



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

تعیین فراوانی و ریسک اکولوژیک میکروپلاستیک و مزوپلاستیک‌های موجود در خاک منطقه مسکونی مجاور لندفیل تهران در سال ۱۴۰۰

محمد مهدی قربانی نژاد فرد شیرازی، سکینه شکوهیان*، سیدغلامرضا موسوی، محسن حیدری

گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

تاریخ دریافت:	۱۴۰۰/۱۱/۲۷
تاریخ ویرایش:	۱۴۰۱/۰۱/۲۷
تاریخ پذیرش:	۱۴۰۱/۰۱/۲۹
تاریخ انتشار:	۱۴۰۱/۰۳/۲۱

زمینه و هدف: میکروپلاستیک‌ها به عنوان یکی از آلاینده‌های نوظهور سبب ایجاد نگرانی‌هایی برای عموم شده است. هدف مطالعه، تعیین فراوانی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک خاک مناطق مسکونی مجاورت لندفیل تهران و ارزیابی ریسک اکولوژیک ناشی از آن بوده است.

روش بررسی: مطالعه مقطعی از نوع توصیفی بوده که بر روی ۲۰ نمونه خاک سطحی و عمقی مناطق مسکونی مجاورت لندفیل تهران در مرداد ۱۴۰۰ انجام گرفت. میکروپلاستیک‌ها با محلول‌های نمکی NaCl و ZnCl_2 شناورسازی و مزوپلاستیک‌ها هم به صورت دستی جداسازی شد. شناسایی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پلیمرها به ترتیب با استرئومیکروسکوپ و آنالیز FTIR انجام شد.

یافته‌ها: میانگین میکروپلاستیک در خاک سطحی و عمقی به ترتیب برابر با $76 \pm 34/98$ particles/kg_{soil} و $24/7 \pm 19/79$ و میانگین مزوپلاستیک نیز برابر با $5/25 \pm 2/91$ particles/kg_{soil} و $3/55 \pm 1/09$ بوده است. آزمون t زوجی نشان داد که تفاوت معنی‌داری بین فراوانی ذرات پلاستیکی بین خاک سطحی و عمقی وجود دارد ($p < 0/001$). میکروپلاستیک‌های قطعه‌ای شکل، اندازه ۰/۱-۰/۵ mm و LDPE به ترتیب با مقادیر ۳۷/۷۵، ۴۴/۶۴ و ۴۶/۱۵ درصد بیشترین فراوانی را داشته و مزوپلاستیک هم اشکال فیلمی، اندازه ۰/۵-۱ cm و جنس LDPE به ترتیب با مقادیر ۶۲/۷۶، ۶۱/۴۶ و ۵۰/۷ درصد بیشترین بوده است. ارزیابی ریسک بالقوه اکولوژیک نشان داد که در تمامی نقاط نمونه‌برداری برای میکروپلاستیک و مزوپلاستیک کمتر از ۱۵۰ بوده و بیانگر ریسک کم اکولوژیک است.

نتیجه‌گیری: علیرغم پایین بودن PERI ناشی از میکروپلاستیک و مزوپلاستیک‌های خاک مناطق مسکونی، شاخص E_p^1 برای LDPE بالا بوده و احتمال ایجاد ریسک در صورت عدم اجرای اقدامات کنترلی بر روی آلودگی پلاستیکی وجود دارد.

واژگان کلیدی: میکروپلاستیک، لندفیل، آلودگی خاک، ریسک اکولوژیک

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

s.shekoohiyani@modares.ac.ir

Please cite this article as: Ghorbaninejad Fard Shirazi MM, Shekoohiyani S, Moussavi Gh, Heidari M. Frequency and ecological risk of microplastics and mesoplastics in the soil of residential areas near Tehran landfill in 2021. Iranian Journal of Health and Environment. 2022;15(1):49-72.



مقدمه

با رشد جمعیت و توسعه وضعیت اقتصادی و اجتماعی افراد، میزان پسماند تولیدی افزایش یافته که دفع این زائدات به روش پایدار یکی از مهمترین ارکان حفظ محیط زیست است. مواد زائد جامد شهری از منابع مهم آلاینده در شهرها بوده که عدم مدیریت مناسب در جمع‌آوری و دفع آن می‌تواند منجر به بحران‌های مهم بهداشتی و زیست‌محیطی گردد (۱). دفن پسماند به روش لندفیل، یکی از پرکاربردترین روش‌های مدیریت پسماندهای جامد شهری در بسیاری از نقاط جهان و بخصوص در ایران محسوب می‌شود که در صورت عدم رعایت قوانین و استانداردهای زیست‌محیطی سبب آلودگی خاک، هوا، مواد غذایی و منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌گردد (۲). با بهبود سطح زندگی در جوامع، تولید و مصرف انواع پلاستیک‌های یکبار مصرف افزایش یافته، درحالی‌که تنها ۲۰ درصد از آنها بازیافت می‌شود. مقدار پلاستیک تولیدی در جهان در حال افزایش بوده و در سال ۲۰۲۰ در حدود ۳۶۷ میلیون تن پلاستیک در جهان تولید شده که براساس آمارهای اعلام شده میزان تولید پلاستیک در ایران سالانه ۱۸۰۰۰ ton بوده و شیوع کووید-۱۹ و استفاده از وسایل حفاظت فردی ((Personal protective equipment (PPE)) مقدار پلاستیک را در ترکیب پسماندهای شهری جهان افزایش داده است (۳، ۴). از زمان تولید انبوه پلاستیک در سال ۱۹۴۰، آلودگی محیط‌زیست دریایی و اکوسیستم خاکی به انواع پلاستیک‌ها به ویژه میکروپلاستیک‌ها (Microplastics) به یک مشکل رو به رشد تبدیل شده است (۵). از لحاظ شکل میکروپلاستیک‌ها به صورت میکروبیید (Microbeads)، قطعه (Fragments)، فیبر، فیلم و فوم (Foam) و از لحاظ اندازه هم در محدود ۱ mm تا ۵ و مزوپلاستیک‌ها هم در محدوده ۵ mm تا ۲۵ در طولانی‌ترین بعد خود هستند (۲). وجود مزوپلاستیک‌ها در محیط مقدمه‌ای بر تشکیل میکروپلاستیک در اثر فرایندهایی مانند هوازدگی، خرد شدن در اثر فشارهای مکانیکی، تجزیه نوری توسط UV خورشید و تجزیه میکروبی است (۶). میکروپلاستیک‌ها براساس نحوه تولیدشان به دو نوع اولیه و ثانویه تقسیم می‌شوند. میکروپلاستیک‌های اولیه در

ابعاد و اندازه میکرو ساخته شده مانند میکروبیدهای بکار رفته در لایه‌بردارهای آرایشی و میکروپلاستیک‌های ثانویه که از قطعات بزرگ‌تر مشتق شده و یا از درشت‌تر بدست می‌آیند (۶). رواناب‌های سطحی، فاضلاب‌های شهری و صنعتی، مدیریت نامناسب پسماندهای پلاستیکی، پلاستیک‌های رها شده، ذرات موجود در مواد آرایشی و بهداشتی، لندفیل‌ها و رها شدن پلاستیک‌ها بدلیل پوشش‌گذاری نامطلوب روزانه، ذرات اتمسفری، فیبرهای جدا شده از منسوجات در طی شستشو، سایش لاستیک‌های وسایل نقلیه و علائم خطوط جاده از عمده‌ترین منابع ورود میکروپلاستیک‌ها به محیط هستند (۷). علیرغم وجود تعدادی مطالعه در مورد فراوانی، ترکیب و منشا و تاثیر میکروپلاستیک‌ها به عنوان یک چالش جدید محیط‌زیستی، هنوز منابع آنها به طور کامل شناسایی نشده‌اند. ریسک بهداشتی و اکولوژیکی میکرو و مزوپلاستیک‌های موجود در محیط‌زیست بر سلامت انسان و اکوسیستم تابعی از فراوانی، درجه خطر و میزان مواجهه آنهاست. خطرات بالقوه مرتبط با ذرات پلاستیکی به سه شکل خطرات فیزیکی، شیمیایی ناشی از نوع مونومر و مواد افزودنی و بیولوژیکی به علت تشکیل بیوفیلم هستند (۹). سمیت ذرات وابسته به خصوصیات فیزیکی مانند اندازه ذرات، مساحت، شکل، خصوصیات سطح و ترکیب شیمیایی آنها است. میکروپلاستیک‌ها سبب عوارض معکوسی بر سلامت موجودات زنده و عملکرد خاک می‌گردند (۱۰). توزیع افقی و عمودی میکروپلاستیک‌ها در خاک متاثر از فاکتورهایی مانند خصوصیات خاک مانند اندازه ذرات خاک، رطوبت، کلوخه یا تجمع‌ی بودن ذرات خاک، میزان مواد آلی خاک بوده و میکروپلاستیک‌ها وارد شده به بافت خاک می‌توانند پیوندهای ضعیف یا محکمی را با ذرات خاک برقرار کنند (۱۱). برای مثال ذرات پلی‌استر سبب تغییر میزان نفوذپذیری و زمان ماند آب در خاک شده که در نهایت بر میزان تبخیر اثرگذار خواهد بود. حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط نیز بر گیاهان هم اثر معکوسی دارند زیرا آنها می‌توانند از رشد گیاهان ممانعت و آسیب‌های اکسیداتیو و زئوتوکسیکی بر آنها گردند (۱۲). با توجه به اینکه لندفیل به عنوان یک استراتژی بسیار کاربردی در دنیا برای دفع پسماند بوده و تخمین زده شده که در حدود

مزوپلاستیک‌ها و ماکروپلاستیک‌ها در کویر در نتیجه انتقال آنها به این منطقه در اثر وزش باد بوده است. در مطالعه دیگر Abbasi و همکاران (۱۹) به بررسی فراوانی میکروپلاستیک در گرد و غبار خیابان‌های بوشهر پرداختند. نتایج نشان داد که میکروپلاستیک‌ها، عمدتاً لیاف و قطعه بوده و فراوانی آنها در محدوده $165800 - 210000 \text{ particles/kg}_{\text{soil}}$ بوده است. نتایج مطالعه Panettieri و همکاران (۲۰) نیز نشان داد که ذرات میکروپلاستیک از جنس LDPE اثر منفی بر فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی و اسیدیته خاک داشته و مقدار هر دو را در خاک کاهش می‌دهد. آنزیم‌های خاک از جمله ویژگی‌های خاک هستند که در مقایسه با سایر متغیرهای فیزیکی‌شیمیایی به تغییرات خاک واکنش سریعتری را نشان می‌دهند. آنزیم‌های خاک تولید شده توسط گیاهان و میکروارگانیسم‌های خاک، ارتباط بسیار نزدیکی با چرخه عناصر و جریان انرژی در خاک دارند و به تغییرات ایجاد شده در خاک به سرعت پاسخ نشان می‌دهند. Awet و همکاران (۲۱) نیز گزارش دادند که نانوپلاستیک‌های پلی‌استایرن میزان فعالیت برخی از آنزیم‌های خاک مانند آنزیم فسفاتاز قلیایی و نیز توده زنده میکروبی خاک را در طی یک دوره ۲۸ روزه، کاهش داده که نشان‌دهنده اثرات ضد میکروبی ذرات پلی‌استایرن بر آنزیم‌ها و میکروارگانیسم‌های خاک است. با توجه به نقش و اهمیت خاک در سلامت انسان و اکوسیستم و نگرانی‌های مرتبط با میکروپلاستیک‌ها و همچنین نبود مطالعه‌ای در شهر تهران بر روی میکروپلاستیک‌های موجود در خاک منطقه مسکونی مجاور لندفیل، در این مطالعه بر آن شدیم تا انواع و فراوانی ترکیبات مختلف میکرو و مزوپلاستیک‌ها سنجیده و ریسک اکولوژیکی ناشی از آن نیز برآورد گردد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه تجربی و از نوع توصیفی در مقیاس میدانی بوده که بر روی منطقه مسکونی مجاور لندفیل شهر تهران در سال ۱۴۰۰ انجام شده است. جامعه مورد مطالعه نیز نمونه‌های خاک مناطق مسکونی قرار گرفته در اطراف لندفیل تهران بوده

۷۹ درصد از پلاستیک‌های تولید شده در دنیا را در خود جای می‌دهد، مطالعات نشان داده‌اند که لندفیل‌ها می‌توانند به عنوان یکی از منابع پخش میکروپلاستیک در محیط محسوب شده که پتانسیل ریسک قابل توجهی را برای اکوسیستم‌های پذیرنده و جوامع انسانی ایجاد می‌کنند (۱۳). Imhof و همکاران (۱۴) معتقدند که عمده میکروپلاستیک‌های موجود در خاک نتیجه پخش پسماند و نشت شیرابه لندفیل بوده است. Afrin و همکاران (۱۵) به بررسی نوع میکروپلاستیک‌ها در منطقه مسکونی نزدیک به لندفیل بنگلادش پرداختند که ۱۰ نمونه خاک برداشته و آنالیز فیزیکی‌شیمیایی بر روی خاک انجام و مشخص شد که بیشترین ترکیب پلیمری مربوط به پلی‌اتیلن با دانسیته پایین و بالا (LDPE و HDPE) و استات سلولز بوده است. نتایج این مطالعه شواهد اولیه‌ای را ارائه می‌دهد که دفن نامناسب زباله منبع بالقوه ورود میکروپلاستیک باشد. Puthcharoen و همکار (۱۶) هم با ۱۲ نمونه خاک به بررسی میکروپلاستیک در محدوده لندفیل تایلند پرداختند. نتایج نشان داد که فراوانی میکروپلاستیک در خاک $4/96 \pm 20/90$ بوده است. نتایج مطالعه He و همکاران (۱۷) نشان داد که فراوانی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های سطحی و عمقی به ترتیب برابر با $12/91 \pm 78$ و $12/97 \pm 62/50$ بوده است. اکثر میکروپلاستیک‌ها متعلق به پلی‌پروپیلن (۵۰/۵۱ درصد) و پلی‌اتیلن (۴۳/۴۳ درصد) بوده که نشان از آلودگی خاک با میکروپلاستیک در اثر پوشاندن محصولات کشاورزی در زمین‌ها دارد.

