JEHE Journal of Environmental Health Engineering , 2026; 14(2):184-205 Original Article

Characterization and Biodegradation Feasibility of Microplastics in Agricultural Soils: A Case Study from Southern Tehran Farmlands, Iran

Received: 19 April 2026, Accepted: 19 August 2026

Hassan Alaei[1], Roya Mafigholami[1*], Sanaz Khoramipour[1], Behnaz MoradiGhiasabadi[2], Hamid Moghimi[3]

[1] Department of Environment, WT.C., Islamic Azad University, Tehran, Iran
[2] Department of Environment, Damavand Branch, Islamic Azad University, Damavand, Iran
[3] Department of Microbiology, School of Biology, College of Science, University of Tehran, Tehran, Iran

***Corresponding Author:**
r.mafigholami@wtiau.ac.ir

How to Cite This Article:
Alaei H, Mafigholami R, Khoramipour S, MoradiGhiasabadi B, Moghimi H. Characterization and Biodegradation Feasibility of Microplastics in Agricultural Soils: A Case Study from Southern Tehran Farmlands, Iran. Journal of Environmental Health Engineering. 2026;14(2):184-205.

DOI:

ABSTRACT

Background: Microplastics are emerging, persistent pollutants that increasingly accumulate in agricultural soils, where they may impair soil functioning and threaten ecosystem and food security. This study investigated the occurrence of microplastics and assessed the biodegradation potential of indigenous microorganisms in agricultural soils of the Varamin Plain, Iran.

Materials and Methods: Soil samples were collected from five agricultural fields during warm and cold seasons at two depths (surface and subsurface). Microplastics were extracted using density separation combined with oxidative removal of organic matter, and particles were identified and quantified by stereomicroscopy. Statistical analyses included ANOVA, independent-samples t-tests, Pearson correlation, and linear regression. For biodegradation assessment, indigenous microorganisms were enriched on common polymers, and molecular identification was performed via PCR and 16S rRNA gene sequencing. Surface alterations of the polymers were examined using FESEM and FTIR.

Results: The mean microplastic concentration was 312.49 particles per kilogram of soil. The most abundant size class was 5-20 μm, and fibers were the dominant morphological type (42.38%). No significant differences in microplastic abundance were detected between seasons, depths, particle size classes, or fields ($P>0.05$). Four bacterial strains *Lysinibacillus boronitolerans*, *Pseudomonas stutzeri*, *Bacillus pacificus*, and *Microbacterium hibisci* were identified, each inducing limited morphological and structural changes on microplastic surfaces.

Conclusion: Agricultural soils in the Varamin Plain are uniformly contaminated with microplastics yet host indigenous microbial communities with a measurable, albeit slow, capacity to initiate biodegradation. Strengthening wastewater management, implementing continuous monitoring, and harnessing this biodegradation potential may help mitigate long-term environmental risks.

Keywords: Microplastics; agricultural soils; biodegradation; indigenous microorganisms; Varamin Plain

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

Copyright © 2026 The Authors.
Published by Alborz University of Medical Sciences
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Noncommercial 4.0 International License. (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).Non-commercial uses of the work are permitted,provided the original work is properly cited.

JEHE
Alborz University of Medical Sciences
مجله مهندسی بهداشت محیط، دوره ۱۴، شماره ۲، تابستان ۱۴۰۵، صفحات ۱۸۴ تا ۲۰۵
مقاله پژوهشی

شناسایی ویژگی‌ها و امکان‌سنجی زیست‌تخریب‌پذیری میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی: مطالعه موردی مزارع کشاورزی جنوب تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۱/۳۰ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۵/۲۸

حسن علایی[۱]، رویا مافی غلامی[۱*]، ساناز خرمی پور[۱]، بهناز مرادی غیاث آبادی[۲]، حمید مقیمی[۳]

[۱] گروه محیط‌زیست، واحد تهران غرب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

[۲] دانشکده محیط زیست، واحد دماوند، دانشگاه آزاد اسلامی، دماوند، ایران

[۳] گروه میکروبیولوژی، دانشکده زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه تهران، تهران، ایران

***پست الکترونیکی نویسنده مسئول:**
r.mafigholami@wtiau.ac.ir

نحوه استناد به این مقاله:
Alaei H, Mafigholami R, Khoramipour S, MoradiGhiasabadi B, Moghimi H. Characterization and Biodegradation Feasibility of Microplastics in Agricultural Soils: A Case Study from Southern Tehran Farmlands, Iran. Journal of Environmental Health Engineering. 2026;14(2):184-205.

DOI:

چکیده

زمینه و هدف: میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان آلاینده‌های پایدار نوظهور، به‌طور فزاینده‌ای در خاک‌های کشاورزی تجمع یافته و می‌توانند سلامت خاک و پایداری اکوسیستم را تهدید کنند. این مطالعه با هدف بررسی آلودگی میکروپلاستیک‌ها و ارزیابی ظرفیت زیست‌تخریب‌پذیری میکروارگانیسم‌های بومی در خاک‌های کشاورزی دشت ورامین انجام شد.

مواد و روش ها: نمونه‌برداری از خاک، در پنج مزرعه کشاورزی طی فصول گرم و سرد و در دو عمق سطحی و زیرسطحی انجام شد. استخراج میکروپلاستیک‌ها با استفاده از جداسازی بر اساس چگالی و حذف اکسیداتیو مواد آلی صورت گرفت. شناسایی و کمی‌سازی ذرات با استریومیکروسکوپ انجام شد. تحلیل‌های آماری شامل ANOVA، آزمون t ، همبستگی پیرسون و رگرسیون خطی بود. برای ارزیابی زیست‌تخریب، میکروارگانیسم‌های بومی بر روی پلیمرهای رایج کشت داده شده و شناسایی مولکولی با PCR و توالی‌یابی ژن ۱۶ S rRNA انجام گرفت. تغییرات سطحی پلیمرها با FESEM و FTIR بررسی شد.

یافته ها: میانگین غلظت میکروپلاستیک‌ها ۳۱۲/۴۹ ذره در کیلوگرم خاک بود. بیشترین فراوانی به ذرات با اندازه ۵-۲۰ میکرومتر و از نظر ریخت‌شناسی به الیاف (۴۲/۳۸ درصد) اختصاص داشت. تفاوت معنی‌داری بین فصول، اعماق، رده‌های اندازه و مزارع مشاهده نشد (P>0/05). چهار سویه باکتریایی شامل *Lysinibacillus boronitolerans*، *Pseudomonas stutzeri*، *Bacillus pacificus* و *hibisci* شناسایی شدند که توان ایجاد تغییرات ریخت‌شناسی و ساختاری محدود در پلیمرها را نشان دادند.

نتیجه گیری: نتایج نشان می‌دهد که خاک‌های کشاورزی منطقه به‌طور یکنواختی به میکروپلاستیک‌ها آلوده بوده و هم‌زمان از ظرفیت بالقوه زیست‌تخریب میکروبی برخوردارند. مدیریت منابع فاضلابی، پایش مستمر و بهره‌گیری از توان میکروارگانیسم‌های بومی می‌تواند نقش مهمی در کاهش مخاطرات بلندمدت زیست‌محیطی ایفا کند.

واژه های کلیدی: میکروپلاستیک‌ها، خاک‌های کشاورزی، زیست‌تخریب‌پذیری، میکروارگانیسم‌های بومی، دشت ورامین

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

مقدمه

آلودگی خاک به میکروپلاستیک‌ها در سال‌های اخیر به‌عنوان یکی از نگرانی‌های مهم زیست‌محیطی و بهداشتی مطرح شده است، زیرا این ذرات پایدار می‌توانند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تغییر دهند، فعالیت میکروبی را مختل کنند، چرخه مواد غذایی را برهم بزنند و در نهایت بر رشد گیاه و ایمنی غذایی اثر بگذارند. در محیط‌های کشاورزی، میکروپلاستیک‌ها از منابع متعددی مانند فیلم‌های مالچ، لجن فاضلاب، آبیاری با پساب، کودهای آلی و رسوب‌گذاری جوی وارد خاک می‌شوند و به دلیل پایداری بالا و تجزیه‌پذیری محدود، در پروفیل خاک تجمع می‌یابند[1-3].

اهمیت این آلودگی تنها به خاک محدود نمی‌شود، بلکه میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق تماس با ریشه، انتقال به اندام‌های هوایی گیاه و ورود به زنجیره غذایی، خطرات بالقوه‌ای برای سلامت انسان و دام ایجاد کنند. افزون بر این، میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل سایر آلاینده‌ها و میکروارگانیسم‌ها نیز عمل می‌کنند و این موضوع می‌تواند شدت اثرات زیست‌محیطی و بهداشتی آن‌ها را افزایش دهد. بنابراین، پایش این آلاینده در خاک‌های کشاورزی، به‌ویژه در مناطق وابسته به آبیاری با پساب، برای حفاظت از سلامت خاک و امنیت غذایی ضروری است[4، 5].

دشت ورامین به‌دلیل اقلیم نیمه‌خشک، وابستگی بالای کشاورزی به منابع آب جایگزین، و نزدیکی به مراکز شهری و صنعتی، منطقه‌ای مستعد برای تجمع میکروپلاستیک‌ها در خاک به شمار می‌رود. با این حال، داده‌های موجود درباره فراوانی، توزیع عمقی، ویژگی‌های مورفولوژیک و ظرفیت زیست‌تخریب‌پذیری میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی این منطقه هنوز محدود است؛ در حالی که مطالعات اخیر نشان داده‌اند آبیاری با پساب تصفیه‌شده می‌تواند به افزایش قابل‌توجه بار میکروپلاستیک در خاک‌های کشاورزی منجر شود. بر این اساس، این مطالعه با هدف ارزیابی آلودگی میکروپلاستیکی در مزارع جنوب تهران و بررسی توان میکروارگانیسم‌های بومی برای زیست‌تخریب پلیمرها انجام شد[4، 6، 7].

