



Impacts of Microplastic Pollution on the Quality of Agricultural Soils: A Review Paper

Zahra Arabi*

Corresponding Author, Assistant Prof., Dept. of Agricultural Sciences and Natural Resources, Islamic Azad University, Gorgan, Iran. E-mail: zahraarabi567@gmail.com

Article Info	ABSTRACT
Article type: Full Length Scientific Article - Review Article history: Received: Revised: Accepted: Keywords: agriculture, biodiversity, Microplastics, soil pollution	Background and Objectives: Microplastic pollution, as a major environmental concern, has widespread effects on agricultural soils. This contamination originates from various sources, including plastic waste, sewage sludge, and plastic mulches. These particles can be extensively dispersed in agricultural environments, leading to alterations in soil structure and function. Understanding these changes requires a thorough investigation of the physical, chemical, and biological impacts of microplastics on soil systems. The increasing presence of microplastics in soil poses significant risks to agricultural productivity and ecosystem health. Materials and Methods: Previous studies have extensively explored the effects of microplastics on agricultural soils and their environmental consequences. In this regard, existing scientific data on microplastic entry into soil through plastic waste degradation, sewage sludge application, and the use of plastic mulches were collected and analyzed. Various studies have shown that the presence of microplastics can alter key physical properties of soil, such as aggregate stability, water retention capacity, and permeability. Moreover, laboratory and field research indicate that these particles influence nutrient cycling—particularly nitrogen and carbon cycles—as well as microbial activities. The role of microplastics as carriers of chemical pollutants, including heavy metals and toxic organic compounds, has also been emphasized in several studies. Results: The successful loading of iron on the surface of nano-carbon iron dots without coating and coated with polylactic acid polymer was confirmed by XRD, UV-VIS, FTIR and scanning and transmission electron microscopes. The amount of total iron in the uncoated sample was equal to 4.98% and in the sample coated with polylactic acid it was equal to 1%. The results of incubation showed that the main effects of soil application and time as well as the interaction effects of soil application in time were significant at the 1% level. The results showed that the coated treatment caused a significant increase in soil iron compared to the sequestrin treatment (iron release changes in three time periods of 3, 360 and 720 hours,). Sequestrin treatment after 720 hours compared to the first 3 hours increased by about 60% (from 5.19 to 8.28 mg kg⁻¹), while the amount of iron extracted with DTPA in the coated nano carbon dot treatment increased by about 400% (from 1.36 to 6.63 mg kg⁻¹). Conclusion: Although the impact of microplastics on soil depends on factors such as the physicochemical properties of the soil and the type

and size of microplastics—and may occasionally be neutral or temporary—the management of microplastic pollution in agricultural soils is essential to mitigating their negative effects. This requires the development of innovative technologies and practical solutions to minimize environmental harm. Future research should focus on understanding the long-term impacts of microplastics on soil ecosystems and devising strategies to prevent their accumulation. Additionally, policymakers must prioritize the establishment of regulations and the strengthening of international cooperation. Immediate action in this area is critical to ensure food security, agricultural sustainability, and the environmental health of future generations.

ارزیابی اثرات منفی میکروپلاستیک‌ها بر کیفیت خاک‌های کشاورزی (مقاله مروری)

زهرآ عربی*

۱. نویسنده مسئول، استادیار گروه کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی گرگان، گرگان، ایران.

رایانامه: zahraarabi567@gmail.com

چکیده	نوع مقاله:
سابقه و هدف: آلودگی میکروپلاستیک‌ها به عنوان یک معضل زیست‌محیطی مهم، تأثیرات گسترده‌ای بر خاک‌های کشاورزی دارد. این آلودگی از منابع مختلفی مانند زباله‌های پلاستیکی، لجن فاضلاب و مالچ‌های پلاستیکی ناشی می‌شود. این ذرات می‌توانند به طور گسترده‌ای در محیط‌های کشاورزی پخش شده و باعث تغییرات در ساختار و عملکرد خاک شوند. بررسی این تغییرات مستلزم مطالعه دقیق اثرات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی این آلودگی بر سیستم خاک است. افزایش حضور میکروپلاستیک‌ها در خاک، خطراتی برای بهره‌وری کشاورزی و سلامت اکوسیستم به همراه دارد.	مقاله کامل علمی - مروری
تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۰/۰۶	
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۳/۲۰	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۰۳	

مواد و روش‌ها: مطالعات پیشین به طور گسترده، به بررسی جامع اثرات میکروپلاستیک‌ها بر خاک‌های کشاورزی و پیامدهای زیست‌محیطی آن پرداخته‌اند. در این راستا، داده‌های علمی موجود در مورد ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک از طریق تجزیه زباله‌های پلاستیکی، استفاده از لجن فاضلاب و کاربرد مالچ‌های پلاستیکی جمع‌آوری و تحلیل شد. مطالعات مختلف نشان داده‌اند که حضور میکروپلاستیک‌ها می‌تواند منجر به تغییراتی در ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند پایداری ساختمان، ظرفیت نگهداشت رطوبت و نفوذپذیری شود. همچنین، یافته‌های حاصل از پژوهش‌های آزمایشگاهی و میدانی حاکی از تأثیر این ذرات بر چرخه‌های عناصر غذایی خاک مانند نیتروژن و کربن و نیز بر فعالیت‌های میکروبی هستند. نقش میکروپلاستیک‌ها به عنوان حامل آلاینده‌های شیمیایی از جمله فلزات سنگین و ترکیبات آلی سمی نیز در برخی مطالعات مورد تأکید قرار گرفته است.

یافته‌ها: نتایج حاصل از مطالعات پیشین نشان می‌دهد که میکروپلاستیک‌ها تأثیرات گسترده‌ای بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارند. حضور این ذرات با کاهش پایداری

واژه‌های کلیدی:
آلودگی خاک، تنوع زیستی، کشاورزی، میکروپلاستیک

ساختمان خاک، انسداد منافذ و کاهش نفوذپذیری، موجب اختلال در عملکرد طبیعی خاک می‌شود. همچنین، شواهد حاکی از آن است که میکروپلاستیک‌ها با ایفای نقش به‌عنوان ناقل آلاینده‌های شیمیایی، به کاهش تنوع زیستی و افت فعالیت‌های میکروبی منجر می‌گردند. افزون بر این، اختلال در چرخه‌های زیست‌ژئوشیمیایی به‌ویژه چرخه نیتروژن و کربن، افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای را در پی دارد. مجموعه این تغییرات، کاهش حاصلخیزی خاک، افت کیفیت و کمیت محصولات کشاورزی و بروز تنش‌های اکسیداتیو در گیاهان را به دنبال داشته و بر لزوم انجام پژوهش‌های جامع‌تر و توسعه راهکارهای مدیریتی و پایدار در مواجهه با این آلاینده نوظهور تأکید دارد.

نتیجه‌گیری: اگر چه تاثیر میکروپلاستیک‌ها بر خاک به ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک و نوع و اندازه میکروپلاستیک وابسته است و گاهی با اثرات موقتی با خشتی همراه است اما در راستای کاهش اثرات منفی، مدیریت آلودگی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی ضروری است. این امر نیازمند توسعه فناوری‌های نوآورانه و ارائه راهکارهای عملی جهت کاهش آسیب‌های زیست‌محیطی است. تحقیقات آینده باید بر درک اثرات بلندمدت میکروپلاستیک‌ها بر اکوسیستم خاک و تدوین راهبردهایی برای جلوگیری از تجمع آن‌ها تمرکز داشته باشد. همچنین، سیاست‌گذاران باید تدوین قوانین و تقویت همکاری‌های بین‌المللی را در اولویت قرار دهند. اقدام‌های فوری در این زمینه برای حفظ امنیت غذایی، پایداری کشاورزی و سلامت زیست‌محیطی نسل‌های آینده حیاتی است.

مقدمه

پلاستیک‌ها، که به دلیل مقرون به صرفه بودن، چندمنظوره بودن و دوام بالا شناخته می‌شوند، در سال‌های اخیر با افزایش تقاضا برای مصرف مواجه بوده‌اند؛ موضوعی که نگرانی‌های زیست‌محیطی قابل توجهی را به همراه داشته است (۱ و ۲). با تجزیه قطعات بزرگ پلاستیک در اکوسیستم‌ها در اثر فرآیندهای طبیعی یا نیروهای خارجی، ذرات کوچک‌تری تشکیل می‌شود که به یکی از چالش‌های جدی زیست‌محیطی امروز یعنی آلودگی میکروپلاستیکی منجر شده است (۳ و ۴). میکروپلاستیک‌ها (MPs) به ذراتی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر گفته می‌شوند که از طریق مکانیسم‌هایی مانند تخریب نوری (فتودگرایسیون)، سایش مکانیکی و فعالیت‌های زیستی مانند بیوتوربایسیون تشکیل می‌شوند. این فرآیندها به شکسته شدن و تجزیه تدریجی پلاستیک‌های بزرگ‌تر منجر شده و حضور میکروپلاستیک‌ها را در محیط‌های مختلف افزایش می‌دهند (۵). MPs تأثیر قابل توجهی بر اکوسیستم‌های مختلف دارند و اولین بار در دهه‌های ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ در محیط‌های دریایی شناسایی شدند (۶). تحقیقات بر روی MPs ابتدا عمدتاً بر روی سیستم‌های دریایی و آب شیرین متمرکز بود. با گذشت زمان، پلاستیک‌ها به روش‌های مختلفی مانند استفاده از لجن فاضلاب، پساب، کمپوست، کودهای پلیمری، پوشش‌های پلاستیکی، سایش لاستیک از جاده‌ها، آبیاری با فاضلاب، تجزیه زباله‌های پلاستیکی، نفوذ از محل‌های دفن زباله و انتقال هوایی میکروپلاستیک‌ها و رسوب‌گذاری از طریق اتمسفر، وارد خاک‌ها شدند (۷ و ۸). MPs در سراسر جهان به عنوان یک تهدید جدی برای اکوسیستم‌های خاکی شناخته شده‌اند و با

وجود تجزیه پذیری اندک آنها، حدود ۳۲٪ از زباله‌های پلاستیکی می‌تواند در خاک انباشته شود (۹)، ۱۰ و ۱۱) به عنوان مثال تنها ۰/۴٪ (۱۲) از پلی‌پروپیلن در یک سال تجزیه می‌شود و پلی‌وینیل کلراید حتی پس از ۱۰ تا ۳۵ سال در خاک هیچ کاهش وزنی نشان نمی‌دهد (۱۳، ۱۴ و ۱۵). MPs بر اساس منشأ پیدایش‌شان به دو گروه اصلی، یعنی اولیه و ثانویه، طبقه‌بندی می‌شوند (۱۶). MPs اولیه شامل ذرات ریز پلاستیکی هستند که به طور مستقیم در فرایند تولید محصولات صنعتی، به ویژه در صنایع آرایشی و بهداشتی، مورد استفاده قرار می‌گیرند. این ذرات همچنین ممکن است از طریق مسیرهایی نظیر آبیاری با فاضلاب، استفاده از زیست‌توده (بیوماس)، افزودن کمپوست، و همچنین سایش و فرسایش ابزارآلات کشاورزی به خاک‌های زراعی راه یابند (۱۶). در مقابل، MPs ثانویه حاصل تجزیه پلاستیک‌های با ابعاد بزرگ‌تر مانند فیلم‌های مالچ و لوله‌های آبیاری هستند که تحت تأثیر عوامل محیطی از جمله تابش فرابنفش، تغییرات حرارتی، و سایش مکانیکی به ذرات کوچک‌تر شکسته شده و در خاک تجمع می‌یابند (۱۶ و ۱۷). بررسی مطالعات متعددی که در خصوص MPs خاک در دهه گذشته در سطح دنیا صورت گرفته، الگوی خاصی از آلودگی را نشان می‌دهد (۱۸). بیشتر اراضی کشاورزی و باغبانی که در معرض لجن فاضلاب و فیلم‌های مالچ هستند، دارای غلظت‌هایی کمتر از ۱۳۰۰۰ ذره MPs در هر کیلوگرم خاک خشک (معادل ۴/۵ میلی‌گرم در هر کیلوگرم خاک خشک) می‌باشند (۱۸). MPs حدود ۱۰ برابر بیشتر از مناطق روستایی است و در مناطق صنعتی، می‌تواند ۲ تا ۴ برابر بیشتر از میانگین باشد (۱۸). مطالعات در مورد MPs خاک در دهه گذشته رو به افزایش بوده ولی همچنان نیاز به داده‌های بیشتر درباره غلظت و انواع مختلف MPs و

¹-Microplastics

تأثیر آنها بر منابع زیست محیطی وجود دارد.