در ایران تاکنون مطالعه‌ای در مورد سنجش فراوانی میکروپلاستیک‌ها در خاک لندفیل صورت نگرفته است. یکی از مطالعات صورت گرفته بر روی خاک در ایران، مطالعه صورت گرفته توسط Abbasi و همکاران (۱۸) بر روی خاک کویر لوت بوده که نتایج نشان داد میانگین کلی فراوانی میکروپلاستیک‌ها در حدود $20 \text{ particles/kg}_{\text{soil}}$ بوده است. اکثریت میکروپلاستیک‌ها از لحاظ شکلی فیبرمانند و با توزیع اندازه $100 - 1000 \mu\text{m}$ و از جنس پلی‌اتیلن ترفتالات و پلی‌آمید بوده‌اند. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی تخریب برخی از ذرات میکروپلاستیکی در اثر هوازگی را نشان داد. حضور

که تنوع میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها در آنها بررسی شده است. لندفیل کهریزک با مساحت 1400 ha در 23 کیلومتری جاده تهران-قم قرار گرفته که روزانه به طور متوسط 7500 ton پسماند را می‌پذیرد (۲۲). با توجه به اثراتی که لندفیل‌ها بر آلودگی خاک مناطق اطراف به پلاستیک دارند، از سه جهت شمال، جنوب و شرق لندفیل به سمت مناطق مسکونی نمونه‌برداری صورت گرفت. در سمت غرب لندفیل به دلیل قرار گرفتن سازمان دولتی امکان نمونه‌برداری نبوده و در سه جهت دیگر، ۵ منطقه مسکونی انتخاب و از هر منطقه ۴ نمونه خاک برداشته شد. انتخاب نقاط نمونه‌برداری طوری صورت گرفت که فضای سبز، پیاده‌رو و زمین‌های خالی قرار گرفته در منطقه مسکونی از آنها نمونه‌برداری گردد. بنابراین جمعاً ۲۰ نمونه از خاک سطحی ($3-0 \text{ cm}$) و عمقی ($6-3 \text{ cm}$) مناطق مسکونی واقع شده در اطراف لندفیل تهران در مرداد ۱۴۰۰ برداشته شد.

– نمونه‌برداری، استخراج و شناسایی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک‌ها

برای نمونه‌برداری از سطح خاک، ۳ زیرنمونه از سطح خاک با ابعاد 0.5 m در 0.5 m و از عمق $3-0 \text{ cm}$ برداشته و با هم مخلوط شدند. همچنین از قسمت عمقی خاک نیز نمونه‌برداری به همین منوال صورت گرفت. قبل از نمونه‌برداری زائادات قابل دیدنی با چشم (بزرگ‌تر از 5 cm) از خاک برداشته شد و در حدود 1 kg از خاک از هر نقطه جمع‌آوری شد. نمونه‌ها در ظروف آلومینیومی جمع‌آوری و برچسب زده شده و به آزمایشگاه منتقل شد. با انتقال نمونه به آزمایشگاه، پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک مانند درصد رطوبت، pH، EC و مواد آلی آن سنجیده شد. سنجش رطوبت خاک بلافاصله پس از انتقال نمونه به آزمایشگاه و براساس تفاوت وزن اولیه و نهایی ناشی از قرار دادن نمونه در دمای 105°C به مدت 24 h محاسبه شد (۱۵). برای سنجش pH و EC، نسبت آب:خاک برابر با $12/5$ مخلوط و با استفاده از دستگاه pH متر و EC متر سنجیده شد. درصد کربن آلی با استفاده از اکسیداسیون تر و برحسب مقدار FeSO_4 مصرفی محاسبه شد و در نهایت نیز با ضرب در $1/724$ مقدار کل مواد آلی

(Total organic matter (TOM)) محاسبه شد (۱۵). علیرغم مطالعات گسترده‌ای که بر روی شناسایی میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی خاکی صورت گرفته است، هنوز روش استاندارد برای استخراج و شناسایی آنها وجود ندارد. استخراج به کمک محلول‌های نمکی یکی از پرکاربردترین و مقرون به صرفه‌ترین روش‌های جداسازی میکروپلاستیک‌ها از خاک است. یکی از موضوعات مهم در روش استخراج میکروپلاستیک‌ها از خاک تعیین نرخ بازیابی است. با توجه به اینکه ذرات میکروپلاستیک در ماتریکس خاک قرار داشته و از طرفی هم دانسیته‌های متفاوتی دارند، در بسیاری از مطالعات از یک یا ترکیبی از چند محلول نمکی برای افزایش میزان بازیابی آنها استفاده می‌شود (۲۳). میزان استخراج آنها به دانسیته محلول نمکی بکاررفته برای استخراج بستگی دارد. برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از بافت خاک از روش شناورسازی با محلول‌های نمکی استفاده شد. قبل از شناورسازی لازم است ابتدا نمونه آماده‌سازی گردد. برای این منظور، نمونه‌های خاک را در هوای محیط قرار داده تا خشک شده و سپس از الک مش ۳ و $2/1$ سایز عبور داده شد. با توجه به اینکه پلیمرهای پلاستیکی در محدوده دانسیته متفاوت قرار دارند، برای جداسازی کامل آنها بایستی محلول‌های نمکی با دانسیته متفاوت استفاده شود تا اطمینان حاصل شود که تمامی انواع پلاستیک موجود در خاک جدا شده‌اند (۲۴). دانسیته LDPE، HDPE، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استایرن (PS)، پلی‌اتیلن تری‌فتالات (PET)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌آمید (PA) و پلی‌اورتان (PUR) به ترتیب برابر با $0.92-0.94$ ، $0.92-0.95$ ، $0.88-1.23$ ، $0.96-1.04$ ، $1.13-1.15$ ، $1.12-1.14$ ، $1.15-1.17$ ، $1.18-1.25$ g/cm^3 است. برای افزایش راندمان جداسازی به ترتیب محلول‌های آب مقطر، محلول‌های اشباع کلرید سدیم (NaCl) و کلرید روی (ZnCl_2) با دانسیته‌های ۱، $1/25$ و $1/8 \text{ g/cm}^3$ استفاده شد. در ابتدا به 2 g نمونه خاک، 20 mL آب مقطر اضافه شده و به مدت 2 min بر روی استیرر مخلوط و همزمان نیز به کمک پمپ آکواریوم هوادهی شده و سپس به مدت 48 h اجازه داده تا نمونه‌های خاک ته‌نشین و نمونه‌های

عنوان منبع PS و PP خرد و به اجزای ریزتر تقسیم گردید. از نایلون‌های فریزری به عنوان پیش‌ساز LDPE و از توپ ورزشی به عنوان منبع PVC استفاده شد. بعد از کاهش سایز، همه پلیمرها با استفاده از الک‌های بزرگ‌تر از ۲ mm الک شدند. از نمونه‌های پلیمری تهیه شده پنج ذره به ۵ g خاک رفرنس اضافه شد. ۱۰ mL از آب مقطر و محلول‌های ۵ M NaCl و ZnCl₂ به ترتیب به نمونه اضافه شد و به روش ذکر شده در بالا نمونه‌ها جدا و شمارش گردید. برای تهیه خاک رفرنس و بدون آلودگی نیز نمونه‌ای از خاک جمع‌آوری شده را در دمای ۵۰۰ °C به مدت ۳ h قرار داده تا اگر آلودگی پلاستیکی دارند، در این دما از بین رود.

– ارزیابی ریسک اکولوژیک

فرایند ارزیابی ریسک اکولوژیکی فرایندی است که در آن احتمال وقوع اثرات سوء در نتیجه مواجهه با یک عامل تنش‌زای محیطی ارزیابی می‌گردد. فرایند ارزیابی ریسک اکولوژیک به‌طور کلی شامل طرح‌ریزی، آنالیز داده‌ها، کسب نتایج و ارائه فرضیه‌ها و ارزیابی خطرات احتمالی و اثرات شدید اکولوژیک است. از شاخص ریسک بالقوه اکولوژیک (Potential ecological risk index (PERI)) برای تعیین درجه آلودگی خاک به میکروپلاستیک‌ها استفاده شد که از معادلات ۱ تا ۳ محاسبه شد (۲۶).

$$T_r^i = \sum_{n=1}^n \frac{P_n}{C_i} \times S_n \quad (1)$$

$$E_r^i = T_r^i \times CF_i \quad (2)$$

$$PERI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (3)$$

ریسک اکولوژیک برای هر میکروپلاستیک (E_r^i) برابر با حاصلضرب فاکتور خطر (T_r^i) برای هر میکروپلاستیک در فاکتور آلودگی هر میکروپلاستیک، S_n نیز نمره خطر پلیمر میکروپلاستیک و P_n نیز نسبت هر یک از انواع میکروپلاستیک‌ها. مقدار S_n برای PE، PP، PS، PET، PA، PVC و PUR به ترتیب برابر با ۱۱، ۱، ۳۰، ۴، ۴۷، ۱۰۰۱ و ۱۳۸۴۴ بوده است

میکروپلاستیک شناور شوند. در ادامه همین فرایند با محلول ۵ M NaCl و ZnCl₂ به زمان‌های مشابه صورت گرفت. میکروپلاستیک‌های شناور شده در هر سه مرحله بر روی فیلتر فایبرگلاس با قطر منافذ ۰/۲۲ μm جدا شد. پس از جداسازی، فیلتر در دمای محیط خشک شد و با کمک استریومیکروسکوپ زایس با بزرگنمایی ۴۰ X بررسی گردید (۲۵). با توجه به اندازه مزوپلاستیک‌ها که قابلیت دیدن با چشم را داشته، آنها را به صورت دستی جدا و شمارش گردید.

برای شناسایی شیمیایی میکروپلاستیک‌ها از روش طیف‌سنجی فوریه مادون قرمز (Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR)) استفاده شد. با توجه به اینکه اساس شناسایی FTIR، گروه‌های عاملی بوده، بنابراین بایستی مواد آلی جذب شده بر روی نمونه‌های میکروپلاستیک حذف شوند. به همین دلیل برای حذف و هضم مواد آلی، از معرف فنتون (محلول Fe⁺² با غلظت ۰/۰۵ M به همراه ۳۰ H₂O₂ درصد) استفاده کرد. به این صورت که نمونه‌های جدا شده بر روی فیلتر فایبرگلاس را در ۲۰ mL معرف فنتون اضافه کرده و به مدت ۶ h در دمای محیط باقی می‌مانند. پس از ۶ h با آب دیونیزه کامل شستشو داده شده نمونه‌های پلاستیک برحسب شکل و رنگ جدا شده و از آن FTIR بعمل آورده (۲۵) و با مقایسه با استانداردهای موجود، نمونه‌های پلیمر پلاستیکی شناسایی شدند. مزوپلاستیک‌های جدا شده نیز به روش بالا هضم شده و پس از آن FTIR گرفته شد.

– تست بازیابی میکروپلاستیک

یکی از نکات بسیار مهم در کار با میکروپلاستیک‌ها تعیین نرخ بازیابی روش مورد استفاده برای جداسازی میکروپلاستیک‌هاست. برای بدست آوردن نرخ بازیابی نیز به روش زیر استفاده شد. ابتدا از موادی که از پلاستیک‌های مختلفی ساخته شده‌اند ذراتی با اندازه کوچک‌تر از ۵ mm تهیه شد تا در ادامه از اینها برای آلوده کردن خاک و در نتیجه استخراج استفاده و نرخ بازیابی روش مورد استفاده اعتبارسنجی گردد. برای این کار، PS، PP، LDPE و PVC برای آلوده کردن خاک استفاده شد. از ظروف یکبار مصرف و درب بطری به ترتیب به

طور کامل توسط $ZnCl_2$ جدا شد، درحالی که درصد بازیابی PVC نیز ۸۰ درصد برآورد گردید.