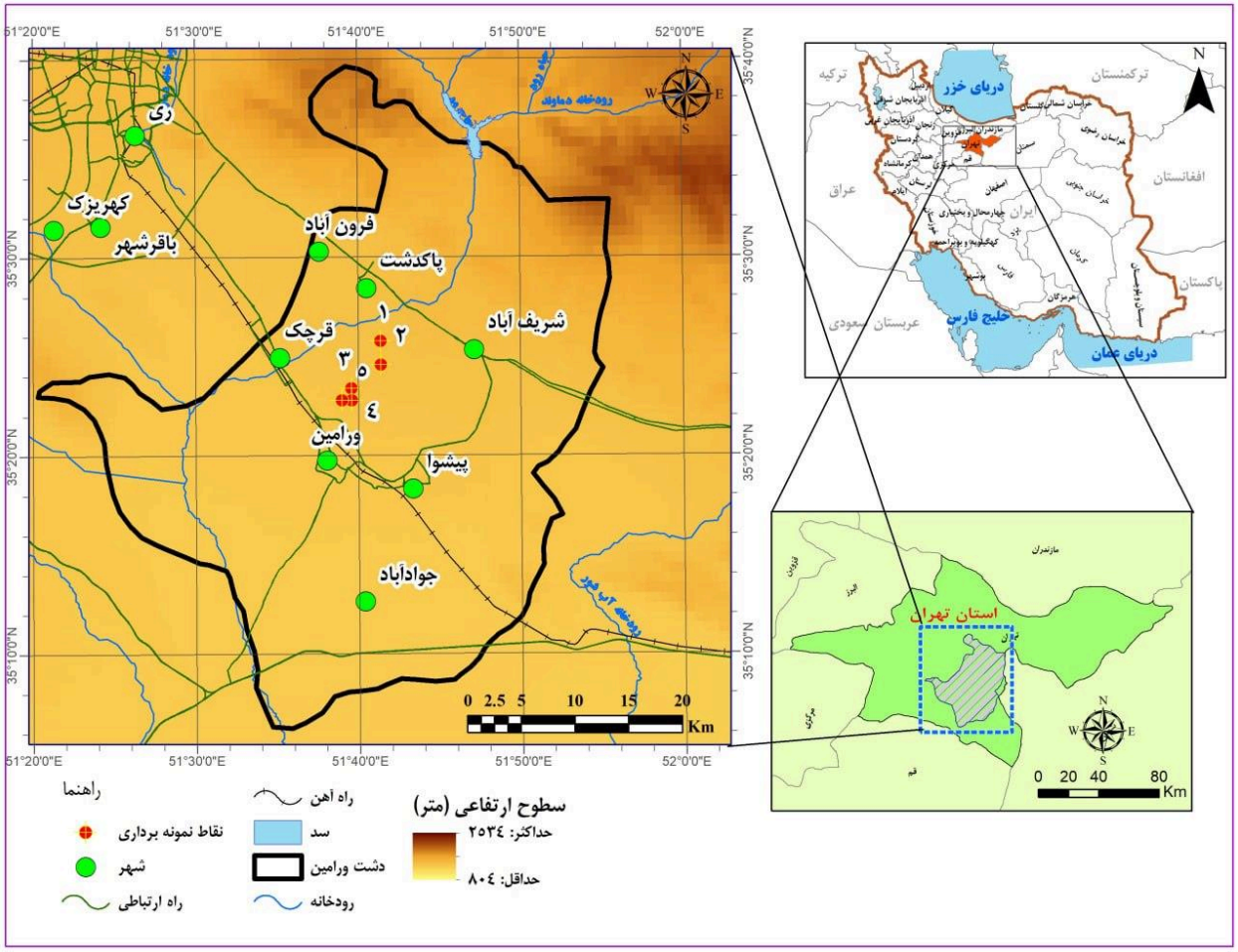
با وجود نگرانی جهانی فزاینده، خاک‌های کشاورزی ایران هنوز به‌طور گسترده مورد مطالعه قرار نگرفته‌اند و این امر شکافی حیاتی در داده‌ها درباره فراوانی، توزیع و پتانسیل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها ایجاد کرده است. این مطالعه تلاش می‌کند این خلأ را پر نموده و با ارائه یک ارزیابی سیستماتیک از میکروپلاستیک‌ها در دشت ورامین، اولین مجموعه داده منطقه‌ای ایران را برای سیاست‌گذاری مبتنی بر شواهد فراهم آورد. فراتر از کمی‌سازی، تحقیق حاضر ظرفیت تجزیه ذاتی خاک را با شناسایی میکروارگانیسم‌های بومی قادر به تجزیه پلیمرهای خاص بررسی می‌کند. علاوه بر این، تأثیر عوامل زیستی و غیر زیستی، از جمله ویژگی‌های خاک، دما و خصوصیات میکروپلاستیک‌ها، بر کارایی تجزیه مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. یافته‌های این مطالعه بینش‌های ارزشمندی برای پیش‌بینی الگوهای آلودگی، توسعه استراتژی‌های احیای زیستی هدفمند و مدیریت پایدار خاک‌های کشاورزی ارائه می‌دهند.

مواد و روش ها

مکان مورد مطالعه

این مطالعه در دشت ورامین، واقع در جنوب‌شرقی تهران، ایران، انجام شد (مختصات نقاط نمونه‌برداری در شکل ۱ و جدول ۱ ارائه شده است). نمونه‌برداری‌ها در تابستان و زمستان سال ۱۴۰۳ انجام گرفت. دشت ورامین با اقلیم نیمه‌خشک، بارندگی اندک، استفاده گسترده از فاضلاب برای آبیاری و نزدیکی به مناطق صنعتی و سایت‌های دفع زباله، به‌عنوان یک منطقه شاخص برای بررسی فراوانی، توزیع و پتانسیل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی شناخته می‌شود.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]



شکل ۱. نقشه مکان مورد مطالعه همراه با نقاط نمونه‌برداری

جدول ۱. ویژگی‌های جغرافیایی محل مطالعه و نمونه‌برداری

کد محل	مختصات جغرافیایی	کاربری زمین	نوع خاک	pH خاک	تعداد نمونه‌ها
۱	35.43° N, 51.69° E	مزرعه یونجه	لوم	۷/۴	۳
۲	35.41° N, 51.69° E	مزرعه ذرت	شنی-لوم	۷/۲	۳
۳	35.39° N, 51.66° E	کشت بادمجان	لوم	۷/۳	۳
۴	35.38° N, 51.66° E	مزرعه ذرت	شنی-لوم	۷/۱	۳
۵	35.38° N, 51.65° E	مزرعه ذرت	لوم	۷/۵	۳

مواد شیمیایی و تجهیزات

در این مطالعه از مواد شیمیایی شامل کلرید روی، پراکسید هیدروژن، محیط‌های کشت ساکارز و آگار، اسید بوریک، EDTA، گلیسرول، کلرید سدیم، سدیم دودسیل سولفات، سدیم هگزامتافسفات و آب دیونیزه استفاده شد. برای الکتروفورز، نردبان DNA 1 kb GeneRuler (Thermo Scientific)، رنگ DNA 6X و بارگیری KBC Power Load (Kosar Biotech) به کار گرفته شدند. تصفیه DNA با کیت استخراج ژل QIAquick (Qiagen, Cat. No. 28704)انجام شد و آنزیم RNase A (Thermo Scientific) و پلیمراز DNA

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

Taq (Ampliqon)برای تحلیل‌های مولکولی پایین‌دستی مورد استفاده قرار گرفتند. تجهیزات به‌کار رفته شامل فر هوای گرم، ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی، دستگاه التراسونیک، پمپ خلا، انکوباتور میکروبی، همزن ورتکس، استریومیکروسکوپ، یخچال آزمایشگاهی (۲-۸ درجه سانتی‌گراد)، فریزر (۱۸- تا ۲۰- درجه سانتی‌گراد)، پلیت‌های کشت میکروبی و شیشه‌آلات استاندارد آزمایشگاهی بودند.

نمونه‌برداری و آماده سازی نمونه ها

پنج مکان نمونه‌برداری مجزا در سراسر دشت ورامین بر اساس مختصات جغرافیایی و ویژگی‌های محیطی انتخاب شدند (شکل ۱). در هر مکان، سه نقطه نمونه‌برداری با فواصل ۱۰۰ متری تعیین شد تا تغییرات فضایی به‌طور دقیق ثبت گردد. نمونه‌های خاک در دو عمق سطحی (۱۰-۰ سانتی‌متر) و زیرسطحی (۲۰-۱۰ سانتی‌متر) جمع‌آوری شدند. از هر نقطه تقریباً ۲۰۰ گرم خاک برداشت شد و نمونه‌های مربوط به هر مکان با یکدیگر ترکیب شده و یک نمونه مخلوط تولید شد. نمونه‌برداری با استفاده از بیلچه فولاد ضدزنگ و تحت شرایطی که از آلودگی جلوگیری شود، انجام شد. هر نمونه در ظروف دارای برچسب اطلاعات محل و شرایط نمونه‌برداری قرار گرفت و تحت شرایط کنترل‌شده به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه، نمونه‌ها ابتدا در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت خشک شدند، پس همگن‌سازی، با استفاده از الک فولاد ضدزنگ با مش ۵ میلی‌متری، سنگ‌ها، بقایای گیاهی و ماکروارگانیسم‌ها حذف گردید. نمونه‌های آماده‌شده در ظروف تمیز ذخیره و برای مطالعات بعدی نگهداری شدند[۸].

تعیین ساختار خاک منطقه

ساختار بافت خاک با استفاده از روش هیدرومتری و مطابق با استانداردهای AASHTO T88-70 و ASTM D422-63 تعیین شد[۹]. برای این منظور، ابتدا ۵۰ گرم خاک با ترازوی آزمایشگاهی دقیق وزن شد. سپس ۱۰۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر و ۴۰ گرم پودر سدیم هگزامتافسفات به خاک افزوده شد و محلول حاصل پس از هم زدن به‌طور کامل، یک سوسپانسیون مادر ۴ درصدی تشکیل گردید. این محلول به‌عنوان عامل پخش‌کننده عمل کرده و ذرات تجمع‌یافته خاک را جدا می‌سازد. پس از آماده‌سازی محلول پخش‌کننده، استوانه حاوی مخلوط خاک و محلول به‌طور کامل درپوش‌گذاری شد و به مدت یک دقیقه (حدود ۳۰ بار وارونه‌سازی) به‌صورت دستی چرخانده شد تا سوسپانسیون یکنواخت شود. سپس استوانه در وضعیت قائم روی سطحی پایدار قرار گرفت و در فواصل زمانی از پیش تعیین‌شده، هیدرومتر به‌آرامی درون سوسپانسیون وارد شد. قرائت هیدرومتر همراه با زمان متناظر ثبت گردید و در نهایت، قطر ذرات خاک با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد[۱۰].

رابطه ۱

$$D = K.\frac{L}{t}$$

K: ضریب ثابت در دمای ۲۲ درجه سانتی‌گراد ، L: عمق مؤثر هیدرومتر و t: زمان سپری‌شده را بیان می‌کند. درصد ذرات باقی‌مانده در حالت معلق با استفاده از رابطه (۲) محاسبه شد[۱۰].

۲ رابطه

$$R_c = 2.(R_a - Zero\ Correction + GT)$$

R_a: قرائت واقعی هیدرومتری، GT: ضریب تصحیح وزن مخصوص و تصحیح صفر مربوط به اعمال اصلاحات دمایی است. بدین‌ترتیب، قرائت تصحیح‌شده هیدرومتر با در نظر گرفتن هم‌زمان اصلاحات دما و وزن مخصوص به‌دست آمد.

جداسازی، شناسایی و کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های خاک

استخراج

استخراج میکروپلاستیک‌ها از خاک با استفاده از ترکیبی از جداسازی بر اساس چگالی (کلرید روی ۵ مولار) و حذف مواد آلی با پراکسید هیدروژن انجام شد[۱۱]. بطور خلاصه،

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

۱۰۰ گرم خاک خشک‌شده با محلول کلرید روی هم زده و تحت تیمار اولتراسونیک قرار گرفت و پس از ۲۴ ساعت ته‌نشینی، ذرات بزرگ‌تر از طریق الک ۴۲۰ میکرومتر و ذرات کوچک‌تر با فیلتر ۰/۴۵ میکرومتر جمع‌آوری شدند. تمامی فیلترها در آون خشک شده و فرآیند استخراج دو بار تکرار شد. سپس، فیلترها برای حذف مواد آلی با پراکسید هیدروژن تیمار و تحت فیلتراسیون خلأ آماده‌سازی و برای بررسی‌های میکروسکوپی نگه‌داری شدند.

شناسایی و شمارش

میکروپلاستیک‌های باقی‌مانده برروی فیلترها با استفاده از استریومیکروسکوپ دوچشمی KERN مجهز به دوربین دیجیتال ۱۰ مگاپیکسلی شناسایی و شمارش شدند. تصاویر ثبت‌شده با بهره‌گیری از نرم‌افزار KEVIEW پردازش شدند تا مشاهده و اندازه‌گیری ذرات تسهیل گردد. ذرات میکروپلاستیک مطابق با توصیه‌های مطالعات پیشین بر اساس شناسایی مورفولوژیک، به‌صورت دستی با استفاده از میکروپنس‌های استیل ضدزنگ جداسازی شدند[۱۲]. به دلیل محدودیت‌های ذاتی استریومیکروسکوپی، تعیین نوع پلیمر در این مرحله ممکن نبود و شناسایی صرفاً بر اساس معیارهای بصری–مورفولوژیک شامل اندازه، شکل و رنگ انجام گرفت. اندازه ذرات با استفاده از میکرومتر چشمی کالیبره‌شده تعیین شد.

کمی‌سازی

کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها شامل تعیین تعداد ذرات، جرم کل و سطح ویژه آن‌ها بود. جرم کل ذرات جداسازی‌شده با استفاده از ترازوی تحلیلی میکروبالانس با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم اندازه‌گیری شد و هر نمونه به‌طور مستقل تحلیل گردید تا تکرارپذیری نتایج تضمین شود. سطح ویژه ذرات با نرم‌افزار Microplastic Identification Program (MIP) تعیین شد که با الگوریتم‌های پردازش تصویر مرز ذرات را شناسایی و سطح آن‌ها را محاسبه می‌کند[۱۳]. این رویکرد امکان کمی‌سازی چندبعدی میکروپلاستیک‌ها و ارزیابی جامع آلودگی ریزپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی را فراهم ساخت. پس از تحلیل، ذرات جداسازی‌شده در ویال‌های شیشه‌ای برچسب‌گذاری‌شده مطابق با کد نمونه ذخیره شدند.

