聚乙烯降解与回收研究进展

谢 爽[1],何静文[2]

(1.中国石油化工股份有限公司茂名分公司研究院,广东 茂名 525000;2.中国石油化工股份有限公司茂名分公司化工分部,广东 茂名 525000)

摘 要:聚乙烯(PE)整体性能优异,成本低廉,在日常生活中不可或缺。然而,大量难以自然降解的PE废弃物在环境中持续累积,已对生态安全构成严重威胁。将生物降解与微波、超声波等新技术以及化学降解的预处理方法相结合,既可促进PE的降解,又能产生功能性小分子。PE作为富氢材料,可作为生物质共热解的合适氢源。利用上述技术进行PE氢解有助于获得高值化产品,同时降低工艺成本,提升整体生态效益。文章主要介绍PE在生物降解和化学回收两大方面的研究新进展。

关键词:聚乙烯;回收;生物降解;化学降解;化学改性

中图分类号:TQ325.12 **文献标志码**:A **文章编号**:1005-3360(2026)09-0215-05

DOI:10.15925/j.cnki.issn1005-3360.2026.09.038

Research Progress of Degradation and Recycling of Polyethylene

XIE Shuang[1], HE Jingwen[2]

(1. Research Institute of Sinopec Maoming Branch, Maoming 525000, China;
2. Chemical division of Sinopec Maoming Branch, Maoming 525000, China)

Abstract: Polyethylene (PE) possesses excellent overall performance and low cost, making it indispensable in daily life. However, large quantities of PE waste that are difficult to degrade naturally have continued to accumulate in the environment, posing a serious threat to ecological safety. The combination of biodegradation with emerging technologies such as microwave and ultrasonic treatment, as well as chemical degradation pretreatment methods, can not only facilitate PE degradation but also generate functional small molecules. As a hydrogen-rich material, PE can serve as a suitable hydrogen source for biomass co-pyrolysis. The application of these technologies to PE hydrogenolysis facilitates the production of high-value products while reducing process costs and enhancing overall ecological benefits. This article primarily reviews the latest research progress in PE biodegradation and chemical recycling.

Keywords: PE; Recycling; Biodegradation; Chemical degradation; Chemical modification

聚乙烯(PE)作为通用塑料,广泛应用于包装、个人护理用品、医疗工程等领域[1]。然而,不可生物降解的PE废弃物给解聚与回收带来挑战,其大量积累对环境造成严重危害,许多生物的生存环境正受到威胁[2-5]。自20世纪50年代以来,全球共产生87亿t塑料垃圾,其中PE占36%。据中国资源回收协会统计,2022年中国PE废塑料总量达1 320万t。这些PE废塑料最终形成塑料碎片或颗粒,即微塑料(MPs)和纳米塑料(NPs)。由于其高化学稳定性,MPs和NPs已成为主要的环境和健康问题,它们在环境中普遍存在,其对生态和生物的影响受到广泛关注[6-9]。

欧盟为塑料包装废弃物设定目标,分别要求在2025年底和2030年底回收率达到50%和55%[10]。机械回收是目前主要的回收方法,但存在一定的局限性。回收的材料通常制成低价值产品,属于降级循环。化学回收或升级回收则旨在获取原始单体、高价值化学品或先进材料。然而,由于C—C键的化学惰性,PE的降解极具挑战性[11-12]。非催化热解和气化在非常高的温度(>500 ℃)下进行,生成复杂的燃料油、气和炭。目前,人们正在开发更高效、更有选择性的催化工艺,包括加氢裂化、加氢或串联烷烃复分解氢解/芳构化,以获得高质量的石油或有用的烃类。氧化

收稿日期Submitted date 2025-09-12;修回日期Revised date 2025-10-09;录用日期Accepted date 2025-11-03

联系人,2471809448@qq.com

引用本文:谢爽,何静文.聚乙烯降解与回收研究进展[J].塑料科技,2026,54(9):215-219.

Citation: XIE S, HE J W. Research progress of degradation and recycling of polyethylene[J]. Plastics Science and Technology, 2026, 54(9): 215-219.

