

Elimination of Arsenic (III) from Urban Drinking Water by Electrocoagulation Process

Ghanizadeh G¹, Safavi S.N¹, Akbari H^{1*}, Hazrati S²

¹Health Research Center, Baqiyatallah University of Medical Sciences
² Occupational Health Dept., School of Health, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil-Iran.

Received: 10 May 2016 Accepted: 16 August 2016

Abstract

Aims: Drinking water pollution with trivalent arsenic [As (III)] is one of the most important health concerns in several countries. This research investigated the electrocoagulation process (EC) performance for As (III) elimination from water.

Methods: This process was performed using a monopolar arrange of Al- Steel electrodes in which the effects of reaction time (5, 10, 15 min), initial pH (5, 7, 9), current intensity (0.2, 0.4, 0.8 A) and initial concentration of As(III) (0.25, 0.5, 1, 5, 10 mg/l) were studied.

Results: The results revealed that elevation of pH from 5 to 7 and 9 led to decreasing the residual concentration of As (III) from 0.195 to 0.145 and 0.115 mg/l, respectively. Increasing of current intensity from 0.2 to 0.4 and 0.8 A led to decreasing of residual concentration of As (III) from 0.148 to 0.147 and 0.044 mg/l, respectively. The optimum operation status was determined as: pH=7, current density= 0.8 A and contact time 10 min, thus energy consumption was determined as 0.9423 Kwh/m³ of treated water. One-Way Analysis variance implied that initial concentration has significant effect on residual concentration of As (III) (p<0.05). So, in optimum status and initial concentrations of 0.25 and 0.5 mg/l of As (III) the process can meet the Iranian and WHO drinking water guidelines values.

Conclusion: The EC process without oxidation can eliminate As (III) from water, up to the Iranian recommended guidelines.

Keywords: Arsenic, Arsenite, Electrocoagulation, Drinking water.

حذف آرسنیک سه ظرفیتی از آب آشامیدنی شهری توسط فرآیند الکتروکواگولاسیون

قادر غنی زاده^۱، سید نوید صفوی^۱، حامد اکبری^{۱*}، صادق حضرتی^۲

^۱ مرکز تحقیقات بهداشت نظامی، دانشگاه علوم پزشکی بقیه اعجوبه، تهران، ایران
^۲ گروه بهداشت حرفه‌ای، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، اردبیل، ایران

چکیده

زمینه و اهداف: آلودگی آب آشامیدنی با آرسنیک سه ظرفیتی در اغلب کشورها به‌عنوان یک مشکل بهداشتی مهم مورد توجه است. هدف مطالعه تعیین کارایی فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف آرسنیک سه ظرفیتی از آب بود.

روش‌ها: فرآیند با استفاده از الکترودهای آلومینیوم - استیل و حالت تک قطبی موازی انجام که در آن تأثیر زمان واکنش (۱۵ و ۱۰ و ۵ دقیقه)، pH اولیه (۹، ۷ و ۵)، شدت جریان (۰/۸، ۰/۴ و ۰/۲ آمپر) و غلظت اولیه آرسنیک (۱۰، ۵، ۱ و ۰/۵ و ۰/۲۵ میلی‌گرم در لیتر) بررسی شد.

یافته‌ها: با افزایش pH از ۵ به ۷ و ۹ مقدار آرسنیک باقی‌مانده به ترتیب از ۰/۱۹۵ به ۰/۱۴۵ و ۰/۱۱۵ میلی‌گرم در لیتر کاهش می‌یابد. افزایش شدت جریان از ۰/۲ آمپر به ۰/۴ و ۰/۸ آمپر باعث کاهش غلظت آرسنیک باقی‌مانده از ۰/۱۴۸ به ۰/۱۴۷ و ۰/۰۴۴ میلی‌گرم در لیتر شد. زمان تماس ۱۰ دقیقه، pH=۷ و شدت جریان ۰/۸ آمپر به‌عنوان شرایط بهینه تعیین شد. میزان انرژی برق مصرفی در شرایط بهینه 0.9423 Kwh/m^3 محاسبه شد. در این شرایط فرآیند می‌تواند در غلظت‌های اولیه ۰/۵mg/l و ۰/۲۵ مقادیر رهنمودی سازمان جهانی بهداشت و استاندارد ملی ایران را تأمین کند. آنالیز واریانس یک طرفه تأثیر معنی‌دار تغییرات غلظت اولیه را بر مقدار آرسنیک باقی‌مانده نشان داد ($P < 0.05$).

نتیجه‌گیری: فرآیند الکتروکواگولاسیون بدون نیاز به اکسیداسیون می‌تواند آرسنیک سه ظرفیتی را از آب آلوده تا حد استانداردهای توصیه شده ایران حذف کند.

کلیدواژه‌ها: آرسنیک، آرسنیت، الکتروکواگولاسیون، آب آشامیدنی

مقدمه

آلودگی آب آشامیدنی با آرسنیک مشکلی جهانی است که سلامت افراد جوامع مختلف را در کشورهای از هر پنج قاره جهان تحت تأثیر قرار داده است. جدی‌ترین آسیب ناشی از آرسنیک بر روی سلامت در دهه‌های ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰ در بنگلادش و هندوستان روی داد. آرسنیک یک ماده سرطان‌زا می‌باشد که وجود آن در آب آشامیدنی در دراز مدت می‌تواند موجب افزایش نرخ سرطان، بیماری‌های قلبی عروقی، آسیب به سیستم عصبی، ضایعات پوستی و دیابت گردد. به همین جهت سازمان جهانی بهداشت (WHO) حداکثر غلظت این آلاینده را در آب آشامیدنی ۱۰ میکروگرم در لیتر تعیین کرده است [۱، ۲].

آرسنیک در آب‌های زیرزمینی کم عمق در کشورهایی چون آرژانتین، پاکستان، مکزیک، شیلی، چین، آمریکا، کانادا، نپال، مغولستان و ژاپن در غلظت‌های بین میکروگرم تا میلی گرم در لیتر گزارش شده است [۳، ۴]. انتشار آرسنیک در آب‌های زیر زمینی از دو طریق طبیعی، فرسایش کانی‌های معدنی و فعالیت‌های انسانی، تخلیه کنترل نشده فاضلاب‌های صنعتی حاصله از استخراج معادن و فرآیندهای معدنی سازی، صنایع فلزی و کاربرد سموم آفت کش حاوی آرسنیک رخ می‌دهد. در ایران تحقیقات انجام شده و شواهد موجود نشان می‌دهد که در برخی مناطق شهری و روستایی کشور مشکل آلودگی آب با آرسنیک از زمان‌های گذشته وجود داشته است بطوریکه در منابع آب شرب برخی شهرها آلودگی از $\mu\text{g/L}$ ۱۰۰۰ نیز تجاوز نموده و منجر به بروز مشکلات جدی برای ساکنین منطقه گردیده است. در تعدادی از روستاهای شهرستان هشترو و چاروایماق در استان آذربایجان شرقی نیز مشکل آلودگی آب آشامیدنی با آرسنیک گزارش شده است [۵].