جداسازی و شناسایی سویه‌های میکروبی بومی نمونه‌برداری و آماده‌سازی خاک

نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده برای کشت انتخابی میکروارگانیسم‌های قادر به تجزیه میکروپلاستیک‌ها آماده شدند و روی محیط‌های کشت غنی‌شده با پلی اتیلن، پلی پروپیلن و پلی اتیلن ترفتالات تلقیح گردیدند. شناسایی مورفولوژیک و بیوشیمیایی سویه‌ها با میکروسکوپی و آزمون‌های استاندارد انجام شد و سویه‌های غالب از نظر مولکولی با PCR و تعیین توالی ژن ۱۶ S rRNA شناسایی شدند[۱۴]. سویه‌های منتخب تحت شرایط کنترل‌شده آزمایشگاهی غربالگری شدند و زیست‌تخریب‌پذیری پلیمرها با اندازه‌گیری کاهش وزن و تغییرات سطح مولکولی ارزیابی گردید تا کارآمدترین سویه‌ها شناسایی شوند.

استخراج DNA از میکروارگانیسم‌های بومی

زیست‌توده باکتریایی از کشت‌های محیط مایع LB استریل به‌دست آمد. استخراج DNA ژنومی با کیت Gene Transfer Pioneers (GTP) و مطابق با دستورالعمل شرکت سازنده انجام شد. برای سویه‌های گرم‌مثبت، سلول‌ها پس از سانتریفیوژ، در بافر لیز حاوی لیزوزیم سوسپانسیون و در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد انکوبه شدند؛ سپس تیمار با پروتئیناز K انجام شد و DNA با استفاده از بافرهای اختصاصی و ستون‌های چرخشی خالص‌سازی گردید. کیفیت و صحت DNA با الکتروفورز روی ژل آگارز ۱ درصد بررسی شد و DNA استخراج‌شده برای استفاده کوتاه‌مدت در ۴ سانتی‌گراد و برای نگه‌داری بلندمدت در منفی ۲۰ درجه سانتی‌گراد ذخیره گردید[۱۵].

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

الکتروفورز ژل آگارز

جهت بررسی کیفیت DNA استخراج‌شده و محصولات PCR، الکتروفورز افقی ژل آگارز انجام شد [16]. بدین منظور، ژل آگارز یک درصد با حل‌کردن ۰/۱۲ گرم آگارز در ۱۲ میلی‌لیتر بافر TBE (تریس ۵۴ گرم بر لیتر، اسید بوریک ۲۷/۵ گرم بر لیتر، EDTA با غلظت ۰/۵ میلی‌مولار و آب دیونیزه تا حجم نهایی ۱ لیتر) تهیه گردید. محلول حاصل در سینی ژل حاوی شانه ریخته شد تا چاهک‌ها تشکیل شده و سپس اجازه داده شد تا ژل به‌طور کامل جامد شود. نمونه‌های DNA (۲ میکرولیتر) پس از مخلوط‌شدن با رنگ بارگذاری (۲ میکرولیتر) درون چاهک‌ها، بارگذاری شدند. فرآیند الکتروفورز در میدان الکتریکی ۱ تا ۵ ولت بر سانتی‌متر و جریان ۲۰ تا ۳۰ میلی‌آمپر انجام گرفت تا جداسازی مناسب باندها حاصل شود. در نهایت، باندهای DNAبا استفاده از سیستم مستندسازی ژل مشاهده و ثبت شدند.

واکنش زنجیره‌ای پلیمراز

توالی‌های هدف DNA با واکنش زنجیره‌ای پلیمراز (PCR)در حضور آغازگرهای اختصاصی الیگونوکلئوتیدی و dNTPها در بافر واکنشی مناسب تکثیر شدند. مخلوط PCRدر میکروتیوب‌ها قرار گرفت و در دستگاه ترموسایکلر تحت برنامه حرارتی اجرا شد. برنامه حرارتی شامل دناتوراسیون اولیه در ۹۴ درجه سانتی‌گراد به مدت ۵ دقیقه و سپس ۳۰ چرخه متوالی شامل دناتوراسیون در ۹۴ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳۰ ثانیه، اتصال آغازگرها در ۵۹ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳۰ ثانیه و طویل‌سازی در ۷۲ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱ دقیقه بود. در پایان، مرحله طویل‌سازی نهایی در ۷۲ درجه سانتی‌گراد به مدت ۵ دقیقه انجام شد. آغازگرهای مورد استفاده برای ژن 16S rDNA شامل جلو

9F (5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3')

و معکوس

541R(5'-AAGGAGGTGATCCAGCCGCA-3')

بودند. صحت و وجود محصولات PCR با الکتروفورز ژل آگارز ۱ درصد تأیید گردید[17].

خالص‌سازی و تعیین توالی محصولات PCR

محصولات PCR از ژل آگارز ۱ درصد برش داده شده و با استفاده از کیت استخراج DNA از ژل YektaTajhiz و مطابق با دستورالعمل شرکت سازنده خالص‌سازی شدند. DNAخالص‌شده تا زمان استفاده بعدی در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگه‌داری شد. کیفیت و سلامت محصولات PCRخالص‌شده مجدداً با الکتروفورز ژل آگارز بررسی گردید. در نهایت، نمونه‌های DNA برای انجام تعیین توالی به روش سنگر جهت تحلیل‌های بعدی مورد استفاده قرار گرفتند[17].

تحلیل آماری

برای تمامی متغیرهای اندازه‌گیری‌شده، آمار توصیفی محاسبه گردید. تفاوت فراوانی میکروپلاستیک‌ها بر حسب فصل، عمق، اندازه ذرات و ایستگاه نمونه‌برداری با استفاده از تحلیل واریانس یک‌طرفه (ANOVA) و آزمون تعقیبی توکی HSD ارزیابی شد. همچنین، برای بررسی ارتباط بین متغیرها از تحلیل همبستگی پیرسون استفاده گردید. کلیه تحلیل‌ها با نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۶ انجام و سطح معنی‌داری آماری $P < ۰/۰۵$ در نظر گرفته شد.

یافته‌ها

ویژگی‌های خاک

در نمونه‌های خاک سطحی، درصد رس بین ۵/۷۴ تا ۱۹/۸ درصد و در نمونه‌های زیرسطحی بین ۱۳/۸۶ تا ۲۰/۷۹ درصد بود، که نشان‌دهنده بافت ریزدانه‌تر لایه‌های زیرسطحی است. با توجه به اینکه عمق نمونه‌برداری زیرسطحی تقریباً متناظر با افق B خاک است، مشاهده درصد بالاتر رس در این عمق با فرآیندهای پدوژنتیکی شناخته‌شده مانند الویاسیون رس از افق‌های بالایی و الویاسیون و تجمع آن در افق‌های میانی پروفیل هم‌خوانی دارد. افق B معمولاً

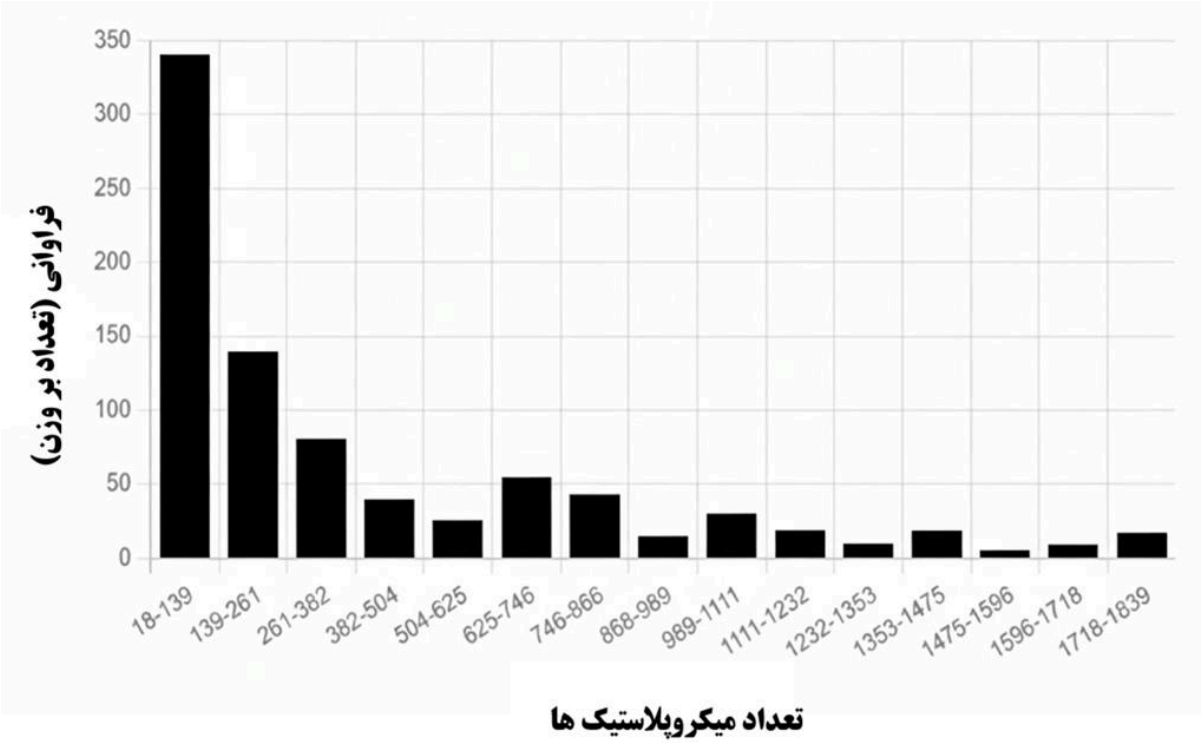
[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

به‌عنوان منطقه تجمع رس، اکسیدهای آهن و مواد آلی در نتیجه انتقال عمودی و تغییرات درجا تعریف می‌شود و افزایش نسبت رس در زیرسطح نسبت به سطح، نشانه‌ای از همین فرآیندهای تشکیل خاک است. تحلیل مثلث بافتی USDAنشان داد که خاک‌های سطحی عمدتاً شنی یا شنی-رسی بوده و در برخی نمونه‌ها سهم شن بیش از ۹۲ درصد بود، که نفوذپذیری و جابه‌جایی آلاینده‌ها، از جمله میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهد. خاک‌های کشاورزی بافت ریزتری داشتند و درصد رس آن‌ها بین ۱۱/۸۸ تا ۱۶/۰۳ درصد و سهم شن حداکثر ۸۶ درصد بود. این بافت ریز همراه با محتوای بالاتر ماده آلی، تحرک میکروپلاستیک‌ها را کاهش داده و سطح ویژه بیشتری برای جذب و تعامل با ذرات فراهم می‌کند، که احتمال باقی‌ماندن میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های سطحی را افزایش می‌دهد و پتانسیل زیست‌تخریب‌پذیری را ارتقا می‌دهد.

محتوای ماده آلی خاک‌های سطحی مزارع دشت ورامین در بازه ۰/۱۵ تا ۰/۸۹ درصد قرار داشت و میانگین آن برابر با ۰/۴۱ درصد بود. بیشترین مقادیر ماده آلی (تا ۰/۸۹ درصد) در خاک‌های کشاورزی نزدیک به نواحی درختکاری شده و مجاور منطقه صنعتی ثبت شد، در حالی‌که خاک‌های مرتعی، مقادیر مواد آلی به‌طور قابل‌توجهی پایین‌تر بود (در برخی نقاط کمتر از ۰/۲ درصد). این تفاوت‌ها عمدتاً به ورودی مداوم کودهای آلی و باقی‌مانده‌های گیاهی در زمین‌های کشاورزی نسبت داده می‌شوند.

