

杨文硕,梁鑫,王旭刚,等.微塑料对土壤理化性质和生物特性的影响及其降解研究进展[J].江苏农业科学,2024,52(16):20-29.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2024.16.003

微塑料对土壤理化性质和生物特性的影响 及其降解研究进展

杨文硕¹,梁鑫^{1,2},王旭刚^{1,2},石兆勇^{1,3},杜鹏⁴

(1.河南科技大学农学院,河南洛阳 471000; 2.洛阳市植物营养与环境生态重点实验室,河南洛阳 471000;

3.洛阳市共生微生物与绿色发展重点实验室,河南洛阳 471000; 4.河南省洛阳市农业技术推广服务中心,河南洛阳 471003)

摘要:微塑料因其体积小、不易被生物降解等特性,使得环境中的微塑料含量呈指数式增加,已经严重威胁农田生态系统。本文通过梳理国内外文献得出以下结论:微塑料可通过农用地膜覆盖、污泥农用、农业灌溉、有机肥的施用和大气沉降等途径进入土壤。微塑料进入土壤后会影响土壤的理化性质和物质循环,可能因刺激酚氧化酶的活性,导致土壤中溶解性较差的高分子量化合物分解为易溶解的低分子量化合物,而增加土壤有机碳含量;或因破坏土壤结构和土壤团聚体对有机碳的物理保护,而降低土壤有机碳含量。微塑料还会对土壤微生物及酶活性产生重要的影响,然而由于聚合物的大小、种类和剂量的高度可变性,微塑料对土壤微生物和酶活性的影响尚存争议。微塑料的降解方式主要包括生物降解和酶降解,但降解效率均不高。目检法、光谱法、热解分析法为微塑料的主要检测方法。此外,本文根据现有的研究基础提出了土壤微塑料污染需要解决的问题,以期土壤微塑料污染防治提供科学参考。

关键词:微塑料;土壤;生物特性;降解

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2024)16-0020-10

由于质轻、耐用和耐腐蚀,塑料自 1940 年开始大规模生产^[1]。塑料在生产使用过程中经物理、化学或生物作用逐渐被分解成塑料颗粒^[2]。当量直径小于 5 mm 的塑料颗粒被 Thompson 在 2004 年定义为微塑料^[3]。微塑料因其体积小、比表面积大等特性而影响生物健康、食品安全等方面^[4]。微塑料尺寸和土壤动物的食物相似,易被动物误食,多数动物无法完全消化微塑料,从而损害动物胃肠道^[5]。邓爱琴等研究发现微塑料会对土壤中线虫、蜗牛、弹尾虫、跳虫等产生毒理效应,造成肠道损伤、神经毒性、体重下降以及生殖率降低等危害^[4]。除此以外,土壤中的微塑料还会通过食物链富集到更高等级的动物体内,最终对人体健康产生威胁^[6]。研究发现,微塑料会在土壤-蚯蚓-鸡的食物链中传递,土壤中的蚯蚓粪和鸡粪中的微塑料富集系数分别高达 12.7 和 105^[7];刘雅宣等研究证明微塑料能够通过呼吸道和消化道 2 种方式进入人

体,微塑料能够穿透人体的组织屏障到达器官内部,对人体造成炎症反应、氧化应激以及 DNA 损伤等负面影响^[8]。微塑料成为近年来环境污染研究的热点,但对于微塑料污染的研究长期以来聚焦于海洋方面,对土壤中的微塑料污染现状及污染效应的关注较少^[1]。Nizzetto 等估算,土壤环境中的微塑料是海洋环境中微塑料的 4~23 倍,土壤可能是比海洋更大的塑料储藏库^[9]。土壤微塑料污染问题目前已成为科学界亟须解决的重大环境命题。

本综述通过归纳总结国内外相关研究,概括微塑料进入土壤的途径及污染程度,重点阐述土壤中微塑料的环境效应,分析微塑料对土壤的理化性质、生物特性的影响,并总结微塑料的降解方式以及目前检测的方法,以期分析微塑料对土壤生态系统的影响提供科学依据。

1 土壤中的微塑料

微塑料可以通过农用地膜覆盖、污泥农用、农业灌溉、有机肥的施用和大气沉降等途径进入土壤^[10]。

1.1 农用地膜的残留

农用地膜因其高度柔韧性、耐用性、易于加工且无异味,在改善土壤温度、减少水分蒸散损失和控制杂草等方面被大量使用^[11-12]。截至 2017 年,

收稿日期:2023-09-27

基金项目:国家自然科学基金(编号:U1904121)。

作者简介:杨文硕(1995—),女,山东济南人,硕士研究生,研究方向为土壤化学。E-mail:1183935612@qq.com。

通信作者:王旭刚,博士,教授,主要从事土壤地球化学研究。

E-mail:nywxg@126.com。

中国农用地膜使用量已达 140.4 万 t^[13]。蔡子睿等估算我国农用地膜使用量今后仍将以每年 25% 的速率增长^[14]。然而,我国农用地膜回收技术(如再生造粒技术、油化回收技术和化学回收技术等)不成熟,导致塑料回收率低^[15],大量农用地膜残留在土壤中,经紫外线辐射与微生物降解等生化过程被分解为微塑料^[16]。Zhou 等收集了覆盖地膜和无覆盖地膜的农田土壤,发现覆膜土壤的微塑料含量比无覆膜土壤平均高出 308 个/kg,增幅达 117%^[17];赵岩等通过调查,发现甘肃省大部分地区、内蒙古东部地区、东北风沙区、山西省北部地区及河北省北部地区平均农用地膜残留量达 100 kg/hm²^[18];马辉等调查河北省邯郸市棉田土壤残留地膜发现,地膜残留量和覆膜年限成正比,平均地膜残留量在 59.1 ~ 103.4 kg/hm² 之间^[19],且地膜残留量与农作物关系密切,当地膜残留量超过 240 kg/hm² 时,农作物产量显著降低^[20]。由此可见,加强对农用地膜的规范使用及提高农用地膜的回收技术是减少农田土壤中微塑料污染的重要途径之一。

1.2 污泥农用

污泥中含有丰富的氮、磷、钾和有机碳,在农业生产中得到广泛应用^[21]。国内外大量研究表明,污泥中含有丰富的微塑料,其含量在 1 500 ~ 56 000 个/kg 之间^[22]。Nizzetto 等发现北美和欧洲约 50% 的污泥被用于农业生产,部分国家的污泥农用比例高达 72%^[23];Li 等调查了我国多个省份污泥中的微塑料含量,发现其微塑料含量介于 $1.60 \times 10^3 \sim 5.64 \times 10^4$ 个/kg,平均为 2.27×10^4 个/kg,多为聚烯烃(polyolefin, Po)、聚乙烯(polyethylene, PE)和聚酰胺(polyamide, PA)^[24]。污泥带入的微塑料可在土壤中长期存在,Zubris 等发现施用污泥 15 年后的土壤仍可以检测到塑料纤维且含量远超未施用污泥土壤^[25]。此外,有研究发现污泥本身含有抗生素、重金属、持久性有机物及病原菌等毒害物质,会附着于微塑料表面,加重土壤的复合污染,但目前的相关研究较少^[26]。

