19th Iranian Soil Science Congress
16-18 September, 2025

نوزدهمین کنگره علوم خاک ایران
۲۵ تا ۲۷ شهریور ۱۴۰۴

مدیریت جامع‌نگر و هوشمند خاک و آب
Holistic and Smart Soil and Water Management
دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران
College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran

۰۴۲۵۰-۳۲۰۳۱

بررسی آلودگی هم‌زمان میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌ها در خاک

عبدالرحیمی سمانه[۱]، رحمت مهشاد[۲]، چترنور نگار[۳]، خدابنده امیر[۴]، فتوت امیر[۵*]

۱- دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، ایران؛
۲- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، ایران؛
۳- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، ایران؛
۴- دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، ایران؛
۵- استاد، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، ایران* ؛ afotovat@um.ac.ir

چکیده

آلودگی میکروپلاستیک‌ها (MPs) در سال‌های اخیر به یکی از چالش‌های مهم زیست‌محیطی تبدیل شده است، به‌ویژه زمانی‌که این ذرات با سایر آلاینده‌های شیمیایی مانند فلزهای سنگین (HMs)، آنتی‌بیوتیک‌ها و آفت‌کش‌ها در خاک همراه می‌شوند. هدف این مقاله، مرور و تحلیل رفتار میکروپلاستیک‌ها در خاک و بررسی پدیده آلودگی هم‌زمان با سایر ترکیب‌های شیمیایی است. در این مطالعه مروری، ابتدا منابع ورودی MPs به خاک و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آن‌ها بررسی شده است. سپس، مکانیسم‌های جذب آلاینده‌ها شامل جذب فیزیکی، پیوندهای کوئوردیناسیونی، برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی و π–π مورد تحلیل قرار گرفته‌اند. یافته‌ها نشان می‌دهند که میکروپلاستیک‌های هوادیده با سطح ویژه و گروه‌های عاملی فعال بیشتر، تمایل بالاتری برای جذب آلاینده‌ها دارند. همچنین ترکیب MPs-HMs می‌تواند موجب افزایش زیست‌فراهمی و سمیت عناصر فلزی برای گیاهان، ریزجانداران خاکی و حتی انسان شود. با توجه به گسترش استفاده از پلاستیک‌ها و کاربردهای گسترده ترکیبات شیمیایی در کشاورزی، شناسایی دقیق این برهم‌کنش‌ها و پیامدهای اکولوژیکی آن‌ها، برای مدیریت پایدار خاک و سلامت انسان ضروری است.

واژگان کلیدی: آلودگی هم‌زمان، فلز سنگین، میکروپلاستیک، زمان‌گذری

مقدمه

آلودگی پلاستیکی یکی از اساسی‌ترین معضل‌های زیست‌محیطی در قرن حاضر به‌شمار می‌رود. با تولید سالانه حدود ۳۰۰ میلیون تن پلاستیک، پیش‌بینی می‌شود که این رقم طی دو دهه آینده دو برابر شود(Lebreton & Andrady, 2019). بخش قابل‌توجهی از این پلاستیک‌ها به‌درستی مدیریت نمی‌شوند و به‌طور مستقیم در محیط رها می‌شوند؛ این امر آزادسازی ترکیب‌های سمی و انباشت زباله در اکوسیستم‌های مختلف را در پی دارد(Kliem et al., 2020). در صورت ادامه روند کنونی، تا سال ۲۰۵۰ حدود ۱۳/۲ میلیارد تن پسماند پلاستیکی در محیط‌های طبیعی انباشته خواهد شد(Shams et al., 2021). اگرچه توجه عمومی بیشتر بر آلودگی‌های پلاستیکی در محیط‌های آبی متمرکز است، اما گزارش‌ها نشان می‌دهند که میزان آلودگی پلاستیکی در زیست‌بوم‌های خشکی به‌مراتب گسترده‌تر است (Assessment et al., n.d.).

در میان انواع مختلف آلودگی پلاستیکی، میکروپلاستیک‌ها[1] (MPs) به‌عنوان ذراتی با قطر کمتر از ۵ میلی‌متر، به‌ویژه در سال‌های اخیر، توجه پژوهشگران را به خود جلب کرده‌اند(Frias & Nash, 2019). اگرچه نخستین شواهد از حضور میکروپلاستیک‌ها به دهه‌های ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ بازمی‌گردد(Rodriguez-seijo et al., 2017) ، اما رشد قابل‌توجه مطالعات سیستماتیک در این حوزه عمدتاً در دهه اخیر، آن هم با تمرکز بر محیط‌های آبی، مشاهده شده‌است(Yang et al., 2021). با این حال، تمرکز پژوهش‌ها در سال‌های اخیر به زیست‌بوم‌های خاکی نیز در حال گسترش است، چرا که خاک‌ها به‌ویژه در مناطق شهری و اراضی کشاورزی، به‌عنوان مخازنی پایدار و بلندمدت برای این آلاینده‌ها شناخته می‌شوند(B. M. C. Rillig & Lehmann, n.d.).

میکروپلاستیک‌ها افزون بر آثار مستقیم، به‌عنوان حامل‌های بالقوه برای سایر آلاینده‌های شیمیایی نیز مطرح هستند. این ذرات می‌توانند از طریق مسیرهایی چون کاربرد لجن فاضلاب، کمپوست، سیستم‌های آبیاری و مالچ‌های پلاستیکی وارد خاک شوند (Yang et al., 2021). از این‌رو، بررسی جامع‌تر حضور، پایداری و اثرهای میکروپلاستیک‌ها در خاک به‌عنوان ضرورتی نوظهور در مطالعات زیست‌محیطی مطرح است. با وجود پیشرفت‌های اخیر در شناسایی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خاکی، بسیاری از پرسش‌های اساسی همچون میزان وقوع، منابع ورودی و خطرهای بالقوه آن‌ها همچنان بی‌پاسخ مانده‌اند. این خلأ دانشی عمدتاً ناشی از نبود مطالعات نظام‌مند و تحلیلی جامع درباره حضور و رفتار میکروپلاستیک‌ها در خاک است. در همین راستا، مطالعه حاضر با هدف بررسی وضعیت کنونی دانش موجود در این حوزه، مروری بر جنبه‌های مختلف مرتبط با میکروپلاستیک‌ها در خاک، به‌ویژه در اراضی کشاورزی ارائه می‌دهد. در این مرور، ابتدا منابع اصلی ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک، با تأکید بر فعالیت‌های کشاورزی، مورد بررسی قرار گرفته است. سپس ویژگی‌ها و رفتار جذب میکروپلاستیک‌های هوادیده یا زمان‌گذری شده و نقش آن‌ها در پدیده آلودگی هم‌زمان با سایر ترکیب‌های شیمیایی، تحلیل شده‌است. در ادامه، روش‌های موجود برای پالایش و حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های خاکی و آبی بررسی شده‌است و در نهایت، در مورد راهکارهای مدیریتی و سیاست‌های پیشنهادی برای کاهش خطر و کنترل این آلاینده‌ها بحث گردیده‌است.

آلاینده‌های موجود در خاک

میکروپلاستیک‌ها، ذرات پلاستیکی با قطر کمتر از ۵ میلی‌متر، به دلیل ورود گسترده به محیط‌های طبیعی از طریق تجزیه پسماندهای پلاستیکی، محصولات مصرفی مانند لوازم آرایشی، و فعالیت‌های صنعتی، به یکی از نگرانی‌های اصلی زیست‌محیطی تبدیل شده‌اند. این آلاینده‌های نوظهور با تأثیر بر اکوسیستم‌های آبی و خاکی، تهدیدی برای تنوع زیستی، چرخه‌های طبیعی، و سلامت انسان ایجاد می‌کنند. به‌ویژه، پدیده آلودگی همزمان(co-contamination)، که در آن میکروپلاستیک‌ها با آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها و آنتی‌بیوتیک‌ها همزیستی دارند، به دلیل برهم‌کنش‌های شیمیایی و فیزیکی، مانند جذب سطحی و تشکیل کمپلکس‌های شیمیایی، می‌تواند خطرات زیست‌محیطی را تشدید کند. میکروپلاستیک‌ها به‌دلیل ویژگی‌هایی مانند سطح ویژه بالا، پایداری شیمیایی، و قابلیت جذب، می‌توانند به‌عنوان ناقل آلاینده‌های مختلفی از جمله فلزهای سنگین، آفت‌کش‌ها و آنتی‌بیوتیک‌ها عمل کنند(H. Zhang et al., 2020؛ *Viewpoints Microplastic Effects on Plants*, 2019) این برهم‌کنش‌ها می‌توانند رفتار، انتقال‌پذیری، زیست‌فراهمی و سمیت این آلاینده‌ها را در خاک تغییر دهند (Shi et al., 2022). به‌ویژه، برخی مطالعات نشان داده‌اند که حضور هم‌زمان میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین می‌تواند سمیت ترکیبی را افزایش دهد و فرایندهای زیستی خاک، مانند فعالیت‌های میکروبی و چرخه‌های مواد مغذی، را تحت‌تأثیر قرار دهد (Yazdani et al., 2019).

[1]- Microplastics

تحقیقات در حوزه میکروپلاستیک‌ها از اوایل دهه ۲۰۰۰ میلادی آغاز شد، زمانی که Thompson و همکاران (۲۰۰۴) اصطلاح "میکروپلاستیک" را در مطالعه‌ای با تمرکز بر حضور این ذرات در محیط‌های دریایی معرفی کردند با این حال، بررسی آلودگی هم‌زمان از اوایل دهه ۲۰۱۰ شتاب گرفت، زمانی که پژوهش‌هایی مانند Cole و همکاران (۲۰۱۳) به نقش میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل آلاینده‌های شیمیایی در اکوسیستم‌های دریایی پرداختند. از اواسط دهه ۲۰۱۰، با بهره‌گیری از ابزارهای تحلیلی پیشرفته مانند طیف‌سنجی جرمی و میکروسکوپ الکترونی، تحقیقات به اکوسیستم‌های خاکی و مکانیسم‌های پیچیده برهم‌کنش میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌ها گسترش یافت(Koelmans et al., 2016). این روند پژوهشی، که تا سال ۲۰۲۵ ادامه دارد، بر تحلیل مکانیسم‌های انتقال آلاینده‌ها و ارزیابی پیامدهای طولانی‌مدت آن‌ها بر سلامت اکوسیستم و انسان متمرکز است(Everaert et al., 2018). این مطالعه به بررسی ابعاد مختلف آلودگی میکروپلاستیک‌ها و پیامدهای زیست‌محیطی آن‌ها پرداخته و زمینه را برای پژوهش‌های آینده در راستای کاهش این چالش جهانی فراهم می‌کند.