是一种将PE转化为小分子羧酸的升级循环方法，但氧化程度难以控制，导致产物选择性和收率较低。然而，当目标产物为高级材料时，由于烃类或羧酸的组成复杂，不宜将废旧PE用作原料。相比之下，PE的功能化改性更为可取。众所周知，PE的低极性限制其广泛应用，接枝、共聚和氧化等方法均可提高PE的界面性能，其中氧化法在保留长链的同时引入羟基、羰基和羧基等极性基团，效率更高[13]。文章主要综述PE的生物降解和化学回收的最新研究进展，以期为PE的闭环利用提供参考。

1 PE的生物降解

目前，已有大量报道评估不同来源菌株对PE的降解能力与降解机理。NGUYEN等[12]报道称，在低密度聚乙烯(LDPE)与细菌孵育的前30 d内可观察到LDPE粉末的有限降解。该研究证实LDPE降解在很大程度上依赖无定形区域的存在，只有该区域与细菌酶作用被降解。ZHU等[14]从长期被PE覆盖的土壤中分离出PE降解真菌，研究其对PE的降解作用及其对土壤有机碳的影响。结果表明：该真菌处理有效提高碳库管理指数，其中B3表现出最有利的碳保留值，不仅可以降解PE，在适当施用时还有助于固碳和提升土壤肥力。FANG等[15]从红树林中分离得到2株PE降解菌和2株聚丙烯(PP)降解候选菌，分别命名为假单胞菌GIA7菌株(*Pseudomonas* sp. strain GIA7)、蜡样芽孢杆菌GIA17菌株(*Bacillus cereus* strain GIA17)、不动杆菌GIB8菌株(*Acinetobacter* sp. strain GIB8)和蜡样芽孢杆菌GIB10菌株(*Bacillus cereus* strain GIB10)。结果表明：在60 d内，随着降解时间的延长，细菌的降解率逐渐提高；大多数MPs降解菌在弱酸条件下具有较高的降解率，适量添加Mg^{2+}和K^{+}有利于提高MPs的降解率，而高盐浓度则抑制MPs的生物降解；候选细菌对PP和PE MPs的降解及表面变化可能与漆酶和脂肪酶的生物降解作用相关。SEONG等[16]从含PE垃圾填埋场中分离到一株胞医院不动杆菌(*Acinetobacter nosocomialis*)，优化培养条件，生成能够在生物反应器中降解LDPE膜的催化假静止细胞*Acinetobacter nosocomialis*。使用该催化细胞，经过28 d后，在生物反应器中的PE膜上观察到黑洞的形成(每217 cm^2有39个漏洞，最大直径1 440 μm)。

BAJO等[17]从第勒尼安海的海水和MPs样品中分离细菌，评估它们降解未添加增塑剂的线性低密度聚乙烯(LLDPE)薄膜的能力。菌株在摇瓶有氧条件下于塑料薄膜上生长，培养60 d后，LLDPE质量损失高达(2.597±0.971)%。研究证实，尤其是菌株贝莱斯芽孢杆菌MT9(*Bacillus velezensis* MT9)、优美弗雷兰德氏菌MT1(*Vreelandella venusta* MT1)和泰坦尼克号弗雷兰德氏菌MT11(*Vreelandella titanicae* MT11)对膜具有生物降解能力。MENG等[18]分离一株伪嗜碱芽孢杆菌MQ-1菌株(*Pseudalkalibacillus* sp. MQ-1)。研究发现，MQ-1可以附着在PE薄膜上，增加表面亲水性，引入羟基和羰基。这些PE理化结构的变化表明，伪碱杆菌MQ-1具有降解PE的能力，60 d的失重率为(6.377±1.151)%。基因组测序分析确定与PE降解相关的基因，包括参与氧化反应的细胞色素P450、醇脱氢酶和醛脱氢酶、与酯键形成相关的单氧酶和与酯键断裂相关的酯酶。此外，还发现参与脂肪酸代谢和细胞内运输的酶，这些酶共同为PE降解的代谢途径提供见解。这些酶将PE转化为脂肪酸，采用β-氧化和三羧酸循环代谢，最终生成CO_2和H_2O。

