

Performance of Mesoporous Magnesium Oxide Derived from Various Processes in Treatment of Wastewater Contaminated with Reactive Dyes

Amin Salem^{1*}, Shiva Salem²

1- Faculty of Chemical Engineering, Tabriz University of Technology, P. O. Box: 51335-1996, Tabriz, Iran.

2- Faculty of Chemical Engineering, Urmia University of Technology, P. O. Box: 57155-419, Urmia, Iran.

ARTICLE INFO

Article history:

Received: 12-08-2025

Accepted: 28-09-2025

Available online: 15-06-2026

Print ISSN: 2251-7278

Online ISSN: 2383-2223

DOI: 10.30509/jscw.2025.167625.1255

Keywords:

Reactive dyes

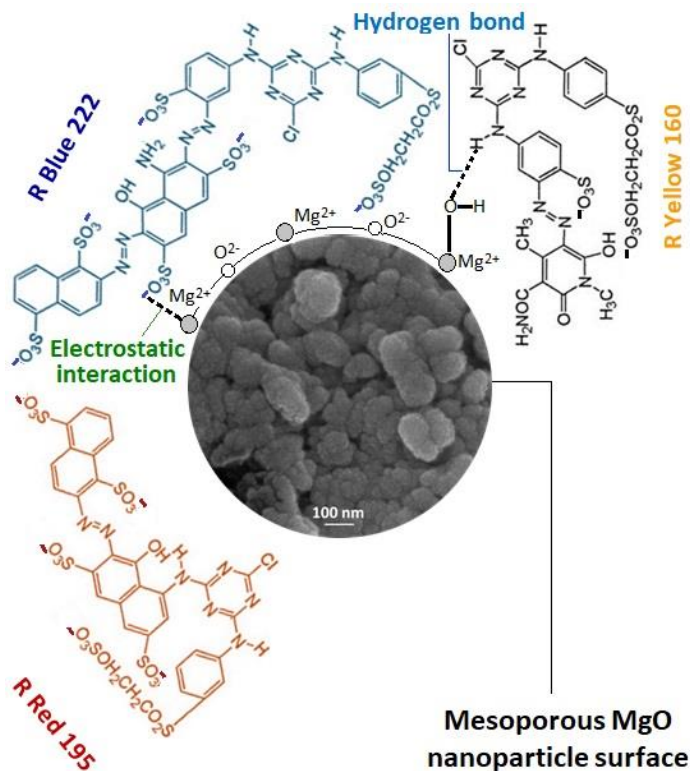
Mesoporous magnesium oxide

Nanoparticle fabrication processes

Adsorption

ABSTRACT

The widespread contamination of water resources by reactive dyes has emerged as a critical environmental concern, primarily due to the persistent toxicity, bioaccumulation in ecosystems, and adverse impacts on human health. The effluents discharged from textile industries are frequently contaminated with reactive dyes, owing to the extensive employment of these commercial materials in dyeing processes. Consequently, there is a critical need to remove reactive dyes from industrial wastewater before the discharge into the environment. Mesoporous magnesium oxide (MgO) nanoparticles exhibit a high affinity for reactive dyes in aqueous solutions, primarily due to electrostatic attraction facilitated by the positively charged surface. The current investigation aims to provide a comprehensive overview of practical methods for fabrication of mesoporous MgO. The most prominent production techniques include hydrothermal, sol-gel, precipitation, autoignition, and green synthesis using biological substrates. The study highlights in-situ, eco-friendly, and rapid production of mesoporous MgO nanoparticles by considering the adsorption capacity, operational parameters, and kinetics for the effective treatment of reactive dye-contaminated wastewater.



Corresponding author: * salem@sut.ac.ir



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



عملکرد اکسید منیزیم مزو متخلخل حاصل از فرایندهای مختلف در تصفیه پساب‌های آلوده به مواد رنگزای راکتیو

امین سالم^{۱*}، شیوا سالم^۲

۱- دانشیار، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی تبریز، تبریز، ایران، صندوق پستی: ۱۹۹۶-۵۱۳۳۵.

۲- استاد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی ارومیه، ارومیه، ایران، صندوق پستی: ۴۱۹-۵۷۱۵۵.

اطلاعات مقاله

تاریخچه مقاله:

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۵/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۷/۰۶

در دسترس به صورت الکترونیکی: ۱۴۰۵/۰۳/۲۵

شاپا چاپی: ۲۲۵۱-۲۲۷۸

شاپا الکترونیکی: ۲۲۲۳-۲۳۸۳

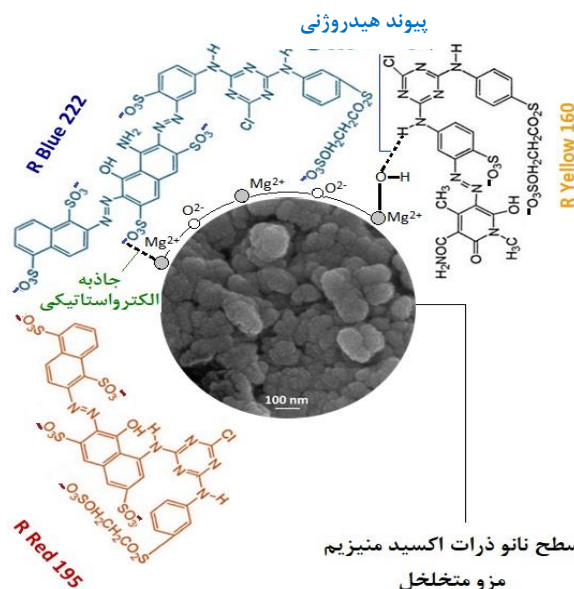
DOI: 10.30509/jscw.2025.167625.1255

واژه‌های کلیدی:

مواد رنگزای راکتیو
اکسید منیزیم مزو متخلخل
فرایند تولید نانو ذرات
جذب سطحی

چکیده

آلودگی گسترده منابع آب توسط مواد رنگزای راکتیو به یک نگرانی جهانی تبدیل شده است که عمدتاً به دلیل ایجاد سمیت پایدار، تجمع در اکوسیستم و اثرات نامطلوب بر سلامت انسان و محیط‌زیست است. باید توجه شود که پساب‌های تخلیه‌شده از صنایع نساجی اغلب به مواد رنگزای راکتیو آلوده هستند، که ناشی از استفاده گسترده از این مواد تجاری در فرایندهای رنگرزی است. در نتیجه، حذف ترکیبات مذکور از پساب‌های صنعتی قبل از تخلیه و یا استفاده مجدد، ضروری است. نانوذرات اکسید منیزیم مزومتخلخل (MgO) تمایل بالایی به جذب مواد رنگزای راکتیو در محلول‌های آبی از خود نشان می‌دهند که عمدتاً به دلیل جاذبه الکترواستاتیکی ناشی از بار مثبت سطح نانوذرات است. هدف تحقیق حاضر، ارائه یک دیدگاه جامع از فرایندهای عملی تولید اکسید منیزیم مزومتخلخل است. برجسته‌ترین فرایندهای تولید شامل روش‌های هیدروترمال، سل-ژل، هم‌رسوبی، خوداحتراقی و سنتز سبز با استفاده از مواد زیستی است. با این حال، بسیاری از این روش‌ها با محدودیت‌هایی از نظر قابلیت اجرا در مقیاس صنعتی و اقتصادی مواجه هستند. برای رفع این چالش‌ها، پیشرفت‌های اخیر بر توسعه راهبردهای ساده، سازگار با محیط‌زیست و مقرون‌به‌صرفه برای تولید اکسید منیزیم مزومتخلخل متمرکز شده‌اند. این تحقیق تولید سریع، درجا و سازگار با محیط‌زیست نانوذرات اکسید منیزیم مزومتخلخل را با در نظر گرفتن ظرفیت جذب، عوامل عملیاتی و سرعت، برای تصفیه مؤثر پساب‌های آلوده به مواد رنگزای راکتیو را مورد توجه قرار داده است.



Corresponding author: * salem@sut.ac.ir



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

۱- مقدمه

آلودگی منابع آب توسط مواد رنگزای راکتیو به دلیل ماهیت سمی آلاینده‌ها و تجمع آنها در موجودات زنده، یک چالش جهانی محسوب می‌شود که تأثیرات نامطلوبی بر سلامت انسان و ایمنی محیط‌زیست برجای می‌گذارد. متاسفانه پساب‌های تخلیه‌شده از صنایع نساجی عموماً به دلیل تقاضای گسترده برای استفاده از مواد تجاری مذکور در فرایند رنگرزی، با مخلوطی از آنها آلوده شده‌اند. از این‌رو، ضروری است این پساب‌ها قبل از رهاسازی در محیط، به طور موثر تصفیه گردند. اگرچه مواد رنگزای راکتیو ترکیباتی ضروری برای رنگرزی الیاف و پارچه محسوب می‌شوند، اما حداکثر سطح مجاز آنها در آب آشامیدنی نزدیک به صفر است، زیرا تجمع این مواد سمی در بدن انسان می‌تواند منجر به بروز انواع سرطان‌ها به‌ویژه سرطان روده و بیماری‌های ژنتیکی گردد (۱).

در متون علمی، روش‌های متعارف و پیشرفته مختلفی برای حذف مواد رنگزای راکتیو ارائه شده‌اند که از جمله می‌توان به فرایندهای هوازی-بی‌هوازی (۲)، انعقاد-لخته‌سازی با مواد آلی و معدنی (۳)، انعقاد الکتریکی (۴)، جداسازی غشایی (۵)، تخریب کاتالیزوری نوری با تابش نور خورشید (۶) و جذب سطحی (۷) اشاره کرد. اگرچه برخی از روش‌های پیشرفته ممکن است کارایی بهتری در تصفیه پساب‌های مذکور داشته باشند، اما جذب سطحی به دلیل سادگی و هزینه کم، مورد توجه گسترده‌ای است بنابراین، برای طراحی بهتر فرایند تصفیه، آگاهی از تولید جاذب‌ها و سازوکار جذب سطحی ضروری است. موادی مانند آلومینا (۸)، کامپوزیت تیتانیا-سیلیکا (۹)، کامپوزیت سه‌گانه نانولوله‌های کربنی-پلی‌آنیلین- Fe_3O_4 (۱۰)، کیتوزان اصلاح‌شده با ملامین (۱۱)، رزین کیتوزان/گلوکارآلدئید اصلاح‌شده با هیدروکسید آمونیم (۱۲)، مواد چارچوب آلی-فلزی مغناطیسی (۱۳)، نانوکامپوزیت نقره-دوپ شده روی PANI/CNT (۱۴)، کربن فعال (۱۵، ۱۶)، ژلان گام/PVA-بیوجار^۱ (۱۷)، پنی ستوم گلاکوم^۲ (۱۸)، نانوذرات ZnO (۱۹) و MgO مزومتخلخل (۲۰) با روش‌های مختلفی برای جذب مواد رنگزای راکتیو تولید شده‌اند.

اکسید منیزیم مزومتخلخل یک ماده با اهمیت برای حذف مؤثر آلاینده‌ها از پساب‌های صنعتی است (۲۱) که به صورت تجاری در حذف فلوراید از آب (۲۲)، جذب آرسنیت (۲۳)، جذب کادمیم و سرب (۲۴)، حذف ۲-کلرواتیل اتیل سولفید (۲۵)، تثبیت فسفات (۲۶، ۲۷)، تخریب کاتالیزوری نوری (۲۸)، حذف آنتراسن (۲۹) و جذب دی‌اکسید کربن (۳۰، ۳۱) استفاده می‌شود. علاوه بر موارد مذکور، اکسید منیزیم به عنوان پایه کاتالیست (۳۲) و نیز در حذف میکروبی به دلیل فعالیت مناسب مورد توجه است (۳۳).

مطالعه حاضر، عملکرد نانو ذرات اکسید منیزیم تولیدشده توسط

فرایندهای مختلف را برای حذف عوامل رنگزای راکتیو از پساب‌های صنعت نساجی را مد نظر قرار می‌دهد. نکته حائز اهمیت، یافتن روش سازگار با محیط‌زیست، سریع و درجا برای تولید نانوذرات اکسید منیزیم مزو متخلخل با ظرفیت جذب مناسب در فرایند تصفیه پساب‌های آلوده ترکیبات رنگزای راکتیو است. ساختار فیزیکی و بلوری نانوذرات تهیه شده مورد بررسی قرار گرفته و سازوکار جذب مواد رنگزای مذکور نیز ارزیابی شده است. روش‌های ارائه‌شده نه تنها پتانسیل بالایی برای تولید جاذب‌های بر پایه منیزیم با هزینه کم دارند، بلکه راهکاری عملی برای حذف ترکیبات رنگزای راکتیو از پساب صنعت نساجی محسوب می‌شوند.

۲- ساختار شیمیایی و بلوری اکسید منیزیم و خواص آن

اکسید منیزیم با فرمول شیمیایی MgO، یک اکسید فلزی متعلق به گروه فلزات قلیایی خاکی است که از طریق تکلیس پیش‌سازهای از جمله هیدروکسید منیزیم و کربنات منیزیم تهیه می‌شود. این ذرات، شکل متنوعی مانند شش ضلعی، لوله‌ای، سوزنی و میله‌ای دارند که منجر به خواص و کاربردهای متفاوتی می‌شود (۳۴). اکسید منیزیم دارای ساختاری منظم از نوع مکعبی است که علت این امر وجود پیوندهای به شدت یونی است. همچنین ماهیت الکترواستاتیکی نیروهای اتصال‌دهنده و تقارن کروی توزیع بار باعث می‌شود تا یون‌های منفرد در شبکه بلوری تا حد ممکن توسط تعداد زیادی یون با بار مخالف احاطه شوند. بنابراین این نانوذرات متخلخل می‌توانند جاذب‌های مناسبی برای حذف انواع آنیون‌ها از جمله عوامل رنگزای راکتیو با سازوکار جذب الکترواستاتیکی باشند (۳۵).

