JEHE Alborz University of Medical Sciences Journal of Environmental Health Engineering , 2025; 13(1):50-64 Original Article

Evaluation of the Efficiency of Bentonite@Fe_3O_4 Composite in Activating Peroxymonosulfate for the Degradation of Acid Blue 113 Dye from Aqueous Solutions

Received: 20 February 2025, Accepted: 22 March 2025

Alireza Damroudi[1], Esmail Rostaei[2], Nezamaddin Mengelizadeh[3*], Maryam Moradnia[4]

[1] *Student Research Committee, Alborz University of Medical Sciences, Karaj, Iran*
[2] *Student Research Committee, Larestan School of Medical Sciences, Lar, Iran*
[3] *Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Larestan University of Medical Sciences, Lar, Iran*
[4] *Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Isfahan University of Medical Sciences, Isfahan, Iran*

***Corresponding Author:**
nezam_m2008@yahoo.com

How to Cite This Article:
Damroudi A, Rostaei E, Mengelizadeh N, Moradnia M. Evaluation of the Efficiency of Bentonite@Fe3O4 Composite in Activating Peroxymonosulfate for the Degradation of Acid Blue 113 Dye from Aqueous Solutions. Journal of Environmental Health Engineering. 2025;13(1):50-64.

DOI:

ABSTRACT

Background: The presence of synthetic dyes that are toxic and non-biodegradable, in receiving waters leads to reduced dissolved oxygen, water turbidity, and decreased photosynthesis in aquatic plants. Therefore, the aim of this study was to degrade acid blue 113 (AB113) dye through the generation of reactive radicals by activating peroxymonosulfate (PMS) using a Bentonite@Fe_3O_4 catalyst.

Materials and Methods: In this study, the Bentonite@Fe_3O_4 catalyst was synthesized using a hydrothermal-chemical method and characterized through diagnostic analyses. In the catalytic process, the effects of various parameters such as pH (3–11), catalyst dosage (0–400 mg/L), PMS concentration (0–1 mM), and reaction time (0–120 min) were investigated. The identification of reactive radicals and the toxicity test of the treated solution were also conducted.

Results: Successful synthesis of the Bentonite@Fe_3O_4 catalyst was confirmed by SEM, XRD, and FTIR analyses. Complete dye removal was achieved under the following operational conditions: pH 3, catalyst dosage of 200 mg/L, PMS concentration of 0.5 mM, and a reaction time of 100 min. Sulfate radicals ($SO_4^{\bullet-}$), hydroxyl radicals ($^{\bullet}OH$), and superoxide radicals ($O_2^{\bullet-}$) were identified as the active species in the dye degradation process. A 1.56-fold increase in the growth of mint plants in the treated solution compared to the untreated one emphasized the effective toxicity reduction achieved by the current process.

Conclusion: The findings of the study demonstrated that catalytic treatment of the AB113 solution could produce an effluent suitable for safe disposal.

Keywords: Catalytic process, Bentonite@Fe_3O_4, toxicity, radical identification, catalyst synthesis

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

Copyright © 2025 The Authors.
Published by Alborz University of Medical Sciences
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Noncommercial 4.0 International License. (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).Non-commercial uses of the work are permitted,provided the original work is properly cited.

JEHE مجله مهندسی بهداشت محیط، دوره ۱۳، شماره ۱، بهار ۱۴۰۴، صفحات ۵۰ تا۶۴
Alborz University of Medical Sciences
مقاله پژوهشی

بررسی کارایی کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4 در فعال سازی پراکسی مونوسولفات در تجزیه رنگ اسید بلو ۱۱۳ از محلول های آبی

تاریخ دریافت : ۱۴۰۳/۱۲/۰۲ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۱/۰۹

علیرضا دامرودی[۱]، اسماعیل روستایی[۲]، نظام الدین منگلی زاده[۳]*، مریم مرادنیا[۴]

[۱] کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشگاه علوم پزشکی البرز، کرج، ایران

[۲] کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشکده علوم پزشکی لارستان، لار، ایران

[۳] گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشکده علوم پزشکی لارستان، لار، ایران

۴ گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران

***پست الکترونیکی نویسنده مسئول:**
nezam_m2008@yahoo.com

نحوه استناد به این مقاله:
Damroudi A, Rostaei E, Mengelizadeh N, Moradnia M. Evaluation of the Efficiency of Bentonite@Fe3O4 Composite in Activating Peroxymonosulfate for the Degradation of Acid Blue 113 Dye from Aqueous Solutions. Journal of Environmental Health Engineering. 2025;13(1):50-64.

DOI:

چکیده

زمینه و هدف: حضـور رنگ های سـنتتیک به عنوان مواد غیرقابل تجزیه و سـمی در آب های پذیرنده منجر به کاهش اکسـیژن محلول، کدری آب و کاهش فتوسـنتز گیاهان آبزی می گردد. از اینرو، هدف از این مطالعه تجزیه رنگ اسید بلو ۱۱۳ (AB113) از طریق تولید رادیکال های واکنش پذیر بوسیله فعال سازی پراکسی مونوسولفات (PMS) با کاتالیست بنتوینت@Fe_3O_4 بود.

مواد و روش‌ها : در این پژوهش، کاتالیسـت بنتونیت@Fe_3O_4 از طریق روش گرمایی- شـیمیایی تهیه شـد و ویژگی های آن از طریق آنالیزهای تشـخیصـی مشـخص گردید. در فرآیند کاتالیتیک تاثیر پارامترهای مختلف همچون pH (۳-۱۱)، مقدار کاتالیسـت (۰-۴۰۰ میلی گرم بر لیتر)، مقدار PMS (۰-۱ میلی مولار) و زمان (۰-۱۲۰ دقیقه) مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش شناسایی رادیکال های فعال و همچنین آزمون سمیت محلول تصفیه شده مورد امتحان قرار گرفت.

یافته ها: سنتز موفقیت آمیز کاتالیست بنتونیت@Fe_3O_4 از طریق آنالیزهای SEM، XRD و FTIR تایید شد. حذف کامل رنگ در یک شـرایط اپراتوری شـامل pH ۳، مقدار ۲۰۰ mg/L کاتالیسـت، مقدار ۰/۵ میلی مولار PMS و زمان واکنش ۱۰۰ دقیقه بدست آمد. رادیکال های سولفات ($SO_4^{\bullet-}$)، هیدروکسیل ($^{\bullet}OH$) و سوپراکسید ($O_2^{\bullet-}$) به عنوان گونه های فعال در تجزیه رنگ از محیط آبی شـناسـایی شـدند. رشـد ۱/۵۶ برابری گیاه نعناع در محلول تصـفیه شـده در مقابل محلول تصـفیه نشـده تاکید کرد که فرآیند حاضـر کارایی مناسـبی در کاهش سـمیت محلول دارد.

نتیجه گیری: یافته های مطالعه نشـان داد که با تصـفیه کاتالیتیک محلول AB۱۱۳، میتوان پسـابی مناسـبی برای دفع بدست آورد.