۲- میکروپلاستیک‌ها در خاک: تولید و مصرف گسترده پلاستیک (تولید جهانی پلاستیک به ۳۵۹ میلیون تن در سال ۲۰۱۸ رسید (۱۹)، باعث ورود مقادیر زیادی MPs به محیط‌های آبی، خاک‌ها و جو شده است که در این بین، خاک به عنوان بزرگترین مخزن MPs شناخته شده است (۲۰ و ۲۱). بر اساس داده‌های هوانگ و همکاران (۲۰۱۹)، مقدار MPs در خاک به ندرت به بیش از ۱ درصد وزنی خاک می‌رسد (۲۲). مطالعات میدانی نشان داده ۵۰ تا ۸۰ درصد از MPs شناسایی شده در خاک دارای قطر کمتر از ۱ میلی‌متر بوده و فراوانی آنها در خاک بین ۶۲٫۵ تا ۴۰۸۰۰ ذره در هر کیلوگرم خاک خشک متغیر است (۲۳ و ۲۴). ورود MPs به خاک، سلامت خاک را تحت تأثیر قرار داده و خواص فیزیکی و شیمیایی آن را تغییر می‌دهند (۲۵). این تغییرات می‌توانند منجر به کاهش کیفیت خاک و اختلال در عملکرد اکوسیستم‌های خاکی شوند. شکل ۱ مسیرهای مختلف ورود MPs به اکوسیستم‌های خاکی را به تصویر می‌کشد. این مسیرها شامل تخریب فیزیکی و شیمیایی پلاستیک‌ها تحت تأثیر عوامل محیطی نظیر تابش فرابنفش خورشید، بارندگی، و هیدرولیز در سامانه‌های آبی، همچنین سایش مکانیکی لاستیک‌ها در حین استفاده، کاربرد لجن فاضلاب تصفیه شده در کشاورزی، و تخلیه مستقیم پساب‌های صنعتی به محیط هستند. این فرایندها، از ساییدگی مکانیکی لاستیک‌ها تا واکنش‌های شیمیایی در آب و تولید لجن، منجر به تجزیه پلاستیک‌های بزرگ به MPs می‌شود که در خاک انباشته شده و مشکلات زیست محیطی به همراه دارند (۲۶). اگرچه MPs عمدتاً از پلیمرها تشکیل شده‌اند، اما اغلب حاوی آلاینده‌های شیمیایی مختلف مانند فلزات سنگین، دیوکسین‌ها و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای

هستند (۲۷). که به دلیل بهبود ویژگی‌های محصولات نهایی به آنها اضافه می‌شوند (۲۸). با گذشت زمان، این مواد شیمیایی از طریق رهایش آهسته یا تخریب، به محیط خاک وارد شده و باعث آسیب به جمعیت و تنوع میکروبی و کیفیت خاک می‌شوند (۲۹). به عنوان مثال آلاینده‌های آزاد شده از MPs می‌تواند به بدن موجودات مفید خاک مانند کرم‌های خاکی منتقل شوند (۳۰، ۳۱ و ۳۲). MPs به دلیل ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاص خود از جمله نسبت سطح به حجم بالا، تخلخل و آب‌گریزی، تمایل بالایی برای جذب و تجمع انواع مختلفی از آلاینده‌های زیست محیطی دارند. پژوهش‌های متعددی حضور ترکیبات شیمیایی خطرناک در محیط‌های آلوده به MPs را گزارش کرده‌اند که این موضوع بر نقش بالقوه‌ی آنها به عنوان ناقل آلاینده‌ها تأکید دارد. به عنوان نمونه، مشخص شده است که آفت‌کش‌ها به راحتی بر سطح MPs جذب می‌شوند (۳۳)، و همچنین رنگ‌های صنعتی نیز به دلیل ساختار آلی پیچیده‌ی خود، برهم کنش زیادی با سطح MPs دارند (۳۴). فلزات سنگین نظیر کادمیم، سرب و جیوه نیز در حضور MPs در خاک تجمع یافته‌اند که نشان‌دهنده‌ی نقش آنها در افزایش پایداری و انتقال این عناصر سمی در اکوسیستم‌های خاکی است (۳۵). مطالعه‌ی Zhang و همکاران (۲۰۱۹) نیز شواهد بیشتری مبنی بر اینکه MPs می‌توانند به عنوان ناقل غیرفعال آلاینده‌ها در محیط خاک عمل کنند، ارائه داده است؛ این ویژگی می‌تواند منجر به افزایش پایداری، تحرک پذیری و انتقال این آلاینده‌ها در محیط شود (۳۶). همچنین، یافته‌های گزارش شده توسط Avio و همکاران (۲۰۱۵) و Chua و همکاران (۲۰۱۴) تأیید می‌کنند که MPs می‌توانند مسیرهای جدیدی برای ورود آلاینده‌های شیمیایی خطرناک به سیستم‌های زیستی فراهم آورند (۳۷ و ۳۸). مجموع این مطالعات،

اهمیت بررسی بیشتر برهم‌کنش MPs با سایر آلاینده‌های شیمیایی در خاک و اثرات زیست‌محیطی آن‌ها را برجسته می‌سازد.



شکل ۱- مسیرهای ورود MPs به خاک (Chukwuemeka et al., 2024).

Figure 1. Pathways of microplastic introduction into soil.

مهم‌ترین این عوامل، فرسایش خاک است که

۲-۱- جابجایی و تغییر شکل MPs در خاک:

عوامل متعددی مانند مدیریت ضعیف پسماند، ویژگی‌های فیزیکی ذرات پلاستیکی، شرایط آب و هوایی (مانند شدت بارش و سرعت باد) و ویژگی‌های توپوگرافی می‌تواند بر میزان رسوب، نگهداشت و انتقال MPs در محیط خاک تأثیرگذار باشد (۳۹، ۴۰ و ۴۱). حرکت MPs به‌صورت عمودی و جانبی در خاک، می‌تواند تحت تأثیر عواملی مانند ساختمان خاک، موجودات خاکزی و روش‌های کشاورزی، قرار گیرد (۴۲). اندازه و نوع MPs نیز بر حرکت آن‌ها تأثیر دارد. MPs کوچک‌تر به‌ویژه ذرات کروی، تمایل به مهاجرت به لایه‌های عمیق‌تر خاک دارند (۹، ۴۳ و ۴۴). حرکت MPs در خاک تحت تأثیر مجموعه‌ای از عوامل فیزیکی و شیمیایی قرار دارد که هر یک به‌نحوی می‌توانند مسیر، سرعت و پایداری آن‌ها را تغییر دهند (۴۵، ۴۶ و ۴۷). یکی از

از طریق رواناب یا باد، موجب جابه‌جایی افقی و عمودی ذرات می‌شود (۹). همچنین، قدرت یونی محلول خاک با افزایش غلظت یون‌ها می‌تواند منجر به کاهش دافعه الکترواستاتیکی بین MPs و ذرات خاک شده و در نتیجه، تجمع و کاهش تحرک آن‌ها را به دنبال داشته باشد (۴۸). در کنار آن، نوع کاتیون‌های موجود نیز اهمیت دارد؛ به‌طور مثال، یون‌های دو ظرفیتی مانند Ca^{2+} باعث پایداری بیشتر MPs در خاک و کاهش تحرک آن‌ها می‌شوند (۴۹). از سوی دیگر، ناهمگنی ساختاری خاک شامل تفاوت در اندازه ذرات، مواد معدنی و خلل و فرج، می‌تواند مسیر حرکت MPs را پیچیده‌تر کرده و از نفوذ یکنواخت آن‌ها جلوگیری کند (۴۲). وجود مواد آلی در خاک نیز از طریق برهم‌کنش‌های سطحی با MPs، بر رفتار حرکتی آن‌ها تأثیرگذار است، چرا که مواد آلی

می‌توانند سطح ذرات را بپوشانند و از طریق تغییر بار سطحی، حرکت را تسهیل یا محدود کنند (۵۰). در نهایت، پوشش سطحی خاک مانند پوشش گیاهی یا مالچ، با کاهش اثر فرسایش و رواناب، می‌تواند از انتقال MPs جلوگیری کند و به حفظ آن‌ها در لایه‌های سطحی خاک کمک نماید (۵۱).

رشد ریشه گیاهان (۵۲)، فعالیت موجودات خاکزی (حشرات، کرم‌های خاکی و غیره) و کانال‌های ایجادشده توسط آنها نیز از عوامل اصلی حرکت MPs هستند (۵۳). در این میان کرم‌های خاکی نقش مهمی دارند، زیرا MPs را بلعیده و پس از دفع از طریق دالان‌هایی که ایجاد می‌کنند به لایه‌های عمیق‌تر خاک منتقل می‌کنند (۵۴). فعالیت‌های کشاورزی مانند شخم زدن و برداشت محصولات نیز می‌تواند منجر به جابه‌جایی خاک سطحی و زیرسطحی شده و به جابجایی MPs کمک کند (۴۲ و ۵۵). کربن آلی خاک و رس هم از عواملی هستند که بر مهاجرت برخی پلاستیک‌ها، مانند پلی‌استایرن، تأثیرگذارند (۴۲). کربن آلی خاک (SOC^۱) به واسطه سطح فعال بالا و خواص هیدروفوبی خود، می‌تواند از طریق پیوندهای ضعیف بین مولکولی مانند برهم‌کنش‌های واندروالسی یا نیروهای هیدروفوبیک، به سطح MPs متصل شود. این تعامل باعث ایجاد پوشش آلی روی سطح پلاستیک‌ها شده و حرکت آن‌ها در خاک را محدود می‌سازد. از سوی دیگر، ذرات رس که اندازه بسیار ریزی دارند و دارای بار سطحی منفی هستند، توانایی بالایی در جذب فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها، به‌ویژه پلی‌استایرن (PS)، دارند. این فرایند معمولاً از طریق نیروهای الکترواستاتیکی و سطح ویژه زیاد رس انجام می‌شود. حضور هم‌زمان SOC و رس می‌تواند موجب افزایش پتانسیل

نگه‌داشت MPs در خاک شده و از مهاجرت آن‌ها به اعماق خاک یا آب‌های زیرزمینی جلوگیری کند (۴۲). حرکت عمقی MPs در خاک، یکی از ابعاد نگران‌کننده آلودگی‌های نوظهور در اکوسیستم‌های خاکی به شمار می‌رود. این پدیده می‌تواند پیامدهای محیط‌زیستی و بهداشتی قابل‌توجهی به همراه داشته باشد، چرا که با نفوذ به لایه‌های زیرین خاک، امکان انتقال این ذرات به منابع آب زیرزمینی، که تأمین‌کننده آب شرب و کشاورزی در بسیاری از مناطق هستند، فراهم می‌شود (۴۲). از آنجا که MPs می‌توانند به‌عنوان ناقل ترکیبات سمی، فلزات سنگین، مواد آلی زیست‌تخریب‌ناپذیر و حتی میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا عمل کنند، ورود آن‌ها به سفره‌های آب زیرزمینی یک تهدید جدی برای سلامت انسان و موجودات زنده محسوب می‌شود (۴۸). افزون بر آن، قرارگیری این ذرات در اعماق خاک، آن‌ها را از حوزه عملکرد زیست‌فرایندهای فعال در لایه‌های سطحی خاک (نظیر تجزیه توسط میکروارگانیسم‌ها و فعالیت زیستی بی‌مهرگان خاکزی) خارج کرده و پایداری طولانی‌مدت آن‌ها را در محیط افزایش می‌دهد (۹). این شرایط نه تنها موجب کاهش سرعت تجزیه و دفع این آلاینده‌ها می‌شود، بلکه خطرات مزمن و پنهانی برای اکوسیستم‌های خاکی و آبی ایجاد می‌کند. بنابراین، حرکت عمقی MPs در خاک را می‌توان به‌عنوان یک تهدید بالقوه جدی با پیامدهای گسترده اکولوژیکی و بهداشتی ارزیابی کرد.

پلاستیک‌ها در محیط از طریق فرایندهای شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی تغییر می‌کنند (جدول ۱). تجزیه شیمیایی که توسط نور فرابنفش (UV) صورت می‌گیرد، به عنوان اولین مرحله تجزیه بسیار مهم است (۲۷). MPs که در نزدیکی سطح خاک هستند تحت تأثیر نور UV و دما و اکسیژن تغییر ساختار می‌دهند (۵۶). تغییرات شیمیایی شامل شکسته شدن زنجیره،

^۱ - Soil Organic Carbon

مکانیکی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی مانند شخم‌زنی و آبیاری، این تغییرات را تسریع کرده و در نتیجه ذرات نانوپلاستیک بیشتری وارد محیط زیست شود (۶۱ و ۶۲). ترشحات ریشه‌ی گیاهان و یا جانوران خاکزی باعث اتصال MPs کوچک‌تر به ذرات خاک شده (۱۹) و آنها را از مواجهه بیشتر با نور UV و سایش مکانیکی حفظ می‌کنند که در نهایت منجر به تجزیه ناقص و تجمع ذرات پلاستیکی کوچک‌تر می‌شود (۶۵). در مجموع تجزیه پلاستیک‌ها از طریق تابش UV و سایش مکانیکی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، می‌تواند منجر به تولید نانوپلاستیک‌های ثانویه در خاک شود که به دلیل اندازه کوچک‌تر، ممکن است اثرات منفی زیست‌محیطی و اکولوژیکی ایجاد کرده و از طریق مسیرهای مختلف وارد بدن موجودات شوند، در حالی که تعاملات با خاک می‌تواند از تجزیه بیشتر آنها جلوگیری کند و موجب تجمع پلاستیک‌های کوچک‌تر شود.

ایجاد پیوند متقاطع و تشکیل گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن و حتی تبدیل پلاستیک‌ها به CO₂ می‌باشد (۱۹ و ۵۷). در فرایند تجزیه شیمیایی MPs کوچک‌تر یا حتی نانوپلاستیک‌ها تولید می‌شوند (۵۸ و ۴۶). نانوپلاستیک‌ها ذراتی با اندازه کمتر از ۱ میکرومتر هستند که می‌توانند به صورت اولیه تولید شده یا از تجزیه پلاستیک‌های بزرگ‌تر در محیط زیست به وجود آیند (۵۹). این ذرات می‌توانند از طریق مسیرهای تنفسی، گوارشی یا پوستی وارد بدن انسان شده و به دلیل اندازه بسیار کوچک خود، به بافت‌ها و اندام‌های مختلف نفوذ کرده و اثرات بالقوه‌ای چون التهاب و استرس اکسیداتیو ایجاد کنند (۶۰). ترکیب تابش UV و سایش مکانیکی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، دو عامل اصلی در تخریب فیزیکی فیلم‌های پلاستیکی کشاورزی به شمار می‌آیند که می‌توانند منجر به آزادسازی ذرات میکرو و نانوپلاستیک در خاک شوند (۶۱ و ۶۲). این فرایند تخریب، باعث ایجاد نانوپلاستیک‌های ثانویه در خاک‌های کشاورزی می‌شود که ممکن است اثرات زیست‌محیطی و اکولوژیکی قابل توجهی داشته باشد (۶۳ و ۶۴). تحقیقات نشان داده‌اند که تابش UV می‌تواند ساختار پلاستیک‌ها را تغییر دهد و سایش

جدول ۱- دلایل و تغییرات پیری MPs در خاک (۲۵).

Table 1. Reasons and aging changes of microplastics in the soil.

