

微塑料：从环境分布到好氧/厌氧生物的降解

范佳君 杨洋雯迪 姜丽思* 郭利鑫 郑甜甜 张 阳*

沈阳师范大学生命科学学院, 沈阳 110034

国家自然科学基金(批准号: 42307186)、辽宁省属本科高校基本科研业务专项资金资助项目(批准号: LJ202410166002, LJ202410166041)、辽宁省兴辽英才计划项目(批准号: XLYC2403143)和沈阳师范大学人才引进博士启动项目(批准号: BS202212, BS202418)资助

*联系人, E-mail: jianglisi@synu.edu.cn; zhangyang@synu.edu.cn

收稿日期: 2025-05-13; 接受日期: 2025-08-22

摘要 微塑料(<5 mm)作为新型环境污染物的广泛分布于水体、土壤及大气环境中,对生态系统及人类健康构成严重威胁。传统处理技术(如焚烧、填埋等)存在二次污染风险,成本效益比低等缺点,亟需开发绿色降解途径。微生物具有分解高分子聚合物的代谢能力,是微塑料降解的核心生物要素,部分细菌和真菌已被证明能将其转化为环保的碳化合物。在好氧与厌氧这两种典型氧化还原环境下的微生物群落结构、代谢途径及降解效率存在明显差异。基于此,本综述系统总结了微塑料的分布与来源,及其物理化学性质对微生物的影响。探讨了微生物在有氧与无氧条件下对微塑料的降解机制,为开发高效生物降解技术,制定微塑料污染控制策略提供重要的理论依据。

关键词 微塑料 微生物 好氧降解 厌氧降解 酶 功能基因

塑料因其具有价廉、质轻和化学性质稳定等特性而被广泛的应用于农业、建筑、医疗等多个领域,在我们的日常生活中至关重要。然而,由于塑料制品的滥用及处置不当,在环境中逐渐分解后会形成尺寸小于 5 mm 的微小塑料颗粒,即微塑料。微塑料体积小,比表面积大,还含有多种添加剂,容易吸附污染物。此外,它还具有致死效应、生长发育毒性、基因毒性和行为毒性等¹,易对环境和生物体造成危害。在全球范围内,微塑料对环境造成的负面影响越来越大,人们对因其大量积累而出现的多种环境和公共卫生问题也越发担忧。Balabantaray SR²等人估计,全球微塑料排放量将从 2000 年的 0.017 公吨增加到 2060 年的 0.749 公吨,微塑料污染已成为污染领域中突出而紧迫的环境问题。

在该背景下,微生物介导的降解技术已成为环境科学领域的前沿研究热点。大量研究证实,真菌和细菌在微塑料分解过程中发挥着核心作用^{3,4}通过特异性代谢途径将微塑料聚合物逐步解聚为低聚物或小分子单体。然而,实际环境中的微塑料降解过程极为缓慢,其降解效率受到微塑料理化性质(如结晶度、分子量),环境介质特征(如 pH、盐度、有机质含量)及气候条件(如温度、光照强度)等方面多影响因素的协同调控。

基于此,本综述系统总结了微塑料在水体、土壤与大气环境介质中的分布与来源,具有好氧/厌氧降解微塑料功能的微生物,以及在降解过程中起关键作用的酶与功能基因,综合分析微生物降解微塑料的机理,以期构建高效生物降解微塑料技术体系提供理论支撑。

1 微塑料的概况

1.1 微塑料的分布与来源

微塑料广泛存在于水体⁵、土壤⁶与空气⁷等环境中,甚至在人类血液⁸、尿液⁹及粪便¹⁰中也能发现其踪迹。根据最新的研究调查,海洋¹¹、湖泊¹²、河流¹³乃至偏远的高山¹⁴和极地冰川¹⁵中均可检测到微塑料的存在。就水生生态系统而言,即便是先进的污水处理技术,仍旧存在一定量的微塑料颗粒溢出至环境。在海洋环境中,大约 80 %的海洋微塑料碎片来自陆地¹⁶,人类产生的垃圾从陆地和河流进入海洋,捕鱼船队出海捕捞、海洋水产养殖、非法丢弃的垃圾和丢失的货物集装箱等等都造成了微塑料的进入¹⁷。这些微塑料从极地地区¹⁸到赤道¹⁹,从人口密集地区到偏远岛

屿²⁰，从海滩²¹到深海²²均有分布。具体而言，由于陆地微塑料的输入，提高了近岸海域的污染水平，这些微塑料又随着海洋流动进入大洋深层水中，进一步影响了海洋生态平衡。此外，海洋微塑料浓度存在明显的地域差异，热带至温带海域受污染程度远高于冷水海域。通常情况下，海洋中的初级微塑料是直接的消费品，如洗面奶以及洗衣机冲洗掉的衣物纤维等²³，可通过污水排放进入大海，因此初级微塑料到达海洋时已经达到毫米大小的规模。次级微塑料则是由海洋中较大的漂浮塑料碎片形成的。受洋流驱动，全球各大洋均存在大量塑料垃圾，海洋表层²⁴、海底沉积物²⁵和深海沉积物²⁶中均有微塑料存在，最终汇集于环流系统中心²⁷。且经研究调查²⁸发现，微塑料在海洋沉积物中的丰度远高于其在海水表层中的丰度，深海沉积物已成为微塑料重要的储存地。生活在海洋里的生物或多或少会摄取海洋中的微塑料。因此，除了水体环境外，研究者还在海洋生物体内检测到了微塑料的存在²⁹。值得注意的是，微塑料可在海洋生物体内富集，并通过食物链传递，最终威胁人类健康。

城市生活污水及工业废水的过度排放使得微塑料污染形势日趋严峻³⁰。城市水体环境的微塑料污染状况与周边居民生活以及工业生产活动紧密相关。即便偏远地区的人类活动较少，由于大气沉降和地表径流的协同作用，城市地表微塑料可通过降水过程汇入河流，再经长距离的大气传输与海洋流动作用，最终沉积在偏远区域，此外，随着旅游业的逐步发展，这些地区的微塑料沉积量也日益增多。

土壤是微塑料的主要汇集地之一，有研究表明，每年释放到陆地上的塑料垃圾是海洋的4~23倍³¹。早在2012年，Rillig³²就提出了“土壤微塑料”的概念。随着塑料制品在农业生产中的广泛使用，污水污泥、塑料地膜、垃圾填埋、废水排放等，都是塑料进入土壤生态系统的途径。进入土壤环境中的塑料经物理破碎、化学分解和生物降解形成微塑料，而后吸附在土壤环境中共存的污染物上(如有机污染物和重金属等)，进而发生共迁移。正是这种反应使得微塑料能够进行长距离的迁移，以至于在人类活动较少的偏远沙漠³³、高岭土³⁴、北极地区³⁵都能发现它的踪迹。纵向分析土壤中微塑料的分布情况，Liu³⁶等人的研究表明，表层土壤的微塑料浓度比深层土壤高，且表层土壤中微塑料的粒径明显大于深层土壤。在水的作用下，微塑料会进行垂直迁移，导致土壤的理化性质会随着微塑料的种类和含量发生改变，严重时则对植物的生长发育产生不良影响。

微塑料能够通过大气循环进行运输，并广泛的存在于大气环境中。O'Brien S等人³⁷通过分析室内空气、室外空气与街道灰尘中微塑料的尺寸与浓度，证明了微塑料在空气环境中普遍存在。微塑料颗粒到达人体的三种主要方式为吸入、摄入和直接接触，即在呼吸的过程中，人类会持续性吸入微塑料。此外，有研究表明，人的肺部每天接触来自空气中的微塑料在100个左右，而儿童吸入微塑料的数量高于成年人³⁸，极小颗粒的微塑料甚至可以沉积在人的肺里³⁹，这对人类健康构成严重危害和潜在风险。因此，除了密切关注土壤和水环境中的微塑料外，还需要对大气环境进行监测，以便全面认识微塑料对整个生物圈的影响。

根据现有的研究数据，微塑料的主要迁移途径可归纳为以下方面：在水体环境中，微塑料主要通过污水排放、渔业、旅游业等进入海洋，随后通过洋流扩散至深海与极地地区，并被海洋生物摄入经食物链传递。在土壤环境中，微塑料来源于农业地膜与垃圾填埋等，通过风力、径流和垂直渗透迁移至深层土壤或偏远地区⁴⁰。大气环境中的微塑料则在风力运输下沉降到高山、冰川等地带。此外，微塑料还可通过地表径流、降水与大气循环等过程，在水体、土壤和空气之间循环迁移，最终广泛的分布在全球范围内，对生态系统和人类健康构成潜在威胁(图1)。

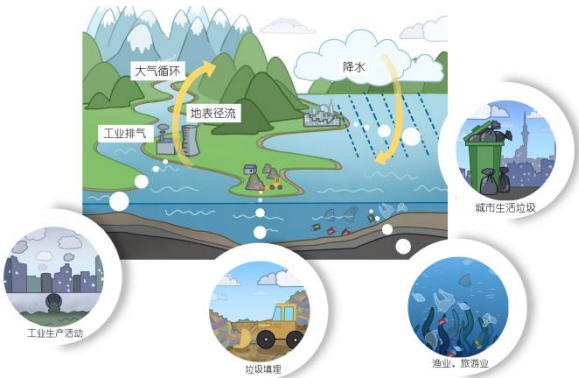


图1 微塑料在水体、土壤及大气环境中的迁移路径

Figure 1 Transport pathways of microplastics in aquatic, terrestrial and atmospheric environments

