

Article Type

Review Article

مروری

نوع مقاله

# Release and Fate of Microplastics in Groundwater and Nanotechnology Approaches to Control and Remediation of Pollution Sources

Z. Salahshoor<sup>1</sup>, M. Madanian<sup>2</sup>, E. Shokri<sup>3\*</sup>

1, 3- Ph.D. in Environmental Engineering, Environmental Pollution, and Assistant Professor, Nanotechnology Research Department, Agricultural Biotechnology Research Institute of Iran (ABRII), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran.  
2- Ph.D. in Environmental Engineering, Environmental Planning, Researcher in Soil and Water Research Department, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center of Isfahan, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Isfahan, Iran.

Corresponding Author Email: e.shokri@abrii.ac.ir

Received ➤ 10-10-2024  
Revised ➤ 25-11-2024  
Accepted ➤ 16-12-2025  
Available Online ➤ 07-06-2025

# انتشار و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی و رویکردهای نانوفناوری برای کنترل و پاکسازی منابع آلودگی

زینب سلحشور<sup>۱</sup>، ملیحه مدنیان<sup>۲</sup>، احسان شکری<sup>۳\*</sup>

۱ و ۳- به ترتیب دکترای تخصصی مهندسی محیط‌زیست گرایش آلودگی محیط‌زیست و استادیار، بخش تحقیقات نانوتکنولوژی، پژوهشگاه بیوتکنولوژی کشاورزی ایران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. ۲- دکترای تخصصی مهندسی محیط‌زیست گرایش آمایش محیط‌زیست، پژوهشگر بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران.

رایانامه نویسنده مسئول: E-Mail: e.shokri@abrii.ac.ir

تاریخ دریافت ➤ ۱۴۰۳/۰۷/۱۹  
تاریخ بازنگری ➤ ۱۴۰۳/۰۹/۰۵  
تاریخ پذیرش ➤ ۱۴۰۳/۰۹/۲۶  
تاریخ انتشار ➤ ۱۴۰۴/۰۳/۱۷

## Abstract

Today, microplastics are considered an emerging pollutant due to their high stability in the environment and inherent toxicity, making them a significant global concern, particularly in soil and groundwater. Living organisms can easily ingest microplastics, leading to bioaccumulation and causing acute and chronic harm, as well as carcinogenicity, developmental problems, and genotoxicity. The stability and biological dose of microplastics are important factors that play an important role in their toxicity and risk level. Microplastics enter the soil and groundwater environment from various sources, including the atmosphere, interactions with surface water bodies, urban infrastructure, or agricultural soils. Studies show that mechanical, physical, chemical, and biological transport processes can influence the dynamics and behavior of microplastics in the soil and groundwater environments. Due to their hydrophobic nature, high adsorption capacity, and large surface area, microplastics act as adsorbents and activators of other pollutants, leading to the proliferation of contamination. Therefore, the remediation of contaminated resources is essential for protecting the ecosystem and human health using innovative materials and technologies. Nanotechnology plays a significant role as a comprehensive approach in three areas: absorption, membrane processes, and photocatalytic degradation of microplastics. In addition to contaminated environment reclamation, a sustainable approach to reducing, reusing, and recycling plastic waste is necessary. Strategies to manage microplastic pollution in groundwater require a holistic approach that includes legislation, stakeholder engagement, research, and awareness-raising in developed and developing countries, with an emphasis on reducing microplastics at the source, improving waste management, and promoting responsible use of plastics.

**Keywords:** Microplastic, Fate, Groundwater, Treatment, Nanotechnology.

## چکیده

امروزه میکروپلاستیک‌ها به عنوان یک آلاینده نوظهور، به دلیل پایداری بالا در محیط زیست و سمیت ذاتی موضوعی مهم و نگران کننده در سطح جهانی به ویژه در خاک و آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به راحتی توسط موجودات زنده بلعیده و با تجمع زیستی باعث آسیب حاد، مزمن، سرطان‌زایی، مشکلات رشدی و ژنوتوکسیک شوند. پایداری و دوز بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها عوامل مهمی هستند که در ایجاد سمیت و میزان خطرآفرینی آن‌ها نقش مهمی دارند. میکروپلاستیک‌ها از منابع مختلفی از جمله جو، برهم‌کنش با بدنه‌های آب سطحی، زیرساخت‌های شهری یا خاک‌های کشاورزی وارد محیط خاک و آب‌های زیرزمینی می‌شوند. بررسی منابع نشان می‌دهد که فرایندهای انتقال مکانیکی، فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی می‌توانند بر پویایی و رفتار انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط خاک و آب زیرزمینی اثر گذارند. میکروپلاستیک‌ها به دلیل ماهیت آگریزی، ظرفیت جذب و مساحت بالا، جاذب و فعال کننده سایر آلاینده‌ها می‌باشند و منجر به گسترش آلودگی می‌شوند. بنابراین بازسازی منابع آلوده شده برای حفاظت از سلامت اکوسیستم و انسان با مواد و فناوری‌های نوآورانه لازم و ضروری است. نانوفناوری به عنوان یک رویکرد همه جانبه در سه حیطه جذب، فرایند غشایی و تخریب فتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها نقش مؤثری دارد. علاوه بر احیای محیط‌های آلوده، رویکرد پایدار برای کاهش، استفاده مجدد و بازیافت زباله‌های پلاستیکی لازم می‌باشد. استراتژی‌های مدیریت آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی نیازمند یک رویکرد کل‌نگر است که شامل قانون‌گذاری، مشارکت ذی‌نفعان، تحقیقات و آگاهی بخشی در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه با تأکید بر کاهش میکروپلاستیک در منبع، بهبود مدیریت زباله و ترویج استفاده مسئولانه از پلاستیک است.

**واژه‌های کلیدی:** میکروپلاستیک، سرنوشت، آب زیرزمینی، تصفیه، نانوفناوری.

HomePage: <https://jwsd.um.ac.ir>

How to cite this article: Salahshoor, Z., Madanian, M. & Shokri, E. (2025). Release and Fate of Microplastics in Groundwater and Nanotechnology Approaches to Control and Remediation of Pollution Sources. Journal of Water and Sustainable Development, 12(1), 26-45.  
<https://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v12i1.2410-1370>

میکروپلاستیک‌ها در برخی از آبخوان‌های مناطق ایران پرداخته‌اند. اولین مطالعه مربوط به توزیع میکروپلاستیک‌ها در آبخوان آبرفتی شهر شیراز است که نشان می‌دهد باتوجه به کاربری متنوع محل مطالعه، تنوع میکروپلاستیک‌ها بالا بوده و غلظت  $0/1 - 1/3$  میکروپلاستیک بر لیتر گزارش شده است. این نشان می‌دهد که مصرف آب‌یرزمینی قابل شرب آلوده به میکروپلاستیک‌ها تهدیدی برای جوامع بشری است (Esfandari و همکاران، ۲۰۲۲).

میکروپلاستیک‌ها حاوی انواع مختلفی از مواد افزودنی مانند نرم‌کننده، بازدارنده، آنتی‌اکسیدان و تثبیت‌کننده هستند که علاوه بر اثرات سمی بر روی اکوسیستم، ممکن است توسط ارگانیسم‌ها بلعیده و منجر به تجمع زیستی مواد شیمیایی سمی شوند (Bridson و همکاران، ۲۰۲۱). همچنین میکروپلاستیک‌ها می‌توانند سایر آلاینده‌ها را جذب کنند که باعث ایجاد خطرات ترکیبی برای اکوسیستم‌های طبیعی و سلامت انسان شوند. بنابراین علاوه بر مطالعه سرنوشت اکوسیستم‌های آلوده و کنترل منبع تخلیه میکروپلاستیک‌ها، فرآیند حذف آن‌ها یک رویکرد ساده برای کاهش فراوانی میکروپلاستیک‌ها در منابع طبیعی است (Goh و همکاران، ۲۰۲۲؛ Xu و همکاران، ۲۰۱۹).

حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش‌های معمول تصفیه آب به دلیل پایداری بالای آن‌ها با چالش مواجه است. از این رو، توسعه روش‌های حذف مؤثر لازم و حیاتی است (Liu و همکاران، ۲۰۲۱). نانوتکنولوژی یک فناوری توانمند کلیدی است که به طور بالقوه می‌تواند در حوزه‌های مختلف فناوری به خصوص در تصفیه آب و فاضلاب استفاده شود. باتوجه به مساحت سطح زیاد<sup>۱</sup>، سایت‌های جذبی و ویژگی‌های منحصر به فرد نانومواد استفاده از آن‌ها می‌تواند با کاهش لجن تولیدی و بدون ایجاد تغییرات قابل توجه در کل عملیات تصفیه، راندمان حذف را به طور چشمگیری افزایش دهد.

به‌کارگیری استراتژی‌های اصلاحی منابع آلودگی هم‌زمان با استراتژی‌های مدیریتی مانند ارتقا فناوری‌های بازیافت، اجرای چارچوب‌های نظارتی و موافقت‌نامه‌های بین‌المللی، اعمال محدودیت در استفاده از میکروپلاستیک در برخی محصولات و صنایع خاص، اجرای سیاست‌هایی که تولید، مصرف و دفع مسئولانه پلاستیک را ترویج می‌کنند، می‌تواند از انتشار و آلودگی منابع جلوگیری کند.

لذا با توجه به اثرات مهم میکروپلاستیک‌ها و ماهیت آب زیرزمینی به دلیل دشواری دسترسی و همچنین برای کمک به این زمینه تحقیقاتی نوظهور، در این تحقیق خلاصه‌ای از

با توجه به نیاز روبه‌رشد استفاده از پلاستیک در صنایع مختلف، تولید پلاستیک سالانه به ۳۵۹ میلیون تن در سال خواهد رسید (Wang و همکاران، ۲۰۲۱). آمارها نشان می‌دهد تنها ۶ تا ۲۶ درصد از این محصولات پلاستیکی پس از استفاده بازیافت می‌شوند، به این معنی که به دلیل سوء مدیریت ۷۴ تا ۹۴ درصد از محصولات پلاستیکی در محل دفن زباله‌ها و یا در محیط طبیعی تخلیه می‌شوند (Alimi و همکاران، ۲۰۱۸) و این آمار تا سال ۲۰۵۰ به حدود ۱۲ میلیارد تن خواهد رسید (Geyer و همکاران، ۲۰۱۷). پلاستیک‌ها به دلیل وزن سبک، پایداری و استحکام به طور گسترده در صنایع مختلف مانند تولیدات هوا فضا، بسته‌بندی مواد غذایی، لوازم آرایشی و غیره مورد استفاده قرار می‌گیرند (Geyer و همکاران، ۲۰۱۷). محصولات پلاستیکی منتشر شده از طریق فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی به قطعات پلاستیکی کوچک‌تر تجزیه می‌شوند.

از سال ۲۰۰۴، برای توصیف ذرات یا قطعات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر، پژوهشگران از اصطلاح میکروپلاستیک (MPs)<sup>۱</sup> استفاده کردند. میکروپلاستیک‌ها به طور ناهمگن در طیف گسترده‌ای از اشکال، پلیمرها، اندازه‌ها و غلظت‌ها (Thompson و همکاران، ۲۰۰۴) در محیط‌های مختلف هوا (Zhang و همکاران، ۲۰۲۰)، اقیانوس (Huffer و همکاران، ۲۰۱۷)، خاک (Huang و همکاران، ۲۰۲۲)، رسوبات (Yang و همکاران، ۲۰۲۱)، آب سطحی (Kumar و همکاران، ۲۰۲۱) و حتی در مناطق قطبی (Mishra و همکاران، ۲۰۲۱) یافت می‌شوند. با وجود مطالعات انجام شده در زمینه حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف (در عمق بیش از ۳۰ متر چاه‌های شمال غرب آلمان، ایلینوی، ایالات متحده و در سفره آبرفتی در ویکتوریا، استرالیا و غیره)، مطالعات متمرکز بر وقوع و سرنوشت آن‌ها در منابع آب شیرین و به طور خاص در آب‌های زیرزمینی، بسیار اندک است (Yao و همکاران، ۲۰۲۰).

خاک‌ها و آب‌های زیرزمینی اکنون با آلودگی جدی میکروپلاستیک‌ها مواجه هستند (Alimi و همکاران، ۲۰۱۸؛ O'Connor و همکاران، ۲۰۱۹)، بنابراین، درک سرنوشت و انتقال میکروپلاستیک‌ها در خاک و آب‌های زیرزمینی برای ارزیابی توزیع محیطی و خطرات ناشی از این آلاینده‌های نوظهور لازم و ضروری است (Re، ۲۰۱۹؛ Wu و همکاران، ۲۰۲۰). لازم به ذکر است باتوجه به ماهیت پایدار و خطرات بالقوه میکروپلاستیک‌ها، تاکنون مطالعه‌ای مبنی بر ردیابی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی در ایران انجام نشده است و فقط مطالعات اندکی به بررسی حضور

منابع احتمالی آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از تعامل و انتقال از سایر محیط‌های طبیعی (مانند خاک، نفوذ آب دریا، زمین‌های کشاورزی و غیره)، اثرات میکروپلاستیک‌ها بر محیط زیرسطحی، سازوکارهای مرتبط با انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل و آب زیرزمینی مورد بحث قرار گرفته است. همچنین رفتارهای هم‌ترازیدی<sup>۳</sup> میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌های محلول یا میکرو/نانو ذرات در خاک، سیستم‌های آب زیرزمینی و فرآیند حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از فناوری نانو از منابع آلودگی به تفصیل بیان شده است. در ادامه رویکردهای قانونی و فناوریانه در کاهش و کنترل آلودگی میکروپلاستیک‌ها ارائه شده است.

