



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی



کاربرد روش سطح پاسخ در بهینه سازی فرایند ماورا بنفش / پراکسید هیدروژن در حذف رنگزای واکنشی قرمز ۱۹۵ از محلول آبی

محمد جواد ذوقی*

گروه مهندسی عمران، دانشکده مهندسی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران

چکیده

زمینه و هدف: بیشترین رنگ مصرفی در صنایع نساجی رنگ‌های گروه آزو هستند. مواد رنگی آزو دارای ترکیبات آروماتیک پیچیده، پایداری شیمیایی و زیست تخریب پذیر کم هستند. با توجه به این خواص تصفیه این نوع فاضلاب با روش‌های مرسوم، استانداردهای زیست محیطی را برآورده نخواهد کرد. فرایند اکسیداسیون پیشرفته بصورت گسترده برای تصفیه مواد آلی از فاضلاب استفاده شده است. در این مطالعه تصفیه رنگزای آزو واکنشی قرمز ۱۹۵ با فرایند UV/H_2O_2 و همچنین پارامترهای تاثیرگذار بر این فرایند بررسی می‌شود.

روش بررسی: در این مطالعه، تصفیه رنگ در غلظت آب اکسیژنه، زمان ماند، دما و pH مختلف و در یک راکتور پیوسته دارای لامپ UV انجام شد. دامنه تغییر غلظت آب اکسیژنه، زمان ماند، دما و pH به ترتیب برابر ۰ تا ۲ درصد، ۶۰ تا ۲۴۰ min، ۲۴۰ °C تا ۸۰ °C و ۳ تا ۱۰ در نظر گرفته شد و تاثیر آنها بر حذف رنگ و COD بوسیله طرح مرکب مرکزی و روش سطح پاسخ مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج نشان داد مهمترین پارامترهای تاثیرگذار بر حذف رنگ و COD غلظت آب اکسیژنه و زمان ماند بود. افزایش زمان ماند و غلظت آب اکسیژنه در فاضلاب ورودی به ترتیب به ۲۰۰ min و ۱/۲ درصد سبب افزایش محسوس راندمان فرایند حذف رنگ می‌شود. افزایش pH سبب افزایش درصد حذف رنگ شد. افزایش دما به ۵۰ °C سبب افزایش سرعت فرایند حذف رنگ و COD شد. درحالیکه افزایش دما به ۸۰ °C تاثیر منفی بر فرایند داشت. با توجه به نتایج روش سطح پاسخ، مقادیر بهینه پارامترها برای غلظت آب اکسیژنه، زمان ماند، دما و pH به ترتیب برابر ۱/۲۸ درصد، ۲۴۰ min، ۴۹ °C و ۱۰ بود. در حالت بهینه حداکثر درصد حذف رنگ و COD به ترتیب برابر ۹۸/۶۳ و ۸۷/۵۲ درصد بود. **نتیجه گیری:** با توجه به نتایج این مطالعه، توانایی فرایند UV/H_2O_2 در تجزیه رنگ و COD ناشی رنگزای آزو واکنشی قرمز ۱۹۵ اثبات شد. بطوری که تقریباً تمام رنگ ناشی از رنگزای آزو در ۲۰۹ min و ۸۷/۵۲ درصد از COD ناشی از رنگزای آزو در ۲۴۰ min حذف شد.

اطلاعات مقاله:

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۷/۰۳
تاریخ ویرایش: ۱۴۰/۰۹/۲۴
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۹/۲۸
تاریخ انتشار: ۱۴۰۰/۰۹/۳۰

واژگان کلیدی: رنگزای آزو، ماورا بنفش / پراکسید هیدروژن، روش سطح پاسخ، بهینه سازی

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
mj.zoqi@birjand.ac.ir

Please cite this article as: Zoqi MJ. Application of response surface methodology to optimize the ultraviolet/hydrogen peroxide process for the removal of Reactive Red 195 dye from aqueous solution. Iranian Journal of Health and Environment. 2021;14(3):427-46.

مقدمه

یکی از انواع آلاینده های آلی موجود در فاضلاب صنایع، رنگ است. رنگها در صنایع مختلف مانند صنعت نساجی، دارویی و غذایی کاربرد گسترده ای دارند (۱). رنگهای مورد استفاده در صنعت شامل کروموفور برای ایجاد رنگ در محصول و گروه عملکردی برای تثبیت رنگ بر روی الیاف است. بیشترین رنگ مصرفی در صنایع نساجی رنگهای گروه آزو هستند. این نوع رنگها دارای یک یا چند گروه آزوی (-N=N-) متصل به حلقه های نفتالین یا بنزن هستند (۲). از انواع رنگهای آزو رنگها واکنشی دارای استفاده گسترده تر در صنایع نساجی هستند. رنگهای آزوی واکنشی با الیاف منسوجات پیوند کووالانسی ایجاد می کنند. این نوع از رنگ به سرعت با آنیونهای موجود در الیاف وارد واکنش شده و بر روی آنها تثبیت می شوند. علت استفاده گسترده از این نوع رنگهای آزو، سرعت بالای واکنش بر روی الیاف است. اما این رنگها با وجود سرعت واکنش بالا دارای راندمان تثبیت کمتر از ۵۰ درصد بوده که باعث ورود رنگ به فاضلاب خروجی صنایع می شود (۳). حتی مقادیر کم رنگ در فاضلاب سبب ایجاد رنگ در محیطهای آبی پذیرنده فاضلاب می شوند. وجود رنگ در محیطهای آبی سبب جلوگیری از فتوسنتز شده و بر روی ارگانیسیمها آبی اثرات سمی دارد. همچنین برخی از رنگها دارای خواص سرطان زایی و جهش زایی بوده و می توانند سبب ایجاد تحریک و حساسیت شوند (۴).

مواد رنگی آزو دارای ترکیبات آروماتیک پیچیده، پایداری شیمیایی و زیست تخریب پذیر کم هستند. فاضلاب حاوی این مواد دارای نسبت BOD/COD پایین، رنگ و COD بالا هستند. با توجه به این خواص در صورت تصفیه فاضلاب با روشهای بیولوژیکی مرسوم، فاضلاب تصفیه شده استانداردهای زیست محیطی را برآورده نخواهد کرد. برای تصفیه فاضلاب رنگی از فرایندهای فیزیکی و شیمیایی مانند انعقاد، جذب، نانو فیلتراسیون و اسمز معکوس استفاده شده است. در روش انعقاد با هزینه کم امکان جداسازی آلاینده های رنگی وجود دارد، اما مقادیر زیادی لجن تولید می شود (۵). حذف مواد رنگی با فرایند جذب با راندمان بالایی انجام می شود، اما قبل از

استفاده از فرایند جذب، ذرات معلق باید از جریان فاضلاب جدا شوند. فرایند جداسازی ذرات معلق سبب افزایش هزینه های حذف رنگ بوسیله جاذب می شود (۶). جداسازی رنگ بوسیله روشهای دیگر مانند فیلتراسیون و اسمز معکوس دارای هزینه بالایی است (۷). همچنین در تمام این روشها ساختار رنگ تجزیه نشده و تنها آلاینده از یک فاز به فاز دیگر منتقل و پسماند ثانویه تولید می گردد (۸). همچنین تجزیه رنگهای آزو با استفاده از اکسیدکننده شیمیایی به تنهایی، به علت نرخ واکنش کم و زمان ماند زیاد، اقتصادی نیست. فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته (Advanced oxidation processes (AOPs)) برخلاف روشهای قبل قابلیت تجزیه سریع ساختار شیمیایی رنگها را دارند. در این فرایند گونه هایی با قدرت زیاد اکسیدکنندگی مانند رادیکالهای هیدروکسیل تولید می شوند. در مطالعه ای کارایی اکسیداسیون پیشرفته با استفاده از فرایند فتون برای حذف COD و رنگ فاضلاب خمیرمایه بررسی شد. طبق نتایج این مطالعه استفاده از AOP سبب کاهش COD و رنگ فاضلاب به ترتیب به میزان ۶۳ و ۶۹ درصد شد (۹). در مطالعه دیگر از فرایند AOP به همراه TiO_2 برای حذف رنگ واکنشی زرد ۱۴۵ استفاده شد. طبق نتایج این مطالعه استفاده از این روش سبب حذف رنگ با راندمان بیش از ۹۰ درصد در زمان ماند ۶۰ min شد (۱۰). از بین AOPs مختلف، استفاده همزمان از ماورا بنفش و آب اکسیژنه برای تصفیه آلاینده های آلی در فاضلابهای مختلف با موفقیت بکار برده شده است (۱۱-۱۳). در مطالعه ای راندمان حذف رنگزای اسید قرمز ۱ و اسید زرد ۲۳ با UV/H_2O_2 در pH برابر ۵/۷ و زمان ماند ۳۰ min به ترتیب برابر ۹۸ و ۹۶ درصد بود (۱۴). در مطالعه دیگر از فرایند UV/H_2O_2 برای حذف رنگزای اسید سبز ۳ استفاده شد. نتایج مطالعه نشان داد که در زمان تماس ۳ min، pH برابر ۷ و غلظت اسید سبز ۵۰ mg/L و H_2O_2 برابر ۳۰ mg/L راندمان حذف رنگ و COD به ترتیب ۹۷ و ۸۵ درصد بود (۱۵). در مطالعه ای اثرات زمان تماس، دما و pH بر حذف رنگ واکنشی آبی ۱۸۲ بوسیله فرایند UV/H_2O_2 بررسی شد. با توجه به نتایج این مطالعه، در شرایط بهینه مقادیر

استفاده (Response surface methodology (RSM)) شد. در این مطالعه یک طرح مرکب مرکزی متعامد قابل چرخش برای بررسی اثرات چهار متغیر زمان ماند، pH، دما و غلظت آب اکسیژنه بر راندمان حذف رنگ و COD و بدست آوردن شرایط آزمایشگاهی بهینه استفاده شد.

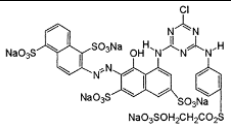
مواد و روش‌ها

رنگ واکنشی قرمز ۱۹۵ مورد استفاده در این مطالعه از کارخانه الوان ثابت و پراکسید هیدروژن، هیدروکسید سدیم و اسید نیتریک از شرکت مرک تهیه شد. مشخصات رنگ مورد استفاده در جدول ۱ نمایش داده شده است. برای آماده سازی تمام محلول‌ها از آب دوبار تقطیر استفاده شد.

زمان تماس، دما، pH و حذف رنگ به ترتیب برابر ۲۲۵ min، ۶۰°C، ۱۲ و ۹۸ درصد بود (۱۶). در فرایند UV/H₂O₂ اشعه ماورا بنفش بوسیله آب اکسیژنه جذب شده که سبب فوتولیز آب اکسیژنه و تولید رادیکال‌های OH می‌شود. در مطالعه‌ای ثابت سرعت واکنش‌های درجه دوم رادیکال‌های هیدروکسیل با ترکیبات آلی مختلف با توجه به ساختار شیمیایی آلاینده بین ۱۰۱۰-۱۰۷ I/M.s گزارش شده است (۱۷).