در ایران، پژوهش‌ها در این حوزه اگرچه دیرتر از سایر نقاط جهان کلید خورد، اما در سال‌های اخیر با شتاب قابل توجهی در حال پیشرفت است. مطالعات پایه‌ای در بیابان‌های لوت و کویر Abbasiو همکاران (2021) برای نخستین بار حضور میکروپلاستیک‌ها را حتی در دورافتاده‌ترین اکوسیستم‌های ایران تأیید کرد و نقش باد را به عنوان عامل اصلی پراکنش برجسته ساخت. به موازات آن، پژوهش‌های میدانی در خاک‌های شهری و کشاورزی نشان داد که این آلاینده‌ها به شکلی ناهمگون در پهنه وسیعی از کشور توزیع شده‌اند. منشأ این آلودگی را می‌توان در مدیریت ناکارآمد پسماند، استفاده گسترده از مالچ‌های پلاستیکی در کشاورزی، تخلیه فاضلاب‌های روستایی و شهری، و حتی رسوب جوی دانست(Nematollahi et al., 2022؛ Boctor et al., 2025؛Mozaffarghadirli et al., 2024).

بر اساس گزارش‌های موجود، بنظر می‌رسد در اکوسیستم‌های آبی، وضعیت به همان اندازه نگران‌کننده است. بررسی‌ها در رودخانه‌هایی مانند خرمارود قلی‌زاده و همکاران(۱۴۰۲) و دریای خزر حاجی آقایی و ایمانپور (۱۴۰۳) نه تنها حضور فراگیر میکروپلاستیک‌ها را در رسوبات و آبزیان نشان می‌دهد، بلکه نشان‌دهنده نفوذ نگران‌کننده‌ی این ذرات به زنجیره غذایی و تهدید آنها برای سلامت انسان و تنوع زیستی است از جنبه اثرات، یافته‌ها حاکی از آن است که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی خاک را به طور قابل‌توجهی تغییر دهند. این تغییرات شامل کاهش دسترسی عناصر غذایی ضروری برای گیاهان تفویضی و همکاران(۱۴۰۰) ، اختلال در فعالیت آنزیم‌های مهم خاک تفویضی و همکاران(۱۴۰۰) و ایجاد تنش اکسیداتیو در گیاهان در مواجهه همزمان با فلزات سنگین است (میرزایی و سپهری،۱۴۰۳). از سوی دیگر، پژوهش‌های امیدبخشی در زمینه راهکارهای پالایش، مانند استفاده از قابلیت ریزجلبک‌ها در حذف زیستی این ذرات در حال انجام است(فلاح و همکاران، ۱۴۰۳).

علیرغم این تلاش‌ها، خلأهای دانشی قابل توجهی پابرجاست. مهم‌ترین چالش‌ها در مدیریت این بحران عبارتند از: فقدان برنامهٔ پایش ملی، درک ناقص از مسیرهای انتقال و پراکنش، و شناخت ناکافی از اثرات بلندمدت بر سلامت انسان و اکوسیستم‌ها.

بیشتر فلزهای سنگین به‌طور طبیعی در مواد مادری خاک وجود دارند که مقادیر زمینه‌ای ذاتی این عناصر تحت‌تأثیر عوامل طبیعی مختلفی مانند نوع سنگ مادر(Imseng et al., 2019)، توپوگرافی و ژئومورفولوژی(Wang et al., 2021)، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک(J. Xu et al., 2021)، شرایط اقلیمی و آب‌وهوایی (Barsova et al., 2019) و سایر عوامل طبیعی قرار دارند که منجر به تفاوت‌های آشکاری در غلظت آن‌ها می‌شود. فعالیت‌های صنعتی و صنایع فرآوری به‌ویژه از طریق انتشار فلزهای سنگین مانند سرب، روی، کادمیم، جیوه و آرسنیک نقش مهمی در ایجاد آلودگی خاک دارند (Liu et al., 2018؛Mathieu et al., 2021). این فلزها معمولاً در خاک‌های اطراف معادن و کارخانه‌های ذوب فلز یافت می‌شوند و پسماندهای حاصل از این فعالیت‌ها می‌توانند خاک و منابع آبی مجاور را از طریق نفوذ، فرسایش و روان‌آب‌ها آلوده کنند (Rosas

(Tankard, 2007 &). همچنین فرایندهای صنعتی مانند گالوانیزه‌کردن و آبکاری، پسماندهایی حاوی میزان بالایی روی و کادمیم تولید می‌کنند که در صورت مدیریت نادرست می‌توانند منابع خاک و آب را آلوده سازند(A. Chen & Lin, 2007). آلودگی فلزهای سنگین نه تنها سطح خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد، بلکه به عمق خاک نیز نفوذ و فرایندهای حیاتی اکولوژیکی را مختل می‌کند؛ جوامع میکروبی و چرخه عناصر غذایی دچار اختلال شده و حاصلخیزی خاک کاهش می‌یابد و در نتیجه رشد گیاهان و به دنبال آن بهره‌وری کشاورزی و تنوع زیستی کاهش می‌یابد(Formation & Flon, 2023). آفت‌کش‌ها به عنوان متداول‌ترین ترکیب‌های شیمیایی در کشاورزی، بیش از هزار نوع ترکیب فعال مختلف دارند که تاکنون تولید و استفاده شده‌اند(Sabzevari & Hofman, 2022). مصرف جهانی آفت‌کش‌ها بین سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰ حدود ۸۰ درصد افزایش یافته است و از حدود ۲،۲۸۵،۸۸۱ تن به ۴،۱۱۳،۵۹۱ تن رسیده است(S. Wu et al., 2025). برخی کلاس‌های آفت‌کش با نیمه‌عمر طولانی در خاک و حل‌پذیری پایین در آب، بیشتر تمایل به تجمع در خاک دارند. مطالعات اخیر نشان داده‌اند که در اغلب خاک‌های کشاورزی، چندین آفت‌کش به طور همزمان حضور دارند و در هر نقطه نمونه‌برداری حداقل پنج ترکیب مختلف یافت شده است(Hagner et al., 2024).

آنتی‌بیوتیک‌ها نیز از جمله آلاینده‌های نوظهور در محیط‌های خاکی محسوب می‌شوند که عمدتاً از طریق استفاده گسترده در دامپروری، کودهای آلی (مانند کود دامی)، فاضلاب‌های تصفیه‌نشده و پسماندهای دارویی وارد خاک می‌شوند (C. Chen et al., 2014؛ Kemper, 2008). غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک بسته به منبع و شرایط محیطی متفاوت هست و در مطالعات مختلف مقادیری از چند نانوگرم تا چند میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک گزارش شده است(Y. Zhang et al., 2013؛Thiele-Bruhn, 2003). از جمله آنتی‌بیوتیک‌های شایع یافت‌شده در خاک می‌توان به تتراسایکلین، سولفامتاکسازول و اریترومایسین اشاره کرد که پایداری بالایی داشته و می‌توانند بر اکوسیستم‌های خاکی و مقاومت میکروبی تأثیرگذار باشند(Jechalke et al., 2014؛ Ku, 2009).

میکروپلاستیک‌ها در محیط خاک

آلودگی میکروپلاستیک‌ها در خاک به‌مراتب شدیدتر از محیط‌های دریایی گزارش شده‌است و ذرات میکروپلاستیک در خاک ممکن است ۴ تا ۲۳ برابر بیشتر از اقیانوس‌ها باشد(Horton et al., 2017). این ذرات پایداری بالا و تجزیه‌پذیری اندکی در خاک دارند (Nizzetto et al., 2016). مطالعات نشان داده‌اند میکروپلاستیک‌ها می‌توانند ویژگی‌های خاک را تغییر دهند، تنوع زیستی میکروبی را کاهش بدهند و رشد گیاهان و بقای جانوران خاک‌زی را مختل کنند(Zhang et al., 2023؛ Vethaak & Legler, 2021؛ M. C. Rillig et al., 2017) سازمان ملل در سال ۲۰۱۴ میکروپلاستیک‌ها را جزو ۱۰ آلاینده اصلی معرفی کرد و در سال ۲۰۱۶ آن را دومین چالش علمی زیست‌محیطی دانست. در سال ۲۰۲۲ نیز چین میکروپلاستیک‌ها را در فهرست آلاینده‌های نوظهور قرار داد. در اروپا و آمریکای شمالی سالانه صدها هزار تن میکروپلاستیک از طریق مصرف کمپوست و لجن وارد خاک می‌شود(Nizzetto et al., 2016؛ Berg et al., 2020). مصرف گسترده لایه‌های مالچی و عدم بازیافت آن‌ها موجب ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک می‌شود(Y. Huang et al., 2020) و ارتباط معناداری میان میزان استفاده از این لایه‌های مالچی و غلظت میکروپلاستیک‌ها در خاک گزارش شده است(W. Li et al., 2020). منابع ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک را می‌توان به دو گروه کلی تقسیم کرد؛ منابع مستقیم که شامل میکروپلاستیک‌ها یا قطعات پلاستیکی بزرگی است که به‌طور مستقیم در نتیجه فعالیت‌های انسانی به خاک اضافه می‌شوند و منابع غیرمستقیم که به میکروپلاستیک‌ها یا پلاستیک‌هایی مربوط می‌شود

که در ابتدا به واسطه فعالیت‌های انسانی در هوا یا آب رها شده‌اند و سپس از طریق مکانیسم‌هایی نظیر (ته‌نشست) نهشت جوی[۲] یا رواناب سطحی به خاک منتقل شده‌اند(Bläsing & Amelung, 2018). این منابع انتشار از بخش‌های گوناگون اقتصادی و اجتماعی نشأت می‌گیرند که شامل کشاورزی، فعالیت‌های خانگی، حمل و نقل و همچنین بخش‌های ساخت‌وساز و تولیدات صنعتی می‌شوند. اگرچه میکروپلاستیک‌ها پایداری زیادی دارند و در برابر تجزیه مقاومند، با این حال، شیمی سطح آن‌ها ممکن است در اثر مواجهه با عوامل محیطی مانند نور خورشید دچار تغییر و دگرگونی شود. تابش پرتو فرابنفش (UV) با وارد کردن هیدروپراکسیدها و گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن، ساختار پلیمر را تغییر می‌دهد که منجر به شکست زنجیره‌ای[۳] می‌شود(Pandey & Singh, 2001). بنابراین، شیمی ریزپلاستیک‌های یافت شده در محیط با مدل‌های پلاستیکی که معمولاً در مطالعات آزمایشگاهی استفاده می‌شوند و اغلب ذرات بکر با اشکال و اندازه‌های یکنواخت هستند، متفاوت خواهد بود Ngoc et al., 2016؛ Ethan et al., 202). میکروپلاستیک‌های هوادیده[۴] با کاهش اندازه ذرات و افزایش زبری سطح، عمدتاً ناشی از نیروهای مکانیکی مانند سایش و فعالیت‌های کشاورزی تغییر می‌کنند(Gu et al., 2024). همچنین، تخریب نوری و واکنش‌های اکسیداتیو گونه‌های اکسیژن فعال (ROS) باعث شکنندگی سطح و افزایش سطح ویژه می‌شود(L. Wang et al., 2023؛ C. Chen et al., 2024). در نتیجه هوادیدگی، آب‌گریزی میکروپلاستیک‌ها کاهش و آب‌دوستی آن‌ها افزایش پیدا می‌کند(L. Li et al., 2024). علاوه بر این، کاهش بلورینگی و پتانسیل زتا و در نتیجه افزایش تجمع ذرات در محیط‌های آبی به وقوع می‌پیوندد (J. Zhang et al., 2024). همچنین هوادیدگی میکروپلاستیک‌ها تغییرهای شیمیایی شامل تشکیل گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار مانند C=O، O-H و C-O را در پی دارد و این تغییرها بسته به شرایط محیطی متفاوت‌اند(Mao et al., 2020)(L. Li et al., 2024). حساسیت به تغییرهای شیمیایی با تحرک زنجیره‌های مولکولی پلیمرها مرتبط است و بر رفتار زیست‌محیطی میکروپلاستیک‌ها تأثیر می‌گذارد(Qiu et al., 2022). بنابراین، مکانیسم‌های هوادیدگی نقش مهمی در تعیین ویژگی‌ها و اثرهای زیست‌محیطی میکروپلاستیک‌ها دارند. به این ترتیب، میکروپلاستیک‌های هوادیده، احتمال بیشتری برای برهم‌کنش با فلزهای سنگین و سایر آلاینده‌ها دارند(Lin et al., 2021). بر اساس مطالعه Chen و همکاران (۲۰۲۲)، پلی‌استایرن (PS) هوادیده، ظرفیت جذب بیشتری برای یون‌های مس نشان می‌دهد. این پدیده ممکن است ناشی از ایجاد ترک‌های بیشتر بر روی سطح پلی‌استایرن پس از زمان‌گذری در معرض پرتو فرابنفش باشد که منجر به ایجاد مکان‌های جذبی جدید می‌شود. Duranč و همکاران (۲۰۱۹) دریافتند که مقدار جذب یون‌های سرب توسط نانوپلاستیک‌های زمان‌گذری‌شده در شرایط طبیعی، به‌طور قابل توجهی بیشتر از میکروپلاستیک‌های بکر بود. این عمدتاً به دلیل افزایش مکان‌های اتصال اکسایش بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها است که جذب بیشتر یون‌های سرب را توسط میکروپلاستیک‌ها تسهیل می‌کند. Guan و همکاران (۲۰۲۲) نیز گزارش کردند که توانایی میکروپلاستیک‌ها در جذب سرب در رسوب‌ها به ترتیب زیر: پلی‌اتیلن هوادیده > پلی‌لاکتیک اسید (PLA) > پلی‌اتیلن > پلی‌لاکتیک اسید فرسوده بوده‌است.