۳- فرایندهای تولید اکسید منیزیم مزو متخلخل

با توجه به اینکه مشخصات بافتی تأثیر قابل توجهی بر عملکرد نانوذرات اکسید منیزیم در کاربردهای مورد اشاره دارند، فرایندهای مختلفی برای افزایش سطح ویژه و حجم حفرات از طریق تغییر توزیع اندازه خلل به کار گرفته شده‌اند. نانوذرات اکسید منیزیم با روش‌های متنوعی از جمله سل-ژل (۳۶)، هیدروترمال (۳۷)، هم‌رسوبی (۲۰)، خوداحتراقی (۳۸) و سنتز سبز تولید شده‌اند که کیفیت محصولات به‌دست آمده به شرح زیر توضیح داده می‌شود.

۳-۱- سل-ژل

سل-ژل یکی از متداول‌ترین روش‌های مورد استفاده برای سنتز نانوذرات اکسید منیزیم است که در آن ریخت و اندازه ذرات تحت تأثیر حذف حلال، خشک‌کردن محصول، ماهیت اسیدی و عملیات

¹ Biochar/gellan gum

² Pennisetum glaucum

سولفات و استات منیزیم در آب حل و سپس باز قوی، نظیر آمونیاک به عنوان عامل رسوب‌دهنده به محلول افزوده می‌شود تا رسوب هیدروکسید منیزیم تشکیل شود (۴۳). عوامل فرایندی، تاثیر قابل توجهی بر شکل و تخلخل محصول دارند. براساس آخرین گزارشات، خواص نهایی محصول به‌دست آمده توسط این روش به نوع ماده پیش‌ساز، عامل رسوب‌دهنده، دمای تکلیس و حضور عامل سطح‌فعال بستگی دارد (۳۹). اسریواستوا^۲ و همکارانش برای سنتز نانو ذرات اکسید منیزیم از کلرید منیزیم ۶ آب استفاده کرده و سپس محلول هیدراکسید سدیم به منظور ایجاد رسوب به محلول اضافه شد. در این فرایند از صمغ عربی به عنوان عامل سطح‌فعال استفاده شده است. رسوب هیدروکسید منیزیم خشک‌شده در دمای ۵۰۰ °C به مدت ۳ ساعت تکلیس شد (۴۴). وانگ^۴ و همکارانش پودر اکسید منیزیم را به روش هم‌رسوبی با استفاده از نیترات منیزیم ۶ آب، هیدروکسید آمونیم و اسید استیک با انحلال در اتانل تهیه کردند. نشان داده شد که اسید استیک می‌تواند به رشد بلورک‌های پیش‌ساز $Mg(OH)_2$ کمک کرده و موجب کاهش دمای تبدیل شود (۴۵). ونکاتشا^۵ و همکارانش از پلی وینیل پیرولیدون (PVP) به منظور سنتز اکسید منیزیم به روش هم‌رسوبی استفاده کردند. نقش PVP، جلوگیری از رشد بلورک‌های هیدروکسید منیزیم در طول فرایند هم‌رسوبی است (۴۶). اکسید منیزیم تولیدشده از طریق روش هم‌رسوبی در حضور سدیم دودسیل سولفات (SDS) و تریتون (TX100) کارایی بسیار بالایی در جذب‌سطحی دارد (۲۰). با این وجود عامل‌های سطح‌فعال مانند ستیل تری متیل آمونیوم برمید (CTAB) (۴۷)، پلی وینیل پیرولیدون (۴۶) و کوپلیمر پلورونیک P123 (۴۸) که به عنوان مواد افزودنی سمی شناخته می‌شوند، نیز مورد استفاده قرار گرفته‌اند. عیب اصلی روش هم‌رسوبی در غیاب فعالگرهای سطح، تجمع نانوذرات است که تأثیر چشمگیری بر عملکرد فرایندهایی مانند جذب‌سطحی دارد. بنابراین، نیاز به یک روش نوین برای تهیه نانوذرات اکسید منیزیم بدون استفاده از عامل‌های سطح‌فعال احساس می‌شود. نانوذرات اکسید منیزیم با سطح ویژه بالا را می‌توان تحت تابش امواج فراصوت و بدون استفاده از عامل‌های سطح‌فعال به کمک روش هم‌رسوبی تهیه کرد (۴۹). امواج فراصوت باعث ایجاد پدیده کاویتاسیون در فاز مایع و تشکیل حباب‌های ریز می‌شود. با ایجاد اختلاط شدید در مقیاس میکرو، سرعت واکنش افزایش می‌یابد. بنابراین، تابش امواج فراصوت باعث کنترل سرعت واکنش، هسته زایی و رشد بلورک‌ها شده که بر بلورینگی ذرات اکسید منیزیم تأثیر می‌گذارد لذا ظرفیت جذب تحت تاثیر قرار می‌گیرد.

حرارت‌دهی قرار دارد. این روش ساده و اقتصادی بوده و همچنین می‌تواند به راحتی در دماهای پایین استفاده شود و محصولاتی با سطح ویژه مناسب ایجاد کند (۳۹). ماستولی^۱ و همکارانش از استات منیزیم ۴ آب در حضور ستیل تری متیل آمونیوم برمید (CTAB) برای تهیه اکسید منیزیم به کمک اسید اگزالیک استفاده کردند. ژل به‌دست آمده در دمای ۱۰۰ °C به مدت ۲۴ ساعت خشک و محصول به‌دست آمده در دمای ۶۰۰ °C تکلیس شد تا MgO با بلورک‌های کوچکتر از ۱۰۰ نانومتر و با شکل کروی ایجاد شود (۴۰). تجمع نانوذرات و عدم قابلیت استفاده در مقیاس صنعتی از معایب روش سل-ژل به شمار می‌آید.

۳-۲- روش هیدروترمال

فرایند هیدروترمال یکی از روش‌های مدرن برای تهیه نانوذرات اکسید منیزیم است. به کمک این روش، تشکیل نانو ذرات می‌تواند در محدوده دمایی وسیعی از دمای اتاق تا دماهای بسیار بالا رخ دهد. به همین منظور واکنش‌های شیمیایی در محلول‌های آبی تحت فشار و دمای بالاتر از نقطه جوش انجام می‌شوند. آب در این واکنش‌ها دو نقش اصلی حل کردن مواد و انتقال فشار را بر عهده دارد. محلول‌های آبی بسیاری وجود دارند که می‌توانند به عنوان حلال و محیط واکنش عمل کنند. به منظور کنترل شکل، می‌توان از شرایط فشار پایین و یا بالا استفاده کرد (۴۱). ژو^۳ و همکارانش از کلرید منیزیم ۶ آب برای تهیه اکسید منیزیم با شکل‌های متفاوت به کمک روش هیدروترمال استفاده کردند. در این روش اوره به عنوان عامل رسوب‌دهنده و پلی اتیلن گلیکول ۴۰۰ (PEG400) برای فعال کردن سطح به کار برده شده‌اند. محلول حاصل در دمای ۱۸۰ °C به مدت ۲۴ ساعت تحت شرایط هیدروترمال حرارت داده شد. در نهایت رسوب جامد به‌دست آمده پس از خشک شدن، در دمای ۴۵۰ °C به مدت ۳ ساعت تکلیس شد (۴۲). فرایند هیدروترمال نسبت به روش‌های دیگر مزایای قابل توجهی از جمله تجمع کم ذرات و کنترل مناسب اندازه بلورک‌ها را دارا است. علیرغم این مزایا، این روش به دلیل انجام در دماهای بالا دارای محدودیت است (۳۹). همچنین عامل‌های سطح‌فعال مورد استفاده در فرایند هیدروترمال برای تولید در مقیاس بزرگ در دسترس نیستند. با توجه به اثرات زیست‌محیطی عامل‌های سطح‌فعال، به‌کارگیری این افزودنی‌ها به‌دلیل ماهیت سمی آنها توصیه نمی‌شود.

۳-۳- هم‌رسوبی

روش هم‌رسوبی به دلیل صرفه اقتصادی و انجام در دماهای پایین یکی از مهم‌ترین و پرکاربردترین روش‌های سنتز نانوذرات اکسید منیزیم است. در این روش ابتدا نمک‌های معدنی و یا آلی مانند کلرید، نیترات،

⁴ Wang

⁵ Venkatesha

¹Mastuli

²Zhou

³Srivastava

۴-۳- روش خوداحتراقی

توسعه پایدار در حوزه تولید نانوذرات است زیرا که در این فرایند می‌توان از مواد غیرسمی استفاده کرد. این مواد می‌توانند طیف گسترده‌ای از عصاره‌های گیاهی، باکتریها، آنزیم‌ها و ویتامین‌ها را شامل شوند. عصاره‌های *Nephelium lappaceum L* (۵۷)، *Trigonella officinalis L* (۶۰) و *Dalbergia sissoo* (۶۱) بدین منظور استفاده شده‌اند. به رغم انجام تحقیقات گسترده در زمینه تولید اکسید منیزیم به روش سبز، استفاده از روش مذکور در مقیاس صنعتی دارای محدودیت است. اکسید منیزیم حاصل دارای ظرفیت جذب مناسب نبوده و در حجم بالا قابل تولید نیست.

۳-۶- مقایسه مشخصات بافتی ذرات اکسید منیزیم

تولیدشده با فرایندهای مختلف

داده‌های ارائه‌شده در جدول ۱، بیانگر اثربخشی روش‌های مختلف در تولید اکسید منیزیم مزو متخلخل از منابع گوناگون است. مشخصات بافتی پودر اکسید منیزیم شامل سطح ویژه، حجم خلل و اندازه متوسط آنها با توجه به داده‌های گزارش‌شده در منابع با هم مقایسه شده‌اند. پودر اکسید منیزیم بدست آمده در حضور عامل سطح‌فعال CTAB از طریق روش هیدروترمال، در مقایسه با روش‌های دیگر، سطح ویژه گسترده‌تری را نشان می‌دهد (۶۳، ۶۲). علاوه بر این، مشخصات پودر تهیه‌شده به روش هیدروترمال، قابل‌قیاس با اکسید منیزیم تولیدشده به روش سل-ژل و هم‌رسوبی در حضور CTAB است که نشان‌دهنده تأثیر مؤثر شرایط هیدروترمال بر بهبود مشخصات بافتی است (۶۶-۶۴). از طرف دیگر، سطح ویژه پودر به‌دست آمده به روش هیدروترمال، ۱/۶ برابر بزرگتر از نمونه تهیه‌شده به روش سل-ژل است.

تولید اکسید منیزیم بر اساس روش‌های ذکرشده، مستلزم استفاده از مواد شیمیایی بالقوه سمی است. از سوی دیگر، فرایندهایی مانند سل-ژل و هیدروترمال و هم‌رسوبی پرهزینه هستند. در میان تمامی روش‌ها، فرایند خوداحتراقی^۱ یک فناوری مؤثر برای تولید سهل نانوذرات مختلف است که در تهیه اکسید منیزیم مزو متخلخل نیز به کار گرفته شده است. روش خوداحتراقی مبتنی بر اشتعال یک ژل همگن از اکسیدکننده‌ها است که معمولاً شامل نیترات‌های فلزی و سوخت‌های آلی بوده و منجر به تولید نانومواد اکسید فلزی می‌شود. تولید سریع، آسان و مقرون‌به‌صرفه بلورک‌های ریز، از مزایای اصلی این روش است که در مدت‌زمان چند دقیقه انجام می‌پذیرد. شرط ضروری برای دستیابی به یک ماده نسبتاً بلورین، انتخاب سوخت مناسب است. خوداحتراقی یک فرایند شدیداً اکسیدکننده است که می‌تواند مواد متخلخل و شکننده را به‌صورت درجا تولید کند (۵۰). بنابراین، با ترکیب سوخت و یون‌های فلزی، می‌توان در زمان کوتاهی نانوذرات متخلخل را از یک پیش‌ماده ایجاد کرد. نانوذرات اکسید منیزیم با روش خوداحتراقی و با استفاده از سوخت‌هایی مانند پلی‌وینیل الکل (۵۱)، اتیلن گلیکول (۵۲)، اوره (۵۳)، اسید سیتریک (۵۴)، اسید اگزالیک (۵۵) و نشاسته (۵۶) تهیه شده‌اند.

۳-۵- روش سنتز سبز

سنتز سبز که به عنوان یک روش مدرن در تولید نانوذرات شناخته می‌شود، رویکردی است که در آن نیاز به شرایط واکنش در فشار و دمای بالا به حداقل رسیده و از مواد شیمیایی سمی استفاده نمی‌گردد. هدف از به‌کارگیری این روش، کاهش ضایعات تولیدی و دستیابی به

جدول ۱: مشخصات بافتی پودر MgO تولید شده با روش‌های مختلف.

Table 1: Textural properties of MgO powder fabricated by different methods.

Production method	Starting materials	Specific surface area (m ² g ⁻¹)	Pore volume (cm ³ g ⁻¹)	Average pore size (nm)	Ref.
Hydrothermal	MgCl ₂ (CTAB)	332.0	0.590		(62)
Solvothermal	Mg(NO ₃) ₂ (CTAB)	208.9	0.410	8.1	(63)
Sol-gel	Mg(NO ₃) ₂ (C ₂ H ₂ O ₄)	124.6	0.300	3.6	(64)
Autoignition	Mg(NO ₃) ₂ (Starch)	60.5		27.7	(65)
Precipitation	MgSO ₄ (NH ₃)	121.0			(54)
Precipitation	MgCl ₂ (Na ₂ CO ₃)	194.0	0.390	2.6	(56)
Precipitation	Mg(NO ₃) ₂ (CTAB)	105.6			(66)
Precipitation	Mg(NO ₃) ₂ (P123)	106.9	0.514	16.6	(47)
Precipitation	Solid waste	50.5	0.492	39.0	(49)
Ultrasound-assisted precipitation	Solid waste	105.8	0.765	28.7	(49)
Autoignition	Solid waste	6.8	0.132	78.2	(49)

² In-situ

¹ Autoignition

با این حال، تولید اکسید منیزیم مزومتخلخل به روش‌های هیدروترمال و سل-ژل از منابع خالص در حضور عامل سطح‌فعال مانند CTAB، فرایندی پرهزینه‌ای است که منجر به انتشار مواد سمی می‌شود. اگرچه روش هم‌رسوبی در غیاب عامل سطح‌فعال یک راه‌حل سازگار با محیط‌زیست است (۴۹)، اما استفاده از عامل‌های سطح‌فعال مانند PVA و کوپلیمر Pluronic P123 می‌تواند مشخصات سطحی را از طریق مسیری ساده و سریع بهبود بخشد (۴۷). با در نظر گرفتن ملاحظات زیست‌محیطی، مهندسی و اقتصادی سیستم، می‌توان نتیجه گرفت که تولید اکسید منیزیم مزومتخلخل توسط روش هم‌رسوبی به ویژه تحت تابش امواج فراصوت در بهبود مشخصات بافتی کارآمد است (۴۹).