1.3 有机肥的施用

有机肥的施用也是微塑料进入土壤途径之一。Blasing 等发现有机肥中微塑料浓度介于 2.38 ~ 180 mg/kg 之间^[27];Weithmann 等调查了有机肥料中微塑料颗粒分布,发现粒径大于 1 mm 微塑料含量达到 14 ~ 895 个/kg^[28]。中国有机肥年生产总量 2 488 万 t,实际施用量 2 220 万 t^[29]。骆永明等根

据我国有机肥施用量和微塑料含量估算,中国每年投入到土壤中的微塑料为 52 ~ 26 400 t^[30]。有机肥可提高作物产量,其使用会导致土壤中微塑料的积累,应引起更多的重视。

1.4 农业灌溉

农业灌溉用水主要是地表水和污水,地表水中微塑料可因灌溉而进入农田生态系统^[31]。Zhao 等提取了长江江水中悬浮的微塑料,用立体显微镜分类计数,结果显示河口江水的微塑料含量为 500 ~ 10 200 个/m³^[32];耿世雄等研究了长江中下游 18 个湖泊,发现微塑料的含量范围为 240 ~ 1 800 个/m³,平均含量为 351 ~ 1 209 个/m³^[33]。尽管污水处理厂能够去除 90% 的微塑料,但由于污水中原有微塑料含量基数过大,净化后的污水中仍存在微塑料^[34];Mintenig 等调查了德国下萨克森州 12 个污水处理厂,发现污水即使经标准化处理,单个污水厂仍可以释放高达 10¹⁰ 个塑料颗粒^[35]。因此,建立独立的排水系统和提高污水处理效率对减少土壤中微塑料污染尤为重要。

1.5 大气沉降

大气沉降亦为微塑料进入土壤环境的重要途径。Cai 等研究发现广东东莞大气中微塑料沉降量介于 175 ~ 313 个/(m² · d),主要的微塑料为 PE、聚丙烯(polypropylene, PP)和聚苯乙烯(polystyrene, PS)等^[36];Dris 等用不锈钢漏斗收集微塑料后用立体显微镜对样品进行过滤和观察,大气沉降物每天约为 2 ~ 355 个/m²,估计每年通过大气沉降到该地区的微塑料超过 3 t^[37]。但关于大气中的微塑料的分布特征及其迁移规律研究较少,需要进一步探究。

1.6 微塑料在土壤的迁移

微塑料在土壤中的迁移方式主要为纵向迁移、横向迁移。纵向迁移主要指土壤中微塑料可通过动物摄食、消化、排泄、掘洞及附着在动物表面从土壤表层向深层迁移。土壤中微塑料的迁移范围与生物体大小、微塑料粒径密切相关。Rilling 等研究发现,蚯蚓可沿土壤剖面将 60% 的 PE 输送到 10 cm 以下的土层,且粒径越小,迁移距离越大^[38]。Maaß 等发现 2 种跳虫(*Folsomia candida* 和 *Proisotoma minuta*)亦可将表层土壤中的微塑料迁移到深层土壤,但跳虫的迁移范围显著低于蚯蚓^[39]。除此之外,蚂蚁、白蚁、鼯鼠等也会使微塑料纵向迁移^[40]。鸟类等迁徙类动物可以作为微塑料长距离运输的载体,对微塑料的横向迁移起到一定作用^[41];地表

径流、风力作用也对土壤表层微塑料的横向迁移起到了重要作用^[42-43],值得说明的是,径流与风力对微塑料横向迁移可能与微塑料自重或密度相关,低密度微塑料可能随径流或风力作用而漂浮并迁移,致使此地微塑料含量降低,高密度微塑料则反之。但目前的研究只涉及到微塑料的粒径,对微塑料的形状、浓度在土壤中迁移的影响还尚未有研究解释说明,相关问题需进一步研究。

2 微塑料对土壤理化性质的影响

2.1 物理性质

微塑料进入到土壤后,由于其粒径小、比表面积大,导致其吸附能力增强,进而会影响土壤容重、持水性、水稳性团聚体和孔隙度。一般认为微塑料可以降低土壤容重^[43-44],降低幅度因微塑料种类而异。周薇等研究发现,添加 PE 会使土壤容重下降 11.13% ~ 18.97%^[44];有研究发现聚酯纤维 (polyester, PET) 可使土壤容重下降 7.6%。此外,微塑料会增加土壤中水稳性团聚体含量,且土壤水稳性团聚体含量受微塑料类型、浓度的影响^[45]。Boots 等发现 PE 对土壤水稳性团聚体的增加效果优于聚乳酸 (polylactic acid, PLA), 30 d 后水稳性团聚体含量的增幅分别为 35% 和 28%^[46];胡旭凯等按照 0.5%、10%、20% 的比例向土壤中添加 PE 后发现水稳性团聚体含量的增幅分别为 15.5%、27.5%、33.9%,与微塑料添加量成正比^[47]。微塑料对土壤孔隙度的影响与微塑料粒径、浓度关系密切。周薇等以 PE 为例研究了微塑料粒径对土壤孔隙的影响,发现粒径 1 mm 的 PE 较 25 μm 的 PE 可使 9 μm 以上的土壤孔隙体积提高达 23.53%^[44];Zhang 等发现添加 0.1%、0.3% 浓度的聚酯超细纤维 (polyester microfiber, PMF) 后,0.1% 处理较 0.3% 处理可使大于 30 μm 的土壤孔隙体积提高 7.6%^[48]。微塑料对土壤持水性的影响尚存在争议。付远舟等认为土壤中添加 PS 后土壤最大持水能力增加 3.96%,且土壤最大持水能力随微塑料添加量而增加^[49];添加 PP 后土壤最大持水能力增幅可达 10%^[45]。他们认为微塑料增加土壤持水能力的可能原因是微塑料改变了土壤水分运移,影响了土壤最大持水性能力。然而周薇等研究发现 PE 使土壤最大持水能力显著降低 20.04%,认为其原因可能是 PE 降低了土壤中的小孔隙体积,从而降低了土壤的最大持水能力^[44]。综上,微塑料的类型、

浓度可以显著影响到土壤的相关物理指标,但对其差异性研究还不足以反映其作用和机制,且不能说明微塑料和土壤团聚体之间的相互作用关系;对微塑料污染引起的土壤物理性质的变化尚处于初步阶段,微塑料对土壤物理性质的影响是个复杂的过程,未来亟待更深入的研究。