واژه های کلیدی: فرآیند کاتالیتیک، بنتونیت@Fe_3O_4، سمیت، شناسایی رادیکال ها، سنتز کاتالیست

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

مقدمه

سالیانه بیش از ۱۰۰۰۰۰ نوع رنگ تجاری با نرخ ۷×۱۰^۵ تن تولید می گردد. تقریبا ۶۰-۷۰٪ از رنگ های تجاری و سنتتیک، رنگ های آزو هستند که بطور وسیع در صنایع نساجی، داروسازی، پلاستیک و کاغذ مورد استفاده قرار می گیرد. مطالعات گزارش دادند که ۲۰٪ رنگ های آزو تولید شده در جهان در طی فرآیند رنگرزی از دست می رود. رنگ های آزو با ساختار شیمیایی حاوی گروه های آزو (-N=N-) و آروماتیک سمی در محیط آبی سمی و تقریبا غیرقابل تجزیه بیولوژیکی هستند [۱،۲]. بنابراین حضور این نوع ترکیبات مقاوم در دراز مدت اثرات منفی روی اکوسیستم آبی همچون افزایش سمیت، کاهش اکسیژن محلول، کدورت و تجمع در زنجیره غذایی ایجاد میکند. از اینرو حذف موثر آنها قبل از تخلیه مجاری آب ضروری می باشد [۳]. رنگ اسید بلو ۱۱۳ به عنوان یک رنگ آزو به دلیل میل ترکیبی بالا با زیرلایه های الیاف در تولید محصولاتی همچون الیاف چرم، پشم، ابریشم، نایلون و پلی استر بکار می رود. با وجود این مزایا، این نوع رنگ ها پایداری بالایی در برابر تجزیه بیولوژیکی و نور آفتاب در اکوسیستم دارد، که این احتمال افزایش اثرات نامطلوب طولانی مدت آن بر موجودات آبزی توسعه می دهد [۴،۵]. علاوه بر این، رنگ های AB113 با ساختار آروماتیک، گروه های -N=N- و $-SO_3$، به راحتی توسط فرآیندهای متداول تصفیه فاضلاب حذف نمی گردند. از اینرو احتمال مواجه موجودات زنده با AB113 با ویژگی کارسینوژنیک در طول رشد زیستی بسیار زیاد می باشد [۶].

در دهه ای اخیر روش های فیزیکوشیمیایی مختلفی همچون اکسیداسیون شیمیایی، تبادل یونی، انعقاد و جذب سطحی برای حذف رنگ ها مورد استفاده قرار گرفته اند. این روشها مولکول های آلاینده از طریق مکانیسم های جذب و اکسید حذف میکند، اما لجن تولیدی حاوی ماده اصلی و متابولیت های آن می باشد [۷،۸]. در مقایسه با این تکنیک ها، فرآیند اکسیداسیون پیشرفته از طریق تولید گونه های اکسیژن واکنش پذیر (همچون $^{\bullet}OH$، $SO_4^{\bullet-}$ و $O_2^{\bullet-}$) آلاینده به ترکیبات ساده و کم خطر تبدیل میکند. گونه های رادیکال در فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته از طریق انتقال الکترون به اکسیدان های همچون PMS (HSO_5^-)، پرسولفات ($S_2O_8^{2-}$) و پراکسید هیدروژن (H_2O_2) تولید می گردد. از میان اکسیدان ها مورد استفاده برای تولید رادیکالها، PMS به دلیل ویژگی های همچون واکنش پذیری بالا، تجزیه سریع به رادیکال ها و فعال سازی آسان اخیرا مورد توجه محققین قرار گرفته است. فعال سازی PMS برای تولید رادیکال ها از طریق گرما، قلیا، اولتراسوند، UV و فلزات انجام میگیرد. از میان روش های اشاره شده، فعال سازی PMS با فلز قابلیت اجرایی خوبی در فیلد محیطی دارد، این درحالی که فعال سازی گرمایی، اولتراسوند یا UV نیاز به هزینه تامین دستگاه و نگهداری آن می باشد [۸-۱۱].

نانوذرات مگنتیت (Fe_3O_4) به عنوان یک اکسید آهن اسپینال با فرمول شیمیایی $Fe(III)_{tet}[Fe(II)Fe(III)]octO_4$ پتانسیل بالایی در واکنش های اکسید- احیا همچون واکنش فنتون و فعال سازی PMS دارد. در این ذرات، سیکل رودکس Fe(II)/Fe(III) میتواند انتقال الکترون در سایت هشت وجهی برای احیا یون ها و همچنین شکست پیوند اکسیژن-اکسیژن PMS تسهیل کند [۱۲]. علاوه بر این، در کاربرد های واقعی تصفیه میتوان ذرات مگنتیت از طریق فیلد مگنتیک برای استفاده مجدد و جلوگیری از آلودگی محیط زیست جداسازی کرد [۱۳]. با وجود این مزیت ها، ذرات Fe_3O_4 تمایل بسیار بالایی برای تجمع دارند و از اینرو

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

احتمال کاهش مساحت سطح برای جذب آلاینده و فعال سازی اکسیدان ها وجود دارد. برای غلبه بر این معایب و همچنین انتقال بهتر الکترون به ساختار اکسیدان، محققین استفاده از مواد حامی همچون کربن فعال، خاک رس، بنتونیت، نانوتیوب کربنی، گرافن اکساید و غیره برای تشکیل کامپوزت پیشنهاد دادند [11].

از میان مواد حامی اشاره شده در بالا، بنتونیت یک خاک رس طبیعی فراوان با ویژگی های بار غالب منفی، فاصله بین لایه ای بزرگ، ظرفیت جذب و مساحت سطح بالا می باشد. بنتونیت با داشتن یک ساختار کریستال لایه ای میتواند فرآیند حذف آنیون ها و کاتیون ها از محیط آبی از طریق فرآیندهای جذب و تبادل یونی انجام دهد. علاوه بر این، اجزای داخلی آن همچون SiO_2 و Al_2O_3 میتواند حامل پایداری برای کاتالیست های فلزی برای تشکیل کامپوزیت فراهم کنند و سپس از تجمع آنها در محیط واکنش جلوگیری نماید. بنتونیت با داشتن گروه های عاملی حاوی اکسیژن (همچون OH) و همچنین برخی از فلزات (همچون آهن، منیزیم، آلومینیوم و سلیس) توانایی واکنش با اکسیدان ها برای تولید گونه های اکسیژن پذیر دارد [12-16]. با توجه به خواص منحصربفرد بنتونیت، Fe_3O_4 روی سطح بنتونیت برای تشکیل کامپوزیت‌ها برپایه بنتونیت می‌تواند به طور کامل از مزایای متقابل بین Fe_3O_4 و بنتونیت استفاده کند. علاوه بر این، تا آنجا که ما می‌دانیم، هیچ مطالعه‌ای Fe_3O_4 متصل به سطوح بنتونیت برای فعال‌سازی PMS برای حذف رنگ AB113 مورد بررسی قرار نداده است.

در مطالعه حاضر کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4 از طریق روش گرمایی- شیمیایی سنتز شد و سپس برای فعال سازی PMS در تجزیه رنگ AB113 مورد استفاده قرار گرفت. ویژگی های کامپوزیت از طریق آنالیز های تشخیصی همچون میکروسکوپ الکترونی روبشی با طیف‌سنجی پراش انرژی پرتو ایکس (SEM-EDX)، میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM)، طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR) و پراکنش X-ray (XRD) مورد بررسی قرار گرفت. تاثیر پارامترهای عملیاتی همچون تاثیر pH، مقدار PMS، مقدار کاتالیست و زمان واکنش روی نرخ عملکرد فرآیند کاتالیتیک مورد ارزیابی قرار گرفت و درنهایت مکانیسم احتمالی تجزیه رنگ از طریق شناسایی گونه های اکسیژن واکنش پذیر پیشنهاد داده شد.