### منابع انتشار میکروپلاستیک‌ها در آب زیرزمینی

میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی عمدتاً از اتمسفر و فعالیت‌های مختلف انسانی مانند تولیدات کشاورزی، شهرنشینی، رواناب سطحی، فاضلاب کارخانه، کشتیرانی، ماهیگیری و غیره ناشی می‌شود (Shi و همکاران، ۲۰۲۲). حضور میکروپلاستیک‌ها در آب باران در شهرها و کلان شهرها تا ۲۵۰ ذره در مترمربع در روز گزارش شده است (Fischer و Klein، ۲۰۱۹؛ Liu و همکاران، ۲۰۱۹). انتقال از طریق اتمسفر به صورت ریزش‌های جوی منجر به توزیع میکروپلاستیک‌ها در فواصل طولانی می‌شود (Van Der Does و همکاران، ۲۰۱۸). در مناطق شهری، مدیریت نادرست زباله، تخلیه فاضلاب تصفیه نشده و رواناب سطحی از منابع متداول میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی هستند (Barchiesi و همکاران، ۲۰۲۰). میکروپلاستیک‌ها از طریق زهکش عمودی بستر رودخانه وارد آبخوان می‌شوند (Sophocleous، ۲۰۰۲). خط ساحلی منبع دیگری برای انتقال میکروپلاستیک‌ها است. نفوذ آب دریا به سفره‌های متخلخل ساحلی باعث نفوذ میکروپلاستیک‌ها به سفره‌های زیرزمینی می‌شود (Li و همکاران، ۲۰۲۱). منبع اصلی ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک‌های کشاورزی استفاده از لجن‌های فاضلاب به عنوان کود با محتوای زیاد مواد مغذی آلی و معدنی است (Nizzetto و همکاران، ۲۰۱۶). آبیاری اراضی با استفاده از آب‌های سطحی تصفیه نشده نیز یکی دیگر از منابع ورود میکروپلاستیک‌ها به اراضی کشاورزی است. در اراضی کشاورزی اروپا و آمریکای شمالی، بارگیری میکروپلاستیک سالانه به ترتیب ۶۳-۴۳۰ و ۴۴-۳۰۰ هزار تن تخمین زده شده است که بیش از کل بار میکروپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها است (Nizzetto و همکاران، ۲۰۱۶). این میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق دو سیستم انتقال افقی و عمودی وارد آب‌های زیرزمینی

واقع در زیر زمین‌های کشاورزی و یا زیر کشت شوند (Wanner، ۲۰۲۱). انتقال افقی میکروپلاستیک‌ها در خاک بیشتر از طریق رواناب سطحی و فرسایش بادی انجام می‌شود (O'Kelly و همکاران، ۲۰۲۱)، درحالی که انتقال عمودی میکروپلاستیک در خاک عمدتاً تحت تأثیر میکروآرگانوسم‌ها و کرم‌های خاکی است که خطر آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در سیستم‌های آب زیرزمینی افزایش می‌دهد (O'Kelly و همکاران، ۲۰۲۱).

برای ردیابی منبع آلودگی اغلب از ویژگی‌های شکل میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شود (Shi و همکاران، ۲۰۲۲). به عنوان مثال، میکروپلاستیک‌های دانه‌ای ممکن است عمدتاً از مواد خام صنعتی مورد استفاده در محصولات مراقبت شخصی روزانه و محصولات پلاستیکی منتشر شوند (Wu و همکاران، ۲۰۲۰). میکروپلاستیک‌های فیبری ممکن است از لباس، سایش لاستیک، فعالیت‌های ماهیگیری و فاضلاب خانگی تصفیه نشده نشأت گیرد (Liu و همکاران، ۲۰۲۲). میکروپلاستیک‌های فوم کروی ممکن است از تکه تکه شدن فیزیکی و شیمیایی جعبه‌های بسته‌بندی بزرگ ناشی شود (Singh و همکاران، ۲۰۲۳). میکروپلاستیک‌های تکه تکه شده عمدتاً از کیسه‌های بافته شده، مواد بسته بندی و ظروف پلاستیکی حاصل می‌شوند (Bao و همکاران، ۲۰۲۳). به‌طورکلی PE و پلی اتیلن ترفتالات (PET) رایج‌ترین نوع میکروپلاستیک و الیاف و قطعه رایج‌ترین شکل میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی هستند (Huang و همکاران، ۲۰۲۱). بنابراین مناطق کشاورزی و مناطق شهری منابع مهمی هستند که بر غلظت میکروپلاستیک‌های در آب‌های زیرزمینی محلی تأثیر می‌گذارند (Shi و همکاران، ۲۰۲۲).

### اثرات سوء میکروپلاستیک‌ها بر سلامت

#### موجودات زنده

بررسی‌های انجام شده بیانگر آن است که تقریباً هیچ تحقیقی در مورد اثرات آلودگی میکروپلاستیک‌های موجود در آب‌های زیرزمینی بر سلامت انسان و سایر موجودات انجام نشده است، که این یک شکاف بزرگ در تحقیقات بوده و نیاز است که به آن توجه شود (Chia و همکاران، ۲۰۲۱). بااین حال با توجه به نرخ ورود پلاستیک‌ها به بدنه‌های آبی (۸ میلیون در روز)، خاک‌های کشاورزی (به عنوان مثال سالانه ۴۴۰۰۰-۳۰۰۰۰ تن میکروپلاستیک وارد زمین‌های کشاورزی اروپا و آمریکا می‌شود) (Yu و همکاران، ۲۰۲۲) و حضور میکروپلاستیک‌ها پلی فنیلن اتر (PPE) در بدن بیش از ۲۰٪ سخت‌پوستان ساکن اقیانوس و سیستم گوارشی ماهی‌ها نشان‌دهنده خطر آفرینی این آلاینده نوظهور است (Ray و همکاران، ۲۰۲۲).

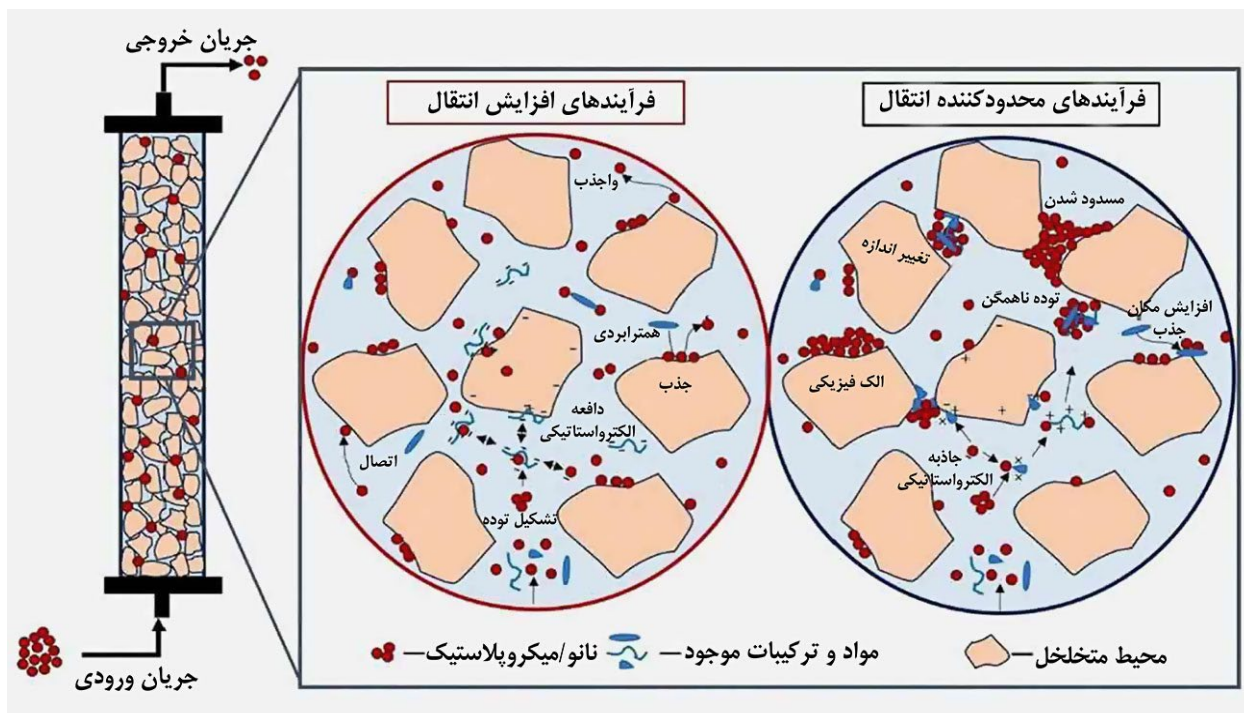
میکروپلاستیک‌ها در برابر تخریب شیمیایی مقاوم هستند. اگر بلعیده شوند، در برابر حذف مکانیکی مقاومت می‌کنند. بنابراین ماندگاری و دوز بیولوژیکی آن‌ها عوامل مهمی هستند که در ایجاد سمیت و میزان خطر آفرینی آن‌ها نقش دارند. مطالعات انجام شده بر روی بررسی اثرات میکروپلاستیک‌ها در سایر بدن‌های آبی نشان می‌دهد ذرات میکروپلاستیک به آسانی توسط موجودات آبی از جمله زئوپلانکتون‌ها، ماهی‌ها و پرندگان بلعیده می‌شوند. این ذرات می‌توانند به طور قابل توجهی در زنجیره‌ی غذایی تجمع یافته و به سطوح بالاتر منتقل شوند که تهدیدی جدی برای سطوح مختلف اکوسیستم به دلیل تجمع زیستی و بزرگنمایی زیستی است. همان طور که در بخش هم‌ترازردی با سایر آلاینده ذکر شده است، میکروپلاستیک‌ها جذب آلاینده‌های آلی پایدار (POPs)<sup>۴</sup> را تسهیل می‌کنند. این ترکیبات آلی معمولاً در آفت‌کش‌ها، حلال‌ها و محصولات دارویی یافت می‌شوند. عوامل محیطی مانند pH، دما، شوری و قدرت یونی بر جذب POPS در میکروپلاستیک‌ها تأثیر می‌گذارند (Tang, ۲۰۲۱a). آسیب ناشی از MP در موجودات می‌تواند به روش‌های مختلفی مانند کاهش توانایی تولیدمثل، افزایش آسیب‌پذیری در برابر شکارچیان و اختلال در توانایی تغذیه ظاهر شود (Ding و همکاران، ۲۰۲۳؛ Liu و همکاران، ۲۰۲۲c). میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق ماکروفاژها وارد غدد لنفاوی قفسه سینه شوند و از طریق گردش خون سیستمیک به اندام‌های هدف ثانویه از جمله کبد، کلیه، طحال، قلب و مغز برسند و درجات مختلفی از اثرات نامطلوب بر این اندام‌ها ایجاد کنند (Kreyling و همکاران، ۲۰۰۹). مطالعه آزمایشگاهی اثر میکروپلاستیک بر پستانداران نشان می‌دهد ذرات نانو پلی استایرن (۲۰۲-۵۳۵ نانومتر) پس از بلعیده شدن توسط موش‌ها، وارد ریه‌ها شده و منجر به التهاب ریه می‌شود. همچنین بلع پلی وینیل کلراید (PVC) با اندازه ۵ تا ۱۱۰ میکرومتر باعث نرم شدن مغز، میکرونکروز و زخم در مغز سگ‌ها شد (Tan و همکاران، ۲۰۲۰). با این حال، درک تأثیر واقعی MPs بر بدن انسان با چالش‌های متعددی همراه است. طبق جدیدترین مطالعه، میکروپلاستیک پلی اتیلن در محدوده ۵/۰ و ۵ میکرومتر منجر به تغییراتی در وزن بدن و لنفوسیت‌ها در نوزادان می‌شود (Park و همکاران، ۲۰۲۰). بررسی‌ها نشان می‌دهد برخی از مواد افزودنی موجود در میکروپلاستیک‌ها آسیب جدی از جمله سمیت تولید مثلی (به عنوان مثال، بیسفنول آو دی اتیل هگزیل فتالات)، سرطان‌زایی (به عنوان مثال، کلرید وینیل و بوتادین)، و جهش‌زایی (به عنوان مثال، بنزن و فتل) به بدن انسان وارد می‌کنند (Powell و همکاران، ۲۰۱۰).

