فارادی، تولید یون‌های آلومینیوم در حذف COD به شدت جریان و زمان واکنش وابسته است. شدت جریان الکتریکی به عنوان مهمترین پارامتر عملیاتی، تعیین کننده میزان دز فلز الکتروشیمیایی به آب و تراکم تولید حباب الکترولیتی است [۳۲،۳۳]. سطوح براق مانند استیل ضد زنگ، بهترین حباب‌ها را از نظر اندازه و شار تولید می‌کند که نقش مهمی در شناورسازی ذرات با اندازه‌های مختلف ایفا می‌کند؛ به طوری که با افزایش شدت جریان، اندازه حباب گاز کاهش می‌یابد [۳۳]. بنابراین با کاهش اندازه و افزایش تراکم حباب گاز، بهترین راندمان در فرآیند شناورسازی الکتریکی حاصل می‌شود [۳۴]. مطابق نتایج نمودار ۴ با افزایش شدت جریان الکتریکی، راندمان حذف آلاینده افزایش می‌یابد؛ به گونه‌ای که کمترین میزان حذف COD و کدورت در شدت جریان الکتریکی $0/25$ آمپر به ترتیب $57/51$ و $96/82$ درصد و بیشترین میزان حذف COD و

به 30 دقیقه راندمان حذف COD از 30 درصد به $88/54$ درصد افزایش می‌یابد [۲۲]. همچنین افزایش زمان واکنش منجر به افزایش کارایی فرآیند حذف کدورت گردید. این نتایج مطابق با نتایج شیوا یوقیمات و همکاران در سال 2015 است که نشان دادند با افزایش زمان، راندمان حذف کدورت افزایش می‌یابد به طوری که از زمان 15 دقیقه به 75 دقیقه بر روی نمونه فاضلاب واقعی راندمان $92/2$ درصد حاصل شد [۲۶].

تاثیر هدایت الکتریکی

اثر نوع و غلظت الکترولیت در کارایی فرآیند ECF به طور گسترده‌ای مورد مطالعه قرار گرفته است. استفاده از کلرید سدیم برای افزایش هدایت الکتریکی محیط اغلب نسبت به ترکیبات دیگر همانند کلرید پتاسیم، نیترات سدیم، نیتريت سدیم و ... برتری دارد [۲۸]. زیرا یون‌های کلراید اثرات نامطلوب آنیون‌های دیگر مانند HCO_3^- را با جلوگیری از رسوب یون‌های کلسیم موجود در فاضلاب کاهش می‌دهند؛ بدلیل رسوب سولفات‌ها و کربنات‌ها در سطح الکتروود، باعث کاهش راندمان فرآیند می‌شود. در واقع رسوب به شکل یک لایه عایق در سطح الکتروود باعث مهار انحلال فلز می‌شود. در یک شدت جریان الکتریکی ثابت، اثر افزایش غلظت الکترولیت، کاهش ولتاژ بین الکتروودها است. بر اساس مطالعه هانگ و همکاران در سال 2008 یون‌های کلرور در محلول‌های حاوی $Al(OH)_3$ می‌تواند گونه‌های متوسطی از $Al(OH)_2Cl$ ، $Al(OH)Cl_2$ و $AlCl_3$ را تشکیل دهد. تشکیل یون $AlCl_4^-$ در حضور یون کلرور بیش از حد، کمک به انحلال گونه‌های $Al(III)$ می‌نماید. بنابراین مقدار گونه‌های آلومینیوم قابل دسترس برای فرآیند انعقاد کاهش یافته و بنابراین منجر به کاهش راندمان تصفیه می‌شود [۲۹،۳۰]. نتایج نمودار ۳ نشان می‌دهد که با افزایش کلرید سدیم جهت افزایش هدایت الکتریکی فاضلاب، راندمان حذف COD در شرایط هدایت الکتریکی واقعی فاضلاب ($2850 \text{ } \mu\text{s/cm}$) و بدون افزودن کلرید سدیم) و افزودن $1/5 \text{ g/L}$ کلرید سدیم به نمونه واقعی فاضلاب به ترتیب از $70/9$ درصد به $62/72$ درصد کاهش یافت.