ATTALLAH等[19]采用微波诱导有效降解LDPE，产出收率为68%~91%的蜡产品，分子量降低，适于进一步的生物降解。生物降解实验表明，在特定微生物群落中降解率超过95%，在没有生物增强的情况下，在土壤中的降解也相当显著。红球菌属表现出非凡的潜力，在28 d内可将90%的LDPE蜡作为碳源降解，特别是菌株CHBE-144在14 d内实现98%的降解。基因组分析揭示对烷烃和塑料分解至关重要的酶，菌株能够产生生物表面活性剂，这表明PE衍生材料具有升级回收、转化为增值产品的潜力。OIFFER等[20]报道，使用间氯过氧苯甲酸(mCPBA)和超声波对聚合物进行化学预处理，随后采用酶级联(包括过氧化氢酶-过氧化物酶、醇脱氢酶、拜耳-威利格单加氧酶和脂肪酶)对低分子量PE进行解聚，聚合物的转化率约为27%，形成中等大小的功能化分子，如ω-羟基羧酸和α,ω-羧酸。

2 PE的化学回收

聚烯烃聚合物主链由惰性C—C键构成，赋予了材料优异的耐腐蚀性和耐用性，但这一特性也显著增加了化学回收的难度。化学回收主要分为化学改性和化学降解两大类。化学改性包括接枝改性、氧化改性、共聚改性等；化学降解包括热解、催化热解、催化共热解、热氧化降解、加氢裂化、紫外诱导光降解、机械化学降解等。

2.1 化学改性

围绕PE升级回收，已有大量研究从制备可生物降解、易于光降解及易于溶剂溶解的材料等方向开始探索。YELIGBAYEVA等[21]以过氧化苯甲酰为催化剂、二甲苯为溶剂，采用接枝法制备PE/淀粉共聚物。将其与稻秆、麦秆及$CaCO_3$添加剂混合，制成可生物降解薄膜。结果表明：$CaCO_3$和稻秆、麦秆均可提高接枝共聚物的生物降解性，样品的热分解主要发生在380~400 ℃区间。SHEN等[13]引入亲水性官能团(如—COOH、—OH)，将PE废料升级为可生物降解的黏合剂和涂料。研究提出氧化基团之间的串联转化机制，阐明分子量和支化度的降低源于氧化过程中支链发生的β-断裂反应。同时，揭示氧化程度和分子量对界面性能的影响。氧化PE涂层因其羧基/羟基含量低、疏水性酯基丰富且保留长碳链结构，从而表现出优异的疏水性和耐腐蚀性。LEMMENS等[22]在温和条件(≤100 ℃)下以钛硅酸盐为催化剂，过氧化叔丁基为氧化剂，将不同类型的PE转化为含酮基功能化碳原子(高达3.4%)的改性PE。随后，引入的酮基作为杂原子插入位点，采用Baeyer-

Villiger氧化法，可制得链内酯，收率达到73%。亦可先转化为相应的肟，再经贝克曼重排得到链内酰胺，收率高达75%。上述转化可以获得易于溶剂溶解的聚合物，从而显著增强其化学回收潜力。