2.2 化学特性

微塑料对土壤化学特性影响的研究主要集中在土壤中微塑料的积累能够改变土壤 pH 值、有机质和有效磷含量等方面,然而相关研究缺少一致性结论。微塑料对土壤 pH 值的影响因种类而异,有研究表明在 pH 值为 6.9 的砂质黏土土壤中添加高密度聚乙烯 (high density polyethylene, HDPE) 后,土壤 pH 值降低了 0.62 个单位,这可能是因为 HDPE 改变了土壤中的阳离子交换,并促进土壤水中的质子自由交换位^[46];而 PLA 则使砂姜黑土土壤 pH 值升高,且土壤 pH 随着 PLA 剂量的增加而逐渐增加,这可能是因为添加 PLA 减少了土壤有机质含量^[50]。付远舟等在 pH 值为 8.8 的黄壤土中添加 PP、PE、PLA 后发现,微塑料对土壤 pH 值无显著影响^[49]。微塑料对土壤有机质含量的影响亦存在分歧,有研究认为微塑料可能降低土壤有机质含量,降幅因为微塑料种类而异^[51]。马文倩等添加 PE 后土壤有机质含量降低了 33.9%^[51],Zhang 等发现地膜残留会使土壤有机质下降 0.8%;他们认为土壤有机质降低的可能原因是添加微塑料降低了土壤中微生物生物量和酶活性^[52]。也有研究与上述不同,Liu 等添加 PP 后发现土壤有机质显著增加,可能原因是微塑料的添加显著刺激了双乙酸荧光素水解酶 (fluorescein diacetate hydrolase, FDase) 活性,导致微生物对土壤有机质的水解活性增强^[53]。微塑料对可溶性有机碳的影响因浓度、种类而异,Yu 等在土壤中添加浓度为 28% 的 PE 后发现,可溶性有机碳含量降低 50.3%,这可能是因为微塑料破坏了土壤结构和土壤团聚体对可溶性有机碳的物理保护,导致可溶性有机碳含量降低^[54];而 Liu 等在添加相同浓度的 PP 后发现,可溶性有机碳含量显著提高 35%,可能原因是微塑料增加了酚氧化酶的活性,导致土壤中溶解性较差的高分子量化合物分解为易溶解的低分子量化合物,从而增加了可溶性有机碳^[53];Ren 等则在添加浓度为 5% 的 PE 后发现,微塑料对土壤可溶性有机碳无显著影响^[55]。马文倩等发现 PE 会使土壤有效磷降低 22.6%^[51];

Zhang 等发现地膜残留可使有效磷下降 5% ,有效磷降低的原因是微塑料抑制了土壤磷酸酶的活性^[52]。综上,微塑料对土壤化学特性的影响是否因微塑料粒径、土壤性质而异尚不清楚,需进一步的研究来探明其机理。

3 微塑料对土壤中生物特性的影响

微塑料对土壤微生物特性的影响主要针对土壤酶活性与微生物群落。

3.1 微塑料对土壤酶活性的影响

土壤酶与土壤养分循环、有机质分解及能量流动等生物化学过程密切相关,是调控土壤养分循环的关键因素。土壤中 FDAse、酸性磷酸酶、土壤脱氢酶及土壤脲酶等的活性与微塑料密切相关。不同类型微塑料对 FDAse 活性影响不同,Fei 等在土壤中添加 PE、聚氯乙烯 (polyvinyl chloride,PVC) 发现二者均抑制了土壤中 FDAse 活性,FDAse 活性分别降低 7%、5%^[56];Wang 等在残留白色地膜土壤中发现 FDAse 活性降低 10.2%。他们认为 FDAse 活

性降低的可能原因是微塑料降低了可溶性有机物的生物降解性^[57]。Liu 等发现在黄绵土中加入 PP 可促进土壤基础呼吸代谢,增加土壤孔隙度,丰富好氧微生物的丰度,从而使 FDAse 活性显著提高了 18%^[53]。微塑料可提高酸性磷酸酶的活性,加快土壤养分周转。Fei 等研究发现 PE、PVC 均会提高酸性磷酸酶的活性,增幅分别为 0.9% 和 22.7% ,但酸性磷酸酶活性与微塑料浓度并未存在显著相关性^[56]。土壤脱氢酶活性与微塑料浓度关系密切,马云等在土壤中添加浓度为 0.1%、1% 的 PP,1% 处理的土壤脱氢酶活性较 0.1% 处理显著降低了 11.2% ,这可能是因为添加 PP 降低了土壤微生物的多样性^[58];Zhang 等在土壤中添加浓度为 7% 和 14% 的 PS,7% 的处理较 14% 处理可使土壤脲酶活性显著提高 63.2% ,这可能是因为添加 7% 的 PS 刺激了与固氮相关的微生物丰度,土壤脲酶活性与微塑料浓度呈显著负相关^[59]。综上,微塑料对土壤酶活性的影响受其种类、浓度的影响,因此相关研究也存在显著差异。具体影响详见表 1。

表 1 MPs 对酶活性的影响

| 微塑料类型 | 微塑料浓度 | 酶类型 | 添加微塑料对酶活性的影响 | 参考文献 |
|--------|--------------------------|-------------|---|---------|
| PE | 1%、5% | FDAse、酸性磷酸酶 | FDAse:活性与 PE 显著负相关;酸性磷酸酶:PE 可使活性增加 0.9%;PE 浓度与 2 种酶活性相关性不显著 | [56] |
| PVC | 1%、5% | FDAse、酸性磷酸酶 | FDAse:活性与 PVC 显著负相关;酸性磷酸酶:PVC 可使活性增加 22.7%;PVC 浓度与 2 种酶活性相关性不显著 | [56] |
| PP | 0.1%、1% | FDAse、土壤脱氢酶 | FDAse:活性与 PP 显著正相关;土壤脱氢酶:活性与 PP 负相关;PP 浓度与土壤脱氢酶显著负相关 | [53,58] |
| PS | 7%、14% | 土壤脲酶 | PS 与土壤脲酶活性负相关;7% PS 较 14% 处理可使土壤脲酶活性显著增加 63.2% | [59] |
| 农用残留地膜 | 67.5 kg /hm ² | FDAse、土壤脱氢酶 | FDAse:活性与残留地膜显著负相关,降幅可达 10%;土壤脱氢酶:活性与残留地膜显著负相关,降幅可达 20% | [57] |

3.2 微塑料对微生物群落的影响

土壤微生物群落组成是土壤环境变化的重要生物学指标,对土壤生态系统的能量交换和物质循环等核心功能起着至关重要的作用。微塑料对土壤微生物影响的研究主要集中在对微生物活性、群落结构和多样性的影响方面。Qian 等发现新疆自治区地膜残留(超 10 年)使变形菌门的丰度显著增加^[60];Fan 等在酸性土壤中加入 7% 与 14% 的 PE、PS、PVC,发现土壤中变形菌门、子囊菌门和放线菌门的丰度显著增加,放线菌门的丰度则与微塑料浓度显著负相关,7% 的 PE、PS、PVC 处理的放线菌门相对丰度均高于 14% 的处理^[61];Ren 等在土壤中添加 PE 后,放线菌门丰度增加 5%^[55];Fei 等在土壤中添加 PE 和 PVC 后,伯克霍氏科的相对丰度显著