نتایج آنالیز آماری

این بخش نتایج آماری مطالعه را در خصوص فراوانی، توزیع و ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در محیط نمونه‌برداری‌شده ارائه می‌دهد. به منظور شناسایی تغییرات مکانی و زمانی و بررسی روابط احتمالی بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و عوامل محیطی، از تحلیل‌های توصیفی و استنباطی استفاده شد. آمار توصیفی نشان داد که میانگین غلظت میکروپلاستیک‌ها ۳۱۲/۴۹ ذره بر کیلوگرم و میانه آن ۱۳۳/۵ ذره بر کیلوگرم بود، که نمایانگر توزیع نامتقارن به سمت راست است. هیستوگرام غلظت‌ها نیز به طور بصری این روند نامتقارن را تأیید کرد (شکل ۲).



شکل ۲. هیستوگرام توزیع تعداد میکروپلاستیک‌ها در نمونه های خاک دشت ورامین

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

انحراف بالای واریانس (۱۳۰۴/۸۱) و انحراف معیار (۳۶۱/۶۵) نسبت به میانگین، نشان‌دهنده توزیع ناهمگن میکروپلاستیک‌ها است. ضریب تغییرات (۱۱۳/۷۳ درصد) نیز حاکی از تغییرپذیری قابل‌توجه بین نمونه‌ها می‌باشد. پارامترهای شکل توزیع، شامل چولگی (۱/۷۷) و کشیدگی (۲/۷۷۶) به‌ترتیب تأیید می‌کنند که توزیع دارای چولگی مثبت و لپتوکورتیک است. آزمون نرمال بودن داده‌ها نیز نشان داد که مجموعه داده‌ها به‌طور معناداری از توزیع نرمال انحراف دارند.

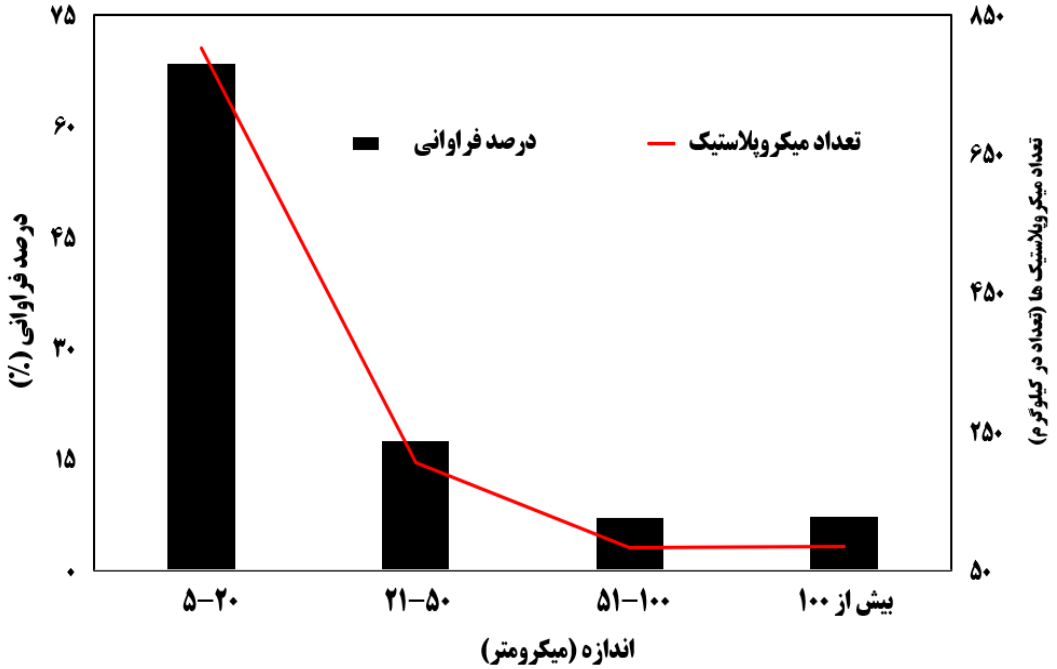
ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها، شامل فراوانی فصلی، طبقات اندازه، شکل‌ها و تغییرات وابسته به عمق، در جدول ۲ خلاصه شده است. بر اساس این جدول، سایز بین ۵-۲۰ میکرومتر با ۶۸/۳۸ درصد و قطعات فیبر با میانگین ۴۲/۳۸ درصد سایز و شکل غالب میکروپلاستیک‌ها را تشکیل می‌دهند.

جدول ۲. توزیع ویژگی‌های ریزپلاستیک‌ها بر اساس شکل، فصل، اندازه ذره و عمق نمونه‌برداری

فراوانی بر اساس فصل نمونه‌برداری			
فصل	**درصد (٪)**	**میانگین تعداد**	**انحراف معیار**
سرد	۵۰	۳۲۷/۳۳	۳۸۱/۳۳
گرم	۵۰	۲۹۷/۶۵	۳۴۰/۷۷
کل		**۳۱۲/۴۹**	**۳۶۱/۹۲**
فراوانی بر اساس سایز میکروپلاستیک‌ها			
سایز(µm)	**درصد (٪)**	**میانگین تعداد**	**انحراف معیار**
۲۰-۵	۶۸/۳۸	۸۰۲/۱۵	۳۴۹/۸۴
۵۰-۲۱	۱۷/۴۸	۲۰۵/۰۵	۱۲۳/۶
۱۰۰-۵۱	۶/۹۹	۸۱/۹۵	۳۰/۱۴
بیش از ۱۰۰	۷/۱۶	۸۳/۹۵	۴۸/۶۶
فراوانی بر اساس شکل میکروپلاستیک‌ها			
شکل	**درصد (٪)**		**انحراف معیار**
قطعه	۳۵/۶۱		۱۸/۳۴
فیلم	۲۲/۰۱		۲۶/۴۹
فیبر	۴۲/۳۸		۲۴/۴۲
فراوانی بر اساس عمق برداشت نمونه			
عمق	**میانگین**	**میانه**	**انحراف معیار**
سطحی	۲۸۴/۹۴	۱۳۷	۳۳۳/۳۱
عمقی	۳۳۹/۰۵	۱۳۳	۳۵۸/۶۵

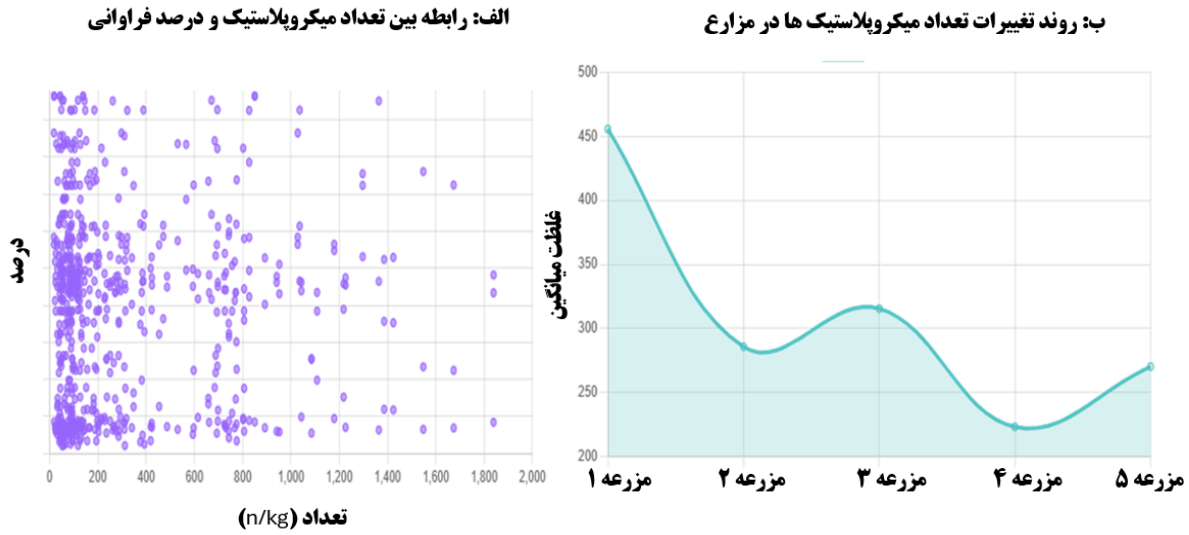
نمودار مربوط به مقایسه اندازه میکروپلاستیک‌ها (شکل ۳) نشـــان می‌دهد که ذرات با اندازه ۵ تا ۲۰ میکرومتر دارای بیشترین میانگین فراوانی (۶۸/۳۴ درصد) هستند.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]



شکل ۳. توزیع درصدی و فراوانی میکروپلاستیک‌ها بر اساس سایز در نمونه‌ها

نمودار پراکنش بین غلظت و درصد فراوانی (شکل ۴-الف) و همچنین روند تغییرات تعداد میکروپلاستیک‌ها در مزارع (شکل ۴-ب)، الگوهای فضایی نامنظم و نوسانات قابل‌توجه حضور میکروپلاستیک‌ها را در نقاط مختلف نمونه‌برداری به‌خوبی نشان می‌دهند.



شکل ۴. الف) نمودار پراکنش بین تعداد و درصد فراوانی میکروپلاستیک‌ها، ب) روند تغییرات میکروپلاستیک‌ها در مزارع دشت ورامین

آمار مرتبط با عمق نمونه‌برداری ارائه‌شده در جدول ۱ نشان می‌دهد که نمونه‌های برداشت‌شده از عمق خاک، به‌طور متوسط دارای غلظت بالاتری از میکروپلاستیک‌ها (۳۳۹/۰۵ تعداد بر کیلوگرم) نسبت به نمونه‌های سطحی

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

(۲۸۴/۹۴ تعداد بر کیلوگرم) بودند؛ با این حال، این اختلاف چندان چشمگیر نیست. نمودار خطی ارائه‌شده در شکل ۳ ب که تغییرات غلظت میکروپلاستیک‌ها را در مزارع مختلف نشان می‌دهد نیز نوسانات قابل‌توجهی را آشکار می‌سازد، اما الگوی فضایی منسجم و مشخصی را تأیید نمی‌کند.

نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) برای متغیرهای فصل، عمق، اندازه ذرات و موقعیت نمونه‌برداری در جدول ۳ ارائه شده است. هیچ‌یک از این آزمون‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند (P>۰/۰۵)، که بیانگر آن است که تغییرات مشاهده‌شده در غلظت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر این عوامل از نظر آماری معنی‌دار نیستند. این عدم معنی‌داری آماری ممکن است ناشی از تغییرپذیری بالای داده‌ها، تأثیر ناهمگنی فضایی قوی و یا حجم نسبتاً محدود نمونه‌ها باشد که توان آماری لازم برای شناسایی اختلافات ظریف را کاهش می‌دهد.

جدول ۳. تحلیل واریانس (ANOVA) نتایج

فاکتور	درجه آزادی	میانگین مربعات بین متغیرها	میانگین مربعات درون	مقدار P
فصل	۱	۱۶۹۷۸۷/۳	۳۲۲۶۹۱/۳۷	۰/۶۹۳
عمق	۱	۲۹۹۷۹۸/۱۳	۳۳۶۴۱۳/۵	۰/۴۶۳
سایز میکروپلاستیک‌ها	۱	۱۳۸۶۹/۴۶	۳۳۸۲۴/۰۹	۰/۴۲۷
مزرعه (محل نمونه‌برداری)	۴	۲۱۵۲۶/۰۵	۳۳۵۷۹/۷۸	۰/۶۶۵
همه عوامل آزمایش‌شده اثرات غیر معنی‌داری بر غلظت میکروپلاستیک نشان دادند (p<۰/۰۵).				

مقایسه فصول و اعماق با استفاده از آزمون‌های t در جدول ۴ ارائه شده است.

جدول ۴. نتایج آزمون t نمونه‌های مستقل

	Group	میانگین (ذره در کیلوگرم خاک)	انحراف معیار	t-Value	اهمیت
فصل	گروه ۱ (فصل گرم)	۱۰۶۴/۷	۵۷۱/۹۳	۰/۷۰۶	بی معنی (p >۰/۰۵)
	گروه ۲ (فصل سرد)	۶۵۴/۳۳	۶۵۴/۳۳		
عمق خاک	گروه ۱ (۰–۱۰ سانتی‌متر)	۱۶۸۹/۹۹	۵۷۳/۳۳	۱/۷	بی معنی (p >۰/۰۵)
	گروه ۲ (۱۰–۲۰ سانتی‌متر)	۱۱۱۴/۲	۶۵۴/۲۶		

ضرایب همبستگی بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و متغیرهایی مانند فصل، محل نمونه‌برداری، لندازه ذرات و شکل آنها در جدول ۵ نشان داده شده است.