– فراوانی میکرو و مزوپلاستیک‌ها در نمونه‌های خاک
نتایج آنالیز فیزیکوشیمیایی نشان داد که pH نمونه‌های خاک در محدوده ۷/۵–۸/۹ بوده و میزان EC نیز در محدوده $0.165 - 0.28$ ms/cm در دمای آزمایشگاه بود. TOM در نمونه‌های خاک در محدود $0.12 - 0.32$ درصد بوده است. مقادیر بالاتر TOM در نمونه‌های خاک برداشته شده از بوستان‌ها و پارک‌ها و مقادیر کمتر در نمونه خاک برداشته شده از پیاده‌روها بدست آمد. در مطالعه انجام شده در بنگلادش (۱۵)، میزان pH، EC و TOM در نمونه‌های مورد بررسی به ترتیب $0.1 - 2.43$ ، $0.1 - 2.43$ و $0.5 - 1.2$ $\mu s/cm$ و $5.76 - 6.02$ درصد بوده است. در نمودار ۱ فراوانی میکرو و مزوپلاستیک‌ها در خاک سطحی و عمقی منطقه مسکونی نشان داده شده است. همانطور که در نمودار ۱ مشخص است فراوانی میکرو و مزوپلاستیک‌ها در خاک سطحی بیشتر از خاک عمقی بوده است. میانگین میکروپلاستیک در خاک سطحی و عمقی به ترتیب برابر با $76 \pm 34/98$ و $24/7 \pm 19/79$ particles/kg_{soil} و میانگین مزوپلاستیک نیز به ترتیب برابر با $5/25 \pm 2/91$ و $3/55 \pm 1/09$ particles/kg_{soil} بوده است. بالاترین فراوانی میکروپلاستیک در مناطق مسکونی واقع شده در پایین‌دست و شرق لندفیل و بالاترین تعداد مزوپلاستیک‌ها در منطقه مسکونی واقع در شرق لندفیل بود. در ابتدا با استفاده از آزمون کولموگراف-اسمیرنوف نرمال بودن داده‌ها بررسی شد. نتایج نشان داد که مقدار p برای میکروپلاستیک و مزوپلاستیک‌ها به ترتیب برابر با 0.167 و 0.223 بوده است. با توجه به اینکه مقدار p بزرگ‌تر از 0.05 بدست آمد، بیانگر این است که توزیع داده‌ها نرمال بوده و در ادامه بایستی برای بررسی روابط داده‌ها با یکدیگر از آزمون‌های پارامتری استفاده شود. آزمون t زوجی (جدول ۲) هم نشان داد که بین میکرو و مزوپلاستیک‌ها در خاک سطحی و عمقی با مقادیر p به ترتیب کمتر از 0.01 و 0.03 تفاوت آماری معنی‌داری وجود دارد. برای تعیین کردن ارتباط بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها در نمونه‌های خاک از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد. نتایج

(۲۶، ۲۷). میزان ریسک در مقادیر مختلف E_p^i برابر است با: کمتر از ۴۰ (ریسک I)، بین ۴۰ تا ۸۰ (ریسک II)، بین ۸۰ تا ۱۶۰ (ریسک III)، بین ۱۶۰ تا ۳۲۰ (ریسک IV) و بالاتر از ۳۲۰ (ریسک V). شاخص PERI نیز برابر با مجموع ریسک اکولوژیک برای هر پلاستیک است. اگر PERI کمتر از ۱۵۰ باشد (ریسک کم)، بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ (ریسک متوسط)، بین ۳۰۰ تا ۶۰۰ (ریسک بالا)، بین ۶۰۰ تا ۱۲۰۰ (خطرناک) و بالاتر از ۱۲۰۰ (خیلی خطرناک) است (۲۶).

– تجزیه و تحلیل داده

برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۴ استفاده شد. برای تعیین اینکه آیا داده‌ها از توزیع نرمالی برخوردار هستند، از آزمون کولموگراف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) استفاده شد. از آزمون‌های میانگین توصیفی و t زوجی (Paired sample t test) برای مقایسه میانگین فراوانی میکرو و مزوپلاستیک‌ها در خاک سطحی و عمقی استفاده شد. همچنین از آزمون همبستگی پیرسون (Pearson correlation coefficient) برای تعیین ارتباط بین فراوانی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک در نقاط مختلف نمونه‌برداری استفاده شد. نمودارها با استفاده از نرم‌افزار اورجین ترسیم شد.

یافته‌ها

– نرخ بازیابی میکروپلاستیک‌ها

نتایج تست بازیابی (جدول ۱) نشان داد که هر ۵ ذره پلاستیک اضافه شده از جنس LDPE توسط هر سه محلول آب، NaCl و $ZnCl_2$ به صورت کامل و ۱۰۰ درصد بازیافت می‌شود و دلیل آن به دانسیته پایین‌ترین نوع پلیمر نسبت به محلول‌های مورد استفاده برمی‌گردد. نرخ بازیابی PS توسط آب، NaCl و $ZnCl_2$ به ترتیب برابر با ۶۰، ۱۰۰ و ۱۰۰ درصد بوده که دانسیته آن در محدوده $1.04 - 0.96$ g/cm³ است. نرخ بازیابی PP نیز توسط محلول‌های فوق به ترتیب برابر با ۵۰، ۹۰ و ۱۰۰ درصد بوده، درحالی که برای PET به ترتیب برابر با ۴۰، ۱۰ و ۹۰ درصد بوده است. نتایج نشان داد که نمونه‌های میکروپلاستیک موجود در خاک از جنس LDPE، PS، PP به

جدول ۱- نتایج تست نرخ بازیابی میکروپلاستیک‌ها

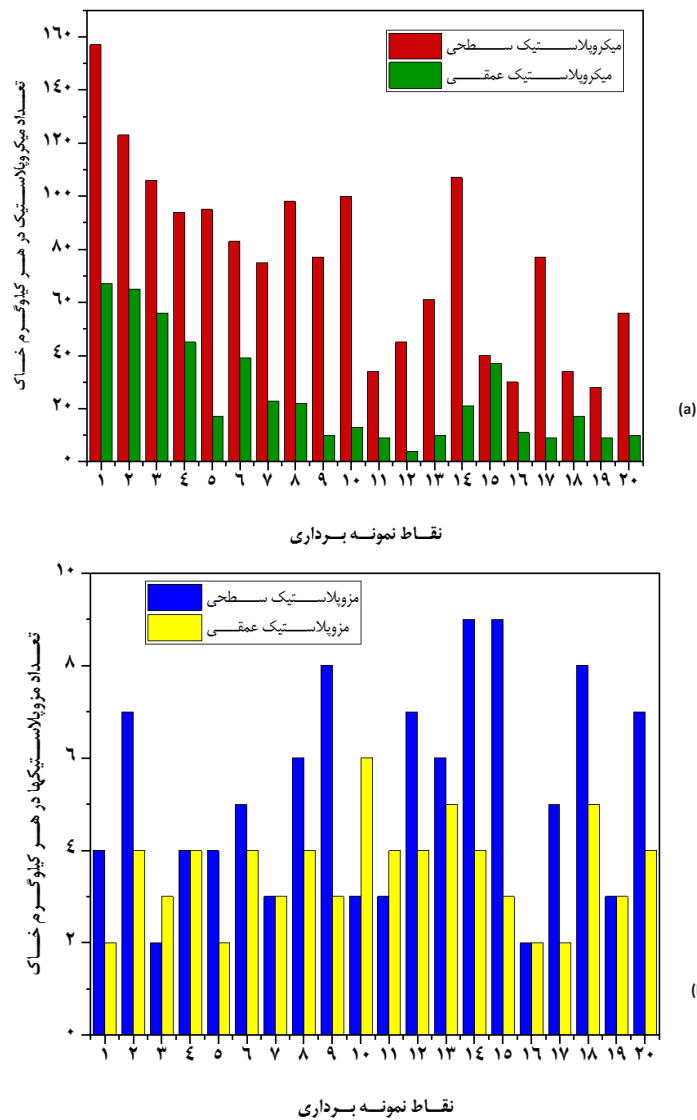
نوع پلیمر	دانشیه محلول (g/cm^3)	تعداد پلیمر جدا شده از تعداد افزوده شده (درصد بازیابی)	بازیابی (درصد)
LDPE	۱/۰۲	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
LDPE	۱/۰۲	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
LDPE	۱/۲۵	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
LDPE	۱/۲۵	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
LDPE	۱/۶	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
LDPE	۱/۶	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PS	۱/۰۲	۳ از ۵ (۶۰ درصد)	۶۰
PS	۱/۰۲	۳ از ۵ (۶۰ درصد)	۶۰
PS	۱/۲۵	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PS	۱/۲۵	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PS	۱/۶	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PS	۱/۶	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PP	۱/۰۲	۲ از ۵ (۴۰ درصد)	۵۰
PP	۱/۰۲	۳ از ۵ (۶۰ درصد)	۵۰
PP	۱/۲۵	۴ از ۵ (۸۰ درصد)	۹۰
PP	۱/۲۵	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۹۰
PP	۱/۶	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PP	۱/۶	۵ از ۵ (۱۰۰ درصد)	۱۰۰
PVC	۱/۰۲	۰ از ۵ (۰ درصد)	۰
PVC	۱/۰۲	۰ از ۵ (۰ درصد)	۰
PVC	۱/۲۵	۱ از ۵ (۲۰ درصد)	۲۵
PVC	۱/۲۵	۲ از ۵ (۴۰ درصد)	۲۵
PVC	۱/۶	۴ از ۵ (۸۰ درصد)	۸۰
PVC	۱/۶	۴ از ۵ (۸۰ درصد)	۸۰

شدن تفاوت بین آلودگی میکروپلاستیکی و مزوپلاستیکی در نقاط مختلف نمونه برداری استفاده شد. نتایج نشان داد که بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در نقاط مختلف نمونه برداری در خاک‌های سطحی و عمقی به ترتیب با مقادیر $p < 0/001$ ، تفاوت آماری معنی داری وجود دارد ولی در مورد مزوپلاستیک‌ها

نشان داد که مقدار p بین میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها در خاک سطحی و عمقی به ترتیب برابر با ۰/۹۰۱ و ۰/۷۷۶ بوده که بزرگ‌تر از ۰/۰۵ بوده و این بیانگر عدم وجود رابطه معنی دار بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها در نمونه‌های خاک بوده است. همچنین از این رابطه برای مشخص

قطعه، گلوله‌ای شکل و فیلم با مقادیر ۳۷/۷۵، ۲۵/۳۳ و ۲۰/۳۸ درصد بوده است. همچنین بیشترین ذرات میکروپلاستیک در محدوده ۰/۵-۰/۱ mm با مقدار ۴۴/۶۴ درصد و در ادامه ۰/۵-۱ mm و ۱-۲ mm بوده است (نمودار ۲ قسمت ب). برطبق بخش ج نمودار ۲ بیشترین شکل میکروپلاستیک‌ها، فیلمی شکل با مقدار ۶۲/۷۶ درصد بوده و سایر اشکال به نسبت برابر مشاهده شدند. بیشترین اندازه میکروپلاستیک‌ها مشاهده شده در محدوده ۰/۵-۱ cm با مقدار ۶۱/۴۶ درصد و در ادامه نیز میکروپلاستیک‌های با اندازه ۱-۱/۵ cm با مقدار ۳۴/۳۸ درصد قرار گرفته‌اند (قسمت د نمودار ۲).

در نقاط مختلف نمونه برداری تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. میانگین فراوانی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک‌ها از لحاظ شکل و اندازه هم بررسی شدند و نتایج مربوط به آنها در نمودار ۲ آورده شده است. در شکل ۱ نیز تصاویر گرفته شده توسط استرئومیکروسکوپ سطح فیلتر حاوی میکروپلاستیک (قسمت الف) و دوربین از پلیت حاوی میکروپلاستیک (قسمت ب) نشان داده شده است. میکروپلاستیک‌های شناسایی شده در منطقه مسکونی در نمونه‌های خاک برداشته شده به اشکال فیلم، قطعه، فوم، فیبر و گلوله‌ای شکل بودند که در نمودار ۲ قسمت الف نشان داده شده است. بیشترین اشکال میکروپلاستیک‌ها،



نمودار ۱- مقایسه فراوانی میکرو و مزوپلاستیک در خاک سطحی و عمقی منطقه مسکونی

جدول ۲- نتایج آزمون t زوجی برای بررسی تفاوت میکرو و مزوپلاستیک در خاک سطحی و عمقی

متغیر	مرحله	میانگین	انحراف استاندارد (SD)	سطح معنی داری (p)
میکروپلاستیک	خاک سطحی	۷۶	۳۴/۹۸	۰/۰۰۰
	خاک عمقی	۲۴/۷	۱۹/۷۹	
مزوپلاستیک	خاک سطحی	۵/۲۵	۲/۲۹	۰/۰۰۳
	خاک عمقی	۳/۵۵	۱/۰۹	

