ORIGINAL ARTICLE

Optimization of Diazinon Removal from Aqueous Environments by Electrocoagulation Process Using Response Surface Methodology

Edris Bazrafshan[1],
Leili Mohammadi[2],
Davoud Balarak[3],
Saeideh Keikhaei[4],
Amir Hossein Mahvi[5]

[1] Professor, Department of Environmental Health, Health Promotion Research Center, Faculty of Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran
[2] PhD by Research in Environmental Health, Health Promotion Research Center, Faculty of Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran
[3] MSc in Environmental Health, Health Promotion Research Center, Faculty of Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran
[4] MSc in Chemical Engineering, School of Chemical Engineering, Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran
[5] Assistant Professor, Department of Environmental Health, Faculty of Health, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

(Received January 30, 2016 ; Accepted April 10, 2016)

Abstract

Background and purpose: Diazinon is one of the most widely used organophosphate pesticides classified by the World Health Organization (WHO) as "moderately hazardous" Class II. This work aimed at optimizing the electrocoagulation process in removal of diazinon from aqueous environments using response surface methodology.

Materials and methods: In an experimental-laboratory study using the D-optimal method, the effects of independent variables including initial concentration of diazinon (10-100 mg/l), applied voltage (20-40 V), reaction time (10-60 min) and pH (3-10) were investigated on removal of diazinon in 30 runs. Process optimization was done by response surface methodology. Analysis of proposed model was also performed using analysis of variance.

Results: Diazinon removal in proposed model was statistically significant at 95% confidence level. The model had insignificant lack-of-fit at 95% confidence level (P=0.614). Diazinon removal efficiency was dependent on initial concentration of diazinon, applied voltage, and reaction time. The removal efficiency of diazinon was 84.6% at optimum condition (voltage= 20 V and diazinon concentration= 100 mg/L).

Conclusion: Electrocoagulation process applying current experimental conditions was found to be efficient in removal of diazinon from aqueous solutions. Designing experiments by D-optimal method can optimize the removal of the process and prepare the best conditions for pollutant removal by reducing the number of experiments.

Keywords: pesticide, diazinon, electrocoagulation, response surface methodology

J Mazandaran Univ Med Sci 2016; 26(138): 118-130 (Persian).

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

پژوهشی

مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران
دوره بیست و ششم شماره ۱۳۸ تیر سال ۱۳۹۵ (۱۳۰-۱۱۸)

بهینه سازی حذف آفت کش دیازینون از محیط های آبی توسط فرایند انعقاد الکتریکی با استفاده از روش سطح پاسخ

ادریس بذرافشان[۱]
لیلی محمدی[۲]
داوود بلارک[۳]
سعیده کیخایی[۴]
امیرحسین محوی[۵]

چکیده

سابقه و هدف: آفت‌کش دیازینون یکی از پر مصرف‌ترین سموم ارگانوفسفره بوده که سازمان جهانی بهداشت این آفت‌کش را در زمره سموم با درجه خطر متوسط در کلاس II طبقه‌بندی کرده است. مطالعه حاضر با هدف بهینه‌سازی فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف آفت کش دیازینون از محیط‌های آبی به روش سطح پاسخ انجام پذیرفت.

مواد و روش‌ها: بر مبنای یک مطالعه تجربی آزمایشگاهی به روش بهینه D، بررسی تاثیر متغیرهای مستقل شامل غلظت آفت کش دیازینون (۱۰۰-۱۰ میلی‌گرم در لیتر)، ولتاژ اعمال شده (۴۰-۲۰ ولت)، زمان واکنش (۶۰-۱۰ دقیقه) و pH محلول (۱۰-۳) بر راندمان حذف دیازینون با تعداد ۳۰ مرحله آزمایش انجام شد. بهینه سازی شرایط با استفاده از روش سطح پاسخ و تحلیل مدل پیشنهادی به روش آنالیز واریانس صورت پذیرفت.

یافته‌ها: مدل پیشنهادی برای میزان راندمان حذف دیازینون از نظر آماری در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار و ضعف برازش برای مدل پیشنهادی در سطح اطمینان ۹۵ درصد بی‌معنی بود (p=۰/۶۱۴). راندمان حذف دیازینون تابع تغییرات غلظت اولیه، ولتاژ اعمال شده و زمان واکنش بود. هم‌چنین راندمان حذف دیازینون در شرایط بهینه (۱۰۰ mg/l و ولتاژ ۲۰ ولت) برابر با ۸۴/۶ درصد تعیین گردید.

استنتاج: فرایند انعقاد الکتریکی تحت شرایط آزمایشگاهی ذکر شده یک روش کارآمد برای حذف آفت‌کش دیازینون از محلول‌های آبی می‌باشد. طراحی آزمایش به روش بهینه D می‌تواند به نحو مطلوبی فرایند حذف را بهینه‌سازی نموده و با کاهش تعداد آزمایش ها بهترین شرایط حذف آلاینده را تامین نماید.

واژه های کلیدی: آفت کش، دیازینون، انعقاد الکتریکی، روش سطح پاسخ

مقدمه

طی سال‌های اخیر آلودگی منابع آب های سطحی و زیرزمینی توسط آفت‌کش‌ها با توجه به کاربرد گسترده این مواد شیمیایی در محصولات مزارع، باغ‌ها و اراضی جنگلی به یک مشکل زیست محیطی جدی تبدیل شده است(۱). با توجه به حجم بالای کاربرد سموم آفت‌کش، مواجهه انسان با این گونه سموم تقریباً غیرقابل اجتناب بوده و در نتیجه احتمال بروز عوارض و اثرات سوء آن بر سلامت انسان‌ها از جمله سرطان‌زایی و

مولف مسئول: ادریس بذرافشان– زاهدان: دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، دانشکده بهداشت E-mail: ed_bazrafshan@yahoo.com
۱. استاد، گروه بهداشت محیط، مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، ایران
۲. دانشجوی دکترای پژوهشی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، ایران
۳. کارشناس ارشد بهداشت محیط، مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، ایران
۴. کارشناس ارشد مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه سیستان و بلوچستان، زاهدان، ایران
۵. استادیار، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران
تاریخ دریافت : ۱۳۹۴/۱۱/۱۰ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات : ۱۳۹۴/۱۲/۹ تاریخ تصویب : ۱۳۹۵/۱/۲۲