增加^[56];Qian 等发现残留地膜显著抑制了放线菌门的丰度,降幅达 17.74%^[60];Fan 等发现 PE、PS、PVC 可使土壤中酸菌门、壶菌门和担子菌门丰度显著降低^[61];Ren 等在土壤中添加 PE 后,变形菌门丰度下降 3% ,且抑制绿弯菌门、红游动菌属活性^[55];Fei 等发现 PE、PVC 显著降低黄色杆菌属、鞘脂单胞菌属丰度^[56]。微生物影响土壤微生物群落可能机制有二,一是微塑料有利于生物膜的形成,二是微塑料可通过吸附其他有毒有害污染物而影响土壤微生物。但有研究表明微塑料对土壤微生物并无影响,Wiedner 等在农业用土(黑钙土)中添加浓度为 1%、粒径小于 100 μm 的 PP、PE、PS 和 PLA,在 20 ℃ 培养 80 d 后并未发现微塑料对土壤微生物群落结构造成显著影响^[62];Yang 等在黄土中添加

7%、28% 的 PVC,培养 30 d 后发现微塑料并没有对整个细菌的多样性和组成造成显著影响^[63];Chen 等在稻田土中添加 2% 的 PLA,在 1 ~ 70 d 内间隔取样,发现 PLA 对细菌群落的整体多样性和组成以及相关的生态系统功能无显著影响^[64]。上述研究中土壤性质、微塑料的类型、浓度等参数均不同,因而不能通过单一变量归纳微塑料对微生物群落的影响。

4 微塑料的生物降解

土壤中的微塑料颗粒小且分布广泛,无法富集或回收,很难使用热降解等简单方法对其进行无害化处理^[65]。因此,研究人员开始关注使用生物降解等方法降解土壤中的微塑料。目前研究表明土壤中的部分昆虫、细菌和真菌具有降解微塑料的能力,相较于物理化学途径降解,生物降解也更加环保、安全^[66]。

4.1 生物降解

土壤中的昆虫可通过咀嚼减小微塑料粒径,进入肠道后由微生物进一步分解^[67]。目前已报道有 6 种昆虫可降解微塑料,但土壤中可降解微塑料的昆虫只有 2 种^[68]。Ju 等将弹尾虫暴露在 PE 污染的人造土壤(小于 500 mm)中 28 d 后,部分微塑料可被弹尾虫降解为 CO₂ 和 H₂O,但 PE 会对弹尾虫产生毒性效应,当浓度达 1% 时,弹尾虫繁殖量显著降低 70.2%^[69]。有研究在蚯蚓的肠道分离出了放线菌门中的微杆菌属、红球菌属、分枝杆菌属、链门

菌属和厚壁菌门中的芽孢杆菌属,60% 的低密度聚乙烯(low density polyethylene, LDPE)在细菌存在 21 d 后开始衰变,LDPE 的大小在 4 周内显著减小,并检测到了十八烷、二十烷、十二烷^[70]。

目前从沉积物、废水、土壤和垃圾场等环境中都已经分离出可降解微塑料的细菌(表 2),主要有艾德昂菌属、芽孢杆菌、红球菌、赤色红球菌和假单胞菌,多属于芽孢杆菌门和放线菌门。Yoshida 等在沉积物、土壤、废水、活性污泥中分离出了 1 种可同化降解聚对苯二甲酸乙二醇酯(Polyethylene Terephthalate,PET)的艾德昂菌属的新菌种,该菌株可在 30 ℃ 以 0.13 mg/(cm² · d)的速率降解 PET,6 周后 PET 完全降解^[71];Auta 等从红树林沉积物中分离出芽孢杆菌属和红球菌属的 2 菌株,在以 PP 作为单一碳源情况下 40 d 后对 PP 的降解率分别为 4.0% 和 6.4%^[72];Orr 等在土壤中分离出的赤色红球菌属,以聚乙烯薄膜为唯一碳源 30 d 后在聚乙烯表面形成生物膜并可使 8% 的聚乙烯降解^[73];Tribedi 等在固体废物垃圾场土壤中分离出的假单胞菌,30 ℃ 培养 45 d 后 LDPE 膜表面变粗糙,存在明显的裂纹和沟槽,抗拉强度明显降低,使 LDPE 的降解达 6%^[74];Skariyachan 等在塑料垃圾处理区中筛选出肠杆菌属、泛亚菌属,可使 LDPE 带和颗粒在 120 d 降解 45% ~ 53% 和 18% ~ 22%,二者组成细菌群落在 120 d 内对 LDPE 带和颗粒的降解效率达 73% ~ 86% 和 35% ~ 42%^[75]。

表 2 降解 MP 的细菌

| 降解 MP 的细菌 | 来源 | 降解塑料种类 | 降解效果 | 参考文献 |
|-------------|---------------|-----------------|---|------|
| 艾德昂菌属 | 沉积物、土壤、废水活性污泥 | PET | 在 30 ℃,以 0.13 mg/(cm ² · d)的速率降解 PET;在 28 ℃,6 周后,PET 完全降解 | [71] |
| 芽孢杆菌、红球菌 | 红树林沉积物 | PP | 塑料膜表面被破坏,40 d 后对 PP 的降解率分别为 4.0% 和 6.4% | [72] |
| 赤色红球菌 | 土壤 | 聚乙烯薄膜 | 细菌在聚乙烯表面形成生物膜,30 d 后降解率达 8% | [73] |
| 假单胞菌 | 固体废物垃圾场的土壤 | LDPE | LDPE 膜上 30 ℃ 培养 45 d 后薄膜表面变得粗糙,存在明显的裂纹和沟槽,抗拉强度明显降低,对 LDPE 的降解高达 6% | [74] |
| 细菌群落肠杆菌、泛亚菌 | 塑料垃圾处理区 | LDPE 带和 LDPE 颗粒 | 细菌群落对 LDPE 带和 LDPE 颗粒的降解效率分别为 73% ~ 86% 和 35% ~ 42%,而单一菌株配制的菌落对 LDPE 带和颗粒的降解效率分别为 45% ~ 53% 和 18% ~ 22% | [75] |

真菌也能够利用微塑料作为碳源,进而促进微塑料中羧基、羰基、酯等官能团形成,在减少塑料污染对环境影响方面具有很大的潜力^[76](表 3)。如 Volke - Sepúlveda 等检测发现热氧化(80 ℃,15 d)

的 LDPE 与嗜青霉菌和黑霉菌培养 31 个月后,LDPE 重量分别下降 0.37% 和 0.57%,降解产物为 CO₂^[77];Devi 等在 PE 废弃物中分离出的图炳曲霉和黄曲霉菌,在未经预处理与添加氧化添加剂的情

