



Successful Removal of Microplastics from Municipal Wastewater Using a Combination of Technologies (Treatment Train): Coagulation and Cobalt-Based Nanostructures

Ali Haji Hosseinlou^{*} , Nabiollah Mansouri, Rouhallah Mahmoudkhani, Lobat Taghavi

Department of Environmental Sciences, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

Received: 2026/06/03

Accepted: 2026/08/08

Abstract

Background and Aim: The aim of this study was to enhance advanced oxidation processes (AOPs) using nanoparticles. In this regard, developing a photo catalyst-based advanced oxidation process could provide an appropriate solution for removing these pollutants under light irradiation.

Methods: The selection of an appropriate treatment process for microplastics and nanoplastics depends on the desired water quality, particle size, presence of natural organic matter, and energy and cost constraints. The integration of multiple technologies is more effective than relying on a single treatment unit. Conventional approaches include adsorption, biochar, activated carbon, coagulation–flocculation, flotation, microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, and reverse osmosis, which concentrate or separate these particles. Therefore, the application of advanced oxidation processes is essential for the subsequent degradation of these concentrated secondary contaminants.

Results: When combined with alum flocculation, this photocatalyst reduced the number of microplastics in the influent wastewater of Treatment Plant A from 3979 ± 420 to 454 ± 4 particles and in Treatment Plant B from 4651 ± 135 to 561 ± 6 particles in the final effluent. Under optimal conditions, the reduction in the number of microplastics throughout the entire process reached 87.7–88.6%, which was attributed to the separation and degradation of the PET and PP polymer structures. Furthermore, the use of $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ photocatalyst after flocculation resulted in a reduction in microplastic mass, as an indicator of photocatalytic degradation, of approximately 68% for PET and 66.1% for PP. Therefore, this combined method not only effectively separated microplastics from the aqueous phase but also, through photocatalytic degradation, reduced the mass and caused structural changes in a portion of the polymers.

Conclusion: The study showed that the combination of coagulation and $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ nanocomposite for PMS activation enabled the degradation of PET and PP microplastics under UVC irradiation. XRD and FESEM results confirmed Co_3O_4 loading and the formation of a Z-scheme heterojunction, indicating enhanced electron transfer and reactive species generation.

Keywords: Alum flocculation, Microplastics removal, Photocatalysis, PMS activation, Treatment train, UVC

Please cite this article as:

Haji Hosseinlou A, Mansouri N, Mahmoudkhani R, Taghavi L. Successful Removal of Microplastics from Municipal Wastewater Using a Combination of Technologies (Treatment Train): Coagulation and Cobalt-Based Nanostructures. *Irtiqa Imini Pishgiri Masdumiyat*. 2025;13(4):44-58. <https://doi.org/10.22037/iipm.v13i4.52875>

^{*}Corresponding Author: ali.hajihosseinlo@iau.ir



حذف موفقیت‌آمیز میکروپلاستیک‌های فاضلاب شهری به روش ترکیب چند فناوری (Treatment Train) انعقاد و نانوساختارهای مبتنی بر کبالت

علی حاجی حسینلو^{*}، نبی‌اله منصوری، روح‌اله محمودخانی، لعبت تقوی

گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۵/۱۷

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۳/۱۳

چکیده

سابقه و هدف: هدف این مطالعه، تقویت فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs) با استفاده از نانوذرات بود. در این راستا، توسعه یک فرایند اکسیداسیون پیشرفته مبتنی بر فوتوکاتالیست می‌تواند راهکاری مناسب برای حذف این آلاینده‌ها تحت تابش نور باشد.

روش کار: انتخاب فرایند مناسب برای تصفیه میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها به هدف کیفی آب، اندازه ذرات، حضور مواد آلی طبیعی و محدودیت‌های انرژی و هزینه بستگی دارد. ترکیب چند فناوری کارا تر از واحد منفرد است. روش‌های متداول شامل جذب سطحی، بیوجار، کربن فعال، انعقاد-فلوکولاسیون، شناورسازی، میکروفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون، نانوفیلتراسیون و اسمز معکوس هستند که ذرات را متمرکز می‌کنند؛ بنابراین، استفاده از فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته برای حذف این تهدیدات ثانویه ضروری است.

یافته‌ها: این فوتوکاتالیست در ترکیب با فلوکولاسیون توسط آلوم، تعداد میکروپلاستیک‌های فاضلاب ورودی تصفیه‌خانه الف را از 3979 ± 420 به 4 ± 454 عدد و در تصفیه‌خانه ب از 135 ± 4651 به 6 ± 561 عدد در خروجی نهایی کاهش داد. در شرایط بهینه، کاهش تعداد میکروپلاستیک‌ها در کل فرایند به $88\% / 87\% - 88\%$ رسید که به جداسازی و تخریب ساختار پلیمری PET و PP نسبت داده شد. همچنین، استفاده از فوتوکاتالیست $Co_3O_4/g-C_3N_4$ پس از فلوکولاسیون، کاهش جرم میکروپلاستیک‌ها را به‌عنوان شاخصی از تخریب فوتوکاتالیستی، حدود 68% برای PET و 66% برای PP نشان داد. بنابراین، این روش ترکیبی علاوه بر جداسازی مؤثر میکروپلاستیک‌ها از فاز آبی، با ایجاد تخریب فوتوکاتالیستی، موجب کاهش جرم و تغییر ساختاری بخشی از پلیمرها نیز شد.

نتیجه‌گیری: مطالعه نشان داد ترکیب انعقاد و نانوکامپوزیت $Co_3O_4/g-C_3N_4$ برای فعال‌سازی PMS، تخریب میکروپلاستیک‌های PET و PP تحت تابش UVC را ممکن ساخت. نتایج XRD و FESEM بارگذاری Co_3O_4 و تشکیل اتصال ناهمگون Z-شکل را تأیید کردند و بهبود انتقال الکترون و تولید گونه‌های واکنش‌پذیر را نشان دادند. **واژگان کلیدی:** تابش UVC، حذف میکروپلاستیک‌ها، فعال‌سازی پراکسی‌مونوسولفات (PMS)، فوتوکاتالیز، قطار تصفیه، لخته‌سازی (فلوکولاسیون) با آلوم

به این مقاله، به صورت زیر استناد کنید:

حاجی حسینلو، ن، منصوری، ن، محمودخانی، ر، تقوی، ل. حذف موفقیت‌آمیز میکروپلاستیک‌های فاضلاب شهری به روش ترکیب چند فناوری (Treatment Train) انعقاد و نانوساختارهای مبتنی بر کبالت. ارتقای ایمنی و پیشگیری از مصدومیت‌ها. ۱۴۰۴؛ ۱۳(۴): ۵۸-۴۴. <https://doi.org/10.22037/iipm.v13i4.52875>

*نویسنده مسئول مکاتبات: ali.hajihosseino@iau.ir



مقدمه

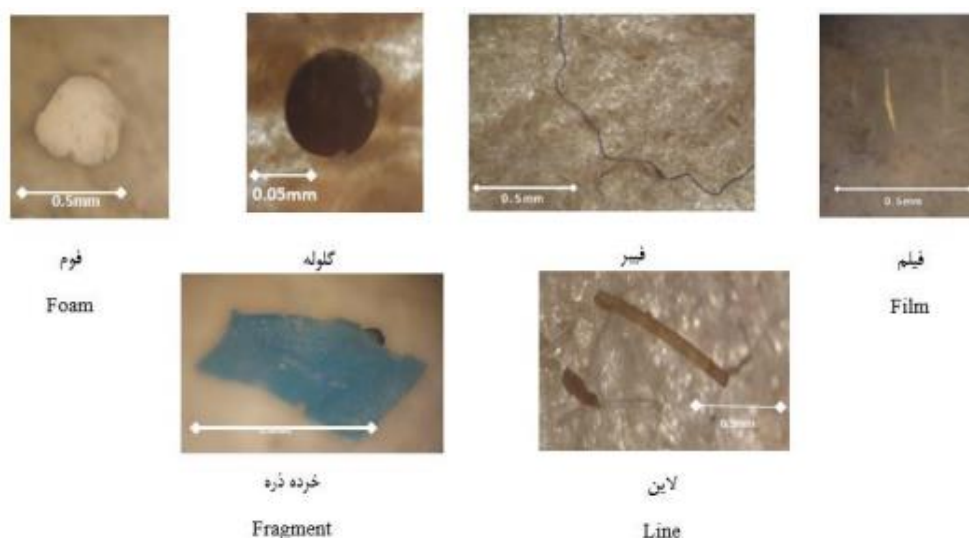
میکروپلاستیک‌ها معمولاً ذرات کوچک پلاستیکی هستند که از منابع مختلفی از جمله زباله‌های پلاستیکی، محصولات مراقبت شخصی و آرایشی مانند اسکراب صورت، لایه‌بردارها و خمیر دندان و همچنین از منسوجات مصنوعی تشکیل می‌شوند. اندازه این ذرات می‌تواند از یک میکرومتر تا پنج میلی‌متر متغیر باشد که تشخیص آن‌ها را بدون کمک میکروسکوپ دشوار می‌کند. این ذرات از انواع مختلفی از پلاستیک‌ها مانند پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌اتیلن با چگالی بالا (HDPE)، پلی‌اتیلن با چگالی کم (LDPE) و پلی‌پروپیلن (PP) تشکیل شده‌اند. میکروپلاستیک‌های ثانویه نیز از ضایعات پلاستیکی و دفع مدیریت نشده پلاستیک‌هایی که وارد محیط زیست می‌شوند، منشأ می‌گیرند، که می‌توانند صدها سال در محیط باقی بمانند و تهدیدی برای آبریزان و سلامت بالقوه انسان باشند. در واقع پلاستیک‌ها ممکن است در ظاهر

پوسیده و تبدیل به پودر شوند ولی از لحاظ ساختاری همچنان پلاستیک هستند و به یکی از دغدغه‌های اصلی مهندسی آب و محیط‌زیست تبدیل شده است، که علاوه بر پیامدهای اکولوژیک، نگرانی‌های فزاینده‌ای درباره سلامت انسان ایجاد کرده است.