آرسنیک غیر آلی به‌صورت غالب در آب‌های طبیعی وجود دارد. آرسنات As(V) و آرسنیت As(III) اشکال اولیه آرسنیک در خاک و محیط‌های آبی می‌باشند. آرسنیت قدرت حرکت بیشتری در آب‌های زیرزمینی دارد و سمیت آن ۲۵ تا ۶۰ برابر سمیت آرسنات می‌باشد. غلظت گونه‌های آرسنیک وابستگی زیادی به پتانسیل اکسیداسیون-احیا و pH دارد به طوری که در شرایط اسیدی و احیاء آرسنیت به شکل اسید آرسنوس و بنیان‌های آن (AsO_3^{3-} ، HAsO_3^{2-} ، H_2AsO_3^- ، H_3AsO_3) وجود دارد. در شرایط اکسیدکننده گونه غالب آرسنات می‌باشد که به شکل اسید آرسنیک و بنیان‌های آن (HAsO_4^{2-} ، H_2AsO_4^- ، H_3AsO_4) وجود دارد [۶].

روش‌های متعددی نظیر ترسیب شیمیایی، جذب، تبادل یون، اسمز معکوس، نانو ذرات آهن صفر و فرآیندهای بیولوژیکی برای حذف آرسنیک از محیط‌های آبی به‌ویژه آب آشامیدنی استفاده شده است. طبق یافته‌ها کوآگولاسیون، ترسیب و سایر تکنیک‌های جذب مانند آلومینای فعال و کربن فعال همان‌طور که در حذف آرسنات موفق بوده‌اند در حذف آرسنیت دارای راندمان کافی نیستند. روش‌های

گزارش شده نمی‌توانند غلظت آرسنیک را تا حد استاندارد ۱۰ میکروگرم در لیتر حذف کنند. همچنین این فرآیندها اغلب دارای هزینه‌های سرمایه‌گذاری و بهره‌برداری بالایی هستند و راندمان آن‌ها به‌طور دقیقی مشخص نیست [۷، ۸]. در دهه‌های اخیر فرآیند الکتروشیمیایی به‌طور موفقیت آمیز در کشورهای توسعه یافته جهت حذف آلاینده‌های مختلف و حفظ کیفیت محیط زیست و ارتقاء سلامت جوامع مورد استفاده قرار گرفته است. این تکنیک جزء فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته محسوب می‌شود که تغییرات شیمیایی در اثر واکنش‌های انتقال الکترون در سطح مشترک الکتروود و محلول اتفاق می‌افتند. فرآیند مذکور مؤثر و مقرون به‌صرفه بوده و راندمان بالایی در حذف آلاینده‌های مختلف دارد. فرآیند الکتروکوآگولاسیون برای حذف آلاینده‌های مختلف آلی و معدنی از آب و فاضلاب قابل استفاده است [۹]. از جمله موارد کاربرد این فرآیند می‌توان به حذف مواد کلوئیدی از آب، تصفیه آب‌های آلوده به روغن‌های امولسیون [۱۰]، حذف مواد آلی محلول به‌عنوان پیش‌سازهای تری هالومتان‌ها [۱۱]، حذف فلوراید مازاد از آب [۱۲]، تصفیه آب و فاضلاب‌های حاوی انواع فلزات سنگین [۱۳] و حذف مواد رادیواکتیو از محیط‌های آبی اشاره نمود [۱۴]. در این فرآیند جریان الکتریکی ایجاد شده بین دو قطب آند و کاتد باعث تولید منعقد کننده در محل شده که نتیجه آن انعقاد، تشکیل لخته‌های بزرگ و حذف آلاینده‌های محلول و جامدات معلق غیرقابل ته نشین از آب است. نوع الکتروود و آرایش آن، pH محیط راکتور، شدت جریان الکتریکی، غلظت اولیه آلاینده و زمان واکنش از مهم‌ترین عوامل مؤثر در کارایی فرآیند الکتروکوآگولاسیون است که تغییر هر یک از این پارامترها باعث ایجاد تغییرات در ماهیت واکنش‌های الکتروشیمیایی، تغییرات هزینه‌های مربوط به انرژی مصرفی و در نهایت تغییر راندمان فرآیند می‌گردد [۱۵]. با توجه به وجود مشکلات آلودگی آب با آرسنیک، محدودیت‌های متعدد روش‌های متداول به‌ویژه در حذف آرسنیک سه ظرفیتی (آرسنیت) و مزایای متعدد فرآیند انعقاد الکتریکی به‌عنوان فرآیند قابل استفاده در نقطه مصرف، این مطالعه با هدف تعیین کارایی فرآیند الکتروکوآگولاسیون در تصفیه آب آشامیدنی آلوده به آرسنیک سه ظرفیتی (به‌عنوان خطرناک‌ترین نوع آرسنیک در منابع آبی) با الکترودهای آلومینیوم و استیل با آرایش تک قطبی موازی انجام شد. همچنین پارامترهای مؤثر بر راندمان فرآیند شامل زمان واکنش، pH محلول، شدت جریان و غلظت اولیه آرسنیک در شرایط مختلف آزمایشگاهی جهت تعیین شرایط بهینه بررسی شد. از آنجائی که اغلب مطالعات انجام شده فرآیند الکتروکوآگولاسیون را برای حذف آرسنات استفاده کرده‌اند یا گزارش شده که برای حذف آرسنیت باید ابتدا اکسیداسیون و تبدیل به آرسنات انجام شود مطالعه حاضر با هدف حذف آرسنیک سه ظرفیتی توسط فرآیند الکتروکوآگولاسیون بدون انجام اکسیداسیون و تبدیل به آرسنات انجام شد.

روش‌ها

این مطالعه تجربی در پاییز و زمستان سال ۱۳۹۴ با استفاده از یک راکتور الکتروشیمیایی ناپیوسته در مقیاس آزمایشگاهی و در آزمایشگاه شیمی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اردبیل انجام شد. طراحی آزمایش و تعیین تعداد نمونه‌ها بر اساس روش تاگوچی و با استفاده از نسخه ۱۶ نرم افزار Mini Tab انجام شد. مطالعه بر روی آب شرب شهر اردبیل که به صورت دستی با غلظت‌های مختلف آرسنیک آلوده شده بود انجام شد. شهر اردبیل مرکز استان اردبیل می‌باشد که در شمال غرب ایران واقع شده و آب آشامیدنی آن از طریق دو منبع آب سد یامچی و آب‌های زیرزمینی منطقه تأمین می‌شود. مشخصات فیزیکی و شیمیایی آب مورد استفاده در آزمایش در جدول ۱ ارائه شده است. نمونه‌های آب به صورت لحظه‌ای از شبکه آب شهر اردبیل برداشت و نمونه‌های آب شهری حاوی آرسنیک به صورت دستی با افزودن نمک آرسنیک سه ظرفیتی (NaAsO₂) تهیه شد. برای تهیه آب حاوی آرسنیک ابتدا محلول مادر آرسنیک با غلظت ۱۰ میلی گرم در لیتر با محلول غلیظ سدیم آرسنیت (NaAsO₂) محصول شرک مرک تهیه و غلظت‌های مورد نظر با رقیق سازی محلول مادر در آب آشامیدنی شهری به صورت روزانه تهیه گردید. با توجه به دقت اندازه گیری دستگاه مورد استفاده در تعیین غلظت آرسنیک آزمایشات در هر سری با دو بار تکرار انجام و میانگین نتایج آن‌ها در یافته‌ها گزارش گردید. از آزمون آنالیز واریانس یک طرفه (One-way ANOVA) و آزمون تعقیبی Post-Hoc Tukey جهت آنالیز داده‌ها استفاده شد.