پدیده آلودگی هم‌زمان در خاک

آلودگی هم‌زمان[۵] در محیط خاک به حضور هم‌زمان دو یا چند آلاینده ناهمگون اطلاق می‌شود که می‌توانند از طریق برهم‌کنش‌های فیزیکی، شیمیایی یا زیست‌شناختی، رفتار و سرنوشت یکدیگر را تحت‌تأثیر قرار دهند. در سال‌های اخیر،

2- Atmospheric deposition
3- Chain scission
4- Aged MPs
5- Co-contamination

میکروپلاستیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در خاک‌های کشاورزی، صنعتی و شهری شناسایی شده‌اند و قابلیت برهم‌کنش با سایر آلاینده‌ها نظیر فلزهای سنگین، ترکیب‌های آلی سمی، آنتی‌بیوتیک‌ها و آفت‌کش‌ها را دارند (H. Zhang et al., 2020)(F. Wang et al., 2021). میکروپلاستیک‌ها به‌واسطه دارا بودن سطح ویژه بالا، گروه‌های عاملی فعال و پایداری زیاد، قادرند به‌عنوان ناقل یا بستر جذب سایر آلاینده‌ها عمل کنند و میزان قابلیت انتقال، زیست‌فراهمی و سمیت آن‌ها را افزایش یا کاهش دهند. این برهم‌کنش‌ها می‌توانند ساختار میکروبی خاک، فعالیت‌های آنزیمی، رشد گیاهان و چرخه‌های زیست‌ژئوشیمیایی عناصر را به‌شدت مختل کنند(Sun et al., 2020؛Guo et al., 2020).

برهمکنش بین میکروپلاستیک‌ها با فلزهای سنگین

حضور میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین، با تأثیرگذاری بر فرایندهای جذب و واجذب، منجر به تغییر فراهمی زیستی این یون‌های فلزی می‌شود(C. Huang et al., 2021). در یکی از نخستین مطالعات، Ashton و همکاران (۲۰۱۰) نشان دادند که انواع مختلفی از میکروپلاستیک‌ها از جمله پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن و پلی‌وینیل کلراید (PVC) قادر به جذب فلزهای سنگین روی سطح خود هستند. نتایج مطالعات بعدی نیز این یافته را تأییدکرده‌اند (Tang et al., 2020؛Holmes et al., 2014؛Turner & Holmes, 2015) ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها نظیر گروه‌های عاملی، پیوندهای π و نیروهای واندروالس نقش اساسی در فرایند جذب یون‌های فلزی ایفا می‌کنند. به‌عنوان مثال، Zhou و همکاران (۲۰۲۰b) گزارش کردند که گروه‌های عاملی C–O و N–H در ساختار پلی‌آمید (PA) موجب افزایش قابلیت جذب یون‌های کادمیم می‌شوند. به‌طور مشابه، Ji و همکاران (۲۰۲۰) نشان دادند که پلی‌وینیل کلراید به‌دلیل برخورداری از گروه‌های کلردار، ظرفیت جذب بالاتری برای کادمیم دارد. پلی‌اتیلن نیز به واسطه‌ی ماهیت غیرقطبی خود، از طریق نیروهای واندروالس ضعیف با یون‌های فلزی مانند کادمیم و سرب وارد برهم‌کنش می‌شود(Y. Yu et al., 2021). همچنین، میکروپلاستیک‌های پلی استایرن از طریق برهم‌کنش‌های π-π، جذب یون‌هایی نظیر سرب و جیوه را تسهیل می‌کنند(Zhu et al., 2022). گروه‌های قطبی موجود در سطح پلی آمید و پلی‌متیل متاکریلات (PMMA) نیز موجب افزایش توانایی جذب یون‌های مس می‌شوند(Yang et al., 2019).

مکانیسم‌های جذب فلزات سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها

جذب یون‌های فلزی توسط میکروپلاستیک‌ها مجموعه‌ای از مکانیسم‌های فیزیکی و شیمیایی را شامل می‌شود که امکان اتصال یون‌ها به سطح این ذرات را فراهم می‌سازد. یکی از مکانیسم‌های اصلی، جذب فیزیکی است که بدون دخالت واکنش‌های شیمیایی و صرفاً از طریق نیروهای بین‌مولکولی مانند واندروالس صورت می‌گیرد. این فرایند وابسته به ویژگی‌هایی نظیر تخلخل، سطح ویژه و شرایط محیطی نظیر دما و رطوبت است(Gao et al., 2019). جاذبه الکترواستاتیکی نیز از دیگر مکانیسم‌های مؤثر، به‌ویژه در محیط‌های اسیدی، به شمار می‌رود. بار منفی سطحی ناشی از گروه‌هایی مانند کربوکسیل و هیدروکسیل در سطح میکروپلاستیک‌ها موجب جذب یون‌های فلزی مثبت بار می‌شود. این مکانیسم به عواملی نظیر pH، چگالی بار سطحی و قدرت یونی محلول بستگی دارد(Shen et al., 2021). همچنین، تشکیل کمپلکس‌های سطحی نقش مهمی در جذب شیمیایی دارد. یون‌های فلزی با گروه‌های عاملی نظیر کربونیل، هیدروکسیل و ساختارهای آروماتیک موجود در سطح میکروپلاستیک‌ها وارد پیوندهای کوئوردیناسیونی می‌شوند که به تشکیل کمپلکس‌های پایدار منجر می‌گردد. علاوه بر این، برهم‌کنش‌های π–π بین الکترون‌های π در ساختار آروماتیک پلاستیک و یون‌های فلزی نیز می‌تواند جذب را تسهیل کند. این نوع پیوندها معمولاً از طریق تکنیک‌های طیف‌سنجی مانند FTIR و XPS قابل شناسایی‌اند(Tang et al., 2020؛Abbasi et al., 2020). همچنین

مدل‌های کینتیکی مانند شبه مرتبه اول (PFO) و به‌ویژه شبه مرتبه دوم (PSO) برای توصیف رفتار جذب فلزهای سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شوند؛ مدل PSO در ۸۷ درصد مطالعات بهترین برازش را داشته‌است و جذب شیمیایی را نشان می‌دهد (Revellame et al., 2020؛Cao et al., 2022). برای بررسی ویژگی‌های هم‌دماهای جذب، مدل‌های لانگمویر (تک‌لایه و یکنواخت) و فروندلیچ (سطوح ناهمگن و برگشت‌پذیر) رایج‌اند(J. Wang & Guo, 2020؛ Jiang et al., 2022) در برخی موارد، مدل تمکین که جذب چندلایه و اثر متقابل را در نظر می‌گیرد، بهترین برازش را داشته است(Guo et al., 2020). اگرچه مطالعات MP–HMدر فاز آبی زیاد است، در مورد محیط‌های خاکی داده‌های کمتری وجود دارد؛ بنابراین، پژوهش‌های بیشتر برای درک بهتر سمیت ترکیبی و مکانیسم جذب/واجذب ضروری است.

عوامل مؤثر بر جذب فلزهای سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها

فرایند جذب فلزهای سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها در خاک تحت‌تأثیر ویژگی‌های ذاتی خود میکروپلاستیک‌ها و عوامل محیطی قرار دارد. این عوامل شامل اندازه، ویژگی‌های سطحی و میزان هوادیدگی یا زمان‌گذری میکروپلاستیک‌ها، نوع و غلظت فلزهای سنگین و ویژگی‌های خاک مانند pH، ماده آلی و بافت آن هستند(Donovan et al., 2018؛Hodson et al., 2017) بنابراین، برهم‌کنش میان میکروپلاستیک‌ها و فلزهای سنگین در خاک، یک فرایند پیچیده و چندعاملی است که نیاز به بررسی دقیق دارد. تأثیر ویژگی‌های ذاتی میکروپلاستیک‌ها، خصوصیات شیمیایی فلزهای سنگین و عوامل محیطی بر فرایند جذب فلزهای سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها در خاک به‌صورت زیر قابل جمع‌بندی است.

تأثیر ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌ها به دلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی منحصربه‌فرد خود، توانایی بالایی در جذب آلاینده‌های محیطی مانند فلزات سنگین دارند که این امر آن‌ها را به ناقل‌های مهمی در پدیده آلودگی همزمان (Co-Contamination) تبدیل می‌کند. عوامل متعددی بر این ظرفیت جذب تأثیر می‌گذارند:

اندازه و سطح ویژه: میکروپلاستیک‌های کوچک‌تر با سطح ویژه بالاتر، ظرفیت بیشتری برای جذب فلزات سنگین نشان می‌دهند. برای مثال، میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن با چگالی بالا (HDPE) با قطر ۱۰۰ تا ۱۵۴ میکرون، جذب قابل‌توجهی برای کادمیم داشته‌اند(F. Wang et al., 2019).

ترکیب شیمیایی و ساختار سطحی: نوع پلیمر تأثیر بسزایی بر توانایی جذب میکروپلاستیک‌ها دارد. پلی‌وینیل کلراید (PVC) به دلیل سطح ویژه بالاتر نسبت به پلیمرهایی مانند پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن، ظرفیت جذب بیشتری برای کادمیم نشان داده است(Guo et al., 2020).

