مجله مهندسی بهداشت محیط، بهار ۱۳۹۹، سال ۷، شماره ۳ : ۲۷۹-۲۶۱

بررسی کارایی حذف آفت کش مالاتیون توسط نانوکامپوزیت g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ از محلول‌های آبی در حضور اشعه UV

علی اسرافیلی [۳،۱]، سودابه قدسی [۲*]، روشنک رضایی کلانتری [۳،۱]، میترا غلامی [۳،۱]

[۱] گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
[۲] دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
[۳] مرکز تحقیقات تکنولوژی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۹/۲۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۲۷

چکیده

زمینه و هدف: ارگانوفسفره‌ها از شایع‌ترین سموم دفع آفات در جهان به شمار می‌روند. از سموم پرمصرف این گروه مالاتیون می‌باشد که توسط EPA در گروه III مواد از نظر سرطانزایی تقسیم می‌شود. بنابراین باتوجه به مصرف زیاد این آفت کش و قدرت بیماری زایی آن باید به شیوه مناسب حذف گردد. یکی از راه‌های حذف استفاده از فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته است. هدف از این مطالعه حذف فتوکاتالیستی آفت کش مالاتیون توسط نانوکامپوزیت g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ می‌باشد.

روش: در این مطالعه از نانوکامپوزیت g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ که با استفاده از روش هیدروترمال سنتز گردید، برای حذف فتوکاتالیستی مالاتیون استفاده شد. متغیرهای مورد بررسی pH، دوز نانوکامپوزیت، غلظت آلاینده بود. هم چنین اثر رادیکال خوارهای اگزالات آمونیوم ، ترت بوتانول و بنزوکینون بر انجام آزمایش سنجش شد.

یافته ها: بهترین راندمان حذف مالاتیون در pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر و غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر و در زمان ۶۰ دقیقه و برابر با ۱۰۰ ٪ بود. با افزایش دوز کاتالیست تا ۰/۵ گرم بر لیتر راندمان افزایش یافت. اما با افزایش غلظت آلاینده راندمان حذف روند نزولی داشت. هم چنین راندمان حذف مالاتیون در حضور رادیکال خوارهای اگزالات آمونیوم، ترت بوتانول و بنزوکینون به ترتیب ۹۳/۳۶ ٪، ٤٤/۷۸ ٪ و ۹۰/۷۱ ٪ به دست آمد و سینتیک واکنش از معادله درجه اول با R^2 =۰/۹۸۵۲ پیروی کرد.

نتیجه گیری: بنابراین g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ از پتانسیل بالایی برای حذف مالاتیون برخوردار بوده و می‌تواند برای از بین بردن آلاینده‌های مختلف از محلول‌های آبی استفاده شود.

کلمات کلیدی: فتوکاتالیست، مالاتیون، g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$

* **نویسنده مسئول:** دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
ایمیل: s.ghodsi3847@gmail.com - تلفن تماس: ۰۹۳۹۶۰۱۷۹۴۰

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

مقدمه

آفت کش‌های ارگانوفسفره از شایع‌ترین سموم دفع آفات در جهان به شمار می‌روند. متاسفانه مصرف بی رویه آفت کش‌های ارگانوفسفره در بسیاری از مناطق جهان سبب افزایش فراوانی آن‌ها در محیط زیست و آسیب آن شده است [1]. این آفت کش‌ها از راه‌های مختلفی چون فاضلاب‌های صنعتی، رواناب کشاورزی و استفاده از مواد شیمیایی می‌توانند وارد منابع آب شوند [2]. حشره کش‌های ارگانوفسفره حدود ۷۰ ٪ مصرف حشره کش‌ها را در ایالات متحده و حدود ٤٠ ٪ را در دنیا به خود اختصاص داده اند که در این بین مالاتیون با بیشترین مقدار مصرف حدود ٤٤-۳۲ ٪ از کل مصرف ارگانوفسفره‌ها را به خود اختصاص داده است [3]. مالاتیون [S-1,2bis(ethoxycarbonyl)ethyl O,O-dimethyl phosphorodithioate] یک حشره کش غیر سیستمیک بوده که توسط EPA از لحاظ سمیت در کلاس III مواد از نظر سرطانزایی طبقه‌بندی‌شده است [4]. مشخصات آفت کش مالاتیون در جدول ۱ آورده شده است. مکانیسم سموم ارگانوفسفره مانند مالاتیون تاثیر بر فعالیت آنزیم استیل کولین استراز و تجمع استیل کولین در پایانه‌های عصبی که باعث اختلال در سیستم عصبی مرکزی شده و تهدیدی جدی برای سلامت انسان محسوب می شود [5]. سازمان بهداشت جهانی (World Health Organization) (WHO) حداکثر مقدار این سموم را در آب ۰/۱ میکروگرم بر لیتر اعلام کرده است [6]. در مطالعه ای که توسط درگاهی و همکاران با هدف سنجش مالاتیون در منابع آبی کرمانشاه انجام گرفت غلظت مالاتیون ۱/۰۱±۰/۰۱۲ میکروگرم بر لیتر تشخیص داده شد [7]. هم چنین در پژوهش انجام گرفته توسط شاکر خطیبی و همکاران غلظت مالاتیون در منابع آبی ۰/٤٥٦ میکرو گرم بر لیتر بود [8]. برای حذف مالاتیون از روش های مختلفی مانند جذب، فیلتراسیون، تجزیه بیولوژیکی، فرآیندهای غشایی و انعقاد شیمیایی استفاده می‌شود [9]. این روش‌ها برای تصفیه زیاد مؤثر نیستند چون باعث تجزیه ناقص آلاینده شده و فقط آن را از یک فاز به فاز دیگر منتقل می‌کنند [10]. در سال های اخیر استفاده از روش های اکسیداسیون پیشرفته (AOPs) (Advanced Oxidation Processes) متداول شده است [11]. فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته از طریق تولید رادیکال‌های آزاد با قدرت اکسیدکنندگی بالا مانند رادیکال هیدروکسیل ($OH^{\cdot}$) سبب تجزیه کامل آلاینده ها، معدنی سازی و تولید CO_2 و H_2O می‌شود [12]. در میان روش‌های اکسیداسیون پیشرفته، استفاده از فتوکاتالیست ناهمگن یه روش مناسب برای حذف آلاینده های نوظهور مانند آفت کش مالاتیون است [4]. مکانیسم فرآیند فتوکاتالیستی به این صورت است که هنگامی انرژی یک فوتون برابر یا بیشتر از شکاف انرژی نیمه هادی باشد الکترون‌ها از لایه والانس به لایه هدایت رفته و حفره‌ها باقی می‌مانند. الکترون‌های تحریک شده و حفره‌ها می‌توانند باعث تولید رادیکال هیدروکسیل شده که این رادیکال‌ها مواد آلی را به مواد معدنی تبدیل می‌کنند [13]. اخیراً ساخت نانو کامپوزیت‌هایی که حاوی دو یا چند مواد نانوذره مختلف برای حذف آلاینده‌ها هستند، افزایش‌یافته است. این نانو کامپوزیت‌های چندمنظوره دارای یک ترکیب مغناطیسی و یک ترکیب نیمه هادی می باشند و به‌عنوان یک جایگزین امیدوارکننده برای حذف آلاینده های آلی و پاتوژن ها از فاضلاب محسوب می‌شوند و دارای مزایایی چون راندمان بالا، سمیت کم، پایداری شیمیایی عالی و هزینه نسبی کم می‌باشند [14,15]. اخیراً ساختارهای گرافیت مانند گرافن (G) و گرافن اکسید (GO) به علت سطح بزرگ و شش ضلعی آن‌ها برای تعاملات قوی با مولکول های دیگر موردتوجه قرارگرفته‌اند [16]. پایدارترین آلوتروپ نیترید کربن، گرافیت نیترید کربن(g-C_3N_4) می‌باشدکه نوعی فتوکاتالیست عاری از فلز بوده و به دلیل دارا بودن خواص فیزیکوشیمیایی خاص و هم چنین باندگپ ۲/۷ الکترون ولت دارای خاصیت جذب نور خوبی می‌باشد و به طور گسترده ای برای تخریب و تغلیظ

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

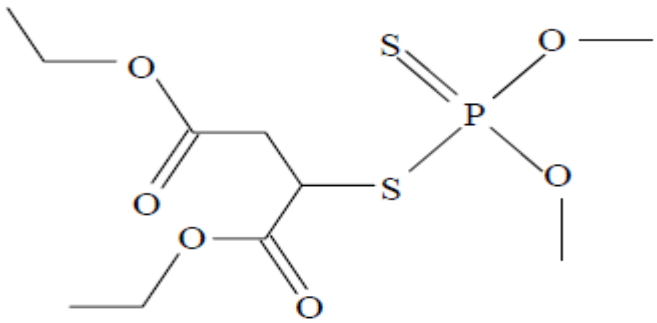
[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