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

جهش‌زایی نیز افزایش می‌یابد. علی‌رغم این که سموم ارگانوفسفره (OPPs) در ایجاد سمیت حاد بیش‌تر از سموم ارگانوکلره اهمیت دارند، اما این سموم با سرعت بیش‌تری درمحیط تجزیه می‌شوند(۳،۲). سموم ارگانوفسفره از قبیل دیازینون عوامل شیمیایی تاثیرگذار بر اعصاب هستند که فعالیت‌های آنزیم استیل کولین استراز را مهار می‌کنند. آفت‌کش دیازینون ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$) یکی از رایج‌ترین حشره‌کش‌های ارگانوفسفره مصرفی در جهان می‌باشد(۴). سازمان جهانی بهداشت (WHO) آفت‌کش دیازینون را جزو سموم با درجه خطر متوسط در کلاس II طبقه‌بندی کرده است(۵). میزان انحلال دیازینون در آب با دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد، به میزان ۲۵ میلی‌گرم در لیتر است، غیر قطبی و برای مدت طولانی در خاک باقی می‌ماند و به همین دلیل باعث آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود(۶). حداکثر غلظت مجاز دیازینون توسط اتحادیه اروپا ۰/۱ میکروگرم در لیتر و مجموع حشره‌کش‌ها معادل ۰/۵ میکروگرم در لیتر تعیین شده است(۷).فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته نظیر کاربرد توام ازون و پراکسید هیدروژن، فرآیند کربن فعال- تبادل یونی و اسمز معکوس از جمله راه‌کارهای ارائه شده به منظور حذف آفت‌کش‌ها از محیط‌های آبی می‌باشد(۹،۸). با وجود آن که استفاده از ترکیبات شیمیایی از دیرباز به منظور حذف انواع آلاینده‌های موجود در پساب مورد استفاده قرار گرفته، اما این روش‌ها بنا به دلایلی امروزه از مطلوبیت زیادی برخوردار نیست و علت امر را شاید بتوان به هزینه‌های بالاتر مربوط به تصفیه شیمیایی نسبت داد (به عنوان مثال حجم زیاد لجن تولیدی با محتوای آب باندی بالا، هزینه ترکیبات شیمیایی مصرفی، افزایش غلظت TDS پساب). اما در عین حال تعدادی از تکنیک‌های نوید بخش و امیدوار کننده نیز بر مبنای تکنولوژی الکتروشیمیایی توسعه یافته‌اند که فاقد مشکلات ذکر شده هستند. یکی از این روش‌ها، فرآیند انعقاد الکتریکی می‌باشد(۱۰). در این فرآیند ماده منعقدکننده در محل و از طریق اکسیداسیون الکترولیتی یک آند از جنس مناسب تولید می‌شود. سپس گونه‌های یونی باردار، آلاینده‌های مربوطه را از طریق فراهم نمودن امکان واکنش با یک یون با بار الکتریکی مخالف یا با هیدروکسیدهای فلزی تولیدی درون پساب حذف می‌نمایند. در واقع فرآیند انعقاد الکتریکی سبب تولید کاتیون‌های فلزی به طریقه الکتروشیمیایی، با استفاده از آندهای مصرف شدنی (معمولاً آهن یا آلومینیوم) می‌شود. هیدرولیزکاتیون در آب سبب تشکیل یک هیدروکسید همراه با گونه‌های غالب متناسب با pH محلول می‌شود(۱۵-۱۱). معادلات زیر نشان دهنده این امر در ارتباط با الکترود آلومینیوم می‌باشد:

$Al^{+3} + H_2O$

$AlOH^{2+} + H^+$

$AlOH^{2+} + H_2O$

$Al(OH)_2^+ + H^+$

$Al(OH)_2^+ + H_2O\ Al(OH)_3^0 + H^+$

$Al(OH)_3^0 + H_2O$

$Al(OH)_4^- + H^+$

$2Al + 6H_2O + 2O$

$2Al(OH)4^- + 3H_2$

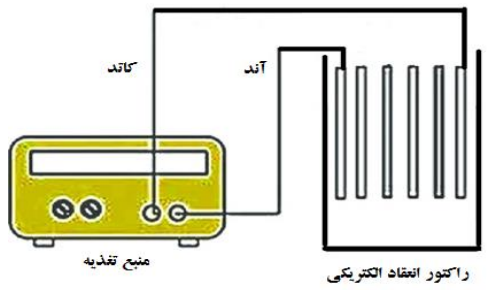
هیدروکسیدهای فلزی تشکیل شده قادر هستند با فرایند انعقاد جارویی، ترکیبات آلی محلول را جذب کرده و ذرات کلوییدی را به دام انداخته و ترسیب یا شناور نمایند که در نهایت به آسانی با فرایند ته نشینی و شناورسازی توسط حباب‌های گاز هیدروژن از محیط آبی حذف خواهند شد(۱۹-۱۶). روش طراحی آزمایش و تحلیل نتایج آزمایش به کمک روش سطح پاسخ (Response Surface Methodology (RSM)) در بسیاری از مطالعات مورد استفاده قرار گرفته است(۲۱،۲۰). روش سطح پاسخ برای طراحی آزمایش در تجزیه و تحلیل داده‌ها به نحوی که بتواند به یک نتیجه‌گیری هدفمند و قابل اطمینان منتج شود، بسیار سودمند است. RSM در واقع مجموعه خاصی از روش‌های ریاضی و آماری است که برای طراحی آزمایش‌ها، ساخت مدل، ارزیابی شرایط بهینه اثر متغیرهای مستقل بر متغیر وابسته مورد استفاده

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

قرار می‌گیرد(۲۲). در این روش خصوصیات بهره‌برداری سیستم بر حسب متغیرهای پیوسته تحت عنوان متغیرهای پاسخ سنجیده می‌شود. در این مطالعه از روش سطح پاسخ برای مدل کردن و بهینه‌سازی فرایند حذف آفت‌کش دیازینون با استفاده از فرایند انعقاد الکتریکی از محلول‌های آبی استفاده شد. این روش توزیع منطقی از نقاط طراحی در سراسر ناحیه طراحی فراهم نموده و کفایت مدل را با انجام آزمون ضعف برازش (Lack of fit) مورد سنجش قرار می‌دهد. هم‌چنین این روش امکان تخمین خطاهای داخلی و خارجی را فراهم می‌کند. از طرفی در روش سطح پاسخ، تعداد آزمایش‌ها به حداقل ممکن کاهش پیدا کرده و نیازی به تعداد سطوح زیاد برای هر متغیر مسقل نیست(۲۲). مطالعه با هدف بهینه سازی فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف آفت‌کش دیازینون از محیط آبی با استفاده از الکترودهای آلومینیومی انجام پذیرفت.

مواد و روش ها

در مطالعه حاضر تمامی ترکیبات شیمیایی مورد استفاده (استن، هگزان، هیدروکسید سدیم، اسید سولفوریک غلیظ و کلرید سدیم) از نوع آزمایشگاهی ساخت شرکت مرک آلمان بودند. آفت‌کش دیازینون مورد استفاده در تحقیق حاضر، ۹۸/۵ درصد (شرکت سیگما-آلدریچ) بود. تجهیزات مربوط به واحد انعقاد الکتریکی شامل یک منبع تغذیه با اختلاف پتانسیل حداکثر ۸۰ ولت مدل Micro و الکترودهای صفحه‌ای از جنس آلومینیوم با ابعاد ۱۱×۱۱ سانتی‌متر مستقر در درون یک ظرف بوکال با ابعاد ۱۰×۱۲×۱۳ سانتی‌متر (طول× عرض× ارتفاع) مطابق تصویر شماره ۱ بود. اتصال الکترودها به منبع تغذیه به صورت دو قطبی صورت پذیرفت. فاصله بین الکترودها از یکدیگر برابر ۲ سانتی‌متر و حجم خالص ظرف برابر یک لیتر بود. نمونه‌های سنتتیک با غلظت‌های انتخابی اولیه دیازینون معادل ۱۰، ۵۵ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر با توجه به غلظت معمول در پساب‌های کشاورزی، پس از تنظیم pH اولیه محیط آبی توسط اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم ۱ و ۰/۱ نرمال با کنترل توسط pH متر (E520, Metrohm Herisau, Switzerland) با توجه به جدول طراحی آزمایشات توسط روش سطح پاسخ (جدول شماره ۱) به داخل ظرف بوکال (راکتور) مستقر بر روی همزن مغناطیسی با دور آرام و یکسان برای تمامی نمونه‌ها، تزریق شد. از طرفی به منظور افزایش هدایت الکتریکی محلول به ۱/۶ میلی زیمنس بر سانتی‌متر، کلرید پتاسیم یک نرمال به محلول های کروم اضافه شد. نمک کلرید اضافه شده به محلول می‌تواند هم چنین از تشکیل لایه اکسید بر روی آند ممانعت به عمل آورد و بنابراین مشکل بی اثر شدن الکترودها را کاهش دهد. پس از برقراری جریان الکتریکی با اختلاف پتانسیل‌های الکتریکی منتخب ۲۰، ۳۰ و ۴۰ ولت، نمونه‌های ۲۵ میلی‌لیتری از میانه ظرف در فواصل زمانی مشخص برداشت و غلظت باقی مانده دیازینون پس از عبور از فیلتر با ابعاد ۰/۴۵ میکرون جهت حذف لخته‌های تشکیل شده در خلال فرایند انعقاد الکتریکی فیلتر شد. جهت اندازه‌گیری غلظت باقیمانده آفت‌کش دیازینون از روش کروماتوگرافی لایه نازک (HPTLC) استفاده شد(۱۱). در این خصوص از دستگاه TLC Scanner 3 و نرم‌افزار CATS-4 استفاده گردید (حد تشخیص معادل ۰/۰۰۱ میلی‌گرم در لیتر). طول موج انتخابی جهت اسکن آفت‌کش دیازینون ۲۵۴ نانومتر بود. در ادامه راندمان حذف دیازینون با توجه به غلظت اولیه و باقی مانده محاسبه گردید.