با اینکه هنوز استاندارد قطعی کیفیت آب برای این ذرات تدوین نشده، گزارش‌های بین‌المللی اخیر بر ضرورت پایش، کاهش در منبع و استقرار فناوری‌های تصفیه اثربخش تأکید دارند، چالش اصلی، توزیع اندازه گسترده، بار سطحی متغیر، ناهمگنی شیمیایی و پویایی ذرات در حضور مواد آلی طبیعی و کلئیدهاست. به‌روزرسانی دانش فنی و ارزیابی دقیق گزینه‌های حذف ذرات پلاستیکی، برای طراحی فرایندهای پایدار و کم‌هزینه حیاتی است. در واقع ذرات پلاستیکی از لحاظ ابعاد و اندازه به چهار دسته استاندارد تقسیم می‌شوند که در جدول ۱ و شکل ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱. نام‌گذاری فعلی و جدید پیشنهادی برای رده‌های اندازه‌های میکروپلاستیک‌ها، به همراه محدوده اندازه پیشنهادی مربوط به هر یک، و چندین موجود زنده با اندازه مشابه در محیط زیست (۱).

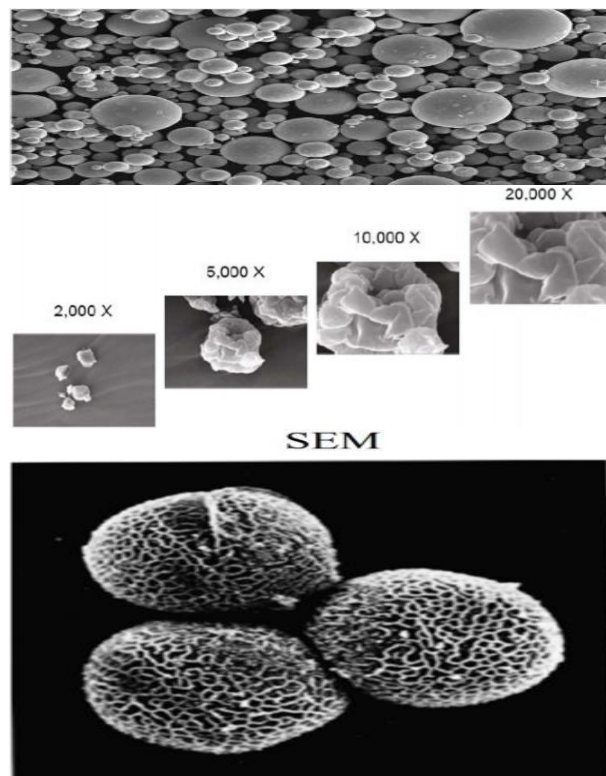
رده اندازه‌های فعلی	محدوده اندازه	رده اندازه‌های پیشنهادی	محدوده اندازه	ارگانیزم با اندازه مشابه
نانوپلاستیک	۱ - ۰/۰۰۱ میکرومتر	پلاستیک‌های فمتوسایز	۰/۲ - ۰/۰۲ میکرومتر	ویروس‌ها
میکروپلاستیک	۱۰۰۰ - ۱ میکرومتر	پلاستیک‌های پیکوسایز	۲ - ۰/۲ میکرومتر	باکتری‌ها
		پلاستیک‌های نانوسایز	۲۰ - ۲ میکرومتر	تاژک‌داران
		پلاستیک‌های میکروسایز	۲۰۰ - ۲۰ میکرومتر	دیاتومه‌ها، دینوفلاژله‌ها، مژک‌داران، دافنی‌ها
		پلاستیک‌های مزوسایز	۲۰۰۰ - ۲۰۰ میکرومتر	آمفی‌پودها، آپاندیکولارین‌ها، چتوگناتوس‌ها
مزوپلاستیک	۱۰ - ۱ میلی‌متر			کوپه‌پودها، تالیاسه‌ها
		پلاستیک‌های ماکروسایز	۲۰ - ۰/۲ سانتی‌متر	یوفاسیدها، هتروپودها، عروس دریایی، لارو
ماکروپلاستیک	۱ سانتی‌متر >			ماهی، میسیدها، پتروپودها، سالپ‌های منفرد
		پلاستیک‌های مگاسایز	۲۰۰ - ۲۰ سانتی‌متر	عروس‌های دریایی، سالپ‌های کلونی



شکل ۱. تصاویر میکروسکوپی از انواع مورفولوژی‌های میکروپلاستیک شناسایی شده (فوم، گلوله، فیبر، فیلم، خردۀ ذره ورشته‌ای) با میکروسکوپ نوری (۲).

شناورسازی میکروفیلتراسیون (MF) و اولترافیلتراسیون (UF)، نانوفیلتراسیون (NF)، اسمز معکوس (RO) به عنوان سد نهایی محسوب می شوند که عمدتاً منجر به تمرکز این ذرات در یک جا می شوند که خود می تواند تهدیدی جدی تر برای آینده محیط زیست محسوب شود. لذا به نظر می رسد استفاده از روش های کارتر مانند AOP ها می تواند در مقابل این تهدیدات ثانویه موفق عمل کنند.

چندین مطالعه اخیر که نشان می دهد رویکردهای ترکیبی می توانند به طور قابل توجهی نرخ تخریب را بهبود بخشیده و آلودگی ثانویه را کاهش دهند. یکی از استراتژی های کارآمد برای رویکرد ترکیبی تهیه نانو ساختارهای $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ به عنوان فعال کننده پراکسی مونوسولفات (PMS) است که در تخریب MP ها تحت نور UVC بسیار مؤثر می باشد. مطالعات اخیر روی کامپوزیت های سلسله مراتبی $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ ، بهبودهای قابل توجهی در فعالیت کاتالیزوری و پایداری برای فعال سازی پراکسی مونوسولفات (PMS) نشان داده اند و در نتیجه امکان معدنی سازی کارآمدتر میکروپلاستیک ها را تحت تابش نور فراهم می کنند (۷-۵). علاوه بر این، این روش توانایی قابل توجهی در تخریب MP ها به دلیل پتانسیل های ردوکس بالاتر و طول عمر طولانی در سازگاری گسترده با pH نشان می دهد (۸). اخیراً، نانو ساختارهای مبتنی بر Co_3O_4 به دلیل هزینه کم و سادگی، برای افزایش تخریب اکسیداتیو میکروپلاستیک ها تحت تابش نور آشکار شده اند (۹-۱۱). علاوه بر این، تحقیقات نشان داده است که نانو ساختارهای مبتنی بر کبالت می توانند به راحتی PMS را برای تولید رادیکال ها فعال کنند (۱۲-۱۴). علاوه بر این، پیشرفت ها در مواد دو بعدی مبتنی بر کربن، به ویژه گرافن، به دلیل رسانایی الکتریکی بالا و مساحت سطح ویژه بزرگ، پتانسیل قابل توجهی را برای افزایش راندمان فوتوکاتالیستی و عملکرد ضد باکتریایی نشان داده اند (۱۵). بنابراین، نانو ساختارهای مبتنی بر کبالت می توانند برای فعال سازی PMS جهت تولید ROS متنوع تر در تخریب MP ها مناسب باشند. این مطالعه فرایند به کارگیری نانو ساختارهای $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ برای حذف نهایی MP ها از منابع تجدیدپذیر آب (تصفیه خانه های آب و یا فاضلاب) را بررسی می کند. هدف این مطالعه تقویت روش های AOP به کمک نانوذرات می باشد. بنابراین، توسعه یک فرآیند اکسیداسیون پیشرفته (AOP) با کمک فوتوکاتالیست ها می تواند راه حل مناسبی برای حذف این آلاینده ها تحت نور باشد.



شکل ۲. ذرات میکروپلاستیک مشاهده شده با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM). میکروسکوپ نوری نمای کلی از ظاهر ذرات را ارائه می دهد، در حالی که SEM مورفولوژی سطح و جزئیات ساختاری ظریف تر را آشکار می کند (۳).