مواد و روش کار

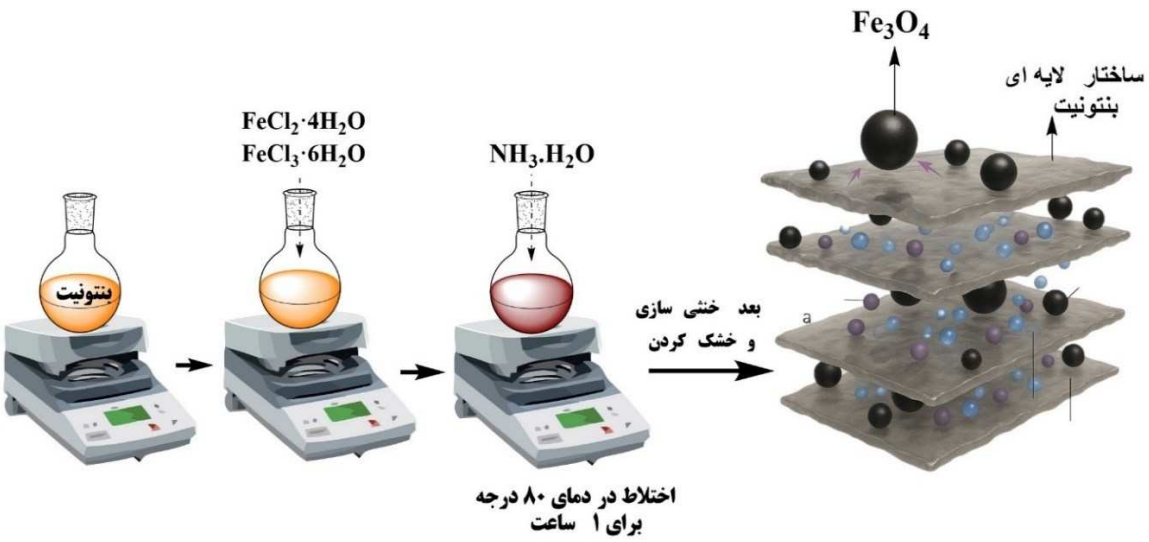
تهیه کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4

طبق شکل ۱، سنتز بنتونیت مگنتیک بر اساس روش هم ترسیبی پیشنهاد شده توسط Lou و همکاران [17] انجام شد. برای سنتز، ابتدا ۲ گرم بنتونیت در ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر در مدت زمان ۲ ساعت پراکنده شد. سپس ۰/۳ گرم $FeCl_2{\cdot}4H_2O$ و ۱ گرم $FeCl_3{\cdot}6H_2O$ به محلول بنتونیت در حال اختلاط اضافه گردید. در ادامه، مخلوط حاصل تحت گاز نیتروژن در دمای ۸۰ درجه سانتی گراد برای ۰/۵ ساعت مخلوط شده و سپس ۲۵ میلی لیتر محلول ۲۵٪ $NH_3.H_2O$ به آن اضافه شد. بعد از یک ساعت اختلاط، ذرات حاصل از طریق فیلد مگنتیک جداسازی شد و بعد با مخلوط آب/اتانول تا زمان خنثی شدن شستشو داده شد. در نهایت کاتالیست تهیه شده در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد تحت خلا خشک گردید.

پس از تهیه کامپوزیت، ویژگی های سطحی و ساختاری آن از طریق آنالیزهای تشخیصی همچون SEM-EDX(مدل MIRA III، شرکت TESCAN)، TEM(مدل CM120، هلند)، FTIR (شرکت

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

Thermo، USA) و XRD (مدل PW1730، شرکت فلیپس) مشخص شد.



شکل ۱: شماتیک سنتز کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4

آزمایش تجزیه کاتالیتیک رنگ

برای ارزیابی نانوذرات بنتونیت@Fe_3O_4 در تجزیه رنگ AB113، آزمایشات کاتالیتیک در ظرف ارلن مایر ۲۵۰ میلی لیتر تحت اختلاط مداوم در دمای اتاق انجام شد. در این مطالعه، برای ارزیابی تاثیر پارامترها همچون pH اولیه (۱۱-۳)، مقدار جاذب (mg/L ۴۰۰-۰)، مقدار PMS (۱-۰ میلی مولار) و زمان واکنش (۱۲۰-۰ دقیقه)، آزمایشات با تغییر یک فاکتور و ثابت نگه داشتن دیگر فاکتورها انجام گردید. در هر مرحله آزمایش، مقادیر مشخصی از کامپوزیت به ۱۰۰ میلی لیتر محلول آلاینده با غلظت اولیه mg/l ۱۰ اضافه شد. قبل از شروع فرآیند اکسیداسیون، کامپوزیت به مدت ۶۰ دقیقه تحت تماس مولکول های رنگ AB113 قرار گرفت تا تاثیر فرآیند جذب قابل چشم پوشی باشد. بعد از این فعالیت، غلظت معینی از PMS به محلول رنگی اضافه شد. در زمان واکنش های مختلف، ۱ml محلول برداشته شده و سپس غلظت آلاینده باقیمانده از طریق دستگاه اسپکتروفتومتری در طول موج ۵۶۶ نانومتر تعیین شد.

در نهایت برای پیشنهاد مکانیسم احتمالی تجزیه رنگ از طریق فرآیند فعال سازی PMS، آزمایش محدود کنندگی رادیکال های واکنش پذیر از طریق ربایندده های همچون اتانول (EtOH، محدود کننده رادیکال های $SO_4^{\bullet-}$ و $^{\bullet}OH$)، اتیلن دی آمین ترا استیک اسید (EDTA، محدود کننده رادیکال $^{\bullet}OH$)، اسید اسکوربیک (محدود کننده رادیکال $O_2^{\bullet-}$) و پتاسیم یدید (KI) انجام شد. برای آنالیز سمیت محلول تصفیه شده، از رشد گیاه نعناع در گلدان استفاده شد. در این آزمایش، ابتدا ۱۰ میلی لیتر آب خام، محلول رنگ AB113 و محلول تصفیه شده به گلدان های حاوی خاک اضافه شد. سپس تعدادی دانه گیاه نعناع به هریک از ظرف اضافه گردیده و بعد از ۱۴ روز رشد گیاه اندازه گیری شد.

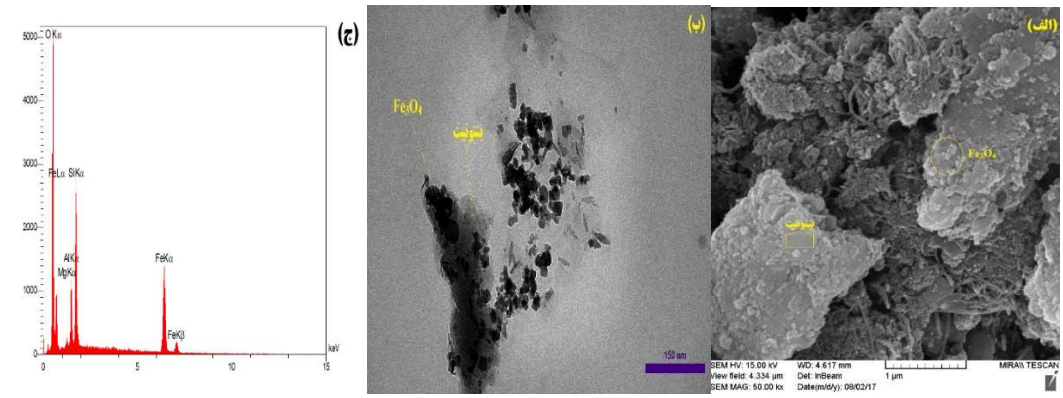
یافته ها

ویژگی های کاتالیست بنتونیت@Fe_3O_4

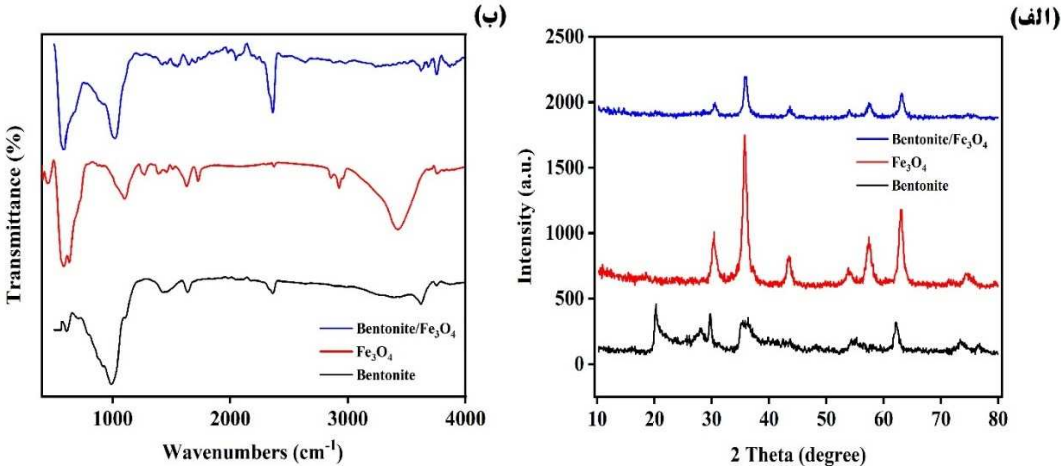
ویژگی های مورفولوژی و آنالیز عنصری کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4 سنتز شده در شکل ۲ نشان داده شده است. از عکس های SEM-EDX و TEM می‌توان مشاهده کرد نانوذرات Fe_3O_4 بطور یکنواختی روی بنتونیت پراکنده شده است. الگوی XRD و طیف های FIR ذرات بنتونیت، Fe_3O_4 و بنتونیت@Fe_3O_4 به

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

ترتیب در شکل های ۳ الف و ب ارائه شده است. طبق این شکل ها، ذرات Fe_3O_4 و بنتونیت با پیک های پراکنش مختلفی تشکیل شده است و پس از سنتز به نوع شیمیایی- گرمایی باهم برهمکنش عالی به عنوان کامپوزیت تشکیل داده اند.



