دوره (۱)
شماره (۲)
پیاپی (۲)
پاییز و زمستان (۱۴۰۱)
شماره صفحه: ۱۴۳-۱۲۹

نشریه علمی پژوهش‌های نوین در مهندسی آب پایدار

مروری بر فرآیندهای پیشرفته حذف ریزپلاستیک‌ها در آب و فاضلاب

سعید عوض‌پور[۱]، مسعود نوشادی[*۲]

تاریخ ارسال: ۱۴۰۱/۱۱/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۲/۲۲
DOI: 10.22103/nrswe.2023.20931.1022

چکیده

ریزپلاستیک‌ها (میکروپلاستیک و نانوپلاستیک) در سراسر دنیا پراکنده شده‌اند و به عنوان یک آلاینده نوظهور و تهدید جدی برای محیط‌زیست به شمار می‌آیند. حضور آن‌ها در اکوسیستم‌های گوناگون به خصوص محیط‌های آبی نیز برای موجودات زنده بسیار خطرناک می‌باشد. بنابراین، یافتن یک فرآیند تصفیه کارآمد برای حذف ریزپلاستیک‌ها و یا توسعه و ارتقای روش‌های تصفیه پیشین بسیار حائز اهمیت می‌باشد. از این رو جامعه علمی تاکنون تحقیقاتی را بر روی گزینه‌های مختلف تصفیه و حذف ریزپلاستیک‌ها به انجام رسانیده است. در حال حاضر فرآیندهای مختلفی از جمله فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی توسط محققان برای حذف ریزپلاستیک‌ها مورد بررسی قرار گرفته است که در این میان، تعداد کمی از این روش‌ها دارای کارایی مناسب برای حذف ریزپلاستیک‌ها می‌باشند. فرآیند فیلتراسیون راندمان‌های حذف متفاوتی را از خود نشان داده است ولی دارای مشکلاتی همچون هزینه اولیه زیاد، گرفتگی غشاها و تعویض مکرر فیلترها است. فرآیند جذب و جداسازی مغناطیسی نیز به عنوان یک روش ساده حذف به شمار می‌آید، ولی افزودن جاذب‌ها ممکن است باعث آلودگی ثانویه گردد. همچنین فرآیندهای ترسیب شیمیایی و اکسیداسیون نیز ممکن است با مشکل مشابهی در رابطه با باقیمانده‌های مواد شیمیایی مواجه شوند. در مقابل، فرآیندهای تجزیه زیستی راندمان حذف پایینی را ارائه می‌دهند. لذا در پژوهش حاضر و در قالب انجام یک تحقیق مروری به بررسی تمامی فرآیندهای تصفیه ریزپلاستیک‌ها و بیان کارایی و مزایا و معایب این روش‌ها پرداخته شده است.

واژگان کلیدی: تصفیه آب و فاضلاب، ریزپلاستیک‌ها، فرآیندهای حذف، کنترل آلودگی

[۱] - دانشجوی دکتری، بخش مهندسی آب، دانشگاه شیراز. شیراز. ایران
[*۲] - نویسنده مسئول، استاد بخش مهندسی آب، دانشگاه شیراز، شیراز. ایران. ایمیل: noshadi@shirazu.ac.ir

مقدمه

پلاستیک‌ها شکل‌های متنوعی از پلیمرهای مصنوعی با طیف گسترده‌ای از اندازه، شکل، ترکیب، ویژگی و نوع کاربرد می‌باشند (Padervand et al. 2020). تولید انبوه پلاستیک‌ها با توجه به کاربری بالا در بهتر کردن زندگی بشر از سال ۱۹۵۰ میلادی آغاز گردیده است و جامعه انسانی حدود صد سال است که از پلاستیک استفاده می‌نماید (Geyer et al. 2017). در طول این دهه‌ها، میزان تولید پلاستیک از ۲ میلیون تن در سال ۱۹۵۰ میلادی به ۳۷۰ میلیون تن در سال ۲۰۱۹ میلادی رسیده است و این روند در آینده نیز افزایش خواهد یافت (Andrade et al. 2021). به طور تقریبی، ۱۲٪ از ضایعات پلاستیکی سوزانده می‌شوند، ۷۹٪ دفن و یا در محیط‌زیست رهاسازی می‌گردند و تنها ۹٪ بازیافت می‌شوند (Garcia and Robertson 2017). پلاستیک‌ها به سختی قابل تجزیه هستند، بنابراین تجمع و ماندگاری آن‌ها در محیط‌زیست برای سال‌ها تا دهه‌ها ادامه می‌یابد و سبب نگرانی بزرگی در خصوص آلودگی پلاستیکی می‌شود (Shrivastava 2018).

ریزپلاستیک‌ها شامل میکروپلاستیک‌ها[۱] (MPs) و نانوپلاستیک‌ها[۲] (NPs) معمولاً به ذرات پلاستیکی اطلاق می‌شوند که دارای اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر باشند. در بیشتر تحقیقات ذرات پلاستیکی با اندازه یک میکرومتر تا پنج میلی‌متر، به عنوان میکروپلاستیک و ذرات پلاستیکی کوچکتر از یک میکرومتر به عنوان نانوپلاستیک شناخته می‌شوند (Andrady 2017; Da Costa et al. 2016).

ریزپلاستیک‌ها با توجه به منبع اولیه آن‌ها به دو دسته اولیه و ثانویه تقسیم‌بندی می‌گردند. ریزپلاستیک‌های اولیه در محصولات آرایشی و بهداشتی مانند ژل، شامپو، کرم ضد آفتاب، لاک ناخن، رنگ مو و غیره کاربرد دارند، در حالی که ریزپلاستیک‌های ثانویه در اثر تجزیه، تغییر شکل و تخریب مواد پلاستیکی بزرگ موجود در محیط‌زیست، تحت تأثیر فرآیندهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تشکیل می‌گردند (Nabi et al. 2020).

تاکنون مطالعات مختلفی حضور ذرات ریزپلاستیک را در محیط‌های مختلف از جمله خاک (Guo et al. 2020)، آب (Yuan et al. 2019)، آبزیان (Yuan et al. 2019)، آب آشامیدنی (Mintenig et al. 2019)، هوا (Gaston et al. 2020)، یخ‌های قطبی (Kelly et al. 2020) و فاضلاب (Mendoza et al. 2018) گزارش نموده‌اند.

آثار مخرب و زیان‌بار ریزپلاستیک‌ها بر روی موجودات زنده و همچنین سمیت این ذرات توسط محققان به طور گسترده بیان گردیده است. به علت اندازه کوچک و سطح ویژه بالای ریزپلاستیک‌ها، بلعیدن و هضم این ذرات در سیستم گوارشی موجودات زنده آسان‌تر می‌باشد و به دنبال آن خطر جذب مواد مضر در آب یا در داخل بافت‌های موجودات زنده افزایش می‌یابد و در نهایت می‌توانند اثرات جبران ناپذیری از جمله آسیب به بافت‌ها، تهوع، اسهال، ناباروری، سرطان، تغییر کروموزومی و غیره را به همراه داشته باشند (Revel et al. 2018). بنابراین، اتخاذ یک روش تصفیه مناسب برای حذف ریزپلاستیک‌ها بسیار حائز اهمیت می‌باشد.

در حال حاضر، حذف ریزپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی به معضلی بزرگ مبدل شده و تحقیقاتی در زمینه روش‌های تصفیه موجود برای کنترل این آلودگی صورت گرفته است که بیشتر در مقیاس آزمایشگاهی بوده است. بنابراین، هیچ‌گونه فرآیند بزرگ مقیاسی برای حذف ریزپلاستیک‌ها از محیط‌زیست به طور وسیع تعیین نگردیده است. چرا که فرآیندهای مختلف تصفیه آب و فاضلاب هیچکدام مختص حذف ریزپلاستیک‌ها تعبیه نشده‌اند. روش‌های بررسی شده توسط محققان برای حذف و یا جداسازی ریزپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی را می‌توان به صورت تقریبی در سه گروه روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی و یا ترکیبی از چند روش گنجاند. در این مطالعه مروری، سعی بر آن شده است که اکثر مطالعات علمی انجام شده در زمینه حذف ریزپلاستیک‌ها لحاظ شود تا محققان بتوانند اطلاعات مفیدی را از آن برای یافتن راه‌حل کاربردی استخراج کنند.

فرآیندهای مهم برای حذف ریزپلاستیک‌ها

فرآیندهای زیادی برای حذف ریزپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی توسعه داده شده است که هریک از آن‌ها را می‌توان با توجه به اصول حذف یا جداسازی در گروه‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی قرار داد.

[۱] - Microplastics

[۲] - Nanoplastics

فرآیندهای فیزیکی

اکثر تحقیقاتی که بر مبنای اصول فیزیکی صورت گرفته است مانند جذب، فیلتراسیون، ته‌نشینی و غیره در جدول (۱) تحت عنوان فرآیندهای فیزیکی حذف ریزپلاستیک‌ها گردآوری شده است. بیشتر این مطالعات در مقیاس آزمایشگاهی انجام گرفته‌اند و فرآیندهای فیزیکی بکار گرفته شده در آن‌ها شامل بیوچار[۱]، فازهای مایع یونی به همراه جاذب مغناطیسی پلی‌اکسومتالات[۲]، نانولوله‌های کربنی مغناطیسی[۳] (M-CNTs)، فیلتر شنی سریع و شناورسازی هوای محلول[۴] (DAF)، اسفنج‌های ساخته شده از کیتین[۵] و اکسید گرافین[۶]، فوم ساخته شده بر مبنای فلز آلی زیرکنیوم[۷]، روش سطح آلومینیومی فوق آبگریز غیر فلورینه[۸] و افرون‌های گازی منعقدکننده[۹] (CGA) می‌باشد.