در تصفیه خانه های فاضلاب شهری، بخش عمده میکروپلاستیک ها در فرایندهای اولیه و ثانویه جدا می شوند، اما دبی خروجی بالا باعث می شود غلظت 10^2 تا 10^4 ذره در لیتر در پساب باقی بماند در تصفیه خانه فاضلابی در اسکاتلند تخمین زد شده است. با وجود حذف ۹۸ درصد ذرات میکروپلاستیک، $6/5 \times 10^7$ عدد در روز میکروپلاستیک در تصفیه ثانویه وارد محیط آبی می شود (۴). در آب های سطحی، بار هیدرولیکی و پدیده شناوری/ته نشینی وابسته به چگالی پلیمر (مانند PP/PE سبک یا PET/PVC سنگین) الگوی توزیع را تعیین می کند. آب های زیرزمینی معمولاً بار پایین تری دارند اما در مناطقی با نفوذ پساب و کاربرد لجن روی خاک، شواهدی از حضور ذرات گزارش شده است. انتخاب فرایند تصفیه میکروپلاستیک و نانوپلاستیک ها به هدف کیفی آب، اندازه غالب ذرات، حضور مواد آلی طبیعی و محدودیت های انرژی و هزینه بستگی دارد. ترکیب چند فناوری (Treatment train) معمولاً کارتر از یک واحد منفرد است. روش های مرسوم فعلی شامل جذب سطحی و بسترهای دانه ای، بیوپار و جاذب های پیشرفته، کربن فعال پودری/گرانولی (PAC/GAC)، انعقاد-فلوکولاسیون و

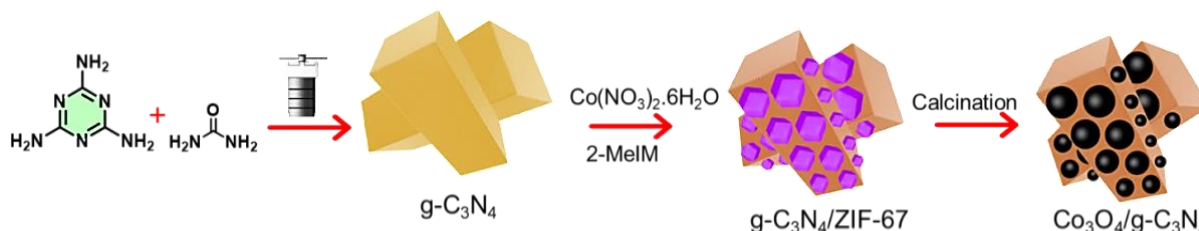
روش کار

سنتز نانوساختارهای $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$

در این مطالعه برای سنتز نانوساختار از نیترات کبالت (II)، هگزامیدرات $(\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$ و ۲-متیل ایمیدازول (2-MeIm)، اوره $(\text{CO}(\text{NH}_2)_2)$ ، ملامین $(\text{PMS} (\text{KHSO}_5, \text{C}_3\text{H}_6\text{N}_6))$ ، متانول $(\text{MeOH}, 98\%)$ و اتانول $(\text{EtOH}, 99\%)$ با کیفیت تجاری و بدون خالص‌سازی بیشتر استفاده شدند. همچنین، سایر مواد اولیه و معرف‌ها از نظر تحلیلی خالص بودند.

برای تهیه $\text{g-C}_3\text{N}_4$ ۸ گرم اوره و ۵ گرم ملامین در ۵۰ میلی‌لیتر DI- H_2O تیمار شدند. سپس، مخلوط همگن به مدت ۱۲ ساعت به یک اتوکلاو با روکش تفلون در دمای ۱۶۰ درجه سانتی‌گراد منتقل شد. رسوبات به‌دست‌آمده چندین بار با آب خالص‌سازی و سپس به مدت چهار ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد کلسینه شدند. در نهایت،

رسوب قهوه‌ای مایل به زرد با سرعت ۲ درجه سانتی‌گراد در دقیقه به آرامی خنک شد تا $\text{g-C}_3\text{N}_4$ با مورفولوژی شش‌ضلعی به‌دست آید. برای تهیه نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ نیز ابتدا، یک گرم $\text{g-C}_3\text{N}_4$ به مدت ۳۰ دقیقه تحت تابش اولتراسونیک (مدل SOLTEC SONICA با توان ۲۵۰ وات) در ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول MeOH پخش شد. متعاقباً مخلوط $\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ و MeOH با نسبت (در ۸۳/۳ میلی‌لیتر و ۱۲ میلی‌گرم در میلی‌لیتر) به مدت ۳۰ دقیقه در شرایط محیط به آن اضافه شد. پس از ۲۴ ساعت واکنش، رسوبات چندین بار با MeOH شسته و در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند. در نهایت، جامدات بنفش روشن خشک‌شده به مدت سه ساعت در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد در اتمسفر هوا کلسینه شدند تا نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ به‌دست آید (شکل ۳). شماتیک مکانسیم انتقال الکترون در فرایند فوتوکاتالیسی بین Co_3O_4 و C_3N_4 در حضور UVC در شکل ۴ ملاحظه می‌گردد.

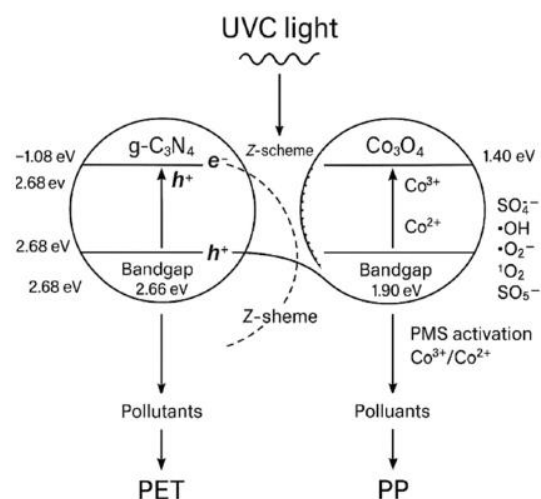


شکل ۳. نمایش شماتیک تهیه نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$

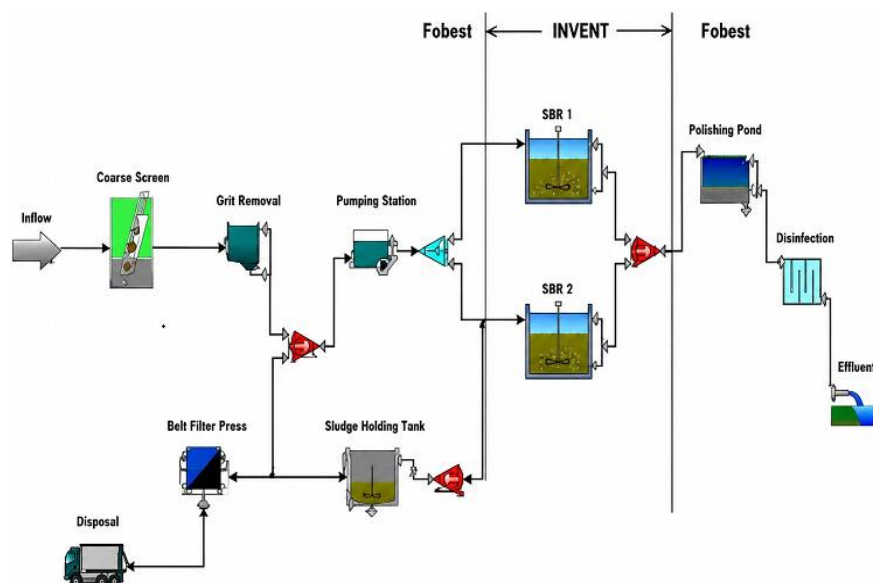
نمونه‌برداری

نمونه‌برداری از دو تصفیه‌خانه فاضلاب استان آذربایجان غربی به‌صورت (Case Study) انجام شد. فرایند تصفیه در هر دو تصفیه‌خانه به روش SBR بوده، طراحی و اجرای راکتورهای این تصفیه‌خانه‌ها توسط شرکت آلمانی Verfahrenstechnik، شرکت ایتالیایی روسی و شرکت‌های ایرانی فابست و عمراب انجام گردیده است. شماتیک فرایند تصفیه به روش SBR در شکل ۵ مشاهده می‌گردد.

به‌منظور حصول نتایج دقیق‌تر در ابتدا کلیه فرایند تصفیه، بهینه‌سازی و مورد بازبینی قرار گرفت. نمونه‌های کیفی تصفیه‌خانه فاضلاب در شرایط بهره‌برداری مناسب برداشت گردید. در جدول ۲ مشخصات کمی و کیفی فاضلاب ورودی و پساب خروجی ملاحظه می‌گردد.



شکل ۴. نمایش شماتیک مکانسیم انتقال الکترون در فرایند فوتوکاتالیستی بین Co_3O_4 و $\text{g-C}_3\text{N}_4$ تحت تابش نور UVC



شکل ۵: فلو دیاگرام جریان فاضلاب و سیستم تصفیه خانه به روش SBR

جدول ۲. مشخصات کیفی فاضلاب ورودی و پساب خروجی تصفیه خانه ها

تصفیه خانه شماره ۲		تصفیه خانه شماره ۱		پارامتر
ورودی	خروجی	ورودی	خروجی	
$Q_{d,average} = 75,000 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{d,rainy-average} = 86,240 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{d,rainy-max.} = 89,163 \text{ m}^3/\text{d}$		$Q_{d,average} = 14,000 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{d,rainy-average} = 16,330 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{d,rainy-max.} = 22,464 \text{ m}^3/\text{d}$		ظرفیت
7-8		7-8		pH
< 30 °C		< 30 °C		دما
8,250 kg/d; 410 mg/l		7,280 kg/d; 520 mg/l		COD
4,230 kg/d; 265 mg/l		3,710 kg/d; 265 mg/l		BOD ₅
24,320 kg/d		4,620 kg/d		SS
2736±267 number		-		MP

از روش WPO (Wet Peroxide Oxidation) استفاده شد (۱۶ و ۱۷). برای هضم مواد آلی در ابتدا داخل ارلن های حاوی نمونه ورودی ۲۰ سی سی و برای نمونه های خروجی ۱۰ سی سی پراکسید هیدروژن ۳۰٪ اضافه شد و در فور با دمای ۵۵ درجه سانتی گراد قرار گرفت تا حجم آب داخل ارلن ها به ۱۰۰ سی سی برسد، این مرحله ۳-۴ روز طول کشید. برای نمونه لجن نیز، سه گرم از لجن هضم شده (Wet) توزین و به همراه مقدار کمی آب مقطر اولتراپور از الک ها عبور و مواد باقی ماند روی الک را با آب مقطر به ارلن دستشو داده شد، در ارلن های حاوی مواد باقیمانده از لجن، ۱۰ سی سی پراکسید هیدروژن ریخته و در فور در دمای ۵۵ درجه سانتی گراد به مدت ۳-۴ روز قرار گرفت (۱۸ و ۱۹). وقتی حجم نمونه ها به ۱۰۰ سی سی رسید، به نمونه های ورودی ۲۰ سی سی پراکسید هیدروژن و ۲ سی سی سولفات آهن پنج آبه ۰/۰۵ مولار، به نمونه های خروجی، ۱۰ سی سی پراکسید هیدروژن و ۰/۷ سی سی سولفات آهن و به نمونه لجن ۱۰ سی سی دیگر پراکسید

نمونه برداری از این تصفیه خانه ها به روش container در دو نوبت فصل سرد و گرم و در هر نوبت سه مرتبه در روزهای مختلف به صورت نمونه های یک لیتری از ورودی (بعد از آشغال گیر) و خروجی (پس از کلر زنی) تصفیه خانه انجام شد و سپس نمونه ها در دمای ۴۰°C در تاریکی نگه داشته شدند (در مجموع ۱۲ نمونه یک لیتری) ظروف نمونه برداری شیشه ای با رنگ کدر بوده و در ظروف با فویل آلومینیومی پوشانده شدند.

