اثرات نانو/میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان آلاینده‌های نوشناخته بر محیط‌زیست و نقش جامعه میکروبی در تجزیه آنها

حبیب اله نادیان قمشه[1]

استاد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان؛ **nadian_habib@yahoo.com**

ص **111- 134**

دریافت: **1401/4/18** و پذیرش: **1401/8/11**

چکیده

انباشت فزاینده زباله‌های پلاستیکی یکی از چالش‌های اصلی زیست‌محیطی است که در حال حاضر جوامع بشری با آن مواجه هستند. سمیت زیست‌محیطی نانو/میکروپلاستیک‌ها به عنوان آلاینده‌های نوشناخته یک تهدید دائمی برای زیست‌بوم‌های زمینی، دریایی و جوی می‌باشد. ذرات نانوپلاستیک به خوبی قادرند از غشاء سلولی عبور کرده و به درون سلول وارد شوند و کلیه اعمال حیاتی موجودات زنده از جمله انسان، گیاهان و ریزجاندران را مختل نمایند. نانو/میکروپلاستیک‌ها به دلیل مقاومت در برابر تجزیه به عنوان یک بحران جدی جهانی محسوب می‌شوند. لذا تاکنون تلاش‌های زیادی جهت حذف یا کاهش ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها، از طریق فناوری‌های زیستی که از نظر اقتصادی مقرون به‌صرفه و نیز سازگار با محیط‌زیست است صورت گرفته شده است. توانایی آنزیم‌های زیستی در کاتالیز نمودن پلی‌مرهای پلاستیک به عنوان یک جایگزین کارآمد و پایدار برای پالایش و بازیافت پلاستیک مورد ارزیابی قرار گرفته شده است. انواع مختلفی از آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک از جامعه میکروبی تاکنون کشف شده است. با این وجود، آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک به طور طبیعی برای تجزیه پلاستیک مصنوعی در کاربردهای صنعتی به دلیل پایداری حرارتی ضعیف و فعالیت کاتالیزوری کم مناسب نیستند. بنابراین، کاوش در محیط‌های گوناگون برای کشف آنزیم‌های جدید تجزیه‌کننده پلاستیک با ویژگی‌ها و عملکردهای مطلوب، به‌طور فزاینده مورد توجه قرار گرفته است. در رویکرد زیستی، تجزیه نانو/میکروپلاستیک‌ها، افزایش بازده دپلیمریزاسیون و بهینه‌سازی فعالیت و پایداری حرارتی آنزیم‌های دخیل که به شیوه‌های گوناگون بررسی شده‌اند در این مقاله نیز مورد اشاره و بحث قرار می‌گیرند. علاوه بر این، تلاش‌های تحقیقاتی اخیر پیشرفت‌های قابل‌توجهی در کشف و مهندسی آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلاستیک داشته‌اند که نوید بزرگ در تصفیه پایدار پلاستیک از طریق تجزیه زیستی را نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: پالایش زیستی، تنش‌های اکسیداتیو، زیست‌بوم‌های خشکی و دریایی، مهندسی آنزیم، نانو/میکروپلی‌مرهای پلاستیک

[1]. نویسنده مسئول، آدرس: اهواز، ملاثانی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان- دانشکده کشاورزی، گروه خاکشناسی

مقدمه

پلی‌مرهای پلاستیک که به آنها آلاینده‌های سفید نیزگفته میشود به دلیل سبک بودن، ارزان گبودن، حمل و نقل ساده، دوام و قابلیت استفاده فراوان در بسیاری از مصارف توانسته است جایگزین موادی نظیر چوب، فلزات، سنگ‌ها و الیاف نخی و پشمی شوند. برآوردها حاکی از آن است که از 359 میلیون تن پلاستیک تولید شده در سال در سراسر جهان، 150 تا 200 میلیون تن در محل دفن زباله یا محیط طبیعی انباشته می‌شود (گی‌یر و همکاران، 2017). بیشتر پتروپلاستیک‌ها که مصرف فراوان دارند از نوع پلی‌اتیلن تروفتالات[1]، پلی‌اتیلن[2]، پلی‌پروپیلن[3]، پلی‌استایرن[4] و پلی‌ونیل کلراید[5] می‌باشند (اوربانک و همکاران، 2018). پلی‌اتیلن ترفتالات، فراوان‌ترین پلاستیک مصرفی است که سالانه تقریباً 70 میلیون تن در سراسر جهان برای تهیه ظروف یکبار مصرف، بسته‌بندی و منسوجات تولید می‌شود. فرایند اصلی بازیافت PET که از طریق ابزارهای ترمومکانیکی انجام می‌شود منجر به از دست دادن خواص مکانیکی آن‌ها می‌شود (تورنیر و همکاران، 2020). لذا ترجیح داده می‌شود تا پلاستیک‌ها به جای بازیافت سنتز جدید شوند و بدین ترتیب انباشته شدن زباله‌های پلاستیک ادامه می‌یابد و به عنوان یک تهدید بزرگ زیست‌محیطی موجب نگرانی شدید شده است.

ذرات پلاستیکی با قطر کمتر از 5 میلی‌متر میکروپلاستیک‌ها و ذرات کوچکتر از100 نانومتر به عنوان نانوپلاستیک‌ها تعریف می‌شوند. این ذرات ممکن است به تدریج در اثر تخریب و تجزیه و یا از طریق سنتز تولید شوند (تیواری و همکاران،2020).

پژوهش‌های اخیر نشان می‌دهد که ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها به خصوص ذرات نانو به‌عنوان آلاینده‌های نوظهور تهدیدهای جدیدی را برای محیط‌زیست و جاندران به وجود آورده است. این ذرات با داشتن سطح ویژه زیاد و افزودنی‌های شیمیایی دارای اثرات سمی مستقیم و غیرمستقیم و حتی فوری بر روی انواع موجودات زنده می‌باشند. علاوه بر این، این ذرات قادرند به عنوان ناقل، سایر آلاینده‌ها و نیز میکروب‌های بیماری‌زا را به سهولت و از راه‌های گوناگون وارد محیط‌زیست و موجودات زنده نمایند (اکسو و همکاران، 2019). این ذرات همچنین می‌توانند به سهولت از طریق زنجیره غذایی و یا از طریق استنشاق هوا وارد بدن انسان شوند و صدمات جدی به کارکرد اندام‌های بدن وارد نمایند (ؤ و همکاران، 2021؛ رهس و همکاران، 2016).

استفاده از روش‌های فیزیکی مثل فیلتراسیون جهت پالایش مکان‌های آلوده به نانو/میکروپلاستیک‌ها به دلایل پیچیدگی، ناسازگار بودن با محیط‌زیست و گران بودن کمتر مورد استقبال قرار گرفته‌اند (آرپیا و همکاران، 2021). لذا فناوری‌های زیستی که مقرون به صرفه، پایدار، کارآمد و دوستدار محیط‌زیست هستند مورد توجه قرار گرفته است. هر چند رویکردهای زیستی همانطور که خواهیم دید مشکلات و محدویت‌های خاص خود را دارد. اساس تجزیه زیستی ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها مبتنی بر هیدرولیز آنزیمی است. پلی‌مرهای پلاستیک در مقابل تجزیه بسیار مقاوم هستند. ویژگی‌های کلیدی ذرات پلاستیک شامل ماهیت آبگریز بودن آنها، وزن ملکولی بالا و طول زنجیره پلیمری بلند باعث مقاومت آن‌ها در برابر تجزیه زیستی می‌شوند (سریدهاران و همکاران، 2021). با وجود این، سرعت و میزان تجزیه زیستی ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها به عوامل مختلفی نظیر میزان کارایی آنزیم‌های مترشحه و پایداری ساختاری آنها در گرمای بالا، میزان گرما دوست بودن میکروب‌های تجزیه کننده، نوع و ساختار نانو/میکروپلاستیک‌ها و همینطور به شرایط محیطی بستگی دارد. قارچی‌هایی مانند*Aspergillus niger* و باکتری‌هایی مانند *Pseudomonas* و *Vibrio* قادر به ایجاد کنسرسیومی هستند که تجزیه زیستی ذرات

1. Polyethylene terephtalate (PET)
2. Polyethylene (PE)
3. Polypropilen (PP)
4. Polystyrene (PS)
5. Polyvinyl chloride (PVC)

پلاستیکی را با سازوکارهای مختلف نظیر سنتروفی[1] بهبود می‌بخشند.

برای تشدید تجزیه زیستی ذرات پلاستیک، اخیراً روش‌های پیشرفته مختلفی مانند تجزیه از طریق واکنش‌های آنزیمی (پری‌یا و همکاران، 2021) با استفاده از ابزارها و فناوری‌های مولکولی پیشرفته (پروهیت و همکاران، 2020؛ سودهاکار و همکاران، 2007) و دیگر رویکردها که در ادامه به آنها اشاره خواهد شد مورد استفاده قرار گرفته‌اند. بازسازی به کمک بیوراکتور غشایی (پوریو و همکاران، 2019)، اصلاح مبتنی بر نانوفناوری (یوهیدا و همکاران، 2021) و غیره نیز به کار گرفته می‌شوند. در واقع جامعه بسیار متنوع میکروبی در زیست‌بوم‌های آبی و خشکی قادرند پلی‌مرهای پلاستیک را به‌عنوان منبع کربن مورد هیدرولیز آنزیمی قرار داده و ضمن تأمین انرژی و افزایش زیست‌توده این آلاینده‌ها را به واحدهای اولیه خود تبدیل نموده و به این ترتیب اثرات سمی آنها را از بین ببرند. بیشتر آنزیم‌های دخیل در این تجزیه زیستی شامل کوتینازها[2]، لیپازها[3]، کربوکسیل‌استرازها[4]، تاناز[5]، پلی‌اتیلن ترفتالات هیدرولاز[6] هیدرولاز[6] و مونو (2-هیدروکسی‌اتیل ترفتالات هیدرولاز[7] هیدرولاز[7] می‌باشند (اسکاریاچان و همکاران، 2022). افزایش دما یک ابزار کلیدی در تسریع تجزیه زیستی پلی‌مرهای پلاستیک محسوب می‌شود. از طرف دیگر، افزایش دما سبب ناپایداری در ساختار آنزیم‌های هیدرولیتیک و غیرفعال شدن آنها می‌شود. آنزیم‌ها در دمای بالا به درجات متفاوت دچار انعقاد یا اگریگاسیون[8] شده و فعالیت آنها متوقف و یا به شدت کاهش می‌یابد. به عنوان مثال، هیدرولیز کارآمد پلی‌اتیلن ترفتالات مستلزم فعال شدن آنزیم کوتیناز در دمای 70 درجه سانتی‌گراد یا بالاتر از آن می‌باشد. این در حالی است که در این دما این آنزیم تحت اگریگاسیون سریع قرار می‌گیرد و غیرفعال می‌شود (شیرک و همکاران، 2018). بر این اساس، تلاش‌های فراوانی تاکنون صورت گرفته شده تا با استفاده از فناوری‌های پیشرفته توانایی کاتالیستی آنزیم‌های دخیل در تجزیه زیستی نانو/میکروپلاستیک‌ها بهینه و افزایش یابد (تیواری و همکاران،2020; تاها و همکاران، 2021). در واقع، تحقیقات گسترده در سطح مهندسی متابولومیک سیستم‌ها به عنوان یک استراتژی مهم که موفقیت میکروب‌های مهندسی شده با بهبود راندمان تجزیه پلاستیک را دنبال می‌کند مورد توجه قرار گرفته است (یانگ و همکاران، 2017) .

در این مقاله مروری تحلیلی، حضور ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها در زیست‌بوم‌های خشکی و آبی به‌همراه اثرات آنها بر جوامع زیستی آنها ارائه می‌شود. علاوه بر این، اهمیت رویکردهای مختلف مطالعات اخیر در پالایش زیستی ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها با تاکید بر موفقیت‌های بدست آمده، چالش‌ها و تنگناهای موجود مورد بحث و تفسیر قرار می‌گیرد.

پراکندگی ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست

پلی‌مرهای پتروپلاستیک در شکل و انواع ترکیبات مختلف وارد سیستم‌های طبیعی شده و تحت تجزیه شیمیایی و مکانیکی (اکسیداتیو و حرارتی) و زیستی قرار می‌گیرند که طی آن به‌تدریج و پیوسته پلیمرهای حجیم به ذرات نانو/میکروپلاستیک تبدیل می‌شوند. این ذرات در تمام زیست‌بوم‌ها پراکنده هستند و می‌توانند به تمام اجزاء زنده از پلانکتون‌ها و انواع آبزیان گرفته تا سایر جاندران ریز و درشت خشکی وارد شوند. اولین بار آلودگی‌های ناشی از پلی‌مرهای پلاستیکی که در زیست‌بوم‌های خشکی تولید می‌شوند در محیط‌های دریایی و اقیانوس‌ها مشاهده گردیدند. به‌همین دلیل بیشتر مطالعات انجام شده در خصوص نانو/میکروپلاستیک‌ها در زیست‌بوم‌های دریایی متمرکز شده است. گزارش شده است که در بیش از 690 گونه دریایی پلی‌مرهای پلاستیکی مشاهده شده

1. Syntrophy
2. Cutinases
3. Lipases
4. Carboxyersterases
5. Tannase
6. Polyethylene terephtalate hydrolase (PETase)
7. Mono(2-hydroxyethyl trephtalate hydrolase (METase)
8. Agrigation

است (آسمونیت و آلمروت، 2019). زمین‌های کشاورزی از طریق استفاده از منابع مختلف نظیر لجن فاضلاب، استفاده از مواد پلاستیکی در عملیات مختلف کشاورزی، استفاده از مواد پوشاننده بذرها، استفاده از آب آبیاری میزان زیادی از ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها را دریافت می‌کنند (اکسو و همکاران، 2020).

