



Identification and Source Apportionment of Heavy Metal Emission Sources in Airborne Microplastics over Plastic-Mulched Agricultural Fields Using Positive Matrix Factorization

Mehdi Saedi¹, Neda Orak^{*1} , Mahboobeh Cheraghi¹, Katayoun Varshosaz², Forouzan Farokhian²

1. Department of Environment, Ahv.C., Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

2. Department of Environmental Management-HSE, Ahv.C., Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

Received: 2026/04/24

Accepted: 2026/06/27

Abstract

Background and Aim: The aim of the present study was to identify and quantify the contribution of emission sources of heavy metals associated with atmospheric microplastics in plastic-mulched agricultural fields of the Dasht-e Azadegan Plain using the PMF model.

Methods: This study was conducted in the Dasht-e Azadegan Plain during 2024. Active sampling was performed using a systematic grid-based approach comprising 35 plastic-mulched fields and five control stations located 10 km away, during winter and summer, with an SKC air sampler in triplicate. Particles were identified by optical microscopy, surface morphology was examined by SEM, and polymer types were determined by FTIR. Heavy metals (Ni, Zn, Mn, Pb, Fe, Cu, Cr, and Cd) accumulated on airborne microplastics were quantified using ICP-OES.

Results: The results showed that polyethylene (53.7%) was the dominant polymer in atmospheric samples from agricultural fields, and that airborne microplastic abundance was higher in winter than in summer. Heavy metal concentrations were consistently higher in agricultural than control sites, with Cu and Fe exhibiting the greatest surface accumulation. PMF model performance ($R^2 = 0.73\text{--}0.96$; Qrobust/Qtrue ≈ 1.16) indicated satisfactory model reliability. Local/regional dust was the major contributor to Fe (61.4%) and Mn (56.3%), whereas traffic emissions, agricultural activities, and agricultural plastic degradation were the primary sources of Pb (31.8% and 22.4%) and Zn (22.4% and 27.7%), respectively.

Conclusion: Extensive use of agricultural plastics not only contributes directly to the release of polymer particles into the atmosphere but also provides a significant pathway for the atmospheric transport and dispersion of heavy metals via airborne microplastics.

Keywords: Heavy metals, Microplastics, Plastic-mulched cultivation, Positive matrix factorization (PMF), Source apportionment

Please cite this article as:

Saedi M, Orak N, Cheraghi M, Varshosaz K, Farokhian F. Identification and Source Apportionment of Heavy Metal Emission Sources in Airborne Microplastics over Plastic-Mulched Agricultural Fields Using Positive Matrix Factorization. Irtiqa Imini Pishgiri Masdumiyat. 2025;13(2):20-33. <https://doi.org/10.22037/iipm.v13i2.52136>

*Corresponding Author: nedaorak@iau.ac.ir



شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های هوابرد در زمین‌های

کشاورزی با کشت زیرپلاستیکی با استفاده از مدل ماتریس عامل مثبت‌ساز

مهدی ساعدی^۱، ندا اورک^{۱*}، محبوبه چراغی^۱، کتایون ورشوساز^۲، فروزان فرخیان^۲

۱. گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۲. گروه مدیریت محیط زیست-HSE، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۴/۰۶

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۲/۰۴

چکیده

سابقه و هدف: هدف از مطالعه حاضر، شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های جوی در زمین‌های کشاورزی دارای کشت زیرپلاستیکی در دشت آزادگان با استفاده از مدل ماتریس عامل مثبت‌ساز (PMF) بود.

روش کار: این پژوهش در سال ۲۰۲۴ در اراضی دشت آزادگان انجام شد. نمونه‌برداری فعال بر اساس شبکه منظم شامل ۳۵ ایستگاه مزارع زیرپلاستیکی و ۵ ایستگاه کنترل در فاصله ۱۰ کیلومتری، طی زمستان و تابستان با پمپ هوای SKC و سه تکرار انجام گرفت. ذرات با میکروسکوپ نوری شناسایی، مورفولوژی سطحی با SEM و نوع پلیمرها با FTIR تعیین شد. غلظت فلزات سنگین تجمع‌یافته بر سطح میکروپلاستیک‌های هوابرد (Cd، Cr، Cu، Fe، Pb، Mn، Zn، Ni) نیز با ICP-OES اندازه‌گیری شد.

یافته‌ها: یافته‌ها نشان داد که پلی‌اتیلن با ۵۳٫۷ درصد پلیمر غالب در اتمسفر مزارع بود و میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در زمستان بیش از تابستان بود. غلظت همه فلزات سنگین در مناطق کشاورزی از مناطق کنترل فراتر رفت و Cu و Fe بیشترین انباشت سطحی را داشتند. شاخص‌های مدل PMF ($R^2 = 0.73 - 0.96$ و $Q_{robust}/Q_{true} \approx 1.16$) برازش قابل قبول را تأیید کردند. گردوغبار محلی/منطقه‌ای بیشترین سهم را در انتشار Fe (۶۱٫۴ درصد) و Mn (۵۶٫۳ درصد) داشت، درحالی‌که منابع ترافیکی، فعالیت‌های کشاورزی و فرسایش پلاستیک‌های کشاورزی عوامل اصلی بارگذاری Pb (به ترتیب ۳۱٫۸ و ۲۲٫۴ درصد) و Zn (۲۲٫۴ و ۲۷٫۷ درصد) بودند.

نتیجه‌گیری: کاربرد گسترده پلاستیک‌های کشاورزی علاوه بر انتشار مستقیم ذرات پلیمری در اتمسفر، پتانسیل بالایی در انتقال اتمسفری فلزات سنگین از طریق میکروپلاستیک‌ها دارند.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، کشت زیرپلاستیکی، ماتریس عامل مثبت‌ساز، منشاء‌یابی، میکروپلاستیک‌ها

به این مقاله، به صورت زیر استناد کنید:

ساعدی م، اورک ن، چراغی م، ورشوساز ک، فرخیان ف. شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های هوابرد در زمین‌های کشاورزی با کشت زیرپلاستیکی با استفاده از مدل ماتریس عامل مثبت‌ساز. ارتقای ایمنی و پیشگیری از مصدومیت‌ها. ۱۴۰۴؛ ۱۳(۲): ۲۰-۳۳. <https://doi.org/10.22037/iipm.v13i2.52136>

*نویسنده مسئول مکاتبات: nedaaorak@iau.ac.ir



مقدمه

آلودگی پلاستیکی یک چالش نوظهور بهداشتی و محیط‌زیستی در دهه‌های اخیر در جهان بوده است. میکروپلاستیک شامل ذرات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر است که به‌صورت اولیه یا به عنوان محصولات ثانویه حاصل از تخریب و فرسایش پلاستیک‌های بزرگ‌تر در محیط شکل می‌گیرند (۱ و ۲). این ذره‌ها به دلیل پایداری بالا، اندازه کوچک و قابلیت انتقال در محیط‌های مختلف، در محیط‌های آب، خاک و هوا شناسایی شده‌اند (۳ و ۴).

نتایج مطالعات نشان داده که میکروپلاستیک‌ها در مناطق شهری و صنعتی، نواحی دورافتاده نظیر مناطق کوهستانی، آلبی و حتی قطبی شناسایی شده‌اند (۵). میکروپلاستیک‌های جوی شامل ذراتی است که وارد اتمسفر شده، تحت تأثیر جریان‌های بادی منتقل و از طریق رسوب خشک، رسوب مرطوب یا ته‌نشینی گرانشی بر سطح زمین باز می‌گردند (۶). فرآیندهای جوی نقش مؤثری در دینامیک میکروپلاستیک‌ها داشته و آلودگی پلاستیکی را میان اکوسیستم‌های خشکی و دریایی جابه‌جا می‌کند (۷ و ۸). منابع انتشار میکروپلاستیک‌های هوابرد متنوع بوده و از صنایعی نظیر نساجی، مراکز دفن پسماند، سایش تایر و جاده، فعالیت‌های صنعتی و همچنین منابع سطحی نظیر زمین‌های کشاورزی را شامل می‌شود (۹ و ۱۰). زمین‌های کشاورزی نیز به‌عنوان یکی از منابع مهم انتشار میکروپلاستیک‌ها در جو محسوب می‌شود که در مطالعات پیشین کمتر مورد توجه قرار گرفته است (۱۱). در سال ۲۰۱۹ حدود ۲۳ تا ۲۴ میلیون تن میکروپلاستیک در خاک‌های زراعی جهان وجود داشته و پیش‌بینی می‌شود این مقدار تا سال ۲۰۳۰ به بیش از ۳۵ میلیون تن افزایش می‌یابد (۱۲).

استفاده گسترده از مالچ‌های پلاستیکی در کشت زیرپلاستیکی (Plastic Mulching) از عوامل انتشار این ذرات در زمین‌های کشاورزی می‌باشد. هدف از کشت زیرپلاستیکی، افزایش دمای خاک، حفظ رطوبت، کاهش تبخیر و افزایش عملکرد محصول است که امروزه در بخش عمده‌ای از اراضی کشاورزی جهان مانند چین، هند، ژاپن و کشورهای اروپایی مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۳). تخریب فیزیکی و شیمیایی فیلم‌های پلاستیکی در اثر تابش فرابنفش، نوسانات دمایی، بارندگی، باد و فعالیت‌های زراعی، منجر به تولید مقادیر قابل توجهی میکروپلاستیک و رهاسازی آن‌ها در خاک و هوا می‌شود (۱۴ و ۱۵).