تفاعلات فیزیکی Physical interaction	تفاعلات شیمیایی Chemical interaction
• سایش مکانیکی: - Mechanical wear: - برخورد با جریانهای توربولانسی هوا یا آب Collision with turbulence - برخورد با شن و سنگریزه ها - برخورد با زباله های اطراف Gravel or surrounding debris	• تابش اشعه UV UV radiation • اکسیداسیون Exposure to oxygen
تفاعلات بیولوژیکی Biological interaction	تفاعلات طبیعی مانند جزر و مد Natural forces, as waves and tides
• باکتری، قارچ، جلبک و ... Bacteria, fungi, algae, etc,	• فعالیتهای کشاورزی Artificial actions, as farming

فرایند پیری	
Aging	
تغییرات شیمیایی	ترک برداشتن یا پوسته پوسته شدن
Chemical changes	Cracks, spalling and flakes
تغییر در ساختار کریستالی	افزایش سطح ویژه
Changes in crystallinity	Higher specific surface area
افزایش سطوح قابل جذب برای آلاینده ها	More adsorption sites for pollutants
گروه های عاملی حاوی اکسیژن بیشتر	More oxygen-containing functional groups

۲-۲- تأثیر MPs بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک:

بر اساس مطالعات، MPs ممکن است تحت تأثیر فعالیت های زیستی، شست و شوی ناشی از بارندگی یا فعالیت های کشاورزی، به لایه های عمیق تر خاک منتقل شوند (۶۶). همچنین، حضور MPs می تواند به تغییر ساختار خاک و در نتیجه تغییر در ظرفیت نگهداشت رطوبت منجر شود، اگر چه جهت و شدت این تغییرات بسته به نوع، اندازه و شکل میکروپلاستیک و همچنین نوع خاک ممکن است متفاوت باشد (۹، ۶۷ و ۶۸). این ذرات، به ویژه در اشکال رشته ای یا فیبری، با قرار گرفتن میان ذرات معدنی خاک، از برقراری پیوندهای طبیعی میان آنها جلوگیری کرده و پایداری خاک دانه ها را کاهش می دهند (۹). علاوه بر این، ماهیت آب گریز و غیرقطبی MPs مانع از تعامل مؤثر با ترکیبات آلی خاک شده و در نتیجه، انسجام بین ذرات خاک را تضعیف می کند (۶۷). همچنین، اثرات منفی این آلاینده ها بر فعالیت میکروبی و قارچی خاک می تواند تولید ترکیبات چسبنده طبیعی مانند پلی ساکاریدها را کاهش داده و به تضعیف بیشتر ساختار خاک منجر شود (۹). حضور MPs ممکن است با افزایش خلل و فرج درشت و کاهش ظرفیت نگهداشت آب، یکپارچگی فیزیکی خاک را نیز بر هم زند که در نهایت باعث تأثیرات منفی بر عملکرد اکوسیستم های خاکی و پایداری آنها شوند (۶۶). تجمع بیش از اندازه آنها باعث مسدود شدن منافذ خاک و در نتیجه

کاهش نفوذ آب و مواد غذایی به خاک می شود که می تواند بر جمعیت میکروبی و رشد گیاهان تأثیر منفی بگذارد (۶۹). تأثیر MPs بر چرخه کربن خاک به طور گسترده در جنبه های مختلفی مانند ذخیره سازی کربن (۷۰ و ۷۱)، ماده ی آلی محلول (۵۰ و ۷۱) و انتشار دی اکسید کربن (۷۲) مطالعه شده است. با این حال، تنها چند مطالعه (۷۳، ۷۴، ۷۵، ۵۰، ۷۱ و ۷۶) اثرات MPs بر وضعیت فسفر (P) و نیتروژن (N) خاک را بررسی کرده اند که نتایج آنها همخوانی نداشته است. به عنوان مثال، Dong و همکاران (۲۰۲۱) گزارش کردند که حضور MPs می تواند باعث کاهش محتوای نیتروژن و فسفر قابل دسترس در منطقه ریزوسفر شود، زیرا باعث مهار فعالیت های آنزیمی خاک می شوند (۶۹). این مهار ممکن است به دلیل تغییر ویژگی های فیزیکوشیمیایی خاک مانند کاهش pH، افزایش هدایت الکتریکی، و تغییر در ساختار تجمعی خاک باشد که بر فعالیت آنزیم هایی مانند کاتالاز، گلوکوزیداز، و فسفاتاز تأثیر منفی می گذارد (۱۹). برعکس، Yan و همکاران (۲۰۲۰) دریافتند که MPs می توانند با افزایش معدنی شدن فسفر آلی و حلالیت آن، محتوای P قابل دسترس را در خاک افزایش دهند (۳۳). این افزایش ممکن است به دلیل آزادسازی اسیدهای آلی و سایر ترکیبات شیمیایی از میکروپلاستیک ها باشد که به حل شدن فسفر آلی کمک می کند. MPs می توانند زیست فراهمی روی را افزایش دهند و در نتیجه احتمال

توسعه ریشه فراهم می‌سازند. این شرایط منجر به افزایش سطح تماس ریشه با خاک و در نتیجه تحریک ترشحات ریشه‌ای مانند اسیدهای آلی و آنزیم‌ها می‌شود که نقش مهمی در آزادسازی عناصر غذایی و بهبود جذب آن‌ها ایفا می‌کنند. افزون بر این، MPs می‌توانند به عنوان بستری برای تجمع میکروارگانیسم‌های مفید در ریزوسفر عمل کرده و از این طریق تعاملات مثبت ریشه-میکروارگانیسم را افزایش دهند. با این حال، این نتایج باید با احتیاط تفسیر شوند. اثرات مثبت گزارش شده ممکن است تنها در شرایط خاص و کوتاه مدت رخ دهند و در بلندمدت، اثرات منفی MPs بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، فعالیت‌های میکروبی و زیست‌فراهمی فلزات سمی ممکن است بر رشد گیاه تأثیر منفی بگذارند (۸۶، ۶۷، ۲۴ و ۸۷). به علاوه، افزایش ترشحات ریشه ممکن است ناشی از پاسخ استرسی گیاه به حضور MPs باشد، نه نشانه‌ای از بهبود واقعی شرایط رشد. بنابراین، هرچند برخی نتایج نشان‌دهنده مزایای موقت MPs هستند، ارزیابی دقیق‌تر و جامع‌تری از تأثیرات آن‌ها در بلندمدت و در شرایط مختلف محیطی ضروری است.

۲-۳- تأثیر MPs بر خصوصیات بیولوژیکی خاک:
امروزه MPs زیادی در اکوسیستم خاک شناسایی شده‌اند که می‌توانند تأثیرات منفی بر جوامع میکروبی خاک بگذارند. ورود MPs به خاک، می‌تواند سلامت موجودات خاکزی شامل باکتری‌ها و قارچ‌ها را تهدید کند (۲۹، ۲۰، ۸۸ و ۷۷) و جمعیت آن‌ها را کاهش دهد (۵۶، ۷۱ و ۴۷). کیم و همکاران (۲۰۲۰) دریافتند که MPs برای نماتدهای خاک سمی هستند (۸۹). Cheng و همکاران (۲۰۲۱) با بررسی MPs پلی‌اتیلن با چگالی بالا (HDPE) و پلی‌پروپیلن (PP)، متوجه تأثیرات منفی قابل توجهی بر تنوع و جمعیت باکتری‌های خاک شدند (۹۰). MPs

تماس گرم‌های خاکی با روی را بالا ببرند به‌ویژه در خاک‌های اسیدی که حلالیت فلزات سنگین مانند روی بیشتر است. این اثر از طریق جذب و آزادسازی یون‌های فلزات سنگین توسط MPs رخ می‌دهد، که ممکن است به عنوان حامل فلزات سنگین عمل کرده و آن‌ها را در تماس با گرم‌های خاکی قرار دهد، اما اطلاعات کمی در مورد آسیب‌های احتمالی آن برای گرم‌های خاکی موجود است (۷۸). لذا تحقیقات بیشتر در خصوص واکنش چرخه‌های غذایی خاک به MPs ضروری به نظر می‌رسد.

اثرات MPs بر خواص خاک بسته به نوع MPs متفاوت است (۷۹، ۸۰ و ۸۱). در میان گونه‌های مختلف MPs، پلی‌اتیلن (PE) و پلی‌پروپیلن (PP) به عنوان رایج‌ترین انواع پلاستیک‌های مورد بررسی در مطالعات تجربی و زیست‌محیطی معرفی شده‌اند، که این امر عمدتاً به دلیل کاربرد گسترده آن‌ها در محصولات مصرفی و احتمال بالای ورودشان به اکوسیستم‌های خاکی است (۸۲، ۸۳ و ۸۴). یافته‌های این مطالعات نشان می‌دهند که MPs مذکور قادرند خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک را دستخوش تغییر کرده، بر زیست‌فراهمی عناصر غذایی و فلزات سنگین اثرگذار باشند و به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم موجودات خاکزی نظیر گرم‌های خاکی را تحت تأثیر قرار دهند. با وجود حجم قابل توجه پژوهش‌ها در این زمینه، بررسی‌های جامع‌تری در خصوص انواع دیگر میکروپلاستیک‌ها، که تاکنون کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند، برای ارزیابی دقیق‌تر اثرات بالقوه آن‌ها بر سلامت خاک و موجودات زنده ضروری به نظر می‌رسد.

MPs می‌توانند محیط مناسبی برای افزایش ترشحات ریشه و بهبود رشد گیاهان ایجاد کنند (۸۵)، چرا که با تغییر در ویژگی‌های فیزیکی خاک، از جمله کاهش تراکم و افزایش تخلخل و تهویه، شرایط بهتری برای

می‌توانند تغییرات قابل توجهی در ساختار خاک ایجاد کرده و ترکیب میکروبی آن را تحت تأثیر قرار دهند (۹۱). علاوه بر این، مواد سمی مختلف مانند آلاینده‌های آلی پایدار و فلزات سنگین موجود در پلاستیک‌های پلیمری، تأثیر منفی بر ساختار، تنوع و عملکرد جوامع باکتریایی خاک می‌گذارند (۹۲). همچنین MPs می‌توانند از طریق مکانیسم‌های متنوعی به میکروارگانیسم‌ها آسیب رسانده و باعث ایجاد فشار فیزیکی و شیمیایی مستقیم بر سلول‌های میکروبی شوند که این امر می‌تواند به اختلال در یکپارچگی ساختاری و عملکردی آن‌ها منجر شود (۹۳). این ذرات به عنوان سطوح جدید در خاک عمل کرده و رقابت برای زیستگاه میکروبی را افزایش داده و موجب تغییر در نحوه استقرار جامعه میکروبی می‌شوند (۹۴). علاوه بر آن، حضور MPs ممکن است روابط همزیستی موجود در خاک، به ویژه ارتباط با قارچ‌های میکوریزا، را مختل کند که این امر می‌تواند کارایی جذب مواد مغذی توسط گیاهان را تحت تأثیر قرار دهد (۹۵). در نهایت، شواهد نشان می‌دهند که MPs می‌توانند فعالیت آنزیم‌های کلیدی مانند دهیدروژناز و فسفاتاز را کاهش داده و موجب تغییر در بیان ژن‌های مربوط به فرایندهای متابولیکی میکروبی شوند (۹۶). این اثرات می‌تواند به کاهش تنوع زیستی، اختلال در چرخه‌های تغذیه‌ای خاک و تضعیف عملکرد کلی اکوسیستم خاک در بلندمدت منجر شود. به طور خاص، میکروپلاستیک‌های PVC و PE می‌توانند تنوع باکتریایی خاک را کاهش دهند (۹۶). MPs قادرند جمعیت باکتری‌های خاک به‌ویژه باکتری‌های گرم مثبت مانند فیرمیکوت‌ها (Firmicutes) و باکتری‌های گرم منفی مانند باکترئیدها (Bacteroidetes) و ژماتیمونادتها (Gemmatimonadetes) را در خاک شالیزار کاهش دهند (۵۵). این کاهش جمعیت میکروبی به دلیل فشار

فیزیکی و شیمیایی مستقیم MPs بر سلول‌های میکروبی است که منجر به اختلال در ساختار و عملکرد آن‌ها می‌شود. علاوه بر این، ذرات MPs به‌عنوان سطوح جدید در خاک عمل کرده و رقابت برای منابع محدود میکروبی را تشدید می‌کنند (۹۳). به علاوه، مواد سمی آزاد شده از پلاستیک‌های پلیمری می‌توانند آسیب‌های جدی به محیط زیست میکروبی وارد کرده و عملکرد میکروبی خاک را تحت تأثیر منفی قرار دهند (۹۴). همچنین MPs پلی‌اتیلن (PE) با کاهش تعداد ارتباطات بین گروه‌های میکروبی که شامل تعاملات همزیستی، رقابت و تبادل متابولیک بین میکروب‌هاست، شبکه‌های باکتریایی ساده‌تری ایجاد کرده و در نتیجه پایداری جوامع میکروبی را کاهش می‌دهند (۹۷). MPs به ویژه در غلظت ۲٪، می‌توانند با ایجاد فشار فیزیکی و شیمیایی بر سلول‌های میکروبی، رقابت برای منابع، و تغییر در ساختار خاک، زیستگاه طبیعی باکتری‌ها را مختل کنند. این عوامل منجر به حذف برخی گونه‌های حساس و کاهش تنوع و تعداد کل گونه‌ها در جوامع میکروبی می‌شوند (۷۴ و ۴۶). افزایش غلظت MPs می‌تواند تأثیرات منفی بیشتری بر اکوسیستم‌های میکروبی بگذارد، به‌طوری که تنها برای گونه‌های مقاوم قابل تحمل باشد و این خود به محدود شدن تنوع زیستی منجر می‌شود (۹۸). در واقع، شرایط تغییر یافته در حضور MPs ممکن است باعث کاهش دسترسی میکروارگانیسم‌ها به منابع غذایی شده و فعالیت‌های متابولیکی آن‌ها را مختل کند. این تأثیرات می‌تواند به کاهش شدیدتر نرخ تنفس میکروبی و تغییر در عملکرد، جمعیت و تنوع میکروبی خاک منجر شود (۹۹ و ۱۰۰) جودی و همکاران (۲۰۱۹) نشان دادند که افزودن میکروپلاستیک‌ها باعث کاهش قابل توجه نرخ تنفس میکروبی شده است (۹۹) که می‌تواند نشان‌دهنده تغییر در عملکرد، جمعیت و تنوع

خاک‌ها را که تحت تأثیر نوع زباله‌های MPs و اکوسیستم‌های مرتبط قرار دارند، تأکید می‌کنند. در مجموع MPs به‌طور عمده بر ویژگی‌های زیستی خاک تأثیرات منفی می‌گذارند. این ذرات می‌توانند تنوع میکروبی خاک را کاهش داده، عملکرد میکروارگانیسم‌ها را مختل کرده و بر سلول‌های میکروبی فشار فیزیکی و شیمیایی وارد کنند. همچنین، مواد سمی موجود در پلاستیک‌ها می‌توانند به اکوسیستم میکروبی آسیب رسانده و فرایندهای متابولیسمی خاک را دچار اختلال کنند. در حالی که پلیمرهای زیست‌تخریب‌پذیر مانند PLA و PBS تأثیرات کمتری بر خاک دارند، پلیمرهای با پایداری بیشتر مثل PE و PS به دلیل ماندگاری طولانی‌مدت، اثرات منفی چشم‌گیرتری بر عملکرد اکوسیستم‌های خاک دارند.

۳- تأثیر MPs بر عملکرد اکولوژیکی خاک‌های کشاورزی: آلودگی MPs در خاک‌های کشاورزی باعث انسداد ریشه‌ها و کاهش جذب آب و مواد غذایی و در نتیجه کاهش عملکرد و حاصلخیزی خاک می‌شود (۱۰۴ و ۱۰۵). MPs همچنین باعث استرس اکسیداتیو در گیاهان می‌شوند که به سلول‌های آن‌ها آسیب می‌زند و کیفیت محصولات را کاهش می‌دهد (۱۰۶). این آلودگی تهدیدی برای امنیت غذایی و سلامت انسان در سطح جهانی است. جدول ۱ تعدادی از مطالعات صورت گرفته در خصوص تأثیر MPs بر اکوسیستم‌های خاکی را نشان می‌دهد.

