

Extraction, Identification, and Quantification Methods of Microplastics in Soil

Somayeh Sefidgar Shakolaie¹ , Azam Taheri² 

1- Corresponding Author, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Rasht, Iran.

E-mail: s.sefidgar16@gmail.com

2- Department of Plant Protection, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Rasht, Iran.

E-mail: azamtaheri98@gmail.com

Received: December 3, 2025

Revised: January 29, 2026

Accepted: January 30, 2026

Published: January 31, 2026

Extended Abstract

Background and Objectives

Plastics are indispensable to today's society due to their extensive use in various aspects of daily life. However, improper disposal methods have turned plastic pollution into a significant environmental issue. As the abundance of microplastics (MPs) continues to increase in the environment, their presence in agricultural soils has attracted growing attention. MPs can alter soil physical and chemical properties and be taken up by plants and soil organisms, leading to both physical and chemical damage. When their concentrations in soil exceeds a certain threshold, significant ecological harm may occur. Therefore, reliable extraction and identification of MPs in soil are essential for assessing pollution levels. However, because soils contain numerous particles similar in size and density to MPs, distinguishing them is more challenging than in aquatic systems. Currently, no standardized method exists for quantifying MPs in soil. Although various extraction and identification techniques have been proposed, they differ considerably in sampling, purification, digestion, and analytical approaches.

Review methodology

ResearchGate, Scopus, Google Scholar, Web of Science, and ScienceDirect.com were used as sources to gather information for this study. These database sites were preferred because these sites are the most complete and contain the most prominent and important research publications. The major search term was "Extraction and identification methods of microplastics". In this strategy, 45 articles published between 2009 and 2025 were chosen. Furthermore, the relevant studies cited in the above publications were examined.

Results

Extraction, identification, and quantification of microplastics (MPs) from soil samples are reviewed in this work. MPs identification and quantification require accurate digestion of soil organic matter. Density separation methods are more efficient with high-density solutions, especially for small-sized MPs. Since soil types and polymers differ, digestion methods and density solutions need to be carefully selected. Regarding reagents, the most commonly used for removal of organic matter is H₂O₂ at 30% due to its effectiveness and low impact on polymers. However, in samples with high organic content, it is often combined with Fenton's reagent or enzymatic digestion. For low-density plastics, NaCl is the most frequently used because of its low cost and low toxicity. ZnCl₂ is preferred for recovering high-

density polymers, as it can be reused multiple times without losing efficiency, despite its higher cost. In terms of identification and quantification, both Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy and stereomicroscopy appear to be widely used. However, the current measurement units of particle count, or particle count per unit soil mass are not adequate to determine MPs concentrations for risk assessments. Mass-based quantification should therefore be developed to further assess MPs occurrence, calculate removal efficiency, and estimate MPs movement in the matrix. Even though previous studies cannot be compared and analyzed in a straightforward manner, it is evident that a recovery rate test should be included in the validation process. In addition, digestion methods should also be tested to assess whether microplastics are altered or degraded.

Conclusions

Integrated extraction and quantification methods may permit the development of standard soil MPs assessment protocols. We believe that the following aspects need further investigation: 1- At present, the extraction and identification methods of MPs in soil do not accurately extract and identify MPs, and the content and type of MPs in soil are unknown. Therefore, future research should strengthen the extraction and identification of MPs in soils and plants to understand whether NPs can enter the human food chain through soil. 2-The transport mechanism of MPs in soil is not clear and may be affected by water transport, tillage methods, plant root growth, and other factors. It is important to understand the transport mechanism of MPs in different soil textures to know how deep MPs can be transported and whether it will affect groundwater. 3-There are few studies on the source and fate of MPs in soil. Understanding the source of MPs in soil can be controlled from the source. Microorganisms can degrade MPs in soil, which is significant for microorganism's proliferation that can degrade MPs without adversely affecting the agricultural environment. 4- Designing a standard procedure that is fast, convenient, and practical for MPs extraction and identification that can be used to analyze the source of MPs in agricultural soil and the degree of soil pollution, thus improving the soil environment and food security.

Keywords: Environmental remediation, Organic matter, Plastics, Soil pollution.

Author Contributions

S. Sefidgar Shakolaie wrote the first manuscript. A. Taheri Shahrestani provided critical feedback and helped shape the research, analysis and manuscript.

Data Availability Statement

No data was used for the research described in the article.

Acknowledgements

The authors would like to sincerely thank the anonymous reviewers for their valuable comments and constructive suggestions, which greatly contributed to improving the quality of this manuscript. The authors also wish to express their gratitude to the editor for their guidance and support throughout the review process.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

Cite this article: Sefidgar Shakolaie, S. & Taheri, A. (2025). Extraction, identification, and quantification methods of microplastics in soil. *Journal of Soil and Plant Science*, 35(4), 41-75. <https://doi.org/10.22034/sps.2026.70508.1027>

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



Copyright © 2025 The Authors.
Publisher: The University of Tabriz





مقاله مروری

روش‌های جداسازی، شناسایی و تعیین مقدار میکرو پلاستیک‌ها در خاک

سمیه سفیدگر ساکلای^۱✉، اعظم طاهری^۲

۱- نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.

رایانامه: s.sefidgar16@gmail.com

۲- گروه گیاهپزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران. رایانامه: azamtaheri98@gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۹/۱۲	تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۱/۰۹
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۱۰	تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۱/۱۱

چکیده

با افزایش روزافزون فراوانی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست، حضور آن‌ها در خاک‌های کشاورزی به موضوعی مورد توجه تبدیل شده است. این ذرات می‌توانند ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک را تغییر دهند. زمانی که مقدار این ذرات در خاک از حد معینی فراتر رود، می‌تواند خسارت‌های محیط‌زیستی قابل‌توجهی ایجاد کند. از این رو، تدوین روش‌های دقیق، استاندارد و کارآمد برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های متنوع محیطی ضروری به نظر می‌رسد. این ذرات در محیط‌های پیچیده نظیر کمپوست، رسوبات، خاک‌های زراعی، لجن فاضلاب و در نمونه‌های ساده‌تری مانند آب لوله‌کشی و آب آشامیدنی بسته‌بندی شده مشاهده می‌شوند. مراحل عمومی جداسازی میکروپلاستیک‌ها معمولاً شامل خشک‌کردن نمونه، الک‌کردن برای حذف ذرات درشت‌تر، حذف مواد آلی، جداسازی پایه جرم مخصوص برای تفکیک پلی‌مرها، صاف‌کردن با استفاده از الک‌هایی با اندازه منافذ متفاوت، خشک‌کردن صافی‌ها در آون و در نهایت شناسایی نوع پلی‌مر است. محیط‌های دارای مقادیر بالای مواد آلی، به مراحل اختصاصی برای حذف مؤثر این ترکیب‌ها نیاز دارند. این مقاله، مروری بر روش‌های جداسازی و شناسایی و تعیین مقدار میکروپلاستیک‌ها در خاک، رسوبات و آب است و بر نمونه‌برداری و نگهداری خاک‌های کشاورزی، جداسازی ذرات، حذف مواد آلی و شناسایی تحلیلی تمرکز دارد. همچنین، مزایا و معایب روش‌های موجود مقایسه شده و موضوعات پژوهشی آینده برای بهبود دقت و تکرارپذیری اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌ها در خاک پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، اصلاح محیط‌زیست، پلاستیک‌ها، ماده آلی.

استناد به این مقاله: سفیدگر ساکلای، س. و طاهری، ا. (۱۴۰۴). روش‌های جداسازی، شناسایی و تعیین مقدار میکرو پلاستیک‌ها در خاک. نشریه دانش خاک و گیاه، ۳۵(۴)، ۴۱-۷۵.

<https://doi.org/10.22034/sps.2026.70508.1027>

مقدمه

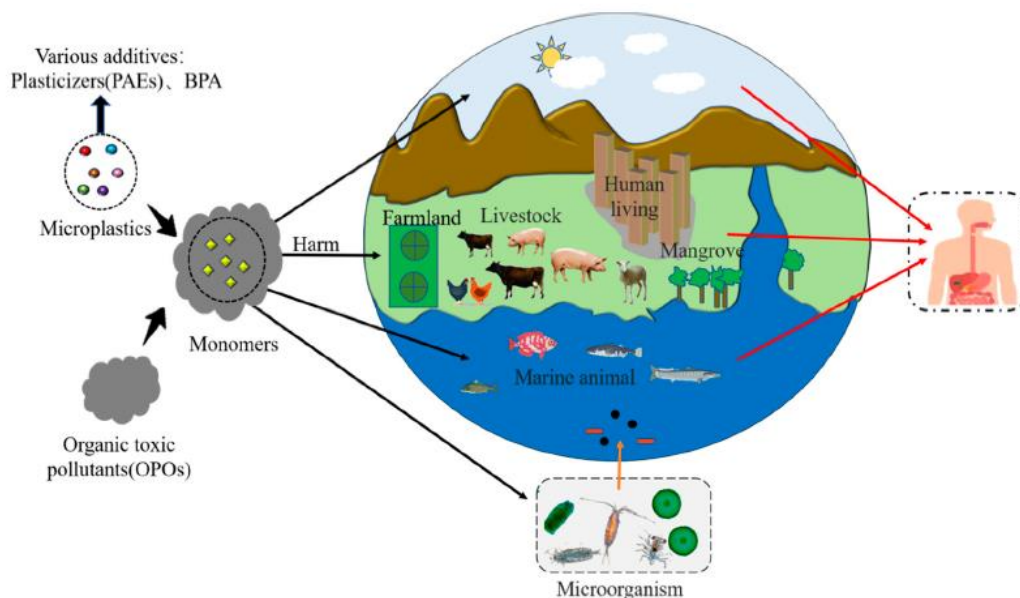
میکروپلاستیک‌ها^۱ ذرات کوچک‌تر از ۵ میلی‌متر هستند که به‌طور گسترده در محیط‌های خاک، آب و هوا یافت می‌شوند (Wang *et al.*, 2021). این ذرات بسته به منشأ و مدت زمان حضورشان در محیط، دارای ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی متفاوتی هستند (Wright *et al.*, 2013). به‌طور کلی، میکروپلاستیک‌ها را می‌توان به دو گروه اولیه و ثانویه تقسیم کرد. میکروپلاستیک‌های اولیه ذراتی هستند که به‌طور عمدی برای کاربردهای خاص در محصولات آرایشی، تولید می‌شوند مانند میکرومهره‌ها^۲ که ذرات کروی و بسیار ریزی هستند که معمولاً از پلی‌مرهای مصنوعی ساخته می‌شوند. در مقابل، میکروپلاستیک‌های ثانویه از تجزیه و خرد شدن پلاستیک‌های بزرگ‌تر (ماکروپلاستیک‌ها) از جمله لیاف منسوجات مصنوعی حاصل می‌شوند (Zhang *et al.*, 2020). این ذرات در محیط‌های بسیار متنوعی از جمله خاک، آب (مانند اقیانوس‌ها، رودخانه‌ها، سواحل و تالاب‌ها) و حتی در دستگاه گوارش مهره‌داران و بی‌مهرگان شناسایی شده‌اند (Zhang *et al.*, 2020).

در دهه اخیر، حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط خاک به‌ویژه به‌دلیل اثرهای منفی بالقوه بر زیست‌بوم‌های زمینی، به‌عنوان یک نگرانی محیط‌زیستی در جهان مورد توجه ویژه قرار گرفته است (Wang *et al.*, 2020). اراضی کشاورزی، یکی از مهم‌ترین محل‌های تجمع این ذرات محسوب می‌شوند (Wang *et al.*, 2020). گزارش شده‌است که بیش از ۸۰ درصد از زباله‌های پلاستیکی در خشکی، وارد خاک می‌شوند. بنابراین، خاک یکی از بزرگ‌ترین مخازن میکروپلاستیک‌ها در زمین است که عمدتاً به‌دلیل انتشار گسترده محصولات پلاستیکی از مسیرهایی نظیر آبیاری با فاضلاب، فرایندهای صنعتی تولید پلاستیک و رسوب‌گذاری جوی^۳ است (Bläsing *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2022). Liu *et al.* (2018) گزارش کردند که غلظت میکروپلاستیک‌ها در خاک مزارع شانگهای چین می‌تواند به‌طور میانگین تا ۷۰/۳ نانوگرم بر کیلوگرم برسد (Liu *et al.*, 2018). میکروپلاستیک‌ها به‌دلیل اندازه بسیار کوچک، نسبت بالای سطح به حجم و توانایی جذب یا آزادسازی آلاینده‌ها، از نظر اثرهای بالقوه زیان‌بار بر جانداران و سلامت انسان تهدید محسوب می‌شوند (Wang *et al.*, 2025) (شکل ۱). از این‌رو، پایش و ردیابی این ذرات برای درک میزان حضور و پراکندگی آن‌ها در محیط‌زیست، ضروری است. مطالعه میکروپلاستیک‌ها مستلزم به‌کارگیری روش‌های متنوع جداسازی، شناسایی و اندازه‌گیری در محیط‌های مختلف (خاک، آب، هوا و غیره) است (Savino *et al.*, 2022). جداسازی بر پایه جرم مخصوص دقیق پلی‌مرها از خاک، گامی حیاتی در مطالعات میکروپلاستیک‌ها است زیرا انجام نادرست این مرحله می‌تواند منجر به آلودگی متقاطع و خطا در شناسایی یا تشخیص نادرست ذرات شود (Larrea *et al.*, 2025). هنگامی که نمونه‌های محیطی حاوی مقادیر بالای مواد آلی هستند، استفاده از روش‌های هضم شیمیایی برای تجزیه این ترکیبات و آزادسازی ذرات میکروپلاستیک، مرحله‌ای ضروری در فرایند جداسازی است. بقایای آلی معمولاً دارای جرم مخصوص مشابه با پلی‌مرها هستند و ممکن است در مرحله جداسازی بر پایه جرم مخصوص همراه با ذرات پلاستیکی شناور باقی بمانند. در نتیجه، جداسازی بر پایه جرم مخصوص، تعیین غلظت این ذرات را با مشکل مواجه می‌سازد (Savino *et al.*, 2022). روش‌های مختلفی برای هضم مواد آلی وجود دارند که شامل استفاده از عوامل اکسیدکننده، اسیدها، بازها یا آنزیم‌ها هستند (Savino *et al.*, 2022). با این حال، هیچ‌یک از این روش‌ها به‌طور کامل قادر نیستند مواد آلی را حذف کنند بدون آنکه به ساختار پلی‌مرها آسیب وارد نمایند (Savino *et al.*, 2022).

¹-Microplastics

²-Microbeads

³-Atmospheric sedimentation



شکل ۱- اثرهای منفی افزودنی‌ها، رنگ‌ها و آلاینده‌های آلی موجود در پلاستیک‌ها بر انسان و طبیعت (Cai et al., 2023).

مطالعات متعدد نشان داده‌اند که روش‌هایی نظیر واکنش فنتون^۱ ($Fe^{2+} + H_2O_2$)، استفاده از آب اکسیژنه در دماهای کنترل‌شده، پرسولفات ($S_2O_8^{2-}$) در حضور فعال‌سازها و فرایند فوتو-فنتون، اثرهای متفاوتی بر پلی‌مرهای رایج مانند پلی‌اتیلن ترفتالات^۲ (PET)، پلی‌اتیلن با جرم مخصوص بالا^۳ (HDPE)، پلی‌وینیل‌کلراید^۴ (PVC)، پلی‌اتیلن با جرم مخصوص کم^۵ (LDPE)، پلی‌پروپیلن^۶ (PP) و پلی‌استرین^۷ (PS) دارند. میزان تأثیر هر روش وابسته به اندازه ذرات، ساختار شیمیایی و سطح آسیب‌پذیری پلی‌مرها است (Radford et al., 2021). برای افزایش کارایی تجزیه و حذف آلودگی‌های آلی، از ترکیبات اسیدی و بازی در فرایندهای شیمیایی و فتوکاتالیست استفاده می‌شود. این ترکیبات با تغییر pH محیط، بر پایداری رادیکال‌های اکسیدکننده و انتخاب‌پذیری واکنش اثر می‌گذارند و در نتیجه می‌توانند کارایی فرایند را بهبود بخشند (Peneva et al., 2025).

در سال‌های اخیر، فرایندهای زیستی نیز به عنوان جایگزینی پایدار برای حذف میکروپلاستیک‌ها مورد توجه فزاینده‌ای قرار گرفته‌اند. در میان این روش‌ها، آنزیم‌ها به دلیل ویژگی‌هایی همچون انتخاب‌پذیری بالا، سازگاری محیط‌زیستی، عملکرد مؤثر در شرایط ملایم و عدم تولید محصولات جانبی سمی، گزینه‌ای مناسب برای تخریب پلی‌مرهای پلاستیکی محسوب می‌شوند (Yoshida et al., 2016; Danso et al., 2019). برای درک چگونگی آسیب میکروپلاستیک‌ها به محیط‌های کشاورزی، باید از خاک کشاورزی نمونه‌برداری و تجزیه شود. با این حال، هیچ استاندارد توافقی برای جداسازی و شناسایی میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد. در واقع، فرایندهای استخراج و

1- Fenton

2- Polyethylene terephthalate

3- Density polyethylene

4- Polyvinyl chloride

5- Low-density polyethylene

6- Polypropylene

7- Polystyrene

شناسایی کمی برای میکروپلاستیک‌ها در خاک کشاورزی، نسبت به فرایندهای موجود در آب، وجود دارد. این مقاله روش‌های موجود برای جداسازی، شناسایی و تعیین مقدار میکروپلاستیک‌ها در خاک و رسوب را خلاصه می‌کند و از روش‌های مورد استفاده در آب‌ها بهره می‌برد. همچنین، مزایا و معایب روش‌های موجود مقایسه شده است.

نمونه‌برداری و آماده‌سازی خاک

نمونه‌های صنعت کشاورزی شامل شن، لجن، کمپوست، رسوبات، فاضلاب، خاک و غیره هستند. این نمونه‌ها عموماً برای جداسازی میکروپلاستیک‌های موجود در آن‌ها، نیاز به آماده‌سازی دارند. جداسازی میکروپلاستیک‌ها هم به نوع نمونه و هم به روش مورد استفاده برای شناسایی بعدی آن‌ها بستگی دارد. هرچه نمونه پیچیده‌تر باشد، آماده‌سازی بیشتری لازم دارد (Larrea et al., 2025). در فرایند شناسایی میکروپلاستیک‌ها در خاک با توجه به ناهمگونی و پیچیدگی خاک و طیف وسیع اندازه ذرات میکروپلاستیک‌ها، انتخاب روش مناسب نمونه‌برداری و آماده‌سازی اهمیت زیادی دارد (Junhao et al., 2021). اندازه نمونه به اهداف مورد بررسی، بستگی دارد، در حالی که مقدار نمونه با توجه به پارامتر مورد بررسی تعیین می‌شود (Junhao et al., 2021). محل نمونه‌برداری، عمق نمونه‌برداری و عمق و وزن نمونه باید از قبل تعیین شود. مناطق تجمع میکروپلاستیک‌ها، مانند مناطق رها شده در ابتدای مزرعه باید در نظر گرفته شوند (Junhao et al., 2021).