1.2 微塑料的分类

依据来源不同,微塑料可分为初级微塑料和次级微塑料.一部分初级微塑料源自生活用品的使用与消耗,以磨砂膏为例,其所包含的微塑料会在使用过程中通过废水排放和垃圾填埋等途径进入环境.另一部分微塑料来源于塑料工业操作过程中泄漏的原料颗粒.次生微塑料来源于化学、物理和生物降解活动,如塑料袋经紫外线辐射、冻融循环等活动会破碎,降解成微塑料⁴¹.微塑料的物理化学性质取决于聚合物的类型结构.最常生产的聚合物类型是聚丙烯(Polypropylene, PP 19.3 %),低密度聚乙烯(Low-Density Polyethylene, LDPE 17.5 %),高密度聚乙烯(High-Density Polyethylene, HDPE 12.3 %),聚氯乙烯(Polyvinyl Chloride, PVC 10.2 %),聚氨酯(Polyurethane, PUR 7.7 %),聚对苯二甲酸乙二醇酯(Polyethylene Terephthalate, PET 7.4 %)和聚苯乙烯(Polystyrene, PS 6.6 %)⁴².据研究数据统计,海洋中主要存在的微塑料类型为纤维,聚乙烯(Polyethylene, PE 79.9 %),聚丙烯(77.2 %)和聚酰胺(Polyamide, PA 52.3 %)被确定为海洋环境中最丰富的聚合物⁴³.在土壤中,检测到的微塑料以聚丙烯含量最高,形状以碎片为主,粒径越小占比最高⁴⁴,其次是聚乙烯.大气中最主要的四种微塑料分别是聚对苯二甲酸乙二醇酯(51 %),环氧树脂(Epoxy Resin, EP 19 %),聚乙烯(12 %)和醇酸树脂(Alkyd Resin, ALK 8 %),共占聚合物总量的 90 %⁴².

2 微塑料对微生物的影响

2.1 微塑料的物理性质对微生物的影响

微塑料的复杂性源于它们的物理性质,比如粒径、粗糙程度和表面电荷等.相同粒径下,某些微塑料颗粒会使微生物产生较强的氧化应激,抑制其表面生物膜的形成,阻止微生物在其表面的定植,进而影响微生物的生长和代谢活动.若在不同粒径下,相当多的证据表明⁴⁵,较小的塑料颗粒往往会比较大的塑料颗粒产生更大的负面影响.在水体环境中,粒径较小的微塑料易被微生物吞噬.在土壤环境中,当微塑料的粒径大于土壤临界孔隙时,微塑料会在土壤中堵塞从而限制迁移⁴⁶,而小粒径微塑料由于其表面积大,使得与土壤颗粒之间的范德华力作用增强,这种增强的范德华力可以使微塑料与土壤颗粒之间形成更紧密的接触和吸附,进而利于小粒径微塑料在土壤中的迁移⁴⁷.

不同的微塑料在其密度方面具有不同的物理性质,间接影响着微塑料的分布,对环境尤为重要.在水环境中,密度会影响颗粒在水生环境中的分布深度,决定着微塑料究竟是漂浮在水面上还是沉淀在沉积物中.例如聚乙烯微塑料由乙烯单体聚合,密度大沉于水底;而聚乳酸(Polylactic Acid, PLA)微塑料由乳酸单体聚合,密度小漂浮在水面.微塑料进入海洋后,小于海水密度的微塑料会漂浮于水体上层,随后被输送到各种海洋环境中,故上层水体中的浮游细菌更容易与密度低的微塑料接触交流;而大于海水密度的微塑料则会进行沉降,故底栖微生物群落更多的受到沉降速度快的微塑料的影响.

2.2 微塑料的化学性质对微生物的影响

微塑料的化学性质影响着微生物的群落构成及其代谢活动,不同微塑料的官能团种类、结构特征与化学链排列紧密程度存在一定的差异,致使微塑料的比表面积和疏水性不尽相同,进而影响了微塑料在水体、土壤和大气等环境中的迁移与转化⁴⁸,其降解过程中产生的单体也可能直接或间接改变微生物的生理功能.此外,微塑料所含的塑化剂,如抗氧化剂,紫外线吸收剂等,可通过生物膜进入微生物体内,引发毒性反应⁴⁹.而部分添加剂则可作为微生物代谢的底物,在一定浓度范围内促进其生长⁵⁰.

鉴于微塑料的化学性质对微生物产生的影响,科学界从多个层面展开深入研究,包括微生物代谢途径改变⁵¹,基因表达调控⁵²和生物膜异质性⁵³等.基于 16S rRNA 基因高通量测序的功能预测分析表明,微塑料能改变微生物代谢功能的多样性,促进多种基因表达上调,使漆酶、烷烃单加氧酶等与氧化还原代谢过程,烃类分解代谢过程及膜活性等相关的酶的含量增加⁵⁴.此外,微生物在微塑料表面形成的生物膜受到微塑料种类的影响,不同材质微塑料表面定植的微生物种类和数量不尽相同.研究表明,聚乙烯、聚丙烯和聚对苯二甲酸乙二醇酯这三种常见微塑料表面形成的生物膜具有不同的微生物群落组成和代谢特征.TUC⁵⁵等人发现,生物膜的形成不仅受微塑料本身的性质的影响,也与微生物群落的时间演替和环境条件(包括温度、pH 值和营养供给)有关.

3 微生物对微塑料的应激性

微塑料作为新兴的环境污染物会使微生物产生一定的应激反应,这种反应对于环境污染控制和微生物修复至关重要。部分微塑料可作为碳源来支持某些微生物群落的生长。Yi 等人⁵⁶的研究结果显示,放线菌门(Actinobacteria)在微塑料表面的数量显著多于对照土壤,这是因为部分放线菌具有降解聚乙烯等微塑料的能力,能获取可利用的碳源。苏品杰⁵⁷发现,当微塑料作为碳源被微生物利用时,会使得土壤有机碳含量增加,影响土壤碳循环。PLA 微塑料在厌氧环境中通过物理降解或表面吸附作用释放溶解性有机碳(如蛋白质、脂肪酸和糖类等)。这些溶解性有机碳,可被微生物进一步代谢为 CO₂。Wang⁵⁸等人通过宏基因组分析,发现毫米级的 PLA 处理组中,糖酵解、丙酮酸氧化、脂肪酸 β -氧化相关基因(如 *amyA*, *atoB*, *bcd*)丰度显著升高,表明它们优先代谢 PLA 释放的 DOC 中的糖类、脂肪酸和氨基酸。醋杆菌属(*Acetobacteroides*)携带的淀粉降解基因(*amyA*, *malZ*)和半纤维素代谢基因(*manA*, *manB*),可降解红树林沉积物中的 PLA 衍生的碳水化合物,脱硫杆菌属(*Desulfobacter*)和脱硫球菌属(*Desulfobulbus*)中的硫酸盐还原关键基因(*sat*, *aprA/B*, *dsrA/B*)在毫米级 PLA 组中表达更高,这些基因驱动硫酸盐还原为硫化物(HS⁻),并与 DOC 氧化过程耦合。而另一些微塑料则因释放有害添加剂或降解过程中的中间体而抑制微生物活性。王志超团队⁵⁹发现,微塑料在水体环境中可能抑制了氮代谢功能基因的合成,阻碍正常氮代谢过程,进而影响整个水体生态系统的物质循环和能量流动。综上所述,在微塑料污染的胁迫下,微生物原本稳定的内部环境可能遭到破坏,进而表现出明显的应激反应,主要表现为生长速率的变化、代谢途径的调整以及遗传物质的表达差异等。

4 好氧环境下微生物对微塑料的降解

4.1 降解机理及影响因素

微塑料的降解程度与速率取决于环境条件,处理方式和微塑料的单体类型。迄今为止,真菌和细菌等微生物作为其中一种处理工具已经引起了人们的广泛关注。目前有多项研究表明,微塑料可以被某些微生物摄取,从而实现生物降解。这一过程主要通过两类方式进行:一类是以微塑料为有机碳源进行代谢,将其降解为小分子产物,如二氧化碳和水等;另一类则是以细胞代谢产物的形式,通过亲核取代渗入微塑料内部,促进化学键的形成以降低其疏水性,进而将其降解。微生物降解微塑料的能力依赖于特定的环境条件,由于好氧环境中与厌氧环境中起作用的微生物及相关酶和功能基因不尽相同,产物也有一定的差异,故本综述分别总结了它们的作用模式和可能的酶学机制。

好氧微生物对微塑料的降解过程可系统归纳为以下五个阶段(如图 2)。第一阶段为“表面定植”:微生物通过疏水蛋白(如 BapA)识别疏水位点,附着在微塑料表面,随后分泌蛋白质等生物大分子形成初始生物膜支架。第二阶段为“生物膜成熟”。第三阶段为“酶解启动”:微生物分泌胞外酶来水解或氧化微塑料分子中的化学键,使其表面龟裂,孔隙率提高,并出现解聚产物。第四阶段为“产物同化”:胞外酶和功能基因的协同作用,解聚产生的小分子片段进一步发生氧化还原与水解反应,转化成低聚物,二聚物和单体等中间产物,这些中间产物具有更高的生物可利用性,能够被微生物细胞摄取并进入代谢途径。第五阶段为“材料崩解”:微生物吸收的低分子量化合物后,通过特定的胞内酶和功能基因,经 β -氧化和三羧酸(TCA)循环等代谢途径最终转化为二氧化碳和水。Chu 等人⁶⁰发现,食烷菌属(*Alcanivorax*)在有氧条件下可以通过产生胞外活性氧物质同化 PE,然后有效利用从 PE 中浸出的底物进行代谢和生长。在对 PE 和 PLA 微塑料生物膜中微生物群落的 KEGG 通路分析中,发现 PE 微生物群落中与能量供应和物质代谢相关的功能基因表达显著升高,如卟啉和叶绿素代谢、戊糖磷酸途径以及丙酮酸代谢等通路。这些代谢途径可能通过增强能量产生和物质合成,为微生物在有氧条件下降解微塑料提供了必要的能量和物质基础。