پژوهش‌ها در مورد اثرات میکروپلاستیک‌ها بر روی گیاهان هنوز در مراحل اولیه است. طبق نظر برخی از پژوهشگران، میکروپلاستیک‌های موجود در آب‌های زیرزمینی بیشتر از طریق نفوذ از زمین‌های کشاورزی وارد این منابع می‌شوند. مسیرهای جذب بالقوه بیشتر از طریق خاک و در برخی از زمین‌های کشاورزی توسط ریشه‌های گیاه رخ می‌دهد. قرار گرفتن محصولات در معرض آب‌های زیرزمینی آلوده به میکروپلاستیک می‌تواند باعث جذب میکروپلاستیک در ریشه‌های گیاه یا تغییر در ویژگی‌های خاک شود که هر دو می‌توانند بر رشد گیاه تأثیر بگذارند (Natesan و همکاران، ۲۰۲۱). جذب میکروپلاستیک‌ها توسط فعالیت میکروبی و ریشه‌های گیاه خطری برای گیاهان خوراکی ایجاد می‌کند و در نهایت می‌تواند در سیستم زنجیره غذایی توزیع شود (Igalavithana و همکاران، ۲۰۲۲). آب‌های زیرزمینی آلوده به میکروپلاستیک‌ها برای استفاده به عنوان آب آشامیدنی یا در فرآورده‌های کشاورزی برای سلامت انسان خطرناک‌تر از مصرف غذاهای دریایی و ماهی‌های آلوده است (Re, ۲۰۱۹). در مورد فرآورده‌های کشاورزی، اگر از آب‌های زیرزمینی آلوده شده به میکروپلاستیک‌ها برای زمین‌های کشاورزی و زیر کشت استفاده شود، می‌توان یک سیستم چرخه میکروپلاستیک ایجاد کرد. افزایش آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی می‌تواند اثرات مخربی بر میکروارگانیسم‌های آب زیرزمینی ایجاد کند. با این حال، سازوکار دقیق چگونگی تأثیر میکروپلاستیک‌های آب زیرزمینی بر گونه‌های جانوری ناشناخته باقی‌مانده و به تحقیقات بیشتری نیاز دارد. (سالاری درگهی و خراسانی، ۱۴۰۱؛ مهاجری و همکاران، ۱۴۰۰؛ شعبانلو و همکاران، ۱۴۰۱)

## سرنوشت و سازوکارهای انتقال میکروپلاستیک‌ها

### در آب زیرزمینی

سازوکارهای انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی به دلیل دشواری ردیابی به خوبی شناخته شده نیست. معمولاً برای شبیه‌سازی و پیش‌بینی انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی از ستون‌های پر شده از ذرات اشباع از آب استفاده می‌شوند. در حال حاضر، بحث سازوکار انتقال و نگهداشت میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل عمدتاً بر اساس وضعیت فیزیکی و تغییرات شیمیایی سطحی آن‌ها در طول فرآیند هیدرودینامیکی است که با نظریه DLVO ارزیابی می‌شود (Xu و همکاران، ۲۰۲۳). هنگامی که میکروپلاستیک‌ها وارد محیط زیرسطحی می‌شوند، می‌توانند تجمع، حذف به واسطه اندازه، رسوب/جذب یا انتقال را تجربه کنند (شکل ۱). این فرآورده‌ها تا حد زیادی به خواص میکروپلاستیک‌ها و شرایط محیطی



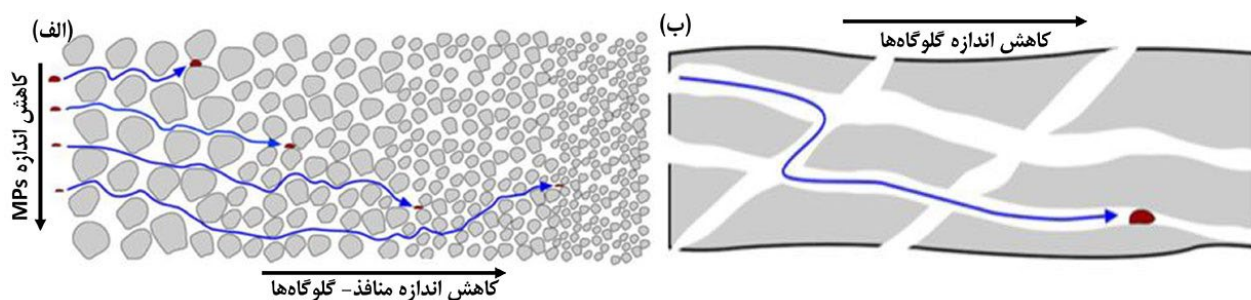
شکل ۱- انتقال نانو/میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل زیرسطحی (Li و همکاران، ۲۰۲۴)

نقش حایل‌شدگی داشته باشد، چرا که میکروپلاستیک‌ها در منافذ باریک در طول انتقال از منطقه هیپورهیک به آب‌های زیرزمینی به دلیل فرآیندهای غربالگری مانند تجمع، حذف اندازه، نشست یا چسبندگی و قطعه قطعه شدن به دام می‌افتند. انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط متخلخل از طریق منافذ و شکاف‌های خاک زمانی رخ می‌دهد که اندازه میکروپلاستیک کوچک‌تر از اندازه منافذ خاک باشد (شکل ۲). این فرآیندها تحت تسلط گرانش، نیروهای هیدرودینامیکی و برهم‌کنش با محیط متخلخل هستند (Cohen و Radian، ۲۰۲۲). میکروپلاستیک‌ها پس از ورود به خاک، می‌توانند به طور طبیعی به صورت جانبی و عمودی تحت اثر گرادیان هیدرولیکی و گرانش حمل شوند (Hubbart و Petersen، ۲۰۲۱).

اطراف بستگی دارد. میکروپلاستیک‌ها ممکن است با ذرات کلونیدی معلق یا سایر میکروپلاستیک‌ها تشکیل توده دهند که منجر به تغییر قطر و وزن توده‌ها می‌شود. تغییرات در این ویژگی‌ها می‌تواند تعیین کند که آیا میکروپلاستیک‌ها در داخل آب‌های زیرزمینی رسوب می‌کنند یا به ذرات و کلونیدهای موجود می‌چسبند یا در بخش آب معلق می‌مانند. به طور کلی سازوکار انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب زیرزمینی را می‌توان به سازوکار انتقال مکانیکی، فیزیکوشیمیایی و انتقال به کمک فرآیندهای بیولوژیکی تقسیم‌بندی کرد (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).

#### ۱. انتقال مکانیکی

**تراوش و نفوذ:** محیط متخلخل زیر سطحی به عنوان یک منطقه تعاملی بین آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی است که می‌تواند



شکل ۲- (الف) محیط متخلخل به عنوان فیلتری عمل می‌کند که نانو/میکروپلاستیک‌های بزرگ‌تر از منافذ و گلوگاه‌ها را مسدود می‌کند؛ (ب) در محیط متخلخل شکاف‌دار نانو/میکروپلاستیک‌ها از طریق کانال‌ها حرکت کرده و در کانال‌های کوچک‌تر از اندازه مسدود می‌شوند (Viarelli و همکاران، ۲۰۲۲)

## ۲. انتقال فیزیکیوشیمیایی

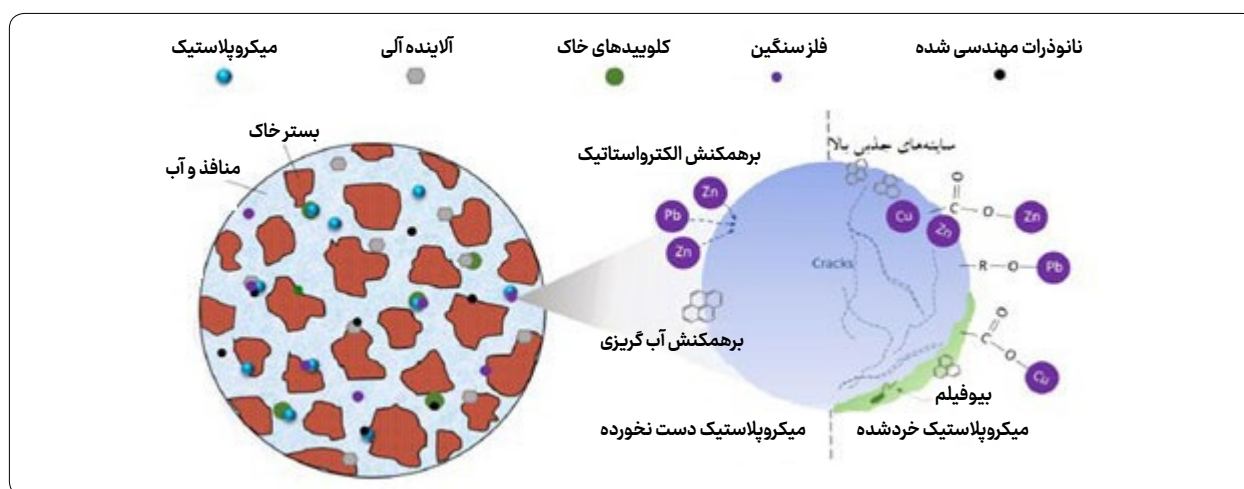
**برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی:** برهم‌کنش الکترواستاتیکی نیروهای اصلی برای انتقال میکروپلاستیک‌ها در سفره‌های آب زیرزمینی هستند (شکل ۳) که اغلب با پتانسیل زتا مشخص می‌شود. طبق نظریه DLVO، پایداری نانوذرات کلئیدی به انرژی پتانسیل کل سیستم بستگی دارد، بنابراین در نقطه ایزوالکتریک (پتانسیل صفر) ناپایدار بوده و تمایل به تشکیل توده دارند (Larue و همکاران، ۲۰۲۱). بنابراین، پتانسیل زتا به طور گسترده‌ای به عنوان معیاری برای تخمین پایداری کلئیدی و پراکندگی میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شود. همچنین پتانسیل سطح، ضخامت و جرم ماده آلی جذب شده به عنوان سه پارامتر برای ارزیابی سازوکار پایداری استفاده می‌شود (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).

**آبگریزی:** علاوه بر برهم‌کنش الکترواستاتیکی، آبگریزی نیز نقش مهمی در انتقال میکروپلاستیک‌ها در سیستم آب زیرزمینی ناحیه هیپوریک و تجمع ناهمگن آن‌ها دارد (شکل ۳). آبگریزی میکروپلاستیک نیز تحت تأثیر مواد مختلف مانند بیوفیلم‌ها، مواد آلی طبیعی و سورفکتانت‌ها است. تحت شرایط محیطی مناسب تشکیل بیوفیلم‌ها و جذب مواد آلی طبیعی می‌تواند فراوانی گروه‌های عاملی مانند کربوکسیل و کتون را در سطح برخی از میکروپلاستیک‌ها افزایش دهد و ویژگی آبگریزی سطح را کاهش دهد (Tu و همکاران، ۲۰۲۰)، در نتیجه انرژی برهم‌کنش دافعه با ماتریس برخی از بسترها مانند ماسه کواترز ایجاد و میزان تحرک و جابه‌جایی میکروپلاستیک در محیط‌های آبی افزایش می‌یابد (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).

**پیوند  $\pi$ - $\pi$ ، پیوند هیدروژنی و نیروهای واندروالس:** برهم‌کنش  $\pi$ - $\pi$  و پیوندهای هیدروژنی می‌توانند در جذب مواد آلی طبیعی

و میکروارگانیزم‌ها در میکروپلاستیک‌ها نقش داشته باشند (Li و همکاران، ۲۰۲۳) و سپس بر تجمع و رفتار انتقال آن‌ها در آب زیرزمینی تأثیر بگذارند. مطالعات قبلی بر این واقعیت متمرکز شده‌اند که برهم‌کنش‌های  $\pi$ - $\pi$  میل ترکیبی بین پلیمرهای آروماتیک و ترکیبات آروماتیک را افزایش می‌دهد، پیوندهای هیدروژنی میل ترکیبی بین گیرنده (گروه آمید) و گیرنده پروتون (گروه کربونیل، کربوکسیل و هیدروکسیل) را افزایش داده و pH و شوری نیز عواملی هستند که بر استحکام پیوندهای هیدروژنی تأثیر می‌گذارند (Li و همکاران، ۲۰۲۳). به بیان دیگر، پیوند  $\pi$ - $\pi$  یک پیوند غیرکووالانسی است که جذب آلاینده‌های آلی را با حلقه‌های آروماتیک روی میکروپلاستیک‌ها افزایش می‌دهد (Prajapati و همکاران، ۲۰۲۲). مقدار زیادی اسیدهای فولیک (FA) در محیط آب می‌تواند توده‌های مولکولی را با میکرو/نانوپلاستیک‌ها از طریق پل‌های هیدروژنی تشکیل دهد و از انتقال آن‌ها جلوگیری کند (Gui و همکاران، ۲۰۲۲).

**برهم‌کنش‌های لیگاند کاتیونی و کمپلکس سطحی:** گروه‌های عاملی موجود در میکروپلاستیک‌های مختلف (حلقه‌های آروماتیک در PET و PS، ارتعاش کشش  $\text{CH}_3$  در PP و گروه‌های ترفتالات در PET و غیره)، گروه‌های عاملی اکسیژنی تشکیل شده در طول فرآیند پیری (گروه‌های هیدروکسیل، کربونیل و کربوکسیل و غیره) و ترکیب سایر گروه‌های عاملی (مانند گروه‌های فنولیک هیدروکسیل، آمینو و کربوکسیل) موجود در غشاهای بیولوژیکی (شکل ۳) نیز می‌تواند باعث برهم‌کنش لیگاند‌های کاتیونی آلاینده‌ها و کمپلکس سطحی شود و در نهایت مانع از انتقال میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی و مناطق متخلخل شود (Zhang و همکاران، ۲۰۲۵).



