



Impacts of Low and High-Density Polyethylene Microplastics and Their Biodegradation on Soil Organic Carbon Pools

Milad Mirzaei Aminiyan¹ | Mahdi Shorafa^{2✉}

1. Department of Soil Science, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran Email:

mm.aminiyan@ut.ac.ir

2. Corresponding Author, Department of Soil Science, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran, Email: mshorafa@ut.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Aug. 25, 2025

Revised: Dec. 5, 2025

Accepted: Dec. 24, 2025

Published online: Feb. 2026

Keywords:

Cold-water dissolved organic carbon,

Hot-water dissolved organic carbon,

Microplastics,

Ultraviolet (UV) radiation

ABSTRACT

This study aimed to investigate the effects of polyethylene microplastics and the application of an efficient bio-recombinant agent composed of bacterial and fungal strains to mitigate the adverse impacts of microplastic particles on various properties of a soil-plant system. To achieve this objective, a factorial experiment was conducted in a completely randomized design, incorporating two types of polyethylene microplastics, low-density polyethylene (LDPE) and high-density polyethylene (HDPE), at three concentration levels (0%, 1%, and 2%), with and without inoculation of the bio-recombinant agent. The experiment was carried out in a sandy loam soil with three replications per treatment, following a 135-day incubation period and subsequent cultivation of sunflower plants over a 60-day growth cycle. The results revealed that in treatments without the bio-recombinant agent, the presence of LDPE and HDPE microplastics in the soil, particularly at higher concentrations, led to a significant increase in total soil organic carbon. Specifically, LDPE treatments showed increases of 0.35% in P1 and 0.55% in P2 compared to the control, while HDPE treatments exhibited increases of 0.23% in P1 and 0.51% in P2. Moreover, the type of microplastic influenced the extent of organic carbon accumulation; LDPE in the P1 treatment resulted in a 13% higher increase in total organic carbon compared to HDPE. Additionally, the findings demonstrated that the presence of both types of microplastics, when combined with bio-recombinant inoculation, significantly enhanced total organic carbon and water-soluble organic carbon, particularly the fraction soluble in hot water, compared to the control and other non-inoculated treatments. Notably, the impact of higher concentrations of LDPE was more pronounced than HDPE, with increases of 32.1%, 18.1%, and 35.1%, respectively.

Cite this article: Mirzaei Aminiyan, M., & Shorafa, M. (2025). Impacts of Low and High-Density Polyethylene Microplastics and Their Biodegradation on Soil Organic Carbon Pools, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (12), 3315-3329.

<https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.400934.670001>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.400934.670001>



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Microplastics (MPs), particularly polyethylene (PE), have become significant pollutants in agricultural soils, affecting soil physical, chemical, and biological properties. PE-MPs, including low density (LDPE) and high density (HDPE), alter carbon cycling and microbial interactions. Despite increasing awareness, few studies investigate their differential effects and biodegradation potential in soil–plant systems. This study aimed to (1) assess the impact of LDPE- and HDPE-MPs on soil organic carbon (SOC) and dissolved organic carbon (DOC) dynamics, and (2) evaluate the role of a novel microbial consortium in mitigating these effects. The post positivist explanatory approach enables insight into carbon redistribution and microbial activity modulation under MPs stress.

Data and research method

Approximately 500 kg of the bulk soil was collected and promptly transported to the laboratory from a farmland adjacent to Karaj City, Alborz Province, Iran. In this study, we examined two different types of PE: LDPE derived from plastic bags, and HDPE derived from plastics used in greenhouses, which were obtained from a plastic factory. After being cut into small pieces and frozen in liquid nitrogen, the raw plastic sheets were cut again using a commercial machinery cutter equipped with a 5-mm sieve, as well as were UV-aged by using two 55 W UV lamps. A factorial randomized design was employed using sandy loam soil from Karaj, Iran. Treatments included LDPE and HDPE at 0%, 1%, and 2% levels, with and without a novel microbial inoculation (+MC) and (–MC), respectively. Thirty-six soil columns were prepared (3 concentrations × 2 polymers × 2 microbial levels × 3 replicates). The microbial consortium comprised *Pseudomonas putida*, *Lysinibacillus xylanilyticus*, *Ralstonia pickettii*, and *Aspergillus niger*, validated for plastic biodegradation, which were stored in the genome bank of the Soil Microbiology Lab, Department of Soil Sciences, University of Tehran, Iran. Eventually, all samples were incubated for 135 days; thereafter, sunflower plants were cultivated for 60 days. SOC and DOC (cold/hot water extractable) were measured via standard protocols. Statistical analysis employed SAS and Duncan's test ($p < 0.05$).

Results

SOC increased with rising MPs concentrations, more prominently under LDPE and microbial treatment. LDPE at 1% +MC showed the highest SOC accumulation. DOC levels rose significantly with LDPE in both cold and hot extracts, especially in hot water. Microbial inoculation amplified DOC, highlighting enhanced plastic degradation and carbon solubilization. Statistical tests confirmed significant interactions among polymer type, concentration, and inoculation ($p < 0.05$).

Conclusions

LDPE-MPs more strongly influence SOC and DOC enrichment than HDPE, particularly when coupled with microbial inoculation. The microbial consortium accelerated plastic degradation, improving carbon redistribution and soil health. These findings inform strategies for MPs remediation and sustainable carbon management in agroecosystems. Further field-scale studies are recommended to validate laboratory insights.

Author Contributions

Milad Mirzaei Aminiyan: Conceptualization, Writing – original draft, Visualization, Software, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation. **Mahdi Shorafa:** Writing – review & editing, Validation, Supervision, Resources, Project administration, Funding acquisition.

Data Availability Statement

Data is available on reasonable request from the authors.

Acknowledgment

All authors express special thanks to anonymous reviewers for their detailed comments that have immensely benefited the ideas expressed in this manuscript. This paper is sponsored by the University of Tehran, Islamic Republic of Iran and funded by the Iran National Science Foundation, Islamic Republic of Iran (INSF; No. 4004288).

Ethical considerations

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

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

پیامد حضور و تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌های پلی اتیلنی سبک و سنگین بر اندوخته کربن آلی خاک

میلاد میرزائی امینیان^۱ | مهدی شرفا^۲✉^۱. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشکده‌گان کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه:mm.aminiyan@ut.ac.ir^۲. نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشکده‌گان کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه:mshorafa@ut.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	این پژوهش با هدف بررسی اثرات میکروپلاستیک‌های پلی اتیلنی و همچنین به کارگیری از یک نو ترکیب زیستی باکتریایی و قارچی کارا در جهت رفع اثرات منفی ذرات میکروپلاستیک بر خصوصیات گوناگون یک سیستم خاک-گیاه انجام پذیرفت. به این منظور یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کامل تصادفی، با اعمال دو نوع میکروپلاستیک پلی اتیلن سبک (LDPE) و سنگین (HDPE) در سه سطح صفر، یک و دو درصد به همراه مایه زنی با نو ترکیب زیستی و عدم مایه زنی در یک خاک لوم شنی با سه تکرار برای هر تیمار پس از طی یک دوره انکوباسیون ۱۳۵ روزه و سپس کشت گیاه آفتابگردان در هر نمونه آزمایشی در طی یک دوره رشد ۶۰ روزه انجام پذیرفت. نتایج این پژوهش نشان داد که در تیمارهای بدون ترکیب زیستی حضور میکروپلاستیک‌های LDPE و HDPE در خاک، به ویژه در سطوح بالاتر، منجر به افزایش قابل توجه مقدار کربن آلی کل خاک به مقدار ۰/۳۵ درصد در تیمار P1 و ۰/۵۵ درصد در تیمار P2 نسبت به شاهد برای LDPE و نیز به میزان ۰/۲۳ درصد در تیمار P1 و ۰/۵۱ درصد در تیمار P2 برای HDPE نسبت به شاهد گردید. با این حال، نوع میکروپلاستیک تأثیر متفاوتی بر میزان کربن آلی داشت؛ به طوری که در تیمار P1، نوع LDPE افزایش بیشتری در مقدار اندوخته کربن آلی کل به میزان ۱۳ درصد نسبت به HDPE ایجاد کرد. همچنین نتایج نشان داد که وجود هر دو نوع میکروپلاستیک در صورت مایه زنی با نو ترکیب زیستی باعث افزایش معنادار محتوای کربن آلی کل و کربن آلی محلول به ویژه محلول در آب گرم، در مقایسه با تیمار شاهد و سایر تیمارهای بدون ترکیب زیستی شده است، به طوری که اثر مقادیر بالاتر پلاستیک نوع سبک به میزان ۳۲/۱، ۱۸/۱ و ۳۵/۱ درصد چشمگیرتر از نوع سنگین بود.
واژه‌های کلیدی: اثثعه فرابنفش، کربن آلی محلول در آب سرد، کربن آلی محلول در آب گرم، میکروپلاستیک.	
استناد: میرزائی امینیان، میلاد؛ و شرفا، مهدی (۱۴۰۴). پیامد حضور و تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌های پلی اتیلنی سبک و سنگین بر اندوخته کربن آلی خاک، مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۶ (۱۲)، ۳۳۲۹-۳۳۱۵. https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.400934.670001	
ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.	© نویسندگان.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.400934.670001	



مقدمه

پلاستیک را می‌توان با اثر نور یا به‌گونه‌ای مکانیکی به ذرات کوچک‌تر به نام میکروپلاستیک ($0/1$ میکرومتر تا کمتر از ۵ میلی‌متر) و نانوپلاستیک (کوچکتر از ۱۰۰ نانومتر) تجزیه کرد که تهدید بیشتری برای اکوسیستم‌ها هستند. از زمانی که مفهوم میکروپلاستیک معرفی شد، آلودگی ذرات میکروپلاستیک توجه جهانی را به خود جلب کرده است (Aminiyan et al., 2024; Maqbool et al., 2023). هر چند میکروپلاستیک‌ها به‌طور فزاینده‌ای در اقیانوس‌ها شناسایی می‌شوند اما تخمین زده می‌شود که سالانه بین ۴ تا ۲۳ برابر میکروپلاستیک بیشتری در اکوسیستم‌های زمینی نسبت به اکوسیستم‌های دریایی آزاد می‌شود (Anjana et al., 2020). خاک به‌عنوان یک مخزن مهم برای میکروپلاستیک‌ها در نظر گرفته می‌شود به‌گونه‌ای که در خاک‌های کشاورزی، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از راه‌هایی همانند مالچ‌پاشی با فیلم‌های پلاستیکی، کاربرد کمپوست، پوشش‌های گلخانه‌ای، آبیاری با فاضلاب و ترسیب ذرات معلق اتمسفری وارد خاک شوند (X. Wang et al., 2022).