好氧微生物降解微塑料的效率受多种因素影响,包括 pH 值、湿度、氧气浓度、温度以及微塑料的类型和尺寸等。微生物的生命活动不断生成酸性或碱性代谢产物,引起周围环境 pH 的变化,改变微塑料表面性质,进而影响降解率。湿度、氧气浓度和底物浓度也是影响好氧微生物活性的关键因素,例如链霉菌⁶¹(*Streptomyces gobitricini*)在温度为 25-27 °C, pH 为 7.5 的条件下生长良好,对 PVC 微塑料的降解效果最佳。在底物为 200 mg/L 和 400 mg/L 的 PVC 浓度下,微塑料失重率较高,降解效果较好。微生物的代谢活动还受温度调节,适宜的温度能够优化微生物的酶活性,从而提高降解效率。不同类型的微塑料具有不同的物理化学性质,其降解速率和途径也存在差异。比如 PE 具有疏水性,这导致微生物难以利用 PE 作为新陈代谢的碳源进行降解,但是被 UV 辐射氧化的 PE 能够更好的被生物降解⁶²。一般来说,结晶度的增加抑制了聚合物链的运动,并限制了酶的接触与攻击。因此,结晶低的塑料,如聚氯乙烯和聚乙烯醇,可以被角质酶、蛋白酶和羧酸酯酶等多种酶水解。此外,微塑料的尺寸也会影响降解的难易程度,较小的微塑料颗

粒更容易被微生物附着，这就改变了微塑料与微生物共存颗粒的密度、浮力和下沉速率，影响微塑料的非生物降解过程。微生物间相互作用引起的基因水平转移，同样可能导致降解相关基因的传递与表达，激活微塑料的生物降解潜能。

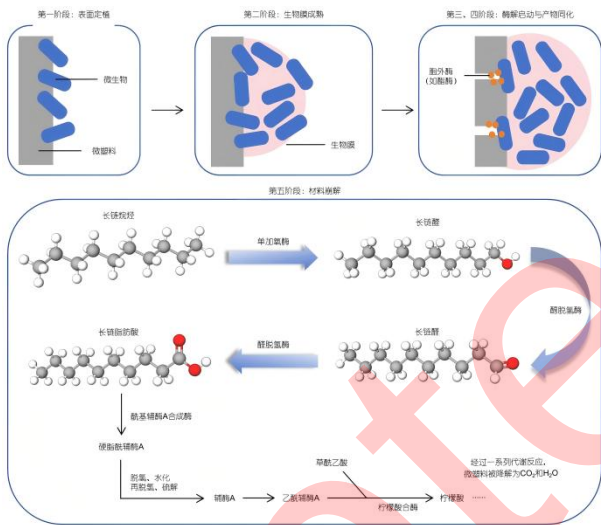


图 2 好氧微生物对微塑料的降解过程示意图
Figure 2 Schematic diagram of aerobic microbial degradation process of microplastics

4.2 降解酶及功能基因

仅靠物理化学作用，微塑料往往难以实现完全降解。在深海，极地等环境的长期选择压力下，部分微生物获得了塑料降解酶的基因(如 *CE1* 和 *CE10* 家族等⁶³)，进而演化出将塑料作为替代碳源的能力。在好氧环境下，已有研究证实多种微生物具备微塑料降解活性。如链霉菌属(*Streptomyces*)⁶¹，红球菌(*Rhodococcus erythropolis*)⁶⁴ 和铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*)⁶⁵ 等菌类，能降解聚乙烯等常见的微塑料。这些细菌通过分泌特异性酶，将微塑料的长碳链分解成小分子，最终代谢为 CO_2 和 H_2O 。以链霉菌为例，可通过脂肪酶(LipA)攻击 PE 的甲基支链，生成可同化的短链烷烃。S. W. Tighe⁶⁶ 等人分离出假单胞菌属(*Pseudomonas*)、杜氏杆菌属(*Duganella*)和马赛菌属(*Massilia*)，其基因组含烷烃单加氧酶、羧酸酯酶与尼龙水解酶等塑料降解酶基因，并拥有完整的辛烷氧化通路，可在低温(4-8 °C)条件下降解聚酯类塑料，与细菌相比，黑曲霉(*Aspergillus niger*)⁶⁷ 作为一种真菌，可通过菌丝穿透 PE 膜形成微孔，漆酶催化 C=C 键氧化引入-COOH，过氧化物酶体途径进一步降解，最终实现碳元素向自然生态系统。

目前已报道的参与了多种微塑料生物降解的酶包括水解酶、羟化酶、脱氢酶、单加氧酶、氧化还原酶、过氧化物酶、几丁质酶、角质酶等。这些酶能降解的微塑料种类不尽相同(见表 1)，但核心的作用机理是催化聚合物骨架的水解，导致聚合物裂解成低聚物和单体，使微塑更容易被其他酶接触。降解塑料聚合物的酶可分为胞外酶和胞内酶。现已发现的降解酶中胞外酶较多，其主要参与微塑料聚合物的劣化和键断裂(如-COOR 和-CONH)过程，能够催化水解聚合物⁸⁷。胞外酶是关键的水解剂，在生物降解过程中，胞外酶附着在聚合物侧链上的特定的键或聚合物链上的化学基团上，通过内切和外切攻击靶向并破坏聚合物链内的特定的酯和酰胺键⁸⁸。Fan Fei⁸⁶ 等人研究发现，有氧条件下链格孢菌(*Alternaria alternata* FB1)分泌的两种角质酶 AaCut4 和 AaCut10 在 PBAT 降解过程中发挥关键作用。在体外实验中，37 °C 时 AaCut10 能在 48 小时内完全解聚 PBAT 薄膜，AaCut4 在 96 小时内实现 63.59 %的降解率。

表 1 能够降解常见微塑料的生物酶

Table 1 Biodegrading enzymes capable of degrading common microplastics

微塑料种类	生物酶	生物酶类型	微生物源	所属类型	参考文献
HDPE	漆酶	多铜氧化酶	<i>Aspergillus flavus</i> PEDX3	真菌	68
PCL	hydrGB10I	水解酶	<i>Geomyces</i> sp. B10I	真菌	69
PE	锰过氧化物酶	过氧化物酶	<i>Pestalotiopsis microspora</i>	真菌	70
PE	醇脱氢酶、醛脱氢酶	氧化还原酶	活性污泥(AS)中富集的微生物群落		71
PET	PCA 3, 4-双加氧酶 和儿茶酚 1, 2-双加 氧酶	氧化还原酶	<i>Gordonia</i> sp. CN2K	细菌	72
PET	角质酶	水解酶	<i>Humicola insolens</i>	真菌	72
PET	脂肪酶	水解酶	<i>Candida Antarctica</i>	真菌	73
PET	HGMP01	水解酶	人类肠道微生物组		74
PS	丝氨酸水解酶	水解酶	<i>Pseudomonas</i> sp. DSM 50071	真菌	75
PS	漆酶、P450 单加氧酶	氧化还原酶	<i>Abortiporus biennis</i> LGAM 436	真菌	76
PS	烷烃 1-单加氧酶	氧化还原酶	<i>Gordonia</i> sp. PS3	细菌	77
PS	DyP 过氧化物酶	氧化还原酶	恶臭假单胞菌 (<i>Pseudomonas putida</i> Q1)	细菌	78
PU	丝氨酸水解酶	水解酶	<i>Pestalotiopsis microspora</i>	真菌	79
PLA	CLE 角质酶	水解酶	<i>Cryptococcus</i> sp. S-2	真菌	80
PLA	S8 丝氨酸肽酶	水解酶	安全芽孢杆菌(<i>Bacillus safensis</i>)	细菌	81
PVC	酯酶	水解酶	<i>Vibrio</i> sp.、 <i>Alteromonas</i> sp.、 <i>Cobetia</i> sp.	细菌	82
PVC	脲酶	水解酶	贝莱斯芽孢杆菌 MB01B (<i>Bacillus velezensis</i>)	细菌	83
PP	糖苷水解酶(GH)	水解酶	芽孢杆菌属(<i>Bacillus</i> sp.)	细菌	84
PP	蛋白酶	水解酶	热带芽孢杆菌(<i>Bacillus tropicus</i>)	细菌	85
PBAT	AaCut4, AaCut10	角质酶	<i>Alternaria alternata</i> FB1	真菌	86

在微生物中研究较为广泛的塑料降解水解酶是脂肪酶和角质酶(见表 2), 它们通常被归类为酯酶. 脂肪酶具有特定的活性中心, 一般由丝氨酸、组氨酸和天冬氨酸等氨基酸残基组成, 形成一个催化三联体结构. 当脂肪酶吸附到微塑料表面后, 其活性中心可以与微塑料中的酯键等可水解化学键靠近并结合. 在有氧条件下, 水分子在酶的活性中心被激活, 其中的羟基攻击微塑料中酯键的羰基碳原子, 形成一个四面体中间体. 随后, 中间体发生裂解, 酯键断裂, 生成羧基和羟基末端, 从而将微塑料的大分子链切断, 使微塑料的分子量逐渐降低. 而角质酶缺乏脂肪酶活性位点上的盖状结构, 故具有广泛的底物结合槽, 这使它们成为通过酯化过程实现塑料水解的最有效的酶⁹⁵. 但由于酶的大小限制, 它们很难扩散到聚合物结构中, 因此, 在大多数情况下, 胞外酶的主要作用是使得塑料的表面发生降解并导致裂纹. REN⁹⁶从红树林沉积物中筛选出混合菌(如 *Pseudomonas*、*Pandora* 等), 发现红树林菌群通过“生物膜附着→胞外酶解聚→胞内代谢矿化”三步降解微塑料, 微生物分泌的胞外酶(如酯酶、氧化酶)攻击微塑料分子链, 使聚烯烃、聚酯等长链断裂. 断裂后释放含羟基(-OH)、羧基(-COOH)的短链低聚物(如单体、二聚体), 进入环境或被微生物摄取.