در این مطالعه برای اولین بار از فرایند UV/H₂O₂ برای تجزیه رنگزای آزو واکنشی قرمز ۱۹۵ (Reactive red 195) در راکتور پیوسته استفاده شد. همچنین برای بررسی تاثیر متغیرهای مختلف بر درصد حذف رنگ و COD، H₂O₂ باقیمانده و pH در فاضلاب خروجی از روش سطح پاسخ

جدول ۱- مشخصات و ساختمان شیمیایی رنگزای آزو واکنشی قرمز ۱۹۵

| نام علمی | ساختار | وزن مولکولی (g/mol) | فرمول مولکولی | ساختار شیمیایی |
|------------------|---------|---------------------|---|---|
| Reactive Red 195 | منو آزو | ۱۱۳۶/۲ | C ₃₁ H ₁₉ ClN ₇ Na ₅ O ₁₉ S ₆ |  |

پتاسیم در اندازه گیری COD فاضلاب اختلال ایجاد می‌کند. H₂O₂ با غلظت ۱ g/L سبب ایجاد COD برابر ۲۷۰ g/L می‌شود (۱۹). برای تصحیح این اختلال میزان H₂O₂ باقیمانده در فاضلاب خروجی اندازه گیری و میزان COD آن از COD اندازه گیری شده فاضلاب کم شد. بدین ترتیب COD گزارش شده در تحقیق، تنها COD ناشی از رنگ است. برای اندازه گیری H₂O₂ باقیمانده در فاضلاب خروجی از روش تیتراسیون با پرمنگنات پتاسیم ۰/۰۲ M استفاده شد (۲۰).

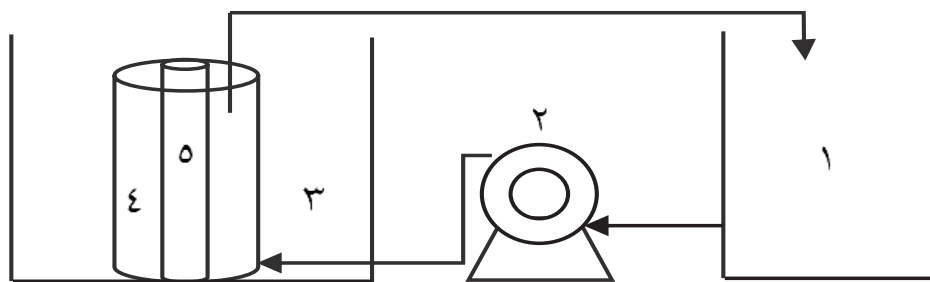
– راکتور فرایند اکسیداسیون پیشرفته

برای تصفیه فاضلاب حاوی رنگ در شرایط مختلف، از یک راکتور پیوسته با جریان بازگشتی استفاده شد. راکتور مورد

برای تهیه محلول ذخیره رنگ، از انحلال ۱۰۰ میلی گرم رنگ خریداری شده در یک لیتر آب دوبار تقطیر استفاده شد. COD محلول ذخیره رنگ برابر ۳۲۷ mg/L بود. همچنین با استفاده از اسپکتروفتومتر DR-4000 بر روی محلول در طول موج بین ۴۰۰-۸۰۰ nm طیف سنجی UV-Vis انجام شد. بیشترین جذب برای محلول در طول موج ۵۴۰ nm بود. بنابراین درصد حذف رنگ در هر نمونه با مقایسه میزان جذب، در نمونه تصفیه شده با فاضلاب اصلی در طول موج ۵۴۰ nm اندازه گیری شد. COD نمونه‌ها مطابق استاندارد متد اندازه‌گیری شد (۱۸). pH نمونه‌ها با استفاده از pH متر اندازه گیری شد. H₂O₂ باقیمانده در فاضلاب با توجه به واکنش آن با دی‌کرومات

استیل ضد زنگ بر روی راکتور قرار گرفت. برای ایجاد جریان فاضلاب در راکتور آزمایشگاهی از پمپ پرستالتیک (شرکت توسعه فناوری‌های نوین نانو مقیاس مدل PRP-TN-557) با قابلیت تنظیم دبی استفاده شد. طرح شماتیک راکتور مورد استفاده در شکل ۱ نمایش داده شده است. برای تمام آزمایشات دبی جریان فاضلاب در راکتور برابر ۱ mL/s بود. برای تنظیم pH فاضلاب از NaOH و اسید نیتریک استفاده شد. با توجه به اینکه دما یکی از پارامترهای مورد بررسی در این تحقیق است، اختلاط رنگ واکنشی قرمز ۱۹۵ با آب بر روی همزن مغناطیسی دارای هات پلیت انجام شد. کلیه اختلاطها در بشر دارای پوشش فویل آلومینیومی انجام شد.

استفاده از جنس شیشه پیرکس با قطر خارجی ۶ cm، قطر داخلی ۵/۴ cm، ارتفاع ۷۰ cm و حجم قابل استفاده ۱/۵ L بود. سپس یک لوله از جنس کوارتز و با قطر خارجی ۲ cm و قطر داخلی ۱/۸ cm در داخل راکتور نصب و لامپ UV در داخل آن قرار داده شد. بطوری که جریان فاضلاب در تماس مستقیم با لامپ نیست. در این مطالعه از لامپ UV کم فشار بخار جیوه ۲۸ W، با حداکثر طول موج ۲۵۴ nm و شدت تابش $100 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ به عنوان منبع اشعه ماورا بنفش استفاده شد. برای کنترل دما، راکتور در داخل محفظه‌ای لوله‌ای شکل پر شده از آب با دما مشخص قرار گرفت. سپس برای جلوگیری از خروج تشعشعات ماورا بنفش و حفظ ایمنی، جعبه‌ای از جنس



شکل ۱- طرح شماتیک راکتور فرایند اکسیداسیون پیشرفته (۱: مخزن فاضلاب، ۲: پمپ پرستالتیک، ۳: محفظه آب تنظیم دما، ۴: راکتور، ۵: لامپ UV)

H_2O_2 باقیمانده و pH فاضلاب خروجی بود و متغیرهای موثر بر این پاسخها بررسی شد. بطوری که انتخاب بهترین شرایط آزمایشگاهی برای رسیدن به پاسخهای بهینه امکان پذیر باشد. برای رسیدن به این هدف از روش طرح مرکب مرکزی (Central composite design (CCD)) استفاده شد. با توجه به استفاده از CCD، ۳۴ نمونه برای تخمین ضرایب مدل، مورد بررسی آزمایشگاهی قرار گرفت. با توجه به مطالعات گذشته و آزمایشات اولیه بازه تغییر هر یک از ۴ متغیر مورد بررسی تعیین و در جدول ۲ نمایش داده شد.

– روش سطح پاسخ

در این تحقیق اثرات زمان ماند، pH، دما و غلظت آب اکسیژنه در فاضلاب ورودی بر حذف رنگ و COD بوسیله AOP مورد بررسی قرار گرفت. برای تحلیل پارامترهای موثر بر فرایند از نرم افزار Design-Expert 7 و RSM استفاده شد. برای بدست آوردن مدل رگرسیونی مناسب، مدل‌های خطی، برهمکنشی، درجه ۲ و ۳ بر روی داده‌های آزمایشگاهی برازش شد. برای ارزیابی این مدل‌ها از تحلیل واریانس (ANOVA) استفاده شد. در این مطالعه پاسخها شامل درصد حذف رنگ، COD،

جدول ۲- متغیرها و دامنه تغییر آنها برای بهینه سازی عوامل موثر بر حذف رنگ و COD

| متغیرها | بالاترین حد (+۲) | حد بالا (+۱) | حد پایین (-۱) | پایین ترین حد (-۲) |
|--|------------------|--------------|---------------|--------------------|
| درصد H_2O_2 در فاضلاب ورودی (درصد) (A) | ۲ | ۱/۵ | ۰/۵ | ۰ |
| زمان ماند (min) (B) | ۲۴۰ | ۱۹۵ | ۱۰۵ | ۶۰ |
| pH فاضلاب ورودی (C) | ۱۰ | ۸/۲۵ | ۴/۷۵ | ۳ |
| دما (°C) (D) | ۸۰ | ۶۶/۲۵ | ۳۸/۷۵ | ۲۵ |

H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی و pH فاضلاب خروجی) انتخاب شدند.

برای ارزیابی مدل‌ها چند جمله‌ای درجه دوم انتخابی و معنی‌داری ۴ اثر اصلی، ۶ اثر برهمکنشی بین دو فاکتور و ۴ اثر درجه دوم (انحنائی) از تحلیل واریانس (ANOVA) استفاده شد. در جدول ۴ نتایج تحلیل واریانس برای ارزیابی معنی‌داری اثرات اصلی و اثرات برهمکنشی متغیرها از طریق مقدار p نشان داده شده است. تا زمانی که مقدار p برای مدل کمتر از ۰/۰۵ باشد، بین متغیر و پاسخ مورد نظر در سطح اطمینان ۹۵ درصد رابطه آماری وجود دارد. مقدار p "نقص برازش" برای تمام پاسخ‌ها برابر ۰/۰۰۰۱ < بود. این مقدار p نشان می‌دهد که پاسخ‌ها نسبت به خطای خالص معنی‌دار است. معنی‌دار بودن "نقص برازش" نشان دهنده عدم در نظر گرفتن یک نوسان سیستماتیک در مدل فرضی است. این به علت مقادیر مشابه آزمایشات تکراری است که سبب ایجاد تخمینی از خطای خالص می‌شود. برای ارزیابی میزان برازش مدل از بررسی ضریب همبستگی (R^2) استفاده شد. این ضریب برای یک مدل با برازش مناسب باید بیش از ۰/۸۰ باشد (۲۱). در این تحقیق میزان ضریب همبستگی برای درصد حذف رنگ، درصد حذف H_2O_2 ، COD، باقیمانده در فاضلاب خروجی و pH فاضلاب خروجی به ترتیب برابر ۰/۹۴۳۴، ۰/۸۷۹۵، ۰/۹۶۶۳ و ۰/۸۵۶۴ بود.