آلاینده‌های آلی تحت تاثیر نور ا ستفاده می شوند [17]. هم‌چنین دارای ویژگی‌های چون سـازگاری با محیط‌زیسـت، هزینه کم، ثبات شیمیایی، ساختار دوبعدی است [16]. ماهیت پلیمری این ماده اجازه می‌دهد که در حضور نور علاوه بر انجام تحریکات چند گا نه از جذب یک فوتون، ویژگی های نوری آن را نیز بهبود بخشـد که این عوامل برای تخریب آلاینده‌ها مناسـب هستند. Bacha با توجه به اینکه $g\text{-}C_3N_4$ دارای مشکلاتی چون احتمال ترکیب مجدد و سریع به علت الکترون‌های فعال سطح آن، جداسـازی و بازیافت سـخت اسـت بنابراین برای افزایش عملکرد فوتوکاتالیسـتی $g\text{-}C_3N_4$ ، از روش‌های مختلفی مانند دوپ کردن عناصـر فلزی و غیرفلزی یا کوپلینگ نیمه‌رسـانا ا ستفاده می شود. در این میان، اتصال با Fe_3O_4 مغناطیسی یک ا ستراتژی عالی برای د ستیابی به کارایی بالای فوتوکاتالیـ ست، پایداری و قابلیت ا ستفاده مجدد به‌خ صوص در بحث ت صفیه فا ضلاب ا ست [16,18]. هم‌چنین نانو ذرات مغناطیـ سی در اثر برهم‌کنش های مسـتقیم بین‌ذره‌ای مانند نیروی وا ندوالس و تمایل به تجمع، تشـکیل ذرات بزرگ‌تر را می‌دهند که باعث کاهش سطح ویژه و واکنش‌پذیری می‌شود [19]. حال اگر موادی را برای ترکیب با Fe_3O_4 پیدا کنیم، قطعاً کارایی جداسـازی بارها را بهبود می‌بخ شد. بارگذاری فلزات مانند Pt، Au و Ag در سطح نیمه‌رساناها، می‌تواند فعالیت فوتوکاتالیستی را تحت تابش نور بهبود می‌بخشـد [20]. نانو ذرات Ag دارای سـطح بسـیار بزرگی بوده که اجازه هماهنگی بسـیاری از لیگاندها را می‌دهد، که باعث افزایش جداسـازی حفره های الکترونی، پایداری شـیمیایی، افزایش کارایی فتوکا تالیسـت و دارای خواص عالی ضد میکروبی و گندزدایی می‌باشد [21,22]. در این مطالعه ، نانو کامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ با هدف حذف آفـت کش دیـازینون از محلول هـای آبی تهیـه شـد. این فوتوکاتالیـ ست با یک روش ساده هیدروترمال سنتز شد و با تکنیـک هـای SEM، EDX، XRD، FT-IRو PL تعیین مشخصات شد.براساس مطالعات ما این گزارش اولین مطالعه در ارتباط با حذف آفت کش مالاتیون توسـط نانوکامپوزت-g $C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ است.

جدول ۱: مشخصات و ساختار مولکولی آفت کش مالاتیون [23]

فرمول مولکولی	جرم مولکولی	چگالی	قدرت حلالیت در آب	فشار بخار	ثابت هنری	log K_{ow}
$C_{10}H_{19}O_6PS_2$	۳۳۰/۳۶	۱/۲۳g/cm^3	۱٤٥ mg/L در دمای ۲٥°C	۳/۳٦×۱۰٦ mm Hg	٤/۹× ۱۰$^{-۹}$ atm m^3 mole^{-1} در دمای ۲٥°C	۲/۸۹

ساختار مولکولی



[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

مواد و روش ها

مواد شیمیایی

مواد شیمیایی مورد استفاده در این مطالعه سم مالاتیون، ملامین، نیترات نقره، کلرید فرو٤آبه، آمونیاک، ترت بوتانول، آمونیاک اگزالات، بنزوکوئینون، سدیم هیدروکسید، هیدروکلرید اسید، اتانول، متانول که از شرکت مرک خریداری شدند. برای ساخت کلیه محلول‌ها از آب دیونیزه استفاده شد.

سنتز پودر $g\text{-}C_3N_4$

برای تهیه نیتریدکربن گرافیتی از ملامین استفاده می‌شود به‌این‌ترتیب که ۵ گرم از ملامین به یک بوته سرامیکی اضافه‌شده و در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس (سرعت گرمایش ۵ درجه سلسیوس در هر دقیقه) به مدت ٤ ساعت گذاشته می‌شود، بعد از اتمام زمان در دمای اتاق خنک می‌گردد.

آماده‌سازی نانو کامپوزیت

نانو کاتالیست $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ با روش هیدروترمال یک مرحله‌ای تهیه می‌شود. ابتدا ۵۰ میلی گرم از نیترید کربن گرافیتی سنتز شده به ۳۰mL از آب مقطراضافه شده و با استفاده از التراسونیک برای مدت ۱ ساعت حل می‌گردد. سپس ۰/۵ گرم کلرید فرو ٤ آبه، ۲۵ میلی گرم نیترات نقره و ۰/۱ گرم پلی وینیل پیرولیدون اضافه شده و به مدت ۳ ساعت هم زده می شود. تحت شرایط اختلاط ۲/۵ میلی لیتر آمونیاک تزریق و به مدت ۱۰ دقیقه به شدت هم زده می شود (به‌منظور اکسید شدن آهن دو ظرفیتی). سوسپانسیون حاصله به یک سل تفلونی ۵۰ میلی لیتری انتقال و در اتوکلاو برای مدت ۳ ساعت و در دمای ۱٤۰ درجه سلسیوس قرار می‌گیرد، پس از اتمام این زمان در هوای اتاق خنک گردیده و محصول به‌دست‌آمده فیلتر و سپس با آب و اتانول شسته می‌شود. سپس در دمای ۸۰ درجه سلسیوس به مدت ۱۲ ساعت خشک می‌گردد [۱۸].

تعیین مشخصات فیزیکو شیمیایی کاتالیست

پس از آماده شدن $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ جهت تعیین مشخصات فیزیکو شیمیایی مثل فاز کریستالی از آزمایش XRD (تفرق اشعه X) در محدوده زاویه ۸۰-۵ درجه و برای تعیین حضور عناصر آهن و نقره در ساختار کاتالیزور سنتز شده از طیف‌سنجی پراکنش انرژی (EDX) ، جهت تعیین مورفولوژی آن از آزمایشات میکرو سکوپ الکترونی رویشی (SEM)، برای شناسایی گروه‌های عاملی از طیف سنجی مادون قرمز (FT-IR) و طیف فوتولومینسانس (PL) استفاده می‌شود.

انجام آزمایشات

برای انجام آزمایشات از یک راکتور شیشه ای به حجم یک لیتر و به منظور همگن سازی محتویات راکتور از یک همزن مکانیکی استفاده گردید. متغیرهای مورد مطالعه در این پژوهش که با استفاده از روش یک عامل در یک زمان (One Factor at a time) بهینه سازی شدند عبارتند از دوز نانوکاتالیست(۱، ۰/۷، ۰/۵، ۰/۲ گرم بر لیتر)، pH(۱۱، ۹، ۷، ۵، ۳) و غلظت دیازینون(۲۰، ۱۰، ۵ میلی گرم در لیتر) بودند. در روش One Factor at a time یک پارامتر متغیر و بقیه پارامترهای ثابت می‌باشد که در این مطالعه ابتدا pH و در ادامه دوز نانوکامپوزیت و غلظت آلاینده بهینه شدند. تعداد تکرار آزمایشات ۳ بار بوده و برای آنالیز داده‌ها از نرم افزار اکسل استفاده شد. در هر آزمایش محلول حاوی نانوکاتالیست و آلاینده در معرض لامپ UVA با توان w ۱۵ قرار گرفت. از هیدروکلریک اسید و سدیم هیدروکسید رقیق جهت تنظیم pH نمونه‌ها استفاده شد. بعد از هر با انجام آزمایش و برداشت نمونه ها، ابتدا نانوکامپوزیت با استفاده از آهنربای خارجی از نمونه جدا و سپس به دستگاه HPLC مدل CECIL-CE-

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

4900، با دتکتور UV/Vis-CE-4900 و دارای ستون C18 (250 mm × 4.6 mm × 5 µm) و نسبت آب:استونیتریل، ۷۰:۳۰ و طول موج ۲۱۰ نانومتر تزریق شد. برای محاسبه غلظت مالاتیون باقی مانده از معادله زیر استفاده شد.

$$Removal\ (\%) = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100$$

C_0: غلظت اولیه مالاتیون

C_t: غلظت نهایی مالاتیون

میزان معدنی سازی(TOC) (Total Organic Carbon)

آزمایش TOC توسط TOC آنالایزر (Multi N / C, TOC analayzer, German 3100) برای تعیین میزان معدنی سازی طبق روش استاندارد 5310 A انجام شد. راندمان حذف TOC توسط معادله زیر محاسبه شد.