مکان‌ها و نقاط نمونه‌برداری

تکنیک‌های نمونه‌برداری شامل نمونه‌برداری تصادفی، سیستماتیک، طبقه‌بندی‌شده و ترکیبی است (Barahona and Iriarte, 2001). بسته به هدف پژوهش، از روش‌های تصادفی، سیستماتیک، طبقه‌بندی‌شده یا ترکیبی برای برداشت نمونه‌ها استفاده می‌شود تا داده‌ها نماینده واقعی خاک باشند. نمونه‌برداری ترکیبی شامل ترکیب زیرنمونه‌های مختلف در یک نمونه ترکیبی واحد است. برای افزایش دقت نمونه‌برداری، می‌توان چندین روش نمونه‌برداری را برای به دست آوردن داده‌های دقیق و بهینه‌سازی قدرت نمونه‌برداری ترکیب کرد (جدول ۱).

Scheurer and Bigalke (2018) نمونه‌برداری ترکیبی و سیستماتیک را با هم ترکیب کردند و سه نمونه ترکیبی، شامل پنج زیرنمونه، از هر قطعه در امتداد خط دشت سیلابی موازی با ساحل رودخانه برداشتند. (Huang et al., 2020) برای تشکیل یک نمونه بزرگ از نمونه‌برداری تصادفی ترکیبی و نمونه‌برداری مرکب، با استفاده از پنج قطعه یک متر در یک متر و سه تکرار از هر مکان استفاده کردند. (Zhang and Liu, 2018) نمونه‌برداری طبقه‌بندی‌شده، تصادفی و مرکب را با هم ترکیب کردند که هر نمونه شامل شش زیرنمونه از لایه‌های خاک ۰ تا ۵ سانتی‌متر یا ۵ تا ۱۰ سانتی‌متر در همان شش مکان نمونه‌برداری بود. کمینه تعداد مورد نیاز، از نقاط نمونه‌برداری هنگام اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های زراعی مهم است. به‌طور کلی، تعداد زیاد نقاط نمونه‌برداری دقت را بهبود می‌بخشد (Junhao et al., 2021).

عمق نمونه‌برداری

از آنجایی که خاک یک محیط سه‌بعدی است که تحت تأثیر عوامل دینامیکی مختلف، از جمله کشت کشاورزی، قرار می‌گیرد، غلظت‌های مختلف میکروپلاستیک‌ها در اعماق مختلف لایه‌های شخم (۰ تا ۴۰ سانتی‌متر) رخ می‌دهد، بنابراین در نظر گرفتن عمق نمونه‌برداری مهم است (Huang et al., 2020). برای زمین‌های کشاورزی بدون شخم، معمولاً نمونه‌های خاک از لایه ۰ تا ۵ سانتی‌متر گرفته می‌شود. برای خاک شخم زده، توزیع عمودی باید در نظر گرفته شود. برخی مطالعات (به عنوان مثال، Chen et al., 2020a) خاک را به دو لایه (۰ تا ۱۰ و ۱۰ تا ۲۰ سانتی‌متر) تقسیم کردند، در حالی که برخی دیگر (به عنوان مثال، Huang et al., 2020) خاک را برای نمونه‌برداری به سه لایه (۰ تا ۵، ۵ تا ۲۰

و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متر) تقسیم کردند. عمق نمونه‌برداری به عمق شخم بستگی دارد. اگرچه اعتقاد بر این است که هیچ ذره پلاستیکی در زیر لایه خاک‌ورزی وجود ندارد، اما مشخص نیست که آیا آن‌ها از طریق خاک حرکت می‌کنند یا خیر. He *et al.* (2018b) ذرات پلاستیکی بزرگی را در خاک‌های شخم‌زده تا عمق ۳۵ سانتی‌متر یافتند. شیوه‌های خاک‌ورزی تنها عواملی نیستند که بر توزیع عمودی ذره‌های پلاستیکی در زمین‌های کشاورزی تأثیر می‌گذارند. عوامل دیگر شامل رواناب، فرسایش خاک، اختلال ریشه، حمل و نقل حیوانات و موقعیت زمین‌های کشاورزی هستند (Dioses-Salinas *et al.*, 2020). به عنوان مثال، زمین‌های کشاورزی نزدیک بزرگراه‌ها یا کارخانه‌ها، با منابع گسترده ذره‌های پلاستیکی، ذره‌های پلاستیکی کوچک و ذره‌های پلاستیکی زیرخاک بیشتری نسبت به زمین‌های کشاورزی معمولی داشتند (Zhang and Liu, 2018). بنابراین، عمق نمونه‌برداری از زمین‌های کشاورزی در مکان‌های خاص باید به‌طور مناسب افزایش یابد. ویژگی‌های توزیع ذره‌های پلاستیکی مختلف در عمق خاک زمین‌های کشاورزی باید با دقت در نظر گرفته شود (Junhao *et al.*, 2021).

جدول ۱- مقایسه روش‌های نمونه‌برداری، مکان‌ها، نقاط و عمق‌ها در مطالعات مختلف.

روش نمونه‌برداری	محل نمونه‌برداری	نقاط نمونه‌برداری	عمق نمونه‌برداری (cm)	منابع
ترکیبی و سیستماتیک	دشت سیل	۴۳۵	۵-۰	Scheurer and Bigalke (2018)
تصادفی و مرکب	مزرعه پنبه	۲۸۴	۴۰-۲۰، ۲۰-۵، ۵-۰	Huang <i>et al.</i> , (2020)
طبقه‌بندی شده، تصادفی و مرکب	حائل زمین‌های کشاورزی و جنگل‌ها	۲۵۰	۱۰-۵، ۵-۰	Zhang and Liu (2018)
طبقه‌بندی شده و تصادفی	مزرعه برنج	-	۲۰-۱۰، ۱۰-۰	Chen <i>et al.</i> , (2020a)
-	مناطق نزدیک ساحل	-	۳-۰	Dai <i>et al.</i> , (2018)
طبقه‌بندی شده	زمین‌های زیر کشت سبزی‌ها	۶۰	۶-۳، ۳-۰	Liu <i>et al.</i> , (2018)
تصادفی و مرکب	زمین‌های زیر کشت سبزی‌ها	۱۰۰	۵-۰	Chen <i>et al.</i> , (2020b)

وزن نمونه و آماده‌سازی نمونه‌ها

وزن هر نمونه باید از مقدار مورد نیاز برای تعیین کمیت میکروپلاستیک‌ها بیشتر باشد. در مطالعات مختلف، وزن‌های نمونه‌برداری مختلف از ۵ گرم تا ۴ کیلوگرم استفاده شده‌است (جدول ۲). تا کنون مقدار کمینه مشخصی برای یک نمونه خاک مشخص نشده است. پس از نمونه‌برداری، اکثر نمونه‌ها باید قبل از جداسازی، ذخیره و نگهداری شوند. هیچ استاندارد مشخصی برای ذخیره یا نگهداری نمونه‌ها وجود ندارد (Junhao *et al.*, 2021). در مقالات، انتخاب دمای ذخیره و نگهداری دلخواه به نظر می‌رسد و از ۲۰- درجه سلسیوس تا دمای اتاق متغیر است (Crichton *et al.*, 2017; Felsing *et al.*, 2018). با این حال، این ممکن است تا حدی به این دلیل باشد که خاک نمونه‌برداری شده در برخی مطالعات ممکن است فقط برای تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها نباشد. در مقالات، خشک کردن نمونه‌ها و دمای خشک کردن قبل از استخراج میکروپلاستیک‌ها شرح داده شده است (جدول ۲). اکثر پژوهشگران اظهار داشتند که خشک کردن خاک، جداسازی میکروپلاستیک‌ها از خاک و حذف قطعات بزرگ پلاستیکی را آسان‌تر می‌کند. برای جلوگیری از تخریب میکروپلاستیک‌ها، دمای میانگین برای خشک کردن نمونه‌ها توصیه شده است. خشک کردن خاک در هوا به دلیل احتمال

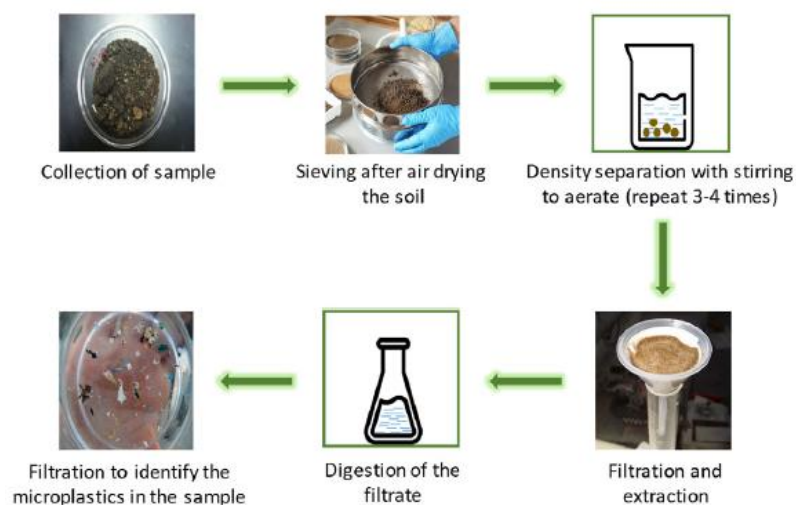
آلودگي هوا توصيه نمي‌شود. به‌طور كلي، پيشنهاده مي‌شود كه نمونه‌هاي خاك قبل از استخراج ميكروپلاستيک‌ها در دماي حدود ۶۰ درجه سلسيوس خشك شوند (Nuelle *et al.*, 2014).

جدول ۲- كيفيت آماده‌سازي نمونه‌هاي ميكروپلاستيک‌ها براي جداسازي.

منبع	دماي ذخيره (درجه سلسيوس)	دماي خشك كردن (درجه سلسيوس)	نمونه (گرم)
Xu <i>et al.</i> (2020)	-۲۰	۶۰	۵
Zhang <i>et al.</i> (2018)	۴	دماي اتاق	۱۰
Crichton <i>et al.</i> (2017)	-۲۰	۵۰	۵۰
Felsing <i>et al.</i> (2018)	دماي اتاق	۱۰۵	۱۵۰
Han <i>et al.</i> (2019)	-	۶۰	۲۰۰
Dai <i>et al.</i> (2018)	-	-	۵۰۰
Nuelle <i>et al.</i> (2014)	دماي اتاق	۶۰	۱۰۰۰
Zhou <i>et al.</i> (2018)	دماي اتاق	۱۰۵	۴۰۰۰

فرايند جداسازي

فرايند جداسازي ميكروپلاستيک‌ها معمولاً شامل چندين مرحله متوالي است كه هدف از آن جداسازي و آماده‌سازي ذرات براي شناسايي دقيق مي‌باشد. به‌طور كلي، اين مراحل شامل خشك كردن اوليه نمونه‌ها، الك كردن با استفاده از الك‌هايي با اندازه مش متفاوت، جداسازي ذرات پلي‌مري بر اساس جرم مخصوص، حذف مواد آلي، صاف كردن، خشك كردن نهايي صافي‌ها و شناسايي ذرات استخراج شده است (Larrea *et al.*, 2025) (شكل ۲).



شكل ۲- خلاصه‌اي از مراحل رايج در جداسازي ميكروپلاستيک‌ها از نمونه خاك (Kumar *et al.*, 2020).

الک کردن با استفاده از الک‌هایی با اندازه مش متفاوت

از آنجایی که خاک کشاورزی حاوی مواد آلی و معدنی متعددی (مانند ریشه و سنگ) است، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با سنگدانه‌های خاک یا مواد آلی مخلوط شوند و بر فرایند جداسازی تأثیر بگذارند. بنابراین، قبل از خالص‌سازی نمونه، ذرات بزرگ‌تر از ۵ میلی‌متر باید با الک ۵ میلی‌متری حذف شوند. (Junhao *et al.*, 2021) استفاده از الک‌های ۱ میلی‌متری را پیشنهاد کردند زیرا پلاستیک بزرگ‌تر از ۱ میلی‌متر با چشم غیرمسلح قابل مشاهده است و ذرات پلاستیکی ۱ تا ۵ میلی‌متری هنگام خیس شدن به هم می‌چسبند، معمولاً شن و ماسه بین آن‌ها گیر می‌افتد و آن‌ها را برای جداسازی با استفاده از روش جرم مخصوص، بسیار متراکم می‌کند (Junhao *et al.*, 2021). قبل از استخراج میکروپلاستیک‌ها، از الک‌ها عمدتاً برای حذف ذرات بزرگ در خاک استفاده می‌شود. در مرحله الک کردن، ذرات بزرگ‌تر از ۵ میلی‌متر حذف می‌شوند. در برخی مطالعات، تمام خاک از محل نمونه برداری برای بازیابی میکروپلاستیک‌ها با اندازه‌های خاص الک شد و هدف از آن، تعیین اندازه مش الک بود. اکثر پژوهشگران، الکی با اندازه مش بین ۲۰ تا ۵۰۰ میکرومتر (Leslie *et al.*, 2017) را انتخاب کرده‌اند که از فولاد یا آهن ساخته شده است. الک‌ها را می‌توان در چندین لایه روی هم چید تا یک شیب الک تشکیل شود که اندازه مش از بالا به پایین افزایش می‌یابد. برخی از پژوهشگران از الک‌هایی با پنج روزنه منافذ مختلف (۴/۷۵، ۰/۸۵، ۰/۳، ۰/۱۰۶، ۰/۰۲ میلی‌متر) استفاده کرده‌اند که به صورت متوالی روی هم چیده شده‌اند (Michielssen *et al.*, 2016). شیب الک کردن می‌تواند از انسداد الک و از دست رفتن نمونه جلوگیری کند.

جداسازی ذرات پلی‌مری

استخراج و جداسازی ذرات میکروپلاستیک از محیط‌های پیچیده، یکی از مراحل کلیدی در فرایند شناسایی و تجزیه این ذرات است. تا کنون، روش‌های گوناگونی برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها توسعه یافته‌اند که هر یک بر اساس ویژگی‌های فیزیکی یا شیمیایی خاصی از ذرات عمل می‌کنند. از مهم‌ترین این روش‌ها، می‌توان به جداسازی بر اساس جرم مخصوص، جداسازی الکترواستاتیکی، جداسازی با روغن، جداسازی مغناطیسی، جداسازی با حلال و جداسازی چرخشی^۱ اشاره کرد (Prosen *et al.*, 2021). هر یک از این روش‌ها دارای مزایا و محدودیت‌های خاص خود هستند و انتخاب آن‌ها به عواملی مانند نوع نمونه، اندازه و جرم مخصوص ذرات و هدف مطالعه (شناسایی کیفی یا کمی) بستگی دارد (Prosen *et al.*, 2021).

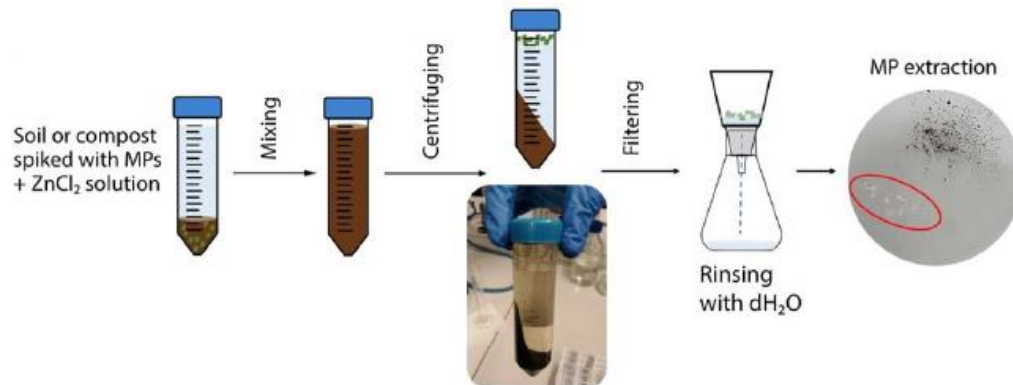
جداسازی ذرات پلی‌مری بر اساس جرم مخصوص

یکی از متداول‌ترین روش‌ها برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از خاک، جداسازی بر اساس جرم مخصوص است. در این روش، ذرات پلاستیکی سبک‌تر با استفاده از محلول‌های نمکی از خاک جدا می‌شوند (شکل ۳) (Junhao *et al.*, 2021). غلظت محلول نمک باید بر اساس جرم مخصوص ذرات پلاستیکی تنظیم شود. برای مثال، جرم مخصوص ۱/۱۸ گرم بر سانتی‌متر مکعب محلول سدیم کلرید (NaCl) برای جداسازی پلاستیک‌های سنگین‌تر مانند پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) کافی نیست (NOAA, 2015). Liu *et al.*, (2018) از محلول اشباع سدیم کلرید با جرم مخصوص ۱/۱۹ گرم بر سانتی‌متر مکعب همراه با عملیات اولتراسونیک برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از خاک کشاورزی استفاده کردند. با این روش، ۷ نوع از ۹ نوع میکروپلاستیک از جمله پلی‌متیل متاکریلات^۲ (PMMA)،

1- Circular Extraction

2- Polymethyl methacrylate

آکریلونیتریل بوتادین استایرن^۱ (ABS)، پلی کربنات^۲ (PC)، پلی آمید^۳ (PA)، پلی اتیلن (PE)، پلی پروپیلن (PP) و پلی استایرن (PS) با موفقیت جداسازی شدند.



شکل ۳- نمایش شماتیک جداسازی میکروپلاستیک به روش استخراج بر پایه جرم مخصوص (Prosenec et al., 2021).

جدول ۳- مقایسه روش‌های جداسازی میکروپلاستیک‌ها.