CCD شامل دو قسمت مکعب و ستاره است. قسمت مکعبی مربوط به طرح غربالگری فاکتوریل و قسمت ستاره نقاط اضافه که دارای فاصله یکسان از مرکز مکعب هستند. این نقاط اضافه روی هر یک از وجوه مکعب در نظر گرفته می‌شوند. از نمونه‌های ساخته شده، ۱۶ نمونه برای آزمایشات فاکتوریل بود که در گوشه‌های مکعب قرار گرفتند، ۸ نمونه آزمایشات محوری بود و در روی محورها و در فاصله $\pm\alpha$ قرار گرفتند و ۱۰ نمونه در نقطه مرکزی و برای اطمینان از تعامد طراحی و تخمین پراکنش خطای خالص آزمایشات ساخته شد. میزان α برای اطمینان از چرخش برابر ۲ در نظر گرفته شد. بنابراین تعداد نمونه‌های مورد نیاز در این مطالعه برابر ۳۴ نمونه است.

یافته‌ها

پس از طراحی آزمایشات با روش CCD مقادیر پاسخ‌ها در شرایط مختلف آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد. شرایط مختلف آزمایشگاهی و مقادیر اندازه‌گیری شده در جدول ۳ نمایش داده شده است.

داده‌های آزمایشگاهی برازش شد. برای بررسی میزان دقت این مدل‌ها مجموع مجذورات مدل‌ها و شاخص‌های آماری مدل‌ها با یکدیگر مقایسه گردید. با توجه به آنالیز رگرسیون چندگانه داده‌های آزمایشگاهی، مدل‌های چند جمله‌ای درجه دوم برای پیش بینی پاسخ‌ها (درصد حذف رنگ، درصد حذف COD

جدول ۳- مقادیر اندازه‌گیری شده پاسخ‌ها در شرایط مختلف آزمایشگاهی

| حذف COD (درصد) | حذف رنگ (درصد) | H ₂ O ₂ باقیمانده در خروجی (درصد) | pH فاضلاب خروجی | دما (°C) | pH فاضلاب ورودی | زمان ماند (min) | درصد H ₂ O ₂ در فاضلاب ورودی |
|-------------------|-------------------|--|--------------------|-------------|--------------------|--------------------|---|
| ۵۲/۱۰ | ۷۲/۹۷ | ۰/۸۲ | ۲/۲۷ | ۲۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۳۰/۵۰ | ۳۵/۲۶ | ۰/۰۶ | ۲/۹۲ | ۶۶/۲۵ | ۴/۷۵ | ۱۰۵ | ۰/۵ |
| ۶۹/۳۵ | ۷۳/۷۹ | ۰/۵۷ | ۳/۵۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۵۰/۵۲ | ۶۷/۶۵ | ۰/۲۸ | ۲/۱۸ | ۳۸/۷۵ | ۴/۷۵ | ۱۹۵ | ۰/۵ |
| ۴۰/۲۱ | ۳۴/۴۴ | ۰/۳۹ | ۲/۲۲ | ۳۸/۷۵ | ۴/۷۵ | ۱۰۵ | ۰/۵ |
| ۳۸/۷۶ | ۶۵/۰۱ | ۰/۰۲ | ۳/۱۴ | ۶۶/۲۵ | ۴/۷۵ | ۱۹۵ | ۰/۵ |
| ۶۹/۵۶ | ۷۴/۵۲ | ۰/۵۷ | ۳/۴۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۵۹/۰۱ | ۷۴/۴۴ | ۰/۶۰ | ۳/۶۳ | ۵۲/۵ | ۳ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۶۳/۱۳ | ۶۸/۰۲ | ۰/۲۵ | ۳/۸۲ | ۳۸/۷۵ | ۸/۲۵ | ۱۹۵ | ۰/۵ |
| ۷۰/۲۷ | ۷۴/۶۳ | ۰/۶۱ | ۳/۶۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۴۱/۴۲ | ۴۶/۳۳ | ۰/۹۰ | ۴/۲۰ | ۶۶/۲۵ | ۴/۷۵ | ۱۰۵ | ۱/۵ |
| ۵۰/۱۱ | ۵۰/۷۱ | ۱/۲۹ | ۵/۵۱ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۲ |
| ۵۲/۳۵ | ۴۸/۷۳ | ۰/۸۸ | ۶/۷۸ | ۶۶/۲۵ | ۸/۲۵ | ۱۰۵ | ۱/۵ |
| ۵۱/۱۴ | ۳۶/۸۴ | ۰/۳۶ | ۴/۸۰ | ۳۸/۷۵ | ۸/۲۵ | ۱۰۵ | ۰/۵ |
| ۱/۱۴ | ۰/۸۲ | ۰ | ۲/۸۰ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۰ |
| ۷۰/۱۲ | ۷۳/۷۹ | ۰/۵۷ | ۳/۴۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۳۰/۶۲ | ۷۱/۱۴ | ۰/۲۰ | ۳/۹۳ | ۸۰ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۶۸/۳۴ | ۷۳/۸۲ | ۰/۵۵ | ۳/۳۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۶۲/۰۶ | ۴۷/۹۱ | ۱/۲۱ | ۶/۰۸ | ۳۸/۷۵ | ۸/۲۵ | ۱۰۵ | ۱/۵ |
| ۸۲/۵۳ | ۷۷/۲۰ | ۰/۵۹ | ۷/۸۵ | ۵۲/۵ | ۱۰ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۵۱/۱۴ | ۵۵/۵۱ | ۱/۲۳ | ۳/۵۰ | ۳۸/۷۵ | ۴/۷۵ | ۱۰۵ | ۱/۵ |
| ۶۸/۴۴ | ۷۳/۵۶ | ۰/۵۴ | ۳/۶۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۸۵/۲۱ | ۹۸/۸۶ | ۰/۸۵ | ۵/۲۵ | ۳۸/۷۵ | ۸/۲۵ | ۱۹۵ | ۱/۵ |
| ۸۷/۵۰ | ۹۹/۷۶ | ۰/۲۴ | ۴/۰۹ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۲۴۰ | ۱ |
| ۶۹/۳۵ | ۷۳/۶۹ | ۰/۵۷ | ۳/۴۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۷۲/۶۰ | ۹۳/۴۹ | ۰/۸۸ | ۳/۶۲ | ۳۸/۷۵ | ۴/۷۵ | ۱۹۵ | ۱/۵ |
| ۶۷/۹۵ | ۷۲/۵۱ | ۰/۶۲ | ۳/۴۶ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۶۹/۳۵ | ۷۵/۲۵ | ۰/۵۷ | ۳/۴۸ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۷۳/۴۵ | ۹۱/۲۱ | ۰/۵۶ | ۶/۲۱ | ۶۶/۲۵ | ۸/۲۵ | ۱۹۵ | ۱/۵ |
| ۷۱/۲۵ | ۷۳/۷۹ | ۰/۵۸ | ۳/۶۳ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۱۵۰ | ۱ |
| ۵۱/۳۶ | ۶۵/۳۸ | ۰/۰۴ | ۴/۷۸ | ۶۶/۲۵ | ۸/۲۵ | ۱۹۵ | ۰/۵ |
| ۴۱/۴۲ | ۳۷/۶۶ | ۰/۰۳ | ۵/۵۱ | ۶۶/۲۵ | ۸/۲۵ | ۱۰۵ | ۰/۵ |
| ۵۵/۰۹ | ۲۴/۰۷ | ۰/۶۷ | ۴/۷۰ | ۵۲/۵ | ۶/۵ | ۶۰ | ۱ |
| ۶۰/۸۴ | ۹۰/۸۴ | ۰/۵۹ | ۴/۵۷ | ۶۶/۲۵ | ۴/۷۵ | ۱۹۵ | ۱/۵ |

جدول ۴- ارزیابی معنی‌داری ضرایب رگرسیون و تجزیه و تحلیل واریانس (ANOVA) برای مدل‌های درجه دوم

| منبع | درصد حذف رنگ | | درصد حذف COD | | H ₂ O ₂ باقیمانده | | pH فاضلاب خروجی | |
|---------------------|--------------|-----------|--------------|-----------|---|-----------|-----------------|-----------|
| | مجموع مربعات | مقدار p | مجموع مربعات | مقدار p | مجموع مربعات | مقدار p | مجموع مربعات | مقدار p |
| مدل | ۶۲۳۴۸/۲ | <۰/۰۰۰۱ * | ۲۶۶۶۳/۶ | <۰/۰۰۰۱ * | ۸/۷۱ | <۰/۰۰۰۱ * | ۲۸۲/۸۵ | <۰/۰۰۰۱ * |
| A | ۳۴۷۶/۷ | <۰/۰۰۰۱ * | ۲۷۷۹/۶ | <۰/۰۰۰۱ * | ۵/۳۴ | <۰/۰۰۰۱ * | ۱۸/۷۴ | ۰/۰۰۰۶ * |
| B | ۹۰۴۳/۷ | <۰/۰۰۰۱ * | ۱۵۵۶/۷ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۲۹ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۵۸ | ۰/۵۱۴۱ |
| C | ۲۵/۷ | ۰/۵۸۵۱ | ۱۸۵۹/۱ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۰۰۰۹ | ۰/۲۴۵۹ | ۵۹/۸۳ | <۰/۰۰۰۱ * |
| D | ۱۶۸۴/۳ | <۰/۰۰۰۱ * | ۱۵۶۶/۱ | <۰/۰۰۰۱ * | ۱/۳۴ | <۰/۰۰۰۱ * | ۹/۳۷ | ۰/۱۱۱۶ |
| AB | ۱۲۴۹/۶ | ۰/۰۰۰۴ * | ۷۱۳/۸ | ۰/۰۰۵۳ * | ۰/۳۳ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۱۴ | ۰/۷۵۲ |
| AC | ۴۷/۲ | ۰/۳۹۱۲ | ۳۵/۲ | ۰/۵۱۰۸ | ۰/۰۰۰۳ | ۰/۷۸۲۵ | ۰/۱۷ | ۰/۷۱۲۴ |
| AD | ۱۵۸/۳ | ۰/۱۹۴۶ | ۶۴/۳ | ۰/۳۴۲۶ | ۰/۰۰۰۶ | ۰/۷۰۲۱ | ۰/۱۱ | ۰/۸۹۲۷ |
| BC | ۳۹/۴ | ۰/۴۹۹۴ | ۲۷/۳ | ۰/۵۶۹۵ | ۰/۰۰۰۵ | ۰/۹۳۹۹ | ۸/۶۴ | ۰/۱۵۱ * |
| BD | ۱۲۴/۶ | ۰/۲۳۲۵ | ۴۳/۵ | ۰/۴۷۳۳ | ۰/۰۱۳ | ۰/۱۷۱۸ | ۰/۶۷ | ۰/۴۸۴۶ |
| CD | ۷/۱ | ۰/۸۱۳۵ | ۱۲/۸ | ۰/۶۲۴۱ | ۰/۰۰۰۳ | ۰/۹۵۲۶ | ۰/۱۵ | ۰/۷۳۵۳ |
| A ² | ۹۱۳۱/۶ | <۰/۰۰۰۱ * | ۶۷۶۱/۴ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۰۰۰۵ | ۰/۹۳۲۴ | ۲/۴۱ | ۰/۱۸۹ |
| B ² | ۱۵۶۱/۴ | <۰/۰۰۰۱ * | ۲۳/۱ | ۰/۶۰۱۳ | ۰/۱۴ | <۰/۰۰۰۱ * | ۹/۲۱ | ۰/۰۱۲۳ * |
| C ² | ۱۷/۴ | ۰/۶۵۲۷ | ۸/۵ | ۰/۷۵۰۴ | ۰/۰۰۰۴ | ۰/۷۳۶۸ | ۲۱/۶۰ | ۰/۰۰۰۲ * |
| D ² | ۱۹۸۶/۹ | <۰/۰۰۰۱ * | ۳۳۴۴/۷ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۰۱۳ | ۰/۱۷۵۹ | ۰/۶۲ | ۰/۵۰۰۳ |
| نقص برازش | ۳۷۴۲/۴ | <۰/۰۰۰۱ * | ۳۶۵۴/۵ | <۰/۰۰۰۱ * | ۰/۳ | <۰/۰۰۰۱ * | ۵۹/۴۲ | <۰/۰۰۰۱ * |
| ضریب همبستگی | ۰/۹۴۳۴ | | ۰/۸۷۹۵ | | ۰/۹۶۶۳ | | ۰/۸۵۶۴ | |
| ضریب همبستگی اصلاحی | ۰/۹۲۹۲ | | ۰/۸۴۹۳ | | ۰/۹۵۷۸ | | ۰/۸۲۳۰ | |