رایج‌ترین انواع و اشکال اصلی میکروپلاستیک‌های شناسایی‌شده در اراضی کشاورزی عبارت‌اند از پلی‌اتیلن^۱، پلی‌استایرن^۲ و پلی‌وینیل کلراید^۳ (Aminiyan et al., 2024). وجود پلی‌اتیلن در همه‌جا در اقلام روزمره مانند کیسه، بسته‌بندی و ظروف به گسترش حضور و آلودگی آن در محیط‌زیست کمک می‌کند (Lian et al., 2024). حضور میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی^۴ به‌عنوان محصول جانبی و نیز استفاده گسترده از پلی‌اتیلن در محصولات مصرفی، یک چالش زیست‌محیطی مهم و رو به رشد، به‌ویژه در اکوسیستم‌های زمینی است (Yu et al., 2021). این میکروپلاستیک‌ها از طریق تخریب مواد پلاستیکی بزرگ‌تر تشکیل می‌شوند که غالباً به دلیل فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی رخ می‌دهد (F. Wang et al., 2022). پس از رها شدن، میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی به دلیل مقاومت در برابر تخریب، می‌توانند برای مدت طولانی باقی بمانند که منجر به تجمع در خاک و آبراه‌ها و در نهایت ورود به شبکه‌های غذایی شوند (Siddiqui et al., 2023).

پیشینه پژوهش

فعل‌وانفعالات بین میکروپلاستیک‌هایی که وارد خاک می‌شوند و خود خاک بسته به خواص خاک، انواع میکروپلاستیک‌ها و مقادیر آن‌ها با اثراتی که می‌توانند مثبت، منفی و یا حتی خنثی باشد، پیچیده است (Liu et al., 2024; X. Wang et al., 2022). به‌گونه‌ای که امروزه این موضوع به‌عنوان یک چالش جذاب در بین پژوهشگران علوم خاک و محیط‌زیست تبدیل شده است. پژوهش‌های اخیر نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی تأثیر بالقوه‌ای بر چرخه کربن آلی خاک دارند (Xiang et al., 2024; Zhao et al., 2022; Zhou et al., 2024). تغییرات جزئی در اندوخته‌های کربن خاک بر دینامیک کربن زمین و در نتیجه آب‌وهوای جهانی اثرگذار است (Y. Chen et al., 2024; Liu et al., 2024). پلی‌اتیلن‌ها به‌عنوان نوعی از پلیمرهای آلی با وزن مولکولی بالا، می‌توانند منبع کربن آلی خاک در خاک باشند، و به‌طور مستقیم محتوای کربن آلی محلول خاک را از طریق هوازگی و شستشو افزایش دهند (Ma et al., 2024; Wang et al., 2024; Zhang et al., 2024). علاوه بر این، افزودن میکروپلاستیک‌ها می‌تواند بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک تأثیر بگذارد که قطعاً بر بخش‌های کربن آلی خاک تأثیر می‌گذارد (Aminiyan et al., 2024; Liu et al., 2024; Rong et al., 2023; F. Wang et al., 2022; Yu et al., 2023; Zang et al., 2020).

نتایج پژوهشی در سال ۲۰۱۹ نشان می‌دهد که افزودن ذرات پلی‌اتیلن سبک باعث افزایش معدنی شدن کربن آلی شده است (Boots et al., 2019). این نتایج نشان می‌دهد که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند چرخه کربن خاک را تغییر دهند و بر فعالیت‌های میکروبی اثرگذار باشند. پژوهشگران در سال ۲۰۲۲ اثرات پلیمرهای مختلف میکروپلاستیک بر کربن آلی خاک در یک آزمایش مزوکاسم^۵ ۱۰۵ روزه با ذرات پلی‌اتیلن سبک و بایوپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی زیست تجزیه شونده را آزمایش نمودند (Meng et al., 2022). نتایج آن‌ها حاکی از این بود که در تیمارهای ذرات پلی‌اتیلن سبک، کربن آلی محلول تغییر معنی‌داری نداشت اما در تیمارهای بایوپلاستیک، کربن آلی

1. Polyethylene (PE)
2. Polystyrene
3. Polyvinyl Chloride (PVC)
4. Polyethylene Microplastics (PE-MPs)
5. Mesocosm

محلول به‌طور معنی‌داری افزایش یافت ($p < 0.001$). پژوهشگران همچنین اثر اندازه ذرات پلی‌اتیلن سبک بر کربن آلی خاک در یک آزمایش ۱۸۰ روزه با سه اندازه (میلی‌متر، میکرون و نانومتر) ارزیابی نمودند (Liu et al., 2025). نتایج آن‌ها نشان داد که ذرات پلی‌اتیلن سبک میلی‌متری باعث افزایش کربن آلی به‌راحتی اکسیده شده و کربن آلی محلول شده است، درحالی‌که میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی در ابعاد نانو باعث کاهش معنی‌دار کربن آلی محلول شدند. همچنین آن‌ها دریافتند که تجمع دی‌اکسید کربن حاصل از افزایش تنفس میکروبی در خاک‌های دارای میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی ریزتر بیشتر بود، که نشان‌دهنده افزایش معدنی شدن کربن آلی خاک بود. نتایج یک پژوهش متاآنالیز نشان داده است که اثرات میکروپلاستیک‌ها بر کربن آلی خاک با نوع، اندازه، غلظت و زمان قرار گرفتن در معرض میکروپلاستیک‌ها متفاوت است (Xiang et al., 2024). شایان ذکر است که بیشتر این مطالعات در قالب آزمایش‌های انکوباسیون بدون گیاهان انجام شده است. بااین‌حال، تحقیقات اخیر نشان داده است که اثر میکروپلاستیک‌ها بر اندوخته کربن آلی خاک به‌طور قابل‌توجهی بین عدم حضور و حضور گیاهان متفاوت است (Feng et al., 2024).

میکروپلاستیک‌ها می‌توانند جریان کربن را از طریق سیستم خاک-گیاه و عملکردهای خاک مربوط به چرخه کربن آلی تغییر دهند (Zhou et al., 2024). به‌طور خاص، میکروپلاستیک‌ها ممکن است از طریق سمیت مستقیم، و همچنین با تغییر ساختار خاک، سطوح مواد مغذی، جوامع میکروبی خاک و همزیستی‌های ریشه، بیوماس گیاهی را تحت تأثیر قرار دهند، که اثرات آن‌ها به خواص میکروپلاستیک‌ها و نوع و مرحله رشد گیاهان بستگی دارد (Y. Chen et al., 2024; Feng et al., 2024). متعاقباً، تغییرات در تولید گیاه پس از افزودن میکروپلاستیک‌ها به خاک می‌تواند بر ورودی کربن خاک و معدنی شدن مواد آلی خاک با تأثیر بر توده بستر و گردش ریشه تأثیر بگذارد (Xiang et al., 2024). ریزوسفر، منطقه‌ای که گیاهان با خاک برهم‌کنش دارند، به‌عنوان کانون تعاملات و فعالیت‌های میکروبی در خاک شناسایی شد (Song et al., 2024). این ناحیه نقش مهمی در تنظیم رشد و بهره‌وری گیاه و همچنین در حفظ فرآیندها و عملکردهای اکوسیستم خاک مانند چرخه کربن و مواد مغذی دارد (Rong et al., 2023). چرخه کربن ریزوسفر بر جداسازی کربن آلی خاک تأثیر می‌گذارد و بازخورد چرخه کربن آلی خاک به تغییرات آب‌وهوا و غلظت دی‌اکسید کربن جو را واسطه می‌کند (Zhao et al., 2022). مطالعات نشان داده‌اند که فعل‌وانفعالات ریزوسفر و گیاه می‌تواند تا ۵۰ درصد از کل دی‌اکسید کربن آزاد شده از اکوسیستم‌های خاک را آزاد کند (Feng et al., 2024; Shi et al., 2025). زانگ و همکاران (۲۰۲۰) نشان دادند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند تخصیص کربن نشان‌دار ایزوتوپ ۱۴ جذب شده در خاک و انتشار دی‌اکسید کربن را از طریق افزایش رسوب ریز و تنفس ریشه (زیست‌توده ریشه بالاتر) افزایش دهند (Zang et al., 2020). بنابراین، آشکار کردن تأثیرات میکروپلاستیک‌ها بر دینامیک کربن در سامانه‌های خاک-ریزوسفر-گیاه ضروری است.