روش شناورسازی هوای محلول از جمله فرآیندهای فیزیکی برای حذف ریزپلاستیک‌ها از آب است که در این روش هوا با فشار زیاد در آب حل می‌گردد و حباب‌های محلول ایجاد می‌شوند. سپس ذرات ریز جامد از جمله ریزپلاستیک‌ها به سطح این حباب‌ها چسبیده و در نهایت توسط اسکیمرها[۱۰] از سطح آب برداشته می‌شوند. راندمان عملیات لخته‌سازی را می‌توان با اضافه نمودن پلی‌آلومینیوم‌کلراید افزایش داد. راندمان این فرآیند برای حذف ریزپلاستیک‌ها برابر ۹۵٪ گزارش شده است و برای حذف ذرات با چگالی پایین، می‌تواند یک گزینه مناسب باشد (Talvitie et al. 2017).

فیلتراسیون، یک فرآیند پایه‌ای و متداول در تصفیه آب و فاضلاب می‌باشد که برای حذف ریزپلاستیک‌ها می‌تواند کاربرد داشته باشد. به عنوان نمونه در یک تحقیق، از فیلترهای دیسکی متشکل از ۱۳ دیسک با اندازه حفرات ۱۸ میکرومتر استفاده شده است که راندمان حذف ۸۹/۷ ٪ برای ریزپلاستیک‌هایی با اندازه بزرگتر از ۱۰ میکرومتر حاصل گردیده است. ذرات ریز موجود در فاضلاب توسط فیلترها گرفته شده و باعث تشکیل یک لایه کیک لجن بر روی سطح فیلترها می‌شوند. نکته قابل توجه این است که هرچه اندازه ریزپلاستیک‌ها بزرگتر باشد، راندمان این فرآیند کاهش می‌یابد. زیرا سبب تجمع بیشتر روی سطح فیلتر و در نتیجه گرفتگی حفرات می‌شود (Simon et al. 2019). تحقیق مشابهی نیز گستره متنوعی از راندمان فیلترها بین ۴۰ تا ۹۸/۵ ٪ را نشان داده است (Talvitie et al. 2017). نوع دیگری از فیلترها یعنی فیلتر شنی سریع قادر به حذف همه انواع ریزپلاستیک‌ها می‌باشد که به عنوان یک فرآیند فیلتراسیون خوب در نظر گرفته می‌شود. این فیلترها از لایه‌های مختلفی از جمله دانه‌های شن با اندازه ۳۵ میلی‌متر و کوارتز با اندازه ۰/۱ تا ۰/۵ میلی‌متر تشکیل شده‌اند و مطالعات نشان داده است که این نوع فیلترها برای حذف ریزپلاستیک‌ها با اندازه بزرگتر از ۲۰ میکرومتر مؤثر می‌باشند و در عین حال به عنوان یک فرآیند ارزان در نظر گرفته می‌شود (Talvitie et al. 2017).

علاوه بر فیلترهای شنی، بیوچار نوع دیگری از فیلتر می‌باشد که به طور مؤثر برای حذف ریزپلاستیک‌ها مورد آزمایش قرار گرفته است. فیلترهای بیوچار بر اساس اصول ساده جذب و فیلتراسیون کار می‌کنند. بدین صورت که حفرات بزرگ فیلترهای بیوچار باعث نگه داشتن ریزپلاستیک‌ها می‌گردند و سطح ناهموار فیلتر سبب جذب فیزیکی ریزپلاستیک‌ها در بین ذرات بیوچار می‌شود. در کل بیوچار به عنوان یک فیلتر، ریزپلاستیک‌ها را با استفاده از جذب و گرفتار کردن آن‌ها بر روی سطح خود از محیط‌های آبی جدا می‌سازد. آزمایشات انجام شده بر روی فیلترهای بیوچار نشان داد که حذف ریزپلاستیک‌ها به ویژه هنگام استفاده از کربن فعال به خوبی صورت گرفته است. بیوچارهای غیرفعال نیز برای حذف ریزپلاستیک‌های بزرگتر می‌توانند به کار گرفته شوند. باید توجه داشت که هرچند استفاده از بیوچار یک راه نسبتاً ارزان برای حذف ریزپلاستیک‌ها می‌باشد، ولی به دانش دقیق درباره مکانیسم حذف ذرات نیاز دارد. بیوچارهای استفاده شده در تحقیقات مختلف از مواد گوناگونی مانند ذرت، چوب‌های جنگلی، پوست درخت صنوبر و غیره به تنهایی یا به همراه فرآیند

۱- Biochar
۲- Adsorbent magnetic polyoxometalate-supported Ionic Liquid Phases
۳- Magnetic carbon nanotubes
۴- Dissolved air flotation
۵- Chitin
۶- Graphene oxide
۷- Zirconium metal organic framework-based foam
۸- Non-fluorinated superhydrophobic aluminum surface method
۹- Coagulative colloidal gas aphrons
۱۰- Skimmer

جدول (۱): فرآیندهای فیزیکی حذف ریزپلاستیک‌ها

فرآیند	اصل	ریزپلاستیک‌ها		راندمان (٪)	مرجع
		نوع	اندازه		
اسفنج‌های ساخته شده از کیتین و اکسید گرافین	جذب	پلی‌استایرن، پلی‌استایرن اصلاح شده با کربوکسیلات و پلی‌استایرن اصلاح شده با آمین	-	۸۹/۸، ۷۲/۴ و ۸۸/۹ به ترتیب برای پلی‌استایرن، پلی‌استایرن اصلاح شده با کربوکسیلات و پلی‌استایرن اصلاح شده با آمین	(Sun et al. 2020a)
فوم ساخته شده بر مبنای فلز آلی زیرکنیوم (Zr-MOF)	فیلتراسیون	همه ریزپلاستیک‌ها	-	۹۵/۵	(Chen et al. 2020)
شناورسازی هوای محلول متداول و اصلاح شده	برهمکنش آبگریزی/آبدوستی و جذب بار	پلی‌اتیلن، پلی‌اتیلن‌ترفتالات، نایلون 66/PA66	-	۳۲ تا ۳۸	(Wang et al. 2021)
فازهای مایع یونی به همراه جاذب مغناطیسی پلی‌اکسومتالات	جذب	پلی‌استایرن	۱ و ۱۰ میکرومتر	بیش از ۹۰	(Misra et al. 2020)
جاذب‌های بیوچار (کاج و پوست درخت صنوبر)	جذب	همه ریزپلاستیک‌ها	-	۱۰۰	(Siipola et al. 2020)
روش سطح آلومینیومی فوق آبگریز غیر فلورینه	جذب	پلی‌پروپیلن[1]	۲۶۲ میکرومتر	۹۹	(Rius-Ayra and Llorca-Isern 2021)
فیلترهای بیوچار	جذب و فیلتراسیون	پلی‌استایرن	۱۰ میکرومتر	بیش از ۹۵	(Wang et al. 2020b)
فیلتر زیستی	فیلتر ثقلی	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۱۰۰ میکرومتر	۷۹ تا ۸۹	(Liu et al. 2020)
میکرو زیردریایی‌های مغناطیسی	میدان جریان مایع القایی[2]	همه ریزپلاستیک‌ها	۴۰ میکرومتر	۷۰	(Sun et al. 2020b)
نانولوله‌های کربنی مغناطیسی (M-CNTs)	جذب	همه ریزپلاستیک‌ها	-	۱۰۰	(Tang et al. 2021)
فیلتر دیسکی	ماندگاری	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۱۰ میکرومتر	۸۹	(Simon et al. 2019)
فیلتر شنی سریع	فیلتراسیون	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۲۰ میکرومتر	۹۷	(Talvitie et al. 2017)
شناورسازی هوای محلول	شناورسازی	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۲۰ میکرومتر	۹۵	(Talvitie et al. 2017)
فیلتر دیسکی	ماندگاری	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۲۰ میکرومتر	۴۰ تا ۹۸/۵	(Talvitie et al. 2017)
افرون‌های گازی منعقدکننده (CGA)	جذب	پلی‌متیل‌متاکریلات[3] اصلاح شده با کربوکسیل و پلی‌استایرن	۵ میکرومتر	۹۴	(Zhang et al. 2021)
کربن فعال	فیلتراسیون	همه ریزپلاستیک‌ها	۱ تا ۵ میکرومتر	۵۶/۸ تا ۶۰/۹	(Wang et al. 2020a)

پیرولیز[4] ساخته می‌شوند. جاذب‌های بیوچار ساخته شده از کاج و پوست درخت صنوبر در حذف ریزپلاستیک‌ها، راندمان ۱۰۰٪ را از خود نشان دادند و حتی با سطح مقطع کم نیز، ظرفیت جذب بالایی را حاصل نمودند. اما این بیوچارها برای ذرات پلی‌اتیلن و الیاف‌ها مورد آزمایش قرار گرفته‌اند و فقط برای ذرات با اندازه بزرگ کارایی دارند. درنتیجه برای حذف ریزپلاستیک‌ها در مقیاس کوچکتر مؤثر نمی‌باشند (Siipola et al. 2020). مقایسه‌ای بین فیلتر شنی ساده و فیلتر بیوچار برای تعیین میزان حذف ریزپلاستیک‌ها صورت گرفته که در آن فیلتر بیوچار از جنس ساقه ذرت و چوب جنگلی و فیلتر شنی از جنس سیلیس ساخته شده است. هر دوی این فیلترها

[1]- Polypropylene
[2]- Induced fluid flow field
[3]- Poly-(methyl methacrylate)
[4]- Pyrolysis

ریزپلاستیک‌ها را در ساختار خود گرفتار می‌نمایند. نتایج این مقایسه نشان داد که فیلتر بیوچار گزینه بهتری نسبت به فیلتر شنی برای حذف ریزپلاستیک‌ها می‌باشد، زیرا راندمان فیلتر بیوچار برای حذف ذرات پلی‌استایرن با اندازه تقریبی ۱۰ میکرومتر بیشتر از ۹۵٪ بوده، در حالی که این راندمان برای فیلتر شنی بین ۶۰ تا ۸۰٪ بوده است (Wang et al. 2020b).