شکل ۳- انتقال فیزیکیوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها در محیط زیرسطحی (Ren و همکاران، ۲۰۲۱)

### ۳. انتقال وابسته به فرآیندهای بیولوژیکی

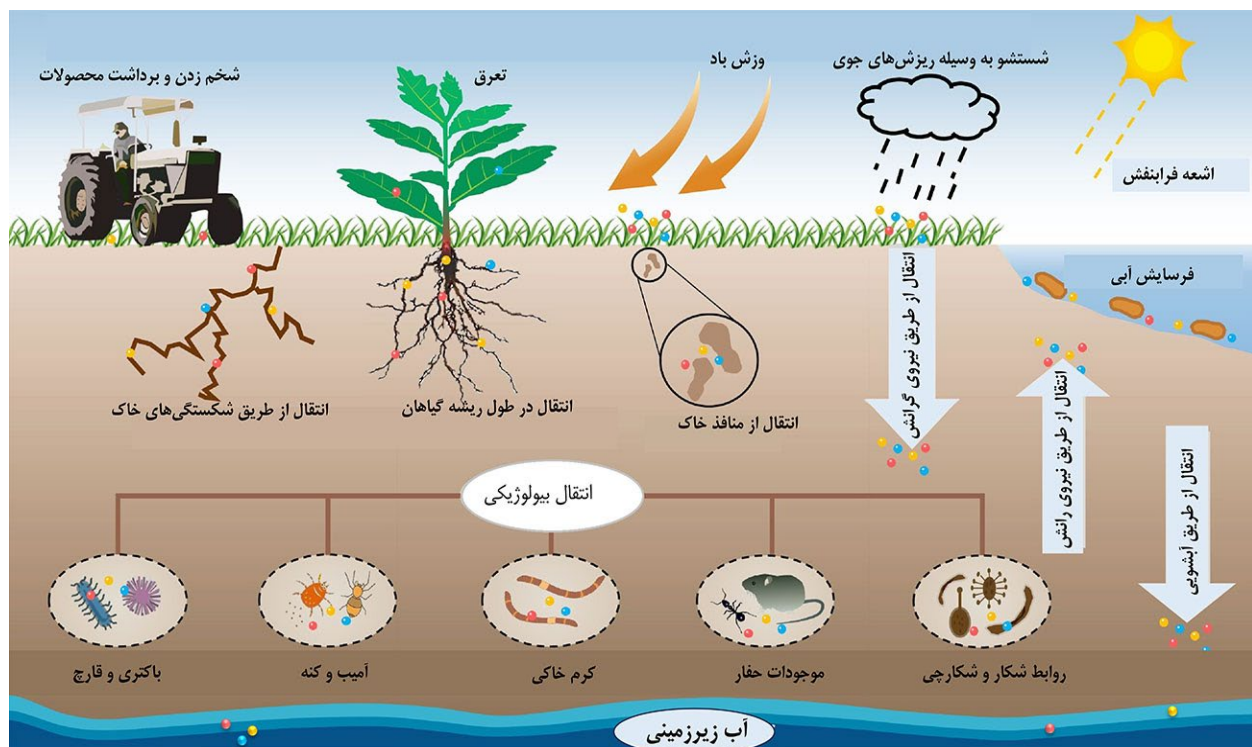
فرآیندهای گیاهی و فعالیت جانوری می‌توانند به طور مستقیم یا غیرمستقیم بر انتقال میکروپلاستیک‌ها، حرکت عمودی و افقی آن‌ها در سفره‌های آب زیرزمینی از طریق شکاف‌های خاک، ریشه‌های گیاهان و فعالیت‌هایی موجودات زنده خاک تأثیر بگذارند (شکل ۴). رشد و حذف ریشه‌های گیاهان می‌تواند کانال‌هایی را برای انتقال میکروپلاستیک‌ها فراهم کند و روش‌های سنتی کشاورزی (مانند شخم زدن) در اکوسیستم‌های کشاورزی می‌تواند سطوح خاک را جابه‌جا کرده و در نتیجه باعث جابه‌جایی میکروپلاستیک‌ها به سطوح عمیق و آب زیرزمینی شود (Gui و همکاران، ۲۰۲۲). مهاجرت افقی میکروپلاستیک‌ها در خاک تحت تأثیر فعالیت‌های حیوانی، میکروبی و اقدامات زراعی است. بی‌مهرگان مانند کرم‌ها نیز به عنوان حامل یا "تجزیه کننده" در انتقال میکروپلاستیک‌ها مشارکت دارند (Connon و همکاران، ۲۰۰۳).

#### هم‌ترازایی با سایر آلاینده‌ها

رفتارهای هم‌ترازایی میکروپلاستیک‌ها و با سایر آلاینده‌ها مانند فلزات سنگین و دیگر آلاینده‌ها در اندازه میکرو/نانو پیچیده‌تر از انتقال فردی آن‌ها در سیستم‌های خاک و آب زیرزمینی است (Dong و همکاران، ۲۰۲۲). آلاینده‌های محلول (مانند فلزات

سنگین و آلاینده‌های آلی) ممکن است از طریق سازوکارهای فیزیکوشیمیایی متعددی مانند  $\pi-\pi$ ، کمپلکس‌سازی و برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی روی میکروپلاستیک‌ها جذب شوند که در شکل (۵) به صورت شماتیک آورده شده است. فاکتورهایی مانند شرایط آبی (مانند نوع الکترولیت، قدرت یونی، pH و NOM) و وضعیت آلاینده نیز بر فرآیند جذب تأثیر می‌گذارند. به دلیل ویژگی‌های کلوئیدی، تحرک میکروپلاستیک‌ها ممکن است بیشتر از آلاینده‌های محلول در خاک و آب‌های زیرزمینی باشد. در نتیجه، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به‌عنوان یک ناقل عمل کنند و بر رفتارهای انتقال این آلاینده‌ها از طریق فرآیند هم‌ترازایی تأثیر بگذارند و انتقال و توزیع گسترده‌تر این آلاینده‌ها را در سیستم‌های خاک و آب زیرزمینی تسهیل کنند (Dong و همکاران، ۲۰۲۲).

علاوه بر آلاینده‌های موجود در محیط خارجی، میکروپلاستیک‌ها ممکن است برخی از آلاینده‌ها را در طول فرآیند انتقال خود آزاد کنند. افزودنی‌های موجود در میکروپلاستیک‌ها، مانند استرهای اسید فتالیک و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای می‌توانند به راحتی از سطح میکروپلاستیک‌ها آزاد و در محیط پراکنده شوند (Kida و Koszelnik، ۲۰۲۱). تاکنون، رفتارهای هم‌ترازایی میکروپلاستیک‌ها با این آلاینده‌های آزاد شده مشخص نیست، حتی اگر تأثیر زیادی بر کیفیت خاک و آب‌های زیرزمینی داشته



شکل ۴- انتقال بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها در محیط زیر سطحی (Zhao و همکاران، ۲۰۲۲)

باشند. احتمالاً، چهار فرآیند زیر ممکن است بر رفتار انتقال آن‌ها رخ دهد:

- (۱) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است مجدداً روی میکروپلاستیک‌ها جذب شوند و خواص سطحی آن‌ها را تغییر دهند و در نتیجه بر انتقال میکروپلاستیک تأثیر بگذارند،
- (۲) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است میکروپلاستیک‌ها را ترک کنند و «آزاد» باشند و تأثیر ناچیزی بر انتقال میکروپلاستیک نشان دهند،
- (۳) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است با مکان‌های رسوب میکروپلاستیک روی سطح بستر رقابت کنند یا آن‌ها را بپوشانند و در نتیجه از نگهداشت میکروپلاستیک‌ها جلوگیری کنند،
- (۴) آلاینده‌های آزاد شده ممکن است به عنوان پل‌هایی برای اتصال میکروپلاستیک‌ها و محیط‌ها عمل کنند، نگهداشت میکروپلاستیک‌ها را افزایش داده و در نتیجه انتقال آن‌ها را در محیط متخلخل کاهش دهند (Dong و همکاران، ۲۰۲۲).

### تصفیه و بازسازی منابع آلوده

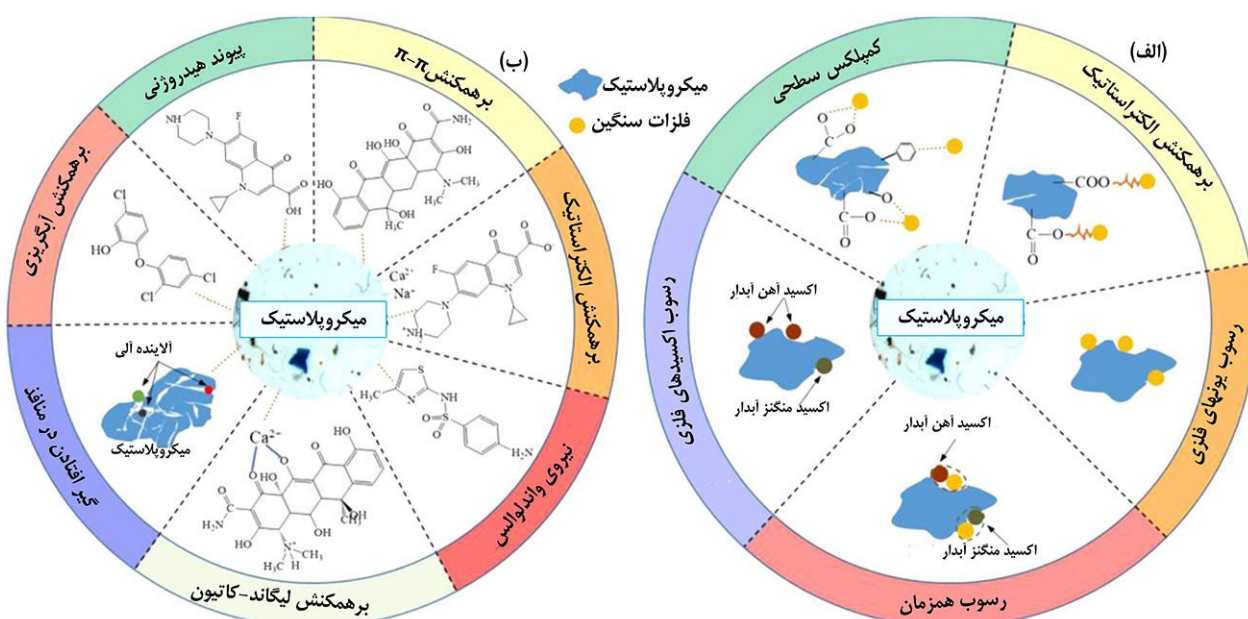
با توجه به حضور میکروپلاستیک‌ها در بسترهای طبیعی و خطراتی که ایجاد می‌کنند، حذف آن‌ها از محیط‌های آلوده اهمیت بالایی دارد تا احتمال قرار گرفتن در معرض میکروپلاستیک‌ها و آسیب به سلامت موجودات و اکوسیستم کاهش یابد. تمام روش‌هایی که در حال حاضر برای حذف میکرو/نانوپلاستیک‌ها

استفاده می‌شوند، اساساً روی محیط آبی تمرکز دارند (Liu و همکاران، ۲۰۲۲b).

به‌طور کلی، روش‌های حذف به سه دسته روش‌های فیزیکی، روش‌های فیزیکوشیمیایی و روش‌های بیولوژیکی طبقه‌بندی می‌شوند. روش‌های فیزیکی شامل فیلتراسیون، غشاهای نانوالیاف الکتروریسی شده، جداسازی برحسب چگالی، تالاب مصنوعی و استفاده از مواد فوق آب‌گریز است. انعقاد، لخته‌سازی و رسوب، انعقاد الکتریکی، جذب و مغناطیس، اکسیداسیون پیشرفته، میکروماشین و تخریب حرارتی که جز روش‌های فیزیکوشیمیایی هستند، در آن واکنش‌های شیمیایی کم و بیش با تغییرات فیزیکی خاصی در فرآیند حذف همراه است. روش‌های بیولوژیکی که همواره از فناوری‌های مهم برای اصلاح محیط‌های آبی و خاکی بوده است، در سال‌های اخیر، برای تخریب و تجزیه آلاینده‌های پلاستیکی به کار گرفته شده‌اند. روش‌های بیولوژیکی حذف میکروپلاستیک‌ها عمدتاً به هیدرولیز و هضم آن‌ها توسط میکروارگانیسم‌هایی مانند قارچ‌ها، باکتری‌ها و آنزیم‌های خارج سلولی اشاره دارد و شامل تجمع میکروارگانیسم‌ها، تخریب میکروبی و بیوراکتور غشایی است (Liu و همکاران، ۲۰۲۲b؛ Moteallemi و همکاران، ۲۰۲۴).

۲۰۲۴؛ Mousazadehgavan و همکاران، ۲۰۲۴)

فعالیت‌های اخیر در پژوهش‌های حذف آلاینده‌ها از منابع آبی می‌تواند بسیاری از مشکلات مربوط به کمیت و کیفیت منابع



شکل ۵- الف) سازوکارهای جذب آلاینده‌های غیرآلی و ب) آلاینده‌های آلی به میکروپلاستیک‌ها (Ren و همکاران، ۲۰۲۱)

آبی را برطرف کند. با این حال، اغلب روش‌های تصفیه از نظر شیمیایی، انرژی و عملیاتی، فشرده و متمرکز بر سیستم‌های بزرگ هستند و بنابراین نیاز به تزریق قابل توجهی از سرمایه، تخصص مهندسی و زیرساخت‌ها دارند که همگی مانع استفاده از اغلب روش‌ها در سراسر جهان می‌شود. انتظار می‌رود با تمرکز و پیشرفت علم در برهم‌کنش بین مواد تشکیل دهنده در آب و مواد مورد استفاده برای تصفیه، روش‌های جدید، پایدار، مقرون به صرفه و ایمن برای افزایش منابع و تصفیه آب بتواند توسعه یابد (Rizvi و همکاران، ۲۰۲۴).

باتوجه به کاربردهای گسترده نانومواد در زمینه‌های مختلف، می‌توان از آن‌ها به عنوان ابزاری برای تصفیه و حذف میکروپلاستیک نیز استفاده کرد. استفاده از نانومواد در حذف MPs کاربردهای مختلفی دارد. یکی از رویکردهای موثر، ادغام مستقیم نانوذرات در موادی است که در حال حاضر برای حذف MPs استفاده می‌شوند، بدون اینکه تغییرات اساسی در کل عملیات ایجاد شود مانند استفاده از نانوذرات در ماتریس غشاهای (Das و همکاران، ۲۰۲۴) و یا جایگزینی جاذب‌های رایج (خاک رس، ژئولیت‌ها، کربن فعال و غیره) که معمولاً به دلیل عدم انتخاب‌پذیری و سطح ویژه پایین کارایی محدودی دارند و نمی‌توانند به طور انتخابی آلاینده‌های خاصی را حذف کنند، با نانو جاذب‌ها (نانومواد مغناطیسی، نانولوله‌های کربنی، چارچوب‌های فلزی-آلی و غیره) به دلیل سطح ویژه فوق‌العاده بالا، مکان‌های جذبی فراوان، اندازه منافذ متغیر و شیمی سطح، منجر به حذف کارآمدتر و تولید لجن کمتری می‌شوند (Das و همکاران، ۲۰۲۴). مطالعات نشان می‌دهد استفاده از فناوری نانو در حذف میکروپلاستیک‌ها به سه روش جذب، تخریب فوتوکاتالیستی و فناوری‌های غشایی انجام می‌شود. روش جذب و غشایی جز فرآیندهای جداسازی در نظر گرفته می‌شوند، درحالی که تخریب فوتوکاتالیستی یک فرآیند حذف به روش تخریب است.