况下 30 d 内对 HDPE 的降解率分别为 6.22% 和 8.61%,与矿物油共存后对 HDPE 的生物降解率分别为 6.98% 和 9.54%,降解产物为 CO₂、H₂O^[78]; Verma 等发现土壤中分离的黄曲霉菌与地曲霉菌在 9 个月后对 LDPE 的降解率达 30.6% 和 11.4%,降解后 LDPE 中存在醇、烷烃、胺和烯烃^[79]。但也有研究表明,自然条件中土壤真菌对微塑料的降解效

果甚微。Arkatkar 等在做任何预处理的情况下,12 个月后 PP 重量仅下降 0.4%^[59]。此外生物对于微塑料的降解速率还受到微塑料的物化性质和生物类型的影响,尽管在环境中有很多生物可降解微塑料,但微生物是降解过程的主力军,所以筛选更好的菌株以提高微塑料的降解效率是今后研究的主要方向。

表 3 降解 MPs 的真菌

| 降解 MPs 的真菌 | 来源 | 降解塑料种类 | 降解效果 | 参考文献 |
|------------|-------|--------|--|------|
| 嗜青霉菌和黑霉菌 | 现成菌株 | LDPE | 热氧化(80 ℃,15 d)的 LDPE,与嗜青霉和黑霉菌培养 31 个月后,LDPE 重量分别下降 0.37% 和 0.57%,降解产物为 CO ₂ | [81] |
| 图炳曲霉和黄曲霉菌 | 聚乙烯废物 | HDPE | 在没有任何预处理和氧化添加剂的情况下培养 30 d 后,HDPE 失重分别为 6.22% 和 8.61%,而在矿物油条件下,生物膜的形成率和 HDPE 膜的生物降解率分别为 6.98% 和 9.54%,降解产物为 CO ₂ 、H ₂ O | [82] |
| 黄曲霉菌与地曲霉菌 | 土壤 | HDPE | 在土壤中培养 9 个月,LDPE 膜的失重率分别为 30.6% 和 11.4%,降解后的 LDPE 存在醇、烷烃、胺和烯烃 | [83] |

4.2 酶降解

可以降解微塑料的酶主要有水解酶和氧化还原酶。水解酶可增强催化底物水解能力,包括酯酶、蛋白酶和脂肪酶等^[80](表 4)。Lee 等分别用酯酶、碱性蛋白酶和脂肪酶对 PLA 无纺布进行降解,21 d 后,酯酶和脂肪酶降解的 PLA 失重率为 1% 和 4%,而碱性蛋白酶的失重率高达 25%^[81];Watanabe 等利用蛋白酶对高分子质量 PLA 进行降解,其降解率高达 60%^[82];Tournier 等使用二硫键取代了叶分支堆肥角质酶中的二价金属结合位点,合成的热稳定性更强的 PET 水解酶可在 10 h 内降解至少 90% 的 PET^[83]。氧化还原酶具有木质素降解能力,包括锰过氧化物酶、漆酶和木质素过氧化物酶等,可促

进不易水解的微塑料如 PE、PP、PS 等的降解^[80]。Sowmya 等发现在锰过氧化物酶和漆酶的作用下,PE 形成了羧酸、醛类、芳烃、醇类、酯类、醚类和烷基卤化物基团^[84];Khatoun 等证明了木质素过氧化物酶的生物合成过程对 PS、PVC 降解能力达 25%,且降解后 PS 和 PVC 结构中形成含氧官能团^[85];Santo 等研究发现漆酶的酶氧化在聚乙烯的生物降解中起主要作用,30 d 内 PE 重量损失近 15%,烷烃氢化酶也具有降解微塑料的能力,80 d 内可将 PE 中 40.8% 的碳转化为 CO₂^[86]。但目前大多数研究均为基于实验室理想环境下的酶降解,微塑料在土壤中的降解效果仍有待研究。

表 4 MPs 的酶降解

| 微塑料种类 | 降解酶 | 降解效果 | 参考文献 |
|-------|--------------------|---|---------|
| PLA | 酯酶、脂肪酶、碱性蛋白酶、商业蛋白酶 | 21 d 失重率分别为 1%、4%、25%,降解率可高达 60% | [81–82] |
| PET | 水解酶 | 10 h 内降解至少 90% 的 PET | [83] |
| PE | 锰过氧化物酶、漆酶、烷烃氢化酶 | 过氧化物酶的效率为 0.6%,漆酶降解效率为 0.5%;官能团变化 30 d 内 PE 重量损失约 15%;烷烃氢化酶在 80 d 内将 PE 中 40.8% 的碳转化为 CO ₂ | [84] |
| PS | 过氧化物酶 | 降解率为 25%,官能团变化为含氧官能团 | [85] |
| PVC | 过氧化物酶 | 降解率为 25%,官能团变化为含氧官能团 | [85] |

5 微塑料的检测方法

检测微塑料的方法主要包括目检法、光谱法、热分析法等^[87]。土壤中微塑料的分离提取主要采用筛分、密度分离、加压流体萃取等方法^[88]。筛分法是利用不锈钢筛物理筛分风干土壤样品以获得不同粒径土壤样品颗粒混合物,主要适用于目检

法,一般无法检出小于 1 mm 的微塑料颗粒^[89]。密度分离法利用土壤颗粒与微塑料的密度差异进行分离,NaCl、NaI、ZnCl₂ 和 CaCl₂ 是常用的微塑料提取剂,提取效率受到土壤水稳性团聚体和有机碳含量影响^[90]。提取后利用膜过滤截取不同粒径微塑料,常用氧化铝膜、金属膜及添加金属镀层的滤膜等,适用于傅里叶变换红外光谱和拉曼光谱法^[91]。

但密度分离法无法实现对密度相似的有机质的去除,往往需要消解处理,而不同的消解方法对微塑料有不同程度的损坏。加压流体萃取法是在亚临界温度和压力条件下使用溶剂提取的技术,常采用 100 ℃ 甲醇预萃取和 180 ℃ 二氯甲烷加压流体萃

取,主要适用粒径小于 30 μm 的微塑料提取^[90]。但是该提取方法会破坏微塑料的形态,后续很难再进行物理表征。土壤中微塑料主要检测方法及其优缺点见表 5。

表 5 土壤中微塑料的主要检测方法

| 检测方法 | 检测原理 | 主要检测 | 前期处理 | 优点 | 缺点 | 参考文献 |
|---------------------|----------------------------------|---------------|--------------|---------------------------|-----------------------------|--------------|
| 目检法 | 筛分后直接目视观察或者借助显微镜进行分类和计数 | 微塑料颗粒的丰度和外观形态 | 风干、筛分 | 操作简单 | 人力、时间成本高,准确度、精密度低,难以鉴别微塑料种类 | [92 – 94] |
| 傅里叶变换红外光谱法 (FTIR) | 利用聚合有机物特征基团对红外光吸收产生的红外光谱进行定性定量分析 | 微塑料种类、含量 | 去除土壤有机碳 | 准确、精密 | 需特定仪器,样品基质干扰难消除 | [95 – 96] |
| 拉曼光谱法 (Raman) | 利用微塑料对远红外光的非弹性散射的振动光谱进行定性、定量分析 | 微塑料化学组成和相对含量 | 去除共存基团和有机碳干扰 | 分辨率高、光谱范围宽、水分干扰小等 | 塑料添加剂、样品基质和有机碳干扰难于消除 | [96 – 98] |
| 热分析法 | 根据微塑料热稳定性进行定量分析 | 微塑料含量 | 样品分离、提纯、热处理 | 可用于表征和大规模量化多种聚合物类型及其有机添加剂 | 不易检测微塑料形态,难适用异质或复杂样品 | [99 – 100] |