*: معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد

A: درصد H₂O₂ در فاضلاب ورودی (درصد)، B: زمان ماند (min)، C: pH فاضلاب ورودی، D: دما (°C)

سه بعدی آن در نمودار ۱-د نمایش داده شده است. با توجه به نمودار ۱-الف و ب، افزایش غلظت H_2O_2 ورودی تا حدود ۱ درصد سبب افزایش راندمان حذف می‌شود. با توجه به نمودار ۱-ج با افزایش زمان ماند، درصد H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی کاهش می‌یابد. همچنین در نمودار ۱-د مشخص است که pH فاضلاب تصفیه شده نسبت به pH فاضلاب ورودی کمتر است.

در واکنش‌های پیچیده امکان تعریف یک ثابت سرعت واکنش وجود دارد. این ثابت سرعت واکنش بیانگر میانگین ثابت سرعت‌های واکنش در مراحل و بین اجزا مختلف واکنش پیچیده بوده و به آن ثابت سرعت واکنش ظاهری گفته می‌شود. با توجه به نتایج مطالعات مختلف، واکنش حذف رنگ بوسیله AOP از معادله شبه درجه اول پیروی می‌کند (۱۳، ۲۲-۲۵). در این مطالعه نیز برای محاسبه ثابت سرعت واکنش ظاهری در دماهای مختلف، داده‌های آزمایشگاهی با معادله شبه درجه اول برازش شد. داده‌های آزمایشگاهی مورد استفاده در این قسمت مربوط به نمونه‌هایی با غلظت H_2O_2 در فاضلاب ورودی برابر ۱ درصد و pH فاضلاب ورودی برابر ۱۰ بود. با توجه به معادله ۵ برای محاسبه ثابت سرعت واکنش ظاهری، در نمودار ۲ مقادیر $\ln(C_0/C)$ در مقابل زمان ماند رسم شده است.

$$\ln(C_0/C) = k \times t \quad (5)$$

در این معادله C_0 و C به ترتیب غلظت رنگ و COD در زمان صفر و t بوده و k به ترتیب زمان ماند فاضلاب در راکتور بر حسب دقیقه و ثابت سرعت واکنش شبه درجه اول بر حسب $1/\text{min}$ است.

با توجه به جدول ۵ ثابت سرعت واکنش ظاهری در واکنش حذف رنگ و COD با افزایش دما از 25°C به 60°C افزایش و با افزایش دما از 60°C به 80°C کاهش می‌یابد.

با توجه به جدول ۴ تنها برخی از پارامترها در سطح اطمینان ۹۵ درصد بر پاسخ‌ها دارای اثر معنی‌دار هستند. بنابراین در مدل چند جمله‌ای نهایی تنها اثر این پارامترها در نظر گرفته شد. مدل‌های تجربی نهایی بر حسب مقادیر واقعی پارامترها برای درصد حذف رنگ (Y1)، درصد حذف COD (Y2)، درصد H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی (Y3) و pH فاضلاب خروجی (Y4) به ترتیب در معادلات ۱ تا ۴ آورده شده است.

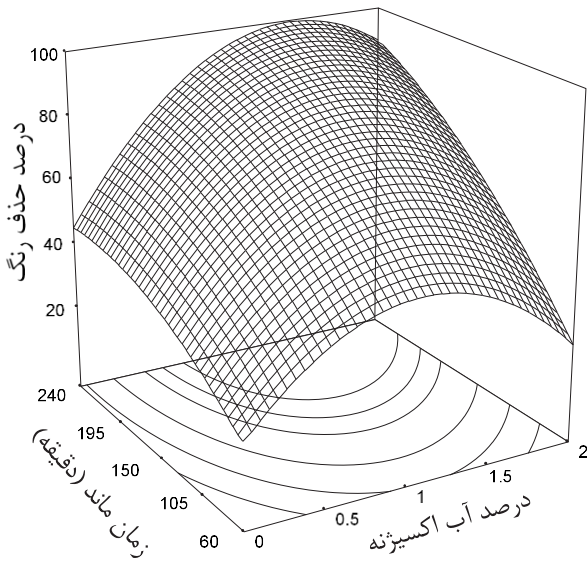
$$Y1 = -58.683 + 74.981 \times A + 0.710 \times B + 1.428 \times D + 0.161 \times A \times B - 40.504 \times A^2 - 1.466E-3 \times B^2 - 0.023 \times D^2 \quad (1)$$

$$Y2 = -118.012 + 69.780 \times A + 0.086 \times B + 3.433 \times C + 3.516 \times D + 0.118 \times A \times B - 35.493 \times A^2 - 0.057 \times D^2 \quad (2)$$

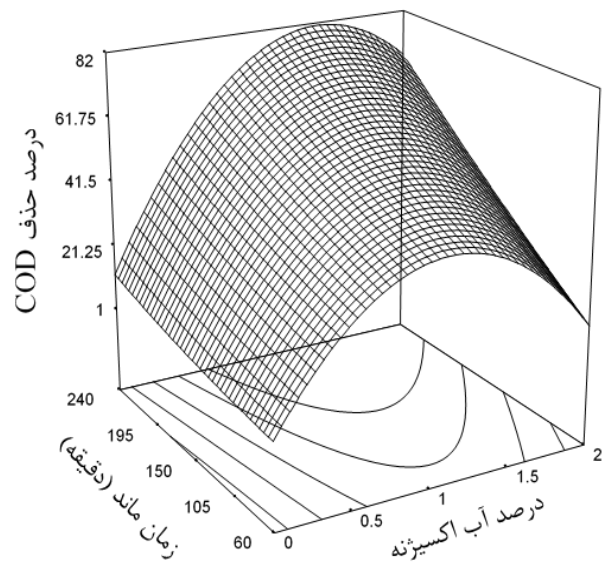
$$Y3 = 0.063 + 1.119 \times A + 4.091E-3 \times B - 0.011 \times D - 2.603E-3 \times A \times B - 1.389E-5 \times B^2 \quad (3)$$

$$Y4 = 4.983 + 1.373 \times A - 0.021 \times B - 1.498 \times C - 2.865E-3 \times B \times C + 1.126E-4 \times B^2 + 0.197 \times C^2 \quad (4)$$

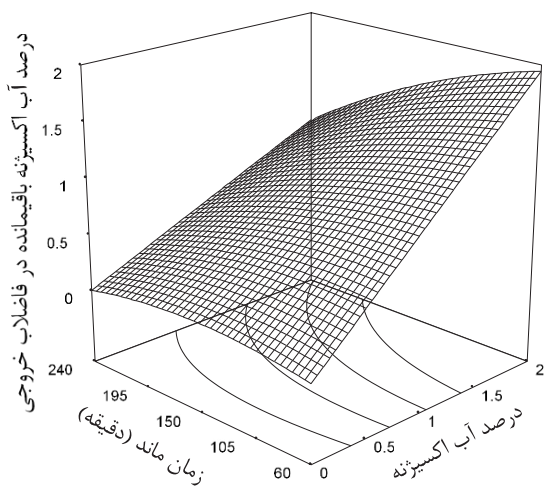
برای درک بهتر نتایج و روابط بین متغیرها، از نمودارهای سه بعدی استفاده شد. با توجه به جدول ۴ پارامترهایی که برهمکنش بین آنها دارای اهمیت بیشتری هستند انتخاب و این پارامترها به عنوان محور نمودارها انتخاب شدند. با توجه به این جدول برهمکنش درصد آب اکسیژنه در فاضلاب ورودی (A) و زمان ماند (B) بر روی درصد حذف رنگ، درصد حذف COD، درصد H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بوده که نمودار سه بعدی آنها به ترتیب در نمودارهای ۱-الف تا ۱-ج نمایش داده شده است. در مورد pH در فاضلاب خروجی برهمکنش زمان ماند (B) و pH در فاضلاب ورودی (C) دارای اهمیت بیشتری بوده که نمودار



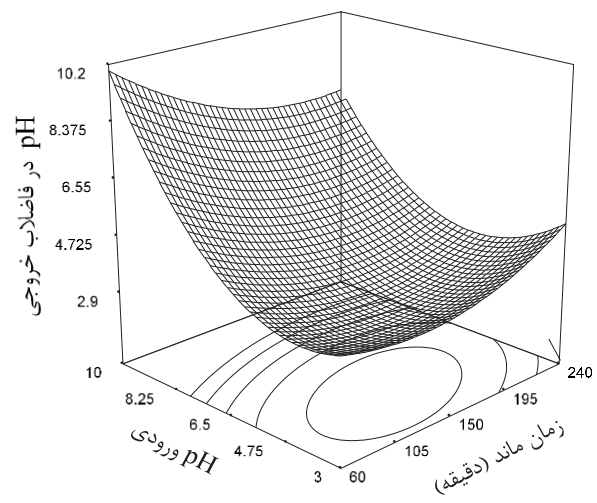
(الف)



(ب)

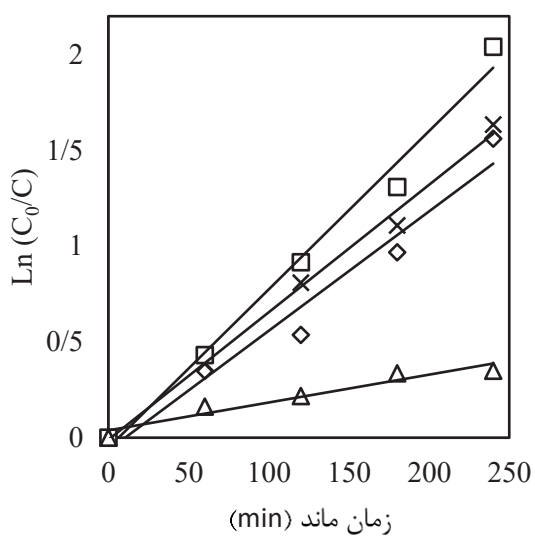


(ج)