منبع	معایب	مزایا	روش جداسازی
Mani et al., (2019)	کارایی کمتر برای پلی‌مرهای با جرم مخصوص بالا (PVC); آلودگی سطحی ناشی از روغن؛ چالش برای ذرات بسیار ریز	ساده، کم‌هزینه، زمان کوتاه، دوستدار محیط‌زیست، مناسب برای پلی‌مرهای هیدروفوب	جداسازی با روغن
Hidalgo-Ruz et al., (2012)	نیاز به محلول‌های سنگین و گاه سمی (ZnCl ₂ , NaI)، بازیابی پایین برای ذرات بسیار ریز	روش استاندارد و رایج، کاربرد وسیع برای آب، رسوب و خاک، تجهیزات ساده	جداسازی براساس جرم مخصوص
Wang et al., (2023)	نیاز به مواد و تجهیزات تخصصی، هزینه بالا، روش در حال توسعه	بازیابی بالا، مستقل از جرم مخصوص، سرعت بالا با نانوذرات مغناطیسی	جداسازی مغناطیسی
Zhao et al., (2024)	مراحل بیشتر، باقی‌ماندن روغن روی ذرات، کاهش دقت شناسایی	افزایش راندمان نسبت به جرم مخصوص تنها، پوشش طیف وسیع‌تری از پلی‌مرها	استخراج دایره‌ای
Enders et al., (2020)	نیاز به خشک‌کردن کامل، کارایی پایین برای ذرات ریز، به‌تنهایی کافی نیست	کاهش حجم نمونه، مناسب به‌عنوان پیش‌پردازش، حذف مواد معدنی	جداسازی الکترواستاتیکی
Löder et al., (2015)	استفاده از حلال‌های آلی سمی، هزینه و پیچیدگی بالا، زمان‌بر	مناسب برای ذرات بسیار ریز، جداسازی انتخابی در محیط‌های پیچیده	جداسازی با حلال

با این حال، جداسازی پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و پلی‌وینیل کلراید (PVC) با این محلول امکان‌پذیر نبود. اگرچه سدیم کلرید ارزان و غیرسمی است، برای جداسازی پلاستیک‌های سنگین‌تر باید از محلول‌های چگال‌تر مانند روی کلرید (ZnCl₂)، سدیم یدید (NaI) یا روی برمید (ZnBr₂) استفاده کرد (Junhao et al., 2021). Crutchett and Bornt (2024). از محلول روی کلرید با جرم مخصوص ۱/۷ گرم بر سانتی‌متر مکعب برای جداسازی میکروپلاستیک‌های سنگین از

1- Acrylonitrile butadiene styrene

2- Polycarbonate

3- Polyamide

رسوبات استفاده کردند. ذرات شناور روی سطح محلول جمع‌آوری و صاف شدند. نتایج نشان داد که این روش قادر به بازیابی بیش از ۹۵ درصد میکروپلاستیک‌های با جرم مخصوص بالا از رسوبات بود (Crutchett and Bornt 2024). برخی از مزایا و معایب روش جداسازی بر اساس جرم مخصوص در جدول ۳ ارائه شده است.

جداسازی الکترواستاتیکی

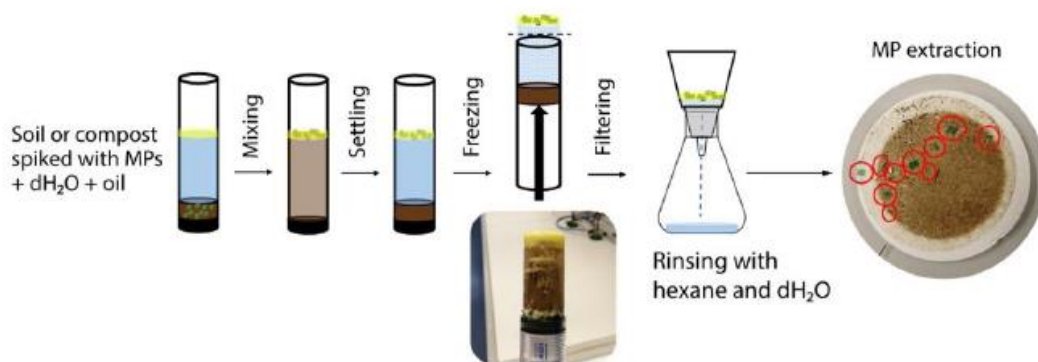
ذرات خاک و سایر مواد معدنی موجود در آن معمولاً رسانای الکتریکی هستند در حالی که پلاستیک‌ها دارای رسانایی بسیار کم یا غیررسانا می‌باشند. این تفاوت، امکان جداسازی این دو گروه ماده را با استفاده از یک میدان الکتریکی خارجی فراهم می‌کند. در روش جداسازی الکترواستاتیکی، ذرات بر اساس بار الکتریکی و نیروهای وارد بر آن‌ها از یکدیگر جدا می‌شوند. این روش که بدون نیاز به رطوبت انجام می‌شود، معمولاً برای جداسازی مواد خام اولیه و بازیافتی به کار می‌رود (Junhao et al., 2021). (Felsing et al., 2018). روشی سریع و ساده ارائه کردند که بر اساس رفتار الکترواستاتیکی ذرات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر عمل می‌کند. در این روش از یک دستگاه جداساز الکترواستاتیکی اصلاح‌شده برای فلز و پلاستیک استفاده شد. ۱۵۰ گرم از هر نمونه (شن کوارتزی، رسوبات آب شیرین و شن ساحلی) با ۱۰ ذره از هر نوع پلاستیک با اندازه (۶۳-۲۰۰ میلی‌متر، ۲۰۰-۶۳۰ میلی‌متر، ۶۳۰-۲۰۰۰ میلی‌متر و ۵۰۰۰ میلی‌متر) آلوده شدند. حد پایین قطر ذرات ۶۳ میلی‌متر بود زیرا ذرات کوچک‌تر را نمی‌توان به صورت جداگانه شمرد. بزرگ‌ترین ذرات قطری معادل ۵۰۰۰ میلی‌متر داشتند که به وسیله اداره ملی اقیانوسی و جوی به این صورت تعریف شدند (NOAA, 2015). ریزذرات آلوده شده با استفاده از جداکننده غلتکی^۱ از مواد نمونه مختلف جدا شدند تا مواد بر اساس رسانایی آن‌ها دسته‌بندی شوند. هر نمونه خشک از طریق قیف پرکن وارد جداکننده غلتکی شدند و به آرامی به وسیله نقاله ارتعاشی روی درام فلزی چرخان پراکنده شد. سرعت درام و نوار نقاله را می‌توان به‌طور جداگانه تنظیم کرد. هنگامی که درام می‌چرخد، تمام ذرات به میدان جداکننده غلتکی و لتاز^۲ بالا هدایت می‌شوند، جایی که هر ذره بر اساس خواص ویژه ماده خود به صورت الکترواستاتیکی باردار می‌شود. از آنجایی که درام به زمین متصل است، ذرات به محض خروج از میدان الکتریکی تخلیه می‌شوند و مواد با رسانایی بالاتر سریع‌تر از مواد با رسانایی کمتر تخلیه می‌شوند. به دلیل حرکت چرخشی درام، ذرات بر اساس سرعت تخلیه‌شان در جمع‌آوری‌کننده‌های نمونه مختلف ریخته می‌شوند. هرچه ذرات رسانایی کمتری داشته باشند، کندتر تخلیه می‌شوند و دیرتر به بخش مربوطه تقسیم می‌شوند: بخش نمونه (بخش غیررسانا شامل ذرات میکروپلاستیک و مقادیر کمی از باقیمانده‌های آلی و معدنی) و بخش باقیمانده دور ریخته شده (بخش رسانا) که عاری از مواد مصنوعی است. پس از چندین آزمایش، تنظیمات بهینه برای جداکننده غلتکی تعیین شد: ارتعاش تسمه نقاله روی ۹۰۰ دور در دقیقه و سرعت درام روی ۶۶/۵ دور در دقیقه تنظیم شد. و لتاز^۲ ۲۰ کیلوولت به الکتروود اعمال شد. بسته به مقدار ماده مورد استفاده، سه مرحله جداسازی از نظر مدت زمان متفاوت بودند. در مرحله اول، مدت زمان بین ۲ تا ۳ ساعت متغیر بود زیرا بخش‌هایی با اندازه دانه بزرگ‌تر سریع‌تر از بخش‌هایی با اندازه دانه ریزتر جدا می‌شوند. مرحله جداسازی دوم نصف زمان را به خود اختصاص داد، زیرا ماده کمتری برای جدا شدن وجود داشت و مرحله سوم فقط چند دقیقه طول کشید. وزن مواد جدا شده پس از هر مرحله تعیین شد. ذرات با قطر ۲۰۰ تا ۵۰۰۰ میلی‌متر به صورت بصری شمارش و ذرات با قطر ۶۳ تا ۲۰۰ میلی‌متر با استفاده از میکروسکوپ دیجیتال شمارش شدند. نتایج نشان داد که این روش قادر است تا ۹۹ درصد از جرم اولیه نمونه را بدون از دست دادن ذرات میکروپلاستیک جدا کند و به این ترتیب یک گزینه کارآمد و مقرون‌به‌صرفه برای پیش‌پردازش نمونه‌های خاک به شمار می‌رود (Felsing et al., 2018).

1- The Korona-Walzen-Scheider

در روش جداسازی الکترواستاتیکی، شرایطی مانند رطوبت نسبی محیط و مقدار رطوبت ذرات می‌تواند به شدت بر کارایی فرایند تأثیر بگذارد به طوری که رطوبت بالا موجب کاهش جداسازی می‌شود و عملکرد بهینه معمولاً در حدود رطوبت نسبی ۵۰ درصد دیده شده است (Achouri *et al.*, 2023). همچنین، اندازه ذرات نقش مهمی در کارایی دارد، به گونه‌ای که ذرات ریزتر بار الکتریکی مناسب نمی‌گیرند و جداسازی آن‌ها دشوارتر است (Enders *et al.*, 2020). ویژگی‌های سطحی ذرات مانند آلودگی یا چسبندگی می‌تواند اثرهای الکترواستاتیکی را تغییر دهد (López-Paneque, 2025). ذرات آلوده یا دارای سطح چسبنده به درستی دارای بار الکتریکی نمی‌شوند و منجر به کاهش جداسازی مؤثر می‌شوند (López-Paneque, 2025). برخی از مزایا و معایب روش جداسازی الکترواستاتیکی در جدول ۳ ارائه شده است.

جداسازی به روش استخراج بر پایه روغن

در سال‌های اخیر جداسازی میکروپلاستیک‌ها به روش استخراج بر پایه روغن با کاربردهای امیدوارکننده‌ای توسعه یافته است. در این روش، میکروپلاستیک‌ها بر اساس خاصیت روغن‌دوستی اغلب پلی‌مرهای پلاستیکی استخراج می‌شوند؛ به طوری که میکروپلاستیک‌ها هنگام تماس با روغن، صرف‌نظر از جرم مخصوص خود، به سمت لایه‌ی روغنی حرکت می‌کنند. (Prosenč *et al.*, 2021). مقدار ۱۰ گرم خاک آبرفتی را که با ۱۰ یا ۲۰ میکروپلاستیک LDPE یا PET آلوده شده بود، با محلول حاوی ۳۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه و ۳ میلی‌لیتر روغن زیتون مخلوط کردند. برای همگن شدن نمونه، نمونه‌ها تکان داده شدند. نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت برای رسوب‌گذاری به حال خود رها شدند و سپس به مدت یک شب در دمای ۱۸- درجه سلسیوس منجمد شدند. پس از انجماد، نمونه‌های منجمد با پیستون از ظروف خارج شدند. لایه روغن منجمد حاوی ذرات معلق (میکروپلاستیک) برداشته شد، در دمای اتاق ذوب شد و از صافی ۴۷ میلی‌متری عبور داده شد. ذرات معلق و بقایای باقیمانده با هگزان و آب دیونیزه شسته شدند تا هرگونه روغن باقیمانده حذف شود (شکل ۴) (Prosenč *et al.*, 2021).



شکل ۴- نمایش شماتیک جداسازی میکروپلاستیک به روش استخراج بر پایه روغن (Prosenč *et al.*, 2021).

تا کنون انواع مختلفی از روغن‌ها مانند روغن کانولا، کرچک و زیتون برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از رسوبات، خاک و لجن مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Prosenč *et al.*, 2021). (Lekše *et al.*, 2024). از ترکیب هضم لجن فاضلاب با استفاده از واکنشگر فنتون و روش جداسازی بر پایه روغن برای تعیین مقدار و شناسایی ذرات بزرگ‌تر از ۰/۸ میلی‌متر استفاده کردند. این روش با دستیابی به میزان بازیابی تا ۱۰۰ درصد برای برخی انواع میکروپلاستیک‌ها (از جمله پلی‌پروپیلن و پلی‌استایرن)، به عنوان یک روش جداسازی امیدوارکننده و کارآمد معرفی شد، زیرا این روش ضمن

حذف مؤثر مواد آلی، باعث تخریب پلی‌مرها نشده است. همچنین این روش در بسترهای غنی از مواد آلی نیز عملکرد مؤثری داشت (Lekše *et al.*, 2024).

Zhao *et al.* (2024) روش‌های مختلف استخراج میکروپلاستیک‌ها را بررسی کردند. این روش‌ها شامل استخراج روغن (با استفاده از آب + روغن کلزا و محلول اشباع NaCl + روغن کلزا) و استخراج جرم مخصوص (با محلول اشباع سدیم کلرید) بودند. آنان چهار نوع میکروپلاستیک، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن (PS) و پلی‌اتیلن (PE) را در هشت خاک کشاورزی (خاک سیاه، خاک شنی، خاک منطقه کوهستانی، خاک لسی، خاک قرمز، خاک بنفش، خاک منطقه کارست، فلات چینگهای-تبت) مطالعه کردند. هدف آنان بررسی تأثیر این روش‌ها بر شناسایی پلی‌مرها با استفاده از طیف‌سنجی مادون‌قرمز تبدیل فوریه با بازتابش کل تضعیف‌شده (FTIR-ATR) بود. نتایج نشان داد که برای میکروپلاستیک‌های PET با جرم مخصوص بالاتر (۱/۳۷ گرم بر سانتی‌متر مکعب) در هشت خاک کشاورزی، روش جداسازی روغنی مؤثرتر از استفاده از روش جداسازی جرم مخصوص بود. همچنین، میزان استخراج PET با روش‌های جداسازی روغنی از ۸۳ تا ۱۰۰ درصد و با استفاده از روش‌های استخراج جرم مخصوص در خاک‌های کشاورزی، به جز خاک قرمز، تنها صفر تا ۲۰ درصد متغیر بود. در خاک قرمز، میزان استخراج PET با استفاده از تیمار آب + روغن کلزا و محلول اشباع NaCl + روغن کلزا به ترتیب ۵۰ و ۵۶ درصد بود. میزان استخراج PP، PS و PE برای روش استخراج جرم مخصوص در خاک‌های کشاورزی به جز خاک قرمز بیش از ۸۰ درصد بود. میزان استخراج PP در خاک قرمز ۵۷ درصد بود. میزان استخراج پایین میکروپلاستیک‌های PP در خاک قرمز ممکن است به این واقعیت نسبت داده شود که میکروپلاستیک‌های PP بیشتر تحت تأثیر Fe^{3+} قرار می‌گیرند. میزان استخراج PET فقط از ۰ تا ۲۰ درصد متغیر بود که به این دلیل بود که جرم مخصوص محلول NaCl نزدیک به جرم مخصوص PET بود که ۱/۲ گرم بر سانتی‌متر مکعب بود. PET روی سطح معلق نمی‌ماند، اما به آرامی در پایین ته‌نشین می‌شود (Gu *et al.*, 2020). در خاک قرمز، میزان استخراج PET در روش استخراج روغن و PP با استفاده از روش استخراج جرم مخصوص کمتر از سایر خاک‌های کشاورزی بود. این نتیجه ممکن است به این دلیل این باشد که آن‌ها غنی از اکسیدهای آهن و اکسیدهای آلومینیم بودند و مقدار اکسیدهای آهن و اکسیدهای آلومینیم آن‌ها به ترتیب ۹/۴۴-۵۰/۳۶ درصد و ۲۶/۰۵-۱۵/۴۱ درصد بود (Wei *et al.*, 2014).

علاوه بر این، Fe^{3+} و Al^{3+} می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را در خاک کشاورزی جذب کنند (Cai *et al.*, 2018). مهاجرت میکروپلاستیک‌ها در خاک کشاورزی تحت تأثیر غلظت Fe^{3+} و Al^{3+} ، مقدار pH و مقدار مواد آلی محلول قرار گرفت (Wu *et al.*, 2020). علاوه بر این، مقدار مواد آلی در خاک قرمز دو برابر خاک لسی بود. با افزایش مقدار مواد آلی، نقاط جذب میکروپلاستیک‌ها در خاک کشاورزی کاهش می‌یابد، در نتیجه توانایی میکروپلاستیک‌ها برای مهاجرت افزایش می‌یابد و منجر به از دست رفتن میکروپلاستیک‌ها در خاک سطحی می‌شود (Cai *et al.*, 2018). همچنین، این احتمال وجود داشت که میکروپلاستیک‌های موجود در خاک قرمز در طی فرایندهای اصطکاک زمین‌های زراعی، تابش فرابنفش و تبادل آب باران که باعث تخریب بیشتر آن‌ها می‌شود، بیشتر پیر شوند و مساحت سطح ویژه و زبری سطح میکروپلاستیک‌ها افزایش یابد (Xu *et al.*, 2021). (Turner and Holmes (2015). میکروپلاستیک‌ها افزایش می‌یابد و میکروپلاستیک‌ها منجر به میزان استخراج پایین‌تری در خاک قرمز نسبت به سایر خاک‌های کشاورزی در طول فرایند هوازگی می‌شود. برخی از مزایا و معایب روش جداسازی بر اساس روغن در جدول ۳ ارائه شده است.

جداسازی مغناطیسی

جداسازی مغناطیسی به عنوان یک روش مؤثر و پایدار برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی و خاکی مورد توجه قرار گرفته است. این روش به‌ویژه برای میکروپلاستیک‌های کوچک (کوچک‌تر از ۲۰ میکرومتر) و با جرم مخصوص پایین مناسب است. مواد مغناطیسی، از جمله نانوذرات فلزی و نانوکامپوزیت‌های پلی‌مری با بهره‌گیری از برهم‌کنش‌های آب‌گریز و الکترواستاتیکی، امکان جذب مؤثر میکروپلاستیک‌ها را فراهم می‌کنند. این مواد، امکان جداسازی سریع و انتخابی میکروپلاستیک‌ها را فراهم می‌کنند، هزینه‌های عملیاتی را به کمینه می‌رسانند و به‌عنوان یک رویکرد قابل توسعه و دوستدار محیط‌زیست برای کاهش آلودگی میکروپلاستیک‌ها در زیست‌بوم‌ها مطرح هستند (Srivastava *et al.*, 2025). استفاده از تکنیک‌های تخریب تکمیلی، مانند آبکافت آنزیمی، اکسایش فوتوکاتالیستی و فرایندهای الکتروشیمیایی، می‌تواند تجزیه میکروپلاستیک‌ها به محصولات جانبی غیرسمی را افزایش دهند و اثر حذف آن‌ها به‌وسیله جداسازی مغناطیسی را تکمیل کنند. راهبردهای هم‌افزایی که جداسازی و تخریب را با هم ترکیب می‌کنند، راندمان کلی اصلاح را بهبود می‌بخشند و جایگزین‌های پایداری برای روش‌های مرسوم ارائه می‌دهند (Srivastava *et al.*, 2025).