اثر نانو/میکروپلاستیک‌ها بر ریزجاندران آبزی

زیست‌بوم‌های آبی به‌عنوان عمده‌ترین بخش محیط‌زیست مخزن بزرگی را برای دریافت آلاینده‌ها از جمله پلی‌مرهای پلاستیک فراهم می‌سازند. این آلاینده‌ها قادر به ایجاد اثرات سمی و نامطلوب بر جانداران آبزی و در نتیجه بر چرخه مواد غذایی می‌باشند. اثرات سمی نانو/میکروپلاستیک‌ها بر بیش از 90 درصد پلانکتون‌ها شامل فیتوپلانکتون‌ها (سیانوباکترها، انواع جلبک‌ها نظیر جلبک‌های سبز، جلبک‌های قهوه‌ای طلایی و دیاتوم‌ها) و زوپلانکتون‌ها نشان داده شده است (لای و ژو 2020; لارو و همکاران، 2021). اندازه ذرات پلاستیک بر روی میزان سمیت فیتوپلانکتون‌ها بسیار مهم است. به عنوان مثال اثرات سمی نانوذرات پلی‌استایرن، بر مولفه‌های رشدی ریزجلبک *Chlorella pyrenoidosa* در مقایسه با ذرات میکرو بسیار بیشتر است (لای و همکاران، 2019) نتایج مشابهی مبنی بر تأثیر منفی پلاستیک میکروپلی‌ونیل کلراید[1] بر رشد ریزجلبک *Karenia mikimotoi* گزارش شده است (ژوآ و همکاران، 2019). این ذرات بر فعالیت فیزیولوژیک و ترکیبات بیوشیمیایی فیتوپلانکتون‌ها نیز اثرات سمی زیادی دارند.

در واقع، نانوذرات پلی‌استایرن قادرند به سهولت از راه‌های مختلف نظیر کلاترین[2] و فاگوسیتوز[3] درون لایه‌های لیپیدی غشاء سلولی نفوذ کنند. این ذرات نه تنها می‌توانند فعالیت‌های سلولی را مختل نمایند بلکه همچنین قادرند پیوستگی پروتئین‌های موجود در غشاء پلاسمایی را بهم بریزند (روسی و همکاران، 2014). تأثیر پلی‌استایرن بر ریزجلبک‌های *Chlamydomonas reinhardtii* و دیاتوم‌های سایکروفیل (*Chetoceros neogracile*) منجر به کاهش میزان رشد، کلروفیلa، فعالیت فتوسنتزی، پروتئین محلول و مواد پلی‌مری برون‌سلولی به علت افزایش گونه‌های فعال اکسیژن شده است (لای و ژو، 2020؛ گونزالز-فرناندز، 2019). به‌طور مشابه، زمانی که ریزجلبک *Chlorella pyrenoidosa* تحت تأثیر میکروپلی‌ونیل کلراید قرار گرفت میزان کلروفیلa و فعالیت فتوسنتزی کاهش زیادی پیدا نمود (ژائو و همکاران، 2019). بر خلاف این نتایج، اسجلوما و همکاران (2015) مشاهده نمودند هنگامی که ریزجلبک *Dunaliella tertiolecata* در معرض ذرات میکروپلی‌استایرن به مدت 72 ساعت قرار داشت میزان رشد و فتوسنتز کاهش نیافت. نتایج متناقض می‌تواند مربوط به پاسخ متفاوت ریزجلبک به نوع پلیمر پلاستیک، شرایط متفاوت آزماش و نیز طول مدت در معرض قرار گرفتن باشد.

تأثیر نانو/میکروپلاستیک‌ها بر گیاهان آبزی نیز مورد بررسی قرار گرفته است. اکثر مطالعات نشان داده‌اند که نانو/میکروپلاستیک‌ها یک اثر بازدارنده بر محتوای رنگدانه فتوسنتزی فتواتوتروف‌های آبی دارند (ؤ و همکاران، 2019). تأثیر نانو/میکروپلاستیک‌ها بر محتوای رنگدانه فتوسنتزی ممکن است تحت تأثیر تفاوت گونه‌ها، اندازه ذرات، نوع و غلظت نانو/میکروپلاستیک‌ها باشد (زنگ و همکاران، 2016؛ لانگ و همکاران، 2017).

اثر نانو/میکروپلاستیک‌ها بر خاک و جامعه میکروبی آن

زیست‌بوم‌های خشکی به خصوص خاک‌های کشاورزی جزء مکان‌های مختلف انباشت پلی‌مرهای پلاستیک هستند. اخیرا گزارش شده است که میزان انباشت پلی‌مرهای پلاستیک در خاک‌ها از میزان انباشت آن در منابع آبی بیشتر شده است (فائو 2021). این آلاینده‌ها به عنوان میکروپلاستیک‌های ثانویه قادرند خصوصیات فیزیکی، زیستی و شیمیایی خاک را به طریق مستقیم و یا غیرمستقیم تغییر دهند. پلی‌مرهای پلاستیک بر

1. Polyvenil choride
2. Clathrin
3. Phagocytosis

حسب نوع و میزان آنها و نیز ویژگیهای خاک تأثیر متفاوتی بر اندازه و ثبات خاکدانه‌های خاک دارند (دسوزا ماچادو و همکاران، 2018). تأثیر منفی ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها بر جامعه میکروبی خاک نقش ارزنده آنها را در تشکیل خاکدانه‌ها کاهش می‌دهد. پلی‌مرهای پلاستیک نیز قادرند بسیاری از آلاینده‌های آلی نظیر هیدروکربن‌های آروماتیک، علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها و عناصر سنگین را جذب نمایند (ونگ و همکاران، 2019) و آلودگی‌های چند گانه و ترکیبی را ایجاد نمایند.

نقش ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها بر فراوانی و تنوع قارچ‌های میکوریزا آربسکولار به‌خوبی مشخص نشده است و تنها مطالعات محدودی در این خصوص گزارش شده است. در یک مطالعه تأثیر میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن و پلی‌لاکتیک اسید بر تنوع قارچ‌های میکوریزا آربسکولار گزارش گردید (ونگ و همکاران، 2020).

نتایج نشان داد که تأثیر منفی پلی‌لاکتیک اسید در مقایسه با پلی‌اتیلن بر جامعه قارچ‌های میکوریزا آربسکولار بسیار بیشتر بود. بر خلاف این نتایج، لهمان و همکاران، (2020) مشاهده نمودند که همزیستی گیاه پیاز (*آلیوم سپا*) و قارچ میکوریزا آربسکولار (مخلوطی از *Funneliformis caledonium*، *Funneliformis mosseae* و *Rhizophagus irregularis*) با حضور میکروپلاستیک پلی‌استر باعث افزایش رشد ریشه، فعالیت میکروبی و کلونیزاسیون قارچی با هیف‌ها، کویل‌ها (هیف‌های پیچ‌خورده) و آربوسکول‌ها گردید. آنها دلیل این افزایش را غیرمستقیم و ناشی از بهبود خصوصیات خاک نظیر دانه‌بندی و افزایش ظرفیت نگهداری آب خاک بر ساختار ریشه گیاه دانستند. این دلایل توسط لیهیت و همکاران (2021) نیز مورد تأئید قرار گرفت. تأثیر تنش‌های محیطی می‌توانند بر معماری و ساختار ریشه گیاه تأثیر زیادی ایجاد نمایند که این خود سبب افزایش وابستگی گیاه به قارچهای میکوریزا آربسکولار و درنتیجه پاسخ رشد میکوریزایی گیاه را به دنبال خواهد داشت (نادیان و همکاران، 2013). به طور کلی، آلودگی ناشی از پلی‌مرهای پلاستیک نه تنها ترکیب و فراوانی قارچ‌های میکوریزا آربسکولار (ونگ و همکاران، 2020) و دیگر انواع ریزجاندران (لوزانو و همکاران، 2021) را تغییر میدهد بلکه قادرند بر قابلیت جذب و چرخه عناصر غذایی، اختلال در فرایندهای متابولیک، تشدید تنش‌ها و بطور کلی بر روابط زیستی خاک و گیاه اثرات قابل توجهی ایجاد نمایند (لای و همکاران، 2019).

نتایج کارهای گذشته در خصوص تأثیر پلی‌مرهای پلاستیک بر فراوانی و چرخه عناصر غذایی نشان می‌دهد زمانی که میکروپلاسیتک‌های پلی‌ونیل کلراید و پلی‌لاکتیک اسید به یک خاک رسوبی اضافه گردید تغییر ترکیب جامعه و فعالیت‌های میکروبی خاک به گونه‌ای بود که فرایندهای نیتریفیکاسیون را مهار و محتوای نیتروژن موجود خاک را کاهش داد (سیلی و همکاران، 2020). نتایج مشابهی در کاهش نیتروژن آمونیومی خاک با کاربرد میکروپلاستیک پلی‌لاکتیک اسید نیز گزارش شده است (چن و همکاران، 2019a). این کاهش به حضور گروه‌های عاملی کربونیل (O=) و هیدروکسیل (OH-) پلی‌لاکتیک اسید نسبت داده شد که می‌توانند نیتروژن آمونیومی را در سطوح خود تثبیت و قابلیت جذب آن را کاهش دهند و یا مانع از اکسیداسیون زیستی آنها شوند. چرخه نیتروژن در خاک نیز ممکن است به طور غیرمستقیم تحت تأثیر آنزیم‌هایی باشد که ماده آلی خاک را هیدرولیز می‌کنند. مشتقات پلی‌استایرن و پلی‌اتیلن موجود در خاک می‌توانند با محدود کردن آنزیم‌های کلیدی مرتبط با نیتروژن مانند کیتیناز و لوسین آمینوپپتیداز[1] چرخه نیتروژن را مختل کنند (زنگ و همکاران، 2020). در خصوص تأثیر ذرات نانو میکروپلاستیک‌ها بر جذب عناصر عذایی خاک نتایج متناقضی گزارش شده است، به عنوان مثال بوسکر و همکاران (2019) گزارش نمودند که وجود پلی‌مرهای پلاستیک در خاک باعث کاهش شدید یا توقف جذب عناصر عذایی از خاک میشود، حال آنکه لهمان و

[1] Leucine aminopeptidase

همکاران، (2020) مشاهده نمودند که استفاده از میکروپلی‌استر در خاک به دلیل بهبود دانه‌بندی و افزایش ظرفیت نگهداری آب خاک منجر به افزایش جذب عناصر غذایی شد. بدون شک خصوصیات خاک، اندازه، نوع و میزان ذرات پلی‌مرهای پلاستیک و نوع گیاه در قابلیت جذب عناصر غذایی دخیل و می‌توانند نتایج متفاوتی را ایجاد کنند.

گزارشات متعددی مبنی بر تأثیر پلی‌مرهای پلاستیک بر جوامع میکروبی خاک و فعالیت‌های آنزیمی آنها وجود دارد. در این میان "نوع" پلی‌مر یک متغیر کلیدی در فراوانی و فعالیت میکروبی می‌باشد. استفاده از پلی‌مرهای پلی‌ونیل کلراید و پلی‌اتیلن در یک سیستم خاک-گندم سبب تغییر ترکیب جمعیت باکتری‌ها از گرم مثبت به گرم منفی و کاهش فعالیت آنزیم‌های بتا-گلوکزیداز[1] و اگزایلوسیداز[2] به میزان 16 تا 43 درصد گردید (زنگ و همکاران، 2020). افزودن پلی‌مرهای پلاستیک به‌خاک نه تنها از طریق واحدهای ساختمانی آنها بلکه از طریق مواد شیمیایی همراه (نظیر دی‌اکسین‌ها، هیدروکربن‌های آروماتیک پولی‌سیکلیک) که در فرایند ساخت پلاستیک به آنها افزوده می‌شوند بر جامعه زیستی خاک و زیستگاه آنها اثرات زیان‌بار وارد می‌کند (گو و همکاران، 2020).

در خصوص تأثیر نانو/میکروپلاستیک‌ها بر فراهمی و چرخه عناصر غذایی در خاک، تنها اطلاعات مختصری در مورد نیتروژن و کربن وجود دارد که به بعضی از آنها اشاره گردید. ما هنوز از تأثیر این آلاینده‌ها به خصوص نانو/پلاستیک‌ها بر فراهمی عناصر پرنیاز و کم‌نیاز گیاه در برهمکنش با جامعه میکروبی خاک بی‌اطلاع هستیم. برای درک بیشتر، نیاز است تا اثرات مستقیم و غیرمستقیم این آلاینده‌ها بر انواع ریزجاندران خاک به‌خصوص آندسته که در فراهمی عناصر غذایی نقش دارند مورد مطالعه قرار گیرند. در حال حاضر، به‌دلیل اطلاعات کم ما در این خصوص بسیاری از نتیجه‌گیری‌ها هنوز در مراحل اولیه خود قرار دارند و مستندات کافی برای تأئید نهایی آنها وجود ندارد.

اثرذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها بر مولفه‌های رشدی و تغذیه‌ای گیاهان

ذرات نانوپلاستیک بر خلاف ذرات میکروپلاستیک قادرند به سهولت از غشاء سلولی عبور و در اجزاء سلولی انباشته شوند (سون و همکاران، 2019; سان و همکاران، 2020). در یک مطالعه مشاهده شد که تنباکو (*Nicotiana tabacum*) ذرات پلی‌استایرن بیشتر از 100 نانومتر را نمی‌تواند جذب کند ولی ذرات بین 20 تا 40 نانومتر را به خوبی جذب می‌نماید (باندمن و همکاران، 2012). در تأئید این نتایج، لای و همکاران (2019) مشاهده نمودند که ذرات پلی‌استایرن نشان‌دار شده با فلورسن با اندازه 200 نانومتر در موسیژل کلاهک ریشه گیاه کاهو تجمع پیدا نمودند و با چشم غیرمسلح، به‌رنگ سبز تیره، قابل مشاهده بودند. این ذرات قادر بودند از طریق جریان آپوپلاستیک در فضای بین‌سلولی ریشه (فضای دونان) وارد شوند. در یک مطالعه دیگر با استفاده از میکروسکوپ الکترونی، وجود ذرات پلی‌استایرن در سیتوپلاسم سلول‌های پوست ریشه‌های پیاز رنگ‌آمیزی شده مشاهده گردید. ارزیابی‌های سیتوژنتیکی در این مطالعه نشان داد که تنش‌های اکسیداتیو ناشی از ذرات پلی‌استایرن سبب کاهش شدید رشد ریشه پیاز گردید. این کاهش رشد ناشی از اختلالات میتوزی و تأخیر در حرکت کروموزوم‌ها در مرحله آنافاز در سلول‌های مریستمی ریشه گیاه پیاز بود (گیورگتی و همکاران، 2020).