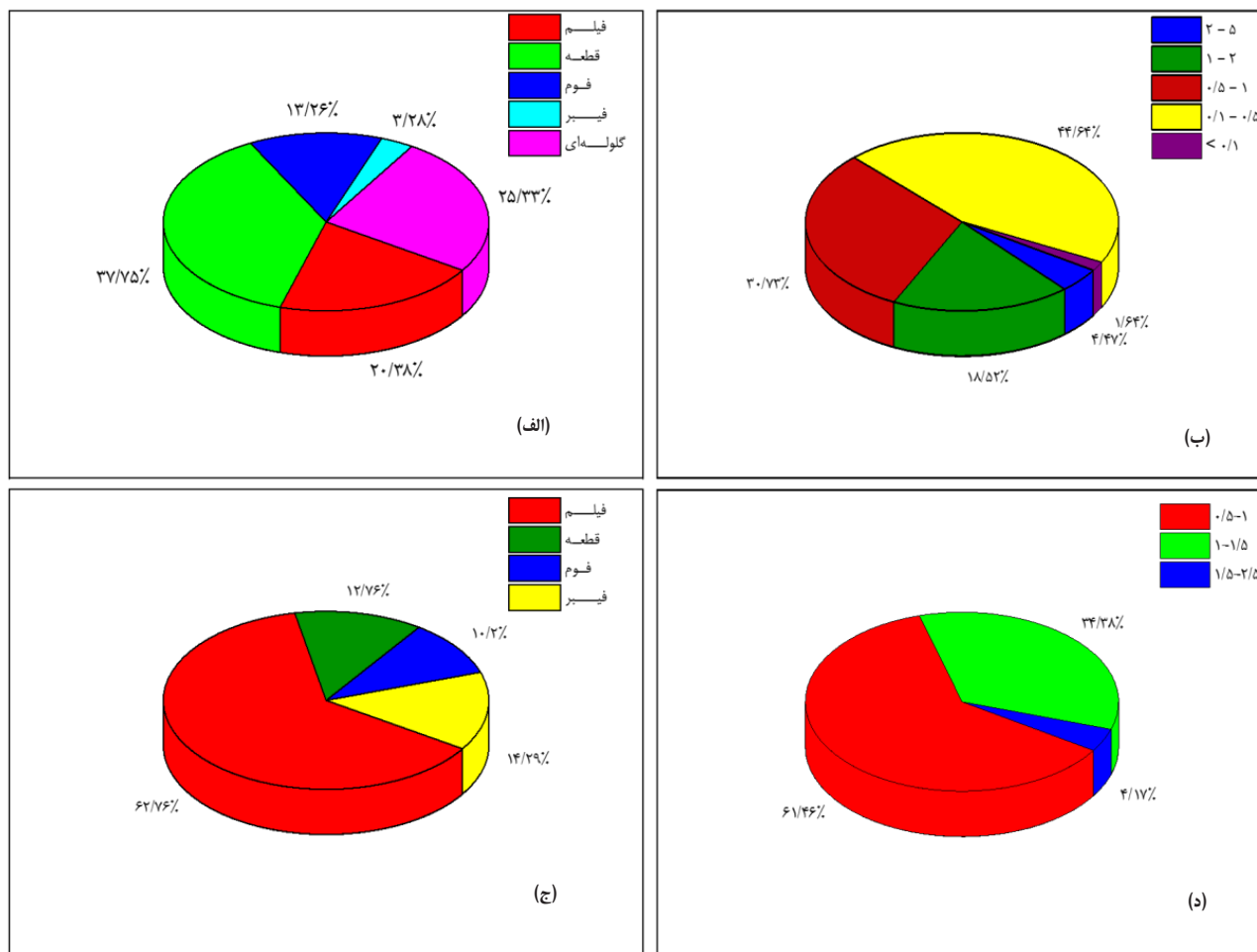


(ب)



(الف)

شکل ۱- تصاویر استریومیکروسکوپ از سطح فیلتر حاوی میکروپلاستیکها (الف) و مزوپلاستیکها (ب) از خاک منطقه مسکونی سطحی و عمقی

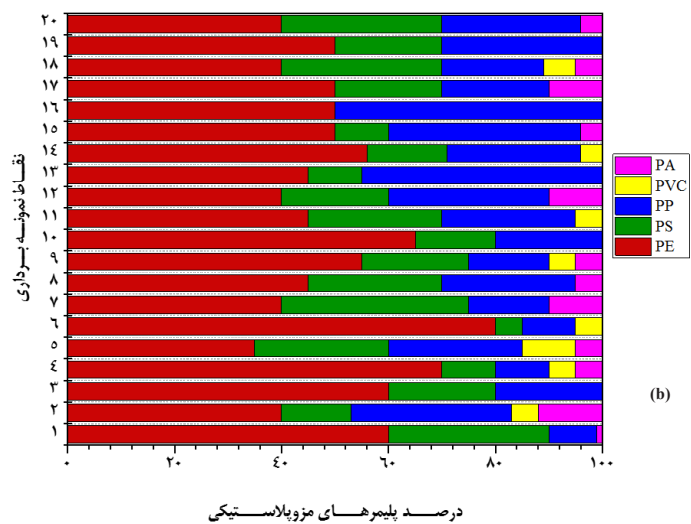
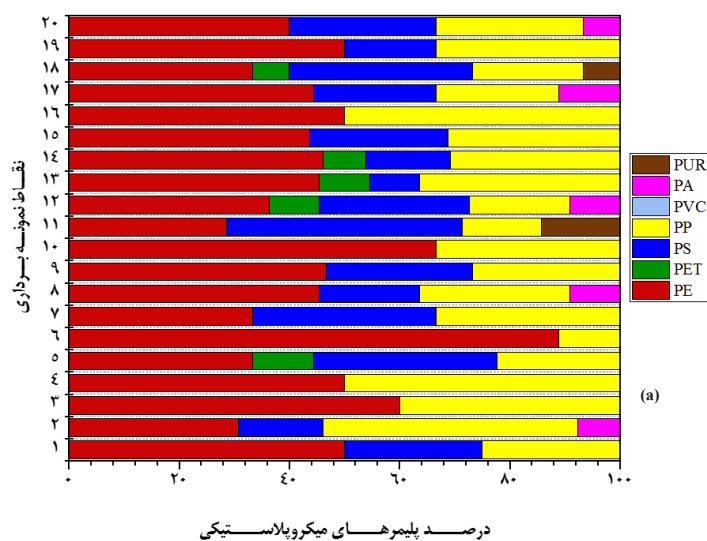


نمودار ۲- تقسیم‌بندی میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها (الف و ب) و مزوپلاستیک‌های (ج و د) موجود در نمونه‌های خاک مناطق مسکونی برحسب شکل و اندازه

مقدار ۲/۱۸ و ۱/۰۴ درصد بوده است. در مورد مزوپلاستیک‌ها هم بالاترین درصد پلیمرها مربوط به LDPE، PP و PS به ترتیب با مقادیر ۵۰/۷، ۲۴/۲۵ و ۱۸/۹ درصد بوده و PVC و PA نیز کمترین درصد پراکندگی را به ترتیب با مقادیر ۲/۲۵ و ۳/۹ درصد به خود اختصاص داده‌اند. پلیمرهای PET و PUR در نمونه‌های مزوپلاستیک و پلیمر PVC در نمونه‌های میکروپلاستیک مشاهده نشد.

مجموع نمودار FTIR صورت گرفته بر روی میکروپلاستیک‌های جدا شده بر روی فیلتر در نمودار ۴ ارائه شده است. همانطور که در نمودار ۴ قابل مشاهده است، پلیمر PET پیک‌هایی را در اعداد موجی ۲۹۶۷/۲۷، ۱۷۰۸/۷۱، ۱۵۰۳/۸۴، ۱۴۰۶/۸۹، ۱۲۳۶/۹۵، ۱۰۹۰/۰۱، ۱۰۱۵/۷۱، ۸۷۰/۶۳ و $720/53 \text{ cm}^{-1}$

مقایسه نوع پلیمرهای میکرو و مزوپلاستیک شناسایی شده در این مرحله میکروپلاستیک‌های جداسازی شده از خاک سطحی و عمقی هر نقطه نمونه‌برداری با هم مخلوط و از مجموع آنها FTIR گرفته شد. در نمونه‌های خاک، پلیمرهای PET، LDPE، PP، PS، PUR و PVC در نمودار ۳ مقایسه با پیک‌های استاندارد شناسایی شدند که در نمودار ۳ آورده شده است. همچنین درصد پلیمرها در نمونه‌های مزو و میکروپلاستیکی در نقاط مختلف نمونه‌برداری در نمودار ۳ ارائه شده است. برطبق نمودار ۳، بالاترین درصد پلیمرهای شناسایی شده در نمونه‌های میکروپلاستیکی مربوط به LDPE، PP و PS به ترتیب با مقادیر ۴۶/۱۵، ۲۹/۹۰ و ۱۸/۵۲ درصد بوده و کمترین مقدار هم متعلق به PA و PUR به ترتیب با



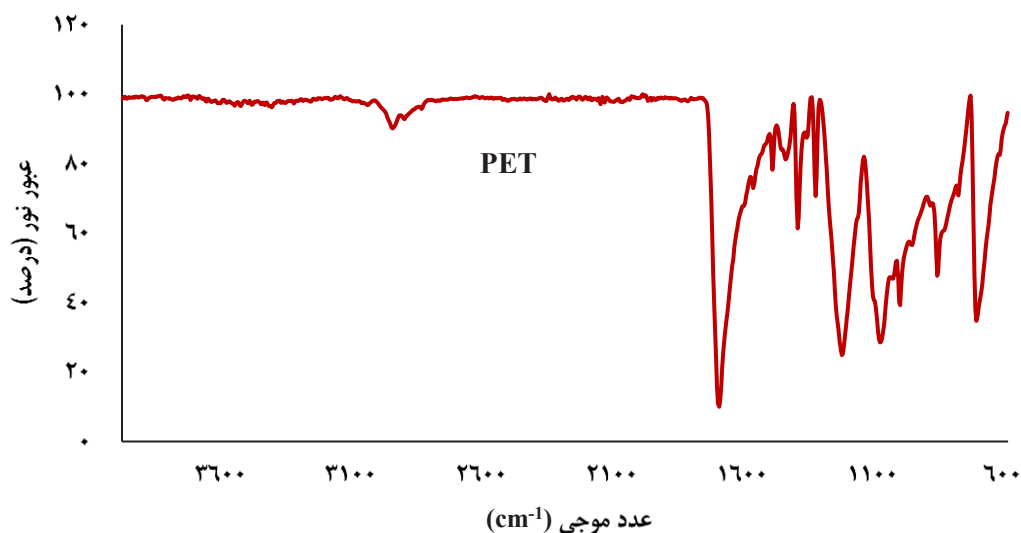
نمودار ۳- درصد پلیمرهای میکرو و مزوپلاستیکی شناسایی شده در خاک منطقه مسکونی

به ترتیب ارتعاش کششی نامتقارن CH_2 ، ارتعاش کششی $\text{C}=\text{O}$ ، ارتعاش کششی حلقوی، ارتعاش کششی CO ، ارتعاش کششی حلقوی، ارتعاش کششی CO ، ارتعاش کششی حلقوی، ارتعاش کششی CH حلقه آروماتیک، ارتعاش کششی جنبانه‌ای خارج از صفحه حلقه آروماتیک و ارتعاش کششی خارج از صفحه CH آروماتیک بوده که با استاندارد PET همخوانی داشته است (۲۸، ۲۹). پلیمر LDPE نیز در اعداد موجی $2912/09$ ، $2845/36$ ، $1468/05$ ، $1375/47$ و $715/56 \text{ cm}^{-1}$ به ترتیب ارتعاش کششی CH ، ارتعاش کششی CH_2 ، تغییر شکل کششی متقارن CH_3 و ارتعاش خمشی CH_2 گهواره‌ای CH_2 داشته که مربوط به این نوع پلیمر است (۲۹). پلیمر PS نیز در اعداد موجی $3059/10$ ، $3024/24$ ، $2848/61$ ، $1600/08$ ، $1491/45$ ، $1449/33$ ، $1025/49$ و $694/69 \text{ cm}^{-1}$ به ترتیب پیک‌هایی داشته که