2.2 化学降解

2.2.1 PE的热解

COZZANI等[23]采用实验室规模固定床反应器，在500~800 ℃的温度范围内对PE热解产物馏分进行表征，研究一次挥发物在反应器内停留时间的影响以及PE热解焦油的二次反应性。结果表明：PE焦油较生物质及木质纤维素热解焦油更难热分解，但比煤热解焦油更具反应活性。LUO等[24]在Cu/Ce改性沸石分子筛(ZSM-5)催化剂作用下研究PE热解的热行为及动力学特性，研究金属类型、活性中心粒径和Cu-Ce相互作用对产物分布的影响。结果表明：Cu-Ce改性使脂肪族质量分数由58.5%增至76.1%。CuO与CeO_x的协同作用增强C—C键的裂解活性，促进短链烯烃的生成。而CuCe/ZSM-5的适宜空间位阻则抑制非期望的多环芳烃。KUMAR等[25]以质量分数分别为10%、15%和20%的高岭土为催化剂，研究LDPE废弃物的热解特征及催化剂对热解动力学的影响，考察不同操作条件下产物分布，确定热解油(PO)产率最优的反应条件。估算得到LDPE热降解过程的活化能为162~166 kJ/mol，催化热解的活化能为138~145 kJ/mol。在间歇式热解炉中，当催化剂质量分数为20%、温度为600 ℃、升温速率为20 ℃/min时，PO产率最高，固相残渣最少，油中检测到烷烃、烯烃、环芳烃和芳烃等有机基团，气相产物中存在氢气、丙烷、丁烷和丙烯等。OAJEDUL ISLAM等[26]在微波辐射条件下研究不同催化剂类型(HZSM-5、Ga/ZSM-5、Ga/Ni/ZSM-5、Ga/Co/ZSM-5和Ga/Cu/ZSM-5)对LDPE催化热解产物收率及分布的影响。结果表明：Ga/ZSM-5的液体油收率最高(约为41%)，Ga/Ni/ZSM-5在长链烯烃生产中表现优异(约占液体馏分27%)。Ga/Cu/ZSM-5则催化生成富含芳烃的PO，其苯衍生物约占液体油馏分的90%，同时产生最多的氢气和合成气，被认为是最适合的催化剂。

2.2.2 PE与生物质共热解/共气化

MULLEN等[5]采用流化床热解系统，对柳枝稷与质量分数为15%的PE共混物进行连续快速非原位催化热解。研究发现，加入PE后，油收率略有提高，氧含量略低，氢含量升高。在300 ℃催化条件下，共混物反应活性较柳枝稷发生变化，CO生成量减少，产生富含烷基苯、烷基萘及烷基酚的油品。CHEN等[27]研究不同PE配比的松木、棕榈仁壳及竹子的催化共气化反应，以优化合成气产量，确定关键影响因素。结果表明：冷煤气效率的主要关键决定因素为进料中PE比例，而碳转化率则受催化剂类型影响。PANG等[28]对纤维素、高密度聚乙烯(HDPE)与CO_2共气化进行研究，综合评价混合比与温度对产气量、组成、合成气低热值及气化效率的影响。研究发现：HDPE含量的增加会降低H_2和CO产率，升高CH_4产率，降低合成气热值和气化效率。纤维素与HDPE的相互作用提高产气率，在HDPE质量分数为40%时效果最为显著。YANG等[29]以HZSM-5分子筛为催化剂，研究核桃壳与PE共热解行为及生物油特性。结果表明：二者协同作用可降低液相产物收率，提高气相产物收率。另一方面，核桃壳与PE共混有利于烷烃和烯烃的生成，抑制含氧组分和芳烃含量，同时提高重油馏分。KAI等[30]研究稻草和PE废塑料共热解炭的结构特征及气化反应性。结果表明：加入PE可提高稻草与PE共热解所得焦炭的比表面积和孔隙体积；当PE质量分数为60%时，PE比表面积比稻草热解焦炭提高1.31倍；当PE质量分数超过40%时，共热解焦样的有序度和气化反应性随PE含量的增加而增强。FAN等[31]制备3种活性炭负载双金属催化剂(Ce-Fe/AC、Ce-Ni/AC、Ce-Cu/AC)，研究其对普通小球藻与HDPE(混合比为1:1，C1HP1)微波共热解的影响。30%Ce-Fe/AC催化所得生物油产量最高(25.8%)，具有较高的加氢和脱氧活性，促进H_2O、NH_3和HCN的形成，脱氧和脱氮效率均超过40%。40%Ce-Cu/AC表现出优异的性能，烃(67.43%)和芳烃(50.75%)含量最高，脱氧效率(44.38%)和脱氮效率(58.63%)在AC负载型双金属催化剂中领先。