با وجود این مزایا، روش جداسازی مغناطیسی با محدودیت‌ها و چالش‌های عملی قابل‌توجهی نیز همراه است (جدول ۳). مهم‌ترین محدودیت این روش، وابستگی مستقیم آن به خاصیت مغناطیسی ذرات است، به‌طوری‌که تنها مواد فرومغناطیس یا پارامغناطیس با کارایی بالا قابل جداسازی هستند و برای مواد غیرمغناطیسی، استفاده از پیش‌تیمار یا ترکیب با روش‌های دیگر اجتناب‌ناپذیر است (Ku *et al.*, 2024). افزون بر این، کاهش کارایی در جداسازی ذرات بسیار ریز، به‌ویژه در مقیاس میکرونی و زیرمیکرونی، یکی از چالش‌های اساسی محسوب می‌شود، زیرا نیروی مغناطیسی اعمال‌شده بر این ذرات برای غلبه بر نیروهای هیدرودینامیکی و برهم‌کنش‌های سطحی کافی نیست (Lv *et al.*, 2025). این محدودیت در کاربردهای محیط‌زیستی، به‌ویژه در حذف میکروپلاستیک‌ها از آب و خاک، اهمیت بیشتری می‌یابد، چرا که مطالعات نشان داده‌اند جداسازی مغناطیسی به‌تنهایی قادر به حذف کامل این آلاینده‌ها نبوده و نیازمند ادغام با فرایندهایی نظیر جذب یا تخریب شیمیایی است (Srivastava *et al.*, 2025). از سوی دیگر، حساسیت بالای عملکرد سیستم به پارامترهای عملیاتی شامل شدت و گرادین میدان مغناطیسی، اندازه ذرات، سرعت جریان و ترکیب خوراک، فرایند بهینه‌سازی را پیچیده و زمان‌بر می‌سازد (Ku *et al.*, 2024). همچنین، استفاده از تجهیزات با شدت میدان بالا مستلزم هزینه‌های قابل‌توجه سرمایه‌گذاری و نگهداری است که می‌تواند کاربرد صنعتی این روش را در مقیاس بزرگ با محدودیت مواجه کند (Paz González *et al.*, 2025).

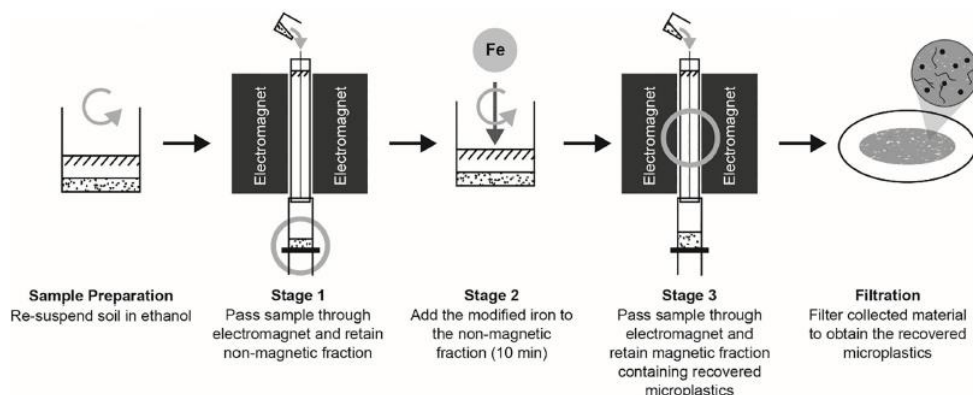
جداسازی میکروپلاستیک‌ها با مواد مغناطیسی و بازده حذف آن‌ها

جدول ۴ یک نمای کلی از کارایی حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از مواد مغناطیسی و روش‌های مختلف ارائه می‌دهد. میکروپلاستیک‌های کوچک (> ۲۰ میکرومتر) بازده بالایی حدود ۹۲ درصد در شرایط آزمایش‌شده نشان دادند، در حالی که بازده میانگین برای میکروپلاستیک‌های بزرگ، ۹۳ درصد گزارش شد. مطالعه دیگری، فیلتراسیون مغناطیسی بزرگ‌دانه را برای حذف میکروپلاستیک‌ها از سوسپانسیون‌های رقیق بررسی کرد (Rhein *et al.*, 2019). تجمع ذرات با کمک برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک بین ذرات مغناطیسی و غیرمغناطیسی انجام شد. این مطالعه نشان داد که قدرت یونی و pH تأثیر قابل‌توجهی بر کارایی فرایند دارند و بازده جداسازی تا ۹۵ درصد رسید. پس از مغناطیسی شدن میکروپلاستیک‌ها، یک میدان مغناطیسی خارجی اعمال شد تا کمپلکس‌های میکروپلاستیک ذره مغناطیسی از محیط جدا و بازیابی شوند. در مطالعه‌ای دیگر، از نانوجل‌های اکسید آهن برای اتصال به میکروپلاستیک‌های PE با تیمار

اولتراسونیک و سپس جداسازی با مغناطیس دائم استفاده شد (Gallo *et al.*, 2024). در شرایط بهینه، این روش توانست تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم میکروپلاستیک به ازای هر گرم نانوگل‌های اکسید آهن حذف کند. مطالعه‌ای نشان داد که حذف PVC با بیوچار مغناطیسی ذرت و پوست گردو به ترتیب ۹۴ و ۹۲ درصد بود (Li and Chen, 2024). میزان جذب مشاهده شده به مقدار اکسید آهن سطحی و ترکیب یونی بستگی داشت؛ یون‌های تک‌ظرفیتی کارایی حذف را افزایش داده و یون‌های دو ظرفیتی آن را کاهش دادند. علاوه بر این، مغناطیسی شدن PVCها به وسیله اکسید آهن باعث تجمع آن‌ها شد و جداسازی آسان با میدان مغناطیسی خارجی را امکان‌پذیر ساخت. این یافته‌ها پتانسیل بیوچار مغناطیسی را برای کاربردهای تصفیه فاضلاب نشان می‌دهند و یک راهکار کم‌هزینه و قابل توسعه برای پاکسازی نانوذرات ارائه می‌کنند. در مطالعه‌ای دیگر، از نانو اکسید آهن به شکل گل برای اتصال به میکروپلاستیک‌های PE با استفاده از تیمار اولتراسونیک و سپس جداسازی با مغناطیس دائم استفاده شد (Gallo *et al.*, 2024). در شرایط بهینه، این روش توانست تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم میکروپلاستیک به ازای هر گرم نانوگل حذف کند. همچنین، استفاده از حامل‌های مغناطیسی Fe_3O_4 باعث پوشش‌دهی مؤثر ذرات میکروپلاستیک و تشکیل تجمعات مغناطیسی قوی شد که با فیلتر مغناطیسی با گرادیان بالا جداسازی شدند و در نهایت ۱۰۰ درصد کارایی حذف حاصل شد (Zhang *et al.*, 2023). این نتایج نشان‌دهنده اثربخشی چشمگیر جداسازی مغناطیسی در کنترل آلودگی میکروپلاستیک در زیست‌بوم‌های آبی است. Rhein *et al.* (2022) با استفاده از روش فیلتراسیون بذر مغناطیسی^۱ نشان دادند که رفتار تجمعی میکروپلاستیک‌ها به میزان آب‌گریزی^۲ سطح آن‌ها وابسته است، به طوری که پلی‌مرهای آب‌گریزتر شامل پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن با جرم مخصوص پایین (LDPE)، پلی‌وینیل کلرید (PVC) و پلی‌استایرن (PS) با مگنتیت سیلانیزه^۳ به طور مؤثر تجمع یافته است. بازده حذف پلی‌مرهای PP، PS، LDPE و PET تا ۱۰۰ درصد گزارش شد، در حالی که PVC به دلیل ماهیت نسبتاً آبدوست‌تر، تمایل بیشتری به مگنتیت آبدوست نشان داد. سلولز نیز به سبب آبدوستی بالا، مشارکت ناچیزی در فرایند تجمع داشت که بیانگر گزینش‌پذیری بالای این روش است.

از سوی دیگر، در مطالعه (Ramage *et al.*, 2022)، یک روش نوین سه‌مرحله‌ای مبتنی بر جداسازی مغناطیسی با گرادیان بالا^۴ برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از خاک به کار گرفته شد. در مرحله نخست، اجزای مغناطیسی خاک با استفاده از جداسازی مغناطیسی با گرادیان بالا حذف شدند. در مرحله دوم، میکروپلاستیک‌ها از طریق اتصال نانوذرات آهن اصلاح‌شده‌ی سطحی به‌طور مغناطیسی نشانه‌گذاری شدند. در مرحله سوم، میکروپلاستیک‌های نشانه‌گذاری شده با استفاده از جداسازی مغناطیسی با گرادیان بالا بازیابی شدند (شکل ۵). این روش برای چهار نوع مختلف خاک (لوم، لوم شنی با کربن بالا، لوم شنی، و لوم شنی با مقدار رس بالا) که با انواع مختلف ریزپلاستیک‌ها (پلی‌اتیلن، پلی‌اتیلن ترفتالات، و پلی‌تترافلورواتیلن) در اندازه‌های متفاوت ذره‌ای (۶۳ میکرومتر تا ۲ میلی‌متر) و نیز الیاف پلی‌اتیلن (۲ تا ۴ میلی‌متر) آلوده‌سازی شده بودند، بهینه‌سازی شد. نتایج نشان داد که جداسازی مغناطیسی در تمامی انواع خاک و به‌ویژه در بازیابی میکروپلاستیک‌های با جرم مخصوص بالا مانند PET و PTFE و PE کارایی بالاتری نسبت به روش جداسازی جرم مخصوص دارد. همچنین، کاربرد موفق این روش در خاک مزرعه و توانایی آن در بازیابی کمپلکس‌های الیاف پلی‌اتیلن نشان می‌دهد که جداسازی مغناطیسی می‌تواند به‌عنوان روشی دقیق‌تر برای برآورد واقعی‌تر فراوانی میکروپلاستیک‌ها در مطالعات پایش آلودگی خاک مورد استفاده قرار گیرد.

- 1 - Magnetic Seeded Filtration
- 2- Hydrophobicity
- 3- Silanized
- 4- High-Gradient Magnetic Separation



شکل ۵- نمایش شماتیک جداسازی میکروپلاستیک بر پایه میدان مغناطیسی (Ramage et al., 2022).

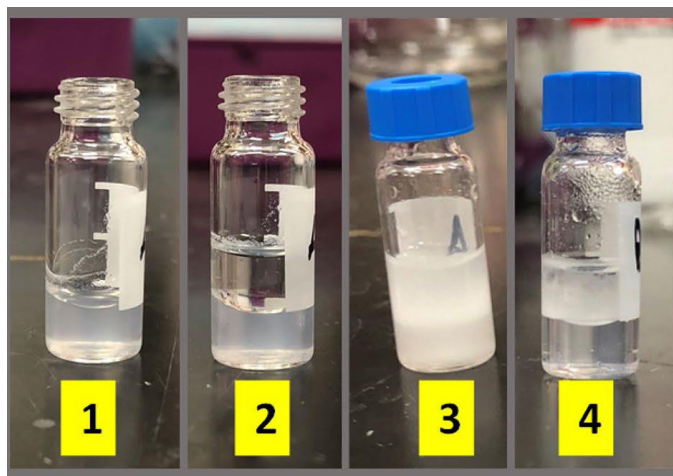
جدول ۴- مروری بر راندمان حذف میکروپلاستیک حاصل از مواد مغناطیسی مختلف.

منبع	روش جداسازی مورد استفاده	راندمان حذف (%)	اندازه میکروپلاستیکها (میلی متر)	نوع میکروپلاستیکها	ماده مغناطیسی
Grbic et al. (2019)	آبگریز کردن نانوذرات آهن جذب به میکروپلاستیکها را تسهیل می کند	۹۲	<۲۰	PS و PE	نانوذرات آهن آبگریز
Rhein et al. (2019)	فیلتراسیون مغناطیسی	۹۵	<۱	PMMA و PVC	ذرات مگنتیت (Fe ₃ O ₄)
Shi et al. (2022)	جذب سطحی	>۸۰	۲۰۰-۹۰۰	PS، PP، PE، PP، PE، PET، PET و PS	نانو-Fe ₃ O ₄
Zhang et al. (2021)	تصفیه انعقاد و لخته سازی هترو-آگلومراسیون	۹۲	≤۲۷۰	PE	هیدروکسید منیزیم مغناطیسی
Rhein et al. (2022)	انتخابی بین ذرات دانه مغناطیسی و ذرات هدف (غیر مغناطیسی)	۸۰-۱۰۰	-	PP، PET، PVC، LDPE و PS	مگنتیت آبگریز
Zhang et al. (2023)	جذب سطحی	۱۰۰	۴۸-۳۷۴	PVC	Fe ₃ O ₄ حامل مغناطیسی

جداسازی با حلال

جداسازی با حلال یکی از تکنیک‌های متداول برای جداسازی میکروپلاستیکها از محیط‌های مختلف است. این روش به‌ویژه در نمونه‌های آبی و خاکی کاربرد دارد و به دلیل سادگی، سرعت و هزینه پایین، مورد توجه قرار گرفته است. در این روش، از حلال‌های آلی برای حل کردن مواد آلی موجود در نمونه استفاده می‌شود تا میکروپلاستیکها که معمولاً در حلال‌های آلی حل نمی‌شوند، از نمونه جدا شوند. این فرایند معمولاً با استفاده از حلال‌هایی مانند استون، اتانول یا مخلوط‌هایی از این حلال‌ها انجام می‌شود (جدول ۳؛ شکل ۶) (Fadare et al., 2023). با این حال، یکی از

محدودیت‌های اصلی این روش، احتمال ایجاد تغییر در ویژگی‌های فیزیکی یا شیمیایی پلی‌مرها است. به‌گونه‌ای که برخی حلال‌ها می‌توانند موجب تورم، تخریب یا تغییر در خصوصیات سطحی میکروپلاستیک‌ها شده و در نتیجه دقت شناسایی آن‌ها را کاهش دهند (Prata *et al.*, 2019). افزون بر این، به‌کارگیری حلال‌های آلی با مخاطرات محیط‌زیستی و ایمنی همراه است و مستلزم مدیریت و دفع صحیح پسماندهای شیمیایی می‌باشد (Li *et al.*, 2020). همچنین، این روش همواره قادر به حذف کامل مواد آلی و معدنی همراه نمونه نیست و در برخی موارد می‌تواند منجر به آلودگی متقاطع یا کاهش دقت نتایج استخراج شود (جدول ۳) (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). در مطالعه (Hunter *et al.*, 2023) از حلال‌های سبز عمیق ائوتکتیک آب‌گریز^۱ شامل ترکیبات منتول و دکانوئیک اسید^۲ (۱:۱)، منتول و دکانوئیک اسید^۳ (۱:۲) و منتول و تیمول^۴ (۱:۱) برای جداسازی سه پلی‌مر پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌استایرن (PS) و پلی‌لاکتیک اسید^۴ (PLA) با اندازه ذرات چند تا صد میکرومتر استفاده شد. نتایج آنان نشان داد که بازده جداسازی بین ۵۰ تا ۹۳ درصد متغیر بود و حلال‌های منتول-دکانوئیک اسید بهترین عملکرد را نشان دادند. همچنین، نتایج شبیه‌سازی‌ها بیانگر آن بود که برهم‌کنش‌های آب‌گریز، عامل اصلی جداسازی پلاستیک‌ها در این سامانه بودند (Hunter *et al.*, 2023).



شکل ۶- نمای کلی جداسازی ذرات پلاستیک با حلال. ۱) ذرات پلاستیکی در محلول آبی، ۲) حلال در قسمت بالا و ذرات پلاستیکی در محلول آبی در قسمت پایین قبل از مخلوط شدن، ۳) مخلوط شدن حلال و ذرات پلاستیکی در محلول آبی درست بعد از مخلوط کردن و ۴) ذرات پلاستیکی پس از جداسازی به بخش حلال مهاجرت کردند (Hunter *et al.*, 2023).

Fadare *et al.*, (2023) از روش جداسازی دو جزئی با حلال برای جداسازی پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن (PS) و پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) از رسوبات و خاک استفاده نمودند. در این آزمایش، ابتدا از هیدروژن پراکسید برای حذف مواد آلی استفاده شد و سپس ترکیب دو حلال با قطبیت متفاوت، شامل ایزوپروپانول و هگزان، برای جداسازی مؤثر میکروپلاستیک‌ها به کار رفت. بازده جداسازی در این آزمایش بین ۸۵ تا ۹۸ درصد گزارش شد. در مقایسه با روش‌های متداول مانند جداسازی بر اساس جرم مخصوص و هضم شیمیایی، روش جداسازی دو جزئی

- 1- Hydrophobic Natural Deep Eutectic Solvents
- 2- Menthol and decanoic acid
- 3- Menthol and thymol
- 4- Polylactic acid

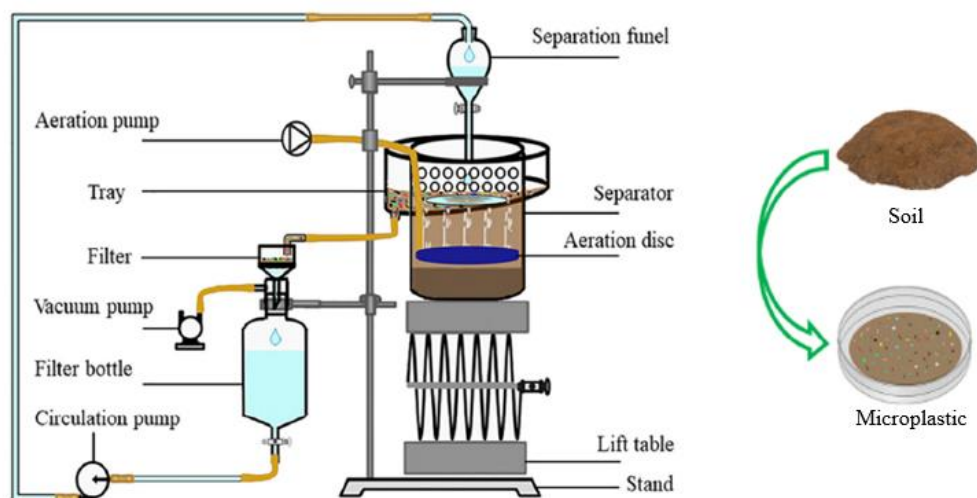
دقت، سرعت و تکرارپذیری بالاتری داشت. همچنین، نتایج نشان داد که انتخاب مناسب نسبت حلال‌ها و کنترل دقیق دما در طی فرایند، نقش مهمی در حفظ ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی ذرات میکروپلاستیک دارد (Fadare et al., 2023).