مطابق مطالعه بنسدادوک و همکاران در سال 2011 بر روی فاضلاب سنتتیک لبنی با استفاده از ترکیب الکترودهای آلومینیوم و پلاتین/تیتانیوم نتایج مشابهی حاصل شد، به نحوی که در مطالعه بنسدادوک و همکاران در سال 2011 افزایش کلرید سدیم به نمونه فاضلاب تا غلظت خاصی (از $0/5$ به $1/5 \text{ g/L}$)، منجر به افزایش راندمان حذف COD شده است و افزایش بیشتر کلرید سدیم از غلظت خاص (از $1/5$ به 2 g/L)، به نمونه فاضلاب منجر به کاهش راندمان حذف COD شده است. علت این افزایش و کاهش در راندمان حذف COD مرتبط با تاثیر مثبت و منفی کلرید سدیم است. اثر

نتیجه گیری

تصفیه فاضلاب صنعتی کارخانه فرآوری محصولات لبنی هموطن دماوند با استفاده از الکترودهای آلومینیوم به عنوان آند و الکتروکاتود استیل به عنوان کاتد در یک فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی در راکتور الکتروشیمیایی با جریان منقطع مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج حاصل از بررسی اثر پارامترهای عملیاتی بر میزان کارایی فرایند نشان داد که pH محلول، شدت جریان الکتریکی و زمان واکنش از پارامترهای موثر بر کارایی حذف COD و کدورت است. محدوده شرایط عملیاتی بهینه به منظور دستیابی به بیشترین کارایی حذف در $pH=9$ ، شدت جریان الکتریکی ۳ آمپر و زمان واکنش ۶۰ دقیقه حاصل شد که در این شرایط راندمان حذف COD و کدورت به ترتیب ۷۰/۹ و ۹۹/۰۸ درصد و افزایش ۱/۶ واحد در pH پساب خروجی از راکتور نسبت به pH ورودی به راکتور و شاخص حجمی لجن $89/01 \text{ ml/g}$ حاصل شد. در مجموع با توجه به نتایج کسب شده می توان اظهار داشت که این فرایند می تواند به عنوان یک روش سازگار با محیط زیست در تصفیه فاضلاب کارخانه فرآوری محصولات لبنی به منظور کاهش غلظت آلاینده ها و آمادگی آن برای ورود به سایر واحدهای تصفیه مانند واحد بیولوژیکی به علت افزایش نسبت BOD_5/COD از ۰/۴۱ (فاضلاب خام) به ۰/۷۹ (پساب) با لحاظ نمودن جنبه های اقتصادی مطرح شود.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از نتایج پایان نامه تحت عنوان بررسی کارایی فرایند تلفیقی انعقاد و شناورسازی الکتریکی در تصفیه فاضلاب یک کارخانه فرآوری محصولات لبنی در مقطع کارشناسی ارشد در سال ۱۳۹۴ است که با حمایت مالی مرکز تحقیقات کنترل عوامل زیان آور محیط و کار دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی در آزمایشگاه شیمی گروه مهندسی بهداشت محیط اجرا شده است. نویسندگان از ریاست محترم مرکز تحقیقات کنترل عوامل زیان آور محیط و کار، مدیر محترم گروه بهداشت محیط دانشکده و همچنین پرسنل آزمایشگاه مذکور تشکر و قدردانی می نمایند.

کدورت در شدت جریان الکتریکی ۵ آمپر به ترتیب ۶۷/۹۷ و ۹۹/۶۳ درصد حاصل شد. این نتیجه با نتایج مطالعه امام جمعه و همکاران در سال ۲۰۰۹ مطابقت دارد که با هدف بررسی حذف آلاینده ها توسط فرایندهای انعقاد الکتریکی، انعقاد و شناورسازی الکتریکی، انجام گرفت [۱۸]. مطابق نمودار ۸ افزایش شدت جریان الکتریکی از ۰/۲۵ آمپر به ۵ آمپر، حجم لجن به ترتیب ۶۲/۵ و ۲۱۰ میلی لیتر بر لیتر و شاخص حجمی لجن به ترتیب ۲۳۲/۸ و ۵۴۷/۸۲ میلی لیتر بر گرم حاصل شد. اما بر اساس مطالعه گولتیک و همکارش در سال ۲۰۱۲ شاخص حجمی لجن با ته نشینی خوب در شدت جریان الکتریکی ۳ آمپر معادل ۸۹/۰۱ میلی لیتر بر گرم آنالیز شد [۳۵].