تأثیر ذرات میکروپلاستیک پلی‌اتیلن سبک بر ویژگی‌های بیولوژیکی و فعالیت آنزیمی خاک آهکی نشان داده است که حذف میکروپلاستیک‌ها می‌تواند فعالیت آنزیمی خاک را بهبود بخشد و تأثیرات منفی بر معدنی شدن کربن آلی را کاهش دهد. همچنین مطالعات نشان داده‌اند که حذف میکروپلاستیک‌ها باعث افزایش نسبت کربن آلی محلول به کربن آلی کل شده است، که می‌تواند تأثیر مثبتی بر دسترسی گیاهان به مواد مغذی داشته باشد مطالعات نشان داده‌اند که حضور میکروپلاستیک‌ها می‌تواند معدنی شدن کربن را افزایش دهد، اما حذف آن‌ها موجب کاهش این اثر شده و پایداری کربن آلی را بهبود بخشیده است. از سوی دیگر، حذف میکروپلاستیک‌ها موجب افزایش فعالیت‌های میکروبی و بهبود فرآیندهای زیستی خاک می‌شود. این تغییرات به افزایش معدنی شدن مواد آلی و بهبود چرخه‌های زیستی خاک کمک کرده‌اند. بنابراین، نیاز فوری به ارزیابی جامع اثرات میکروپلاستیک‌ها به‌ویژه پلی‌اتیلن‌ها بر فرآیندهای چرخه کربن در اکوسیستم‌های خاک وجود دارد. ازاین‌رو هدف از انجام این مطالعه بررسی پیامدهای ناشی از افزودن میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی و حذف آنها بوسیله یک نو ترکیب زیستی بر اندوخته کربن آلی خاک و بخش‌های محلول در آب آن به‌عنوان بخش فراهم برای ریزجانداران خاک است.

روش‌شناسی پژوهش

آماده‌سازی نمونه‌های خاک

نمونه‌های خاک از نقطه موردنظر در منطقه نظرآباد شهرستان کرج در کیلومتر ۳۰ جاده قدیم کرج-قزوین در مجاورت روستای خسروآباد



جمع‌آوری شد. طول و عرض جغرافیایی این منطقه به ترتیب حدود $35^{\circ} 56' 36''$ شمالی و $19^{\circ} 09' 30''$ شرقی، ارتفاع این مرکز از سطح دریا ۱۱۴۰ متر و میزان کل بارندگی سالیانه (متوسط ۸ ساله) ۲۹۹ میلی‌متر است. بافت خاک منطقه مورد مطالعه لوم شنی می‌باشد. سایر خصوصیات خاک مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱. خصوصیات خاک مطالعه شده

ویژگی	اختصار (واحد)	مقدار
قابلیت هدایت الکتریکی	EC (dS/m)	۲/۵
کربن آلی	OC (gr/kg soil)	۱/۱
واکنش خاک	pH	۷/۸
جرم مخصوص ظاهری	BD (gr/cm ³)	۱/۵۱
درصد شن	Sand (%)	۶۲/۵
درصد سیلت	Silt (%)	۲۱/۵
درصد رس	Clay (%)	۱۶
بافت خاک		لوم شنی

آماده‌سازی میکروپلاستیک‌ها

دو نوع میکروپلاستیک پلی‌اتیلنی سبک و پلی‌اتیلنی سنگین که بیشترین مصرف را در اراضی کشاورزی دارند از کارخانه تولید پلاستیک واقع در شهرک صنعتی البرز، استان قزوین، تهیه شد. نمونه‌ها به کمک دستگاه خردکن خرد شده و از فیلتر پنج میلی‌متر الحاقی به دستگاه عبور داده شدند. خصوصیات دو نوع میکروپلاستیک در جدول ۲ ارائه گردیده است. ذرات هر دو نوع پلاستیک به مدت ۲۵ روز تحت تابش اشعه فرابنفش با دو لامپ ۵۵ وات (در مجموع ۱۱۰ وات) قرار گرفته و پس از آن به مدت ۴۸ ساعت تحت حرارت دهی در دمای ۴۵ درجه سلسیوس قرار گرفتند (Esmaeili et al., 2013; Huang et al., 2023).

جدول ۲. خصوصیات دو نوع میکروپلاستیک مطالعه شده

ویژگی	با چگالی کم (LDPE)	با چگالی بالا (HDPE)
ساختار مولکولی	شاخه‌دار	خطی و منظم
چگالی	کمتر (۰/۹۱-۰/۹۳)	بیشتر (۰/۹۴-۰/۹۷)
شفافیت	بالا	مات
انعطاف‌پذیری	زیاد	کم
مقاومت کششی	پایین‌تر	بالا
مقاومت شیمیایی	متوسط	بالا
دمای ذوب	حدود ۱۰۵-۱۱۵ °C	حدود ۱۳۰-۱۳۵ °C
بلورینگی	کمتر	بیشتر

آماده‌سازی نو ترکیب زیستی تجزیه‌کننده پلاستیک

مبنای نظری استفاده از نو ترکیب زیستی در این پژوهش بر اصل هم‌افزایی میکروبی (Microbial Synergy) استوار است. استفاده از کنسرسیوم زیستی به جای تک‌سویه، باعث افزایش پایداری زیستی، گستره عملکردی بیشتر در تجزیه آلاینده‌ها، و کاهش رقابت درون‌گونه‌ای می‌شود. همچنین، ترکیب سویه‌های باکتریایی و قارچی با قابلیت‌های مکمل، امکان تجزیه طیف وسیع‌تری از آلاینده‌ها را فراهم می‌سازد. نو ترکیب زیستی به کار گرفته شده در این مطالعه شامل *Ralstonia pickettii* (MW290933) سویه SHAn2، *Pseudomonas putida* سویه ShA، *Lysinibacillus xylanilyticus* سویه S7-10 F به عنوان سه سویه باکتریایی، و *Aspergillus niger* سویه F1-16S به عنوان یک سویه قارچی که در آزمایشگاه میکروبیولوژی خاک، گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تهران، ذخیره و نگهداری می‌شوند، که توانایی هر یک از این سویه‌ها در تجزیه و تخریب ساختار مواد پلاستیکی به صورت ترکیب دوتایی یا جداگانه در پژوهش‌های پیشین تایید گردیده است (Esmaeili et al., 2013; Shariati et al., 2021; Shariati et al., 2021).

(2022). به‌طوری‌که باکتری *Ralstonia pickettii* SHAn2 به دلیل توانایی بالا در تحمل و تجزیه فلزات سنگین و ترکیبات آلی سمی (مانند فنول‌ها و هیدروکربن‌ها) انتخاب شده است. مکانیسم اثر آن شامل تولید بیوسورفکتانت‌ها و آنزیم‌های اکسیداتیو است که به تجزیه آلاینده‌ها کمک می‌کند (Shariati et al., 2022). باکتری *Pseudomonas putida* ShA، این سویه به دلیل توانایی بالا در تجزیه ترکیبات آروماتیک و تولید آنزیم‌هایی نظیر کاتالاز، پراکسیداز و دی‌اکسیژناز انتخاب شده است. همچنین، توانایی زیستی در تثبیت نیتروژن و تولید سیدروفورها دارد که به بهبود رشد گیاه نیز کمک می‌کند (Shariati et al., 2023). باکتری *Lysinibacillus xylanilyticus* S7-10F، با تولید آنزیم‌های هیدرولیتیک مانند زایلاناز و سلولاز، در تجزیه مواد آلی پیچیده نقش دارد و به آزادسازی مواد مغذی در خاک کمک می‌کند (Esmaeili et al., 2013). و در نهایت قارچ *Aspergillus niger* F1-16S به دلیل توانایی بالا در تولید آنزیم‌های تجزیه‌کننده لیگنین و سلولز (مانند لاکاز و سلولاز) و همچنین تحمل شرایط نامساعد محیطی و همچنین توانایی بالا در تولید اسیدهای آلی است که در انحلال فلزات سنگین و ترکیبات هیدروکربنه نقش دارند (Esmaeili et al., 2013). از این‌رو، با انتخاب این چهار سویه میکروبی نو ترکیب زیستی پس از انجام آزمون تضاد و مشاهده عدم تضاد بین سویه‌های انتخابی، این نو ترکیب زیستی ساخته شد.

آماده‌سازی نمونه‌های آزمایشی

سطوح تیمارها برای هر دو نوع پلاستیک (صفر، یک و دو درصد وزنی)، و برای ترکیب زیستی تجزیه‌کننده پلاستیک (بدون ترکیب زیستی و با ترکیب زیستی) در نظر گرفته شد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها و تیمارها تمامی ستون‌های آزمایشی با ابعاد ۲۵ سانتیمتر قطر $\times$ ۳۰ سانتیمتر طول به مدت ۱۲۰ روز در دمای ۲۸ درجه سلسیوس و نور ثابت انکوباسیون شدند و در طول این مدت رطوبت نمونه‌ها در حد ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه نگه‌داشته شد. همچنین به‌منظور کشت گیاه آفتابگردان، بذره‌های رقم هیبرید قاسم از موسسه اصلاح بذر تهیه شد و در هر ستون پنج بذر کاشته شد و پس از ۶۰ روز در هر گلدان سه گیاه تا پایان آزمایش نگه‌داشته شد.