胞内酶在微塑料降解中的主要作用是代谢胞外酶产生的小分子, 实现碳源利用与能量获取, 最终将微塑料转化为 CO₂、H₂O 和生物质. 酰基辅酶 A 脱氢酶、烯酰辅酶 A 水合酶、β-羟基酰辅酶 A 脱氢酶、硫解酶等均属于胞内酶. 微生物通过细胞膜受体识别并转运胞外酶解产生的低聚物(如脂肪酸)进入细胞内, 与辅酶 A 结合生成脂肪酰辅酶 A. 进入 β-氧化循环后, 经“脱氢、水化、再脱氢、硫解”, 胞内酶催化脂肪酰辅酶 A 逐步降解, 断裂碳链并释放能量, 最后在三羧酸循环(TCA 循环)中, 乙酰辅酶 A 与草酰乙酸缩合生成柠檬酸, 经一系列酶促反应(如柠檬酸合酶、异柠檬酸脱氢酶等), 最终再生草酰乙酸并释放 CO₂, 同时产生 NADH、FADH₂ 和 ATP. Li L 等人⁵⁰发现, 黄孢原毛平革菌(*Phanerochaete chrysosporium*)在降解过程中, 通过内吞作用将微塑料碎片, 诱导胞内酶 CYP450M、ADH 和 ALDH 分泌, CYP450M 能够催化 C-H 键的氧化, 将烷烃转化为相应的伯醇, 经 ADH 催化使其进一步氧化为醛, ALDH 则将醛不可逆的氧化为羧酸(脂肪酸), 再经 β-氧化逐步分解为小分子物质, 生成乙酰辅酶 A 等中间产物, 参与三羧酸(TCA)循环, 最终在好氧条件下生成 CO₂ 和 H₂O, 为微生物提供能量和代谢底物.

表 2 各类生产脂肪酶、角质酶的微生物, 其生存环境及目标微塑料

Table 2 Microorganisms producing lipases and cutinases, and their habitats and target microplastics

微塑料	生物酶	微生物源	降解机理	参考文献
PE	角质酶	芽孢杆菌属 (<i>Bacillus</i>)	基于 Baeyer - Villiger 氧化和角质酶水解反应, 先经氧化使 C-C 键断裂, 再由角质酶水解酯键, 降低 PE 分子量	89
PE	脂肪酶	约氏红球菌 RHA1 (<i>Rhodococcus jostii</i> RHA1)	脂肪酶能够催化 PE 分子链中的某些化学键断裂, 可能的机制是脂肪酶的活性中心与 PE 分子链上特定部位结合, 通过水解反应使 C-C 键或与 C 相连的其他化学键断裂, 将长链的 PE 分子降解为较短的低聚物.	90
PET	角质酶	帕氏寡养单胞菌 (<i>Stenotrophomonas pavanii</i>)	利用角质酶直接水解 PET 的酯键, 将其分解为低分子质量的降解中间产物	91
PVC	酯酶	弧菌属(<i>Vibrio</i> sp.), 交替单胞菌属 (<i>Alteromonas</i> sp.), 科贝特氏菌属 (<i>Cobetia</i> sp.)	细菌降解 PVC 过程中产生不同酯中间副产物, 如羧基和醇基, 酯酶通过水解酯键破坏 PVC 分子结构, 使其逐步降解	82

PCL	脂肪酶	洋葱伯克霍尔德氏菌(<i>Burkholderia cepacia</i>)	将洋葱伯克霍尔德氏菌内编码 BC-脂肪酶的基因导入枯草芽孢杆菌, 实现水解	92
PCL	角质酶与脂肪酶	红球菌 D4 和不透明红球菌 R7 (<i>Rhodococcus erythropolis</i> D4)和 (<i>R.opacus</i> R7)	两种菌株在培养过程中均能使 PCL 主链水解, 生成较小的聚合物分子(如羧酸)	64
PU	角质酶	气微菌属菌株 LTX1 及突变株 MLTX1(<i>Aeromicrobi um</i> sp. LTX1 and MLTX1)	两种菌株降解 PU 的关键酶均为 PurH, 编码该酶的功能基因为 <i>purh</i> . 但 MLTX1 菌株能优先大量降解软段, 同时也能使硬段发生一定程度的降解	93
PBS	角质酶	交链孢霉 FB1 (<i>Alternaria alternata</i> FB1)	角质酶通过水解 PBS 的酯键, 使其逐步分解为 1, 4-丁二醇和琥珀酸, 从而进一步参与代谢过程. 其中, 茄病镰刀菌角质酶对 PBS 的降解效率高于南极假丝酵母脂肪酶, 相同条件下, 角质酶降解 PBS 失重更多, 且能在 6 h 内使 PBS 薄膜完全溶解	62
PP	脂肪酶	不动杆菌属 GIB8 (<i>Acinetobacter</i> sp. GIB8)	催化分解塑料聚合物链的酯键, 导致分子链断裂, 形成低分子量碎片	94

5 厌氧环境下微生物对微塑料的降解

5.1 降解机理及影响因素

从生境类型分布来看, 好氧降解过程主要发生于土壤表层及水体透光层等富氧区域; 而厌氧降解则集中在缺氧环境中, 如深海沉积物(水深>200 m), 污水污泥(ORP<-150 mV)等. 厌氧生物处理主要包括水解阶段、酸化阶段和产甲烷阶段, 其本质是将复杂有机物逐步转化为 CH₄ 和 CO₂. 好氧降解依赖单加氧酶、漆酶等氧化酶系彻底矿化有机物; 而厌氧降解则通过还原性解聚逐步分解聚合物. 这些反应依赖于厌氧细菌、发酵细菌、厌氧古菌、产乙酸细菌和产甲烷古菌⁹⁷等多种微生物类群的协同作用. 微塑料的厌氧降解可凝练为表面定植、生物膜成熟、酶解启动、生物同化及矿化四个阶段(如图 3). 厌氧微生物借由自身表面特殊结构或分泌物, 锚定在微塑料表面. 部分厌氧细菌所产生的粘性胞外聚合物可促使其与微塑料紧密结合, 为后续降解构筑基础. 微生物吸附至微塑料表面后, 分泌特异性酶(如酯酶与氧化还原酶)以拆解微塑料的高分子聚合物结构, 切断微塑料分子内化学键, 将长链聚合物解聚为小分子片段或单体. 再通过跨膜运输进入细胞内, 胞内酶(如脂酰辅酶 A 合成酶、脂酰辅酶 A 脱氢酶、烯酰辅酶 A 水合酶、L-3-羟脂酰辅酶 A 脱氢酶等)将水解产生的单体经 β-氧化转化为代谢中间体, 参与三羧酸循环(TCA 循环)和电子传递链, 最终生成 ATP 和 CH₄.

在厌氧条件下, 微塑料的生物降解效率受到多种因素的影响. 在热厌氧消化系统(50-60 °C)中, 嗜热微生物如芽孢杆菌属(*Bacillus*), 地芽孢杆菌属(*Geobacillus*)的丰度可提升 2-3 倍, 且脂肪酶(Lipase), 酯酶(Esterase)等关键降解酶表达上调. 当环境 pH 维持在 7.0-8.5 时, 厌氧菌群的生长速率较快. 此外, 氧化还原电位(ORP)稳定低于-200 mV, 可以确保互营代谢的顺利进行, 如发酵细菌与产甲烷菌的协同作用.

值得注意的是, 不同类型微塑料在厌氧环境下的生物降解性能存在显著差异. 部分微塑料由于其特殊的化学结构(如强化学键, 复杂官能团)和高结晶度, 表现出较低的生物可降解性, 这限制了厌氧生物降解技术在某些微塑料污染治理中的应用效果.