روش جداسازی چرخشی

روش استخراج چرخشی^۱ برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از خاک، یک تکنیک بر پایه افزایش تماس بین محلول استخراج‌کننده و نمونه خاک است. ایده اصلی این روش، استفاده از یک محلول متراکم (اغلب سدیم برمید (NaBr) یا دیگر نمک‌های چگال) است که قادر است ذرات سبک پلاستیکی را از خاک جدا کند و در فاز مایع معلق نگه دارد. در این روش، ابتدا نمونه خاک آماده می‌شود (خشک یا مرطوب، معمولاً با الک کردن برای حذف ذرات بزرگ). سپس محلول استخراج‌کننده به نمونه اضافه می‌شود. محلول می‌تواند اشباع یا نیمه‌اشباع باشد و معمولاً جرم مخصوص بالایی دارد تا بتواند پلاستیک‌های سبک را جدا کند. گردش محلول به صورت مداوم در تماس با خاک انجام می‌شود. این گردش می‌تواند با پمپ یا دستگاه‌های مکانیکی انجام شود و باعث می‌شود ذرات پلاستیکی آزاد شده و وارد فاز مایع شوند. جمع‌آوری ذرات پلاستیکی پس از جداسازی معمولاً با فیلتراسیون یا سانتریفیوژ انجام می‌شود (شکل ۷) (Liu et al., 2019).

مزیت اصلی این روش این است که بازده جداسازی افزایش می‌یابد، زیرا گردش مداوم محلول، تماس بیشتری بین ذرات پلاستیک و محلول ایجاد می‌کند و شانس آزادسازی پلاستیک‌های چسبیده به خاک افزایش می‌یابد. این روش به‌ویژه برای خاک‌های پیچیده و غنی از مواد آلی مناسب است و می‌تواند بازده بازیابی بالا (۸۵ تا ۱۰۰ درصد) برای انواع میکروپلاستیک‌ها فراهم کند (Liu et al., 2019). با وجود مزایای ذکر شده، روش جداسازی چرخشی با محدودیت‌هایی نیز همراه است. یکی از مهم‌ترین معایب این روش، کارایی پایین در جداسازی میکروپلاستیک‌های با جرم مخصوص بالا مانند پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و پلی‌وینیل کلراید (PVC) است، زیرا این ذرات رفتار هیدرودینامیکی مشابهی با ذرات معدنی دارند و به‌سختی از محیط جدا می‌شوند (Hidalgo-Ruz et al., 2012). همچنین، حضور مواد آلی و ذرات ریز در خاک یا رسوبات می‌تواند موجب گیر افتادن میکروپلاستیک‌ها در تجمعات ذره‌ای شده و باعث کاهش بازده استخراج شود (Prata et al., 2019). از سوی دیگر، تنظیم شرایطی مانند سرعت چرخش، دبی جریان و زمان جداسازی نیازمند بهینه‌سازی دقیق است و عدم کنترل این پارامترها می‌تواند منجر به نتایج متغیر و کاهش تکرارپذیری شود (Löder & Gerdts, 2015). در نهایت، این روش به‌تنهایی معمولاً برای دستیابی به بازیابی بالا کافی نیست و اغلب لازم است با روش‌هایی مانند جداسازی جرم مخصوص یا هضم شیمیایی ترکیب شود تا دقت و کارایی استخراج افزایش یابد (جدول ۳) (Masura et al., 2015).

¹ - Circular extraction



شکل ۷- ساختار شماتیک دستگاه برای جداسازی چرخشی میکروپلاستیک‌ها از خاک (Liu et al., 2019).

حذف مواد آلی خاک

انتخاب روش حذف مواد آلی خاک باید متناسب با نوع خاک، مقدار ماده آلی و مقاومت پلی‌مرها باشد. ترکیب روش‌های شیمیایی و زیستی می‌تواند بازدهی فرایند را افزایش دهد. حذف مواد آلی خاک یکی از مراحل اساسی در فرایند جداسازی میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شود، زیرا شباهت جرم مخصوص مواد آلی با برخی پلی‌مرها مانند نایلون و PET (در حدود ۱/۰ تا ۱/۴ گرم بر سانتی‌متر مکعب) مانع از کارایی کامل روش‌های بر پایه جداسازی جرم مخصوص می‌شود (Larrea et al., 2025). برای غلبه بر این محدودیت، روش‌های هضم مواد آلی بر پایه عوامل اکسیدکننده، اسیدها، بازها و آنزیم‌ها پیشنهاد شده است (Larrea et al., 2025). در ادامه، مهم‌ترین گروه‌های این عوامل و سازوکارهای اصلی آن‌ها بررسی می‌شوند.

۱- عوامل اکسیدکننده

هیدروژن پراکسید (H_2O_2)

هیدروژن پراکسید (H_2O_2) رایج‌ترین عامل اکسیدکننده مورد استفاده برای اکسایش مواد آلی است که معمولاً با غلظت ۳۰ درصد، در دمای ۴۰ تا ۶۰ درجه سلسیوس و به مدت ۲۴ ساعت به کار می‌رود. این ترکیب با تولید رادیکال‌های هیدروکسیل (OH) موجب هضم مؤثر مواد آلی شده و در عین حال، اثر تخریبی محدودی بر پلی‌مرهای مقاوم نشان می‌دهد (Radford et al., 2021). افزایش دما می‌تواند کارایی حذف مواد آلی را بهبود بخشد، با این حال، برای جلوگیری از تخریب اغلب میکروپلاستیک‌های رایج و باقی ماندن آن‌ها در محدوده قابل تشخیص، توصیه می‌شود دما حداکثر به ۵۰ درجه سلسیوس محدود شود (Radford et al., 2021). در غلظت‌ها و دماهای بالا، هیدروژن پراکسید (H_2O_2) می‌تواند ذرات پلی‌آمید (PA) را از بین ببرد، اندازه آن‌ها را کاهش دهد و رنگ ذرات پلی‌پروپیلن را تغییر دهد (Savino et al., 2022).

اگرچه تأثیر اکسایشی هیدروژن پراکسید بر ذرات پلی‌آمید (PA) و پلی‌استایرن شناخته شده است، اما بررسی دقیق تغییرات حاصل در خواص این پلی‌مرها به ندرت انجام شده است. تنها تعداد محدودی از تحقیقات به بررسی تأثیر اکسایش بر خواص ذرات پلاستیکی، به‌ویژه پلی‌مرهای رایج مانند پلی‌اتیلن، پلی‌پروپیلن، پلی‌آمید، پلی‌وینیل کلراید و

پلی استایرن، پرداخته‌اند. برخلاف مقاومت ظاهری پلی‌الفین‌ها در برابر عوامل اکسیدکننده، مطالعات نشان داده‌اند که پلی‌آمیدها در شرایط معین تحت تأثیر این اکسایش قرار می‌گیرند (Pfohl *et al.*, 2021). به عنوان نمونه، Hurley (2018) کاهش قابل توجهی در اندازه ذرات پلی‌آمید (۳۴/۴ ± ۴۷/۲ درصد) را پس از تیمار با محلول ۳۰ درصد هیدروژن پراکسید در دمای ۷۰ درجه سلسیوس ثبت کرد. علاوه بر شرایط عملیاتی، ویژگی‌های نمونه نیز از ملاحظات اساسی در این روش‌ها به شمار می‌روند. در نمونه‌های حاوی ذرات پلی‌مر در محیط‌هایی مانند خاک، این ویژگی‌ها شامل خصوصیات شیمیایی و فیزیکی نظیر مقدار ماده آلی، توزیع اندازه ذرات، pH و جرم مخصوص ظاهری است. به احتمال زیاد، این عوامل می‌توانند به‌طور قابل توجهی بر کارایی روش‌های جداسازی ذرات تأثیرگذار باشند (Radford *et al.*, 2021).

واکنش فنتون

واکنش فنتون^۱ که ترکیب هیدروژن پراکسید (H₂O₂) با یون‌های آهن (Fe²⁺) است، رادیکال‌های هیدروکسیل با قدرت اکسیدکنندگی بسیار بالا تولید می‌کند (واکنش ۱) (Savino *et al.*, 2022).



هیدروژن پراکسید منبع اصلی رادیکال‌های هیدروکسیل (OH[·]) است که عامل اصلی تخریب پلی‌مرها در واکنش فنتون محسوب می‌شوند. مطالعات نشان می‌دهند که افزایش غلظت H₂O₂ تا یک حد مشخص، منجر به افزایش تولید OH[·] و در نتیجه افزایش نرخ تخریب پلی‌مر می‌شود (Ortiz *et al.*, 2022). یون آهن (معمولاً Fe²⁺) به عنوان کاتالیزور عمل کرده و H₂O₂ را برای تولید OH[·] فعال می‌کند. نسبت مولی بهینه بین Fe²⁺ و H₂O₂ برای حداکثر تولید OH[·] ضروری است. نسبت‌های نامناسب می‌تواند منجر به مصرف نابهینه مواد یا کاهش تولید رادیکال شود. در واکنش فنتون کلاسیک، نسبت Fe²⁺/H₂O₂ معمولاً بین ۱:۵ تا ۱:۲۰ مولار گزارش شده است، هرچند این نسبت بسته به نوع پلی‌مر و سایر شرایط می‌تواند متفاوت باشد (PubMed, 2022).

pH محیط واکنش، در پایداری یون‌های آهن و کارایی تولید OH[·] نقش حیاتی دارد. واکنش فنتون کلاسیک در محیط اسیدی، معمولاً با pH حدود ۲ تا ۳، بیشترین کارایی را دارد. در این pH، یون‌های آهن (Fe²⁺ و Fe³⁺) محلول باقی مانده و به‌طور مؤثر در چرخه کاتالیزوری شرکت می‌کنند (Bouzayani *et al.*, 2024). در pH بالاتر از ۴-۵، یون‌های آهن به صورت هیدروکسیدهای نامحلول رسوب می‌کنند (مانند Fe(OH)₃) که دسترسی کاتالیزور به H₂O₂ را محدود کرده و کارایی واکنش را به شدت کاهش می‌دهد (Bouzayani *et al.*, 2024). دما بر سینتیک واکنش تولید رادیکال‌ها تأثیر می‌گذارد. افزایش دما معمولاً سرعت واکنش فنتون را افزایش می‌دهد، زیرا باعث افزایش سرعت تولید OH[·] می‌شود. با این حال، دماهای بسیار بالا (مثلاً بالاتر از ۶۰ درجه سلسیوس) ممکن است منجر به تجزیه سریع H₂O₂ قبل از واکنش با آهن شده و بازده را کاهش دهند. برخی پژوهش‌ها از دماهای بالاتر (مانند ۸۰ درجه سلسیوس) در ترکیب با سایر شرایط برای تخریب مؤثرتر میکروپلاستیک‌ها استفاده کرده‌اند، اما این موضوع به نوع پلی‌مر و سایر عوامل بستگی دارد (Ortiz *et al.*, 2022).

Pfohl *et al.* (2021) تأثیر دو روش اسیدی فنتون و روش قلیایی (H₂O₂ + باز قوی مثل NaOH) بر حذف مواد آلی و اثر احتمالی آن‌ها بر خود پلی‌مرهای میکروپلاستیک را ارزیابی کردند. پلی‌مرهای میکروپلاستیک شامل پلی‌مرهای

زیست‌تخریب‌پذیر مانند پلی‌لاکتید^۱ (PLA)، پلی‌بوتیلن آدیپات ترفتالات^۲ (PBAT)، پلی‌بوتیلن سوکسینات^۳ (PBS) و پلی‌مرهایی که با آبکافت تخریب می‌شوند (مثل پلی‌آمید و پلی‌یورتان ترموپلاستیک^۴) بودند. نتایج آنان نشان داد که در روش فنتون اکثر پلی‌مرها بدون تغییر باقی ماندند. باقیمانده آهن پس از واکنش، ترکیب یا اندازه پلی‌مرها را تغییر نداد. بنابراین، فنتون برای اکثر پلی‌مرها ایمن و مؤثر در حذف مواد آلی است. در روش قلیایی حذف مواد آلی بسیار کامل‌تر (قدرت اکسیدکنندگی بالاتر) بود. اما برخی پلی‌مرها، به‌ویژه پلی‌لاکتید (PLA)، آسیب دیدند که در واقع منجر به کاهش مقدار پلی‌مر و ایجاد حفره در سطح گردید. بنابراین، این روش برای پلی‌مرهای زیست‌تخریب‌پذیر نامناسب است. در مقابل، پلی‌آمید (PA) و پلی‌یورتان‌ها (PU) در این شرایط پایدار ماندند و خواص فیزیکی و شیمیایی‌شان حفظ شد (Pfohl *et al.*, 2021).

پرسولفات‌ها

حذف مواد آلی خاک به‌وسیله پرسولفات‌ها ($S_2O_8^{2-}$) در فرایند جداسازی میکروپلاستیک، یک مرحله کلیدی برای بهبود کارایی و دقت روش‌های استخراج است. پرسولفات‌ها (مانند سدیم یا پتاسیم پرسولفات) به عنوان عوامل اکسیدکننده قوی عمل کرده و با تجزیه مواد آلی، مانع ایجاد شده به‌وسیله آن‌ها را برای شناسایی و جداسازی میکروپلاستیک‌ها برطرف می‌کنند (Sharara *et al.*, 2025). سازوکارهای عمل پرسولفات‌ها در حذف مواد آلی به‌صورت زیر هستند.

- تولید رادیکال‌های آزاد: پرسولفات‌ها به تنهایی اکسیدکننده‌های قوی هستند، اما اغلب برای افزایش قدرت اکسیدکنندگی خود، نیاز به فعال‌سازی دارند. این فعال‌سازی می‌تواند از طریق گرما، نور فرابنفش (UV) یا حضور یون‌های فلزی (مانند Fe^{2+}) انجام شود. در نتیجه فعال‌سازی، پرسولفات‌ها به رادیکال‌های بسیار واکنش‌پذیری مانند رادیکال سولفات ($SO_4^{\cdot-}$) و گاهی رادیکال هیدروکسیل (OH^{\cdot}) تبدیل می‌شوند (Sharara *et al.*, 2025).



- اکسایش مواد آلی: این رادیکال‌های آزاد، به‌ویژه رادیکال سولفات، بسیار قدرتمند بوده و قادر به حمله به مولکول‌های آلی پیچیده موجود در خاک (مانند هوموس، بقایای گیاهی و جانوری) هستند. این رادیکال‌ها از طریق سازوکارهایی مانند انتقال الکترون، انتزاع اتم هیدروژن یا افزودن به پیوندهای دوگانه، باعث شکستن ساختار مولکول‌های آلی می‌شوند (Sharara *et al.*, 2025).

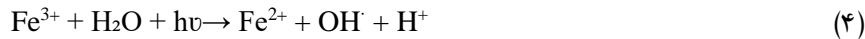
- تجزیه و حذف مواد آلی: فرایند اکسایش، مولکول‌های آلی بزرگ و پیچیده را به ترکیبات کوچک‌تر، محلول‌تر در آب و یا حتی به محصولات نهایی مانند کربن دی‌اکسید (CO_2) و آب (H_2O) تبدیل می‌کند. این ترکیبات تجزیه شده یا به راحتی از خاک شسته می‌شوند یا در مراحل بعدی جداسازی، تداخلی ایجاد نمی‌کنند (Sharara *et al.*, 2025).

روش‌های فوتوشیمیایی

روش‌های فوتوشیمیایی مانند فوتو-فنتون و استفاده از کاتالیست‌هایی نظیر تیتانیم دی‌اکسید (TiO_2) زیر تابش UV، سرعت و شدت اکسایش را نسبت به فنتون معمولی افزایش می‌دهند (Piazza *et al.*, 2022). در اصل، ترکیب فرایند فتوکاتالیستی و فنتون می‌تواند تولید الکترون‌های ناشی از نور را تسریع کند. این الکترون‌ها به آهن منتقل می‌شوند و آن را از Fe^{3+} به Fe^{2+} کاهش می‌دهند که منجر به جداسازی بار و فعال شدن فرایندهای فنتون می‌شود. Fe^{2+} احیا شده،

- 1- Polylactide
- 2- Polybutylene adipate terephthalate
- 3- Polybutylene succinate
- 4- Thermoplastic polyurethane

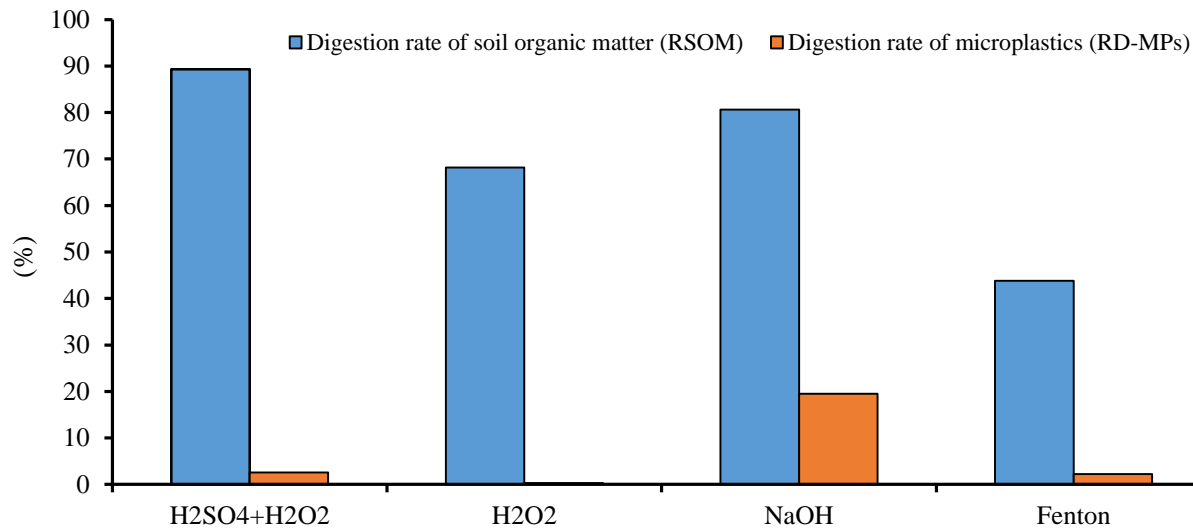
تولید سریع رادیکال‌های هیدروکسیل قوی (OH[·]) را افزایش می‌دهد که منجر به تخریب سریع مولکول‌های آلی می‌شود. بنابراین، فرایندهای فنتون و فتو-فنتون بسیار کارآمد، قابل کنترل و مقرون به صرفه در نظر گرفته می‌شوند (جدول ۱) (واکنش‌های ۳-۵) (Piazza et al., 2022).