2.2.3 PE与其他物料共热解及材料转化

MALZAHN等[32]研究Utah Sufco煤与LLDPE、高冲击聚苯乙烯(HIPS)的共热解实验。这两种类型塑料具有不同的热解化学特性和氢转移行为。共热解结果显示，除含氧量外，大部分协同效应均为负效应。其中，仅HIPS/煤样品在900 ℃的二次气相反应温度下能够生成软化点合理(350 ℃或以下)的产物，使其成为工作中唯一可能适用于中间相沥青基碳纤维生产的样品。HAN等[33]以废PE催化裂化为基础，在二维蒙脱土片上原位生长一维碳纳米管，制得碳纳米管-蒙脱土杂化物，同时获得裂解蜡，进一步将其应用于沥青复合材料的增强。

2.2.4 其他降解方法

其他降解主要包括热氧化降解、加氢裂化、紫外诱导光降解及机械化学降解等，可以将PE转化为燃料和润滑剂等。CHEN等[34]采用正交设计的可控火焰喷涂实验，探讨PE残膜的热氧化降解行为，分析火焰喷涂前后PE残膜的表面微形貌、分子量、化学官能团及结晶度变化。结果表明：火焰喷涂处理未改变聚合物的结晶形态，但提高聚合物的结晶度。PE残膜的热降解起始温度为220 ℃，主要降解产物(长链脂肪烃、酮类、CO_2等)在340~440 ℃范围内集中释放。据此建议火焰喷涂温度宜控制在220~340 ℃之间，以避免大量降解产物释放所引发的环境风险。DAVYDOVICH等[35]报道一种新型水溶性金属催化氧化分解LDPE膜的方法，旨在生产适用于化学或生物转化为增值产品的中间体。该分解过程可实现较高的碳回收率(以

低分子量羧酸为主要产物，碳回收率高达75%)。由于采用水溶液条件和生物相容性催化剂(特别是$FeSO_4$)，后续微生物转化无须去除催化剂或进行其他后处理步骤。鉴于该方法能断裂LDPE主链中的C—C键，有望广泛应用于其他塑料的化学转化，如HDPE和PP。WANG等[36]研究富勒烯(C_{60})及其铁化合物(C_{60}-Fe)对HDPE热降解及热氧化降解机理的影响。在N_2氛围下，C_{60}和C_{60}-Fe不改变HDPE的降解机制，降解速率由自由基的随机生成与增长控制。在空气中，C_{60}改变HDPE在氧化阶段的反应级数及随机断裂时的降解机制，C_{60}-Fe通过交联网络的形成使HDPE的热氧化机理发生改变。GAO等[37]将LLDPE升级转化为高质量涡轮层石墨烯。首先，在固体添加剂(KCl和K_2CO_3)辅助下对聚合物进行氧化交联，交联聚合物随后在400~950 ℃范围内碳化与催化石墨化，聚合物原料不发生分解。所得LLDPE-G材料表现出优异的循环稳定性，在4.0 A/g的电流密度下，经过10万次循环后，电容保持率仍达95.8%。

LU等[38]制备不同Pt负载的双功能Pt/Nb_2O_5催化剂，用于PE加氢裂化反应。结果表明：低负载量Pt/Nb_2O_5催化剂的催化活性显著优于高负载量Pt/Nb_2O_5催化剂，其中0.2Pt/Nb_2O_5表现最佳，液体燃料(C_5~C_{19})收率达79.2%，产物中支链烷烃占比高达85.2%。该催化剂表面高度分散的Pt纳米团簇促进高活性H^{δ}-物种形成，从而有效提升加氢裂化性能。WANG等[39]构建一种由β沸石与多级Pt@Hie-TS-1复合组成的双功能催化体系，利用该催化体系将LDPE废弃物加氢裂化为具有超窄烷烃分布的液态烷烃产物。该体系液态烷烃总收率为94.0%，其中C_5~C_7轻烷烃收率达84.8%。LUO等[40]将MgO微波辅助热解与Ni/生物炭催化剂加氢相结合，实现LDPE向航空燃料的转化。热解过程产液率为48.5%，其中C_5~C_{15}烃类占87.6%，烯烃占65.5%；在300 ℃、初始压力2 MPa的条件下，采用10%Ni/Biochar催化剂进行加氢处理，PO加氢成功，产物中石蜡占比98.4%，芳烃占比1.6%，液体燃料总产率达80.6%。ZHANG等[41]开发一种将Ni和Ru分别浸渍于SiO_2载体上的高效双金属催化剂。在温和反应条件下，该催化剂液体产物产率高达83.1%，而单一贵金属催化剂仅为65.5%。此外，Ni-Ru催化剂在抑制末端C—C键断裂方面表现优异，甲烷产率仅为10.4%，较Ru/SiO_2催化剂降低69%。