جدول ۱. مشخصات فیزیکی و شیمیایی آب مورد استفاده در آزمایش

پارامتر	واحد	غلظت
سختی کل	mg/L CaCO ₃	۲۷۷/۵۵
سختی کلسیم	mg/L CaCO ₃	۱۳۱/۷۷۵
قلیائیت کل	mg/L CaCO ₃	۲۲۵/۵
سدیم	mg/l	۱۷۳/۳۸
پتاسیم	mg/L	۱۹/۰۷
نیترات	mg/L	۶/۰۱
نیتريت	mg/L	۰/۲۲
سولفات	mg/L	۶۷/۰۲
کلراید	mg/L	۹۶/۲۳
فلوراید	mg/L	۰/۸۰
کدورت	NTU	۰/۴۶
هدایت الکتریکی	μS/cm	۷۹۳
TDS	mg/L	۵۷۶/۴۵
pH	mg/L	۷/۵۳
دما	°C	۱۷/۲۵
آرسنیک *	mg/l	۰/۲۵-۱۰

* به صورت دستی به آب با مشخصات جدول فوق اضافه شد.

راکتور الکتروشیمیایی شامل محفظه‌ای روباز از جنس پلکسی گلاس به ابعاد ۱۳۵×۱۰۵×۱۷۰ میلی متر، با حجم کل ۲/۴ لیتر و

حجم مفید یک و نیم لیتر بود که دو الکترود آلومینیوم به عنوان آند و دو الکترود استیل به عنوان کاتد با ابعاد ۲×۴×۱۰۰ میلی متر (سطح کل ۳/۲ دسی متر مربع) به صورت متناوب و فاصله ۱ سانتی متر، به حالت تک قطبی موازی (Monopolar) به منبع جریان برق مستقیم (DC Power) متصل شد. دستگاه منبع جریان برق از نوع (Dazheng DC Power supply PS-302D) و ساخت کشور چین بود که قابلیت تولید جریان الکتریسیته تا ۳۰ ولت را داشت. در طول انجام فرآیند جهت تأمین اختلاط لازم در راکتور از یک همزن آهنربایی (Magnet stirrer) با سرعت ۲۰۰rpm استفاده شد. طرح ساده از راکتور الکتروشیمیایی و آرایش الکترودها در شکل ۱ نشان داده شده است. در این مطالعه تأثیر چهار متغیر مستقل شدت جریان، زمان واکنش، pH اولیه و غلظت اولیه آرسنیک سه ظرفیتی به منظور تعیین کارایی فرآیند الکتروکواگولاسیون در حذف آرسنیک سه ظرفیتی از آب بررسی گردید. در هر مرحله از آزمایش حجم یک و نیم لیتر از آب دارای غلظت یک میلی گرم در لیتر آرسنیک سه ظرفیتی با pH مختلف (سه سطح ۰/۹، ۰/۷، ۰/۵) وارد راکتور شده و فرآیند انعقاد الکتریکی با جریان برق مستقیم در شدت جریان‌های معین (۰/۸، ۰/۴، ۰/۲ آمپر) انجام گرفت. پس از سپری شدن زمان لازم در سه سطح (۱۵، ۱۰ و ۵ دقیقه) نمونه برداری جهت تعیین غلظت باقی مانده آرسنیک سه ظرفیتی انجام شد.

در هر مرحله یک پارامتر بهره برداری بهینه سازی و در انتها با توجه به شدت جریان، زمان و pH بهینه، کارایی فرآیند برای غلظت‌های اولیه ۱۰، ۵، ۱، ۰/۵ و ۰/۲۵ میلی گرم در لیتر مشخص شد. بعد از هر مرحله از آزمایشات الکترودها با آب مقطر شسته و به مدت ۲۰ دقیقه در محلول اسید کلریدریک رقیق (۵ درصد وزنی) قرار داده شد و سپس با برس پلاستیکی تمیز و به خوبی آبکشی و خشک شد. برای تنظیم pH نمونه از محلول اسید سولفوریک و سود یک نرمال استفاده شد. مقادیر pH نمونه‌ها قبل و بعد از انجام واکنش جهت بررسی تغییرات احتمالی اندازه گیری شد. مقدار انرژی مصرفی در طی فرآیند الکتروکواگولاسیون از رابطه ۱ محاسبه شد [۱۶]:

$$E = \frac{IUT}{V} \quad (1)$$

در این رابطه:

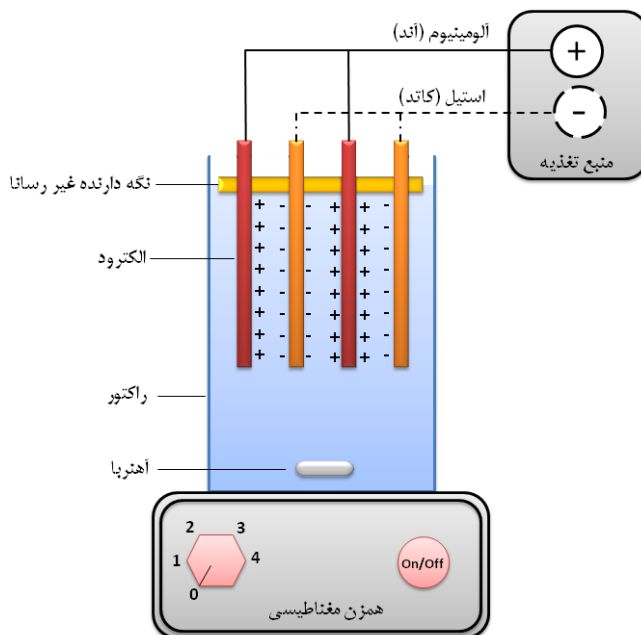
E: مقدار انرژی مصرفی (Kwh/m³)I: شدت جریان عبوری از محلول (mA/m²)

U: ولتاژ موجود در راکتور (V)

V: حجم آب داخل راکتور (m³)

t: زمان انجام فرآیند (min)

برای اندازه گیری غلظت آرسنیک باقی مانده در آب بعد از فرآیند الکتروکواگولاسیون از دستگاه طیف سنج جرمی پلاسمای القایی ساخت کشور آلمان (ICP-OES simultaneous, Arcos) استفاده شد. (EOP, Spectro, German)