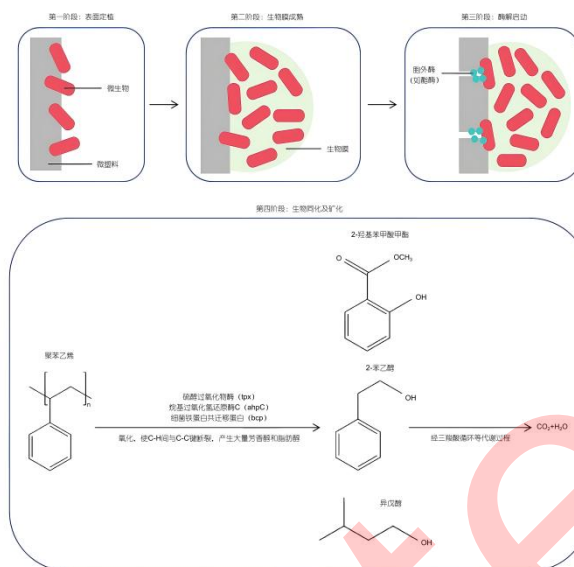


图3 厌氧微生物对微塑料的降解过程示意图

Figure 3 Schematic diagram of anaerobic microbial degradation process of microplastics

5.2 降解酶及功能基因

在厌氧环境中,微生物对微塑料的降解涉及了多种微生物类群的协同代谢作用.近年来的研究已证实,众多微生物菌种、功能基因及酶系能够参与微塑料降解(见表3),为解决微塑料污染问题提供了重要理论依据和技术方向.以聚苯乙烯(PS)的厌氧生物降解为例,Kang MG¹⁰³等学者研究发现,厌氧条件下,霍氏肠杆菌(*Enterobacter hormaechei* LG3)和解淀粉芽孢杆菌(*Bacillus amyloliquefaciens* SCGB1)两种菌株可诱导PS分子发生氧化,导致PS薄膜的水接触角(WCA)显著降低,表面亲水性增强,化学活性提升.值得注意的是,LG3中属于过氧化物酶家族的硫醇过氧化物酶(tpx)和烷基过氧化氢还原酶C(ahpC),在以聚苯乙烯微球(Polystyrene Microspheres)为碳源时表达显著上调.这些过氧化物酶催化PS苯环氧化,引入羟基、酯基等官能团,使得LG3能够在厌氧条件下有效降解PS. Cristina¹⁰⁷发现,粪嗜热杆菌(*Coprothermobacter* sp.)分泌酯酶直接切割PCL聚合物链的酯键,解蛋白粪嗜热杆菌(*Coprothermobacter proteolyticus*)分泌热稳定单酰甘油脂肪酶优先切割PCL链中的单酰甘油酯键,在胞外酯酶和脂肪酶的水解作用下,PCL生成寡聚体和6-羟基己酸,6-羟基己酸经一系列胞内酶(如 β -氧化酶系)生成乙酰辅酶A,然后进入TCA循环.在厌氧环境下,酶作用与产甲烷菌互养耦合,最终产物为 CH_4 和 CO_2 .

在微生物降解机制中,功能基因的核心作用主要体现在编码特异性降解酶系与调控微生物的代谢途径这两方面.以聚乳酸的微塑料降解为例,Zheng¹⁰⁸等人通过宏基因组分析,乙酰辅酶A羧化酶与乙酰辅酶A合成酶等碳循环相关基因的丰度,在PLA富集环境中呈现3.2-5.7倍的上调($p < 0.01$).这种现象暗示微生物可能通过“代谢重编程”策略,将PLA分解产物整合至三羧酸循环.

Behzad Matyakubov¹⁰⁴等人发现,铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*)在厌氧条件下可以参与黄粉虫肠道内聚苯乙烯的降解过程,其降解机理与肠道代谢网络协同作用相关:该菌可能通过催化苯乙酸转化为4-羟基苯乙酸(4-HPA)的中间步骤参与降解,4-HPA进一步在HpdBCA脱羧酶(由hpdBCA操纵子编码)的作用下脱羧生成4-甲基苯酚,同时可经氧化反应生成4-羟基苯甲醛和4-羟基苯甲酸等中间产物,这些代谢物通过参与三羧酸循环等途径逐步分解,最终以 CO_2 等形式完成矿化,其降解过程依赖厌氧环境,且与柠檬酸杆菌(*Citrobacter* sp.)、克雷伯菌(*Klebsiella* sp.)等其他肠道微生物形成代谢协同网络.

表 3 可厌氧降解微塑料的微生物

Table 3 Microorganisms capable of anaerobic degradation of microplastics

微生物	降解机制	塑料类型	参考文献
嗜温微菌属 (<i>Tepidimicrobium</i>)和 莫氏芽孢杆菌属(<i>Moorella</i>)	可能含有与乳酸代谢相关的酶基因, 直接参与将 PLA 转化为甲烷的过程. 中温条件下, TPS 和 PHB 可快速转化为甲烷, 高温条件下, PLA, PHB 和 TPS 能在较短时间内达到较高降解水平	PLA	98
消化球菌科 (<i>Peptococcaceae</i>) 、暖微菌属 (<i>Tepidimicrobium</i>) 和严格梭菌属 (<i>Clostridium sensu stricto</i> .7)	氨基酸运输和代谢、碳水化合物运输和代谢、无机离子运输和代谢等相关功能基因有不同程度的上调, 其中氨基酸运输和代谢基因上调最为明显	PLA	99
肠杆菌属(<i>Enterobacter</i>)和 贪铜菌属(<i>Cupriavidus</i>)	推测其体内可能含有 PHB 聚羟基脂肪酸酯解聚酶基因, 编码的酶可催化 PHB 的降解	PHB	98
毛螺旋菌目 (<i>Cloacamonales</i>) 和热袍菌目 (<i>Thermotogales</i>)	可能存在类似聚羟基脂肪酸酯解聚酶的水解酶以及产甲烷过程相关酶的基因	PHA	100
热纤梭菌 (<i>Caldicellulosiruptor bescii</i>)	酯酶可以水解脂肪族-芳香族聚酯, 利用基因工程改造热纤梭菌, 使其分泌可催化 PET 的酯键水解的 LCC 和 LCC 变体	PET	101
重组梭菌(<i>Clostridium thermocellum</i>)	通过基因工程手段将热稳定角质酶(LCC)导入 <i>Clostridium thermocellum</i> 中, 使其过量表达 LCC 酶. LCC 能够特异性识别并水解 PET 的酯键, 促进其降解.	PET	102
霍氏肠杆菌(<i>Enterobacter hormaechei</i> LG3)	参与降解的酶包括硫醇过氧化物酶(tpx), 烷基氢过氧化物还原酶 C(ahpC)和细菌铁蛋白共迁移蛋白(bcp)	PS	103
铜绿假单胞菌 (<i>Pseudomonas aeruginosa</i>)	在厌氧条件下可能通过苯乙烯侧链氧化→苯乙酸代谢途径降解 PS, 涉及单加氧酶, 醛脱氢酶, 辅酶 A 连接酶等, 中间产物包括苯乙烯氧化物、苯乙醛、苯乙酸、最终产物为 CO ₂ , 短链脂肪酸及残留微塑料.	PS	104
穿孔假单胞菌 (<i>Pseudomonas pertucinogena</i>)	烷烃单加氧酶和漆酶	PE	105
克雷伯氏菌 EMBL-1(<i>Klebsiella</i> sp. EMBL - 1)	该菌株能分泌氧化氢酶与过氧化物酶, 降解 PVC 中含有羟基、碳碳双键的物质, 生成 2-壬醇己二酸酯等 5 种潜在降解产物	PVC	106

相比好氧细菌,能降解微塑料的厌氧细菌种类较少,且多数研究集中于生物塑料,对传统塑料降解的研究有待拓展.部分微生物如微丝菌(*Microthrix*)和戈登氏菌(*Gordonia*)⁹⁷在中温条件下对 PLA 和聚己内酯(Polycaprolactone, PCL)的最终降解率较高,但降解速率慢;盐单胞菌属(*Halomonas*)¹⁰⁹能分泌细胞色素 P450 单加氧酶,催化羟基化和去甲基化反应,有力地推动了深层沉积物中微塑料的生物降解进程,但降解能力尚未充分测试;阴沟菌目(*Cloacamonales*)与热袍菌目(*Thermotogales*)⁹⁹的降解时间长,且需要在海水条件下进行.未来应继续挖掘能降解微塑料的厌氧细菌,对用于去除微塑料的厌氧菌进行驯化研究,拓展厌氧细菌基因工程研究.

6 基因工程菌的应用现状

通过定向基因编辑引入外源基因后,工程菌株可突破原有代谢瓶颈. Zhang¹¹⁰ 等人合成丁香假单胞菌冰核蛋白 N 端(*InaKN*),从南极嗜冷菌(*Psychrobacter* sp. NJ228)中获取冷活性漆酶 PsLAC 的基因 *pslac*, *InaKN* 与 *pslac*. 通过柔性接头融合,插入 pET-28a(+)载体,形成 *pET-InaKN-PsLAC*. 将质粒转入大肠杆菌(*Escherichia coli* BL21),筛选获得工程菌 BL21/pET-InaKN-PsLAC. 生物修复实验证明,15 °C 时,该工程菌在 48 小时内对 PE 的降解率达 48.0 %,144 小时后达到 66.0 %,在低温下对 PE 微塑料有高效的降解能力. Huang¹¹¹ 等人通过基因工程改造生物膜形成能力强的斯坦诺蒂假单胞菌(*Stenotrophomonas pavanii*),使其过量表达中温 PET 水解酶 DuraPETase,显著提升对高结晶度 PET 微塑料的降解能力. 7 天内工程菌株 G1-PET 总产物释放量分别为 11.03 μM(自来水),9.87 μM(湖水),8.21 μM(海水). 即便海水中的高盐离子抑制了细胞活性和酶表达,G1-PET 对 PET 微塑料的总产物释放量仍高于野生型菌株 JWG-G1(0.16 μM),充分表明在海水中工程菌株 G1-PET 的降解效率更高. 但工程菌株 G1-PET 不能完全代谢 PET 降解产生的副产物,如 TPA 和 EG,这可能会造成潜在的环境风险. Liu¹⁰¹ 等人利用基因工程改造热纤梭菌(*Clostridium thermocellum*),通过将叶枝堆肥角质酶(Leaf-branch compost cutinase, LCC)及其变体的基因整合到热纤梭菌的染色体 DNA 中,构建了能高效表达 LCC 的工程菌株. 又以天然 LCC 为基础,通过蛋白质工程对 LCC 的对应位点进行突变,比如 H218S, F222I 突变及 F243I 突变,提高了 LCC 对 PET 的降解活性和热稳定性. 其中 LCC 变体 F243I 显著缩短了解聚延迟期,10 天内 TPA 产率达 60 %,是野生型 LCC 的 3 倍. 但由于 PET 解聚过程中,细胞代谢产生乳酸、乙酸等酸性物质,导致体系 pH 降至 5.6,显著降低其活性与稳定性,抑制细胞生长. 这说明基因工程菌虽然提升了 PET 解聚效率,验证了工业应用潜力,但在实际自然环境中,LCC 变体的降解能力或许会受到自然环境中各种因素的抑制. 此外,利用质粒表达 LCC 变体时,可能出现单交叉基因组整合,导致蛋白质表达水平不稳定,需添加抗生素维持维持质粒稳定表达.