تجزیه‌های آزمایشگاهی

کربن آلی کل خاک به روش والکی و بلک اندازه‌گیری شد (Walkley & Black, 1934). به‌طور خلاصه، مقدار یک گرم خاک کوبیده شده و از الک ۰/۵ میلی‌متر عبور داده شده را برداشته و داخل یک ارلن مایر ۲۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد. سپس ۱۰ میلی‌لیتر محلول دی‌کرومات‌پتاسیم یک نرمال اضافه شد. سپس کمی ارلن تکان داده شد تا خاک و محلول کاملاً مخلوط شوند. پس از آن ۲۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به این مخلوط اضافه شد و به مدت تقریباً یک دقیقه ارلن تکان داده شد تا کاملاً مواد مخلوط شوند. بعد از ۳۰ دقیقه، محتوای ارلن داخل یک بالون ۲۵۰ میلی‌لیتری ریخته و با آب مقطر به حجم رسانده شد. ۵۰ میلی‌لیتر از محلول داخل بالون برداشته و به آن ۴ الی ۵ قطره معرف ارتوفانتروپین اضافه شد و با محلول فروسولفات آمونیاکال ۰/۵ نرمال تا حصول رنگ قرمز مایل به قهوه‌ای تیترا گردید. سپس با استفاده از رابطه (۱) مقدار کربن آلی خاک محاسبه شد.

$$\%OC = \frac{V_b - V_s}{W_{DS}} \times N_{FSA} \times 1.3 \times 100 \quad \text{رابطه (۱)}$$

که در آن V_b و V_s به ترتیب حجم فرو سولفات آمونیوم مصرف شده برای نمونه شاهد و نمونه خاک تحت اعمال تیمار، W_{DS} وزن خاک خشک (گرم) و N_{FSA} معادل نرمالیت فروسولفات مصرفی می‌باشد (Walkley & Black, 1934). برای جداسازی ماده آلی محلول در آب نمونه‌های خاک، ۱۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر به ۱۵ گرم خاک (نسبت ۱۰:۱) افزوده و نمونه‌ها به مدت ۳۰ دقیقه شیک داده شدند. سپس نمونه‌ها ۲۰ دقیقه سانتریفیوژ شده (۴۰۰۰ دور در دقیقه) و از کاغذ پالایه گذرانده و اندازه کربن آلی عصاره (کربن محلول در آب سرد) اندازه‌گیری شد. سپس به خاک مانده در لوله سانتریفیوژ ۱۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر افزوده و برای ۱۶ ساعت در یک گرمابه در دمای ۸۰ درجه سلسیوس نگه‌داشته شد و سپس مانند قبل، سانتریفیوژ و از کاغذ پالایه گذرانده شد و اندازه کربن آلی عصاره (کربن محلول در آب داغ) اندازه‌گیری شد (Gregorich et al., 2000).

آزمون آماری

به‌منظور آنالیز تجزیه واریانس و انجام مقایسه میانگین از آزمون فاکتوریل در قالب طرح کامل تصادفی استفاده شد. همچنین از آزمون دانکن جهت مقایسه میانگین ویژگی‌های خاک استفاده گردید. این آزمون‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام شد و برای رسم نمودارها از نرم‌افزارهای Origin Pro 2022 Build Ver. 9.9.0.225 و Graphpad Ver. 9.5 استفاده شد.



یافته‌های پژوهشی و بحث

جدول تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که کاربرد میکروپلاستیک نوع پلی‌اتیلن سبک و سنگین و ترکیب زیستی مایه‌زنی شده به نمونه‌ها به‌طور قابل‌توجهی (در سطح احتمال پنج درصد) بر محتوای کربن آلی کل خاک تأثیر می‌گذارند (جدول ۳). همچنین، این جدول نشان می‌دهد که کاربرد پلی‌اتیلن سبک و سنگین و مایه‌زنی ترکیب زیستی به نمونه‌ها به‌طور قابل‌توجهی (در سطح احتمال پنج درصد) بر مقدار کربن آلی محلول در آب سرد و آب گرم تأثیر می‌گذارند (جدول ۳).

جدول ۳. تجزیه واریانس اثرات تیمارهای اعمال‌شده بر اندوخته کربن آلی کل و کربن محلول در آب خاک

درجه آزادی	نوع×سطح×ترکیب		سطح×ترکیب		نوع×ترکیب		نوع×سطح	
	زیستی	زیستی	زیستی	زیستی	زیستی	زیستی	زیستی	زیستی
۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲
کربن آلی کل	۰/۰۱۰۳*	۰/۰۰۶۲*	۰/۰۳۱۴*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۴*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۴۴*
کربن آلی محلول در آب سرد	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۴۳*	۰/۰۰۳*	۰/۰۰۳۴*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*
کربن آلی محلول در آب گرم	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۱۹*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۱۸*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*	۰/۰۰۰۱*

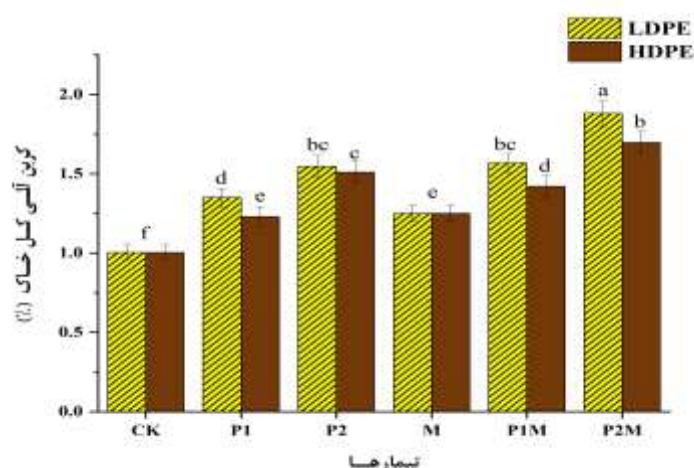
تمامی اعداد مقادیر $Pr < F$ * معناداری در سطح ۵ درصد ($p < 0.05$)

همان‌طور که در شکل ۱ نشان داده‌شده است، در تیمارهای بدون ترکیب زیستی با افزایش سطوح اعمال‌شده اعمال‌شده از تیمار CK (شاهد) به یک درصد (P1) و دو درصد (P2) میکروپلاستیک پلی‌اتیلن سبک، به ترتیب مقدار کربن آلی کل از ۱ به ۱/۳۵ و ۱/۵۵ درصد افزایش یافت. همچنین مقادیر اندوخته کربن آلی کل خاک در تیمارهای بدون ترکیب زیستی برای پلی‌اتیلن سنگین (HDPE) با افزایش سطوح اعمال‌شده از تیمار CK (شاهد) به یک درصد (P1) و دو درصد (P2) به ترتیب از ۱ به ۱/۲۳ و ۱/۵۱ درصد افزایش یافت. این نتایج نشان می‌دهند که درصد کربن آلی کل در تیمارهای دارای میکروپلاستیک نوع سبک نسبت به نوع سنگین به‌طور معناداری بیشتر بود. علی‌رغم اینکه در تیمار دارای دو درصد میکروپلاستیک بدون ترکیب زیستی (P2) بین دو نوع میکروپلاستیک مذکور تفاوت معناداری وجود نداشت (شکل ۱)، به‌طور کلی نتایج مقایسه میانگین درصد کربن آلی کل بین دو نوع میکروپلاستیک نشان می‌دهد که در تیمارهای دارای میکروپلاستیک نوع سبک درصد کربن آلی کل بیشتری نسبت به میکروپلاستیک نوع سنگین مشاهده گردید.

از سوی دیگر مایه‌زنی ترکیب زیستی به تیمارهای دارای میکروپلاستیک باعث افزایش معنادار درصد کربن آلی کل در تمامی تیمارها نسبت به نمونه شاهد شده است. درصد کربن آلی کل در تیمارهای دارای پلی‌اتیلن سبک تلقیح شده با ترکیب زیستی در تیمارهای M، P1M و P2M، به ترتیب ۰/۲۳، ۰/۳۴ و ۰/۳۳ درصد نسبت تیمارهای متناظر بدون ترکیب زیستی (CK، P1 و P2) افزایش معناداری داشت. به‌طور مشابه درصد کربن آلی کل در تیمارهای دارای پلی‌اتیلن سنگین تلقیح شده با ترکیب زیستی، در تیمارهای M، P1M و P2M، به ترتیب ۰/۲۳، ۰/۱۹ و ۰/۱۸ درصد نسبت تیمارهای متناظر بدون ترکیب زیستی (CK، P1 و P2) به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافت (شکل ۱). به‌طور کلی مقایسه میانگین درصد کربن آلی کل بین دو نوع میکروپلاستیک در حضور ترکیب زیستی نشان می‌دهد که مایه‌زنی این نوترکیب زیستی با افزایش سطوح هر دو نوع میکروپلاستیک منجر به اثر هم‌افزایی در افزایش درصد کربن آلی کل می‌گردد. هرچند که این هم‌افزایی درصد کربن آلی کل در تیمارهای دارای میکروپلاستیک نوع سبک نسبت به نوع سنگین به‌طور معناداری بیشتر بود. این تفاوت را می‌توان به ویژگی‌های ساختاری و زیست‌محیطی میکروپلاستیک نوع سبک نسبت داد، جایی که به دلیل دارا بودن چگالی کمتر، ساختار آمورف‌تر، و سطح تماس بیشتر با ذرات خاک، بستر مساعدتری برای تجمع مواد آلی، تشکیل بیوفیلم میکروبی، و تحریک فعالیت زیستی فراهم می‌کند (Gupta & Devi, 2020; Tziourrou & Golia, 2024). افزودن میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی سبک و پلی‌اتیلنی سنگین به خاک موجب تغییرات عمده در کربن آلی کل و خصوصیات زیستی خاک می‌شود (Wang et al., 2025). تأثیر میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی سبک و سنگین بر پویایی کربن آلی خاک به شدت به غلظت پلاستیک، اندازه ذرات، مدت زمان قرار گرفتن در معرض آنها، شرایط آزمایش، خواص اولیه خاک و وجود ریشه‌های گیاه بستگی دارد (Xiang et al., 2024). گزارش‌ها نشان داده‌اند که پلی‌اتیلنی سبک با افزایش کربن آلی محلول، به خصوص در غلظت بالا، موجب افزایش قابل توجه قابلیت تجزیه‌پذیری کربن ارگانیک خاک گردیده است؛ در حالی که پلی‌اتیلنی سنگین بیشتر بر ساختار و پایداری خاک اثر منفی گذارده و از هوموس‌سازی کاسته است (Aminiyan et al., 2024; Tziourrou & Golia, 2024). از سوی دیگر، کنسرویوم‌های میکروبی قادرند کربن آلی توده‌زنده میکروبی