بر حسب اینکه بار الکتریکی سطحی نانوپلی‌مرهای پلاستیک مثبت و یا منفی باشد میزان جذب و ورود آن به سلول‌های ریشه گیاه و در نتیجه میزان صدمات ناشی از آن بر مولفه‌های رشدی و فیزیولوژیک گیاه متفاوت است. در این رابطه، سان و همکاران (2020) مشاهده نمودند زمانی که گیاه *آرابیدوپسیس تالیانا* (*Arabidopsis thaliana*) به مدت یک هفته در معرض دو نوع نانوذرات

[1] β-Glucosidase
[2] Xylosidase

پلی‌استایرن با بار سطحی منفی و مثبت قرار گرفت، مسیر جذب و انتقال نانوذرات کاملا متفاوت بود. اگر چه نانوذرات با بار سطحی مثبت (NH_2-پلی‌استایرن) اثرات سوء شدیدتری بر مولفه‌های رشدی ریشه داشت (به‌سبب تجمع بیشتر گونه‌های فعال اکسیژن مانند سوپراکسید و پراکسید هیدروژن) ولی جذب و ورود آنها به درون بافت‌های ریشه در مقایسه با نانوذرات با بار سطحی منفی (SO_3H-پلی‌استیرن) کمتر بود. در واقع، NH_2-پلی‌استایرن، سبب تحریک ریشه گیاه و افزایش ترشحات ریشه‌ای می‌شود و این منجر به پایداری بیشتر NH_2-پلی‌استایرن و در نتیجه ایجاد محدویت در جذب آن توسط *آرابیدوپسیس تالیانا* می‌شود. نتایج مشابهی توسط فنگ و همکاران (2020) مبنی بر کاهش راندمان فتوسیستم2 و تجمع بیشتر گونه‌های فعال اکسیژن هنگامی که ***Microcystis aeruginosa*** (سیانوباکتر آبهای شیرین) در معرض NH_2-پلی‌استایرن قرار گرفت گزارش شده است.

در مرحله آغازین و مهم چرخه رشد گیاه، جوانه‌زنی بذر ممکن است به دلیل تجمع ذرات نانو/میکروپلاستیک در سطح بذر و خاصیت آبگریز بودن پلی‌مرهای پلاستیک با اختلال مواجه شود (یوان و همکاران، 2019؛ بوسکر و همکاران، 2019). اثرات نامطلوب میکروپلاستیک‌ها بر جوانه‌زنی بذر و رشد گیاهچه در چچم پایدار (***Lolium perenne***) و شاهی یا تره‌تیزک (***Lepidium sativumm***) نیز گزارش شده است (پیگناتلی و همکاران، 2021b؛ بوتس و همکاران، 2019).

برهمکنش پلی‌مرهای پلاستیکی و عناصر سنگین می‌تواند بر مولفه‌های رشدی گیاه اثرات سمی ایجاد نماید. به عنوان مثال، اثرات ترکیبی کادمیم با میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن و پلی‌لاکتیک اسید سمیت بیشتری بر مولفه‌های رشدی گیاه ذرت و کلونیزاسیون ریشه توسط قارچ‌های میکوریزا آربسکولار داشتند (ونگ و همکاران، 2020). در یک مطالعه دیگر، زمانی که برنج در معرض غلظت‌های مختلف میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن و تترافلوئورواتیلن[1] به تنهایی و یا در ترکیب با آرسنیک 3 ظرفیتی قرار گرفت رشد ریشه و برگ‌ها با افزایش غلظت آنها به میزان قابل توجهی در تمام تیمارها کاهش یافت، ولی این کاهش با حضور آرسنیک کمتر بود (دانگ و همکاران، 2019). در واقع، جذب سطحی آرسنیک توسط میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن و تترافلوئورواتیلن باعث کاهش جذب آرسنیک توسط گیاه و کاهش غلظت آن در گیاه گردید. این در حالی بود که مصرف آرسینک به‌تنهایی تأثیر منفی بیشتری بر گیاه برنج داشت (دانگ و همکاران، 2019). ذرات پلی‌استایرن شدت جذب سطحی فراوانی دارد و میتواند عناصر را به‌شدت جذب کنند. در واقع، وجود حلقه بنزنی در ساختار پلی‌استایرن باعث افزایش فاصله بین پلی‌مرهای مجاور می‌شود و این ورود عنصر به‌درون زنجیره پلی‌مری را تسهیل میکند (روچمن و همکاران، 2013). از این گذشته، میزان جذب سطحی عناصر سنگین تابعی از افزایش pH است. در مطالعات اخیر گزارش شده است که افزایش pH باعث افزایش شدت جذب مس، روی، کادمیم، سرب و کبالت در سطح پلی‌مرهای پلاستیک میشود (ژو و همکاران، 2021 ؛ گو و همکاران، 2020).

امروزه یکی از نگرانی‌ها در خصوص نانو/میکروپلاستیک‌ها ورود آنها به زنجیره مواد غذایی و پیامدهای آنها بر سلامت جانداران می‌باشد. در یک مطالعه، وجود فراوان ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها در مزارع سبزیجات اطراف شهر وهان چین و نگرانی از وجود آنها در این گیاهان گزارش شده است (چن و همکاران، 2019a). در یک مطالعه دیگر که در ایتالیا صورت گرفت وجود ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها در هلو، سیب، هویج، برگ کاهو و کلم بروکلی جمع آوری شده از مراکز فروش این محصولات نیز گزارش شده است (رنزلا و همکاران، 2018).

[1] Tetrafluoroethylene

تأثیر ذرات نانو/ میکروپلاستیک‌ها بر برخی ترکیبات شیمیایی و فرایندهای فیزیولوژیک گیاه

ذرات نانو پلاستیک قادرند به بخش‌های مختلف سلول‌های گیاهی نظیر سیتوپلاسم، واکوئل، هسته و غشاهای واکوئلی و پلاسمایی وارد شده و اثرات زیان‌باری بر فرایندهای شیمیایی و فیزیولوژیک گیاه وارد نمایند. کاهش محتوای کلروفیل نسبی در برگ‌های لوبیا (*Phaseolus vulgaris* L.) در معرض پلی‌اتیلن با چگالی کم (منگ و همکاران، 2021) و در *آرابیدوپسیس تالیانا* در معرض پلی‌استایرن (سان و همکاران، 2020) گزارش شده است. به طور کلی سمیت نانو/میکروپلاستیک‌ها بر رشد گیاه و آسیب به فتوسنتز بیشتر به صورت دو سازوکار فیزیکی (اختلال و یا قطع جریان آب و عناصر غذایی) و یا شیمیایی (تولید گونه‌های فعال اکسیژن) ایجاد می‌شود. بدون شک مولفه‌های دیگری نظیر نوع و سن گیاه، همچنین نوع، غلظت و اندازه پلی‌مرهای پلاستک و زمان در معرض قرار گرفتن بر میزان این سمیت دخیل هستند.

نوع گروه‌های عاملی پلی‌مرهای پلاستیک بر فرایندهای فیزیولوژیک و بیوشیمیایی گیاه نیز بسیار مهم است. به عنوان مثال، زمانی که گیاه *آرابیدوپسیس تالیانا* در معرض دو نوع نانوذرات پلی‌استایرن، یکی با گروه عاملی $-NH_2$ (PS-NH_2) و دیگری با گروه عاملی $-SO_3H$ (PS-SO_3H) با غلظت 1 گرم بر کیلوگرم قرار گرفت میزان سنتز کلروفیل در تیمار PS-NH_2 متوقف گردید، اگر چه در تیمار نانوپلی‌استایرن با گروه عاملیSO_3H- سنتز کلروفیل مشابه تیمار شاهد بود (سان و همکاران، 2020).

این نشان می‌دهد که چگونه سازوکارهای بیوشیمیایی پیچیده و گاهی ناشناخته با دخالت آنزیم‌های مختلف قادرند بر این فرایندها تحت تنش‌های اکسیداتیو اثر گذار باشند. شاهی (تره‌تیزک) زمانی که در معرض غلظت‌های مختلف میکروپلاستیک پلی‌اتیلن تروفتالات قرار گرفت سبب گردید تا نسبت کلروفیلa به کلروفیلb در غلظت زیاد پلی‌اتیلن نامتعادل گردد که نشان دهنده کاهش بازده فتوسنتزی است (پیگناتلی و همکاران، 2021a). به‌طور مشابه، در گیاه چچم چند ساله (*Lolium perenne*) در مواجه با پلی‌مرهای پلی‌اتیلن با وزن ملکولی بالا و پلی‌لاکتیک اسید نیز نسبت کلروفیلa به کلروفیلb افزایش یافت (بوتس و همکاران، 2019). دیگر شاخص‌های فتوسنتزی مانند هدایت روزنه‌ای، سرعت فتوسنتز، میزان تعرق و میزان انتقال الکترون در برگ‌های کاهو و ذرت زمانی که در معرض پلی‌مرهای پلاستیک قرار گرفت کاهش قابل‌توجه پیدا نمود (رن و همکاران، 2021; گوآ و همکاران، 2019; پهلیوان و گدیک، 2021). نقش ذرات نانوپلاستیک بر ژن‌های دخیل در فرایندهای فتوسنتزی به صورت تنظیم‌کاهشی[1] و در تنش‌های اکسیداتیو به صورت تنظیم‌افزایشی[2] تأئید شده است (اکسیا و همکاران، 2020; پهلیوان و گدیک، 2021).

در یک مطالعه دیگر، برنج در معرض غلظت‌های مختلف میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن و پلی‌تترافلوروواتیلن به تنهایی و یا در ترکیب با آرسنیک 3 ظرفیتی قرار گرفت (دونگ و همکاران، 2019). نتایج نشان داد سرعت فتوسنتز برنج در تمام تیمارها در مقایسه با تیمار شاهد کاهش قابل توجه یافت. کاهش محتوای کلروفیل مشاهده شده در این مطالعه عمدتاً ناشی از تغییر محتوای کلروفیلa است که تغییر نسبت کلروفیa به کلروفیلb را به دنبال داشت. به طور کلی، دو عامل مسئول کنترل سرعت فتوسنتز هستند (فارکوهار و شارکی 1982)، یکی عوامل روزنه‌ای (به عنوان مثال، هدایت روزنه‌ای) و دیگری عوامل غیرروزنه‌ای (فرایندهای بیوشیمیایی فتوسنتز). در یک مطالعه که بر روی برنج انجام گرفت میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن و تترافلوئوروواتیلن از طریق اختلالات روزنه‌ای کاهش سرعت فتوسنتز را سبب شدند، اگر چه کاهش سرعت فتوسنتز در برنج با افزایش آرسنیک از طریق تخریب کلروپلاست و کاهش فعالیت آنزیم روبیسکو یا ریبولوز بیسفسفات کربوکسیلاز[3] نیز

---

1. Downregulation
2. Upregulation
3. RuBisCO (Ribulose bisphosphate carboxylase)

گزارش شده است (دونگ و همکاران، 2019). روبیسکو یک آنزیم کلیدی در فرایند فتوسنتز و جذب و تثبت دی‌اکسید کربن است.

تنش‌های اکسیداتیو نانوذرات پلاستیک بر گیاه

موجودات زنده مقادیر زیادی گونه‌های فعال اکسیژن را به خصوص تحت تنش‌های محیطی تولید می‌کنند که به آن تنش‌های اکسیداتیو یا انفجار اکسیداتیو می‌گویند. تولید گونه‌های فعال اکسیژن بیشتر شامل پراکسید هیدروژن، سوپراکسید، رادیکال هیدروکسیل و اکسیژن تک‌اتمی می‌باشند که در خلال احیای ناقص اکسیژن ملکولی تولید و افزایش می‌یابند. گونه‌های فعال اکسیژن در بخش‌های مختلف سلول از جمله دیواره سلولی، غشاء پلاسمایی، میتوکندری و کلروپلاست وجود دارند. این ترکیبات حد واسط، قادرند در بسیاری از فرایندهای حیاتی که در اجزاء سلولی صورت میگیرند اختلال ایجاد نمایند مانند اکسیده نمودن پروتئین‌ها، لیپیدها و DNA.. نتایج بیوشیمیایی ریشه‌های گیاه پیاز در مواجه با غلظت‌های 0/01، 0/10 و 1/0 گرم در لیتر نانوذرات پلی‌استایرن نشان داد که اکساینده‌های پراکسید هیدرژن و تیوباربیتوریک اسید به میزان قابل توجهی در بالاترین غلظت نانوذرات در سلول‌های اپیدرم و پوست ریشه افزایش می‌یابد. (گیورگتی و همکاران، 2020). در تأئید این نتایج، جیانگ و همکاران (2019) گزارش نمودند که استفاده از 100 میلی‌گرم نانوذرات پلی‌استایرن منجر به القا مالون‌دی‌الدهید ناشی از تأثیر رادیکال‌های آزاد در گیاه باقلا گردید. مالون‌دی‌الدهید یک ترکیب آلی است و به عنوان یکی از نشانگرهای تنش اکسیداتیو شناخته شده است. القا تنش‌های اکسیداتیو توسط نانوذرات پلی‌استایرن توسط محققین دیگر نیز گزارش شده است (به عنوان مثال، دونگ و همکاران، 2019). علاوه بر این، در یک مطالعه ستیوژنیک، ریشه‌های گیاه باقلا به مدت 24، 48 و 72 ساعت در معرض نانوذرات پلی‌استایرن با قطر 10 نانومتر قرار گرفت. نتایج نشان داد که "شاخص میتوز" در ریشه در بالاترین غلظت پلی‌استایرن 16/8 درصد نسبت به شاهد کاهش یافت. گونه‌های فعال اکسیژن شامل سوپر اکسید و پراکسید نیز افزایش یافتند که منجر به کاهش فعالیت آنزیم‌های سوپراکسید دیسموتاز و پراکسیداز گردید (لو و همکاران، 2021). در این مطالعه همچنین آنالیز نسخه‌برداری نشان داد که بیان ژن آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان تحت تأثیر پلی‌استایرن به شدت کاهش یافت. علاوه بر این، نانوذرات پلی‌استایرن توانست میزان ریزهسته‌ها (میکرونکلئوس‌ها) را در سلول‌های ریشه افزایش دهد (2/8 تا 4/89 برابر) که نشان دهنده سمیت ژنی می‌باشد (لو و همکاران، 2021). به طور کلی، روند افزایشی گونه های فعال اکسیژن در ریشه گیاهان بیشتر از برگ‌ها و اندام هوایی است، که نشان می‌دهد آسیب ناشی از نانو/میکروپلاستیک‌ها در ریشه بیشتر از برگ است (گائو و همکاران، 2019).