جدول ۵. تحلیل همبستگی بین متغیرها

متغیر	ضریب همبستگی (r)	قدرت همبستگی
فصل	- ۰/۰۳۵	ضعیف
مکان نمونه‌برداری	۰/۰۰۴	ضعیف

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

مزرعه	۰/۰۶۸	ضعیف
سایز	۰/۰۰۸	ضعیف
شکل	۰/۰۰۸	ضعیف

نتایج رگرسیون نشان داد که مقادیر R^2 برای رابطه بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و اندازه ذرات (R^2=۰/۰۰۰۱) و همچنین بین غلظت و عمق (R^2=۰/۰۰۲۳) بسیار پایین هستند (جدول ۶)، که این امر حاکی از قدرت پیش‌بینی کم این متغیرها در مدل‌های خطی برای توضیح تغییرات غلظت میکروپلاستیک‌ها است.

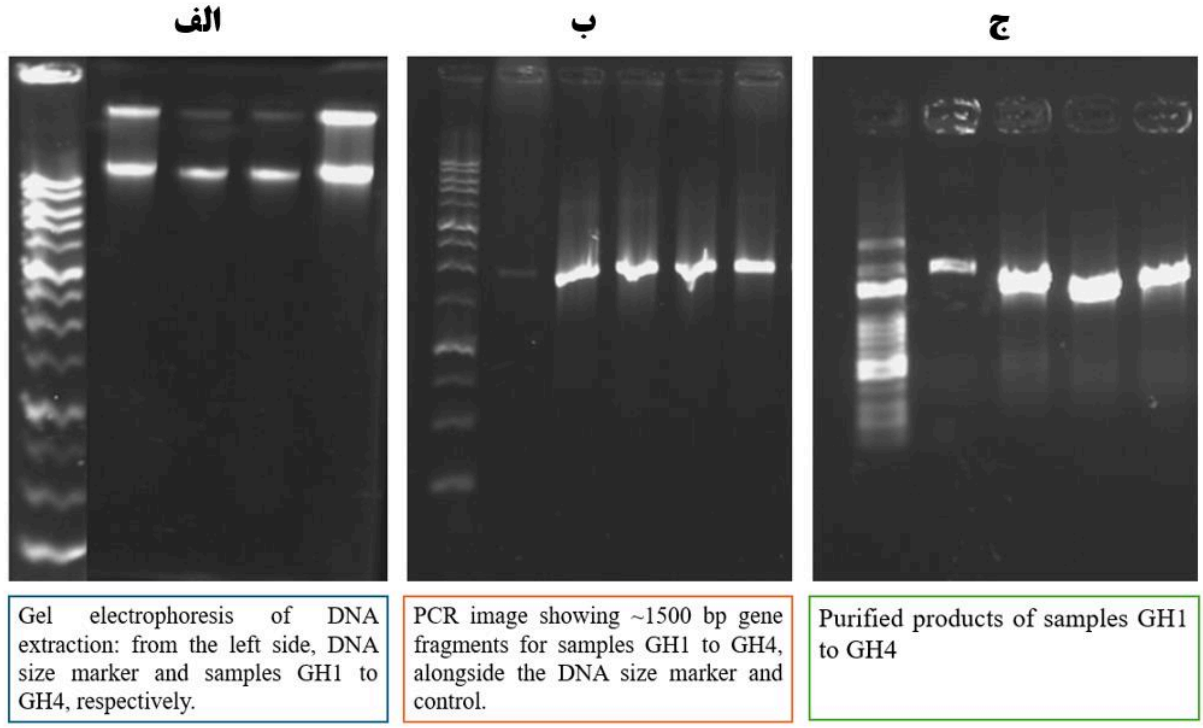
جدول ۶. نتایج تحلیل رگرسیون خطی

سایز در برابر تعداد میکروپلاستیک‌ها			
قدرت همبستگی	**R^2**	**Intercept**	**Slope**
ضعیف	۰/۰۰۱	۱۳۴/۴۱	۳/۸۴
عمق نمونه‌برداری در برابر تعداد میکروپلاستیک‌ها			
قدرت همبستگی	**R^2**	**Intercept**	**Slope**
ضعیف	۰/۰۲۳	۱۱۱۳/۳۵	-۳۴/۶۵

شناسایی سویه‌های میکروبی

استخراج DNA ژنومی از ایزوله‌های باکتریایی GH1 تا GH4به‌طور مؤثر انجام شد که این موضوع با مشاهده باندهای واضح و مشخص در الکتروفورز ژل آگارز در شکل ۵ الف تأیید گردید. در ادامه، تکثیر ژن 16S rDNA با استفاده از پرایمرهای عمومی اختصاصی انجام شد که منجر به تولید آمپلیکون‌هایی با طول تقریبی ۱۵۰۰ جفت‌باز گردید و موفقیت فرآیند PCR را نشان داد (شکل ۵ ب). اگرچه در مراحل اولیه فرایند PCR باندهای غیر اختصاصی مشاهده شد، اما در ادامه این باندها از طریق استخراج از ژل حذف شدند. بر اساس شواهد ارایه شده در شکل ۵- ج، DNA خالص‌سازی‌شده حاصل، از کیفیت و یکپارچگی مناسبی برای انجام مراحل بعدی تعیین توالی و تحلیل فیلوژنتیکی برخوردار بود.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]



شکل ۵. شناسایی سویه‌های میکروبی

بر اساس نتایج ارایه شده در جدول ۷، شناسایی مولکولی مبتنی بر تعیین توالی ژن 16S rDNA، ایزوله‌ها به‌ترتیب متعلق به گونه‌های *Lysinibacillus boronitolerans* (GH1)، *Pseudomonas stutzeri* (GH2)، *Bacillus pacificus* (GH3) و *Microbacterium hibisci* (GH4) هستند و از تطابق توالی بسیار بالایی برخوردار بودند.

جدول ۷. نتایج شناسایی مولکولی

نمونه	باکتری	درصد هویت (٪)	پوشش (٪)	الحاق
GH1	*Lysinibacillus boronitolerans*	۹۸/۴۷	۱۰۰	MT526775.1
GH 2	*Pseudomonas stutzeri*	۹۹/۸۹	۱۰۰	AJ006107.2
GH 3	*Bacillus pacificus*	۱۰۰	۱۰۰	MT568614.1
GH 4	*Microbacterium hibisci*	۹۹/۴۸	۹۹	MT454158.1

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

بحث

در کل، بافت خاک یکی از عوامل کلیدی تعیین‌کننده سرنوشت و توزیع فضایی میکروپلاستیک‌ها در خاک است؛ مطابق با نتایج مطالعات پیشین خاک‌های درشت‌دانه انتقال سریع‌تر ذرات به لایه‌های عمیق‌تر را تسهیل می‌کنند، در حالی که خاک‌های ریزدانه با سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتر، توانایی بیشتری در جذب و نگهداری آلاینده‌ها دارند[۱۸]. در مقابل، خاک‌های کشاورزی بافت ریزتری داشته و از مقادیر رس بالاتری (۱۱/۸۸ تا ۳۱/۶ درصد) و سهم شن نسبتاً کمتری برخوردار بودند. این شرایط منجر به افزایش سطح ویژه قابل دسترس برای فرآیندهای جذب شده و برهم‌کنش بین خاک و میکروپلاستیک‌ها را تقویت می‌کند. در نتیجه، احتمال باقی‌ماندن میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های سطحی این خاک‌ها بیشتر است؛ لایه‌هایی که محتوای بالاتر ماده آلی آن‌ها می‌تواند پتانسیل زیست‌تخریب‌پذیری را نیز افزایش دهد[۱۹].

ماده آلی خاک نقش محوری در کنترل رفتار زیست‌محیطی آلاینده‌ها، از جمله میکروپلاستیک‌ها، ایفا می‌کند. به دلیل فراوانی گروه‌های عاملی مانند کربوکسیل، فنولی و آلدهیدی، ماده آلی خاک با ذرات پلیمر از طریق مکانیزم‌های جذب، کمپلکس‌سازی و تبادل یونی تعامل می‌کند. میکروپلاستیک‌هایی که گروه‌های عاملی قطبی بیشتری دارند، مانند پلی‌استایرن سولفوناته یا پلی‌اتیلن کلرینه، تمایل بیشتری برای جذب توسط ماده آلی خاک نشان می‌دهند که این امر تحرک و قابلیت دسترسی زیستی آن‌ها را کاهش می‌دهد[۲۰، ۲۱]. با توجه به اقلیم نیمه‌خشک دشت ورامین، مقادیر ماده آلی خاک در محدوده پایین قرار دارند. با این حال، خاک‌های کشاورزی نسبتاً ماده آلی بالاتری دارند که پتانسیل نگهداشت میکروپلاستیک‌ها در نزدیکی سطح خاک را افزایش می‌دهد، در حالی که خاک‌های مرتعی با بافت درشت و ماده آلی پایین، امکان مهاجرت عمقی ذرات را از طریق پروفیل خاک فراهم می‌کنند. دو مکانیسم اصلی نقش ماده آلی در کاهش تحرک آلاینده‌ها را توضیح می‌دهد: (۱) تشکیل کمپلکس‌های نامحلول یا نیمه‌محلول با آلاینده‌ها که انتقال آن‌ها را محدود می‌کند و (۲) جذب آلاینده‌ها روی مواد هومیکی با سطح ویژه بالا و بار منفی که تعامل قوی با آلاینده‌های آلی و معدنی ایجاد می‌کند[۲۲]. با این حال، تحت شرایط خاص، به‌ویژه در خاک‌های خنثی تا قلیایی، ماده آلی می‌تواند تحرک آلاینده‌ها را از طریق تشکیل کمپلکس‌های محلول افزایش دهد[۲۳]. میکروپلاستیک‌ها نیز خود قادر به جذب ترکیبات آلی و فلزات ردیابی هستند و می‌توانند به‌عنوان حامل‌هایی عمل کنند که انتقال آلاینده‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند. بنابراین، تعامل میان میکروپلاستیک‌ها و ماده آلی خاک چندوجهی است و بسته به شرایط محیطی می‌تواند آلاینده‌ها را تثبیت یا جابه‌جا کند[۲۴]. در نهایت، علی‌رغم سطوح پایین ماده آلی در خاک‌های منطقه، حضور آن تأثیر قابل‌توجهی بر سرنوشت زیست‌محیطی و توزیع عمودی میکروپلاستیک‌ها دارد؛ در خاک‌های کشاورزی، افزایش ماده آلی موجب کاهش نفوذ میکروپلاستیک‌ها به لایه‌های عمیق‌تر می‌شود، در حالی که در خاک‌های مرتعی، ترکیب بافت درشت و ماده آلی پایین، احتمال مهاجرت رو به پایین میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهد.

در مطالعه Lohani Mahreen و همکاران، که غلظت (تعداد) میکروپلاستیک‌ها را در مزارع کشاورزی ساحلی ایالت‌های Goa و Udupi در هند مورد بررسی قرار دادند. یافته‌های این مطالعه با نتایج گزارش‌شده در پژوهش‌های اخیر انجام‌شده در خاک‌های کشاورزی هند همخوانی قابل‌توجهی دارد. در هر دو مطالعه، میکروپلاستیک‌ها در تمامی نمونه‌ها و در هر دو لایه سطحی و زیرسطحی خاک شناسایی شدند و الگوی توزیع عمقی یکنواختی مشاهده نشد. مشابه نتایج حاضر، مطالعه مذکور نیز نشان داد که اگرچه در بسیاری از موارد غلظت میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های سطحی بالاتر است، اما مقادیر قابل‌توجهی از این ذرات در اعماق زیرسطحی (تا ۳۰

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

سانتی‌متر) نیز تجمع می‌یابند. این امر نشان می‌دهد که فرآیندهایی نظیر شخم‌زنی، آبیاری، نفوذ ترجیحی و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک می‌توانند انتقال عمقی میکروپلاستیک‌ها را تسهیل کنند. همچنین، مشابه مطالعه حاضر، نوسانات مکانی بالا و فقدان یک الگوی فضایی منسجم در توزیع میکروپلاستیک‌ها گزارش شده است که بر نقش غالب عوامل محلی و مدیریتی تأکید دارد. این همسویی نتایج نشان می‌دهد که رفتار عمقی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی مناطق نیمه‌خشک و مرطوب، پیچیده و چندعاملی بوده و نمی‌توان آن را صرفاً به تجمع سطحی محدود دانست[۲۵].

نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) برای متغیرهای فصل، عمق، اندازه ذرات و موقعیت نمونه‌برداری در جدول ۳ ارائه شده است. هیچ‌یک از این آزمون‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند (P>۰/۰۵)، که بیانگر آن است که تغییرات مشاهده‌شده در غلظت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر این عوامل از نظر آماری معنی‌دار نیستند. این عدم معنی‌داری آماری ممکن است ناشی از تغییرپذیری بالای داده‌ها، تأثیر ناهمگنی فضایی قوی و یا حجم نسبتاً محدود نمونه‌ها باشد که توان آماری لازم برای شناسایی اختلافات ظریف را کاهش می‌دهد.

این نتایج، با مطالعات دیگر در خاک‌های کشاورزی همسو است، که نشان می‌دهد توزیع میکروپلاستیک‌ها در پروفیل‌های خاک اغلب به‌طور ناهمگن و بدون الگوی عمقی واضح قرار دارد. برای مثال، در مطالعه‌ای که توسط Zhang و همکاران در کشور چین صورت گرفته است، نتایج بیانگر این است که میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های عمقی خاک حضور داشته و توزیع آن‌ها تحت تأثیر فرآیندهای مدیریت زمین و شخم قرار می‌گیرد، به‌گونه‌ای که الگوهای عمقی به شکل واحدی قابل پیش‌بینی نیستند[۲۶]. مطالعه دیگر توسط Wiebke Mareile Heinze و همکاران انجام گرفته است. در این مطالعه بیان می‌کند که توزیع میکروپلاستیک‌ها در عمق‌های تا ۴۰ سانتی‌متر کاهش می‌یابد، ولی این کاهش در همه سایت‌ها یکنواخت نبوده و مدیریت خاک (مانند کاربرد لجن فاضلاب و کود) نقش مهمی در جابه‌جایی ذرات دارد[۲۷]. به همین ترتیب، در بررسی توزیع میکروپلاستیک‌ها در اراضی بدون مالچ در بنگلادش که توسط Sharmin و همکاران انجام شده است، تفاوت معناداری بین غلظت‌ها در اعماق مختلف گزارش نشده است، که نشان‌دهنده عدم وجود روند ثابت عمقی در برخی پیکربندی‌های محیطی است[۲۸]. این یافته‌ها حاکی از آن است که توزیع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی ماهیتی به‌شدت ناهمگن دارد و بر ضرورت انجام نمونه‌برداری در مقیاس بزرگ‌تر و با پوشش مکانی و زمانی گسترده‌تر به‌منظور درک دقیق‌تر تغییرات فضایی و زمانی این آلاینده‌ها تأکید می‌کند.

مشابه نتایج ANOVA، در آزمون t هم هیچ تفاوت معنی‌داری بین فصول گرم و سرد یا بین نمونه‌های سطحی و عمیق مشاهده نشد (P>۰/۰۵). این نتایج نشان‌دهنده توزیع نسبتاً همگن میکروپلاستیک‌ها است. نتایج بیانگر این است که در محدوده این مطالعه (دشت ورامین)، شرایط محیطی و شیوه‌های مدیریتی تأثیر قابل توجهی بر توزیع مکانی یا زمانی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی نداشته‌اند. این مشاهدات، همگنی بالقوه آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در شرایط مورد بررسی برجسته می‌کند، در عین حال نشان می‌دهد که سایر عوامل اندازه‌گیری نشده یا فرآیندهای تصادفی ممکن است نقش برجسته‌تری در تعیین الگوهای تجمع میکروپلاستیک‌ها داشته باشند. این مشاهدات با نتایج برخی مطالعات جدید در خاک‌های کشاورزی همسو است. برای مثال، طبق نتایج مطالعه مطالعه Sen Guo و همکاران، توزیع میکروپلاستیک‌ها در عمق ۱–۲۰ سانتی‌متر نسبتا یکنواخت بوده و اختلاف عمقی معنی‌داری مشاهده نشد، که بیانگر توزیع گسترده و فاقد الگوی عمقی قوی است[۲۹]. همچنین یک بررسی میدانی که توسط Heinze و همکاران در اراضی تحت تأثیر لجن فاضلاب و کودهای معدنی انجام

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

شده است، نشان داد که میکروپلاستیک‌ها تا عمق‌های قابل‌توجهی نفوذ می‌کنند، اما الگوی کاهش عمقی نیز کاملاً ثابت نیست و می‌تواند توسط مدیریت خاک و منابع ورودی تعیین شود[۲۷]. این هم‌سویی با یافته‌های حاضر بر اهمیت نمونه‌برداری گسترده‌تر و پوشش زمانی و مکانی وسیع‌تر تأکید می‌کند تا بتوان الگوهای واقعی تجمع و توزیع منبع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی را بهتر تبیین کرد.

ضرایب همبستگی بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و متغیرهایی مانند فصل، محل نمونه‌برداری، لندازه ذرات و شکل آنها ضعیف بودند (r کمتر از ۰/۱)، که نشان می‌دهد هیچ یک از عوامل مورد مطالعه تأثیر زیادی بر فراوانی میکروپلاستیک‌ها نداشته‌اند. این ارتباط ضعیف، پیچیدگی پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خاکی را نشان می‌دهد، جایی که منابع انتشار متعدد، ممکن است در آن نقش داشته باشند. این مشاهده ممکن است به پیچیدگی منابع آلودگی میکروپلاستیک‌ها و همچنین تأثیر بالقوه عوامل کنترل نشده، از جمله ویژگی‌های خاک و الگوهای آب و هوایی محلی، نسبت داده شود. چنین عواملی می‌توانند اثرات فصلی بودن، عمق یا شیوه‌های مدیریتی بر توزیع میکروپلاستیک‌ها را مبهم کنند و ماهیت چندوجهی پویایی آلودگی در خاک‌های کشاورزی را برجسته کنند. در مطالعه ی Weber و همکاران نیز، نتایج نشان داد که گرچه میکروپلاستیک‌ها در همه نمونه‌های خاک محل مورد مطالعه یافت می‌شوند، روابط قوی و ثابت بین متغیرهای محیطی مانند عمق یا مدیریت خاک و غلظت ذرات قابل تعمیم نیست. این امر نشان می‌دهد که توزیع میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر عوامل متعدد و غالباً متداخل قرار دارد که در مطالعات میدانی به‌خوبی قابل تفکیک نیستند[۳۰].

نتایج رگرسیون نشان داد که مقادیر R^2 برای رابطه بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و اندازه ذرات و همچنین بین غلظت و عمق بسیار پایین هستند که این امر حاکی از قدرت پیش‌بینی کم این متغیرها در مدل‌های خطی برای توضیح تغییرات غلظت میکروپلاستیک‌ها است. چنین مقادیر پایین ضریب تعیین نشان می‌دهد که متغیرهای مورد بررسی عمق و اندازه ذرات تنها بخش ناچیزی از واریانس غلظت میکروپلاستیک‌ها را توضیح می‌دهند و دیگر عوامل حذف‌شده یا پیچیدگی‌های فرآیندی در تعیین الگوهای توزیع نقش برجسته‌تری دارند. این نتایج نیز بر ماهیت پیچیده و ناهمگن پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی تأکید می‌کند، جایی که منابع متعدد آلودگی، ویژگی‌های خاک و دینامیک‌های محلی ممکن است بر فراوانی ذرات تأثیر بگذارند. در مطالعه‌ای که توسط Li و همکاران در شهر Shouguang چین انجام شده است، توزیع عمودی میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های ۲۰-۰، ۴۰-۲۰ و ۶۰-۴۰ سانتی‌متر بررسی شد و مشخص شد که عوامل محیطی مختلف (مانند pH و ترکیب شیمیایی خاک) تنها اثرات محدودی بر الگوهای تجمع میکروپلاستیک‌ها دارند و رابطه ساده بین غلظت و عمق یا اندازه ذرات یافت نشد، که نشان‌دهنده پیچیدگی و نقش چندعاملی توزیع در پروفیل خاک است[۳۱]. این همسویی نتایج با یافته‌های موجود در ادبیات علمی اخیر بر ضرورت توسعه مدل‌های پیچیده‌تر (مانند تحلیل چندمتغیره، یادگیری ماشین یا مدلسازی غیرخطی) برای درک بهتر الگوهای توزیع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی و شناسایی عوامل مؤثر تأکید می‌کند.

تعداد بیشتر شکل فیبر و ذرات با اندازه کوچک در بازه صفر تا ۲۰ میکرومتر، همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شده است، با سایر مطالعات جهانی همخوانی دارد که بر اساس آن‌ها منسوجات، ریزش جوی و خردشدگی ثانویه پلاستیک‌ها از مهم‌ترین عوامل مؤثر در آلودگی به میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شوند. عدم مشاهده تفاوت‌های معنی‌دار فصلی می‌تولند بیانگر ورود مداوم و پایدار میکروپلاستیک‌ها به محیط در طول سال باشد، به‌ویژه در مناطقی که تحت تأثیر فاضلاب شهری یا

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

فعالیت‌های صنعتی قرار دارند. یافته‌ها نشان می‌دهد که آلودگی خاک‌های کشاورزی به میکروپلاستیک‌ها تا حد زیادی ناشی از فعالیت‌های انسانی و شیوه‌های ناپایدار مدیریت اراضی است. استفاده گسترده از مالچ‌های پلی‌اتیلنی، سامانه‌های آبیاری قطره‌ای، بسته‌بندی‌های پلاستیکی کود و بذر و همچنین کاربرد کودهای آلی و کمپوست‌های حاوی ذرات پلاستیکی تجزیه‌نشده به‌عنوان منابع اصلی ورود میکروپلاستیک‌ها به اراضی زراعی شناسایی شده‌اند. افزون بر این، استفاده از فاضلاب شهری و پساب‌های تصفیه‌نشده برای آبیاری انتقال ذرات پلیمری به خاک را تسهیل می‌کند. منابع ثانویه‌ای نظیر سایش لاستیک ماشین‌آلات کشاورزی، رسوب‌گذاری جوی و ذرات پلاستیکی معلق در هوا نیز در تجمع تدریجی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی نقش دارند. این نتایج بر ضرورت بازنگری جدی در شیوه‌های مدیریت اراضی و اجرای راهبردهایی برای کاهش ورود پلاستیک‌ها به محیط کشاورزی تأکید می‌کند[۳۲]. بر اساس تحقیقات میدانی و مشاهدات صورت گرفته، پساب تصفیه‌شده تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران به‌عنوان محتمل‌ترین منبع اصلی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی دشت ورامین شناسایی شد. آبیاری مستمر با این پساب، موجب ورود میکروپلاستیک‌ها با منشأ فاضلاب خانگی، منسوجات، شوینده‌ها و پسماندهای پلاستیکی شهری می‌شود که به‌طور کامل در فرآیند تصفیه حذف نمی‌گردند[۳۳]. این یافته با نتایج مطالعات اخیر در سایر سیستم‌های کشاورزی که از آبیاری با پساب تصفیه‌شده استفاده می‌کنند نیز همسو است. مطالعه در اراضی کشاورزی اطراف شهر قونیه در ترکیه توسط Aydin و همکاران، نشان داد که آبیاری طولانی‌مدت با پساب تصفیه‌شده منجر به افزایش معنی‌دار غلظت میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های آبیاری‌شده در مقایسه با خاک‌های کنترل غیرآبیاری شده است؛ به‌گونه‌ای که میانگین شمار ذرات میکروپلاستیک در لایه‌های سطحی آبیاری‌شده بیش از ۳۰۰ ذره بر کیلوگرم گزارش شد، در حالی که در خاک‌های کنترل به‌طور قابل‌توجهی کمتر بود[۳۴].