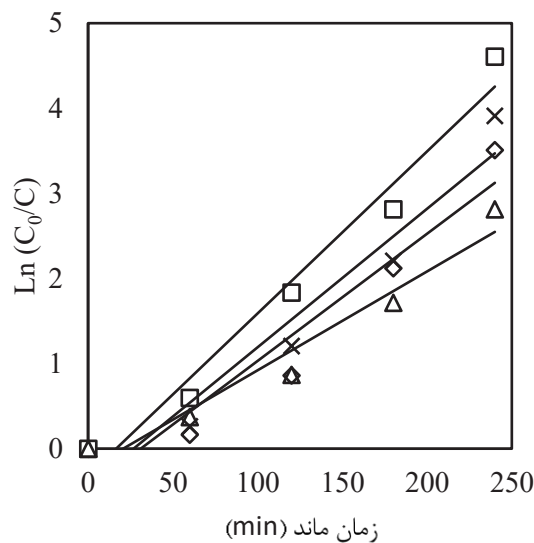


(د)

نمودار ۱- نمودار سطح پاسخ نشان دهنده تاثیر همزمان درصد آب اکسیژنه در فاضلاب ورودی و زمان ماند بر الف) درصد حذف رنگ، ب) درصد حذف COD، ج) درصد آب اکسیژنه باقیمانده در فاضلاب خروجی و د) تاثیر همزمان زمان ماند و pH در فاضلاب ورودی بر pH در فاضلاب خروجی



(الف)



(ب)

نمودار ۲- نمودار نیمه لگاریتمی الف) حذف رنگ و ب) حذف COD در مقابل زمان ماند به همراه خطوط رگرسیون خطی در دمای ۲۵ °C (◇)، ۴۵ °C (×)، ۶۰ °C (□) و ۸۰ °C (Δ)

جدول ۵- مقادیر ثابت سرعت واکنش و ضریب همبستگی محاسبه شده بوسیله رگرسیون خطی برای دماهای مختلف

| حذف COD | | | | حذف رنگ | | | | نوع واکنش |
|---------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|-------------------------|
| ۸۰ | ۶۰ | ۴۵ | ۲۵ | ۸۰ | ۶۰ | ۴۵ | ۲۵ | دما (°C) |
| ۰/۹۳۲۲ | ۰/۹۸۷۵ | ۰/۹۹۴۳ | ۰/۹۶۴ | ۰/۹۵۳۷ | ۰/۹۷۱۵ | ۰/۹۳۶۹ | ۰/۹۲۳۵ | ضریب همبستگی |
| ۰/۰۰۱۵ | ۰/۰۰۸۳ | ۰/۰۰۶۷ | ۰/۰۰۶۲ | ۰/۰۱۱۶ | ۰/۰۱۹ | ۰/۰۱۶۳ | ۰/۰۱۵ | ثابت سرعت واکنش (1/min) |

پس از محاسبه بوسیله نرم افزار Design Expert چهار شرایط آزمایشگاهی به عنوان شرایط بهینه انتخاب و در جدول ۶ نمایش داده شد. همچنین برای تایید اعتبار مدل، در این چهار شرایط بهینه نمونه‌های آزمایشگاهی ساخته شد که نتایج اندازه گیری شده و پیش بینی شده بوسیله مدل در جدول ۶ نمایش داده شده است. با توجه به این جدول و مقایسه درصد حذف رنگ و COD محاسبه شده بوسیله مدل با مقادیر اندازه گیری شده در آزمایشگاه مشخص است که RSM روش مناسبی برای بهینه سازی بود.

در این تحقیق یکی از اهداف رسیدن به حداکثر حذف رنگ و COD در حداقل زمان ماند و غلظت آب اکسیژنه در ورودی است. همانطور که در تحلیل واریانس (جدول ۴) مشخص شد اثر زمان ماند بر حذف رنگ شامل اثرات خطی، برهمکنشی و درجه ۲، و اثر زمان ماند بر حذف COD شامل اثرات خطی و برهمکنشی بود. بنابراین شرایط بهینه برای حذف حداکثر در یک شرایط آزمایشگاهی واحد بدست نمی‌آید. در این حالت باید بین معیارهای مخالف تعادل برقرار شود که بهینه سازی پاسخ و ایجاد این تعادل با توابع مطلوبیت انجام می‌شود (۲۶).

جدول ۶- شرایط آزمایشگاهی بهینه و مقادیر محاسبه شده و اندازه گیری شده آن

| اندازه گیری شده | | محاسبه شده | | دما (°C) | pH فاضلاب ورودی | زمان ماند (min) | درصد H ₂ O ₂ در فاضلاب ورودی | ردیف |
|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------|--------------------|--------------------|---|------|
| درصد حذف COD | درصد حذف رنگ | درصد حذف COD | درصد حذف رنگ | | | | | |
| ۷۸/۰۶ | ۹۶/۹۲ | ۷۸/۵۱ | ۹۷/۵۰ | ۴۶ | ۱۰ | ۲۰۷ | ۱/۲ | ۱ |
| ۷۸/۸۴ | ۹۵/۸۹ | ۷۸/۳۰ | ۹۷/۲۲ | ۴۶ | ۱۰ | ۲۰۶ | ۱/۲ | ۲ |
| ۷۹/۱۲ | ۹۷/۵۳ | ۷۹/۲۴ | ۹۸/۲۲ | ۴۹ | ۱۰ | ۲۰۹ | ۱/۲۳ | ۳ |
| ۸۷/۵۲ | ۹۸/۶۳ | ۸۷/۱۳ | ۱۰۰ | ۴۹ | ۱۰ | ۲۴۰ | ۱/۲۸ | ۴ |

جذب و رادیکال‌های هیدروکسیل تولید می‌گردد. افزایش این رادیکال‌ها سبب افزایش حذف رنگ و COD می‌گردد. با افزایش H₂O₂ در فاضلاب ورودی میزان تولید رادیکال‌های هیدروکسیل افزایش می‌یابد. اما با افزایش غلظت H₂O₂ از مقدار معینی، راندمان فرایند تولید رادیکال‌های هیدروکسیل کاهش می‌یابد. با افزایش بیش از اندازه H₂O₂، این ترکیب با رادیکال‌های هیدروکسیل تولیدی، واکنش داده و سبب تبدیل آنها به ملکول‌های آب و رادیکال‌های هیدروپراکسیل

بحث

تاثیر غلظت آب اکسیژنه

با توجه به نمودار ۱-الف و ۱-ب، با افزایش غلظت H₂O₂ ورودی به حدود ۱ درصد بیشترین راندمان حذف بدست آمد. راندمان بهتر به علت تشکیل بیشتر رادیکال‌های هیدروکسیل است. هرچند که افزایش غلظت H₂O₂ به ۲ درصد سبب ایجاد تاثیر منفی در حذف رنگ و COD شده است. با قرار گرفتن H₂O₂ در برابر اشعه UV مقداری از این اشعه

میزان حذف رنگ در حالت بدون حضور H_2O_2 ناچیز بود. در سایر مطالعات نیز استفاده از H_2O_2 یا UV به تنهایی، تاثیر بر حذف رنگ نداشته است (۱۵). بطوری که در مطالعه‌ای استفاده از UV به تنهایی با زمان ماند ۳۰ min تاثیر ناچیزی بر حذف رنگ و مواد آلی فاضلاب داشته و با افزایش میزان H_2O_2 میزان حذف افزایش یافته است (۲۸). بنابراین برای حذف رنگ استفاده همزمان از H_2O_2 و UV مورد نیاز است.

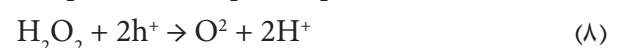
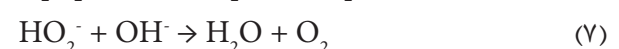
با توجه به مقادیر اندازه گیری شده برای درصد آب اکسیژنه باقیمانده در فاضلاب خروجی و نمودار ۱-ج در تمام نمونه‌ها غلظت H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی کمتر از غلظت H_2O_2 در ورودی بود. این کاهش غلظت به علت تجزیه H_2O_2 و تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل است.

تاثیر pH فاضلاب ورودی

با توجه به نمودار ۱-د در تمام نمونه‌ها، pH فاضلاب تصفیه شده نسبت به pH فاضلاب ورودی کمتر بود. کاهش pH به علت تشکیل ترکیبات اسیدی به وسیله رادیکال‌های هیدروکسیل است. این نتایج در سایر مطالعات تایید شده است. بطوری که در مطالعه‌ای که از فرایند فوتوکاتالیستی در حضور TiO_2 برای حذف رنگ آزو استفاده شده، تشکیل اسیدهای کربوکسیلیک و کاهش pH مشاهده شده است (۳۱).

با توجه به جدول ۴، pH فاضلاب ورودی تاثیر معنی‌داری بر حذف رنگ ندارد. این نتیجه در سایر مطالعات نیز تایید شده است. بطوری که در مطالعه‌ای که از UV و H_2O_2 در کنار دی اکسید تیتانیوم برای حذف رنگ آزو استفاده شده، تغییر pH در بازه ۲ تا ۱۰ تغییری در راندمان حذف رنگ ایجاد نکرد (۳۲). این نتایج نشان‌دهنده عدم حساسیت میزان حذف رنگ به pH فاضلاب ورودی در فرایند UV/ H_2O_2 است. با توجه به عدم تاثیر pH بر حذف رنگ، می‌توان نتیجه گرفت که در اکسیداسیون رنگ بوسیله رادیکال‌های هیدروکسیل، در ابتدا گروه اتمی ایجادکننده رنگ از بین نرفته و همین باعث عدم کاهش رنگ قابل مشاهده شده است (۳۲). این نتایج در مطالعه دیگر که از فرایند UV/ H_2O_2 برای حذف رنگ واکنشی آبی ۱۸۲ استفاده کرده تایید شده است (۱۶). در مطالعه‌ای افزایش