تخریب و فرسودگی: فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی مانند قرار گرفتن در معرض نور خورشید، گرما، و تخریب میکروبی، با ایجاد ترک‌ها و افزایش گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار (مانند OH- و C=O) روی سطح میکروپلاستیک‌ها، سطح ویژه و در نتیجه ظرفیت جذب آن‌ها را افزایش می‌دهند.

تشکیل لایه زیستی و رسوبات: لایه‌های زیستی و رسوبات معدنی یا آلی می‌توانند ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها را تغییر دهند و جذب فلزات را تقویت کنند. به عنوان مثال، تشکیل لایه زیستی روی میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن، جذب مس را به‌طور قابل‌توجهی افزایش داده است(F. Wang et al., 2020).
این ویژگی‌ها نقش کلیدی میکروپلاستیک‌ها را در انتقال و تشدید اثرات آلاینده‌های محیطی برجسته می‌کنند و لزوم بررسی دقیق‌تر این برهم‌کنش‌ها را در تحقیقات زیست‌محیطی نشان می‌دهند.

تأثیر ویژگی‌های فلزهای سنگین

شعاع یونی و بار الکتریکی: جذب فلزهای سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها تابعی از شعاع یونی هیدراته و قدرت الکترواستاتیکی آن‌هاست. برای فلزهای سنگین سرب، مس و کادمیم، ترتیب جذب، به این ترتیب، $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Cd^{2+}$ گزارش شده‌است(Gao et al., 2019).

یون‌های همزمان: وجود یون‌های دیگر می‌تواند جذب فلزهای سنگین را کاهش یا افزایش دهد. برای مثال، گزارش شده‌است که وجود Cu^{2+} باعث کاهش جذب Pb^{2+} می‌شود، ولی Zn^{2+} می‌تواند جذب Cu^{2+} توسط میکروپلاستیک‌های پلی استایرن را افزایش دهد(Bian et al., 2024).

تأثیر عوامل محیطی

pH خاک: مطالعه Lin و همکاران (۲۰۲۱) نشان می‌دهد که افزایش pH تا یک محدوده بهینه، بار سطحی منفی میکروپلاستیک‌ها را افزایش داده و جذب کاتیون‌های فلزی را بهبود می‌بخشد. با این حال، درpH های بالا، فلزات سنگین ممکن است به‌صورت رسوب یا اشکال غیرقابل‌جذب مانند $Pb(OH)_2$ تبدیل شوند(Lin et al., 2021).

شوری و قدرت یونی: افزایش شوری و یون‌هایی مانند Na^+ جذب رقابتی را افزایش می‌دهند و باعث کاهش تعداد مکان‌های جذبی فعال می‌شوند و در نتیجه جذب فلزهای سنگین کاهش می‌یابد(F. Yu et al., 2020). Ahtchi و همکاران (۲۰۲۰) دریافتند که درصد جذب مس، روی، کادمیم و سرب توسط نانوذرات PP- و PE- با شوری همبستگی منفی دارد. به طور مشابه، مطالعات دیگر نشان دادند که تعادل جذب سرب، مس، کروم و کادمیم روی نانوذرات با افزایش شوری کاهش می‌یابد (F. Wang et al., 2019؛ Q. Liu et al., 2022).

مواد آلی محلول (DOM) و اسیدهای هیومیک/فولویک : مطالعات نشان داده‌اند که حضور DOM می‌تواند به‌طور مستقیم بر فرایند جذب فلزهای سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها اثرگذار باشد. از یک سو، پوشاندن سطح میکروپلاستیک‌ها توسط DOMاز طریق برهم‌کنش‌های شیمیایی و فیزیکی موجب غیرفعال شدن بخشی از مکان‌های جذب سطحی می‌شود و در نتیجه، ظرفیت جذب کاهش می‌یابد(F. Wang et al., 2021). از سوی دیگر تشکیل کمپلکس‌های محلول با فلزهای سنگین، تحرک این عناصر را افزایش می‌دهد و مانع از تجمع آن‌ها بر سطح میکروپلاستیک می‌گردد (H. Zhang et al., 2020). با این حال، در شرایط خاصی که پیوند میانDOM و یون‌های فلزی ضعیف باشد، امکان انتقال ثانویه فلزها به سطح میکروپلاستیک‌ها از طریق مکانیسم تبادل یونی یا بازآزادسازی وجود دارد(W. Li et al., 2020). بنابراین، نقش DOM در این برهم‌کنش‌ها دوگانه و وابسته به نوع ترکیب‌های آلی، ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها و شرایط شیمیایی محیط است.

اثرها و پیامدهای آلودگی همزمان در خاک

تأثیر آلودگی میکروپلاستیک‌ها و فلزهای سنگین بر ویژگی‌های خاک و جانداران خاک‌زی

باقی‌مانده‌های پلاستیکی در خاک موجب ایجاد توده‌ها یا محفظه‌هایی می‌شوند که ساختار خاک را تخریب می‌کنند، نفوذپذیری آن نسبت به آب باران و آبیاری را کاهش می‌دهند و ظرفیت نگهداری آب را نیز دچار تغییر می‌کنند (de Souza Machado et al., 2018; Jiang et al,.2017; Li et al., 2020c)

تجزیه تدریجی پلاستیک‌ها به میکروپلاستیک‌ها باعث تغییر pH خاک می‌شود، به‌طوری‌که برخی مطالعات افزایش pH و برخی دیگر کاهش آن را گزارش کرده‌اند (Qi et al., 2020; Yang et al., 2021b) افزون بر این، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند محتوای ماده آلی و نیتروژن آلی محلول در خاک را افزایش دهند و در نتیجه، زیست‌فراهمی فلزهای سنگین را تغییر دهند (Li et al., 2024b; Wang et al., 2020a). Wang و همکاران (۲۰۲۱a) نشان دادند که مقدار pH خاک پس از افزودن PE-MPها به سه خاک با سطوح مختلف آلودگی کادمیم کاهش یافت. Yu و همکاران (۲۰۲۱a) به نتایج مشابهی دست یافتند. علاوه بر این، افزودن MPها به طور قابل توجهی محتوای ماده آلی خاک و نیتروژن آلی محلول را افزایش داد ($p < 0.05$). همچنین این ترکیب‌ها می‌توانند باعث مهاجرت فلزهای سنگین در خاک شوند و تأثیرهای شدیدی بر ترکیب و فعالیت جوامع میکروبی، جانوران و گیاهان خاک‌زی بر جای بگذارند (de Souza Machado et al., 2018; Rong et al., 2021; Wu et al., 2024)

برهم‌کنش میکروپلاستیک‌ها و فلزهای سنگین به‌طور مستقیم تنوع و فعالیت ریزجانداران را تحت تأثیر قرار می‌دهد و می‌تواند منجر به کاهش آن‌ها شود Dong و همکاران (2021a) نشان دادند که برهمکنش MP-As در خاک ریزوسفر برنج، فراوانی پروتئوباکتری‌ها را کاهش داده و با تأثیر بر ساختار سوم این آنزیم‌ها، فعالیت اوره‌آز، اسید فسفاتاز، پروتئاز، دهیدروژناز و پراکسیداز خاک را مهار می‌کند. برخی مطالعات همچنین به افزایش نسبی برخی باکتری‌ها و قارچ‌ها در مواجهه هم‌زمان با میکروپلاستیک‌ها و فلزهای سنگین اشاره کرده‌اند Rong و همکاران (۲۰۲۱) اثرات MPها را بر خواص خاک و جامعه میکروبی بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که LDPE-MPs به طور قابل توجهی فراوانی نسبی جنس‌های Pedomicrobium، Steroidobacter، Pseudonocardia، Nitrospira و Turicibacter و سایر باکتری‌ها را در خاک افزایش می‌دهد. پس از ۹۰ روز قرار گرفتن همزمان PE-MPs و Cd در خاک سیاه، حضور MPs در جامعه باکتریایی خاک در سطح شاخه اختلال ایجاد کرد و فراوانی باکتری‌ها را در خاک افزایش داد (Wang et al., 2024b). میکروپلاستیک‌ها می‌توانند نقش زیستگاه جدیدی برای میکروب‌ها ایفا کنند و منجر به شکل‌گیری "زیست‌کُره پلاستیکی" شوند. در همین راستا، مشاهده شده‌است که برخی جوامع میکروبی به‌صورت خاص روی ذرات پلاستیکی مستقر شده‌اند و ترکیب آن‌ها با محیط خاک متفاوت است (Amaral-Zettler et al., 2020; Azevedo et al., 2019; Rillig et al., 2023). Huang و همکاران (۲۰۱۹) تأیید کردند که یک جامعه باکتریایی با ساختار واضح روی قطعات LDPE-MPs ظاهر شد و به طور قابل توجهی با جمعیت باکتریایی در محیط خاک مجاور متفاوت بود. بنابراین، وجود میکروپلاستیک به‌صورت مستقل یا همراه با فلزهای سنگین می‌تواند پویایی زیستی خاک را به‌شدت تغییر دهد.

تأثیر آلودگی میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین بر جانوران، گیاهان و سلامت انسان

وجود میکروپلاستیک‌ها در کنار فلزهای سنگین موجب بروز آسیب‌های بافتی، تنش اکسیداتیو، اختلال‌های هورمونی و تغییر در بیان ژن‌ها در جانوران خاک‌زی مانند کرم‌های خاکی می‌شود (Cao et al., 2017; Cheng et al., 2021; Huerta Lwanga et al., 2016, 2017a). علاوه بر آن، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند باعث افزایش زیست‌فراهمی فلزهای سنگین شوند و اثرهای سمی هم‌افزایی به دنبال داشته باشند در خاک‌های آلوده به کادمیم، افزودن میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن (PE-MPs) باعث افزایش قابل‌توجهی در فراهمی زیستی کادمیم شد. این افزایش به تجمع بیشتر کادمیم در کرم خاکی *E. foetida* منجر شد، به طوری که در غلظت‌های پایین (۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و بالا (۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کادمیم، میزان تجمع به ترتیب ۲٫۶۵ و ۱٫۴۲ برابر بیشتر از گروه شاهد بود.(C. Huang et al., 2021)

همچنین، گیاهان نیز از تأثیرهای سو این آلودگی‌ها مصون نیستند. میکروپلاستیک‌ها به‌راحتی از طریق ریشه جذب گیاه می‌شوند و به اندام‌های هوایی منتقل می‌گردند که این امر منجر به مهار رشد، کاهش جوانه‌زنی و ایجاد آسیب‌های اکسیداتیو در گیاهان می‌شود(Qi et al., 2018) در مطالعه‌ای که توسط Wang و همکاران، ۲۰۲۱a، انجام شد نتایج نشان دادکه PE-MPها نه تنها جذب و تجمع کادمیم توسط کاهو را افزایش دادند بلکه جذب مس و سرب توسط کلزا را نیز به طور قابل توجهی افزایش دادند و آسیب اکسیداتیو گیاهان کلزا را تشدید کردند(Jia et al., 2022). از سوی دیگر، میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل فلزهای سنگین عمل می‌کنند و انتقال آن‌ها را به منطقه ریزوسفر و درون بافت‌های گیاهی تسهیل می‌کنند(Abbasi et al., 2020). این ترکیب آلودگی می‌تواند باعث افزایش جذب فلزهای سنگین توسط گیاهان و افزایش سمیت آن‌ها شود. برخی مطالعات نیز اثرهای متقابل مثبتی گزارش کرده‌اند که میکروپلاستیک‌ها توانسته‌اند از ورود بیش از حد فلزها به گیاه جلوگیری کنند در نهایت، با انتقال این آلاینده‌ها از طریق زنجیره غذایی، سلامت انسان نیز به خطر می‌افتد. آزمایش‌های شبیه‌سازی شده نشان

داده‌اند که فلزهای سنگین جذب‌شده توسط میکروپلاستیک‌ها در محیط دستگاه گوارش انسان قابلیت رهاسازی بالایی دارند، که این موضوع سطح ریسک سمیت این ترکیبات را در بدن انسان افزایش می‌دهد.