DU等[42]研究厚度为0.4~1.2 mm的PE片材在紫外诱导下的光降解行为，探讨样品厚度、金属促氧化剂、PE树脂类型及发泡状态等因素的影响。结果表明：作为促氧化剂，硬脂酸铁和硬脂酸锰在加速PE片材光降解方面均表现出浓度依赖的趋势；样品厚度、发泡程度及树脂类型(如LDPE和HDPE)对光氧化速率具有显著影响。随着光降解的进行，结晶度的提高、紫外线透过率的降低及交联结构的形成共同抑制PE链的进一步氧化裂解。LI等[43]报道了PE与水的机械化学反应，该反应可生成短链烷烃、烯烃、醇及酮类产物(碳数≤50)，起始碳原料中超过80%的碳转化为上述产物。该反应完全由球磨驱动，无须加热和加压条件，不使用昂贵催化剂，仅需地球上储量丰富的Al_2O_3作为研磨反应物即可实现反应。

3 结论

尽管目前关于PE降解的研究取得一定成效，但仍存在效率与成本、难以完全降解、标准缺失等难题。化学回收作为当前降解回收的主流方向，虽面临经济性和环保性方面的挑战，但随着政策支持力度的加大和降解技术的进步，有望在未来10年内实现“零塑废”目标。此外，化学与生物综合处理的方法可为PE废弃物的可持续管理提供途径，既能减少环境污染，又能实现塑料废物高值化利用。

参考文献

[1] REDDY C S, RATNA D, DAS C K. Polyethylene nanocomposites by gas-phase polymerization of ethylene in the presence of a nanosilica-supported zirconocene catalyst system[J]. Polymer International, 2008, 57(2): 282-291.

[2] KIASHEMSHAKI A, MOSTOUFI N, SOTUDEH-GHAREBAGH R. Two-phase modeling of a gas phase polyethylene fluidized bed reactor [J]. Chemical Engineering Science, 2006, 61(12): 3997-4006.

[3] ZHAO B, CHEN F, ZHOU K X, et al. Polyethylene nanoplastics, tebuconazole and cadmium affect soil-wheat system by altering rhizosphere microenvironment under single or combined exposure[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 480: 135843.

[4] ZHANG G X, ZHANG S B, XIA Z Q, et al. Integrated effects of polyethylene/biodegradable residual film on soil hydrothermal conditions and spring maize growth in rain-fed dryland[J]. Agricultural Water Management, 2024, 305: 109103.

[5] MULLEN C A, STRAHAN G D, ELKASABI Y, et al. Fast and *ex situ* catalytic copyrolysis of switchgrass and waste polyethylene[J]. Energy & Fuels, 2024, 38(20): 19639-19647.

[6] CUI L M, LIANG R, ZHANG C, et al. Coupling polyethylene microplastics with other pollutants: Exploring their combined effects on plant health and technologies for mitigating toxicity[J]. Science of the Total Environment, 2024, 955: 176657.

[7] HWANGBO S, KIM I Y, KO K, et al. Preparation of fragmented polyethylene nanoplastics using a focused ultrasonic system and assessment of their cytotoxic effects on human cells[J]. Environmental Pollution, 2024, 362: 125009.

[8] PARIZADEH L, SAINT-PICQ C, BARBIER P, et al. Groundbreaking study: Combined effect of marine heatwaves and polyethylene microplastics on Pacific oysters, *Crassostrea gigas*[J]. Environmental Pollution, 2025, 364: 125164.

[9] RAFAZI P, BAGHERI Z, HAGHI-AMINJAN H, et al. Long-term exposure of human U87 glioblastoma cells to polyethylene microplastics: Investigating the potential cancer progression[J]. Toxicology Reports, 2024, 13: 101757.