جاذب‌های دیگری که پتانسیل حذف ریزپلاستیک‌ها را دارا می‌باشند، شامل اسفنج‌ها و فوم‌های ساخته شده از ترکیبات شیمیایی گوناگون هستند. برای مثال اسفنج ساخته شده از جنس کیتین و اکسید گرافین، انواع مختلفی از ریزپلاستیک‌ها (پلی‌استایرن دست نخورده، پلی‌استایرن اصلاح شده با کربوکسیلات و پلی‌استایرن اصلاح شده با آمین) را از آب جذب می‌نمایند. راندمان حذف این جاذب‌ها در گستره ۷۰ تا ۹۰٪ قرار دارد و فرآیند جذب در آن‌ها عمدتاً تابع pH می‌باشد. به طوری‌که بهترین عملکرد در pH برابر ۶ و ضعیف‌ترین عملکرد در pH برابر ۱۰ حاصل گردیده است. نکته قابل توجه این است که این اسفنج‌ها سازگار با محیط‌زیست هستند و قابلیت استفاده دوباره را دارند، پس می‌توان آن‌ها را به عنوان یک گزینه مناسب در حذف ریزپلاستیک‌ها به شمار آورد (Sun et al. 2020a).

به تازگی پژوهشی بر روی حذف ریزپلاستیک‌ها با استفاده از فوم ساخته شده بر مبنای فلز آلی زیرکنیوم (Zr-MOF) صورت گرفته است که مبنای آن فیلتراسیون می‌باشد. استفاده از این فرآیند در مقیاس آزمایشگاهی، نتایج موفقیت آمیزی را برای حذف ریزپلاستیک‌ها به همراه داشته است. در این روش مجموعه‌ای از مواد فومی بر مبنای Zr-MOF با کمک استون[۱] ساخته می‌شود که در آن مقدار مشخصی از نمک‌های فلزی و لیگاند[۲] در استون با استفاده از همزن با هم ترکیب شده تا محلولی همگن حاصل گردد و سپس در اتوکلاو[۳] به همراه یک فوم ملامینه[۴] با ضخامت تقریبی ۱ سانتی‌متر قرار داده می‌شود که در این صورت، Zr-MOF ساخته شده بر روی فوم ملامینی قرار خواهد گرفت. مواد فومی Zr-MOF دارای یکنواختی، دوام و استحکام بالایی هستند که می‌توانند به طور مؤثر ریزپلاستیک‌ها را با راندمان ۹۵/۵ ٪ حذف نمایند (Chen et al. 2020). علاوه بر این به منظور ارزیابی اثربخشی این فرآیند در شرایط محیطی، آزمایشی بر روی نمونه شبیه‌سازی شده آب دریا انجام شد که نتایج حاصل کاهش راندمان ۱ تا ۲٪ را برای حذف ریزپلاستیک‌هایی از جنس پلی‌ویلیدن‌فلوراید[۵] در مقایسه با شرایط آزمایشگاهی از خود نشان دادند. با توجه به نتایج این آزمایشات، محققان یک سیستم فیلتراسیون خودکار بر مبنای انرژی خورشیدی را پیشنهاد دادند که شامل یک واحد فیلتراسیون، پمپ و مجموعه‌ای از سلول‌های خورشیدی جاذب نور می‌باشد و به صورت شناور می‌تواند روی سطح دریا قرار بگیرد. انرژی موردنیاز پمپ توسط سلول‌های خورشیدی تأمین خواهد شد و آب دریا حاوی ریزپلاستیک‌ها توسط پمپ وارد واحد فیلتراسیون می‌شود و سپس آب عاری از ریزپلاستیک‌ها دوباره به دریا برگردانده می‌شود (Chen et al. 2020).

فرآیند جذب کارآمد می‌باشد، اما به دانش دقیق درباره اندازه ریزپلاستیک‌ها و مواد جاذب استفاده شده در فرآیند نیاز دارد. فرآیند فازهای مایع یونی به همراه جاذب مغناطیسی پلی‌اکسومتالات بر مبنای جذب فیزیکی می‌باشد که برای حذف ریزپلاستیک‌ها مورد بررسی قرار گرفته است. راندمان حذف ریزپلاستیک‌هایی از جنس پلی‌استایرن با اندازه ۱ و ۱۰ میکرومتر توسط این فرآیند، برابر با ۹۰٪ بوده است. ریزپلاستیک‌ها با ذرات فاز مایع پلی‌اکسومتالات پیوند برقرار کرده که بعداً توسط نیروی مغناطیسی از آب جدا می‌شوند (Misra et al. 2020).

همچنین از نانولوله‌های کربنی مغناطیسی (M-CNTs) به عنوان جذب‌شونده برای حذف ریزپلاستیک‌ها استفاده شده است. ریزپلاستیک‌ها پس از جذب نانولوله‌های کربنی مغناطیسی با استفاده از نیروی مغناطیسی از آب جدا می‌گردند. در بررسی کارایی این فرآیند، ریزپلاستیک‌هایی از جنس پلی‌اتیلن ترفتالات، پلی‌اتیلن و پلی‌آمید به طور کامل و با راندمان ۱۰۰٪ از آب حذف شده‌اند. حداکثر ظرفیت جذب برای پلی‌اتیلن، پلی‌آمید و پلی‌اتیلن ترفتالات به ترتیب برابر با ۱۶۵۰، ۱۱۰۰ و ۱۴۰۰ میلی‌گرم بر گرم M-CNTs بوده است. امکان استفاده مجدد از M-CNTs نیز وجود دارد، اما با هر بار استفاده راندمان آن مقداری کاهش می‌یابد (Tang et al. 2021).

[۱]- Acetone
[۲]- Ligand
[۳]- Autoclave
[۴]- Melamine foam
[۵]- Poly(vinylidenefluoride)

در پژوهشی، فرآیندی نوین برای حذف ریزپلاستیک‌ها از آب شور به کار گرفته شد که در آن از سطحی فوق آبگریز به همراه پوشش آندی و فاز مایعی از لوریک اسید[1] استفاده شده است. سطح مورد نظر دارای خواص ضدخوردگی و مقاوم در برابر سایش بوده تا راندمان حذف ریزپلاستیک‌ها را بالا ببرد. نتایج حاصل از این آزمایش، راندمان ۹۹٪ را برای حذف ریزپلاستیک‌ها در محلول آب نمک (سدیم کلرید) نشان داد (Rius-Ayra and Llorca-Isern 2021).

افرون‌های گازی منعقدکننده (CGA) نیز یک فرآیند منحصر به فرد در جهت حذف ریزپلاستیک‌ها می‌باشد که در آزمایشی بیش از ۹۴٪ از ریزپلاستیک‌هایی با اندازه تقریبی ۵ میکرومتر را حذف نموده است. در این فرآیند از حباب‌های کوچکی استفاده می‌شود که برای بالا بردن سطح ویژه و چسبندگی بیشتر به این حباب‌ها یک پوشش توسط منعقدکننده‌ها اضافه می‌گردد. لازم به ذکر است که شوری بالا روی راندمان این فرآیند تأثیری ندارد. بنابراین می‌تواند به عنوان راهکاری امیدبخش برای حذف ریزپلاستیک‌ها در شرایط طبیعی قلمداد شود (Zhang et al. 2021).