منجر به جذب مناسب رنگزای کنگو رد می‌شود (۶۸، ۶۷). همچنین جاذب به‌دست آمده از طریق روش هیدروترمال قابلیت مناسبی در جذب رنگزای‌های متیل قرمز و Sudan III دارد (۶۸). ظرفیت جذب ترکیبات رنگزای راکتیو توسط اکسید منیزیم تهیه‌شده به روش سل-ژل قابل توجه بوده (۶۹) اما این جاذب ظرفیت مناسبی در جذب ترکیب R Red RB-133 ندارد (۶۴). هر چند روش هم‌رسوبی موجب نیل به جاذب موثر در حذف ترکیبات رنگزای LFR و IB نمی‌شود اما می‌تواند در تهیه جاذب‌های مناسب برای جذب مواد رنگزای راکتیو مانند R Blue RS150 فرایندی مطلوب در نظر گرفته شود (۴۹). اکسید منیزیم تولید شده به روش خوداحتراقی نیز می‌تواند به طور موثر در تصفیه پساب‌های آلوده به عوامل رنگزای راکتیو مورد استفاده قرار گیرد (۳۸). با توجه به آنچه که ذکر شد، هر چند روش هیدروترمال در بهبود مشخصات بافتی و ظرفیت جذب اکسید منیزیم بسیار موثر است اما این فناوری نمی‌تواند به سادگی در مقیاس صنعتی مورد استفاده قرار گیرد. از دیدگاه محیط‌زیست نیز تولید جاذب اکسید منیزیم به روش هیدروترمال نیازمند استفاده از افزودنی‌های شیمیایی سمی است. می‌توان چنین نتیجه گرفت که جاذب‌های به‌دست آمده از طریق دو روش هم‌رسوبی و خوداحتراقی در جذب مواد رنگزای راکتیو از پساب دارای کارایی مناسب هستند. لذا در ادامه به طور مفصل به اثر عوامل فرایندی بر بازده و ظرفیت جذب محصولات حاصل از این دو روش پرداخته می‌شود.

۴- تصفیه پساب‌های آلوده به مواد رنگزای راکتیو

داده‌های ارائه‌شده در جدول ۲، بیانگر کارایی پودر اکسید منیزیم تولیدشده به روش‌های مختلف در جذب مواد رنگزای راکتیو هستند. لازم به ذکر است که داده‌های مذکور به کمک ایزوترم لانگمویر محاسبه شده و نشان دهنده حداکثر ظرفیت جذب تک لایه‌ای یکنواخت است (۲۰). اگرچه روش تولید می‌تواند بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی جاذب موثر باشد، اما ساختار شیمیایی مواد رنگزا نیز نقش تأثیرگذاری بر فرایند جذب دارد. اکسید منیزیم تهیه‌شده به روش هیدروترمال

جدول ۲: مقایسه عملکرد پودر اکسید منیزیم تولید شده به روش‌های مختلف در حذف انواع ترکیبات رنگزا.

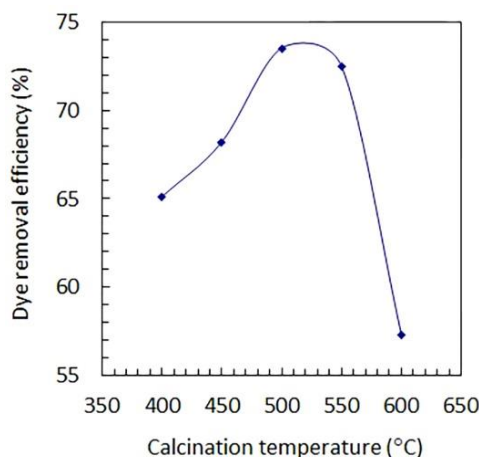
Table 2: Performance of fabricated MgO powders for removal of dyes.

Dye	Production method	Adsorption capacity (mg g ⁻¹)	Ref.
Congo red	Hydrothermal	131.3	(67)
Congo red	Hydrothermal	588.0	(68)
Methyl orange	Hydrothermal	377.0	(68)
Sudan III	Hydrothermal	184.0	(68)
R Blue 19	Sol-gel	166.7	(69)
R Red 198	Sol-gel	123.5	(69)
R Red RB-133	Sol-gel	77.2	(64)
LFR	Precipitation	92.2	(46)
IB	Precipitation	86.5	(46)
R Blue RS150	Precipitation	1000.0	(49)
R Blue 222	Autoignition	238.1	(38)
R Red 195	Autoignition	277.8	(38)
R Yellow 160	Autoignition	555.6	(38)

همچنین شکل ۳ نشان می‌دهد که بازده جذب به صورت غیرخطی با کاهش جزء CTAB و SDS به دلیل ایجاد ساختار متخلخل مطلوب افزایش می‌یابد. در صورت افزودن مقادیر مساوی از SDS و TX100 به محلول حاوی یون منیزیم، بازده جذب سطحی تا ۹۸ درصد قابل افزایش است.

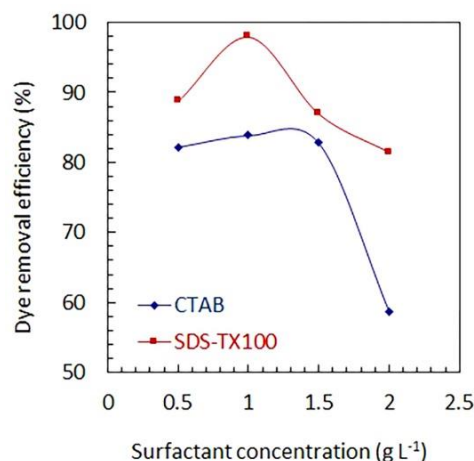
۴-۲- نقش عامل‌های فرایندی بر ظرفیت جذب اکسید منیزیم تولید شده به روش خوداحتراقی

به منظور تهیه اکسید منیزیم با ظرفیت جذب بالا از طریق روش خوداحتراقی، در قدم اول لازم است تا سوخت مناسب شناسایی شود.



شکل ۱: بازده جذب اکسید منیزیم تولید شده به روش هم‌رسوبی برای جذب R Blue RS150 در برابر دمای تکلیس (۴۹).

Figure 1: Adsorption efficiency of magnesium oxide produced via coprecipitation method in removal of R Blue RS150 versus calcination temperature (49).



شکل ۲: بازده جذب اکسید منیزیم تولید شده به روش هم‌رسوبی برای جذب R Blue RS150 در برابر غلظت عامل سطح فعال (۴۹).

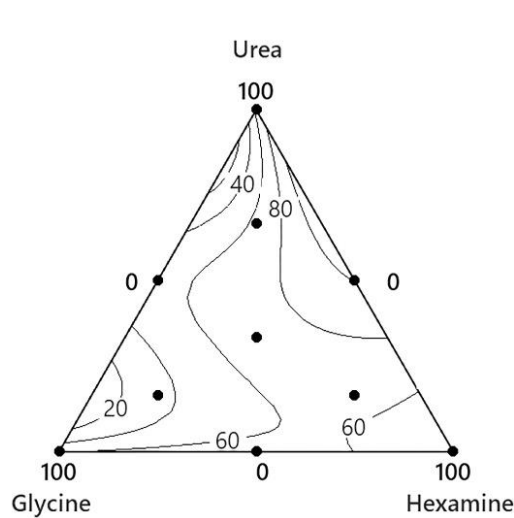
Figure 2: Adsorption efficiency of magnesium oxide produced via coprecipitation method for removal of R Blue RS150 versus surfactant concentration (49).

۴-۱- نقش عوامل فرایندی بر ظرفیت جذب اکسید منیزیم تولید شده به روش هم‌رسوبی

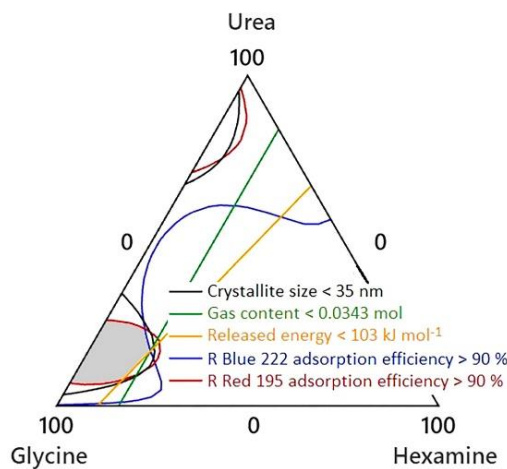
یکی از مهم‌ترین عوامل تاثیرگذار بر ظرفیت جذب اکسید منیزیم، دمای تکلیس است که ساختار بلوری و مشخصات بافتی آن را تحت تاثیر قرار می‌دهد. تأثیر دمای تکلیس بر بازدهی جذب اکسید منیزیم تولید شده به روش هم‌رسوبی در شکل ۱ نشان داده شده است که در آن ذرات حاصل از ترسیب و خشک‌کردن هیدروکسید منیزیم در غیاب عامل سطح فعال در محدوده دمایی ۴۰۰ تا ۶۰۰°C حرارت داده شده‌اند. مشاهده می‌شود که افزایش چشمگیر بازده جذب با تکلیس در محدوده دمایی ۴۰۰ تا ۵۰۰°C رخ می‌دهد. اگر چه پودر تکلیس شده در محدوده ۵۰۰ تا ۵۵۰°C، کارایی بالاتری در حذف رنگزای راکتیو R Blue RS150 از خود نشان می‌دهد و دارای پایداری حرارتی مناسب است، افزایش دما از ۵۵۰ به ۶۰۰°C منجر به کاهش بازده از ۷۳ به ۵۷ درصد شده که این امر مانع تشکیل مکان‌های فعال مؤثر برای جذب آلاینده می‌شود. بنابراین بهترین شرایط تکلیس هیدروکسید منیزیم جهت نیل به اکسید منیزیم مزومتخلخل ۵۰۰ تا ۵۵۰°C است (۴۹).

از آنجایی که استفاده از عامل سطح فعال می‌تواند مشخصات بافتی و بلوری اکسید منیزیم را تحت تاثیر قرار دهد لذا ضروری است تا غلظت عامل سطح فعال و ترکیب آن به دقت مشخص شود. شکل ۲ اثر غلظت عامل سطح فعال CTAB را بر بازده جذب اکسید منیزیم تهیه شده به روش هم‌رسوبی را نشان می‌دهد. به وضوح دیده می‌شود که استفاده از CTAB به تنهایی نمی‌تواند موجب بهبود بازده جذب شود. به عبارت دیگر، عامل سطح فعال کارآمدی برای بهبود مشخصات بافتی اکسید منیزیم نیست. اگرچه تغییرات ناچیزی در بازده با افزایش غلظت CTAB در محدوده ۰/۵ تا ۱/۵ گرم بر لیتر مشاهده می‌شود، اما کاهش چشمگیر در آن زمانی رخ می‌دهد که غلظت عامل سطح فعال از حد معینی فراتر رود که در این صورت ذرات به صورت تجمع یافته در می‌آیند. برای غلبه بر این مشکل و بهبود بازده جذب پیشنهاد می‌شود عامل سطح فعال CTAB با مقادیر معادل از عامل سطح فعال ترکیبی شامل SDS-TX100 با نسبت ۱:۱ جایگزین شود (۴۹).

باید توجه شود که استفاده ترکیبی از عامل‌های سطح فعال در افزایش بازدهی جذب اکسید منیزیم تهیه شده به روش هم‌رسوبی بسیار مؤثر است. شکل ۳ اثر ترکیب سه نوع عامل‌های سطح فعال CTAB، SDS و TX100 را بر بازده جذب اکسید منیزیم نشان می‌دهد که در آن بازده فرایند بین ۶۷ تا ۹۸ درصد متغیر است. ناحیه نشان داده شده با خط چین، ترکیب مطلوب عامل‌های سطح فعال را ارائه می‌دهد که در آن بازده جذب R Blue RS150 به حداکثر می‌رسد. با این حال، استفاده از مقادیر بالای SDS (بیش از ۵۰ درصد) موجب کاهش بازده می‌شود. بنابراین مقدار SDS باید در سطح ۵۰ درصد کنترل شود.



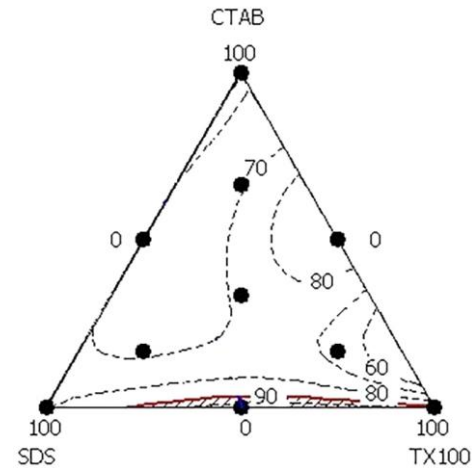
شکل ۴: اندازه متوسط بلورکهای اکسید منیزیم تولید شده به روش خوداحتراقی در برابر ترکیب سوخت‌های اوره، گلیسین و هگزامین (۷۰).
Figure 4: Average crystallite size of magnesium oxide powder produced via autoignition versus fuel composition (70).



شکل ۵: تعیین ترکیب سوخت مناسب برای نیل به حداکثر بازده جذب عوامل رنگزای R Red 195 و R Blue 222 توسط پودر اکسید منیزیم تولید شده به روش خوداحتراقی (۷۰).

Figure 5: Assessment of fuel composition for maximizing absorption of R Blue 222 and R Red 195 dyes by magnesium oxide produced by autoignition (70).