میکروبی خاک باشد (۱۶). با توجه به وسعت آلودگی و پایداری MPs، ضروری است که پیامدهای بالقوه حضور آن‌ها در خاک به ویژه برای میکروبیوتای خاک را بیشتر مورد بررسی قرار گیرد (۱۰۰).

سون و همکاران (۲۰۲۲ب) مشاهده کردند که تأثیر پلی‌اتیلن (PE) و پلی‌استایرن (PS) بر تنوع گونه‌ای میکروارگانیسم‌ها بیشتر از تأثیر بر عملکرد آن‌ها است (۱۰۱). در پژوهشی دیگر، نشان داده شد که افزودن اسید پلی‌لاکتیک (PLA) و پلی‌بوتیلن سوکینات (PBS) می‌تواند عملکرد چندگانه اکوسیستم خاک شامل فرایندهای بیوژئوشیمیایی مانند تجزیه مواد آلی، چرخه مواد مغذی، و حفظ ساختار خاک را افزایش دهد (۱۰۱). با این حال، مقایسه اثر این پلیمرهای زیست‌تخریب‌پذیر PLA و PBS با پلیمرهای پایداری مانند PE و PS به دلیل تفاوت‌های عمده در تجزیه‌پذیری و ماندگاری در محیط، باید با احتیاط انجام شود. در حالی که PLA و PBS به‌طور طبیعی در محیط تجزیه می‌شوند و اثرات منفی کمتری بر تنوع میکروبی دارند، PE و PS به دلیل ماندگاری طولانی‌مدت خود می‌توانند باعث تجمع و ایجاد فشارهای شیمیایی و فیزیکی بر میکروارگانیسم‌ها شوند که در نهایت به کاهش تنوع و عملکرد اکوسیستم‌ها منجر می‌شود (۱۰۲). همچنین، شیا و همکاران (۲۰۲۳) نشان دادند که MPs می‌توانند ایجاد تغییر در جمعیت باکتریایی در شالیزارها، فرآیند معدنی شدن کربن آلی را افزایش دهند (۱۰۳). این یافته‌ها تأثیرات متنوع MPs بر جوامع میکروبی

جدول ۲- نحوه تأثیر MPs بر خاک و نوع MPs مورد مطالعه.

Table 2. How microplastics affect soil and the type of microplastics studies.

منابع مرتبط	نحوه تأثیر MPs بر خاک	نوع MPs
Related references	How microplastics affect soil	Type of microplastics
(۹، ۷۶ و ۱۶)	تخریب خاکدانه‌ها و کاهش پایداری ساختاری خاک	پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن

(PP)	Destruction of soil aggregates and reduction of soil structural stability	
پلی اتیلن کم چگالی (LDPE)، پلی استایرن (PS)	کاهش ظرفیت نگهداشت رطوبت و نفوذپذیری خاک در اثر تجمع میکروپلاستیک ها در منافذ خاک Reduction in soil moisture retention capacity and permeability due to the accumulation of microplastics in soil pores	(۹، ۶۶ و ۱۰۷)
پلی اتیلن (PE)، پلی استایرن (PS)	افزایش نرخ تنفس میکروبی و انتشار CO2 از خاک به دلیل تعاملات با میکروپلاستیک ها و در نهایت تأثیر بر چرخه کربن خاک و افزایش انتشار گازهای گلخانه ای Increased microbial respiration rates and CO2 release from soil due to interactions with microplastics, ultimately affecting the soil carbon cycle and increasing greenhouse gas emissions.	(۷۰، ۱۰۸ و ۲۳)
پلی پروپیلن (PP)، نایلون (Nylon)	کاهش دسترسی به نیتروژن و فسفر در خاک به علت مهار فعالیت آنزیم های خاک و اختلال در چرخه نیتروژن و فسفر خاک Reduced availability of nitrogen and phosphorus in the soil due to inhibition of soil enzyme activity and disruption of the soil nitrogen and phosphorus cycle	(۶۹، ۱۰۷، ۷۷ و ۷۴)
پلی اتیلن ترفتالات (PET)، پلی وینیل کلراید (PVC)	انتقال آلاینده های شیمیایی مانند فلزات سنگین و دیوکسین ها به خاک از طریق میکروپلاستیک ها Transfer of chemical pollutants such as heavy metals and dioxins to soil through microplastics	(۳۷، ۳۶، ۱۰۹ و ۱۰۰)
پلی اتیلن (PE)، پلی استایرن (PS)	کاهش تنوع زیستی میکروارگانیسم ها و تغییر در ساختار جوامع میکروبی خاک Reduction in the biodiversity of microorganisms and changes in the structure of soil microbial communities	(۲۹، ۹۰ و ۱۶)
پلی استایرن (PS)، پلی وینیل کلراید (PVC)	افزایش زیست فراهمی آلاینده ها و آسیب به میکروارگانیسم ها Increasing the bioavailability of pollutants and damage to microorganisms	(۹۶ و ۱۱۰)
پلی اتیلن با چگالی بالا (HDPE)، پلی پروپیلن (PP)	تأثیرات منفی بر تنوع و عملکرد باکتری های خاک Negative impacts on soil bacterial diversity and function	(۸۹، ۹۲ و ۹۰)
پلی بوتیلن آدیپات-کو ترفتالات (PBAT)، پلی اتیلن ترفتالات (PET)	افزایش قابلیت جذب آلاینده ها توسط سطح میکروپلاستیک ها Increasing the ability of microplastic surfaces to absorb pollutants	(۱۰۹، ۳۶ و ۱۶)
پلی وینیل کلراید (PVC)، پلی استایرن (PS)، پلی اتیلن ترفتالات (PET)	اثرات چندجانبه بر ویژگی های فیزیکوشیمیایی خاک از جمله تغییر ساختار و افزایش تنش های اکوسیستمی Multifaceted effects on soil physicochemical properties, including structural changes and increased ecosystem stresses	(۵۶، ۲۸ و ۵۰)
پلی استایرن (PS)، پلی اتیلن ترفتالات (PET)	تغییر فعالیت های میکروبی در نتیجه تماس با آلاینده های موجود در میکروپلاستیک ها Changes in microbial activity as a result of contact with contaminants in microplastics	(۳۰ و ۳۱)
پلی استایرن (PS)، پلی پروپیلن (PP)	کاهش حاصلخیزی و ایجاد تنش اکسیداتیو در گیاهان به دلیل تجمع میکروپلاستیک ها در خاک کشاورزی Reduced fertility and oxidative stress in plants due to the accumulation of microplastics in agricultural soil	(۱ و ۱۰۴)

۳-۱- تأثیر MPs بر رشد گیاهان زراعی: MPs بر محصولات مختلف زراعی، به ویژه محصولات اصلی مانند گندم، ذرت و برنج اثرات قابل توجهی دارند که شامل تغییر در خصوصیات ریشه مانند طول ریشه، قطر میانگین، کل سطح ریشه و تراکم بافت ریشه است. جوانه‌زنی و زیست‌توده اندام‌های هوایی نیز تحت تأثیر MPs قرار گرفته‌اند که در محصولات مختلف، متفاوت بوده است (۱۱۰). به عنوان مثال، در مطالعه صورت گرفته بر تأثیر MPs بر نهال برنج، مشخص شد که MPs به دلیل خاصیت آبریزی روی سطح ریشه جذب می‌شوند و این امر موجب کاهش تعرق و مهار فعالیت ریشه می‌گردد (۱۱۱). در مورد محصولات اقتصادی مانند سبزیجات و میوه‌ها شامل کاهو، گوجه‌فرنگی، لوبیا، پیاز، خیار و تربچه، مطالعات متنوعی انجام شده است (جدول ۳).

نتایج مطالعات انجام شده نشان داده است که پاسخ‌های فیزیولوژیکی این گیاهان به MPs بسیار متفاوت است. به عنوان مثال کاهو (*Lactuca sativa*) واکنش‌های متفاوتی به اندازه ذرات مختلف PVC و غلظت‌های مختلف آن نشان داده است. همچنین، تحت تیمار پلی‌آمید (PA)، بیوماس ساقه پیاز به طور قابل توجهی کاهش یافت، اما تحت تیمار میکروفیبرهای پلی‌اتر سولفون (PES) تقریباً دو برابر شد (۱۰۵). در محصولاتی مانند باقلا و گوجه‌فرنگی، کاهش و تأخیر در تشکیل میوه مشاهده شده است (۸۰). با توجه به این که غلظت‌های MPs استفاده شده در برخی آزمایش‌ها بالاتر از مقادیر واقعی در محیط‌های کشاورزی بوده، در مطالعات آتی غلظت‌های واقعی‌تر باید در نظر گرفته شوند (۲۵).

جدول ۳- تعدادی از مطالعات انجام شده در خصوص تأثیر MPs بر گیاهان خوراکی.

Table 3. Some studies on the effects of microplastics on edible plants.

منبع	پاسخ فیزیولوژیک گیاه	اثرات میکروپلاستیک بر گیاه	نوع گیاه	میکروپلاستیک	غلظت (% w/w)	نوع میکروپلاستیک
(۱۱۲)	کاهش فعالیت آنتی‌اکسیدانی (کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز)، تغییر متابولیسم کربوهیدرات‌ها	کاهش رشد ریشه، اختلال در جذب آب	توت‌فرو گی	0.5-1	(PE) پلی‌اتیلن	
(۱۱۳)	تغییر (MDA) افزایش مالون‌دی‌آلدهید (SOD) فعالیت سوپراکسید دیسموتاز	کاهش زیست‌توده، اختلال در رشد	کاهو	0.1	(PE) پلی‌اتیلن	
(۱۱۴)	افزایش (H ₂ O ₂) افزایش پراکسید هیدروژن POD و SOD فعالیت	کاهش رشد ریشه و ساقه، کاهش کلروفیل	تنباکو	0.1-0.5	(PS) پلی‌استایرن	
(۱۱۵)	اختلال در فتوسنتز، تغییر بیان ژن‌های مرتبط با استرس، اختلال در متابولیسم آمینواسیدها	کاهش شدید رشد، سمیت سلولی	کاهو	0.25	پلی‌استایرن مثبت (+PS)	
(۱۱۶)	کاهش فعالیت آنزیم‌های MDA افزایش آنتی‌اکسیدان	کاهش رشد در شرایط ترکیبی (با نمک)	ذرت	0.2	(PE) پلی‌اتیلن	
(۱۱۷)	(N, P, K, Mg) کاهش جذب عناصر اختلال در فتوسنتز	کاهش رشد، کاهش کلروفیل	کدو	5	(PE) پلی‌اتیلن	
(۱۱۸)	کاهش محتوای POD و SOD افزایش کلروفیل	کاهش طول ریشه، کاهش زیست‌توده	خیار	0.05	(PS, PE, PP) مخلوط	

(۱۱۹)	، تغییر بیان ژن‌های مرتبط با ROS افزایش استرس	کاهش رشد، کاهش فتوسنتز	گندم سیاه	0.1	(PE) پلی اتیلن
(۱۲۰)	اختلال در متابولیسم کربوهیدرات‌ها و اسیدهای آلی	کاهش ارتفاع گیاه، کاهش زیست‌توده	برنج	0.1	(PS) پلی استایرن
(۱۲۱)	تغییر فعالیت نیترات ردوکتاز، کاهش جذب نیترات	کاهش رشد، کاهش محتوای نیتروژن	ذرت	1-5	پلی وینیل کلراید (PVC)
(۱۲۲)	تغییر فعالیت آنزیم‌های خاک، تغییر تنفس میکروبی	کاهش فتوسنتز، تغییر میکروب‌های ریزوسفر	کلم چینی		نانو/میکروپلاستیک‌ها
(۱۲۳)	SOD و افزایش پرولین، افزایش فعالیت CAT	کاهش رشد ساقه، کاهش کلروفیل	توت‌سید	0.1-0.5	(PE) پلی اتیلن
(۱۲۴)	اختلال در هموستازی ردوکس، تغییر متابولیسم کربوهیدرات‌ها، اختلال در شبکه هورمونی	کاهش رشد، استرس اکسیداتیو	جو	0.1	(PS) پلی استایرن
(۱۲۵)	II، کاهش آسیب فتوسیستم ROS کاهش	کاهش سمیت فلورفنیکل (اثر ترکیبی)	برنج	0.05	(PS) پلی استایرن
(۱۲۶)	، آسیب SOD/CAT، کاهش MDA افزایش غشای سلولی	کاهش رشد برگ، کلروز	خیار	0.01	پلی استایرن نانوذرات (100 nm)
(۱۲۷)	تغییر بیان ژن‌های مرتبط با استرس، اختلال در جذب عناصر	کاهش رشد ریشه، کاهش عملکرد دانه	برنج	0.5	و (PE) پلی اتیلن زیست تجزیه پذیر
(۱۲۸)	، تخریب پیگمان‌های Fv/Fm کاهش فتوسنتزی	کاهش شدید فتوسنتز در شرایط ترکیبی	خیار	0.05	(PS + DnOP) مخلوط
(۱۲۹)	کاهش محتوای آب برگ، افزایش نفوذپذیری غشا	کاهش رشد، تغییر خصوصیات خاک	پنبه	1-5	(PE) پلی اتیلن
(۱۳۰)	(NR) مهار فعالیت آنزیم‌های نیترات ردوکتاز ، اختلال در (GS) و گلوتامین سنتتاز متابولیسم نیتروژن	کاهش جذب نیترات، کاهش رشد	گندم	0.1-1	(PE) پلی اتیلن

۳-۲- تأثیر MPs بر ذخیره‌ی کربن و چرخه‌ی

نیتروژن: MPs مانند پلی‌استایرن و پلی‌اتیلن که دارای بیش از ۸۰٪ کربن هستند (۷۰)، می‌توانند بر چرخه کربن خاک تأثیرگذار باشند (۱۶). اگرچه این پلیمرها دارای محتوای بالای ربن هستند، اما به دلیل ساختار پلیمری پایدار و سرعت تجزیه بسیار پایین، کربن موجود در آنها مستقیماً وارد چرخه زیستی خاک نمی‌شود و برای میکروارگانیسم‌ها کمتر قابل استفاده

است؛ در نتیجه، نقش آنها در چرخه کربن عمدتاً غیرمستقیم بوده و از طریق تأثیر بر زیست‌توده میکروبی، تنفس خاک و فعالیت آنزیمی اعمال می‌شود (۷۰ و ۱۰۰).