شکل ۲. عکس SEM (الف)، TEM (ب) و EDX (ج) کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4



شکل ۳. الگوی پراکنش XRD (الف) و طیف های FTIR نمونه های سنتز شده

تاثیر پارامترهای عملیاتی

شکل ۴ الف تاثیر pH اولیه روی حذف رنگ AB113 در شرایط آزمایشگاهی شامل مقدار کاتالیست ۱۰۰ mg/L و مقدار PMS ۰/۵ میلی مولار را نشان میدهد. طبق این شکل، در شرایط بدون حضور PMS، بازدهی جذب رنگ با افزایش زمان در کلیه pH های مورد مطالعه بطور قابل توجهی افزایش می یابد. همچنین با کاهش pH از ۱۱ به ۳ نرخ بازدهی جذب AB113 در زمان تماس ۶۰ min از ۱۲/۵۱٪ به ۴۶/۷۶٪ بهبود می یابد. با افزودن PMS به راکتور واکنش بعد از زمان جذب، بازدهی تجزیه AB113 بطور قابل توجهی با افزایش زمان و کاهش pH توسعه می یابد. حداکثر بازدهی حذف برای فرآیند فعال سازی در pH ۳ و زمان واکنش ۱۲۰ دقیقه اتفاق می افتد. تاثیر مقدار کاتالیست بنتونیت@Fe_3O_4 روی نرخ حذف رنگ در هر دو شرایط جذب و اکسیداسیون در شرایط آزمایشگاهی pH ۳، مقدار PMS ۰/۵ میلی مولار در شکل ۴ ب نشان داده شده است. از این شکل میتوان مشاهده کرد با افزایش مقدار بنتونیت@Fe_3O_4 از ۰ به ۲۰۰ mg/L بازدهی

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

حذف رنگ بطور قابل ملاحظه در شرایط بدون حضور PMS از ۹/۸۲٪ به ۷۳/۲۶٪ افزایش می یابد. بطور مشابه برای فرآیند اکسیداسیون نرخ حذف AB113 از ۷۵/۹۵٪ به ۹۹/۶۱٪ با بیشتر شدن مقدار جاذب از ۰ به ۲۰۰ mg/L افزایش یافت. شکل ۴ب همچنین نشان میدهد که با افزایش بیشتر کاتالیست در راکتور کاتالیتیک نرخ حذف تغییر قابل ملاحظه ای نمی کند. با توجه به این موارد، برای آزمایشات بعدی مقدار کاتالیست ۲۰۰ mg/L به عنوان مقدار بهینه انتخاب شد.

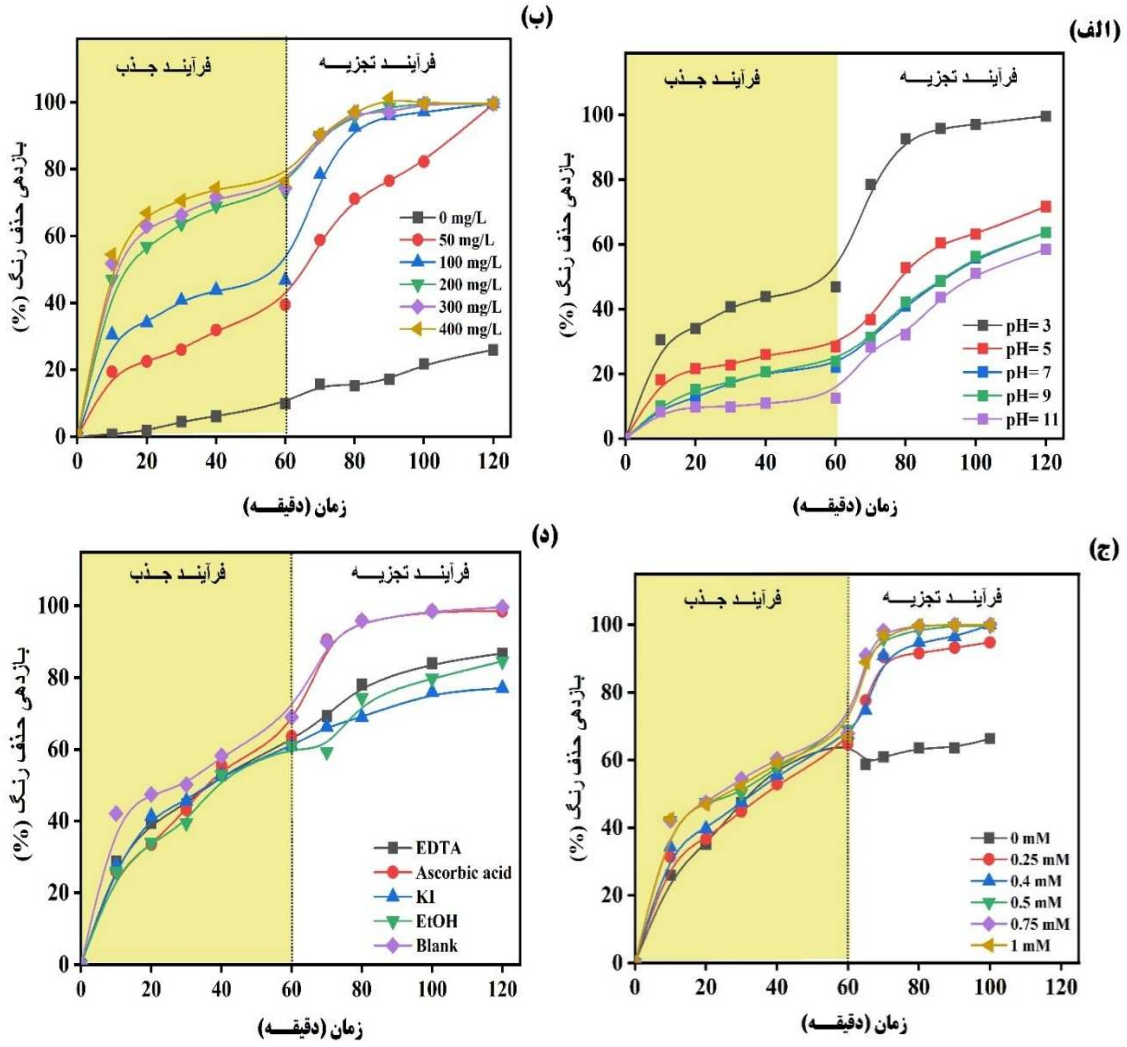
شکل ۴ج تاثیر مقدار PMS روی نرخ عملکرد فرآیند کاتالیتیک برپایه بنتونیت@Fe_3O_4 در شرایط آزمایشگاهی شامل pH ۳ و مقدار کاتالیست ۲۰۰ mg/L را نشان میدهد. طبق این شکل با افزایش مقدار PMS از ۰ به ۰/۵ میلی مولار نرخ حذف رنگ از ۶۶/۲۷٪ به ۱۰۰٪ افزایش می یابد. با افزایش بیشتر مقدار PMS به ۰/۷۵ و ۱ میلی مولار نرخ عملکرد فرآیند ثابت باقی می ماند. با توجه به این موارد، برای آزمایشات بعدی مقدار PMS ۰/۵ میلی مولار به عنوان مقدار بهینه انتخاب شد.