مواد مورد استفاده شامل سولفوریک اسید ۹۸٪، هیدروژن پراکسید، سولفات آهن ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)، کلریدروی (ZnCl_2)، هیدروکلریک اسید ۳۵٪ (HCl) بودند. تمامی مواد مورد مصرف در این پژوهش دارای خلوص آزمایشگاهی بودند. جهت شستشوی ظروف آزمایشگاهی نیز از آب دیونیزه استفاده شد. تمامی مراحل آزمایش، زیر هود انجام شد تا از آلودگی ترسیب میکروپلاستیک از هوا جلوگیری شود. برای جداسازی میکروپلاستیک ها از نمونه های فاضلاب ورودی و خروجی،

برای حذف میکروپلاستیک‌ها (خصوصاً $>10\ \mu\text{m}$) است انجام شد. این روش اخیراً به‌عنوان یک روش محبوب برای حذف میکروپلاستیک‌ها مورد توجه قرار گرفته است. ناگفته نماند روش حذف به کمک روش‌های فیلتراسیون دارای راندمان حذف متفاوتی است، اما به دلیل گرفتگی غشا و نیاز به تعویض فیلتر، هزینه نسبتاً بالایی دارد.

در این مطالعه برای جداسازی ذرات کلوییدی و میکروپلاستیک‌ها از آلوم $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ شرکت Merck استفاده شد جهت تنظیم اولیه pH پساب از هیدروکسید سدیم $0/1$ نرمال NaOH و اسیدسولفوریک $0/1$ نرمال H_2SO_4 استفاده گردید. به دنبال آن مقادیر آلوم ۲۰، ۵۰، ۸۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر در محدوده pH ۶-۸ به نمونه‌های با حجم ۱۰۰ میلی لیتر در دستگاه جار افزوده شد. از آزمایش جار در دمای محیط به مدت دو دقیقه با سرعت ۱۷۰ rpm سپس به مدت ۲۰ دقیقه با سرعت ۴۰ rpm و نهایتاً ۳۰ دقیقه فرصت ته‌نشینی استفاده شد. به این ترتیب میزان بهینه آلوم مصرفی بر اساس کدورت و COD باقیمانده، TSS مشخص گردید. مدت و دستگاه اندازه‌گیری‌ها مطابق روش‌های استاندارد آزمایش آب و پساب کتاب استاندارد مدت صورت گرفت. جدول ۳ متدلوژی اندازه‌گیری‌ها را نشان می‌دهد. برای سنجش میزان فراوانی و تعداد ذرات میکروپلاستیک باقی‌مانده در فاز مایع پس از فرآیند جداسازی فیزیکی، روش فوق‌الاشاره مجدداً تکرار شد.

فعالیت فوتوکاتالیستی

در اثر تخریب، جرم مولکولی پلیمر کاهش می‌یابد. به ۱۰۰ میلی لیتر از آب حاصله از فرایند کواگولاسیون از فوتوکاتالیست $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ آماده‌شده به میزان یک گرم در لیتر زیر لامپ UVC با توان ۲۰ وات و طول موج ۲۵۶ نانومتر اضافه شد. پس از یک دوره واکنش مشخص (۲۴ تا ۴۸ ساعت)، تخریب فوتوکاتالیستی زیر یک لامپ UVC 20 وات ($\lambda = 256$ نانومتر) با تابش $4/0 \pm 0/5$ میلی وات بر سانتی متر مربع در سطح نمونه انجام شد. مخلوط سانتریفیوژ و سپس با یک فیلتر $0/22$ میکرومتر فیلتر شد تا فوتوکاتالیست از محیط حذف شود. متعاقباً، این مخلوط با $\text{DI-H}_2\text{O}$ و EtOH تمیز و سپس خشک شد. تمام آزمایش‌های فوتوکاتالیستی سه بار تکرار و میانگین‌گیری شدند. برای شمارش تعداد میکروپلاستیک‌های باقیمانده، مراحل جداسازی و شمارش مجدداً تکرار شد.

هیدروژن و $7/0$ سی سی سولفات آهن اضافه گردید و به مدت ۳۰ دقیقه تا تبخیر هیدروژن پراکسید روی هیتر قرار گرفت. کنترل دمای محلول داخل ارلن در حد ۵۵ درجه انجام شد (۱۹). نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای اتاق قرار گرفتند تا عمل میکرو فیلتراسیون به خوبی انجام شود. برای محاسبه میکروپلاستیک خروجی تصفیه‌خانه از روش جداسازی تراکمی استفاده گردید. درب ارلن‌ها را با فویل آلومینیوم به خوبی بسته و یک شب در دمای اتاق قرار داده تا جداسازی براساس دانسیته انجام و مواد سبک‌تر روی محلول قرار گیرد. سپس سوپرناتانت ارلن‌ها (۵۰ سی سی روی نمونه) را با پمپ خلأ و فیلتر مشبک استریل $0/45$ میکرون MCE صاف گردید (۲۰). شمارش میکروپلاستیک‌ها با دستگاه میکروسکوپ دیجیتال ANDONSTAR مدل D106 انجام شد. به‌منظور آنالیز با دستگاه میکرورامان Horriba xplora به آزمایشگاه میکروسکوپ میکرورامان پژوهشگاه ارسال شد.

آنالیز کمی و کیفی

میکروپلاستیک‌ها از لحاظ ظاهری به سه دسته فیبر (شبهه به مو)، فراگمنت (خردشده از ذرات بزرگ‌تر و با شکلی بی‌قاعده) و فیلم (به‌صورت یک لایه نازک) دسته‌بندی شدند. از نظر اندازه نیز به شش دسته $<1\ \mu\text{m}$ ، $1-5\ \mu\text{m}$ ، $5-10\ \mu\text{m}$ ، $10-50\ \mu\text{m}$ ، $50-100\ \mu\text{m}$ و $100\ \mu\text{m}$ دسته‌بندی شدند. با توجه به اینکه نمونه‌برداری از تمامی فیلتر بسیار زمان‌بر و هزینه‌بر است. بنابراین، مساحت عکس‌برداری‌شده نسبت به کل فیلتر برون‌یابی شد. برای انجام آنالیز کیفی میکروپلاستیک‌ها از میکروسکوپ نوری استفاده شد. قابل ذکر اینکه که به علت محدودیت دستگاهی در شناسایی ذرات میکروپلاستیک که این محدودیت برای دستگاه رامان نیز لحاظ می‌شود (۲۱)، لذا امکان شناسایی کیفی نانوپلاستیک‌های کوچک‌تر از یک میکرومتر در این مطالعه وجود نداشت. ذرات نانوپلاستیک کوچک‌تر فقط از لحاظ شناسایی کمی مورد بررسی قرار گرفتند.

انعقاد-فلوکولاسیون و شناورسازی

انجام مداخله به‌منظور بهبود کیفیت تصفیه فاضلاب و افزایش راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها به روش ترکیب چند فناوری (Treatment train) به روش انعقاد با نمک‌های آلومینیوم / آهن، همراه با کمک منعقدکننده‌های پلیمری کاتیونی، که یکی از اقتصادی‌ترین روش‌ها

جدول ۳. متدولوژی اندازه گیری پارامترهای کیفی پساب خروجی تصفیه خانه بعد از فرایند انعقاد

پارامترها	واحد	شماره استاندارد	محدوده مقدار منعقدکننده	روش	دستگاه	بازده حذف (%)
Turbidity	NTU	S-M-2130-B	200 -1200 pH=8	-	کدورت سنج، مدل AQVALITIC	۹۰
EC	mm/cm	S-M-7476	500 - 1200 pH=4-9	-	EC متر (CANT20)	۱۲/۴۳
TSS	mg/L	S.M-2540-D	300 -800 pH=2-10	وزن سنجی	ترازو	۶۰
COD	mg/L	S.M-5220-B		تقطیر برگشتی	آون سوکسله و Eletro Thermal	۷۷
BOD	mg/L	S.M-5210-B		یدومتری	انکوباتور یخچال دار (Shymaz)	۹۲
pH	AOAC11/1/032005				pH متر (مدل R.T.C.)	۱۹
MP						۳۹-۴۱