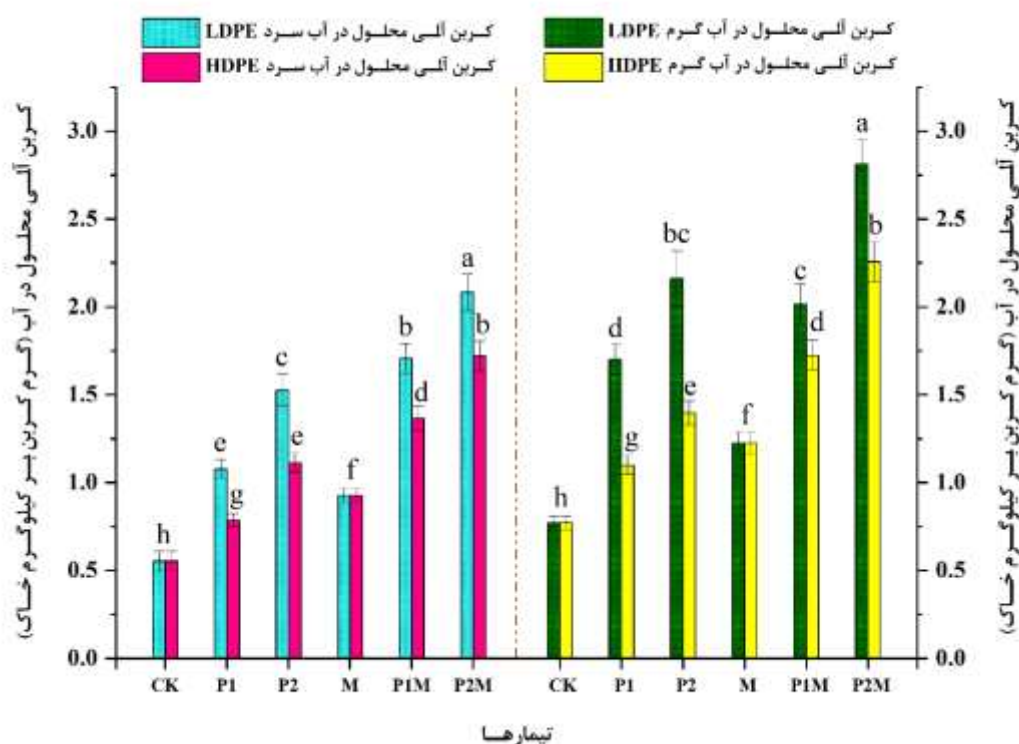
خاک را تحت تأثیر قرار داده و ضمن تسریع معدنی‌شدن کربن آلی و تنفس تجمعی خاک، به بهبود شرایط زیستی و کاهش تأثیرات منفی پلاستیک‌ها کمک کنند؛ اما به طور معمول مقدار کربن زیست‌توده میکروبی ابتدا افزایش یافته و سپس در دوره طولانی‌تر کاهش پیدا می‌کند (Jia et al., 2024; Shah et al., 2023).

همچنین، تجزیه‌زیستی نسبی میکروپلاستیک نوع سبک در شرایط خاکی، منجر به آزادسازی ترکیبات آلی قابل اکسید شدن می‌گردد (Esmaeili et al., 2013; Miranda et al., 2020). در مقابل، میکروپلاستیک نوع سنگین با ساختار متراکم‌تر و مقاومت بیشتر در برابر تجزیه‌زیستی، ممکن است تأثیر محدودتری بر افزایش کربن آلی داشته باشد (Aminiyan et al., 2024; Behera & Das, 2023; Y. Chen et al., 2024). بر اساس نتایج پیشین پژوهشگران این مطالعه، میکروپلاستیک نوع سبک در تمامی تیمارها نیز نقش مهمی در افزایش و تغییر تنفس پایه و زیست‌توده میکروبی خاک نسبت به نوع میکروپلاستیک نوع سنگین ایفا نمود (Aminiyan et al., 2024). آلودگی میکروپلاستیک احتمالاً بر دینامیک جهانی کربن (C) خاک تأثیر می‌گذارد، اما هنوز مشخص نیست که چگونه و تا چه حد بر تنفس خاک تأثیر می‌گذارد. به‌تازگی، در یک متاآنالیز جهانی برای تعیین اثرات آلودگی میکروپلاستیک بر میکروبیوم خاک و انتشار کربن دی‌اکسید گزارش شده است که آلودگی میکروپلاستیک‌ها به طور قابل توجهی محتوای کربن آلی خاک (SOC) (۲۱ درصد) و کربن آلی محلول (DOC) (۱۲ درصد)، فعالیت هیدرولاز فلورسین دی استات (FDAse) (۱۰ درصد) و زیست‌توده میکروبی (۱۷ درصد) را افزایش داده، اما منجر به کاهش تنوع میکروبی (۳ درصد) گردیده است (Zhao et al., 2024). این اثر را می‌توان به اثرات متضاد ریزذرات پلاستیک بر زیست‌توده میکروبی در مقابل تنوع زیستی نسبت داد، زیرا تجمع این ریزذرات برخی از باکتری‌های مهم خاک از نظر عملکردی را جذب کرده و سوبستراهای کربن اضافی را برای ریزجانداران هتروتروف خاص فراهم می‌کند، در حالی که رشد گونه‌های اتوتروف همانند کلروفلکسی، سیانوباکتری‌ها را مهار می‌کند (Hu et al., 2025). کشت گیاه به احتمال زیاد از طریق ترشحات ریشه‌ای، بقایای گیاهی، و تحریک فعالیت میکروبی ناشی از حضور گیاه، منجر به افزایش کربن آلی کل و محلول در خاک می‌شود (Lian et al., 2024; Ma et al., 2024). در مقابل، در تیمارهای میکروپلاستیک نوع سنگین کاهش رشد و پاسخ‌های فیزیولوژیکی گیاه مشاهده شده است که ناشی از اثرات فیزیکی و شیمیایی منفی میکروپلاستیک نوع سنگین بر ریزوسفر گیاه می‌باشد (Aminiyan et al., 2024; Feng et al., 2024). این کاهش رشد منجر به کاهش ترشحات ریشه‌ای و زیست‌توده گیاهی شده و در نهایت تأثیر منفی بر افزایش کربن آلی داشته است (Munhoz & Beriot, 2025; Tziourrou & Golia, 2024). در این پژوهش، در تیمارهای دارای ترکیب زیستی، افزایش چشمگیرتری در کربن آلی مشاهده شد. این امر ممکن است به دلیل کنسرسیوم زیستی مورد استفاده (شامل سویه‌های باکتریایی و قارچی) با توانایی‌های مکمل در تجزیه ترکیبات آلی و تحریک فعالیت زیستی خاک باشد. به‌نظر می‌رسد که این ترکیب با افزایش تجزیه‌زیستی میکروپلاستیک‌ها، تولید زیست‌توده میکروبی، و آزادسازی ترکیبات آلی محلول، نقش مؤثری در افزایش کربن آلی ایفا می‌کند (Yang et al., 2023). به‌ویژه در تیمارهای میکروپلاستیک نوع سبک همراه با ترکیب زیستی، هم‌افزایی بین میکروپلاستیک، گیاه، و میکروارگانیسم‌ها منجر به بیشترین افزایش در اندوخته‌های کربن آلی شد.



شکل ۱- تأثیر برهمکنش نوع و سطح میکروپلاستیک و افزودن ترکیب زیستی بر درصد کربن آلی کل خاک. حروف مشترک عدم معناداری در سطح پنج درصد را نشان می‌دهد. CK (شاهد): بدون پلاستیک و ترکیب زیستی؛ P1: ۱ درصد پلاستیک بدون ترکیب زیستی؛ P2: ۲ درصد پلاستیک بدون ترکیب زیستی؛ M: بدون پلاستیک به همراه ترکیب زیستی؛ P1M: ۱ درصد پلاستیک با ترکیب زیستی؛ و P2M: ۲ درصد پلاستیک با ترکیب زیستی

همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده شده است، با افزایش سطوح اعمال شده هر دو نوع میکروپلاستیک مقدار کربن آلی محلول در آب سرد از ۰/۵۵ در تیمار شاهد بدون میکروپلاستیک (CK) به ۱/۰۸ در تیمار P1 و ۱/۵۳ گرم بر کیلوگرم خاک در تیمار P2 برای LDPE و از ۰/۵۵ (CK) به ۰/۷۸ (P1) و ۱/۱۱ (P2) گرم بر کیلوگرم خاک برای HDPE افزایش چشمگیری یافت. نتایج نشان داد که مقدار کربن آلی محلول در آب سرد در تیمارهای P1 و P2 حاوی پلی‌اتیلن سبک به‌طور معناداری به ترتیب به میزان ۳۸/۵ و ۳۸ درصد بیشتر از پلی‌اتیلن سنگین بود. همان‌طور که در شکل ۲ نیز نشان داده شده است، مقدار کربن آلی محلول در آب سرد در تیمارهای تلقیح شده با ترکیب زیستی (M، P1M و P2M) به‌طور قابل توجهی به ترتیب به میزان ۰/۳۷، ۰/۶۳ و ۰/۵۶ گرم بر کیلوگرم خاک بالاتر از تیمار شاهد (CK) و تیمارهای بدون ترکیب زیستی P1 و P2 بود. اگرچه نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهند که روند تغییرات در مقدار کربن آلی محلول در آب گرم مشابه مقدار کربن آلی محلول در آب سرد بود، اما با این تفاوت که مقدار کربن آلی محلول در آب گرم در تمام تیمارها، به‌ویژه آنهایی که حاوی پلی‌اتیلن سبک هستند، به‌طور قابل توجهی به میزان ۳۹/۶، ۵۸ و ۴۱/۵ درصد به ترتیب در تیمارهای CK، P1، و P2 و به میزان ۳۲/۱، ۱۸/۱ و ۳۵/۱ درصد به ترتیب در تیمارهای M، P1M و P2M بیشتر از مقدار کربن آلی محلول در آب سرد بود (شکل ۲). همچنین این یافته‌ها نشان می‌دهند که تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها باعث افزایش مقدار کربن آلی محلول در آب گرم و به دنبال آن مقدار کربن آلی محلول در آب سرد شد؛ این امر ممکن است به این دلیل باشد که میکروپلاستیک پلی‌اتیلن سبک بیشتر از پلی‌اتیلن سنگین توسط ترکیب زیستی افزوده شده تجزیه شده‌اند. این نتایج با یافته‌های بسیاری از مطالعات پیشین هم‌خوانی دارد (Feng et al., 2024; Li et al., 2022; Liu et al., 2017; Qiu et al., 2024).