ماشین دفاعی ضداکسایشی سلول قادر است گونه‌های فعال اکسیژن ناشی از نانوذرات پلاستیک را در غلظت های کم از بین ببرند (جیانگ و همکاران، 2019). متابولیت‌های ضداکساینده شامل ترکیبات آنزیمی و غیرآنزیمی برای از بین بردن گونه‌های فعال اکسیژن و کاهش آسیب آنها به مولکول‌های زیستی، سلول‌ها و بافت‌های فعال سنتز می‌شوند. بطور کلی می‌توان گفت که افزایش غلظت گونه‌های فعال اکسیژن و تغییر در غلظت و فعالیت متابولیت‌های ضداکساینده نشانگر اثرات سمی آلاینده‌هایی مانند نانو/میکروپلاستیک‌ها می‌باشد (دونگ و همکاران، 2019). ضداکساینده‌های آنزیمی نظیر سوپراکسید دیسموتاز، آسکوربات پراکسیداز، کاتالاز، گلوتاتیون ردوکتاز و متابولیت‌های غیرآنزیمی نظیر گلوتاتیون، فلاونوئیدها، اسید اسکوربیک نه تنها مواد اکساینده را از بین می‌برند بلکه به عنوان حسگرهای کلیدی در وضعیت احیایی سلول نقش مهمی دارند (پیگناتلی و همکاران 2021b ; ژو و همکاران، 2021; یو و همکاران، 2021).

تجزیه زیستی نانو/میکروپلاستیک‌ها

تجمع آلاینده‌های نوظهور نانو/میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست و اثرات زیان بار آنها نگرانی‌های فزاینده‌ای را ایجاد نموده است. لذا به منظور حفظ سلامت محیط‌زیست و پالایش زیست‌بوم‌های طبیعی از این آلاینده‌ها رویکردهای مختلفی مورد مطالعه قرار گرفته است. همانطور که گفته شد در بین این رویکردها، تجزیه زیستی پلی‌مرهای پلاستیک در مقایسه با روش‌های فیزیکی و شیمیایی از امتیازات محیط‌زیستی فراوانی برخوردار هستند هر چند با محدویت‌ها و مشکلاتی نیز همراه است. بنابراین طی سال‌های اخیر با توجه به تهدید اکولوژیک نانو/میکروپلاستیک‌ها، پژوهشگران جهت تجزیه این پتروپلی‌مرها بیشتر بر فناوری‌های زیستی متمرکز شده‌اند. جوامع میکروبی دخیل در این تجزیه بیشتر از *Aspergillus flavus*، *Streptomyces badius*، *Streptomyces setonii*، *Pseudomonas aeruginosa* و *Ideonella sakaiensis* می‌باشند (جیسوال و همکاران، 2019؛ یوآن و همکاران، 2020؛ کنوت و همکاران، 2020).

جامعه میکروبی جهت استفاده از کربن ذرات پلاستیک و کسب انرژی و افزایش زیست‌توده اقدام به تجزیه و دپلیمریزاسیون این ذرات طی مراحل مختلف "تغییر ساختار فیزیکی و شیمیایی پلیمرها[1]"، "تبدیل پلیمرهای کمپلکس‌تر به پلیمرهای ساده‌تر توسط ترشحات آنزیمی[2]"، "ترکیب سازی مولکول‌ها[3]" و در مرحله نهایی "اکسیداسیون متابولیت‌ها[4]" می‌کنند (یوآن و همکاران، 2020). در واقع، نانو/میکروپلاستیک‌ها توسط آنزیم‌های میکروبی و با سازوکاری که معمولاً متضمن هیدرولیز است، تجزیه می‌شوند. در تجزیه نانو/میکروپلاستیک‌ها دو سازوکار برون‌سلولی و درون‌سلولی در چهار چوب مراحل گفته شده در فوق شرکت دارند. در فرایند درون‌سلولی، میکروب‌ها بر سطوح نانو/میکرو پلاستیک‌ها تجمع می‌یابند تا آنها را هیدرولیز و به واحدهای کوچکتر تبدیل نمایند. در فرایند برون‌سلولی، میکروب‌ها با ترشح آنزیم‌های برون‌سلولی نظیر هیدرولازها این توانایی را دارند که مولکول‌های بسیار پیچیده را به واحدهای پلیمری خود تبدیل کنند (یوآن و همکاران، 2020؛ لیر و همکاران، 2021). در شرایط هوازی، مونومرهای تولیدی محلول در آب توسط سازوکار متابولیک میکروبی مانند اکسیداسیون و چرخه تری‌کربوکسیلیک اسید منجر به تولید دی‌اکسید کربن و آب می‌شوند و در محیط‌های بی‌هوازی، متان نیز تولید می‌شود. چرخه تری‌کربوکسیلیک اسید به عنوان یکی از مسیرهای متابولیکی اصلی برای تولید انرژی از بیشتر ترکیبات آلی عمل می‌کند. در این چرخه، استیل کوآنزیمآ به عنوان واسطه کلیدی عمل نموده و در فعالیت‌های سلولی مانند تشکیل دی‌اکسید کربن توسط اکسیداسیون، تشکیل استات، بیوسنتز و غیره مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد.

در بین مصنوعات پلاستیکی، PET بیشتر از همه مورد استفاده قرار می‌گیرد. این پلاستیک به دلیل ارزان بودن، وجود ویژگی‌های شیمیایی و مکانیکی خوب، فراوان‌ترین پلیمر مصرفی است و لذا به سبب وجود انباشت بیشتر و پیامدهای آن بر محیط‌زیست، مطالعات زیادی در خصوص تجزیه زیستی آن صورت گرفته شده است. PET ابتدا در صنایع پارچه (داکرون یا پلی‌استر) و پس از آن برای ساخت انواع پلاستیک‌های یک‌بار مصرف مورد استفاده قرار گرفته است (تانیگوچی و همکاران، 2019). امروزه PET در بسیاری از مصارف خانگی، پزشکی، آرایشی، کشاورزی و صنعتی مورد استفاده قرار میگیرد. میزان تولید PET سالیانه حدود 70 الی 80 میلیون تن در سراسر جهان گزارش شده است که 64 درصد کل پسماند پلاستیک در طبیعت را تشکیل می‌دهد (راگارت و همکاران، 2017؛ گراویل و همکاران، 2017).

با توجه به اینکه کمپوست، پساب‌ها، لجن فاضلاب و پسماندهای جامد شهری در زیست‌بومهای خشکی به

---

1. Biodeterioration
2. Biofragmentation
3. Assimilation
4. Mineralization

عنوان منابع عمده آلودگی نانو/میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شوند، لذا به منظور کاهش آلودگی این منابع مطالعاتی با رویکردهای آنزیمی، غشای‌زیستی و مولکولی پیشرفته انجام گرفته است. از مطالعات اولیه در خصوص تأثیر تجزیه زیستی بر پلی‌مرهای پلاستیک می‌توان به کار تحقیقی (آلبرتسون، 1978) اشاره نمود. در این مطالعه برای اولین‌بار، کربن پلی‌اتیلن، نشان‌دار (^{14}C) گردید و در معرض مخلوطی از سه گونه قارچ پوسیدگی چوب شامل: *Fomes annosus*، *Peniophora gigantean* و *Odontia bicolor* قرار گرفت. نتایج نشان داد که میزان $^{14}CO_2$ آزاد شده ناشی از تجزیه میکروبی پلی‌اتیلن نشان دار (متوسط وزن ملکولی 300000 دالتون) در سال اول برابر با 0/26 درصد (وزنی) و در سال دوم برابر با 0/36 درصد (وزنی) پلی‌مر اضافه شده بود. وی در یک مطالعه دیگر (آلبرتسون و بنهیدی، 1980)، با کاهش وزن مولکولی پلی‌اتیلن نشان دار به 1000 دالتون (عصاره گیری با سیکلوهگزان) میزان تجزیه میکروبی را به 0/16 درصد وزنی کاهش داد. بنابراین نتیجه‌گیری می‌شود که میزان $^{14}CO_2$ آزاد شده ناشی از تجزیه میکروبی پلی‌اتیلن نشاندار به اجزاء با وزن ملکولی پائین موجود در پلی‌اتیلن مربوط می‌شود.

آنزیم‌های مختلف میکروبی مانند کوتینازها، استرآزها، هیدرولازها و کربوکسی استرآزها قادر به تغییر و یا تجزیه مواد پلاستیکی هستند. افزون بر این، اکسیژنازهای مختلف مانند مونواکسیژنازها و دی‌اکسیژنازها قادرند تغییرات آنزیمی پلاستیک را از طریق فرایند اکسیداسیون (اکسو و همکاران، 2020) و یا آنزیم‌های لیپاز هیدرولیز PET را از طریق بهبود خاصیت آبدوستی آن (هسیه و کرام، 1998) تسهیل کنند. نیمچوا و همکاران (2007) مشاهده نمودند که توانایی قارچ *Fusarium solani* در هیدرولیز PET نسبت به قارچ *Fusarium oxysproum* بیشتر بود. آنها در یک مطالعه دیگر، طیف وسیعی از قارچ‌ها را به منظور تولید آنزیم‌های تجزیه کننده PET جمع آوری و از نظر میزان فعالیت کوتیناز مورد غربال‌گری قرار دادند. در این مطالعه، توانایی تولید آنزیم کوتیناز در بین جدایه‌های غربال شده بر اساس هیدرولیز پی‌نیتروفنیل بوتیرات[1] مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که در بین این جدایه‌ها، جدایه PBURU-B5 که با انجام آزمون‌های ملکولی و مرفولوژیک به عنوان قارچ *Fusarium solani* شناخته شد بیشترین هیدرولیز پیوندهای استری الیاف PET را به خود اختصاص داد (نیمچوا و همکاران، 2008).

ساختار شیمیایی و کریستالی پلی‌مرهای پلاستیک به آن خاصیت آبگریزی می‌دهد و این باعث مقاومت این پلی‌مرها در مقابل تجزیه زیستی می‌شوند. لذا پژوهش‌های زیادی به منظور کاهش این مقاومت در مقابل تجزیه انجام شده است. تشکیل بیوفیلم باعث کاهش خاصیت آبگریزی پلی‌مرهای پلاستیک و تسهیل در تجزیه زیستی آنها می‌شود. ریزجاندران پروتئین‌هایی مانند کلاژن[2] و فیبرین[3] را به عنوان یک پوشش تولید می‌کنند که به چسبندگی سلول به سلول و سلول به سطح در بیوفیلم کمک می‌کند (سیموس و همکاران، 2010; بریرز و همکاران، 2006). توانایی جذب ریزجاندران به سطوح پلی‌مرهای پلاستیک و تشکیل بیوفیلم یک عامل مهم در تجزیه زیستی آنها محسوب می‌شود. در این رابطه، تشکیل بیوفیلم و افزایش سرعت تجزیه پلی‌اتیلن توسط *Pseudomonas sp* نشان داده شده است (تریبدی و سیل، 2013).

اور و همکاران (2004) گزارش نمودند که باکتری *Rhodococcus ruber* C208 با استفاده از روغن معدنی (آلکان‌های آلی تقطیر شده از نفت) توانستند از طریق افزایش کلونیزاسیون میکروبی روی سطح پلی‌اتیلن و افزایش پتانسیل بیوفیلم میزان تجزیه را تا 50 درصد تسریع نمایند. سیوان و همکاران (2006) نیز گزارش نمودند که باکتری‌های *Rhodococcus ruber* C208 موجود در سطح پلی‌اتیلن می‌تواند در هر هفته 0/86 درصد از این پلاستیک را تجزیه کنند. در یک مطالعه دیگر، روبرتس و همکاران (2020) میزان افزایش تجزیه

1. p-Nitrophenyl butyrate
2. Collagen
3. Fibrin

زیستی و تغیرات سطح پلاستیک پلی‌اتیلن ترفتالات توسط باکتری‌های *Pseudomonas* و *Bacillus* در دمای 30 درجه سانتی‌گراد و به مدت 40 روز را با استفاده از میکروسکپ الکترونی نشان دادند. گزارش شده است که ژن *ompR* (تنظیم کننده سنتز پروتئین غشاء پلاسمایی) تشکیل بیوفیلم را تقویت می‌کند (پراکاش و همکاران 2003؛ اتول و همکاران 2000). تشکیل بیوفیلم یک رویداد بسیار تنظیم شده است و *algC* به عنوان یک ژن تولیدکننده آلژینات توانایی تشکیل بیوفیلم را تا چهار برابر افزایش می‌دهد و به طور مثبت توسط فاکتور سیگما تنظیم می‌شود (کوکار و همکاران، 2009). تعیین نوع ترشحات برون‌سلولی، درصد نسبی آنها وطول ماندگاری آنها در بیوفیلم برای انواع ریزجاندران دخیل در افزایش تجزیه پلی‌مرهای پلاستیک بسیار مهم و نیاز به تحقیقات جدید و بیشتر دارد. تعیین الگوی تشکیل بیوفیلم‌ها و توانایی جذب آنها به سطوح پلاستیک که می‌تواند متأثر از میزان منابع کربنی و نیتروژنی باشد، برای ریزجاندران مختلف با هدف دستیابی به انتخاب بهترین سویه‌های توانمند در تجزیه زیستی پلاستیک باید مورد توجه و پژوهش‌های بیشتر قرار گیرد.