مطالعاتی نشان داده که غلظت میکروپلاستیک‌ها در خاک مزارع دارای کشت زیرپلاستیکی بیشتر از سایر اراضی کشاورزی است (۱۶). میکروپلاستیک‌ها به دلیل پتانسیل حمل آلاینده‌های شیمیایی مانند فلزات سنگین، نقش مهم بهداشتی و محیط زیستی دارند و با سمیت بالا و قابلیت تجمع زیستی، از مهم‌ترین آلاینده‌های زیست محیطی محسوب می‌شوند (۱۷). نتایج برخی مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها فلزات سنگین را از محیط اطراف جذب کرده و در محیط‌های مختلف از جمله خاک، هوا و نهایتاً زنجیره غذایی منتقل کنند (۱۸ و ۱۹).

برای شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار آلاینده‌های جوی، به‌ویژه در شرایطی که منابع متعدد و هم‌پوشان وجود دارد، استفاده از مدل‌های آماری پذیرنده ضروری است. مدل‌های پذیرنده بر اساس داده‌های غلظتی اندازه‌گیری شده در محیط پذیرنده، امکان شناسایی و کمی‌سازی سهم منابع مختلف را فراهم می‌کنند (۲۰). مدل ماتریس عامل مثبت‌ساز (Positive Matrix Factorization, PMF) یک مدل معتبر می‌باشد که در مطالعات کیفیت هوا مورد استفاده قرار گرفته است (۲۱). این مدل مبتنی بر کاربرد عدم قطعیت داده‌ها، اعمال قید نامنفی بودن و توانایی تفکیک منابع حتی در داده‌های غیرنرمال است (۲۲).

با وجود پیشرفت‌های قابل توجه در زمینه مطالعه میکروپلاستیک‌های جوی، هنوز اطلاعات محدودی در خصوص نقش زمین‌های کشاورزی دارای کشت زیرپلاستیکی در انتشار میکروپلاستیک‌های هوابرد و ارتباط آن با فلزات سنگین وجود دارد. در مناطق کشاورزی ایران، مطالعات جامع که به‌صورت همزمان به بررسی میکروپلاستیک‌های هوابرد، آلودگی فلزات سنگین و منشأیابی منابع آن‌ها با استفاده از مدل‌های پیشرفته آماری بپردازد، بسیار محدود است. تحقیق حاضر با هدف شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های هوابرد در زمین‌های کشاورزی دارای کشت زیرپلاستیکی و با استفاده از مدل ماتریس عامل مثبت‌ساز انجام می‌شود.

روش کار

مطالعه حاضر از نوع توصیفی بوده و با هدف شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های هوابرد در

برداشت شد. نمونه‌برداری از خاک بر اساس دستورالعمل استاندارد US EPA Environmental Response Team 2012 انجام گرفت. بدین منظور با استفاده از بیلچه فلزی، خاک سطحی تا عمق ۱۰ سانتی‌متر برداشت و حدود ۱۰۰ گرم از هر نمونه جمع‌آوری شد.

پیش‌تصفیه و جداسازی میکروپلاستیک‌ها

با توجه به اینکه نمونه‌های هوا و خاک حاوی ترکیبات آلی و معدنی مختلف هستند، پیش‌تصفیه جهت حذف مواد آلی و جداسازی میکروپلاستیک‌ها انجام شد. فرآیند پیش‌تصفیه بر اساس روش ليو و همکاران (۲۳) صورت گرفت. شناسایی اولیه ذرات میکروپلاستیک بر اساس ویژگی‌های ظاهری شامل اندازه، شکل، رنگ و شفافیت با استفاده از میکروسکوپ نوری انجام شد. همچنین برای بررسی ویژگی‌های سطحی و مورفولوژی ذرات منتخب از میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) استفاده گردید. به‌منظور تعیین نوع پلیمر ذرات، آنالیز طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (Fourier Transform Infrared Spectroscopy - FTIR) در آزمایشگاه همکار بر روی ذرات جداسازی‌شده انجام شد و طیف‌های به‌دست‌آمده با طیف‌های مرجع پلیمرهای رایج مقایسه گردید (۲۴). بر این اساس، ذرات در گروه‌های پلیمری شامل پلی‌اتیلن (Polyethylene - PE)، پلی‌پروپیلن (Polypropylene - PP)، پلی‌اتیلن ترفتالات (Polyethylene Terephthalate - PET)، پلی‌وینیل کلراید (Polyvinyl Chloride - PVC) و پلی‌استایرن (Polystyrene - PS) طبقه‌بندی شدند. در این مطالعه، میکروسکوپ نوری برای غربالگری اولیه و SEM برای بررسی مورفولوژی سطحی به‌کار رفت و تعیین نوع پلیمر بر پایه نتایج FTIR انجام شد.

تعیین غلظت فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های هوابرد و

نمونه‌های خاک

به‌منظور تعیین فلزات سنگین تجمع‌یافته بر سطح میکروپلاستیک‌های هوابرد، ذرات میکروپلاستیک پس از جداسازی از فیلترها، ابتدا تحت شست‌وشوی سطحی ملایم قرار گرفتند تا ذرات سست و مواد غیرچسبیده حذف شوند. برای این منظور، نمونه‌ها با آب دیونیزه شست‌وشو داده شده و سپس در دمای آزمایشگاه خشک شدند. این مرحله با هدف حذف ذرات آزاد و کاهش تداخل ناشی از گردوغبار غیرمتصل انجام شد، بدون آنکه فلزات جذب‌شده یا چسبیده به سطح میکروپلاستیک‌ها به‌طور کامل حذف شوند. سپس مقدار ۰٫۱ گرم از

زمین‌های کشاورزی دارای کشت زیرپلاستیکی در سال ۲۰۲۴ در اراضی کشاورزی دشت آزادگان (در جنوب غربی ایران) انجام شد. تعداد ۳۵ نقطه جهت نمونه‌برداری به صورت شبکه منظم (یک ایستگاه در هر ۱۰ هکتار) در اراضی دارای کشت زیرپلاستیکی انتخاب شد. تعداد ۵ نقطه نمونه‌برداری نیز به عنوان نمونه‌های کنترل (در زمین‌های کشاورزی فاقد کشت زیرپلاستیکی و در فاصله حدود ۱۰ کیلومتری از منطقه مورد مطالعه) با سه تکرار در نظر گرفته شد. نمونه‌برداری در دو فصل با شرایط زراعی متفاوت (ژانویه ۲۰۲۴ و در زمان کشت زیرپلاستیکی و جولای ۲۰۲۴ پس از دوره کشت زیرپلاستیکی) انجام گرفت.

نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌های هوابرد

نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌های هوابرد با استفاده از روش نمونه‌برداری فعال انجام شد. بدین منظور از پمپ هوای SKC Deluxe Universal PCXR8 مجهز به سیستم میکروفیلتراسیون استفاده گردید. پیش از هر نمونه‌برداری، دبی پمپ با استفاده از فلومتر کالیبره و تنظیم شد. نمونه‌برداری با دبی ثابت ۱۰ لیتر بر دقیقه و به‌مدت ۲۴۰ دقیقه در هر ایستگاه انجام گرفت. بر این اساس، حجم کل هوای عبوری از هر فیلتر برابر با ۲۴۰۰ لیتر، معادل ۲٫۴ مترمکعب بود. فیلترهای مورد استفاده دارای اندازه منافذ ۰٫۵ میکرون بودند. پس از نمونه‌برداری، فیلترها با استفاده از پنس فلزی تمیز جمع‌آوری و در ظروف شیشه‌ای اسیدشویی‌شده قرار گرفتند. سپس نمونه‌ها در شرایط کنترل‌شده به آزمایشگاه منتقل شدند.

جهت کنترل آلودگی ثانویه میکروپلاستیکی، در تمام مراحل نمونه‌برداری، انتقال و آماده‌سازی، از ظروف شیشه‌ای اسیدشویی‌شده و ابزار فلزی تمیز استفاده شد. نمونه‌ها در زمان عدم پردازش با فویل آلومینیومی یا درپوش شیشه‌ای پوشانده شدند. اپراتورها از روپوش نخی تمیز و دستکش استفاده کردند. همچنین، فیلترهای شاهد میدانی بدون عبور هوا در محل نمونه‌برداری در معرض شرایط محیطی قرار گرفتند و فیلترهای شاهد آزمایشگاهی (Laboratory blank) طی مراحل آماده‌سازی در آزمایشگاه استفاده شدند. نتایج شاهدها برای ارزیابی آلودگی زمینه‌ای بررسی و در تفسیر داده‌ها لحاظ شد.

نمونه‌برداری از خاک

به‌منظور بررسی ارتباط بین فلزات سنگین محیطی و فلزات تجمع‌یافته روی میکروپلاستیک‌ها، نمونه‌های خاک نیز از همان ایستگاه‌ها

مدل PMF با کمینه‌سازی تابع هدف Q عمل می‌کند که بر اساس نسبت خطای باقیمانده به عدم قطعیت داده‌ها طبق رابطه ۲ تعریف شده است.

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (e_{ij}/\sigma_{ij})^2 \quad \text{رابطه ۲}$$

در این رابطه e_{ij} : تفاوت بین مقدار مشاهده‌شده و مقدار پیش‌بینی شده برای عنصر j در نمونه i و σ_{ij} : عدم قطعیت اندازه‌گیری عنصر j در نمونه i است.