از نظر مورفولوژیک، الیاف بیشترین فراوانی را در نمونه‌های خاک نشان دادند، که این الگو معمولاً نشان‌دهنده تنوع منابع انتشار و پویایی مسیرهای انتقال میکروپلاستیک‌ها به محیط خاکی است. در بسیاری از مطالعات خاک و رسوبات آبی، لیاف غالب‌ترین نوع ذرات میکروپلاستیک ثبت‌شده‌اند، زیرا این گروه عمدتاً از منابع فاضلاب شهری، منسوجات و الیاف لباس‌ها ناشی می‌شود و به‌سهولت وارد چرخه‌های آبی و خاکی می‌گردد[۳۵، ۳۶]. همچنین تحلیل عمقی نشان داد که الیاف نسبت به سایر اشکال، تحرک عمقی بیشتری از خود بروز می‌دهند، که می‌تواند ناشی از ابعاد کشیده، نسبت طول‌به‌قطر بالا و توانایی جابه‌جایی تحت تأثیر آب انتقال‌یافته در پروفیل خاک باشد. این نتیجه با گزارش‌های پیشین مطابقت دارد که الیاف معمولاً در مقایسه با ذرات کروی یا قطعات رایج‌تر در لایه‌های پایین‌تر خاک نیز یافت می‌شوند، به‌ویژه در سیستم‌های آبیاری با پساب یا در خاک‌های با تخلخل بالا[۳۱]. در مقابل، قطعات شکسته که غالباً از پلاستیک‌های کشاورزی محلی مانند مالچ، بسته‌بندی‌های کود و لوله‌های آبیاری منشأ می‌گیرند، بیشتر در لایه‌های سطحی خاک تجمع یافتند. این الگو منطقی است زیرا قطعات بزرگ‌تر و با شکل‌های نامنظم تمایل بیشتری به ته‌نشینی سریع در نزدیکی محل ورود دارند و تحت تأثیر فرآیندهای سطحی زمین‌ورزی و بارش باقی می‌مانند[۳۷]. سهم نسبتا اندک فیلم‌های پلاستیکی در میان ذرات مشاهده‌شده می‌تواند چند عامل از قبیل محدودیت فعلی مصرف مالچ‌های پلی‌اتیلنی در منطقه یا کاهش ورودی مستقیم فیلم‌ها به دلیل تغییر الگوی کاربری زمین و تبدیل سریع فیلم‌های بزرگ‌تر به قطعات ریزتر باشد که در دسته‌بندی مورفولوژیک دیگر طبقه‌بندی شده‌اند[۳۸].

بررسی روندهای فصلی نیز نشان داد که میزان میکروپلاستیک‌های سطحی در فصل سرد تقریباً ۱۲ درصد

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

کاهش یافته است. این کاهش ممکن است به ترکیبی از چندین فرآیند محیطی و مدیریتی از قبیل کاهش آبیاری در فصل سرد، افزایش نفوذ و مهاجرت عمقی ذرات به دلیل بارش‌های فصلی و تغییرات ساختاری خاک نسبت داده شود که می‌تولند توزیع عمودی ذرات را تغییر دهد. این مشاهدات با نتایج مطالعات دیگر همسو است که اثر تغییرات فصلی و آبیاری را بر جابه‌جایی و تحرک میکروپلاستیک‌ها گزارش کرده‌اند[۳۹]. در نهایت، ترکیب و توزیع میکروپلاستیک‌ها در پروفیل خاک دشت ورامین بازتاب‌دهنده تأثیر هم‌زمان ورود ذرات از فاضلاب شهری (به‌ویژه پساب تصفیه‌شده)، مصرف پلاستیک در فعالیت‌های کشاورزی محلی، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک (بافت، ساختار، تخلخل)، شیوه‌های مدیریتی (آبیاری، خاک‌ورزی) و پدیده‌های طبیعی فصلی باشد که این تعاملات چندعاملی بر الگوی ناهمگن و پیچیده توزیع میکروپلاستیک‌ها تأکید می‌کند و نشان می‌دهد که نه تنها ورودی‌های منبع، بلکه ویژگی‌های خاک و فرآیندهای محیطی در تعیین سرنوشت ذرات نقش مهمی دارند.

در بخش دیگر این مطالعه، سویه‌های میکروبی بومی موجود در نمونه‌های خاک برداشت شده از دشت ورامین با موفقیت جداسازی و خالص سازی شد. بر اساس نتایج ارایه شده در جدول ۷، شناسایی مولکولی مبتنی بر تعیین توالی ژن 16S rDNA، ایزوله‌ها به‌ترتیب متعلق به گونه‌های *Lysinibacillus boronitolerans* (GH1)، *Pseudomonas stutzeri* (GH2)، *Bacillus pacificus* (GH3) و *Microbacterium hibisci* (GH4) هستند و از تطابق توالی بسیار بالایی برخوردار بودند. استخراج موفق DNA ژنومی با کیفیت بالا و انجام تکثیر PCR در مراحل بعدی، کارایی بالای روش‌های مولکولی به‌کاررفته برای شناسایی باکتری‌ها را تأیید می‌کند. مشاهده اولیه باندهای غیر اختصاصی پدیده‌ای رایج در فرآیند PCR است که معمولاً ناشی از تشکیل پرایمر-دایمرها یا تکثیر غیر اختصاصی می‌باشد؛ این مشکل در مطالعه حاضر با استفاده از خالص‌سازی ژل به‌طور مؤثر برطرف شد. سویه‌های شناسایی‌شده در این پژوهش پیش‌تر در مطالعات مختلف با توانایی تجزیه پلیمرها مرتبط دانسته شده‌اند. برای مثال، گونه‌هایی از جنس‌های سودوموناس و باسیلوس قادر به تجزیه انواع پلیمرهای پلاستیکی از جمله پلی‌اتیلن و پلی اتیلن ترفتالات گزارش شده‌اند[۲۴، ۴۰]. استفاده از محیط‌های کشت غنی‌شده با پلیمر، انتخاب سویه‌هایی با پتانسیل بالاتر تجزیه زیستی را تسهیل نمود و کارایی رویکردهای کشت انتخابی را برجسته ساخت. اگرچه داده‌های کمی مربوط به میزان تجزیه میکروپلاستیک‌ها در این مطالعه محدود بود، نتایج شناسایی مولکولی و انتخاب سویه‌ها حاکی از ظرفیت قابل‌توجه آن‌ها برای تجزیه زیستی است. به‌دلیل محدود بودن کاهش وزن و تمرکز آزمایش‌ها بر تغییرات سطحی، نتایج این مطالعه به‌جای ادعای زیست‌تخریب کامل، تنها بر وجود یک ظرفیت بالقوه در کنسرسیوم‌های میکروبی بومی برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها دلالت دارد که نیازمند بهینه‌سازی شرایط محیطی و طراحی آزمون‌های زمان‌برتر است. مطالعات پیشین نشان داده‌اند که باکتری‌هایی نظیر *Rhodococcus ruber* قادرند در شرایط آزمایشگاهی تا ۸ درصد کاهش وزن پلی‌اتیلن را ایجاد کنند[۴۱]. بر این اساس، سویه‌های شناسایی‌شده در این تحقیق نیز احتمالاً به‌ویژه در محیط‌های غنی از پلیمر، توان بالقوه‌ای مشابه از خود نشان خواهند داد. نتایج این مطالعه بر ظرفیت بالای میکروارگانیسم‌های بومی خاک برای کاربردهای زیست‌فناورانه در حذف و کاهش آلودگی میکروپلاستیک‌ها تأکید دارد. با وجود محدودیت در تفکیک تاکسونومیک و کمبود داده‌های کمی در خصوص میزان تجزیه، انتخاب سویه‌های مقاوم نشان می‌دهد که باکتری‌های بومی خاک می‌توانند به‌عنوان عوامل ارزشمند و پایدار در مدیریت زیست‌محیطی پسماندهای پلاستیکی مورد استفاده قرار گیرند.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشـان داد که خاک‌های کشـاورزی منطقه مورد بررسـی به‌طور گسـترده‌ای به میکروپلاسـتیک‌ها آلوده هسـتند، به‌طوری‌که میانگین غلظت برابر با ۳۱۲/۴۹ ذره در کیلوگرم خاک به‌دسـت آمد. غلبه ذرات در بازه اندازه ۲۰-۵ میکرومتر بیانگر پتانسـیل بالای این ذرات برای تحرک، برهم‌کنش با آلاینده‌ها و ورود به زنجیره غذایی اسـت. از نظر ریخت‌شـناسـی، الیاف به‌عنوان شـکل غالب شـناسـایی شـدند که احتمالاً به منابع فاضـلابی و مصـرف پلاسـتیک در فعالیت‌های کشـاورزی مرتبط اسـت. عدم مشـاهده تفاوت معنی‌دار بین فصـول، اعماق نمونه‌برداری، رده‌های اندازه و مزارع مختلف نشـان می‌دهد که توزیع میکروپلاسـتیک‌ها در خاک‌های کشـاورزی ماهیتی نسـبتاً همگن و چندعاملی دارد و تحت تأثیر ترکیب پیچیده‌ای از منابع ورودی و فرآیندهای محیطی شـکل می‌گیرد. نتایج همبسـتگی و رگرسـیون نیز بیانگر قدرت پیش‌بینی پایین متغیرهای بررسـی‌شـده برای توضـیح تغییرات فراوانی میکروپلاسـتیک‌ها بود. شـناسـایی چهـار سـویـه بومی متعلق بـه *Lysinibacillus boronitolerans*، *Pseudomonas stutzeri*، *Bacillus pacificus* و *Microbacterium hibisci* و مشـاهـده کـاهش وزن محـدود پلیمرهـا و تغییرات مورفولوژیک/شـیمیایی سـطح آن‌ها در آزمون‌های کشـت پلیمر محور، نشـان می‌دهد که میکروارگانیسـم‌های خاک دشـت ورامین قادر به آغاز مراحل اولیه زیسـت‌تخریب میکروپلاسـتیک‌ها هسـتند؛ اگرچه حفظ اسـکلت شـیمیایی پلیمرها و میزان کم کاهش وزن تأیید می‌کند که این ظرفیت در شـرایط فعلی بیشـتر در حد بالقوه و کند اسـت. در مجموع، این مطالعه نشـان می‌دهد که خاک‌های کشـاورزی می‌توانند هم‌زمان به‌عنوان مخزن تجمع میکروپلاسـتیک‌ها و بستر بالقوه زیسـت‌تخریب آن‌ها عمل کنند. پایش مسـتمر، مدیریت ورودی‌های فاضـلابی و بهره‌گیری هدفمند از توان میکروارگانیسـم‌های بومی می‌تولند نقش مهمی در کاهش مخاطرات بلندمدت زیست‌محیطی و ایمنی غذایی ایفا کند.

محدودیت‌های مطالعه

محـدودیـت‌هـای روش‌شـنـاختی: این پژوهش بـا چنـد محدودیت روش‌شـناختی همراه اسـت که باید مورد توجه قرار گیرد. نخسـت، مطالعه در یک محدوده جغرافیایی محدود انجام شـده اسـت که تعمیم‌پذیری نتایج به سـایر مناطق کشـاورزی را کاهش می‌دهد. همچنین، نمونه‌برداری تنها در دو فصـل (گرم و سـرد) صـورت گرفت و این امر امکان بررسـی تغییرات کامل سـالانه یا بین‌فصـلی را فراهم نکرد. تعداد محدود ایستگاه‌های نمونه‌برداری (سه مکان) و اعماق بررسی‌شده (دو عمق) نیز می‌تواند دقت و نمایندگی الگوهای توزیع مکانی را کاهش داده باشد.