استفاده از باکتری‌های ابرگرمادوست در تجزیه نانو/میکروپلاستیک‌ها

لجن فاضلاب که محصول جانبی تاسیسات تصفیه فاضلاب است دارای مقادیر زیادی از ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها می‌باشد. لذا استفاده از این پسماندها در مزارع کشاورزی و ورود نانو/میکروپلاستیک‌ها به خاک و نهایتا به زنجیره غذایی یکی از نگرانی‌های زیست‌محیطی بشمار می‌آید. به‌همین منظور تهیه کمپوست لجن فاضلاب با استفاده از روش‌ها و فناوری‌هایی که قادر به کاهش و یا حذف این آلاینده‌ها باشند امروزه بسیار مورد توجه و مطالعه قرار گرفته است. به‌طور کلی، با افزایش دما در خلال فرایند کمپوستی‌شدن، باکتری‌های گرما دوست فعال می‌شوند و این در کارایی تجزیه زیستی پلی‌مرهای پلاستیک نقش مهمی را بازی می‌کنند. در واقع، ترکیب و فراوانی جمعیت میکروبی تحت تأثیر نوع فناوری و روش بکار گرفته شده در تهیه کمپوست بسیار مهم است. به عنوان مثال، یو و همکاران (2018) در یک مطالعه 21 روزه، ترکیب جامعه میکربی را در دو روش کمپوست‌سازی هایپرترموفیلیک[1] (ابرگرمادوست) و کمپوست‌سازی ترموفیلیک مرسوم[2] مقایسه نمودند. نتایج نشان داد که در کمپوست نمودن لجن فاضلاب مبتنی بر هایپرترموفیلیک، 35/5 تا 41/7 درصد از جمعیت باکتری‌ها متعلق به خانواده *Thermaceae* بود، اما در کمپوست‌سازی مبتنی بر ترموفیلیک مرسوم جمعیت غالب باکتری‌ها از خانواده *Thermoactinomycetaceae* و با فراوانی 29/9 الی 36/1 درصد بود. این تغییر جامعه میکروبی تحت تأثیر شرایط گرمایی در طول دروه کمپوستی شدن نشان دهنده مزایای فنی- اقتصادی کمپوست‌سازی هایپرترموفیلیک نسبت به ترموفیلیک مرسوم می‌باشد. چن و همکاران (2019b) بر مبنای نتایج فوق و به منظور مقایسه و تأثیر دو روش تهیه کمپوست‌سازی مبتی بر هایپرترموفیلیک وترموفیلیک بر میزان تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن و حذف آنها، مطالعه‌ای را با رویکردی جدید به اجرا در آوردند.

نتایج آنها نشان داد که 43/7 درصد از میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن پس از 45 روز فعالیت باکتری‌های ابرگرمادوست از لجن حذف شدند که بیشترین درصدی است که تا زمان گزارش این نتایج توسط تجزیه زیستی در نانو/میکروپلاستیک‌ها ثبت شده است و یک رویکرد امیدوارکننده در تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها و سایر مواد آلی محسوب می‌شود. در واقع، دمای زیاد کمپوست سازی مبتی بر هایپرترموفیلیک افزایش توان تجزیه زیستی و در نتیجه افزایش کارایی، بهبود کیفیت و سلامت کمپوست را به دنبال دارد. افزون بر این، دمای زیاد کمپوست (حدود 80 درجه سانتی‌گراد) منجر به کاهش آب‌گریزی پلاستیک‌ها (از طریق حضور

[1] Hyperthermophilic
[2] Conditional thermophilic

گروه‌های C=O یا C-O) می‌شود و در پی آن، مقاومت کمتر پلاستیک را در برابر تجزیه زیستی ایجاد می‌کند. وجود دمای بالاتر از 85 درجه سانتی‌گراد در تمام طول دوره کمپوستی شدن می‌تواند به کاهش تجزیه زیستی منجر شود (چن و همکاران، 2019b). در فرایند کمپوست‌سازی مبتی بر هایپرترموفیلیک، علاوه بر آنکه بسیاری از ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها حذف می‌شوند سایر آلاینده‌های آلی و پاتوژن‌ها نیز حذف میشوند. در فناوری کمپوست‌سازی هایپرترموفیلیک، رایج‌ترین باکتری‌ها درتجزیه زیستی ترکیبات آلی استفاده از *Thermus*، *Bacillus* و *Geobacillus* می‌باشد (چن و همکاران، 2019b).

استفاده از کنسرسیوم‌های میکروبی در تجزیه نانو/میکروپلاستیک‌ها

بعضی از پژوهشگران به منظور افزایش توان تجزیه زیستی ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها تنها از کنسرسیوم‌های میکروبی در مقایسه با سویه‌های میکروبی منفرد استفاده نمودند. روبرتس و همکاران (2020) برای اولین بار کنسرسیومی شامل پنج سویه از گونه‌های سودوموناس و باسیلوس را جهت هیدرولیز PET بکار بردند. این سویه‌ها که در تجزیه ترکیبات آروماتیک به‌خوبی شناخته شده می‌باشند و در محیط‌های بسیار آلوده فراوان یافت می‌شوند (بهارتی و همکاران، 2019)، در یک همکاری نزدیک و هم‌افزایی قادر بودند PET را تجزیه و آنرا به مونومرهای اتیلن گلیکول و تروفتالیک اسید تبدیل نمایند. در این مطالعه، افزایش قابل‌توجه فعالیت آنزیمی لیپاز در کنسرسیوم میکروبی در مقایسه با سویه‌های منفرد کاملاً مشهود بود. در یک گزارش مشابه دیگر، نقش کنسرسیوم باکتریایی جدیدی از پنج سویه .*Brevibacillus* sps و .*Aneurinibacillus* sp، غربالگری شده از کارخانه‌های تصفیه فاضلاب و محل‌های دفن زباله، در تجزیه بالقوه پلی‌مرهای‌پلاستیک نشان داده شده است (اسکاریپاچان و همکاران، 2018). هم‌افزایی این باکترهای گرمادوست جدید سبب گردید تا پلی‌اتیلن با وزن ملکولی کم، پلی‌اتیلن با وزن ملکولی بالا و پلی‌پروپیلن، در دمای 50 درجه سانتی‌گراد به‌ترتیب به میزان 58/2 ، 46/6 و 56/3 درصد از وزنشان کاسته شود. در استفاده از کنسرسیوم میکروبی می‌توان ترکیب میکروبی را به گونه‌ای تعیین و هدایت نمود تا با انجام سازوکارهای خاصی به بهبود و افزایش توان تجزیه زیستی منجر شود. به عنوان مثال سویه‌های قارچ *Aspergillus niger* و باکتری .sp *Pseudomonas* قادر به ایجاد کنسرسیومی بودند که توان تجزیه زیستی قطعات پلاستیکی را با سازوکار سنتروفی بهبود بخشیدند (اوگانبایو و همکاران، 2019). درک بهتر از تأثیر جامعه میکروبی گرمادوست بر نانو/میکروپلاستیک‌ها در فرایند کمپوستی‌شدن برای توسعه تکنیک‌های بسیار کارآمد درحذف ذرات پلاستیک بسیار حیاتی است. بنابراین، شناخت فرایندهای دینامیک در ساختار و ترکیب جامعه میکروبی تحت تأثیر میزان دما در طول فرایند کمپوستی‌شدن، مدیریت تجزیه زیستی و حذف ذرات نانو/میکروپلاستیک‌ها را امکان‌پذیر می‌سازد.

گو (2020) در یک مقاله انتقادی، اکثر مطالعات انجام شده در زمینه تجزیه زیستی پلی‌مرهای پلاستیک را مورد نقد و انتقاد قرار داده است. وی عقیده دارد اگرچه تجزیه زیستی پلاستیک‌ها مدتها است که مورد توجه پژوهشگران می‌باشد ولی نتایج بسیاری از آنها نتوانسته‌اند به مسائل اساسی و کلیدی علمی بپردازند. او عنوان می‌نماید که در این مطالعات بسیاری از پژوهشگران شیمی پلیمر پایه پلاستیک‌ها که اساس مطالعات را تشکیل می‌دهد نادیده گرفته‌اند. وی اشاره دارد که در بیشتر این پژوهشها، از پلاستیک‌های تجارتی استفاده شده است که حاوی مواد همراه (مکمل‌ها و نرم کننده‌ها) می‌باشند. لذا اظهار می‌دارد که نتایج حاصل از تجزیه زیستی آن‌ها بدون شک با نتایجی که می‌توانست از پلی‌مرهای خالص (بدون افزودنی‌ها) بدست آید کاملا متفاوت است. به اعتقاد نگارنده، این نقد خالی از اشکال نمی‌باشد، زیرا که مشکل زیست‌محیطی ما انباشت همین پلاستیک‌های تجارتی در محیط می‌باشد نه پلی‌مرهای خالص پلاستیک. لذا از نظر

کاربردی و تجزیه زیستی این آلاینده‌ها، ضروری است تا کار بر روی پلاستیک‌های تجارتی صورت گیرد.

استفاده از فناوری‌های نوین در تجزیه زیستی نانو/میکرو پلاستیک‌ها

همانطور که گفته شد یکی از محدویت‌ها در تجزیه زیستی پلی‌مرهای پلاستیک ناپایداری حرارتی در ساختار آنزیم‌های هیدرولیزکننده می‌باشد. آنزیمها به طور متفاوت با افزایش درجه حرارت ساختار خود را از دست می‌دهند و دچار انعقاد یا اگریگاسیون می‌شوند. به عنوان مثال، هیدرولیز کارآمد PET مستلزم آن است که آنزیم کوتیناز بدست آمده از کمپوست شاخ-برگ[1] در دمای 70 درجه سانتی‌گراد یا بالاتر از آن فعال باشد، این در حالی است که در این دما این آنزیم تحت اگریگاسیون سریع قرار می‌گیرد و از دست دادن ساختار سوم آن نیز شروع می‌شود (شیرک و همکاران، 2018). در این رابطه سلیمان و همکاران (2014) مشاهده نمودند زمانی که دما از 70 درجه به 80 درجه سانتی‌گراد افزایش یابد نیمه‌ی عمر آنزیم کوتیناز بدست آمده از کمپوست شاخ-برگ از 40 دقیقه به 7 دقیقه کاهش پیدا می‌کند. جلوگیری از اگریگاسیون آنزیم نیازمند هر دو پایداری کلوئیدی و ساختاری پروتئین است. پایداری حرارتی پایین آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلاستیک یکی از گلوگاه‌های اصلی برای کاربردهای عملی است. با الهام از ویژگی‌های ساختاری منحصر به‌فرد پروتئین‌های ترموفیل، استراتژی‌های مؤثری نظیر استفاده از فناوری‌های مولکولی پیشرفته، افزایش بازده آنزیم‌های هیدرولیزکننده از طریق مهندسی نمودن آنها و دیگر رویکردها که در ذیل به آنها اشاره می‌گردد برای بهبود پایداری حرارتی آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک بکار گرفته شده‌اند.

دست یافتن به آنزیم‌های جدید و نوشناخته‌ای که از توان بالایی در هیدرولیز پلی‌مرهای پلاستیک برخوردار باشند همواره یک هدف امیدوارکننده برای مقابله با آلایندهای پلاستیک بوده است. بر این اساس، اولین بار یوشیدا و همکاران (2016) باکتری جدیدی از جنس *Ideonella* را از طریق غربالگری جوامع میکروبی از نمونه‌های خاک، فاضلاب و لجن طبیعی فعال آغشته به اجزاء بطری‌های پلاستیک (PET) بدست آوردند. این سویه نشان دهنده گونه جدیدی از جنس *Ideonella* بود که نام *Ideonella sakaiensis* 201-F6 برای آن پیشنهاد و در پایگاه داده مرکز ملی اطلاعات زیست‌فناوری به شماره شناسایی 1547922 ذخیره شده است (یوشیدا و همکاران، 2016). این باکتری نوشناخته دو نوع آنزیم هیدرولاز PET به نام PETase و Metase تولید می‌کند که به طور هم‌افزایی قادرند PET را تجزیه کنند و در نهایت آنرا به مونومرهای اولیه خود اتیلن گلیکول و ترفتالیک اسید تبدیل کنند. PETase یک هیدرولاز سرین شبه‌کوتین است (کنوت و همکاران، 2020) که قادر است پلی‌مرهای PET را تجزیه و مونو (2-هیدروکسی‌اتیل ترفتالیک[2] و بیس (2-هیدروکسی‌اتیل ترفتالیک[3] را آزاد کنند..

در این مطالعه، به پروتئین نوشناخته ISF6_4831 که از سویه باکتری *Ideonella sakaiensis* 201-F6 استخراج شده بود و توانایی تجزیه PET را داشت آنزیم PETase اطلاق گردید. سه آنزیم دیگر این مطالعه که از غربالگری کنسرسیوم میکروبی حاصل شده بود عبارت بودند از TfHکه از یک اکتینومیست ترموفیل *Thermofibida fusca* بدست آمده بود، آنزیم دوم کوتینازی بود که از کمپوست شاخ-برگ بدست آمده بود (LCC) و آنزیم سوم کوتیناز استخراج شده از قارچ *Fusarium solani* (FsC) بود. فعالیت آنزیم PETase مربوط به *Ideonella sakaiensis* 201-F6 در هیدرولیز PET با سه آنزیم هیدرولیز کننده دیگر PET که هر سه در یک شاخه فیلوژنتیک قرار داشتند نشان داد که توانایی آنزیم PETase در تجزیه PET از هر سه آنزیم دیگر به میزان قابل توجهی بیشتر بود.