شکل ۴ د تاثیر مواد محدوده کننده رادیکال های فعال در شرایط بهینه بدست آمده از پارامترهای عملیاتی را نشان میدهد. طبق این شکل با افزودن EtOH، EDTA و اسید اسکوربیک به راکتور، مقدار عملکرد فرآیند کاتالیتیک از ۱۰۰٪ (راکتور بدون ماده محدوده کننده) در زمان واکنش ۱۰۰ دقیقه به ترتیب به ۷۹/۷۲٪، ۸۴/۰۲٪ و ۹۸/۵۳٪ کاهش می یابد. با افزودن پتاسیم یدید (KI) به عنوان محدود کننده رادیکال های متصل شده به سطح کاتالیست، نرخ بازدهی حذف AB113 از ۱۰۰٪ به ۷۵/۹۵٪ کاهش یافت. برپایه یافته های بدست آمده از شناسایی رادیکال های فعال تولید شده از فعال سازی کاتالیتیک PMS، مکانیسم احتمالی تجزیه AB113 در شکل ۵ پیشنهاد داده شد.

مطالعه سمیت

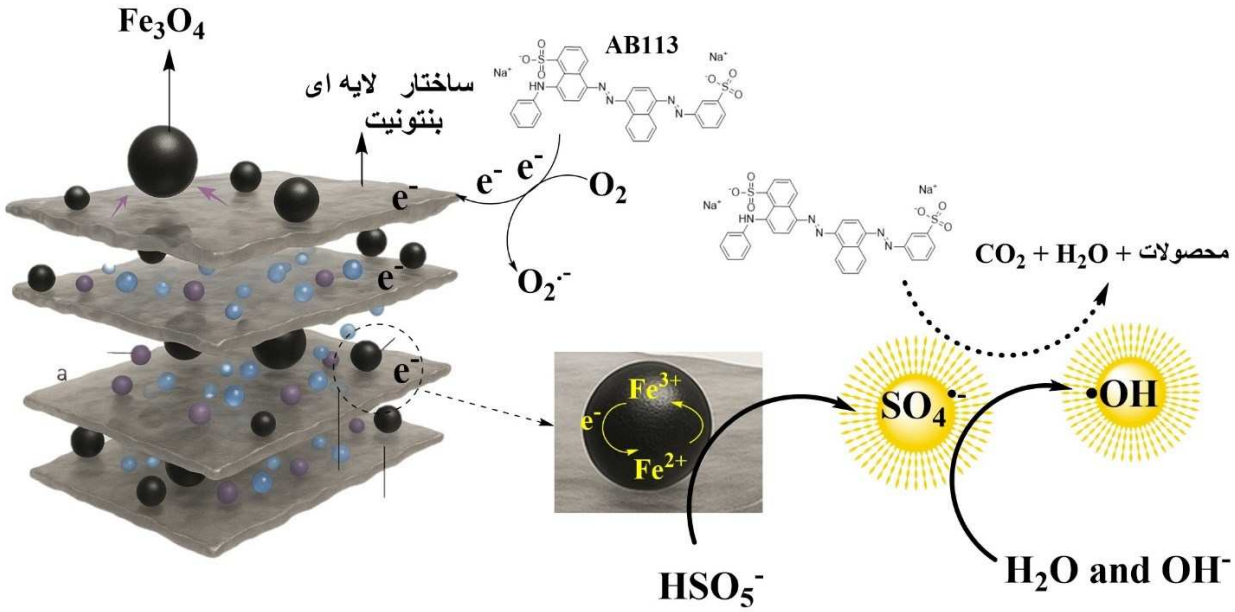
در مطالعه حاضر رشد گیاه نعناع در خاک به عنوان نشانگر اثر محدوده کنندگی آلاینده اصلی و محصولات آن بکار گرفته شد. نتایج در شکل ۶ نشان میدهد که نرخ رشد ساقه گیاه نعناع در نمونه شاهد و نمونه محلول رنگی به ترتیب ۰ و ۱/۵۰ سانتی متر می باشد. در مقایسه با این نمونه ها، اندازه ساقه گیاه در گلدان حاوی آب شیر لوله کشی و محلول رنگ تصفیه شده به ترتیب ۲/۵۰ و ۲/۳۵ سانتی متر می باشد. علاوه براین یافته ها، تعداد نعناع های رشد کرده در گلدان محلول تصفیه شده بیشتر از محلول تصفیه نشده می باشد. این نتایج تاکید میکند که فرآیند کاتالیتیک با تجزیه مولکول های رنگ، سمیت کمتری برای آب های پذیرنده فراهم می کند.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]



شکل ۴. تأثیر پارامترهای عملیاتی همچون **pH** اولیه (الف)، مقدار کاتالیست (ب)، مقدار **PMS** (ج)، اثر مواد محدود کننده فعالیت رادیکال ها (د) در فرآیند کاتالیتیک تجزیه **AB113**

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]



شکل ۵. شماتیک مکانیسم احتمالی تجزیه AB113 از طریق فرآیند فعال سازی PMS بوسیله بنتونیت@Fe_3O_4

شکل ۶. رشد گیاه نعناع در مواجه با محلول های مختلف

بحث

ویژگی های کاتالیست بنتونیت@Fe_3O_4

ویژگی های مورفولوژی و آنالیز عنصری کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4 سنتز شده در شکل ۲ نشان داده شده است. از شکل ۲الف می‌توان مشاهده کرد بنتونیت مگنتیک بصورت لایه ای سنتز شده و ذرات Fe_3O_4 روی سطح بنتونیت یا بین لایه‌های آن ته نشست شده است. یافته های TEM، عکس SEM کامپوزیت تایید کرد و نشان داد که ذرات مگنتیک بطور مناسبی بین لایه ها و سطح بنتونیت پراکنده شده است. آنالیز EDX در شکل ۲ج نشان داد که آهن و اکسیژن به ترتیب با درصد وزنی ۱۹/۹۷٪ و ۴۴/۵۵٪ در ساختار کامپوزیت حضور دارد.

شکل ۳ الف الگوی XRD ذرات بنتونیت، Fe_3O_4 و بنتونیت@Fe_3O_4 در یک محدوده اسکن ۱۰-۸۰° نشان میدهد. برای بنتونیت، پیک های پراکنش ها در زاویه های شامل ۶/۶۰°، ۲۰/۱۰°، ۳۵/۷۰°، ۵۴/۱۰° و ۶۱/۸۰° مشاهده شد، که این ها طبق داده های استاندارد پراکنش

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

پودر (شماره JCPDS: ۱۲-۰۲۰۴) مربوط به پلان های (۰۰۱)، (۱۰۰)، (۱۰۵)، (۲۱۰) و (۳۰۰) می باشد [۱۸]. برای ذرات Fe_3O_4 و بنتونیت@Fe_3O_4 پیک های پراکنش XRD در زاویه های شامل °۳۰/۴۶، °۳۵/۸۰، °۴۳/۲۶، °۴۷/۵۷ و °۶۳/۲۰ اتفاق افتاد. طبق مطالعات [۱۹]، این پیک ها به ترتیب مربوط به پلان های (۲۲۰)، (۳۱۱)، (۴۰۰)، (۵۱۱) و (۴۴۰) از نانوذرات مگنتیک می باشد. در الگوی پراکنش XRD بنتونیت مگنتیک، پیک های مربوط به بنتونیت قابل مشاهده نمی باشد که این تاکید میکند که نانوذرات Fe_3O_4 بطور موفقیت آمیزی روی سطح و لایه های بنتونیت بارگذاری شده است، همان طور که یافته های SEM و TEM نشان داد.