## ۱. استفاده از نانوتکنولوژی در بازسازی منابع آلوده

### ۱-۱. جذب

جذب یک روش ساده، پایدار و مقرون به صرفه در تصفیه آب است (Rashid و همکاران، ۲۰۲۱). این فرآیند توسط پدیده‌های سطحی کنترل می‌شود که به موجب آن مولکول‌های آلاینده از توده سیال به سطح جامد متصل می‌شوند. مساحت سطح بالا یکی از مهم‌ترین عوامل در تعیین اثربخشی کلی فرآیند است. در مقایسه با سایر جاذب‌ها، نانو جاذب‌ها دارای سطح ویژه بسیار فعال و متخلخل هستند که می‌تواند فرآیند جذب آلاینده‌ها را به طور قابل توجهی بهبود بخشد (Sirisha و Cheriyaundath، ۲۰۲۰).

نانوجاذب‌های مورد استفاده در حذف میکروپلاستیک‌ها در دو دسته کلی نانو جاذب مغناطیسی و غیر مغناطیسی طبقه‌بندی می‌شوند که عمدتاً بیوجار، کربن فعال و مواد چارچوب فلزی-آلی هستند. این مواد همگی مواد متخلخل سه بعدی هستند و دارای برخی خواص عالی مشابه مانند استحکام مکانیکی بالا و زیست سازگار هستند (Arenas و همکاران، ۲۰۲۱؛ Sun و همکاران، ۲۰۲۰؛ Zhou و همکاران، ۲۰۲۲). استفاده از نانوجاذب مغناطیسی و ساختارهای سه بعدی به دلیل قابلیت جداسازی از ماتریس و استفاده مجدد به جاذب‌های غیرمغناطیسی ترجیح داده می‌شوند. چراکه امکان جداسازی جاذب و بازسازی آن برای استفاده‌های مجدد به دلیل استفاده از یک میدان مغناطیسی، ساده‌تر و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه‌تر است.

گزینه‌پذیری نانوجاذب‌ها در حذف میکروپلاستیک‌ها را می‌توان عمدتاً با تغییر شیمی سطح، به عنوان مثال، عامل‌دار کردن سطح یا آبریزتر کردن آن‌ها و افزایش بار مثبت سطح، مانند استفاده از گروه‌های عاملی هگزادسیل تری متوکسی سیلان (Grbic و همکاران، ۲۰۱۹)، اسید لوریک ( $C_{12}H_{25}O_4$ ) (Rius-) (Ayra و همکاران، ۲۰۲۰) و یا کامپوزیت با دیگر نانومواد آبریز مانند نانولوله‌های کربن مغناطیسی (Tang و همکاران، ۲۰۲۱b)، فازهای مایع یونی با پشتیبانی از پلی‌اکسومتالات مغناطیسی (Misra) (magPOM-SILPs و همکاران، ۲۰۲۰)، و بیوجار مغناطیسی اصلاح شده با Mg/Zn و غیره (Singh و همکاران، ۲۰۲۱؛ Wang و همکاران، ۲۰۲۱b) افزایش داد. به‌طوری که کارایی حذف میکروپلاستیک‌ها به بیش از ۹۰ درصد می‌رسد. مطالعات سینتیک جذب نشان می‌دهد که برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک، پیوندهای هیدروژنی و برهم‌کنش‌های  $\pi$ - $\pi$  به ظرفیت جذب بالای میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کند. سازوکار حذف PS، PE و PET عمدتاً به دلیل آبریزی، PA به دلیل برهم‌کنش الکترون  $\pi$ - $\pi$ ، کمپلکس شدن، برهم‌کنش الکترواستاتیک و پیوند هیدروژنی است (Tang و همکاران، ۲۰۲۱b).

### ۲-۱. فیلتراسیون غشایی

فناوری‌های تجاری مبتنی بر غشا تصفیه آب را می‌توان به اسمز معکوس (RO)<sup>۹</sup>، نانوفیلتراسیون (NF)<sup>۷</sup>، اولترافیلتراسیون (UF)<sup>۸</sup> و میکروفیلتراسیون (MF)<sup>۸</sup> طبقه‌بندی کرد. غشاهای از طریق مکانسیم‌های مختلف مانند پس‌زنی که وابسته به بار سطحی غشا و میکروپلاستیک‌ها است، حذف از طریق فرآیند الک که وابسته به اندازه ذرات و قطر غشا دارد و در نهایت حذف از طریق جذب می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را حذف کنند (Salahshoor و همکاران، ۲۰۲۱؛ Salahshoor و همکاران، ۲۰۲۲). غشاهای UF و NF باتوجه به ماهیت

ساختاری و میزان مصرف انرژی گزینه‌های امیدوار کننده در میان روش‌های غشایی در حذف میکروپلاستیک‌ها هستند. با این حال، تجمع میکروپلاستیک‌ها در سطح غشا منجر به ایجاد رسوب و افزایش فعالیت میکروبی می‌شود.

فعالیت میکروبی به نوبه خود باعث تشدید انسداد می‌شود چرا که محصولات جانبی میکروبی مانند تریپتوفون در منافذ غشا گیر کرده و باعث ایجاد رسوب شدید می‌شود (Dalmáu-Soler و همکاران، ۲۰۲۱؛ Li و همکاران، ۲۰۲۱b). برای حل این مشکل از پیش تصفیه قبل از فرآیند غشایی استفاده می‌کنند مانند استفاده از منعقدکننده‌های مبتنی بر آهن. استفاده از منعقدکننده‌ها علاوه بر افزایش کارایی حذف، باعث کاهش رسوب غشایی نیز می‌شود. چرا که لخته‌های تشکیل شده با ایجاد کیک در سطح غشا می‌تواند (۱) به عنوان یک الک اضافی عمل کرده و (۲) از گیر افتادن مولکول‌های کوچک در داخل غشا جلوگیری کند.

این لایه کیک ناهمگن می‌تواند بدون آسیب دائمی به غشا از طریق شستشوی معکوس به راحتی از سطح غشا جدا شود (Ma و همکاران، ۲۰۱۹). یکی دیگر از روش‌های افزایش کارایی غشا در حذف میکروپلاستیک‌ها استفاده از نانومواد در ماتریس و سطح غشا است مانند استفاده از نانومواد چارچوب‌های فلزی آلی (MOFs) (Gnanasekaran و همکاران، ۲۰۲۱) اکسید گرافن کاهش یافته (rGO) (Fryczkowska و Przywara، ۲۰۲۱؛ Salahshoor و همکاران، ۲۰۲۱) و غیره. استفاده از نانومواد باعث افزایش آب‌دوستی سطح، افزایش تخلخل و کاهش گرفتگی غشا در نتیجه افزایش شار و راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها می‌شوند. از طرفی با تغییر شیمی سطح می‌توان از طریق پس‌زنی میکروپلاستیک‌ها را حذف نمود. استفاده از غشاهای نانوالیاف الکتروریسی از دیگر روش‌های افزایش کارایی حذف، شار، استحکام مکانیکی، طول عمر غشا و کاهش هزینه‌های نگهداری است.

### ۳-۱. تخریب با فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته

میکروپلاستیک‌ها به طور طبیعی می‌توانند تخریب شوند. این سرعت تخریب بسیار کند است که می‌توان آن را با فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOP) تسریع بخشید. روش‌های AOP را می‌توان به طور عمده به تجزیه فوتوکاتالیستی، اکسیداسیون فنتون و اکسیداسیون پرسولفات طبقه‌بندی کرد. تجزیه فوتوکاتالیستی که رایج‌ترین فرآیند AOP است، به کمک مواد نیمه‌هادی انجام می‌شود و یک فناوری سبز محسوب می‌شود. در این روش الکترون‌ها با قرار گرفتن در معرض منبع نور می‌توانند از باند ظرفیت به باند هدایت برانگیخته شوند. هنگامی که

الکترون‌ها برانگیخته می‌شوند، باعث ایجاد گونه‌های اکسیژن فعال (ROS) می‌شود که توانایی تخریب میکروپلاستیک‌ها را دارند. شکل (۶) به صورت شماتیک مراحل تخریب فتوکاتالیزی میکروپلاستیک‌ها با نانومواد  $\text{TiO}_2$  را نشان می‌دهد (Domínguez-Jaimes و همکاران، ۲۰۲۱).

فرآیند تخریب فوتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها نیز تحت تأثیر شرایط و عوامل مختلفی مانند شکل و غلظت میکروپلاستیک، نوع کاتالیزور، زمان و شدت روشنایی، pH، دما و غیره است (Hanif و همکاران، ۲۰۲۲). استفاده از نانومواد مهندسی شده می‌تواند با افزایش جذب نور، گسترش محدوده طول موج، یا تغییر مورفولوژی نیمه‌هادی کارایی حذف را بهبود بخشند (Llorente-García و همکاران، ۲۰۲۰). نانومواد مختلفی مانند تیتانیا ( $\text{TiO}_2$ )، اکسید روی (ZnO) که علاوه بر پتانسیل ردوکس بالا و تحرک الکترون در دمای اتاق، فعالیت ضد باکتریایی نیز دارد (Laxman و همکاران، ۲۰۱۷؛ Qi و همکاران، ۲۰۱۷)، اکسید مس (CuO) و غیره در تخریب و حذف میکروپلاستیک‌ها به کار گرفته شده است. کاهش اندازه فوتوکاتالیست‌ها باعث افزایش سطح و فعالیت فوتوکاتالیستی می‌شود (All'e و همکاران، ۲۰۲۱؛ Ariza-Tarazona و همکاران، ۲۰۱۹). با این حال، کاهش اندازه زیر آستانه محدودیت کوانتومی می‌تواند فاصله باند نیمه‌هادی‌ها را افزایش دهد که به معنای محدودیت در طیف ظرفیت جذب است. بنابراین، تنظیم دقیق اندازه و طراحی نانومواد نیمه‌هادی برای عملکرد در نور مرئی بسیار مهم است (Llorente-García و همکاران، ۲۰۲۰).

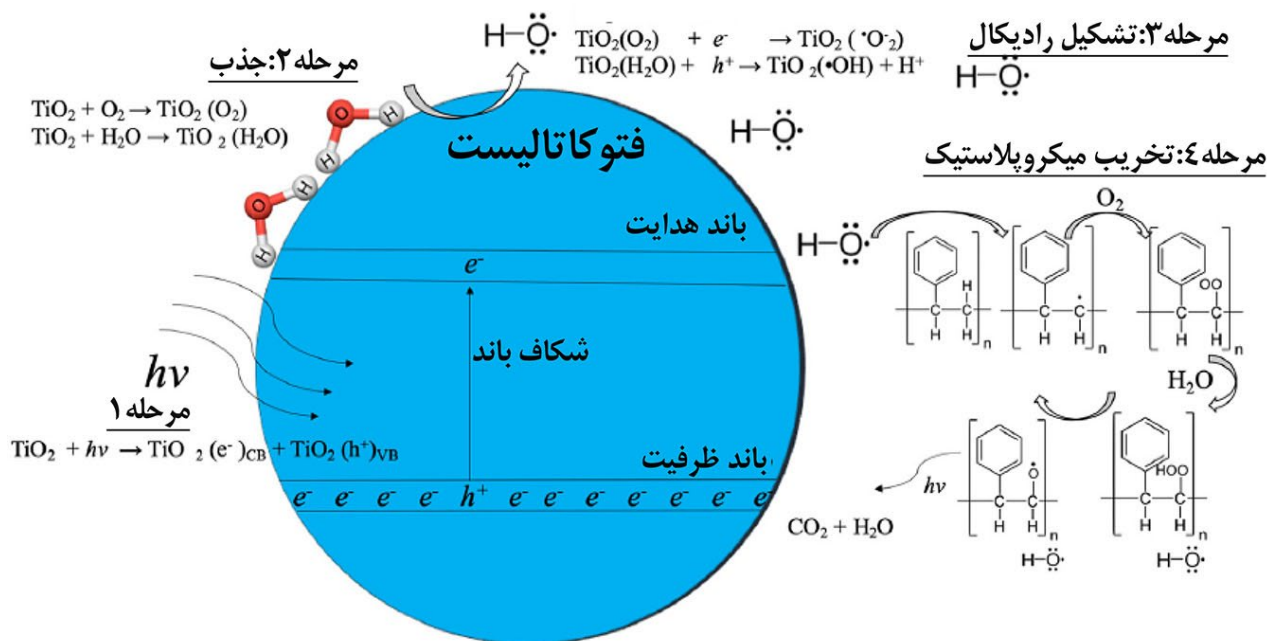
اکسیداسیون کاتالیزوری تخریب میکروپلاستیک‌ها می‌تواند با استفاده از نانومواد گرافیتیک نیز انجام شود. به عنوان مثال مطالعات نشان می‌دهد نانولوله‌های کربنی فئر مانند عامل دار شده (Kang و همکاران، ۲۰۱۹) که علاوه بر ساختار مارپیچ قوی، هم‌افزایی اثر دوپینگ نیتروژن و کپسولاسیون فلز (Mn) فعالیت کاتالیزوری و پایداری CNT‌ها را افزایش می‌دهند. این هم‌افزایی منجر به کاهش انرژی فعال‌سازی CNT‌ها در نانو فنرهای کربنی تقویت شده با منگنز شده، در نتیجه فعالیت کاتالیزوری افزایش می‌یابد (Kang و همکاران، ۲۰۱۹).