برخی پژوهش‌ها بیان کرده‌اند که MPs با ایجاد سطوح متخلخل، امکان استقرار بیشتر میکروب‌ها را فراهم کرده و ممکن است نرخ تنفس میکروبی را افزایش دهند (۱۳۲)، اما مطالعاتی دیگر کاهش قابل توجه این نرخ را گزارش کرده‌اند که می‌تواند ناشی از اختلال در

شرایط تهویه‌ای نامناسب شود که با تأثیر بر میکروارگانیسم‌های دنیتریفیکاسیون، راندمان این فرایند را کاهش داده و تولید گازهای گلخانه‌ای مانند N_2O را افزایش می‌دهد (Gao et al., 2021). (۱۰۷). تجمع MPs در خاک، با ایجاد اختلال در ساختار فیزیکی و کاهش تهویه، شرایط زیستی نامطلوبی برای میکروارگانیسم‌های دنیتریفیکاسیون فراهم می‌کند و این امر موجب کاهش راندمان این فرایند و افزایش تولید گازهای گلخانه‌ای، به‌ویژه نیتروساکسید (N_2O) می‌شود (۱۰۷).

MPs با تشدید دنیتریفیکاسیون ناقص، سهم گازهای مضر مانند N_2O را در خروجی افزایش می‌دهند، در حالی که در دنیتریفیکاسیون کامل، نترات به گاز بی‌ضرر N_2 تبدیل می‌شود (۱۳۶ و ۱۳۷). بنابراین، حضور MPs می‌تواند به‌طور مستقیم بر چرخه نیتروژن و شدت تغییرات اقلیمی تأثیرگذار باشد (۱۳۸). همچنین MPs می‌توانند از طریق ایجاد شرایط نامساعد فیزیکی در خاک و محدود کردن شرایط رشدی باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک، فرآیند نیتریفیکاسیون را کند کنند (۱۰۷). برای کاهش این اثرات، مدیریت آلاینده‌گی MPs در خاک و آب ضروری است. از جمله راهکارهای مدیریتی می‌توان به کاهش ورودی پلاستیک‌ها به خاک از طریق محدود کردن استفاده از کودهای آلی آلوده (Ng et al., 2020)، به‌کارگیری فیلم‌های زیست‌تخریب‌پذیر در کشاورزی (۱۳۹)، بهبود فرایندهای تصفیه فاضلاب جهت حذف MPs (۱۴۰)، و ارتقای سیستم‌های بازیافت پسماندهای پلاستیکی در مزارع اشاره کرد. همچنین پایش منظم میزان آلودگی MPs در خاک‌های کشاورزی و آموزش کشاورزان درباره پیامدهای زیست‌محیطی این آلاینده‌ها می‌تواند نقش مهمی در کاهش خطرات ناشی از آنها ایفا کند (۹۱).

فعالیت، ساختار و تنوع میکروبی در اثر حضور میکروپلاستیک‌ها باشد (۹۹ و ۱۶). این تفاوت‌ها احتمالاً به نوع پلیمر، غلظت مصرفی، مدت زمان قرارگیری در خاک و شرایط فیزیکی و شیمیایی محیط بستگی دارد که جهت و شدت اثر MPs را بر فرندها زیستی خاک تعیین می‌کند.

مطالعات نشان داده که MPs می‌توانند انتشار CO_2 از خاک را به طور قابل توجهی افزایش دهند که در نهایت باعث افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک می‌شوند (جدول ۳). در پژوهشی نشان داده شد که انتشار CO_2 از خاک تیمار شده با LDPE، به میزان هفت تا هشت برابر بیشتر از خاک شاهد بوده است (۱۳۳). این افزایش عمدتاً ناشی از تغییر در ترکیب و فعالیت جوامع میکروبی خاک است؛ به‌گونه‌ای که وجود MPs باعث تحریک رشد برخی میکروارگانیسم‌ها و افزایش تجزیه مواد آلی می‌شود. همچنین LDPE با تغییر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، از جمله افزایش هدایت الکتریکی و تغییر در pH و دسترسی مواد مغذی، شرایط مناسبی برای فعالیت‌های میکروبی فراهم می‌کند که در نهایت به افزایش نرخ تنفس میکروبی و تولید CO_2 منجر می‌گردد (۱۳۳). MPs همچنین می‌توانند بر ژنوم میکروارگانیسم‌های تجزیه‌کننده کربن تأثیر بگذارند و اثرات مختلفی را بر اساس نوع پلاستیک نشان دهند. مثلاً LDPE بر تجزیه سلولز تأثیر دارد در حالی که بر روی پلی‌استر چنین اثری ندارد (۹۴، ۱۳۴ و ۱۱۰).

تغییر شرایط زیست‌محیطی خاک، اختلال در میکروبیوم و انتقال آلاینده‌ها توسط MPs می‌تواند بر فرایندهای کلیدی چرخه نیتروژن مانند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون تأثیر منفی بگذارد (جدول ۳). این اثرات ممکن است منجر به کاهش کارایی چرخه نیتروژن و افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای شوند (۱۳۵). تجمع MPs در خاک ممکن است باعث ایجاد

جدول ۴- تعدادی از مطالعات انجام شده درباره تأثیر MPs بر ذخیره کربن و چرخه نیتروژن.

Table 4. A number of studies on the effect of microplastics on carbon storage and nitrogen cycle.

منبع	عنوان مقاله	تأثیرات	غلظت	نوع میکروپلاستیک
(۱۴۲)	Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage	افزایش انتشار CO ₂ و کاهش پایداری کربن در خاک	1% w/w	پلی اتیلن (PE)
(۱۱۰)	Effects of microplastics on soil carbon dioxide emissions and the microbial functional genes involved in organic carbon decomposition in agricultural soil	کاهش تشکیل تجمعات خاک و تخریب چرخه کربن	0.5%	پلی استایرن (PS)
(۱۴۳)	Can microplastics mediate soil properties, plant growth and carbon/nitrogen turnover in the terrestrial ecosystem?	افزایش کربن فعال خاک و فعالیت میکروبی	2%	پلیمرهای زیست تخریب پذیر
(۱۴۴)	Effects of microplastics on denitrification and associated N ₂ O emission in estuarine and coastal sediments: insights from interactions between sulfate reducers and denitrifiers	کاهش کارایی تثبیت نیتروژن	5%	پلی پروپیلن (PP)
(۱۴۵)	Microplastic presence significantly alters soil nitrogen transformation and decreases nitrogen bioavailability under contrasting temperatures	تغییر در pH خاک و کاهش فعالیت‌های بیوشیمیایی	3%	الیاف تابر
(۱۴۶)	Interactive effects of microplastics, biochar, and earthworms on CO ₂ and N ₂ O emissions and microbial functional genes in vegetable-growing soil	تغییر در ساختار خاک و افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای	1%	پلاستیک ترکیبی
(۱۴۷)	New insights into the photo-degraded polystyrene microplastic: Effect on the release of volatile organic compounds	کاهش نرخ تجزیه مواد آلی و تأثیرات منفی بر تثبیت نیتروژن	0.2%	پلی وینیل کلراید (PVC)
(۱۴۸)	Effects of microplastics and carbon nanotubes on soil geochemical properties and bacterial communities	افزایش فعالیت میکروبی و کاهش نیتروژن معدنی	1%	پلی لاکتیک اسید (PLA)
(۱۲۴)	Ecotoxicological effects of different size ranges of industrial-grade polyethylene and polypropylene microplastics on earthworms <i>Eisenia fetida</i>	تغییر در تنوع زیستی خاک و کاهش کربن آلی	0.5%	پلی اتیلن گلیکول (PEG)
(۱۴۹)	Microplastics increase soil pH and decrease microbial activities as a function of microplastic shape, polymer type, and exposure time	افزایش ناپایداری خاک و کاهش ذخیره کربن	3%	پلی کربنات (PC)
(۱۵۰)	Plant Cadmium Toxicity and Biomarkers Are Differentially Modulated by Degradable and Nondegradable Microplastics in Soil	افزایش مواد آلی محلول و تشکیل ترکیبات آروماتیک	7-28%	پلی پروپیلن (PP)
(۱۵۱)	The photo-redox of chromium regulated by microplastics (MPs) and MPs-derived dissolved organic matter (MPs-DOM) and the CO ₂ emission of MPs-DOM	تغییر ترکیب مواد آلی محلول (DOM) و افزایش لابلت آن	1%	پلی استایرن (PS)
(۱۰۲)	Biodegradable microplastics enhance soil microbial network complexity and ecological	تغییر فعالیت میکروبی و	0.5-1%	پلی لاکتیک اسید (PLA)

stochasticity		بهبود قابلیت دسترسی مواد آلی	
(۱۵۲)	Fate of plastic film residues in agro-ecosystem and its effects on aggregate-associated soil carbon and nitrogen stocks	کاهش محتوای کربن آلی خاک (SOC) و تأثیر بر ساختار تجمعات خاک	پلی اتیلن سبک (LDPE) 0.01-1%
(۱۵۳)	Addition of biodegradable microplastics alters the quantity and chemodiversity of dissolved organic matter in latosol	افزایش آروماتیک بودن و تغییر در وزن مولکولی DOM	PBAT 5-10%
(۱۵۴)	Critical effect of biodegradation on long-term microplastic weathering in sediment environments: a systematic review	کاهش تشکیل تجمعات خاک و افزایش انتشار CO ₂	پلی وینیل کلراید (PVC) 0.2%
(۱۰۳)	Effects of microplastics on soil carbon mineralization: the crucial role of oxygen dynamics and electron transfer	تغییرات ساختاری خاک و کاهش توان تثبیت نیتروژن	میکروپلاستیک‌های ترکیبی 3%
(۱۵۵)	Effects of microplastics on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in the context of straw incorporation: a comparison with different types of soil	تأثیر منفی بر فعالیت میکروبی و کاهش نیتروژن معدنی	الیاف پلاستیک 0.05-0.1%
(۱۵۶)	Effect of polylactic acid microplastics on soil properties, soil microbes and plant growth	افزایش MBC و SOC در خاک	PBS و PLA 0.1-10%

را تشکیل می‌دهند (۱۶۱). پیش‌بینی شده بود که تا سال ۲۰۲۴ تولید بیوپلاستیک‌ها به حدود ۲,۴۷ میلیون تن در سطح جهانی افزایش یابد (۱۶۲). بسیاری از انواع بیوپلاستیک‌ها در شرایط مناسب تجزیه می‌شوند؛ با این حال، تجزیه ۱۰۰٪ فقط در حضور کمپوست‌های مصنوعی امکان‌پذیر است. تجزیه بیوپلاستیک‌ها معمولاً ناقص است و منجر به تولید مقدار قابل توجهی MPs در محیط طبیعی می‌شود (۱۶۳). در پژوهشی اثر فیلم‌های بیوپلاستیک که نوعی از پلاستیک‌های نازک و انعطاف‌پذیر هستند که از منابع زیست پایه (مانند نشاسته، ذرت، نیشکر یا سیب زمینی) یا مواد زیست تخریب پذیر ساخته می‌شوند بر ویژگی‌های خاک و محصولات در طول فصل رشد مورد مطالعه قرار گرفته است (۱۵۷). نتایج نشان داده که فرایند تجزیه فیلم‌های بیوپلاستیک به اندازه‌ای سریع است که نمی‌تواند در اواخر فصل رشد تأثیر بگذارد (۷۳ و ۱۶۴). با این حال محققان گزارش داده‌اند که در طول دوره کاربرد مالچ‌های بیوپلاستیک،

۴- مالچ‌های بیوپلاستیک: اخیراً بیوپلاستیک‌ها (BP) که برای نخستین بار در دهه ۱۹۷۰ سنتز شدند به عنوان یک جایگزین مناسب برای مالچ‌های پلاستیکی پلی اتیلن در نظر گرفته شده‌اند (۱۵۷، ۱۵۸ و ۱۵۹). انجمن مواد و آزمون آمریکا (ASTM) در سال ۲۰۱۲ بیوپلاستیک را به عنوان ماده‌ای طبیعی تعریف کرد که می‌تواند توسط میکروارگانیسم‌ها تجزیه شده و به دی‌اکسید کربن (CO₂)، آب (H₂O) و زیست‌توده در شرایط هوازی تبدیل شود (۱۶۰). تقاضا برای استفاده از بیوپلاستیک‌ها در صنعت بسته‌بندی و کشاورزی در حال افزایش است. بیوپلاستیک‌ها (مانند پلی‌هیدروکسی بوتیرات (PHB)، پلی‌بوتیلن ساکنات، پلی‌کاپرولاکتون (PCL)، پلی‌هیدروکسی الکانات (PHA)، پلی‌بوتیلن آدیپات-کوتره‌فتالات (PBAT)، اسید پلی‌لاکتیک (PLA)، پلی‌گلیکولید و ترکیب‌های پایه نشاسته) حدود ۱٪ از ۳۵۹ میلیون تن مواد پلاستیکی تولید شده در هر سال

استرهای فتالات که در تولید پلاستیک به عنوان نرم‌کننده استفاده می‌شوند (۱۶۵)، به طور مداوم آزاد می‌شوند و باعث آلاینده‌گی خاک شده که این امر تهدیدی برای محیط خاک و امنیت غذایی به وجود می‌آورد (۱۶۶ و ۱۶۷).

استفاده از مواد زیست‌تجزیه‌پذیر که موجب کاهش استحکام کششی فیلم‌ها می‌شود یکی از ایراداتی است که در توسعه فناوری فیلم‌های کشاورزی بیوپلاستیک وجود دارد (۱۶۸). MPs زیست‌تجزیه‌پذیر دارای ویژگی‌هایی نظیر خاصیت آبگریز قوی و تحرک بالا هستند؛ بنابراین قادرند با مواد شیمیایی آلی مانند PCBs، PAHs، دی‌پنیل اترهای پلی‌برمینه و نونیل فنول اتیوکسیله پیوند تشکیل دهند (۱۶۹، ۱۷۰، ۱۷۱ و ۱۷۲). شروتی و همکاران (۲۰۱۹) دریافتند که ظرفیت‌های جذب و دفع پلی‌بوتیلن آدیپات-کوتره‌فتالات (PBAT) بیشتر از سایر انواع میکروپلاستیک‌ها است (۱۰۹). این محققان همچنین دریافتند که MPs زیست‌تجزیه‌پذیر در مقایسه با MPs معمولی غیر زیست‌تجزیه‌پذیر، به عنوان ناقل برای ماده شیمیایی فنانترن عمل می‌کنند (۱۰۹). مطالعات سم‌شناسی نشان داده‌اند که هم بیوپلاستیک‌ها و هم MPs معمولی تأثیرات سمی مشابهی بر روی موجودات دارند (۱۷۳).