تغییرات pH پساب خروجی

مطابق با نتایج نمودار ۵، مقدار ۱/۹۶، ۳/۱۶ و ۰/۸۶ واحد به مقادیر pH اولیه در طی فرایند انعقاد و شناورسازی الکتریکی با زمان واکنش ۳۰ دقیقه و شدت جریان ۳ آمپر افزوده گردید. افزایش pH خروجی در محیط اسیدی ($pH=4$) و واقعی فاضلاب (۶/۵) به دلیل تولید تدریجی گاز هیدروژن در اطراف الکتروکاتود و تشکیل یون OH^- است. افزایش pH خروجی در محیط قلبایی به مقدار کم، ناشی از تشکیل $Al(OH)_3$ در اطراف الکتروکاتود است که باعث آزاد شدن H^+ و کاهش pH می شود یا می تواند ناشی از تشکیل رسوبات هیدروکسید سایر کاتیون ها باشد که قلیائیت را مصرف می کنند [۲۱]. بر اساس نتایج نمودار ۶ با افزایش زمان از ۳۰ به ۶۰ دقیقه مقدار ۱/۶ واحد نسبت به pH اولیه محلول افزوده می شود که با افزایش زمان تولید یون هیدروکسید در کاتد افزایش می یابد و این عامل باعث افزایش pH پساب می گردد. مطابق با نتایج نمودار ۷، افزایش شدت جریان الکتریکی از ۰/۲۵ به ۵ آمپر به ترتیب مقدار ۰/۲۲ و ۱/۳ واحد به pH اولیه محلول افزوده می شود. نتایج این مطالعه با نتایج مطالعه انجام شده توسط رویز در سال ۲۰۱۲ که در آن pH پساب طی فرایند انعقاد الکتریکی بر روی فاضلاب صنایع لبنی با افزایش ۲-۱/۵ واحد و همچنین مطالعات براهمی و همکاران در سال ۲۰۱۵ مطابقت داشت [۳۶،۳۷].

References

- Demirel B, Yenigun O, Onay TT. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: A review. *Process Biochemistry* 2005; 40(8):2583-95.
- Balanec B, Vourch M, Rabiller-Baudry M, Chaufer B. Comparative study of different nanofiltration and reverse osmosis membranes for dairy effluent treatment by dead-end filtration. *Separation and Purification*

- Technology 2005; 42(2):195-200.
3. Hamdani A, Mountadar M, Assobhei O. Comparative study of the efficacy of three coagulants in treating dairy factory waste water. *International journal of dairy technology* 2005; 58(2):83-88.
 4. Chimenos J, Fernandez A, Hernandez A, Haurie L, Espiell F, Ayora C. Optimization of phosphate removal in anodizing aluminium wastewater. *Water research* 2006; 40(1):137-43.
 5. Bazrafshan E, Moein H, Kord Mostafapour F, Nakhaie Sh. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry* 2012; 2013.
 6. Rico JL, García H, Rico C, Tejero I. Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. *Bioresource Technology* 2007; 98(5):971-79.
 7. Bayramoglu M, Eyvaz M, Kobya M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation economical evaluation. *Chemical Engineering Journal* 2007; (128):155-61.
 8. Sharma AK, Chopra AKJ. Influence of operating conditions on the electrolytic treatment for the removal of color, TSS, hardness and alkalinity using Al-Al electrode combination. *Journal of Applied & Natural Science* 2014; 6(1):279-85.
 9. Bazrafshan E, Mahvi AH, Zazouli MA. Textile wastewater treatment by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Iranian Journal of Health Sciences* 2014; 2(1):16-29.
 10. Yetilmizsoy K, Ilhan F, Sapci-Zengin Z, Sakar S, Gonullu MT. Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process: A post-treatment study. *Journal of Hazardous Materials* 2009; 162(1):120-32.
 11. Ilhan F, Kurt U, Apaydin O, Gonullu MT. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials* 2008; 154(1-3):381-89.
 12. Drouiche N, Ghaffour N, Lounici H, Mameri M. Electrocoagulation of chemical mechanical polishing wastewater. *Desalination* 2007; 214(1-3):31-37.
 13. Parga JR, Cocke DL, Valenzuela JL, Gomes JA, Kesmez M, Irwin G, Moreno H, Weir H. Arsenic removal via electrocoagulation from heavy metal contaminated groundwater in La Comarca Lagunera México. *Journal of Hazardous Materials* 2005; 124(1-3):247-54.
 14. Chen X, Chen G, Yue PL. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 2000; (19):65-76.
 15. Kim TH, Park C, Shin EB, Kim S. Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination* 2002; (150):165-75.
 16. Inan H, Dimoglo A, Simsek H, Karpuzcu, M. Olive oil mill wastewater treatment by means of electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 2004; (36):23-31.
 17. Wang JP, Chen YZ, Ge XW, Yu HQ. Optimization of coagulation–flocculation process for a paper-recycling