دیده می‌شود که بیشترین بازده جذب با حداقل اندازه بلورک‌ها (۳۴ نانومتر) مطابقت دارد. اگرچه احتراق گلیسین انرژی قابل توجهی را آزاد می‌کند، اما مقدار این انرژی در مجموع باید در محدوده ۱۰۳ کیلوژول بر مول باشد تا جاذبی با عملکرد مطلوب در جذب هر دو نوع رنگزای راکتیو R Red 195 و R Blue 222 حاصل گردد. در صورت افزودن ترکیب مذکور به محلول حاوی یون منیزیم، مقدار گاز آزاد شده ناشی از احتراق ۰/۳۴۳ مول بر مول MgO خواهد بود. بازده مطلوب در جذب مواد

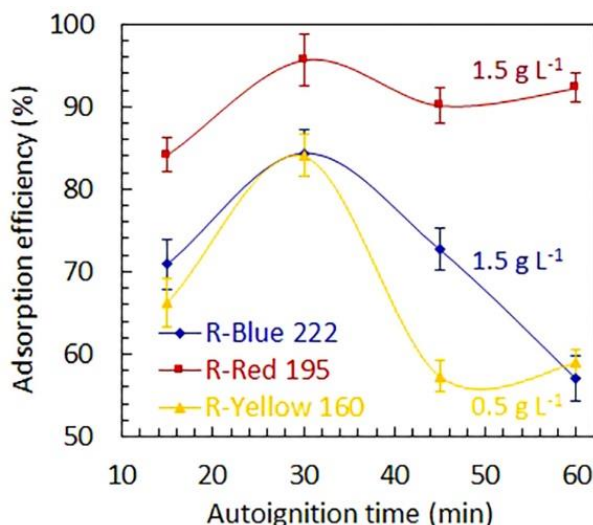


شکل ۳: بازده جذب اکسید منیزیم تولید شده به روش هم‌رسوبی برای جذب R Blue RS150 در برابر ترکیب فعالگر (۴۹).

Figure 3: Adsorption efficiency of magnesium oxide powder produced via co-precipitation method in removal of R Blue RS150 versus surfactant composition (49).

برای نیل به این هدف عموماً از سوخت‌های پاک و یا ترکیبی از آنها استفاده می‌شود. مطابق شکل ۴، سه سوخت اوره، گلیسین و هگزامین با هم ترکیب و به محلول حاوی یون منیزیم افزوده شده تا اکسید منیزیم به روش خوداحتراقی تهیه شود. یکی از عوامل کنترل‌کننده جذب رنگزا توسط اکسید منیزیم اندازه بلورک‌ها است. تغییر ترکیب سوخت به طور قابل توجهی می‌تواند موجب تغییر در اندازه بلورک‌ها شود. با افزایش جزء جرمی هگزامین تا ۵۰ درصد در غیاب گلیسین، اندازه بلورک‌ها افزایش می‌یابد. با افزایش جزء گلیسین به ۶۶/۶ درصد، اندازه بلورک‌ها کوچکتر می‌شود. باید توجه شود که پودرهای تهیه شده با مقادیر بالایی از اوره، دارای بلورک‌های بزرگتری هستند، در حالی که پودر تولیدشده با جزء یکسان از هر سه سوخت، بلورک‌هایی با اندازه متوسط ۷۰ نانومتر دارند. به طور کلی اندازه بلورک‌ها در سه محدوده توزیع شده‌اند: در صورتی که جزء جرمی گلیسین بیش از ۶۶/۶ درصد باشد، اندازه بلورک‌ها کمتر از ۴۰ نانومتر خواهد بود. اگر جزء هگزامین در محدوده ۱۶/۷ تا ۶۶/۶ درصد تغییر کند، اندازه بلورک‌ها بین ۴۰ تا ۸۰ نانومتر متغیر است. همچنین ترکیب اوره و هگزامین منجر به رشد بلورک‌ها تا ۱۰۰ نانومتر می‌شود (۷۰).

سازگاری بین روش تولید اکسید منیزیم و بازده جذب، یک پیش نیاز اساسی در جهت نیل به یک جاذب موثر محسوب شده لذا تعیین ترکیب مناسب سوخت به همراه پارامترهای احتراق با هدف افزایش ظرفیت جذب انجام می‌شود. با بررسی بازده جذب، می‌توان رابطه بین این ویژگی، اندازه بلورک‌ها و عوامل مرتبط با احتراق را شناسایی کرد. پودر تهیه شده با ترکیب سه گانه سوخت‌ها، متشکل از ۶۶/۶ درصد گلیسین و مقادیر مساوی اوره و هگزامین (هر کدام ۱۶/۷ درصد) مطابق شکل ۵، می‌تواند منجر به نیل به حداکثر بازده جذب شود.



شکل ۶: بازده جذب نانوذرات اکسید منیزیم بر حسب زمان خوداحتراقی برای حذف عوامل رنگزای R-Blue 222, R-Red 195 و R-Yellow 160 (۳۸).

Figure 6: Adsorption efficiency of MgO nanoparticles versus autoignition time for removal of R-Blue 222, R-Red 195 and R-Yellow 160 (38).

علاوه بر این، در محدوده pH بین ۳ تا ۵، ذرات MgO در پساب به طور جزئی در مدت زمان طولانی حل می‌شوند. جالب توجه است که افزایش pH به بالاتر از ۷ موجب القای بار منفی به سطح ذرات اکسید منیزیم شده که منجر به دفع الکترواستاتیک ترکیبات رنگزای راکتیو می‌شود. لذا pH مناسب برای تصفیه پساب‌های آلوده به مواد مذکور بین ۶ تا ۷ خواهد بود.

اثر مقدار MgO تولید شده به روش‌های مختلف بر بازده جذب ترکیبات رنگزای راکتیو از پساب‌های صنعتی در شکل ۷ نشان داده شده است. اگرچه غلظت R-Blue 222 (۹۱/۸ میلی‌گرم بر لیتر) بیشتر از R-Red 195 (۴۳/۱ میلی‌گرم بر لیتر) است، هر دو آلاینده به راحتی بر روی ذرات تولیدشده از طریق خوداحتراقی جذب می‌شوند. بازده جذب ابتدا به سرعت از حدود ۸۳ به ۹۶ درصد افزایش می‌یابد و پس از آن تقریباً ثابت باقی می‌ماند. با افزایش مقدار MgO، مکان‌های فعال بیشتری برای جذب فراهم می‌شود. بنابراین، مقدار مناسب جاذب برای حذف کامل هر دو رنگزا ۱/۲۵ گرم بر لیتر است. مشخص است که اگر مقدار جاذب حاصل از هم‌رسوبی متعارف، ۱/۲۵ گرم بر لیتر در نظر گرفته شود، تمام R-Blue 222 بر روی ذرات MgO جذب می‌شود. مقدار اکسید منیزیم مورد نیاز برای جذب تقریباً کامل R-Red 195 حدود ۰/۷۵ گرم بر لیتر برآورد می‌شود. به عبارت دیگر، اگر جاذب به روش هم‌رسوبی متعارف تهیه شود، ۴۰ درصد صرفه‌جویی در مصرف جاذب در مقایسه با عملکرد MgO تولیدشده از طریق خوداحتراقی، حاصل می‌شود. پودر MgO تهیه‌شده تحت تابش امواج فراصوت موجب تغییر ناچیز در بازده هنگام استفاده در تصفیه پساب آلوده به R-Blue 222 می‌شود.

رنگزای راکتیو عمدتاً ناشی از تشکیل بلورک‌های با اندازه کوچک است که نقش حیاتی در جذب ایفا می‌کنند (۷۱).

تأثیر نسبت سوخت بر جذب ترکیبات رنگزای راکتیو توسط نانوذرات MgO تهیه شده با استفاده از سوخت ترکیبی مذکور، در جدول ۳ ارائه شده است. دیده می‌شود که پودر MgO تهیه شده با نسبت سوخت ۳/۹، بازده به مراتب بالاتری در جذب R-Blue 222, R-Red 195 و R-Yellow 160 از خود نشان می‌دهد. با افزایش نسبت سوخت تا ۵/۸ کاهش قابل توجهی در بازده جذب مشاهده می‌شود. شایان ذکر است که پودر MgO حاصل از روش خوداحتراقی ظرفیت جذب بسیار بالایی برای حذف R-Yellow 160 از خود نشان می‌دهد (۳۸).

اگرچه ساختار رنگزا در فرایند تصفیه از اهمیت بالایی برخوردار است، اما تخلخل اکسید منیزیم نقش مهمی در جذب آلاینده ایفا می‌کند که تحت تأثیر مدت زمان احتراق قرار می‌گیرد. بنابراین، تعیین زمان مطلوب احتراق که در آن جذب مواد رنگزای راکتیو از پساب به حداکثر مقدار خود می‌رسد، حائز اهمیت است. بر اساس نمودارهای ارائه شده در شکل ۶، افزایش واضحی در بازده جذب با افزایش مدت زمان تا ۳۰ دقیقه مشاهده می‌شود. پس از این زمان، کاهش در بازده جذب ناشی از تغییر در مشخصات بافتی اکسید منیزیم به دلیل عملیات حرارتی در زمان‌های طولانی است. در زمان احتراق کوتاه (۱۵ دقیقه)، تبدیل ذرات Mg(OH)₂ به MgO رخ می‌دهد که منجر به تشکیل ساختار متخلخل می‌شود. در بازه ۱۵ تا ۳۰ دقیقه، تخلخل ذرات از طریق احتراق ژل کنترل می‌شود، در حالی که رشد سریع ذرات همراه با کاهش تخلخل در زمان‌های طولانی رخ می‌دهد. این امر موجب کاهش قابل توجه کارایی، به ویژه در جذب R-Blue 222 و R-Yellow 160، به دلیل تغییر در تعداد مکان‌های فعال می‌شود (۳۸).

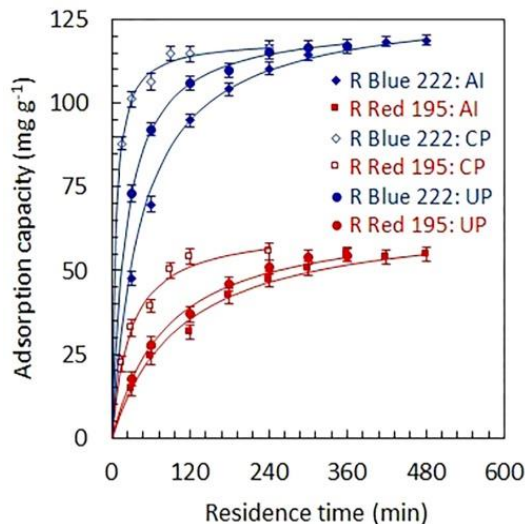
۳-۴- مقایسه عملکرد جاذب اکسید منیزیم تولیدشده به روش‌های هم‌رسوبی و خوداحتراقی در تصفیه پساب‌های صنعتی

پیش از ارزیابی اثر روش تهیه اکسید منیزیم بر عملکرد جذب، تعیین دقیق محدوده pH از اهمیت بالایی برخوردار است. در واقع، pH یک پارامتر کلیدی مؤثر بر بازده جذب است. ذرات MgO در محلول‌هایی با pH کمتر از ۳ به طور کامل حل می‌شوند.

جدول ۳: نسبت سوخت مناسب برای تولید MgO با بیشترین بازده جذب عوامل رنگزای R-Blue 222, R-Red 195 و R-Yellow 160 (۳۸).

Table 3: Fuel ratio to produce MgO with maximal adsorption of R-Blue 222, R-Red 195, and R-Yellow 160 (38).

Fuel ratio	R-Blue 222	R-Red 195	R-Yellow 160
1.9	53.4±1.9	75.8±2.1	45.9±1.5
3.9	84.4±2.8	95.7±3.1	95.3±2.6
5.8	72.0±2.2	85.6±2.4	65.4±2.9



شکل ۸: ظرفیت جذب در برابر زمان ماند جهت تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به مواد رنگزای R Red 195 و R Blue 222 برای پودرهای تولیدشده به روش خوداحتراقی (AI)، هم‌رسوبی متعارف (CP) و هم‌رسوبی تحت تابش امواج فراصوت (UP) (۷۰).

Figure 8: Adsorption capacity versus residence time for treatment of industrial wastewater contaminated with R Blue 222 and R Red 195 dyes, using powders produced via autoignition (AI), conventional co-precipitation (CP), and ultrasound-assisted co-precipitation (UP) methods (70).

در مرحله اول، سرعت بالای جذب ناشی از وجود مکان‌های فعال فراوان بر سطح ذرات MgO است. پس از رسیدن به تعادل، سطح ذرات جاذب اشباع شده و ظرفیت جذب در مقادیر ۱۱۷ و ۵۵ میلی‌گرم بر گرم به ترتیب برای R Red 195 و R Blue 222 ثابت باقی می‌ماند. زمان رسیدن به تعادل بسته به روش تولید جاذب متفاوت است. نرخ سریع جذب مربوط به پودر MgO تهیه‌شده به روش هم‌رسوبی متعارف است. همچنین، R Red 195 بر روی ذرات MgO تهیه‌شده با تابش امواج فراصوت، سریع‌تر جذب می‌شود. این پدیده احتمالاً ناشی از مشخصات بافتی و ماهیت گروه‌های عاملی موجود بر روی مولکول‌های رنگزا است (۷۰).

نرخ جذب آلاینده بر روی نانوذرات اکسید منیزیم با استفاده از مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول^۱ (رابطه ۱)، شبه مرتبه دوم^۲ (رابطه ۲)، نفوذ درون‌ذره‌ای^۳ (رابطه ۳)، الویچ^۴ (رابطه ۴) و فروندلیچ اصلاح‌شده^۵ (رابطه ۵) مورد تحلیل قرار گرفته است (۷۰).