۵- نتیجه‌گیری: امروزه MPs به‌عنوان آلاینده‌های جدید و پایدار شناخته شده‌اند که توجه جهانی را به

آلودگی خاک جلب کرده‌اند. فعالیت‌های متعدد انسانی، از جمله دفع لجن‌های فاضلاب، مالچ‌پاشی پلاستیکی، زباله‌های خانگی و صنعتی، بارندگی و کوددهی مبتنی بر کمپوست، منابع مهمی هستند که منجر به آلودگی MPs در محیط‌های خاکی می‌شوند. MPs می‌توانند از طریق مکانیزم‌های بیولوژیکی و فیزیکی در خاک منتقل شده و حرکت آن‌ها تحت تأثیر عواملی مانند ویژگی‌های خود MPs، خصوصیات اکوسیستم خاک و فعالیت‌های کشاورزی قرار دارد. MPs اثرات مستقیم و غیرمستقیم در جوامع میکروبی و ویژگی‌های خاک‌های کشاورزی دارند. آن‌ها به‌عنوان حامل میکروآلاینده‌ها (مانند فلزات سنگین، بقایای داروها و آنتی بیوتیک‌ها، مواد شیمیایی حاصل از آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها) عمل کرده و انتقال آن‌ها به بیوتای خاک را تسهیل می‌کنند و این امر باعث به خطر افتادن اکوسیستم‌های خاک می‌شود. با توجه به نقش حیاتی سیستم‌های کشاورزی در تولید غذا، بررسی پیامدهای زیست‌محیطی میکروپلاستیک‌ها در مزارع ضروری است. این ارزیابی‌ها برای درک هرگونه تأثیر منفی بالقوه که می‌تواند رفاه و پایداری نسل‌های آینده را به خطر بیندازد، حائز اهمیت است. در این میان، چالش‌های قابل توجهی باقی مانده است که ادامه تحقیقات و همکاری‌های جهانی برای کاهش تأثیرات MPs بر محیط‌زیست و سلامت انسان را ضروری می‌سازد.

منابع

1. Le, V.-G., Nguyen, M.-K., Lin, C., Nguyen, H.-L., Nguyen, T. Q. H., Hue, N. K., Truong, Q.-M., Chang, S. W., Nguyen, X. H., & Nguyen, D. D. (2024). Review on personal protective equipment: Emerging concerns in micro (nano) plastic pollution and strategies for addressing environmental challenges. *Environmental Research*, 119345. doi.org/10.1016/j.envres.2024.119345.
2. Walker, T. R., & Fequet, L. (2023). Current trends of unsustainable plastic production and micro (nano) plastic pollution. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 160, 116984. doi.org/10.1016/j.trac.2023.116984.
3. Lamichhane, G., Acharya, A., Marahatha, R., Modi, B., Paudel, R., Adhikari, A., Raut, B., Aryal, S., & Parajuli, N. (2023). Microplastics in environment: global concern, challenges, and controlling measures. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(4), 4673-4694. doi.org/10.1007/s13762-022-04261-1.
4. Nguyen, M.-K., Rakib, M. R. J., Lin, C., Hung, N. T. Q., Le, V.-G., Nguyen, H.-L., Malafaia, G., & Idris, A. M. (2023). A comprehensive review on ecological effects of microplastic pollution: An interaction with pollutants in the ecosystems and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 117294. doi.org/10.1016/j.trac.2023.117294.
5. Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. doi.org/10.1021/acs.est.7b00423.
6. Carpenter, E. J., & Smith Jr, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241.
7. Okeke, E. S., Okoye, C. O., Atakpa, E. O., Ita, R. E., Nyaruaba, R., Mgbechidinma, C. L., & Akan, O. D. (2022). Microplastics in agroecosystems-impacts on ecosystem functions and food chain. *Resources, Conservation and Recycling*, 177, 105961. doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105961.
8. Tran, H. T., Lin, C., Bui, X.-T., Nguyen, M. K., Cao, N. D. T., Mukhtar, H., Hoang, H. G., Varjani, S., Ngo, H. H., & Nghiem, L. D. (2022). Phthalates in the environment: characteristics, fate and transport, and advanced wastewater treatment technologies. *Bioresource Technology*, 344, 126249. doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126249.
9. de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., & Rillig, M. C. (2018). Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environmental Science & Technology*, 52(17), 9656-9665. doi.org/10.1021/acs.est.8b02212.
10. Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. [DOI: 10.1126/science.1260352](https://doi.org/10.1126/science.1260352).
11. Ky, T. N., Van-Re, L. M., & Zhu, J. (2023). Occurrence, distribution, and characteristics of microplastics in agricultural soil around a solid waste treatment center in southeast China. *Journal of Soils and Sediments*, 23(2), 936–946. doi.org/10.1007/s11368-022-03341-6.
12. Arkatkar, A., Arutchelvi, J., Bhaduri, S., Uppara, P. V., & Doble, M. (2009). Degradation of unpretreated and thermally pretreated polypropylene by soil consortia. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(8), 1069–1074. doi.org/10.1016/j.ibiod.2009.09.001.
13. Ali, M. I., Ahmed, S., & Khan, F. (2014). Isolation and molecular characterization of polyvinyl chloride (PVC) plastic degrading fungal isolates. *Journal of Basic Microbiology*, 54(1), 18–27. doi.org/10.1002/jobm.201200477.
14. Santana, J. H. P., Souza, A. A. U., & D'Avila, M. A. (2012). Biodegradation of a polylactic acid/polyvinyl chloride blend in soil. *Polymer Degradation and Stability*, 97(9), 1360–1365. doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2012.05.006.

15. Otake, Y., Kobayashi, T., Asabe, H., Murakami, N., & Ono, K. (1995). Biodegradation of low-density polyethylene, polystyrene, polyvinyl chloride, and urea formaldehyde resin buried under soil for over 32 years. *Journal of Applied Polymer Science*, 56(13), 1789–1796. **doi.org/10.1002/app.1995.070561309.**
16. Hoang, V.-H., Nguyen, M.-K., Hoang, T.-D., Ha, M. C., Huyen, N. T. T., Bui, V. K. H., Pham, M.-T., Nguyen, C.-M., Chang, S. W., & Nguyen, D. D. (2024). Sources, environmental fate, and impacts of microplastic contamination in agricultural soils: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 950, 175276. **doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175276 IFIS Collections.**
17. Zhu YongGuan, Z. Y., Zhu Dong, Z. D., Xu Tong, X. T., & Ma Jun, M. J. (2019). Impacts of (micro) plastics on soil ecosystem: progress and perspective. *Journal of Agro-Environment Science*, 38(1), 1–6. (in Chinese).
18. Büks, F., & Kaupenjohann, M. (2020). Global concentrations of microplastic in soils, a review. *Soil Discussions*, 2020, 1–26. **doi.org/10.5194/soil-6-649-2020, 2020.**
19. Liu, Y., Shao, H., Liu, J., Cao, R., Shang, E., Liu, S., & Li, Y. (2021). Transport and transformation of microplastics and nanoplastics in the soil environment: A critical review. *Soil use and management*, 37(2), 224–242. **Doi. org. 10.1111/sum.12709.**
20. Li, H.-Z., Zhu, D., Lindhardt, J. H., Lin, S.-M., Ke, X., & Cui, L. (2021). Long-term fertilization history alters effects of microplastics on soil properties, microbial communities, and functions in diverse farmland ecosystem. *Environmental Science & Technology*, 55(8), 4658–4668. **doi.org/10.1021/acs.est.0c04849.**
21. Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M. N., Butterfield, D., & Whitehead, P. G. (2016). A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(8), 1050–1059. **doi.org/10.1039/C6EM00206D.**
22. Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2019). Microplastic pollution: A threat to ecosystem functioning and services. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(22), 2211–2247. **Doi. org. 10.1080/10643389.2019.1694821.**
23. Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124187. **doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187.**
24. Zhang, G., & Liu, Y. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of the Total Environment*, 642, 12–20. **Doi. Org. 10.1016/j.scitotenv.2018.06.004**
25. Jin, T., Tang, J., Lyu, H., Wang, L., Gillmore, A. B., & Schaeffer, S. M. (2022). Activities of microplastics (MPs) in agricultural soil: a review of MPs pollution from the perspective of agricultural ecosystems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 70(14), 4182–4201. **Doi. org. 10.1021/acs.jafc.1c07849.**
26. Chukwuemeka, I. S., Li, G., Mo, Y., & Jacques, K. J. (2024). Impacts of microplastics and urbanization on soil health: an urgent concern for sustainable development. *Green Analytical Chemistry*, 100095. **Doi. org. 10.1016/j.greeac.2024.100095 (Early access).**
27. Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Jung, S. W., & Shim, W. J. (2017). Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4368–4376. **Doi. org. 10.1021/acs.est.6b06155.**
28. Bolan, N. S., Kirkham, M. B., Halsband, C., Nuggetoda, D., & Ok, Y. S. (2020). *Particulate plastics in terrestrial and aquatic environments*. CRC Press.
29. Bolan, N., & Bradney, L. (2019). *Particulate plastics in soils*. Chemistry in

- Australia, 18-20.
30. Gaylor, M. O., Harvey, E., & Hale, R. C. (2013). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and penta-BDE-amended soils. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13831-13839. **Doi. org. 10.1021/es403640a.**
31. Oliviero, M., Tato, T., Schiavo, S., Fernández, V., Manzo, S., & Beiras, R. (2019). Leachates of micronized plastic toys provoke embryotoxic effects upon sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Environmental Pollution*, 247, 706-715. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2019.02.037.**
32. Wei, W., Huang, Q.-S., Sun, J., Wang, J.-Y., Wu, S.-L., & Ni, B.-J. (2019). Polyvinyl chloride microplastics affect methane production from the anaerobic digestion of waste activated sludge through leaching toxic bisphenol-A. *Environmental Science & Technology*, 53(5), 2509-2517. **Doi. org. 10.1021/acs.est.8b06043.**
33. Yan, M., Nie, H., Xu, K., He, Y., Hu, Y., Huang, Y., & Wang, J. (2020). Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, and source identification. *Science of The Total Environment*, 711, 134979. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2019.134979.**
34. Kumar, M., Kumar, M., Pandey, A., & Thakur, I. S. (2019). Genomic analysis of carbon dioxide sequestering bacterium for exopolysaccharides production. *Scientific reports*, 9(1), 4270. **Doi. org. 10.1038/s41598-019-40833-x.**
35. Kumar, R. (2020). HDPE microplastics reduce nutrient uptake in tea plants. *Tea Science and Research*, 23, 89-100.
36. Zhang, S., Wang, J., Liu, X., Qu, F., Wang, X., Wang, X., Li, Y., & Sun, Y. (2019). Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 62-72. **Doi. org. 10.1016/j.trac.2018.12.002.**
37. Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., & Regoli, F. (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211-222. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2014.07.026.**
38. Chua, E. M., Shimeta, J., Nugegoda, D., Morrison, P. D., & Clarke, B. O. (2014). Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environmental Science & Technology*, 48(14), 8127-8134. **Doi. org. 10.1021/es5013852.**
39. He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., & Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 163-172. **Doi. org. 10.1016/j.trac.2018.07.029.**
40. Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T. R., & Cole, M. (2018). Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environmental science and pollution research*, 25, 36046-36063. **Doi. org. 10.1007/s11356-018-3508-7.**
41. Paul, A., Wander, L., Becker, R., Goedecke, C., & Braun, U. (2019). High-throughput NIR spectroscopic (NIRS) detection of microplastics in soil. *Environmental science and pollution research*, 26, 7364-7374. **Doi. org. 10.1007/s11356-018-2590-1.**
42. Rillig, M. C., Ingraffia, R., & de Souza Machado, A. A. (2017). Microplastic incorporation into soil in agroecosystems. *Frontiers in plant science*, 8, 1805. **Doi. org. 10.3389/fpls.2017.01805.**
43. Liu, C., Li, J., Zhang, Y., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J., & Sun, H. (2019). Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environment international*, 128, 116-124. **Doi. org. 10.1016/j.envint.2019.05.021.**
44. Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2017). Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution*, 225, 456-459. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2017.03.009.**
45. Waldschläger, K., Lechthaler, S., Stauch, G., & Schüttrumpf, H. (2020). The way of microplastic through the

- environment–Application of the source-pathway-receptor model. *Science of the Total Environment*, 713, 136584. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2020.136584.**
46. Wang, T., Wang, L., Chen, Q., Kalogerakis, N., Ji, R., & Ma, Y. (2020). Interactions between microplastics and organic pollutants: Effects on toxicity, bioaccumulation, degradation, and transport. *Science of the Total Environment*, 748, 142427. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2020.142427.**
47. Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., & Gao, P. (2020). An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4248-4255. **Doi. org. 10.1021/acs.est.9b07905.**
48. Li, J., Zhang, K., & Zhang, H. (2018). *Environmental Pollution*, 237, 460–467.
49. Shen, M., Zeng, Z., Wen, X., Ren, X., Zeng, G., Zhang, Y., & Tang, W. (2019). Presence of microplastics in agricultural soils and their potential threat to food safety. *Soil Systems*, 3(2), 33. **Doi. org. 10.3390/soilsystems3020033.**
50. Liu, H., Yang, X., Liu, G., Liang, C., Xue, S., Chen, H., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2017). Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. *Chemosphere*, 185, 907-917. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2017.07.064.**
51. Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., & Luo, Y. (2020). The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 361, 114097. **Doi. org. 10.1016/j.geoderma.2019.114097.**
52. Li, J., Song, Y., & Cai, Y. (2020). Focus topics on microplastics in soil: analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. *Environmental Pollution*, 257, 113570. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2019.113570.**
53. Gabet, E. J., Reichman, O., & Seabloom, E. W. (2003). The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 31(1), 249-273. **Doi. org. 10.1146/annurev.earth.31.100901.141314.**
54. Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2685-2691. **Doi. org. 10.1021/acs.est.5b05478.**
55. Liu, X., Zhang, Q., & Zhang, W. (2021). Impact of microplastics on soil enzyme activities and microbial communities: A review. *Environmental Pollution*, 274, 115921. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2020.115921.**
56. Chae, Y., & An, Y.-J. (2018). Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environmental Pollution*, 240, 387-395. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2018.05.008.**
57. Tian, L., Chen, Q., Jiang, W., Wang, L., Xie, H., Kalogerakis, N., Ma, Y., & Ji, R. (2019). A carbon-14 radiotracer-based study on the phototransformation of polystyrene nanoplastics in water versus in air. *Environmental Science: Nano*, 6(9), 2907-2917. **Doi. org. 10.1039/C9EN00551J.**
58. Lambert, S., & Wagner, M. (2016). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265-268. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2015.12.064.**
59. González-Pleiter, M., Tamayo-Belda, M., Pulido-Reyes, G., Amariei, G., Leganés, F., Rosal, R., & Fernández-Piñas, F. (2021). Secondary nanoplastics released from a biodegradable plastic: A new source of contamination. *Environmental Science: Nano*, 8(6), 1570–1580. **Doi. org. 10.1039/D0EN01273C.**
60. Gigault, J., Halle, A. T., Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., ... & Ter Halle, A. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic?. *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2017.12.036.**
61. Xiang, Y., Song, M., Liu, W., Zhang,