مقایسه کارایی حذف ماده آلی در روش‌های مختلف هضم اکسیداتیو

هیدروژن پراکسید (H₂O₂) به تنهایی از نظر حفظ یکپارچگی پلی‌مرها مناسب‌تر است، اما ممکن است در حذف کامل ماده آلی ناکافی باشد. در مقابل، واکنش فنتون کارایی بالاتری در حذف ماده آلی دارد، ولی خطر آسیب به برخی پلی‌مرها را افزایش می‌دهد. استفاده از اکسیدکننده‌های بسیار قوی مانند نیتریک اسید اگرچه حذف ماده آلی را به حداکثر می‌رساند، اما به دلیل تخریب شدید پلی‌مرها، برای استخراج میکروپلاستیک‌ها مناسب نیست. بنابراین، انتخاب روش هضم اکسیداتیو باید بر اساس نوع نمونه، میزان ماده آلی و پلی‌مر هدف انجام گیرد و اغلب رویکردهای ملایم یا ترکیبی برای دستیابی به تعادل بین حذف ماده آلی و حفظ پلی‌مر توصیه می‌شوند (Hurley et al., 2018; Prata et al., 2019). پرسولفات (معمولاً به صورت سدیم یا پتاسیم پرسولفات) به عنوان یک اکسیدکننده قوی ولی نسبتاً کنترل‌پذیر شناخته می‌شود. این روش قادر است حذف مؤثر ماده آلی را بدون ایجاد تخریب شدید در اغلب پلی‌مرها فراهم کند. مطالعات اخیر نشان می‌دهند که پرسولفات در مقایسه با فنتون، تعادل بهتری بین حذف ماده آلی و حفظ یکپارچگی پلی‌مرها ایجاد می‌کند و به‌ویژه برای نمونه‌های خاک و رسوبات آلی مناسب است (Tagg et al., 2017; Hurley et al., 2018). روش فوتوفنتون با ترکیب واکنش فنتون و تابش نور فرابنفش یا مرئی، منجر به تولید مداوم رادیکال‌های اکسیدکننده می‌شود و در نتیجه بالاترین کارایی در حذف ماده آلی را در میان روش‌های اکسیداتیو نشان می‌دهد. این روش برای محیط‌های بسیار غنی از مواد آلی بسیار مؤثر است، اما شدت بالای شرایط واکنشی می‌تواند موجب آسیب قابل توجه به پلی‌مرها، تغییر رنگ و زبری سطحی میکروپلاستیک‌ها شود. علاوه بر این، نیاز به تجهیزات نوری، هزینه و پیچیدگی اجرایی از محدودیت‌های این روش محسوب می‌شوند (Prata et al., 2019; Li et al., 2020).

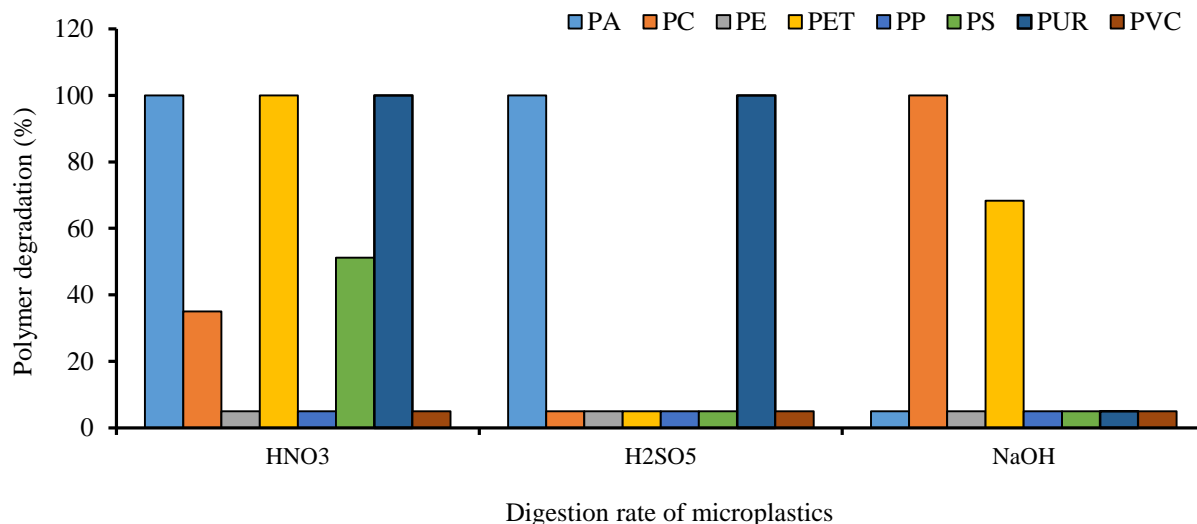
Yan et al. (2023) اثر چهار محلول هضم H₂SO₄:H₂O₂ (1:40)، H₂O₂ (30%)، NaOH و معرف فنتون بر حذف مواد آلی به صورت درصد ماده آلی هضم شده و میزان آسیب به پلی‌مرها به صورت درصد آسیب بررسی کردند (شکل ۸). H₂SO₄:H₂O₂ (1:40) بیشترین میزان هضم مواد آلی (۹۱ درصد در ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت) را در مقایسه با سایر محلول‌ها در شرایط مشابه نشان داد. همچنین، در دمای ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت، کمینه آسیب به میکروپلاستیک‌ها نزدیک به صفر را ایجاد کرد. این ترکیب به عنوان بهترین گزینه برای هضم مواد آلی با کمینه آسیب به میکروپلاستیک‌ها انتخاب شد (شکل ۸). H₂O₂ (30%) اثربخشی کمتری در هضم مواد آلی نسبت به H₂SO₄:H₂O₂ داشت، اما همچنان میزان آسیب به میکروپلاستیک‌ها قابل توجه بود. NaOH باعث آگلومره شدن و سپس هضم کامل پلی‌مر PET شد که ناشی از واکنش صابونی شدن پیوند استری PET است. روش معرف فنتون باعث واکنش شدید و تولید حرارت بالا (کنترل دشوار دما زیر ۴۰ درجه سلسیوس) شد که منجر به هضم نسبتاً کم مواد آلی (۴۳/۸ درصد) و آسیب بیشتر قابل توجه به میکروپلاستیک‌ها (PE, PP, PS, PET) نسبت به H₂O₂ (30%) گردید.



شکل ۸- مقایسه کارایی حذف ماده آلی و میزان آسیب به پلی‌مر در روش‌های مختلف هضم اکسیداتیو (Yan et al., 2023).

۲- ترکیبات اسیدی

اسیدهای معدنی و آلی با افزایش غلظت یون‌های H^+ ، مسیره‌های اکسایش را فعال کرده و موجب تولید رادیکال‌های اکسیدکننده‌ای مانند OH^* می‌شوند. از میان آن‌ها، سولفوریک اسید (H_2SO_4) در فرایندهایی نظیر فتو-فنتون کاربرد گسترده‌ای دارد، نیتریک اسید (HNO_3) به دلیل قدرت اکسیدکنندگی بالا در تخریب پیوندهای پلی‌مری مؤثر است، و هیدروکلریک اسید (HCl) بیشتر برای اصلاح سطح کاتالیست‌ها و ارتقای فرایندهای فتوکاتالیستی به کار می‌رود (Avio et al., 2015; Ariza-Tarazona et al., 2023). رایج‌ترین اسیدهای مورد استفاده برای هضم مواد آلی، نیتریک اسید (HNO_3) و هیدروکلریک اسید (HCl) هستند (Bläsing et al., 2018). هنگامی که از هیدروکلریک اسید ۲۰ درصد به عنوان هاضم استفاده شد، نسبت به هیدروژن پراکسید اثربخشی کمتری داشت. اسید قوی می‌تواند به‌طور مؤثر مواد آلی را حذف کند اما به دلیل تخریب بالقوه میکروپلاستیک‌ها توصیه نمی‌شود (Schrank et al., 2022). Scheurer and Bigalke (2018) پتاسیم کلرات ۱۳ درصد ($KClO$)، سدیم هیدروکسید ۵۰ درصد ($NaOH$)، سولفوریک اسید ۹۶ درصد (H_2SO_4) و هیدروژن پراکسید ۳۰ درصد (H_2O_2) را برای حذف مواد آلی آزمایش کردند و دریافتند که نیتریک اسید (HNO_3) ذرات پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) آکریلونیتریل بوتادین استایرن^۱ (ABS) و پلی‌آمید (PA) را تجزیه می‌کند. علاوه بر این، ذرات کربن سیاه حذف نشدند (Scheurer and Bigalke, 2018). (Schrank et al (2022) به بررسی و مقایسه اثربخشی سه محلول هضم HNO_3 ، H_2SO_5 ، $NaOH$ و H_2SO_4 بر میزان آسیب به هشت نوع از پلی‌مرها (PS, PC, PET, PA, PVC, PUR, PE and PP) به صورت درصد آسیب پرداختند (شکل ۱۰). نتایج آنان نشان داد که پروتکل‌هایی که از اسیدهای قوی و دماهای بالا استفاده می‌کنند، طیف وسیعی از پلی‌مرها (PA, PC, PET, PS, PUR و PVC) را به‌طور کامل حل می‌کنند یا باعث تخریب شدید آن‌ها می‌شوند، در حالی که محلول‌های قلیایی قوی ممکن است به PC و PET آسیب برسانند (شکل ۹).



شکل ۹- مقایسه میزان آسیب به پلی‌مرها در روش‌های مختلف هضم اکسیداتیو (Schrank *et al.*, 2022).

۳- ترکیبات بازی

بازهای قوی مانند سدیم هیدروکسید (NaOH) و پتاسیم هیدروکسید (KOH) علاوه بر افزایش غلظت یون‌های OH^- ، موجب آبکافت و شکست پیوندهای مقاوم پلی‌مرها می‌شوند. سدیم هیدروکسید در تخریب پلی‌مرهایی نظیر پلی‌اتیلن (PE) و پلی‌استایرن (PS) مؤثر است، در حالی که پتاسیم هیدروکسید (KOH) به دلیل قلیابیت بالاتر، بازده بیشتری در شکستن پیوندهای پلی‌پروپیلن (PP) نشان می‌دهد. آمونیوم هیدروکسید (NH_4OH) نیز با بهبود انتقال جرم و افزایش حل‌پذیری یون‌ها، کارایی فرایندهای فتوکاتالیستی را تقویت می‌کند (جدول ۱) (Peneva *et al.*, 2025).

Yan *et al.*, (2023) برای جداسازی ذرات میکروپلاستیک شامل پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن (PS)، پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) با اندازه‌های بین ۱۵۴ تا ۶۰۰ میکرومتر از خاک، از سه محلول شناورسازی (محلول روی کلرید و دو محلول روغنی شامل روغن کلزا و روغن سویا) و چهار محلول هضم ماده آلی (محلول ترکیبی هیدروژن پراکسید و سولفوریک اسید با نسبت حجمی ۱:۴۰، محلول ۳۰ درصد هیدروژن پراکسید، سدیم هیدروکسید و واکنشگر فنتون) استفاده کردند. همچنین، اثرهای تخریبی احتمالی هر یک از محلول‌های هضم بر انواع پلی‌مرها مورد ارزیابی قرار گرفت (Yan *et al.*, 2025). نتایج نشان داد که استفاده از محلول روی کلرید (ZnCl_2) با جرم مخصوص بیش از ۱/۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب به‌عنوان محیط شناورسازی، بازده بسیار بالایی در بازیابی پلی‌مرها داشت، به‌طوری‌که بازده جداسازی برای PE، PS، PP، PVC و PET در محدوده ۹۶/۱ تا ۹۹ درصد به‌دست آمد. دو محلول روغنی شامل روغن کلزا و روغن سویا نیز عملکرد قابل‌قبولی نشان دادند و بازده بازیابی در آن‌ها به‌ترتیب در محدوده ۱۰۷/۲-۱۰۲ و ۱۰۴/۷-۱۰۰ درصد گزارش شد. در بخش هضم ماده آلی، استفاده از محلول ترکیبی هیدروژن پراکسید و سولفوریک اسید با نسبت حجمی ۱:۴۰ در دمای ۷۰ درجه سلسیوس به‌مدت ۴۸ ساعت بیشترین میزان تجزیه ماده آلی را به همراه داشت، به‌طوری‌که ۸۹/۳ درصد از مواد آلی خاک (SOM) حذف گردید. بازده این ترکیب نسبت به سایر محلول‌های مورد آزمایش از جمله هیدروژن پراکسید (H_2O_2) ۳۰ درصد، سدیم هیدروکسید (NaOH) و واکنشگر فنتون ۱ به‌طور قابل‌توجهی بیشتر بود. از سوی دیگر، میزان تخریب میکروپلاستیک‌ها

در این شرایط بسیار ناچیز (بین ۰/۰ تا ۰/۵۴ درصد) بود که بیانگر پایداری بالای پلی‌مرها در برابر این محیط اسیدی-اکسیداتیو ملایم است. در مقایسه، محلول‌های سدیم هیدروکسید (NaOH) و واکنشگر فنتون درحالی‌که توانایی هضم ماده آلی را داشتند، موجب آسیب بیشتری به پلی‌مرهای حساس نظیر پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و پلی‌وینیل کلراید (PVC) شدند. به‌طور کلی، پژوهشگران، بهترین ترکیب استخراجی را شامل مرحله شناورسازی با محلول روی کلرید ($ZnCl_2$) و هضم ماده آلی با نسبت جرمی ۱:۴۰ سولفوریک اسید و هیدروژن پراکسید در دمای ۷۰ درجه سلسیوس و مدت ۴۸ ساعت معرفی کردند (Yan et al., 2025).

۴- آنزیم‌ها

هضم با کمک آنزیم‌ها یک روش ملایم و امیدوارکننده برای حذف مواد آلی بدون آسیب رساندن به میکروپلاستیک‌ها است. انتخاب و بهینه‌سازی آنزیم‌ها، به‌ویژه برای محیط‌های پیچیده مانند خاک، بسیار مهم است. استفاده از اولتراسونیک باید با دقت انجام شود تا از ایجاد میکروپلاستیک‌های ثانویه جلوگیری شود (Junhao et al., 2021). آنزیم‌ها با آبکافت پیوندهای شیمیایی پلی‌مرها، امکان تجزیه انتخابی و زیست‌سازگار میکروپلاستیک‌ها را فراهم می‌کنند. پلی‌اتیلن ترفتالات هیدرولاز^۱ (PETase) و مونو (۲-هیدروکسی اتیل) ترفتالات هیدرولاز^۲ (MHETase) در تجزیه پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) نقش کلیدی دارند. محصولات نهایی آن‌ها ترفتالیک اسید و اتیلن گلیکول است (جدول ۱) (Yoshida et al., 2016). همچنین، لیپازها و استرازها در تجزیه پلی‌مرهای دارای پیوندهای استری مانند پلی‌کاپرولاکتون^۳ (PCL) و برخی پلی‌یورتان‌ها مؤثرند (Cai et al., 2023). پراکسیدازها آنزیم‌هایی هستند که هیدروژن پراکسید (H_2O_2) را به عنوان گیرنده الکترون به کار می‌برند و از طریق فرایند رادیکال آزاد، ترکیبات آلی را اکسید می‌کنند. انواع مختلفی از پراکسیدازها مانند پراکسیدازهای لیگنین^۴، پراکسیدازهای ترب کوهی^۵، پراکسیداز منگنز^۶ و کلروپراکسیدازها^۷ برای کاربردهای محیط‌زیستی و پالایش آلودگی‌ها استفاده شده‌اند. آنزیم‌هایی مانند پراکسیدازها و لاکازها که معمولاً برای تجزیه لیگنین در قارچ‌ها به کار می‌روند، در تجزیه زیستی پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌اتیلن (PE) نتایج بهتری نشان داده‌اند. این آنزیم‌ها که در گروه اکسیدورداکتازها^۸ قرار می‌گیرند، قادرند پلی‌مرها را به مولکول‌های کوچک‌تر مانند مونومرها، دیمرها و الیگومرها تبدیل کنند (Suresh et al., 2025).

مقایسه روش‌های حذف مواد آلی در جداسازی میکروپلاستیک‌ها

مرور تطبیقی روش‌های جداسازی میکروپلاستیک‌ها (MPs) مزایا و محدودیت‌های روش‌های به‌کاررفته در محیط‌های مختلف را نشان می‌دهد. اگرچه معرف‌ها و فرایندهای متنوعی وجود دارند، اما کارایی آن‌ها به‌شدت به نوع نمونه و پلی‌مر مورد بررسی بستگی دارد (جدول ۵). یکی از مهم‌ترین مراحل شناسایی‌شده، حذف مواد آلی است. اگرچه هیدروژن پراکسید (H_2O_2) به‌دلیل دسترسی آسان و اثر نسبتاً ملایم بر پلی‌مرها، همچنان پرکاربردترین معرف است، اما در نمونه‌هایی با مقدار ماده آلی بسیار بالا، کارایی آن کاهش می‌یابد و نیاز به تیمار طولانی‌تر یا استفاده از واکنش فنتون پیدا می‌کند (جدول ۵) (Radford et al., 2021; Savino et al., 2022; Sharara et al., 2025). اسیدها به‌دلیل قدرت

- 1- Polyethylene Terephthalate Hydrolase
- 2- Mono(2-hydroxyethyl) Terephthalate Hydrolase
- 3- Poly-caprolactone
- 4- Lignin Peroxidases
- 5- Horseradish Peroxidases
- 6- Manganese Peroxidases
- 7- Chloroperoxidases
- 8- Oxidoreductases

اکسیدکنندگی بالا، در حذف مواد آلی موثرند اما به دلیل خورندگی بالا موجب تخریب ناخواسته پلی‌مرها می‌شوند که باعث کم‌برآورد شدن میزان میکروپلاستیک می‌شوند (Ariza-Tarazona *et al.*, 2023; Schrank *et al.*, 2022). بازهای قوی در تجزیه پلی‌مرهای مقاوم مؤثرند اما می‌توانند با تغییر pH و آسیب به ساختار پلی‌مر موجب کم‌برآورد شدن میزان میکروپلاستیک شوند (Hamd *et al.*, 2022; Peneva *et al.*, 2025). روش‌های جایگزین مانند هضم آنزیمی انتخاب‌پذیری بیشتری دارند اما پرهزینه و زمان‌بر هستند، بنابراین، برای کاربردهای گسترده کمتر عملی هستند (Suresh *et al.*, 2025).