(HO_2^-) می‌گردد. بنابراین استفاده بیش از اندازه از H_2O_2 در AOP سبب کاهش رادیکال‌های هیدروکسیل و در نتیجه کاهش حذف رنگ و COD می‌گردد (۲۷). این اثر منفی H_2O_2 بر روی حذف رنگ در سایر مطالعات نیز تایید شده است. بطوری که در مطالعه‌ای، افزایش میزان H_2O_2 از ۳۰ به ۵۰ mg/L سبب کاهش ۹ درصد حذف رنگ اسید سبزی ۳ شده است (۱۵). در مطالعه‌ای دیگر، که از AOP برای تجزیه رنگ واکنشی زرد ۱۴۵ استفاده شده، افزایش غلظت H_2O_2 به بیش از ۳ mol/L سبب کاهش راندمان حذف رنگ شد (۱۰). طبق نتایج مطالعه‌ای استفاده همزمان از UV و H_2O_2 با غلظت ۲۵ mg/L و ۵۰ mg/L بطور محسوسی سبب کاهش رنگ شد. افزایش غلظت H_2O_2 مصرفی از ۲۵ mg/L به ۵۰ mg/L سبب کاهش UV مورد نیاز در فرایند AOP و حذف ۸۲ درصد رنگ و ۶۰ درصد ترکیبات آلی محلول فاضلاب شد. با توجه به نتایج این مطالعه افزایش غلظت H_2O_2 به بیش از ۵۰ mg/L تاثیری بر افزایش تولید رادیکال‌های هیدروکسیل و حذف رنگ و ترکیبات آلی محلول نداشت (۲۸). در مطالعه‌ای اثر افزایش غلظت H_2O_2 بر حذف رنگ از محلول آبی مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه افزایش غلظت H_2O_2 از ۲۰ mg/L به ۸۰ mg/L سبب افزایش راندمان حذف رنگ و COD درحالی‌که طبق نتایج این مطالعه افزایش غلظت H_2O_2 از ۸۰ mg/L به ۱۰۰ mg/L به علت مصرف رادیکال‌های هیدروکسیل بوسیله H_2O_2 سبب کاهش راندمان حذف COD از ۸۷ درصد به ۸۱ درصد شد (۲۹). در مطالعه دیگر افزایش غلظت H_2O_2 از ۰ به ۱/۴۷ mM سبب افزایش راندمان حذف رنگ و افزایش آن از ۱/۴۷ mM به ۲/۹۴ mM سبب کاهش راندمان حذف رنگ شد. با توجه به معادلات ۶ تا ۸ افزایش بیش از اندازه غلظت H_2O_2 مصرف رادیکال هیدروکسیل می‌شود (۳۰).



ناشی از فاضلاب نساجی شد (۳۶).

تأثیرات دما

با توجه به اینکه معمولاً فاضلاب صنایع نساجی با دماهای بالا به محیط تخلیه می‌شوند. یکی از پارامترها مورد بررسی در این مطالعه اثر دما بر حذف رنگ و COD بود. با توجه به جدول ۴ پارامتر دما و اثرات برهمکنشی و درجه دوم آن، اثر معنی‌داری بر pH فاضلاب خروجی نداشته است. درحالی‌که با توجه به جدول ۴ پارامتر دما بصورت خطی و درجه دوم بر درصد حذف رنگ و COD در سطح ۹۵ درصد دارای اثر معنی‌دار است. با توجه به معادله ۱ و ۲ اثر خطی و اثر درجه دوم دما بر درصد حذف رنگ و COD به ترتیب مثبت (با ضریب ۱/۴۲۸ برای رنگ و ۳/۵۱۶ برای COD) و منفی (با ضریب -۰/۰۲۳ برای رنگ و -۰/۰۵۷ برای COD) بوده است. بطوری‌که با توجه به معادله ۱ و ۲ با افزایش دما تا حدود ۵۰ °C، درصد حذف رنگ و COD افزایش می‌یابد. درحالی‌که افزایش دما به بیش از ۵۰ °C بر روی درصد حذف رنگ و COD اثر منفی دارد. دما بر روی ثابت سرعت واکنش حذف رنگ و COD و تجزیه H₂O₂ تأثیر داشته و از این طریق می‌تواند سرعت واکنش را تغییر می‌دهد (۲۵).

نتایج به‌دست آمده در جدول ۵، نتایج قبلی مطالعه مبنی بر افزایش درصد حذف رنگ و COD با افزایش دما از ۲۵ °C به ۵۰ °C را تایید می‌کند. بطوری‌که با توجه به این جدول افزایش دما از ۲۵ °C به ۶۰ °C سبب افزایش ثابت سرعت واکنش از ۰/۰۱۵ به ۰/۰۱۹ بر دقیقه و افزایش دما از ۶۰ °C به ۸۰ °C سبب کاهش ثابت سرعت واکنش از ۰/۰۱۹ به ۰/۰۱۱۶ بر دقیقه می‌شود. تأثیر افزایش دما بر افزایش ثابت سرعت واکنش در AOP در سایر مطالعات تایید شده است. بطوری‌که در مطالعه‌ای که از فنتون و H₂O₂ بطور همزمان برای حذف رنگ واکنشی قرمز استفاده کرده بود، افزایش دما از ۱۵ °C به ۵۰ °C سبب افزایش ثابت سرعت واکنش از ۰/۰۵۹۲۰ به ۰/۰۶۶۷۸ بر دقیقه شد (۲۵). در مطالعه دیگر که از فنتون و H₂O₂ برای حذف رنگ متیلن آبی استفاده شده بود، افزایش دما از ۲۵ °C به ۴۵ °C سبب افزایش ثابت سرعت

pH از ۳ به ۹ تأثیر محسوسی در افزایش راندمان حذف رنگ متیلن آبی در فرایند AOP نداشت (۳۳). در مطالعه دیگر اثر pH بر حذف رنگ‌زای آرزو زرد ۲۸ مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه میزان حذف رنگ در فرایند UV/H₂O₂ در pH ۵، ۷ و ۱۰ اندازه‌گیری شد. طبق نتایج این مطالعه pH فاضلاب ورودی، تغییر محسوسی در راندمان حذف رنگ ایجاد نکرد (۳۴).

با توجه به جدول ۴، pH فاضلاب ورودی برخلاف رنگ، تأثیر معنی‌داری بر حذف COD داشت. با توجه به معادله ۲ با افزایش pH حذف COD افزایش می‌یابد. با توجه به این معادله افزایش C (پارامتر pH) با ضریب ۳/۴۳۳ باعث افزایش درصد حذف COD می‌شود. با توجه به این معادله و جدول ۴ اثرات برهمکنشی و درجه دوم pH بر درصد حذف COD معنی‌دار نبوده و افزایش pH بصورت خطی سبب افزایش درصد حذف COD می‌گردد. بطوری‌که بیشترین درصد حذف COD در بالاترین pH ورودی (pH برابر ۱۰) و بیش از ۸۰ درصد بود. بنابراین تشکیل آنیون هیدروپراکسیل (HO₂⁻) که در pH بالا بیشتر تشکیل می‌شود (۲۷)، در فرایند حذف COD اختلال ایجاد نکرده است. همچنین با توجه به نتایج، میزان کاهش در غلظت H₂O₂ باقیمانده در فاضلاب خروجی در pH قلیایی بیشتر بود، که نشان‌دهنده تجزیه بیشتر H₂O₂ در این شرایط است. اشعه UV سبب تسریع تجزیه H₂O₂ و در نتیجه تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل می‌شود. در pH قلیایی به علت وجود آنیون‌های هیدروپراکسیل نرخ فوتولیز H₂O₂ افزایش می‌یابد. افزایش در نرخ فوتولیز به علت ضریب جذب مولی بیشتر آنیون‌های HO₂⁻ نسبت به H₂O₂ است (۲۷). بنابراین با افزایش pH، تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل و در نتیجه درصد حذف COD افزایش یافته است. این نتایج در سایر مطالعات تایید شده است. بطوری‌که طبق نتایج مطالعه‌ای، با افزایش pH میزان تبدیل H₂O₂ به رادیکال‌های هیدروکسیل افزایش داشته و با افزایش pH از ۶ به ۹ راندمان حذف COD ناشی از رنگ مستقیم آبی ۷۱، به حدود ۸۶ درصد افزایش یافته است (۳۵). در مطالعه دیگر افزایش pH از ۳ به ۸ سبب افزایش راندمان حذف COD

برهمکنشی زمان ماند و غلظت H_2O_2 در فاضلاب ورودی بر درصد حذف رنگ، COD و H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی معنی‌دار است.

با توجه به نمودار ۱-ب تاثیر زمان ماند بر درصد حذف COD بصورت خطی بوده و در بازه مورد بررسی با افزایش زمان ماند درصد حذف COD همواره افزایش می‌یابد. درحالیکه، با توجه به نمودار ۱-الف اثر زمان ماند بر حذف رنگ از نوع درجه ۲ است. بطوری‌که در زمان ماند بین ۶۰ تا حدود ۲۰۰ min با افزایش زمان ماند درصد حذف رنگ افزایش می‌یابد. درحالیکه در زمان ماند بین ۲۰۰ min تا ۲۴۰ min با افزایش زمان ماند درصد تغییرات حذف رنگ نامحسوس است. این نتایج در سایر مطالعات نیز تایید شده است. در مطالعه‌ای از فرایند UV/H_2O_2 با غلظت‌های مختلف H_2O_2 برای تصفیه فاضلاب صنایع نساجی استفاده شد. طبق نتایج مطالعه افزایش زمان از ۰ به ۱۲۰ min سبب افزایش خطی راندمان حذف COD شد. در این مطالعه افزایش زمان ماند از ۰ به ۹۰ min سبب افزایش راندمان حذف رنگ به حدود ۸۶ درصد شد و افزایش زمان از ۹۰ به ۱۲۰ min تاثیر محسوسی بر راندمان حذف رنگ نداشت (۴۱). در مطالعه‌ای افزایش زمان از ۴۰ به ۲۰۰ min در فرایند UV/H_2O_2 سبب افزایش خطی راندمان حذف COD از ۴۲ به ۵۷ درصد شد. طبق نتایج این مطالعه افزایش زمان تابش سبب تجزیه بیشتر H_2O_2 بوسیله UV و تولید بیشتر رادیکال‌های هیدروکسیل و در نتیجه افزایش تجزیه آلاینده می‌شود (۴۲). در مطالعه‌ای ۹۸ درصد از رنگ حاصل از رنگزای واکنشی زرد ۱۴۵ در یک ساعت ابتدایی فرایند UV/H_2O_2 حذف شد. در این مطالعه افزایش زمان ماند به ۱۵۰ min تغییر محسوسی در راندمان حذف رنگ ایجاد نکرد. طبق نتایج این مطالعه با پیشروی فرایند اکسیداسیون، تولید محصولات واسط افزایش یافته و اثر رقابتی این محصولات از تخریب بیشتر رنگ جلوگیری می‌کند (۴۳). در مطالعه‌ای از RSM برای مدلسازی فرایند حذف رنگ واکنشی آبی ۱۹ بوسیله AOP استفاده شد. طبق نتایج این مطالعه افزایش زمان ماند از ۳۰ به ۶۰ min سبب افزایش