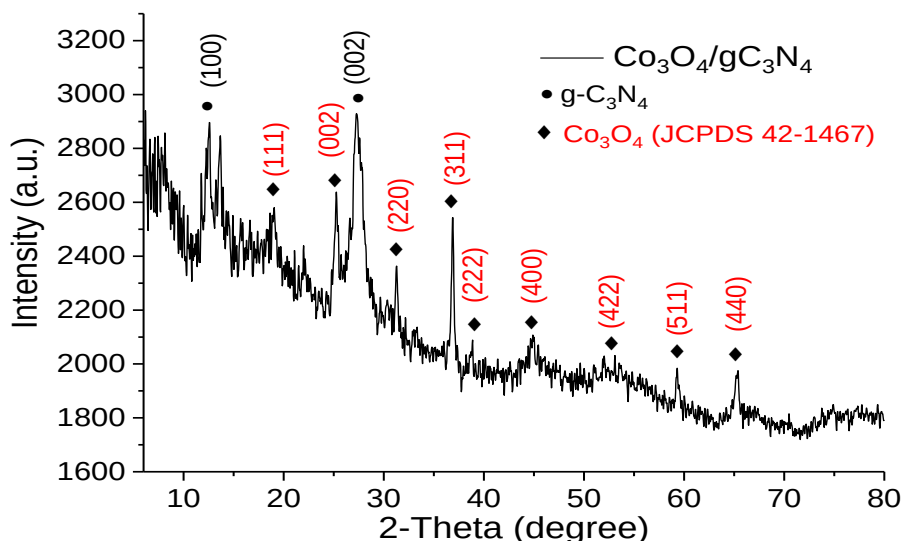
یافته ها

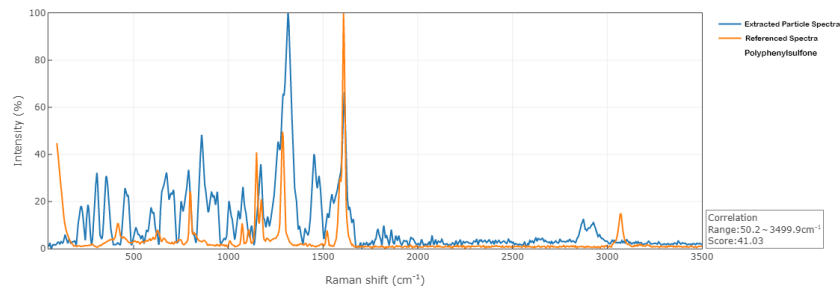
شرح ساختاری

در این مطالعه، فاز کریستالی نانوکامپوزیت Co_3O_4 و $\text{g-C}_3\text{N}_4$ با استفاده از پراش پودری اشعه ایکس (XRD) با مدل X' Pert Pro شناسایی شد با استفاده از الگوی XRD همان طور که در شکل ۶ نشان داده شده است، پیک های پراش در موقعیت های $13/64^\circ$ ، $19/03^\circ$ ، $25/22^\circ$ ، $31/27^\circ$ ، $36/87^\circ$ ، $44/79^\circ$ و $59/22^\circ$ درجه را می توان به Co_3O_4 نسبت داد (۲۲ و ۲۳). علاوه بر این، مورفولوژی نانوکامپوزیت و MP ها قبل و بعد از تخریب نوری با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی گسیل میدانی (FESEM) با مدل Sigma VP ZEISS بررسی شد. علاوه بر این، طیف سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR) با طول موج $400-4000\text{ cm}^{-1}$ با استفاده از مدل PerkinElmer Spectrum مشخص شد. همچنین، طیف های بازتابی UV-visible و شکاف باند نانوکامپوزیت تهیه شده با استفاده از

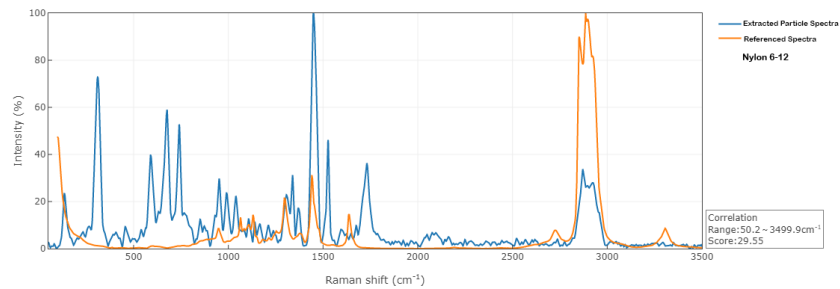
اسپکترومتر مدل UV-2550 تجزیه و تحلیل شدند. این نتایج، ساخت موفقیت آمیز نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ را تأیید می کند (۲۴-۲۶). بنابراین، به نظر می رسد که همه این پیک ها ساخت نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ را تأیید کرده اند.

آنالیز طیف سنجی رامان (Raman spectrometry) روش بسیار مهم و پرکاربردی در شناسایی مولکول ها و ارزیابی هندسی ساختار آن ها و تعیین پیوندهای شیمیایی مواد بوده و در کنار آنالیز FTIR به عنوان مکمل آن، جهت تعیین خواص شیمیایی و ساختار مواد کاربرد دارد. در شکل های ۷ و ۸ نمونه ای از طیف رامان برای ذرات با دانسیته بالا و پایین ملاحظه می شود در هر دو این نمودار خطوط استوکس دارای شدت بیشتری هستند. در این نمودار شماره پیک های 1650 ، 1200 ، 459 cm^{-1} خطوط استوکس را نشان می دهند که در آن طول موج ها نسبت به طول موج رایی بیشتر است. هر دو شکل تأیید کننده حذف مناسب میکروپلاستیک را نشان می دهند.

شکل ۶. طیف های FTIR مورفولوژی ساختاری نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$



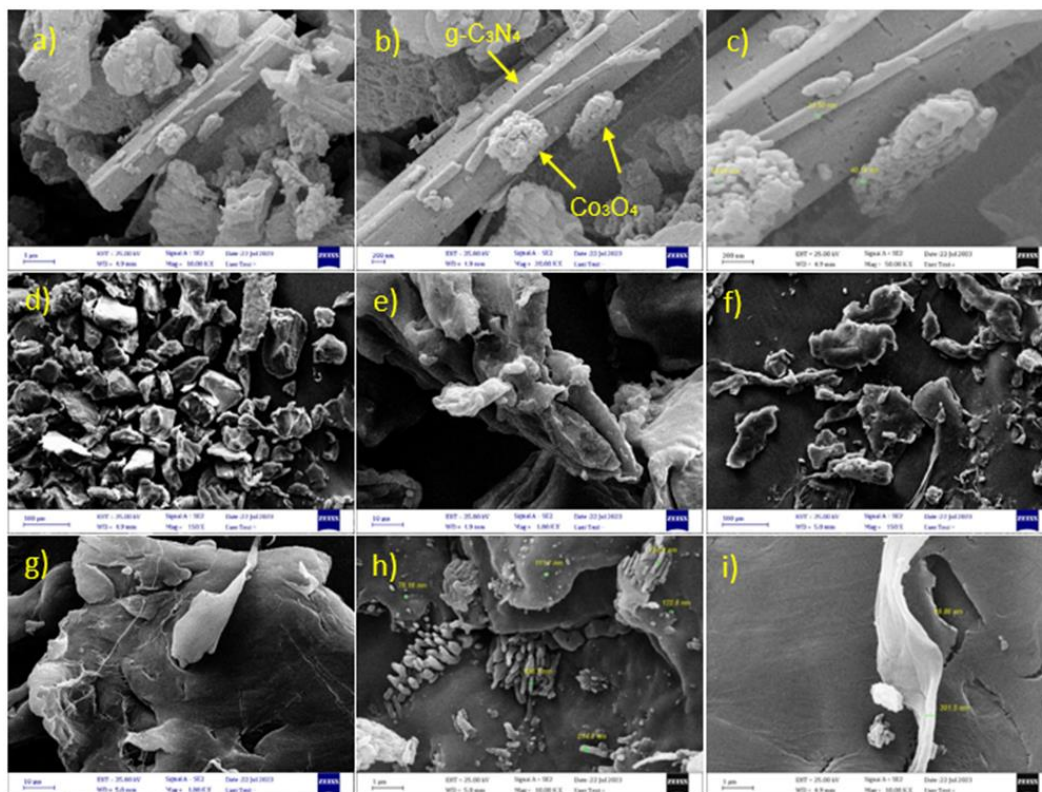
شکل ۷. طیف رامان در نمونه ورودی ذرات با دانسیته پایین



شکل ۸. طیف رامان در نمونه ورودی ذرات با دانسیته بالا

MPهایی که تحت فرآیند تخریب نوری در حضور نانوکامپوزیت قرار گرفته بودند، ظاهر شدند که برهمکنش‌های بین MPها را تأیید می‌کند (با نانوکامپوزیت تحت PMS/UV). علاوه بر این، توزیع اندازه MPها بیشتر به سمت اندازه‌های کوچک‌تر تغییر کرد که نشان‌دهنده تخریب نوری مؤثر MPها است.