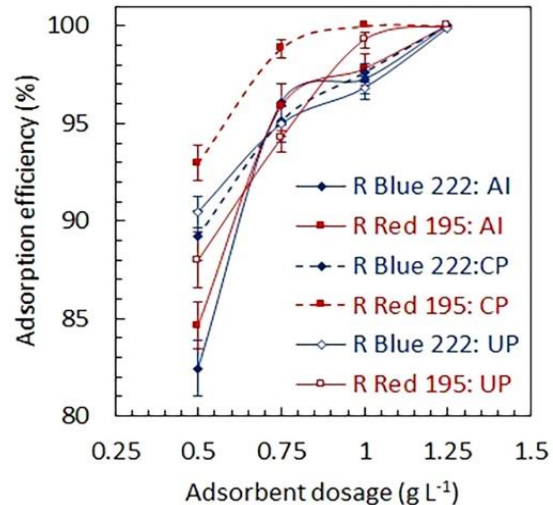
$$q_t = q_e (1 - \exp(-k_1 t)) \quad (1)$$

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (2)$$

$$q_t = k_d t^{0.5} + C \quad (3)$$

⁴ Elovich

⁵ Modified Freundlich



شکل ۷: بازده جذب در برابر مقدار MgO جهت تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به رنگزای R Red 195 و R Blue 222 برای پودرهای تولیدشده به روش خوداحتراقی (AI)، هم‌رسوبی متعارف (CP) و هم‌رسوبی تحت تابش امواج فراصوت (UP) (۷۰).

Figure 7: Adsorption efficiency versus MgO dosage for treatment of industrial wastewater contaminated with R Blue 222 and R Red 195 dyes, using powders produced via autoignition (AI), conventional co-precipitation (CP), and ultrasound-assisted co-precipitation (UP) methods (70).

از سوی دیگر، تولید جاذب به روش مذکور منجر به کاهش بازده جذب R Red 195 می‌شود. با این حال، برای تصفیه مؤثر پساب حاوی R Red 195، مقدار جاذب باید به ۱/۰ گرم بر لیتر افزایش یابد. بنابراین، پودر MgO تولیدشده از طریق هم‌رسوبی به کمک امواج فراصوت، جاذب نامناسبی برای تصفیه پساب‌های حاوی رنگزای راکتیو شناخته می‌شود. این نتایج به‌وضوح نشان می‌دهند که اختلاط مکانیکی در ایجاد مکان‌های فعال برای جذب R Red 195 از کاپیتاسیون عملکرد بهتری دارد.

علاوه بر ظرفیت جذب اکسید منیزیم تهیه شده به روش‌های مورد بحث، باید سرعت جذب نیز مورد مطالعه قرار گیرد تا بینشی درباره نرخ انتقال از پساب به سطح ذرات و زمان ماند مورد نیاز برای دستیابی به تعادل حاصل شود. تغییرات ظرفیت جذب بر حسب زمان ماند در شکل ۸ برای تمام پودرهای تولیدشده به سه روش مذکور نشان داده شده است. صرف‌نظر از فرایند تهیه جاذب، جذب در دو مرحله صورت می‌پذیرد. در ۶۰ دقیقه اول، مواد رنگزای مورد مطالعه به سرعت جذب می‌شوند و تعادل در زمان‌های ماند طولانی، به ویژه برای پودر MgO تولیدشده به روش خوداحتراقی، حاصل می‌شود. جذب رنگزا بر روی ذرات MgO تهیه شده با روش خوداحتراقی، بعد از ۳۰۰ دقیقه به تعادل می‌رسد. با این حال، افزایش بیشتر زمان ماند، تغییری در ظرفیت جذب ایجاد نمی‌کند.

¹ Pseudo-first order

² Pseudo- second order

³ Intra-particle diffusion

همبستگی نسبتاً پایین، همراه با اختلافات قابل توجه بین ظرفیت جذب تعادلی تجربی و مقادیر به دست آمده از مدل، منجر به چشم‌پوشی از این مدل برای پیش بینی سرعت جذب می‌شود. این یافته‌ها نشان می‌دهد که نرخ جذب مواد رنگزای راکتیو روی سطح نانوذرات اکسید منیزیم توسط نفوذ از لایه مرزی کنترل نمی‌شود (۷۰). بر اساس داده‌های گزارش شده و به دلایل مشابه، مدل‌های نفوذ درون ذره‌ای، الویچ و فرندلیچ اصلاح شده نیز تطابق مناسبی با داده‌های تجربی ندارند. تطابق داده‌های تجربی با نتایج حاصل از مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم (PSO) نیز بررسی شده و عوامل مربوط به این مدل در جدول ۵ ارائه شده است. مقادیر R^2 بسیار نزدیک به ۱/۰ هستند که نشان‌دهنده تطابق مناسب مدل با داده‌های تجربی برای جذب هر دو R Blue 222 و R Red 195 می‌باشد. قابل توجه است که مدل PSO تنها مدلی است که بهترین مقادیر را برای انحراف معیار و R^2_{adj} به دست می‌دهد که تأیید می‌کند فرایند جذب عمدتاً توسط نیروهای الکتروستاتیک کنترل می‌شود (۷۰).

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (4)$$

$$q_t = k_f C_0 t^m \quad (5)$$

که در آن q_t و q_e ظرفیت جذب در زمان t و شرایط تعادل هستند. k_1 و k_2 به ترتیب ثوابت مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم هستند. k_d و C به ترتیب ثابت‌های مدل نفوذ درون‌ذره‌ای می‌باشند. α و β به ترتیب سرعت اولیه و انرژی فعال‌سازی برای جذب شیمیایی در مدل الویچ هستند. k_f ثابت سرعت ظاهری جذب و m ثابت کوئولو-توسه می‌باشد. این عوامل به ترتیب به بار سطحی و قدرت یونی در فرایند جذب مربوط می‌شوند. تطابق بین داده‌های تجربی و نتایج حاصل از مدل‌های سینتیکی با استفاده از انحراف معیار (SD)، ضریب همبستگی (R^2) و ضریب همبستگی تعدیل شده (R^2_{adj}) ارزیابی شده است که بیانگر اختلاف بین ظرفیت جذب تجربی و ظرفیت پیش‌بینی شده توسط مدل سینتیکی است. بر اساس داده‌های گزارش شده در جدول ۴، مدل شبه مرتبه اول قادر به توصیف دقیق جذب رنگزا بر روی نانوذرات اکسید منیزیم نمی‌باشد، ضریب

جدول ۴: عوامل مدل سینتیکی PFO برای تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به مواد رنگزای راکتیو (۷۰).

Table 4: Parameters of PFO kinetic model for treatment of industrial wastewaters contaminated with reactive dyes (70).

Method	Dye	k_1 (min ⁻¹)	$q_{e,cal}$ (mg g ⁻¹)	$q_{e,exp}$ (mg g ⁻¹)	SD	R^2	R^2_{adj}
AI	R Blue 222	0.0122	116.8	118.8	6.5	0.9760	0.9680
	R Red 195	0.0097	63.5	54.8	9.5	0.9787	0.9716
CP	R Blue 222	0.0293	41.2	116.5	91.7	0.9225	0.8708
	R Red 195	0.0278	59.7	55.8	5.9	0.9528	0.9213
UP	R Blue 222	0.0155	73.6	117.0	52.2	0.9778	0.9667
	R Red 195	0.0140	73.8	54.6	21.8	0.9330	0.8995

جدول ۵: پارامترهای مدل سینتیکی PSO برای تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به مواد رنگزای راکتیو (۷۰).

Table 5: Parameters of PSO kinetic model for treatment of industrial wastewaters contaminated with reactive dyes (70).

Method	Dye	k_2 (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	q_e (mg L ⁻¹)	SD	R^2	R^2_{adj}
AI	R Blue 222	1.8×10^{-4}	129.9	2.9	0.9997	0.9996
	R Red 195	1.4×10^{-4}	66.7	2.0	0.9880	0.9840
CP	R Blue 222	1.6×10^{-3}	119.0	1.9	0.9996	0.9993
	R Red 195	5.8×10^{-4}	69.2	1.0	0.9919	0.9865
UP	R Blue 222	3.7×10^{-4}	125.0	1.0	0.9996	0.9994
	R Red 195	1.8×10^{-4}	66.7	1.5	0.9950	0.9925

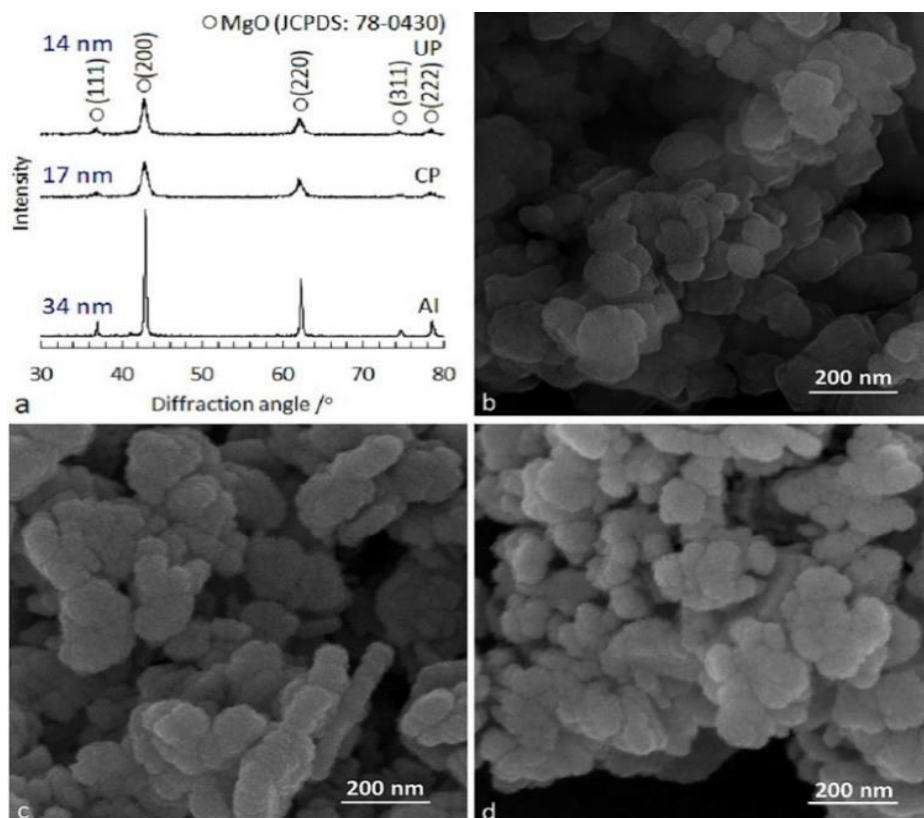
¹ Kuo-Lotse

لبه‌های تیز مشخص است (شکل (b) ۹). این تغییر می‌تواند ناشی از انرژی آزادشده در فرایند احتراق باشد که به نوبه خود بر هسته‌زایی و رشد ذرات تأثیر می‌گذارد. ذرات تولیدشده به روش هم‌رسوبی متعارف نسبت به ذرات حاصل از خوداحتراقی کوچکتر و همگن‌تر بوده و اندازه آنها در محدوده ۲۰ تا ۱۰۰ نانومتر قرار دارد (شکل (c) ۹). از سوی دیگر، ذرات حاصل از هم‌رسوبی تحت تابش امواج فراصوت پس از تکلیس در دمای 500°C ، توده‌های کلم‌مانندی را تشکیل می‌دهند. مشاهده می‌شود که سطح این ذرات متخلخل بوده و دارای بافت ناهمگن است. بنابراین، فرایند مذکور مانع از تشکیل ساختار بلوری و رشد بلورکها می‌شود (شکل (d) ۹) (۷۰).

برای تبیین بهتر تأثیر فرایند تولید اکسید منیزیم بر جذب ترکیبات رنگزای راکتیو باید تغییرات بازده جذب بر حسب اندازه متوسط حفره مد نظر قرار گیرد. مطابق شکل ۱۰، افزایش اندازه حفره از $28/7$ به 39 نانومتر تنها ۵ درصد در بهبود بازده جذب R Red 195 نقش دارد. با این حال، تشکیل حفره بزرگتر ($78/2$ نانومتر) منجر به کاهش $8/4$ درصد در بازده جذب این رنگزا می‌شود.

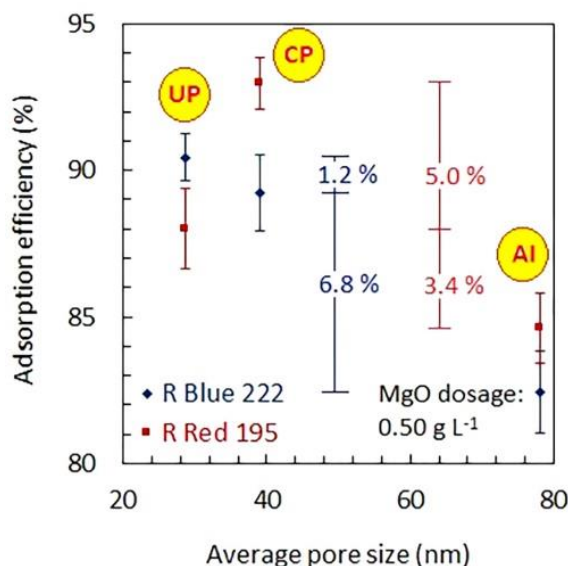
تأثیر فرایند تولید بر تشکیل بلورک‌های اکسید منیزیم بر اساس پراش پرتو ایکس ارائه شده در شکل (a) ۹ مورد مطالعه قرار گرفته است. نتایج حاکی از آن است که اکسید منیزیم را می‌توان با سه روش معرفی شده تهیه کرد اما باید توجه شود که روش خوداحتراقی منجر به رشد بلورک‌ها تا 34 نانومتر می‌شود. در مقایسه با روش خوداحتراقی و هم‌رسوبی متعارف، امواج فراصوت موجب تشکیل بلورک‌های کوچک‌تری در حدود 14 نانومتر می‌شود. همچنین، روش هم‌رسوبی متعارف فرایند مناسبی برای دستیابی به بلورک‌های با اندازه 17 نانومتر است که تقریباً نصف اندازه بلورک‌های حاصل از روش خوداحتراقی است. اگرچه اندازه بلورک‌های اکسید منیزیم تولیدشده به روش هم‌رسوبی کوچکتر از بلورک‌های بدست آمده به روش خوداحتراقی است، اما این تغییر در اندازه آنها تأثیر محسوسی بر کارایی جذب R Red 195 ندارد (۷۰).

تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی گسیل میدانی (FESEM) پودرهای تهیه شده با روش‌های ذکرشده در شکل‌های (b-d) ۹ نشان‌دهنده تشکیل ذرات تجمع‌یافته متعددی از جمله نانوذرات شبه‌کروی کوچک است. ریخت ذرات حاصل از روش خوداحتراقی متفاوت به نظر می‌رسد و تجمع نانوذرات (کوچکتر از 100 نانومتر) با



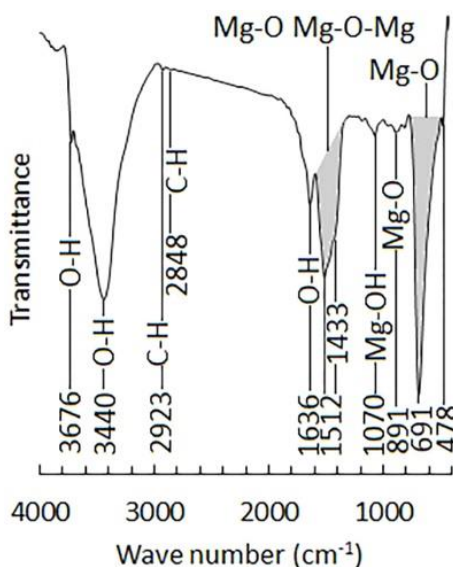
شکل ۹: مشخصه‌یابی پودر اکسید منیزیم: تولیدشده به سه روش، (a) الگوهای پراش پرتو ایکس (XRD)، تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی گسیل میدانی (FESEM) از ذرات سنتز شده به روش (b) خوداحتراقی (AI)، (c) هم‌رسوبی متعارف (CP) و (d) هم‌رسوبی تحت تابش امواج فراصوت (UP) (۷۰).

Figure 9: Characteristics of MgO powders, (a) XRD patterns, FESEM images of particles fabricated by (b) autoignition (AI), (c) conventional co-precipitation (CP), and (d) ultrasound-assisted co-precipitation (UP) (70).



شکل ۱۰: بازده جذب در برابر متوسط اندازه خلل جهت تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به مواد رنگزای R Blue 222 و R Red 195 برای پودرهای تولیدشده به روش خوداحتراقی (AI)، هم‌رسوبی متعارف (CP) و هم‌رسوبی تحت تابش امواج فراصوت (UP) (۷۰).

Figure 10: Adsorption efficiency versus average pore size for treatment of industrial wastewater contaminated with R Blue 222 and R Red 195 dyes, using powders produced via autoignition (AI), conventional co-precipitation (CP), and ultrasound-assisted co-precipitation (UP) methods (70).



شکل ۱۱: طیف FTIR نانو ذرات MgO (۳۸).

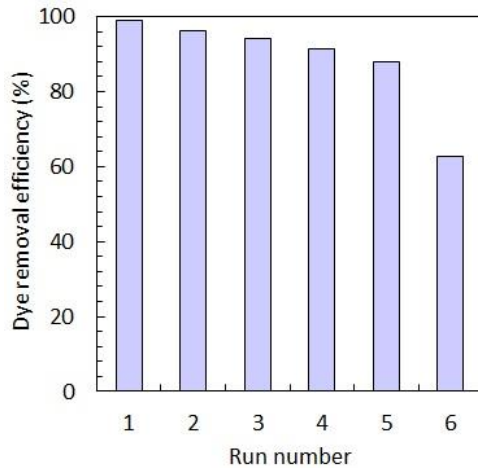
Figure 11: FTIR spectrum of MgO nanoparticles (38).

برای تعیین سازوکار جذب ترکیبات رنگزای راکتیو بر روی نانوذرات مزو متخلخل MgO، باید ساختار شیمیایی رنگزا نیز در نظر گرفته شود تا برهم کنش احتمالی بین آلاینده‌ها و جاذب به‌طور عمیق‌تری شناسایی شود. همان‌طور که از شکل ۱۲ مشاهده می‌شود، مولکول‌های رنگزا دارای تعداد متفاوتی از گروه‌های N-H و NH₂ هستند. همچنین، بار منفی مولکول رنگزا ناشی از حضور گروه‌های SO₃- است که عمدتاً در ساختار R Blue 222 وجود دارد.

نکته حائز اهمیت اینکه تهیه اکسید منیزیم از طریق سه فرایند مذکور تنها حدود ۸/۱ تا ۸/۴ درصد تغییر در بازده جذب ترکیبات مورد بحث ایجاد می‌کند. در این میان، روش هم‌رسوبی متعارف به‌عنوان رویکردی مطلوب برای دستیابی به جاذب مناسب است. اگر تولید پاک و درجا مد نظر باشد، روش خوداحتراقی می‌تواند گزینه برتر محسوب گردد (۷۰).

۴-۴- سازوکار جذب ترکیبات رنگزای راکتیو بر روی نانو ذرات اکسید منیزیم مزو متخلخل

طیف FTIR پودر اکسید منیزیم مزومتخلخل در شکل ۱۱ نشان داده شده است. ارتعاشات کششی و خمشی در اعداد موج ۳۴۴۰، ۳۶۷۶، ۱۶۳۶، ۱۵۱۲، ۱۴۳۳، ۱۰۷۰، ۸۹۱، ۶۹۱ و ۴۷۸ cm⁻¹ مشاهده می‌شود. قله ضعیف در ۳۶۷۶ cm⁻¹ مربوط به ارتعاش کششی گروه Mg-OH است. پیک پهن در محدوده ۳۴۴۰ cm⁻¹ ناشی از ارتعاش کششی گروه هیدروکسیل است که نشان‌دهنده وجود مولکول‌های آب جذب شده بر سطح نانوذرات MgO است. همچنین، ارتعاشات ضعیف مربوط به گروه‌های C-H در اعداد موج ۲۹۲۳ و ۲۸۴۸ cm⁻¹ دیده می‌شود که منشأ آنها سوخت‌های استفاده شده در تولید نانوذرات است. ارتعاش خمشی مولکول‌های آب جذب شده به صورت یک پیک ضعیف در عدد موج ۱۶۳۶ cm⁻¹ قابل مشاهده است. قله پهن در محدوده ۱۵۱۲ تا ۱۴۳۳ cm⁻¹ شامل ارتعاش کششی Mg-O و Mg-O-Mg است. سیگنال در عدد موج ۱۰۷۰ cm⁻¹ به پیوند Mg-OH تعلق دارد. ارتعاش کششی Mg-O در محدوده عدد موج ۶۹۱ تا ۴۷۸ cm⁻¹ رخ می‌دهد (۳۸).



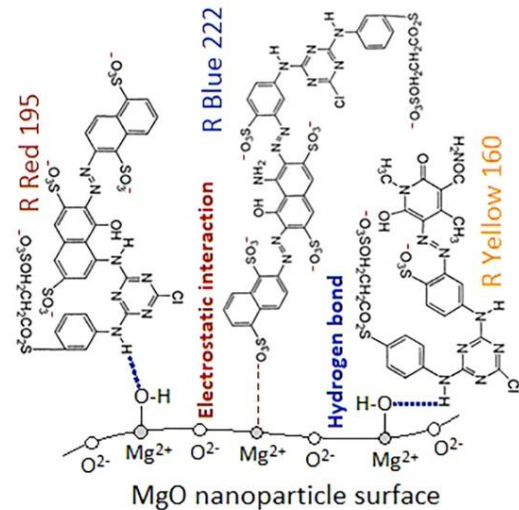
شکل ۱۳: بازده حذف عامل رنگزای R Blue RS 150 در برابر چرخه‌های احیای حرارتی، دمای تکلیس: ۴۰۰°C.

Figure 13: Dye removal efficiency versus thermal regeneration run number, calcination temperature: 400 °C.

دید می‌شود که بازده با پنج مرتبه احیا از ۹۹ به ۸۹ درصد کاهش می‌یابد. افت شدید در بازده تا ۶۳ درصد زمانی رخ می‌دهد که اکسید منیزیم برای ششمین مرتبه احیا گردد. در صورتی که احیای جاذب با تکلیس به صورت مکرر انجام شود، در نهایت بازده جذب به حداقل رسیده و از تعداد مکان‌های فعال به شدت کاسته می‌شود. این امر ناشی از واکنش منیزیم آزاد با اکسیژن بوده که می‌تواند در کاهش تخلخل موثر باشد. در چنین شرایطی دیگر احیای جاذب حتی با روش‌های شیمیایی ممکن نبوده و پسماند حاصل می‌تواند دوباره به کمک روش‌های پیشنهادی مانند هم‌رسوبی و یا خوداحتراقی به اکسید منیزیم مزو متخلخل تبدیل شود.

۴-۶- مقایسه عملکرد اکسید منیزیم در مقایسه با سایر جاذب‌ها در جذب ترکیبات رنگزای راکتیو

قبل از مقایسه ظرفیت جذب تک لایه‌ای یکنواخت انواع جاذب‌های مورد استفاده در جذب عوامل رنگزای راکتیو، باید توجه شود که این فرایند تحت تاثیر ساختار ترکیب رنگزا و گروه‌های عاملی موجود در ساختار مولکولی آن، ممانعت فضایی، بار الکتریکی، اندازه یون، ساختار فیزیکی-شیمیایی جاذب قرار می‌گیرد. با لحاظ این موارد امکان مقایسه دقیق ظرفیت جذب به دلیل تفاوت مولکولی مواد رنگزای راکتیو و ساختار جاذب‌ها وجود نداشته و صرفاً می‌توان کلیاتی را در ارتباط با عملکرد آنها در تصفیه پساب‌های آلوده به مواد مذکور ارائه کرد. طبق داده‌های جدول ۶، علاوه بر اکسید منیزیم مزومتخلخل (۳۸)، جاذب‌های با چهارچوب آلی-فلزی (۷۱)، پلیمرهای سنتزی مانند Dowex Optipore SD-2 (۷۲)، کربن فعال اصلاح شده FS400 (۷۳)، کیتوزان مغناطیسی (۷۴) و رس اصلاح شده (۷۵) از ظرفیت مناسبی برای جذب عوامل رنگزای راکتیو برخوردار هستند.



شکل ۱۲: سازوکار جذب ترکیبات رنگزای راکتیو روی نانو ذرات اکسید منیزیم مزو متخلخل (۳۸).

Figure 12: Adsorption mechanism of reactive dyes on mesoporous magnesium oxide nanoparticles (38).

اتصال آنیون‌های رنگزا به سطح نانوذرات MgO می‌تواند از طریق گروه‌های N-H و تشکیل پیوندهای هیدروژنی ایجاد شود. از سوی دیگر، نانوذرات متخلخل MgO دارای تعداد بیشتری مکان‌های با بار مثبت هستند. در نتیجه، جذب رنگزا بین سطح با بار مثبت و گروه‌های آنیونی مانند SO_3^- اتفاق می‌افتد. بنابراین، به نظر می‌رسد گروه‌های آمین و آنیونی در ساختار رنگزا نقش حیاتی در فرایند جذب از طریق نیروهای الکتروستاتیک ایفا می‌کنند. اگرچه تعداد گروه‌های N-H و SO_3^- در R Blue 222 بیشتر از R Red 195 و R Yellow 160 است، اما سطح نانوذرات MgO به دلیل ساختار غیرمسطح این رنگزا، به راحتی توسط آنیون‌ها پر نمی‌شود. لذا ظرفیت جذب به شدت به ساختار شیمیایی آن وابسته است. بنابراین، نانوذرات MgO تمایل بیشتری برای جذب عوامل رنگزای راکتیو با ساختار مسطح نشان می‌دهند. جذب رنگزا بر روی نانوذرات MgO با ساختار آلاینده، غلظت، اندازه یون، pH، قدرت یونی و تعداد مکان‌های فعال بستگی دارد (۳۸).

۴-۵- احیای اکسید منیزیم بعد از فرایند جذب

احیای جاذب بعد از فرایند جذب ترکیبات رنگزای راکتیو از مهم‌ترین بخش‌های فرایند تصفیه پساب‌های مورد بحث است. احیای جاذب می‌تواند به روش‌های مختلفی از جمله شستشو با ترکیبات شیمیایی، تغییر pH و یا تکلیس در دمای مناسب انجام شود. از آنجایی که ترکیبات رنگزای راکتیو می‌توانند در دمای پایین تخریب شوند لذا احیای حرارتی روش مطلوبی برای بازیابی اکسید منیزیم مزو متخلخل است. شکل ۱۳ تغییرات بازده حذف عامل رنگزای R Blue RS150 را با تعداد چرخه‌های احیای حرارتی در دمای ۴۰۰°C را نشان می‌دهد.

جدول ۶: مقایسه عملکرد اکسید منیزیم مزو متخلخل با جاذب‌های دیگر در جذب عوامل رنگزای راکتیو.

Table 6: Performance of mesoporous MgO in comparison to other adsorbents for removal of dyes.

Dye	Adsorbent	Adsorption capacity (mg g ⁻¹)	Ref.
R Blue 222	MgO	238.1	(38)
R Red 195	MgO	277.8	(38)
R Yellow 160	MgO	555.6	(38)
RDBK 5	MIL-101 Cr MOF	386.0	(71)
RDB 2	MIL-101 Cr MOF	377.0	(71)
RDR 24	MIL-101 Cr MOF	390.0	(71)
RDY 15	MIL-101 Cr MOF	397.0	(71)
RB5G	Dowex Optipore SD-2	700.0	(72)
Remazol R Yellow	Activated carbon (FS400)	714.0	(73)
Remazol R Black	Activated carbon (FS400)	278.0	(73)
Remazol R Red	Activated carbon (FS400)	213.0	(73)
RR120	Carboxymethylchitosan-Fe ₂ O ₃	433.0	(74)
Remazol Violet 5R	Porous modified clay	185.7	(75)
Acid Blue 2	Porous modified clay	265.9	(75)
RB114	Calcined alunite	170.7	(76)
RY64	Calcined alunite	236.0	(76)
RR124	Calcined alunite	153.0	(76)
RR120	Palm-oil industry waste	200.1	(77)
Everzol Black B	Sepiolite	120.5	(78)
RB21	Clinoptilolite	9.7	(79)
RR195	Clinoptilolite	3.2	(79)
Everzol Black B	Zeolite	60.6	(78)
Procion blue HP	Bentonite-Mg(OH) ₂	40.2	(80)
Remazol brilliant blue R	Bentonite-Mg(OH) ₂	66.9	(80)
R Red 3B	NH ₂ -grafted attapulgite	34.2	(81)
RB19	Lignocellulosic waste	71.6	(82)
RR218	Lignocellulosic waste	63.3	(82)

با ساختار لیگنوسلولزی (۸۲) برای تصفیه پساب‌های حاوی عوامل رنگزای راکتیو مناسب نیستند.