شکل ۱. طرح ساده راکتور الکتروشیمیایی و اتصال الکترودها به منبع تغذیه

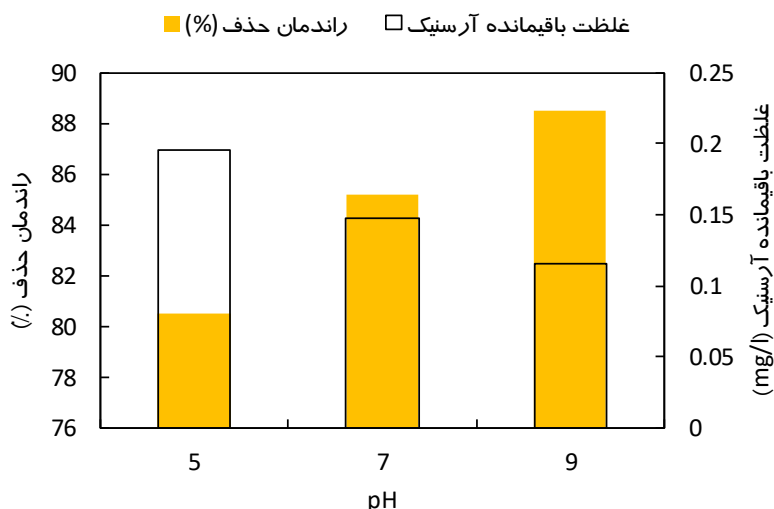
نتایج

۱- تأثیر pH

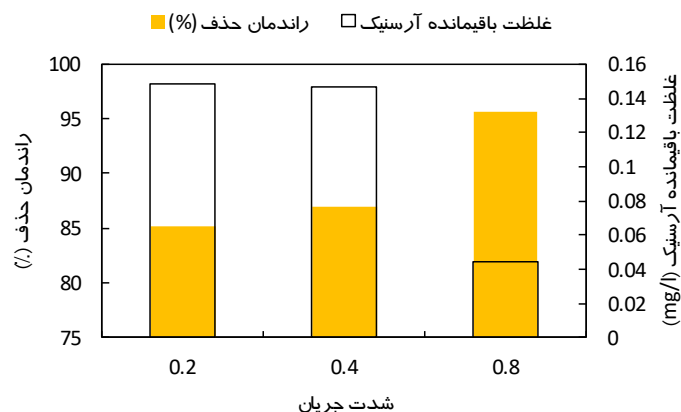
فاکتور pH به دلیل تأثیر بر تولید و حضور گونه‌های مختلف از عوامل منعقد کننده و تأثیر بر شکل گونه‌های غالب از آلاینده‌های مختلف موجود در سیستم‌های شیمیایی یکی از عوامل تأثیرگذار در راندمان فرایندهای شیمیایی نظیر فرآیند الکتروکواگولاسیون می‌باشد که تأثیر تغییرات آن باید مورد بررسی قرار گیرد [۱۷]. نمودار ۱ تغییرات راندمان حذف و غلظت باقیمانده آرسنیک سه ظرفیتی را در برابر تغییرات pH نشان می‌دهد.

۱- شدت جریان

فاکتور شدت جریان از دیگر پارامترهای تأثیرگذار می‌باشد که تغییرات آن از نظر تأثیر بر میزان تولید منعقدکننده، راندمان فرآیند و از نظر بهینه سازی مصرف انرژی و در نهایت از جنبه اقتصاد فرآیند باید مورد توجه قرار گیرد؛ زیرا بهینه سازی پارامتر بهره برداری شدت جریان علاوه بر راندمان فرآیند، بر اقتصاد فرآیند و کاهش هزینه‌های مستقیم (انرژی برق) و غیرمستقیم (مقدار الکترود مصرفی) مؤثر است. تأثیر تغییرات شدت جریان بر حسب آمپر بر راندمان حذف آرسنیک سه ظرفیتی و مقدار باقی مانده آن در نمودار ۲ نشان داده شده است.



نمودار ۱. تأثیر pH در راندمان حذف و غلظت باقیمانده AS(III): (شدت جریان ۰/۴ آمپر، زمان واکنش ۱۰ دقیقه و غلظت اولیه AS(III) یک میلی گرم در لیتر)

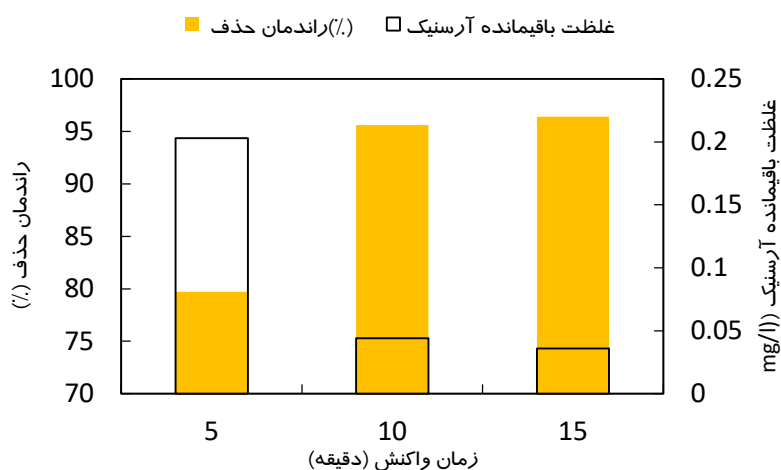


نمودار ۲. تأثیر شدت جریان بر راندمان حذف و غلظت باقیمانده $AS(III)$: (pH=7، زمان واکنش ۱۰ دقیقه و غلظت اولیه یک میلی گرم در لیتر)

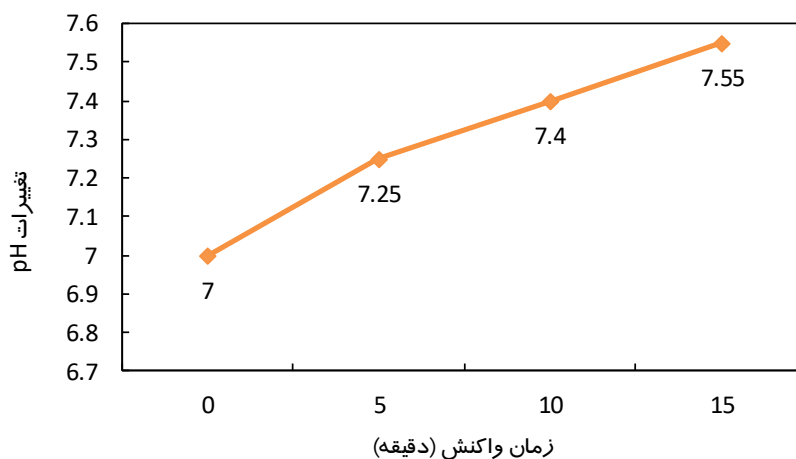
همزمان با انجام مراحل بهینه سازی، تغییرات pH نمونه آب داخل راکتور از ابتدای زمان واکنش تا پایان فرآیند اندازه گیری شدند. نمودار ۴ نتایج حاصل از تغییرات pH را در ابتدای واکنش و زمان‌های ۱۵، ۱۰ و ۵ دقیقه نشان می‌دهد.

۲- زمان واکنش

زمان واکنش پارامتر بهره برداری مؤثر در تعیین ابعاد راکتور و حجم آب قابل تصفیه در یک سیستم می‌باشد که تأثیر آن در این مطالعه برای زمان‌های ۱۵، ۱۰ و ۵ دقیقه بر راندمان حذف و غلظت باقی مانده آرسنیک در نمودار ۳ نشان داده شده است.