عدم قطعیت اندازه‌گیری‌ها بر اساس حد تشخیص روش (MDL) و درصد خطای اندازه‌گیری (Error Fraction) محاسبه شد. فرمول‌های مورد استفاده به شرح روابط ۳ و ۴ به ترتیب برای غلظت‌های کمتر از حد تشخیص و برای غلظت‌های بالاتر از حد تشخیص است.

$$U = \frac{5}{6} \times MDL \quad \text{رابطه ۳}$$

$$u = \sqrt{(\text{Error Fraction} \times \text{Concentration})^2 + (0.5 \times MDL)^2} \quad \text{رابطه ۴}$$

که در آن‌ها MDL حد تشخیص روش اندازه‌گیری با استفاده از دستگاه ICP-OES و Concentration: غلظت اندازه‌گیری شده هر عنصر فلزی روی ذرات میکروپلاستیک است. Error Fraction نیز برابر با ۱٫۹۶ در نظر گرفته شد. اجرای مدل PMF با استفاده از نرم‌افزار EPA PMF Version 5.5 انجام شد. برای تعیین تعداد بهینه منابع (فاکتورها)، چندین مرحله آزمایشی با تعداد فاکتورهای مختلف اجرا گردید و بر اساس معیارهای زیر فاکتور نهایی انتخاب شد:

- کمینه شدن مقدار تابع هدف Q و Qrobust.
 - پایداری نتایج در تکرارهای مختلف.
 - تفسیرپذیری فیزیکی پروفایل منابع بر اساس ترکیب فلزات.
- برای تعیین تعداد بهینه فاکتورهای مدل، چندین اجرای آزمایشی با تعداد فاکتورهای مختلف (۲ تا ۶ فاکتور) انجام شد. در هر اجرا، معیارهای آماری شامل مقدار تابع هدف (Qrobust و Qtrue)، پایداری نتایج در تکرارهای مختلف، مقدار ضریب تبیین (R^2) بین مقادیر

میکروپلاستیک‌های خشک‌شده در ظروف هضم قرار گرفت و به آن مخلوط اسید نیتریک (HNO_3) و اسید کلریدریک (HCl) افزوده شد. هضم شیمیایی نمونه‌ها با استفاده از دستگاه Digestor و در شرایط استاندارد دما و زمان انجام گرفت. پس از پایان هضم، محلول‌ها سرد، فیلتر و برای اندازه‌گیری آماده شدند. غلظت عناصر Fe، Cu، Cr، Cd، Ni، Mn، Pb با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری و نتایج به صورت میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد. لازم به ذکر است که در این مطالعه، مقادیر اندازه‌گیری شده نمایانگر فلزات همراه و تجمع‌یافته بر سطح ذرات میکروپلاستیک پس از نمونه‌برداری از هوا هستند و نه لزوماً فلزات موجود در ساختار درونی پلیمر یا افزودنی‌های ذاتی آن. غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک نیز پس از آماده‌سازی، با استفاده از طیف‌سنج جذب اتمی کوره‌دار (VARIAN AA220FS) اندازه‌گیری شد.

منشأیابی فلزات سنگین موجود در میکروپلاستیک‌های هوابرد

با استفاده از مدل PMF

به منظور شناسایی و سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های هوابرد در اراضی دارای کشت زیرپلاستیکی، از مدل آماری Positive Matrix Factorization (PMF 5.5) توسعه‌یافته توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (US EPA) استفاده شد. در این مدل، داده‌های غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده بر روی میکروپلاستیک‌های هوابرد به صورت یک ماتریس ورودی X با ابعاد $n \times m$ (تعداد نمونه‌ها $\times$ تعداد عناصر فلزی) تعریف می‌شود. مدل PMF این ماتریس را بر اساس رابطه ۱ به حاصل ضرب دو ماتریس مثبت تجزیه می‌کند.

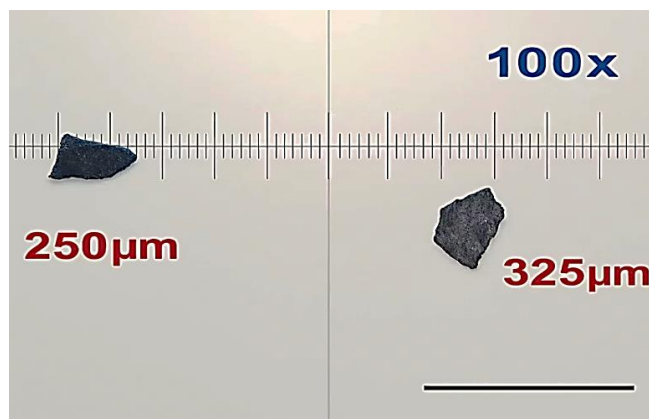
$$X = GF + E \quad \text{رابطه ۱}$$

که در آن GG: ماتریس سهم نسبی هر منبع در هر نمونه (source contribution matrix)، FF: ماتریس مشخصه یا پروفایل هر منبع (source profile matrix) و EE: ماتریس خطا یا باقی‌مانده‌ها (residuals matrix) می‌باشد. تمامی مقادیر موجود در ماتریس‌های GG و FF غیرمنفی هستند تا تفسیر فیزیکی داده‌ها (سهم منابع) حفظ شود (۲۲).

در مناطق کنترل (نمونه‌های ۳۶ تا ۴۰)، مجموع ذرات میکروپلاستیک کمتر است و میانگین کل ذرات برابر ۱۶,۴ ذره در هر نمونه می‌باشد. در این نمونه‌ها نیز پلی‌اتیلن همچنان ماده غالب است ولی با میانگین ۵,۸ ذره (۳۵,۴ درصد)، سهم آن نسبت به مناطق کشاورزی کاهش یافته است. پلی‌پروپیلن با ۴ ذره میانگین (۲۴,۴ درصد)، سهمی تقریباً نزدیک به پلی‌اتیلن دارد. سایر ترکیبات (PET، PVC و PS) در مجموع ۴۰ درصد کل ذرات را تشکیل می‌دهند و فراوانی هر یک بین ۲ تا ۳ ذره متغیر بوده است.

نتایج آنالیز میکروپلاستیک‌ها به لحاظ شکل و اندازه

در شکل ۲، دو ذره میکروپلاستیک (Microplastic Particles) حاصل از نمونه‌برداری مزارع کشت زیرپلاستیکی تحت بزرگنمایی $\times 100$ میکروسکوپ نوری دیده می‌شوند. ذره سمت چپ با اندازه تقریبی ۲۵۰ میکرومتر و ذره سمت راست با اندازه حدود ۳۲۵ میکرومتر اندازه‌گیری شده‌اند. این ابعاد در محدوده ذرات میکروپلاستیک اولیه و ثانویه قرار می‌گیرند که می‌توانند از تخریب مکانیکی یا فتواکسیداتیو پوشش‌های پلاستیک ناشی شوند. رنگ و بافت سطحی ذرات، همراه با مرزهای نامنظم، بیانگر احتمال ترکیب‌های پلیمری غالب مانند پلی‌اتیلن (PE) یا پلی‌پروپیلن (PP) است.



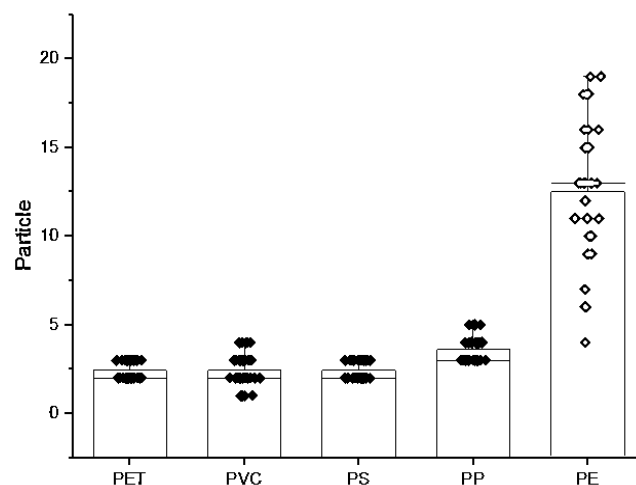
شکل ۲. نتایج سنجش ۲ ذره میکروپلاستیک توسط میکروسکوپ نوری

شکل ۳ حاصل آنالیز ذرات میکروپلاستیک توسط میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) است. در سمت چپ، یک فیبر کشیده با طول تقریبی ۱۰ میکرومتر قابل مشاهده است که سطح ناهموار و گره‌دار آن نشان‌دهنده تخریب تدریجی الیاف پلیمری نظیر پلی‌استر یا پلی‌پروپیلن تحت اثر فرسایش مکانیکی و تابش فرابنفش است. این نوع فیبرها با توجه به شکل باریک و بلندشان، قابلیت معلق شدن در هوا و انتقال تا فاصله‌های دور را داشته و می‌توانند به‌سادگی به مجاری

مشاهده‌شده و بازسازی‌شده و همچنین تفسیرپذیری فیزیکی پروفایل منابع مورد ارزیابی قرار گرفت. نتیجه مدل، چند مؤلفه احتمالی منبع را آشکار ساخت که با بررسی ویژگی‌های فلزات غالب در هر فاکتور، منشأ آن‌ها شامل منابع ترافیکی، فعالیت‌های کشاورزی، فرسایش فیلم‌های زیرپلاستیکی و گردوغبار منطقه‌ای تعیین شد. برای کنترل صحت مدل و ارزیابی کیفیت تفکیک منابع، نسبت بین ماتریس داده‌های مشاهده‌شده و بازسازی‌شده (Xreconstructed/Xobserved) محاسبه شد.

یافته‌ها

نتایج حاصل از آنالیز توزیع ترکیبات اولیه موجود در میکروپلاستیک‌ها بر پایه داده‌های FTIR در شکل ۱ ارائه شده است. در نمونه‌های اتمسفری برداشت‌شده از مناطق کشاورزی دارای کشت زیرپلاستیکی (نمونه‌های ۱ تا ۳۵)، بیشترین سهم میکروپلاستیک به پلی‌اتیلن اختصاص دارد که در تمامی نقاط دارای فراوانی بالاتری نسبت به سایر ترکیبات بوده است. میانگین سهم پلی‌اتیلن در این محدوده‌ها ۱۳,۷۴ ذره در هر نمونه است و نسبت آن به کل ذرات حدود ۵۳,۷ درصد می‌باشد. پلی‌پروپیلن با میانگین ۳,۸۳ ذره (۱۵,۰ درصد)، پلی‌استایرن و پلی‌اتیلن ترفتالیت هر کدام با میانگین تقریباً ۲,۵۷ و ۲,۴۶ ذره و سهم حدود ۹ تا ۱۰ درصد، و در نهایت پلی‌وینیل کلراید با میانگین ۲,۶۶ ذره و سهم ۱۰,۴ داشته‌اند. تعداد کل ذرات در این گروه بین ۱۷ تا ۳۴ ذره متغیر است و میانگین کل ذرات در مناطق کشاورزی ۲۴,۵۸ ذره در هر نمونه می‌باشد.