جدول ۵- مقایسه روش‌های حذف مواد آلی در جداسازی میکروپلاستیک‌ها.

منبع	محدودیت‌ها	مزایا	پلی‌مرهدف	سازوکار اصلی	نمونه ترکیبات	نوع ترکیب
Radford <i>et al.</i> , 2021; Savino <i>et al.</i> , 2022; Sharara <i>et al.</i> , 2025	احتمال تخریب پلی‌مرها در شرایط شدید	کارایی بالا در حذف آلودگی آلی	PE, PET, PP	تولید رادیکال‌های SO_4^{*-} و OH^*	هیدروژن پراکسید، فنتون، پرسولفات	عوامل اکسیدکننده
Ariza-Tarazona <i>et al.</i> , 2023; Schrank <i>et al.</i> , 2022;	خورندگی بالا، تخریب ناخواسته پلی‌مر	قدرت اکسیدکنندگی بالا	PP, PET	اکسایش مستقیم، تولید رادیکال	سولفوریک اسید، نیتریک اسید، هیدروکلریک اسید	ترکیبات اسیدی
Hamd <i>et al.</i> , 2022; Peneva <i>et al.</i> , 2025	تغییر pH و آسیب به ساختار پلی‌مر	مؤثر در تجزیه پلی‌مرهای مقاوم	PP, PE, PS	افزایش OH^- ، آبکافت پیوندها	سدیم هیدروکسید، پتاسیم هیدروکسید و هیدروکسید آمونیوم	ترکیبات بازی
Yoshida <i>et al.</i> , 2016; Suresh <i>et al.</i> , 2025; Cai <i>et al.</i> , 2023	انتخاب‌پذیری بالا، سازگاری محیط‌زیستی	هزینه بالا، نیاز به شرایط بهینه	PET, PCL, PE, PU, PP	آبکافت پیوندها و اکسایش زیستی	PETase، MHETase، لیپاز، پراکسیداز	آنزیم‌ها

پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، آکریلونیتریل بوتادین استایرن (ABS)، پلی‌آمید (PA)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن (PS)، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌کاپرولاکتون (PCL) و پلی‌اورتان (PU).

روش‌های شناسایی میکروپلاستیک‌ها

پس از نمونه‌برداری، پیش‌پردازش، خالص‌سازی و هضم نمونه‌های خاک، نیاز است که میکروپلاستیک‌ها شناسایی و اندازه‌گیری شوند که این فرایند طولانی و خسته‌کننده است (Junhao *et al.*, 2021). میکروپلاستیک‌ها دارای ویژگی‌های متفاوتی از نظر اندازه، شکل، ترکیب شیمیایی، کیفیت و غیره هستند. همچنین دامنه دانه‌بندی روش‌های جداسازی و شناسایی میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها متفاوت است. در مطالعات اولیه، شناسایی میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از طریق مشخصه‌یابی بصری، با یا بدون میکروسکوپ، انجام می‌شد که دقت پایینی داشت (جدول ۲). بعدها، فناوری طیف‌سنجی ارتعاشی به‌ویژه طیف‌سنجی رامان و طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوری برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها به کار رفت (Junhao *et al.*, 2021).

طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوری

طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوری مواد را بر اساس اطلاعات مربوط به پیوندهای مولکولی و گروه‌های عاملی شناسایی می‌کند. طیف‌سنجی FTIR معمولاً برای شناسایی ریزساختارهای خاک پس از مرتب‌سازی نوری اولیه با

تصاویر میکروسکوپی استفاده می‌شود (Seo et al., 2025). مزایا و محدودیت‌های طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه در جدول ۶ آمده است (Junhao et al., 2021).

جدول ۶- مقایسه روش‌های شناسایی میکروپلاستیک‌ها (Junhao et al., 2021; Pfohl et al. 2021).

روش‌های شناسایی	عملکرد	مزایا	محدودیت‌ها
طیف‌سنجی فروسرخ تبدیل فوریه (FTIR)	شناسایی نوع پلی‌مر از طریق جذب نور فروسرخ به وسیله پیوندهای شیمیایی	شناسایی دقیق نوع پلی‌مر، روش غیرمخرب، قابل استفاده برای ذرات $\leq 20 \mu\text{m}$ ، سریع و ساده	گران، زمان‌بر برای تعداد زیاد نمونه، حساسیت کم برای ذرات خیلی کوچک (نانو)، تحلیل سریع و دقیق
پیرولیز-گازکروماتوگرافی-طیف‌سنجی جرمی (Py-GC-MS)	تجزیه حرارتی پلی‌مرها و شناسایی محصولات حاصل از پیرولیز با طیف‌سنج جرمی	شناسایی دقیق نوع پلی‌مر حتی در مخلوط‌ها، آماده‌سازی سریع نمونه، آسان و قابل اعتماد، شناسایی میکروپلاستیک‌ها در هر اندازه، تعیین مقدار میکروپلاستیک‌ها، شناسایی هرگونه افزودنی پلاستیکی موجود	روش مخرب (نمونه آسیب می‌بیند)، اطلاعاتی درباره‌ی شکل یا اندازه نمی‌دهد، تجهیزات گران‌قیمت، کوچک بودن جرم نمونه، مخرب برای میکروپلاستیک‌ها، نیاز به نمونه خشک، پیش تغلیظ
طیف‌سنجی رامان (Raman)	بررسی پراکندگی نور لیزر برای تعیین ساختار مولکولی	تأثیر کمتر از آب و رطوبت، غیرمخرب، ترکیب پلاستیک را شناسایی می‌کند، تصاویر با وضوح بالا تولید می‌کند، نانوذرات را می‌توان تجزیه و تحلیل کرد، آماده‌سازی آسان نمونه	حساس به آلودگی‌ها، اطلاعات طیفی و اندازه محدود (۱۲ میکرومتر)، دقت پایین برای میکروپلاستیک‌های انباشته شده، نیاز به زمان و تنظیم دقیق، گران، زمان‌بر، نمونه‌ها نیاز به اصلاح دارند، مساحت کوچک
میکروسکوپ الکترونی روبشی + آنالیز پرتو ایکس (SEM-EDS)	مشاهده‌ی ساختار سطحی و آنالیز عنصری ذرات	وضوح بسیار بالا در بررسی سطح و مورفولوژی، مفید برای تحلیل بافت و آسیب سطحی	پرهزینه و زمان‌بر، نیاز به آماده‌سازی دقیق نمونه، شناسایی نوع پلی‌مر به‌طور کامل ممکن نیست.
تصویربرداری هایپراسپکترال (Hyperspectral Imaging)	ترکیب تصویربرداری نوری و تحلیل طیفی برای شناسایی پلی‌مرها بر اساس بازتاب نور	امکان شناسایی سریع چند نوع پلی‌مر در یک تصویر	تداخل رنگ‌ها و ناخالصی‌ها، نیاز به الگوریتم‌های پردازش سنگین، دقت کمتر نسبت به FTIR/Raman، نقص در پیش‌بینی ذرات سیاه یا بسیار تیره و حد تشخیص اندازه (۳۰۰-۵۰۰ میکرومتر)، حساس به آلودگی‌ها (پیک‌های فراطیفی ممکن است با خاک تداخل داشته باشند)
میکروسکوپ نوری / جداسازی بصری (Optical Microscopy)	مشاهده ذرات بر اساس شکل، رنگ و بافت سطحی	ساده و کم‌هزینه، قابل استفاده در مراحل اولیه شناسایی	وابسته به تفسیر انسانی، امکان اشتباه بین میکروپلاستیک و ذرات غیرپلاستیکی، دقت و تکرارپذیری پایین، نیاز به نیروی کار و زمان زیاد، برای میکروپلاستیک‌های تیره رنگ قابل استفاده نیست

طیف‌سنجی رامان

طیف‌سنجی رامان، در مقایسه با طیف‌سنجی FTIR سطح بهتری از تشخیص ذرات کوچک ریزساختارها (۱ تا ۲۰ میکرومتر) را فراهم می‌کند (Seo et al., 2025). با این حال، حالت بازتاب μFTIR مؤثرتر از طیف‌سنجی رامان بود، زیرا قدرت بالای لیزر رامان می‌تواند باعث ذوب شدن شود (Seo et al., 2025). علاوه بر این، هر دو طیف‌سنجی FTIR

و رامان تحت تأثیر بقایای مواد آلی قرار می‌گیرند که می‌توانند در نتایج تداخل ایجاد کنند (Seo *et al.*, 2025). مزایا و محدودیت‌های طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه در جدول ۲ آمده است (Junhao *et al.*, 2021).

وزن‌سنجی حرارتی (TGA) و کروماتوگرافی گازی گرماکافت-طیف‌سنجی جرمی (Py-GC-MS)

اغلب، میکروپلی‌مرها با استفاده از تکنیک‌های ترموآنالیتیکی مانند آنالیز وزن‌سنجی حرارتی (TGA) و کروماتوگرافی گازی پیرولیز-طیف‌سنجی جرمی (Py-GC-MS) شناسایی می‌شوند. این روش‌های ترموآنالیتیکی تنها می‌توانند زیرمجموعه‌ای از پلی‌مرها را شناسایی کنند و اطلاعاتی در مورد ویژگی‌های مورفولوژیکی، مانند اندازه و شکل، ارائه نمی‌دهند. علاوه بر این، این روش‌ها تحت تأثیر مواد آلی قرار می‌گیرند که می‌تواند منجر به نتایج نادرست شود. بنابراین، هر روش شناسایی تنها برخی از ویژگی‌های مورد نیاز میکروپلاستیک‌ها را شناسایی می‌کند. مزایا و محدودیت‌های این روش در جدول ۲ آمده است (Junhao *et al.*, 2021).

اولترافیلتراسیون

در روش اولترافیلتراسیون از غشاهای نیمه‌تراوا با اندازه منافذ ۵ تا ۵۰ نانومتر برای جداسازی ذرات از محلول استفاده می‌شود. این روش به‌ویژه برای نمونه‌های آب و خاکی که غلظت نانوپلاستیک‌ها در آن‌ها پایین است، بسیار مناسب است (Sharma *et al.*, 2023). مطالعات نشان داده‌اند که اولترافیلتراسیون می‌تواند نانوپلاستیک‌ها را بدون آسیب به ساختار آن‌ها از محیط‌های مختلف استخراج کند و به کاهش اتلاف نمونه کمک نماید (Adhikari *et al.*, 2023). در این روش محلول با اعمال فشار برای افزایش جریان و بهبود راندمان فیلتراسیون، به غشای اولترافیلتراسیون نفوذ می‌کند. به دلیل اندازه منافذ کوچک غشای اولترافیلتراسیون، ذرات باقی مانده در محلول به حالت تعلیق باقی می‌مانند. اولترافیلتراسیون را می‌توان در یک مخزن همزن‌دار، میدان گریز از مرکز یا فیلتراسیون جریان متقاطع انجام داد. اولترافیلتراسیون با استفاده از یک مخزن همزن‌دار ممکن است به نانوذرات موجود در محلول آسیب برساند (Junhao *et al.*, 2021). Mintenig *et al.* (2018) سوسپانسیونی حاوی PS (۵۰-۱۰۰۰ نانومتر) را با استفاده از اولترافیلتراسیون جریان متقاطع با جریان قطع ۴۰-۶۰ کیلو دالتون غلیظ کردند، زیرا اولترافیلتراسیون جریان متقاطع نسبتاً ملایم است، از دست دادن ذرات و آسیب نمونه کم است و می‌تواند بسیاری از محلول‌ها را فرآوری کند. جریان متقاطع همچنین می‌تواند یک جریان متمرکز برای جمع‌آوری تا ۵۰ میلی‌لیتر سوسپانسیون در ابتدای کانال برای پیش‌تغلیظ ایجاد کند (Junhao *et al.*, 2021). بنابراین، اولترافیلتراسیون جریان متقاطع یک روش امیدوارکننده برای تصفیه نمونه خاک است.

اولتراسانتریفیوژ

اولتراسانتریفیوژ، روش دیگر پیش‌تغلیظ است که در آن با اعمال نیروی گریز از مرکز بسیار بالا (بیش از ۱۰۰،۰۰۰ دور در دقیقه)، امکان جداسازی ذرات در ابعاد میکرومتری و نانومتری فراهم می‌شود (Jing *et al.*, 2022). در این روش، نمونه‌ها در محلول‌هایی با جرم مخصوص مشخص مانند ساکارز یا سایر مواد واسطه قرار می‌گیرند. در اثر نیروی سانتریفیوژ، ذرات با جرم مخصوص بیشتر به سمت پایین رسوب کرده و لایه‌هایی با جرم مخصوص متفاوت تشکیل می‌دهند که امکان جداسازی ذرات بر اساس اندازه و جرم مخصوص را فراهم می‌کند (Jing *et al.*, 2022). کار با اولتراسانتریفیوژ نسبتاً آسان است، اما فقط می‌تواند حجم کمی (۱۰ تا ۱۰۰ میلی‌لیتر) از محلول را پردازش کند و استفاده از آن را با نمونه‌های آب محدود می‌کند. حجم سوسپانسیون به‌دست آمده از نمونه‌های خاک باید کمتر باشد (Junhao *et al.*, 2021). با این حال، هیچ تحقیقی در مورد استفاده از اولتراسانتریفیوژ برای جداسازی میکروپلاستیک‌های خاک وجود ندارد. با در نظر گرفتن گرادیان جرم مخصوص اولتراسانتریفیوژ، می‌توان نانوذرات

را مستقیماً از خاک جدا کرد (Junhao *et al.*, 2021). در یک مطالعه، NaCl و آلومین سرم گاوی به محلول نانوپلاستیک اضافه شدند که پروتئین را با نانوپلاستیک‌های غلیظ با سرعت سانتریفیوژ ۸۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۵ دقیقه به دست آورد (Zhou *et al.*, 2021).

تبخیر محلول

روش تبخیر محلول نیز یکی دیگر از روش‌های پیش‌تخلیظ است که از تبخیرکننده دوار در فشار منفی برای جداسازی و جمع‌آوری ذرات جامد از محلول استفاده می‌کند. این روش عمدتاً در نمونه‌های آلی کاربرد دارد، اما از نظر اقتصادی تنها زمانی مقرون‌به‌صرفه است که با روش‌های اولترافیلتراسیون یا اولتراسانتریفیوژ ترکیب شود (Vauthier *et al.*, 2009). در حال حاضر، این فناوری با موفقیت برای استخراج نانوذرات از اقیانوس استفاده شده است (Ter Halle *et al.*, 2017). این فناوری نمی‌تواند مواد محلول را حذف کند و برای مقابله با سوسپانسیون‌های متعدد مقرون به صرفه نیست، بنابراین معمولاً با دو روش پیش‌تخلیظ فوق ترکیب می‌شود (Junhao *et al.*, 2021).

نتیجه‌گیری و چشم انداز

چالش‌های موجود در تحلیل میکروپلاستیک‌ها

یکی از چالش‌های اصلی در تحقیقات مربوط به میکروپلاستیک‌ها، نبود استانداردهای در روش‌های تحلیلی است. این مشکل ناشی از تنوع گسترده در نوع، شکل و اندازه این ذرات است که فرایند تحلیل را پیچیده‌تر می‌کند. در حال حاضر، تحقیقاتی در حال انجام هستند تا پروتکل‌های استاندارد تدوین شوند اما هنوز هیچ روش واحد و معیار دقیقی برای تحلیل و شناسایی میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد.

توصیه‌های کاربردی برای پژوهشگران

پژوهشگران هنگام انتخاب روش‌های تحلیلی باید اهداف پژوهش، منابع در دسترس، و بودجه پروژه را با دقت مورد ارزیابی قرار دهند. استفاده از ترکیبات فناوری‌های مختلف برای بهره‌گیری از مزایای هر یک، ضروری است، زیرا هیچ فناوری منفرد قادر به ارائه تمامی اطلاعات مورد نیاز نیست. همچنین، در حجم بالای نمونه‌های خاک کشاورزی، انتخاب روش‌های کم‌هزینه، سریع و کارآمد اهمیت زیادی دارد.

نیاز به استانداردهای و بهینه‌سازی روش‌ها

در حال حاضر، اختلاف قابل توجهی میان آزمایشگاه‌های مختلف در زمینه استخراج و شناسایی میکروپلاستیک‌ها دیده می‌شود که لزوم بهینه‌سازی و استانداردسازی روش‌ها را نشان می‌دهد. انتخاب صحیح مکان و عمق نمونه‌برداری، نوع روش تصفیه (مانند جداسازی جرم مخصوص یا الکترواستاتیکی) و هضم شیمیایی (نظیر هیدروژن پراکسید، مواد قلیایی، اسیدی یا آنزیمی) نقش مهمی در درستی نتایج پژوهش دارد.

روش‌های شناسایی و چالش‌های پیشرو

ابزارهای شناسایی شامل روش‌هایی مانند شناسایی بصری، طیف‌سنجی ارتعاشی و طیف‌سنجی جرمی هستند که هر یک مزایا و محدودیت‌های خاص خود را دارند اما فقدان روش‌های دقیق برای شناسایی نانوپلاستیک‌ها در خاک و گیاه، همچنین کمبود درک کامل از سازوکار انتقال این ذرات در محیط‌های خاک و آب‌های زیرزمینی، از چالش‌های عمده است.

پژوهش‌های آینده و ضرورت توسعه‌ی روش‌ها

تحقیقات آینده باید بر توسعه روش‌های استاندارد، سریع و کارآمد برای استخراج و شناسایی میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها تمرکز کنند. این اقدامات موجب پایش دقیق‌تر منابع آلودگی پلاستیکی، بهبود کیفیت خاک و ارتقای امنیت غذایی خواهند شد.