محدودیت‌های تحلیلی: روش‌های به‌کاررفته برای شناسایی میکروپلاسـتیک‌ها ممکن اسـت با عدم قطعیت‌هایی همراه باشـند، به‌ویژه در مورد ذرات بسـیار ریز در ماتریس پیچیده خاک، که احتمال خطای شـناسـایی یا طبقه‌بندی نادرسـت را افزایش می‌دهد. افزون بر این، شـنـاسـایی پلیمرها تنها به پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن محدود شـد و طیف کامل پلیمرهای رایج در خاک‌های کشاورزی را پوشش نداد. همچنین، نبود یک چارچوب جامع کنترل کیفیت و پیشـگیری از آلودگی می‌توانـد خطر آلودگی ثـانویـه در مراحـل نمونـه‌برداری و آماده‌سازی را افزایش داده باشد.

محـدودیـت‌هـای میـکروبیـولوژیکی: تحـلیـل‌هـای میکروبیولوژیکی به دلیل تعداد محدود سـویه‌های باکتریایی جداسـازی‌شـده (چهار سـویه) با محدودیت مواجه بود. در این مطالعه، برهم‌کنش‌های هم‌افزایانه درون کنسـرسیوم‌های میکروبی کـه می‌تولننـد نقش مهمی در افزایش کـارایی زیسـت‌تخریب داشـته باشـند، بررسـی نشـد. علاوه بر این، محصولات نهایی فرایند تخریب مورد ارزیابی قرار نگرفتند؛ بنابراین، درک کاملی از مسـیرهای متابولیکی و پیامدهای زیست‌محیطی احتمالی زیست‌تخریب به دست نیامد.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

سپاسگزاری

نویسندگان بدین‌وسیله مراتب قدردانی و سپاس صمیمانه خود را از دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تهران غرب به‌دلیل فراهم‌سازی امکانات، پشتیبانی‌های آزمایشگاهی و همکاری‌های اجرایی لازم برای انجام این پژوهش اعلام می‌دارند. حمایت‌های این دانشگاه نقش اساسی در تکمیل موفقیت‌آمیز این تحقیق ایفا کرده است.

تعارض منافع

نویسندگان این مقاله اعلام می‌نمایند که هیچ‌گونه تعارض منافع مالی، سازمانی یا شخصی در ارتباط با نتایج و محتوای این پژوهش وجود ندارد.

حمایت مالی

این پژوهش بدون دریافت هرگونه حمایت مالی از سازمان‌ها، نهادهای دولتی یا خصوصی انجام شده است.

ملاحظات اخلاقی

در انجام این پژوهش کلیه اصول اخلاقی پژوهش رعایت شده است و نویسندگان در تمامی مراحل گردآوری، تحلیل و گزارش داده‌ها به اصول امانت‌داری علمی و جلوگیری از هرگونه تخلف پژوهشی پایبند بوده‌اند.

مشارکت نویسندگان

طراحی مطالعه، نگارش اولیه مقاله: حسن علایی

جمع‌آوری داده‌ها: حسن علایی، رویا مافی غلامی، ساناز خرمی پور، بهناز مرادی غیث آبادی

طراحی پژوهش، بازنگری نهایی مقاله: رویا مافی غلامی

تحلیل نتایج: رویا مافی غلامی، ساناز خرمی پور، بهناز مرادی غیث آبادی

تحلیل داده‌ها، ویرایش علمی مقاله: حمید مقیمی

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

References

1. Li K, Gao Y, Zhang Y, Zheng Y, Li G, Zhang L, et al. Establishment and application of standard analysis methods for microplastic samples: Urban sewage and sewage sludge as a source of microplastics in the environment. Environmental Research. 2025;273:121237.
2. Premarathna K, Rajapaksha AU, Vithanage M. Microplastics in road dust and surrounding environment: Sources, fate and analytical approaches. Trends in environmental analytical chemistry. 2025;45:e00256.
3. Ding Y, Sha C, Wang T. Seasonal dynamics of microplastics in the central South China Sea: Abundance, sources, influencing factors, and ecological risks. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025;13(2):115937.
4. Aydin S, Mucevher O, Ulvi A, Beduk F, Aydin ME, Merken O, et al. Effects of long-term wastewater irrigation on microplastics pollution in agricultural soil. Environ Sci Pollut Res Int. 2025;32(20):12340-59.
5. Tariq M, Iqbal B, Khan I, Khan AR, Jho EH, Salam A, et al. Microplastic contamination in the agricultural soil-mitigation strategies, heavy metals contamination, and impact on human health: a review. Plant Cell Rep. 2024;43(3):65.
6. Abiar E, MASHAL M. Determining the proposed cropping pattern Major crops using the water, energy and food index (case study: Irrigation and Drainage Network of Varamin Plain). Irrigation Sciences and Engineering. 2025;48(3):109-23.
7. Shayeganfard H, Mehrara M. Assessing Farmers' Prefrences in using Water Resources in Varamin Plain, Iran A Discrete Choice Experiment Technique. The Economic Research. 2025;25(1):159-81.
8. Chia RW, Lee J-Y, Cha J, Rodríguez-Seijo A. Methods of soil sampling for microplastic analysis: a review. Environmental Chemistry Letters. 2024;22(1):227-38.
9. Ahouet L, Ngoulou MO, Okina SN, Dzaba S. Geotechnical Characterization of Termite Mound Soils of Congo. Open Journal of civil engineering. 2022;12(3):370-89.
10. Zhang X, Wang H, Luo L. Comparison analysis of the calculation methods for particle diameter. Crystals. 2022;12(8):1107.
11. Kononov A, Hishida M, Suzuki K, Harada N. Microplastic extraction from agricultural soils using canola oil and unsaturated sodium chloride solution and evaluation by incineration method. Soil Systems. 2022;6(2):54.
12. Gündoğdu S, Akca MO, Gursoy M, Yılmaz M, Zhang X, Rodríguez-Seijo A, et al. Microplastics in soil: a comprehensive review of analytical techniques. Frontiers in Soil Science. 2025;5:1614075.
13. Yang J, Xu Y-P, Chu X-L. Application of mid-infrared spectroscopy in plastic waste discrimination: chemometric methods and exploration of their potential in hyperspectral applications. Measurement. 2025:118657.
14. Li M-N, Han Q, Wang N, Wang T, You X-M, Zhang S, et al. 16S rRNA gene sequencing for bacterial identification and infectious disease diagnosis. Biochemical and Biophysical Research Communications. 2024;739:150974.
15. Jiang N, Ke C, Zhong J, Jiang K, Wu Y, Zhang Y, et al. Differential decay mechanisms of human-associated Bacteroidales and bacteriophage genetic markers in aquatic environments: Impacts of indigenous microorganisms on DNA stability and fecal pollution assessment. Water Research. 2025:124157.
16. Villanueva-Saz S, Aranda MdC, Jiménez MdlÁ, de Andrés PJ, Verde M, Climent M, et al. Serum protein electrophoresis in European mink (Mustela lutreola): reference intervals and comparison of agarose gel electrophoresis and capillary zone electrophoresis. Veterinary Quarterly. 2024;44(1):1-11.
17. Bustin SA. Improving the quality of quantitative polymerase chain reaction experiments: 15 years of MIQE. Molecular aspects of medicine. 2024;96:101249.
18. Chen L, Han L, Feng Y, He J, Xing B. Soil structures and immobilization of typical contaminants in soils in response to diverse microplastics. Journal of Hazardous Materials. 2022;438:129555.
19. Yang X, Zhang Z, Guo X. Impact of soil structure and texture on occurrence of microplastics in agricultural soils of karst areas. Science of the Total Environment. 2023;902:166189.
20. Kinigopoulou V, Pashalidis I, Kalderis D, Anastopoulos I. Microplastics as carriers of inorganic and organic contaminants in the environment: A review of recent progress. Journal of Molecular Liquids. 2022;350:118580.
21. Zhang Y, Li X, Xiao M, Feng Z, Yu Y, Yao H. 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. 2022;806:150714.
22. Neagoe A, Iordache V, Fărcăşanu IC. The role of organic matter in the mobility of metals in contaminated catchments. Bio-geo interactions in metal-contaminated soils: Springer; 2011. p. 297-325.
23. Zhang Y-Q, Yu H-W, Xin Y, Li Z-X, He W-M. Microplastic abundance thresholds shape the growth of 18 wild plant species: the importance of soil pH. Journal of Plant Ecology. 2025:rtaf066.
24. Urbanek AK, Rymowicz W, Mirończuk AM. Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. Applied microbiology and biotechnology. 2018;102(18):7669-78.
25. Mahreen L, C A, Warrier AK. Baseline assessment of microplastic contamination in agricultural soils from the coastal stretches of Karnataka and Goa, Southwestern India. Environmental Monitoring and Assessment. 2025;197(9):1053.
26. Zhang S, Bao A, Lin X, Jia G, Zhang Q. Microplastic accumulation in agricultural soils with different mulching histories in Xinjiang, China. Sustainability. 2023;15(6):5438.
27. Heinze WM, Steinmetz Z, Klemmensen NDR, Vollertsen J, Cornelis G. Vertical distribution of microplastics in an agricultural soil after long-term treatment with sewage sludge and mineral fertiliser. Environmental Pollution. 2024;356:124343.
28. Sharmin S, Wang Q, Islam MR, Wang W, Enyoh CE. Microplastic Contamination of Non-Mulched Agricultural Soils in Bangladesh: Detection, Characterization, Source Apportionment and Probabilistic Health Risk Assessment. Journal of Xenobiotics. 2024;14(2):812-26.
29. Guo S, Xiao G, Chen Y, Zhang J, Zhang B, Ru S, et al. Unraveling the characteristics of microplastics in agricultural soils upon long-term organic fertilizer application: A comprehensive study using diversity indices. Chemosphere. 2024;364:143235.
30. Weber CJ, Bastijans J-E, Lügger K, Heller C. Microplastic in long-term soil monitoring: first spatial

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]

and temporal data on plastics in agricultural topsoils. Journal of Soils and Sediments. 2024;24(2):692-706.
31. Li J, Zhu B, Huang B, Ma J, Lu C, Chi G, et al. Vertical distribution and characteristics of soil microplastics under different land use patterns: A case study of Shouguang City, China. Science of the Total Environment. 2023;903:166154.
32. Bello FA, Folorunsho AB, Chia RW, Lee J-Y, Fasusi SA. Microplastics in agricultural soils: sources, impacts on soil organisms, plants, and humans. Environmental Monitoring and Assessment. 2025;197(4):448.
33. Tabatabaei F, Mafigholami R, Moghimi H, Khoramipoor S. Investigating biodegradation of polyethylene and polypropylene microplastics in Tehran DWTPs. Water Science & Technology. 2023;88(11):2996-3008.
34. Aydin S, Mucevher O, Ulvi A, Beduk F, Aydin ME, Merken O, et al. Effects of long-term wastewater irrigation on microplastics pollution in agricultural soil. Environmental Science and Pollution Research. 2025;32(20):12340-59.
35. Schwabl P, Köppel S, Königshofer P, Bucsics T, Trauner M, Reiberger T, et al. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. Annals of internal medicine. 2019;171(7):453-7.
36. Chae Y, An Y-J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. Environmental pollution. 2018;240:387-95.
37. Han L, Chen L, Feng Y, Kuzyakov Y, Chen Qa, Zhang S, et al. Microplastics alter soil structure and microbial community composition. Environment International. 2024;185:108508.
38. Lozano YM, Lehnert T, Linck LT, Lehmann A, Rillig MC. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass. Frontiers in plant science. 2021;12:616645.
39. Ziajahromi S, Slynkova N, Dwyer J, Griffith M, Fernandes M, Jaeger JE, et al. Comprehensive assessment of microplastics in Australian biosolids: Abundance, seasonal variation and potential transport to agroecosystems. Water Research. 2024;250:121071.
40. Yang Y, Shen W, Zhong Q, Chen Q, He X, Baker JL, et al. Development of a bacteriophage cocktail to constrain the emergence of phage-resistant Pseudomonas aeruginosa. Frontiers in microbiology. 2020;11:327.
41. Srivastava P, Subramanian S, Manickam N. Biochemical and molecular mechanisms of Rhodococcus rhodochrous IITR131 for polyethylene terephthalate degradation. Journal of Applied Microbiology. 2025;136(1):lxae312.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-11-07]