نمودار ۳. تأثیر زمان بر راندمان حذف و غلظت باقیمانده $AS(III)$: (pH=7، شدت جریان ۰/۸ آمپر و غلظت اولیه $AS(III)$ یک میلی گرم در لیتر)



نمودار ۴. تغییرات pH محتویات راکتور طی فرآیند الکتروکواگولاسیون در زمان‌های مختلف

۳- تأثیر غلظت اولیه

میزان انرژی مصرفی را در شرایط مختلف شدت جریان ۰/۸ و ۰/۲، ۴/۰ زمان واکنش ۱۵ و ۱۰، ۵ و pH برابر ۹ و ۷، ۵ نشان می‌دهد. غلظت اولیه آرسنیک سه ظرفیتی در تمام شرایط یک میلی گرم در لیتر می‌باشد. همان طوری که در جدول مشخص شده است هرچند میزان انرژی در شرایط مختلف بهره برداری متفاوت است ولی با توجه به مقدار راندمان حذف و میزان آرسنیک باقی مانده شدت جریان ۰/۸ آمپر و زمان واکنش ۱۰ دقیقه از نظر میزان انرژی مصرفی شرایط مناسب برای بهره برداری است.

بحث

محیط نقش مهمی در سرعت و راندمان فرآیندهای شیمیایی نظیر الکتروکواگولاسیون دارد که مقدار آن ممکن است در طی واکنش‌های شیمیایی تغییر کند. این مقدار تغییر در pH محتویات راکتور به جنس الکتروود، قلیائیت آب و pH اولیه آب بستگی دارد. به همین دلیل جهت کنترل راندمان فرآیند باید مقدار pH محیط به‌طور مداوم کنترل و تنظیم شود. از دلایل افزایش pH در طول فرآیند می‌توان به واکنش انجام شده در کاتد، تجزیه آب و تولید OH⁻ اشاره کرد. نتایج تحقیقات انجام گرفته در این زمینه نشان داده است که تأثیر این پارامتر بر راندمان فرآیند می‌تواند بسته به شرایط فرآیند مورد استفاده و نوع آلاینده متفاوت باشد [۱۳]. با توجه به نمودار ۱ می‌توان دریافت که در شدت جریان ۰/۴ آمپر با افزایش pH آب از ۵ به ۷ راندمان حذف آرسنیک از ۸۰/۵ درصد به ۸۵/۲ درصد افزایش یافته و مقدار باقی مانده آرسنیک از ۰/۱۹۵ میلی گرم در لیتر به ۰/۱۴۸ میلی گرم در لیتر کاهش یافته است که نشان دهنده بهبود کارایی سیستم می‌باشد. علت این پدیده می‌تواند به تولید و حضور بیشتر گونه‌های غالب هیدروکسید آلومینیوم در محیط خنثی نسبت به محیط اسیدی و پتانسیل بالاتر در تشکیل فلاک باشد که در نهایت باعث حذف مناسب آرسنیک می‌گردد [۱۳].

در نهایت پس از بهینه سازی هر یک از پارامترها، بهترین حالت از نظر راندمان فرآیند، بهره‌برداری و اقتصادی در شرایط pH=۷، شدت جریان ۰/۸ آمپر و زمان واکنش ۱۰ دقیقه به دست آمد. مطابق با شرایط بهینه مشخص شده، تأثیر غلظت‌های اولیه مختلف از آلاینده به صورت سری‌های جداگانه بررسی شد که نتایج آن در جدول ۲ ارائه شده است. جهت بررسی تأثیر تغییرات غلظت اولیه آرسنیک بر میزان غلظت باقی مانده آن ابتدا با استفاده از آزمون کولموگروف اسمیرنوف نرمال بودن داده‌ها تأیید (P=۰/۰۰۶) و سپس برای تعیین معنا دار بودن تأثیر غلظت اولیه بر میزان آرسنیک سه ظرفیتی باقی مانده در آب از آنالیز واریانس یک طرفه (One-way ANOVA) استفاده شد. نتایج نشان داد که تغییرات غلظت اولیه آرسنیک سه ظرفیتی بر میزان آرسنیک باقی مانده تأثیر معنی دار دارد به طوری که با افزایش غلظت اولیه میزان آرسنیک باقی مانده افزایش می‌یابد و این افزایش در غلظت آرسنیک باقی مانده از نظر آماری معنی دار است (P<۰/۰۰۵). جهت تعیین تأثیر غلظت‌ها در معنی دار بودن این اختلاف از آنالیز Post-Hoc Tukey استفاده گردید. نتایج نشان داد که تفاوت در معنی دار بودن تأثیر غلظت اولیه آرسنیک به غلظت اولیه ۰/۵ میلی گرم در لیتر مرتبط است به طوری که در بالاتر از این غلظت سیستم نتوانسته استانداردهای آب شرب سازمان جهانی بهداشت و استاندارد ملی ایران را تأمین کند. همچنین با اندازه‌گیری تغییرات وزن الکتروودها در ابتدا و انتهای فرآیند میزان الکتروود مصرفی جهت تصفیه هر لیتر آب آشامیدنی در شرایط بهینه محاسبه شد (جدول ۳).

۴- محاسبه انرژی مصرفی

مقدار انرژی مصرفی پارامتر مهم اقتصادی در فرآیندهای الکتروکواگولاسیون می‌باشد که باید مورد توجه قرار گیرد. جدول ۴

جدول ۲. تأثیر غلظت اولیه بر غلظت باقی مانده و راندمان حذف آرسنیک (pH=۷، زمان ۱۰ دقیقه، شدت جریان ۰/۸ آمپر)

P Value	غلظت اولیه آرسنیک (میلی گرم در لیتر)				
	۱۰	۵	۱	۰/۵	۰/۲۵
	۵/۱۸۳۴	۱/۸۲۲	۰/۰۴۰۰	۰/۰۱۰	۰/۰۰۵
	(۴۸/۱۷٪)	(۶۳/۵۶٪)	(۹۶/۰۱٪)	(۹۷/۸۸٪)	(۹۷/۹۳٪)
< ۰/۰۵	۵/۱۸۳۴	۱/۸۲۲	۰/۰۰۷۲	۰/۰۰۲۸	۰/۰۰۳۵
	(۰/۲۶٪)	(۱/۶۹٪)	(۰/۷۲٪)	(۰/۵۸٪)	(۱/۴۴٪)

* اعداد داخل پرانتز درصد راندمان حذف می‌باشند.

جدول ۳. میزان تغییرات وزن الکتروودهای مورد استفاده در فرآیند

نوع الکتروود	وزن در ابتدای فرآیند	وزن در پایان فرآیند	الکتروود مصرفی*
آلومینیوم	۲۳/۱۲	۲۳/۱	۰/۰۲
استیل	۸۹/۴۰۹۵	۸۹/۴۰۷۳	۰/۰۰۱۴

واحد تمامی اعداد گرم می‌باشد.

* به دلیل اینکه حجم مورد تصفیه در راکتور ۱/۵ لیتر بود جهت محاسبه مقدار الکتروود مصرفی به ازای هر لیتر، از ضریب ۰/۶۶۷ جهت تبدیل حجم مفید راکتور (۱/۵ لیتر) به لیتر استفاده شد.