$$TOC\ Removal\ (\%) = \frac{TOC_0 - TOC_t}{TOC_0} \times 100$$

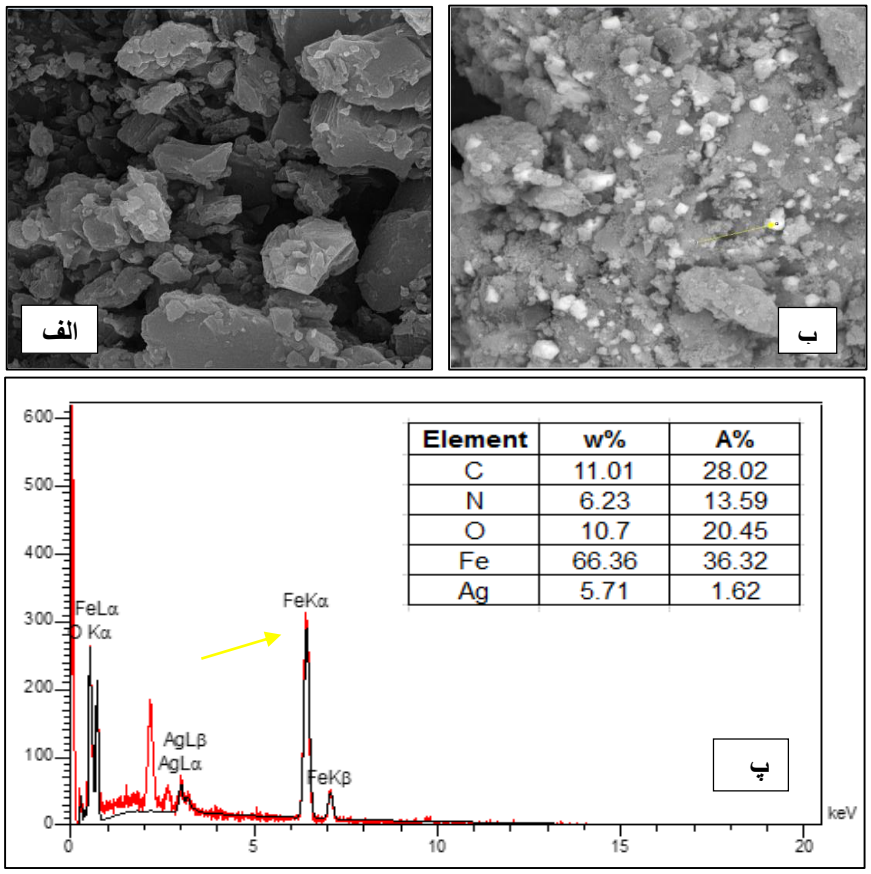
TOC_0: TOC اولیه

TOC_t: TOC نهایی

یافته‌ها

نتایج مربوط به ویژگی‌های نانوکامپوزیت

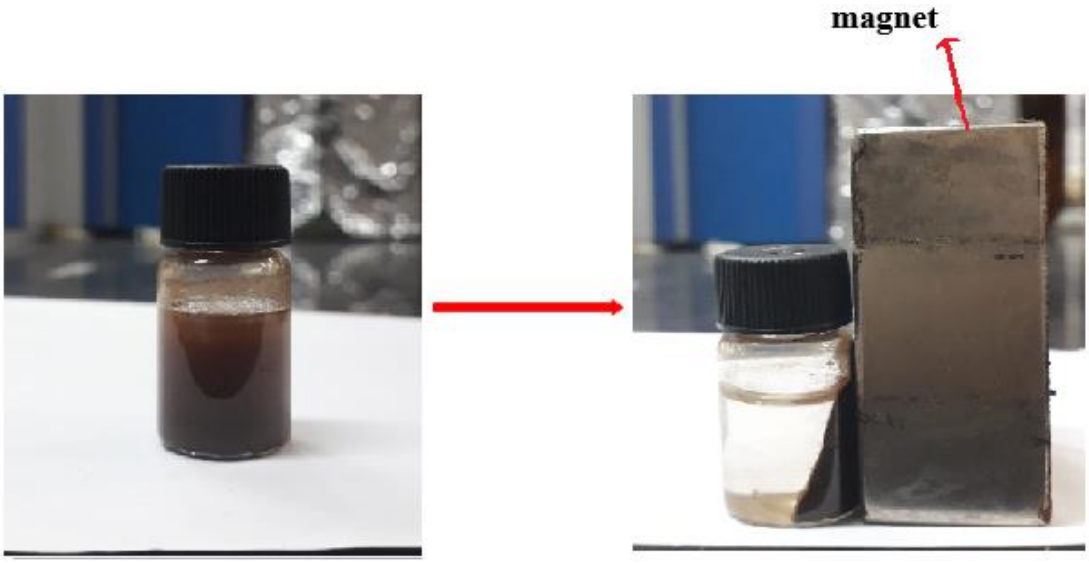
از آنالیز SEM برای شناسایی مورفولوژی نانوکاتالیست سنتز شده استفاده شد.



شکل ۱: تصویر SEM از $g\text{-}C_3N_4$ خالص(الف)، تصویر SEM از نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$(ب)، طیف EDX نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$(پ).

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]



شکل ۲: خاصیت مغناطیسی نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$

همانطور که از شکل ۱ مشهود است $g\text{-}C_3N_4$ دارای ساختار ورقه ای نامنظم است. شکل ۱ توزیع Fe_3O_4/Ag روی ساختار $g\text{-}C_3N_4$ را نشان داده است که توسط فلش نشان داده شده است. از آنالیز EDX برای شناسایی مواد معدنی موجود در ساختار یک نمونه استفاده می‌شود. نتایج آنالیز EDX هم حضور C, N, O, Fe, Ag را در ساختار نانوکامپوزیت نشان می‌دهد.

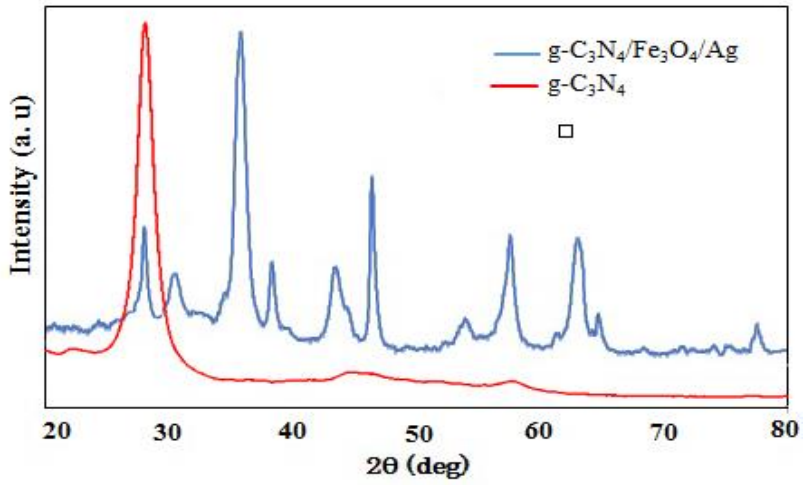
خاصیت مغناطیسی نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ در شکل ۲ نشان داده شده است. با توجه به شکل هنگامی که محلول حاوی نانوکامپوزیت در مجاورت آهنربا قرار گرفت نانوکامپوزیت به طور کامل از فاز محلول جدا شد که نشان دهنده خاصیت مغناطیسی بالای نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ می‌باشد.

الگوی پراش پرتو X (XRD) $g\text{-}C_3N_4$ خالص در 2θ بین ۸۰-۲۰ درجه در شکل ۳ نشان داده شده است. به طور کلی، پیک قوی مشاهده شده برای $g\text{-}C_3N_4$ خالص مطابق با پلن (۰۰۲) و نشان دهنده یک ترکیب آروماتیک است. در الگوی آنالیز $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$، Fe_3O_4 دارای پیک های ۳۰/۲، ۳۵/۸، ۴۳/۵، ۵۳/۷، ۵۷/۳ و ۶۲/۷ و مربوط به پلن‌های (۲۲۰)، (۳۱۱)، (۴۰۰)، (۴۲۲)، (۵۱۱)، (۴۴۰) است که با نتایج مطالعات قبلی مطابقت دارد [۱۵،۲۴]. در این آنالیز، شدت پیک $g\text{-}C_3N_4$ در نانوکامپوزیت در مقایسه با $g\text{-}C_3N_4$ خالص به دلیل کاهش تجمع $g\text{-}C_3N_4$ و وجود Fe_3O_4 در ساختار نانوکامپوزیت کاهش یافته است. علاوه بر این، پیک‌های ۳۸، ۴۴/۲، ۶۴/۴ و ۷۷/۴ مربوط به پلن های (۱۱۱)، (۲۰۰)، (۲۲۰) و (۳۱۱) هستند که نشان دهنده حضور نقره در ساختار نانوکامپوزیت است [۲۵،۲۶].

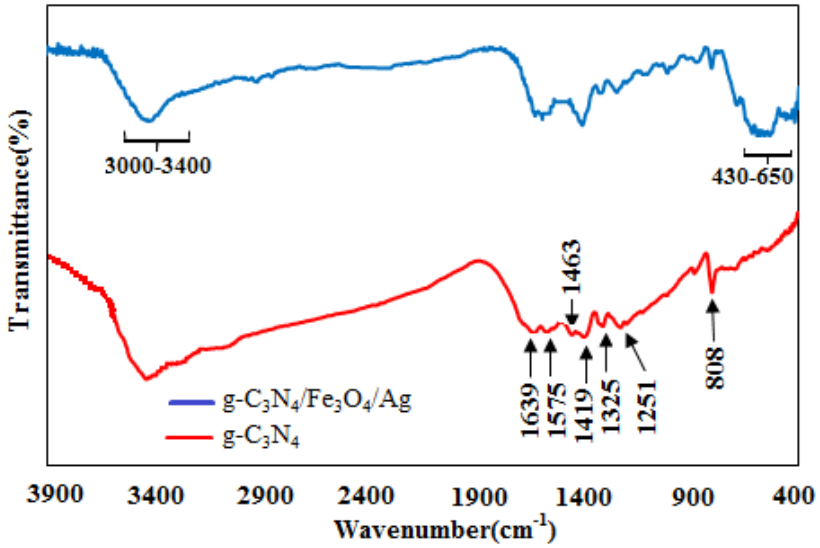
از آنالیز FT-IR برای شناسایی پیوندهای شیمیایی در نانوکامپوزیت استفاده شد. شکل ۴ نتایج آنالیز FT-IR مربوط به $g\text{-}C_3N_4$ و $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ را در دامنه cm^{-1} ۳۹۰۰-۴۰۰ نشان می‌دهد. در FT-IR، $g\text{-}C_3N_4$ خالص دارای باند جذب گسترده ای از ۳۰۰۰ تا ۳۴۰۰ است که حالت‌های کششی (-NH) و ($-NH_2$) را نشان می‌دهد. پیک cm^{-1} ۱۲۵۱، cm^{-1} ۱۳۲۵، cm^{-1} ۱۴۱۹، cm^{-1} ۱۴۶۳، cm^{-1} ۱۵۷۵ و cm^{-1} ۱۶۳۹ مربوط به پیوندهای (C-N) و (C = N) می‌باشد. علاوه بر این، پیک نشان داده شده در cm^{-1} ۸۰۸ مربوط به واحدهای s-triazine است و باند گسترده Fe-O در محدوده cm^{-1} ۶۵۰-۴۳۰ می‌باشد [۲۰،۲۷].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]



شکل ۳: آنالیز XRD از نمونه‌های g-C3N4 خالص و نانوکامپوزیت g-C3N4/Fe3O4/Ag



شکل ٤: آنالیز FT-IR برای نمونه‌های g-C3N4 خالص و نانوکامپوزیت g-C3N4/Fe3O4/Ag

فرآیند انتقال و نوترکیبی جفت های الکترون حفره نقش مهمی را در فعالیت‌های فتوکاتالیستی بازی می‌کند جداسازی کارآمد حامل‌های شارژ می‌تواند فعالیت فتوکاتالیستی را بهبود بخشد از همین رو از طیف لومینسانس (PL) به طور گسترده ای برای بررسی انتقال و نوترکیبی جفت‌های الکترون حفره استفاده می شود. طیف PL در شکل ۵ نشان داده شده است.