هیدرولیز آنزیمی PET به عنوان پرمصرف‌ترین و آلاینده‌ترین پتروپلیمر محیط‌زیست بسیار مورد توجه و مطالعه قرار گرفته است. در این رابطه، تورینر و همکاران

[1] Leaf - branch compost cutinase (LCC)

[2] Mono-(2-hydroxyethyl)terephthalic (MHET)

[3] Bis(2-hydroxyethyl) terephthalate (BHET)

(2020) در یک مطالعه به منظور بهبود کارایی آنزیم‌های هیدرولیزکننده PET، چندین آنزیم گزارش شده قبلی (یوشیدا و همکاران، 2016) شامل آنزیم‌های TfH، LCC، FsC و PETase را در هیدرولیز PET آمورف بکار بردند. آنها از طریق مهندسی آنزیم با استفاده از تکنیک مدل سازی ملکولی و آنالیز سطح – تماسی آنزیم، موفق به افزایش بازده دپلیمریزاسیون و بهینه سازی فعالیت و پایداری حرارتی آنزیم‌ها شدند. نتایج آنها نشان داد که آنزیم کوتیناز استخراج شده از کمپوست شاخ-برگ در مقایسه با دیگر آنزیم‌های فوق با توانایی خیلی بیشتر قادر بود PET را به میزان 93/2 میلی‌گرم معادل ترفتالیک اسید در ساعت به ازاء هر میلی‌گرم آنزیم تجزیه نماید. این نتایج نقش مهندسی آنزیم در افزایش کارایی کاتالیستی آنزیم، در مقایسه با نتایج یوشیدا و همکاران (2016) را به خوبی نشان می‌دهد.

توانایی هیدرولیز کردن PET در حضور سورفکتانت‌ها[1] یکی دیگر از روشهایی است که جهت افزایش پایداری ساختمان آنزیم در دمای‌های بالاتر و در نتیجه افزایش فعالیت کاتالیتسی آنزیم مورد مطالعه قرار گرفته است. در این رابطه فوروکاوا و همکاران (2018) هیدرولیز PET با درجه کریستالی کم و ضخامت 200 میکرومتر را توسط آنزیم کوتیناز استخراج شده از باکتری *Thermobifida fusca* در دماهای مختلف از 40 تا 70 درجه سانتی‌گراد مطالعه کردند. نتایج نشان داد که پلاستیک PET مورد تجزیه قرار گرفت و ترکیبات بیس (2-هیدروکسی‌اتیل) ترفتالات، مونو (هیدروکسی‌اتیل) ترفتالات و تروفتالیک اسید تولید شدند. با مهندسی نمودن آنزیم در این مطالعه، زمانی که از آنزیم کوتیناز جهش یافته (TfCut2 G62A/F209A) استفاده شد، اضافه نمودن یک سورفکتانت کاتیونی به نام دودسیل‌تری‌متیل‌آمونیوم[2] (C_{12}-$N(CH_3)_3^+$) به غلظت 250 پی‌پی‌ام سبب افزایش هیدرولیز آنزیمی پلاستیک PET به میزان 31 نانومول در دقیقه بر سانتی‌مترمربع شد که 12/7 برابر بیشتر از نوع بومی آن و بدون حضور سورفکتانت بود. در واقع، سورفکتانت کاتیونی جذب آنزیم به سطح پلاستیک را از طریق برهمکنش‌های الکترواستاتیک تسهیل می‌کند. در این مطالعه، مشاهده شد که با افزایش دمای واکنش، حتی در غلظت‌های پایین‌تر سورفکتانت‌ها با زنجیره‌های آلکیل کوتاه‌تر، واکنش کاتالیزوری به‌طور مؤثری تسریع می‌شود که نشان دهنده تسهیل برهم‌کنش‌های آبگریز بین زنجیره‌های آلکیل سورفکتانت‌ها و سطح پلاستیک PET است. در این مطالعه، استفاده از سورفکتانت آنیونی دودسیل سولفات (C_{12}-OSO_3^-)، فعالیت آنزیم کوتیناز جهش یافته را 4/3 برابر افزایش داد. بر خلاف آنزیم کوتیناز، فعالیت آنزیم PETase در هیدرولیز پلاستیک PET و در برهمکنش با سورفکتانت کاتیونی دودسیل‌تری‌متیل‌آمونیوم C_{12}-$^+N(CH_3)_3$ به‌شدت کاهش یافت ولی با حضور سورفکتانت آنیونی کاملا افزایش یافت (فوروکاوا و همکاران، 2018). در واقع، اتصال سورفکتانت آنیونی به سطح پلاستیک منجر به ایجاد یک سطح با بار منفی می‌شود که با بار مثبت PETase (دارای نقطه ایزوالکتریک 9/4) برهمکنش می‌دهد. تأثیر متفاوت سورفکتانت آنیونی و کاتیونی بر میزان فعالیت کاتالیستی آنزیمها همچنانکه در بالا اشاره گردید می‌تواند به عواملی نظیر ساختار سه بعدی آنزیم‌ها، ماهیت و فراوانی بار الکتریکی آنها، طول زنجیره آلکیل سورفکتانت‌ها و برهم‌کنش‌های آبگریز بین زنجیره‌های آلکیل و سطح پلاستیک، نوع و درجه کریستالی بودن پلاستیک و نوع و غلظت آنزیم بستگی داشته باشد.

یکی دیگر از راه‌های افزایش فعالیت آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلی‌مرهای پلاستیک گلیکوزیلاسیون[3] آنزیم است. گلیکوزیلاسیون از طریق تقویت تثبیت ترمودینامیکی پروتئین و جلوگیری از اگریگاسیون پروتئین، پایداری حرارتی آنزیم را افزایش می‌دهد. در این مورد، شیرک و همکاران (2018) در مطالعه ترمودینامیک و سینتیک ثبات ساختاری آنزیم کوتیناز استخراج شده از

1. Surfactants
2. Dodecyltrimethylammoniun
3. Glycosylation

کمپوست شاخ-برگ (LCC) مشاهده نمودند که درجه حرارت شروع اگریگاسیون برای LCC گلیکوزیله شده 10 درجه سانتی‌گراد نسبت به LCC غیرگلیکوزیله بیشتر بود. علاوه بر این، سرعت اگریگاسیون LCC گلیکوزیله در دمای 70 درجه سانتی‌گراد و یا بیشتر آهسته‌تر بود. در نهایت، فرایند گلیکوزیلاسیون این آنزیم در مقایسه با آنزیم غیرگلیکوزیله منجر به بهبود نقش کاتالیستی آنزیم کوتیناز استخراج شده از کمپوست شاخ-برگ برای هیدرولیز PET گردید. نتایج مشابهی مبنی بر نقش گلیکوزیله نمودن آنزیم کوتیناز بدست آمده از *Thiellavia terrestris* و کوتیناز قارچ *Aspergillus oryzae* در ممانعت از اگریگاسیون آنزیمی و بهبود پایداری و فعالیت کاتالیستی این آنزیم با افزایش دما در مقایسه با تیمارهای غیرگلیکوزیله نیز گزارش شده است (شیرک و همکاران، 2018). بنابراین، می‌توان گفت گلیکوزیلاسیون آنزیم LCC یک استراتژی تثبیت کننده قدرتمند است که از طریق ممانعت از واکنش پروتئین- پروتئین (شیرک و همکاران، 2018) می‌تواند بدون در نظر گرفتن منشاء میکروبی آنها برای سایر پروتئین‌های مستعد اگریگاسیون اعمال شود.

تقویت اتصال سوبسترا (بستر) به مکان فعال آنزیم رویکرد دیگری است جهت بهبود پایداری حرارتی آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک. مکان فعال آنزیم، یک نقطه داغ برای مهندسی آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک است زیرا برهمکنش بین مکان فعال آنزیم و بستر عامل مهمی است که کارایی پلیمریزاسیون پلاستیک را رقم می‌زند. در واقع مکان فعال آنزیم مهمترین بخش در ساختار یک آنزیم است زیرا مستقیماً واکنش شیمیایی را کاتالیز می‌کند. یک استراتژی متداول ایجاد دهانه وسیع تری از مکان فعال آنزیم برای افزایش دسترسی به بستر پلاستیک است. اولین تلاش برای این منظور در مهندسی آنزیم کوتیناز قارچ *Fusarium solani* انجام شد (آراجو و همکاران، 2007). طی این فرایند، آنزیم جهش یافته (L182A) با دهانه بیشتر مکان فعال، نسبت به آنزیم غیرمهندسی شده، افزایش فعالیت هیدرولیتیکی را برای PET و پلی‌آمید نشان داد (آراجو و همکاران، 2007).

مهندسی تشکیل پیوندهای هیدروژنی در ناحیه‌ای که ساختار آنزیمی با ثبات‌تر را بر عهده دارد روش دیگری برای دستیابی به افزایش پایداری حرارتی است (کوی و همکاران، 2021). تقویت اتصال سوبسترا به مکان فعال آنزیم بهبود پایداری حرارتی آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک را فراهم می‌نماید. پیوند هیدروژنی می‌تواند ساختارهای درجه بالاتر پروتئین را حفظ کند و در نتیجه می‌تواند ثبات ساختاری را تقویت کرده و مقاومت در برابر دمای بالا را بهبود بخشد. به عنوان مثال، تشکیل یک پیوند هیدروژنی با واسطه آب بین باقیمانده‌های S121E و N172 آنزیم در ناحیه حلقه اتصال انعطاف‌پذیر β6-β7 PETase می‌تواند استحکام ناحیه‌ای را افزایش داده و منجر به افزایش قابل ملاحظه پایداری حرارتی شود (سون و همکاران، 2019). در مطالعه دیگری، جهش‌های متعددی از جمله T140D، W159H، I168R، و S188Q برای معرفی پیوندهای هیدروژنی جدید در PETase انجام شد. نتایج نشان داد که PETase مهندسی شده دمای ذوب 31 درجه سانتی‌گراد بالاتر از آنزیم نوع بومی آن داشت (کوی و همکاران، 2021).

مطالب فوق نشان می‌دهد هر چند تلاش‌های تحقیقاتی اخیر پیشرفت‌های قابل‌توجهی برای کشف، مشخص کردن و اصلاح آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلاستیک از راه‌های گوناگون از جمله از طریق تکنیک‌های پیشرفته مبتنی بر omics را به دنبال داشته است، ولی با توجه به دشواری و چالشهای موجود، به‌منظور دستیابی جامع به بیوکاتالیز آنزیمی برای تصفیه و بازیافت پایدار پلاستیک تحقیقات بیشتری باید انجام شود.

نتیجه‌گیری کلی

این مقاله دیدگاه جامعی از حضور نانو/میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان آلاینده‌های نوظهور در محیط‌زیست و اثرات زیان‌آور آنها بر زیست‌بوم‌های خشکی و آبی را ارائه می‌دهد. پساب‌ها، لجن فاضلاب،

پسماندهای جامد شهری و کمپوست به عنوان منابع بالقوه آلودگی نانو/میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست نگرانی‌های روزافزونی را ایجاد نموده‌اند. لذا تلاش‌های گوناگونی با رویکردهای مختلف با تأکید و تمرکز بر فناوری‌های زیستی در جهت پالایش این آلاینده‌ها و حفظ سلامت محیط‌زیست و موجودات زنده تا کنون صورت گرفته شده است. مقاومت شدید پلی‌مرهای پلاستیک در مقابل تجزیه یک چالش جدی را در زیست‌پالایی آنها به وجود آورده است. در واقع، نانو/میکروپلاستیک‌ها توسط آنزیم‌های میکروبی و با سازوکاری که معمولاً متضمن هیدرولیز است، تجزیه می‌شوند. لذا راهکارهای گوناگونی جهت افزایش تجزیه آنها مانند شناسایی و انتخاب بهترین سویه‌های توانمند، استفاده از کنسرسیوم‌های میکروبی و استفاده از باکتری‌های ابرگرمادوست بکار گرفته شده است. افزون براین، در تجزیه پلی‌مرهای پلاستیک، افزایش توان تشکیل بیوفیلم، استفاده از سورفکتانت‌های کاتیونی و آنیونی و گلیکوزاسیون آنزیمی راه‌کارهایی است که جهت افزایش توان کاتالیستی آنزیم‌ها در هیدرولیز نانو/میکروپلاستیک‌ها همچنان که اشاره گردید و با موفقیت‌هایی نیز همراه بود بکار برده شده است. برای افزایش توان تجزیه زیستی ذرات پلاستیک موفقیت‌هایی در استخراج آنزیم‌های جدید تجزیه‌کننده پلاستیک از طریق تکنیک‌های پیشرفته مبتنی بر omics و بهینه‌سازی آنزیم‌های تجزیه کننده پلاستیک، هر چند ناچیز، حاصل شده است. بنابراین، مهندسی پروتئین به طور فزاینده‌ای برای ساخت آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلاستیک با کارایی و پایداری کاتالیزوری بهتر مورد استفاده قرار گرفته شده است. پیشرفت‌ها در مهندسی متابولومیک و زیست‌شناسی دست‌کاری شده به عنوان فناوری‌های تأثیرگذار منجر به کشف و یا توسعه سویه‌های میکروبی با توان بالا در بازیافت پلاستیک‌های مصنوعی به روشی سبزتر شده است. اگرچه استفاده از این فناوری‌ها در تجزیه زیستی نانو/میکروپلاستیک‌ها یک رویکرد امیدوارکننده و الهام‌بخش تحقیقات آینده می‌باشد، اما به‌دلیل سرعت کمتر، معدنی شدن ناقص و سازوکارهای کمتر شناخته شده تجزیه زیستی، آنها در مراحل ابتدایی خود قرار دارند. به عنوان مثال، آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلاستیک که تاکنون شناسایی شده‌اند، ممکن است تنها بخش کوچکی از آنزیم‌های مرتبط با دپلیمریزاسیون پلاستیک در محیط را تشکیل دهند. بسیاری از اطلاعاتی که درک ما را در مورد پیامدهای بالقوه نانو/میکروپلاستیک‌ها بالا می‌برد از مطالعات در شرایط آزمایشگاهی و کوتاه مدت به دست آمده‌اند که ممکن است با نتایج میدانی مطابقت نداشته باشد. لذا با توجه به نوظهور بودن این آلاینده‌ها و توجه جهانی برای پالایش آن‌ها، توسعه و گسترش همه‌جانبه کارهای تحقیقاتی، تا حصول هدف نهایی که تجارتی کردن زیست‌پالایی این آلاینده‌ها می‌باشد، از اهمیت و ضرورتی خاص برخوردار است.