جدول ۴. میزان انرژی مصرفی به تفکیک شدت جریان و زمان واکنش (غلظت اولیه (III)AS یک میلی گرم در لیتر)

انرژی مصرفی (Kwh/m ³)			زمان واکنش (دقیقه)	شدت جریان (آمپر)
pH=۹	pH=۷	pH=۵		
۰/۰۴۳۲	۰/۰۴۷۸	۰/۰۴۴۵	۵	
۰/۰۸۶۴	۰/۰۹۵۶	۰/۰۸۹۰	۱۰	۰/۲
۰/۱۲۹۶	۰/۱۴۳۴	۰/۱۳۳۵	۱۵	
۰/۱۴۲۸	۰/۱۴۲۳	۰/۱۳۱۲	۵	
۰/۲۸۵۶	۰/۲۸۴۵	۰/۲۶۲۴	۱۰	۰/۴
۰/۴۲۸۴	۰/۴۲۶۹	۰/۳۹۳۶	۱۵	
۰/۵۰۶۷	۰/۴۷۱۲	۰/۴۵۷۸	۵	
۱/۰۱۳۴	۰/۹۴۲۳	۰/۹۱۵۶	۱۰	۰/۸
۱/۵۲۰۱	۱/۴۱۳۶	۱/۳۷۳۴	۱۵	

در راندمان حذف شده است بنابراین با توجه به نتایج به دست آمده بهینه شدت جریان جهت حذف آرسنیک از آب آشامیدنی مقدار ۰/۸ آمپر در نظر گرفته شد. علت افزایش راندمان فرایند، تجزیه بیشتر الکترودهای آلومینیوم و تولید هیدروکسیدهای فلزی بیشتر می‌باشد که ناشی از مقدار شدت جریان عبوری از نمونه آبی است. هیدروکسید آلومینیوم از طریق انحلال یون‌های فلزی از الکترودها واکنش دهنده آند (آلومینیوم) تشکیل می‌شود که ابتدا باعث ناپایداری آلایندگی می‌گردد و سپس با تجمع فازهای ناپایدار باعث تشکیل لخته و حذف آلایندگی از طریق ته‌نشینی/جداسازی می‌شود [۲۲]. لذا در شدت جریان کم، مقدار یون‌های آلومینیوم جدا شده و در نتیجه کواگولانت تولید شده از الکترودها کمتر بوده و به همان نسبت راندمان فرآیند در حذف آرسنیک کمتر است. نتایج این مطالعه در خصوص تغییرات شدت جریان و تأثیر آن بر راندمان حذف آلایندگی با نتایج گزارش شده در سایر مطالعات مشابه همسو و سازگار است [۲۳، ۲۴].

زمان واکنش به‌عنوان یک پارامتر تأثیرگذار در تمام واحدهای فرآیندی و عملیاتی در تصفیه خانه آب مورد مطالعه بوده است [۲۱]. در سومین گام از بهینه‌سازی شرایط، تغییرات این پارامتر و اثرگذاری آن بر راندمان فرآیند بررسی شده است. از pH و شدت جریان بهینه شده در گام اول و دوم یعنی pH=۷ و شدت جریان ۰/۸ آمپر جهت انجام بهینه‌سازی زمان واکنش در سه زمان ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه استفاده شده است. مطابق با آنچه که انتظار می‌رفت افزایش زمان واکنش باعث افزایش راندمان فرآیند شده، به‌گونه‌ای که در دقیقه پنجم از فرآیند در غلظت ۱ میلی گرم در لیتر، راندمان ۷۹/۷ درصد و غلظت باقیمانده ۰/۲۰۳ میلی گرم در لیتر حاصل شده است که با افزایش زمان واکنش به ۱۰ دقیقه راندمان فرآیند افزایش یافته و مقدار آن به ۹۵/۶ درصد رسیده است. غلظت باقیمانده در این حالت مقدار ۰/۰۴۴ میلی گرم در لیتر می‌باشد. در مرحله بعد افزایش زمان واکنش از ۱۰ به ۱۵ دقیقه تغییر چشمگیری بر راندمان فرآیند نداشته و کمتر از یک درصد راندمان فرآیند را تغییر داده است که در این حالت غلظت باقیمانده آرسنیک مقدار ۰/۰۳۶ میلی گرم در لیتر می‌باشد. افزایش راندمان

مطالعات متعددی نیز در حذف آلایندگی‌هایی همچون فلوراید، آرسنیک، انواع رنگ با فرآیند الکتروکواگولاسیون گزارش شده‌اند که در آن‌ها استفاده از الکتروده آلومینیوم در pH معادل ۷ بهینه راندمان را داشته که با نتایج این مطالعه هم خوانی دارد [۱۸-۲۰]. همچنین با افزایش pH از ۷ به ۹ راندمان فرآیند از ۸۵/۲ به ۸۸/۵ درصد افزایش یافته است که تغییر چشمگیری نمی‌باشد. در کل دامنه تغییرات راندمان از ۸۰/۵ درصد به‌عنوان کمترین راندمان در pH=۵ و ۸۸/۵ درصد به‌عنوان بیشترین راندمان در pH=۹ می‌باشد. به دلیل اینکه در تصفیه آب pH مطلوب ۷ می‌باشد و طبق نتایج به دست آمده راندمان در pH=۷ برابر ۸۵/۲ درصد است و تفاوت ناچیزی با راندمان بیشینه دارد، در این مطالعه به‌عنوان بهترین شرایط از لحاظ بازدهی حذف و بهره‌برداری فرایند تصفیه انتخاب شد. از طرفی در این شرایط pH نهایی آب تصفیه شده نیز در محدوده استاندارد و معادل ۷/۵۵ می‌باشد که نشان دهنده عدم نیاز به تثبیت آب از نظر pH می‌باشد. در دومین گام از بهینه‌سازی شرایط، شدت جریان الکتریکی به‌عنوان یکی از فاکتورهای مؤثر بر راندمان حذف مورد بررسی قرار گرفت. این فاکتور از طریق تأثیر بر میزان تولید منعقد کننده بر سرعت انجام واکنش‌های الکتروکواگولاسیون تأثیرگذار است [۲۱]. جهت بهینه‌سازی شدت جریان، pH بهینه شده در گام اول (pH=۷) و زمان واکنش ۱۰ دقیقه در طی فرآیند لحاظ شدند و شدت جریان در سه سطح مختلف ۰/۲، ۰/۴ و ۰/۸ آمپر اعمال شد. نتایج حاصل در نمودار ۲ نشان می‌دهد که در غلظت یک میلی گرم در لیتر آرسنیک کمترین راندمان حذف در کمترین مقدار شدت جریان ۸۵/۲ درصد با مقدار غلظت باقیمانده ۰/۱۴۸ میلی گرم در لیتر بوده است که با افزایش شدت جریان به ۰/۴ آمپر راندمان حذف ۱/۸ درصد افزایش داشته و مقدار غلظت باقیمانده به ۰/۱۴۷ میلی گرم در لیتر رسیده است که در مقایسه با حالت قبلی تفاوت ناچیزی می‌باشد. با این حال افزایش شدت جریان از ۰/۴ به ۰/۸ آمپر باعث افزایش راندمان از ۸۷ درصد به ۹۵/۶ درصد شده و مقدار غلظت باقیمانده ۰/۰۴۴ میلی گرم در لیتر می‌باشد. آنچنان که مشخص است تغییر این مقدار شدت جریان باعث تغییر مطلوبی

شرایط بهینه شده پاسخگوی نیازمندی‌های تصفیه آب باشد [۲۸، ۲۹]. آزمون آماری صورت گرفته بر روی داده‌های جدول ۲ حاکی از آن است که غلظت باقیمانده آرسنیت از غلظت اولیه آن تبعیت می‌کند و این بیانگر آن است که رابطه معناداری بین غلظت اولیه آرسنیت و مقدار باقی مانده وجود دارد.