همانطور که از شکل دیده می شود پیک انتشار g-C3N4 دارای یک پیک انتشار بسیار قوی است. در حالی که g-C3N4/ Fe3O4/Ag دارای پیک انتشار پایینی است و شدت آن کاهش یافته است. شدت PL پایین تر، با هدایت الکتریکی خوب Fe3O4 و Ag مرتبط است که باعث انتقال الکترونی سطحی کارآمد از باند هدایت g-C3N4 به سمت Fe3O4 و Ag شده که

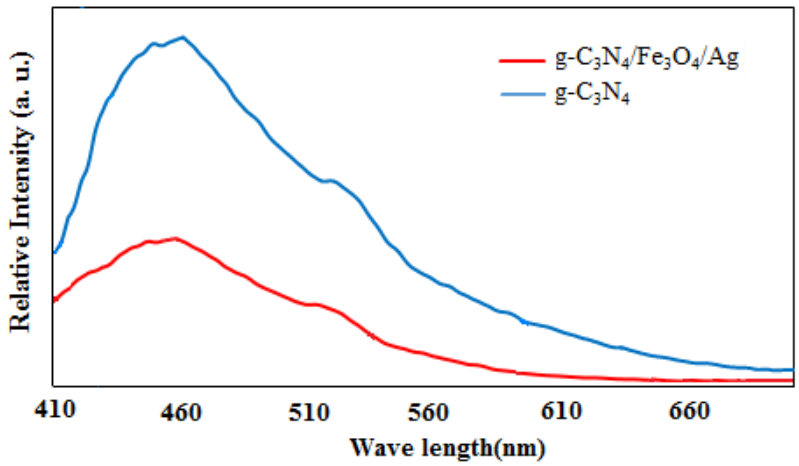
[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

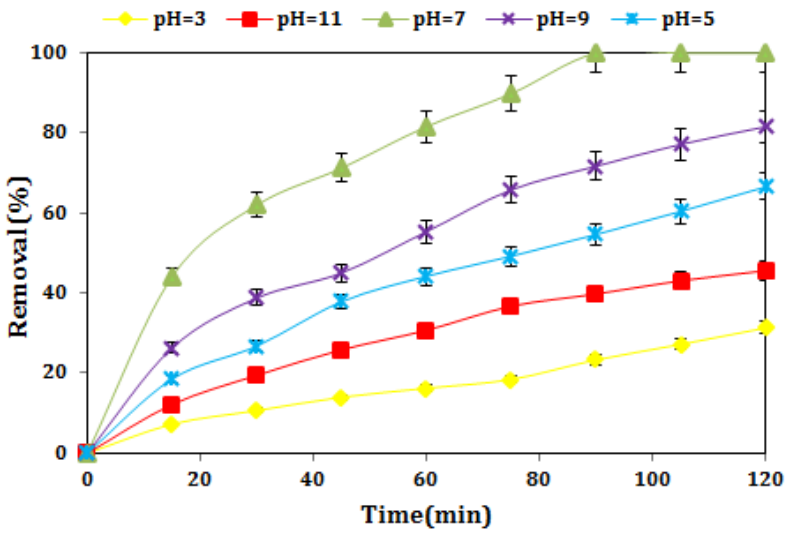
مانع از نوترکیبی حامل های بار شـــده و باعث بهبود فعالیت فتوکاتالیستی می شود. یافته‌های حاصل از PL با نتایج حاصل از آزمایشات فتوکاتالیست هم خوانی دارد [۲۸،۲۰].

تاثیر pH

در شکل ٦ تاثیر pH بر راندمان حذف مالاتیون با استفاده از نانوکامپوزیت g-C_3N_4/ Fe_3O_4/Ag در محدوده pH ، ۳ تا ۱۱، دوز کاتالیست ۰/۵ گرم بر لیتر و غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر نشان داده شده است. همانطور که نشان داده شده است با افزایش pH از ۳ به ۵ و سپس ۷ در زمان ۹۰ دقیقه راندمان حذف از ۲۳/۳۲ ٪ به ۵۱/٦۵ ٪ و ســـپس ۱۰۰ ٪ افزایش می‌یابد. اما هنگامی که pH از ۷ به سمت ۱۱ می‌رود راندمان حذف به ٥٤/٦۵ ٪ کاهش می‌یابد. با این حال راندمان حذف مالاتیون در شـرایط خنثی و pH قلیایی نسـبت به pH اسـیدی بیشـتر بوده اسـت. بنابراین بیشـترین و کمترین راندمان‌های حذف در pHهای ۷ و ۳ مشاهده شد



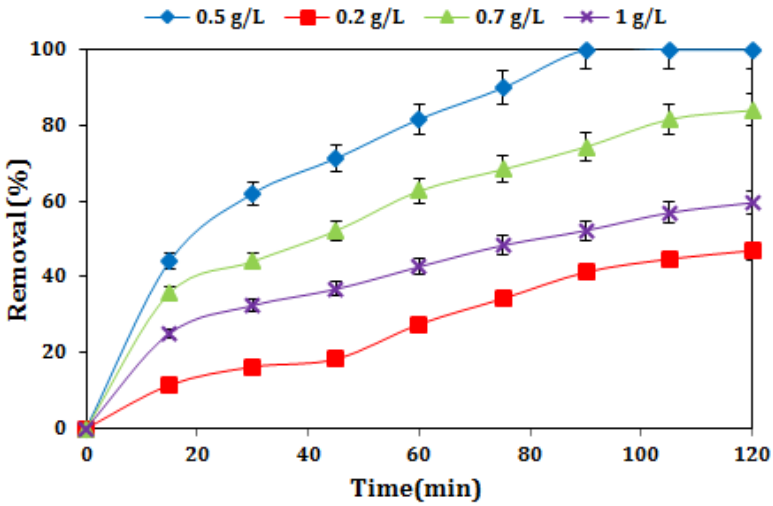
شکل ۵: آنالیز PL برای نمونه‌های g-C_3N_4 خالص و نانوکامپوزیت g-C_3N_4/Fe_3O_4/Ag



شکل ۶: تاثیر pH اولیه بر تخریب فتوکاتالیستی مالاتیون(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]



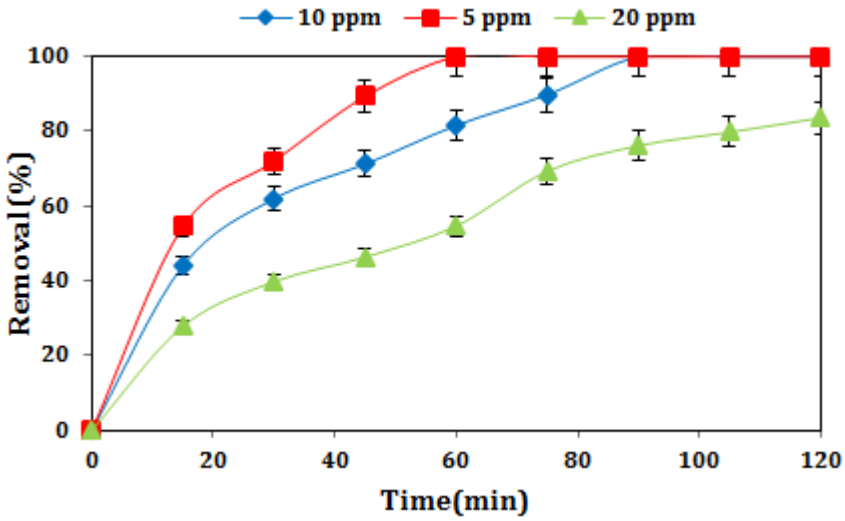
شکل ۷: تاثیر دوز نانوکامپوزیت بر تخریب فتوکاتالیستی مالاتیون(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

تاثیر دوز نانوکامپوزیت

تاثیر دوز جاذب بر راندمان حذف مالاتیون در دوزهای ۰/۲، ۰/۵، ۰/۷ و ۱ گرم در لیتر در pH بهینه ۷ و غلظت اولیه دیازینون ۱۰ میلی گرم در لیتر در شکل ٦ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که با افزایش دوز از ۰/۲ به ۰/۵ گرم در لیتر راندمان حذف افزایش می‌یابد. اما با افزایش دوز کاتالیست تا ۱ گرم در لیتر راندمان حذف کاهش یافته است.

تاثیر غلظت آلاینده

شکل ۸ اثر غلظت اولیه دیازینون را بر راندمان حذف در غلظت ۵ ، ۱۰ ، ۲۰ میلی گرم در لیتر در دوز بهینه ۰/۵ گرم در لیتر و pH ۷ نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت مالاتیون از ۵ به ۲۰ میلی گرم بر لیتر راندمان حذف مربوطه از ۱۰۰٪ به ٥٤/٧١ ٪ کاهش یافته است.