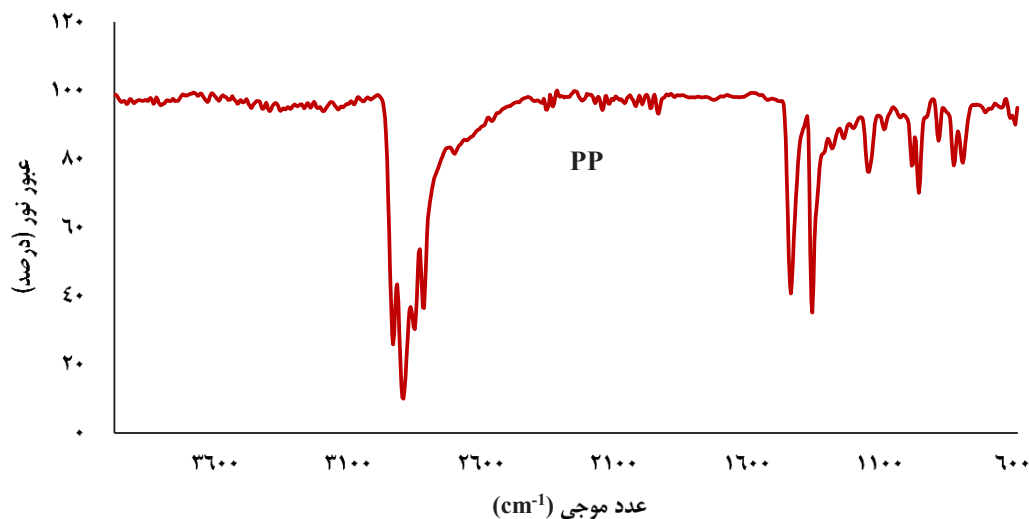
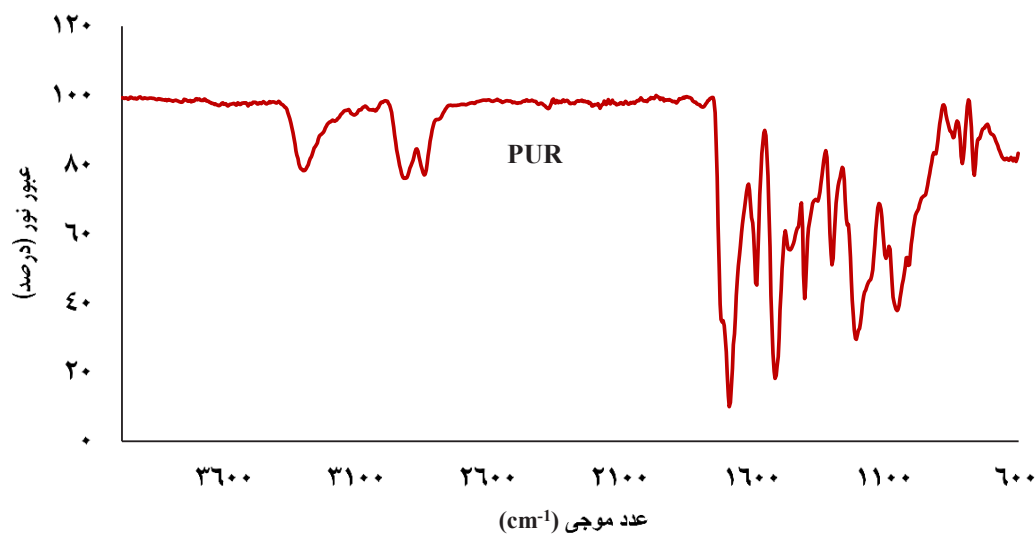
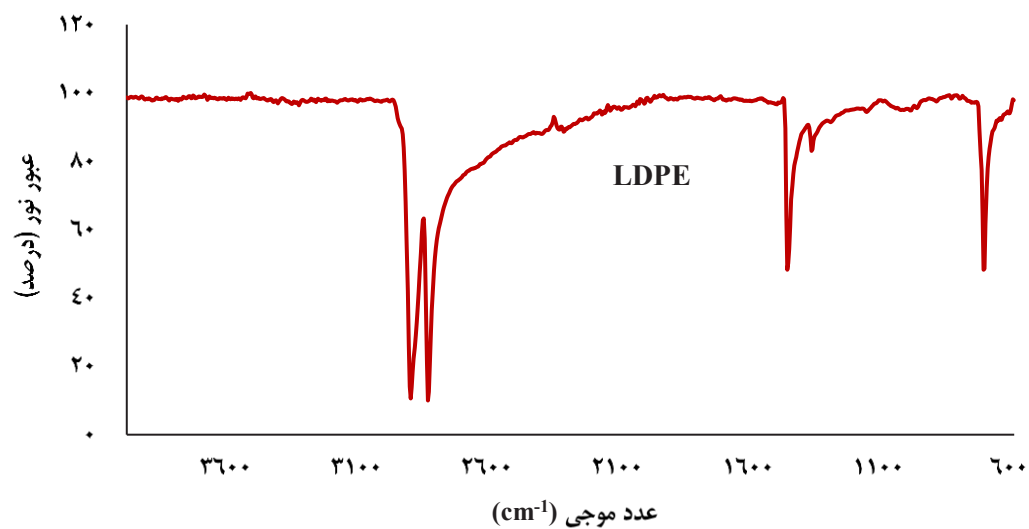
به ترتیب مرتب به ارتعاش کششی نامتقارن CH_2 ، ارتعاش کششی $\text{C}=\text{O}$ ، ارتعاش کششی حلقوی، ارتعاش کششی CO ، ارتعاش کششی حلقوی، ارتعاش کششی CO ، ارتعاش کششی حلقوی، ارتعاش کششی CH حلقه آروماتیک، ارتعاش کششی جنبانه‌ای خارج از صفحه حلقه آروماتیک و ارتعاش کششی خارج از صفحه CH آروماتیک بوده که با استاندارد PET همخوانی داشته است (۲۸، ۲۹). پلیمر LDPE نیز در اعداد موجی $2912/09$ ، $2845/36$ ، $1468/05$ ، $1375/47$ و $715/56 \text{ cm}^{-1}$ به ترتیب ارتعاش کششی CH ، ارتعاش کششی CH_2 ، تغییر شکل کششی متقارن CH_3 و ارتعاش خمشی CH_2 گهواره‌ای CH_2 داشته که مربوط به این نوع پلیمر است (۲۹). پلیمر PS نیز در اعداد موجی $3059/10$ ، $3024/24$ ، $2848/61$ ، $1600/08$ ، $1491/45$ ، $1449/33$ ، $1025/49$ و $694/69 \text{ cm}^{-1}$ به ترتیب پیک‌هایی داشته که

مربوط به ارتعاش کششی CH آروماتیک، ارتعاش کششی CH آروماتیک، ارتعاش کششی حلقه آروماتیک، ارتعاش کششی حلقه آروماتیک، ارتعاش کششی CH₂، ارتعاش خمشی CH آروماتیک و ارتعاش خمشی خارج از صفحه CH آروماتیک بوده که با استاندارد آن مطابقت دارد (۳۰). پلیمر PUR نیز پیک‌هایی در اعداد موجی ۳۳۱۹/۲۲، ۲۹۳۰، ۲۸۵۹، ۱۷۲۶ و ۱۵۲۷ cm⁻¹ داشته که به ترتیب مربوط به ارتعاش کششی NH، ارتعاش کششی متقارن CH₂، ارتعاش کششی متقارن CH₂، ارتعاش کششی کربونیل، تغییر شکل گروه NH بوده همچنین سیگنال‌هایی در محدوده ۱۴۵۱-۱۳۱۴، ۱۲۲۱، ۱۱۶۸، ۱۱۳۸ و ۹۶۹-۷۷۹ داشته که مربوط به ارتعاش متقارن و نامتقارن گروه CH₂، ارتعاش کششی N-C، ارتعاش کششی CO-C، ارتعاش کششی CO-C و ارتعاشات مربوط به خمشی CH، خمشی قیچی CH₂، پیوند خمشی جنبانه‌ای CH₂، خمشی قیچی NH و خمشی جنبانه‌ای OH داشته است (۳۱). پیک‌های مشاهده شده در اعداد موجی ۲۹۵۰/۹۰، ۲۹۱۳/۵۰، ۲۸۷۱/۰۲، ۲۸۳۶/۷۸، ۱۴۵۴/۲۲، ۱۳۷۴/۰۴، ۱۱۶۲/۲۵،

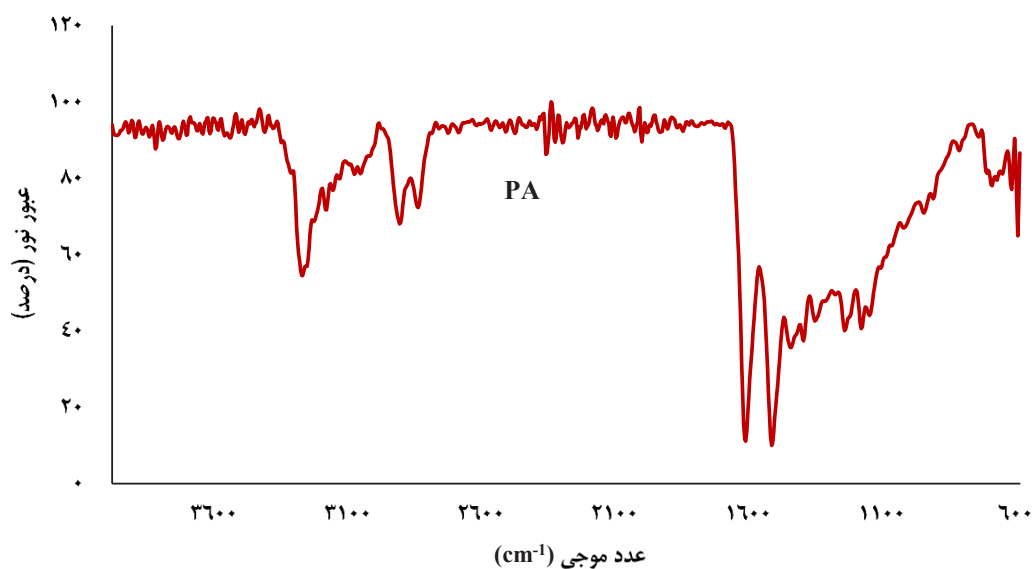
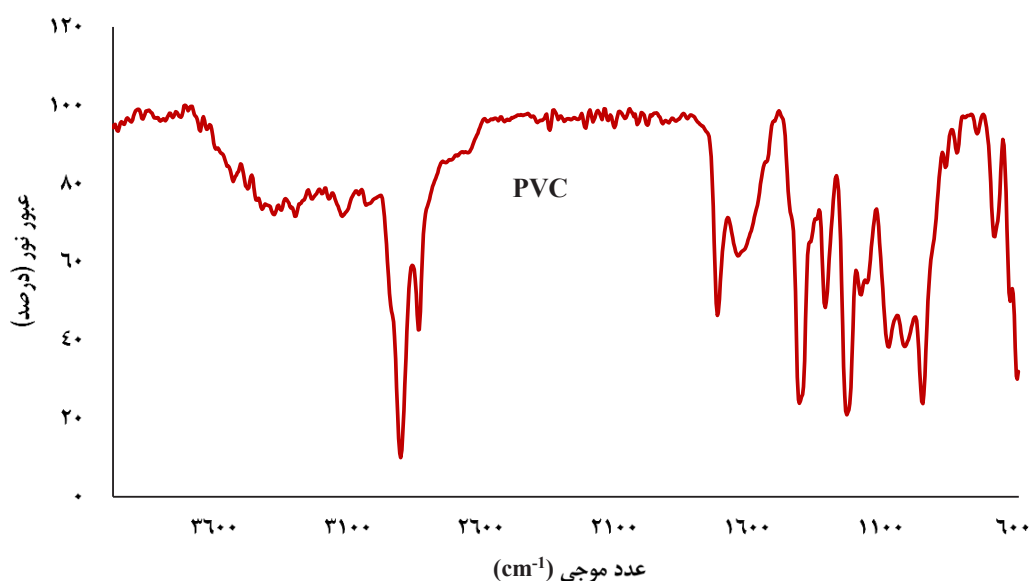
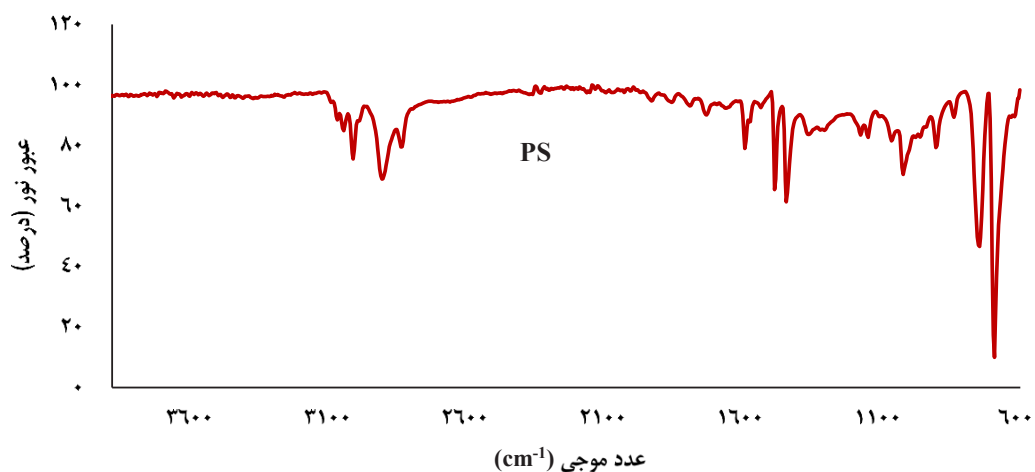
۹۹۷/۵۲، ۹۷۲/۴۰، ۸۹۸/۱۱، ۸۴۰/۳۷ و ۸۰۷/۳۵ cm⁻¹ مربوط به ارتعاش کششی CH، ارتعاش کششی CH، ارتعاش کششی متقارن CH₃، ارتعاش کششی CH، ارتعاش خمشی CH، ارتعاش خمشی گهواره‌ای CH₃، ارتعاش کششی CCH₃ و ارتعاش کششی CCH بوده که مربوط به پلیمر PP است (۳۰). پیک‌های مشاهده شده در اعداد موجی ۳۲۹۸، ۲۹۳۴، ۱۶۳۶ و ۱۵۳۵ cm⁻¹ به ترتیب مربوط به ارتعاش کششی NH، ارتعاش آلکان، ارتعاش کششی C=O گروه کربونیل، ارتعاش کششی CN و خمشی NH و بعد از ۱۵۰۰ cm⁻¹ نیز پیک‌هایی با شدت ضعیف مشاهده شده که مربوط به پلیمر PA است (۳۲). پیک‌های مشاهده شده در اعداد موجی ۲۹۲۰، ۱۷۳۲، ۱۴۲۰، ۱۲۴۵، ۱۱۰۰-۱۰۰۰ و ۶۰۰-۱۶۵۰ cm⁻¹ به ترتیب مربوط به ارتعاشات کششی نامتقارن CH₂، ارتعاش کششی C=O، ارتعاش خمشی CH آلیفاتیک، ارتعاش خمشی CH، ارتعاش کششی CC و ارتعاش CCl بوده که بیانگر پلیمر PVC بوده است (۳۳).



نمودار FTIR-۴ گرفته شده از نمونه‌های میکرو و مزوپلاستیک جدا شده از خاک منطقه مسکونی



ادامه نمودار ۴- FTIR گرفته شده از نمونه‌های میکرو و مزوپلاستیک جدا شده از خاک منطقه مسکونی

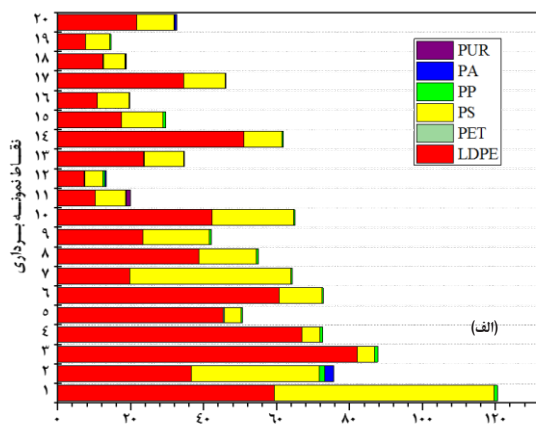


ادامه نمودار ۴- FTIR گرفته شده از نمونه‌های میکرو و مزوپلاستیک جدا شده از خاک منطقه مسکونی

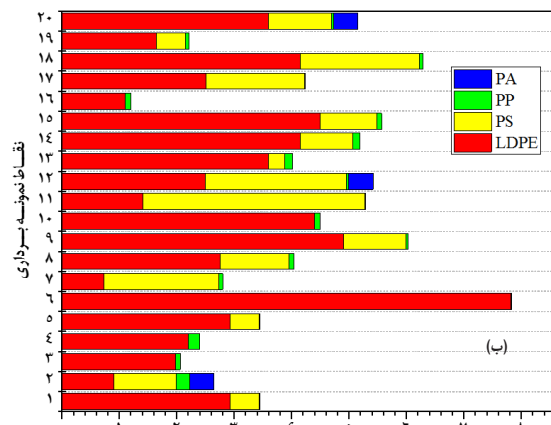
است و کمترین میزان E_p^i مربوط به PP با مقدار ۰/۶ بوده است. شاخص E_p^i برای LDPE در بیشتر نقاط نمونه برداری در محدوده ۴۰-۸۰ بوده و بیانگر ریسک متوسط برای این پلیمر است و برای سایر پلیمرها زیر ۴۰ بوده و بیانگر ریسک اکولوژیکی کم بوده است.