بخش‌های مختلف شکل ۹ مورفولوژی سطح PET و PP را قبل از فرآیند تخریب نوری نشان می‌دهند و اندازه MPها را در حدود ۱۰۰ میکرومتر تأیید می‌کنند. مورفولوژی سطح و اندازه MPها پس از فرآیند تخریب نوری به طور قابل توجهی تغییر کرد. همان‌طور که در بخش‌های h و i شکل ۹ نشان داده شده است، ترک‌هایی روی سطح



شکل ۹. تصاویر FESEM از نانوکامپوزیت Co₃O₄/g-C₃N₄ تحت بزرگنمایی‌های مختلف (a, b, c); PET قبل از فرایند تخریب نوری (d, e); PP قبل از فرایند تخریب نوری (f, g); PET پس از فرایند تخریب نوری (h); و PP پس از فرایند تخریب نوری (i)

فعالیت ترکیبی فلوکولاسیون و فوتوکاتالیست در جهت حذف

و تخریب MPها

به طور کلی، میکروپلاستیک ها به دلیل ساختار مولکولی پایدار نمی توانند در دمای اتاق و فشار تجزیه شوند (۶ و ۲۴). اما از طرفی در حالت عادی مقدار میکروپلاستیک موجود در خروجی فرایندهای مقدماتی، اولیه، ثانویه و پیشرفته به ترتیب ۶۵-۴۱، ۵۰-۲، ۱۴-۰/۲ و نهایتاً ۰/۲ درصد می باشد (۲۶). علی رغم کاهش مناسب

میکروپلاستیک ها در فرایندهای عادی تصفیه خانه های فاضلاب با توجه بر اینکه مقدار ورودی بسیار بالا است باز هم میکروپلاستیک خروجی می تواند خطرات زیست محیطی فراوانی را در پی داشته باشد فعالیت ترکیبی فلوکولاسیون و فوتوکاتالیست در این مطالعه می تواند نتایج را تا حدودی بهبود بخشد براساس جدول ۴ میزان کاهش میکروپلاستیک ها را در هر مرحله اعم از فعالیت های عادی تصفیه خانه و فرایندهای مداخله ای ترکیبی را نشان می دهد.

جدول ۴. نتایج شمارش میکروپلاستیک های فاضلاب در مراحل مختلف تصفیه و مداخله

تصفیه خانه فاضلاب شماره ۱ تصفیه خانه فاضلاب شماره ۲				پارامترها
ورودی	خروجی	ورودی	خروجی	
۴۶۵۱±۱۳۵	۲۷۳۶±۲۶۷	۳۹۷۹±۴۲۰	۲۴۱۲±۳۱۷	ذرات میکروپلاستیک موجود در فاضلاب خروجی از تصفیه خانه
۲۷۳۶±۲۶۷	۱۶۵۶±۱۲۷	۲۴۱۲±۳۱۷	۱۴۲۳±۱۰۳	میکرو پلاستیک در آب حاصل از فرآیند انعقاد توسط آلوم
۱۶۵۶±۱۲۷	۵۶۱±۶	۱۴۲۳±۱۰۳	۴۵۴±۴	میکروپلاستیک در آب ناشی از فرآیند اختلاط توسط Co3O4/g-C3N4 نانوکامپوزیت

نانوکامپوزیت می تواند برای فعال سازی PMS تحت نور UV برای تولید رادیکال های فعال مناسب باشد. یافته ها نشان می دهد که g-C3N4 از نظر فوتوکاتالیستی فعال است و می تواند نور (UV یا مرئی) را برای تولید رادیکال های فعال جذب کند (۳۱). همچنین، Co3O4 می تواند به راحتی مولکول های PMS را برای تولید $\text{SO}_4^{\bullet-}$ ، $\text{O}_2^{\bullet-}$ و $\text{OH}^{\bullet}$ برای معادلات آلودگی های ناشی از تخریب فعال کند (۳۲). این سیستم فوتوکاتالیستی می تواند با سایر سیستم ها در تخریب میکروپلاستیک ها رقابت کند، که جزئیات آن در جدول ۲ ارائه شده است. بنابراین، حضور همزمان Co3O4 و g-C3N4 در ساختارهای نانوکامپوزیت می تواند تولید رادیکال های فعال را در غلظت های بالا افزایش دهد. با ملاحظه جدول فوق می توان گفت که با کمک این فوتوکاتالیست در شرایط بهینه به راندمان تخریب تقریباً ۵۴٪ - ۴۸٪ دست یافت.

بحث

آلودگی میکروپلاستیک و نانوپلاستیک در محیط زیست، مسئله ای چند وجهی با ابعاد تحلیلی، فنی و مدیریتی است. از دیدگاه فرایند، هیچ راهکار واحدی پاسخ گوی تمام سناریوها نیست. برای مهندسان محیط زیست و طراحان تصفیه خانه ها، مهمترین مسئله شناخت توزیع اندازه و ماهیت پلیمرها در ورودی؛ انتخاب ترکیب فرایند متناسب با اهداف کیفیتی؛ پایش برخط شاخص های فولینگ و بهینه سازی بهره برداری است.

نتایج حاصله از به کارگیری منعقدکننده در پساب خروجی تصفیه خانه ها منجر به کاهش ۴۱-۳۹ درصدی در میزان MPها گردید به گونه ای که در اثر استفاده از منعقدکننده آلوم میزان MP در نمونه تصفیه خانه ۱ به 1423 ± 103 و در نمونه پساب خروجی تصفیه خانه ۲ به 1656 ± 127 کاهش یافت. آنالیز کمی و کیفی همانند روش پیشگفت انجام و نتایج حاصله ثبت شد. بر اساس خنثی سازی بار ذرات، تشکیل لخته و حذف نهایی توسط ته نشینی یا فیلتراسیون عمل می نماید (۲۷). ترکیبات آهن، آلومینیوم و پلی آمین در حذف ریزپلاستیک ها راندمان حذف ۹۹/۴٪ حاصل گردیده است (۲۸). نتایج حاصله با تحقیقات ژو و همکاران (۲۷) و رجالا و همکاران (۲۸) همخوانی دارد. همچنین این تحقیق با تحقیق شاهی و همکاران (۲۹) در استفاده از آلوم به همراه شن پوشش داده شده با پلی آمین کاتیونی طی فرآیند انعقاد و لخته سازی که منجر به حذف ۹۲/۷٪ از ذرات ریزپلاستیک شد، همخوانی دارد.

از سوی دیگر، وزن MPها پس از ۴۸ ساعت تیمار با نور UV و PMS به تنهایی تقریباً بدون تغییر باقی می ماند که این آلودگی ها را پایدار تأیید می کند. اما، کاهش جرم MPها پس از تیمار با UVC (256 nm) / PMS / کمی افزایش یافت (حدود ۱۵٪ در طول ۴۸ ساعت) (۳۰)، که نشان دهنده تولید رادیکال های فعال است. در حالی که کاهش جرم این MPها پس از تیمار با نانوکامپوزیت در حضور UVC/PMS می تواند به نزدیک به ۴۸ تا ۵۵٪ برسد. این نتایج تأیید کرد که

Z-شکل» نسبت داده شود که باعث کاهش بازترکیب حامل‌های بار (الکترون-حفره) می‌شود. این بهبود در بازده انتقال الکترون با مکانیسم پیشنهادی همسو است که تأکید می‌کند مهندسی سطح در کامپوزیت‌های پایه $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ برای ارتقای تولید گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) نقشی کلیدی دارد (۳۴).

علاوه بر این، اگرچه ترکیب فرایند ما (فلوکولاسیون با آلوم + فوتوکاتالیست) به‌طور مؤثری تعداد میکروپلاستیک‌ها را کاهش داد، این رویکرد با یافته‌های همخوانی دارد که استدلال کرده‌اند استفاده از پیش‌تصفیه فیزیکی در کنار اکسیداسیون شیمیایی برای غلبه بر اثرات مزاحم ماتریس فاضلاب واقعی، ضروری است (۳۵). در مورد پایداری کاتالیزورهای پایه کبالت، نتایج ما کاهش جزئی عملکرد را در دوره‌های طولانی مدت نشان داد که بازتابی از مشاهدات در مورد نشت یون‌های فلزی حین فعال‌سازی PMS است (۳۶). با این حال، سطح فعالیت کاتالیستی در مطالعه حاضر همچنان نسبت به کاتالیزورهای سنتی پایه آهن که توسط گزارش شده، برتری دارد؛ که این نشان می‌دهد علیرغم نگرانی‌های زیست‌محیطی پیرامون کبالت، مزایای سینتیکی آن برای کاربردهای تصفیه فاضلاب در مقیاس بالا قابل‌توجه است (۳۷).

در این پژوهش، یک راهبرد هیبریدی نوآورانه برای کاهش میکروپلاستیک‌ها در فاضلاب توسعه داده شد که بر پایه ترکیب فلوکولاسیون با آلوم و فرایند فوتوکاتالیستی UVC/PMS فعال‌شده توسط نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ استوار است. نتایج نشان داد که این سامانه می‌تواند با راندمان بالا، ذرات میکروپلاستیک را در خروجی نهایی به‌طور قابل‌توجهی کاهش دهد. به‌کارگیری ساختار اتصال ناهمگون Z-شکل در کامپوزیت سنتز شده، موجب بهبود انتقال بار الکترونی، کاهش بازترکیب حامل‌ها و افزایش تولید گونه‌های فعال اکسیژن شد؛ امری که با گزارش‌های پیشین درباره نقش مهندسی ساختار در ارتقای عملکرد فوتوکاتالیستی همخوانی دارد (۳۷ و ۳۸).