شکل ۸: تاثیر غلظت آلاینده بر تخریب فتوکاتالیستی مالاتیون(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

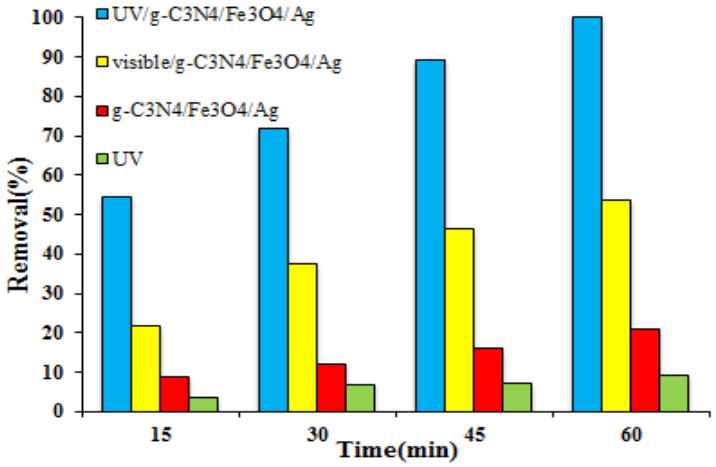
[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

مقایسه فرآیندهای مختلف

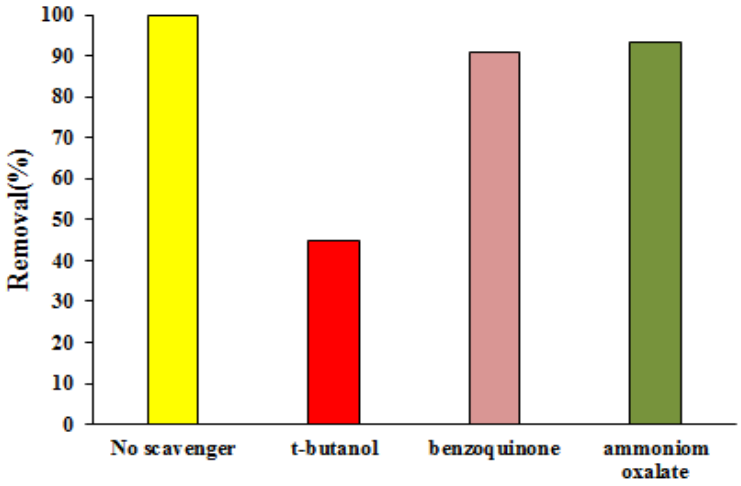
در شـــرایط بهینه، راندمان حذف مالاتیون با اســـتفاده از فرآیندهای مختلف $UV/g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ ، visible light/ $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$، $g\text{-}C_3N_4 / Fe_3O_4 /Ag$ به تنهایی و UV به تنهایی ، ارزیابی و مقایسه شدند. راندمان حذف مالاتیون در شـرایط مختلف به ترتیب ۱۰۰ ٪، ۵۳/۶۸ ٪، ۲۰/۸۹ ٪ و ۹/۲۶ ٪ می‌باشد.

اثر رادیکال خوارها

در این مطالعه اثر ســـه اســـکونجر اگزالات آمونیوم، ترت بوتانول و بنزوکینون بر راندمان حذف مالاتیون در شرایط بهینه ســنجیده شــد. اگزالات آمونیوم ، ترت بوتانول و بنزوکینون به ترتیب برای کنترل حفره‌ها (h^+)، رادیکال‌های هیدروکســـیل ($OH^\cdot$) و رادیکال‌های ســوپراکســید ($O_2^{\cdot-}$) اســتفاده شــدند. راندمان حذف مالاتیون در حضور سه رادیکال خوار اگزالات آمونیوم ، ترت بوتانول و بنزوکینون به ترتیب ۹۳/۳۶ ٪، ٤٤/۷۸ ٪ و ۹۰/۷۱ ٪ می‌باشد.



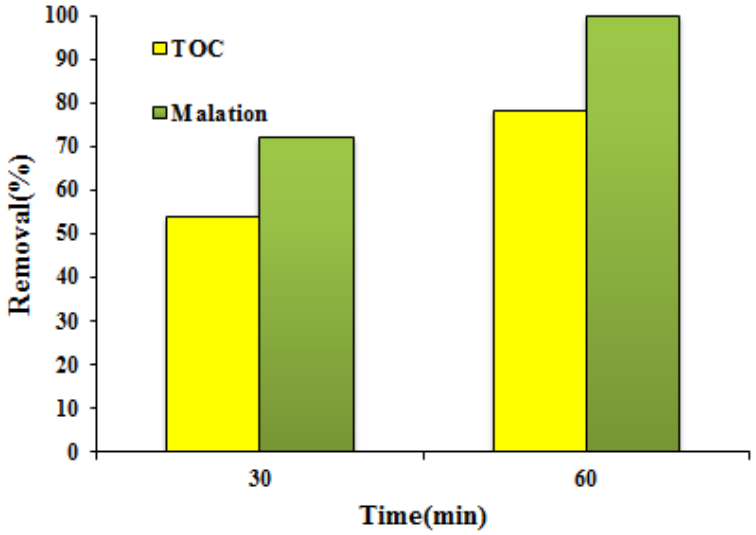
شکل ۹: مقایسه فرآیندهای مختلف بر تخریب فتوکاتالیستی مالاتیون(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)



شکل ۱۰: اثر رادیکال خوارها بر تخریب فتوکاتالیستی مالاتیون(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]



شکل ۱۱: میزان معدنی سازی در طی فرایند فتوکاتالیستی تخریب مالاتیون(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

میزان معدنی سازی

حذف TOC در فرآیند فوتوکاتالیستی توسط g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$پس از ۳۰ دقیقه و ٦۰ دقیقه اندازه گیری شد. نتایج در شکل ۱۱ نشان داده شده است. میزان حذف TOCپس از ۳۰ و ٦۰ دقیقه به ترتیب ۵۰/٦۷ و ۸۰/۸۸ درصد بود.

بحث

تاثیر pH

pH اولیه یکی از پارامترهای موثر در فرآیندهای فتوکاتالیستی می‌باشد. نتایج تاثیر pH در شکل ۵ نشان داده شده است. علت بالا بودن راندمان حذف در pH بهینه ۷ را می‌توان این گونه توجیح کرد که از انجایی که مقدار pka برای مالاتیون ٦/۸ می باشد. بنابراین در pH بالاتر از ٦/۸ بار الکترواستاتیکی منفی است و هم چنین pH_{zpc} برای نانوکاپوزیت g-$C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$، ۷/۸ به دست آمد که در pH پایین‌تر از این نقطه سطح نانوکامپوزیت دارای بار مثبت می شود. باتوجه به این که pH بهینه ۷ به دست آمد بنابراین جاذبه الکترواستاتیک مطلوب بین سطح دارای بار مثبت و مالاتیون با بار الکترواستاتیکی منفی ایجاد شده که سبب افزایش میزان حذف می‌شود [۳]. دلیل بالاتر بودن راندمان حذف با افزایش pH را می‌توان به افزایش مقدار رادیکال های $OH^{\cdot}$ در شرایط خنثی و قلیایی نسبت داد [29, 30]. نتایج مطالعه Ramos-Delgado و همکاران(۲۰۱۳) نشان داد که بالاترین راندمان حذف مالاتیون(۱۰۰ ٪) در pH ۷ بوده که دلیل این اثر را می‌توان به حضور سطوح بالاتر گروه‌های هیدروکسیل در محلول در pH ۷ نسبت به pH ٤ نسبت داد که منجر به تولید بیشتر رادیکال‌های $OH^{\cdot}$ می شود [۳۱]. هم چنین بر طبق گزارشات سموم ارگانوفسفره در محیط اسیدی پایدار بوده و نسبت به تجزیه مقاوم هستند این درحالی است که در محیط‌های خنثی و قلیایی به خوبی تجزیه می‌شوند [۳].

تاثیر دوز نانوکامپوزیت

نتایج نشان داد که با افزایش دوز نانوکامپوزیت از ۰/۲ به

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

۰/۵ گرم بر لیتر راندمان حذف افزایش می یابد که علت آن ممکن است افزایش سایت‌های فعال در دوز بالاتر باشد. اما با افزایش دوز کاتالیست از ۰/۵تا ۱گرم بر لیتر راندمان حذف کاهش یافته ا ست. که دلیل آن را می‌توان به این عامل نسبت داد که افزایش دوز نانوکامپوزیت باعث ایجاد کدورت شده که مانع از رسیدن نور به سطوح فعال نانوکامپوزیت‌ها می‌شود [۳۲]. هم چنین در مطالعه ای که توسط Mu. Naushad و همکاران (۲۰۱٤) انجام گرفت نشان داد که هنگامی که دوز کاتالیست از ۰/۵ به ۰/۱ گرم بر لیتر راندمان از ۹٦ ٪ به ۷۲ ٪ کاهش یافت که علت آن را می‌توان به این عامل نسبت داد که افزایش دوز نانوکامپوزیت باعث بالا رفتن تراکم ذرات شده که این عامل باعث کاهش سطوح فعال نانوکامپوزیت‌ها و در نتیجه کاهش تولید رادیکال ها و به دنبال آن کاهش راندمان حذف می شود [۳۳]. هم چنین نتایج مطالعه دهقانی و همکاران(۲۰۱۷) نشان داد با افزایش دوز نانوکامپوزیت از ۰/۱ به ۰/۵ گرم بر لیتر راندمان حذف مالاتیون به ۱۰۰ ٪ افزایش یافت [۳٤] که با نتایج مطاله حاضر مطابقت دارد.

تاثیر غلظت مالاتیون

نتایج نشان داد با افزایش غلظت آلاینده راندمان حذف کاهش می‌یابد. روند نزولی در راندمان حذف را می‌توان به این واقعیت نسبت داد که افزایش غلظت مالاتیون در محیط آبی سبب جذب بیشتر فوتون‌های نوری شده و از رسیدن این فوتون‌های نوری به سطح کاتالیست جلوگیری به عمل می‌آورد و به دنبال آن راندمان حذف کاهش می‌یابد [۳۵]. مطالعه ای که Qian Zhang و همکاران (۲۰۱۳) انجام گرفت علت کاهش راندمان با افزایش غلظت مالاتیون از ۵ میلی گرم تا ۲۵ میلی گرم بر لیتر را کاهش تولید رادیکال ها (OH°) در سطح کاتالیزور است زیرا مکان‌های فعال توسط مولکول‌های آلاینده پوشانده می‌شوند [۳٦]. هم چنین مطالعه Nadan و همکاران (۲۰۱٦) نشان داد با افزایش غلظت مالاتیون از ۲ به ٦ میلی گرم بر لیتر راندمان حذف از ۷۰ ٪ به ۹۱/۵ ٪ رسیده است [۳۷].