شکل ۱. توزیع فراوانی ترکیب پلیمری میکروپلاستیک‌های جوی بر اساس

آنالیز FTIR

آماره‌های توصیفی مقادیر فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های اتمسفری در محدوده زمین‌های کشاورزی در جدول ۲ ارائه شده است. بر اساس نتایج، مقادیر تمامی فلزات سنگین، میانگین مقادیر در گروه کشاورزی بالاتر از گروه کنترل بوده است. نتایج نشان می‌دهد میانگین مقادیر فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، آهن، سرب، منگنز، روی و نیکل در مناطق کشاورزی به ترتیب برابر با ۰,۲۱۴، ۰,۱۸۴، ۰,۴۵، ۰,۴۱۷، ۰,۷۸، ۰,۲۱۰، ۰,۸۷ و ۰,۰۹۸ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است، در حالی که این مقادیر در مناطق کنترل به ترتیب برابر با ۰,۱۸، ۰,۱۲۶، ۰,۳۰۲، ۰,۳۱۹، ۰,۵۷۴، ۰,۱۹۳، ۰,۵۴۸ و ۰,۰۷ میلی گرم بر کیلوگرم ثبت شده‌اند.

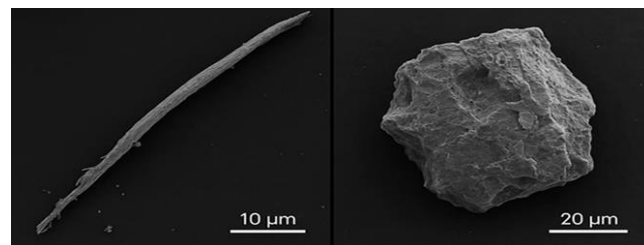
جدول ۲. آماره‌های توصیفی مقادیر فلزات سنگین در

میکروپلاستیک‌های اتمسفری در محدوده زمین‌های کشاورزی

آماره	Ni	Zn	Mn	Pb	Fe	Cu	Cr	Cd
تعداد نمونه	۴۰	۴۰	۴۰	۴۰	۴۰	۴۰	۴۰	۴۰
حداقل	۰/۰۶	۰/۳۲	۱/۶۹	۰/۴۲	۱/۸۵	۳/۰۱	۰/۱	۰/۱۶
حداکثر	۰/۱۲	۰/۹۲	۲/۷۶	۰/۹۶	۶/۰۱	۶/۸۲	۰/۲۷	۰/۳۲
میانگین	۰/۰۹	۰/۸۲	۲/۰۹	۰/۷۵	۳/۹۶	۴/۱۳	۰/۱۷	۰/۲۰
انحراف معیار	۰/۰۱	۰/۱۲	۰/۱۹	۰/۰۹	۰/۶۸	۰/۶۷	۰/۰۳	۰/۰۳
واریانس	۰	۰/۰۱	۰/۰۳	۰/۰۱	۰/۴۷	۰/۴۵	۰/۰۱	۰/۰۱
چولگی	-۰/۱۳	-۲/۸۵	۱/۴۶	-۱/۴۰	۰/۴۱	۱/۲۹	۰/۶۸	۱/۸۲
کشیدگی	-۰/۶۴	۸/۲۳	۳/۰۴	۳/۴۱	۴/۲۵	۵/۸۳	۲/۹۶	۴/۳۵

پیش از انجام آزمون ANOVA، مفروضات آماری شامل نرمال بودن داده‌ها و همگنی واریانس‌ها بررسی شد. نتایج آزمون Kolmogorov-Smirnov نشان داد که توزیع داده‌های Cd، Cr، Cu، Fe، Pb، Mn، Zn و Ni نرمال است؛ نتایج آزمون Levene تأیید کرد که فرض همگنی واریانس‌ها برقرار است ($p > 0.05$). نتایج آزمون ANOVA نشان می‌دهد که بین مقادیر Cd، Cr، Cu، Fe، Pb، Zn و Ni در دو گروه اصلی و کنترل از نظر آماری اختلاف معنی‌دار بوده است ($p < 0.05$). در حالی که برای Mn اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($p = 0.054$). لازم به ذکر است که سطح اطمینان در تمامی آزمون‌ها، ۹۵٪ بوده است. مقایسه مقادیر فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های هواگرد در محدوده مزارع دارای کشت زیرپلاستیکی زمستان و تابستان در شکل ۴ نشان می‌دهد که در فصل زمستان، به جز منگنز (Mn)، میزان میانگین بیشتر فلزات سنگین به طور قابل توجهی بالاتر از تابستان ثبت شده است. در زمستان، مس و آهن دو عنصر غالب بوده‌اند، به‌طوری

تنفسی فوقانی نفوذ کنند. در بخش سمت راست، ذره‌ای نامنظم با قطر حدود ۲۰ میکرومتر دیده می‌شود که سطح خشن و برجسته آن بیانگر قطعه‌ای خردشده از پلی‌اتیلن یا پلی‌استایرن است. چنین ذرات جامدی به دلیل ماهیت پلیمری و بار سطحی خود، توانایی بالایی در جذب و انتقال آلاینده‌های آلی پایدار و فلزات سنگین (مانند کادمیوم و کروم شش ظرفیتی) دارند.



شکل ۳. نتایج آنالیز ذرات میکروپلاستیک توسط میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM)

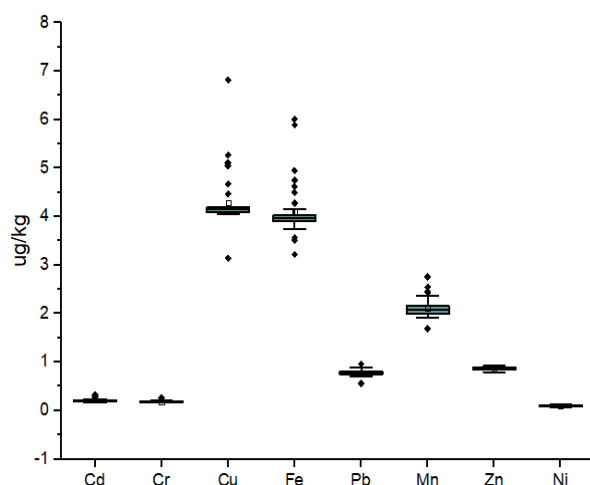
نتایج سنجش میکروپلاستیک‌های هواگرد

نتایج آنالیز آماره‌های توصیفی در جدول ۱ نشان می‌دهد که میانگین تعداد میکروپلاستیک‌های هواگرد در فصل زمستان (۱۴,۸ ذره) به‌طور معنی‌داری بالاتر از تابستان (۸,۶۵ ذره) بوده است. دامنه تغییرات نیز در زمستان وسیع‌تر بوده و از حداقل ۶ تا حداکثر ۲۹ ذره در هر نمونه متغیر است. مقادیر واریانس و انحراف معیار نشان می‌دهد که پراکندگی داده‌ها در زمستان بیشتر بوده و تنوع مقادیر به نسبت تابستان بالاتر است، درحالی‌که چولگی مثبت در هر دو فصل حاکی از آن است که بخش زیادی از داده‌ها متمایل به مقادیر کمتر از حداکثر هستند. کشیدگی زمستان مثبت و بالاتر از تابستان بوده که نمایانگر وجود چند نقطه با مقادیر بالا در این فصل است.

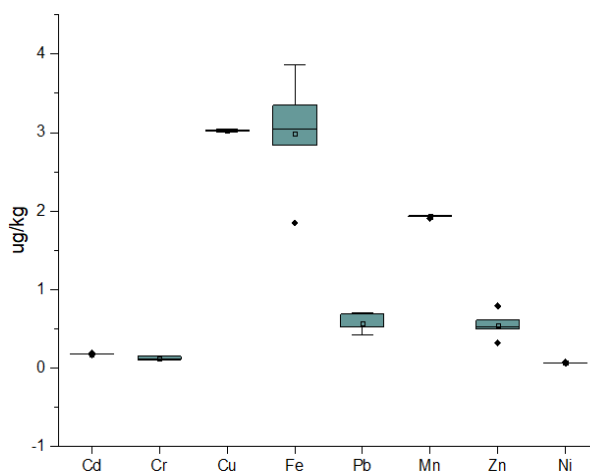
جدول ۱. آماره‌های توصیفی ذرات میکروپلاستیک در فصول سرد و گرم در زمین‌های کشاورزی

آماره	میکروپلاستیک‌ها در زمستان	میکروپلاستیک‌ها در تابستان
تعداد نمونه	۴۰	۴۰
حداقل	۶	۳
حداکثر	۲۹	۱۷
میانگین	۱۴/۸	۸/۶۵
انحراف معیار	۴/۵۷	۳/۲۴
واریانس	۲۰/۹۳	۱۰/۵۴
چولگی	۰/۸۱	۰/۳۸
کشیدگی	۱/۴۴	-۰/۳۶

($p < 0.01$) بین اکثر فلزات سنگین وجود دارد که بیانگر نزدیکی منشأ یا رفتارهای ژئوشیمیایی مشابه آن‌ها در محیط است. بر اساس دندروگرام (شکل ۵)، دو خوشه اصلی مشاهده شد. خوشه اول شامل Cd ، Cr ، Ni ، Pb ، Zn و Mn است که نشان‌دهنده همبستگی قوی میان این عناصر و احتمال تأثیرپذیری آن‌ها از منابع انسان‌ساخت (مانند تردد ترافیکی، نهاده‌های کشاورزی و سایش پلاستیک‌ها) است. در خوشه دوم، Cu و Fe همبستگی نزدیکی با یکدیگر نشان دادند که می‌تواند بیانگر نقش عوامل زمین‌زاد و یا ورودی‌های کشاورزی باشد.