شکل ۳ ب طیف FTIR ذرات بنتونیت، Fe_3O_4 و بنتونیت@Fe_3O_4 در شماره موج cm^{-1} ۴۰۰۰- ۴۰۰ نشان میدهد. همان طور که می توان مشاهده کرد برای بنتونیت پیک های FTIR در شماره موج های ۴۴۱، ۵۳۵، ۹۸۸، ۱۶۳۳ و cm^{-1} ۳۶۹۰ ظاهر شده است که اینها به ترتیب به ارتعاشات کششی Si-O-Al، Al-Al-OH، Si-O، OH و Al-OH مربوط هستند [۲۰،۲۱]. برای ذرات Fe_3O_4 و بنتونیت@Fe_3O_4 پیکهای FTIR به ترتیب در شماره موج های نزدیک به ۵۵۰، ۱۰۰۰، ۱۵۲۵ و cm^{-1} ۳۴۵۰ پیدا شد، که اینها به ترتیب مربوط به ارتعاشات کششی Fe-O، Si-O، N-H و O-H می باشد.

تاثیر پارامترهای عملیاتی

شکل ۴ الف تاثیر pH اولیه روی نرخ عملکرد فرآیند کاتالیتیک برپایه بنتونیت@Fe_3O_4 نشان می دهد. طبق این شکل، با افزایش pH محلول نرخ فرآیند جذب و اکسیداسیون AB113 توسط کاتالیست کاهش می یابد. با افزایش pH از ۳ به ۱۱ نرخ حذف AB113 از ۹۹/۵۵٪ به ۵۸/۴۳٪ کاهش می یابد. طبق مطالعات [۱۳]، واکنش شیمیایی مرتبط با فرآیندهای اکسیداسیون روی سطح کاتالیزور اتفاق می افتد و pH تاثیر قابل ملاحظه ای روی این واکنش شیمیایی از طریق تغییر بارسطحی مولکول های آلاینده و کاتالیست و همچنین نیروی الکترواستاتیک بین ذرات دارد. رنگ های اسیدی همچون AB113 با داشتن دو گروه سولفانات ($-SO_3^-$) و یک ثابت تفکیک نزدیک به ۰/۵ اکثرا به فرم بار منفی در محیط آبی حضور دارند. نقطه بار صفر کاتالیست های برپایه مگنتیک اکثر نزدیک به ۵ می باشد [۱۳]، که این تاکید میکند که سطح کاتالیزور در pH>۵ به فرم بار مثبت و در pH< ۵ به فرم بار منفی حضور دارند. با توجه به این ملاحظات، بار مثبت روی سطح کاتالیست تحت pH ۳ برای جذب مولکول های رنگ مناسب است. در مقابل سطح منفی کاتالیست در pH> ۵، واکنش بین PMS، مولکول های رنگ و بنتونیت@Fe_3O_4 را محدود میکند. علاوه بر این، PMS در فرم یونی HSO_5^- در محیط های قلیایی به آب و یون سولفات در حضور یون هیدروکسید تبدیل می گردد. همچنین واکنش رادیکال $SO_4^{\bullet-}$ و یون هیدروکسید در محیط قلیایی منجر به تولید رادیکال $OH^{\bullet}$ با پتانسیل اکسیداسیون ضعیف تر نسبت به $SO_4^{\bullet-}$ می گردد. یافته های مشابهی توسط Feng و همکاران برای تجزیه کاتالیتیک تری کلرو اتیلن از طریق کاتالیست برپایه بنتونیت مگنتیک گزارش شدند [۲۲]. Tang و همکاران با فعال سازی پرسولفات از طریق کامپوزیت بیوچار مگنتیک در تجزیه ترکیب آلی گزارش دادند که بهترین pH برای حذف ترکیبات آلی از طریق کامپوزیت های مگنتیک، pH اسیدی می باشد. آنها در مطالعه خود کاهش بازدهی در pH قلیایی برپایه تبدیل رادیکال $SO_4^{\bullet-}$ به فرم سولفات و $OH^{\bullet}$ از طریق یون هیدروکسید توضیح دادند. همچنین محققین پیش بینی کردند که در شرایط قیلیایی احتمال تشکیل فرو و فریک هیدروکسید بالا می باشد، که این واقعه خود میتواند منجر به کاهش بازدهی فرآیند از طریق مشارکت کم یون های آهن در فعال سازی پرسولفات باشند [۲۳].

تاثیر مقدار بنتونیت@Fe_3O_4 در فرآیند فعال سازی PMS در تجزیه رنگ AB113 در شکل ۴ ب نشان داده شده است. طبق این شکل در ۶۰ دقیقه اولیه زمان واکنش،

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

نرخ جذب رنگ با افزایش مقدار جاذب از ۰ به mg/L ۴۰۰ بطور قابل توجهی افزایش می یابد. با افزودن PMS به راکتورهای حاوی جاذب، نرخ اکسیداسیون AB113 برای کلیه غلظت های کاتالیست با افزایش زمان واکنش بهبود می یابد. همچنین در این مسیر با افزایش بیشتر غلظت بینتونیت@Fe_3O_4 از ۲۰۰ به mg/L ۴۰۰ نرخ کارایی فرآیند کاتالیتیک تغییر چندانی نسبت به تغییرات غلظت از ۰ به mg/L ۲۰۰ ندارد. افزایش اولیه بازدهی میتواند به فراهم بودن سایت های فعال بیشتر برای جذب AB113 و PMS در مسیر تولید رادیکال های فعال و همچنین شکستن مولکول های آلاینده از طریق آنها مرتبط باشد. ثابت شدن نرخ بازدهی در غلظت های بالا را میتوان برپایه اثر محدود کنندگی یون های فلزی بر گونه های اکسیژن واکنش پذیر (واکنش ۱ و ۲) توضیح داد. Ma و همکاران با ارزیابی تاثیر غلظت $CoMoO_4$-Fe-g-C_3N_4 مشاهده کردند که با افزایش مقدار کاتالیست از ۰/۱ به g/L ۰/۳ نرخ تجزیه رنگ های آلی از طریق فعال سازی PMS از ۴۷٪ به ۱۰۰٪ افزایش می یابد [۲۴].

(۱)

$$SO_4^{\bullet-} + Fe^{2+} \rightarrow SO_4^{2-} + Fe^{3+}$$

(۲)

$$Fe^{2+} + {}^{\bullet}OH \rightarrow Fe^{3+} + OH^-$$

اثر مقدار اولیه PMS روی حذف AB113 تحت pH ۱۱ و مقدار کاتالیست mg/L ۲۰۰ در شکل ۴ج نشان داده شده است. همانطور که میتوان مشاهده کرد با افزایش مقدار PMS از ۰ به ۰/۵ میلی مولار نرخ تجزیه رنگ از ۶۶/۲۷٪ به ۱۰۰٪ افزایش می یابد. این یافته ها نشان میدهد که در یک غلظت ثابت کاتالیست، با افزایش مقدار PMS رادیکال های آزاد بیشتری تولید می گردد. با اینحال، با افزایش بیشتر مقدار PMS از ۰/۵ به ۱ میلی مولار، نرخ عملکرد فرآیند بنتونیت@PMS/Fe_3O_4 تغییر چندانی نمیکند. این واقعه اینطور میتوان توضیح دادکه: با افزایش غلظت PMS، سایت های فعال روی کاتالیست تهیه شده اشباع می گردد و سپس تولید رادیکال های آزاد را کاهش می دهد. علاوه بر این مورد، در غلظت بالای اکسیدان، یون ها و رادیکال ناشی از تجزیه PMS منجر به مصرف رادیکال های $SO_4^{\bullet-}$ از طریق واکنش های ۳ و ۴ می گردد [۲۴]. Ghanbari و Jaafarzadeh نتایج مشابهی برای تاثیر غلظت های مختلف PMS روی عملکرد فرآیند Gr-CuO گزارش دادند. در این مطالعه با افزایش اولیه PMS از ۱ به ۳ میلی مولار بازدهی حذف رنگ از ۵۶/۶۰٪ به ۱۰۰٪ افزایش یافت. این درحالی با افزایش بیشتر PMS به بالای ۳ میلی مولار، نرخ حذف به ۹۷/۳۰٪ کاهش یافت. آنها کاهش بازدهی برپایه تولید رادیکال $SO_5^{\bullet-}$ با پتانسیل واکنش پذیری کمتر، از طریق واکنش PMS به $SO_4^{\bullet-}$ توضیح دادند [۲۵].