[10] LANGWIESER J, ZEILERBAUER L, FISCHER J. Identification of the recyclable content of polyethylene films in the Upper Austrian waste streams[J]. International Journal of Sustainable Engineering, 2024, 17(1): 570-581.

[11] ROMANO I, VENTORINO V, SCHETTINO M, et al. Changes in soil microbial communities induced by biodegradable and polyethylene mulch residues under three different temperatures[J]. Microbial Ecology, 2024, 87(1): 101.

[12] NGUYEN T, MERNA J, KYSOR E, et al. Bacterial degradation of low-

density polyethylene preferentially targets the amorphous regions of the polymer[J]. Polymers, 2024, 16(20): 2865.

[13] SHEN C F, ZHANG Q, WEI X Y, et al. Upcycling of polyethylene waste to biodegradable adhesive and coating via Baeyer-Villiger reaction: A new view on oxidation-fracture mechanism and structure-function relationship[J]. Polymer, 2024, 313: 127689.

[14] ZHU L X, CHEN Y Q, NI W K, et al. The degradation of polyethylene by trichoderma and its impact on soil organic carbon[J]. Agriculture, 2024, 14(10): 1821.

[15] FANG X L, CAI Z M, WANG X C, et al. Isolation and identification of four strains of bacteria with potential to biodegrade polyethylene and polypropylene from mangrove[J]. Microorganisms, 2024, 12(10): 2005.

[16] SEONG H J, KIM H, KO Y J, et al. Enhancing polyethylene degradation: A novel bioprocess approach using Acinetobacter nosocomialis pseudo-resting cells[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2024, 108(1): 86.

[17] BAJO K, ROMANO R, KOLVENBACH B, et al. Biodegradation of untreated plasticizers-free linear low-density polyethylene films by marine bacteria[J]. Marine Pollution Bulletin, 2024, 209: 117115.

[18] MENG Q, YI X L, ZHOU H, et al. Isolation of marine polyethylene (PE) -degrading bacteria and its potential degradation mechanisms[J]. Marine Pollution Bulletin, 2024, 207: 116875.

[19] ATTALLAH O A, FERRERO P, LJESEVIC M, et al. Micro-wave induced pyrolysis of low density polyethylene (LDPE) and biodegradation of resulting wax in soil and by defined microbial consortia is closing the loop towards LDPE upcycling[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2024, 12(6): 114269.

[20] OIFFER T, LEIPOLD F, SÜSS P, et al. Chemo-enzymatic depolymerization of functionalized low-molecular-weight polyethylene [J]. Angewandte Chemie International Edition, 2024, 63(50): e202415012.

[21] YELIGBAYEVA G, AZZAM K MAL, IRMUKHAMETOVA G, et al. The effect of calcium carbonate, rice, and wheat straw on the biodegradability of polyethylene/starch films[J]. Polymer Crystallization, 2024, 2024(1): 8674988.

[22] LEMMENS R, VERCAMMEN J, VAN BELLEGHEM L, et al. Upcycling polyethylene into closed-loop recyclable polymers through titanosilicate catalyzed C-H oxidation and in-chain heteroatom insertion [J]. Nature Communications, 2024, 15: 9188.

[23] COZZANI V, NICOLELLA C, ROVATTI M, et al. Influence of gas-phase reactions on the product yields obtained in the pyrolysis of polyethylene[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 1997, 36 (2): 342-348.

[24] LUO B, LIU H Y, SHAN R, et al. Enhanced gas/oil production from catalytic fast pyrolysis of polyethylene over Cu/Ce co-modified ZSM-5 [J]. Waste and Biomass Valorization, 2025, 16(4): 1645-1657.

[25] KUMAR R, SADHUKHAN A K, SINGH R K, et al. Investigations on the effect of Kaolin catalyst on the yield of various products obtained from pyrolysis of low-density polyethylene (LDPE) wastes and reaction kinetics[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2025, 32 (42): 24206-24215.

[26] OAJEDUL ISLAM K M, AHMAD N, AHMED U, et al. Producing aromatic-rich oil through microwave-assisted catalytic pyrolysis of low-density polyethylene over Ni/Co/Cu-doped Ga/ZSM-5 catalysts[J]. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 2025, 19(1): 34-54.