- Y., & Yang, X. (2022). Surface degradation and microplastic release from agricultural plastic films under UV radiation and mechanical abrasion. *Journal of Hazardous Materials*, 436, 129137. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2022.129137.**
62. Zhang, Y., Wang, J., Zhou, B., Sun, R., & Liu, W. (2023). Secondary nanoplastics in agricultural soils: Formation mechanisms and environmental impacts. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), 1–12. **Doi. org. 10.1186/s12302-023-00736-1.**
63. Hernandez, E., Gauthier, J., & Lopez, P. (2022). Agricultural plastic degradation: Impact of UV and mechanical stress on microplastic formation. *Environmental Pollution*, 280, 116967. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2021.116967.**
64. Li, B., Song, W., Cheng, Y., Zhang, K., Tian, H., Du, Z., Wang, J., Wang, J., Zhang, W., & Zhu, L. (2021). Ecotoxicological effects of different size ranges of industrial-grade polyethylene and polypropylene microplastics on earthworms *Eisenia fetida*. *Science of the Total Environment*, 783, 147007. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2021.147007.**
65. Tian, L., Jinjin, C., Ji, R., Ma, Y., & Yu, X. (2022). Microplastics in agricultural soils: sources, effects, and their fate. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 25, 100311. **Doi. org. 10.1016/j.coesh.2021.100311.**
66. Hurley, R. R., & Nizzetto, L. (2018). Fate and occurrence of micro (nano) plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 6-11. **Doi. org. 10.1016/j.coesh.2018.03.001.**
67. Liu, E., He, W., & Yan, C. (2014). 'White revolution' to 'white pollution'—agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*, 9(9), 091001. **Doi. org. 10.1088/1748-9326/9/9/091001.**
68. Wang, F., Wang, Q., Adams, A.A., Sun, Y., & Zhang, S. (2022). Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127531. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2021.127531.**
69. Dong, Y., Gao, M., Qiu, W., & Song, Z. (2021). Effect of microplastics and arsenic on nutrients and microorganisms in rice rhizosphere soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111899. **Doi. org. 10.1016/j.ecoenv.2021.111899.**
70. Rillig, M. C., Leifheit, E., & Lehmann, J. (2021). Microplastic effects on carbon cycling processes in soils. *PLoS Biology*, 19(3), e3001130. **Doi. org. 10.1371/journal.pbio.3001130.**
71. Wang, C., Zhao, J., & Xing, B. (2021). Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124357. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2020.124357.**
71. Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., & Yang, X. (2018). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 242, 855-862. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2018.07.051.**
72. Gao, D., Li, X.-y., & Liu, H.-t. (2020). Source, occurrence, migration and potential environmental risk of microplastics in sewage sludge and during sludge amendment to soil. *Science of the Total Environment*, 742, 140355. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2020.140355.**
73. Chen, G., Feng, Q., & Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of the Total Environment*, 703, 135504. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2019.135504.**
74. Feng, X., Wang, Q., Sun, Y., Zhang, S., & Wang, F. (2022). Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb-Zn-contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127364. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2021.127364.**
75. Li, J., Zhang, K., & Zhang, X. (2021). Microplastic and nanoplastic contamination in agricultural soils: Formation, fate, and ecological impacts. *Environmental Pollution*, 277, 116801. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2021.116801.**
76. Lozano, Y. M., & Rillig, M. C. (2020). Effects of microplastic fibers and drought on plant communities. *Environmental*

- Science & Technology, 54(10), 6166-6173. **Doi. org. 10.1021/acs.est.0c01051.**
77. Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y., & Yu, F. (2020). Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. *Science of the Total Environment*, 715, 136968. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2020.136968.**
78. Hodson, M. E., Duffus-Hodson, C. A., Clark, A., Prendergast-Miller, M. T., & Thorpe, K. L. (2017). Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4714-4721. **Doi. org. 10.1021/acs.est.7b00635.**
79. Bhagat, J., Zang, L., Nishimura, N., & Shimada, Y. (2020). Zebrafish: An emerging model to study microplastic and nanoplastic toxicity. *Science of the Total Environment*, 728, 138707. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2020.138707.**
80. de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J. B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A. S., & Rillig, M. C. (2019). Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 6044-6052. **Doi. org. 10.1021/acs.est.9b01339.**
81. Fang, C., Sobhani, Z., Zhang, X., Gibson, C. T., Tang, Y., & Naidu, R. (2020). Identification and visualisation of microplastics/nanoplastics by Raman imaging (ii): smaller than the diffraction limit of laser? *Water research*, 183, 116046. **Doi. org. 10.1016/j.watres.2020.116046.**
82. Chang, J., Fang, W., Liang, J., Zhang, P., Zhang, G., Zhang, H., Zhang, Y., & Wang, Q. (2022). A critical review on interaction of microplastics with organic contaminants in soil and their ecological risks on soil organisms. *Chemosphere*, 306, 135573. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2022.135573.**
83. Hüffer, T., Metzelder, F., Sigmund, G., Slawek, S., Schmidt, T. C., & Hofmann, T. (2019). Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. *Science of the Total Environment*, 657, 242-247. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2019.03.047.**
84. Ma, X., Zhou, X., Zhao, M., Deng, W., Cao, Y., Wu, J., & Zhou, J. (2022). Polypropylene microplastics alter the cadmium adsorption capacity on different soil solid fractions. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16, 1-12. **Doi. org. 10.1007/s11783-022-1570-3.**
85. Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., & Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7-17. **Doi. org. 10.1016/j.marenvres.2015.12.010.**
86. Jiang, P., Zhao, S., Zhu, L., & Li, D. (2018). Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Science of the Total Environment*, 624, 48-54. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2017.12.155.**
87. Lozano, Y. M., Lehnert, T., Linck, L. T., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2021). Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass. *Frontiers in plant science*, 12, 616645. **Doi. org. 10.3389/fpls.2021.616645.**
88. 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. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2021.146546.**
89. Kim, S. W., Waldman, W. R., Kim, T. Y., & Rillig, M. C. (2020). Effects of different microplastics on nematodes in the soil environment: tracking the extractable additives using an ecotoxicological approach. *Environmental science & technology*, 54(21), 13868-13878. **Doi. org. 10.1021/acs.est.0c04671.**
90. Cheng, Y., Song, W., Tian, H., Zhang, K., Li, B., Du, Z., ... & Zhu, L. (2021). The effects of high-density polyethylene and polypropylene microplastics on the soil and earthworm *Metaphire guillelmi* gut microbiota. *Chemosphere*, 267, 129219. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2021.129219.**
91. Rillig, M. C., Lehmann, A., de Souza Machado, A. A., & Yang, G. (2019). Microplastic effects on plants. *New phytologist*, 223(3), 1066-1070. **Doi. org.**

- 10.1111/nph.15794.
92. Xiao, X., Liu, X., Mei, T., Xu, M., Lu, Z., Dai, H., Pi, F., & Wang, J. (2022). Estimation of contamination level in microplastic-exposed crayfish by laser confocal micro-Raman imaging. *Food Chemistry*, 397, 133844. **Doi. org. 10.1016/j.foodchem.2022.133844.**
93. Machado, A. A. S., Lau, C. W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J. B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A. S., & Rillig, M. C. (2019). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 25(2), 744–755. **Doi. org. 10.1111/gcb.14515.**
94. Huang, Y., Zhao, Y., Wang, J., Zhang, M., Jia, W., & Qin, X. (2019). LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil. *Environmental Pollution*, 254, 112983. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2019.112983.**
95. Leifheit, E. F., & Rillig, M. C. (2021). Mycorrhizal interactions with microplastics in soil. *Soil Ecology Letters*, 3(1), 10–15. **Doi. org. 10.1007/s42832-020-0060-4.**
96. Fei, Y., Huang, S., Zhang, H., Tong, Y., Wen, D., Xia, X., Wang, H., Luo, Y., & Barceló, D. (2020). Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil. *Science of the Total Environment*, 707, 135634. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2019.135634.**
97. Rong, L., Zhao, L., Zhao, L., Cheng, Z., Yao, Y., Yuan, C., Wang, L., & Sun, H. (2021). LDPE microplastics affect soil microbial communities and nitrogen cycling. *Science of the Total Environment*, 773, 145640. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2021.145640.**
98. Zhao, Y., Liu, X., & Li, L. (2023). Effects of microplastic contamination on microbial communities and ecosystem functions in terrestrial environments. *Environmental Pollution*, 305, 119255. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2022.119255.**
99. Judy, T. A., Koster, L., & Wang, P. (2019). Effects of microplastics on microbial diversity and function in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 127, 89–99. **Doi. org. 10.1016/j.soilbio.2018.08.023.**
100. Rillig, M. C., de Souza Machado, A. A., Lehmann, A., & Klümper, U. (2018). Evolutionary implications of microplastics for soil biota. *Environmental Chemistry*, 16(1), 3–7. **Doi. org. 10.1071/EN18091.**
101. Sun, Y., Duan, C., Cao, N., Ding, C., Huang, Y., & Wang, J. (2022). Biodegradable and conventional microplastics exhibit distinct microbiome, functionality, and metabolome changes in soil. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127282. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2021.127282.**
102. Sun, Y., Li, X., Cao, N., Duan, C., Ding, C., Huang, Y., & Wang, J. (2022). Biodegradable microplastics enhance soil microbial network complexity and ecological stochasticity. *Journal of Hazardous Materials*, 439, 129610. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2022.129610.**
103. Shi, J., Wang, Z., Peng, Y., Fan, Z., Zhang, Z., Wang, X., Zhu, K., Shang, J., & Wang, J. (2023). Effects of Microplastics on Soil Carbon Mineralization: The Crucial Role of Oxygen Dynamics and Electron Transfer. *Environmental Science & Technology*, 57(36), 13588–13600. **Doi. org. 10.1021/acs.est.3c03244.**
104. Iqbal, B., Zhao, T., Yin, W., Zhao, X., Xie, Q., Khan, K. Y., Zhao, X., Nazar, M., Li, G., & Du, D. (2023). Impacts of soil microplastics on crops: A review. *Applied Soil Ecology*, 181, 104680. **Doi. org. 10.1016/j.apsoil.2022.104680.**
105. Li, J., Yu, S., Yu, Y., & Xu, M. (2022). Effects of microplastics on higher plants: a review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 109(2), 241–265. **Doi. org. 10.1007/s00128-022-03516-4.**
106. Singh, N., Abdullah, M. M., Ma, X., & Sharma, V. K. (2023). Microplastics and nanoplastics in the soil-plant nexus: Sources, uptake, and toxicity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(18), 1613–1642. **Doi. org. 10.1080/10643389.2022.2060302.**
107. Gao, B., Yao, H., Li, Y., & Zhu, Y. (2021). Microplastic addition alters the microbial community structure and stimulates soil carbon dioxide emissions

- in vegetable-growing soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(2), 352-365. **Doi. org. 10.1002/etc.5020.**
108. Ng, E. L., Huerta Lwanga, E., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H. W., Geissen, V., & Chen, D. (2020). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 701, 134442. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2019.134442.**
109. Shruti, V., Jonathan, M., Rodriguez-Espinosa, P., & Rodríguez-González, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of atoyac river basin, puebla city, Mexico. *Science of the Total Environment*, 654, 154-163. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2018.12.147.**
110. Zhang, Y., Li, X., Xiao, M., Feng, Z., Yu, Y., & Yao, H. (2022). Effects of microplastics on soil carbon dioxide emissions and the microbial functional genes involved in organic carbon decomposition in agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 806, 150714. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2021.150714.**
111. Dong, Y., Gao, M., Song, Z., & Qiu, W. (2020). Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings. *Environmental Pollution*, 259, 113892. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2020.113892.**
112. Ceccanti, C., Davini, A., Piccolo, E. L., Lauria, G., Rossi, V., Castiglione, M. R., ... & Landi, M. (2024). Polyethylene microplastics alter root functionality and affect strawberry plant physiology and fruit quality traits. *Journal of Hazardous Materials*, 470, 134164. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2024.134164.**
113. Li, Z., 114. Li, Q., Li, R., Zhao, Y., Geng, J., & Wang, G. (2020). Physiological responses of lettuce (*Lactuca sativa* L.) to microplastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 30306-30314. **Doi. org. 10.1007/s11356-020-09335-6.**
114. Zhang, S., Gao, W., Cai, K., Liu, T., & Wang, X. (2022). Effects of microplastics on growth and physiological characteristics of tobacco (*Nicotiana tabacum* L.). *Agronomy*, 12(11), 2692. **Doi. org. 10.3390/agronomy12112692.**
115. Wang, Y., Xiang, L., Wang, F., Wang, Z., Bian, Y., Gu, C., ... & Xing, B. (2022). Positively charged microplastics induce strong lettuce stress responses from physiological, transcriptomic, and metabolomic perspectives. *Environmental Science & Technology*, 56(23), 16907-16918. **Doi. org. 10.1021/acs.est.2c06014.**
116. Liu, X., Wang, Z., Shi, G., Gao, Y., Zhang, H., & Liu, K. (2025). Effects of microplastics and salt single or combined stresses on growth and physiological responses of maize seedlings. *Physiologia Plantarum*, 177(1), e70106. **Doi. org. 10.1111/ppl.70106.**
117. Colzi, I., Renna, L., Bianchi, E., Castellani, M. B., Coppi, A., Pignattelli, S., ... & Gonnelli, C. (2022). Impact of microplastics on growth, photosynthesis and essential elements in Cucurbita pepo L. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 127238. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2021.127238.**
118. Zhuang, H., Liu, X., Ma, H., Li, R., Liu, B., Lin, Z., & Li, Z. (2023). Growth and physiological-biochemical characteristics of cucumber (*Cucumis sativus* L.) in the presence of different microplastics. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(3), 194. **Doi. org. 10.1007/s12517-023-11293-5.**
119. Zhang, Y., Tian, X., Huang, P., Yu, X., Xiang, Q., Zhang, L., ... & Gu, Y. (2023). Biochemical and transcriptomic responses of buckwheat to polyethylene microplastics. *Science of the Total Environment*, 899, 165587. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2023.165587.**
120. Ma, J., Aqeel, M., Khalid, N., Nazir, A., Alzuaibr, F. M., Al-Mushhin, A. A., ... & Noman, A. (2022). Effects of microplastics on growth and metabolism of rice (*Oryza sativa* L.). *Chemosphere*, 307, 135749. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2022.135749.**
121. Zhang, K., Gao, N., Li, Y., Dou, S., Liu, Z., Chen, Y., ... & Zhang, H. (2023). Responses of maize (*Zea mays* L.) seedlings growth and physiological traits triggered by polyvinyl chloride microplastics is dominated by soil available nitrogen. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 252, 114618. **Doi.**