(۳)

$$SO_4^{\bullet-} + HSO_5^- \rightarrow SO_5^{\bullet-} + SO_4^- + H^+$$

(۴)

$$SO_4^{\bullet-} + SO_4^{\bullet-} \rightarrow S_2O_8^{2-}$$

مکانیسم تجزیه کاتالیتیک

در پژوهش حاضر برای پیشنهاد مکانیسم احتمالی تجزیه رنگ AB113 از طریق فرآیند بنتونیت@PMS/Fe_3O_4، آزمایش به دام انداختن گونه های واکنش پذیر انجام شد و یافته های آن در شکل ۴ د نمایش داده شد. طبق شکل ۴د، با افزودن EtOH به راکتور حاوی رنگ AB113، نرخ بازدهی فرآیند کاتالیتیک از ۱۰۰٪ (راکتور بدون ماده محدوده کننده رادیکال فعال) به ۷۴/۳۴٪ و ۸۴/۵۵٪ در زمان واکنش های ۸۰ و ۱۲۰ دقیقه کاهش می یابد. این نتایج نشان میدهد که رادیکال های $SO_4^{\bullet-}$ و $OH^{\bullet}$ از طریق اکسید PMS برای تجزیه مولکول های رنگ تولید شده است. برای تایید حضور رادیکال $OH^{\bullet}$ ماده EDTA به راکتور واکنش اضافه شد و نرخ حذف رنگ از ۱۰۰٪ به ۷۸/۱۰٪ و ۸۶/۷۰٪ در زمان های ۸۰ و ۱۲۰ دقیقه کاهش یافت. این تغییرات بوضوح نشان

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

می دهد که رادیکال هیدروکسیل در راکتور فعال سازی PMS از طریق بنتونیت@Fe_3O_4 حضور دارد. طبق مطالعات [۲۶]، رادیکال هیدروکسیل از طریق تجزیه مولکول های آب و یون هیدروکسید از طریق رادیکال سولفات و تجزیه کاتالیتیک PMS تولید می گردد. علاوه بر این رادیکالها، هنگامی که اسید اسکوربیک به عنوان محدوده کننده $O_2^{\bullet-}$ به راکتور کاتالیتیک اضافه می گردد بازدهی تجزیه از ۱۰۰٪ به ۹۵/۸۴٪ و ۹۸/۵۳٪ در زمان های ۸۰ و ۱۲۰ دقیقه کاهش می یابد. این تغییرات کم بازدهی با حضور اسید اسکوربیک تاکید می کند که رادیکال $O_2^{\bullet-}$ یک نقش ناچیزی را در تجزیه AB113 بازی میکند. با اینحال در مطالعات گزارش شده که گونه سوپراکسید میتواند با ترکیب با ۲ مولکول آب به رادیکال اکسیژن تک اتمی تبدیل گردد و از اینرو غلظت آن در راکتور واکنش کاهش یابد [۲۶]. در نهایت این یافته ها توضیح میدهد که رادیکال های اکسیژن واکنش پذیر همچون $O_2^{\bullet-}$، $OH^{\bullet}$ و $SO_4^{\bullet-}$ از طریق جذب HSO_5^- برای تجزیه مولکول AB113 تولید شده است.

برای ارزیابی واکنش‌های سطحی کاتالیست یا محلول، از پتاسیم یدید (KI) به عنوان عامل مهارکننده رادیکال‌های فعال سطح کاتالیست و همچنین مشخص شدن گونه های فعال در سطح کاتالیست یا محلول استفاده شد. مطابق با مطالعات قبلی [۲۷]، KI توانایی گرفتن رادیکال‌های تولیدشده در سطح کاتالیست را دارد و به‌منظور تعیین سهم واکنش‌های سطحی و محلولی به کار گرفته می‌شود. نتایج در شکل ۴د نشان می‌دهد که در حضور پتاسیم یدید، بازده تجزیه AB113 از ٪۱۰۰ به ۶۸/۹۶٪ و ۷۷/۰۳٪ کاهش می‌یابد. این کاهش چشمگیر در درجه اول بیانگر آن است که فرآیند تجزیه عمدتاً در سطح کاتالیست انجام می‌گیرد. همچنین، این نتایج به‌روشنی نقش کلیدی رادیکال‌های متصل به سطح را در فرآیند تخریب رنگ در سیستم را تأیید می‌کند.

برپایه یافته های آزمایش محدود کنندگی رادیکال های فعال، مکانیسم احتمالی تجزیه AB113 در شکل ۵ پیشنهاد داده شد. طبق این شکل مقدار قابل توجهی از آلاینده میتواند روی سطح جاذب جذب گردد. پس از جذب مولکول AB113 بر روی سطح کاتالیزور، تزریق الکترون از آلاینده ها به کاتالیزور از طریق جفت ردوکس سطحی کاتالیزور اتفاق میافتد. در این مسیر، کاتالیزور به عنوان رسانای الکترون عمل می کند و الکترون های به دام افتاده به اکسیژن جذب شده برای تولید رادیکال $O_2^{\bullet-}$ انتقال میدهد [۲۸]. علاوه بر این، کاتالیزور الکترون برای احیای سیکل Fe (II)/Fe(III) و همچنین تجزیه مستقیم HSO_5^- به رادیکال های فعال مورد استفاده قرار میدهد. بعد از این مکانیسم های تولید رادیکال ، کاتالیزور بنتونیت@Fe_3O_4 با جذب HSO_5^- گونه های $SO_4^{\bullet-}$ و $OH^{\bullet}$ را تولید میکند. در نهایت این گونه های واکنش پذیر با حمله به مولکول های AB113 ترکیبات با وزن مولکولی پایین و سمیت کم، دی اکسید کربن و آب را تولید میکنند.

نتیجه گیری

در مطالعه حاضر کامپوزیت بنتونیت@Fe_3O_4 به عنوان یک فعال کننده PMS در تولید رادیکال های فعال برای تجزیه AB113 تهیه شد. آنالیز SEM، TEM، XRD و FTIR نشان داد که ذرات Fe_3O_4 با بنتونیت برهمکنش خوبی تشکیل داده است. تاثیر پارامترهای عملیاتی روی نرخ عملکرد فرآیند کاتالیتیک نشان داد که تجزیه کامل AB113 را میتوان در pH ۳، مقدار mg/L ۲۰۰ بنتونیت@Fe_3O_4 و مقدار ۰/۵ میلی مولار PMS بدست آورد. شناسایی گونه های اکسیژن واکنش پذیر از طریق افزودن ماده های محدودکننده رادیکال به راکتور مورد بررسی قرار گرفت و یافته ها نشان داد که کلیه رادیکال های تولیدی همچون $SO_4^{\bullet-}$، $OH^{\bullet}$ و $O_2^{\bullet-}$ در تجزیه AB113 مشارکت داشته اند. سمیت محلول رنگ AB113 تصفیه شده از طریق رشد گیاه نعناع مورد ارزیابی قرار گرفت و یافته های آزمایش سمیت، مقدار رشد ۲/۳۵ سانتی متر گیاه نعناع داخل گلدان حاوی محلول

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

تصفیه شده در مقایسه با ۱/۵۰ سانتی متر گیاه نعناع گلدان محلول تصفیه نشده نشان داد. در نهایت یافته ها توضیح داد که کاتالیست بنتونیت@Fe_3O_4 را میتوان به عنوان یک کاتالیست فعال کننده PMS در تجزیه AB113 به دلیل سنتز آسان، تجزیه کامل رنگ و تولید محلول با سمیت کم مورد استفاده قرار داد.