منابع مورد استفاده

References

- Achouri, I., Dani, C., Zeghloul, T., Lungu, M., & Dascalescu, L. (2023). *Effect of ambient humidity on the tribo-electrostatic separation of granular plastic wastes. Particulate Science and Technology*, 42, 908-914. <https://doi.org/10.1080/02726351.2023.2295399>.
- Adhikari, S., Kelkar, V., Kumar, R., & Halden, R. U. (2022). Methods and challenges in the detection of microplastics and nanoplastics: A mini-review. *Polymer International*, 71(10), 1100-1114. <https://doi.org/10.1002/pi.6348>.
- Ariza-Tarazona, M. C., Siligardi, C., Carreón-López, H. A., Valdéz-Cerda, J. E., Pozzi, P., Kaushik, G., Villarreal-Chiu, J. F., & Cedillo-González, E. I. (2023). Low environmental impact remediation of microplastics: Visible-light photocatalytic degradation of PET microplastics using bio-inspired C,N-TiO₂/SiO₂ photocatalysts. *Marine Pollution Bulletin*, 193, 115206. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115206>.
- Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2015). Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from the Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 111, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>.
- Barahona, E., & Iriarte, A. (2001). An overview of the present state of standardization of soil sampling in Spain. *Science of the Total Environment*, 264 (1-2), 169-174. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(00\)00620-3](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00620-3).
- Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of The Total Environment*, 612, 422-435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>.
- Bouzayani, B., & Sanromán, M. Á. (2024). Polymer-supported heterogeneous Fenton catalysts for the environmental remediation of wastewater. *Molecules*, 29(10), 2188. <https://doi.org/10.3390/molecules29102188>.
- Cai, L., Hu, L., Shi, H., Ye, J., Zhang, Y., & Kim, H. (2018). Effects of inorganic ions and natural organic matter on the aggregation of nanoplastics. *Chemosphere*, 197, 142-151. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.052>.
- Cai, Z., Li, M., Zhu, Z., Wang, X., Huang, Y., Li, T., Gong, H., & Yan, M. (2023). Biological degradation of plastics and microplastics: A recent perspective on associated mechanisms and influencing factors. *Microorganisms*, 11(7), 1661. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11071661>.
- Chen, H., Wang, Y., Sun, X., Peng, Y., & Xiao, L. (2020a). Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function. *Chemosphere*, 243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125271>.
- Chen, Y., Leng, Y., Liu, X., & Wang, J. (2020b). Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. *Environmental Pollution*, 257. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449>.
- Crichton, E.M., Noel, M., Gies, E.A., & Ross, P.S. (2017). A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. *Analytical Methods-UK*, 9 (9), 1419-1428. <https://doi.org/10.1039/c6ay02733d>.
- Crutchett, T. W., & Bornt, K. R. (2024). A simple overflow density separation method that recovers >95% of dense microplastics from sediment. *Environmental Advances*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10912609>.

- Dai, Z., Zhang, H., Zhou, Q., Tian, Y., Chen, T., Tu, C., & Luo, Y. (2018). Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. *Environmental Pollution*, 242, 1557–1565. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.131>.
- Danso, D., Schmeisser, C., Chow, J., Zimmermann 2, Ren Wei, W., Leggewie, Christian., Li, Xiangzhen., Hazen, Terry., & Streit, W. (2019). New insights into the function and global distribution of polyethylene terephthalate (PET)-degrading bacteria and enzymes in marine and terrestrial metagenomes. *Applied and Environmental Microbiology*, 85(11), e02712–18. <https://doi.org/10.1128/AEM.02773-17>
- Enders, K., Lenz, R., Beer, S., & Stedmon, C. A. (2020). Electrostatic separation of microplastics. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 112. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00112>.
- Enders, K., Tagg, A. S., & Labrenz, M. (2020). Evaluation of Electrostatic Separation of Microplastics from Mineral-Rich Environmental Samples. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 7-17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00112>.
- Fadare, O. O., Martin, L., Lascelles, N., Myers, J. T., Kaiser, K., Xu, W., & Conkle, J. L. (2023). Binary solvent extraction of microplastics from a complex environmental matrix. *Limnology and Oceanography: Methods*, 21, 414–420. <https://doi.org/10.1002/lom3.10554>.
- Felsing, S., Kochleus, C., Buchinger, S., Brennholt, N., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2018). A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior. *Environmental Pollution*, 234, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.013>.
- Gallo-Córdova, A., Corrales-Pérez, B., Cabrero, P., Force, C., Veintemillas-Verdaguer, S., Ovejero, J. G., & Del Puerto Morales, M. (2024). Magnetic harvesting and degradation of microplastics using iron oxide nanoflowers prepared by a scaled-up procedure. *Chemical Engineering Journal*, 490, 151725. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151725>
- 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(2), 68–72. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00671>.
- Gu, W., Yang, G., Liu, Y., Mao, Y., Li, H., Ai, H., & He, Q. (2020). Treatment and detection methods of microplastics from environment media: A review. *Journal of Civil and Environmental Engineering*, 2, 24. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1005-971X.2020.02.024>.
- Han, X.X., Lu, X.Q., Vogt, R.D., 2019. An optimized density-based approach for extracting microplastics from soil and sediment samples. *Environmental Pollution*, 254, 7. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113009>.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>.
- Hunter, J. R., Qiao, Q., Zhang, Y., Shao, Q., Crofcheck, C., & Shi, J. (2023). Green solvent mediated extraction of micro- and nano-plastic particles from water. *Scientific Reports*, 13, 10585. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-37490-6>.
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409–7417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>.
- Jing, S., Fang, C., Zhang, C., Li, M., Zhang, W., & Yu, H. (2022). Non-destructive extraction and separation of nano- and microplastics from environmental samples by density gradient ultracentrifugation. *Analytical Chemistry*, 94(10), 4191–4199. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.2c02543>

- Junhao, C., Xining, Z., Xiaodong, G., Li, Z., Qi, H., & Siddique, K. (2021). Extraction and identification methods of microplastics and nanoplastics in agricultural soil: A review. *Journal of Environmental Management*, 249, 112997. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112997>.
- Ku, J., Wang, K., Wang, Q., & Lei, Z. (2024). Application of magnetic separation technology in resource utilization and environmental treatment. *Separations*, 11(5), 130. <https://doi.org/10.3390/separations11050130>.
- Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D. C. W., Gupta, J., Khan, E., Harrad, S., Hou, D., Ok, Y. S., & Bolan, N. S. (2020). Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 265, 114980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>.
- Larrea, G., Elustondo, D., & Durán, A. (2025). Extraction methods of microplastics in environmental matrices: A comparative review. *Molecules*, 30, 3178. <https://doi.org/10.3390/molecules30153178>
- Lekše, N., Žgajnar Gotvajn, A., Zupančič, M., & Griessler-Bulc, T. (2024). Oil-based extraction as an efficient method for the quantification of microplastics in environmental samples. *Environmental Sciences Europe*, 36, 68. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00898-6>.
- Leslie, H.A., Brandsma, S.H., van Velzen, M.J.M., & Vethaak, A.D. (2017). Microplastics en route: field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, 101, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>.
- Li, J., & Chen, X. (2024). A turbidity-based study of removing polyvinyl chloride nanoplastics using magnetic biochar. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12, 113067. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113067>.
- Li, J., Liu, H., & Chen, J. P. (2020). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>.
- Li, J., Liu, H., & Chen, J.P. (2018). Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*. 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>.
- Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., & He, D. (2018). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242, 855–862. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>.
- Liu, M., Song, Y., Zhang, S., Wu, J., & Gao, T. (2019). A method for extracting soil microplastics through circulation of sodium bromide solutions. *Science of the Total Environment*, 687, 1106–1113. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.062>.
- Löder, M. G. J., & Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 95, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.032>.
- Löder, M. G. J., & Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics—A critical appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter*, 201–227. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-38>.
- López-Paneque, A. M. (2025). Influence of Electrostatic Separation Parameters on Particle Behavior. *Materials*, 15(8), 826. <https://doi.org/10.3390/met15080826>.
- Lv, W., Makuza, B., Wang, F., et al. (2025). A review of direct reduction–magnetic separation process for ferronickel production from nickel laterite. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 11, 3–28. <https://doi.org/10.1007/s40831-024-00950-y>.
- Maliwan, T., & Hu, J. (2025). Release of microplastics from polymeric ultrafiltration membrane systems for drinking water treatment under different operating conditions. *Science of the Total Environment*, 274, 12304. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.123047>.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2019). Microplastics profile along the Rhine River. *Environmental Pollution*, 254, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.081>.
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48. USA.

- Michielssen, M.R., Michielssen, E.R., Ni, J., & Duhaime, M.B. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environmental Water Research & Technology*, 2 (6), 1064–1073. <https://doi.org/10.1039/c6ew00207b>.
- Mintenig, S.M., Bduerlein, P.S., Koelmans, A.A., Dekker, S.C., & van Wezel, A.P., (2018). Closing the gap between small and smaller: towards a framework to analyse nanoand microplastics in aqueous environmental samples. *Environmental Science*, 5 <https://doi.org/10.1039/C8EN00186C>.
- NOAA. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. <https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications>.
- Nuelle, M.T., Dekiff, J.H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environ. Pollut.* 184, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>.
- Ortiz, D., Munoz, M., Nieto-Sandoval, J., Romera-Castillo, C., de Pedro, Z. M., & Casas, J. A. (2022). Insights into the degradation of microplastics by Fenton oxidation: From surface modification to mineralization. *Chemosphere*, 309, 136809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136809>
- Paz González, K. M., et al. (2025). Blood cell separation with magnetic techniques: A critical review. *Lab on a Chip*, 25, 2521–2565. <https://doi.org/10.1039/D5LC00180C>.
- Peneva, S., Phan Le, Q. N., Munhoz, D. R., Wrigley, O., Wille, F., Doose, H., Halsall, C., Harkes, P., Sander, M., & Braun, M. (2025). Microplastic analysis in soils: A comparative assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 289, 117428. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117428>
- Pfohl, P., Roth, C., Meyer, L., Heinemeyer, U., Gruending, T., Lang, C., Nestle, N., Hofmann, T., Wohlleben, W., & Jessl, S. (2021). Microplastic extraction protocols can impact polymer structure. *Microplastics and Nanoplastics*, 1, 8. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00009-9>.
- Piazza, V., Uheida, A., Gambardella, C., Garaventa, F., Faimali, M., & Dutta, J. (2022). Ecosafety screening of photo-Fenton process for the degradation of microplastics in water. *Frontiers in Marine Science*, 8, 791431. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.791431>.
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>.
- Proscenc, F., Leban, P., Šunta, U., & Bavcon Kralj, M. (2021). Extraction and identification of a wide range of microplastic polymers in soil and compost. *Polymers*, 13, 4069. <https://doi.org/10.3390/polym13234069>.
- PubMed Central (NCBI). (2022). Insights into the degradation of microplastics by Fenton oxidation: From surface modification to mineralization. *Chemosphere*, 309 (Pt 2), 136809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136809>
- Radford, F., Zapata-Restrepo, L. M., Horton, A. A., Hudson, M. D., Shaw, P. J., & Williams, I. D. (2021). Developing a systematic method for extraction of microplastics in soils. *Analytical Methods*, 13(2), 241–253. <https://doi.org/10.1039/d0ay02086a>.
- Ramage, S. J. F. F., Pagaling, E., Haghi, R. K., Dawson, L. A., Yates, K., Prabhu, R., Hillier, S., & Devalla, S. (2022). Rapid extraction of high- and low-density microplastics from soil using high-gradient magnetic separation. *Science of the Total Environment*, 831, 154912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154912>.
- Rhein, F., Nirschl, H., & Kaegi, R. (2022). Separation of microplastic particles from sewage sludge extracts using magnetic seeded filtration. *Water Research X*, 17, 100155. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2022.100155>.
- Rhein, F., Scholl, F., & Nirschl, H. (2019). Magnetic seeded filtration for the separation of fine polymer particles from dilute suspensions: Microplastics. *Chemical Engineering Science*, 207, 1278–1287. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2019.07.052>.

- Savino, I., Campanale, C., Trotti, P., Massarelli, C., Corriero, G., & Uricchio, V. F. (2022). Effects and impacts of different oxidative digestion treatments on virgin and aged microplastic particles. *Polymers*, 14, 1958. <https://doi.org/10.3390/polym14101958>.
- Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>.
- Schrank, I., Möller, J. N., Imhof, H. K., Hauenstein, O., Zielke, F., Agarwal, S., Löder, M. G. J., Greiner, A., & Laforsch, C. (2022). Microplastic sample purification methods: Assessing detrimental effects of purification procedures on specific plastic types. *Science of the Total Environment*, 833, 154824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154824>.
- Seo, Y., Chevali, V., Lai, Y., Zhou, Z., Chen, G., Burey, P., Wang, S., & Song, P. (2025). Microplastics in soils: A comparative review on extraction, identification and quantification methods. *Journal of Environmental Management*, 377, 124556. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124556>.
- Sharara, A., Samy, M., Mossad, M., & Gar Alalm, M. (2025). Enhanced depolymerization of microplastic debris in water by a hybrid ZnO-based photocatalysis–persulfate activation system. *Journal of Water Process Engineering*, 72, 107633. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107633>.
- Sharma, A., Singh, R., Kumar, P., Verma, A., & Kumar, S. (2023). An assessment of the impact of structure and type of microplastics on ultrafiltration technology for microplastic remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 435, 12911. <https://doi.org/10.1177/00368504231176399>.
- Shaw, K.R., Sandquist, R., Fairclough, C., Black, J., Fitzgerald, A., Shaw, J.T., Gallager, S., & Lynch, J. (2024). Separation of microplastics from deep-sea sediment using an affordable, simple to use, and easily accessible density separation device. *Microplastics and Nanoplastics*, 4:8-14. <https://doi.org/10.1186/s43591-024-00093-7>
- Shi, X., Zhang, X., Gao, W., Zhang, Y., & He, D. (2022). Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄. *Science of the Total Environment*, 802, 149838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.149838>.
- Srivastava, A., Devnani, G. L., & Gupta, P. (2025). Magnetic separation and degradation approaches for effective microplastic removal from aquatic and terrestrial environments. *Materials Advances*, 6(15), 3043–3062. <https://doi.org/10.1039/d4ma01242a>.
- Srivastava, A., et al. (2025). Magnetic separation and degradation approaches for effective microplastic removal from aquatic and terrestrial environments. *Materials Advances*. <https://doi.org/10.1039/D4MA01242A>.
- Suresh, V., Shams, R., Dash, K. K., Shaikh, A. M., & Kovács, B. (2025). Comprehensive review on enzymatic polymer degradation: A sustainable solution for plastics. *Journal of Agriculture and Food Research*, 20, 101788. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2025.101788>.
- Tagg, A. S., Sapp, M., Harrison, J. P., & Ojeda, J. J. (2017). Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array–based reflectance micro-FTIR imaging. *Analytical Chemistry*, 87(12), 6032–6040. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.5b00495>.
- Ter Halle, A., Jeanneau, L., Martignac, M., Jarde, E., Pedrono, B., Brach, L., & Gigault, J. (2017). Nanoplastic in the north Atlantic subtropical gyre. *Environmental Science & Technology*, 51 (23), 13689–13697. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03667>.
- Turner, A., & Holmes, L.A. (2015). Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental Chemistry*. 2015, 12, 600–610. <https://doi.org/10.1071/EN14143>
- Vauthier, C., & Bouchemal, K. (2009). Methods for the preparation and manufacture of polymeric nanoparticles. *Pharmaceutical Research*, 26(5), 1025–1058. <https://doi.org/10.1007/s11095-008-9800-3>.
- Wang, C., Tang, J., Yu, H., Wang, Y., Li, H., Xu, S., & Zhou, Q. (2022). Microplastic pollution in the soil environment: characteristics, influencing factors, and risks. *Sustainability*, 14(20), 13405. <https://doi.org/10.3390/su142013405>
- Wang, W., Ge, J., Yu, X., & Li, H. (2020). Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective. *Science of the Total Environment*, 708, 134841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134841>.
- Wang, X., Bolan, N., Tsang, D. C. W., Sarkar, B., Bradney, L., & Li, Y. (2021). A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123496. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123496>.

- Wang, X., Feng, Q., Li, M., Zhao, F., Tang, J., Bu, Q., Zhang, Y., Che, L., & Yang, L. (2025). Effect of land use on occurrence and spatial variability of soil microplastics in agricultural watershed. *Ecological Frontiers*, 45(2), 497–506. <https://doi.org/10.1016/j.ecofro.2024.12.005>.
- Wang, Y., Li, J., Liu, Y., & Zhang, D. (2023). Magnetic separation techniques for microplastics. *Materials Advances*, 4, 2150–2163. <https://doi.org/10.1039/D3MA00142A>.
- Wei, X., Ji, H., Wang, S., Chu, H., & Song, C. (2014). The formation of representative lateritic weathering covers in south-central Guangxi (southern China). *Catena*, 118, 55–72. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.01.019>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- 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. *Science of the Total Environment*, 707, 136065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136065>
- Xu, I., Li, H., Han, L., Zou, G., Chen, Y., Liu, D., Xue, Y., & Lu, A. (2021). Research progress on the adsorption and desorption between microplastics and typical pollutants. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 29, 1–9. <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200925>.
- Xu, Q., Gao, Y., Xu, L., Shi, W., Wang, F., LeBlanc, G.A., & Lei, K. (2020). Investigation of the microplastics profile in sludge from China's largest water reclamation plant using a feasible isolation device. *Journal of Hazardous Materials*. 388 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122067>.
- Yan, P., Hao, X., & Zhang, S. (2023). Extraction and decontamination of microplastics from high organic matter soils: A simple, cost-saving and high efficient method. *Journal of Environmental Management*, 341, 118381. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118381>.
- Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., & Oda, K. (2016). A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate). *Science*, 351(6278), 1196–1199. <https://doi.org/10.1126/science.aad6359>
- Zhang, G.S., & Liu, Y.F. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of the Total Environment*, 642, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>.
- Zhang, S., Shi, C., Nie, Y., Xing, B., Wen, X., & Cheng, S. (2023). Separation experiment and mechanism study on PVC microplastics removal from aqueous solutions using high-gradient magnetic filter. *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103495. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103495>.
- Zhang, S., Yang, X., Gertsen, H., Peters, P., Salanki, T., & Geissen, V. (2018). A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil. *Science of the Total Environment*, 616, 1056–1065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.213>.
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>.
- Zhao, X., Liu, Z., Zuo, J., Cai, L., Liu, Y., Han, J., & Zhang, M. (2024). Comparison of oil extraction and density extraction methods to extract microplastics for typical agricultural soils in China. *Agronomy*, 14, 1193. <https://doi.org/10.3390/agronomy14061193>.
- Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., & Luo, Y. (2018) The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 322, 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>.
- Zhou, X.X., He, S., Gao, Y., Li, Z.C., Chi, H.Y., & Li, C.J., (2021). Protein corona-mediated extraction for quantitative analysis of nanoplastics in environmental waters by pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 93 (17), 6698–6705. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.1c00156>.