تصویر شماره ۱: راکتور الکتروشیمیایی مورد استفاده

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

جدول شماره ۱: ماتریکس طراحی آزمایشات در سطوح مختلف متغیرها و راندمان حذف دیازینون

مرحله آزمایش	X_1	X_2	X_3	X_4	حذف دیازینون (٪)
۱	۶/۵	۳۵	۳۰	۵۵	۳۵/۸
۲	۶/۵	۳۵	۳۰	۵۵	۳۵/۶۳
۳	۴/۰۵	۳۵	۳۰	۵۵	۴۶/۷
۴	۶/۵	۳۵	۳۰	۵۵	۳۵/۸
۵	۶/۵	۳۵	۳۰	۵۵	۳۵/۸
۶	۱۰	۶۰	۲۰	۱۰	۴۶/۴
۷	۱۰	۱۰	۲۰	۱۰	۶/۲
۸	۳	۱۰	۲۰	۱۰۰	۵۴/۲
۹	۶/۵	۳۵	۳۰	۵۵	۳۵/۴
۱۰	۳	۶۰	۲۰	۱۰۰	۸۸/۱
۱۱	۶/۵	۵۲/۵	۳۰	۵۵	۵۹/۳
۱۲	۱۰	۶۰	۴۰	۱۰۰	۹۷/۲
۱۳	۳	۱۰	۲۰	۱۰	۷/۳
۱۴	۶/۵	۳۵	۳۰	۵۵	۵۳/۷
۱۵	۱۰	۶۰	۲۰	۱۰۰	۹۱/۳
۱۶	۶/۵	۳۵	۳۷	۵۵	۴۶/۳
۱۷	۱۰	۱۰	۴۰	۱۰۰	۶۰/۲
۱۸	۳	۱۰	۴۰	۱۰۰	۶۲/۹
۱۹	۶/۵	۳۵	۳۰	۸۶	۷۰/۵
۲۰	۶/۵	۳۵	۳۰	۲۳/۵	۴۰/۵
۲۱	۶/۵	۱۷	۳۰	۵۵	۲۹/۲
۲۲	۱۰	۶۰	۴۰	۱۰	۶۴/۲
۲۳	۳	۶۰	۴۰	۱۰	۸۸/۶
۲۴	۸/۹۵	۳۵	۳۰	۵۵	۵۳/۵
۲۵	۳	۱۰	۴۰	۱۰	۲۸/۷
۲۶	۳	۶۰	۴۰	۱۰۰	۹۸/۷
۲۷	۱۰	۱۰	۴۰	۱۰	۲۹/۴
۲۸	۳	۶۰	۲۰	۱۰	۶۹/۷
۲۹	۶/۵	۳۵	۲۳	۵۵	۳۹/۶
۳۰	۱۰	۱۰	۲۰	۱۰۰	۵۴/۱

اثر متغیرهای مستقل یعنی غلظت دیازینون، ولتاژ، زمان واکنش و pH بر میزان راندمان حذف دیازینون به روش انعقاد الکتریکی از طریق طرح آزمایش به روش بهینه D-Optimal با ۳۰ مرحله آزمایش (۳۰ نمونه) کاملاً تصادفی مطابق جدول شماره ۲ مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه به منظور طراحی آزمایش‌ها از نرم‌افزار Design Expert نسخه ۹/۰/۶ استفاده شد. با کاربرد آنالیز رگرسیون، شاخص‌های اندازه‌گیری شده مدل‌سازی شدند. کیفیت مدل برازش شده بر راندمان حذف دیازینون با استفاده از شاخص‌های ضریب R^2 و ضریب R^2 اصلاح شده بر طبق روابط زیر تعیین گردید:

$$R^2 = 1 - \frac{SSr}{SSm+SSr}$$

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{SSr/DFr}{(SSm+SSr)/(DFm+DFr)}$$

در روابط فوق SSr و SSm به ترتیب نشان دهنده مجموع مربعات باقیمانده‌ها و مدل می‌باشند. DFr و DFm نیز به ترتیب بیانگر درجه آزادی باقیمانده‌ها و مدل هستند. آنالیز واریانس (ANOVA) برای ارزیابی اثرات معنی‌دار متغیرهای مستقل بر روی متغیر پاسخ یعنی راندمان حذف دیازینون انجام شد. هم‌چنین در مطالعه حاضر، مصرف انرژی الکتریکی که یک پارامتر مهم اقتصادی در فرایند انعقاد الکتریکی است. با استفاده از معادله ذیل محاسبه گردید:

$$E = U.I.t/V$$

که در این معادله E معرف میزان انرژی مصرفی (kWh/m^3)، U ولتاژ به کار رفته (ولت)، I شدت جریان (آمپر)، t زمان انجام فرایند (ساعت) و V حجم فاضلاب تصفیه شده (لیتر) است. مقدار الکترود مصرفی با وزن کردن صفحات قبل و بعد از فرایند انعقاد الکتریکی در هر مرحله از فرایند محاسبه گردید.

جدول شماره ۲: شرایط طرح آزمایش به روش بهینه D

ام متغیر	واحد	مقدار حداقل	مقدار حداکثر	میانگین	انحراف معیار
pH (X_1)	-	۳	۱۰	۶/۵	۲/۷۵
زمان (X_2)	دقیقه	۱۰	۶۰	۳۵	۱۶/۶۹
ولتاژ (X_3)	ولت	۲۰	۴۰	۳۰	۷/۸۷
غلظت اولیه (X_4)	میلی گرم در لیتر	۱۰	۱۰۰	۵۵	۳۵/۴۵

یافته ها

با انجام آنالیز رگرسیونی برای مقادیر پیش‌بینی شده، راندمان حذف حاصل گردید و برازش داده‌های به‌دست آمده برای میزان راندمان حذف صورت گرفت. مطابق جدول شماره ۳، از نظر آماری متغیرهای مستقل غلظت اولیه، ولتاژ و زمان واکنش به صورت خطی معنی‌دار بودند و از نظر آماری متغیر pH تاثیر معنی‌داری بر راندمان حذف دیازینون نداشت. اما در مواجهه با سایر متغیرها (interaction) تاثیر معنی‌داری بر مدل دارد و لذا در مدل باقی می‌ماند. به منظور بررسی کفایت مدل پیشنهادی در این مطالعه، مطابق نمودار شماره ۱، از نمودارهای آماری مختلف شامل نمودار توزیع نرمال،