فرآیندهایی نظیر اولترافیلتراسیون (راندمان ۴۲٪) (Talvitie et al. 2017)، میکرو زیردریایی‌های مغناطیسی[2] با راندمان ۷۰٪ (که در آن دانه گرده آفتابگردان توسط فسفریک اسید و فلز نیکل اصلاح می‌شود و ظرفیت جذب آن بالا می‌رود و سپس توسط یک میدان مغناطیسی در آب به حرکت در می‌آید) (Sun et al. 2020b)، شناورسازی هوای محلول متداول و اصلاح شده با بار مثبت (راندمان ۳۲ تا ۳۸٪) (Wang et al. 2021) و فیلتر زیستی[3] (راندمان ۷۹ تا ۸۹٪) (Liu et al. 2020) نیز برای حذف ریزپلاستیک‌ها توسط محققان مختلف مورد بررسی قرار گرفته است. ولی راندمان پایین‌تری نسبت به فرآیندهای ذکر شده قبلی دارا می‌باشند. این فرآیندها مفید هستند ولی نیاز به تحقیق بیشتری برای افزایش راندمان آن‌ها و سازگار نمودن آن‌ها با شرایط محیطی مختلف می‌باشد. از میان فرآیندهای بحث شده، فرآیندهای مبتنی بر جذب و فیلتراسیون، کارایی خوبی برای تصفیه فاضلاب حاوی ریزپلاستیک‌ها از خود نشان داده‌اند که عمدتاً در ترکیب با فرآیندهای دیگری نظیر فرآیندهای بیولوژیکی و ته‌نشینی می‌باشند (Padervand et al. 2020). این فرآیندها می‌توانند به صورت مستقل و یا در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب اجرا شوند. فیلترهای بیوچار به آسانی ساخته می‌شوند و جزو فرآیندهای کم هزینه با راندمان بالا به شمار می‌آیند و در مقایسه با فیلترهای شنی، کارایی بهتری جهت حذف ریزپلاستیک‌ها دارند. اسفنج‌های کیتین و اکسید گرافین نیز به علت قابلیت استفاده مجدد و سازگاری با محیط‌زیست گزینه خوبی برای حذف ریزپلاستیک‌ها هستند. به همین ترتیب مواد فومی بر مبنای Zr-MOF برای حذف ریزپلاستیک‌ها بسیار قابل توجه هستند. اما جدای از این فرآیندها، برخی فرآیندهای جدید مانند سطح آلومینیومی فوق آبگریز غیر فلورینه، فازهای مایع یونی به همراه جاذب مغناطیسی پلی‌اکسومتالات و نانولوله‌های کربنی مغناطیسی نیز گزینه‌های خوبی برای حذف ریزپلاستیک‌ها می‌باشند. البته باید توجه داشت که تمامی این فرآیندها، دارای محدودیت‌ها و مشکلاتی نیز می‌باشند و انجام تحقیقات بیشتر برای تعیین تمام جوانب آن‌ها به خصوص در مقیاس واقعی ضروری می‌باشد.

فرآیندهای شیمیایی

در فرآیندهای شیمیایی از مواد شیمیایی استفاده می‌شود که در اثر واکنش با ریزپلاستیک‌ها باعث تغییر شکل یا شکستن آن‌ها به شکل‌های ساده‌تر و یا سبب ایجاد لخته بین ریزپلاستیک‌ها می‌شود که در نهایت توسط فیلتراسیون یا فرآیندهای دیگر از آب حذف می‌گردند. در این بخش فرآیندهایی قرار می‌گیرند که در آن‌ها از مواد شیمیایی برای حذف یا تصفیه ریزپلاستیک‌ها استفاده می‌شود. اصل و اساس افزودن مواد شیمیایی در واقع تجمع، تراکم و تشکیل لخته می‌باشد که شرایط مناسبی را برای ته‌نشینی یا فیلتراسیون ریزپلاستیک‌ها فراهم می‌سازد.

فرآیند انعقاد و لخته‌سازی[4] از جمله مهم‌ترین فرآیندهایی می‌باشد که برای حذف ریزپلاستیک‌ها مورد آزمایش و بررسی قرار گرفته است. این فرآیند عمدتاً برای جداسازی ذرات کلوییدی در محلول به کار برده می‌شود و بر اساس خنثی‌سازی بار ذرات، تشکیل لخته و حذف نهایی توسط ته‌نشینی یا فیلتراسیون عمل می‌نماید (Zhou et al. 2021). تاکنون ترکیبات شیمیایی متنوعی برای بالا بردن راندمان

[1]- Lauric acid
[2]- Magnetic micro submarines
[3]- Biofilter
[4]- Coagulation-Flocculation

این فرآیند جهت حذف ریزپلاستیک‌ها به کار گرفته شده است. به عنوان مثال در یک پژوهش از ترکیبات آهن، آلومینیوم و پلی‌آمین[۱] برای حذف ریزپلاستیک‌ها استفاده شده که طبق نتایج، راندمان حذف ۹۹/۴ ٪ حاصل گردیده است. همچنین گزارش شده است که فریک‌کلراید[۲] و پلی‌آلومینیوم‌کلراید[۳] عملکرد بهتری نسبت به پلی‌آمین از خود نشان داده‌اند (Rajala et al. 2020).

در پژوهش دیگری برای حذف پلی‌اتیلن با اندازه‌های ۱۰ تا ۱۰۰ میکرومتر، از آلوم[۴] به همراه شن پوشش داده شده با پلی‌آمین کاتیونی استفاده گردید و نتایج حاصل حاکی از آن بود که این ترکیب شیمیایی طی فرآیند انعقاد و لخته‌سازی قادر به حذف ۹۲/۷ ٪ از ذرات ریزپلاستیک می‌باشد. آلوم به تنهایی یکی از بهترین گزینه‌ها در بین منعقدکننده‌ها می‌باشد. ولی در این پژوهش نشان داده شد که در ترکیب با شن پوشش داده شده با پلی‌آمین کاتیونی، کارایی سیستم ترکیبی ۲۶/۸ ٪ نسبت به حالتی که آلوم به تنهایی استفاده شود، افزایش می‌یابد. نکته حائز اهمیت این است که میزان حذف ریزپلاستیک‌ها از آب وابسته به ساختار ظاهری آن‌ها می‌باشد و در این پژوهش مشخص شد که راندمان حذف ذرات با ظاهر کشیده و ناهموار بهتر از ذراتی بوده است که ظاهر کروی شکل و هموار دارند. بنابراین استفاده از این روش برای حذف ریزپلاستیک‌های کوچکتر با ظاهر کروی و صاف ممکن است کارایی لازم را نداشته باشد (Shahi et al. 2020).

در یک تحقیق با مقایسه بین نمک‌های آهن و آلومینیوم برای حذف ریزپلاستیک‌های پلی‌اتیلن توسط فرآیند انعقاد و لخته‌سازی مشخص گردید که نمک‌های آلومینیوم عملکرد بهتری نسبت به نمک‌های آهن از خود نشان می‌دهند. علاوه بر این، شرایط آب از جمله قدرت یونی، کدورت و غلظت مواد آلی مورد بررسی قرار گرفت که هیچکدام تأثیر معنی‌داری در روند حذف نداشته‌اند. البته باید خاطرنشان کرد که این آزمایش فقط برای شرایط آب آشامیدنی مورد بررسی قرار گرفته است و ممکن است در شرایط فاضلاب نتایج متفاوتی حاصل گردد. بنابراین قبل از استفاده از این روش در تصفیه‌خانه فاضلاب بایستی تحقیقات بیشتری روی آن صورت بگیرد. زیرا در شرایط فاضلاب آلاینده‌های زیادی وجود دارد (Ma et al. 2019). مطالعه دیگری روی حذف ریزپلاستیک‌ها از فاضلاب با استفاده از منعقدکننده‌های پلی‌آلومینیوم‌کلراید و فریک‌کلراید صورت گرفته است. مکانیسم حذف بدین صورت است که آلاینده‌ها از جمله ریزپلاستیک‌ها با بار الکتریکی منفی توسط منعقدکننده‌ها با بار الکتریکی مثبت جذب شده و تشکیل لخته داده و در نهایت به صورت ثقلی ته‌نشین می‌گردند. پس از ته‌نشینی، برای تعیین راندمان حذف از مایع سطحی نمونه‌برداری می‌شود و به ترتیب عملیات فیلتر کردن، خشک کردن و وزن کردن صورت می‌گیرد. همچنین برای بررسی بیشتر از لخته‌های ته‌نشین شده نیز نمونه‌برداری می‌گردد. نتایج حاصل از این مطالعه مشخص نمود که شرایط قلیایی و سرعت همزن از عوامل مهم و تأثیرگذار در افزایش راندمان حذف ریزپلاستیک‌ها می‌باشند (Zhou et al. 2021).