جذب آلاینده‌های شیمیایی و آزادسازی افزودنی‌های سمی (مانند نرم‌کننده‌ها و بازدارنده‌های شعله) از میکروپلاستیک‌ها، می‌تواند بر رشد گیاهان تأثیر منفی بگذارد(F. Wang et al., 2020). مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها رشد گندم، پیازچه و کدوئیان را در سطوح مختلف (ریشه، ساقه، برگ) مختل می‌کنند و این تأثیر به نوع، اندازه و زیست‌تخریب‌پذیری آن‌ها وابسته است(Qi et al., 2018؛ Colzi et al., 2022). این ترکیب‌ها می‌توانند بر چرخه کربن اثر بگذارند و به‌عنوان منبع کربن غیرگیاهی، در خاک تثبیت شوند و در ذخیره ماده آلی خاک (SOM) و ماده آلی محلول مشارکت کنند(M. C. ؛S. Chen et al., 2021 Rillig, 2018). به علاوه گزارش شده‌است که میکروپلاستیک‌ها بر تنفس ریشه و انتشار CO_2 از خاک تأثیر می‌گذارند و ساختار میکروبی خاک را دگرگون می‌کنند که بر چرخه کربن اثر می‌گذارد(Ren et al., 2021). میکروپلاستیک‌ها با تأثیر بر رشد ریشه و قارچ‌های همزیست، باعث تغییر در تراوشات ریشه‌ای[6] و ترسیب کربن زیرزمینی می‌شوند(Zhou et al., 2020). همچنین، این ذرات با تأثیر بر تخلخل و اکسیژن خاک، فرایند نیتریفیکاسیون و چرخه نیتروژن را تغییر می‌دهند و فعالیت آنزیم‌های کلیدی مانند کیتیناز را محدود می‌کنند(J. Wang et al., 2016؛Green et al., 2016). در نتیجه، آن‌ها می‌توانند تولید گازهای گلخانه‌ای مانند N_2O و CH_4 را نیز تغییر دهند؛ گرچه تأثیر دقیق آن‌ها همچنان نیازمند داده‌های بیشتر است(Sun et al., 2020). بنابراین، میکروپلاستیک‌ها تهدیدی چندوجهی برای پایداری اکولوژیکی و اقلیم محسوب می‌شوند. با وجود برخی نتایج مثبت یا خنثی در شرایط ویژه مانند نانوپلاستیک‌های پلی اتیلن ترفتالات (PET)و نانوپلاستیک‌های پلی استایرن بیشتر گزارش‌ها از اثرهای منفی ذرات پلاستیک بر فتوسنتز، جذب عناصر ضروری و در نهایت تثبیت کربن توسط گیاه حکایت دارند Lozano & Rillig, (Triticum et al., 2020؛2020). به طور کلی، حساسیت گیاهان به میکروپلاستیک‌ها گونه‌محور بوده و به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها وابسته است(Triticum et al., 2020).

مکانیسم‌های تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر جذب فلزهای سنگین توسط گیاهان

عوامل متعددی در جذب فلزهای سنگین توسط گیاهان از طریق میکروپلاستیک‌ها نقش دارند که تهدیدی جدی برای سلامت گیاه و انسان به‌شمار می‌روند. خواص فیزیکی میکروپلاستیک‌ها مانند بار سطحی و اندازه ذرات بر نحوه جذب فلزها تأثیر می‌گذارند؛ به‌ویژه میکروپلاستیک‌های دارای بار مثبت با دیواره سلولی برهم‌کنش داشته و جذب فلزهای سنگین را افزایش می‌دهند، همچنین ذرات کوچک‌تر با نفوذپذیری بیشتر به سیستم ریشه‌ای موجب افزایش تجمع فلزها می‌شوند Z. Xu et al., (Q. Zhang et al., 2023 ؛2022). در سطح فیزیولوژیک، میکروپلاستیک‌ها از طریق القای تنش اکسیداتیو و تحریک فعالیت ریشه‌ها در دوزهای پایین، جذب فلزها را تشدید می‌کنند و در مواردی حتی با اختلال در تماس فیزیکی فلزها با ریشه‌ها می‌توانند تجمع فلز را کاهش دهند(H. Wu et al., 2024)(S. Chen et al., 2023). در بعد مولکولی، میکروپلاستیک‌ها بیان ژن‌های انتقال‌دهنده فلزها و پروتئین‌های ABC را افزایش می‌دهند و با کاهش سنتز لیگنین، ساختارهای گیاهی محافظ را تضعیف می‌کنند که موجب جذب بیشتر فلزهای سنگین می‌شود(G. Xu et al., 2023). گزارش شده‌است که این ذرات می‌توانند در اندام‌های خوراکی گیاهان مانند ریشه هویج ذخیره شوند و از طریق زنجیره غذایی وارد بدن انسان گردند(Que et al., 2019). با توجه به مسیرهای متعدد ورود فلزهای سنگین به بدن انسان از جمله مصرف محصولات آلوده، تماس پوستی و استنشاق، آلودگی

6- Rhizodeposition

خاک به میکروپلاستیک‌ها و فلزهای سنگین تهدیدی جدی برای سلامت عمومی محسوب می‌شود و بررسی دقیق آن‌ها ضرورت دارد (Salam et al., 2023؛Id et al., 2021).

خطرات بالقوه برای سلامت انسان و محیط زیست

ترکیب هم‌زمان میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌ها به‌ویژه فلزهای سنگین منجر به تشکیل ساختارهای آلاینده مرکب می‌شود که ویژگی‌های زیست‌ژئوشیمیایی متفاوت و اغلب خطرناک‌تری نسبت به هر یک از این آلاینده‌ها به‌تنهایی دارند. این ساختارهای مرکب می‌توانند باعث افزایش تحرک و زیست‌فراهمی فلزات در محیط خاک و آب شوند، که به‌ویژه در اکوسیستم‌های کشاورزی و دریایی بسیار نگران‌کننده است(X. Li et al., 2018؛Tourinho et al., 2019؛ Guo & Wang, 2019). به گزارش UNEP در سال ۲۰۲۱، غلظت میکروپلاستیک‌ها در برخی نواحی دریایی به بیش از ۱/۹ میلیون ذره در هر مترمکعب رسیده‌است که بسیاری از آن‌ها حاوی فلزهایی مانند سرب، نیکل و روی هستند. همچنین، مطالعات FAO در سال ۲۰۲۱ نشان داده‌اند که بیش از ۵۵ درصد از ماهیان خوراکی در مناطق پرورشی حاوی مقادیر قابل توجهی از ترکیب MPs-HMs هستند و این مسئله می‌تواند از طریق زنجیره غذایی به انسان منتقل شود. ورود میکروپلاستیک‌ها به بدن انسان از طریق آب، غذا و هوای آلوده، به‌ویژه زمانی که با فلزهای سنگین همراه باشند، ممکن است پیامدهای زیستی شدیدی به همراه داشته باشد. طبق گزارش WHO در سال ۲۰۱۹، در برخی منابع آب آشامیدنی تا ۱۰۰ ذره میکروپلاستیک در هر لیتر شناسایی شده‌است که قابلیت پیوند با عناصر سمی نظیر کادمیم، جیوه و آرسنیک را دارند. این ترکیب‌های سمی می‌توانند موجب بروز اثرهای تجمعی در بدن، تنش اکسیداتیو، التهاب، اختلال‌های غدد درون‌ریز و آسیب‌های ژنتیکی شوند (Qian et al., 2020) همچنین IPEN در سال ۲۰۲۲، هشدار داده‌است که میکروپلاستیک‌ها با افزودنی‌های سمی و فلزهای همراه، حتی پس از ورود به فرآورده‌های غذایی فرآوری‌شده، همچنان فعال باقی می‌مانند و ممکن است باعث افزایش خطر ابتلا به سرطان، نازایی و اختلال‌های عصبی شوند. این شواهد علمی اهمیت بررسی هم‌افزایی این آلاینده‌ها را برای سلامت عمومی و سیاست‌گذاری‌های زیست‌محیطی دوچندان می‌سازد.

روش‌های مطالعه آلودگی میکروپلاستیک در خاک

با وجود استفاده گسترده از روش‌های گوناگون برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های آبی، این تکنیک‌ها هنوز برای محیط‌های خاکی استانداردسازی نشده‌اند و به تطبیق نیاز دارند(Guo et al., 2020؛Scheurer & Bigalke, 2018). وجود مواد آلی زیاد و ساختارهای کلوخه‌ای پایدار در خاک، مانعی مهم برای استخراج و شناسایی صحیح میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شود(Mo et al., 2020؛W. Li et al., 2020). در روش‌های متداول، نمونه‌برداری با خشک‌سازی، الک‌کردن، حذف مواد آلی و جداسازی بر اساس چگالی انجام شده و سپس با استفاده از میکروسکوپ و طیف‌سنجی FTIR و رامان تحلیل می‌گردد (He et al., 2018; Gao et al., 2021; Kim et al., 2021). طیف‌سنجی رامان برای ذرات کوچک‌تر (۱ تا ۲۰ میکرون) دقت بالاتری دارد اما ممکن است موجب ذوب‌شدن نمونه شود، در حالی که μFTIR عملکرد بهتری در حالت بازتابی دارد (Scheurer & Bigalke, 2018؛ Maurizi et al., 2023). روش‌های گرمایی-تحلیلی مانند TGA و Py-GC-MS نیز به‌کار می‌روند، اما فقط برخی پلیمرها را شناسایی کرده و اطلاعات مورفولوژیک ارائه نمی‌دهند و دقت آن‌ها نیز تحت‌تأثیر مواد آلی کاهش می‌یابد(D. Li et al., 2022). یکی از چالش‌ها، محدودیت روش‌های فعلی در کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها بر اساس جرم خاک است که باعث دشواری در مقایسه مطالعات مختلف می‌شود؛ به همین دلیل استفاده از روش‌های نوین مانند Py-GC-MS، ASE و PLE به همراه رویکردهای ترکیبی پیشنهاد شده است، اگرچه این روش‌ها نیز نیازمند بهینه‌سازی برای حذف تداخل‌های آلی هستند.