### رویکردهای قانونی و فناوریانه در کاهش

### و کنترل آلودگی میکروپلاستیک‌ها

استراتژی‌های مدیریت آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی باید بر سه عامل اصلی تمرکز کنند:

۱. اقدامات پیشگیرانه و توسعه قوانین و مقررات ملی و بین‌المللی
۲. حذف میکروپلاستیک‌ها و احیای آب‌های زیرزمینی آلوده



شکل ۶- سازوکار تخریب میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانوذرات  $TiO_2$  (Ouda و همکاران، ۲۰۲۳)

محصول و انتشار میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست از طریق مقررات REACH<sup>۱۱</sup> (ثبت، ارزیابی، مجوز و محدودیت مواد شیمیایی) تأکید دارد (Picó و Barceló، ۲۰۱۹؛ Thacharodi و همکاران، ۲۰۲۴). قوانین واردات میکروپلاستیک باید در کشورهای در حال توسعه برای محدود کردن واردات اقلام حاوی میکروپلاستیک، محدود کردن جریان این مواد و تشویق به اتخاذ استفاده از مواد جایگزین اجرا شود. مجمع محیط‌زیستی سازمان ملل متحد قطعنامه‌هایی را در مورد زباله‌های پلاستیکی دریایی و میکروپلاستیک‌ها تصویب کرده است. این قطعنامه‌ها دولت‌ها را تشویق به کاهش آلودگی پلاستیکی، بهبود نظارت و تقویت همکاری‌های بین‌المللی می‌کنند (Islam و همکاران، ۲۰۲۴). در اطلاعیه اضطراری منتشر شده وزارت محیط‌زیست، جنگل‌ها و تغییرات آب و هوایی هند، به ممنوعیت واردات، تولید و فروش محصولات آرایشی و بهداشتی و محصولات پاک‌کننده حاوی ریزدانه‌های پلاستیکی تأکید شده است (Pathak، ۲۰۲۳). پرداختن به آلودگی میکروپلاستیک یک رویکرد کل‌نگر است که شامل قانون‌گذاری، مشارکت ذی‌نفعان، تحقیقات و آگاهی بخشی در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه با تأکید بر کاهش میکروپلاستیک در منبع، بهبود مدیریت زباله و ترویج طرز فکر استفاده مسئولانه از پلاستیک است. سازمان ملل ۱۷ هدف توسعه پایدار (SDGs)<sup>۱۲</sup> را در سال ۲۰۱۵ برای حفظ صلح و رفاه انسانی، ریشه‌کنی فقر و حفاظت از منابع سیاره زمین برای آینده ارائه داد. در میان ۱۷

۳. افزایش آگاهی اجتماعی و تشویق به استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر.

برای کاهش شدت آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی، کمیت آلاینده‌ها از منابع مختلف باید کنترل شود (O'Kelly و همکاران، ۲۰۲۲؛ Pasalari و همکاران، ۲۰۱۹). یکی از نمونه اقدامات پیشگیری از طریق سیاست ملی در ایالات متحده در سال ۲۰۱۷، ممنوعیت محصولات آرایشی و بهداشتی حاوی دانه‌های میکروپلاستیک است که منبع اصلی میکروپلاستیک‌های اولیه بوده است (Picó و Barceló، ۲۰۱۹). کشورهای متعددی از جمله کانادا، مقررات مسئولیت گسترش یافته تولید کننده (EPR)<sup>۱۳</sup> را وضع کردند که تولیدکنندگان مسئول کل طول عمر محصولات تولیدی خود هستند. این استراتژی مشوق استفاده از طراحی پایدار (طراحی محیط زیستی) و مدیریت صحیح دفع است (Diggle و Walker، ۲۰۲۰). اتحادیه اروپا در مبارزه با آلودگی پلاستیکی به ویژه مشکل میکروپلاستیک‌ها پیشرفت چشمگیری داشته است. استراتژی جامع آن‌ها شامل سیاست‌هایی مانند مالیات بر کیسه‌های پلاستیکی، کاهش و ممنوعیت مصرف میکروپلاستیک در لوازم آرایشی، اقلام مراقبت شخصی، مواد شوینده و محصولات کشاورزی و تعیین استانداردهای بازیافت بطری‌های پلاستیکی است.

اخیراً قوانین جدیدی با هدف محدود کردن تأثیر میکروپلاستیک‌ها وضع شده است که بر مدیریت مصرف

SDG، هدف ۱۴ (حیات زیر آب) بیشترین ارتباط را با آلودگی میکروپلاستیک در محیط (عمدتاً دریایی) دارد (Walker، ۲۰۲۱). اگرچه هیچ SDG به طور مستقیم به آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی اشاره نمی‌کند، برخی از SDGs مربوط به حفظ سلامت سفره‌های زیرزمینی مربوط به مدیریت آلودگی میکروپلاستیک هستند. اگرچه هیچ مطالعه‌ای اخیراً در مورد اصلاح آب زیرزمینی آلوده به میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد. بااین حال، کاهش میکروپلاستیک‌ها و سایر آلاینده‌ها از آب‌های زیرزمینی مورد مطالعه قرار گرفته است (Ni و همکاران، ۲۰۲۰؛ Barceló و Picó، ۲۰۱۹). کاهش میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی نقش حیاتی ایفا می‌کند و باید قبل از اصلاح انجام شود. علاوه براین، کاهش میکروپلاستیک‌ها از خاک و آب‌های سطحی نیز در کاهش و رفع آلودگی میکروپلاستیک در سیستم‌های آب زیرزمینی مفید است (Chia و همکاران، ۲۰۲۱؛ Fu و همکاران، ۲۰۲۰).

استراتژی دیگر برای مدیریت میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی، استفاده از مواد پلاستیکی زیست تخریب‌پذیر است که می‌توانند به طور کامل به صورت بی‌هوازی یا هوازی در محیط تجزیه شوند (Fahrenfeld و همکاران، ۲۰۱۹؛ Paço و همکاران، ۲۰۱۹). تأثیر پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر بر محیط‌های آبی و گونه‌های دریایی همچنان یک موضوع بحث برانگیز است. بااین حال، میزان میکروپلاستیک در خاک را می‌توان با استفاده از پلاستیک زیست تخریب‌پذیر در زمین‌های کشاورزی کاهش داد. بنابراین، استفاده از پلاستیک زیست تخریب‌پذیر می‌تواند به کاهش تأثیر بالقوه میکروپلاستیک‌ها بر آب‌های زیرزمینی به طور غیرمستقیم کمک کند، زیرا خاک مسیر بالقوه‌ای برای ورود میکروپلاستیک‌ها به محیط آب زیرزمینی است (Guo و همکاران، ۲۰۲۰).

به‌طور کلی مدیریت آلودگی میکروپلاستیک موضوع پیچیده‌ای است و نیازمند یک رویکرد چند بعدی است که عموم مردم، صنایع، ارگان‌های حاکم و سازمان‌های بین‌المللی را درگیر می‌کند. اولین گام در کاهش آلودگی میکروپلاستیک، کاهش مصرف پلاستیک است (Xu و همکاران، ۲۰۲۱). آگاهی و آموزش عموم مردم از اثرات منفی مصرف پلاستیک بر محیط‌زیست، در کنار الزامات قانونی برای کاهش و یا ممنوعیت استفاده از پلاستیک لازم و ضروری است. مرحله دوم بهبود مدیریت پسماند و افزایش آگاهی با اجرای برنامه‌های بازیافت پلاستیک است. بنابراین، دولت باید با ارتقای زیرساخت‌های بازیافت، مردم را به مشارکت در جمع‌آوری زباله تشویق کند که این امر منجر به کاهش ورود زباله‌های پلاستیکی به بدنه‌های آبی می‌شود.

همچنین می‌توان از طریق طرح‌های پسماند، و بازگرداندن پول، مردم را به شرکت در برنامه‌های بازیافت تشویق کرد (Shruti و Kutralam-Muniasamy، ۲۰۲۳). با توجه به اینکه تخلیه فاضلاب یکی از منابع اصلی انتشار میکروپلاستیک‌ها به محیط‌زیست است، باید با ارتقا تصفیه‌خانه‌های فاضلاب موجود با فناوری‌های مدرن از انتشار میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های طبیعی جلوگیری کرد. علاوه برآن، مقدار مجاز میکروپلاستیک در پساب باید به شدت با استفاده از قوانین در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب محدود شود. تولید مواد جایگزین و یا محصولات پلاستیکی زیست‌تخریب‌پذیر از طریق نوآوری و طراحی تحقیقاتی با ارائه بودجه به پژوهشگران به عنوان کمک هزینه، ترویج شود (Calero و همکاران، ۲۰۲۱). تحقیقات آینده باید بر روی اصلاح میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی متمرکز شود. همچنین توسعه روش‌ها، پروتکل‌ها و استراتژی‌های سازمان یافته و سیستماتیک برای کاهش آلودگی میکروپلاستیک در آب‌های زیرزمینی از طریق دولت‌ها و یا آژانس‌های محلی و بین‌المللی ضروری است.

### نتیجه‌گیری

منابع ورود میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی عمدتاً شامل مناطقی با فعالیت کشاورزی، مناطق شهری و تولیدات صنعتی، تخلیه فاضلاب، جاذبه‌های گردشگری و مناطق عملیات دریایی است. میکروپلاستیک‌هایی که وارد آب‌های زیرزمینی می‌شوند، می‌توانند از طریق تخلیه آب‌های زیرزمینی، رودخانه‌های زیرزمینی و تعلیق مجدد به اقیانوس‌ها، منابع آب‌های سطحی و اکوسیستم خاک بازگردند.

سازوکارهای انتقال و نگهداشت میکروپلاستیک‌ها را می‌توان به انتقال مکانیکی، فیزیکیوشیمیایی و انتقال به کمک فرآیندهای بیولوژیکی تقسیم کرد. برای انتقال مکانیکی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های زیرزمینی نیروهای محرک مختلفی مانند نیروی گرانش، شناوری، نیروی هیدروپنماتیکی، نیروی چسبندگی و غیره نقش دارند. در سازوکار انتقال فیزیکیوشیمیایی، پایداری میکروپلاستیک‌ها عمدتاً تحت تأثیر نوسانات دما، قدرت و ظرفیت یونی، مواد آلی طبیعی، اجزای خاک و گروه‌های عاملی میکروپلاستیک‌ها قرار دارد و پایداری آن‌ها می‌تواند با تغییر پتانسیل سطحی و لایه جذب دچار تغییر شوند. انتقال به کمک فرآیندهای بیولوژیکی به سیستم ریشه گیاهان، اندازه و عادات زندگی موجودات وابسته است.

پایداری و انتشار میکروپلاستیک‌ها ممکن است منجر به بلع مستقیم یا غیرمستقیم توسط بی‌مهرگان در آب‌های زیرزمینی

شود و تعادل اکوسیستم آب زیرزمینی را مختل کند. بنابراین درک انتقال چند بعدی میکروپلاستیک‌ها در هیدروسفر با محوریت آب‌های زیرزمینی، تغییرات هم‌افزایی با واسطه میکروارگانیسم‌ها، اثر هم‌زمانی پارامترهای فیزیکی-شیمیایی و انتقال هم‌تراژدی در محیط واقعی نیاز به بررسی دارد. از طرفی به دلیل ویژگی‌های کلونیدی، تحرک میکروپلاستیک‌ها ممکن است بیشتر از آلاینده‌های محلول در خاک و آب‌های زیرزمینی باشد. در نتیجه، میکروپلاستیک‌ها که ناقل و جاذب آلاینده‌های آلی و معدنی هستند، می‌توانند بر رفتارهای انتقال سایر آلاینده‌ها از طریق فرآیند هم‌تراژدی اثر گذارند و منجر به گسترش آلودگی شوند. بنابراین حذف میکروپلاستیک‌ها و جلوگیری از پیامدهای بالقوه آن‌ها لازم و ضروری است.

نانوتکنولوژی، به عنوان یک فناوری پیشرو در زمینه حذف آلودگی‌ها از منابع آب مطرح است. فرآیندهای تصفیه منابع آلوده به میکروپلاستیک‌ها با استفاده از فناوری نانو در سه گروه جذب، فناوری‌های غشایی و فوتوکاتالیز طبقه‌بندی می‌شوند. فرآیند جذب با استفاده از نانومواد مغناطیسی عامل‌دار و نانومواد سه بعدی به دلیل بازیابی و استفاده مجدد بیشتر مورد توجه قرار دارد. تخریب فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست‌ها به دلیل افزایش سطح، افزایش جذب نور، بهبود جداسازی الکترون از حفره و افزایش واکنش‌های سطحی و غیره نسبت به دیگر کاتالیست‌ها کارایی بالاتری دارد. غشاهای اصلاح شده با نانوفیلر در ماتریس و لایه سطحی و نانوالیاف الکتروریسی شده از دیگر پیشرفت‌های کلیدی در فرآیند حذف میکروپلاستیک‌ها از منابع آبی است چرا که باعث کاهش رسوب غشا و افزایش شار و جداسازی کارآمد میکروپلاستیک‌ها است. باوجود رشد فناوری نانو در بازسازی منابع آلودگی، باتوجه به ماهیت پیچیده ماتریس نمونه واقعی، ماهیت آب‌گریزی میکروپلاستیک‌ها و ماهیت نانومواد، لازم است بهینه‌سازی فرآیند حذف و استانداردسازی روش تصفیه در نمونه واقعی به طور سیستماتیک بررسی شود.

با وجود پیشرفت‌های انجام شده در زمینه تصفیه منابع آلوده، میکروپلاستیک‌ها و تجمع آن‌ها در اکوسیستم به یک تهدید غیرقابل انکار برای موجودات زنده تبدیل شده است که احتمالاً نتیجه ضعف سیستم‌های مدیریت زباله است. بااین حال، اگر سیاست‌گذاران اقدامات سختگیرانه کافی را اجرا نکنند، این امر منجر به صدمات پایدار بر محیط زیست و سلامت انسان خواهد شد. میکروپلاستیک‌ها را می‌توان تا حدی با محدود کردن مصرف پلاستیک یا استفاده مجدد از پلاستیک برای کاهش سطح آلودگی مدیریت کرد. بااین حال، اکثر

پلاستیک‌های مورد استفاده را نمی‌توان بازیافت یا تغییر کاربری داد و این مسئله بحران فعلی آلودگی میکروپلاستیک را تشدید می‌کند. البته بازیافت تنها راه کنترل آلودگی میکروپلاستیکی نیست. در مقابل، استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر بدون تأثیر محیط‌زیستی ممکن است جایگزین پلاستیک‌های تجزیه ناپذیر برای حفظ پایداری محیطی شود. بااین حال، بیشتر پلاستیک‌های دوستدار محیط زیست از نظر اقتصادی مقرون به صرفه نیستند و زیست تخریب‌پذیری آن‌ها بسته به شرایط محیطی متفاوت است. اجرای مقررات و قوانین سخت‌گیرانه توسط سیاست‌گذاران که از نظر اجتماعی قابل قبول، از نظر اقتصادی مناسب و پایدار در مدیریت پسماندهای پلاستیکی هستند، می‌تواند تأثیر مثبتی بر حفظ پایداری و سلامت محیط‌زیست داشته باشد.