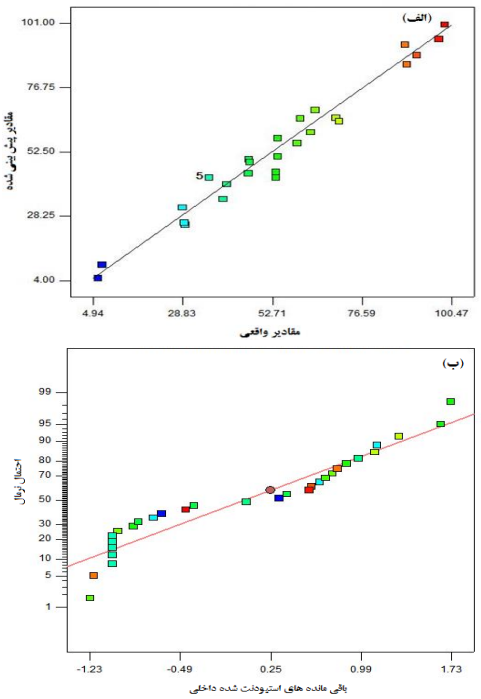
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

نمودار همبستگی، نمودار باقیمانده‌های استیودنت شده خارجی (برای کنترل داده‌های پرت Outliers) و نمودار باقیمانده‌های استیودنت شده داخلی استفاده شد.

جدول شماره ۳: نتایج آنالیز واریانس و متغیرهای پیشگو در مدل پیش بینی کننده راندمان حذف دیازینون

پارامتر	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F value	سطح معنی‌اری Prob > F
مدل	۲۰۰۱/۹۰	۴	۵۰۰/۴۷	۱۰/۴۰	<۰/۰۰۰۳
A-غلظت اولیه	۴۸۵۷/۷۱	۱	۴۸۵۷/۷۱	۱۰۰/۹۷	<۰/۰۰۰۱
B-ولتاژ	۸۱۰/۱۹	۱	۸۱۰/۱۹	۱۶/۸۴	۰/۰۰۰۹
C-زمان واکنش	۷۷۲۹/۰۷	۱	۷۷۲۹/۰۷	۱۶۰/۶۵	<۰/۰۰۰۱
D-pH	۱۱۵/۵۸	۱	۱۱۵/۵۸	۲/۴۰	/۱۴۲۰
AB	۱۵۶/۲۵	۱	۱۵۶/۲۵	۳/۲۵	۰/۰۹۱۶
AC	۱۷۸/۲۲	۱	۱۷۸/۲۲	۳/۷۰	۰/۰۷۳۴
AD	۱۳۸/۰۶	۱	۱۳۸/۰۶	۲/۸۷	۰/۱۱۰۹
BC	۲/۴۰	۱	۲/۴۰	۰/۰۵۰	۰/۸۲۶۲
BD	۲/۷۲	۱	۲/۷۲	۰/۰۵۷	۰/۸۱۵۲
CD	۱۱۴/۴۹	۱	۱۱۴/۴۹	۲/۳۸	۰/۱۴۳۷
A^2	۲۲۹/۸۵	۱	۲۲۹/۸۵	۴/۷۸	۰/۰۴۵۱
B^2	۲۷/۷۸	۱	۲۷/۷۸	۰/۸۵	۰/۴۵۹۱
C^2	۹/۹۵	۱	۹/۹۵	۰/۲۱	۰/۶۵۵۸
D^2	۴۲/۶۷	۱	۴۲/۶۷	۰/۸۹	۰/۳۶۱۲
خطای باقی مانده	۷۲۱/۶۵	۱۵	۴۸/۱۱	-	-
عدم برازش	۴۵۴/۶۴	۱۰	۴۵/۴۶	۰/۸۵	۰/۶۱۴۰
خطای خالص	۲۶۷/۰۱	۵	۵۳/۴۰	-	-
مجموع	۱۶۸۲۸/۲۳	۲۹	-	-	-

R^2 Adjusted= 0.9171 ، R^2= 0.9571 ، پیش‌بینی شده ، PRESS= 2771.20 ، R^2= 0.8353



نمودار شماره ۱: ترسیم توزیعی داده های آزمایش در مقابل مقادیر پیش بینی شده توسط مدل

معادله زیر برای مدل quadratic، بر اساس فاکتورهای تاثیر گذار بر بازدهی حذف دیازینون حاصل گردید:

$$Y= 42.78 +16.91 A +6.91B +21.34C -2.61D -3.12 AB -3.34 AC +2.94 AD -0.39 BC -0.41 BD -2.67 CD +19.01 A^2 -6.61 B^2 -3.95 C^2 +8.19 D^2$$

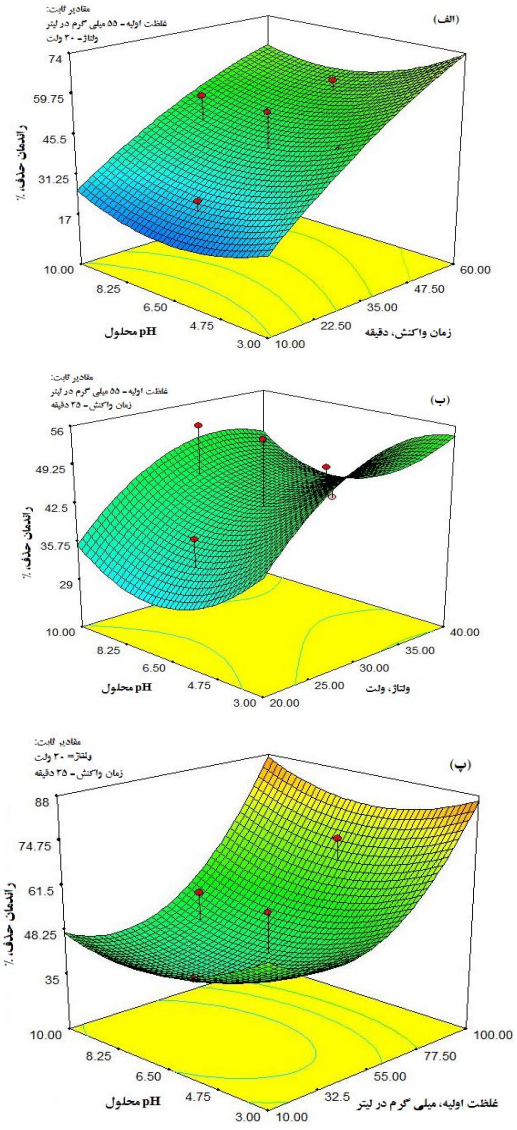
که با قرار دادن مقادیر واقعی متغیرها معادله زیر حاصل می شود:

راندمان حذف دیازینون= -55.60333-0.46559 (غلظت اولیه) +5.16770 (ولتاژ) +1.70462 (زمان واکنش) -6.94444E-003 pH -9.03802 (غلظت اولیه) ×(ولتاژ -2.96667E-003 غلظت اولیه)× (زمان واکنش+ 0.018651 غلظت) اولیه pH×(-1.55000E-003 (زمان واکنش×ولتاژ) -0.011786 ولتاژ) pH×(-0.030571 زمان واکنش) pH×(9.38535E-003+(غلظت اولیه -0.066069 ولتاژ)^2 -6.32615E-003 (زمان واکنش)^2 (pH)^2 +0.66849