مقایسه فرآیندهای مختلف

نتایج حاصل از هم افزایی فرآیندهای فتوکاتالیستی در حضور اشعه UV، فتوکاتالیست در حضور نور مرئی، اشعه UV به تنهایی و حضور کاتالیست در شرایط تاریکی بر کارایی حذف مالاتیون نشان می‌دهد که بالاترین اثر هم افزایی به ترتیب در فرآیندهای فتوکاتالیستی در حضور اشعه UV، فتوکاتالیستی در حضور نور مرئی، حضور کاتالیست در شرایط تاریکی و اشعه UV به تنهایی است. ترکیب چندین فرآیند اکسیداسیون پیشرفته با تولید رادیکال هیدروکسیل و عوامل واکنشگر بیشتر سبب تجزیه بالاتر آلاینده نسبت به هر فرآیند به تنهایی می‌شود. در فرآیند فتوکاتالیستی تهییج کاتالیست توسط اشعه UV با ایجاد جفت الکترون-حفره بر سطح کاتالیست باعث بیشترین عوامل فعال در فرآیند می شود [۳۸]. تشکیل رادیکال‌های هیدروکسیل و سوپراکساید و خود حفره عوامل اکسید کننده قوی برای تجزیه آلاینده و علت بالا بودن راندمان حذف نانوکامپوزیت در حضور اشعه UV می‌باشد [۳۹].

اثر رادیکال خوارها

در این مطالعه اثر سه اسکونجر اگزالات آمونیوم، ترت بوتانول و بنزوکینون بر راندمان حذف مالاتیون در شرایط بهینه سنجیده شد. اگزالات آمونیوم ، ترت بوتانول و بنزوکینون به ترتیب برای کنترل حفره‌ها (h^+)، رادیکال‌های هیدروکسیل (OH°) و رادیکال‌های سوپراکسید ($O_2^{\circ-}$) استفاده شدند. تجزیه مالاتیون ممکن است به طور مستقیم توسط h^+ تولید شده تحت تابش نور، انجام گیرد. به این صورت که حفره برای رسیدن به پایداری، الکترون مورد نیاز خود را از مالاتیون گرفته و همزمان با رسیدن به پایداری باعث تخریب و حذف مالاتیون از محیط واکنش شود. برای بررسی اینکه واکنش حذف با این مکانیسم پیش می‌رود، واکنش تخریب درحضور

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

آمونیوم اگزالات انجام شد. اگر چنانچه واکنش با این مکانیسم پیشرود، حضور آمونیوم اگزالات باعث کاهش راندمان حذف خواهد شد. زیرا حضور این ماده باعث میشود h^+، الکترون خود را به جای مالاتیون از آمونیوم اگزالات گرفته و در نتیجه راندمان حذف آن کاهش یابد [40، 41]. در مورد بعدی h^+، الکترون مورد نیاز برای پایدار شدن را از H_2O و OH^- های موجود در محیط واکنش دریافت کرده و منجر به تولید رادیکال هیدروکسیل($OH^\cdot$) در محیط واکنش می‌شود. رادیکال $OH^\cdot$ بسیار اکسنده و ناپایدارند و برای رسیدن به پایداری الکترون خود را از مالاتیون گرفته و موجب حذف و تخریب این آلاینده می‌گردند. حال اگر مادهای همانند ترت بوتانول در محیط واکنش حضور داشته باشد که تمایل رادیکالهای $OH^\cdot$ برای واکنش با آن بیشتر از تمایل برای واکنش با مالاتیون باشد، رادیکال $OH^\cdot$ به جای واکنش با مالاتیون با ترت بوتانول واکنش می‌دهند و در نتیجه راندمان تخریب کاهش می‌یابد [42]. در رادیکال خوار بعدی الکترون‌های جداشده از باند ظرفیت، با O_2 موجود در محیط، واکنش داده و در نهایت منجر به تولید رادیکال $O_2^{\cdot-}$ می شوند.رادیکال $O_2^{\cdot-}$ برای رسیدن به پایداری الکترون خود را از مالاتیون گرفته و موجب حذف این آلاینده می‌شود. برای بررسی این مکانیسم، واکنش را در حضور بنزوکینون انجام می‌دهند. قبل از مالاتیون بارادیکال $O_2^{\cdot-}$ وارد واکنش می شود و به عبارتی تمایل آن برای واکنش با رادیکال $O_2^{\cdot-}$ بیشتر از مالاتیون است. اگر واکنش با مکانیسم سوم پیش رود، در حضور این ماده تخریب مالاتیون کمتر بوده و راندمان حذف کمتری حاصل می شود [43]. راندمان حذف مالاتیون در حضور سه رادیکال خوار اگزالات آمونیوم ، ترت بوتانول و بنزوکینون به ترتیب ۹۳/۳۶ ٪، ٤٤/۷۸ ٪ و ۹۰/۷۱ ٪ می‌باشد. با توجه به نتایج به دست آمده در حضور ترت بوتانول کمترین راندمان حذف مشاهده شده که می‌توان به این نتیجه رسید که رادیکال $OH^\cdot$ مکانیسم حذف مالاتیون را کنترل می‌کند.

سینتیک واکنش

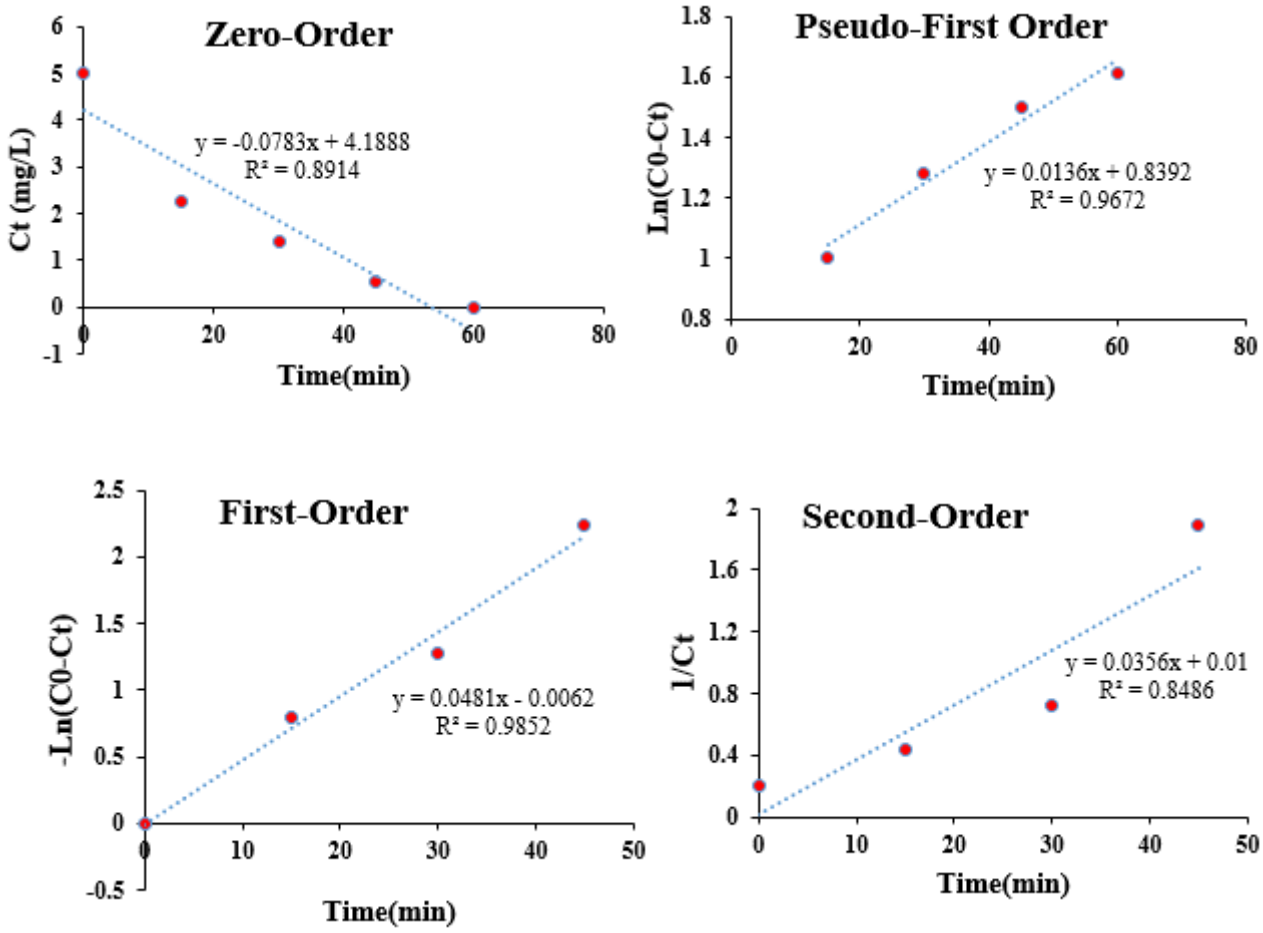
در این مطالعه به منظور بررسی رفتار واکنش حذف فتوکاتالیستی در حضور اشعه UV دادههای به دست آمده در شرایط بهینه(غلظت مالاتیون ۱۰ میلی گرم بر لیتر، دوز کاتالیست ۰/۵ گرم بر لیتر، pH =۷) تا زمان ٦۰ دقیقه از مدلهای واکنش، درجه صفر، درجه یک، درجه اول کاذب و درجه دوم استفاده گردید. معادلات مربوط به سینتیک در جدول ۲ نشان داده شده است. در این نمودارها C_0 غلظت آلاینده در زمان صفر و Ct غلظت آلاینده در زمان t، k ثابت سرعت واکنش و t زمان برحسب دقیقه است. بر طبق نتایج شکل ۱۰ سینتیک حذف مالاتیون از مدل درجه اول پیروی می‌کند زیرا ضریب رگرسیون بالاتری نسبت به بقیه مدلهای سینتیک دارد(R^2 =۰/۹۸۵۲).