### پی‌نوشت‌ها

1. Microplastic (MP)
2. High surface area
3. Co-transport behaviors
4. Persistent organic pollutants
5. Reverse osmosis
6. Nanofiltration
7. Ultrafiltration
8. Microfiltration
9. Advanced Oxidation Processes
10. Extended Producer Responsibility
11. Registration, Evaluation, Authorization, and Restriction of Chemicals
12. Sustainable Development Goals

و راهکارهای کاهش آن در اکوسیستم‌های آبی. مجله ترویجی آبریان دریای خزر، ۷(۲)، ۲۷-۳۶. [https://fcsj.areeo.ac.ir/article\\_cle\\_130156.html](https://fcsj.areeo.ac.ir/article_cle_130156.html)

• مهاجری، لیلا، شایسته، علی‌اکبر، زاهد، محمدعلی، و پاکروان، مرتضی. (۱۴۰۰). اثر و سرنوشت ریزپلاستیک‌ها در زیست بوم دریا. اقیانوس‌شناسی، ۱۲(۴۸)، ۵۳-۶۵. <http://joc.inio.ac.ir/article-1-1594-fa.html>

• سالاری درگی، مرجان، و خراسانی، محمد باقر. (۱۴۰۱). بررسی میکروپلاستیک‌ها به عنوان آلاینده نوظهور در منابع و اثرات بهداشتی بر روی انسان، مطالعه موردی. پژوهش و فناوری محیط‌زیست، ۷(۱۱)، ۱۳-۲۶. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.26763060.1401.7.11.2.2.26>

• شعبانلو، حامد، صفاری بیدهندی، سارا، علی‌بیگی، طیبیه، و مؤمنی، فردوس. (۱۴۰۱). آلودگی و مخاطرات زیست محیطی میکروپلاستیک

- Alimi, O. S., Farner Budarz, J., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science and Technology*, 52, 1704-1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
- All'e, P. H., Garcia-Muñoz, P., Adouby, K., Keller, N., & Robert, D. (2021). Efficient photocatalytic mineralization of polymethylmethacrylate and polystyrene nanoplastics by TiO<sub>2</sub>/β-SiC alveolar foams. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 1803-1808. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01099-2>
- Arenas, L. R., Gentile, S. R., Zimmermann, S., & Stoll, S. (2021). Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process. *Science of the Total Environment*, 791, 148175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148175>
- Ariza-Tarazona, M. C., Villarreal-Chiu, J. F., Barbieri, V., Siligardi, C., & Cedillo-González, E. I. (2019). New strategy for microplastic degradation: green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO<sub>2</sub> semiconductor. *Ceramics International*, 45, 9618-9624. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208>
- Bao, K., Jiang, H., Su, P., Lu, P., & Yan, Z. (2023). Vertical profiles of microplastics in the hyporheic zone sediment: a case study in the Yangtze River. *Nanjing Section. Sustainability*, 15 (10), 7895. <https://doi.org/10.3390/su15107895>
- Barchiesi, M., Chiavola, A., Di Marcantonio, C., & Boni, M. R. (2020). Presence and fate of microplastics in the water sources: focus on the role of wastewater and drinking water treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101787. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101787>
- Bridson, J. H., Gaugler, E. C., Smith, D. A., Northcott, G. L., & Gaw, S. (2021). Leaching and extraction of additives from plastic pollution to inform environmental risk: a multidisciplinary review of analytical approaches. *Journal of Hazardous Materials*, 414, 125571. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125571>
- Calero, M., Godoy, V., Quesada, L., & Martín-Lara, M. Á. (2021). Green strategies for microplastics reduction. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 28, 100442. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100442>
- Cheriyaundath, S., & Sirisha, V. L. (2021). Nanotechnology-based wastewater treatment. *Water and Environment Journal*, 35 (1), 123-132. <https://doi.org/10.1111/wej.12610>
- Chia, R. W., Lee, J.-Y., Kim, H., & Jang, J. (2021). Microplastic pollution in soil and groundwater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (6), 4211-4224. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01297-6>
- Cohen, N., & Radian, A. (2022). Microplastic textile fibers accumulate in sand and are potential sources of micro (nano) plastic pollution. *Environmental Science of Technology*, 56 (24), 17635-17642. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05026>
- Connon, R., Dewhurst, R. E., Crane, M., & Callaghan, A. (2003). Haem peroxidase activity in *Daphnia magna*: a biomarker for sub-lethal toxicity assessments of kerosene-contaminated groundwater. *Ecotoxicology*, 12, 387-395. <https://doi.org/10.1023/A:1026195621777>
- Dalmau-Soler, J., Ballesteros-Cano, R., aR Boleda, M., Paraira, M., Ferrer, N., & Lacorte, S. (2021). Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 59462-59472. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13220-1>
- Das, J., Yadav, E., & Poluri, K. M. (2024). A Review on the Role of Nanotechnological Interventions in Sequestration, Mitigation and Value-added Product Conversion of Micro/Nano Plastics. *Environmental Science: Nano*, 12, 189-218. <https://doi.org/10.1039/D4EN00267A>
- Diggle, A., & Walker, T. R. (2020). Implementation of harmonized Extended Producer Responsibility strategies to incentivize recovery of single-use plastic

- packaging waste in Canada. *Waste Management*, 110, 20-23. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.013>
- Ding, R., Dong, Y., Ouyang, Z., Zuo, X., Zhang, Y., & Guo, X. (2023). Reducing uncertainty and confronting ignorance about the potential impacts of microplastic on animals: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 171, 117484. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117484>
  - Domínguez-Jaimes, L. P., Cedillo-González, E. I., Luévano-Hipólito, E., Acuña-Bedoya, J. D., & Hernández-López, J. M. (2021). Degradation of primary nanoplastics by photocatalysis using different anodized TiO<sub>2</sub> structures. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125254. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125452>
  - Dong, S., Yu, Z., Huang, J., & Gao, B. (2022). Fate and transport of microplastics in soils and groundwater. In *Emerging Contaminants in Soil and Groundwater Systems*, Chapter 9 (pp. 301-329). Elsevier Inc. Department of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville, FL, United States. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824088-5.00001-X>
  - Esfandiari, A., Abbasi, S., Peely, A. B., Mowla, D., Ghanbarian, M. A., Oleszczuk, P., & Turner, A. (2022). Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran). *Water research*, 220, 118622. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118622>
  - Fahrenfeld, N., Arbuckle-Keil, G., Beni, N. N., & Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 248-254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
  - Fryczkowska, B., & Przywara, L. (2021). Removal of microplastics from industrial wastewater utilizing an ultra-filtration composite membrane rGO/PAN application, desalination. *Water treatment*, 214, 252-262. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26665>
  - Fu, D., Chen, C. M., Qi, H., Fan, Z., Wang, Z., Peng, L., & Li, B. (2020). Occurrences and distribution of microplastic pollution and the control measures in China. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110963. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110963>
  - Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 2375-2548. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
  - Gnanasekaran, G., Arthanareeswaran, G., & Sun Mok, Y. (2021). A high-flux metal-organic framework membrane (PSF/MIL-100 (Fe)) for the removal of microplastics adsorbing dye contaminants from textile wastewater. *Separation and Purification Technology*, 277, 119655. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119655>
  - Grbic, J., Nguyen, B., Guo, E., You, J. B., Sinton, D., & Rochman, C. M. (2019). Magnetic extraction of microplastics from environmental samples. *Environmental Science & Technology Letters*, 6, 68-72. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00671>
  - Gui, X., Ren, Z., Xu, X., Chen, X., Chen, M., Wei, Y., Zhao, L., Qiu, H., Gao, B., & Cao, X. (2022). Dispersion and transport of microplastics in three water-saturated coastal soils. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127614. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127614>
  - Guo, J.-J., Huang, X.-P., Xiang, L., Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H., & Wong, M.-H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment international*, 137, 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>
  - Hanif, M. A., Ibrahim, N., Dahalan, F. A., Ali, U. F. M., Hasan, M., & Jalil, A. A. (2022). Microplastics and nanoplastics: recent literature studies and patents on their removal from aqueous environment. *Science of the Total Environment*, 810, 152115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152115>
  - Huang, D., Wang, X., Yin, L., Chen, S., Tao, J., Zhou, W., Chen, H., Zhang, G., & Xiao, R. (2022). Research progress of microplastics in soil-plant system: ecological effects and potential risks. *Science of the Total Environment*, 812, 151487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151487>
  - Huang, J., Chen, H., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., & Gao, B. (2021). Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal*, 425, 131870. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131870>
  - Huffer, T., Praetorius, A., Wagner, S., Von der Kammer, F., & Hofmann, T. (2017). Microplastic exposure assessment in aquatic environments: learning from similarities. *Environmental Science and Technology*, 51, 2499-2507. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04054>
  - Igalavithana, A. D., Mahagamage, M. G. Y., Gajanayake, P., Abeynayaka, A., Gamaralalage, P. J. D., Ohgaki, M., Takenaka, M., Fukai, T., & Itsubo, N. (2022). Microplastics and potentially toxic elements: potential human exposure pathways through agricultural lands and policy based countermeasures. *Microplastics*, 1(1), 102-120. <https://doi.org/10.3390/microplastics1010007>
  - Islam, M. S., Lee, Z., Shaleh, A., & Soo, H. S. (2024). The United Nations Environment Assembly resolution to end plastic pollution: Challenges to effective policy interventions. *Environment, Development and Sustainability*

- ability, 26(5), 10927-10944. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03639-6>
- Kang, J., Zhou, L., Duan, X., Sun, H., Ao, Z., & Wang, S. (2019). Degradation of cosmetic microplastics via functionalized carbon nanosprings. *Matter*, 1, 745-758.
  - Kida, M., & Koszelnik, P. (2021). Investigation of the presence and possible migration from microplastics of phthalic acid esters and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Polymers and the Environment*, 29(2), 599-611. <https://doi.org/10.1007/s10924-020-01899-1>
  - Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of The Total Environment* 685, 96-103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
  - Kreyling, W. G., Semmler-Behnke, M., Seitz, J., Scymczak, W., Wenk, A., Mayer, P., Takenaka, S., & Oberdörster, G. (2009). Size dependence of the translocation of inhaled iridium and carbon nanoparticle aggregates from the lung of rats to the blood and secondary target organs. *Inhalation toxicology*, 21(sup1), 55-60. <https://doi.org/10.1080/08958370902942517>
  - Kumar, R., Sharma, P., Manna, C., & Jain, M. (2021). Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: a review. *Sci. Total Environ.*, 782, 146695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146695>
  - Larue, C., Sarret, G., Castillo-Michel, H., & PradasdelReal, A. E. (2021). A critical review on the impacts of nanoplastics and microplastics on aquatic and terrestrial photosynthetic organisms. *Small* 17 (20), 2005834. <https://doi.org/10.1002/sml.202005834>
  - Laxman, K., AlRashdi, M., AlSabahi, J., AlAbri, M., & Dutta, J. (2017). Supported versus colloidal zinc oxide for advanced oxidation processes. *Applied Surface Science*, 411, 285-290. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.03.139>
  - Li, M., Zhang, M., Rong, H., Zhang, H., L., Han, P., & Tong, M. (2021a). Transport and deposition of plastic particles in porous media during seawater intrusion and groundwater-seawater displacement processes. *Science of the Total Environment*, 781, 146752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146752>
  - Li, J., Wang, B., Chen, Z., Ma, B., & Chen, J. P. (2021b). Ultrafiltration membrane fouling by microplastics with raw water: behaviors and alleviation methods. *Chemical Engineering Journal*, 410, 128174. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128174>
  - Li, W., Zu, B., Yang, Q., Guo, J., & Li, J. (2023). Sources, distribution, and environmental effects of microplastics: a systematic review. *RSC Advances*, 13 (23), 15566-15574. <https://doi.org/10.1039/D3RA02169F>
  - Li, F., Huang, D., Wang, G., Cheng, M., Chen, H., Zhou, W., Xiao, R., Li, R., Du, L., & Xu, W. (2024). Microplastics/nanoplastics in porous media: Key factors controlling their transport and retention behaviors *Science of the Total Environment*, 926, 171658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171658>
  - Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462-471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
  - Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., & Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: characteristics and mechanisms. *Environment International*, 146, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>
  - Liu, Y.-c., Wu, L., Shi, G.-w., Cao, S.-w., & Li, Y.-s. (2022a). Characteristics and sources of microplastic pollution in the water and sediments of the Jinjiang River Basin, Fujian Province, China. *China Geology*, 5 (3), 429-438. <https://doi.org/10.31035/cg2022051>
  - Liu, Q., Chen, Y., Chen, Z., Yang, F., Xie, Y., & Yao, W. (2022b). Current status of microplastics and nanoplastics removal methods: Summary, comparison and prospect. *Science of the total environment*, 851, 157991. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157991>
  - Liu, Q., Liu, L., Huang, J., Gu, L., Sun, Y., Zhang, L., Lyu, K., & Yang, Z. (2022c). The response of life history defense of cladocerans under predation risk varies with the size and concentration of microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 427, 127913. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127913>
  - Llorente-García, B. E., Hernández-López, J. M., Zaldívar-Cadena, A. A., Siligardi, C., & Cedillo-González, E. I. (2020). First insights into photocatalytic degradation of HDPE and LDPE microplastics by a mesoporous N-TiO<sub>2</sub> coating: effect of size and shape of microplastics. *Coatings*, 10(7), 658. <https://doi.org/10.3390/coatings10070658>
  - Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., & Qu, J. (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Environmental Science: Advances journal*, 78, 267-275. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>
  - Mishra, A. K., Singh, J., & Mishra, P. P. (2021). Microplastics in polar regions: an early warning to the world's pris-