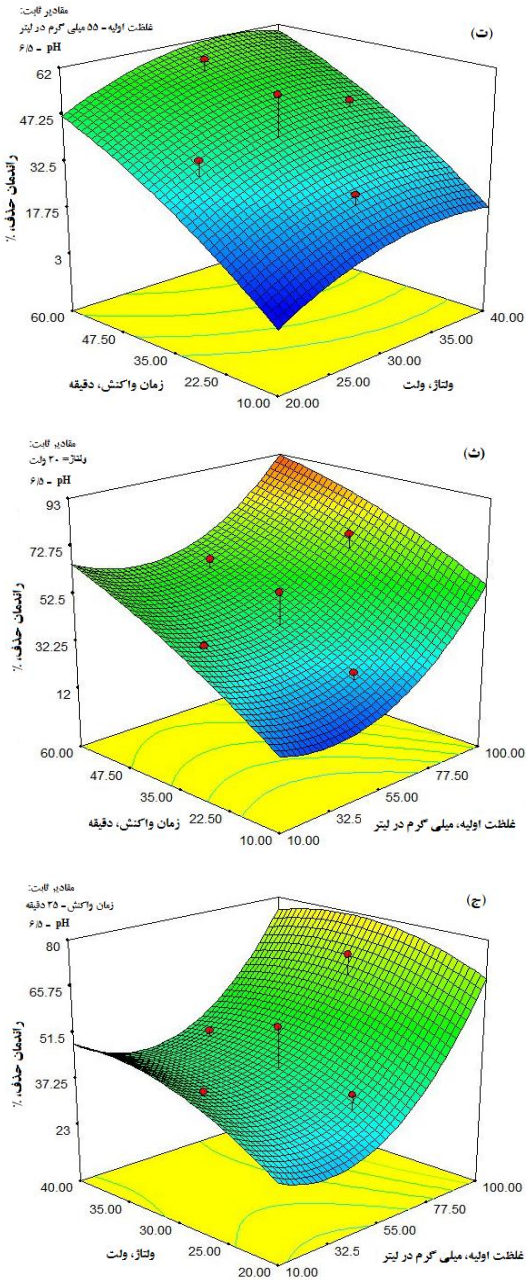
در نمودار شماره ۱- الف، مدل پیشنهادی برای راندمان حذف دیازینون به ترتیب با مقادیر R^2 و R^2 اصلاح شده برابر ۰/۹۵۷۱ و ۰/۹۱۷۱ به خوبی بر داده‌های آزمایشی منطبق است. در نمودار شماره ۱- ب، مقادیر باقیمانده های استیودنت شده داخلی بیانگر قابل قبول بودن مدل در تامین فرضیات آنالیز واریانس می‌باشد. نتایج آنالیز واریانس برای داده‌های حذف دیازینون در جدول شماره ۳ ارائه شده است. مطابق این جدول مقدار F برابر ۱۰/۴۰، بیانگر معنی‌داری مدل پیشنهادی برای فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف آفت‌کش دیازینون از محیط‌های آبی است. از طرفی مقدار p کوچک‌تر از ۰/۰۰۰۳ نیز برای معادله درجه دوم نشان‌دهنده معنی‌دار بودن مدل از نظر آماری می‌باشد. از طرفی مقدار ضریب همبستگی مدل پیشنهادی (R^2=0.9571) به صورت معقولی مطابق با مقدار ضریب همبستگی تعدیل شده (R^2=0.9171) می‌باشد. مطابق نمودار شماره ۲- الف، در ولتاژ ۳۰ ولت و غلظت اولیه

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

۵۵ میلی‌گرم در لیتر، با افزایش pH، مقادیر حذف کاهش می‌یابد و در مقدار pH کم‌تر و در زمان بیش‌تر از ۴۷ دقیقه، مقدار راندمان ۶۴/۲ درصد در مقابل مقدار ۲۶/۸ درصد در pH =۶/۵ و زمان ۱۰ دقیقه به دست آمد. در این نمودار مشاهده می‌شود که به طور کلی، افزایش زمان نسبت به pH، تاثیر بیش‌تری بر راندمان حذف داشته است و این تاثیر در pH کم‌تر از ۴ با افزایش زمان شیب، افزایشی بیش‌تری داشته است. در نمودار شماره ۲- ب، درصد حذف دیازینون در مقادیر مختلف pH و ولتاژهای متفاوت اعمال شده نشان داده شده است. طبق نتایج، افزایش pH اثر منفی‌تری در کارایی حذف دارد، به‌طوری که در مقادیر pH بیش‌تر از ۵ علی‌رغم افزایش ولتاژ، کارایی فرایند کاهش یافته است. در pH =۳ با اعمال ولتاژ ۴۰- ۳۰ ولت، کارایی فرایند بیش از ۵۱ درصد است، در حالی که با همین ولتاژ در pH بیش از ۹، میزان راندمان به ۴۶/۷ درصد کاهش یافته است. مطابق نمودار شماره ۲- پ، با افزایش غلظت اولیه آفت کش دیازینون، راندمان حذف افزایش می‌یابد و این افزایش کارایی در شرایط اسیدی مشهودتر است. کارایی فرایند در مقادیر pH برابر ۳ و در مقادیر غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر دیازینون معادل ۷۹ درصد و در ۵۵ میلی‌گرم در لیتر و pH برابر ۵ به ۴۶/۶ درصد کاهش یافت. بر اساس نمودار شماره ۲- ت، با افزایش همزمان ولتاژ یا اختلاف پتانسیل اعمال شده در سیستم و زمان واکنش، کارایی فرایند افزایش یافته به‌طوری که در غلظت اولیه ۵۵ میلی‌گرم در لیتر و pH برابر ۶/۵، در زمان بیش‌تر از ۵۰ دقیقه و مقدار ولتاژ بیش‌تر از ۴۰ ولت، راندمان حذف به بیش از ۵۲ درصد افزایش یافت. در ولتاژهای کم‌تر از ۳۰ ولت، تاثیر ولتاژ کم‌تر از زمان می‌باشد، به طوری که با میزان بیش از ۳۰ ولت در زمان ۲۵ دقیقه، راندمان حذف معادل ۲۲/۹ درصد حاصل گردید. مطابق نمودار شماره ۲- ث، با افزایش همزمان زمان واکنش و غلظت اولیه، کارآیی حذف افزایش می‌یابد. در غلظت اولیه بیش از ۵۰ میلی‌گرم در لیتر و زمان بالاتر از ۱۰ دقیقه، افزایش هر کدام از این دو متغیرها به تنهایی سبب افزایش راندمان حذف می‌شود و شدت این افزایش مشهودتر می‌شود، به گونه‌ای که در زمان ۶۰ دقیقه و بیش‌ترین غلظت اولیه طراحی، راندمان حذف به بیش از ۷۹ درصد رسید. در نمودار شماره ۲- ج، در زمان ۳۵ دقیقه و در pH= ۶/۵، اثر همزمان ولتاژ مصرفی و غلظت اولیه دیازینون بر راندمان حذف نشان داده شده است. با افزایش هر کدام از متغیرهای مقدار ولتاژ اعمال شده و غلظت اولیه دیازینون، کارآیی حذف افزایش یافت، به طوری که در غلظت اولیه بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر با کاربرد ولتاژ ۴۰، راندمان به بیش از ۷۰ درصد رسیده است.



[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]



نمودار شماره ۲: ترسیم توزیعی داده های آزمایش در مقابل مقادیر پیش بینی شده به صورت سه بعدی

در جداول شماره ۴ و ۵ به ترتیب مقادیر انرژی الکتریکی مصرفی و نیز مقدار الکترود آلومینیوم مصرفی طی فرآیند انعقاد الکتریکی آورده شده است. نتایج حاصل از بررسی میزان انرژی برق مصرفی برای حذف دیازینون در پتانسیل الکتریکی ۴۰ ولت و در pH های مختلف (جدول شماره ۴) بیانگر آن است که با افزایش غلظت اولیه، میزان مصرف انرژی برق کاهش می‌یابد.