شاخص E_p^i برای هر پلیمر مزوپلاستیکی محاسبه و طبق نتایج، E_p^i برای PVC و PUR برابر با صفر شد، بدلیل اینکه این نوع پلیمرها در نمونه‌های مزوپلاستیکی مشاهده نشدند. در مورد مزوپلاستیک‌ها، مقادیر E_p^i مربوط به LDPE, PP, PA و PP به ترتیب برابر با ۲/۴۱، ۲/۰۱، ۱/۹۹ و ۱/۵۳ بوده است. شاخص E_p^i ناشی از هر پلیمر مزوپلاستیک در تمامی نقاط نمونه برداری زیر ۴۰ بوده و نشان‌دهنده ریسک کم اکولوژیک

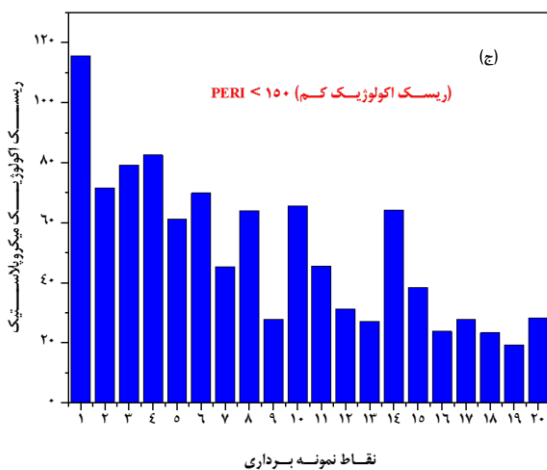
ریسک اکولوژیک ناشی از میکرو و مزوپلاستیک‌ها با توجه به فراوانی هر نوع پلیمر پلاستیکی در هر نقطه و نمره خطر مربوط به آن، E_p^i و PERI برای مجموع میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها محاسبه شد (نمودار ۵). بالاترین E_p^i مربوط به LDPE و در ادامه هم PS و PUR بوده است. به طور خلاصه‌تر، میانگین E_p^i برای میکروپلاستیک‌های LDPE برابر با ۳۶/۶۷ بوده که بالاترین و کمترین مقدار آن ۹۹/۴ و ۱۴/۹ بوده است. میانگین E_p^i برای PS برابر با ۷/۴۶ بوده و بالاترین و پایین‌ترین مقدار مربوط به ۱۸/۵ و ۱/۳ بوده است، درحالی‌که میانگین E_p^i برای PUR برابر با ۲/۶۸ و بالاترین و کمترین مقدار E_p^i هم ۱۹/۳ و ۰/۳ بوده است. میانگین E_p^i برای PVC نیز برابر با ۲/۶۱ و بالاترین و کمترین مقدار ۱۳/۹ و ۵/۲ بوده



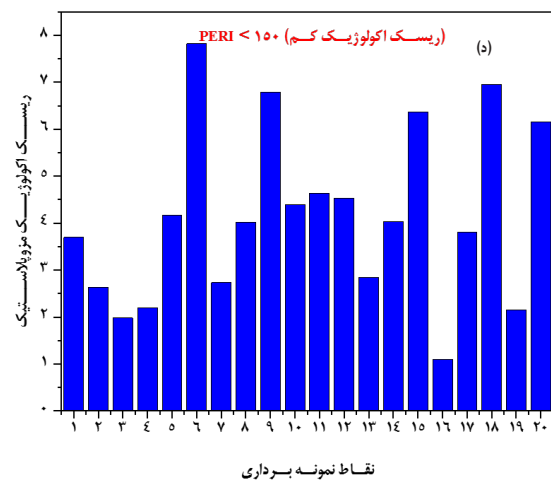
ریسک ناشی از هر پلیمر میکروپلاستیک



ریسک ناشی از هر پلیمر مزوپلاستیک



نقاط نمونه برداری



نقاط نمونه برداری

نمودار ۵- مقایسه مقادیر E_p^i و PERI ناشی از میکرو و مزوپلاستیک‌های موجود در خاک منطقه مسکونی

بوده و بیانگر عدم تاثیر لندفیل بر آلودگی مزوپلاستیکی مناطق مسکونی مجاور است. نمودار ۵ مقادیر PERI موجود در خاک منطقه مسکونی را نشان می‌دهد. با توجه به اینکه معیار نهایی برای ارزیابی وجود یا عدم وجود ریسک اکولوژیکی در منطقه، مقدار PERI بوده، برای میکروپلاستیک‌های موجود در خاک منطقه مسکونی این مقدار در محدوده ۱۱۵/۶-۱۹/۴ بوده که زیر ۱۵۰ بوده و بیانگر ریسک بالقوه اکولوژیکی کم است. همچنین مقدار PERI برای مزوپلاستیک‌های منطقه مسکونی در محدوده ۱/۱-۲۵/۵ قرار گرفته که کمتر از ۱۵۰ بوده و بیانگر ریسک اکولوژیکی کم برای مزوپلاستیک‌های موجود در خاک منطقه مسکونی است.

بحث

فراوانی میکرو و مزوپلاستیک‌ها در خاک به عوامل گوناگونی مانند وجود منبع بالقوه انتشار پلاستیک در محیط وابسته است. منابع میکروپلاستیک‌ها یا اولیه هستند مانند صنایع آرایشی و بهداشتی، فرسایش لاستیک‌ها و علامت‌گذاری جاده‌ها، شستشوی لباس‌های سنتتیک، مصالح بکار رفته در ساختمان‌ها و یا اینکه ثانویه بوده و از تجزیه زائدات پلاستیکی رها شده در محیط در اثر فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی حاصل می‌گردند (۳۴). با توجه به اینکه بیشترین منبع میکروپلاستیک‌های موجود در خاک از نوع ثانویه هستند و یکی از مکان‌های مورد توجه در انتشار میکروپلاستیک‌ها به محیط، لندفیل‌های با بهره‌برداری نامناسب هستند، بنابراین پایش فراوانی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک در مناطق مسکونی مجاور آنها ضروری است. یکی از مهمترین گام‌های مطالعاتی بر روی میکروپلاستیک محیط‌های جامد مانند خاک و رسوبات، توانایی شناورسازی و جدا کردن آنها از بافت خاک است. با توجه به اینکه پرکاربردترین روش استخراج، شناورسازی با محلول‌های نمکی بوده است، در این مطالعه با کاربرد آب مقطر، NaCl و ZnCl₂ دانسیته‌ای در بازه ۱/۷ - ۱/۷ g/cm³ ایجاد شد. آزمایشات نرخ بازیابی نشان داد که تمامی انواع پلیمرهای PE، PS و PP توانایی جداسازی کامل و ۱۰۰ درصد از نمونه‌های خاک را با کمک سه محلول مذکور

داشته و PVC که دارای بالاترین دانسیته در بین پلیمرهای پلاستیکی بوده نیز با راندمان ۸۰ درصد استخراج و جداسازی می‌گردد. دلیل استفاده از محلول‌های نمکی با دانسیته متفاوت به چگالی وسیع پلیمرهای پلاستیکی برمی‌گردد و همچنین ذرات میکروپلاستیک ممکن است به بافت خاک چسبیده و براحتی جدا نگردند (۲۳). بنابراین ضروری است مراحل به منظور جداسازی کامل آنها از خاک صورت گیرد. برطبق ISO 11464، خرد کردن خاک ممکن است که باعث قطعه شدن میکروپلاستیک‌های موجود در خاک شده و بنابراین بهترین روش این است که نمونه خاک در محلول‌های نمکی حل گردد. همچنین استفاده از هوادهی در طی شناورسازی اولتراسونیک نیز به منظور بهبود راندمان جداسازی پیشنهاد گردیده است. Corradini و همکاران (۳۵) برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از لجن و نمونه خاک از آب مقطر، NaCl و ZnCl₂ استفاده کرد و نتایج نشان داد که برای همه نمونه‌های پلاستیک با افزایش دانسیته محلول نمکی، میزان جداسازی کامل بوده و در مورد PVC جداسازی کامل اتفاق نیفتاد که با نتیجه مطالعه حاضر مطابقت دارد. در مطالعه Thomas و همکاران (۲۳) آکرلیک، PS، فیبرهای نایلونی، LDPE و PVC برای آلوده کردن خاک استفاده شد از محلول‌های ۵ M NaCl و ZnCl₂ برای جداسازی میکروپلاستیک از نمونه ساخته شده استفاده شد. ترتیب نرخ بازیابی به صورت LDPE < PS < PVC < Nylon < آکرلیک است. فیبرهای آکرلیک دارای کمترین میزان بازیابی (۴۹ درصد) بود، درحالی‌که سایر میکروپلاستیک‌ها دارای نرخ بازیابی بیشتر از ۷۷ درصد بودند. بالاترین نرخ بازیابی برای LDPE و برابر با ۹۸ درصد بود. نتایج نشان داد که استفاده از ۳ بار محلول ZnCl₂ می‌تواند نرخ بازیابی را افزایش دهد. با توجه به طیف وسیع میکروپلاستیک‌های شناسایی شده از نتایج مطالعه حاضر می‌توان دریافت که ترکیب محلول بکار رفته از کارایی مناسبی برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از خاک برخوردار است.

نرخ جداسازی و شناورسازی میکروپلاستیک‌ها وابسته به برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک است. نتایج بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی نشان داد که درصد رطوبت منطقه

و در نقاطی که پیاده‌رو بوده میزان EC کمتر از $200 \mu\text{s}/\text{cm}$ بوده است. میزان بالای ماده آلی خاک بر نرخ جداسازی میکروپلاستیک‌ها اثر منفی می‌گذارد. در نقاط نمونه‌برداری شده محدوده TOM در خاک‌های سطحی و عمقی به ترتیب برابر با $0/017 - 0/321$ و $0/019 - 0/323$ درصد متغیر بوده است. بالاترین مقدار TOM مربوط به خاک‌های برداشته شده از پارک‌ها و کمترین مقدار هم مربوط به پیاده‌رو بوده است. مقدار TOM علاوه بر ایجاد مزاحمت در جداسازی میکروپلاستیک‌ها، بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مانند ظرفیت نگهداری نوترینت، ظرفیت تبادل آنیون‌ها و کاتیون‌ها، پایداری خاک، رنگ و چرخه نوترینت نیز اثرگذار است. با توجه به اینکه بهینه TOM در خاک کمتر از $0/5$ درصد بوده است، در مطالعه حاضر در تمام نقاط میزان TOM کمتر از $0/5$ درصد بوده است و نشان دهنده عدم ایجاد مزاحمت ماده آلی در استخراج میکروپلاستیک از خاک است. در حالی که در مطالعه صورت گرفته در بنگلادش مقدار TOM در محدوده $0/32$ تا $1/82$ درصد بوده که در برخی نقاط بالاتر از حد بهینه بوده است. مقادیر بالای TOM علاوه بر ایجاد مزاحمت در شناورسازی میکروپلاستیک‌ها، به دلیل جذب شدن بر روی آن ذرات نیاز به مراحل هضم مواد آلی و زمان انجام واکنش را در طی استخراج میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهد (۱۵).