جدول ۲: معادلات واکنش‌های درجه صفر، شبه درجه اول، درجه اول و درجه دوم

Kinetic models	Formula
Zero-order	$C_0-C_t = k.t$
First-order	$Ln(C_0/C_t) = k.t$
Pseudo-First Order	$Ln(C_0-C_t) = Ln\ C_0 - k.t$
Second-order	$1/C_t - 1/C_0 = k.t$

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]



شکل ۱۲: سینتیک واکنش حذف فتوکاتالیستی مالاتیون در شرایط بهینه (pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

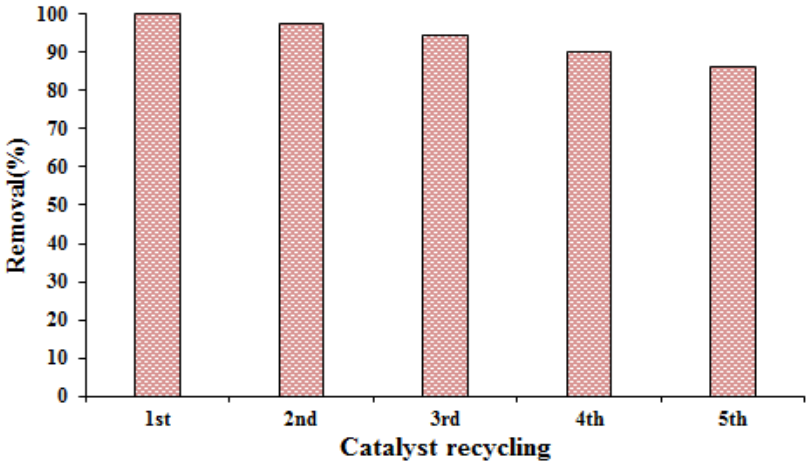
مکانیسم فرآیند فتوکاتالیستی

در مرحله اول، هنگامی که g-C_3N_4 در معرض نور قرار می‌گیرد، الکترون‌های موجود در باند هدایت به Fe_3O_4 منتقل می‌شوند و از آن جایی که Fe_3O_4 دارای هدایت الکتریکی خوبی است به سرعت این الکترون‌ها را به Ag (ظرفیت ذخیره سازی مناسب) منتقل می‌کنند. نانوذرات Ag به عنوان پذیرنده نهایی الکترون عمل می‌کنند که هم طول عمر الکترون های تولید شده را افزایش می‌دهد و هم فرایند جدا سازی بار را در کل سیستم فتوکاتالیستی بهبود می‌بخشد. در مرحله بعد، الکترون‌های تولید شده با O_2 جذب شده بر روی نانوذرات Ag برای تولید رادیکال‌های فعال $O_2^{\cdot-}$ واکنش نشان می‌دهند. هم چنین $O_2^{\cdot-}$ ممکن است با H^+ واکنش نشان دهد و رادیکال‌های $OH^{\cdot}$را تولید کند که هم $O_2^{\cdot-}$ و هم $OH^{\cdot}$ می‌تواند باعث تجزیه مالاتیون شوند. هم چنین حفره‌های ایجاد شده در g-C_3N_4 می‌توانند مستقیماً مالاتیون را تجزیه کنند.

$$h^+ + \text{malathion} \longrightarrow \text{degradation of the malathion}$$
$$e^- + O_2 \longrightarrow O_2^{\cdot-} \qquad + H^+ \longrightarrow OH^{\cdot}$$
$$O_2^{\cdot-}, OH^{\cdot} \longrightarrow \text{degradation of the malathion}$$

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]



شکل ۱۳: بازیابی نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ در شرایط بهینه(pH=۷، دوز ۰/۵ گرم بر لیتر، غلظت آلاینده ۱۰ میلی گرم بر لیتر)

بازیابی نانوکامپوزیت

به منظور بازیابی و اســـتفاده مجدد از نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ در شرایط بهینه آزمایش تا ۵ بار تکرار شد. پس از کامل شدن واکنش نانوکامپوزیت توسط آهنربا از محیط واکنش جدا و با اتانول شسته شد سپس به منظور خشک شدن در فور قرار گرفت. ســـپس نانوکامپوزیت خشـــک شـــده در شرایط بهینه مجدا مورد استفاده قرار گرفت و این کار تا ۵ بار تکرار شد که نتیجه به دست آمده در شکل ۱۳ نشان داده شده اســـت. نتایج نشـــان می‌دهد این نانوکامپوزیت به راحتی قابل بازیافت بوده و بدون کاهش چشـــمگیری در راندمان حذف می‌تواند تا چند بار متوالی مجددا اســـتفاده گردد به طوری که راندمان حذف بعد از ۵ با تکرار در حدود ۱٤ ٪ کاهش یافته است.

مقایســـه فرآیند های مختلف فتوکاتالیســـتی در حذف آفت کش مالاتیون

در جدول ۳ فرایند فتوکاتالیســـتی $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ در حضور اشعه UV با سایر مطالعات مقایسه شده است. این مطالعه نشـــان می‌دهد که نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ یک کاتالیســـت مناســـب برای تخریب فتوکاتالیســـتی مالاتیون می‌باشـــد چون در مقایســـه با فرایندهای دیگر دارای کمترین زمان برای تخریب آلاینده با بیشـــترین راندمان حذف و مقدار بالای معدنی سازی می‌باشد.

جدول۳: مقایسه فرآیندهای فتوکاتالیستی مختلف در حذف آفت کش مالاتیون

مطالعه	سرعت تجزیه(min)	میزان معدنی سازی	راندمان حذف	فرآیند
Dehghaniو همکاران [٤٤]	۱۸۰	–	٪ ۹۵/٦۸	UV/ZnO
ZHANG و همکاران [۳٦]	۷۰	–	٪ ۱۰۰	UV/ Pt-TiO_2
YU و همکاران [٤٥]	٦۰	٪ ۵۰/۷	٪ ۹۸/۲	UV/Au–Pd–TiO_2
Ramos-Delgado و همکاران [۳۱]	۱۲۰	٪ ٦۳	٪ ۱۰۰	UV/WO_3/TiO_2
Nasseri و همکاران [۳]	۹۰	٪ ۷٤	٪ ۹۸	UV/Zn^{2+}-doped TiO_2
مطالعه حاضر	٦۰	٪ ۸۰/۸۸	٪ ۱۰۰	UV/$g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

نتیجه گیری

در این مطالعه مالاتیون به خوبی توسط نانوکامپوزیت $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ در حضور اشعه UV حذف گردید. پارامترهای موثر بر راندمان حذف در pH ۷، دوز کاتالیست ۰/۵ گرم بر لیتر و غلظت آلاینده ۵ میلی گرم بر لیتر بود. نتایج نشان داد راندمان حذف مالاتیون در شرایط قلیایی بالاتر از اسیدی می‌باشد. معادلات مربوط به سینتیک نشان داد که راندمان حذف مالاتیون از معادله درجه اول پیروی نموده و دارای K=۰/۰۴۸ و R^2 =۰/۹۸۵۲ می‌باشد. علاوه بر این رادیکال $OH^{\cdot}$ به عنوان عامل کنترل کننده مکانیسم حذف مالاتیون به دست آمد. با توجه به نتایج به دست آمده $g\text{-}C_3N_4/Fe_3O_4/Ag$ از پتانسیل بالایی برای حذف مالاتیون برخوردار بوده و می‌تواند به عنوان یک کاتالیست امیدوار کننده برای از بین بردن آلاینده‌های مختلف از محلول‌های آبی استفاده شود.

تشکر و سپاسگزاری

این مطالعه، حاصل از پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی ایران با کد اخلاق IR.iums.REC.1397-884 و کد طرح ۹۷-٤-٦١-١٣٤٨٩ می‌باشد که بدین وسیله قدردانی می‌گردد.

References

1. Hela DG, Lambropoulou DA, Konstantinou IK, Albanis TA. Environmental monitoring and ecological risk assessment for pesticide contamination and effects in Lake Pamvotis, northwestern Greece. J Environ Toxicol Chem 2005;24(6): 1548-56.

2. Sakkas V, Dimou A, Pitarakis K, et al. TiO 2 photocatalyzed degradation of diazinon in an aqueous medium. J Environ Chem Lett 2005;3(2): 57-61.

3. Nasseri S, Borna MO, Esrafili A, et al. Photocatalytic degradation of malathion using Zn 2+-doped TiO 2 nanoparticles: statistical analysis and optimization of operating parameters. Int J Appl Phys 2018;124(2): 175.

4. Kadam A, Dhabbe R, Kokate M, et al. Preparation of N doped TiO2 via microwave-assisted method and its photocatalytic activity for degradation of Malathion. J Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc 2014;133: 669-76.

5. De Silva H, Samarawickrema N, Wickremasinghe A. Toxicity due to organophosphorus compounds: what about chronic exposure? J Trans R Soc Trop Med Hyg 2006;100(9): 803-6.

6. Bermúdez-Couso A, Fernández-Calviño D, Pateiro-Moure M, et al. Adsorption and desorption kinetics of carbofuran in acid soils. J Hazard Mater 2011;190(1-3):159-67.

7. Dargahi A, Samarghandi MR, Karami A, et al. Investigation of Residual Concentrations of Organic Phosphorus Pesticides in Surface Water and Groundwater Sources Supplying Drinking Water of Kermanshah Province. J Health Sci 2018;9(2):133-44.

8. Shakerkhatibi M, Mosaferi M, Jafarabadi MA, et al. Pesticides residue in drinking groundwater resources of rural areas in the northwest of Iran. J Health Promot Perspect 2014;4(2): 195.

9. Moussavi G, Hosseini H, Alahabadi A. The investigation of diazinon pesticide removal from contaminated water by adsorption onto NH4Cl-induced activated carbon. J Chem Eng Trans 2013;214: 172-9.

10. Chong MN, Jin B, Chow CW, Saint C. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. J Water Res 2010;44(10): 2997-3027.