هم‌چنین از داده‌های موجود در جدول شماره ۵، چنین استنباط می‌شود که با افزایش ولتاژ برق اعمال شده، کمیت الکترود مصرفی نیز افزایش می‌یابد به نحوی که بیش‌ترین کاهش وزنی الکترودها در ولتاژ ۴۰ ولت و کم‌ترین کاهش وزنی در ولتاژ ۲۰ ولت مشاهده شد.

جدول شماره ۴: مقادیر انرژی الکتریکی مصرفی در طی فرآیند انعقاد الکتریکی در ولتاژ اعمال شده معادل ۴۰ ولت (Kwh/g)

pH	غلظت اولیه دیازینون (mg/L)		
	۱۰	۵۰	۱۰۰
۳	۱۴/۱۷	۲/۸۲	۱/۲۴
۷	۱۴/۳۵	۲/۸۹	۱/۴۳
۱۰	۱۴/۱۹	۲/۹۳	۱/۳۷

جدول شماره ۵: مقادیر الکترود مصرفی درطی فرآیند انعقاد الکتریکی در ولتاژ های مختلف (g/L)

ولتاژ (ولت)	غلظت اولیه دیازینون (mg/L)		
	۱۰	۵۰	۱۰۰
۲۰	۲/۸۶	۲/۲۶	۲/۲۷
۳۰	۴/۵۶	۴/۳۳	۳/۴۶
۴۰	۷/۳۹	۶/۵۱	۵/۷۴

بحث

بر اساس نتایج آنالیز واریانس در جدول شماره ۳، مدل رگرسیونی پیشنهادی برای میزان راندمان حذف دیازینون از نظر آماری در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار می‌باشد ($p < ۰/۰۵$). هم‌چنین ضعف برازش برای مدل پیشنهادی در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار نبود. بر اساس آزمون، ضعف برازش اختلاف بین مقادیر پیش‌بینی شده و مقادیر مشاهداتی با مقادیر خطای خالص بین تکرارهای مختلف مقدار پاسخ مقایسه می‌شوند. از لحاظ آماری نباید اختلاف معنی‌داری بین خطای مدل و خطای خالص در تکرارهای مختلف مقدار متغیر پاسخ وجود داشته باشد و به عبارتی این آزمون بایستی از نظر آماری معنادار نباشد، در غیر این صورت مدل پیشنهادی قابل قبول نخواهد بود. مطالعات زیادی در خصوص اثر تغییرات pH اولیه محلول بر میزان حذف آلاینده‌ها توسط فرآیند انعقاد الکتریکی انجام گرفته است و در هر یک از آن‌ها به نقش پر

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

اهمیت و اثر محسوس این پارامتر بر میزان حذف آلاینده‌ها اشاره شده است(۲۷-۲۳). در نتایج بسیاری از مطالعات انجام گرفته گزارش شده است که در فرآیند انعقاد الکتریکی با کاربرد الکترود آلومینیومی در مقادیر pH کم‌تر از ۲ و pH بیش‌تر از ۱۰ با توجه به خاصیت آمفوتریک، ذرات هیدروکسید آلومینیوم در pH های زیر ۲ واحد رسوب نداشته و هم‌چنین در pHهای ۱۰ به بالا، حلالیت $Al(OH)_3$ به فرم AlO_2^- محلول غیر قابل استفاده افزایش یافته و این امر کاهش کارایی فرآیند در حذف آلاینده‌ها را موجب می‌شود. نتایج حاصل از مطالعه حاضر با پژوهش‌های منتشر شده قبلی منطبق بوده و این نکته را متذکر می‌شود که فرآیند انعقاد الکتریکی می‌تواند به عنوان یک تنظیم کننده pH عمل نماید. اما در ارتباط با تاثیر pH بر روی راندمان حذف دیازینون (جداول شماره ۲ و ۳)، اگرچه توسط برخی از محققین این پارامتر به عنوان یک پارامتر تاثیر گذار بر راندمان حذف آلاینده‌ها ذکر شده، در مطالعه حاضر تاثیر چندانی بر راندمان حذف دیازینون نداشت ($p > ۰/۰۵$)، هرچند که بهترین نتایج حذف در غلظت‌ها و اختلاف پتانسیل‌های مختلف در pH برابر ۳ و ۱۲ (حدود ۹۸ درصد) حاصل شد، اما این اختلاف راندمان بین مقادیر مختلف pH معنی‌دار نبود. این امر را می‌توان به عنوان یکی از مزایای فرآیند انعقاد الکتریکی در عدم نیاز به تنظیم قطعی pH اولیه محلول با توجه به مقادیر pH متفاوت انواع پساب‌های کشاورزی وصنعتی محسوب نمود. نتایج مشابهی توسط سایر محققین در حذف آلاینده‌های مختلف توسط فرآیند انعقاد الکتریکی گزارش شده است(۱۳،۱۱). تقریباً در تمامی مطالعات زمان واکنش جزء اصلی، اولیه و پر اهمیتی در بررسی هر فرآیند بوده چرا که علاوه بر کاهش هزینه‌های اقتصادی، بر قدرت و قابلیت استفاده از فرآیند مربوطه نیز تاثیر دارد. در مطالعات بسیاری گزارش شده است که با افزایش زمان واکنش، راندمان حذف آلاینده‌ها نیز افزایش می‌یابد، اما هر چه به سمت زمان‌های واکنش بالاتر پیش برویم، راندمان حذف رشد کم‌تری را از خود نشان می‌دهد. در واقع برای هر فرآیند در حذف هر آلاینده، یک زمان واکنش بهینه و ایده‌آل وجود دارد که مرز اقتصادی بودن فرآیند را تعیین می‌کند. همان‌طور که در نمودار شماره ۲- ث نمایش داده شده است، با افزایش همزمان زمان واکنش و غلظت اولیه، کارآیی حذف افزایش می‌یابد. هم‌چنین مطابق جدول شماره ۱ و مراحل آزمایش ۶ و ۷، در شرایط یکسان pH معادل ۷، اختلاف پتانسیل الکتریکی برابر ۲۰ ولت و غلظت آفت‌کش معادل ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، راندمان حذف در زمان واکنش ۱۰ دقیقه معادل ۶/۲ درصد بوده و با افزایش زمان واکنش به ۶۰ دقیقه، راندمان به ۴۶/۴ درصد افزایش یافته است. این مهم در نمودارهای ۳- الف، ت و ث نیز نمایش داده شده است که بیانگر اهمیت زمان واکنش در کارایی حذف آفت‌کش دیازینون از محیط‌های آبی است. هم‌چنین نتایج مشابهی در مراحل آزمایش ۱۸ و ۲۶ مشاهده می‌گردد، به این ترتیب که تحت شرایط یکسان pH (برابر ۳)، ولتاژ (۴۰ ولت) و غلظت اولیه دیازینون (۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر)، راندمان حذف از ۶۲/۹ درصد در زمان واکنش ۱۰ دقیقه به ۹۸/۷ درصد در زمان واکنش ۶۰ دقیقه افزایش یافت. نتایج مشابهی در خصوص اثر افزایش زمان واکنش در افزایش راندمان حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی گزارش شده است(۱۱،۱۰). از طرفی نکته مهم دیگر این که برای کسب راندمان حداکثر در غلظت‌های دیازینون بالاتر، به زمان‌های واکنش بیش‌تری نیز نیاز است. اثر ولتاژ (شدت جریان الکتریسیته) در فرآیند انعقاد الکتریکی به خوبی مشخص شده است، به نحوی که نه تنها تعیین‌کننده میزان منعقدکننده تزریقی به محلول است، بلکه هم‌چنین بر روی نرخ تولید حباب‌ها و اندازه و رشد فلوک های تولیدی نیز موثر است که می‌تواند راندمان تصفیه فرآیند انعقاد الکتریکی را تحت تاثیر قرار دهد. بنابراین اثر ولتاژ یا اختلاف پتانسیل الکتریکی بر روی حذف آفت‌کش دیازینون مورد بررسی قرار گرفت. همان‌طور