ترکیبی از فرآیندهای جذب، تجمع و فیلتراسیون موسوم به فرآیند سل-ژل[۵] در یک تحقیق برای حذف ریزپلاستیک‌ها به کار گرفته شده است که در آن از ترکیب شیمیایی آلکیل‌تری‌کلروسیلان[۶] استفاده گردیده است. در این فرآیند، یک ماده جامد با تقابل پیوندی بالا که یک درشت ملکول معدنی-آلی می‌باشد، توسط هیدرولیز متوالی و تراکم پیش‌سازها تشکیل می‌گردد. راندمان این فرآیند برای حذف پلی‌اتیلن چگالی بالا، پلی‌اتیلن چگالی پایین و پلی‌پروپیلن با اندازه‌های ۱ میکرومتر تا ۱ میلی‌متر ۹۸٪ به دست آمده است. البته برای استفاده گسترده از این فرآیند نیاز به تحقیقات بیشتری در شرایط واقعی می‌باشد (Sturm et al. 2020). علاوه بر فرآیند جذب، فرآیند انعقاد الکتریکی[۷] نیز برای حذف ریزپلاستیک‌ها مورد توجه محققان قرار گرفته است. انعقاد الکتریکی یک فرآیند الکتروشیمیایی می‌باشد که می‌تواند در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب کاربرد داشته باشد. در این فرآیند از بار الکتریکی برای خنثی سازی، ناپایدار کردن و تجمع ذرات معلق مانند فلزات سنگین و ریزپلاستیک‌ها در آب استفاده می‌گردد. فرآیند انعقاد در این روش وابسته به الکترودهای فلزی می‌باشد. واحد اصلی در فرآیند انعقاد الکتریکی، یک سلول الکتروشیمیایی با یک الکترود آند و یک الکترود کاتد

۱- Polyamine
۲- Ferric chloride
۳- Polyaluminum chloride
۴- Alum
۵- Sol-gel
۶- Alkyl trichlorosilanes
۷- Electrocoagulation

می‌باشد که به جریان برق متصل می‌گردند. در این فرآیند لخته‌های ایجاد شده بر اثر انعقاد از آب جدا شده و ته‌نشین می‌گردند. لازم به ذکر است که خصوصیات فاضلاب غالباً در اثربخشی این فرآیند اختلال ایجاد می‌کنند، ولی با این حال، فرآیند انعقاد الکتریکی در گستره وسیعی از pH (۳ تا ۱۰) خوب عمل می‌نماید. در این فرآیند راندمان حذف ریزپلاستیک‌ها بیشتر از ۹۰٪ می‌باشد و در عین حال کمترین میزان لجن را تولید می‌نماید (Perren et al. 2018).

اکثر فرآیندهای شیمیایی حذف ریزپلاستیک‌ها بر مبنای انعقاد و لخته‌سازی می‌باشند و محققان در تلاش برای یافتن منعقدکننده‌های جدید و کارآمدی می‌باشند که به طور خاص ریزپلاستیک‌ها را هدف قرار داده و از محیط‌های آبی حذف نمایند. آلوم، فریک‌کلراید و پلی‌آلومینیوم‌کلراید از جمله مثال‌های بارز برای استفاده در فرآیند انعقاد و لخته‌سازی ریزپلاستیک‌ها می‌باشند. اما باید توجه داشت که راندمان فرآیند انعقاد و لخته‌سازی تابع نوع منعقدکننده، غلظت منعقدکننده، pH محلول، نوع ترکیبات شیمیایی موجود در محلول و غلظت این ترکیبات می‌باشد. اکثر فرآیندهایی که بر اساس انعقاد و لخته‌سازی هستند را می‌توان در تصفیه‌خانه‌های آب و فاضلاب به کار برد. ولی همانطور که گفته شد بایستی تحقیقات بیشتری در شرایط طبیعی روی این فرآیندها صورت بگیرد و همچنین مزایا و معایب هرکدام در نظر گرفته شود (Padervand et al. 2020). فرآیندهای شیمیایی مختلف دیگری نظیر فتوکاتالیز[۱] (Ariza-Tarazona et al. 2019; Tofa et al. 2019)، الکوکسی-سیلیل[۲] (Herbort et al. 2018) و سیلیکا ژل آلی معدنی[۳] (Herbort and Schuhen 2017) نیز در جدول (۲) آورده شده‌اند که راندمان پایینی (کمتر از ۳۰٪) دارند. بنابراین، می‌توان برای افزایش راندمان این فرآیندها در حذف ریزپلاستیک‌ها مطالعات بیشتری در مجموعه‌ای از شرایط مختلف به انجام رسانید.

جدول (۲): فرآیندهای شیمیایی حذف ریزپلاستیک‌ها

فرآیند	اصل	ریزپلاستیک‌ها		راندمان	مرجع
		نوع	اندازه	(٪)	
انعقاد با آلوم و آلوم به همراه شن پوشش داده شده با پلی‌آمین کاتیونی	انعقاد-لخته‌سازی	پلی‌اتیلن	۱۰ تا ۱۰۰ میکرومتر	۷۰/۷ تا ۹۲/۷	(Shahi et al. 2020)
انعقاد به همراه ته‌نشینی	انعقاد-لخته‌سازی و ته‌نشینی	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۱۰ میکرومتر	بیش از ۹۹	(Wang et al. 2020a)
انعقاد با مواد شیمیایی بر پایه آهن، آلومینیوم و پلی‌آمین	انعقاد-لخته‌سازی	پلی‌استایرن	۱ و ۶/۳ میکرومتر	۷۶ تا ۹۵	(Rajala et al. 2020)
انعقاد با نمک‌های آهن و آلومینیوم	انعقاد-لخته‌سازی	پلی‌اتیلن	-	-	(Ma et al. 2019)
آلکیل‌تری‌کلروسیلان	جذب، تجمع و فیلتراسیون	پلی‌اتیلن چگالی پایین، پلی‌اتیلن چگالی بالا و پلی‌پروپیلن	۱ میکرومتر تا ۱ میلی‌متر	۹۸/۳	(Sturm et al. 2020)
انعقاد با پلی‌آلومینیوم‌کلراید و فریک‌کلراید	انعقاد-لخته‌سازی	پلی‌استایرن و پلی‌اتیلن	-	-	(Zhou et al. 2021)
انعقاد الکتریکی	لخته‌سازی و ته‌نشینی	پلی‌اتیلن	۳۰۰ تا ۳۵۵ میکرومتر	۹۰ تا ۱۰۰	(Perren et al. 2018)
فتوکاتالیز	فتوکاتالیز با استفاده از روی اکسید	پلی‌اتیلن چگالی پایین	-	۳۰	(Tofa et al. 2019)
فتوکاتالیز	فتوکاتالیز با استفاده از تیتانیوم دی اکسید	پلی‌اتیلن چگالی بالا	۷۰۰ و ۱۰۰۰ میکرومتر	-	(Ariza-Tarazona et al. 2019)
ازن	تجزیه شیمیایی	همه ریزپلاستیک‌ها	-	۸۹/۹	Hidayaturrahman and Lee (2019)
الکوکسی-سیلیل	تجمع و تراکم	پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن	-	-	(Herbort et al. 2018)
سیلیکا ژل آلی معدنی	برهمکنش میزبان-	پلی‌اتیلن، پلی‌پروپیلن و پلی‌اتیلن‌ترفتالات	-	-	(Herbort and Schuhen 2017)

فرآیندهای بیولوژیکی

[۱]- Photocatalysis
[۲]- Alkoxy-silyl
[۳]- Inorganic organic hybrid silica gels
[۴]- Host-guest interactions

در فرآیندهای بیولوژیکی از ارگانسیم‌ها برای تجزیه ریزپلاستیک‌های موجود در محیط‌زیست استفاده می‌گردد. ارگانسیم‌های مختلفی شامل جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌هایی نظیر *Bacillus subtilis* (Vimala and Mathew 2016)، *Alcanivorax borkumensis* (Delacuvellerie et al. 2019) و *Pseudomonas citronellolis* (Giacomucci et al. 2019) به منظور تجزیه ریزپلاستیک‌ها در آب و فاضلاب مورد بررسی قرار گرفته‌اند. در گذشته فرض بر این بود که پلاستیک‌ها از نظر زیستی قابل تجزیه نیستند، اما اکنون مشخص شده است که پلاستیک‌ها می‌توانند توسط ارگانیسم‌های مختلف به ویژه میکروب‌ها تجزیه گردند. بررسی‌ها نشان داده است که فعالیت‌های میکروبی نقش مؤثری در تجزیه ریزپلاستیک‌ها دارند و می‌تواند به عنوان یک فرآیند مهم در تصفیه ریزپلاستیک‌ها به شمار آیند. میکروب‌ها قادر به شکستن پلیمرهای پیچیده پلاستیک‌ها و تبدیل آن‌ها به شکل‌های ساده‌تر هستند. در اثر تجزیه در شرایط هوازی، پیوندهای ساده مانند کربن‌دی‌اکسید و آب ایجاد شده و در شرایط بی‌هوازی نیز کربن‌دی‌اکسید، آب، متان و هیدروژن سولفید حاصل می‌گردد (Chandra and Singh 2020). برای نمونه نتایج یک تحقیق مشخص نمود که استفاده از یک نوع قارچ به نام *Zalerion maritimum* قابلیت تجزیه ذرات پلی‌اتیلن از طریق تغییر ساختار ظاهری و شیمیایی آن را دارد (Paço et al. 2017). علاوه بر میکروارگانیسم‌ها، مطالعات مختلفی بر روی ارگانیسم‌های دیگری نظیر *Tridacnamaxima* (یک نوع صدف در دریای سرخ) (Arossa et al. 2019)، *Euphausia superba* (یک نوع پلانکتون) (Dawson et al. 2018) و مرجان‌ها (Corona et al. 2020) برای ارزیابی توانایی جذب ریزپلاستیک‌ها صورت گرفته است. اگرچه نتایج حاصل از این مطالعات راندمان بسیار کمی را در تجزیه یا جذب ریزپلاستیک‌ها نشان داده‌اند، اما نمی‌توان نقش ارگانیسم‌های مختلف را در تصفیه ریزپلاستیک‌ها نادیده گرفت.