5.1 目检法

目检方法直接或者借助显微镜人眼观察,根据微塑料的尺寸、形状及其颜色等粗略分类和计数^[92],成本低操作简单^[93]。但效率低下,易受主观因素、显微镜质量和样品基质的影响^[94]。

5.2 光谱法

傅里叶变换红外光谱和拉曼光谱法可以定性识别微塑料的化学组成和形态信息,亦可对微塑料进行定量分析^[93]。傅里叶变换红外光谱通过对目标聚合物的光谱和数据库的标准数据进行样品识别,主要用于检测 20 μm 以上的微塑料,不仅具有极高的分辨率和极快的扫描速度,且具有很高的波数准确性^[96]。但易受到土壤有机碳的干扰,需在检测前利用消解法去除土壤有机碳,然而消解过程对微塑料的影响尚不明晰^[95]。拉曼光谱法利用对远红外光的非弹性散射,可以得到不同微塑料独有的图谱^[97],且不易受颗粒形状、大小或厚度等的干扰^[96];光谱覆盖范围广且对非极性官能团敏感性高,但是易受到塑料添加剂及土壤有机碳的干扰,检测前也需要对样品消解^[98]。

5.3 热分析法

利用聚合物的热稳定性特征的热分析法可用于鉴定微塑料^[99],对 PE、PET、PP 和 PS 等进行精确而有效的定性分析^[100],但无法单独检测到微塑料

的形态特征,且难适用异质或复杂样品^[98]。目前对尺寸较大塑料的定性定量分析已经取得了长足进步,然而对于颗粒较小的微塑料定量分析方法仍需要进一步完善。

6 结论与展望

本综述在国内外研究进展的基础上,总结评述了土壤环境中微塑料的来源、迁移以及对土壤理化性质的影响。土壤系统组成复杂,微塑料的富集会对生态系统造成严重的影响,但因研究尚处初步阶段,还需从以下几个方面深入研究。

土壤中的微塑料及其生态环境效应已经受到广泛关注,然而由于缺少统一的提取测试方法和技术规范,结果存在一定不可比性。如含量多以数量浓度“个/kg”为单位表征,受制于塑料老化破碎,难以纳入土壤环境质量标准进行有效管控,需要进一步探索土壤微塑料测试的样品制备、定性定量分析和分析质量监控的标准化。

再者,土壤中微塑料的生态环境效应方面研究结果多样,可能原因是土壤中微塑料环境效应的研究多采用外源加入。微塑料生态环境效应方面的研究需要考虑微塑料种类、粒径大小、老化程度、土壤类型等因素的综合作用。

最后,土壤中微塑料可在土壤动物、细菌、真菌

作用下生物降解,然而降解效率偏低,且微塑料的生物毒性阈值尚不明晰。还需要从明确微塑料对微生物毒性的阈值、筛选降解效率更高的菌株、探索实际土壤复杂环境下微生物种间协同降解效应方面开展进一步研究。

参考文献:

- [1] Rochman C M. Microplastics research – from sink to source[J]. Science,2018,360(6384):28–29.
- [2] Nuelle M T, Dekiff J H, Remy D, et al. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments[J]. Environmental Pollution,2014,184:161–169.
- [3] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea; where is all the plastic? [J]. Science,2004,304(5672):838.
- [4] 邓爱琴,赵保卫,朱正钰,等. 土壤中微塑料的来源与其生态毒理效应研究进展[J]. 环境化学,2023,42(2):345–357.
- [5] Wang J, Liu X H, Li Y, et al. Microplastics as contaminants in the soil environment: a mini – review [J]. Science of the Total Environment,2019,691:848–857.
- [6] 刘雅倩,马 菁,牟键坤,等. 土壤环境中微塑料污染研究进展及展望[J]. 环境科学与技术,2021,44(4):45–53.
- [7] Huerta Lwanga E, Mendoza Vega J, Quej V K, et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain [J]. Scientific Reports,2017,7(1):14071.
- [8] 刘雅宣,王 兰,师庆英,等. 微塑料的人体暴露和健康风险研究进展[J]. 生态毒理学报,2022,17(3):354–365.
- [9] Nizzetto L, Futter M, Langaas S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? [J]. Environmental Science & Technology,2016,50(20):10777–10779.
- [10] 孙飞虎,张 弛,李洪波,等. 微塑料污染现状及其对土壤生态系统的影响[J]. 中国土壤与肥料,2022(8):239–246.
- [11] 范玉梅,石佳颖,高李璟. 土壤中微塑料的来源及检测[J]. 化工时刊,2019,33(6):28–31.
- [12] Ng E L, Huerta Lwanga E, Eldridge S M, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems [J]. Science of the Total Environment,2018,627:1377–1388.
- [13] 靳 拓,薛颖昊,张明明,等. 国内外农用地膜使用政策、执行标准与回收状况[J]. 生态环境学报,2020,29(2):411–420.
- [14] 蔡子睿,杨相龙,刘人杰,等. 农用地膜残留及其防治技术研究[J]. 绿色科技,2020(24):89–91.
- [15] 赵 岩,杨崇山,刘向新,等. 农业残膜回收及加工再处理技术[J]. 新疆农机化,2021(4):28–30,32.
- [16] Steinmetz Z, Wollmann C, Schaefer M, et al. Plastic mulching in agriculture. Trading short – term agronomic benefits for long – term soil degradation? [J]. The Science of the Total Environment,2016,550:690–705.
- [17] Zhou B Y, Wang J Q, Zhang H B, et al. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, East China: multiple sources other than plastic mulching film[J]. Journal of Hazardous Materials,2020,388:121814.
- [18] 赵 岩,陈学庚,温浩军,等. 农田残膜污染治理技术研究现状与展望[J]. 农业机械学报,2017,48(6):1–14.
- [19] 马 辉,梅旭荣,严昌荣,等. 华北典型农区棉田土壤内地膜残留特点研究[J]. 农业环境科学学报,2008,27(2):570–573.
- [20] Gao H H, Yan C R, Liu Q, et al. Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: a meta – analysis [J]. Science of the Total Environment,2019,651:484–492.
- [21] Urbaniak M, Wyrwicka A, Tołoczko W, et al. The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix* sp.) cultivation[J]. Science of the Total Environment,2017,586:66–75.
- [22] Corradini F, Meza P, Eguiluz R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal[J]. Science of the Total Environment,2019,671:411–420.
- [23] Nizzetto L, Bussi G, Futter M N, et al. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments [J]. Environmental Science: Processes & Impacts,2016,18(8):1050–1059.
- [24] Li X W, Chen L B, Mei Q Q, et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China[J]. Water Research,2018,142:75–85.
- [25] Zubris K A V, Richards B K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge[J]. Environmental Pollution,2005,138(2):201–211.
- [26] 王 娜,李保国,史吉平,等. 微生物在污泥减量中的应用研究进展[J]. 江苏农业科学,2020,48(8):6–12.
- [27] Bläsing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources[J]. Science of the Total Environment,2018,612:422–435.
- [28] Weithmann N, Möller J N, Löder M G J, et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment [J]. Science Advances,2018(4):eaap8060.
- [29] 杨 帆,李 荣,崔 勇,等. 我国有机肥料资源利用现状与发展建议[J]. 中国土壤与肥料,2010(4):77–82.
- [30] 骆永明,周 倩,章海波,等. 重视土壤中微塑料污染研究 防范生态与食物链风险[J]. 中国科学院院刊,2018,33(10):1021–1030.
- [31] 杨 扬,何文清. 农田土壤微塑料污染现状与进展[J]. 环境工程,2021,39(5):156–164,15.
- [32] Zhao S Y, Zhu L X, Wang T, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution [J]. Marine Pollution Bulletin,2014,86(1/2):562–568.
- [33] 耿世雄. 长江中下游典型湖泊微塑料污染与水体富营养化相关性研究[D]. 合肥:安徽建筑大学,2020.
- [34] Carr S A, Liu J, Tesoro A G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants[J]. Water Research,2016,91:174–182.
- [35] Mintenig S M, Int – Veen I, Löder M G J, et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array – based micro – Fourier – transform infrared imaging