包括梭状芽孢杆菌(*Clostridium* sp.)⁶⁰,虽然经基因工程改造后效果显著,生物强化效益高,但仍处于实验室阶段,野外试验数据不足. 因此,基因工程菌使用存在环境风险,大规模应用存在不确定性,一旦进入自然环境,工程菌携带的外源基因(如编码 DuraPETase 的基因)可能会转移到环境中的其他微生物体内,改变这些微生物的代谢能力,进而影响它们对其他污染物的降解或转化能力. 这种基因转移可能导致微生物群落结构和功能的改变,对生态系统的平衡产生潜在影响.

7 展望

几个世纪以来,微塑料在海洋、土壤和大气等环境中不断积累,固然全球都期待能在 INC-5 会议上推动达成一项具有里程碑意义的塑料污染治理国际条约,但经过一周的磋商,各谈判方仍未能形成一致意见,导致塑料污染治理进程陷入僵局. 在此背景下,微塑料污染的防控工作也未能取得实质性进展. 此外,目前研究缺乏对自然环境中微塑料物理性质与微生物相互作用的长期动态监测数据. 对于具有降解功能的酶的发现大多为胞外酶,胞内酶在微塑料降解过程中的具体功能并不明晰. 尽管好氧与厌氧降解途径均展现出污染治理潜力,目前的研究仍集中在好氧环境下降解微塑料的微生物及其降解机制,对厌氧环境下能降解微塑料的微生物的挖掘较少. 考虑到深海,淤泥等厌氧环境中的微塑料污染也具有潜在风险,未来对微生物降解微塑料的相关研究可以聚焦以下方向: (1)结合胞外酶对微塑料的降解机理,深入解析胞内酶的催化机制; (2)覆盖更多环境类型,分离出更多能在厌氧环境下降解微塑料的菌株; (3)优化微生物的降解途径,集中探寻如何解决微塑料与其他污染物形成的复合污染,以应对日益复杂的环境污染挑战. (4)从小规模试验到逐步推广,监测长期生态效应,聚焦于提高工程菌的可控性、靶向性和生态兼容性.

由此观之,微塑料的微生物降解方法应在实际的环境修复中不断改进,制定有效的策略以便实现微塑料污染的有效控制与生态系统的可持续发展.

参考文献

- 1 Rochman C M, Manzano C, Hentschel B T, et al. Polystyrene plastic: a source and sink for polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 13976–13984
- 2 Balabantaray S R, Singh P K, Pandey A K, et al. Forecasting global plastic production and microplastic emission using advanced optimised discrete grey model. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2023, 30: 123039–123054
- 3 Park S Y, Kim C G. Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site. *Chemosphere*, 2019, 222: 527–533
- 4 Hou L, Xi J, Liu J, et al. Biodegradability of polyethylene mulching film by two *Pseudomonas* bacteria and their potential degradation mechanism. *Chemosphere*, 2022, 286: 131758
- 5 Beggel S, Kalis E J J, Geist J. Towards harmonized ecotoxicological effect assessment of micro- and nanoplastics in aquatic systems. *Environ Pollut*, 2025, 366: 125504
- 6 Ren S, Graf M, Wang K, et al. Separation and Identification of Conventional Microplastics from Farmland Soils. *J Vis Exp*, 2025, (217): e67064
- 7 Casella C, Cornelli U, Ballaz S, et al. Plastic Smell: A Review of the Hidden Threat of Airborne Micro and Nanoplastics to Human Health and the Environment. *Toxics*, 2025, 13(5): 387
- 8 Leslie H A, van Velzen M J M, Brandsma S H, et al. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environ Int*, 2022, 163: 107199
- 9 Rotchell J M, Austin C, Chapman E, et al. Microplastics in human urine: Characterisation using μ FTIR and sampling challenges using healthy donors and endometriosis participants. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2024, 274: 116208
- 10 Zhang N, Li Y B, He H R, et al. You are what you eat: Microplastics in the feces of young men living in Beijing. *Sci Total Environ*, 2021, 767: 144345
- 11 Yang J, Li H, Ling W, et al. Sources, Status, and Potential Risks of Microplastics in Marine Organisms of the Bohai Sea: A Systematic Review. *Toxics*, 2025, 13(5): 400
- 12 Rather S A, Amin A, Abubakr A, et al. First incidence of microplastic in commercially important food fishes and waters: A case study in the dal Lake ecosystem of North-Western Himalaya (India). *J Contam Hydrol*, 2025, 273: 104619
- 13 Mhapsekar S, Kalangutkar N, Joshi N. Microplastic contamination and ecological risk in a riverine system: A case study from the Valvanti River, Goa, India. *Environ Monit Assess*, 2025, 197: 706
- 14 Villanova-Solano C, Hernández-Sánchez C, D áz-Peña F J, et al. Microplastics in snow of a high mountain national park: El Teide, Tenerife (Canary Islands, Spain). *Sci Total Environ*, 2023, 873: 162276
- 15 Collard F, Hallanger I G, Philipp C, et al. Microplastic pellets in Arctic marine sediments: a common source or a common process? *Environ Res*, 2025, 279: 121770
- 16 Wang T, Li B, Shi H, et al. The processes and transport fluxes of land-based macroplastics and microplastics entering the ocean via rivers. *J Hazard Mater*, 2024, 466: 133623
- 17 V ález-Terreros P Y, Romero-Est évez D, Y áñez-J ácome G S. Microplastics in Ecuador: A review of environmental and health-risk assessment challenges. *Heliyon*, 2024, 10: e23232
- 18 Micalizzi G, Chiaia V, Mancuso M, et al. Investigating the effects of microplastics on the metabolism of *Trematopus bernacchii* from the ross sea (Antarctica). *Sci Total Environ*, 2024, 955: 176766
- 19 Jong M C, Tong X, Li J, et al. Microplastics in equatorial coasts: Pollution hotspots and spatiotemporal variations associated with tropical monsoons. *J Hazard Mater*, 2022, 424: 127626
- 20 Rodríguez Pirani L S, Picone A L, Costa A J, et al. Airborne microplastic pollution detected in the atmosphere of the South Shetland Islands in Antarctica. *Chemosphere*, 2024, 368: 143762
- 21 Escañán A S, Wang M-H, Acot F T, et al. Spatiotemporal variations in rural and urban beach microplastics accumulation in sediment along Sarangani Bay Protected Seascape, Mindanao, the Philippines. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2025, 197: 687
- 22 Chen P, Kane I A, Clare M A, et al. Direct Evidence That Microplastics Are Transported to the Deep Sea by Turbidity Currents. *Environ Sci Technol*, 2025, 59: 7278–7287
- 23 Wang C, Song J, Nunes L M, et al. Global microplastic fiber pollution from domestic laundry. *J Hazard Mater*, 2024, 477: 135290
- 24 Bai Y, Guo X, Masaki T, et al. Distribution characteristics and transport processes of biodegradable microplastics in the Seto Inland Sea, Japan. *J Hazard Mater*, 2025, 491: 137911
- 25 Bobchev N, Berov D, Klayn S, et al. High microplastic pollution in marine sediments associated with urbanised areas along the SW Bulgarian Black Sea coast. *Mar Pollut Bull*, 2024, 209: 117150
- 26 Ramadoss D, Biju A, Rathore C, et al. The first report on emerged microplastics in deep-sea sediment: Insights from the Central Indian Ocean Basin. *Mar Pollut Bull*, 2025, 211: 117435
- 27 Egger M, Booth A M, Bosker T, et al. Evaluating the environmental impact of cleaning the North Pacific Garbage Patch. *Sci Rep*, 2025, 15: 16736
- 28 Xue R Z, Liu Z M, Wang M, et al. Regulatory effects of marine organisms on the migration and transformation of microplastics (in Chinese). *Earth Environ*, 2022, 50(02): 291–303 [薛润泽, 刘卓苗, 王萌, 等. 海洋生物对微塑料迁移转化的调控作用. *地球与环境*, 2022, 50(02): 291–303]
- 29 Arcadio C, Albarico F, Hsieh S L, et al. Microplastic distribution in the surface water and potential fish uptake in an oligotrophic lake (Lake Mainit, Philippines). *J Contam Hydrol*, 2025, 273: 104603
- 30 Hajji S, Ben-Haddad M, Abelouah M R, et al. Microplastic characterization and assessment of removal efficiency in an urban and industrial wastewater treatment plant with submarine emission discharge. *Sci Total Environ*, 2024, 945: 174115