راهکارها و راه‌حل‌های مدیریت آلودگی

در سال‌های اخیر، پژوهش‌های متعددی به بررسی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از سامانه‌های تصفیه فاضلاب پرداخته‌اند که از جمله آن‌ها می‌توان به تجزیه میکروبی، هضم آنزیمی، زیست‌پالایی و شناورسازی اشاره کرد(Eze et al., 2024). شناورسازی به‌دلیل سرعت، دقت و بازدهی بالا، یکی از مؤثرترین روش‌ها در جداسازی ذرات از آب محسوب می‌شود و گاهی راندمانی نزدیک به ۱۰۰ درصد دارد. در این روش، فاز ذرات از فاز مایع جدا می‌گردد. همچنین، استفاده از فناوری‌های فیلتراسیون مانند غشاهای ماسه‌ای، آلومینوسیلیکاتی، بیوچار و سامانه‌های ترکیبی به‌عنوان راهکاری مؤثر برای حذف ذرات میکرو و نانوپلاستیک‌ها مطرح است (García-haba et al., 2023؛ Ali et al., 2024). این روش‌ها نقش مهمی در کاهش آلودگی پلاستیکی در آب‌های تصفیه‌شده ایفا می‌کنند.

با وجود افزایش آگاهی جهانی، هنوز نظارت کافی بر ذرات پلاستیک در خاک وجود ندارد، برخلاف محیط‌های آبی (Guo et al., 2020) برخی کشورها با اجرای قوانین محدودکننده برای پلاستیک‌های یک‌بار مصرف و میکروگرانول‌ها اقدام کرده‌اند (Kee et al., 2020). استفاده از پلاستیک‌های زیستی تجدیدپذیر به‌جای پلاستیک‌های فسیلی، راهکاری پایدار برای کاهش آلودگی معرفی شده است(Geyer, 2020). کشورهایی مانند ژاپن با راهبردهای مشخص به توسعه پلاستیک‌های زیستی پرداخته‌اند و در کنار آن، بازیافت و ممنوعیت دفن زباله‌های پلاستیکی نیز راهکار مهمی برای کنترل آلودگی است(Guo et al., 2020). مشارکت عمومی و حذف ذرات پلاستیک در تصفیه‌خانه‌ها نیز نقش کلیدی در کاهش این معضل دارد(Yang et al., 2019).

نتیجه‌گیری

آلودگی میکروپلاستیک‌ها، به‌عنوان یکی از بارزترین آلاینده‌های نوظهور، به‌ویژه در پدیده آلودگی همزمان (co-contamination) با سایر آلاینده‌های شیمیایی نظیر فلزات سنگین (مانند سرب، کادمیم و کروم و ...)، آفت‌کش‌ها و آنتی‌بیوتیک‌ها، به چالشی پیچیده در حوزه محیط‌زیست تبدیل شده است. این آلاینده‌ها نه‌تنها به‌طور مستقیم بر ویژگی‌های فیزیکی (مانند ساختار و تخلخل خاک)، شیمیایی (مانند pH و ظرفیت تبادل کاتیونی) و زیستی (مانند تنوع میکروبی و فعالیت آنزیمی) خاک اثر می‌گذارند، بلکه از طریق برهم‌کنش‌های فیزیکوشیمیایی، مانند جذب سطحی، تشکیل پیوندهای کوئوردیناسیونی، برهم‌کنش‌های π-π و نیروهای الکترواستاتیکی، زیست‌فراهمی و سمیت سایر آلاینده‌ها را افزایش می‌دهند. این برهم‌کنش‌ها می‌توانند اثرات سینرژیستی یا تشدیدشونده‌ای ایجاد کنند که پیامدهای اکولوژیکی و بهداشتی گسترده‌ای، از جمله: کاهش بهره‌وری کشاورزی، اختلال در چرخه‌های زیست‌ژئوشیمیایی، و تهدید سلامت اکوسیستم‌های خاکزی و آبی به دنبال دارد.

پدیده آلودگی همزمان، که در آن میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل (Vector) برای انتقال آلاینده‌های شیمیایی عمل می‌کنند، از طریق زنجیره غذایی می‌تواند این ترکیبات را به موجودات زنده و نهایتاً انسان منتقل کند. شواهد تجربی، مانند گزارش‌های برنامه محیط‌زیست سازمان ملل متحد (UNEP, 2021) و مطالعات منتشرشده در مجلات معتبر، نشان‌دهنده پتانسیل میکروپلاستیک‌ها در انتقال فلزات سنگین و ترکیبات آلی پایدار به موجودات زنده است که منجر به اثرات سمی طولانی‌مدت، از جمله اختلالات هورمونی، تنش اکسیداتیو، و آسیب‌های ژنتیکی می‌شود. این موضوع به‌ویژه در اکوسیستم‌های خاکی، که کمتر از محیط‌های دریایی مورد مطالعه قرار گرفته‌اند، اهمیت ویژه‌ای دارد و نیاز به تحقیقات گسترده‌تر را برجسته می‌کند.

مطالعات در زمینه میکروپلاستیک‌ها و آلودگی همزمان از اوایل دهه ۲۰۱۰ میلادی آغاز شد، زمانی که پژوهش‌هایی مانند Cole و همکاران (۲۰۱۳) در مجله معتبر Environmental Science & Technology به بررسی نقش میکروپلاستیک‌ها در انتقال آلاینده‌های شیمیایی در محیط‌های دریایی پرداختند. از اواسط دهه ۲۰۱۰، با توسعه روش‌های تحلیلی پیشرفته مانند

طیف‌سنجی جرمی و میکروسکوپ الکترونی، تمرکز تحقیقات به سمت اکوسیستم‌های خاکی و مکانیسم‌های برهم‌کنش فیزیکوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌ها گسترش یافت(Koelmans et al., 2016). این مطالعات، که همچنان تا سال ۲۰۲۵ ادامه دارند، بر شناسایی مکانیسم‌های جذب، انتقال، و اثرات ترکیبی آلاینده‌ها متمرکز شده‌اند و نقش کلیدی در توسعه فناوری‌های نوین تصفیه و مدیریت پسماند ایفا می‌کنند. برای مثال، تحقیقات اخیر بر مدل‌سازی اثرات بلندمدت و ارزیابی ریسک‌های بهداشتی ناشی از co-contamination تمرکز دارند، به‌ویژه در زمینه‌هایی مانند اثرات بر سلامت انسان و پایداری اکوسیستم‌ها. همچنین مطالعات موجود در مورد میکروپلاستیک‌ها در ایران (۱۴۰۰-۱۴۰۴) نشان می‌دهد این آلاینده به‌طور گسترده در بیابان‌ها، خاک‌های شهری و کشاورزی، رودخانه‌ها و دریای خزر وجود دارد. با این حال، کمبود برنامه پایش ملی، عدم بررسی اثرات بلندمدت بر سلامت انسان و نبود استانداردهای اندازه‌گیری از چالش‌های اصلی هستند. این خلأهای پژوهشی، مدیریت مؤثر این بحران زیستمحیطی را با مشکل مواجه کرده است.

با توجه به پیچیدگی‌های آلودگی همزمان و تأثیرات چندگانه آن، درک دقیق‌تر مکانیسم‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی این پدیده ضروری است. این موضوع نه‌تنها برای پیش‌بینی و کاهش خطرات زیست‌محیطی و بهداشتی اهمیت دارد، بلکه در تدوین سیاست‌گذاری‌های زیست‌محیطی مؤثر، مانند مقررات کاهش تولید پلاستیک و توسعه روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط، نقش کلیدی ایفا می‌کند. بنابراین، پیشنهاد می‌شود تحقیقات آینده بر توسعه مدل‌های پیش‌بینی‌کننده دقیق‌تر، استانداردسازی روش‌های اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌ها، و طراحی فناوری‌های نوین برای حذف این آلاینده‌ها از خاک و آب متمرکز شوند. چنین اقداماتی می‌توانند به حفاظت از اکوسیستم‌ها، بهبود سلامت عمومی، و تضمین پایداری منابع طبیعی کمک کنند. در نهایت، اولویت‌بندی این موضوع در سیاست‌گذاری‌های ملی و بین‌المللی برای مقابله با تهدید فزاینده آلودگی همزمان ضروری است.

فهرست منابع

تفویضی، م.، باباکبری‌ساری، م.، دلاور.، م. (۱۴۰۰). تأثیر ذرات میکروپلاستیک از جنس پلیاتیلن سبک بر برخی ویژگیهای بیولوژیکی و فعالیت آنزیمی در یک خاک آهکی. نشریه تحقیقات خاک و آب ایران، ۱۲۹۷-۱۲۸۷ (۵)۵۲.

تفویضی، م.، باباکبری‌ساری، م.، دلاور.، م. (۱۴۰۰). تأثیر ذرات میکروپلاستیک پلی‌اتیلنی بر غلظت برخی عناصر غذایی در یک خاک آهکی. تحقیقات کاربردی خاک ، ۳۰-۴۲ (۱)۱۱.

حاجی آقایی قاضی محله، ف.، ایمانپور نمین، ج. (۱۴۰۳).آلودگی میکروپلاستیک در ماهی سفید (Rutilus frisii)از سواحل جنوب غربی دریای خزر (استان گیلان). نشریه شیلات ایران، ۶۸-۵۵ (۵)۳۳.

فلاح، ر.، مافی غلامی، ر.، توکلی، ا.، مقیمی، ح. (۱۴۰۳). بررسی شرایط بهینه رشد و امکان سنجی حذف میکروپلاستیک پلیپروپیلن با استفاده از ریزجلبک سندسموس آبلیکوس در محیط آبی. نشریه علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران .

قلی‌زاده، م.، صابری، ف.، حاتمی، د. (۱۴۰۲). فراوانی و توزیع مکانی ذرات میکروپلاستیک در رسوبات رودخانه خرمارود، استان گلستان. نشریه شیلات ایران، ۴۰-۲۹ (۱)۳۳.

Abbasi, S., Moore, F., Keshavarzi, B., Hopke, P. K., Naidu, R., Mahmudur, M., Oleszczuk, P., & Karimi, J. (2020). PET-microplastics as a vector for heavy metals in a simulated plant rhizosphere zone. Science of the Total Environment, 744, 140984.

Abbasi, S., Turner, A., Hoseini, M., & Amiri, H. (2021). Microplastics in the Lut and Kavir Deserts, Iran. In Environmental Science and Technology (Vol. 55, Issue 9, pp. 5993–6000).

Ali, I., Tan, X., Mustafa, G., Gao, J., Peng, C., & Naz, I. (2024). Removal of micro- and nanoplastics by filtration technology : Performance and obstructions to market penetrations. Journal of Cleaner Production, 470(June), 143305.

Assessment, A. G., Marine, O. F., & Pollution, P. (n.d.). FROM POLLUTION TO SOLUTION.

Barsova, N., Yakimenko, O., Tolpeshta, I., & Motuzova, G. (2019). Current state and dynamics of heavy metal soil pollution in Russian Federation d A review. Environmental Pollution, 249, 200–207.

Berg, P. Van Den, Huerta-lwanga, E., Corradini, F., & Geissen, V. (2020). Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. Environmental Pollution, 261, 114198.

Bian, J., Peng, N., Zhou, Z., Yang, J., & Wang, X. (2024). A critical review of co-pollution of microplastics and heavy metals in agricultural soil environments. Ecotoxicology and Environmental Safety, 286, 117248.

Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). Plastics in soil : Analytical methods and possible sources. Science of the Total Environment, 612, 422–435.