۵- نتیجه‌گیری

برای انتخاب جامع فرایند تولید نانوذرات اکسید منیزیم جهت استفاده در تصفیه پساب‌های آلوده به مواد رنگزای راکتیو، باید تولید سریع، درجا و سازگار با محیط‌زیست با در نظر گرفتن ظرفیت جذب، عوامل عملیاتی و سرعت جذب مد نظر قرار گیرد. در صورتی که توسعه ساختار

به رغم ظرفیت مناسب مواد مذکور برای استفاده در تصفیه پساب‌های مورد بحث، تولید این مواد در مقیاس صنعتی و از دیدگاه اقتصادی با دشواری‌های متعددی مواجه است. در مقابل آلونیت کلسینه شده (۷۶)، پسماند جامد روغن پالم (۷۷) و سپیولیت (۷۸) از ظرفیت مناسبی برای جذب مواد رنگزای راکتیو برخوردار هستند و تولید آنها در مقیاس صنعتی نیز ممکن است. استفاده از زئولیت‌های طبیعی مانند کلینوپتیلولیت (۷۴، ۷۹)، بنتونیت پوشش داده شده با هیدروکسید منیزیم (۸۰)، آتاپولژیت عامل‌دار شده با گروه‌های NH₂ (۸۱) و پسماند

تولیدشده به روش هم‌رسوبی متعارف، سرعت جذب بالاتری دارند. نکته قابل توجه اینکه جذب رنگزا با ساختار غیرمسطح، وابسته به اندازه بلورک‌ها نیست، اما کنترل اندازه حفره در حدود ۳۹ نانومتر، ظرفیت جذب را افزایش می‌دهد. جذب مواد رنگزای راکتیو بر روی نانوذرات تولیدشده به روش هم‌رسوبی متعارف، کوتاه‌ترین زمان را در مقایسه با پودرهای حاصل از هم‌رسوبی با تابش امواج فراصوت و خوداحتراقی دارد. در نهایت و به طور خلاصه می‌توان نتیجه گرفت که روش خوداحتراقی روش سریع، درجا و سازگار با محیط‌زیست بوده اما جذب بر روی سطح ذرات حاصل شده کند است. در عوض روش هم‌رسوبی متعارف باعث نیل به جاذبی با سرعت جذب بالا شده اما زمان تولید نسبتاً بالا بوده و امکان حذف کامل یون‌ها از محیط آبی امکان‌پذیر نیست. بدیهی است که هزینه‌های تولید در روش خوداحتراقی به دلیل استفاده از سوخت‌های آمین‌دار بالا باشد که حذف مرحله تکلیس و کاهش زمان تولید تا حدودی می‌تواند در جبران آن موثر باشد. در هر حال اکسید منیزیم تولیدشده به روش‌های مذکور از ظرفیت جذب بسیار مناسبی در مقایسه با جاذب‌های تولید شده از مواد گران قیمت بر خوردار است.

تعارض منافع

نویسندگان اعلام می‌کنند که هیچ تعارض منافعی ندارند.

متخلخل با سطح ویژه گسترده مورد توجه باشد روش هیدروترمال بر فرایندهای سل-ژل، هم‌رسوبی و خوداحتراقی ارجحیت دارد. به دلیل استفاده از افزودنی‌های شیمیایی سمی در فرایند هیدروترمال، این روش سازگار با محیط‌زیست نبوده و نیازمند انجام فرایند در دما و فشار بالا است. روش سل-ژل نیز توانایی مناسبی در ایجاد ساختار مزومتخلخل نداشته و محصول بدست آمده نمی‌تواند در جذب عوامل رنگزای راکتیو موثر باشد. از طرف دیگر روش هم‌رسوبی توانایی چشمگیری در تولید ذرات مزومتخلخل با ویژگی‌های منحصربه‌فرد داشته و پودر حاصل را به گزینه‌ای مناسبی برای تصفیه پساب‌های آلوده به مواد رنگزای راکتیو با ساختار مسطح و غیرمسطح تبدیل می‌کند. باید توجه کرد که فرایند هم‌رسوبی تحت تابش امواج فراصوت باعث تغییر قابل توجه در ظرفیت جذب اکسید منیزیم نمی‌شود. در مجموع، این مطالعه بینش جدیدی در مورد نقش روش تولید اکسید منیزیم بر سینتیک جذب ارائه می‌دهد. اگرچه روش خوداحتراقی، یک روش مؤثر و پایدار برای تولید نانو ذرات اکسید منیزیم است اما سرعت جذب کند بوده و تعادل در زمان طولانی حاصل می‌شود. مقدار جاذب مصرفی در تصفیه پساب‌های آلوده به ترکیبات رنگزای راکتیو به طور قابل توجهی به ساختار شیمیایی رنگزا و توزیع اندازه حفره بستگی دارد. روش هم‌رسوبی متعارف، ساختار متخلخل مناسبی با حفره حدود ۳۹ نانومتر ایجاد می‌کند که مصرف جاذب را در تصفیه پساب‌های آلوده به رنگزا با ساختار مسطح را تا ۴۰ درصد کاهش می‌دهد. شواهد تجربی مربوط به تصفیه پساب‌های صنعتی نشان می‌دهد که نانوذرات

۶- مراجع

- Islam T, Repon MR, Islam T, Sarwar Z, Rahman MM. Impact of textile dyes on health and ecosystem: a review of structure, causes, and potential solutions. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2023;30(4):9207-9242. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24398-3>
- Maqbool Z, Shahid M, Azeem F, Shahzad T, Mahmood F, Rehman M, Ahmed T, Imran M, Hussain S. Application of a dye-decolorizing *Pseudomonas aeruginosa* strain ZM130 for remediation of textile wastewaters in aerobic/anaerobic sequential batch bioreactor and soil columns. *Water Air Soil Pollut.* 2020;231:1-18. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04777-7>.
- Januário EFD, Vidovix TB, Bergamasco R, Vieira AMS. Performance of a hybrid coagulation/flocculation process followed by modified microfiltration membranes for the removal of solophenyl blue dye. *Chem Eng Process.* 2021;168:108577. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2021.108577>.
- Núñez J, Yeber M, Cisternas N, Thibaut R, Medina P, Carrasco C. Application of electrocoagulation for the efficient pollutants removal to reuse the treated wastewater in the dyeing process of the textile industry. *J Hazard Mater.* 2019;371:705-711. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.030>.
- Ma X, Chen P, Zhou M, Zhong Z, Zhang F, Xing W. Tight ultrafiltration ceramic membrane for separation of dyes and mixed salts (both NaCl/Na₂SO₄) in textile wastewater treatment. *Ind Eng Chem Res.* 2017;56:7070-7079. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b01440>
- Rezaei M, Salem Sh. Optimal TiO₂-graphene oxide nanocomposite for photocatalytic activity under sunlight condition: Synthesis, characterization, and kinetics. *Int J Chem Kinet.* 2016;48(10):573-583. <https://doi.org/10.1002/kin.21013>.
- Tan KB, Vakili M, Amini Horri B, Eong Poh P, Zuhairi Abdullah A, Salamatini B. Adsorption of dyes by nanomaterials: Recent developments and adsorption mechanisms. *Sep Purif Technol.* 2015;150:229-242. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.07.009>.
- Razm AH, Salem A, Salem Sh. Industrial performance, reusability and mechanical reliability of mesoporous gamma alumina packed bed fabricated

- through boehmite extrusion for removal of reactive dyes from textile wastewaters. *J Hazard Mater.* 2022;429:128259. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128259>.
9. Messina PV, Schulz PC. Adsorption of reactive dyes on titania-silica mesoporous materials. *J Colloid Interface Sci.* 2006;299(1):305-320. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2006.01.039>
 10. Alghamdi HM, Elgarahy AM, Zoromba MS, Elwakeel KZ. A microwave-regenerable multi-walled carbon nanotube/polyaniline/Fe₃O₄ ternary nanocomposite for quantifiable sorption of cationic and anionic dyes. *Colloids Surf A Physicochem Eng Asp.* 2024;698:134438. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2024.134438>.
 11. Elwakeel KZ, El-Kousy S, El-Shorbagy HG, Abd El-Ghaffar MA. Comparison between the removal of Reactive Black 5 from aqueous solutions by 3-amino-1,2,4 triazole,5-thiol and melamine grafted chitosan prepared through four different routes. *J Environ Chem Eng.* 2016;4(1):733-745. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.015>
 12. Elwakeel KZ, Abd El-Ghaffar MA, El-kousy SM, El-Shorbagy HG. Synthesis of new ammonium chitosan derivatives and their application for dye removal from aqueous media. *Chem Eng J.* 2012;203:458-468. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.07.001>
 13. Elwakeel KZ, Shahat A, Khan ZA, Alshitari W, Guibal E. Magnetic metal oxide-organic framework material for ultrasonic-assisted sorption of titan yellow and rose bengal from aqueous solutions. *Chem Eng J.* 2020;392:123635. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123635>
 14. Kumar V, Saharan P, Sharma AK, Kaushal I, Dhuan S. Silver embellished PANI/CNT nanocomposite for antimicrobial activity and sequestration of dye based on RSM modelling. *Environ Technol.* 2020;41(23):2991-3003. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1593512>
 15. Buhani, Suharso Rilyanti M, Antika FDR, Lestari LP, Ansori MS, Elwakeel KZ. Functionalization of carbon from rubber fruit shells (*Hevea brasiliensis*) with silane agents and its application to the adsorption of bi-component mixtures of methylene blue and crystal violet. *Environ Sci Pollut Res.* 2024;31(28):39994-40007. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28031-9>
 16. Mariyam A, Mittal J, Sakina F, Baker RT, Sharma AK. Fixed-bed adsorption of the dye Chrysoidine R on ordered mesoporous carbon. *Desalin Water Treat.* 2021;229:395-402. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27382>.
 17. Elgarahy AM, Mostafa HY, Zaki EG, ElSaeed SM, Elwakeel SM, Akhdhar A, Guibal E. Methylene blue removal from aqueous solutions using a biochar/gellan gum hydrogel composite: Effect of agitation mode on sorption kinetics. *Int J Biol Macromol.* 2023;232:123355. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.123355>.
 18. Yadav S, Yadav A, Bagotia N, Sharma N, Sharma AK, Kumar S. Simultaneous adsorption of three anionic dyes at neutral pH from their individual and multi-component systems on a CTAB modified *Pennisetum glaucum* based carbon nanotube green composite: Adsorption mechanism and process optimization by Box-Behnken design model. *J Mol Liq.* 2022;358:119223. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2022.119223>.
 19. Kataria N, Garg VK, Jain M, Kadirvelu K. Preparation, characterization and potential use of flower shaped Zinc oxide nanoparticles (ZON) for the adsorption of Victoria Blue B dye from aqueous solution. *Adv Powder Technol.* 2016;27(4):1180-1188. <https://doi.org/10.1016/j.apt.2016.04.001>.
 20. Pourrahim S, Salem A, Salem Sh, Tavangar R. Application of solid waste of ductile cast iron industry for treatment of wastewater contaminated by reactive blue dye via appropriate nanoporous magnesium oxide. *Environ Pollut.* 2020;256:113454. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113454>.
 21. Liu X, Liao C, Lin L, Gao H, Zhou J, Feng Z, Lin Z. Research progress in the environmental application of magnesium hydroxide nanomaterials. *Surf Interfaces.* 2020;21:100701. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100701>.
 22. Nagappa B, Chandrappa GT. Mesoporous nanocrystalline magnesium oxide for environmental remediation. *Microporous Mesoporous Mater.* 2007;106(1-3):212-218. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2007.02.052>.
 23. Purwajanti S, Zhang H, Huang X, Song H, Yang Y, Zhang J, Niu Y, Meka AK, Noonan O, Yu C. Mesoporous magnesium oxide hollow spheres as superior arsenite adsorbent: Synthesis and adsorption behavior. *ACS Appl Mater Interfaces.* 2016;8(38):25306-25312. <https://doi.org/10.1021/acsami.6b08322>.
 24. Saod WM, Oliver IW, Thompson DF, Holborn S, Contini A, Zholobenko VL. Magnesium oxide loaded mesoporous silica: Synthesis, characterisation and use in removing lead and cadmium from water supplies. *Environ Nanotechnol Monit Manag.* 2023;20:100817. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100817>.
 25. Vu AT, Jiang S, Ho K, Lee JB, Lee CH. Mesoporous magnesium oxide and its composites: Preparation, characterization, and removal of 2-chloroethyl ethyl sulfide. *Chem Eng J.* 2015;269:82-93. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.01.089>.
 26. Zhou J, Yang S, Yu J. Facile fabrication of mesoporous MgO microspheres and their enhanced adsorption performance for phosphate from aqueous solutions. *Colloids Surf A Physicochem Eng Asp.* 2011;379(1-3):102-108. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2010.11.050>.
 27. Zhu D, Chen Y, Yang H, Wang S, Wang X, Zhang S, Chen H. Synthesis and characterization of magnesium oxide nanoparticle-containing biochar composites for