- tine ecosystem. *Science of the Total Environment*, 784, 147149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>
- Misra, A., Zambrzycki, C., Kloker, G., Kotyrba, A., Anjass, M. H., Franco Castillo, I., Mitchell, S. G., Güttel, R., & Streb, C. (2020). Water purification and microplastics removal using magnetic polyoxometalate-supported ionic liquid phases (magPOM-SILPs). *Angewandte Chemie - International Edition*, 59, 1601–1605. <https://doi.org/10.1002/anie.201912111>
  - Moteallemi, A., Dehghani, M. H., Momeniha, F., & Azizi, S. (2024). Nanoplastics as emerging contaminants: A systematic review of analytical processes, removal strategies from water environments, challenges and perspective. *Microchemical Journal*, 207, 111884. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.111884>
  - Mousazadehgavan, M., Khademi, S., Naeini, A. M., Yoosefdoost, I., Vashisht, V., Hashemi, M., Manouchehri, M., & Hashim, K. (2024). Fate of micro- and nanoplastics in water bodies: A critical review of current challenges, the next generation of advanced treatment techniques and removal mechanisms with a special focus on stormwater. *Journal of Water Process Engineering*, 67, 106159. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106159>
  - Natesan, U., Vaikunth, R., Kumar, P., Ruthra, R., & Srinivasalu, S. (2021). Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. *Chemosphere*, 277, 130263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>
  - Ni, B.-J., Zhu, Z.-R., Li, W.-H., Yan, X., Wei, W., Xu, Q., Xia, Z., Dai, X., & Sun, J. (2020). Microplastics mitigation in sewage sludge through pyrolysis: the role of pyrolysis temperature. *Environmental science & technology letters*, 7(12), 961–967. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00740>
  - Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science and Technology*, 50, 10777–10779. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>
  - O'Connor, D., Pan, S., Shen, Z., Song, Y., Jin, Y., Wu, W. M., & Hou, D. (2019). Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environmental Pollution* 249, 527–534. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.092>
  - O'Kelly, B. C., El-Zein, A., Liu, X., Patel, A., Fei, X., Sharma, S., Mohammad, A., Goli, V. S. N. S., Wang, J. J., Li, D., & et al. (2021). Microplastics in soils: An environmental geotechnics perspective. *Environmental Geotechnics*, 8, 586–618. <https://doi.org/10.1680/jenge.20.00179>
  - O'Kelly, B. C., Pantos, O., Weaver, L., Sarris, T. S., Goli, V. S. N. S., Mohammad, A., Singh, P., & Singh, D. N. (2022). Fate and impact of nano/microplastic in the geoenvironment–ecotoxicological perspective. *Environmental Geotechnics*, 11(4), 293–306. <https://doi.org/10.1680/jenge.22.00053>
  - Ouda, M., Banat, F., Hasan, S. W., & Karanikolos, G. N. (2023). Recent advances on nanotechnology-driven strategies for remediation of microplastics and nanoplastics from aqueous environments *Journal of Water Process Engineering*, 52, 103543. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103543>Get rights and content
  - Goh, P.S., Kang, H.S., Ismail, A.F., Khor, W.H., Quen, L.K. & Higgins. D. (2022). Nanomaterials for microplastic remediation from aquatic environment: Why nano matters? *Chemosphere*, 299, 134418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134418>
  - Paço, A., Jacinto, J., da Costa, J. P., Santos, P. S., Vitorino, R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Biotechnological tools for the effective management of plastics in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(5), 410–441. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1548862>
  - Park, E.-J., Han, J.-S., Park, E.-J., Seong, E., Lee, G.-H., Kim, D.-W., Son, H.-Y., Han, H.-Y., & Lee, B.-S. (2020). Repeated-oral dose toxicity of polyethylene microplastics and the possible implications on reproduction and development of the next generation. *Toxicology letters*, 324, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.01.008>
  - Pasalari, H., Farzadkia, M., Gholami, M., & Emamjomeh, M. M. (2019). Management of landfill leachate in Iran: valorization, characteristics, and environmental approaches. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 335–348. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0804-x>
  - Pathak, G. (2023). Plastic politics: industry stakeholders and the navigation of plastic control policy in India. *Environmental Politics*, 32(1), 135–156. <https://doi.org/10.1080/09644016.2021.2025301>
  - Petersen, F., & Hubbart, J. A. (2021). The occurrence and transport of microplastics: the state of the science. *Science of the Total Environment*, 758, 143936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>
  - Picó, Y., & Barceló, D. (2019). Analysis and prevention of microplastics pollution in water: current perspectives and future directions. *ACS omega*, 4(4), 6709–6719. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b00222>
  - Powell, J. J., Faria, N., Thomas-McKay, E., & Pele, L. C. (2010). Origin and fate of dietary nanoparticles and microplastics in the gastrointestinal tract. *Journal of au*

- toimmunity, 34(3), J226-J233. <https://doi.org/10.1016/j.jaut.2009.11.006>
- Prajapati, A., NarayanVaidya, A., & Kumar, A. R. (2022). Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (33), 49490-49512. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20723-y>
  - Qi, K., Cheng, B., Yu, J., & Ho, W. (2017). Review on the improvement of the photocatalytic and antibacterial activities of ZnO. *Journal of Alloys and Compounds*, 727, 792-820.
  - Rashid, R., Shafiq, I., Akhter, P., Iqbal, M. J., & Hussain, M. (2021). A state-of-the-art review on wastewater treatment techniques: the effectiveness of adsorption method. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 9050-9066. <https://doi.org/10.1016/j.jall-com.2017.08.142>
  - Ray, S. S., Lee, H. K., Huyen, D. T. T., Chen, S.-S., & Kwon, Y.-N. (2022). Microplastics waste in environment: A perspective on recycling issues from PPE kits and face masks during the COVID-19 pandemic. *Environmental Technology & Innovation*, 26, 102290. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102290>
  - Re, V. (2019). Shedding light on the invisible: addressing the potential for groundwater contamination by plastic microfibers. *Hydrogeology Journal*, 27(7), 2719-2727. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-01998-x>
  - Ren, Z., Gui, X., Xu, X., Zhao, L., Qiu, H., & Cao, X. (2021). Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126455>
  - Rius-Ayra, O., Bouhnouf-Riahi, O., & Llorca-Isern, N. (2020). Superhydrophobic and sustainable nanostructured powdered iron for the efficient separation of oil-in-water emulsions and the capture of microplastics. *ACS Applied Materials & Interfaces Journal* 12, 45629-45640. <https://doi.org/10.1021/acsami.0c13876>
  - Rizvi, N. B., Sarwar, A., Waheed, S., Iqbal, Z. F., Imran, M., Javaid, A., Kim, T. H., & Khan, M. S. (2024). Nano-based remediation strategies for micro and nanoplastic pollution: A review. *Journal of Contaminant Hydrology*, 245, 104380. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104380>
  - Salahshoor, Z., Shahbazi, A., & Maddah, S. (2021). Magnetic field-influenced nanofiltration membrane blended by CS-EDTA-mGO as multi-functionality green modifier to enhance nanofiltration performance, efficient removal of Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/Pb<sup>2+</sup>/RR195 and cyclic wastewater treatment. *Chemosphere*, 278, 130379. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130379>
  - Salahshoor, Z., Shahbazi, A., & Koutahzadeh, N. (2022). Developing a novel nitrogen-doped hollow porous carbon sphere (N-HPCS) blended nanofiltration membrane with superior water permeance characteristic for high saline and colored wastewaters treatment. *Chemical Engineering Journal*, 431, 134068. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134068>
  - Shi, J., Dong, Y., Shi, Y., Yin, T., He, W., An, T.,... & Lin, H. (2022). Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation. *Environmental Research*, 210, 112855. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112855>
  - Shruti, V. C., & Kuttralam-Muniasamy, G. (2023). Blanks and bias in microplastic research: Implications for future quality assurance. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 38, e00203. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2023.e00203>
  - Singh, N., Khandelwal, N., Ganie, Z. A., Tiwari, E., & Darbha, G. K. (2021). Eco-friendly magnetic biochar: an effective trap for nanoplastics of varying surface functionality and size in the aqueous environment. *Chemical Engineering Journal*, 418, 129405. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129405>
  - Singh, S., Chakma, S., Alawa, B., Kalyanasundaram, M., & Diwan, V. (2023). Identification, characterization, and implications of microplastics in soil-A case study of Bhopal, central India. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9, 100225. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100225>
  - Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>
  - Sun, C. Z., Wang, Z. G., Chen, L. Y., & Li, F. M. (2020). Fabrication of robust and compressive chitin and graphene oxide sponges for removal of microplastics with different functional groups. *Chemical Engineering Journal*, 393, 124796. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124796>
  - Tan, H., Yue, T., Xu, Y., Zhao, J., & Xing, B. (2020). Microplastics reduce lipid digestion in simulated human gastrointestinal system. *Environmental science & technology*, 54(19), 12285-12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02608>
  - Tang, K. H. D. (2021a). Interactions of microplastics with persistent organic pollutants and the ecotoxicological

- effects: a review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, 1(1), 24-34. <https://doi.org/10.53623/tasp.v1i1.11>
- Tang, Y., Zhang, S., Su, Y., Wu, D., Zhao, Y., & Xie, B. (2021b). Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. *Chemical Engineering Journal*, 406, 126804. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>
  - Thacharodi, A., Hassan, S., Meenatchi, R., Bhat, M. A., Hussain, N., Arockiaraj, J., Ngo, H. H., Sharma, A., Nguyen, H., & Pugazhendhi, A. (2024). Mitigating microplastic pollution: A critical review on the effects, remediation, and utilization strategies of microplastics. *Journal of Environmental Management*, 351, 119988. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119988>
  - Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304, 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
  - Tu, C., Chen, T., Zhou, Q., Liu, Y., Wei, J., Wanick, J. J., & Luo, Y. (2020). Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Science of the Total Environment*, 734, 139237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139237>
  - Van Der Does, M., Knippertz, P., Zschenderlein, P., Harrison, R. G., & Stuut, J. B. W. (2018). The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Science Advances*, 4 (12), eaau2768. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2768>
  - Viaroli, S., Lancia, M., & Re, V. (2022). Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review. *Science of the Total Environment*, 824, 153851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153851>
  - Walker, T. R. (2021). (Micro) plastics and the UN sustainable development goals. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 30, 100497. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100497>
  - Wang, L., Wu, W. M., Bolan, N. S., Tsang, D. C., Li, Y., Qin, M., & Hou, D. (2021a). Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. *Journal of hazardous materials*, 401, 123415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123415>
  - Wang, J., Sun, C., Huang, Q. X., Chi, Y., & Yan, J. H. (2021b). Adsorption and thermal degradation of microplastics from aqueous solutions by Mg/Zn modified magnetic biochars. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 12648. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126486>
  - Wanner, P. (2021). Plastic in agricultural soils-A global risk for groundwater systems and drinking water supplies? A review *Chemosphere* 264, 128453. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128453>
  - Wu, X., Lyu, X., Li, Z., Gao, B., Zeng, X., Wu, J., & Sun, Y. (2020). Transport of polystyrene nanoplastics in natural soils: effect of soil properties, ionic strength and cation type. *Sci. Total Environ.*, 707, 136065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136065>
  - Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., & Wang, L. (2019). Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): occurrence and removal. *Chemosphere*, 235, 1089-1096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.197>
  - Xu, Y., Chan, F. K. S., He, J., Johnson, M., Gibbins, C., Kay, P., Stanton, T., Xu, Y., Li, G., & Feng, M. (2021). A critical review of microplastic pollution in urban freshwater environments and legislative progress in China: recommendations and insights. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(22), 2637-2680. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1801308>
  - Xu, J., Zuo, R., Shang, J., Wu, G., Dong, Y., Zheng, S., & et al. (2023). Nano-and micro-plastic transport in soil and groundwater environments: sources, behaviors, theories, and models. *Science of the Total Environment*, 904, 166641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166641>
  - Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: a review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
  - Yao, L., Hui, L., Yang, Z., Chen, X., & Xiao, A. (2020). Freshwater microplastics pollution: detecting and visualizing emerging trends based on citespace II. *Chemosphere*, 245, 125627. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125627>
  - Yu, X., Huang, W., Wang, Y., Wang, Y., Cao, L., Yang, Z., & Dou, S. (2022). Microplastic pollution in the environment and organisms of Xiangshan Bay, East China Sea: an area of intensive mariculture. *Water research*, 212, 118117. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118117>
  - Zhang, Q., Xu, E. G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E. Y., & Shi, H. (2020). A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: direct human exposure. *Environmental Science and Technology*, 54, 3740-3751. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535>
  - Zhang, D., Chen, Q., Xu, T., & Yin, D. (2025). Current research status on the distribution and transport of

micro(nano)plastics in hyporheic zones and ground-water. *Journal of environmental sciences*, 151, 387–409.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.03.042>

- Zhao, S., Zhang, Z., Chen, L., Cui, Q., Cui, Y., Song, D., & Fang, L. (2022). Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil. *Applied Soil Ecology*, 176, 104486. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104486>
- Zhou, G. Y., Huang, X., Xu, H., Wang, Q. G., Wang, M. J., Wang, Y. Q., Li, Q., Zhang, Y., Ye, Q., & Zhang, J. (2022). Removal of polystyrene nanoplastics from water by CuNi carbon material: the role of adsorption. *Science of the Total Environment*, 820, 153190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153190>