Boctor, J., Hoyle, F. C., Farag, M. A., Ebaid, M., Walsh, T., Whiteley, A. S., & Murphy, D. V. (2025). Microplastics and nanoplastics: fate, transport, and governance from agricultural soil to food webs and humans. In Environmental Sciences Europe (Vol. 37, Issue 1).

Chen, A., & Lin, C. (2007). Well water contaminated by acidic mine water from the Dabaoshan Mine , South China : Chemistry and toxicity. Chemosphere, 70, 248–255.

Chen, C., Li, J., Chen, P., Ding, R., Zhang, P., & Li, X. (2014). Occurrence of antibiotics and antibiotic resistances in soils from wastewater irrigation areas in Beijing and Tianjin, China. Environmental Pollution, 193, 94–101.

Chen, C., Zheng, N., Zhu, H., An, Q., Pan, J., Li, X., Ji, Y., Li, N., & Sun, S. (2024). Co-exposure to UV-aged microplastics and cadmium induces intestinal toxicity and metabolic responses in earthworms. Environmental Pollution, 462(October 2023).

Chen, S., Feng, T., Lin, X., Hou, Z., Chao, L., & Zhang, X. (2023). Effects of microplastics and cadmium on the soil-wheat system as single and combined contaminants. Plant Physiology and Biochemistry, 196, 291–301.

Chen, S., Yang, Y., Jing, X., Zhang, L., Chen, J., Rensing, C., Luan, T., & Zhou, S. (2021). Enhanced aging of polystyrene microplastics in sediments under alternating anoxic-oxic conditions. Water Research, 207, 117782

Colzi, I., Renna, L., Bianchi, E., Beatrice, M., Coppi, A., Pignattelli, S., Loppi, S., & Gonnelli, C. (2022). Impact of microplastics on growth , photosynthesis and essential elements in Cucurbita pepo L . Journal of Hazardous Materials, 423, 127238.

Donovan, S. O., Mestre, N. C., Abel, S., Fonseca, T. G., Carteny, C. C., Cormier, B., Keiter, S. H., & Bebianno, M. J. (2018). Ecotoxicological Effects of Chemical Contaminants Adsorbed to Microplastics in the Clam Scrobicularia plana. Frontiers in Marine Science, 5, 1–15.

Ethan, A., Kumar, A., & Zucker, I. (2021). Questioning the suitability of available microplastics models for risk assessment – A critical review. Science of the Total Environment, 788, 147670.

Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., & Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. Environmental Pollution, 242, 1930–1938.

Eze, C. G., Nwankwo, C. E., Dey, S., Sundaramurthy, S., & Okeke, E. S. (2024). Food chain microplastics contamination and impact on human health : a review. Environmental Chemistry Letters, 22 (4). Springer International Publishing.

Formation, E. L., & Flon, F. (2023). The nitrate-limited freshwater environment of the late Paleoproterozoic. Chemical Geology, 616, 121234.

Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics : Finding a consensus on the definition. 138, 145–147.

Gao, F., Li, J., Sun, C., Zhang, L., Jiang, F., & Cao, W. (2019). Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. Marine Pollution Bulletin, 144, 61–67.

García-haba, E., Hern, C., Martín, M., & Andr, I. (2023). The role of different sustainable urban drainage systems in removing microplastics from urban runoff : A review. Journal of Hazardous Materials, 411, 137197.

Geyer, R. (2020). Production , use , and fate of synthetic polymers. Plastic Waste and Recycling. Elsevier Inc.

Green, D. S., Boots, B., & Thompson, R. (2016). Microplastics A ff ect the Ecological Functioning of an Important Biogenic Habitat.

Gu, X., Yin, R., Cai, W., Chen, P., Cui, K., Du, Y., Li, Y., & Cai, H. (2024). Residual plastic film decreases crop yield and water use efficiency through direct negative effects on soil physicochemical properties and root growth. Science of the Total Environment, 946, 22.

Guo, X., Liu, Y., & Wang, J. (2020). Equilibrium , kinetics and molecular dynamic modeling of Sr 2 + sorption onto microplastics. Journal of Hazardous Materials, 400, 123324.

Guo, X., & Wang, J. (2019). The phenomenological mass transfer kinetics model for Sr 2 þ sorption onto spheroids primary microplastics. Environmental Pollution, 250, 737–745.

Hagner, M., R, S., Ohralahti, K., Silva, V., Osman, R., Geissen, V., Ritsema, C. J., Heikkinen, J., Hyv, J., & Keskinen, R. (2024). Pesticide residues in boreal arable soils : Countrywide study of occurrence. Science of the Total Environment, 357, 124430.

Hodson, M. E., Duffus-hodson, C., Clark, A., Prendergast-miller, M., & Thorpe, K. L. (2017). Plastic bag derived-

microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates.

Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2014). Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. Marine Chemistry, 167, 25–32.

Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments : Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. Science of the Total Environment, 586, 127–141.

Huang, C., Ge, Y., Yue, S., Zhao, L., & Qiao, Y. (2021). Microplastics aggravate the joint toxicity to earthworm Eisenia fetida with cadmium by altering its availability. Science of the Total Environment, 753, 142042.

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.

Id, M. C. R., Leifheit, E., & Id, J. L. (2021). Microplastic effects on carbon cycling processes in soils. Science of the Total Environment, 3001130, 1–9.

Imseng, M., Wiggenhauser, M., Mu, M., Keller, A., Frossard, E., Wilcke, W., & Bigalke, M. (2019). The Fate of Zn in Agricultural Soils: A Stable Isotope Approach to Anthropogenic Impact, Soil Formation, and Soil − Plant Cycling.

Jechalke, S., Heuer, H., Siemens, J., Amelung, W., & Smalla, K. (2014). Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. Trends in Microbiology, 22(9), 536–545.

Jia, H., Wu, D., Yu, Y., Han, S., Sun, L., & Li, M. (2022). Impact of microplastics on bioaccumulation of heavy metals in rape (Brassica napus L .). Chemosphere, 288, 132576,1–8.

Jiang, Y., Qin, Z., Fei, J., Ding, D., Sun, H., Wang, J., & Yin, X. (2022). Surfactant-induced adsorption of Pb (II) on the cracked structure of microplastics. Journal of Colloid And Interface Science, 621, 91–100.

Kee, J., Wong, H., Kin, K., Ho, K., Tang, D., & Yap, P. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments : Prevalence , fates , impacts and sustainable solutions. Science of the Total Environment, 719, 137512.

Kemper, N. (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. Environmental Science and Technology, 8, 1–13.

Kliem, S., Kreutzbruck, M., & Bonten, C. (2020). Various Environments. Environmental Research.

Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. Environmental Science and Technology, 50(7), 3315–3326.

Ku, K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. Environmental Pollution, 90, 2354–2366.

Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Plastic production and disposal. Palgrave Communications, 1–11.

Li, D., Sheerin, E. D., Shi, Y., Xiao, L., Yang, L., Boland, J. J., & Wang, J. J. (2022). Alcohol Pretreatment to Eliminate the Interference of Micro Additive Particles in the Identification of Microplastics Using Raman Spectroscopy. Environmental Chemistry Letters, 2, 2c01551

Li, L., Xue, B., Lin, H., Lan, W., Wang, X., Wei, J., Li, M., Li, M., Duan, Y., Lv, J., & Chen, Z. (2024). The adsorption and release mechanism of different aged microplastics toward Hg (II) via batch experiment and the deep learning method. Chemosphere, 350, 141067.

Li, W., Wufuer, R., Duo, J., Wang, S., & Luo, Y. (2020). Microplastics in agricultural soils : Extraction and characterization after different periods of polythene film mulching in an arid region. Science of the Total Environment, 749, 141420.

Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., & Zeng, E. Y. (2018). Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. Water Research, 142, 75–85.

Lin, W., Kuo, J., & Lo, S. (2021). Effect of light irradiation on heavy metal adsorption onto microplastics. Chemosphere, 285, 131457.

Liu, J., Li, C., Jing, J., Zhao, P., Luo, Z., & Cao, M. (2018). Ecological patterns and adaptability of bacterial communities in alkaline copper mine drainage. Water Research, 133, 99–109.

Liu, Q., Wu, H., Chen, J., Guo, B., Zhao, X., Lin, H., Li, W., Zhao, X., Lv, S., & Huang, C. (2022). Adsorption mechanism of trace heavy metals on microplastics and simulating their effect on microalgae in river. Environmental Research, 214, 113777.

Lozano, Y. M., & Rillig, M. C. (2020). E ff ects of Microplastic Fibers and Drought on Plant Communities. Environmental Science & Technology.

Mao, R., Lang, M., Yu, X., Wu, R., Yang, X., & Guo, X. (2020). Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals. Journal of Hazardous Materials, 393, 122515.

Mozaffarghadirli, M., Rafiee, M., Eslami, A., & Abbasi, S. (2024). Microplastic abundance and heavy metal contamination in agricultural soil with the wastewater treatment plants effluent; Tehran, Iran. Environmental Earth Sciences, 83(16), 1–19.

Nematollahi, M. J., Keshavarzi, B., Mohit, F., Moore, F., & Busquets, R. (2022). Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: A city with a sustained record of air pollution. Science of The Total Environment, 819, 152051.

Mathieu, L., Riller, U., Gibson, L., & Lightfoot, P. (2021). Data on the geology and structure of the Copper Cliff embayment and offset dyke , Sudbury Igneous Complex , Canada. Data in Brief, 35, 106957.

Maurizi, L., Iordachescu, L., Kirstein, I. V., Nielsen, A. H., & Vollertsen, J. (2023). It matters how we measure - Quantification of microplastics in drinking water by µFTIR and µRaman. Heliyon, 9(9).e20119.

Mo, J. N., Der, M. G. J. Lo, & Laforsch, C. (2020). Finding Microplastics in Soils : A Review of Analytical Methods. Environmental Pollution.

Ngoc, N., Zalouk-vergnoux, A., Poirier, L., Mouneyrac, C., & Lagarde, F. (2016). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments ? Environmental Pollution, 211.12.035.

Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? Environmental Science & Technology, 50, 6b04140.

Pandey, J. K., & Singh, R. P. (2001). UV-Irradiated Biodegradability of Ethylene - Propylene Copolymers , LDPE , and I-PP in Composting and Culture Environments. Polymer Degradation and Stability, 71, 880–885.

Qi, Y., Yang, X., Mejia, A., Huerta, E., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P., & Geissen, V. (2018). Macro- and micro-plastics in soil-plant system : Effects of plastic mulch fi lm residues on wheat (Triticum aestivum) growth . Science of the Total Environment, 645, 1048–1056.

Qian, C., Yong, Y., Valiyaveettil, S., & Tang, B. L. (2020). Toxicity of Microplastics and Nanoplastics in Mammalian Systems. Environmental Toxicology and Chemistry.

Qiu, Y., Zhang, Z., Zhang, T., & Zhang, P. (2022). Sulfide modi fi es physicochemical properties and mercury adsorption of microplastics. Science of the Total Environment, 848(July). 157802.

Que, F., Hou, X., Wang, G., Xu, Z., Tan, G., Li, T., Wang, Y., Khadr, A., & Xiong, A. (2019). Advances in research on the carrot , an important root vegetable in the Apiaceae family. Horticulture Research.