در یک تحقیق از یک نوع مرجان جمع‌آوری شده از صخره‌های مرجانی جزیره ماگودهو در جمهوری مالدیو[۱] برای حذف ریزپلاستیک‌هایی با اندازه ۲۰۰ تا ۱۰۰۰ میکرومتر در مقیاس آزمایشگاهی استفاده شد و راندمان حذف ۹۷٪ به دست آمد. مکانیسم‌های حذف ریزپلاستیک‌ها توسط مرجان‌ها شامل نگهداشت، چسبندگی و یا حتی بلعیدن می‌باشد. این آزمایش نشان می‌دهد که یکی از مهم‌ترین جاذب‌های ریزپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها، مرجان‌ها می‌باشند. ولی از آنجا که موجودات بسیار حساسی هستند، نمی‌توان به عنوان یک راه‌حل دائمی به آن نگاه کرد (Corona et al. 2020). همچنین افزایش ظرفیت حذف توسط ارگانیسم‌ها و کاهش طول دوره تجزیه بایستی در این نوع فرآیندهای بیولوژیکی صورت گیرد تا به یک راه‌حل کاربردی نزدیک گردد (Arossa et al. 2019).

آنزیم‌های مختلفی توسط محققان شناسایی گردیده‌اند که قادر به هیدرولیز کردن ریزپلاستیک‌ها می‌باشند. اما دانش کافی در زمینه شکستن پیوندهای پلاستیک‌ها توسط آنزیم‌های دی‌پلیمراز[۲] وجود ندارد و نیاز به تحقیقات گسترده‌تری دارد (Wei and Zimmermann 2017). اخیراً فرآیند بیولوژیکی دیگری که بر اساس مکانیسم میکروبی «به دام انداختن و رها کردن» عمل می‌کند مورد آزمایش قرار گرفته است. در این فرآیند از نوعی باکتری مهندسی شده با نام *Pseudomonas aeruginosa* استفاده می‌شود که در آن ریزپلاستیک‌ها به این نوع ماده چسبیده و تجمع می‌یابند و سپس ریزپلاستیک‌های تجمع یافته در منبع بازیافت رهاسازی می‌گردند. این فرآیند برای هر نوع و اندازه پلاستیکی کاربرد دارد و بسته به غلظت ریزپلاستیک‌ها نیز نمی‌باشد. لازم به ذکر است که کارایی این فرآیند در مقیاس آزمایشگاهی به اثبات رسیده است و برای اجرا در تصفیه‌خانه فاضلاب نیازمند بررسی بیشتری است. بدین منظور گروه‌های تحقیقاتی و سازمان‌های مختلفی در حال مطالعه برای یافتن راه‌حل کاربردی مناسب برای پایان دادن به مشکل ریزپلاستیک‌ها می‌باشند (Liu et al. 2021).

فرآیندهای بیولوژیکی به کار برده شده برای حذف ریزپلاستیک‌ها بسیار کم و شامل فرآیندهای بیوراکتور غشایی[۳] (MBR)، بی‌هوازی انوکسیک-اکسیک[۴]، گودال اکسیداسیون[۵] و لجن فعال[۶] می‌باشند که غالباً در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب مورد ارزیابی قرار گرفته‌اند و در جدول (۳) گردآوری شده‌اند. فرآیند بیوراکتور غشایی شامل

۱- Magoodhoo, Republic of Maldives
۲- Depolymerases enzyme
۳- Membrane bioreactor
۴- Anaerobic-Anoxic-Oxic
۵- Oxidation ditch
۶- Conventional activated sludge

یک مخزن هوازی و یک مخزن فیلتراسیون غشایی در قالب واحد بیوراکتور غشایی می‌باشد که برای تصفیه فاضلاب ورودی شامل مواد معلق، مواد آلی محلول و مواد مغذی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب مدت زیادی است که کاربرد دارد و اخیراً نیز برای تصفیه ریزپلاستیک‌ها مورد ارزیابی قرار گرفته است. نتایج مطالعات در این زمینه نشان داد که سیستم بیوراکتور غشایی قادر به حذف انواع گوناگون ریزپلاستیک‌ها در آب با راندمان ۹۹/۹ ٪ می‌باشد (Poerio et al. 2019). همچنین نتایج حاصل از تحقیقات دیگر راندمان حذف ۹۹/۹ ٪ (Talvitie et al. 2017) و ۹۹/۴ ٪ (Lares et al. 2018) را برای این فرآیند نشان دادند. پس فرآیند بیوراکتور غشایی می‌تواند به عنوان یک گزینه کاربردی خوب برای حذف ریزپلاستیک‌ها قلمداد شود، البته در مطالعات دیگری مشاهده شد که ریزپلاستیک‌های بسیار کوچک به خصوص فیبرها توسط این فرآیند قابل حذف نمی‌باشند. چرا که به علت بالا بودن نسبت طولی فیبرها به عرض آن‌ها قابلیت فرار از سیستم بیوراکتور غشایی را دارند و به طور کامل حذف نمی‌گردند (Ngo et al. 2019). فرآیند لجن فعال نیز راندمان بالایی در حدود ۹۸/۳ ٪ در حذف ریزپلاستیک‌ها از خود نشان داده است. اما اجرای این فرآیند نیازمند فضای زیادی می‌باشد و لجن حاصله از آن بسیار بالا می‌باشد (Lares et al. 2018). فرآیند گودال اکسیداسیون شکل اصلاح شده فرآیند لجن فعال می‌باشد که برای حذف مواد آلی قابل تجزیه زیستی با زمان ماند طولانی کاربرد دارد. راندمان این فرآیند برای حذف ریزپلاستیک‌ها برابر با عدد ۹۷٪ گزارش شده است (Lv et al. 2019). به طور کلی هرکدام از فرآیندهای بیولوژیکی دارای مزایا و معایبی می‌باشند و قبل از انتخاب یک روش کاربردی مناسب جهت حذف ریزپلاستیک‌ها، بایستی مطالعات بیشتری روی جنبه‌های مختلف هریک از این فرآیندها صورت گیرد.

نتیجه‌گیری

همانطور که گفته شد ریزپلاستیک‌ها باعث ایجاد مشکلات بزرگی در محیط‌زیست گردیده‌اند و مطالعات مختلفی آثار مخرب آن‌ها را بر طبیعت و موجودات زنده از جمله انسان به اثبات رسانیده‌اند. بنابراین یافتن یک فرآیند تصفیه مناسب در کاهش مقادیر ریزپلاستیک از محیط‌زیست امری ضروری تلقی می‌گردد. از این رو مطالعات گوناگونی پیرامون فرآیندهای حذف ریزپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی در مقیاس آزمایشگاهی و شرایط کنترل شده صورت گرفته است. اغلب این فرآیندها

جدول (۳): فرآیندهای بیولوژیکی حذف ریزپلاستیک‌ها

فرآیند	اصل	ریزپلاستیک‌ها		راندمان (٪)	مرجع
		نوع	اندازه		
ریزجلبک‌ها	تجمع و لخته‌سازی	پلی‌استایرن	کوچکتر از ۳۰۰ میکرومتر	-	(Cunha et al. 2020)
بی‌هوازی انوکسیک-اکسیک	تجزیه میکروبی	همه ریزپلاستیک‌ها	۲۵ تا ۱۰۴ میکرومتر	۹۳/۷	(Edo et al. 2020)
بیوراکتور غشایی	تجزیه میکروبی	پلی‌وینیل‌کلراید	-	۹۹/۵	(Lv et al. 2019)
گودال اکسیداسیون	تجزیه میکروبی	پلی‌اتیلن، پلی‌اتیلن‌ترفتالات، پلی‌استایرن، پلی‌پروپیلن	بزرگتر از ۵۰۰ میلی‌متر و بین ۶۲/۵ تا ۱۲۵ میلی‌متر	۹۷	(Lv et al. 2019)
بیوراکتور غشایی	تجزیه میکروبی	همه ریزپلاستیک‌ها	۰/۵ تا ۱ میلی‌متر	۹۹/۴	(Lares et al. 2018)
لجن فعال	تجزیه میکروبی	همه ریزپلاستیک‌ها	۰/۵ تا ۱ میلی‌متر	۹۸/۳	(Lares et al. 2018)
بیوراکتور غشایی	تجزیه میکروبی	همه ریزپلاستیک‌ها	بزرگتر از ۲۰ میکرومتر	۹۹/۹	(Talvitie et al. 2017)
بیوراکتور غشایی	تجزیه میکروبی	همه ریزپلاستیک‌ها	-	۷۹/۰۱	(Bayo et al. 2020)