[27] CHEN W H, ESCALANTE J, XUAN L L, et al. Catalytic co-gasification optimization of biomass and polyethylene wastes in oxygen-rich environments[J]. Fuel, 2025, 381: 133214.

[28] PANG Y H, ZHU X L, LI N, et al. Experimental study on co-gasification of cellulose and high-density polyethylene with CO_2[J]. Journal of the Energy Institute, 2024, 117: 101839.

[29] YANG Y, LONG D Y, JIANG Y C, et al. Study of the co-pyrolysis behavior and bio-oil characterization of walnut shell and polyethylene by thermogravimetric analyzer and bubbling fluidized bed[J]. Journal of the Energy Institute, 2024, 117: 101813.

[30] KAI X P, WANG L S, YANG T H, et al. Structure characteristics and gasification reactivity of co-pyrolysis char from lignocellulosic biomass and waste plastics: Effect of polyethylene[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2024, 279: 135185.

[31] FAN D Z, YANG R L, CHEN C X, et al. Microwave catalytic co-pyrolysis of microalgae and high density polyethylene over activated carbon supported bimetallic: Characteristics and bio-oil analysis[J]. Renewable Energy, 2024, 235: 121323.

[32] MALZAHN J, EDDINGS E G. Effect of secondary gas-phase reactions (SGR) in pyrolysis of carbon feedstocks for anisotropic carbon materials production-3: Modifying non-coking coal tar through co-pyrolysis of coal with linear low-density polyethylene and high-impact polystyrene[J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2023, 175: 106208.

[33] HAN Y F, HUANG W, WANG Q, et al. From trash to treasure: Turning waste polyethylene into catalytic-cracked wax and carbon nanotubes for enhancing properties of asphalt composites[J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 498: 155747.

[34] CHEN W Q, WANG D, GUO C L, et al. Appropriate flame-spraying treatment exacerbates thermal oxidative degradation of residual polyethylene films[J]. Science of the Total Environment, 2024, 954: 176377.

[35] DAVYDOVICH O, CHOUDHARY H, MARTINEZ D V, et al. Mild aqueous metal catalyzed oxidative conversion of low-density polyethylene to low molecular weight aliphatic carboxylic acids[J]. Green Chemistry, 2024, 26(20): 10390-10396.

[36] WANG B T, PAN Y Q, ZHAO L P, et al. Kinetics and mechanism of thermal and thermo-oxidative degradation for high-density polyethylene modified by fullerene and its derivative[J]. Thermochimica Acta, 2024, 742: 179871.

[37] GAO Y, HUYNH N T, KIM K J, et al. Upcycling linear low-density polyethylene waste to turbostratic graphene for high mass loading supercapacitors[J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 498: 155873.

[38] LU S L, LIU X H, GUO Y, et al. Efficient hydrocracking of waste polyethylene into branched liquid fuels over low Pt-loaded Nb_2O_5 catalyst[J]. ChemSusChem, 2025, 18(6): e202402042.

[39] WANG S, WANG W C, CHU M Y, et al. Ultra-narrow alkane product distribution in polyethylene waste hydrocracking by zeolite micro-mesopore diffusion optimization[J]. Angewandte Chemie International Edition, 2024, 63(49): e202409288.

[40] LUO T, ZHOU W G, WANG Y P, et al. Integrating microwave pyrolysis and hydrotreating for converting low-density polyethylene into jet fuel[J]. Renewable Energy, 2024, 236: 121432.

[41] ZHANG X K, SUN B Y, ZHAO Z G, et al. Polyethylene hydrogenolysis over bimetallic catalyst with suppression of methane formation[J]. Frontiers of Chemical Science and Engineering, 2024, 18 (10): 110.

[42] DU B C, LEE C, JI Y. Study of factors affecting UV-induced photo-degradation in different types of polyethylene sheets[J]. Polymers, 2024, 16(19): 2709.

[43] LI L F, LEUTZSCH M, HESSE P, et al. Polyethylene recycling via water activation by ball milling[J]. Angewandte Chemie, 2025, 137(1): e202413132.