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

که در نمودار شماره ۲- ب و ت نمایش داده شده است و نیز نتایج ارائه شده در جدول شماره ۱، مطابق انتظار، با افزایش ولتاژ یا اختلاف پتانسیل اعمال شده در فرآیند، راندمان حذف نیز به‌طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. مطابق شماره آزمایش ۱۲ و ۲۶ ارائه شده در جدول شماره ۱، در مطالعه حاضر، بالاترین اختلاف پتانسیل الکتریکی معادل ۴۰ ولت توانست بالاترین راندمان حذف معادل حدود ۹۸ درصد را تامین نماید، در حالی که حداقل راندمان حذف آفت‌کش دیازینون معادل حدود ۷-۶ درصد، در شرایطی حاصل شد که اختلاف پتانسیل الکتریکی در کم‌ترین مقدار خود یعنی ۲۰ ولت قرار داشت (آزمایشات شماره ۷ و ۱۳). این امر بیانگر این حقیقت است که در شرایط اختلاف پتانسیل (ولتاژ) بالا، مقدار فلز آلومینیوم اکسید شده (تزریقی به محلول) افزایش می‌یابد که نتیجه آن تولید مقادیر بیش‌تر رسوبات و لخته‌های هیدروکسید ($Al(OH)_3$) جهت حذف آلاینده‌ها است. علاوه بر این، این نکته به اثبات رسیده است که با افزیش در دانسیته جریان، دانسیته حباب‌ها افزایش و اندازه آن‌ها کاهش می‌یابد و این امر حذف سریع‌تر و بیش‌تر آلاینده‌ها را به دنبال خواهد داشت(۱۷،۱۳). از طرفی با کاهش میزان جریان الکتریسیته (اختلاف پتانسیل)، زمان مورد نیاز برای دستیابی به راندمان‌های حذف مشابه بایستی افزایش یابد که این امر در مطالعه حاضر نیز مشاهده شد. این رفتار که راندمان تصفیه تا حدود زیادی تحت تاثیر بارگذاری جریان الکتریسیته است، توسط برخی محققین به اثبات رسیده است(۱۶،۱۵،۱۰).

Kumar و همکارانش در مطالعه‌ای که به بررسی کارایی فرآیند انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آلومینیومی در حذف آلاینده آرسنیک پرداختند، مشاهده نمودند که با افزیش دانسیته جریان (اختلاف پتانسیل الکتریکی)، لخته‌های هیدروکسید بیش‌تری تولید شده که نتیجه امر حذف موثرتر آرسنیک بود(۲۸). در مطالعه حاضر مطابق جدول شماره ۱، آزمایشاتی بر روی محلول‌های سنتتیک دیازینون با غلظت‌های اولیه مختلف انجام پذیرفت تا اثر این پارامتر در حذف آفت‌کش تحت شرایط متفاوت فرآیند انعقاد الکتریکی بررسی شود. نتایج حاصله از آزمایشات انجام شده در شرایط مختلف نشان داد که غلظت اولیه آفت‌کش دیازینون می‌تواند راندمان حذف را تحت تاثیر قرار دهد، به نحوی که برای غلظت‌های اولیه بالاتر، اختلاف پتانسیل‌های بالاتر یا زمان واکنش طولانی تر نیاز است. به عبارت دیگر اگر غلظت اولیه آلاینده افزایش یابد، زمان مورد نیاز فرآیند نیز باید افزایش یابد. اهمیت اثر غلظت اولیه دیازینون در راندمان حذف آن توسط فرآیند انعقاد الکتریکی مطابق نتایج جدول شماره ۳ نیز نشان داده شده است، به طوری‌که در حالت مستقل، اثر این پارامتر کاملاً معنی‌دار بوده است ($p<0/0001$). هم‌چنین مطابق جدول شماره ۱ و مراحل آزمایش ۸ و ۱۳، در شرایط یکسان pH معادل ۳، زمان واکنش ۱۰ دقیقه و اختلاف پتانسیل الکتریکی برابر ۲۰ ولت، راندمان حذف در غلظت آفت‌کش اولیه معادل ۱۰ میلی‌گرم در لیتر معادل ۷/۳ درصد بوده و با افزایش غلظت آفت‌کش به ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر، راندمان حذف به ۵۴/۲ درصد افزایش یافته است. این امر با نتایج برخی پژوهش‌های قبلی مطابقت نداشت، به نحوی که دانشور و همکارانش در مطالعه‌ای که به بررسی کارایی فرآیند انعقاد الکتریکی در حذف رنگ پرداختند، مشاهده نمودند که راندمان حذف رنگ با افزایش غلظت آن به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش می‌یابد(۲۹).

از طرفی نتایج ارائه شده توسط Chaudhary و همکارانش نیز این مسئله را تایید می‌نماید که راندمان حذف، با افزایش غلظت اولیه آلاینده کاهش می‌یابد(۳۰). در عین حال نتایج مطالعه بذرافشان و همکاران در خصوص حذف کروم از محلول‌های آبی با استفاده از فرآیند انعقاد الکتریکی توسط الکترودهای آهنی و آلومینیومی با نتایج مطالعه حاضر مطابقت دارد(۱۳). در عین حال مطابق نتایج موجود در جدول شماره ۱ و

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

نمودار ۳- ث، در غلظت‌های اولیه بالاتر، کاهش غلظت آفت‌کش دیازینون در مدت زمان کم‌تری نسبت به غلظت‌های اولیه پائین‌تر به وقوع پیوست. لذا زمان مورد نیاز برای کاهش غلظت باقی مانده دیازینون نسبت به افزایش در غلظت آلاینده به کندی افزایش می‌یابد. این امر توسط تئوری محلول‌های رقیق قابل تفسیر است، بدین‌صورت که در محلول‌های رقیق، تشکیل لایه پراکنده در نزدیکی الکترود سبب یک نرخ واکنش کندتر می‌شود، اما در محلول‌های غلیظ، لایه پراکنده اثری بر روی نرخ انتشار یا مهاجرت یون های فلزی به سطح الکترود ندارد(۳۰).

یکی از مهم‌ترین معیارها در انتخاب یک فرآیند مناسب جهت حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی، گزینه اقتصادی بودن فرآیند می‌باشد، بنابراین در این ارتباط در فرآیند انعقاد الکتریکی، پارامترهای میزان انرژی الکتریکی مصرفی و نیز الکترود مصرف شده تعیین مقدار گردیدند. نتایج حاصل از بررسی میزان انرژی برق مصرفی برای حذف دیازینون در پتانسیل الکتریکی ۴۰ ولت و در pH های مختلف (جدول شماره ۴) نشان‌دهنده آن است که با افزایش غلظت اولیه آفت‌کش دیازینون، میزان مصرف انرژی برق کاهش می‌یابد که این امر توجیه اقتصادی این روش را برای تصفیه محلول‌های حتی با غلظت‌های بالای دیازینون نشان می‌دهد. نتایج ارائه شده توسط Yilmaz و همکارانش پیرامون حذف بورن از طریق فرآیند انعقاد الکتریکی(۳۱) و نیز مطالعه بذرافشان و همکاران در خصوص حذف کروم با استفاده از الکترودهای آهنی و آلومینیومی نشان داد که مصرف انرژی در غلظت‌های پائین بورن در محلول بیش از شرایط غلظت بالای آن می‌باشد(۱۳). اما در عین حال نتایج مطالعات دانشور و همکارانش پیرامون حذف رنگ از محیط‌های آبی بیانگر آن است که انرژی مورد نیاز برای دستیابی به یک درصد مطلوب حذف رنگ با افزایش غلظت رنگ افزایش می‌یابد(۲۹). از طرفی از داده‌های موجود در جدول شماره ۵ چنین استنباط می‌شود که با افزایش ولتاژ برق اعمال شده، کمیت الکترود مصرفی نیز افزایش می‌یابد، به نحوی که بیش‌ترین کاهش وزنی الکترودها در ولتاژ ۴۰ ولت و کم‌ترین کاهش وزنی در ولتاژ ۲۰ ولت مشاهده شد. در عین حال مطابق نتایج این جدول، با افزایش غلظت آلاینده میزان الکترود مصرفی برای ولتاژ ثابت کاهش می‌یابد.