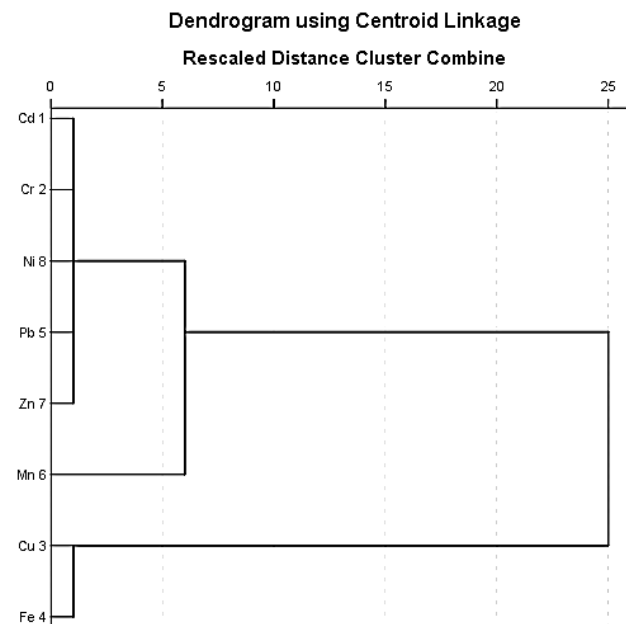
که میانگین Cu حدود $4.4 \mu\text{g/kg}$ و Fe حدود $4.17 \mu\text{g/kg}$ است، در حالی که در تابستان این مقادیر به ترتیب حدود $3.0 \mu\text{g/kg}$ و $3.1 \mu\text{g/kg}$ کاهش یافته‌اند. روی (Zn) در زمستان نزدیک به $0.87 \mu\text{g/kg}$ بوده است. سرب نیز در زمستان $0.78 \mu\text{g/kg}$ ثبت شده، ولی در تابستان این مقدار به حدود $0.55-0.6 \mu\text{g/kg}$ کاهش یافته است. دندروگرام آنالیز خوشه‌ای ارتباط بین مقادیر فلزات سنگین روی سطوح میکروپلاستیک‌های هوابرد در شکل ۵ ارائه شده است. نتایج همبستگی پیرسون نشان داد که همبستگی مثبت و معنی‌داری



شکل ۴. مقایسه مقادیر فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های هوابرد در محدوده مزارع کشت زیرپلاستیکی (الف: زمستان - ب: تابستان)

سهم‌یابی منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های هوابرد با استفاده از مدل ماتریس عامل مثبت‌ساز (PMF)

به منظور اجرای مدل PMF و تعیین سهم منابع انتشار فلزات سنگین در پژوهش حاضر، ماتریس داده‌های غلظت فلزات سنگین (شامل عناصر Cd ، Cr ، Cu ، Fe ، Pb ، Mn ، Zn ، Ni) اندازه‌گیری شده در ذرات میکروپلاستیک هوابرد و ماتریس عدم قطعیت تعیین شد. برای دستیابی به پایدارترین جواب ریاضی و کمینه‌سازی خطای باقیمانده، همگرایی مدل و ثبات فاکتورها مورد ارزیابی قرار گرفت. برای ارزیابی برازش نیز از آماره‌های محاسباتی شامل تابع هدف پایدار (Qrobust)، تابع هدف واقعی (Qtrue) و ضریب تبیین (R^2) بین غلظت‌های مشاهده‌شده و بازسازی‌شده توسط مدل استفاده گردید. نتایج آماره‌های محاسباتی برای مدل PMF در جدول ۳ ارائه شده است.



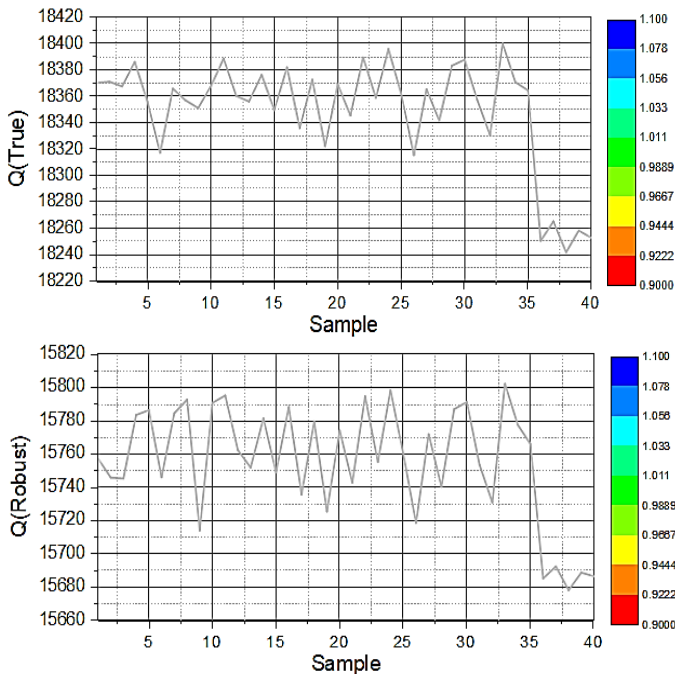
شکل ۵. دندروگرام آنالیز خوشه‌ای ارتباط بین مقادیر فلزات سنگین روی سطوح میکروپلاستیک‌های هوابرد

جدول ۳. نتایج آماره‌های محاسباتی برای مدل‌های PMF

نمونه	تابع هدف پایدار	تابع هدف واقعی	ضریب تبیین (R2)
۱	۱۵۷۵۷/۲	۱۸۳۷۰	۰/۸۳
۲	۱۵۷۴۵/۸	۱۸۳۷۰/۹	۰/۸۵
۳	۱۵۷۴۵/۲	۱۸۳۶۷/۳	۰/۹۵
۴	۱۵۷۸۳/۴	۱۸۳۸۵/۸	۰/۸۶
۵	۱۵۷۸۶/۳	۱۸۳۵۵/۷	۰/۸۷
۶	۱۵۷۴۶	۱۸۳۱۷/۱	۰/۷۵
۷	۱۵۷۸۴/۵	۱۸۳۶۵/۶	۰/۷۳
۸	۱۵۷۹۲/۶	۱۸۳۵۶/۸	۰/۸
۹	۱۵۷۱۴	۱۸۳۵۱	۰/۸۲
۱۰	۱۵۷۹۰/۷	۱۸۳۶۷/۵	۰/۸۹
۱۱	۱۵۷۹۵/۱	۱۸۳۸۸/۴	۰/۸۴
۱۲	۱۵۷۶۲/۳	۱۸۳۶۰/۲	۰/۸۸
۱۳	۱۵۷۵۱/۸	۱۸۳۵۵/۹	۰/۸۵
۱۴	۱۵۷۸۱/۴	۱۸۳۷۶/۱	۰/۸۲
۱۵	۱۵۷۴۸/۹	۱۸۳۴۹/۵	۰/۸۹
۱۶	۱۵۷۸۸/۲	۱۸۳۸۱/۷	۰/۸۶
۱۷	۱۵۷۳۵/۶	۱۸۳۳۵/۸	۰/۹۱
۱۸	۱۵۷۷۹/۵	۱۸۳۷۲/۴	۰/۸۴
۱۹	۱۵۷۲۵/۴	۱۸۳۲۲/۱	۰/۹۳
۲۰	۱۵۷۷۴/۱	۱۸۳۶۸/۹	۰/۸۷
۲۱	۱۵۷۴۲/۷	۱۸۳۴۵/۳	۰/۸۹
۲۲	۱۵۷۹۴/۶	۱۸۳۸۹/۲	۰/۸۱
۲۳	۱۵۷۵۵/۲	۱۸۳۵۸/۷	۰/۸۶
۲۴	۱۵۷۹۸/۳	۱۸۳۹۵/۵	۰/۷۹
۲۵	۱۵۷۶۰/۱	۱۸۳۶۱/۸	۰/۸۵
۲۶	۱۵۷۱۸/۵	۱۸۳۱۵/۴	۰/۹۴
۲۷	۱۵۷۷۱/۸	۱۸۳۶۵/۲	۰/۸۶
۲۸	۱۵۷۴۰/۳	۱۸۳۴۱/۶	۰/۹۰
۲۹	۱۵۷۸۶/۹	۱۸۳۸۳/۰	۰/۸۳
۳۰	۱۵۷۹۱/۲	۱۸۳۸۷/۵	۰/۸۵
۳۱	۱۵۷۵۳/۴	۱۸۳۵۷/۱	۰/۸۷
۳۲	۱۵۷۳۰/۸	۱۸۳۳۰/۵	۰/۹۲
۳۳	۱۵۸۰۲/۱	۱۸۳۹۹/۸	۰/۷۸
۳۴	۱۵۷۷۷/۶	۱۸۳۷۰/۵	۰/۸۴
۳۵	۱۵۷۶۵/۹	۱۸۳۶۴/۳	۰/۸۸
۳۶	۱۵۶۸۵/۲	۱۸۲۵۰/۶	۰/۹۵
۳۷	۱۵۶۹۲/۴	۱۸۲۶۵/۳	۰/۹۴
۳۸	۱۵۶۷۸/۱	۱۸۲۴۱/۹	۰/۹۶
۳۹	۱۵۶۸۸/۷	۱۸۲۵۸/۴	۰/۹۵
۴۰	۱۵۶۸۶/۵	۱۸۲۵۲/۸	۰/۹۵

بررسی مقادیر ضریب تبیین نشان می‌دهد که در ۴۰ ایستگاه مورد مطالعه در بازه ۰,۷۳ تا ۰,۹۶ قرار دارد. بر این اساس، فاکتورهای استخراج‌شده، درصد بالایی از واریانس کل داده‌های فلزات سنگین

مرتبط با میکروپلاستیک‌ها را توجیه می‌کنند. تحلیل نسبت بین مقادیر Qrobust و Qtrue نشان‌دهنده رفتار منطقی داده‌های محیطی در این مطالعه است (شکل ۶). در تمامی ایستگاه‌ها، این نسبت در حدود ۱,۱۶ تا ۱,۱۷ متغیر است. اختلاف کم بین این مؤلفه‌ها نشان می‌دهد که با وجود برخی نوسانات و داده‌های پرت طبیعی (ناشی از ماهیت تصادفی انتشار آلاینده‌های اتمسفری) در نمونه‌ها وجود دارد، اما این داده‌ها حدی اثر منفی بر عملکرد الگوریتم کمینه‌سازی نداشته‌اند و پروفایل منابع با پایداری قابل‌قبولی استخراج شده است.