واکنش از ۰/۰۳۰۲ به ۰/۰۶۷۴ بر دقیقه شد. همچنین در این مطالعه افزایش دما به $75^\circ C$ باعث کاهش ثابت سرعت واکنش و حذف رنگ شد (۳۷). در مطالعه‌ای از فرایند UV/H_2O_2 برای حذف رنگ واکنشی آبی ۱۸۲ از محلول آبی استفاده شد. طبق نتایج این مطالعه افزایش دما از $30^\circ C$ به $60^\circ C$ سبب افزایش راندمان حذف رنگ از ۵۸ به ۹۶ درصد و افزایش ثابت سرعت واکنش از ۰/۰۰۲۷ به ۰/۰۰۹۷ بر دقیقه شد. درحالیکه افزایش دما از $60^\circ C$ به $70^\circ C$ سبب کاهش راندمان حذف از ۹۶ به ۹۰ درصد شد (۱۶). در مطالعه‌ای برای حذف رنگ مستقیم آبی ۷۱ از فرایند AOP استفاده شد. در این مطالعه افزایش دما از $15^\circ C$ به $45^\circ C$ سبب افزایش راندمان حذف رنگ به میزان ۷ درصد شد. همچنین افزایش دما به بیش از $45^\circ C$ تاثیر منفی بر راندمان حذف داشت (۳۸). در مطالعه‌ای افزایش دما از $20^\circ C$ به $40^\circ C$ سبب افزایش راندمان حذف رنگ آبی اسیدی ۲۹ از ۵۱ درصد به ۸۲ درصد شد. طبق نتایج این مطالعه افزایش دما سبب افزایش سرعت تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل و افزایش سرعت تجزیه رنگ بوسیله این رادیکال‌ها می‌شود (۳۹).

با توجه به جدول ۴ پارامتر دما تنها بصورت خطی بر H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی اثر معنی‌دار داشت. بطوری‌که با توجه به معادله ۳ افزایش دما با ضریب ۰/۰۱۱- باعث کاهش H_2O_2 باقیمانده در فاضلاب خروجی و در نتیجه افزایش نرخ تجزیه H_2O_2 می‌شود. بطوری‌که در دما $80^\circ C$ بیشترین تجزیه H_2O_2 وجود داشت. هرچند که افزایش تجزیه H_2O_2 با افزایش دما به معنی تولید بیشتر رادیکال‌های هیدروکسیل نیست (۳۷). بطوریکه در دمای بالای $50^\circ C$ با وجود تجزیه بیشتر H_2O_2 درصد حذف COD کاهش می‌یابد.

– تاثیر زمان ماند

در این مطالعه برای کنترل زمان ماند از یک راکتور پیوسته با جریان بازگشتی استفاده شد. در AOP زمان ماند بر میزان تولید رادیکال‌های هیدروکسیل و همچنین میزان واکنش این رادیکال‌ها با آلاینده تاثیرگذار است (۴۰). به همین علت در این مطالعه، با توجه به جدول ۴ اثر خطی زمان ماند و اثر

حذف COD می‌شود. بنابراین زمان بهینه برای حذف رنگ ۲۰۹ min بوده و زمان اضافه بین ۲۰۹ تا ۲۴۰ min تنها بر حذف COD تاثیرگذار است. این نتایج با یافته‌های قبلی مطالعه مطابقت دارد.

نتیجه گیری

با استفاده از فرایند UV/H_2O_2 حذف رنگ و COD ناشی از رنگ‌زایی واکنشی قرمز ۱۹۵ با راندمان بالایی انجام شد. بطوری‌که در شرایط بهینه حداکثر درصد حذف رنگ و COD به ترتیب برابر ۹۸/۶۳ و ۸۷/۵۲ درصد بود. بنابراین فرایند UV/H_2O_2 ، گزینه مناسبی برای تصفیه فاضلاب صنایع نساجی است. یکی دیگر از اهداف این تحقیق، تعیین شرایط بهینه و پارامترهای تاثیرگذار بر فرایند حذف رنگ و COD بوسیله RSM و CCD بود. آزمایشات انجام شده در شرایط بهینه نشان دهنده اعتبار مدل برای بهینه سازی درصد حذف آلاینده در فرایند UV/H_2O_2 بود. با توجه به نتایج مدل، مهمترین پارامترهای تاثیرگذار بر این فرایند غلظت H_2O_2 و زمان ماند بود. در این فرایند غلظت بهینه H_2O_2 در فاضلاب ورودی برابر ۱/۲۳ درصد بود و افزایش غلظت H_2O_2 به ۲ درصد سبب کاهش راندمان حذف شد. افزایش زمان ماند به بیش از ۲۰۰ min تاثیر محسوسی بر حذف رنگ نداشت. درحالی‌که افزایش pH سبب افزایش حذف COD شد، تاثیر محسوسی بر حذف رنگ نداشت. افزایش دما در بازه $25^{\circ}C$ تا $50^{\circ}C$ ، سبب افزایش درصد حذف رنگ و COD شد، درحالی‌که افزایش دما به $80^{\circ}C$ سبب کاهش درصد حذف رنگ و COD شد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

نویسنده مقاله تشکر خود را از دانشگاه بیرجند به دلیل حمایت و در اختیار قرار دادن امکانات پژوهشی، اعلام می‌دارد.

راندمان حذف رنگ شد. افزایش زمان ماند از ۶۰ به ۹۰ min تاثیر محسوسی بر راندمان حذف رنگ نداشت. همچنین در این مطالعه تاثیر زمان ماند بر حذف رنگ از نوع درجه دوم بود (۴۴). با توجه به معادله ۱ در این مطالعه نیز تاثیر زمان ماند بر حذف رنگ از نوع درجه دوم بود. در مطالعه‌ای که از اکسید تیتانیوم در AOP استفاده شده، افزایش زمان ماند از ۲ به ۴ h تاثیر محسوسی بر حذف رنگ واکنشی سیاه ۵ نداشت (۴۵). در مطالعه دیگر، افزایش زمان ماند به بیش از ۲ h، تغییر محسوسی در حذف رنگ بوسیله فرایند اکسیداسیون فتون ایجاد نکرد (۴۶). واکنش محصولات واسط آروماتیک با هیدروکسیل در زمان ماند‌های طولانی سبب تقسیم حلقه‌های آروماتیک و در نتیجه تشکیل ترکیبات آلیفاتیک اکسیژن‌دار می‌شود (۴۵). بنابراین افزایش بیش از اندازه، در زمان ماند فرایند فوتوکاتالیستی تاثیر محسوسی بر تصفیه رنگ نخواهد داشت (۴۷)، و تنها سبب افزایش هزینه‌های تصفیه خواهد شد. با توجه به این نتایج در مرحله بعد اقدام به بهینه‌سازی پارامترهای موثر بر درصد تصفیه (زمان ماند، pH در ورودی، دما و غلظت آب اکسیژنه) شد.

بهینه سازی

با توجه به بهینه سازی انجام شده در این مطالعه و جدول ۶، در شرایط بهینه حداکثر درصد حذف رنگ و COD به ترتیب برابر ۹۸/۶۳ و ۸۷/۵۲ درصد بود. که با نتایج سایر مطالعات مطابقت دارد (۱۴). بطوریکه در مطالعه‌ای میزان راندمان حذف رنگ آزو بنفش ۶۳ با استفاده از فرایند UV/H_2O_2 برابر ۸۱ درصد بود (۴۰). در مطالعه دیگر حداکثر درصد حذف رنگ و COD ناشی از رنگ اسید سبز ۳ با فرایند UV/H_2O_2 در زمان تماس ۶۰ min به ترتیب برابر ۹۷ و ۸۵ درصد بود (۱۵). همچنین در مطالعه‌ای که از فرایند UV/H_2O_2 برای حذف رنگ واکنشی آبی ۱۸۲ استفاده شد، حداکثر درصد حذف رنگ (۹۸/۹ درصد) در pH برابر ۱۲ و زمان ماند ۲۲۵ min بدست آمد (۱۶).

با مقایسه ردیف ۳ و ۴ جدول ۶ مشخص می‌شود، افزایش زمان ماند از ۲۰۹ به ۲۴۰ min اثر معنی‌داری بر راندمان حذف رنگ نداشت. در حالی‌که این افزایش سبب افزایش ۸/۴ درصد راندمان

References

- Rossatto D, Netto M, Jahn S, Mallmann E, Dotto G, Foletto E. Highly efficient adsorption performance of a novel magnetic geopolymer/Fe₃O₄ composite towards removal of aqueous acid green 16 dye. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2020;8(3):103804.
- El Harfi S, El Harfi A. Classifications, properties and applications of textile dyes: A review. *Applied Journal of Environmental Engineering Science*. 2017;3(3):311-20.
- Miklos DB, Remy C, Jekel M, Linden KG, Drewes JE, Hübner U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—A critical review. *Water Research*. 2018;139:118-31.
- Meroufel B, Benali O, Benyahia M, Benmoussa Y, Zenasni M. Adsorptive removal of anionic dye from aqueous solutions by Algerian kaolin: Characteristics, isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Materials and Environmental Science*. 2013;4(3):482-91.
- Balik ÖY, Aydin S. Coagulation/flocculation optimization and sludge production for pre-treatment of paint industry wastewater. *Desalination and Water Treatment*. 2016;57(27):12692-99.
- Wang S, Li H, Xie S, Liu S, Xu L. Physical and chemical regeneration of zeolitic adsorbents for dye removal in wastewater treatment. *Chemosphere*. 2006;65(1):82-87.
- Hassani A, Mirzayee R, Nasseri S, Borghei M, Gholami M, Torabifar B. Nanofiltration process on dye removal from simulated textile wastewater. *International journal of Environmental Science & Technology*. 2008;5(3):401-408 (in Persian).
- Behnajady M, Modirshahla N, Fathi H. Kinetics of decolorization of an azo dye in UV alone and UV/H₂O₂ processes. *Journal of Hazardous Materials*. 2006;136(3):816-21.
- Arbabi M, Ahmadi MA, Sedehi M. Optimization of removal of COD and color from baker's yeast wastewater by Fenton oxidation. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2014;7(3):375-84 (in Persian).
- Alahiane S, Qourzal S, El Ouardi M, Abamrane A, Assabbane A. Factors influencing the photocatalytic degradation of reactive yellow 145 by TiO₂-coated non-woven fibers. *American Journal of Analytical Chemistry*. 2014;5(8):201-11.
- Abdelraheem WH, He X, Komy ZR, Ismail NM, Dionysiou DD. Revealing the mechanism, pathways and kinetics of UV254nm/H₂O₂-based degradation of model active sunscreen ingredient PBSA. *Chemical Engineering Journal*. 2016;288:824-33.
- Karci A, Arslan-Alaton I, Olmez-Hanci T, Bekbolet M. Degradation and detoxification of industrially important phenol derivatives in water by direct UV-C photolysis and H₂O₂/UV-C process: A comparative study. *Chemical Engineering Journal*. 2013;224:4-9.
- Rosario-Ortiz FL, Wert EC, Snyder SA. Evaluation of UV/H₂O₂ treatment for the oxidation of pharmaceuticals in wastewater. *Water Research*. 2010;44(5):1440-48.
- Shu H-Y, Huang C-R, Chang M-C. Decolorization of mono-azo dyes in wastewater by advanced oxidation process: a case study of acid red 1 and acid yellow 23. *Chemosphere*. 1994;29(12):2597-607.
- Shokoohi R, Salari M, Faraji H. Performance of UV/H₂O₂ advanced oxidation process in decolorization of acid green 3 from aqueous solutions. *Journal of Environmental Health Engineering*. 2018;5(2):123-32 (in Persian).
- Moissa FL, Mittersteiner M, Saugo R, Floriani