فراوانی میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها در نمونه‌های خاک نشان داد که میانگین میکروپلاستیک در خاک سطحی و عمقی به ترتیب برابر با $76 \pm 34/98$ و $5 \pm 2/91$ $\text{particles}/\text{kg}_{\text{soil}}$ و میانگین مزوپلاستیک نیز به ترتیب برابر با $24/7 \pm 19/79$ و $5 \pm 2/91$ $\text{particles}/\text{kg}_{\text{soil}}$ بوده است. آزمون t زوجی وجود تفاوت آماری معنی‌دار بین فراوانی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک در خاک‌های سطحی و عمقی را تایید کرد. اگر میانگین فراوانی میکروپلاستیک به مزوپلاستیک را در نمونه‌های خاک سطحی و عمقی مورد بررسی مقایسه کنیم، این نسبت‌ها به ترتیب برابر با $14/5$ و $6/95$ خواهد بود که بیانگر تراکم بالاتر میکرو و مزوپلاستیک در خاک سطحی نسبت به عمقی خواهد بود. بالاتر بودن میانگین میکرو و مزوپلاستیک‌ها در خاک سطحی نسبت به خاک عمقی به

مسکونی در محدوده $16/5 - 39/9$ درصد بوده است. بالاترین رطوبت مربوط به نمونه‌های خاک برداشته شده از پارک‌ها و کمترین آن مربوط به پیاده‌رو بوده است. در مطالعه انجام شده بر روی خاک لندفیل بنگلادش و منطقه مجاور آن (۱۵) نتایج نشان داد که مقدار رطوبت خاک بین 10 تا 45 درصد متغیر بوده که در رطوبت‌های بالاتر به دلیل تغییر شکل فیزیکی خاک امکان نمونه‌برداری صحیح با مشکل مواجه شده است. به همین دلیل توصیه شده که در روزهای بارندگی نمونه‌برداری از خاک صورت نگیرد. دلیل بررسی اهمیت این پارامتر این بوده که رطوبت زیاد سبب تغییر فعالیت‌های متابولیکی و تسریع فرایندهای هوازدگی میکروپلاستیک‌ها می‌گردد. علاوه بر رطوبت، pH خاک نیز به عنوان یکی از پارامترهای اثرگذار بر میزان مواد مغذی خاک بوده که بر فعالیت متابولیکی و در نتیجه میزان تخریب آنزیمی و بیولوژیکی پلاستیک‌های خاک اثرگذار است. برخلاف مطالعه انجام شده در بنگلادش (۱۵) که pH نمونه‌های خاک در محدوده 1 ± 7 بوده، در این مطالعه pH نمونه‌های خاک در محدوده خنثی و کمی متمایل به قلیایی قرار گرفته که دلیل آن به عناصر تشکیل‌دهنده خاک و همچنین آلودگی‌های رها شده در منطقه برمی‌گردد. خروج pH خاک از محدوده خنثی بر میزان تعادل نوترینت‌های آن تاثیر داشته و در ادامه بر رشد گیاه و محصولات کشاورزی نیز اثرگذار است. محدوده EC در خاک سطحی و عمقی مورد بررسی به ترتیب $0/223 - 0/43$ و $0/243 - 0/44$ ms/cm بوده که بالاترین و پایین‌ترین میزان EC مربوط به نمونه‌های خاک برداشت شده از بوستان‌ها و پیاده‌رو بوده است. شاخص EC اندیکاتور بسیار مهم از سلامت خاک بوده و بهینه EC خاک در محدوده $200 - 1200 \mu\text{s}/\text{cm}$ قرار دارد. زمانی که میزان EC خاک به کمتر از $200 \mu\text{s}/\text{cm}$ برسد، نشان‌دهنده کاهش مواد مغذی خاک و در نتیجه کمبود نوترینت برای رشد گیاهان بوده که سبب کاهش حاصلخیزی خاک می‌گردد. چنانچه میزان EC به بالاتر از $1200 \mu\text{s}/\text{cm}$ برسد، نشان‌دهنده بالا بودن شوری خاک بوده است. در مطالعه بنگلادش میزان EC کمتر از $200 \mu\text{s}/\text{cm}$ (۱۵)، در حالی که در مطالعه حاضر در بیشتر نقاط نمونه‌برداری، EC در محدوده بهینه قرار داشته

ترتیب ۱۹/۱۷، ۲۴۶/۸۴ و ۱۱۹۷/۳۶ برابر بالاتر از آلودگی میکروپلاستیکی در این مطالعه بوده است (۳۴). بالاترین آلودگی مربوط به دو مطالعه انجام شده در کشور چین (۲۵، ۳۶) به ترتیب با مقادیر 91000 و 18760 $\text{particles/kg}_{\text{soil}}$ بوده است. میکروپلاستیک‌ها در منطقه مسکونی مجاور لندفیل تهران از تنوع پلیمری بالاتری نسبت به سایر مناطق برخوردار است و بیشترین ذرات میکروپلاستیک شناسایی شده از لحاظ اندازه در محدوده $0/5 - 0/1$ mm بوده که هر چقدر ذرات کوچک‌تر باشند، ریسک ایجاد خطرات بهداشتی آنها افزایش می‌یابد. در مطالعه صورت گرفته در منطقه مسکونی مجاور لندفیل کشور تایلند (۱۶) نشان داد که تراکم میکروپلاستیک‌ها $1455/99 \pm 489/71$ $\text{particles/kg}_{\text{soil}}$ بوده و پلیمرهای غالب PE، PP و PET و به شکل فیبر (۱۸ درصد)، فیلم (۲۷ درصد)، گلوله‌ای شکل (۱ درصد)، قطعه (۳۲ درصد) و اشکال نامنظم (۲۲ درصد) که کوچک‌تر از ۵ mm بوده است.

در کنار خصوصیات فیزیکی، تعیین نوع پلیمرها از لحاظ شیمیایی با اهمیت است، زیرا علاوه بر فراوانی، نوع پلیمرها نیز در ایجاد مقدار ریسک اکولوژیک تاثیرگذار هستند. آنالیز FTIR در این مطالعه نشان داد که پلیمرهای میکروپلاستیکی از جنس LDPE، PS، PET، PP، PVC، PA و PUR بوده در حالی که مزوپلاستیک نیز از جنس LDPE، PS، PP، PVC، PA و PET بوده و پلیمرهای PET و PUR در نمونه‌های خاک شناسایی نشدند. در مطالعه Piehl و همکاران (۳۷) با استفاده از FTIR در مجموع، شش پلیمر پلاستیکی مختلف از خاک آلمان شناسایی شد که رایج‌ترین نوع پلیمر میکروپلاستیکی PE با $67/90$ درصد (۵۵ ذره) بوده که در ادامه PS با فراوانی $13/58$ درصد (۱۱ ذره)، PP با فراوانی $9/88$ درصد (۸ ذره)، PVC با فراوانی $4/94$ درصد (۴ ذره)، PET با فراوانی $2/47$ درصد (۲ ذره) و پلی‌متاکریلات (PMMA) با فراوانی $1/24$ درصد (۱ ذره) بوده است. در مطالعه بنگلادش (۱۵) نیز میکروپلاستیک‌های LDPE، HDPE و استات سلولز بیشترین نوع پلیمرهای پلاستیکی شناسایی شده بود. دو مطالعه نیز در چین (۲۵، ۳۶) انجام شد که به ترتیب با تراکم

ماهیت سبک بودن پلاستیک و رها شدن آن توسط باد در اتمسفر و در نهایت تجمع در خاک سطحی برمی‌گردد. ارتباط آماری معنی‌داری بین فراوانی میکروپلاستیک و مزوپلاستیک در نمونه‌های خاک برداشته شده از مناطق مسکونی مشاهده نشد. با توجه به اینکه حضور مزوپلاستیک‌ها در خاک، مقدمه‌ای بر تشکیل میکروپلاستیک‌ها در اثر فرایندهای تجزیه و هوازدگی بوده است، در مطالعه Zhang و همکاران (۳۶) نتایج نشان داد که مزوپلاستیک‌ها بخصوص پلیمرهای LDPE به علت سبک بودن توسط جریان باد جابجا شده و این موضوع سبب شده که بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها عدم تطابق رخ دهد. آزمون همبستگی پیرسون نیز تفاوت معنی‌دار آماری بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های سطحی و عمقی با نقاط مختلف نمونه‌برداری را تایید کرد که سنجش‌ها هم نشان داد که بالاترین فراوانی میکروپلاستیک در مناطق مسکونی واقع شده در پایین‌دست و شرق لندفیل مشاهده شد. با توجه به اینکه جهت باد در لندفیل از غرب به شرق بوده، شاید یکی از دلایل بالاتر بودن فراوانی میکروپلاستیک‌ها در شرق، وزش باد و جابجایی آن بوده است. علاوه بر تراکم میکروپلاستیک‌ها، سایر خصوصیات فیزیکی آنها مانند اندازه، رنگ و شکل نیز اهمیت دارد. میکروپلاستیک به اشکال قطعه، گلوله‌ای شکل و فیلم با مقادیر $37/75$ ، $25/33$ و $20/38$ درصد مشاهده شدند. از لحاظ اندازه هم بیشترین ذرات میکروپلاستیک در محدوده $0/5 - 0/1$ mm با مقدار $44/64$ درصد و در ادامه $0/5 - 1$ mm و $1 - 2$ mm بوده است. در مورد مزوپلاستیک‌ها، اشکال فیلمی شکل با مقدار $62/76$ درصد بالاترین فراوانی را به خود اختصاص داده و بیشترین اندازه مزوپلاستیک‌ها در محدوده $1 - 0/5$ cm با مقدار $61/46$ درصد قرار داشته و در درصد فراوانی در سایر اشکال و اندازه‌های مزوپلاستیک تفاوت فاحشی وجود نداشت. با مقایسه وضعیت آلودگی میکروپلاستیک در خاک مناطق مسکونی مجاور لندفیل کشورهای مختلف با تهران، مشخص می‌شود که آلودگی خاک تهران پایین‌تر از سایر نقاط بوده است. اگر آلودگی میکروپلاستیک در مطالعات صورت گرفته در کشورهایی مانند تایلند (۱۶)، چین (۳۶) و چین (۲۵) را با مطالعه حاضر مقایسه کنیم مشخص می‌شود که میزان آلودگی در این کشورها به

است. شاخص خطر مربوط به هر پلیمر نیز بیانگر میزان خطر ایجاد شده توسط آن بوده که با توجه به مقدار بدست آمده در محدوده V-I قرار می‌گیرد (۲۷). پلیمرهای LDPE, PET, PP, PS, PVC, PA و PUR شناسایی شده در منطقه مسکونی از فراوانی متفاوتی برخوردار هستند و هر کدام از این پلیمرها نیز نمره خطر متفاوتی دارند که بالاترین نمره خطر مربوط به PUR و PA بوده است که از فراوانی کمتری برخوردار هستند. LDPE, PP و PS دارای بالاترین فراوانی هستند که نمره خطر پایین‌تری دارند و دلیل اینکه میکروپلاستیک و مزوپلاستیک در این منطقه نتوانسته ریسک اکولوژیک ایجاد نماید، به آن برمی‌گردد. ارزیابی ریسک بالقوه اکولوژیک انجام گرفته بر روی خاک منطقه مسکونی نشان داد که مقدار PERI مربوط به میکروپلاستیک و مزوپلاستیک کمتر از ۱۵۰ بوده و نشان‌دهنده این است که آلودگی به پلاستیک‌ها در این منطقه ریسک اکولوژیکی را ایجاد نخواهد کرد. با بررسی شاخص خطر پلیمرهای میکرو و مزوپلاستیکی شناسایی شده در خاک منطقه مسکونی مشخص شد که شاخص خطر مزوپلاستیک‌ها کمتر از میکروپلاستیک‌ها بوده که یکی از دلایل آن اندازه بزرگ‌تر ذرات مزوپلاستیکی نسبت به میکروپلاستیکی بوده است (۲۶). در مطالعه صورت گرفته بر روی رسوبات و خاک خلیج دنگشان کشور چین (۲۶) نتایج نشان داد که در تمامی نقاط نمونه‌برداری مقدار PERI کمتر از ۱۵۰ بوده و بیانگر این است که ترکیب پلیمرهای PA, PET, PE, PP, PS و PP-PE با مجموع فراوانی $230-4000 \text{ particles/kg}_{\text{soil}}$ ریسک اکولوژیکی بالقوه را ایجاد نمی‌نماید. مقادیر کم PERI در منطقه مسکونی بیانگر ریسک اکولوژیکی پایین بوده ولی این ذرات می‌توانند از طریق بلع، تنفس و جذب پوستی با انسان تماس و ریسک بهداشتی ایجاد نمایند (۴۱). همچنین این ذرات به دلیل داشتن نقش در تولید گونه‌های فعال اکسیژن می‌توانند اثرات سیتوتوکسیکی گسترده‌ای را در غلظت‌های متفاوت در موجودات زنده ایجاد نمایند (۴۲). بنابراین بایستی آگاهی عمومی را نسبت به کاهش مصرف پلاستیک افزایش داد و همچنین انتشار این نتایج به مدیریت پسماند هم کمک نموده تا مدیریت بهتری

۱۸۷۶۰ و $91000 \text{ particles/kg}_{\text{soil}}$ ، بیشترین نوع پلیمرها مربوط به PE, PP و PS بوده که به شکل فیبر (۶۰ درصد)، گلوله‌ای شکل (۲۴/۶۲ درصد) و قطعه (۱۵/۳۸ درصد) در اندازه $0.77 - 0.89 \text{ mm}$ بوده است.

میکروپلاستیک‌ها متشکل از انواع پلیمرها بوده که از زنجیره‌ای از مونومرها تشکیل شده و از طریق واکنش پلیمریزاسیون سنتز می‌شوند، که در طی آن مونومرهای واکنش نداده و افزودنی‌های خطرناک ممکن است وجود داشته باشند. ترکیب شیمیایی بیش از ۵۰ درصد پلاستیک‌ها براساس یک مدل رتبه‌بندی خطر براساس سیستم جهانی هماهنگ طبقه‌بندی و برچسب‌گذاری سازمان ملل به عنوان مواد خطرناک طبقه‌بندی می‌شوند (۲۷). مطالعات نشان داد که میکروپلاستیک‌ها توسط بسیاری از موجودات آبی مانند صدف، خرچنگ و ماهی بلعیده می‌شود که در طی زنجیره غذایی به موجودات رده بالاتر منتقل می‌شوند (۳۸). مطالعه Pan و همکاران (۲۶) نیز نشان داد که ذرات میکروپلاستیک تولید شده در اثر تجزیه، می‌توانند ناقل فلزات سنگین و مواد آلی به محیط‌های مختلف باشند. از طرفی هم به دلیل افزایش سطح میکروپلاستیک با کاهش اندازه ذرات، ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها افزایش خواهد یافت (۳۹). برای مثال، Hodson و همکاران (۴۰) دریافتند که Zn^{+2} جذب شده توسط میکروپلاستیک‌های مشتق شده از پلاستیک می‌تواند دسترس‌پذیری زیستی بیشتری را نسبت به Zn^{+2} برای میکروارگانیسم‌های خاک ایجاد نماید. با توجه به این امر، حضور آنها در اکوسیستم می‌تواند ایجاد ریسک اکولوژیکی نماید.