سپاسگزاری

نویسندگان مطالعه حاضر از کمیته تحقیقات دانشجویی و معاونت تحقیقات و فناوری دانشکده علوم پزشکی لارستان برای حمایت مادی کمال تشکر را دارند.

تعارض منافع

نویسندگان اظهار می دارند که برای انجام مطالعه حاضر، در هیچ یک از جنبه های مادی و معنوی مطالعه با یکدیگر تعارض منافع ندارند.

حمایت مالی

نویسندگان برای پژوهش حاضر از حمایت گرنت کمیته تحقیقات دانشجویی دانشکده علوم پزشکی لارستان با شماره طرح ۱۳۹۹-۵۰ و کد اخلاق IR.LARUMS.REC.1399.009 برخوردار بوده اند.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان متعهدند که تمام ملاحظات اخلاقی در طی انجام پژوهش رعایت شده است و طرح حاضر حاوی کد اخلاق IR.LARUMS.REC.1399.009 می باشد.

مشارکت نویسندگان

طراحی مطالعه، روش کار، نظارت بر اجرای کار، مدیریت منابع: نظام الدین منگلی زاده

انجام آزمایش ها: اسماعیل روستایی، مریم مرادنیا

نگارش و ویرایش متن دست نوشته: علیرضا دامرودی

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

References

1. Reza Samarghandi M, Tari K, Shabanloo A, et al. Synergistic degradation of acid blue 113 dye in a thermally activated persulfate (TAP)/ZnO-GAC oxidation system: Degradation pathway and application for real textile wastewater. Separation and Purification Technology 2020;247: 116931.
2. Shirzad-Siboni M, Jafari SJ, Giahi O, et al. Removal of acid blue 113 and reactive black 5 dye from aqueous solutions by activated red mud. Journal of Industrial and Engineering Chemistry 2014;20(4): 1432-7.
3. Shafawi AN, Mahmud RA, Ahmed Ali K, et al. Bi2O3 particles decorated on porous g-C3N4 sheets: Enhanced photocatalytic activity through a direct Z-scheme mechanism for degradation of Reactive Black 5 under UV–vis light. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 2020;389: 112289.
4. Saravanan M, Sambhamurthy NP, Sivarajan M. Treatment of Acid Blue 113 Dye Solution Using Iron Electrocoagulation. CLEAN – Soil, Air, Water 2010;38(5-6): 565-71.
5. Márquez AA, Coreño O, Nava JL. An innovative process combining electrocoagulation and photoelectro-Fenton-like methods during the abatement of Acid Blue 113 dye. Process Safety and Environmental Protection 2022;163: 475-86.
6. Lee LY, Gan S, Yin Tan MS, et al. Effective removal of Acid Blue 113 dye using overripe Cucumis sativus peel as an eco-friendly biosorbent from agricultural residue. Journal of Cleaner Production 2016;113: 194-203.
7. Ma Z, Cao H, Lv F, et al. Preparation of nZVI embedded modified mesoporous carbon for catalytic persulfate to degradation of reactive black 5. Frontiers of Environmental Science & Engineering 2021;15(5): 98.
8. Satapanajaru T, Yoo-iam M, Bongprom P, Pengthamkeerati P. Decolorization of Reactive Black 5 by persulfate oxidation activated by ferrous ion and its optimization. Desalination and Water Treatment 2015;56(1): 121-35.
9. Luo S, Duan L, Sun B, et al. Manganese oxide octahedral molecular sieve (OMS-2) as an effective catalyst for degradation of organic dyes in aqueous solutions in the presence of peroxymonosulfate. Applied Catalysis B: Environmental 2015;164: 92-9.
10. Tan C, Jian X, Dong Y, et al. Activation of peroxymonosulfate by a novel EGCE@Fe3O4 nanocomposite: Free radical reactions and implication for the degradation of sulfadiazine. Chemical Engineering Journal 2019;359: 594-603.
11. Ghanbari F, Moradi M. Application of peroxymonosulfate and its activation methods for degradation of environmental organic pollutants: Review. Chemical Engineering Journal 2017;310: 41-62.
12. Scaria J, Gopinath A, Nidheesh PV. A versatile strategy to eliminate emerging contaminants from the aqueous environment: Heterogeneous Fenton process. Journal of Cleaner Production 2021;278: 124014.
13. Liu M, Ye Y, Ye J, et al. Recent Advances of Magnetite (Fe3O4)-Based Magnetic Materials in Catalytic Applications. Magnetochemistry 2023;9: 110.
14. Li Z, Sun Y, Yang Y, et al. Comparing biochar- and bentonite-supported Fe-based catalysts for selective degradation of antibiotics: Mechanisms and pathway. Environmental Research 2020;183: 109156.
15. Huang G, Liu K, Muhammad Y, et al. Integrating magnetized bentonite and pinecone-like BiOBr/BiOI Step-scheme heterojunctions as novel recyclable photocatalyst for efficient antibiotic degradation. Journal of Industrial and Engineering Chemistry 2023;122: 482-99.
16. Pandey S. A comprehensive review on recent developments in bentonite-based materials used as adsorbents for wastewater treatment. Journal of Molecular Liquids 2017;241: 1091-113.
17. Lou Z, Zhou Z, Zhang W, et al. Magnetized bentonite by Fe3O4 nanoparticles treated as adsorbent for methylene blue removal from aqueous solution: Synthesis, characterization, mechanism, kinetics and regeneration. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers 2015;49: 199-205.
18. Desalegn YM, Andoshe DM, Desissa TD. Composite of bentonite/CoFe2O4/hydroxyapatite for adsorption of Pb (II). Materials Research Express 2020;7(11): 115501.
19. Culita DC, Simonescu CM, Patescu RE, et al. Polyamine Functionalized Magnetite Nanoparticles as Novel Adsorbents for Cu(II) Removal from Aqueous Solutions. Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials 2017;27(2): 490-502.
20. Zaher M, Wahab S, Taha M, Masoud A. Sorption Characteristics of Iron, Fluoride and Phosphate from Wastewater of Phosphate Fertilizer Plant using Natural Sodium Bentonite. Journal of Membrane Science & Technology 2018;08.
21. Babahoum N, Ould Hamou M. Characterization and purification of Algerian natural bentonite for pharmaceutical and cosmetic applications. BMC Chemistry 2021;15(1): 50.
22. Li Z, Luo S, Yang Y, Chen J. Highly efficient degradation of trichloroethylene in groundwater based on peroxymonosulfate activation by bentonite supported Fe/Ni bimetallic nanoparticle. Chemosphere 2019;216: 499-506.
23. Tong S, Chen D, Jiang X, et al. Persulfate activation by Fe3O4-doped biochar synthesized from Fenton sludge and sewage sludge for enhanced 1-H-1,2,4-triazole degradation. Chemical Engineering Journal 2023;461: 142075.
24. Gao Y, Zhao Q, Li Y, et al. Degradation of sulfamethoxazole by peroxymonosulfate activated by waste eggshell supported Ag2O-Ag nano–particles. Chemical Engineering Journal 2021;405: 126719.
25. Ghanbari F, Jaafarzadeh N. Graphite-supported CuO catalyst for heterogeneous peroxymonosulfate activation to oxidize Direct Orange 26: the effect of influential parameters. Research on Chemical Intermediates 2017;43(8): 4623-37.
26. Wang H, Wang C, Wang X, et al. Cobalt atom sites anchored on sulfhydryl decorated UiO-66 to activate peroxymonosulfate for norfloxacin degradation. Journal of Environmental Chemical Engineering 2023;11(1): 108972.
27. Zhao Z, Zhu S, Qi S, et al. Collaborative modification strategy to improve the formation of

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]

biochar-derived persistent free radicals for aniline removal via peroxymonosulfate activation. Biochar 2025;7.

28. Chen H, Ku J, Wang L. Thermal catalysis under dark ambient conditions in environmental remediation: Fundamental principles, development, and challenges. Chinese Journal of Catalysis 2019;40(8): 1117-34.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2025-07-16]