- TC, de Jesus PC. Kinetic behavior of CI Reactive Blue 182 towards oxidation with H₂O₂/UV and H₂O₂/NaOH systems. *Journal of Molecular Liquids*. 2018;264:675-82.
17. Buxton G. Critical review of rate constants of hydrated electron, hydrogen atom and hydroxyl radical (OH/O⁻) in aqueous solution. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*. 1988;17:517-751.
18. APHA, WEF, AWWA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington DC: American Public Health Association (APHA); 2005.
19. Lin SH, Lo CC. Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Water Research*. 1997;31(8):2050-56.
20. Cornish BJ, Lawton LA, Robertson PK. Hydrogen peroxide enhanced photocatalytic oxidation of microcystin-LR using titanium dioxide. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2000;25(1):59-67.
21. Zoqi MJ, Doosti MR, Golkari V. Removal efficiency of penicillin G in horizontal subsurface flow wetlands. *Amirkabir Journal of Civil Engineering*. 2021;53(2):723-32.
22. Ghime D, Ghosh P. *Advanced Oxidation Processes: Applications, Trends, and Prospects*. London: IntechOpen; 2020.
23. Minakata D, Li K, Westerhoff P, Crittenden J. Development of a group contribution method to predict aqueous phase hydroxyl radical (HO[•]) reaction rate constants. *Environmental Science & Technology*. 2009;43(16):6220-27.
24. Palácio SM, Espinoza-Quiñones FR, Módenes AN, Manenti DR, Oliveira CC, Garcia JC. Optimised photocatalytic degradation of a mixture of azo dyes using a TiO₂/H₂O₂/UV process. *Water Science and Technology*. 2012;65(8):1392-98.
25. Xu H, Li M, Wang H, Miao J, Zou L. Fenton reagent oxidation and decolorizing reaction kinetics of reactive red SBE. *Energy Procedia*. 2012;16:58-64.
26. Zoqi M, Ganjidoust H, Mokhtarani N, Ayati B. Effect of inorganic material and non-uniform electrokinetic on solidification/stabilization of lead, zinc and arsenic. *Sharif Journal: Civil Engineering*. 2017;33:79-89 (in Persian).
27. Hassaan MA, El Nemr A, El-Zahhar AA, Idris AM, Alghamdi MM, Sahlabji T, et al. Degradation mechanism of Direct Red 23 dye by advanced oxidation processes: a comparative study. *Toxin Reviews*. 2020;9(1):1-10.
28. Ahn K, Park K, Maeng S, Song K, Kim K, Lee S, et al. Color removal and disinfection with UV/H₂O₂ system for wastewater reclamation and reuse. *Water Science and Technology: Water Supply*. 2005;5(1):51-57.
29. Moradianfard S, Ghorbani J. Color and COD removal from waste water containing acrylic water base color using Fenton's oxidation process. *International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research*. 2013;1(1):45-52.
30. Apollo S, Onyongo MS, Ochieng A. UV/H₂O₂/TiO₂/Zeolite hybrid system for treatment of molasses wastewater. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)*. 2014;33(2):107-17.
31. Mahmoodi NM, Arami M, Limaee NY. Photocatalytic degradation of triazinic ring-containing azo dye (Reactive Red 198) by using immobilized TiO₂ photoreactor: Bench scale study. *Journal of Hazardous Materials*. 2006;133(1-3):113-18.
32. Arshad R, Bokhari T, Javed T, Bhatti I, Rasheed S, Iqbal M, et al. Degradation product distribution of

- Reactive Red-147 dye treated by UV/H₂O₂/TiO₂ advanced oxidation process. *Journal of Materials Research and Technology*. 2020;9(3):3168-78.
33. Ehrampoosh M, Moussavi G, Ghaneian M, Rahimi S, Ahmadian M. Removal of methylene blue dye from textile simulated sample using tubular reactor and TiO₂/UV-C photocatalytic process. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2011;8(1):34-40.
34. Beikmohammadi M, Ghayebzadeh M, Shrafi K, Azizi E. Decolorization of Yellow-28 azo dye by UV/H₂O₂ advanced oxidation process from aqueous solutions and kinetic study. *International Journal of Current Science*. 2016;19(1):126-32.
35. Salazar LM, Grisales CM, Garcia DP. How does intensification influence the operational and environmental performance of photo-Fenton processes at acidic and circumneutral pH. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019;26(5):4367-80.
36. Sudarjanto G, Keller-Lehmann B, Keller J. Photooxidation of a reactive azo-dye from the textile industry using UV/H₂O₂ technology: process optimization and kinetics. *Journal of Water and Environment Technology*. 2005;3(1):1-7.
37. Giwa A-RA, Bello IA, Olabintan AB, Bello OS, Saleh TA. Kinetic and thermodynamic studies of fenton oxidative decolorization of methylene blue. *Heliyon*. 2020;6(8):e04454.
38. Saïen J, Soleymani A. Degradation and mineralization of Direct Blue 71 in a circulating upflow reactor by UV/TiO₂ process and employing a new method in kinetic study. *Journal of Hazardous Materials*. 2007;144(1-2):506-12.
39. Salem IA, El-Ghamry HA, El-Ghobashy MA. Catalytic decolorization of Acid blue 29 dye by H₂O₂ and a heterogeneous catalyst. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*. 2014;3(3):186-92.
40. Bokhari TH, Ahmad N, Jilani MI, Saeed M, Usman M, Haq AU, et al. UV/H₂O₂, UV/H₂O₂/SnO₂ and Fe/H₂O₂ based advanced oxidation processes for the degradation of disperse violet 63 in aqueous medium. *Materials Research Express*. 2020;7(1):015531.
41. Lopez-Lopez C, Purswani J, Martín-Pascual J, Martínez-Toledo M, Muñio M, Poyatos J. Toxic effect of H₂O₂ in H₂O₂/UV, photo-Fenton and heterogeneous photocatalysis (TiO₂/H₂O₂/UV) systems to treat textile wastewater. *Desalination and Water Treatment*. 2015;56(11):3044-53.
42. Sahar A, Ali S, Hussain T, Jahan N, Zia MA. Efficient optimization and mineralization of UV absorbers: A comparative investigation with Fenton and UV/H₂O₂. *Open Chemistry*. 2018;16(1):702-708.
43. Bokhari TH, Kashif M, Bhatti IA, Zubair M, Adeel S, Yousaf M, et al. Degradation study of C.I. Reactive Yellow 145 by advanced oxidation process. *Asian Journal of chemistry*. 2013;25(15):8668-72.
44. Ahmadi S, Mohammadi L, Igwegbe CA, Rahdar S, Banach AM. Application of response surface methodology in the degradation of Reactive Blue 19 using H₂O₂/MgO nanoparticles advanced oxidation process. *International Journal of Industrial Chemistry*. 2018;9(3):241-53.
45. Jafari N, Kasra-Kermanshahi R, Soudi MR, Mahvi AH, Gharavi S. Degradation of a textile reactive azo dye by a combined biological-photocatalytic process: *Candida tropicalis* JKS2-TiO₂/UV. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2012;9(1):1-7.
46. Karthikeyan S, Titus A, Gnanamani A, Mandal A, Sekaran G. Treatment of textile wastewater by

homogeneous and heterogeneous Fenton oxidation processes. *Desalination*. 2011;281:438-45.

47. Tanaka K, Robledo S, Hisanaga T, Ali R, Ramli Z, Bakar W. Photocatalytic degradation of 3, 4-xylyl N-methylcarbamate (MPMC) and other carbamate pesticides in aqueous TiO₂ suspensions. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*. 1999;144(3):425-30.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Application of response surface methodology to optimize the ultraviolet/hydrogen peroxide process for the removal of Reactive Red 195 dye from aqueous solution

Mohamad Javad Zoqi*

Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, University of Birjand, Birjand, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 25 September 2021

Revised: 15 December 2021

Accepted: 19 December 2021

Published: 21 December 2021

Keywords: Azo dye, Ultraviolet/hydrogen peroxide, Response surface methodology, Optimization

***Corresponding Author:**

mj.zoqi@birjand.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: The most used dyes in textile industries are Azo Group dyes. Azo dyes have complex aromatic compounds, low chemical and biodegradable stability. Due to these properties, treatment of this type of wastewater by conventional methods will not meet environmental standards. The advanced oxidation process has been widely used to treat organic matter from wastewater. In this study, dye purification of azo dye Reactive Red 195 by UV/H₂O₂ process was investigated. Moreover, the parameters affecting this process have also been determined.

Materials and Methods: In this study, dye treatment was conducted in the presence of different concentrations of hydrogen peroxide, and at different retention time, temperature and pH values in a continuous photoreactor equipped with UV lamps. Using central composite design and response surface methodology (RSM), effects of various concentrations of hydrogen peroxide, retention time, temperature, and pH on the color and COD removal were studied in the range of 0–2%, 60–240 min, 25–80 °C, and 3–10, respectively.

Results: The results showed that the concentration of hydrogen peroxide and retention time were the most influential parameters on color and COD removal. Color removal significantly enhanced by increasing retention time and H₂O₂ concentration to 200 min and 1.2%, respectively. pH increase had positive effect on color removal. There were increases in the rate of color and COD removal as the temperature went up to 50 °C. However, temperature of 80 °C negatively impacted AOP process. According to RSM, the optimum factor levels were achieved at 1.28%, 240 min, 49 °C and 10 for concentrations of hydrogen peroxide, reaction time, temperature, and pH, respectively.

Conclusion: According to the result, UV/H₂O₂ proved to be capable of degrading Reactive Red 195. Almost all the azo dye color destroyed after 209 min while 87.52 % of the COD was removed after 240 min of irradiation.

Please cite this article as: Zoqi MJ. Application of response surface methodology to optimize the ultraviolet/hydrogen peroxide process for the removal of Reactive Red 195 dye from aqueous solution. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2021;14(3):427-46.