- efficient phosphorus removal from aqueous solution. *Chemosphere*. 2020;247:125847. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125847>.
28. Najafi A. A novel synthesis method of hierarchical mesoporous MgO nanoflakes employing carbon nanoparticles as the hard templates for photocatalytic degradation. *Ceram Int*. 2017;43(7):5813–5818. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2017.01.135>.
 29. Kumar JA, Amarnath DJ, Jabasingh SA, Kumar PS, Anand KV, Narendrakumar G, Namasivayam SK, Krithiga T, Sunny S, Pushkala SP, Yuvarajan D. One pot Green Synthesis of Nano magnesium oxide-carbon composite: Preparation, characterization and application towards anthracene adsorption. *J Clean Prod*. 2019;237:117691. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117691>.
 30. Bhagiyalakshmi M, Lee JY, Jang HT. Synthesis of mesoporous magnesium oxide: Its application to CO₂ chemisorption. *Int J Greenh Gas Control*. 2010;4(1):51–56. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2009.08.001>.
 31. Hiremath V, Shavi R, Seo JG. Mesoporous magnesium oxide nanoparticles derived via complexation-combustion for enhanced performance in carbon dioxide capture. *J Colloid Interface Sci*. 2017;498:55–63. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.03.046>.
 32. Gulková D, Šolcová O, Zdražil M. Preparation of MgO catalytic support in shaped mesoporous high surface area form. *Microporous Mesoporous Mater*. 2004;76(1-3):137–149. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2004.07.039>.
 33. Purwajanti S, Zhou L, Ahmad Nor Y, Zhang J, Zhang H, Huang X, Yu C. Synthesis of magnesium oxide hierarchical microspheres: A dual-functional material for water remediation. *ACS Appl Mater Interfaces*. 2015;7(38):21278–21286. <https://doi.org/10.1021/acsami.5b05553>.
 34. Hornak J. Synthesis, properties, and selected technical applications of magnesium oxide nanoparticles: a review. *Int J Mol Sci*. 2021;22(23):12752. <https://doi.org/10.3390/ijms222312752>.
 35. Ardizzzone S, Bianchi C, Vercelli B. MgO powders: interplay between adsorbed species and localisation of basic sites. *Appl Surf Sci*. 1998;126:169–75. [https://doi.org/10.1016/S0169-4332\(97\)00598-9](https://doi.org/10.1016/S0169-4332(97)00598-9).
 36. Wahab R, Ansari SG, Dar MA, Kim YS, Shin HS. Synthesis of magnesium oxide nanoparticles by sol-gel process. *Mater Sci Forum*. 2007;558–559:983–6. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.558-559.983>.
 37. Devaraja PB, Avadhani DN, Prashantha SC, Nagabhushana H, Sharma SC, Nagabhushana BM, Nagaswarupa HP. Synthesis, structural and luminescence studies of magnesium oxide nanopowder. *Spectrochim Acta Part A Mol Biomol Spectrosc*. 2014;118:847–51. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2013.08.050>
 38. Sarani Saeb F, Salem A, Salem Sh. Spectroscopically study of competitive adsorption of planer and non-planer reactive dyes over magnesium oxide nanoparticles sustainably fabricated through autoignition. *Appl Mater Today*. 2025;44:102689. <https://doi.org/10.1016/j.apmt.2025.102689>.
 39. Pilarska AA, Klapiszewski Ł, Jesionowski T. Recent development in the synthesis, modification and application of Mg(OH)₂ and MgO: A review. *Powder Technol*. 2017;319:373–407. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2017.07.009>.
 40. Mastuli MS, Ansari NS, Nawawi MA, Mahat AM. Effects of cationic surfactant in sol-gel synthesis of nano sized magnesium oxide. *APCBEE Procedia*. 2012;3:93-8. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2012.06.042>.
 41. Jin D, Gu X, Yu X, Ding G, Zhu H, Yao K. Hydrothermal synthesis and characterization of hexagonal Mg(OH)₂ nano-flake as a flame retardant. *Mater Chem Phys*. 2008;112(3):962-5. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2008.07.008>.
 42. Zhou J, Wang W, Cheng Y, Zhang Z. Facile hydrothermal synthesis and characterization of porous magnesium oxide for parachlorophenol adsorption from the water. *Integr Ferroelectr*. 2012;137(1):18-29. <https://doi.org/10.1080/10584587.2012.687317>.
 43. Alvarado E, Torres-Martinez LM, Fuentes AF, Quintana P. Preparation and characterization of MgO powders obtained from different magnesium salts and the mineral dolomite. *Polyhedron*. 2000;19(22-23):2345-51. [https://doi.org/10.1016/S0277-5387\(00\)00550-9](https://doi.org/10.1016/S0277-5387(00)00550-9).
 44. Srivastava V, Sharma YC, Sillanpää M. Green synthesis of magnesium oxide nanoflower and its application for the removal of divalent metallic species from synthetic wastewater. *Ceram Int*. 2015;41(5):6702-9. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2015.01.112>.
 45. Wang W, Qiao X, Chen J. The role of acetic acid in magnesium oxide preparation via chemical precipitation. *J Am Ceram Soc*. 2008;91(5):1697-9. <https://doi.org/10.1111/j.1551-2916.2008.02326.x>.
 46. Venkatesha TG, Viswanatha R, Nayaka YA, Chethana BK. Kinetics and thermodynamics of reactive and vat dyes adsorption on MgO nanoparticles. *Chem Eng J*. 2012;198:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.071>.
 47. Bhattacharya P, Swain S, Giri L, Neogi S. Fabrication of magnesium oxide nanoparticles by solvent alteration and their bactericidal applications. *J Mater Chem B*. 2019;7:4141–52. <https://doi.org/10.1039/C9TB00782B>.
 48. Rezaei M, Khajenoori M, Nematollahi B. Preparation of nanocrystalline MgO by surfactant assisted precipitation method. *Mater Res Bull*. 2011;46(10):1632–1637. <https://doi.org/10.1016/j.materresbull.2011.06.007>.

49. Hassanzadeh H, Salem A, Salem Sh. Application of ultrasound-assisted technique for production of mesoporous magnesium oxide from solid waste of ductile iron: an alternative method for elimination of surfactants from precipitation process. *Mater Today Commun.* 2023;37:107121. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2023.107121>
50. Varma A, Mukasyan AS, Rogachev AS, Manukyan KV. Solution combustion synthesis of nanoscale materials. *Chem Rev.* 2016;116(23):14493–486. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.6b00279>
51. Bueno AR, Oman RF, Jardim PM, Rey NA, de Avillez RR. Kinetics of nanocrystalline MgO growth by the sol-gel combustion method. *Microporous Mesoporous Mater.* 2014;185:86–91. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2013.10.021>
52. Li S. Combustion synthesis of porous MgO and its adsorption properties. *Int J Ind Chem.* 2019;10(1):89–96. <https://doi.org/10.1007/s40090-019-0174-7>
53. Selvam NCS, Kumar RT, Kennedy LJ, Vijaya JJ. Comparative study of microwave and conventional methods for the preparation and optical properties of novel MgO-micro and nano-structures. *J Alloys Compd.* 2011;509(41):9809–9815.
54. Tharani K, Christy AJ, Sagadevan S, Nehru LC. Fabrication of Magnesium oxide nanoparticles using combustion method for a biological and environmental cause. *Chem Phys Lett.* 2021;763:138216. <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2020.138216>
55. Nassar MY, Mohamed TY, Ahmed IS, Samir I. MgO nanostructure via a sol-gel combustion synthesis method using different fuels: an efficient nano-adsorbent for the removal of some anionic textile dyes. *J Mol Liq.* 2017;225:730–740. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.10.135>
56. Bai J, Meng F, Wei C, Zhao Y, Tan H, Liu J. Solution combustion synthesis and characteristics of nanoscale MgO powders. *Ceram Silik.* 2011;55(1):20–25.
57. Suresh J, Yuvakkumar R, Sundrarajan M, Hong SI. Green synthesis of magnesium oxide nanoparticles. *Adv Mater Res.* 2014;952:141–4. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.952.141>
58. Vergheese M, Vishal SK. Green Synthesis of Magnesium Oxide Nanoparticles Using *Trigonella foenum-graecum* Leaf Extract and Its Antibacterial Activity. *J. Pharmacogn. Phytochem.* 2018; 7(3):1193–1200.
59. Younis IY, El-Hawary SS, Eldahshan OA, Abdel-Aziz MM, Ali ZY. Green synthesis of magnesium nanoparticles mediated from *Rosa floribunda* charisma extract and its antioxidant, antiaging and antibiofilm activities. *Sci Rep.* 2021;11:16868. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96377-6>
60. Abdallah Y, Ogunyemi SO, Abdelazez A, Zhang M, Hong X, Ibrahim E, Hossain A, Fouad H, Li B, Chen J. The green synthesis of MgO nano-flowers using *Rosmarinus officinalis* L. (Rosemary) and the antibacterial activities against *Xanthomonas oryzae* pv. *oryzae*. *BioMed Res Int.* 2019;2019:5620989. <https://doi.org/10.1155/2019/5620989>
61. Khan MI, Akhtar MN, Ashraf N, Najeeb J, Munir H, Awan TI, Tahir MB, Kabli MR. Green synthesis of magnesium oxide nanoparticles using *Dalbergia sissoo* extract for photocatalytic activity and antibacterial efficacy. *Appl Nanosci.* 2020;10:2351–64. <https://doi.org/10.1007/s13204-020-01414-x>
62. Nga NK, Chau NTT, Lam TD, Huy TQ. A facile synthesis of nanostructured magnesium oxide particles for enhanced adsorption performance in reactive blue 19 removal. *J Colloid Interface Sci.* 2013;398:210–6. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2013.02.018>
63. Ahmed S. CTAB-assisted fabrication of hierarchical flower-like magnesium oxide adsorbent for enhanced removal performance towards phosphate. *J Magnes Alloy.* 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jma.2022.02.007>
64. Mahmoud HR, Ibrahim SM, El-Molla SA. Textile dye removal from aqueous solutions using cheap MgO nanomaterials: Adsorption kinetics, isotherm studies and thermodynamics. *Adv Powder Technol.* 2016;27(1):223–231. <https://doi.org/10.1016/j.apt.2015.12.006>
65. Granados-Correa F, Bonifacio-Martínez J, Lara VH, Bosch P, Bulbulian S. Cobalt sorption properties of MgO prepared by solution combustion. *Appl Surf Sci.* 2008;254(15):4688–94. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2008.01.074>
66. Ahmed S, Guo Y, Li D, Tang P, Feng Y. Superb removal capacity of hierarchically porous magnesium oxide for phosphate and methyl orange. *Environ Sci Pollut Res.* 2018;25(24):24907–16. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2565-2>
67. Hu J, Song Z, Chen L, Yang H, Li J, Richards R. Adsorption properties of MgO (111) nanoplates for the dye pollutants from wastewater. *J Chem Eng Data.* 2010;55(9):3742–3748. <https://doi.org/10.1021/je100274e>
68. Li X, Xiao W, He G, Zheng W, Yu N, Tan M. Pore size and surface area control of MgO nanostructures using a surfactant-templated hydrothermal process: high adsorption capability to azo dyes. *Colloids Surf A.* 2012;408:79–86. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2012.05.034>
69. Moussavi G., Mahmoudi M. Removal of azo and anthraquinone reactive dyes from industrial wastewaters using MgO nanoparticles. *J Hazard Mater.* 2009;168:806–812. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.097>
70. Sarani Saeb F, Salem A, Salem Sh. Production of MgO Nanoparticles via Autoignition, Conventional and Ultrasound-Assisted Techniques for Remediation of Reactive Dyes: Process Identification and Industrial Experience. *Mater Today Commun.* 2025; 46:112846. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2025.46.112846>

71. Karmakar S, Roy D, Janiak C, De S. Insights into multi-component adsorption of reactive dyes on MIL-101-Cr metal organic framework: Experimental and modeling approach. *Sep Purif Technol.* 2019;215:259-275. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.01.013>.
72. Blanco SPDM, Scheufele FB, Módenes AN, Espinoza-Quiñones FR, Marin P, Kroumov AD, Borba CE. Kinetic, equilibrium and thermodynamic phenomenological modeling of reactive dye adsorption onto polymeric adsorbent. *Chem Eng J.* 2017;307:466-475. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.104>.
73. Al-Degs Y, Khraisheh MAM, Allen SJ, Ahmad MN, Walker GM. Competitive adsorption of reactive dyes from solution: Equilibrium isotherm studies in single and multisolute systems. *Chem Eng J.* 2007;128(2-3):163-167. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.10.009>.
74. Demarchi CA, Chahm T, Martins B.A, Debrassi A, Nedelko N, Slawska-Waniewska A, Dłuzewski P, Dynowska E, Greneche J-M, Rodrigues CA, Adsorption of reactive red dye (RR-120) on nanoadsorbent O- carboxymethylchitosan/ γ -Fe₂O₃: kinetic, equilibrium and factorial design studies, *RSC Adv.* 2016;6:35058–35070. <https://doi.org/10.1039/C6RA04249J>.
75. Aguiar JE, Cecilia JA, Tavares PAS, Azevedo DCS, Castellón ER, Lucena SMP, Junior IS. Adsorption study of reactive dyes onto porous clay heterostructures. *Appl Clay Sci.* 2017;135:35-44. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.09.001>.
76. Özacar M, Şengil İA. Adsorption of reactive dyes on calcined alunite from aqueous solutions. *J Hazard Mater.* 2003;98(1-3):211-224. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00358-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00358-8).
77. Hameed BH, Ahmad AA, Aziz N. Adsorption of reactive dye on palm-oil industry waste: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Desalination,* 2009;247(1-3):551-560. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.08.005>.
78. Ozdemir O, Armagan B, Turan M, Celik MS, Comparison of the adsorption characteristics of azo-reactive dyes on mezoporous minerals. *Dyes Pigments.* 2004;62(1):49-60. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2003.11.007>.
79. Sismanoglu T, Kismir Y, Karakus S. Single and binary adsorption of reactive dyes from aqueous solutions onto clinoptilolite. *J Hazard Mater.* 2010;184(1-3):164-169. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.019>.
80. Chinoune K, Bentaleb K, Bouberka Z, Nadim A, Maschke U. Adsorption of reactive dyes from aqueous solution by dirty bentonite. *Appl Clay Sci.* 2016;123:64-75. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.01.006>.
81. Xue A, Zhou S, Zhao Y, Lu X, Han P. Effective NH₂-grafting on attapulgite surfaces for adsorption of reactive dyes. *J Hazard Mater.* 2011;194:7-14. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.018>.
82. Değermenci GD, Değermenci N, Ayvaoğlu V, Durmaz E, Çakır D, Akan E. Adsorption of reactive dyes on lignocellulosic waste; characterization, equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *J Clean Prod.* 2019;225:1220-1229. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.260>.

How to cite this article:

Salem A, Salem Sh. Performance of mesoporous magnesium oxide derived from various processes in treatment of wastewater contaminated with reactive dyes. *J Stud Color World.* 2026;16(1):49-68. <https://doi.org.10.30509/jscw.2025.167625.1255> [In Persian].