جدول (۴): مزایا و معایب فرآیندهای مختلف حذف ریزپلاستیک‌ها

فرآیندها	مزایا	معایب	مراجع
فرآیندهای فیزیکی			
اسفنج‌های ساخته شده از کیتین و اکسید گرافین	قابلیت استفاده مجدد، سازگاری با محیط‌زیست و قابلیت تجزیه زیستی	استفاده در مقیاس بزرگ مشکل است	(Sun et al. 2020a)
فوم ساخته شده بر مبنای فلز آلی زیرکنیوم (Zr-MOF)	راندمان بالا در شرایط آب و آب دریا، قابلیت حذف دامنه گسترده‌ای از ریزپلاستیک‌ها با غلظت‌های متفاوت، فوم قابل بازیافت، کار کردن با انرژی خورشیدی	فقط در مقیاس آزمایشگاهی بررسی شده است و برای عملیاتی کردن نیاز به فیلتراسیون بزرگ مقیاس دارد	(Chen et al. 2020)
شناورسازی هوای محلول	راندمان بالا	فقط برای حذف ذرات با چگالی پایین کاربرد دارد	(Wang et al. 2021) (Talvitie et al. 2017)
فازهای مایع یونی به همراه جاذب مغناطیسی پلی‌اکسومتالات	قادر به حذف آلاینده‌های آلی، معدنی، میکروبی و ریزپلاستیک‌ها می‌باشد، مناسب برای حجم بالای آب	فقط برای نوع و اندازه خاصی از ریزپلاستیک آزمایش شده است	(Misra et al. 2020)
روش سطح آلومینیومی فوق آبگریز غیر فلورینه	راندمان بالای ۹۹٪ برای حذف در شرایط شوری با سدیم‌کلراید، در شرایط طبیعی قابل اجرا است	فقط برای نوع و اندازه خاصی از ریزپلاستیک آزمایش شده است	Rius-Ayra and Llorca-) (Isern 2021
فیلترهای بیوچار	تهیه آسان و ارزان، نگهداری آسان، راندمان خوب، ظرفیت جذب بالا	فقط برای نوع و اندازه خاصی از ریزپلاستیک آزمایش شده است، برای کاهش ریزپلاستیک‌ها در اندازه میکرومتر کارایی ندارد	(Siipola et al. 2020) (Wang et al. 2020b)
نانولوله‌های کربنی مغناطیسی (M-CNTs)	راندمان بالا، قابلیت استفاده مجدد	راندمان حذف با استفاده مکرر کاهش می‌یابد	(Tang et al. 2021)
فیلتر شنی سریع	فرآیند آسان و ارزان، مناسب برای همه انواع ریزپلاستیک‌ها	فقط برای ریزپلاستیک‌های با اندازه بزرگتر از ۲۰ میکرومتر کارایی دارد	(Talvitie et al. 2017)
فیلتر دیسکی	راندمان بالا	گرفتگی حفرات توسط ریزپلاستیک‌های بزرگ، نیاز به نگهداری زیادی دارد	(Talvitie et al. 2017)
افرون‌های گازی منعقدکننده (CGA)	راندمان بالا، شوری بر روند حذف تأثیری ندارد	راندمان حذف وابسته به اندازه ریزپلاستیک می‌باشد	(Zhang et al. 2021)
فرآیندهای شیمیایی			
انعقاد-لخته‌سازی	راندمان بالا، اجرای آسان، حذف آلاینده‌های دیگر علاوه بر ریزپلاستیک‌ها	در مقیاس آزمایشگاهی بررسی شده است، شرایط قلیایی و سرعت هم زدن محلول بر روند حذف اثرگذارند، برای ریزپلاستیک‌های خیلی کوچک با سطح صاف ممکن است کارایی نداشته باشد	(Shahi et al. 2020) (Rajala et al. 2020) (Ma et al. 2019) (Zhou et al. 2021) (Wang et al. 2020a)
انعقاد الکتریکی	کمترین میزان لجن، راندمان بالا، آلودگی ثانویه بسیار کم، قابلیت خودکار کردن سیستم، مصرف انرژی بهینه	نیاز به جریان برق دائمی دارد، وابسته به pH، مقدار بالای یون کلر در ظرفیت حذف اثر می‌گذارد	(Perren et al. 2018)
آلکیل‌تری‌کلروسیلان	راندمان خوب	فقط برای اندازه خاصی از ریزپلاستیک آزمایش شده است، نیاز به بررسی بیشتر در شرایط واقعی دارد	(Sturm et al. 2020)
ازن	راندمان بالا در تجزیه ریزپلاستیک‌ها	مصرف انرژی و هزینه زیاد، ایجاد آلودگی ثانویه	Hidayaturrahman and Lee) (2019
فتوکاتالیز	تجزیه ریزپلاستیک‌ها	مصرف انرژی بالا، شرایط پیچیده شیمیایی، ایجاد آلودگی ثانویه	(Nabi et al. 2020) (Ariza-Tarazona et al. 2019) (Tofa et al. 2019)
فرآیندهای بیولوژیکی			
بیوراکتور غشایی	راندمان بالا، اجرای آسان در تصفیه‌خانه فاضلاب	گرفتگی غشاها، راندمان حذف وابسته به شکل ریزپلاستیک‌ها می‌باشد	(Lares et al. 2018) (Talvitie et al. 2017) (Lv et al. 2019) (Bayo et al. 2020)
لجن فعال	مقرون به صرفه، انعطاف پذیر، قابلیت اجرا در مقیاس بزرگ، قابلیت کاربرد برای گستره وسیعی از غلظت‌های مختلف آلاینده‌ها	زمان ماند طولانی، تشکیل لجن زیاد و مشکل دفع آن	(Lares et al. 2018)

تحت عنوان فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مورد بحث و بررسی قرار گرفتند و همچنین برای مقایسه بهتر نیز برخی مزایا و معایب این فرآیندها در جدول (۴) گردآوری شده است. از آنجا که فرآیندهای ذکر شده در مقیاس آزمایشگاهی مورد ارزیابی واقع شده‌اند، بنابراین نیازمند بررسی بیشتر در شرایط واقعی و در مقیاس بزرگ‌تر هستند. نکته قابل توجه این است که اگرچه تصفیه‌خانه‌های فاضلاب راندمان خوبی را در زمینه حذف ریزپلاستیک‌ها از خود نشان داده‌اند، ولی با توجه به حجم بالای پساب خروجی از آن‌ها مقدار زیادی از ریزپلاستیک‌ها وارد محیط‌زیست می‌شوند. پس ایجاد یک واحد تصفیه مختص به حذف ریزپلاستیک‌ها در تصفیه‌خانه‌ها ضروری است. با توجه به مزایا و معایب فرآیندهای مختلف می‌توان از چندین فرآیند به صورت ترکیبی برای حذف هرچه بهتر

ریزپلاستیک‌ها بهره برد. در نهایت، انتخاب یک فرآیند مناسب جهت تصفیه ریزپلاستیک‌ها مستلزم انجام تحقیقات بیشتری به خصوص در شرایط واقعی و برای گستره وسیعی از انواع و اندازه‌های مختلف ریزپلاستیک‌ها می‌باشد.

منابع

1- Andrade H., Glüge J., Herzke D., Ashta N.M., Nayagar S.M., and Scheringer M. 2021. Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. Environmental Sciences Europe, 33:1-14.

2- Andrady A.L. 2017. The plastic in microplastics: A review. Marine pollution bulletin, 119:12-22.

3- Ariza-Tarazona M.C., Villarreal-Chiu J.F., Barbieri V., Siligardi C., and Cedillo-González E.I. 2019. New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO2 semiconductor. Ceramics International, 45:9618-9624.

4- Arossa S., Martin C., Rossbach S., and Duarte C.M. 2019. Microplastic removal by Red Sea giant clam (Tridacna maxima). Environmental Pollution, 252:1257-1266.

5- Bayo J., López-Castellanos J., and Olmos S. 2020. Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. Marine Pollution Bulletin, 156:111211.

6- Chandra P., and Singh D.P. 2020. Microplastic degradation by bacteria in aquatic ecosystem. p. 431-467. In P. Chowdhary et al. (ed.) Microorganisms for sustainable environment and health. Part 22. 1st ed. Elsevier.

7- Chen Y.J. Chen Y., Miao C., Wang Y.R., Gao G.K., Yang R.X., Zhu H.J., Wang J.H., Li S.L., and Lan Y.Q. 2020. Metal–organic framework-based foams for efficient microplastics removal. Journal of Materials Chemistry, A 8:14644-14652.

8- Corona E., Martin C., Marasco R., and Duarte C.M. 2020. Passive and active removal of marine microplastics by a mushroom coral (Danafungia scruposa). Frontiers in Marine Science, 128.

9- Cunha C., Silva L., Paulo J., Faria M., Nogueira N., and Cordeiro N. 2020. Microalgal-based biopolymer for nano-and microplastic removal: a possible biosolution for wastewater treatment. Environmental Pollution, 263:114385.

10- Da Costa J.P., Santos P.S., Duarte A.C., and Rocha-Santos T. 2016. (Nano) plastics in the environment–sources, fates and effects. Science of the Total Environment, 566:15-26.

11- Dawson A.L., Kawaguchi S., King C.K., Townsend K.A., King R., Huston W.M., and Bengtson Nash S.M. 2018. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. Nature Communications, 9:1-8.

12- Delacuvellerie A., Cyriaque V., Gobert S., Benali S., and Wattiez R. 2019. The plastisphere in marine ecosystem hosts potential specific microbial degraders including Alcanivorax borkumensis as a key player for the low-density polyethylene degradation. Journal of Hazardous Materials, 380:120899.

13- Edo C., González-Pleiter M., Leganés F., Fernández-Piñas F., and Rosal R. 2020. Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. Environmental Pollution, 259:113837.

14- Garcia J.M., and Robertson M.L. 2017. The future of plastics recycling. Science, 358:870-872.

15- Gaston E., Woo M., Steele C., Sukumaran S., and Anderson S. 2020. Microplastics differ between indoor and outdoor air masses: insights from multiple microscopy methodologies. Applied Spectroscopy, 74:1079-1098.

16- Geyer R., Jambeck J.R., and Law K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advances, 3:e1700782.