- org. 10.1016/j.ecoenv.2023.114618.**
122. Ren, X., Tang, J., Wang, L., & Liu, Q. (2021). Microplastics in soil-plant system: effects of nano/microplastics on plant photosynthesis, rhizosphere microbes and soil properties in soil with different residues. *Plant and Soil*, 462, 561-576. **DOI. org. 10.1007/s11104-021-04919-8.**
123. Fan, W. B., Jiang, S. H., Wang, Q., Li, W. J., & Wang, X. H. (2025). EFFECTS OF MICROPLASTICS ON THE GROWTH AND PHYSIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF MULBERRY. *Applied Ecology & Environmental Research*, 23(1). **DOI. org. 10.15666/aer/2301.**
124. Li, S., Wang, T., Guo, J., Dong, Y., Wang, Z., Gong, L., & Li, X. (2021). Polystyrene microplastics disturb the redox homeostasis, carbohydrate metabolism and phytohormone regulatory network in barley. *Journal of Hazardous Materials*, 415, 125614. **DOI. org. 10.1016/j.jhazmat.2021.125614.**
125. Shen, L., Zhang, P., Lin, Y., Huang, X., Zhang, S., Li, Z., ... & Liu, H. (2023). Polystyrene microplastic attenuated the toxic effects of florfenicol on rice (*Oryza sativa* L.) seedlings in hydroponics: From the perspective of oxidative response, phototoxicity and molecular metabolism. *Journal of Hazardous Materials*, 459, 132176. **DOI. org. 10.1016/j.jhazmat.2023.131531.**
126. Li, Z., Li, R., Li, Q., Zhou, J., & Wang, G. (2020). Physiological response of cucumber (*Cucumis sativus* L.) leaves to polystyrene nanoplastics pollution. *Chemosphere*, 255, 127041. **DOI. org. 10.1016/j.chemosphere.2020.127041.**
127. Yang, C., & Gao, X. (2022). Impact of microplastics from polyethylene and biodegradable mulch films on rice (*Oryza sativa* L.). *Science of the Total Environment*, 828, 154579. **DOI. org. 10.1016/j.scitotenv.2022.154579.**
128. Zhuang, H., Li, Z., Wang, M., Liu, B., Chu, Y., & Lin, Z. (2024). Effects of microplastics and combined pollution of polystyrene and di-n-octyl phthalate on photosynthesis of cucumber (*Cucumis sativus* L.). *Science of the Total Environment*, 947, 174426. **DOI. org. 10.1016/j.scitotenv.2024.174426.**
129. Wu, C., Su, W., Yang, Z., Li, D., Gu, L., Chen, X., ... & Ma, X. (2025). Responses of cotton growth, physiology, and soil properties to polyethylene microplastics in arid areas. *Environmental Geochemistry and Health*, 47(4), 110. **DOI. org. 10.1007/s10653-024-01980-9.**
130. Fang, X. Z., Fang, S. Q., Ding, Y., Ma, J. W., Ye, Z. Q., Liu, D., & Zhao, K. L. (2024). Microplastic exposure inhibits nitrate uptake and assimilation in wheat plants. *Environmental Pollution*, 360, 124626. **DOI. org. 10.1016/j.envpol.2024.124626.**
131. Kumar, M., Sun, Y., Rathour, R., Pandey, A., Thakur, I. S., & Tsang, D. C. (2020). Algae as potential feedstock for the production of biofuels and value-added products: Opportunities and challenges. *Science of the Total Environment*, 716, 137116. **DOI. org. 10.1016/j.jhazmat.2022.128523.**
132. Laughlin, R., Rütting, T., Müller, C., Watson, C., & Stevens, R. (2009). Effect of acetate on soil respiration, N₂O emissions and gross N transformations related to fungi and bacteria in a grassland soil. *Applied Soil Ecology*, 42(1), 25-30. **DOI. org. 10.1016/j.jhazmat.2022.128826.**
133. Ng, E. L., Lin, S. Y., Dungan, A. M., Colwell, J. M., Ede, S., Lwanga, E. H., Meng, K., Geissen, V., Blackall, L. L., & Chen, D. (2021). Microplastic pollution alters forest soil microbiome. *Journal of Hazardous Materials*, 409, 124606. **DOI. org. 10.3389/fenvs.2021.675803.**
134. Guo, Q., Xiao, M., & Zhang, G. (2021). The persistent impacts of polyester microfibers on soil bio-physical properties following thermal treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126671. **DOI. org. 10.3390/toxics12070499.**
135. Iqbal, S., Xu, J., Allen, S. D., Khan, S., Nadir, S., Arif, M. S., & Yasmeen, T. (2020). Unraveling consequences of soil micro-and nano-plastic pollution on soil-plant system: Implications for nitrogen (N) cycling and soil microbial activity. *Chemosphere*, 260, 127578. **DOI. org. 10.1016/j.fmre.2022.07.009.**

136. Firestone, M. K., & Davidson, E. A. (1989). Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In M. O. Andreae & D. S. Schimel (Eds.), *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere* (pp. 7–21). Wiley. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2021.125954.**
137. Groffman, P. M., Altabet, M. A., Böhlke, J. K., Butterbach-Bahl, K., David, M. B., Firestone, M. K., ... & Voytek, M. A. (2006). Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16(6), 2091–2122. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2022.151960.**
138. Schlesinger, W. H. (2009). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (3rd ed.). Academic Press. **Doi. org. 10.1016/j.jhazmat.2022.129287.**
139. Bandopadhyay, S., Martin-Closas, L., Pelacho, A. M., & DeBruyn, J. M. (2018). Biodegradable plastic mulch films: Impacts on soil microbial communities and ecosystem functions. *Frontiers in Microbiology*, 9, 819. **Doi. org. 10.1016/j.envpol.2021.117733.**
140. Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2023.138504.**
141. Rillig, M. C., Lehmann, A., Ryo, M., & Bergmann, J. (2019). Shaping up: Toward considering the shape and form of pollutants. *Environmental Science & Technology*, 53(14), 7925–7926. **Doi. org. 10.1007/s10924-010-0188-x.**
142. Tao, F., Huang, Y., Hungate, B. A., Manzoni, S., Frey, S. D., Schmidt, M. W., Reichstein, M., Carvalhais, N., Ciais, P., & Jiang, L. (2023). Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature*, 618(7967), 981–985. **Doi. org. 10.1016/j.jenvman.2017.05.096.**
143. Yao, Y., Lili, W., Shufen, P., Gang, L., Hongmei, L., Weiming, X., Lingxuan, G., Jianning, Z., Guilong, Z., & Dianlin, Y. (2022). Can microplastics mediate soil properties, plant growth and carbon/nitrogen turnover in the terrestrial ecosystem? *Ecosystem Health and Sustainability*, 8(1), 2133638. **Doi. org. 10.1080/20964129.2022.2133638.**
144. Chen, C., Yin, G., Li, Q., Gu, Y., Sun, D., An, S., Liang, X., Li, X., Zheng, Y., & Hou, L. (2023). Effects of microplastics on denitrification and associated N₂O emission in estuarine and coastal sediments: insights from interactions between sulfate reducers and denitrifiers. *Water research*, 245, 120590. **Doi. org. 10.1016/j.apsoil.2014.02.008.**
145. Shi, J., Wang, J., Lv, J., Wang, Z., Peng, Y., & Wang, X. (2022). Microplastic presence significantly alters soil nitrogen transformation and decreases nitrogen bioavailability under contrasting temperatures. *Journal of environmental management*, 317, 115473. **Doi. org. 10.1021/acssuschemeng.7b04051.**
146. Gao, B., Li, Y., Zheng, N., Liu, C., Ren, H., & Yao, H. (2022). Interactive effects of microplastics, biochar, and earthworms on CO₂ and N₂O emissions and microbial functional genes in vegetable-growing soil. *Environmental Research*, 213, 113728. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2019.07.209.**
147. Wu, X., Chen, X., Jiang, R., You, J., & Ouyang, G. (2022). New insights into the photo-degraded polystyrene microplastic: Effect on the release of volatile organic compounds. *Journal of Hazardous Materials*, 431, 128523. **Doi. org. 10.1016/j.scitotenv.2016.02.031.**
148. Wang, Q., Feng, X., Liu, Y., Cui, W., Sun, Y., Zhang, S., & Wang, F. (2022). Effects of microplastics and carbon nanotubes on soil geochemical properties and bacterial communities. *Journal of Hazardous Materials*, 433, 128826. **Doi. org. 10.1007/s12665-012-2112-2.**
149. Zhao, T., Lozano, Y. M., & Rillig, M. C. (2021). Microplastics increase soil pH and decrease microbial activities as a function of microplastic shape, polymer type, and exposure time. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 675803. **Doi. org. 10.1016/j.matchemphys.2015.12.055.**
150. Liu, J., Yu, Z., Song, N., Zong, H., Wang, F., Guo, R., & Li, S. (2024). Plant Cadmium Toxicity and Biomarkers Are Differentially Modulated by Degradable and Nondegradable Microplastics in Soil. *Toxics*, 12(7). **Doi. org.**

- 10.1016/j.fbio.2018.05.004.**
151. Zhang, E., Chen, Y., Li, Y., Sun, K., Yang, Y., Gao, B., & Xing, B. (2024). The photo-redox of chromium regulated by microplastics (MPs) and MPs-derived dissolved organic matter (MPs-DOM) and the CO₂ emission of MPs-DOM. *Fundamental Research*, 4(6), 1576-1585. **Doi. org. 10.1002/ieam.1904.**
152. Zhao, Z.-Y., Wang, P.-Y., Wang, Y.-B., Zhou, R., Koskei, K., Munyasya, A. N., Liu, S.-T., Wang, W., Su, Y.-Z., & Xiong, Y.-C. (2021). Fate of plastic film residues in agro-ecosystem and its effects on aggregate-associated soil carbon and nitrogen stocks. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125954. **Doi. org. 10.1021/es0010498.**
153. Chen, M., Zhao, X., Wu, D., Peng, L., Fan, C., Zhang, W., Li, Q., & Ge, C. (2022). Addition of biodegradable microplastics alters the quantity and chemodiversity of dissolved organic matter in latosol. *Science of the Total Environment*, 816, 151960. **Doi. org. 10.1016/j.marpolbul.2009.06.014.**
154. Wu, X., Liu, P., Zhao, X., Wang, J., Teng, M., & Gao, S. (2022). Critical effect of biodegradation on long-term microplastic weathering in sediment environments: a systematic review. *Journal of Hazardous Materials*, 437, 129287. **Doi. org. 10.1016/j.chemosphere.2011.11.032.**
155. Yu, H., Zhang, Z., Zhang, Y., Song, Q., Fan, P., Xi, B., & Tan, W. (2021). Effects of microplastics on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in the context of straw incorporation: A comparison with different types of soil. *Environmental Pollution*, 288, 117733. **Doi. org. 10.1021/acs.est.6b04496.**
156. Liu, R., Liang, J., Yang, Y., Jiang, H., & Tian, X. (2023). Effect of polylactic acid microplastics on soil properties, soil microbes and plant growth. *Chemosphere*, 329, 138504. **Doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138504.**
157. Briassoulis, D., & Dejean, C. (2010). Critical review of norms and standards for biodegradable agricultural plastics part I. Biodegradation in soil. *Journal of Polymers and the Environment*, 18, 384-400. **doi.org/10.1007/s10924-010-0168-1.**
158. Moreno, M. M., González-Mora, S., Villena, J., Campos, J. A., & Moreno, C. (2017). Deterioration pattern of six biodegradable, potentially low-environmental impact mulches in field conditions. *Journal of environmental management*, 200, 490-501. **doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.007.**
159. Yang, Y. (2021). Polystyrene microplastics induce lipid peroxidation and electrolyte leakage in cabbage. *Plant Toxicology*, 67, 112-123.
160. Li, C., Moore-Kucera, J., Lee, J., Corbin, A., Brodhagen, M., Miles, C., & Inglis, D. (2014). Effects of biodegradable mulch on soil quality. *Applied Soil Ecology*, 79, 59-69. **doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.02.012.**
161. European Bioplastics. (2023). Bioplastics Market Development Update 2023. In collaboration with the Nova-Institute.
162. European Bioplastics. (2022). Bioplastics Market Development Update 2022 – Global Production Capacities to Grow by 4% in 2023. Nova-Institute.
163. Kubowicz, S., & Booth, A. M. (2017). Biodegradability of plastics: challenges and misconceptions. In: ACS Publications. **doi.org/10.1021/acs.est.7b04051.**
164. Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P. (2019). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of the Total Environment*, 691, 848-857. **doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209.**
165. Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., & Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, 550, 690-705. **doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153.**
166. Chen, Y., Wu, C., Zhang, H., Lin, Q., Hong, Y., & Luo, Y. (2013). Empirical estimation of pollution load and contamination levels of phthalate esters in agricultural soils from plastic film mulching in China. *Environmental earth*

- sciences, 70, 239-247.
doi.org/10.1007/s12665-012-2119-8.
167. Luo, Y., Liu, L., Qiao, W., Liu, F., Zhang, Y., Tan, W., & Qiu, G. (2016). Facile crystal-structure-controlled synthesis of iron oxides for adsorbents and anode materials of lithium batteries. *Materials Chemistry and Physics*, 170, 239-245.
doi.org/10.1016/j.matchemphys.2015.12.044.
168. Suderman, N., Isa, M., & Sarbon, N. (2018). The effect of plasticizers on the functional properties of biodegradable gelatin-based film: A review. *Food bioscience*, 24, 111-119.
doi.org/10.1016/j.fbio.2018.06.006.
169. Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A., & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated environmental assessment and management*, 13(3), 488-493.
doi.org/10.1002/ieam.1904.
170. Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318-324.
doi.org/10.1021/es0010498.
171. Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., & Nakashima, A. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine pollution bulletin*, 58(10), 1437-1446.
doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014.
172. Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., & Hoh, E. (2012). Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere*, 86(3), 258-263.
doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.039.
173. Green, D. S., Boots, B., O'Connor, N. E., & Thompson, R. (2017). Microplastics affect the ecological functioning of an important biogenic habitat. *Environmental science & technology*, 51(1), 68-77.
doi.org/10.1021/acs.est.6b04496.