- [J]. Water Research, 2017, 108, 365 – 372.
- [36] Cai L Q, Wang J D, Peng J P, et al. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China; preliminary research and first evidence [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2017, 24 (32) : 24928 – 24935.
- [37] Dris R, Gasperi J, Saad M, et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout; a source of microplastics in the environment? [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 104 (1/2) : 290 – 293.
- [38] Rillig M C, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms [J]. Scientific Reports, 2017, 7 (1) : 1362.
- [39] Maaß S, Daphi D, Lehmann A, et al. Transport of microplastics by two collembolan species [J]. Environmental Pollution, 2017, 225 : 456 – 459.
- [40] Bunnenberg C, Taeschner I M. Soil fauna transport versus radionuclide migration [J]. Radiation Protection Dosimetry, 2000, 92 (1/2/3) : 35 – 38.
- [41] 延雨宸, 杨忠芳, 余 涛. 土壤中微塑料的来源、生态环境危害及治理技术 [J]. 中国地质, 2022, 49 (3) : 770 – 788.
- [42] Bullard Joanna E, Annie O, Patrick O, et al. Preferential transport of microplastics by wind [J]. Atmospheric Environment, 2021, 245 : 118038 – 118077.
- [43] Xi B B, Wang B, Chen M, et al. Environmental behaviors and degradation methods of microplastics in different environmental media [J]. Chemosphere, 2022, 299 : 134354.
- [44] 周 薇. 微塑料对农田土壤有机碳矿化的影响 [D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2021.
- [45] de Souza Machado A A, Lau C W, Till J, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52 (17) : 9656 – 9665.
- [46] Boots B, Russell C W, Green D S. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53 (19) : 11496 – 11506.
- [47] 胡旭凯, 桑成琛, 曹萌萌, 等. 聚乙烯微塑料对土壤团聚体及其有机碳的影响 [J]. 湖北民族大学学报 (自然科学版), 2021, 39 (4) : 476 – 480.
- [48] Zhang G S, Zhang F X, Li X T. Effects of polyester microfibers on soil physical properties; Perception from a field and a pot experiment [J]. Science of the Total Environment, 2019, 670 : 1 – 7.
- [49] 付远舟. 微塑料对土壤持水性的影响 [J]. 农村经济与科技, 2022 (15) : 15 – 17.
- [50] Wang F Y, Zhang X Q, Zhang S Q, et al. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil [J]. Chemosphere, 2020, 254 : 126791.
- [51] 马文倩, 许美玲, 郭红岩. 野外农田系统中聚乙烯微塑料对土壤 – 小麦系统的影响 [J]. 南京大学学报 (自然科学), 2021, 57 (3) : 393 – 400.
- [52] Zhang D, Ng E L, Hu W L, et al. Plastic pollution in croplands threatens long – term food security [J]. Global Change Biology, 2020, 26 (6) : 3356 – 3367.
- [53] Liu H F, Yang X M, Liu G B, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil [J]. Chemosphere, 2017, 185 : 907 – 917.
- [54] Yu H, Fan P, Hou J H, et al. Inhibitory effect of microplastics on soil extracellular enzymatic activities by changing soil properties and direct adsorption; an investigation at the aggregate – fraction level [J]. Environmental Pollution, 2020, 267 : 115544.
- [55] Ren X W, Tang J C, Liu X M, et al. Effects of microplastics on greenhouse gas emissions and the microbial community in fertilized soil [J]. Environmental Pollution, 2020, 256 : 113347.
- [56] Fei Y F, Huang S Y, Zhang H B, et al. Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil [J]. Science of the Total Environment, 2020, 707 : 135634.
- [57] Wang J, Lv S H, Zhang M Y, et al. Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils [J]. Chemosphere, 2016, 151 : 171 – 177.
- [58] 马 云, 王 剑. 土壤微生态系统中聚丙烯微塑料对土壤酶活性的影响 [J]. 浙江工业大学学报, 2022, 21 (2) : 216 – 221.
- [59] Zhang J Q, Gao D L, Li Q H, et al. Biodegradation of polyethylene microplastic particles by the fungus *Aspergillus flavus* from the guts of wax moth *Galleria mellonella* [J]. Science of the Total Environment, 2020, 704 : 135931.
- [60] Qian H F, Zhang M, Liu G F, et al. Effects of soil residual plastic film on soil microbial community structure and fertility [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2018, 229 (8) : 261.
- [61] Fan P, Tan W B, Yu H. Effects of different concentrations and types of microplastics on bacteria and fungi in alkaline soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 229 : 113045.
- [62] Wiedner K, Polifka S. Effects of microplastic and microglass particles on soil microbial community structure in an arable soil (*Chernozem*) [J]. Soil, 2020, 6 (2) : 315 – 324.
- [63] Yang X M, Bento C P M, Chen H, et al. Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil [J]. Environmental Pollution, 2018, 242 : 338 – 347.
- [64] Chen H P, Wang Y H, Sun X, et al. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function [J]. Chemosphere, 2020, 243 : 125271.
- [65] 黄子珂, 王 晖. 环境中微塑料提取及降解方法的研究进展 [J]. 环境污染与防治, 2022, 44 (4) : 521 – 524, 540.
- [66] 刘鑫蓓, 董旭晟, 解志红, 等. 土壤中微塑料的生态效应与生物降解 [J]. 土壤学报, 2022, 59 (2) : 349 – 363.
- [67] 周 丽, Abdelkrim Y, 姜志国, 等. 微塑料: 生物效应、分析和降解方法综述 [J]. 化学进展, 2022, 34 (9) : 1935 – 1946.
- [68] 黄志琴, 徐颂军, 秦俊豪. 微塑料降解的主要方法、影响因素及环境风险 [J]. 环境科学与技术, 2022, 45 (2) : 134 – 141.
- [69] Ju H, Zhu D, Qiao M. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida* [J]. Environmental Pollution, 2019, 247 : 890 – 897.
- [70] Huerta Lwanga E, Thapa B, Yang X M, et al. Decay of low – density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts; a potential