فهرست منابع:

1. Albertsson, A-C. and Banhidi, Z.G. 1980. Microbial and oxidative effects in degradation of PE. Applied Polymer Science 25 (8): 1655-1671, https://doi.org/10.1002/app.1980.070250813.
2. Albertsson, A-C. 1978. Biodegradation of synthetic polymers. II. A limited microbial conversion of ^{14}C in polyethylene to $^{14}CO_2$ by some soil fungi. Applied Polymer Science 22 (12): 3419-3433, https://doi.org/10.1002/app.1978.070221207.
3. Araujo, R., Silva, C., O'Neill, A., Micaelo, N. and Guebitz, G. 2007. Tailoring cutinase activity towards polyethylene terephthalate and polyamide fibers. Journal of Biotechnology 128: 849–857. doi:10.1016/j.jbiotec.2006.12.028.
4. Arpia, A.A., Chen, W.H., Ubando, A.T., Naqvi, S.R. and Culaba, A.B. 2021. Microplastic degradation as a sustainable concurrent approach for producing biofuel and obliterating hazardous environmental effects: A state-of-the-art review. Journal of Hazardous Materials 418:126381. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126381.

5. Ašmonaitė, G. and Almroth, B.C. 2019. Effects of microplastics on organisms and impacts on the environment: Balancing the known and unknown. Technical report by authors at Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg, Sweden, pp: 1-70, https://www.researchgate.net/publication/331257977.
6. Bandmann, V., Müller, J.D., Köhler, T. and Homann, U. 2012. Uptake of fluorescent nano beads into BY2-cells involves clathrin-dependent and clathrin-independent endocytosis. Federation of European Biochemical Societies letters 586: 3626–3632.https://doi.org/10.1016/j.febslet.2012.08.008.
7. Bharti, V., Gupta, B. and Kaur, J. 2019. Novel bacterial strains *Pseudomonas* sp. and *Bacillus* sp. isolated from petroleum oil contaminated soils for degradation of flourene and phenanthrene. Pollution 5:657–669. https://doi.org/10.22059/POLL.2019.274084.571.
8. Boots, B., Russell, C.W. and Green, D.S. 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. Environmental Sciences of Technology 53 (19): 11496–11506. https://doi.org/10 .1021/acs.est.9b03304.
9. Bosker, T., Bouwman, L.J., Brun, N.R., Behrens, P. and Vijver, M.G. 2019. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. Chemosphere 226: 774–781, doi: 10.1016/j.Chemosphere.2019.03.163.
10. Bryers, J.D., Jarvis, R.A., Lebo, J., Prudencio, A., Kyriakides, T.R. and Uhrich, K. 2006. Biodegradation of poly (anhydride-esters) into non-steroidal anti-inflammatory drugs and their effect on *Pseudomonas aeruginosa* biofilms in vitro and on the foreign-body response in vivo. Biomaterials 27(29):5039–5048. doi:10.1016/j.biomaterials.2006.05.034.
11. Chen, Y., Leng, Y., Liu, X., Wang, J. 2019a. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. Environmental Pollution, 257: 113449. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449.
12. Chen, Z., Zhao, W.Q., Xing, R.Z., Xie, S.J., Yang, X.G., Cui, P., Lü, J., Liao, H.P., Yu, Z., Wang, S.H, and Zhou, S.G. 2019b. Enhanced in situ biodegradation of micro-plastics in sewage sludge using hyper-thermophilic composting technology. Journal of Hazardous Materials 384: 121271. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121271.
13. Cui, Y., Chen, Y., Liu, X., Dong, S., Tian, Y., Qiao, Y., Mitra, R., Han, J., Li, C., Liu, W. and Chen Q. 2021. Computational redesign of a PETase for plastic biodegradation under ambient condition by the GRAPE strategy. ACS (American Chemical Society) Catalysis 11, 1340–1350. https://doi.org/10.1021/acscatal.0c05126.
14. de Souza Machado, A.A., Lau, C.W., Till, J., Kloas, K., Lehmann, A., Becker, R. and Rillig, M.C. 2018. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. Environmental Science of Technology 52: 9656–9665. doi: 10.1021/acs.est.8b02212.
15. Dong, Y., Gao, M., Song, Z. and Qiu, W. 2019. Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings. Environmental Pollution 259**:** 1-38. 113892, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113892.
16. FAO, 7 December 2021: https://news.un.org/en/story/2021/12/1107342.
17. Farquhar, G.D. and Sharkey, T.D. 1982. Stomatal conductance and photosynthesis. Annual Review of Plant Physiology 33: 317-345.
18. Feng, L.-J., Sun, X.-D., Zhu, F.-P., Feng, Y. Duan, J.-L., Xiao, F. Li, X.-Y., Shi, Y., Wang, Q., and Sun, J.-W. 2020. Nanoplastics promote microcystin synthesis and release from *Cyanobacterial Microcystis aeruginosa*. Environmental Science and Technology, 54: 3386–3394. doi: 10.1021/acs.est.9b06085.
19. Furukawa, M., Kawakami, N., Oda, K. and Miyamoto, K. 2018. Acceleration of enzymatic degradation of poly(ethylene terephthalate) by surface coating with anionic surfactants. ChemSusChem 11(23): 4018–4025. https://doi.org/10.1002/cssc.201802096.

20. Gao, M., Liu, Y.and Song, Z. 2019. Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. ramosa Hort). Chemosphere, 237: 124482. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124482.
21. Geyer, R., Jambeck, J.R. and Law, K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advences 3(7):1-6, e1700782. doi: 10.1126/sciadv.1700782.
22. Giorgetti, L., Spanò, C., Muccifora, S., Bottega, S., Barbieri, F., Bellani, L. and Castiglione, M.R. 2020. Exploring the interaction between polystyrene nanoplastics and *Allium cepa* during germination: Internalization in root cells, induction of toxicity and oxidative stress. Plant Physiology and Biochemistry 149: 170–177. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.02.014.
23. Gonzalez-Fernandez, C, Toullec, J., Lambert, C., Goic, N. L., Seone, M., Moriceau, B., Huvet, A., Berchel, M., Vincent, D., Courcot, L., Soudant, P. and Paul-Pont, I. 2019. Do transparent exopolymeric particles (TEP) affect the toxicity of nanoplastics on Chaetoceros neogracile? Environmenta Polluttion 250: 873–882 https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.093.
24. Gravouil, K., Ferru-Clément, R., Colas, S., Helye, R., Kadri, L., Bourdeau, L., Moumen, B., Mercier, A. and Ferreira, T. 2017. Transcriptomics and lipidomics of the environmental strain *rhodococcus ruber* point out consumption pathways and potential metabolic bottlenecks for polyethylene degradation. Environmental Science and Technology 51(9): 5172–5181. doi:10.1021/acs.est.7b00846.
25. Gu, J.D., 2020. Biodegradability of plastics: the issues, recent advances, and future perspectives. Environmental Science and Pollution Research 28 (2): 1278–1282. doi:10.1007/s11356-020-11501-9.
26. Guo, X., Hu, G., Fan, X. and Jia, H. 2020. Sorption properties of cadmium on microplastics: The common practice experiment and A two-dimensional correlation spectroscopic study. Ecotoxicology and Environmental Safety. 190: 110 -118. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110118.
27. Hsieh, Y., and Cram, L.A. 1998. Enzymatic hydrolysis to improve of wetting and absorbency of polyester fabrics. Textile Research Journal 68 (5): 311-319. doi:10.1177/004051759806800501.
28. Jaiswal, S. Babita Sharma, B., and Pratyoosh Shukla, P. 2019. Integrated approaches in microbial degradation of plastics. Environmental Technology and Innovation 17: 100567 https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100567.
29. Jiang, X., Chen, H., Liao, Y., Ye, Z., Li, M. and Klobučar, G. 2019. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. Environmental Pollution 250: 831–838. doi:10.1016/j.envpol.2019.04.055
30. Knott, B.C., Erickson, E., Mark, D., Allen, M.D., Gado, J.E., Graham, R., Kearns, F.L., Pardo, I., Topuzlu, E., Anderson, J.J., Austin, H.P., Dominick, G., Johnson, C.W., Rorrer, N.A., Szostkiewicz, C.J., Copié, V., Payne, C.M., Woodcock, H.L., Donohoe, B.S., Beckham, G.T. and McGeehan, J.E., 2020. Characterization and engineering of a two-enzyme system for plastics depolymerization. Proceedings of the National Academy of Sciences 117 (41): 25476–25485. doi:10.1073/pnas.2006753117.
31. Kokare C.R., Chakraborty, S., Khopade, A.N. and Mahadik, K.R. 2009. Biofilm: importance and applications. Indian Journal of Biotechnology 8(2):159–168. http://nopr.niscpr.res.in/handle/123465789/3883.
32. Larue, C., Sarret, G., Castillo-Michelc, H., Elena Pradas, A. and del Reald, R. 2021. A critical review on the impacts of nanoplastics and microplastics on aquatic and terrestrial photosynthetic organisms. Small 17 (20): 1-28. https://doi.org/10.1002/smll.202005834.

33. Lear, G., Kingsbury, J.M., Franchini, S., Gambarini, V., Maday, S.D., Wallbank, J.A.,Weaver, L., and Pantos, O. 2021. Plastics and the microbiome: impacts and solutions. Environmental Microbiome 16:2 https://doi.org/10.1186/s40793-020-00371-w.
34. Lehmann, A., leifheit, E. F., Feng, L., Bergmann, J., Wulfl, A., Rillig, M. C. 2020. Microplastic fiber and drought effects on plants and soil are only slightly modified by arbuscular mycorrhizal fungi. Soil Ecology Letters, This article is published with open access at link.springer.com and journal hep.com.cn, .https://doi.org/10.1007/s42832-020-0060-4.
35. Leiheit, E.F., Lehman A., Rilling, M.C. 2021. Potential effects of microplastic on arbuscular mycorrhizal fungi. Frontiers in Plant Science 12:1-9 Article number 626709 https://doi.org/10.3389/fpls.2021.626709.
36. Li, S. and Zho, L. 2020. Influence of polystyrene microplastics on the growth, photosynthetic efficiency and aggregation of freshwater microalgae *Chlamydomonas reinhardtii*. Science of the Total Environmental 714:1-8., 136767. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136767.
37. Li, L., Zhou, Q. Yin, N., Tu, C., Luo, Y. 2019. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant. Chinese Science Bulletin, 64: 928–934. doi:10.1360/N972018-00845.
38. Long, M., Paul-Pont, I., Hégaret, H., Moriceau, B., Lambert, C. and Huvet, A. 2017. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation. Environmental Pollution 228: 454–463. doi: 10.1016/j.envpol.2017.05.047 .
39. Lozano, Y.M., Lehnert, T., Linck, L.T., Lehmann, A., and Rillig, M.C. 2021. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass. Frontiers in Plant Science 12:616645. doi: 10.3389/fpls.2021.616645.
40. Lu, Y., Ma, Q., Xu., X., Yu, Z., Guo, T. and Wu, Y. 2021. Cytotoxicity and genotoxicity evaluation of polystyrene microplastics on *Vicia faba* roots. Environmental Pollution, 288: 117821.
41. Meng, F., Yang, X., Riksen, M., Xu, M., and Geissen, V. 2021. Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics. Science and Total Environment 755:142516. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142516.
42. Nadian, H., Fathi, G., and Abdollahi, M. 2013. Phosphorus Inflow into Two Species of Clover Root with Different Morphology Colonized by AM Fungi. Iran Agricultural Research, 36 (1): 40-54.
43. Nimchua, T., Eveleigh, D. E., Sangwatanaroj, U. and Punnapayak, H. 2008. Screening of tropical fungi producing polyethylene terephthalate-hydrolyzing enzyme for fabric modification. Journal of International Microbiology and Biotechnology 35:843–850. Doi. 10.1007/s10295-008-0356-3.
44. Nimchua, T., Punnapayak, H., and Wolfgang Zimmermann, W. 2007. Comparison of the hydrolysis of polyethylene terephthalate fibers by a hydrolase from *Fusarium oxysporum* LCH I and *Fusarium solani* f. sp. *Pisi*. Biotechnoloy Journal 2: 361–364 doi.10.1002/biot.200600095.
45. Ogunbayo, A.O., Olanipekun, O.O. and Adamu, I.A. 2019. Preliminary Studies on the Microbial Degradation of Plastic Waste Using *Aspergillus niger* and *Pseudomonas* sp. Journal of Environmental Protection, 10: 625-631. https://doi.org/10.4236/jep.2019.105037.
46. Orr, I.G., Hadar, Y. and Sivan, A. 2004. Colonization, biofilm formation and biodegradation of polyethylene by a strain of *Rhodococcus ruber*. Applied Microbioloy and Biotechnology 65(1):97–104. doi: 10.1007/s00253-004-1584-8.