شکل ۲- تأثیر برهمکنش نوع و سطح میکروپلاستیک و همچنین افزودن ترکیب زیستی بر کربن محلول در آب سرد و گرم خاک (گرم کربن بر کیلوگرم خاک). حروف مشترک عدم معناداری در سطح پنج درصد را نشان می‌دهد. CK (شاهد): بدون پلاستیک و ترکیب زیستی؛ P1: ۱ درصد پلاستیک بدون ترکیب زیستی؛ P2: ۲ درصد پلاستیک بدون ترکیب زیستی؛ M: بدون پلاستیک به همراه ترکیب زیستی؛ P1M: ۱ درصد پلاستیک با ترکیب زیستی؛ و P2M: ۲ درصد پلاستیک با ترکیب زیستی

بخش کوچکی از مواد آلی خاک کربن آلی محلول نام دارد که عمدتاً از ترشحات میکروارگانیسم‌های خاک و ریشه‌های گیاهی به دست می‌آید (Aminiyan et al., 2015, 2016). میکروپلاستیک‌ها تغییراتی را در خواص فیزیکوشیمیایی خاک ایجاد می‌کند که مستقیماً بر میکروبیوم خاک تأثیر می‌گذارد و انتظار می‌رود چرخه کربن را تحت تأثیر قرار دهد (Qiu et al., 2024; Yu et al., 2023; Zhao et al., 2022). تحقیقات متعددی نیز برای تعیین تأثیر میکروپلاستیک پلی‌اتیلن بر تغییرات کربن آلی محلول خاک انجام شده است (Qiu et al., 2022).

(et al., 2024; Zhang et al., 2024). یافته‌های گزارش شده شامل اثرات بازدارندگی، غیر معنادار و افزایشی میکروپلاستیک‌ها بر تغییرات بخش کربن آلی محلول خاک است (Feng et al., 2024). به عنوان مثال، مطابق با نتایج پژوهش حاضر، گزارش شده است که مقدار کربن آلی محلول خاک با افزایش مقدار میکروپلاستیک تمایل به افزایش دارد زیرا سطوح بالای افزودن میکروپلاستیک، به عنوان یک منبع کربن، باعث تولید هوموس در خاک می‌شود (Liu et al., 2017). علاوه بر این، منگ و همکاران (۲۰۲۳) به این نتیجه رسیدند که افزودن میکروپلاستیک پلی اتیلن سنگین به طور قابل توجهی محتوای کربن آلی محلول خاک را به عنوان یک منبع کربن در دسترس افزایش داد که باعث افزایش فراوانی جوامع میکروبی خاک شد (Meng et al., 2023).

کربن آلی محلول (DOC) انرژی و مواد مغذی کافی را برای میکروارگانیسم‌ها و آنزیم‌های خاک در چرخه کربن فراهم می‌کند. از آنجایی که کربن آلی محلول با فعالیت‌های آنزیمی همبستگی مثبت و معنی داری دارد (Wu et al., 2024)، تغییرات در فعالیت‌های آنزیمی خاک می‌تواند مستقیماً بر رشد گیاه و کارایی استفاده میکروبی از سوبستراهای حاوی کربن تأثیر بگذارد و در نتیجه بر چرخه مواد مغذی و تجزیه مواد آلی تأثیر بگذارد (Liu et al., 2024). بنابراین، ریزجانداران خاک با تأثیر مستقیم یا غیرمستقیم بر سطح کربن آلی محلول و فعالیت‌های آنزیمی خاک، بر رشد گیاه و ذخیره کربن آلی خاک تأثیر می‌گذارند. این نتایج با یافته‌های مطالعه حاضر و نتایج پژوهش پیشین نویسندگان این پژوهش (Aminiyan et al., 2024) همخوانی دارد. همچنین نتایج پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد که افزایش کربن محلول در خاک (DOC) معمولاً با افزایش فعالیت آنزیم‌های تجزیه کننده کربن (مانند بتا-گلوکوزیداز و لاکاز) همراه است (Han et al., 2024). که این امر دلیل احتمالی افزایش کربن آلی محلول در تیمارهای پژوهش حاضر می‌باشد. همچنین مطالعات اخیر نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌های پلی اتیلنی (LDPE و HDPE) می‌توانند چرخه کربن خاک را مختل کنند، باعث تغییر در تنفس میکروبی، کاهش یا تغییر الگوی فعالیت آنزیم‌های کربنی (مانند بتا-گلوکوزیداز و دهیدروژناز)، و تغییر در سطح کربن آلی کل (TOC) و کربن آلی محلول (DOC) شوند، که نشان دهنده فشار متابولیکی بر جوامع میکروبی است (Qiu et al., 2024). این نتایج با یافته‌های مطالعه حاضر و نتایج پژوهش پیشین نویسندگان این پژوهش (Aminiyan et al., 2024) نیز همخوانی دارد. یافته‌های پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهند که حضور میکروپلاستیک‌ها فعالیت بتا-گلوکوزیداز که مسئول تجزیه پلی ساکاریدها و آزادسازی گلوکز و شاخصی کلیدی برای ارزیابی چرخه کربن آلی در خاک می‌باشد را کاهش می‌دهد، زیرا میکروپلاستیک با تغییر در ساختار خاک و دسترسی به کربن محلول، فعالیت زیستی مرتبط با این آنزیم را مختل می‌کند (Lian et al., 2024). پژوهشگران دریافتند که LDPE و سایر میکروپلاستیک‌ها فعالیت دهیدروژناز را به عنوان شاخصی مستقیم از تنفس میکروبی و فعالیت متابولیک کل جامعه زیستی خاک، کاهش می‌دهند که نشان دهنده افت توان متابولیکی ریزجانداران خاک و کاهش معدنی سازی کربن است (Jia et al., 2024). لاکاز یک آنزیم اکسیداتیو است که در تجزیه ترکیبات آروماتیک و لیگنین نقش دارد و برای معدنی سازی کربن پیچیده ضروری است. آلودگی میکروپلاستیک‌ها با کاهش فعالیت لاکاز همراه است، زیرا این آنزیم به شدت به تغییرات در جوامع قارچی و شرایط اکسیژنی خاک حساس است (Shah et al., 2023). نتایج یک مطالعه تحلیلی نشان می‌دهد که میکروپلاستیک‌ها با توجه به تنوع شیمیایی و اندازه آن‌ها، اثرات گسترده‌ای بر عملکرد خاک و چرخه کربن داشته و نیاز به بررسی جامع تر دارند (Zhao et al., 2024). هر چند که افزودن ترکیبات زیستی می‌تواند این اثرات منفی را تعدیل کند، زیرا که سوبیه‌های میکروبی کارا در تجزیه میکروپلاستیک‌ها موجب کاهش پایداری ساختار شیمیایی این ذرات می‌شوند (Aminiyan et al., 2024).

ارزیابی پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد که میکروپلاستیک‌ها ممکن است یک اثر پرایمینگ داشته باشند، و به تبع آن فعالیت میکروبی را افزایش دهند و احتمالاً در دسترس بودن مواد غذایی و کربن آلی محلول خاک را تغییر دهند (Yang et al., 2023). به نظر می‌رسد که میکروپلاستیک‌های پلی اتیلنی ممکن است به عنوان یک ناحیه اتصال برای جوامع میکروبی خاک عمل نموده و موجب افزایش مقدار کربن آلی خاک شوند، که این امر باعث می‌شود میکروب‌ها انرژی لازم برای رشد زیست توده خود را به دست آورند (Zhao et al., 2022). که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. هرچند در مقابل، بوتس و همکاران (۲۰۱۹) گزارش دادند که افزودن میکروپلاستیک پلی اتیلن سنگین به طور قابل توجهی ماده آلی خاک را در مقایسه با شاهد کاهش داد (Boots et al., 2019). یک مطالعه اخیر نشان داد که کربن آلی محلول تحت تأثیر میکروپلاستیک پلی اتیلن سبک قرار نگرفته است که این نتیجه به دلیل نوع و مقدار میکروپلاستیک مورد