از منظر کاربردی، نتایج این مطالعه نشان داد که ترکیب پیش‌تصفیه فیزیکی با اکسیداسیون پیشرفته می‌تواند راهکاری مؤثر برای غلبه بر پیچیدگی ماتریس فاضلاب واقعی و افزایش کارایی حذف میکروپلاستیک‌ها باشد؛ موضوعی که در مطالعات پیشین نیز به‌عنوان یک رویکرد ضروری برای مدیریت این آلاینده‌ها مطرح شده است (۳۹). کاهش قابل‌توجه ذرات PET و PP در نمونه‌های نهایی، بیانگر

به نظر می‌رسد که افزایش و یا کاهش میکروپلاستیک‌ها در فصول سال به دلیل فعالیت انسانی متغیر باشد. این مطالعه با موفقیت روش ترکیب چند فناوری (Treatment train) انعقاد و نانوساختارهای مبتنی بر کبالت و به‌طور اختصاصی نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ را به‌عنوان یک فعال‌کننده PMS کارآمد برای تخریب میکروپلاستیک‌های PET و PP تحت تابش UVC ساخت و مشخصه‌یابی کرد. آنالیزهای XRD و FESEM بارگذاری مؤثر Co_3O_4 را بر روی سطح $\text{g-C}_3\text{N}_4$ تأیید کردند و یک اتصال ناهمگون Z-شکل تشکیل دادند که انتقال الکترون را افزایش داده و تولید گونه‌های واکنش‌پذیر مختلف را ارتقا داد. فوتوکاتالیست به همراه فلوکولاسیون با استفاده از آلوم تعداد میکروپلاستیک‌های موجود در فاضلاب ورودی در تصفیه‌خانه الف را از 3979 ± 420 عدد 4 ± 454 عدد در خروجی نهایی و در تصفیه‌خانه ب از 135 ± 4651 عدد به 6 ± 561 عدد در خروجی نهایی کاهش داد. به‌عبارتی در شرایط بهینه به راندمان تخریب $88/6\%$ الی $87/7\%$ در کل میکروپلاستیک‌ها و ضریب تخریب تقریباً 68% برای PET و $66/1\%$ برای PP در نتیجه به‌کارگیری فقط فوتوکاتالیست $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ بعد از مرحله فلوکولاسیون دست یافت. از آنجا که میکروپلاستیک‌های مورد استفاده در این پژوهش از نوع استاندارد تجاری (Amad Polymer) با مشخصات فنی معلوم بودند، تمرکز اصلی بر تغییرات تعداد و شکل ظاهری قرار گرفت. این موضوع به‌عنوان یک محدودیت بایستی در مطالعات آتی، طیف‌های کامل رامن برای هر مرحله از تخریب ارائه گردد.

در حالی که نتایج امیدوارکننده هستند، محدودیت‌های خاصی همچنان باقی است. آزمایش‌ها در شرایط آزمایشگاهی کنترل‌شده با آب دیونیزه، بدون آزمایش در ماتریس‌های آبی واقعی حاوی نمک‌های محلول، مواد آلی یا سایر تداخل‌کننده‌های بالقوه انجام شد. علاوه بر این، پایداری طولانی‌مدت و قابلیت استفاده مجدد کاتالیزور به‌طور کامل ارزیابی نشد.

عملکرد سیستم $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4/\text{UVC/PMS}$ در این مطالعه (با راندمان حذف $88/6\%$)، در مقایسه با پژوهش‌های مشابه، پتانسیل بالای این فرایند را نشان می‌دهد (۳۳). برای نمونه، موهانتی و همکاران (۳۴) تخریب فوتوکاتالیستی پلی‌اتیلن را با استفاده از سامانه‌های مبتنی بر ساختار ناهمگون Z-scheme گزارش کرده‌اند، که راندمان بالاتر در مطالعه حاضر می‌تواند به ساختار «اتصال ناهمگون

این فرآیند ضروری است؛ این ارزیابی‌ها در مطالعه حاضر انجام نشد و به‌عنوان محدودیت مطالعه و موضوعی برای پژوهش‌های آتی در نظر گرفته شده است به حداقل رساندن این خطرات از طریق بازیابی کاتالیزور، بازیافت یا جایگزینی با فلزات واسطه با تأثیر کمتر، باید در کارهای آینده بررسی شود. بنابراین، مطالعات بعدی باید عملکرد را در ماتریس‌های آب واقعی اعتبارسنجی کرده و امکان‌سنجی ادغام فرآیند را در زیرساخت‌های تصفیه موجود ارزیابی کنند.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش، یک سامانه هیبریدی مبتنی بر راهبرد Treatment Train شامل انعقاد-لخته‌سازی با آلوم و فرایند فوتوکاتالیستی UVC/PMS فعال‌شده توسط نانوکامپوزیت $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ برای حذف میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب شهری ارائه شد. نتایج نشان داد که این سامانه با بهره‌گیری از ساختار اتصال ناهمگون Z-شکل و افزایش تولید گونه‌های فعال اکسیژن، توانست میکروپلاستیک‌های PET و PP را با راندمان کلی ۸۷/۷ تا ۸۸/۶ درصد حذف کرده و تعداد ذرات را در خروجی نهایی هر دو تصفیه‌خانه به‌طور قابل توجهی کاهش دهد. این یافته‌ها بیانگر آن است که ترکیب پیش‌تصفیه فیزیکی با اکسیداسیون پیشرفته می‌تواند نسبت به فرایندهای منفرد، کارایی بالاتری داشته باشد و ظرفیت مناسبی برای ارتقای سامانه‌های تصفیه فاضلاب فراهم کند. با این حال، ارزیابی پایداری و قابلیت بازیافت کاتالیزور، احتمال نشت کبالت و عملکرد سامانه در شرایط واقعی فاضلاب برای توسعه کاربردهای عملی این فناوری ضروری است.

تشکر و قدردانی

نویسندگان از واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، و معاونت آموزشی دانشکده علوم پزشکی و خدمات بهداشتی و درمانی خوی به دلیل فراهم‌سازی امکانات پژوهشی و آزمایشگاهی این مطالعه صمیمانه قدردانی می‌کنند. همچنین از تمامی افرادی که در انجام آزمون‌های آزمایشگاهی و تحلیل نتایج این پژوهش همکاری داشته‌اند، سپاسگزاری می‌شود.

ملاحظات اخلاقی

احتراماً مقاله حاضر دارای کد اخلاق IR.IAU.SRB.REC1401.394 از دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران می‌باشد.

ظرفیت بالای این سامانه برای ارتقا و بهره‌برداری در مقیاس عملیاتی است و نشان می‌دهد که فرایندهای ترکیبی، در مقایسه با روش‌های منفرد، از نظر مهندسی تصفیه می‌توانند اثربخشی بیشتری داشته باشند.

با وجود این، برای گذار از سطح آزمایشگاهی به کاربرد واقعی، ارزیابی جامع پایداری کاتالیزور، احتمال نشت کبالت، قابلیت بازیافت و بازاستفاده و همچنین عملکرد سامانه در شرایط واقعی فاضلاب ضروری است (۴۰ و ۴۱). در مجموع، این مطالعه یک گام مهم در توسعه فناوری‌های نسل جدید برای مدیریت میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شود و نشان می‌دهد که طراحی هوشمند نانوکامپوزیت‌های فعال‌شونده با PMS می‌تواند پایه‌ای مناسب برای توسعه سامانه‌های تصفیه پایدار، کارآمد و قابل ارتقا در آینده فراهم کند.

تحقیقات آینده باید بر ارزیابی عملکرد کاتالیزوری در نمونه‌های آب واقعی، بهینه‌سازی استراتژی‌های بازیابی و بازسازی کاتالیزور و بررسی پتانسیل افزایش مقیاس برای کاربردهای عملی در سیستم‌های تصفیه آب تمرکز کنند. توصیه می‌شود مطالعات آینده شامل توصیف (TEM، HRTEM و SAED) برای بررسی ساختار سطحی و صفحات کریستالوگرافی ماده باشد.

فراتر از عملکرد در مقیاس آزمایشگاهی، مقیاس‌پذیری سیستم $\text{UVC/PMS/Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ مستلزم بررسی دقیق است. استقرار در مقیاس صنعتی یا پایلوت نیاز به بهینه‌سازی هزینه سنتز کاتالیزور، طراحی راکتور برای تابش یکنواخت UVC و پایداری فرآیند تحت عملیات مداوم دارد. علاوه بر این، استفاده از مواد مبتنی بر کبالت به دلیل تأثیر اکولوژیکی استخراج کبالت، از جمله اختلال در زیستگاه، شستشوی فلزات سنگین و مصرف انرژی بالا در طول استخراج و فرآوری، نگرانی‌های زیست‌محیطی و اجتماعی-اقتصادی را افزایش می‌دهد (۲۲). به حداقل رساندن این خطرات از طریق بازیابی کاتالیزور، بازیافت یا جایگزینی با فلزات واسطه با تأثیر کمتر، باید در کارهای آینده بررسی شود. از دیدگاه تصفیه فاضلاب، نتایج حاضر اثربخشی امیدوارکننده‌ای را برای حذف میکروپلاستیک نشان می‌دهد؛ با این حال، تداخل مواد آلی طبیعی، نمک‌های محلول و آلاینده‌های همراه در پساب‌های واقعی ممکن است کارایی را کاهش دهد (۷، ۸ و ۲۳). همچنین، ارزیابی دقیق نشت احتمالی یون‌های کبالت به پساب خروجی و سمیت پساب حاصل از فعالیت سیستم، برای تأیید ایمنی

تضاد منافع

نویسندگان اعلام می‌دارند هیچگونه تضاد یا تعارض منافع ندارند.

منابع مالی

بدین وسیله اعلام می‌شود مقاله تحت حمایت مالی هیچ سازمانی نبوده است.

استفاده از هوش مصنوعی

بدین وسیله اعلام می‌شود در تدوین مقاله از هوش مصنوعی استفاده نشده است.