- 31 Horton A A, Walton A, Spurgeon D J, et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci Total Environ*, 2017, 586: 127–141
- 32 Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 6453–6454
- 33 Zhang P, Wang J, Huang L, et al. Microplastic transport during desertification in drylands: Abundance and characterization of soil microplastics in the Amu Darya-Aral Sea basin, Central Asia. *J Environ Manage*, 2023, 348: 119353
- 34 Hu G L. Research on the interaction mechanism between microplastics and soil media (in Chinese), 2019 [胡桂林. 微塑料与土壤介质相互作用机制的研究, 2019]
- 35 Roscher L, Nöthig E M, Fahl K, et al. Origin and intra-annual variability of vertical microplastic fluxes in Fram Strait, Arctic Ocean. *Sci Total Environ*, 2025, 958: 178035
- 36 Liu M, Lu S, Song Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environ Pollut*, 2018, 242: 855–862
- 37 O'Brien S, Rauert C, Ribeiro F, et al. There's something in the air: A review of sources, prevalence and behaviour of microplastics in the atmosphere. *Sci Total Environ*, 2023, 874: 162193
- 38 Zhang J, Wang L, Kannan K. Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environ Int*, 2020, 134: 105314
- 39 Facciola A, Visalli G, Pruiti Ciarello M, et al. Newly Emerging Airborne Pollutants: Current Knowledge of Health Impact of Micro and Nanoplastics. *Int J Environ Res Public Health*, 2021, 18(6): 2997
- 40 Bigalke M, Fieber M, Foetisch A, et al. Microplastics in agricultural drainage water: A link between terrestrial and aquatic microplastic pollution. *Sci Total Environ*, 2022, 806: 150709
- 41 Khalid N, Aqeel M, Noman A, et al. Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments. *Chemosphere*, 2021, 264: 128541
- 42 Li L. Types and occurrence characteristics of microplastics (in Chinese). *Technology Vision*, 2022: 14-15 [李璐. 微塑料的种类及其赋存特征. 科技视界, 2022, 14–15]
- 43 Kannankai M P, Babu A J, Radhakrishnan A, et al. Machine learning aided meta-analysis of microplastic polymer composition in global marine environment. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 440: 129801
- 44 Xu L, Xu X, Li C, et al. Is mulch film itself the primary source of meso- and microplastics in the mulching cultivated soil? A preliminary field study with econometric methods. *Environ Pollut*, 2022, 299: 118915
- 45 Chen Q, Gundlach M, Yang S, et al. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Sci Total Environ*, 2017, 584-585: 1022–1031
- 46 Cheng D, Liu H, Qian W, et al. Migration characteristics of microplastics in riparian soils and groundwater. *Environ Monit Assess*, 2024, 196: 796
- 47 Zhao W, Su Z, Geng T, et al. Effects of ionic strength and particle size on transport of microplastic and humic acid in porous media. *Chemosphere*, 2022, 309: 136593
- 48 Dong Z, Zhu L, Zhang W, et al. Role of surface functionalities of nanoplastics on their transport in seawater-saturated sea sand. *Environ Pollut*, 2019, 255: 113177
- 49 Ishak S A, Aris A Z, Law M C, et al. Impact of plasticiser exposure on oyster *Crassostrea (Magallana) saidii*: assessing oxidative stress and biomarker responses. *Ecotoxicology*, 2025, 34: 654–665
- 50 Li L, Guo Z, Guo X, et al. *Phanerochaete chrysosporium* hyphae bio-crack, endocytose and metabolize plastic films. *J Hazard Mater*, 2025, 487: 137154
- 51 Khan K Y, Ali B, Ghani H U, et al. Single and combined effect of tetracycline and polyethylene microplastics on two drought contrasting cultivars of *Oryza sativa* L. (Rice) under drought stress. *Environ Toxicol Pharmacol*, 2023, 101: 104191
- 52 Ma R, Xu Z, Sun J, et al. Microplastics affect C, N, and P cycling in natural environments: Highlighting the driver of soil hydraulic properties. *J Hazard Mater*, 2023, 459: 132326
- 53 Zhu J, Liu S, Wang H, et al. Microplastic particles alter wheat rhizosphere soil microbial community composition and function. *J Hazard Mater*, 2022, 436: 129176
- 54 Zampolli J, Orro A, Manconi A, et al. Transcriptomic analysis of *Rhodococcus opacus* R7 grown on polyethylene by RNA-seq. *Sci Rep*, 2021, 11: 21311
- 55 Tu C, Chen T, Zhou Q, et al. Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Sci Total Environ*, 2020, 734: 139237
- 56 Yi M, Zhou S, Zhang L, et al. The effects of three different microplastics on enzyme activities and microbial communities in soil. *Water Environ Res*, 2021, 93: 24–32
- 57 Su P J. Effects of microplastics on soil organisms and carbon-nitrogen cycling: Potential mechanisms (in Chinese), 2023 [苏品杰. 微塑料对土壤生物及碳氮循环的影响及潜在机制研究, 2023]
- 58 Wang H, Zhong Y, Yang Q, et al. Coupling of sulfate reduction and dissolved organic carbon degradation accelerated by microplastics in blue carbon ecosystems. *Water Res*, 2025, 279: 123414
- 59 Wang Z C, Ma Y, Yang L W, et al. Effects of PE and PLA microplastics on functional microorganisms involved in aquatic nitrogen metabolism (in Chinese). *China Environmental Science*, 2025, 45: 278–291 [王志超, 马钰, 杨丽文, 等. PE 和 PLA 微塑料对水体氮代谢相关功能微生物的影响. 中国环境科学, 2025, 45: 278–291]
- 60 Chu W C, Gao Y Y, Wu Y X, et al. Biofilm of petroleum-based and bio-based microplastics in seawater in response to Zn(II): Biofilm formation, community structure, and microbial function. *Sci Total Environ*, 2024, 928: 172397
- 61 Ameen F, Al-Shwaiman H A, Almalki R, et al. Degradation of polyvinyl chloride (PVC) microplastics employing the actinobacterial strain *Streptomyces gobitricini*. *Biodegradation*, 2025, 36: 19
- 62 Jeon H J, Kim M N. Degradation of linear low density polyethylene (LLDPE) exposed to UV-irradiation. *European Polymer Journal*, 2014, 52: 146–153