شکل ۶. مقایسه آماره‌های Qrobust و Qtrue محاسباتی در مدل PMF

مقایسه آماره‌های ایستگاه‌های مستقر در مناطق کشاورزی دارای کشت زیرپلاستیکی (نمونه‌های ۱ تا ۳۵) با ایستگاه‌های کنترل (نمونه‌های ۳۶ تا ۴۰) تفاوت‌های دینامیک انتشار را نشان می‌دهد. در مناطق کشاورزی، میانگین تابع هدف پایدار ($Q_{robust}=15760$) بالاتر از مناطق کنترل ($Q_{robust}=15686$) است. در زمین‌های کشاورزی پیچیدگی بیشتر منابع آلاینده، تعدد فعالیت‌های انسان ساخت (نظیر کاربرد ماشین‌آلات، فرسایش پوشش‌های پلاستیکی و مصرف نهاده‌های شیمیایی) و تداخل این منابع با یکدیگر بیشتر بوده است. در ایستگاه‌های کنترل، بالاترین مقادیر ضریب تبیین بیش از ۰,۰۴ بود. بر اساس این نتایج، بار آلودگی در مناطق فاقد کشت زیرپلاستیکی احتمالاً عمدتاً متأثر از منابع پس‌زمینه منطقه‌ای است. عدم وجود منابع انتشار نقطه‌ای و در مناطق کنترل، منجر به یکنواختی بیشتر

پلیمری معلق میکروپلاستیک‌ها را نشان می‌دهد. در خصوص کادمیوم، فعالیت‌های کشاورزی با سهم ۳۴٫۸ درصدی عامل اصلی آلودگی شناسایی شده است. آلودگی بالا به مصرف گسترده کودهای فسفاته که معمولاً دارای ناخالصی‌های کادمیوم هستند، بازمی‌گردد. فرسایش فیلم‌های زیرپلاستیکی (۲۲٫۲ درصد) نیز دومین منبع مهم انتشار کادمیوم بوده است. ترکیبات کادمیوم در صنعت پلاستیک کشاورزی به عنوان تثبیت‌کننده نوری و حرارتی کاربرد دارند. با تخریب فیزیکوشیمیایی مالچ‌ها، این فلز در هوا سفر آزاد و مجدداً روی ریزپلاستیک‌ها جذب می‌شود. سهم ۲۰٫۲ درصدی سایر منابع نیز می‌تواند نشان‌دهنده ورود این عنصر از منابع نقطه‌ای ناشناخته یا انتقال دوربرد اتمسفری باشد.

رفتار ژئوشیمیایی کروم، نشان داد که گرد و غبار منطقه‌ای (۲۹٫۸ درصد) و سایر منابع پس‌زمینه (۲۳٫۶ درصد) بخش عمده‌ای از بار این آلودگی ناشی از آن را توجیه می‌کنند. کروم از عناصر فراوان در پوسته زمین است و تعلیق مجدد ذرات خاک دشت آزادگان در اثر وزش باد، منشأ اصلی حضور آن در اتمسفر منطقه است. سهم ۱۸٫۴ درصدی فعالیت‌های زراعی و سهم تقریباً ۱۵٫۸ درصدی فرسایش پلاستیک‌ها نشان می‌دهد که کاربرد برخی سموم خاص و همچنین رنگدانه‌های پلیمری حاوی کروم، در تغییر غلظت محلی این عنصر در سطح مزارع موثر بوده‌اند.

توزیع منابع مس، نشان می‌دهد فعالیت‌های کشاورزی با ۳۳٫۴ درصد و منابع ترافیکی با ۳۰٫۵ درصد، عامل اصلی بارگذاری مس روی میکروپلاستیک‌های جوی هستند. در فاکتور کشاورزی، استفاده از کودهای میکرو، عامل ورود این عنصر به محیط است. سایش لنت ترمز خودروها در تردد جاده‌ای و ماشین‌آلات کشاورزی، ذرات مس را تولید می‌کند که به دلیل خاصیت آبریزی، تمایل بالایی برای پیوند با سطح میکروپلاستیک‌های معلق دارند.

نتایج منشاء‌یابی فلزات سنگین نشان داد که آهن وابستگی بالایی منابع طبیعی داشته است. مدل PMF سهم ۶۱٫۴ درصدی را برای گرد و غبار منطقه‌ای در انتشار این عنصر سنگین نشان داده است. آهن از اجزای اصلی کانی‌های رسی و سیلیکاتی در بافت خاک منطقه، طی فرآیندهای مکانیکی (شخم‌زنی) یا فرسایش بادی، وارد اتمسفر شده و به‌عنوان عاملی معدنی به میکروپلاستیک‌های جوی می‌پیوندد. مقادیر اندک سهم فرسایش پلاستیک (۴٫۶ درصد) و ترافیک (۵٫۲ درصد)

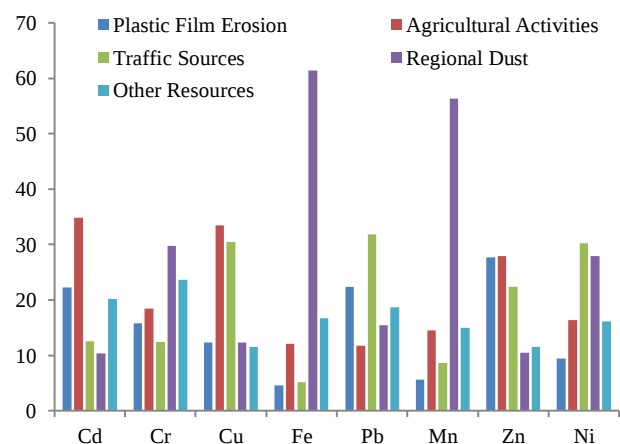
توزیع فلزات سنگین شده و در نتیجه، مدل PMF توانسته است غلظت‌ها را با دقت و خطای بسیار کمتری بازسازی نماید.

تعیین سهم منابع انتشار فلزات سنگین در میکروپلاستیک‌های جوی

پس از اجرای مدل PMF و تعیین تعداد بهینه فاکتورها، چهار منبع اصلی شامل منابع ترافیکی، فعالیت‌های کشاورزی، فرسایش فیلم‌های زیرپلاستیکی و گرد و غبار منطقه‌ای شناسایی شدند. ماتریس سهم منابع (G) استخراج شده از مدل، درصد مشارکت هر یک از این چهار فاکتور را در انتشار فلزات سنگین تجمع‌یافته بر روی میکروپلاستیک‌های هوابرد نشان می‌دهد. نتایج تسهیم منابع برای ۸ فلز سنگین مورد بررسی در جدول ۴ ارائه شده است.

جدول ۴. سهم منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های هوابرد بر اساس مدل PMF (درصد)

فلز سنگین	فرسایش فیلم‌های پلاستیکی	فعالیت‌های کشاورزی	منابع ترافیکی	گرد و غبار منطقه‌ای	سایر منابع
Cd	۲۲/۲	۳۴/۸	۱۲/۵	۱۰/۳	۲۰/۲
Cr	۱۵/۸	۱۸/۴	۱۲/۴	۲۹/۸	۲۳/۶
Cu	۱۲/۳	۳۳/۴	۳۰/۵	۱۲/۳	۱۱/۵
Fe	۴/۶	۱۲/۱	۵/۲	۶۱/۴	۱۶/۷
Pb	۲۲/۴	۱۱/۷	۳۱/۸	۱۵/۴	۱۸/۷
Mn	۵/۶	۱۴/۵	۸/۶	۵۶/۳	۱۵
Zn	۲۷/۷	۲۷/۹	۲۲/۴	۱۰/۵	۱۱/۵
Ni	۹/۴	۱۶/۴	۳۰/۲	۲۷/۹	۱۶/۱



شکل ۷. سهم منابع انتشار فلزات سنگین همراه با میکروپلاستیک‌های هوابرد بر اساس مدل PMF (درصد)

بررسی نتایج مدل PMF و مقادیر ارائه‌شده در جدول ۴ و شکل ۷ جزئیات دینامیک فلزات سنگین و منابع انتشار آن‌ها در سطح ذرات

بحث

نتایج این مطالعه نشان داد که توزیع میکروپلاستیک‌های جوی و فلزات سنگین همراه آن‌ها در اراضی دشت آزادگان، متأثر از فصل و نوع کاربری اراضی دارد. پلی‌اتیلن با بیشترین سهم را در نمونه‌های اتمسفری مناطق کشاورزی داشته است. این مسئله به استفاده گسترده از فیلم‌های مالچ پلاستیکی در این مناطق مرتبط است. این یافته با نتایج مطالعه ژانگ و همکاران (۲۵) در مزارع شمال چین همخوانی دارد. فراوانی به مراتب کمتر ذرات پلی‌اتیلن در مناطق کنترل (که فاقد پوشش پلاستیکی بودند) تأیید می‌کند که منشأ اصلی این پلیمر در اتمسفر منطقه، با مدیریت بقایای مالچ در مزارع مرتبط است.