11. Miguel N, Ormad MP, Mosteo R, Ovelleiro JL. Photocatalytic degradation of pesticides in natural water: effect of hydrogen peroxide. J Int photoenergy 2012;2012.

12. Mohajerani M, Mehrvar M, Ein-Mozaffari F. An overview of the integration of advanced oxidation technologies and other processes for water and wastewater treatment. Int J Eng 2009;3(2): 120-46.

13. Gao E, Wang W, Shang M, Xu J. Synthesis and enhanced photocatalytic performance of graphene-Bi 2 WO 6 composite. J Phys Chem Chem Phys 2011;13(7): 2887-93.

14. Liu L, Bai H, Liu J, Sun DD. Multifunctional graphene oxide-TiO2-Ag nanocomposites for high performance water disinfection and decontamination under solar irradiation. J Hazard Mater 2013;261: 214-23.

15. Amarjargal A, Tijing LD, Im I-T, Kim CS. Simultaneous preparation of Ag/Fe3O4 core–shell nanocomposites with enhanced magnetic moment and strong antibacterial and catalytic properties. J Chem Eng 2013;226: 243-54.

16. Wang M, Cui S, et al. Synthesis of g-C3N4/ Fe3O4

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

nanocomposites and application as a new sorbent for solid phase extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons in water samples. J Talanta 2015;132:922-8.

17. Zhang X, Wu Y, Xiao G, et al. Simultaneous photocatalytic and microbial degradation of dye-containing wastewater by a novel g-C3N4-P25/photosynthetic bacteria composite. J Plos one 2017;12(3): e0172747.

18. Pant B, Park M, Lee JH, et al. Novel magnetically separable silver-iron oxide nanoparticles decorated graphitic carbon nitride nano-sheets: A multifunctional photocatalyst via one-step hydrothermal process. J Colloid Interf Sci 2017;496: 343-52.

19. Dixit S, Hering JG. Comparison of arsenic (V) and arsenic (III) sorption onto iron oxide minerals: implications for arsenic mobility. J Environ Sci Technol 2003;37(18): 4182-9.

20. Zhu Z, Lu Z, Wang D, et al. Construction of high-dispersed Ag/Fe3O4/g-C3N4 photocatalyst by selective photo-deposition and improved photocatalytic activity. J Appl Catal B 2016;182: 115-22.

21. Ma S, Zhan S, Jia Y, et al. Enhanced disinfection application of Ag-modified g-C3N4 composite under visible light. J Appl Catal B 2016;186: 77-87.

22. Tran QH, Le A-T. Silver nanoparticles: synthesis, properties, toxicology, applications and perspectives. J ANSN 2013;4(3): 033001.

23. FAO/WHO. Data sheet on pesticides, Malathion World Health Organization1977.

24. Akhundi A, Habibi-Yangjeh A. High performance magnetically recoverable g-C3N4/Fe3O4/Ag/Ag2SO3 plasmonic photocatalyst for enhanced photocatalytic degradation of water pollutants. J Adv Powder Technol 2017;28(2): 565-74.

25. Pant B, Park M, Kim H-Y, Park S-J. Ag-ZnO photocatalyst anchored on carbon nanofibers: synthesis, characterization, and photocatalytic activities. J Synth Met 2016;220: 533-7.

26. Liu L, Qi Y, Lu J, et al. A stable Ag3PO4@ g-C3N4 hybrid core@ shell composite with enhanced visible light photocatalytic degradation. J Appl Catal B 2016;183: 133-41.

27. Mousavi M, Habibi-Yangjeh A. Ternary g-C3N4/Fe3O4/Ag3VO4 nanocomposites: novel magnetically separable visible-light-driven photocatalysts for efficiently degradation of dye pollutants. J Mater Chem Phys 2015;163: 421-30.

28. Pant B, Pant HR, Barakat NA, et al. Incorporation of cadmium sulfide nanoparticles on the cadmium titanate nanofibers for enhanced organic dye degradation and hydrogen release. J Ceram Int 2014;40(1): 1553-9.

29. Burrows HD, Santaballa J, Steenken S. Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides. J photochem photobio B 2002;67(2): 71-108.

30. Badawy MI, Ghaly MY, Gad-Allah TA. Advanced oxidation processes for the removal of organophosphorus pesticides from wastewater. J Desalination 2006;194(1-3): 166-75.

31. Ramos-Delgado N, Hinojosa-Reyes L, Guzman–Mar I, et al. Synthesis by sol–gel of WO3/TiO2 for solar photocatalytic degradation of malathion pesticide. J Catal Today 2013;209: 35-40.

32. Salarian A-A, Hami Z, Mirzaei N, et al. N-doped TiO2 nanosheets for photocatalytic degradation and mineralization of diazinon under simulated solar irradiation: Optimization and modeling using a response surface methodology. J Mol Liq 2016;220: 183-91.

33. Naushad M, ALOthman Z, Khan M, et al. Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for the removal of organophosphorus pesticide using Amberlyst-15 resin: Quantitative analysis by liquid chromatography–mass spectrometry. J Ind Eng Chem 2014;20(6): 4393-400.

34. Dehghani MH, Niasar ZS, Mehrnia MR, et al. Optimizing the removal of organophosphorus pesticide malathion from water using multi-walled carbon nanotubes. J Chem Eng 2017;310: 22-32.

35. Fadaei A, Kargar M. Removal of malathion from various waters by advanced oxidation processes. J Chem Soc Pakistan 2015;37(1).

36. Zhang Q, Jing Y, Shiue A, et al. Photocatalytic degradation of malathion by TiO2 and Pt-TiO2 nanotube photocatalyst and kinetic study. J Environ Sci Heal B 201348(8):686-92.

37. Nandan S, Tailor D, Yadav A. Malathion pesticide degradation by advanced oxidation process (UV-irradiation). Int Res J Adv Eng Sci 2016;1(4): 153-6.

38. Mansoury M, Godini H, Shams Khorramabadi G. Photocatalytic removal of natural organic matter from aqueous solutions using zinc oxide nanoparticles immobilized on glass. IJHE 2015;8(2): 181-90.

39. Devipriya S, Yesodharan S. Photocatalytic degradation of pesticide contaminants in water. J Sol energ Mat Sol C 2005;86(3): 309-48.

40. Ghazalian E, Ghasemi N, Amani-Ghadim A. Enhanced visible light photocatalytic performance of Ag3PO4 through doping by different trivalent Lanthanide cations. J Mater Res Bull 2017;88: 23-32.

41. Ghazalian E, Ghasemi N, Amani-Ghadim A. Effect of gadollunium doping on visible light photocatalytic performance of Ag3PO4: evaluation of activity in degradation of an anthraquinone dye and mechanism study. J Mol Catal A Chem 2017;426: 257-70.

42. Reddy KH, Martha S, Parida K. Fabrication of novel p-BiOI/n-ZnTiO3 heterojunction for degradation of

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

rhodamine 6G under visible light irradiation. J Inorg Chem 2013;52(11): 6390-401.

43. Ali HM, Abou-Mesalam M, El-Shorbagy M. Structure and optical properties of chemically synthesized titanium oxide deposited by evaporation technique. J Phys Chem Solids 2010;71(1): 51-5.

44. Dehghani M, Fadaei A. Potoccatalytic oxidation of oganophosphorus pesticides using zinc oxide. Res J Chem Environ 2012;16.

45. Yu H, Wang X, Sun H, Huo M. Photocatalytic degradation of malathion in aqueous solution using an Au–Pd–TiO2 nanotube film. J Hazard mater 2010;184(1-3): 753-8.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]

Journal of Environmental Health Engineering, May 2020; Vol. 7, No. 3: 261-279

Evaluation of Malathion Pesticide Removal Efficiency by g-C_3N_4/ Fe_3O_4/Ag Nanocomposites from Aqueous Solutions in the Presence of UV Irradiation

Ali Esrafili[1,3], Soudabeh Ghodsi[2*], Roshanak Rezaei Kalantary[1,3], Mitra Gholami[1,3]

1. Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran
2. M.Sc student of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran
3. Research Center for Environmental Health Technology, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran
** E-mail: s.ghodsi3847@gmail.com*
**** E-mail: moeinaddini@ut.ac.ir***

Received: 14 Dec 2019 ; Accepted: 16 Feb 2020

ABSTRACT

Background: Organophosphates are one of the most common pesticides in the world. One of the most commonly used toxins in this group is malathion, which is classified by the EPA as Group III carcinogenic substances. Therefore, due to the high consumption of this pesticide and its pathogenicity, it should be eliminated in an appropriate manner. One of the elimination ways is the use of advanced oxidation processes. The aim of this study was to determine the photocatalytic removal of malathion pesticide by g-C_3N_4/Fe_3O_4/Ag nanocomposite.

Method: In this study, g-C_3N_4/Fe_3O_4/Ag nanocomposites synthesized by hydrothermal method were used for photocatalytic removal of malathion. The variables studied were pH, nanocomposite dose, and contaminant concentration. Furthermore, the radical effects of ammonium oxalate, tert-butanol, and benzoquinone were analyzed on the experiment procedure.

Results: The best removal efficiency of malathion at pH = 7, the dose of 0.5 g/l, and contaminant concentration 10 mg/l at 60 min was 100%. By increasing the catalyst dose up to 0.5 g/L, the efficiency increased. However, with increasing contaminant concentration, the removal efficiency decreased. Additionally, the removal efficiency of malathion in the presence of ammonium oxalate, tert-butanol, and benzoquinone radicals was 93.36%, 44.78%, and 90.71%, respectively, and the reaction kinetics followed the first equation with $R^2 = 0.9852$.

Conclusion: Therefore, g-C_3N_4/Fe_3O_4/Ag has a high potential for malathion removal moreover can be used to remove various pollutants from aqueous solutions.

Keywords: Photocatalyst, Malation, C3N4/Fe3O4/Ag

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-15]

[DOI: 10.29252/jehe.7.3.261]