References

- Bermúdez JR, Swarzenski PW. A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX*. 2021;8:101516. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101516>
- Behmanesh M, Chamani A, Chavoshi E. Occurrence and characteristic of microplastic in the surface waters of Zayandeh-Rud River. *Journal of Natural Environment*. 2024;76(4):631-643. <https://doi.org/10.22059/jne.2023.361972.2577>
- Mahamax. Services and Analysis. Tehran: Mahamax; [cited 2026 Jun 26]. <https://mahamax.com/>
- Alfryyan N, Munir S, Latif M, Alrowaili ZA, Al-Buriahi MS, Irshad A, Suleman M. Synthesis of CNT supported nickel and cobalt doped zinc ferrite for photodegradation of organic effluents by visible light irradiation. *Optik*. 2023;288:171213. <https://doi.org/10.1016/j.ijleo.2023.171213>
- Hu K, Tian W, Yang Y, Nie G, Zhou P, Wang Y, Duan X, Wang S. Microplastics remediation in aqueous systems: Strategies and technologies. *Water Research*. 2021;198:117144. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117144>
- Li X, Li G, Wang J, Li X, Yang Y, Song D. Elucidating polyethylene microplastic degradation mechanisms and metabolic pathways via iron-enhanced microbiota dynamics in marine sediments. *Journal of Hazardous Materials*. 2024;466:133655. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133655>
- Hosseinlou AH, Mansouri N, Mahmoudkhani R, Taghavi L. Peroxymonosulfate activation by assistance of $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{g-C}_3\text{N}_4$ nanocomposite and UVC for efficient microplastic photodegradation. *Desalination and Water Treatment*. 2025;324:101471. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101471>
- Liu B, Jiang Q, Qiu Z, Liu L, Wei R, Zhang X, Xu H. Process analysis of microplastic degradation using activated PMS and Fenton reagents. *Chemosphere*. 2022;298:134220. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134220>
- Alamgholiloo H, Asgari E, Nazari S, Sheikhmohammadi A, Noroozi Pesyan N, Hashemzadeh B. Architecture of bimetallic-MOF/silicate derived Co/NC@mSiO_2 as peroxymonosulfate activator for highly efficient ciprofloxacin degradation. *Separation and Purification Technology*. 2022;300:121911. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121911>
- Gholami M, Moussavi G, Giannakis S. A review of the innovations in metal- and carbon-based catalysts explored for heterogeneous peroxymonosulfate (PMS) activation, with focus on radical vs. non-radical degradation pathways of organic contaminants. *Chemical Engineering Journal*. 2021;411:127957. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127957>
- Zoppas FM, Sacco NA, Soffietti JB, Devard AV, Akhter F, Marchesini FAM. Catalytic approaches for the removal of microplastics from water: Recent advances and future opportunities. *Chemical Engineering Journal Advances*. 2023;16:100529. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.100529>
- Hashemzadeh B, Alamgholiloo H, Noroozi Pesyan N, Asgari E, Sheikhmohammadi A, Yeganeh J, Hashemzadeh H. Degradation of ciprofloxacin using hematite/MOF nanocomposite as a heterogeneous Fenton-like catalyst: A comparison of composite and core-shell structures. *Chemosphere*. 2021;281:130970. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130970>
- Alamgholiloo H, Hashemzadeh B, Noroozi Pesyan N, Sheikhmohammadi A, Asgari E, Yeganeh J, Hashemzadeh H. A facile strategy for designing core-shell nanocomposite of $\text{ZIF-67/Fe}_3\text{O}_4$: A novel insight into ciprofloxacin removal from wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*. 2021;147:392-404. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.09.061>
- Zhao W, Shen Q, Nan T, Zhou M, Xia Y, Hu G, Zheng Q, Wu Y, Bian T, Wei T, Zhang C. Cobalt-based catalysts for heterogeneous peroxymonosulfate (PMS) activation in degradation of organic contaminants: Recent advances and perspectives. *Journal of Alloys and Compounds*. 2023;958:170370. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2023.170370>
- Song J, Zhang J, Zheng K, Xu Z, Qi K. Development process of graphene field for photocatalytic and antibacterial applications. *Desalination and Water Treatment*. 2023;297:117-130. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29592>
- Adib D, Mafigholami R, Tabeshkia H. Identification of microplastics in conventional drinking water treatment plants in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2021;19(2):1817-1826. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00737-3>

17. Pivokonsky M, Cermakova L, Novotna K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*. 2018;643:1644-1651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>
18. Ziajahromi S, Neale PA, Rintoul L, Leusch FDL. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*. 2017;112:93-99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>
19. Lares M, Ncibi MC, Sillanpää M, Sillanpää M. Intercomparison study on commonly used methods to determine microplastics in wastewater and sludge samples. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019;26(12):12109-12122. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04584-6>
20. Lares M, Ncibi MC, Sillanpää M, Sillanpää M. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*. 2018;133:236-246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
21. Li J, Liu H, Chen JP. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*. 2018;137:362-374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
22. Nuss P, Eckelman MJ. Life cycle assessment of metals: a scientific synthesis. *PLoS ONE*. 2014;9(7):e101298. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101298>
23. Kang J, Zhou L, Duan X, Sun H, Ao Z, Wang S. Degradation of cosmetic microplastics via functionalized carbon nanosprings. *Matter*. 2019;1(3):745-758. <https://doi.org/10.1016/j.matt.2019.06.004>
24. Wang W, Fan Y, Sun D, Guan H, Wang Q, Chen Y, Ruan S. Detection of xylene from C/Co₃O₄ nanocomposites synthesized from double-template using g-C₃N₄/ZIF-67. *Chemical Engineering Journal*. 2023;466:143363. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.143363>
25. Fan L, Wang Z, Wang Y, Ai H, Zhang W, Liu X, Han X, Zhao J, Zhang H. Exploiting synergistic effects: Co₃O₄/g-C₃N₄ composite catalyst for enhanced oxygen evolution reaction. *International Journal of Electrochemical Science*. 2023;18(12):100394. <https://doi.org/10.1016/j.ijoes.2023.100394>
26. Xu L, Li H, Xia J, Wang L, Xu H, Ji H, Li H, Sun K. Graphitic carbon nitride nanosheet supported high loading silver nanoparticle catalysts for the oxygen reduction reaction. *Materials Letters*. 2014;128:349-353. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2014.04.110>
27. Zhou L, Zheng S, Rosas Bringas FR, Bakker B, Simon JE, Bakker PL, Kazemier HG, Schubert M, Roorda M, van Vugt MATM, Chang M, Fojer F. A synthetic lethal screen identifies HDAC4 as a potential target in MELK overexpressing cancers. *G3: Genes, Genomes, Genetics*. 2021;11(12):jkab335. <https://doi.org/10.1093/g3journal/jkab335>
28. Rajala K, Grönfors O, Hesampour M, Mikola A. Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. *Water Research*. 2020;183:116045. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116045>
29. Shahi S, Esfahani ME, Bachmann C, Haas C. A definition framework for building adaptation projects. *Sustainable Cities and Society*. 2020;63:102345. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102345>
30. Ling C, Li C, Liang A, Wang W. Efficient degradation of polyethylene microplastics with VUV/UV/PMS: The critical role of VUV and mechanism. *Separation and Purification Technology*. 2023;316:123812. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123812>
31. Djoko T SY, Njoyim T E, Nguyen AD, Yang J, Küçükkeçeci H, Kutorglo EM, Radhakrishnan B, Schwarzburg K, Huseyinova S, Das P, Tasbihi M, Schwarze M, Thomas A, Schomäcker R. Polyoxometalate (POM) boosting the light-harvesting ability of graphitic carbon nitride for efficient photocatalytic hydrogen production. *Catalysis Science & Technology*. 2024;14:2114-2129. <https://doi.org/10.1039/D3CY00496A>
32. Liang J, Fu L. Activation of peroxymonosulfate (PMS) by Co₃O₄ quantum dots decorated hierarchical C@Co₃O₄ for degradation of organic pollutants: Kinetics and radical-nonradical cooperation mechanisms. *Applied Surface Science*. 2021;563:150335. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2021.150335>
33. Zhang H, Zhao Y, Li H, Wang J, Yu Y. Photocatalytic activation of peroxymonosulfate by oxygen doped graphitic C₃N₄ with oxygen vacancy for drug degradation: Theoretical calculation and recyclable products. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2025;13(1):115318. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115318>
34. Mohanty C, Samal A, Das N. Concurrent photoreforming of polyethylene into commercial chemicals and hydrogen generation utilizing g-C₃N₄/Co₃O₄ Z-scheme heterostructure: a waste-to-wealth concept. *International Journal of Hydrogen Energy*. 2024;61:84-93. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.02.266>
35. Laca A, Patiño Y, Sánchez-Condado A, Sol D, Laca A, Díaz M. Performance of activated carbon for polypropylene microplastic removal in wastewater. *Sustainable Chemistry for the Environment*. 2025;9:100211. <https://doi.org/10.1016/j.sscenv.2025.100211>
36. Khamis A, Mahmoud AS, Abo El Naga AO, Shaban SA, Youssef NA. Activation of peroxymonosulfate with ZIF-67-derived Co/N-doped porous carbon nanocubes for the degradation of Congo red dye. *Scientific Reports*. 2024;14:12313. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62029-8>

37. Gigault J, ter Halle A, Baudrimont M, Pascal PY, Gauffre F, Phi TL, El Hadri H, Grassl B, Reynaud S. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*. 2018;235:1030-1034.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
38. Shim WJ, Hong SH, Eo S. Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical Methods*. 2017;9(9):1384-1391.
<https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>
39. Arthur C, Baker J, Bamford H, editors. *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*. Tacoma, WA: NOAA Marine Debris Program; 2009.
<https://marinedebris.noaa.gov/microplastics/proceedings-international-research-workshop-microplastic-marine-debris>
40. Wang J, Wang S. Activation of persulfate (PS) and peroxymonosulfate (PMS) and application for the degradation of emerging contaminants. *Chemical Engineering Journal*. 2018;334:1502-1517.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.059>
41. Zhang Y, Zhou J, Chen X, Wang L, Cai W. Coupling of heterogeneous advanced oxidation processes and photocatalysis in efficient degradation of refractory pollutants: A review. *Chemical Engineering Journal*. 2019;369:745-757.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.108>