- for soil restoration [J]. Science of the Total Environment, 2018, 624:753 – 757.
- [71] Yoshida S, Hiraga K, Takehana T, et al. A bacterium that degrades and assimilates poly (ethylene terephthalate) [J]. Science, 2016, 351 (6278): 1196 – 1199.
- [72] Auta H S, Emenike C U, Jayanthi B, et al. Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 127: 15 – 21.
- [73] Orr I G, Hadar Y, Sivan A. Colonization, biofilm formation and biodegradation of polyethylene by a strain of *Rhodococcus ruber* [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2004, 65 (1): 97 – 104.
- [74] Tribedi P, Sil A K. Low – density polyethylene degradation by *Pseudomonas* sp. AKS2 biofilm [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2013, 20 (6): 4146 – 4153.
- [75] Skariyachan S, Manjunatha V, Sultana S, et al. Novel bacterial consortia isolated from plastic garbage processing areas demonstrated enhanced degradation for low density polyethylene [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23 (18): 18307 – 18319.
- [76] Yuan J H, Ma J, Sun Y R, et al. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics [J]. Science of the Total Environment, 2020, 715: 136968.
- [77] Volke – Sepúlveda T, Saucedo – Castañeda G, Gutiérrez – Rojas M, et al. Thermally treated low density polyethylene biodegradation by *Penicillium pinophilum* and *Aspergillus niger* [J]. Journal of Applied Polymer Science, 2002, 83 (2): 305 – 314.
- [78] Sangeetha Devi R, Rajesh Kannan V, Nivas D, et al. Biodegradation of HDPE by *Aspergillus* spp. from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India [J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 96 (1/2): 32 – 40.
- [79] Verma N, Gupta S. Assessment of LDPE degrading potential *Aspergillus* species isolated from municipal landfill sites of Agra [J]. SN Applied Sciences, 2019, 1 (7): 701.
- [80] 李昕明, 刘卓苗, 薛润泽, 等. 典型塑料的生物降解及其降解机理 [J]. 科学通报, 2021, 66 (20): 2573 – 2589.
- [81] Lee S H, Kim I Y, Song W S. Biodegradation of polylactic acid (PLA) fibers using different enzymes [J]. Macromolecular Research, 2014, 22 (6): 657 – 663.
- [82] Watanabe M, Kawai F, Tsuboi S, et al. Study on enzymatic hydrolysis of polylactic acid by endogenous depolymerization model [J]. Macromolecular Theory and Simulations, 2007, 16 (6): 619 – 626.
- [83] Tournier V, Topham C M, Gilles A, et al. An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles [J]. Nature, 2020, 580 (7802): 216 – 219.
- [84] Sowmya H V, Ramalingappa, Krishnappa M, et al. Degradation of polyethylene by *Trichoderma harzianum*: SEM, FTIR, and NMR analyses [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014, 186 (10): 6577 – 6586.
- [85] Khatoon N, Sahar N I, Ndu U, et al. High – throughput production of peroxidase and its biodegradation potential toward polymeric material [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2017, 14 (4): 755 – 766.
- [86] Santo M, Weitsman R, Sivan A. The role of the copper – binding enzyme – laccase – in the biodegradation of polyethylene by the actinomyete *Rhodococcus ruber* [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, 84: 204 – 210.
- [87] 蒙岱均, 王超鹏, 魏鑫馨, 等. 饮用水中微塑料的检测与去除技术研究进展 [J]. 净水技术, 2022, 41 (8): 8 – 15, 107.
- [88] 孙彦敏, 高惠敏, 徐春祥, 等. 环境中微塑料检测技术研究进展 [J]. 生态与农村环境学报, 2024, 40 (1): 36 – 43.
- [89] Möller J N, Löder M G J, Laforsch C. Finding microplastics in soils: a review of analytical methods [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54 (4): 2078 – 2090.
- [90] Horton A A, Svendsen C, Williams R J, et al. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 114 (1): 218 – 226.
- [91] 贺雨田, 杨 颀, 隋海霞, 等. 基于显微光谱法的双壳类海洋生物中微塑料的检测方法研究 [J]. 分析测试学报, 2021, 40 (7): 1055 – 1061.
- [92] Liu M T, Lu S B, Song Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China [J]. Environmental Pollution, 2018, 242: 855 – 862.
- [93] Shim W J, Hong S H, Eo S E. Identification methods in microplastic analysis: a review [J]. Analytical Methods, 2017, 9 (9): 1384 – 1391.
- [94] 陈雅兰, 孙 可, 韩兰芳, 等. 土壤中微塑料的分离及检测方法研究进展 [J]. 土壤学报, 2022, 59 (2): 364 – 380.
- [95] 王俊豪, 梁荣宁, 秦 伟. 海洋微塑料检测技术研究进展 [J]. 海洋通报, 2019, 38 (6): 601 – 612.
- [96] Wang W F, Wang J. Investigation of microplastics in aquatic environments: an overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis [J]. Trends in Analytical Chemistry, 2018, 108: 195 – 202.
- [97] Rodrigues M O, Gonçalves A M M, Gonçalves F J M, et al. Effectiveness of a methodology of microplastics isolation for environmental monitoring in freshwater systems [J]. Ecological Indicators, 2018, 89: 488 – 495.
- [98] 查旭琼, 王 娟, 郑 阳, 等. 土壤微塑料的检测方法研究进展 [J]. 山东化工, 2021, 50 (13): 56 – 58.
- [99] Fuller S, Gautam A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50 (11): 5774 – 5780.
- [100] 李 娟, 季 超, 张 芹, 等. 海洋生物微塑料检测方法 & 污染现状研究进展 [J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39 (6): 1242 – 1252.