47. O'Toole, G., Kaplan, H.B. and Kolter, R. 2000. Biofilm formation as microbial development. Annual Review of Microbiology 54(1):49–79. doi:10.1146/annurev.micro.54.1.49.
48. Pehlivan, N. and Gedik, K. 2021. Particle size-dependent biomolecular footprints of interactive microplastics in maize. Environ.mental Pollution 277: 116772. https://doi.org/10.1016/j. envpol.2021.116772
49. Pignattelli, S., Broccoli, A., Piccardo, M., Terlizzi, A. and Renzi, M. 2021a. Effects of polyethylene terephthalate (PET) microplastics and acid rain on physiology and growth of *Lepidium sativum.* Environmental Pollution 282: 116997. https://doi.org/10.1016/j.envpol. 2021.116997.
50. Pignattelli, S., Broccoli, A., Piccardo, M., Felline, S., Terlizzi, A. and Renzi, M. 2021b. Short-term physiological and biometrical responses of Lepidium sativum seedlings exposed to PET-made microplastics and acid rain. Ecotoxicology and Environmental Saftey 208: 111718. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111718.
51. Poerio, T., Piacentini, E. and Mazzei, R. 2019. Membrane processes for micro-plastic removal. Molecules 24 (22): 4148. doi: 10.3390/molecules24224148.
52. Prakash B, Veeregowda, B.M. and Krishnappa, G. 2003. Biofilms: a survival strategy of bacteria. Current Science 85(9):1299–1307. https://www.jstor.org/stable/24108133.
53. Priya, A., Dutta, K.and Daverey, A. 2021. A comprehensive biotechnological and molecular insight into plastic degradation by microbial community. Journal of Chemical Technology and Biotechnoloy 97 (2): 381-397. https://doi.org/10.1002/jctb.6675.
54. Purohit, J., Chattopadhyay, A. and Teli, B. 2020. Metagenomic exploration of plastic degrading microbes for biotechnological application. Current Genomics. 21 (4): 253–270.
55. Ragaert, K., Delva, L. and Van Geem, K. 2017. Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. Waste Management 69: 24–58. doi: 10.2174/1389202921999200525155711.
56. Rehse, S., Kloas, W. and Zarfl, C. 2016. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of daphnia magna. Chemosphere 153:91–99. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.02.133.
57. Ren, X., Tang, J.,Wang, L. and Liu, Q. 2021. Microplastics in soil-plant system: effects of nano/microplastics on plant photosynthesis, rhizosphere microbes and soil properties in soil with different residues. Plant and Soil 462 (1): 561–576. https://doi.org/10.1007/ s11104-021-04869-1.
58. Renzella, J., Townsend, N., Jewell, J., Breda, J., Roberts, N., Rayner, M. and Wickramasinghe, K. 2018. What national and subnational interventions and policies based on mediterranean and nordic diets are recommended or implemented in the WHO European region and is there evidence of effectiveness in reducing noncommunicable diseases, World Health Organization, Regional Office for Europe: Health Evidence Network Synthesis Report, No. 58, Copenhagen, Denmark. https://apps.who.int/iris/handle/10665/326264.
59. Roberts, C., Edwards, S., Vague, M., León- Zayas, R., Scheffer, H., Chan, G., Swartz N.A. and Mellies, J.L. 2020. Environmental consortium containing *Pseudomonas* and *Bacillus* species synergistically degrades polyethylene terephthalate plastic. mSphere 5 (6):e01151-20. https://doi.org/10.1128/mSphere.01151-20.
60. Rochman, C., Browne, M., Halpern, B., Hentschel, B., Hoh, E., Karapanagioti, H., Rios-Mendoza, L., Takada, H., Teh, Swee, T. and Thompson, R. 2013. Policy: classify plastic waste as hazardous. Nature. 494: 169-171. doi:10.1038/494169a.
61. Rossi, G., Barnoud, J., and Monticelli, L. 2014. Polystyrene nanoparticles perturb lipid membranes. The Journal of Physical Chemical Letters. 5 (1): 241–246. https://doi.org/10.1021/jz402234c.

62. Seeley, M.E., Song, B., Passie, R. and Hale, R.C. 2020. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. Nature Communication 11: 2372. doi:10.1038/s41467-020-16235-3.
63. Shirke, A.N., White, C., Englarender, J.C., Zwarycz, A., Butterfoss, G.L., Linhardt, R.G., Gross, R.A. 2018. Stabilizing Leaf and Branch Compost Cutinase (LCC) with Glycosylation: Mechanism and effect on PET hydrolysis. *Biochemistry* 57 (7): 1190–1200, https://doi.org/10.1021/acs.biochem.7b01189.
64. Simoes, M., Simoes, L.C. and Vieira, M.J. 2010. A review of current and emergent biofilm control strategies. LWT-Food Science Technology 43(4):573–583. https://doi.org/10.1016/j.lwt.2009.12.008.
65. Sivan, A., Szanto, M. and Pavlov, V. 2006. Biofilm development of the polyethylene degrading bacterium *Rhodococcus ruber*. Applied Microbiology and Biotechnology 72(2): 346–352. doi: 10.1007/s00253-005-0259-4.
66. Sjollema, S.B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H.A., Kraak, M.H.S., Vethaak, A.D. 2015. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth?. Aquatic Toxicology, 170: 259–261. doi:10.1016/j.aquatox.2015.12.002.
67. Skariyachan, S., Taskeen, N., Preethi Kishore, A. and Venkata Krishna, B. 2022. Recent advances in plastic degradation – From microbial consortia-based methods to data sciences and computational biology driven approaches. Journal of Hazardous Materials, 426 128086, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128086.
68. Skariyachan, S., Manjunath, M., Shankar, A., Bachappanavar, N. and Patil, A. A. 2018. Application of novel microbial consortia for environmental site remediation and hazardous waste management toward low- and high-density polyethylene and prioritizing the cost-effective, eco-friendly, and sustainable biotechnological intervention. Handbook of Environmental Materials Management, Chapert 9, 431-478. doi: 10.1007/978-3-319-73645-7_9.
69. Son, H.F., Cho, I.J., Joo, S., Seo, H., Sagong, H., Choi, S.Y., Lee, S. Y. and Kim, K. J. 2019. Rational protein engineering of thermo-stable PETase from *Ideonella sakaiensis* for highly efficient PETdegradation. Americam Chemical Society Catalysis, 3519-3526, doi: 10.1021/acscatal.9b00568.
70. Sridharan, S., Kumar, M., Bolan, N.S., Singh, L., Kumar, S., Kumar, R. and You, S. 2021. Are micro-plastics destabilizing the global network of terrestrial and aquatic ecosystem services? Environmenta Research 198: 111243. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111243.
71. Sudhakar, M., Priyadarshini, C., Doble, M., Murthy, P.S. and Venkatesan, R. 2007. Marine bacteria mediated degradation of nylon 66 and 6. International Biodeterioration and Biodegradation 60 (3): 144–151. doi:10.1016/j.ibiod.2007.02.002.
72. Sulaiman, S., You, D.-J., Kanaya, E., Koga, Y., and Kanaya, S. 2014. Crystal structure and thermodynamic and kinetic stability of metagenome-derived LC-cutinase. Biochemistry 53 (11): 1858−69. doi: 10.1021/bi401561p.
73. Sun, X.-D., Yuan, X.-Z., Jia, Y., Feng, L.-J., Zhu, F.-P., Dong, S.-S., Liu, J., Kong, X., Tian, H .Duan, J.-L., Ding, Z., Wang, S.-G. and Xing, B. 2020. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. Nature Nanotechnology 15 (9), 755–760. https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4.
74. Taha, Z.D., Amin, R.M., Anuar, S.T., Nasser, A. and Sohaimi, E.S. 2021. Micro-plastics in seawater and zooplankton: a case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. Science of the Total Environment, 786: 147466. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147466.

75. Taniguchi, I., Yoshida, S., Hiraga, K., Kenji Miyamoto, K., Kimura, Y. and Oda, K. 2019. Biodegradation of PET: Current Status and Application Aspects. American Chemical Society Catalysis 9: 4089−4105.
76. Tiwari, N., Santhiya, D. and Sharma, J.G. 2020. Microbial remediation of micro-nano plastics: current knowledge and future trends. Environmental Pollution Journal 265: 115044. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115044.
77. Tournier, V., Topham, C.M., Gilles, A., David, B., Folgoas, C., Moya-Leclair1, E., Kamionka, E., Desrousseaux, M-L., Texier1, H., Gavalda, S., Cot, M., Guémard, E., Dalibey, M., Nomme, J., Cioci1, G., Barbe, S., Chateau, M., André, I., Duquesne, S. and Marty, A. 2020. An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles, Nature 580: 216-219, https://doi.org/10.1038/s41586-020-2149-4.
78. Tribedi, P. and Sil, A.K. 2013. Low-density polyethylene degradation by *Pseudomonas* sp. AKS2 biofilm. Environmental Science and Pollution Research 20(6):4146–4153. doi: 10.1007/s11356-012-1378-y.
79. Uheida, A., Mejía, H.G., Abdel-Rehim, M., Hamd, W. and Dutta, J. 2021. Visible light photocatalytic degradation of polypropylene micro-plastics in a continuous water flow system. Journal of Hazardous Materials, 406: 124299. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124299.
80. Urbanek, A.K., Rymowicz, W. and Mirończuk, A.M. 2018. Degradation of plastics and plastic degrading bacteria in cold marine habitats. Applied Microbiology and Biotechnology 102: 7669–7678. doi: 10.1007/s00253-018-9195-y.
81. Wang, H.T., Ding, J., Xiong, C., Zhu, D., Li, G., Jia, X.Y., Zhu, Y.G. and Xue, X.M. 2019. Exposure to microplastics lowers arsenic accumulation and alters gut bacterial communities of earthworm *Metaphire californica*. Environmental Pollution 251: 110–116. doi: 10.1016/j.envpol.2019.04.054.
82. Wang, F., Zhang, X., Zhang, S. and Sun, Y. 2020. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. Chemosphere 254: 126791. https://doi.org/10.1016/j.Chemosphere. 2020.126791.
83. Wu, X., Lu, J., Du, M., Xu, X., Beiyuan, J., Sarkar, B., Bolan, N., Xu,W., Xu, S., Chen, X., Wu, F. and Wang, H. 2021. Particulate plastics-plant interaction in soil and its implications: a review. Science of the Total Environment 792: 148337. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148337.
84. Wu, Y., Guo, P., Zhang, X., Zhang, Y., Xie, S. and Deng, J. 2019. Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. Journal of Hazardous Materials 374: 219–227. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.04.039.
85. Xiao, Y., Jiang, X., Liao Y., Zhao, W., Zhao, P. and Li, M. 2020. Adverse physiological and molecular level effects of polystyrene microplastics on freshwater microalgae. Chemosphere 255**:**126914 https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126914.
86. Xu, Y., He, Q., Liu, C. and Huangfu, X. 2019. Are micro-or nanoplastics leached from Drinking water distribution systems? Environmental Science and Technology 53: 9339−9340, American Chemical Society Publications, doi: 10.1021/acs.est.9b03673.
87. Xu, Z., Xiong, X., Zhao, Y., Xiang, W. and Wu, C. 2020. Pollutants delivered every day: phthalates in plastic express packaging bags and their leaching potential. Journal Hazardous Materials 384: 121282. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121282.
88. Yang, D., Cho, J.S., Choi, K.R., Kim, H.U. and Lee, S.Y. 2017. Systems metabolic engineering as an enabling technology in accomplishing sustainable development goals. Microbial Biotechnology 10 (5): 1254–1258. https://doi.org/10.1111/1751-7915.12766.
89. Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y. and Oda, K. 2016. A bacterium that degrades and

assimilates poly(ethylene terephthalate). Science 351 (6278): 1196−1199. doi: 10.1126/science.aad6359.

90. Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y. and Yu, F. 2020. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. Science of the Total Environment, 715: 136968. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136968.
91. Yuan,W., Zhou, Y., Liu, X. and Wang, J. 2019. New perspective on the nanoplastics disrupting the reproduction of an endangered fern in artificial freshwater. Environmental Science and Technology 53 (21): 12715–12724. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02882.
92. Yu, H., Peng, J., Cao, X.,Wang, Y., Zhang, Z., Xu, Y. and Qi, W. 2021. Effects of microplastics and glyphosate on growth rate, morphological plasticity, photosynthesis, and oxidative stress in the aquatic species *Salvinia cucullata*. Environmental Pollution 279: 116900. https:// doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116900.
93. Yu, Z., Tang, J., Liao, H., Liu, X., Zhou, P., Chen, Z., Rensing, C. and Zhou, S. 2018. The distinctive microbial community improves composting efficiency in a full-scale hyperthermophilic composting plant. Bioresource Technology 265: 146-154. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.011.
94. Zang, H., Zhou, J., Marshall, M.R., Chadwick, D.R., Wen, Y. and Jones, D.L. 2020. Microplastics in the agroecosystem: are they an emerging threat to the plant-soil system? Soil Biology and Biochemistry 148: 107926, https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107926.
95. Zhang, C., Chen, X., Wang, J., and Tan, L. 2016. Toxic effects of microplastic on marine microalgae Skeletonema costatum: interactions between microplastic and algae. Environmental Pollution 220: 1282–1288. doi: 10.1016/j.envpol.2016 .11.005.
96. Zhao, T., Tan, L., Huang, W., and Wang, J. 2019. The interactions between micro polyvinyl chloride and marine dinoflagellate *Karenia mikimotoi:* The inhibition of growth, chlorophyll and photosynthetic efficiency. Environmental Pollution, 24: 883 889. doi:10.1016/j.envpol.2019.01.114.
97. Zhou, P., Adeel, M., Shakoor, N., Guo, M., Hao, Y., Azeem, I., Li, M., Liu, M. and Rui, Y. 2021. Application of Nanoparticles Alleviates Heavy Metals Stress and Promotes Plant Growth: An Overview. Nanomaterials 11(1):26. doi: 10.3390/nano11010026.
98. Zhou , J., Wena,Y., Marshall, M.R., Heng Gui, H., Yang, Y., Zeng, Z., Davey, L., Jones, D.L. and Zang, H. 2021. Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. Science of the Total Environment 787: 147444. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147444.

Effects of nan/microplastics as newly known pollutants on the environment and their microbial degradation

H. A. Nadian Ghomsheh[1]
Professor, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khozestan;
E-mail: nadian_habib@yahoo.com
Received: July, 2022 & Accepted: November, 2022

Abstract

The increasing accumulation of plastic waste is one of the main environmental challenges currently facing human societies. Environmental toxicity of nano⁄microplastics as newly known pollutants is a constant threat to terrestrial, marine, and atmospheric ecosystems. Nanoplastics are well able to pass through cell membranes and enter the cell, disrupting all vital functions of living organisms, including humans, plants, and microorganisms. Nano⁄microplastics are considered a serious global pollutant due to their resistance to decomposition. Therefore, increasing efforts have been made to eliminate or reduce nano⁄microplastics through eco-friendly technologies. Bio-enzymes have been evaluated as efficient agents for plastic degradation. A variety of plastic-degrading enzymes have been discovered among microbial communities. However, naturally occurring plastic degrading enzymes are not suitable for synthetic plastic degradation due to poor thermos-stability and low catalytic activity. Therefore, exploration in various environments to discover new plastic-degrading enzymes with desirable properties and functions has been increasingly considered. In the biological approach, the decomposition of nano/microplastics, increasing the efficiency of depolymerization, and optimizing the activity and thermal stability of the enzymes involved, have been investigated in various ways. Recent research efforts have made significant progress in discovering and engineering plastic decomposing enzymes, showing great promise for the suitable treatment for plastics biodegradation.

Keywords: Bioremediation, Enzyme engineering, Marine and terrestrial ecosystems, Nano/micro plastic polymers, Oxidative stresses

[1] Corresponding author: Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khozestan, Ahvaz, Mollasani.