در مطالعه حاضر، نرخ تعلیق اتمسفری ذرات PE در زمستان به‌طور معنی‌داری بالاتر بود. این پدیده را می‌توان به عملیات مکانیکی آماده‌سازی زمین و نصب مالچ‌ها در فصل زمستان نسبت داد که باعث خردایش فیزیکی پلاستیک‌های باقی‌مانده از فصول قبل و ورود آن‌ها به جریان هوای سطحی می‌شود. کی و همکاران (۲۶) نیز در بررسی‌های خود بیان کردند که تنش‌های مکانیکی ناشی از ماشین‌آلات کشاورزی، عامل اصلی تولید ذرات ثانویه PE در مقیاس میکرومتر و نانومتر در مزارع هستند. نبود تفاوت فصلی معنی‌دار در فراوانی میکروپلاستیک‌های گروه کنترل، نشان‌دهنده این است که افزایش آلودگی در زمستان احتمالاً ناشی از عملیات زراعی و دست‌کاری مالچ‌های پلاستیکی در مزارع هدف بوده است.

در تحلیل خروجی‌های مدل PMF، فعالیت‌های کشاورزی به‌عنوان منبع اصلی انتشار کادمیوم بود. کادمیوم به‌طور طبیعی در سنگ‌های فسفات وجود دارد و فرآیند تولید کودهای سوپرفسفات معمولاً قادر به حذف کامل این فلز سمی نیست (۲۷). نتایج مطالعه لیو و همکاران (۲۳) نشان داد مصرف طولانی‌مدت کودهای فسفات در اراضی زراعی، کادمیوم را به عنصر شاخص آلودگی انسان‌ساخت در خاک تبدیل می‌کند. ترکیبات کادمیوم به عنوان تثبیت‌کننده اشعه ماوراءبنفش (UV) در تولید پلیمرها کاربرد دارد (۲۳). چن و همکاران (۲۸) تخریب فتواکسیداتیو این فیلم‌ها تحت تابش خورشید، باعث شکسته‌شدن پیوندهای پلیمری و آزادسازی Cd در محیط می‌شود. سینتیک آزادسازی فلزات از مالچ‌های مستهلک نیز در مطالعات مختلف به اثبات رسیده است. منابع ترافیکی و فعالیت‌های کشاورزی فاکتور اصلی مؤثر در مقادیر مس در میکروپلاستیک‌های جوی در

نشان می‌دهد که حضور آهن ماهیت زمین‌زاد (Geogenic) دارد و کمتر تحت تأثیر مستقیم افزودنی‌های پلیمری است. منشأیابی سرب در ذرات میکروپلاستیک‌های جوی، نشان‌دهنده نقش منابع ترافیکی با سهم ۳۱٫۸ درصد است. سرب از آلاینده‌های اصلی مرتبط با تردد وسائط نقلیه موتوری است. سهم فرسایش فیلم‌های پلاستیکی در انتشار سرب نیز ۲۲٫۴ درصد است. ترکیبات سرب‌دار در گذشته و حال به عنوان ارزان‌ترین تثبیت‌کننده‌های حرارتی در تولید ترکیبات PVC و برخی پلی‌اتیلن‌های بازیافتی به کار می‌روند که با قطعه‌قطعه شدن پلاستیک‌ها در مزرعه، به عنوان یک منبع ثانویه قوی عمل می‌کنند. منگنز همبستگی بالایی با فاکتور گرد و غبار منطقه‌ای (۵۶٫۳ درصد) دارد. منگنز نیز عنصری پوسته‌ای است که در کانی‌های خاک به وفور یافت می‌شود. سهم منابع انسان‌ساخت نظیر ترافیک (۸٫۶ درصد) و تخریب پلاستیک (۵٫۶ درصد) در مورد این فلز ناچیز بوده است، اما فعالیت‌های کشاورزی (۱۴٫۵ درصد) به دلیل استفاده از کودهای حاوی ریزمغذی‌ها، در افزایش غلظت محلی این عنصر در فاز اتمسفری مزارع نقش داشته باشد. نتایج تحقیق برای منشأیابی روی نشان داده که فعالیت‌های کشاورزی (۲۷٫۹ درصد)، فرسایش فیلم‌های زیرپلاستیکی (۲۷٫۷ درصد) و منابع ترافیکی (۲۲٫۴ درصد) تقریباً به یک اندازه در منشأ این آلاینده نقش دارند. کودهای سولفات روی و فضولات دامی منبع غنی روی در خاک هستند. اکسید روی یک آنتی‌اکسیدان و جاذب اشعه فرابنفش رایج در تولید فیلم‌های کشاورزی است. سایش لاستیک وسایل نقلیه که در فرآیند ولکانیزاسیون آن‌ها از روی استفاده می‌شود، این فلز را وارد اتمسفر می‌کند. در تعیین منشأ نیکل، تلفیقی از منابع احتراقی و طبیعی مشاهده شده است. منابع ترافیکی با ۳۰٫۲ درصد، نقش اصلی را در انتشار این عنصر دارند که عمدتاً ناشی از احتراق سوخت‌های فسیلی (به‌ویژه گازوئیل در ماشین‌آلات سنگین کشاورزی) و فرسایش قطعات موتور است. سهم ۲۷٫۹ درصدی گرد و غبار منطقه‌ای نشان می‌دهد که نیکل موجود در ساختار کانی‌های طبیعی خاک دشت آزادگان نیز پتانسیل بالایی برای تعلیق در هوا دارد. سهم ۱۶٫۴ درصدی کشاورزی و ۹٫۴ درصدی پلاستیک‌ها حاکی از آن است که نیکل وابستگی کمتری به نهاده‌های زراعی و ترکیبات پلیمری دارد.

ارزان قیمت در تولید پلی وینیل کلراید و بازیافت غیراستاندارد مالچ ها، باعث تجمع تدریجی سرب در خاک و هوا سرف مزارع می شود. ذرات نامنظم و فیبرهای تخریب شده مشاهده شده در تصاویر SEM، به دلیل افزایش تخلخل و گروه های عاملی اکسیژن دار ناشی از هوازدگی، بیشترین میل ترکیبی را برای جذب سرب و نیکل از فاز گازی و ذرات معلق اطراف خود دارند (۳۴).

نتیجه گیری

این پژوهش با استفاده از مدل سازی ماتریس عامل مثبت ساز، نشان دهنده ارتباط مستقیم بین انتشار فلزات سنگین در میکروپلاستیک های هوابرد و اراضی دارای کشت زیرپلاستیکی است. نتایج نشان داد که فیلم های مالچ پلاستیکی منبع اولیه انتشار ذرات معلق پلیمری (به ویژه PE) در اتمسفر مزارع هستند که به دلیل وجود افزودنی های شیمیایی (نظیر Pb و Cd) و ظرفیت بالای جذب سطحی، حامل آلاینده های ترافیکی و نهاده های کشاورزی (نظیر Zn و Cu) می باشند. با توجه به ابعاد میکروسکوپی این ذرات و قابلیت استنشاق آن ها، انتقال این ماتریکس های سمی به دستگاه تنفسی می تواند تهدیدی جدی برای سلامت کشاورزان و ساکنین جوامع محلی به شمار آید و خطر ابتلا به بیماری های تنفسی و اختلالات زیستی را افزایش دهد. جهت صیانت از سلامت عمومی جامعه و کاهش مواجهه انسانی با این آلاینده های ترکیبی، جایگزینی تدریجی مالچ های رایج با پلیمرهای زیست تخریب پذیر و اعمال استانداردهای سخت گیرانه بهداشتی بر میزان فلزات سنگین مجاز در کودهای شیمیایی و پلاستیک های کشاورزی امری ضروری است.

ملاحظات اخلاقی

احتراماً مقاله حاضر دارای کد اخلاق ۱۶۲۷۴۲۳۱۰ از دانشگاه آزاد اهواز می باشد.

تضاد منافع

نویسندگان اعلام می دارند هیچگونه تضاد یا تعارض منافی ندارند.

منابع مالی

بدین وسیله اعلام می شود مقاله تحت حمایت مالی هیچ سازمانی نبوده است.

تحقیق حاضر بودند. مس در کشاورزی عمدتاً از طریق قارچ کش های مبتنی بر مس (مانند اکسید مس و هیدروکسید مس) و همچنین کودهای تقویتی وارد محیط می شود. از سوی دیگر، فرسایش لنت ترمز ماشین آلات و خودروهای عبوری از جاده های خاکی مجاور مزارع، ذرات غنی از مس را به اتمسفر می فرستد (۲۸). مطالعات نشان داده اند که ذرات مس ناشی از سایش لنت ترمز به دلیل ویژگی های سطحی و سطح ویژه بالا، قابلیت جذب بر روی سطوح آب گریز میکروپلاستیک ها را دارند و این امر می تواند به افزایش غلظت مس در میکروپلاستیک ها منجر شود (۲۹)، که این مکانیسم، انباشت بالای مس را در مطالعه حاضر توجیه می کند. همچنین، استفاده گسترده از ZnO به عنوان پایدارکننده نوری و افزودنی در فیلم های پلاستیکی کشاورزی، یکی از منابع اصلی آزادسازی روی در اثر تخریب این پلیمرها محسوب می شود (۳۰). لیو و همکاران (۲۳) سایش تایر خودروها که حاوی مقادیر بالایی روی به عنوان کاتالیزور ولکانیزاسیون هستند، بار ترافیکی این عنصر را تأمین می کنند. عباسی و همکاران (۳۱) در بررسی اتمسفر مناطق نیمه خشک ایران نیز سایش تایر را عامل اصلی حضور روی در هوا سرف معرفی کردند. عناصر پوسته ای مانند آهن و منگنز تحت کنترل گرد و غبار منطقه ای قرار داشتند (به ترتیب ۶۱،۴ و ۵۶،۳ درصد) (۳۱).