در خصوص مقدار الکتروود مصرفی، همان‌طور که انتظار می‌رفت الکتروود آند یا قربانی شونده (آلومینیوم) دارای کاهش وزنی بیشتری نسبت به الکتروود کاتد (استیل) است. به‌گونه‌ای که میانگین الکتروود مصرفی به ازای تصفیه هر لیتر آب برای آلومینیوم و استیل به ترتیب ۰/۰۱۴ و ۰/۰۱۲ گرم بوده است. نتایج جدول ۳ حاکی از آن است که الکتروود کاتد تغییر وزنی در طول فرآیند نداشته و می‌توان مقدار مصرف آن را صفر لحاظ کرد. بنابراین هزینه اصلی الکتروود مصرفی مربوط به آلومینیوم می‌باشد که بایستی در طراحی سیستم‌های تصفیه آب مورد بررسی قرار گیرد. نتایج حاصل از بررسی میزان انرژی مصرفی در فرآیند الکتروکواگولاسیون نشان می‌دهد که با افزایش شدت جریان و همچنین با افزایش زمان واکنش مقدار انرژی مصرفی افزایش می‌یابد که این یافته همسو با سایر مطالعات در این زمینه می‌باشد [۱۳، ۳۰]. طبق شرایط بهینه شده برای فرآیند مورد مطالعه میزان انرژی برق مصرفی برابر با ۰/۹۴۲۳ کیلو وات ساعت بر متر مکعب می‌باشد. اگرچه با افزایش شدت جریان و زمان واکنش (افزایش انرژی مصرفی) راندمان فرآیند افزایش خواهد داشت اما در حالت بهینه بایستی به هزینه‌های اقتصادی ناشی از مصرف انرژی و مصرف الکتروود نیز توجه نمود. به همین دلیل رسیدن به یک راندمان صد در صد در حذف یک آلاینده توسط فرآیند الکتروکواگولاسیون نمی‌تواند نتیجه‌ای منطقی و قابل اجرا باشد.

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان می‌دهند که تغییرات pH از مقدار ۷ به ۹ تأثیر چندانی بر روی راندمان فرآیند در حذف آرسنیک نداشته است و بالاترین اثرگذاری مربوط به پارامترهای شدت جریان و زمان واکنش می‌باشد. از طرفی افزایش غلظت اولیه آرسنیک باعث کاهش راندمان فرآیند شده است. طبق نتایج به دست آمده، راندمان فرآیند مورد مطالعه در حذف آرسنیک در غلظت‌های اولیه ۰/۲۵ و ۰/۵ میلی گرم در لیتر در زمان ۱۰ دقیقه، شدت جریان ۰/۸ آمپر و pH=۷ در حد مطلوبی بوده و می‌تواند غلظت‌های متداول آرسنیک موجود در آب‌های آشامیدنی، سطحی و زیر زمینی را به پایین‌تر از حد استاندارد ملی ایران و مقادیر توصیه شده سازمان جهانی بهداشت کاهش دهد. همچنین هزینه‌های اقتصادی این فرآیند شامل انرژی برق مصرفی و الکتروود آلومینیوم مصرفی می‌باشد که در انتخاب بهینه شرایط تصفیه، بهره‌برداری و راندمان کاری مورد ملاحظه قرار گرفتند. در نهایت، روش گزارش شده می‌تواند در حذف آرسنیک از محیط‌های آبی بدون نیاز به اکسیداسیون روشی

همراه با افزایش زمان واکنش توسط قانون فارادی قابل توجیه است که طبق این قانون با افزایش زمان واکنش غلظت آلومینیوم Al^{3+} و فلاکهای هیدروکسید آلومینیوم افزایش یافته و در نتیجه راندمان فرآیند الکتروکواگولاسیون تحت تأثیر قرار می‌گیرد [۲۵]. با توجه به اینکه افزایش زمان واکنش باعث افزایش میزان انرژی مصرفی، هزینه‌های برق مصرفی و الکتروود مصرفی می‌گردد، زمان واکنش ۱۰ دقیقه به‌عنوان بهترین شرایط از نظر راندمان حذف و صرفه جویی هزینه‌ها انتخاب شد.

غلظت اولیه آرسنیک به‌عنوان یکی از فاکتورهای تأثیرگذار مورد بررسی قرار گرفت. نتایج جدول ۲ حاکی از آن است که با افزایش غلظت اولیه از مقدار ۰/۲۵ به مقدار ۱ و ۰/۵ میلی گرم در لیتر، درصد راندمان حذف تقریباً ثابت بوده و تغییرات آن شامل چند دهم درصد می‌باشد؛ اما با افزایش غلظت اولیه از مقدار ۱ به مقدار ۵ و ۱۰ میلی گرم در لیتر راندمان حذف به‌شدت کاهش یافته و به ترتیب به مقادیر ۴۸/۱۷ و ۶۳/۵۶ درصد می‌رسد. مهم‌ترین دلیل این تأثیرگذاری در راندمان فرآیند افزایش مقدار آلاینده موجود در راکتور در مقابل مقدار کواگولانت می‌باشد چرا که غلظت‌های مختلف آرسنیک در شرایط یکسان محیطی وارد راکتور می‌شوند و از سوی دیگر میزان انرژی و به تبع آن مقدار ماده منعقدکننده تولید شده ثابت است بنابراین با افزایش غلظت اولیه آرسنیک راندمان حذف کاهش پیدا می‌کند. در فرآیند الکتروکواگولاسیون و طبق شرایط تعریف شده برای فاکتورهای تأثیرگذار مقادیر مشخصی ترکیبات هیدروکسیدی تولید می‌گردد که این ترکیب تنها مقدار معینی از آلاینده را حذف می‌نماید لذا قادر به حذف مقادیر بیش از حد از آلاینده مورد نظر نیست بنابراین افزایش غلظت اولیه آلاینده باعث کاهش راندمان فرآیند می‌گردد. نتیجه به دست آمده همسو با نتایج سایر مطالعات مشابه می‌باشد که در آن‌ها نیز با افزایش غلظت اولیه یک آلاینده راندمان حذف آن توسط فرآیند الکتروکواگولاسیون کاهش داشته است و برای افزایش راندمان حذف، افزایش شدت جریان الکتریکی و زمان واکنش لازم می‌گردد [۲۶، ۲۷]. طبق نتایج راندمان فرآیند در حذف آرسنیک در غلظت اولیه ۰/۵ و ۰/۲۵ میلی گرم در لیتر مطلوب بوده است و فرآیند توانسته است مقدار آرسنیک را به زیر حد استانداردهای توصیه شده برای آب آشامیدنی (۱۰ میکروگرم در لیتر) یعنی به ترتیب ۰/۰۱ و ۰/۰۰۵ میلی گرم در لیتر کاهش دهد. در غلظت ۱ میلی گرم دردی‌تر فرآیند قادر به حذف آلاینده تا نزدیکی مقدار حد استاندارد بوده است (۰/۰۴ میلی گرم در لیتر) که برای دست‌یابی به راندمان حذف بیشتر می‌توان از تأثیر فاکتورهای زمان واکنش و شدت جریان استفاده کرد. راندمان فرآیند در غلظت‌های ۵ و ۱۰ میلی گرم در لیتر چندان قانع‌کننده نبوده است و نیاز به بررسی‌های بیشتر می‌باشد. در کل به دلیل اینکه غلظت‌های پیدا شده از آرسنیک در آب‌های سطحی و زیرزمینی کمتر از یک میلی گرم در لیتر (به‌ندرت بالاتر از این مقدار) گزارش شده است به نظر می‌رسد