- wastewater treatment using response surface methodology. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 2007; (302):204-10.
18. Emamjomeh MM, Sivakumar M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management* 2009; 90(5):1663-79.
 19. Escobar C, Soto-Salazar C, Ine' s Toral M. Optimization of the electrocoagulation process for the removal of copper, lead and cadmium in natural waters and simulated wastewater. *Journal of Environmental Management* 2006; 81(4):384-91.
 20. APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22th ed. Washington DC: American Public Health Association 2012.
 21. Massoudinejad MR, Yazdanbakhsh AR, Sharifi Maleksari H. Investigation of electrocoagulation process efficiency for color removal from polyacrylic textile industrial wastewater. *Journal of water and wastewater* 2013; (4):40-48 (In Persian).
 22. Mirji G, KalburgiP B. Application of electrocoagulation mechanism for COD removal of dairy wastewater. *Proceedings of the 9th IRF International Conference 2015 Dec. 27; Hyderabad, India.*
 23. Yavuz Y, Ocal E, Koparal AS, O' g' utveren UB. Treatment of dairy industry wastewater by EC and EF processes using hybrid Fe–Al plate electrodes. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 2011; 86(7):964-69.
 24. Merzouk, B, Gourich B, Sekki A, Madani, K., Vial Ch, and Barkaoui M. Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal* 2009; (149):207-14.
 25. Cerqueira A, Russo, C and Marques, MRC. Electroflocculation for textile wastewater treatment. *Brazilian Journal of Chemical Engineering* 2009; 26(4):659-68.
 26. Shivayoghimat Cb, Praveen Meti. Electrochemical treatment of dairy effluents using aluminum electrodes. *Proceedings of the 14th IRF International Conference 2015 May. 31; Bengaluru, India. P: 49-53.*
 27. Takdastan A, Azimi AA, Salari Zh. The use of electrocoagulation process for removal of turbidity, COD, detergent, and phosphorus from carwash effluent. *Journal of water and wastewater* 2012; (3):19- 25 (In Persian).
 28. Shalaby A, Nassef E, Mubark A, Hussein M. Phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium electrodes. *American Journal of Environmental Engineering and Science* 2014; 1(5):90-98.
 29. Gunukulayt S. *Electrocoagulation/flotation treatment of synthetic surface water [dissertation]*. College of Graduate Studies: Jawaharlal Nehru Technological University, India 2011.
 30. Bensadok K, El Hanafi N, Lopicque F. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system. *Desalination* 2011; 280(1):244-51.
 31. Kushwaha JP, Srivastava VC, Mall ID. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. *Separation and Purification Technology* 2010; 76(2):198-205.

32. Kabdaşlı I, Arslan-Alaton I, Ölmez-Hancı T, Tünay O. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: A critical review. *Environmental Technology Reviews* 2012; 1(1):2-45.
33. Chen G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* 2004; 38(1):11-41.
34. Janpoor F, Torabian A, Khatibikamal V. Treatment of laundry waste-water by electrocoagulation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 2011; 86(8):1113-20.
35. Goletic S, Avdic N. The cellulose and paper industry wastewater treatment. *Bulletin of the Chemists and Technologists of Bosnia and Herzegovina* 2012; (39):45- 49.
36. Ruiz AA. Effects of pH and conductivity in water electrocoagulation waste from the dairy industry. *Cleaner Production* 2012; 7(1):59-67.
37. Brahmi Kh, Bouguerra W, Hamrouni B, Elaloui E, Loungou M, Tlili Z. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry* 2015; 1-12.(In Press)