17- Giacomucci L., Raddadi N., Soccio M., Lotti N., and Fava F. 2019. Polyvinyl chloride biodegradation by Pseudomonas citronellolis and Bacillus flexus. New Biotechnology, 52:35-41.

18- Guo J.J., Huang X.P., Xiang L., Wang Y.Z., Li Y.W., Li H., Cai Q.Y., Mo C.H., and Wong M.H. 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. Environment International, 137:105263.

19- Herbort A.F., and Schuhen K. 2017. A concept for the removal of microplastics from the marine environment with innovative host-guest relationships. Environmental Science and Pollution Research, 24:11061-11065.

20- Herbort A.F., Sturm M.T., Fiedler S., Abkai G., and Schuhen K. 2018. Alkoxy-silyl induced agglomeration: a new approach for the sustainable removal of microplastic from aquatic systems. Journal of Polymers and the Environment, 26:4258-4270.

21- Hidayaturrahman H., and Lee T.G. 2019. A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. Marine Pollution Bulletin, 146:696-702.

22- Kelly A., Lannuzel D., Rodemann T., Meiners K., and Auman H. 2020. Microplastic contamination in east Antarctic sea ice. Marine Pollution Bulletin, 154:111130.
23- Lares M., Ncibi M.C., Sillanpää M., and Sillanpää M. 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. Water Research, 133:236-246.
24- Liu F., Nord N.B., Bester K., and Vollertsen J. 2020. Microplastics removal from treated wastewater by a biofilter. Water, 12:1085.
25- Liu S.Y., Leung M.M.L., Fang J.K.H., and Chua S.L. 2021. Engineering a microbial 'trap and release'mechanism for microplastics removal. Chemical Engineering Journal, 404:127079.
26- Lv X., Dong Q., Zuo Z., Liu Y., Huang X., Wu W.M. 2019. Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. Journal of Cleaner Production, 225:579-586.
27- Ma B., Xue W., Hu C., Liu H., Qu J., and Li L. 2019. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. Chemical Engineering Journal, 359:159-167.
28- Mendoza L.M.R., Karapanagioti H., and Álvarez N.R. 2018. Micro (nanoplastics) in the marine environment: current knowledge and gaps. Current Opinion in Environmental Science & Health, 1:47-51.
29- Mintenig S., Löder M., Primpke S., and Gerdts G. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. Science of the Total Environment, 648:631-635.
30- Misra A., Zambrzycki C., Kloker G., Kotyrba A., Anjass M., Franco Castillo I., Mitchell S.G., Güttel R., and Streb C. 2020. Water purification and microplastics removal using magnetic polyoxometalate- supported ionic liquid phases (magPOM- SILPs). Angewandte Chemie International Edition, 59:1601-1605.
31- Nabi I., Li K., Cheng H., Wang T., Liu Y., Ajmal S., Yang Y., Feng Y., and Zhang L. 2020. Complete photocatalytic mineralization of microplastic on TiO2 nanoparticle film. Iscience, 23:101326.
32- Ngo P.L., Pramanik B.K., Shah K., and Roychand R. 2019. Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. Environmental Pollution, 255:113326.
33- Paço A., Duarte K., da Costa J.P., Santos P.S.M., Pereira R., Pereira M.E., Freitas A.C., Duarte A.C., and Rocha-Santos T.A.P. 2017. Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus Zalerion maritimum. Science of the Total Environment, 586:10-15.
34- Padervand M., Lichtfouse E., Robert D., and Wang C. 2020. Removal of microplastics from the environment. A review. Environmental Chemistry Letters, 18:807-828.
35- Perren W., Wojtasik A., and Cai Q. 2018. Removal of microbeads from wastewater using electrocoagulation. ACS Omega, 3:3357-3364.
36- Poerio T., Piacentini E., and Mazzei R. 2019. Membrane processes for microplastic removal. Molecules, 24:4148.
37- Rajala K., Grönfors O., Hesampour M., and Mikola A. 2020. Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. Water Research, 183:116045.
38- Revel M., Châtel A., and Mouneyrac C. 2018. Micro (nano) plastics: A threat to human health? Current Opinion in Environmental Science & Health, 1:17-23.
39- Rius-Ayra O., and Llorca-Isern N. 2021. A robust and anticorrosion non-fluorinated superhydrophobic aluminium surface for microplastic removal. Science of the Total Environment, 760:144090.
40- Shahi N.K., Maeng M., Kim D., and Dockko S. 2020. Removal behavior of microplastics using alum coagulant and its enhancement using polyamine-coated sand. Process Safety and Environmental Protection, 141:9-17.
41- Shrivastava A. 2018. Introduction to plastics engineering. William Andrew, New York.
42- Siipola V., Pflugmacher S., Romar H., Wendling L., and Koukkari P. 2020. Low-cost biochar adsorbents for water purification including microplastics removal. Applied Sciences, 10:788.
43- Simon M., Vianello A., and Vollertsen J. 2019. Removal of> 10 µm microplastic particles from treated wastewater by a disc filter. Water, 11:1935.
44- Sturm M.T., Herbort A.F., Horn H., and Schuhen K. 2020. Comparative study of the influence of linear and branched alkyltrichlorosilanes on the removal efficiency of polyethylene and polypropylene-based microplastic particles from water. Environmental Science and Pollution Research, 27:10888-10898.
45- Sun C., Wang Z., Chen L., and Li F. 2020a. Fabrication of robust and compressive chitin and graphene oxide sponges for removal of microplastics with different functional groups. Chemical Engineering Journal, 393:124796.
46- Sun M., Chen W., Fan X., Tian C., Sun L., and Xie H. 2020b. Cooperative recyclable magnetic microsubmarines for oil and microplastics removal from water. Applied Materials Today, 20:100682.

47- Talvitie J., Mikola A., Koistinen A., and Setälä O. 2017. Solutions to microplastic pollution–Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. Water research, 123:401-407.
48- Tang Y., Zhang S., Su Y., Wu D., Zhao Y., and Xie B. 2021. Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. Chemical Engineering Journal, 406:126804.
49- Tofa T.S., Kunjali K.L., Paul S., and Dutta J. 2019. Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods. Environmental Chemistry Letters, 17:1341-1346.
50- Vimala P., and Mathew L. 2016. Biodegradation of polyethylene using Bacillus subtilis. Procedia Technology, 24:232-239.
51- Wang Y., Li Y., Tian L., Ju L., and Liu Y. 2021. The removal efficiency and mechanism of microplastic enhancement by positive modification dissolved air flotation. Water Environment Research, 93:693-702.
52- Wang Z., Lin T., and Chen W. 2020a. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). Science of the Total Environment, 700:134520.
53- Wang Z., Sedighi M., and Lea-Langton A. 2020b. Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms. Water Research, 184:116165.
54- Wei R., and Zimmermann W. 2017. Biocatalysis as a green route for recycling the recalcitrant plastic polyethylene terephthalate. Microbial Biotechnology, 10:1302.
55- Yuan W., Liu X., Wang W., Di M., and Wang J. 2019. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 170:180-187.
56- Zhang M., Yang J., Kang Z., Wu X., Tang L., Qiang Z., Zhang D., and Pan X. 2021. Removal of micron-scale microplastic particles from different waters with efficient tool of surface-functionalized microbubbles. Journal of Hazardous Materials, 404:124095.
57- Zhou G., Wang Q., Li J., Li Q., Xu H., Ye Q., Wang Y., Shu S., and Zhang J. 2021. Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and $FeCl_3$ coagulation: Performance and mechanism. Science of the Total Environment, 752:141837.

Vol (1)
No (2)
Serial Number (2)
Autumn-Winter (2023)
Pages: 129-143

New Researches in Sustainable Water Engineering

Review of Advanced Techniques for Removal of Microplastics in Water and Wastewater

Saeid Avazpour[1], Masoud Noshadi*[2]

DOI: 10.22103/nrswe.2023.20931.1022

Abstract

Plastic particles (microplastics and nanoplastics) are considered as an emerging pollutant and a serious threat to the environment which are distributed all over the world. The presence of plastic particles in various ecosystems, especially aquatic environments, is very life-threatening to diverse organisms. Therefore, it is urgently needed to find an effective treatment technology or to develop and improve conventional treatment technologies for the removal of microplastics and nanoplastics. So far, the scientific community has carried out some research on various options for treatment and removal of plastic particles. Currently, multiple technologies have been developed by researchers, including physical, chemical and biological, among which, few have shown good efficiency for removing microplastics and nanoplastics. Filtration technology has a various removal efficiency, but a relatively high cost due to membrane fouling and replacing new filters. The magnetic absorption and separation process is also considered as a simple removal method; however, the addition of absorbents may cause secondary pollution. Likewise, there is a similar problem of chemical residues in the chemical precipitation and oxidation techniques. In contrast, biodegradation technologies are often of a low degradation efficiency. In this review, major techniques for the removal of plastic particles and the mechanisms, efficiency, advantages, and disadvantages of these technologies have been discussed.

Keywords: Water and wastewater treatment, Microplastics, Removal techniques, Pollution control.

[1]- Ph.D. Student, Water Engineering Department, Shiraz University. Shiraz. Iran

[2]*- Professor, Water Engineering Department, Shiraz University, Shiraz. Iran. Corresponding author's email: noshadi@shirazu.ac.ir