مطالعه در مقایسه با پژوهش حاضر بوده است (Brown et al., 2022). به‌طور کلی می‌توان گفت که مطابق با نتایج گزارش‌شده، تغییرات کربن آلی محلول خاک تحت تأثیر میکروپلاستیک‌ها ممکن است به انواع خاک و نوع میکروپلاستیک نیز مرتبط باشد (Wan et al., 2023). بالاتر بودن مقادیر کربن آلی محلول در آب داغ نسبت به آب سرد به این دلیل است که افزایش دما بر حلالیت، تجزیه ترکیبات آلی ناشی از ترشحات ریشه گیاه و تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها، و متابولیت‌های ناشی از فعالیت میکروبی خاک تأثیر گذاشته و این عوامل باعث آزاد شدن بیشتر مواد آلی محلول در آب می‌شوند (Aminiyan et al., 2015; Zhang et al., 2024). از سوی دیگر همان‌طور که قبلاً گفته شد تراوشات ریشه گیاه منجر به افزایش ترکیبات آلی محلول و نیز افزایش جوامع میکروبی در محیط ریزوسفر می‌گردند (Lian et al., 2024; Liu et al., 2024; Zang et al., 2020). در مطالعه حاضر، افزودن ترکیب زیستی منجر به افزایش قابل‌توجهی در محتوای کربن آلی محلول خاک در مقایسه با شاهد و تیمارهای بدون ترکیب زیستی شد. همان‌طور که پیش‌تر اشاره گردید، حضور میکروپلاستیک‌ها یک محیط جدید به نام پلاستیسفر^۱ ایجاد می‌کند و ممکن است همانند یک زیستگاه میکروبی منحصربه‌فرد در خاک عمل کند (MacLean et al., 2021; Rillig et al., 2024). پلی‌اتیلن نوع سبک دارای ساختار زنجیره‌ای با شاخه‌های جانبی بیشتر و چگالی کمتر است، که منجر به انعطاف‌پذیری بیشتر، سطح تماس بالاتر با ذرات خاک، و نفوذپذیری بهتر می‌شود. این ویژگی‌ها باعث می‌شوند پلی‌اتیلن نوع سبک بیشتر در ریزفضاهای خاک نفوذ کرده و با مواد آلی و میکروارگانیسم‌ها برهم‌کنش داشته باشد (Z. Chen et al., 2024; Han et al., 2024; Yuan et al., 2020). همچنین به دلیل سطح ناهموارتر و انعطاف‌پذیرتر میکروپلاستیک‌های نوع سبک، این نوع از میکروپلاستیک بستر مناسب‌تری برای تشکیل بیوفیلم میکروبی نسبت به نوع سنگین فراهم می‌کند. این امر می‌تواند منجر به افزایش فعالیت میکروبی و تولید زیست‌توده میکروبی در اطراف ذرات پلی‌اتیلن نوع سبک شود، که در نهایت به افزایش کربن آلی قابل اندازه‌گیری در خاک منجر می‌گردد (Behera & Das, 2023; Lian et al., 2024). از سوی دیگر وجود پلی‌اتیلن نوع سبک ممکن است با تغییر در ویژگی‌های فیزیکی خاک (مانند تخلخل و نگهداشت رطوبت) شرایط بهتری برای فعالیت زیستی فراهم کند، در حالی که پلی‌اتیلن نوع سنگین به دلیل ساختار متراکم‌تر، چنین اثری ندارد یا کمتر دارد (Aminiyan et al., 2024; Guo et al., 2021). تغییرات در جامعه میکروبی خاک ناشی از قرار گرفتن در معرض میکروپلاستیک مستقیماً بر تجزیه زیستی این ذرات و در نتیجه تجزیه آن‌ها تأثیر می‌گذارد و در نهایت باعث افزایش دپلمیریزاسیون و آزاد شدن کربن می‌شود (Yuan et al., 2020; Zhang et al., 2021). به‌طور کلی، این یافته‌های متناقض در مورد میکروپلاستیک‌ها نشان می‌دهد که متغیرهای مختلفی همانند نوع، اندازه، شکل و مقدار این ذرات ممکن است تأثیر آن‌ها را بر چرخه کربن و بخش‌بندی‌های گوناگون آن را کنترل کنند (Aminiyan et al., 2024; Feng et al., 2024; Lian et al., 2024). et al., 2024; Shah et al., 2023، که این امر نیاز به تحقیقات بیشتر در این زمینه را بیش‌ازپیش ضروری می‌نماید.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که حضور میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلنی سبک (LDPE) و سنگین (HDPE) در خاک، به‌ویژه در سطوح بالاتر، تأثیر قابل‌توجهی بر اندوخته کربن آلی کل و بخش‌های محلول آن دارد. افزایش غلظت میکروپلاستیک‌ها منجر به افزایش معنی‌دار کربن آلی کل خاک گردید، به‌طوری‌که LDPE در سطح یک درصد، افزایش بیشتری نسبت به HDPE ایجاد کرد. این امر نشان‌دهنده تفاوت ساختاری و فیزیکی میان دو نوع پلی‌اتیلن و نقش آن‌ها در دینامیک کربن خاک است. همچنین، کاربرد نوترکیب زیستی متشکل از سویه‌های منتخب باکتریایی و قارچی، توانست اثرات منفی ناشی از حضور میکروپلاستیک‌ها را به‌طور معناداری کاهش داده و حتی موجب بهبود اندوخته کربن آلی محلول، به‌ویژه در آب گرم، شود. این یافته‌ها بیانگر نقش هم‌افزایی میکروبی در تجزیه و زیست‌تخریب میکروپلاستیک‌ها و ارتقاء کیفیت زیستی خاک است. به‌ویژه، ترکیب زیستی در تیمارهای دارای LDPE عملکرد بهتری نسبت به HDPE نشان داد که می‌تواند به تفاوت در ساختار مولکولی و انعطاف‌پذیری این پلیمرها نسبت داده شود. از سوی دیگر، نتایج نشان داد که حضور میکروپلاستیک‌ها نه تنها بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک بلکه بر چرخه کربن در سامانه خاک-گیاه نیز اثرگذار است. افزایش کربن آلی محلول و معدنی شدن آن در حضور میکروپلاستیک‌ها، به‌ویژه در ابعاد ریزتر، می‌تواند منجر به تغییرات در فعالیت‌های میکروبی، تنفس ریشه و در نهایت انتشار دی‌اکسید کربن از خاک شود. این موضوع اهمیت بررسی دقیق‌تر اثرات میکروپلاستیک‌ها بر ریزوسفر و تعاملات گیاه-خاک را برجسته می‌سازد. در مجموع، یافته‌های این پژوهش بر ضرورت مدیریت حضور میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی و استفاده از راهکارهای زیستی مؤثر برای کاهش اثرات منفی آن‌ها تأکید دارد. به‌کارگیری ترکیبات زیستی تجزیه‌کننده می‌تواند به‌عنوان

یک راهبرد پایدار در جهت حفظ کیفیت خاک، بهبود چرخه کربن و کاهش آلودگی‌های ناشی از پلاستیک در اکوسیستم‌های زمینی مورد توجه قرار گیرد.

سپاسگزاری

از حمایت‌های مالی دانشگاه تهران و بنیاد ملی علم ایران (INSF) در قالب طرح تحقیقاتی با شماره مرجع ۴۰۰۴۲۸۸ کمال تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

”هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان وجود ندارد.“

REFERENCES

- Aminiyan, M. M., Shorafa, M., & Pourbabaee, A. A. (2024). Mitigating the detrimental impacts of low-and high-density polyethylene microplastics using a novel microbial consortium on a soil-plant system: Insights and interactions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 283, 116805 .
- Aminiyan, M. M., Sinigani, A. A. S., & Sheklabadi, M. (2015). Assessment of changes in different fractions of the organic carbon in a soil amended by nanozeolite and some plant residues: incubation study. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4, 239-247 .
- Aminiyan, M. M., Sinigani, A. A. S., & Sheklabadi, M. (2016). The effect of zeolite and some plant residues on soil organic carbon changes in density and soluble fractions: Incubation study. *Eurasian Journal of Soil Science*, 5(1), 74-83 .
- Anjana, K., Hinduja, M., Sujitha, K., & Dharani, G. (2020). Review on plastic wastes in marine environment– Biodegradation and biotechnological solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110733 .
- Behera, S., & Das, S. (2023). Environmental impacts of microplastic and role of plastisphere microbes in the biodegradation and upcycling of microplastic. *Chemosphere*, 334, 138928 .
- Boots, B., Russell, C. W., & Green, D. S. (2019). Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11496-11506 .
- Brown, R. W., Chadwick, D. R., Thornton, H., Marshall, M. R., Bei, S., Distaso, M. A.,...Murphy, D. V. (2022). Field application of pure polyethylene microplastic has no significant short-term effect on soil biological quality and function. *Soil Biology and Biochemistry*, 165, 108496 .
- Chen, Y., Li, Y., Liang, X., Lu, S., Ren, J., Zhang, Y.,...Sun, K. (2024). Effects of microplastics on soil carbon pool and terrestrial plant performance. *Carbon Research*, 3(1), 37 .
- Chen, Z., Wan, Q., Zhou, P., Li, H., Liu, Y., Lu, Y., & Li, B. (2024). Microplastics Can Inhibit Organic Carbon Mineralization by Influencing Soil Aggregate Distribution and Microbial Community Structure in Cultivated Soil: Evidence from a One-Year Pot Experiment. *Agronomy*, 14(9), 2114 .
- Esmaeili, A., Pourbabaee, A. A., Alikhani, H. A., Shabani, F., & Esmaeili, E. (2013). Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) by mixed culture of *Lysinibacillus xylanilyticus* and *Aspergillus niger* in soil. *Plos one*, 8(9), e71720 .
- Feng, Z., Zhu, N., Wu, H., Li, M., Chen, J., Yuan, X.,...Wang, Y. (2024). Microplastic coupled with soil dissolved organic matter mediated changes in the soil chemical and microbial characteristics. *Chemosphere*, 359, 142361 .
- Gregorich, E., Liang, B., Drury, C., Mackenzie, A., & McGill, W. (2000). Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(5), 581 .
- 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 .
- Gupta, K. K., & Devi, D. (2020). Characteristics investigation on biofilm formation and biodegradation activities of *Pseudomonas aeruginosa* strain ISJ14 colonizing low density polyethylene (LDPE) surface. *Heliyon*, 6 .(۷)
- Han, L., Chen, L., Feng, Y., Kuzyakov, Y., Chen, Q. a., Zhang, S.,...Sun, K. (2024). Microplastics alter soil structure and microbial community composition. *Environment International*, 185, 108508 .
- Hu, W., Zhang, Z., & Mu, G. (2025). Microplastics indirectly affect soil respiration of different-aged forest by altering microbial communities and carbon metabolism. *Journal of Hazardous Materials*, 138532 .
- Huang, Z., Cui, Q., Yang, X., Wang, F., & Zhang, X. (2023). An evaluation model to predict microplastics generation from polystyrene foams and experimental verification. *Journal of Hazardous Materials*, 446, 130673 .