- 63 Mamtimin T, Ouyang X, Wu W M, et al. Novel Feruloyl Esterase for the Degradation of Polyethylene Terephthalate (PET) Screened from the Gut Microbiome of Plastic-Degrading Mealworms (*Tenebrio Molitor* Larvae). *Environ Sci Technol*, 2024, 58: 17717–17731
- 64 Zampolli J, Vezzini D, Brocca S, et al. Insights into the biodegradation of polycaprolactone through genomic analysis of two plastic-degrading *Rhodococcus* bacteria. *Front Microbiol*, 2023, 14: 1284956
- 65 Zaman I, Turjya R R, Shakil M S, et al. Biodegradation of polyethylene and polystyrene by *Zophobas atratus* larvae from Bangladeshi source and isolation of two plastic-degrading gut bacteria. *Environ Pollut*, 2024, 345: 123446
- 66 Tighe S W, Curd E, Tracy K M, et al. Biomolecular Analysis of Arctic Microorganisms Capable of Psychrophilic Growth on Biodegradable and Compostable Plastic. *J Biomol Tech*, 2024, 35(4): 3fc1f5fe.601df0cc
- 67 Duan Y L. Screening and degradation mechanisms of polyethylene microplastic-degrading bacteria (in Chinese), 2023 [段亚良. 聚乙烯微塑料降解菌的筛选和降解机理研究, 2023]
- 68 Zhang J, Gao D, Li Q, et al. Biodegradation of polyethylene microplastic particles by the fungus *Aspergillus flavus* from the guts of wax moth *Galleria mellonella*. *Sci Total Environ*, 2020, 704: 135931
- 69 Urbanek A K, Arroyo M, de la Mata I, et al. Identification of novel extracellular putative chitinase and hydrolase from *Geomyces* sp. B10I with the biodegradation activity towards polyesters. *AMB Express*, 2022, 12: 12
- 70 Kim D W, Ahn J H, Cha C J. Biodegradation of plastics: mining of plastic-degrading microorganisms and enzymes using metagenomics approaches. *J Microbiol*, 2022, 60: 969–976
- 71 Li Q, Li H, Tian L, et al. Genomic insights and metabolic pathways of an enriched bacterial community capable of degrading polyethylene. *Environ Int*, 2025, 197: 109334
- 72 Carniel A, Valoni É, Nicomedes J, et al. Lipase from *Candida antarctica* (CALB) and cutinase from *Humicola insolens* act synergistically for PET hydrolysis to terephthalic acid. *Process Biochemistry*, 2017, 59: 84–90
- 73 Kim H R, Lee H M, Yu H C, et al. Biodegradation of Polystyrene by *Pseudomonas* sp. Isolated from the Gut of Superworms (Larvae of *Zophobas atratus*). *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 6987–6996
- 74 Zhang G, Du J, Zhang C, et al. Identification of a PET hydrolytic enzyme from the human gut microbiome unveils potential plastic biodegradation in human digestive tract. *Int J Biol Macromol*, 2024, 283: 137732
- 75 Chandramouli Swamy T M, Nagarathna S V, Reddy P V, et al. Efficient biodegradation of Polyethylene terephthalate (PET) plastic by *Gordonia* sp. CN2K isolated from plastic contaminated environment. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2024, 281: 116635
- 76 Taxeidis G, Siaperas R, Foka K, et al. Elucidating the enzymatic response of the white rot basidiomycete *Abortiporus biennis* for the downgrade of polystyrene. *Environ Pollut*, 2025, 374: 126214
- 77 Xu L, An X, Jiang H, et al. A novel *Gordonia* sp. PS3 isolated from the gut of *Galleria mellonella* larvae: Mechanism of polystyrene biodegradation and environmental toxicological evaluation. *J Hazard Mater*, 2025, 488: 137219
- 78 Qiu Q, Sun X, Li H, et al. Biodegradation of polystyrene and its mechanisms driven by a customized lignin-degrading microbial consortium and degrading bacteria. *J Environ Manage*, 2025, 384: 125560
- 79 Egessa R, Nankabirwa A, Ocaya H, et al. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. *Sci Total Environ*, 2020, 741: 140201
- 80 Shalem A, Yehezkeili O, Fishman A. Enzymatic degradation of polylactic acid (PLA). *Appl Microbiol Biotechnol*, 2024, 108: 413
- 81 Wang Y, Zhang Y, Li C, et al. Clonal expression and structural analysis of polylactic acid-degrading enzyme S8SP from *Bacillus safensis*. *Lett Appl Microbiol*, 2025, 78(3): ovaf025
- 82 Khandare S D, Chaudhary D R, Jha B. Isolation and purification of esterase enzyme from marine bacteria associated with biodegradation of polyvinyl chloride (PVC). *Biodegradation*, 2024, 36: 4
- 83 Zeng J, Yao J, Zhang W, et al. Biodegradation of commercial polyester polyurethane by a soil-borne bacterium *Bacillus velezensis* MB01B: Efficiency, degradation pathway, and in-situ remediation in landfill soil. *Environ Pollut*, 2024, 363: 125300
- 84 Choonut A, Wongfaed N, Wongthong L, et al. Microbial degradation of polypropylene microplastics and concomitant polyhydroxybutyrate production: An integrated bioremediation approach with metagenomic insights. *J Hazard Mater*, 2025, 490: 137806
- 85 Jeyavani J, Al-Ghanim K A, Govindarajan M, et al. Bacterial screening in Indian coastal regions for efficient polypropylene microplastics biodegradation. *Sci Total Environ*, 2024, 918: 170499
- 86 Fei F, Su Z, Liu R, et al. Efficient biodegradation of poly(butylene adipate-co-terephthalate) in mild temperature by cutinases derived from a marine fungus. *J Hazard Mater*, 2024, 480: 136008
- 87 Yuan J, Ma J, Sun Y, et al. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. *Sci Total Environ*, 2020, 715: 136968
- 88 Roohi, Bano K, Kuddus M, et al. Microbial Enzymatic Degradation of Biodegradable Plastics. *Curr Pharm Biotechnol*, 2017, 18: 429–440
- 89 Sahu S, Kaur A, Khatri M, et al. A review on cutinases enzyme in degradation of microplastics. *J Environ Manage*, 2023, 347: 119193
- 90 Putcha J P, Kitagawa W. Polyethylene Biodegradation by an Artificial Bacterial Consortium: *Rhodococcus* as a Competitive Plasticsphere Species. *Microbes Environ*, 2024, 39(3): ME24031
- 91 Huang Q S, Yan Z F, Chen X Q, et al. Accelerated biodegradation of polyethylene terephthalate by *Thermobifida fusca* cutinase mediated by *Stenotrophomonas pavanii*. *Sci Total Environ*, 2022, 808: 152107
- 92 Tang C, Wang L, Sun J, et al. Degradable living plastics programmed by engineered spores. *Nat Chem Biol*, 2025, 21: 1006–1011
- 93 Zhang L, Cao K, Liu H, et al. Discovery of a polyester polyurethane-degrading bacterium from a coastal mudflat and identification of its degrading enzyme. *J Hazard Mater*, 2025, 483: 136659
- 94 Fang X, Cai Z, Wang X, et al. Isolation and Identification of Four Strains of Bacteria with Potential to Biodegrade Polyethylene and Polypropylene from

Mangrove. *Microorganisms*, 2024, 12(10): 2005

- 95 Yadav P, Mishra V. Comprehending microplastic pollution in diverse environment: Assessing fate, impacts, and remediation approaches. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2025, 196: 105953
- 96 Ren S Y, Ni H G. Biodeterioration of Microplastics by Bacteria Isolated from Mangrove Sediment. *Toxics*, 2023, 11(5): 432
- 97 Liu Q, Gao X-X, Li Y, et al. Microplastics stress alters microorganism community structure and reduces the production of biogenic dimethylated sulfur compounds. *Limnology and Oceanography*, 2024, 69: 2702–2715
- 98 Cazaudehore G, Monlau F, Gassie C, et al. Active microbial communities during biodegradation of biodegradable plastics by mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *J Hazard Mater*, 2023, 443: 130208
- 99 Lu B, Jiang C, Chen Z, et al. Fate of polylactic acid microplastics during anaerobic digestion of kitchen waste: Insights on property changes, released dissolved organic matters, and biofilm formation. *Sci Total Environ*, 2022, 834: 155108
- 100 Wang S, Lydon K A, White E M, et al. Biodegradation of Poly(3-hydroxybutyrate- co-3-hydroxyhexanoate) Plastic under Anaerobic Sludge and Aerobic Seawater Conditions: Gas Evolution and Microbial Diversity. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 5700–5709
- 101 Liu Y J, Yan F, Dong W, et al. Optimized whole-cell depolymerization of polyethylene terephthalate to monomers using engineered *Clostridium thermocellum*. *J Hazard Mater*, 2025, 488: 137441
- 102 Tang K H D, Hadibarata T. The application of bioremediation in wastewater treatment plants for microplastics removal: a practical perspective. *Bioprocess Biosyst Eng*, 2022, 45: 1865–1878
- 103 Kang M G, Kwak M J, Kim Y. Polystyrene microplastics biodegradation by gut bacterial *Enterobacter hormaechei* from mealworms under anaerobic conditions: Anaerobic oxidation and depolymerization. *J Hazard Mater*, 2023, 459: 132045
- 104 Matyakubov B, Lee T J. Optimizing polystyrene degradation, microbial community and metabolite analysis of intestinal flora of yellow mealworms, *Tenebrio molitor*. *Bioresour Technol*, 2024, 403: 130895
- 105 Bollinger A, Thies S, Katzke N, et al. The biotechnological potential of marine bacteria in the novel lineage of *Pseudomonas pertucinogena*. *Microb Biotechnol*, 2020, 13: 19–31
- 106 Zhang Z, Peng H, Yang D, et al. Polyvinyl chloride degradation by a bacterium isolated from the gut of insect larvae. *Nat Commun*, 2022, 13: 5360
- 107 Pires C S, Costa L, Barbosa S G, et al. Microplastics Biodegradation by Estuarine and Landfill Microbiomes. *Microb Ecol*, 2024, 87: 88
- 108 Zheng J, Yang Y, Li Y, et al. Long-term effect of microplastics on anammox systems: From macro efficiency to micro metabolic mechanisms and antibiotic resistance genes proliferation. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 440: 141032
- 109 Niu L, Li Y, Li Y, et al. New insights into the vertical distribution and microbial degradation of microplastics in urban river sediments. *Water Res*, 2021, 188: 116449
- 110 Zhang A, Hou Y, Wang Y, et al. Highly efficient low-temperature biodegradation of polyethylene microplastics by using cold-active laccase cell-surface display system. *Bioresour Technol*, 2023, 382: 129164
- 111 Huang Q S, Chen S Q, Zhao X M, et al. Enhanced degradation of polyethylene terephthalate (PET) microplastics by an engineered *Stenotrophomonas pavanii* in the presence of biofilm. *Sci Total Environ*, 2024, 955: 177129

Microplastics: Environmental Distribution and Degradation by Aerobic/Anaerobic Microorganisms

FAN JiaJun, YANG YangWenDi, JIANG LiSi*, GUO LiXin, ZHENG TianTian, ZHANG Yang*

School of Life Sciences, Shenyang Normal University, Shenyang 110034, China Corresponding author,*

**E-mail: jianglisi@synu.edu.cn; zhangyang@synu.edu.cn*

Microplastics (<5 mm), a novel type of environmental pollutant, are widely distributed in water, soil, and atmospheric environments. They pose a serious threat to ecosystems and human health. Traditional treatment technologies, such as incineration and landfill, have drawbacks like the risk of secondary pollution and low cost-effectiveness. Thus, there is an urgent need to develop green degradation pathways. Microorganisms possess the metabolic capacity to decompose high-molecular-weight polymers and are the core biological components responsible for microplastic degradation. Some bacteria and fungi have been demonstrated to be capable of converting microplastics into environmentally friendly carbon compounds. The microbial community structure, metabolic pathways, and degradation efficiency under the two typical redox environments, i.e., aerobic and anaerobic conditions, exhibit significant differences. This review systematically summarizes the distribution and sources of microplastics, as well as the influence of their physical and chemical properties on microorganisms. It also discusses the degradation mechanisms of microplastics by microorganisms under aerobic and anaerobic conditions, providing an important theoretical foundation for the development of efficient biological degradation technologies and the formulation of microplastic pollution control strategies.

microplastics, microorganisms, aerobic degradation, anaerobic degradation, enzymes, functional genes