از بین پلیمرهای میکروپلاستیکی، میانگین E_p^1 مربوط به LDPE, PS, PUR, PVC و PP به ترتیب برابر با $36/62$ ، $7/86$ ، $2/79$ ، $2/62$ و $1/58$ بوده است که نسبت خطر LDPE به PVC, PUR, PP به ترتیب برابر با $4/65$ ، $13/12$ ، $13/98$ و $23/18$ بوده است. با توجه به اینکه میزان E_p^1 برای تمامی پلیمرها در تمامی نقاط نمونه‌برداری بجز یک نقطه شماره ۱ در محدوده ۸۰-۴۰ بوده است بیانگر وجود خطر از نوع درجه دوم بوده و در نقطه نمونه‌برداری ۱، شاخص خطر LDPE بالاتر از ۸۰ بوده و بیانگر خطر درجه سوم بوده

نسبت برابر مشاهده شدند. ۶۱/۴۶ درصد از مزوپلاستیک‌ها در محدوده ۱-۰/۵ cm بوده و ۳۴/۳۸ درصد از آنها نیز در اندازه ۱-۱/۵ cm مشاهده شدند. بالاترین مقدار E_p^1 متعلق به LDPE بوده و با قرار گرفتن در محدوده ۸۰-۴۰ بیانگر ریسک متوسط ناشی از این پلیمر بوده و برای سایر پلیمرها، این شاخص کمتر از ۴۰ و نشان‌دهنده ریسک اکولوژیکی کم آنها بوده است. مقدار شاخص PERI ناشی از مجموع میکرو و مزوپلاستیک‌های موجود در نمونه‌های خاک مورد بررسی کمتر از ۱۵۰ بوده که بیانگر ریسک اکولوژیکی پایین بوده است.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی مانند عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل طرح صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور با عنوان "بررسی میزان آلودگی خاک لندفیل شهر تهران و منطقه مسکونی مجاور آن به میکروپلاستیک‌ها و مزوپلاستیک‌ها: ارزیابی ریسک اکولوژیکی ناشی از آن" با شماره طرح ۹۹۰۱۲۰۱۸ بوده که در سال ۱۳۹۹ تصویب شده است. همچنین نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از حمایت‌های دانشگاه تربیت مدرس جهت آماده‌سازی نمونه‌ها تشکر نمایند.

در مورد بهره‌برداری لندفیل اعمال نماید تا از ایجاد آلودگی بیشتر ممانعت نماید. محدودیت‌های مطالعه دو دسته بوده که یک دسته به مشکلات نمونه‌برداری برمی‌گردد مانند، وجود موانع در مسیر نمونه‌برداری از لندفیل به سمت منطقه مسکونی که سبب گردید نمونه‌برداری از نقاط با فاصله یکسان صورت نگیرد و مکاتبات گسترده جهت اخذ مجوز نمونه‌برداری از دیگر محدودیت‌های آن بوده است. دسته دیگر مشکلات به روش استخراج و شناسایی میکروپلاستیک‌ها برمی‌گردد که روش استاندارد برای استخراج میکروپلاستیک‌ها وجود نداشته و محدودیت در دسترسی به برخی از تکنیک‌های شناسایی پلیمرها از دیگر کاستی‌های این مطالعه است.

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که آلودگی میکرو و مزوپلاستیکی در مقایسه با برخی از مطالعات صورت گرفته در دنیا از فراوانی و تراکم پایین‌تری برخوردار است. میکروپلاستیک‌ها به اشکال قطعه، گلوله‌ای شکل و فیلم با مقادیر ۳۷/۷۵، ۲۵/۳۳ و ۲۰/۳۸ درصد مشاهده شدند. همچنین از لحاظ اندازه، ۴۴/۶۴ درصد آنها در محدوده ۰/۵ mm - ۰/۱، ۳۰/۷۳ و ۱۸/۵۲ درصد آنها به ترتیب در اندازه‌های ۱-۰/۵ و ۱-۲ mm گزارش شد. ۶۲/۷۶ درصد از مزوپلاستیک‌ها به شکل فیلم بوده و سایر اشکال به

References

1. Zeng D, Chen G, Zhou P, Xu H, Qiong A, Duo B, et al. Factors influencing groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in the Qinghai-Tibetan plateau. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021;211:111913.
2. Golwala H, Zhang X, Iskander SM, Smith AL. Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. *Science of the Total Environment*. 2021;769:144581.

3. Mehrabadi AR, Kazemi MJ, Haghghat GA, Shakeri H. Effects of Micro-Plastics in the Environment and Aqueous. *Journal of Jiroft University of Medical Sciences*. 2019;5(2):1-14 (in Persian).
4. Shekoohiyani S, Hadadian M, Heidari M. Calculating the amount of personal protection equipment's (masks and gloves) and investigating Tehran's people knowledge about its management during the outbreak of COVID-19 (spring 2020). *Iranian Journal of Health and Environment*. 2021;14(3):379-

- 98 (in Persian).
5. Huang J, Chen H, Zheng Y, Yang Y, Zhang Y, Gao B. Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal*. 2021;425:131870.
 6. Duis K, Coors A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*. 2016;28(1):2.
 7. Ziajahromi S, Neale PA, Rintoul L, Leusch FDL. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*. 2017;112:93-99.
 8. Wang C, Zhao J, Xing B. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials*. 2021;407:124357.
 9. Karbalaei S, Hanachi P, Walker TR, Cole M. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018;25(36):36046-63.
 10. Oßmann BE. Microplastics in drinking water? Present state of knowledge and open questions. *Current Opinion in Food Science*. 2021;41:44-51.
 11. Guo J-J, Huang X-P, Xiang L, Wang Y-Z, Li Y-W, Li H, et al. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*. 2020;137:105263.
 12. Rillig MC, Lehmann A, de Souza Machado AA, Yang G. Microplastic effects on plants. *New Phytologist*. 2019;223(3):1066-70.
 13. Nizzetto L, Bussi G, Futter MN, Butterfield D, Whitehead PG. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2016;18(8):1050-59.
 14. Imhof HK, Ivleva NP, Schmid J, Niessner R, Laforsch C. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology*. 2013;23(19):R867-R68.
 15. Afrin S, Uddin MK, Rahman MM. Microplastics contamination in the soil from Urban Landfill site, Dhaka, Bangladesh. *Heliyon*. 2020;6(11):e05572.
 16. Puthcharoen A, Leungprasert S. Determination of microplastics in soil and leachate from the landfills. *Thai Environmental Engineering Journal*. 2019;33(3):39-46.
 17. He D, Luo Y, Lu S, Liu M, Song Y, Lei L. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2018;109:163-72.
 18. Abbasi S, Turner A, Hoseini M, Amiri H. Microplastics in the Lut and Kavir deserts, Iran. *Environmental Science & Technology*. 2021;55(9):5993-6000.
 19. Abbasi S, Keshavarzi B, Moore F, Delshab H, Soltani N, Sorooshian A. Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in street dust: a study in Bushehr city, Iran. *Environmental Earth Sciences*. 2017;76(23):1-19.
 20. Panettieri M, Lazaro L, López-Garrido R, Murillo J, Madejón E. Glyphosate effect on soil biochemical properties under conservation tillage. *Soil and Tillage Research*. 2013;133:16-24.
 21. Awet T, Kohl Y, Meier F, Straskraba S, Grün A-L, Ruf T, et al. Effects of polystyrene nanoparticles on the microbiota and functional diversity of enzymes in soil. *Environmental Sciences Europe*. 2018;30(1):1-10.
 22. Shekoohian S, Karimian S, Moussavi G. Health risk assessment of heavy metals in vegetables cultivated around Tehran Landfill area. *Journal of Preventive Medicine*. 2021;8(3):48-59.

23. Thomas D, Schütze B, Heinze WM, Steinmetz Z. Sample preparation techniques for the analysis of microplastics in soil—a review. *Sustainability*. 2020;12(21):9074.
24. Zhou Y, Liu X, Wang J. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China. *Science of the Total Environment*. 2019;694:133798.
25. Su Y, Zhang Z, Wu D, Zhan L, Shi H, Xie B. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. *Water Research*. 2019;164:114968.
26. Pan Z, Liu Q, Jiang R, Li W, Sun X, Lin H, et al. Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. *Chemosphere*. 2021;262:127876.
27. Lithner D, Larsson Å, Dave G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*. 2011;409(18):3309-24.
28. Noda I, Dowrey A, Haynes J, Marcott C. Group frequency assignments for major infrared bands observed in common synthetic polymers. In: Mark JE, editor. *Physical properties of polymers handbook*. New York; Springer; 2007. p. 395-406.
29. Jung MR, Horgen FD, Orski SV, Rodriguez V, Beers KL, Balazs GH, et al. Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*. 2018;127:704-16.
30. Chércoles Asensio R, San Andrés Moya M, de la Roja JM, Gómez M. Analytical characterization of polymers used in conservation and restoration by ATR-FTIR spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2009;395(7):2081-96.
31. Haryńska A, Kucinska-Lipka J, Sulowska A, Gubanska I, Kostrzewa M, Janik H. Medical-grade PCL based polyurethane system for FDM 3D printing—characterization and fabrication. *Materials*. 2019;12(6):887.
32. Tech JET. A combination of waste biomass activated carbon and nylon nanofiber for removal of triclosan from aqueous solutions. *Journal of Environmental Treatment Techniques*. 2020;8(3):1036-45.
33. Pandey M, Joshi GM, Mukherjee A, Thomas P. Electrical properties and thermal degradation of poly (vinyl chloride)/polyvinylidene fluoride/ZnO polymer nanocomposites. *Polymer International*. 2016;65(9):1098-106.
34. Liu M, Lu S, Song Y, Lei L, Hu J, Lv W, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*. 2018;242:855-62.
35. Corradini F, Meza P, Eguiluz R, Casado F, Huerta-Lwanga E, Geissen V. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the Total Environment*. 2019;671:411-20.
36. Zhang G, Liu Y. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of the Total Environment*. 2018;642:12-20.
37. 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):1-9.
38. Watts AJ, Lewis C, Goodhead RM, Beckett SJ, Moger J, Tyler CR, et al. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science & Technology*. 2014;48(15):8823-30.
39. Ryan PG. Does size and buoyancy affect the long-distance transport of floating debris? *Environmental Research Letters*. 2015;10(8):084019.
40. Hodson ME, Duffus-Hodson CA, Clark A,

Prendergast-Miller MT, Thorpe KL. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology*. 2017;51(8):4714-21.

41. Prata JC, da Costa JP, Lopes I, Duarte AC, Rocha-Santos T. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment*. 2020;702:134455.

42. Schirinzi GF, Pérez-Pomeda I, Sanchís J, Rossini C, Farré M, Barceló D. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environmental Research*. 2017;159:579-87.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Frequency and ecological risk of microplastics and mesoplastics in the soil of residential areas near Tehran landfill in 2021

Mohamad Mehdi Ghorbaninejad Fard Shirazi, Sakine Shekoohiyan*, Gholamreza Moussavi, Mohsen Heidari

Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Medical Sciences, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 16 February 2022
Revised: 16 April 2022
Accepted: 18 April 2022
Published: 11 June 2022

Keywords: Microplastic, Landfill, Soil pollution, Ecological risk

***Corresponding Author:**
s.shekoohiyan@modares.ac.ir.

ABSTRACT

Background and Objective: Among the emerging contaminants, microplastics threaten public health. This study aimed to determine microplastic and mesoplastics in soil of residential areas adjacent to Tehran Landfill and assess its ecological risk.

Materials and Methods: The present descriptive cross-sectional study was conducted on 20 shallow and deep soil samples from residential areas near the Tehran landfill in July 2021. The microplastics were floated in NaCl and ZnCl₂ solutions, and the mesoplastics were separated manually. The identification of physical and chemical properties of polymers was performed by stereomicroscope and FTIR analysis, respectively.

Results: The average amount of micro-plastics in shallow and deep soils estimated 76 ± 34.98 and 24.7 ± 19.79 particles/kg_{soil}, respectively. The average amount of mesoplastics obtained 5.25 ± 2.91 and 3.55 ± 1.09 particles/kg_{soil}, in shallow and deep soils, respectively. Paired-samples T-test showed significant differences between shallow and deep soil in terms of plastic particles ($p < 0.001$). The most abundant microplastic particles were the fragment-shaped with the particle size of 0.1-0.5 mm and LDPE polymer types with the percentage of 37.75, 44.64, and 46.15, respectively. Mesoplastic particles, the 0.5-1 cm film-shaped particles and LDPE polymer types with the percentage of 62.76, 61.46, and 50.7 were found as the most prevalent. Microplastics and mesoplastics' potential ecological risks value in all sampling points was less than 150, indicating low ecological risk.

Conclusion: Despite the low PERI of microplastics and soil mesoplastics in residential areas, the E_r^i index for LDPE was high. Thus, Ecological risk is probable if control measures are not taken against plastic pollution.

Please cite this article as: Ghorbaninejad Fard Shirazi MM, Shekoohiyan S, Moussavi Gh, Heidari M. Frequency and ecological risk of microplastics and mesoplastics in the soil of residential areas near Tehran landfill in 2021. Iranian Journal of Health and Environment. 2022;15(1):49-72.