- Jia, X., Yao, Y., Tan, G., Xue, S., Liu, M., Tang, D. W.,...Yang, X. (2024). Effects of LDPE and PBAT plastics on soil organic carbon and carbon-enzymes: A mesocosm experiment under field conditions. *Environmental Pollution*, 362, 124965 .
- Li, R., Xi, B., Tan, W., & Yuan, Y. (2022). Spatiotemporal heterogeneous effects of microplastics input on soil dissolved organic matter (DOM) under field conditions. *Science of the Total Environment*, 847, 157605 .
- Lian, Y., Shi, R., Liu, J., Zeb, A., Wang, Q., Wang, J.,...Ali, N. (2024). Effects of polystyrene, polyethylene, and polypropylene microplastics on the soil-rhizosphere-plant system: Phytotoxicity, enzyme activity, and microbial community. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133417 .
- Liu, H., Yang, X., Liu, G., Liang, C., Xue, S., Chen, H.,...Geissen, V. (2017). Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. *Chemosphere*, 185, 907-917 .
- Liu, S.-M., Chen, F.-T., Wang, C.-H., Kong, F.-L., & Jiang, Z.-X. (۲۰۲۵). Effects of polyethylene microplastics with different particle sizes on soil organic carbon characteristics and mineralization in agricultural soil. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 46(5), 3161-3170 .
- Liu, Y., Chen, S., Zhou, P., Li, H., Wan, Q., Lu, Y., & Li, B. (2024). Differential impacts of microplastics on carbon and nitrogen cycling in plant-soil systems: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 948, 174655 .
- Ma, Y., Yang, K., Yu, H., Tan, W., Gao, Y., & Lv, B. (2024). Effects and mechanism of microplastics on organic carbon and nitrogen cycling in agricultural soil: A review. *Soil Use and Management*, 40(1), e12971 .
- MacLean, J., Mayanna, S., Benning, L. G., Horn, F., Bartholomäus, A., Wiesner, Y.,...Liebner, S. (2021). The terrestrial plastisphere: diversity and polymer-colonizing potential of plastic-associated microbial communities in soil. *Microorganisms*, 9(9), 1876 .
- Maqbool, A., Soriano, M.-A., & Gómez, J. A. (2023). Macro-and micro-plastics change soil physical properties: a systematic review. *Environmental Research Letters*, 18(12), 123002 .
- Meng, F., Yang, X., Riksen, M., & Geissen, V. (2022). Effect of different polymers of microplastics on soil organic carbon and nitrogen—A mesocosm experiment. *Environmental Research*, 204, 1. ۱۱۹۳۸
- Meng, Q., Diao, T., Yan, L., & Sun, Y. (2023). Effects of single and combined contamination of microplastics and cadmium on soil organic carbon and microbial community structural: a comparison with different types of soil. *Applied Soil Ecology*, 18. ۱۰۴۷۶۳, ۳
- Miranda, G., Pires, J., Souza, G., Fraga, F., Azevedo, C., Lourega, R.,...Ligabue, R. (2020). Abiotic and biotic degradations of a LDPE blend in soil of South Brazil landfill. *Iranian Polymer Journal*, 29(12), 1123-1135 .
- Munhoz, D. R., & Beriot, N. (2025). Impacts of Nano-and Microplastic Contamination on Soil Organisms and Soil-Plant Systems. *Microplastics*, 4(4), 68 .
- Qiu, X., Ma, S., Pan, J., Cui, Q., Zheng, W., Ding, L.,...Rillig, M. C. (2024). Microbial metabolism influences microplastic perturbation of dissolved organic matter in agricultural soils. *The ISME journal*, 18(1), wrad017 .
- Rillig, M. C., Kim, S. W., & Zhu, Y.-G. (2024). The soil plastisphere. *Nature Reviews Microbiology*, 22(2), 64-74 .
- Rong, L., Wang, Y., Meidl, P., Wang, L., & Sun, H. (2023). Microplastics affect soybean rhizosphere microbial composition and function during vegetative and reproductive stages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 252, 114577 .
- Shah, T., Ali, A., Haider, G., Asad, M., & Munsif, F. (2023). Microplastics alter soil enzyme activities and microbial community structure without negatively affecting plant growth in an agroecosystem. *Chemosphere*, 322, 138188 .
- Shariati, S., Pourbabaee, A., Alikhani, H., & Rezaei, K. (2022). Anaerobic biodegradation of phthalic acid by an indigenous *Ralstonia pickettii* strain SHAn2 isolated from Anzali international wetland. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(6), 4827-4838 .
- Shariati, S., Pourbabaee, A. A., & Alikhani, H. A. (2023). Biodegradation of diethyl phthalate and phthalic acid by a new indigenous *Pseudomonas putida*. *Folia Microbiologica*, 68(3), 477-488 .
- Shi, J., Tanentzap, A. J., Sun, Y., Wang, J., Xing, B., Rillig, M. C.,...Adyel, T. M. (2025). Microplastics generate less mineral protection of soil carbon and more CO₂ emissions. *Advanced Science*, 12(7), 2409585 .
- Siddiqui, S. A., Singh, S., Bahmid, N. A., Shyu, D. J., Domínguez, R., Lorenzo, J. M.,...Câmara, J. S. (2023).

- Polystyrene microplastic particles in the food chain: Characteristics and toxicity-A review. *Science of the Total Environment*, 892, 164531 .
- Song, T., Liu, J., Han, S., Li, Y., Xu, T., Xi, J.,...Lin, Y. (2024). Effect of conventional and biodegradable microplastics on the soil-soybean system: A perspective on rhizosphere microbial community and soil element cycling. *Environment International*, 190, 108781 .
- Tziourrou, P., & Golia, E. E. (2024). Plastics in agricultural and urban soils: interactions with plants, micro-organisms, inorganic and organic pollutants: an overview of polyethylene (PE) litter. *Soil Systems*, 8(1), 23 .
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1. ۲۹-۳۸), (
- Wan, L., Cheng, H., Liu, Y., Shen, Y., Liu, G., & Su, X. (2023). Global meta-analysis reveals differential effects of microplastics on soil ecosystem. *Science of the Total Environment*, 867, 161403 .
- Wang, F., Wang, Q., Adams, C. A., Sun, Y & ,Zhang, S. (2022). Effects of microplastics on soil properties: current knowledge and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127531 .
- Wang, K., Min, W., Flury, M., Gunina, A., Lv, J., Li, Q., & Jiang, R. (2024). Impact of long-term conventional and biodegradable film mulching on microplastic abundance, soil structure and organic carbon in a cotton field. *Environmental Pollution*, 356, 124367 .
- Wang, L., Huang, J., Xu, J., Li, X., Ma, H., Qian, X., & Abolfathi, S. (2025). Comparative Analysis of Microbial Colonization and Degradation of Low-Density (LDPE) and High-Density Polyethylene (HDPE) Microplastics. *Process Safety and Environmental Protection*, 107956 .
- Wang, X., Xing, Y., Lv, M., Zhang, T., Ya, H., & Jiang, B. (2022). Recent advances on the effects of microplastics on elements cycling in the environment. *Science of the Total Environment*, 849, 157884 .
- Wu, J., Cao, X., Zhang, T., & Ouyang, L. (2024). Effect of polyethylene microplastics on soil organic carbon pool dynamics in the soil-rhizosphere-alfalfa system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114724 .
- Xiang, Y., Rillig, M. C., Peñuelas, J., Sardans, J., Liu, Y., Yao, B., & Li, Y. (2024). Global responses of soil carbon dynamics to microplastic exposure: A data synthesis of laboratory studies. *Environmental Science & Technology*, 58(13), 5821-5831 .
- Yang, Z., Sha, Y., Kumar, A., Yu, Z., Lin, J., & Lei, Y. (2023). Degradable microplastics induce more soil organic carbon loss via priming effects: a viewpoint. *Plant and Soil*, 1-4 .
- Yu, Y., Battu, A. K., Varga, T., Denny, A. C., Zahid, T. M., Chowdhury, I., & Flury, M. (2023). Minimal impacts of microplastics on soil physical properties under environmentally relevant concentrations. *Environmental Science & Technology* . ۵۲۹۶-۵۳۰۴, (۱۳)۵۷ ,
- Yu, Z.-f., Song, S., Xu, X.-l., Ma, Q., & Lu, Y. (2021). Sources, migration, accumulation and influence of microplastics in terrestrial plant communities. *Environmental and Experimental Botany*, 192, 104635 .
- 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 .
- Zang, H., Zhou, J., Marshall, M. R., Chadwick, D. R., Wen, Y., & Jones, D. L. (2020). Microplastics in the agroecosystem: are they an emerging threat to the plant-soil system? *Soil Biology and Biochemistry*, 148, 107926 .
- Zhang, H., Huang, Y., Shen, J., Xu, F., Hou, H., Xie, C.,...An, S. (2024). Mechanism of polyethylene and biodegradable microplastic aging effects on soil organic carbon fractions in different land-use types. *Science of the Total Environment*, 912, 168961 .
- Zhang, X., Li, Y., Ouyang, D., Lei, J., Tan, Q., Xie, L.,...Farooq, T. H. (2021). Systematical review of interactions between microplastics and microorganisms in the soil environment. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126288
- Zhao, S., Rillig, M. C., Bing, H., Cui, Q., Qiu, T., Cui, Y.,...Monikh, F. A. (2024). Microplastic pollution promotes soil respiration: A global-scale meta-analysis. *Global Change Biology*, 30(7), e17415
- Zhao, S., Zhang, Z., Chen, L., Cui, Q., Cui, Y., Song, D., & Fang, L. (2022). Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil. *Applied Soil Ecology*, 176, 104486 .
- Zhou, J., Feng, W., Brown, R. W., Yang, H., Shao, G., Shi, L.,...Jones, D. L. (2024). Microplastic contamination accelerates soil carbon loss through positive priming. *Science of the Total Environment*, 954, 176273