کد ۵۰۲ MHRC مصوب مرکز تحقیقات بهداشت نظامی دانشگاه علوم پزشکی بقیه ... (عج) در سال ۱۳۹۳ است که با همکاری دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اردبیل به انجام رسید. نویسندگان مقاله از معاونت پژوهشی این دانشگاهها در تأمین هزینه‌های مطالعه و حمایت معنوی تشکر و قدردانی می‌نمایند.

منابع

1. Thakur JK, Thakur RK, Ramanathan AL, Kumar M, Singh SK. Arsenic contamination of groundwater in Nepal—an overview. *Water*. 2010;3(1):1-20.
2. Wan W, Pepping TJ, Banerji T, Chaudhari S, Giammar DE. Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation. *Water Res*. 2011;45(1):384-92.
3. Chakraborty AK, Saha KC. Arsenical dermatosis from tubewell water in West Bengal. *Indian J Med Res*. 1987;85:326-34.
4. Jomova K, Jenisova Z, Feszterova M, Baros S, Liska J, Hudecova D, et al. Arsenic: toxicity, oxidative stress and human disease. *J Appl Toxicol*. 2011;31(2):95-107.
5. Hosseinpour Feizi MA, Mosaferi M, Dastgiri S, Kusha A. Study of arsenic in drinking water: a case study in East Azerbaijan province. *Med J Tabriz Univ Med Sci*. 2011;33(2):25-31.
6. Smedley P, Kinniburgh DG. Arsenic in groundwater and the environment. In: Selinus O, editor. *Essentials of medical geology*. Netherlands: Springer; 2013.
7. Sigdel A, Park J, Kwak H, Park PK. Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption onto hydrous iron oxide-impregnated alginate beads. *J Ind Eng Chem*. 2016;35:277-86.
8. Cheng Z, Fu F, Dionysiou DD, Tang B. Adsorption, oxidation, and reduction behavior of arsenic in the removal of aqueous As(III) by mesoporous Fe/Al bimetallic particles. *Water Res*. 2016;96:22-31.
9. Sahu O, Mazumdar B, Chaudhari PK. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2014;21(4):2397-413.
10. Rincon GJ, La Motta EJ. Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation. *J Environ Manage*. 2014;144:42-50.
11. Chellam S, Sari MA. Aluminum electrocoagulation as pretreatment during microfiltration of surface water containing NOM: A review of fouling, NOM, DBP, and virus control. *J Hazard Mater*. 2016;304:490-501.
12. Singh K, Lataye DH, Wasewar KL, Yoo CK. Removal of fluoride from aqueous solution: status and techniques. *Desalin Water Treat*. 2013;51(16-18):3233-47.
13. Al-Shannag M, Al-Qodah Z, Bani-Melhem K, Qtaishat MR, Alkasrawi M. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chem Eng J*. 2015;260:749-56.
14. Abed Elaziz MM, Khalifa MA. Electrochemistry

مطمئن، مؤثر، سریع و اقتصادی باشد که با بهره‌گیری از آن مشکلات مربوط به وجود آرسنیک در آب آشامیدنی تا حد زیادی رفع خواهد شد.

تشکر و قدردانی: این مقاله حاصل بخشی از طرح تحقیقاتی با

and radioactive wastes: a scientific overview. *J Turk Chem Soc Sect A: Chem*. 2015;3(1):20.

15. Chaturvedi SI. Electro-coagulation: a novel wastewater treatment method. *Int J Mod Eng Res*. 2013;3(1):93-100.
16. Kobya M, Ulu F, Gebologlu U, Demirbas E, Oncel MS. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe-Al electrodes. *Sep Purif Technol*. 2011;77(3):283-93.
17. Bayar S, Yildiz Y, Yilmaz A, Koparal AS. The effect of initial pH on treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalin Water Treat*. 2014;52(16-18):3047-53.
18. Vasudevan S, Kannan BS, Lakshmi J, Mohanraj S, Sozhan G. Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of fluoride from water. *J Chem Technol Biotechnol*. 2011;86(3):428-36.
19. Tchamango S, Nansu-Njiki CP, Ngameni E, Hadjiev D, Darchen A. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. *Sci Total Environ*. 2010;408(4):947-52.
20. Sahu OP, Gupta V, Chaudhari PK, Srivastava VC. Electrochemical treatment of actual sugar industry wastewater using aluminum electrode. *Int J Environ Sci Technol (Tehran)*. 2015;12(11):3519-30.
21. Malakootian M, Mansoorian HJ, Moosazadeh M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination*. 2010;255(1-3):67-71.
22. Bouguerra W, Barhoumi A, Ibrahim N, Brahmi K, Aloui L, Hamrouni B. Optimization of the electrocoagulation process for the removal of lead from water using aluminium as electrode material. *Desalin Water Treat*. 2015;56(10):2672-81.
23. Mohora E, Roncevic S, Dalmacija B, Agbaba J, Watson M, Karlovic E, et al. Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor. *J Hazard Mater*. 2012;235-236:257-64.
24. Molgora CC, Dominguez AM, Avila EM, Drogui P, Buelna G. Removal of arsenic from drinking water: a comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes. *Sep Purif Technol*. 2013;118:645-51.
25. Zhang SX, Zhang J, Wang WQ, Li FR, Cheng XZ. Removal of phosphate from landscape water using an electrocoagulation process powered directly by photovoltaic solar modules. *Sol Energy Mat Sol C*. 2013;117:73-80.

26. Alcacio R, Nava JL, Carreno G, Elorza E, Martinez F. Removal of arsenic from a deep well by electrocoagulation in a continuous filter press reactor. *Water Sci Tech-W Sup*. 2014;14(2):189-95.
27. Vetter KJ. *Electrochemical kinetics: theoretical aspects*. New York: Academic Press; 1967.
28. Srivastava S, Sharma YK. Arsenic occurrence and accumulation in soil and water of eastern districts of Uttar Pradesh, India. *Environ Monit Assess*. 2013;185(6):4995-5002.
29. Agusa T, Trang PT, Lan VM, Anh DH, Tanabe S, Viet PH, et al. Human exposure to arsenic from drinking water in Vietnam. *Sci Total Environ*. 2014;488-489:562-9.
30. Yildiz YS, Senyigit E, Irdemez S. Optimization of specific energy consumption for Bomaplex Red CR-L dye removal from aqueous solution by electrocoagulation using Taguchi-neural method. *Neural Comput Appl*. 2013;23(3-4):1061-9.