Ren, Z., Gui, X., Xu, X., Zhao, L., Qiu, H., & Cao, X. (2021). Microplastics in the soil-groundwater environment : Aging , migration , and co-transport of contaminants – A critical review. Journal of Hazardous Materials, 419, 126455.

Revellame, E. D., Lord, D., Sharp, W., Hernandez, R., & Zappi, M. E. (2020). Adsorption kinetic modeling using pseudo- fi rst order and pseudo-second order rate laws : A review. Cleaner Engineering and Technology, 1, 100032.

Rillig, B. M. C., & Lehmann, A. (n.d.). Microplastic in terrestrial ecosystems. Environmental Science & Technology.

Rillig, M. C. (2018). Microplastic Disguising As Soil Carbon Storage. Environmental Science & Technology, 52, 6079–6080.

Rillig, M. C., Ingraffia, R., & Machado, A. A. D. S. (2017). Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. Science

of the Total Environment, 598, 01805

Rodriguez-seijo, A., Lourenço, J., Rocha-santos, T. A. P., Costa, J., Duarte, A. C., Vala, H., & Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in Eisenia andrei Bouche. Environmental Pollution, 220, 495–503.

Rosas, S., & Tankard, A. (2007). Tectonic evolution and paleogeography of the Basin , central Peru Mesozoic Pucara ´ s Fontbote. Journal of South American Earth Sciences, 24, 1–24.

Sabzevari, S., & Hofman, J. (2022). A worldwide review of currently used pesticides ' monitoring in agricultural soils. Science of the Total Environment, 812, 152344.

Salam, M., Zheng, H., Liu, Y., Zaib, A., Aziz, S., Rehman, U., Riaz, N., Eliw, M., Hayat, F., Li, H., & Wang, F. (2023). Effects of micro (nano) plastics on soil nutrient cycling : State of the knowledge. Journal of Environmental Management, 344, 118437.

Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss floodplain soils Microplastics in Swiss floodplain soils. Environmental Pollution, 326, 7b06003.

Shams, M., Alam, I., & Mahbub, S. (2021). Plastic pollution during COVID-19 : Plastic waste directives and its long-term impact on the environment. Environmental Advances, 5, 100119.

Shen, M., Song, B., Zeng, G., Zhang, Y., Teng, F., & Zhou, C. (2021). Surfactant changes lead adsorption behaviors and mechanisms on microplastics. Chemical Engineering Journal, 405, 126989.

Shi, X., Xia, Y., Wei, W., & Ni, B. (2022). Accelerated spread of antibiotic resistance genes (ARGs) induced by non-antibiotic conditions : Roles and mechanisms. Water Research, 224, 119060.

Sun, X., Yuan, X., Jia, Y., Feng, L., Zhu, F., Dong, S., Liu, J., Kong, X., Tian, H., Duan, J., Ding, Z., Wang, S., & Xing, B. (2020). Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in Arabidopsis thaliana. Nature Nanotechnology, 15, 770-777.

Tang, S., Lin, L., Wang, X., Feng, A., & Yu, A. (2020). Pb (II) uptake onto nylon microplastics : Interaction mechanism and adsorption performance. Journal of Hazardous Materials, 386, 121960.

Thiele-Bruhn, S. (2003). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils - A review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 166(2), 145–167.

Tourinho, P. S., Ko, V., Loureiro, S., & Gestel, C. A. M. Van. (2019). Partitioning of chemical contaminants to microplastics : Sorption mechanisms , environmental distribution and effects on toxicity. Environmental Pollution, 252, 1246–1256.

Triticum, L., Lian, J., Wu, J., Zeb, A., Zheng, S., Ma, T., Peng, F., Tang, J., & Liu, W. (2020). Do polystyrene nanoplastics affect the toxicity of cadmium to wheat. Environmental Pollution, 263, 114498.

Turner, A., & Holmes, L. A. (2015). Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. Environmental Chemistry, 12(5), 600–610.

Vethaak, B. A. D., & Legler, J. (2021). Microplastics and human health. 37, 6530.

Viewpoints (2019). Microplastic effects on plants. New Phytologist.

Wang, F., Wang, X., & Song, N. (2021). Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (Lactuca sativa L .) by altering the soil microenvironment. Science of the Total Environment, 784, 147133.

Wang, F., Yang, W., Cheng, P., Zhang, S., & Zhang, S. (2019). Adsorption characteristics of cadmium onto microplastics from aqueous solutions. Chemosphere, 235, 1073–1080.

Wang, F., Zhang, X., Zhang, S., Zhang, S., & Sun, Y. (2020). Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. Chemosphere, 254, 126791.

Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption isotherm models : Classi fi cation , physical meaning , application and solving method. Chemosphere, 258, 127279.

Wang, J., Lv, S., Zhang, M., Chen, G., Zhu, T., Zhang, S., Teng, Y., Christie, P., & Luo, Y. (2016). Effects of plastic fi lm residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils. Chemosphere, 151, 171–177.

Wang, L., Guo, C., Qian, Q., Lang, D., Wu, R., Abliz, S., Wang, W., & Wang, J. (2023). Adsorption behavior of UV aged microplastics on the heavy metals Pb(II) and Cu(II) in aqueous solutions. Chemosphere, 313, 137439.

Wu, H., Gao, T., Hu, A., & Wang, J. (2024). Network Complexity and Stability of Microbes Enhanced by Microplastic Diversity. Environmental Science and Technology, 58(9), 4334–4345.

Wu, S., Böhme, A., Ulrich, N., Chen, Z., Schäffer, A., & Jahnke, A. (2025). The vertical migration of a pesticide mixture in sandy soil is strongly driven by their sorption behavior and can be altered by Polyethylene Microplastics. Journal of Hazardous Materials, 494, 138511

Xu, G., Lin, X., & Yu, Y. (2023). Different effects and mechanisms of polystyrene micro- and nano-plastics on the uptake of heavy metals (Cu , Zn , Pb and Cd) by lettuce (Lactuca sativa). Environmental Pollution, 316(P2), 120656.

Xu, J., Wang, X., Wang, J., Xu, L., Zheng, X., Zhang, Y., & Hu, C. (2021). Dominant environmental factors influencing soil metal concentrations of Poyang Lake wetland , China : Soil property , topography , plant species and wetland type. Catena, 207, 105601.

Xu, Z., Zhang, Y., Lin, L., Wang, L., Sun, W., Liu, C., Yu, G., Yu, J., Lv, Y., Chen, J., Chen, X., Fu, L., & Wang, Y. (2022). Toxic effects of microplastics in plants depend more by their surface functional groups than just accumulation contents. Science of the Total Environment, 833, 155097.

Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., & Lei, K. (2019). Removal of microplastics in municipal sewage from China ' s largest water reclamation plant. Water Research, 155, 175–181.

Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in soil : A review on methods , occurrence , sources , and potential risk. Science of the Total Environment, 780, 146546.

Yazdani, M., Oryan, S., Taheri, M., Darvish, K., & Ali, M. (2019). Composition and abundance of microplastics in surface sediments and their interaction with sedimentary heavy metals , PAHs and TPH (total petroleum hydrocarbons). Marine Pollution Bulletin, 149, 110655.

Yu, F., Li, Y., Huang, G., Yang, C., Chen, C., & Zhou, T. (2020). Adsorption behavior of the antibiotic levo fl oxacin on microplastics in the presence of different heavy metals in an aqueous solution. Chemosphere, 260, 127650.

Yu, Y., Mo, W. Y., & Luukkonen, T. (2021). Adsorption behaviour and interaction of organic micropollutants with nano and microplastics – A review. Science of the Total Environment, 797, 149140.

Zhang, H., Pap, S., Taggart, M. A., Boyd, K. G., James, N. A., & Gibb, S. W. (2020). A review of the potential utilisation of plastic waste as adsorbent for removal of hazardous priority contaminants from aqueous. Environmental Pollution, 258, 113698.

Zhang, J., Lin, Z., Ai, F., Du, W., Yin, Y., & Guo, H. (2024). Effect of ultraviolet aged polytetrafluoroethylene microplastics on copper bioavailability and Microcystis aeruginosa growth. Aquatic Toxicology, 272, 106967.

Zhang, Q., Guo, W., Wang, B., Feng, Y., Han, L., Zhang, C., Xie, H., Liu, X., & Feng, Y. (2023). Resources , Environment and Sustainability Influences of microplastics types and size on soil properties and cadmium adsorption in paddy soil after one rice season. Resources, Environment and Sustainability, 11, 100102.

Zhang, Y., Yang, S., Zeng, Y., Chen, Y., Liu, H., Yan, X., & Pu, S. (2023). A new quantitative insight : Interaction of polyethylene microplastics with soil - microbiome - crop. Journal of Hazardous Materials, 460, 132302.

Zhang, Y., Zhang, C., Parker, D. B., Snow, D. D., Zhou, Z., & Li, X. (2013). Occurrence of antimicrobials and antimicrobial resistance genes in beef cattle storage ponds and swine treatment lagoons. Science of the Total Environment, 464, 631–638.

Zhou, Y., Liu, X., & Wang, J. (2020). Ecotoxicological effects of microplastics and cadmium on the earthworm Eisenia foetida. Journal of Hazardous Materials, 392, 122273.

Zhu, N., Yan, Q., He, Y., Wang, X., Wei, Z., Liang, D., Yue, H., Yun, Y., Li, G., & Sang, N. (2022). Insights into the removal of polystyrene nanoplastics using the contaminated corncob-derived mesoporous biochar from mining area. Journal

of Hazardous Materials, 433, 128756.

A Review on the Co-Contamination of Microplastics and Chemical Pollutants in Soil Environments

Samaneh Abdolrahimi
Ph.D. Candidate, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran;
Mahshad Rahmat
M.Sc. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran;
Negar Chatarnour
M.Sc. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran;
Amir Khodabandeh
Ph.D. Candidate, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran;
Amir Fotovat
Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran;
afotovat@um.ac.ir

Abstract

In recent years, microplastic (MP) contamination has emerged as a critical environmental challenge, particularly when these particles coexist in soil with other pervasive chemical pollutants such as heavy metals (HMs), antibiotics, and pesticides. This article aims to review and analyze the behavior of microplastics in soil and examine the phenomenon of co-contamination with other chemical compounds. This review systematically **analyzes** the behavior of microplastics in terrestrial systems and investigates the phenomenon of co-contamination with other chemical compounds. It first explores the sources of MPs in soil environments and characterizes their physicochemical properties. Subsequently, the key mechanisms of pollutant adsorption are analyzed, including physical adsorption, coordination bonding, electrostatic interactions, and π–π interactions. The literature indicates that aged and oxidized MPs, which possess a higher specific surface area and more active functional groups, exhibit a significantly enhanced adsorption affinity for co-pollutants. Furthermore, MP-HM complexes can increase the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals, thereby facilitating their uptake by plants, promoting bioaccumulation in soil microbiota, and increasing the potential for transfer through trophic chains to humans. Given the widespread use of plastics and the intensive application of agrochemicals in agriculture, a precise understanding of these interactions and their ecological consequences is imperative for developing sustainable soil management strategies and safeguarding public health.

Keywords: Co-contamination, Heavy metal, Microplastic, Time-dependent