دشت آزادگان به دلیل قرارگیری در مسیر بادهای محلی و برخورداری از خاک های رسوبی، پتانسیل بالایی برای تعلیق مجدد ذرات خاک دارد. هم نشینی این فلزات روی میکروپلاستیک ها عمدتاً ناشی از آگلومره شدن (به هم چسبیدگی) ذرات پلیمری با کانی های رسی معلق در هوا است. مطالعات انجام شده در جنوب غرب ایران نشان داده اند که طوفان های گردوغبار حامل مقادیر قابل توجهی از فلزات زمین زاد هستند، در حالی که مطالعات اخیر نیز بیانگر آن است که میکروپلاستیک های معلق می توانند همراه با ذرات گرد و غبار در جو منتقل و رسوب کنند. بنابراین، برهم کنش این دو آلاینده می تواند زمینه تشکیل یک ماتریس هیبریدی از گرد و غبار، میکروپلاستیک و فلزات سنگین را فراهم سازد. تفاوت معنی دار نبودن غلظت منگنز بین مناطق کشاورزی و کنترل نیز ماهیت پس زمینه و منشأ طبیعی این فلز را در منطقه تأیید می کند. در خصوص سرب، غالب بودن منابع ترافیکی بیانگر اثرات ماندگار و بازتعلیق رسوبات تاریخی این فلز از خاک های حاشیه جاده ها است (۱، ۳۲ و ۳۳). مگ و همکاران (۳۴) نشان دادند که استفاده از استنارات سرب به عنوان تثبیت کننده

نقش نویسندگان

ایده و طراحی مطالعه: مهدی ساعدی، ندا اورک، محبوبه چراغی؛
جمع‌آوری داده‌ها: مهدی ساعدی، تحلیل و تفسیر داده‌ها: کتابون
ورشوساز، فروزان فرخیان؛ نگارش پیش‌نویس مقاله: مهدی ساعدی؛
بازبینی انتقادی مقاله از نظر محتوای علمی: ندا اورک، محبوبه چراغی؛

تجزیه و تحلیل آماری: مهدی ساعدی، فروزان فرخیان؛ نظارت بر
مطالعه: ندا اورک.

استفاده از هوش مصنوعی

بدین وسیله اعلام می‌شود در تدوین مقاله از هوش مصنوعی استفاده
نشده است.

References

- Allen S, Allen D, Moss K, Le Roux G, Phoenix VR, Sonke JE. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PloS one*. 2020;15(5):e0232746. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232746>
- Zhang Y, Kang S, Allen S, Allen D, Gao T, Sillanpää M. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*. 2020;203:103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>
- Nematollahi MJ, Keshavarzi B, Mohit F, Moore F, Busquets R. Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: a city with a sustained record of air pollution. *Science of the Total Environment*. 2022;819:152051. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152051>
- Sharma U, Sharma S, Rana VS, Rana N, Kumar V, Sharma S, Qadri H, Kumar V, Bhat SA. Assessment of microplastics pollution on soil health and ecotoxicological risk in horticulture. *Soil Systems*. 2023;7(1):7. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7010007>
- Materić D, Ludewig E, Brunner D, Röckmann T, Holzinger R. Nanoplastics transport to the remote, high-altitude Alps. *Environmental Pollution*. 2021;288:117697. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117697>
- Eslami A, Rafiee M, Mozaffar Ghadirli M, Hashemi M. Hidden Soil Contamination with Microplastics: Urgent Revision of Standards Recommended for Environmental Protection and Food Security. *Journal of Safety Promotion and Injury Prevention (Irtiqa Imini Pishgiri Masdumiyat)*. 2026;13(1):21-25. (In Persian). <https://doi.org/10.22037/iipm.v13i1.50641>
- Wright SL, Ulke J, Font A, Chan KL, Kelly FJ. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment international*. 2020;136:105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>
- Martina M, Castelli ST. Modelling the potential long-range dispersion of atmospheric microplastics reaching a remote site. *Atmospheric Environment*. 2023;312:120044. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120044>
- Zhang H. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2017;199:74-86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>
- Ahmad M, Chen J, Khan MT, Yu Q, Phairuang W, Furuuchi M, Ali SW, Nawab A, Panyametheekul S. Sources, analysis, and health implications of atmospheric microplastics. *Emerging Contaminants*. 2023;9(3):100233. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100233>
- Wang Y, Zhu Y, Guo G, An L, Fang W, Tan Y, Jiang J, Bing X, Song Q, Zhou Q, He Z. A comprehensive risk assessment of microplastics in soil, water, and atmosphere: Implications for human health and environmental safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2024;285:117154. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117154>
- Borthakur A, Leonard J, Koutnik VS, Ravi S, Mohanty SK. Inhalation risks of wind-blown dust from biosolid-applied agricultural lands: are they enriched with microplastics and PFAS? *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2022;25:100309. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100309>
- Piehl S, Leibner A, Löder MG, Dris R, Bogner C, Laforsch C. Identification and quantification of macro-and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific reports*. 2018;8(1):17950. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>
- Gao H, Liu Q, Yan C, Wu Q, Gong D, He W, Liu H, Wang J, Mei X. Mitigation of greenhouse gas emissions and improved yield by plastic mulching in rice production. *Science of the Total Environment*. 2023;880:162984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162984>
- Khalid N, Aqeel M, Noman A, Rizvi ZF. Impact of plastic mulching as a major source of microplastics in agroecosystems. *Journal of Hazardous Materials*. 2023 Mar 5;445:130455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130455>
- Qiang L, Hu H, Li G, Xu J, Cheng J, Wang J, Zhang R. Plastic mulching, and occurrence, incorporation, degradation, and impacts of polyethylene microplastics in agroecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023;263:115274. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115274>
- Abtahi M, Manavipour E, Eslami A, Shahsavani A, Saeedi R, Shokri Dariyan F. Industrial or cold-pressed oils? a comparison of physicochemical properties in the Sabzevar market. *Journal of Safety Promotion and Injury Prevention (Irtiqa Imini Pishgiri Masdumiyat)*. 2026;13(1):20-14. (In Persian). <https://doi.org/10.22037/iipm.v13i1.50627>
- Yuan Y, Qin Y, Wang M, Xu W, Chen Y, Zheng L, Chen W, Luo T. Microplastics from agricultural plastic mulch films: a mini-review of their impacts on the animal

- reproductive system. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2022;244:114030. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114030>
19. Bharti R, Sharma R. Effect of heavy metals: an overview. *Materials Today: Proceedings*. 2022;51:880-885. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.06.278>
 20. Jin T, Tang J, Lyu H, Wang L, Gillmore AB, Schaeffer SM. Activities of microplastics (MPs) in agricultural soil: a review of MPs pollution from the perspective of agricultural ecosystems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2022;70(14):4182-4201. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c07849>
 21. Okeke ES, Okoye CO, Atakpa EO, Ita RE, Nyaruaba R, Mgbachidinma CL, Akan OD. Microplastics in agroecosystems-impacts on ecosystem functions and food chain. *Resources, Conservation and Recycling*. 2022;177:105961. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105961>
 22. Paatero P, Tapper U. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*. 1994;5(2):111-126. <https://doi.org/10.1002/env.3170050203>
 23. Liu P, Qian L, Wang H, Zhan X, Lu K, Gu C, Gao S. New insights into the aging behavior of microplastics accelerated by advanced oxidation processes. *Environmental science & technology*. 2019;53(7):3579-3588. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00493>
 24. Aliannejadi S, Hassani A-H, Ahmad-Panahi H, Borghei SM. Anthracene removal from aqueous media using functionalized magnetic nanoparticles with poly (amidoamine) dendrimer. *Journal of Safety Promotion and Injury Prevention (Irtiqā Imini Pishgiri Masdumiyat)*. 2020;7(1):64-55. (In Persian). <https://doi.org/10.22037/meipm.v7i1.28549>
 25. Zhang M, Zhao Y, Qin X, Jia W, Chai L, Huang M, Huang Y. Microplastics from mulching film is a distinct habitat for bacteria in farmland soil. *Science of the Total Environment*. 2019;688:470-478. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.108>
 26. Qi Y, Yang X, Pelaez AM, Lwanga EH, Beriot N, Gertsen H, Garbeva P, Geissen V. Macro-and micro-plastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of the Total Environment*. 2018;645:1048-1056. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>
 27. Sridharan S, Kumar M, Singh L, Bolan NS, Saha M. Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*. 2021;418:126245. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126245>
 28. Chen Y, Leng Y, Liu X, Wang J. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. *Environmental Pollution*. 2020;257:113449. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449>
 29. Holmes LA, Turner A, Thompson RC. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*. 2012;160:42-48. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>
 30. Hahladakis JN, Velis CA, Weber R, Iacovidou E, Purnell P. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*. 2018;344:179-199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
 31. Abbasi S, Rezaei M, Ahmadi F, Turner A. Atmospheric transport of microplastics during a dust storm. *Chemosphere*. 2022;292:133456. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133456>
 32. MalAmiri N, Rashki A, Hosseinzadeh SR, Kaskaoutis DG. Mineralogical, geochemical, and textural characteristics of soil and airborne samples during dust storms in Khuzestan, southwest Iran. *Chemosphere*. 2022;286:131879. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131879>
 33. Wei B, Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical journal*. 2010;94(2):99-107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
 34. Meng J, Xu B, Liu F, Li W, Sy N, Zhou X, Yan B. Effects of chemical and natural ageing on the release of potentially toxic metal additives in commercial PVC microplastics. *Chemosphere*. 2021;283:131274. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131274>