سپاسگزاری

این پژوهش با حمایت مالی قطب علمی انستیتو تحقیقات بهداشتی دانشگاه علوم پزشکی تهران انجام گرفته است (شماره قرارداد ۱۳۲/۱۱۵۸۲ و شماره طرح ۲۷۱۱). لذا لازم می‌دانیم در این‌جا از این واحد دانشگاهی جهت همکاری صمیمانه شان تشکر و قدردانی نمائیم.

References

1. Venkateswara Rao J. Sublethal effects of an organophosphorus insecticide (RPR-II) on biochemical parameters of tilapia, Oreochromis mossambicus. Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol 2006; 143(4): 492-498.
2. Shokrzadeh M, Karami M, Jafari Valoujaei M, Zamani Renani A. Measuring Diazinon residue in Thampson orange. J Mazandaran Univ Med Sci 2013; 23(105): 91-99.
3. Legrouria A, Lakraimib M, Barrougb A, De Royc A, Bessec JP. Removal of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetate from water to zinc–aluminium–chloride layered double hydroxides. Water Res 2005; 39(15): 3441-3448.
4. Pourgholam R, Ghiyasi M, Rezai M, Nasrollahzadeh H, Saiedi AA, Safari R, et al. Histopathological studies of some organs of

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

grass carp (Ctenopharyngodon idella) exposed to sublethal concentrations of Diazinon. J Mazandaran Univ Med Sci 2013; 23(98): 282-287.

5. Shemer H, Linden KG. Degradation and by-product formation of diazinon in water during UV and UV/H_2O_2 treatment. J Hazard Mater 2006; 136(3): 553-559.
6. Kidd H, James DR. The Agrochemicals Handbook, 3rd ed. Cambridge, UK: Royal Society of Chemistry Information Services; 1991. p. 5-14.
7. Drinking Water Guideline, 98/83/EEC, European Union, Brussels, 1998.
8. Aslan S, Türkman A. Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates. Process Biochemistry 2005; 40(2): 935-943.
9. Badawy MI. Advanced oxidation processes for the removal of organophosphorus pesticides from wastewater. Desalination 2006; 194(1-3): 166-175.
10. | Bazrafshan E, Kord Mostafapoor F, Zazouli MA, Eskandari Z, Jahed GR. Study on Removal of cadmium from plating baths wastewater by electrochemical precipitation method. Pakistan Journal of Biological Sciences 2006; 9(11): 2107-2111.
11. Bazrafshan E, Mahvi AH, Nasseri S, Shaieghi M. Performance evaluation of electrocoagulation process for diazinon removal from aqueous environments by using iron electrodes. Journal of Environmental Health Science and Engineering 2007; 4(2): 127-132.
12. Bazrafshan E, Mohammadi L, Ansari Moghaddam A, Mahvi AH. Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process-a systematic review. Journal of Environmental Health Science and Engineering 2015; 13(74): 1-16.
13. Bazrafshan E, Mahvi AH, Naseri S, Mesdaghinia AR. Performance evaluation of electrocoagulation process for removal of chromium6+ from synthetic chromium solutions using iron and aluminum electrodes. Turkish J Eng Env Sci 2008; 32(2): 59-66.
14. Bazrafshan E, Moein H, Kord Mostafapour F, Nakhaie S. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. Journal of Chemistry 2013; 1-8.
15. Bazrafshan E, Farzadkia M, Kord Mostafapoor F, Ownagh KA, Mahvi AH. Slaughterhouse wastewater treatment by combined chemical coagulation and electrocoagulation process. PLOS ONE 2012; 7(6): e40108.
16. Nouri J, Mahvi AH, Bazrafshan E. Application of electrocoagulation process in removal of zinc and copper from aqueous solutions by aluminum electrodes. Int J Environ Res 2010; 4(2): 201-208.
17. Bazrafshan E, Biglari H, Mahvi AH. Phenol removal by electrocoagulation process from aqueous solutions. Fresenius Environmental Bulletin 2012; 21(2): 364-371.
18. Bazrafshan E, Kord Mostafapoor F, Soori MM, Mahvi AH. Application of combined chemical coagulation and electrocoagulation process to carwash wastewater treatment. Fresenius Environmental Bulletin 2012; 21(9): 2694-2701.
19. 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.
20. Zazouli MA, Veisi F, Veisi A. Modeling Bisphenol A removal from aqueous solution by activated carbon and eggshell. J Mazandaran Univ Med Sci 2013; 22(2): 129-138.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]

21. Zazouli M, Ebrahimzadeh MA, Yazdani Charati J, Shiralizadeh Dezfoli A, Rostamali E, Veisi F. Effect of Sunlight and Ultraviolet Radiation in the Titanium Dioxide (TiO_2) Nanoparticles for Removal of Furfural from Water. J Mazandaran Univ Med Sci 2013; 23(107): 126-138.
22. Behnajady MA, Modirshahla N, Hamzavi R. Kinetic study on photocatalytic degradation of C.I. Acid Yellow 23 by ZnO photocatalyst. J Hazard Mater 2006; 133(1-3): 226-232.
23. Mansoorian HJ, Rajabizadeh A, Bazrafshan E, Mahvi AH. Practical assessment of electrocoagulation process in removing nickel metal from aqueous solutions using iron-rod electrodes. Desalination and Water Treatment 2012; 44(1-3): 29-35.
24. Bazrafshan E, Mahvi AH, Zazouli MA. Removal of zinc and copper from aqueous solutions by electrocoagulation technology using iron electrodes. Asian Journal of Chemistry 2011; 23(12): 5506-5510.
25. Bazrafshan E, Biglari H, Mahvi AH. Humic acid removal from aqueous environments by electrocoagulation process using iron electrodes. E-Journal of Chemistry 2012; 9(4): 2453-2461.
26. Bazrafshan E, Ownagh K, Mahvi AH. Application of electrocoagulation process using iron and aluminum electrodes for fluoride removal from aqueous environment. E-Journal of Chemistry 2012; 9(4): 2297-2308.
27. Bazrafshan E, Alipour MR, Mahvi AH. Textile wastewater treatment by application of combined chemical coagulation, electrocoagulation, and adsorption processes. Desalination and Water Treatment 2016; 57(20): 9203-9215.
28. Ratna Kumar P, Chaudhari S, Khilar KC, Mahajan SP. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. Chemosphere 2004; 55(9): 1245-1252.
29. Daneshvar N, Ashassi H, Kasiri MB. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. J Hazard Mater 2004; 112(1-2): 55-62.
30. Chaudhary A, Goswami N, Grimes S. Electrolytic removal of hexavalent chromium from aqueous solutions. J Chem Technol Biot 2003; 78(8): 877-883.
31. Yilmaz AE, Boncukcuoglu R, Kocakerim MM, Keskinler B. The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation method. J Hazard Mater 2005; 125(1-3): 160-165.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-10-30]