

# 一株聚对苯二甲酸乙二醇酯降解菌的筛选鉴定及降解特性

俞静波, 黄莉蓉, 刘佳文, 王宇梅, 魏粤昊, 何跃辉, 张磊\*

江苏海洋大学 海洋食品与生物工程学院, 江苏 连云港

俞静波, 黄莉蓉, 刘佳文, 王宇梅, 魏粤昊, 何跃辉, 张磊. 一株聚对苯二甲酸乙二醇酯降解菌的筛选鉴定及降解特性[J]. 微生物学报, 2025, 65(12): 5438-5451.

YU Jingbo, HUANG Lirong, LIU Jiawen, WANG Yumei, WEI Yuehao, HE Yuehui, ZHANG Lei. Screening, identification, and degradation characterization of a polyethylene terephthalate-degrading bacterium[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2025, 65(12): 5438-5451.

**摘要:** 【目的】针对聚对苯二甲酸乙二醇酯(polyethylene terephthalate, PET)塑料在环境中造成的污染问题, 筛选具备PET降解能力的功能菌株, 分析其生长特性与降解能力, 为PET废弃物的生物修复提供理论依据和菌种资源支持。【方法】从垃圾填埋场周边土壤样品中分离筛选可降解PET的菌株, 通过形态学观察、生理生化测试以及16S rRNA基因序列分析对菌株进行鉴定。采用扫描电子显微镜(scanning electron microscope, SEM)、傅里叶变换红外光谱(Fourier transform infrared spectroscopy, FTIR)和水接触角(water contact angle, WCA)测试分析PET薄膜降解前后的表面形貌与官能团变化, 并通过高效液相色谱(high performance liquid chromatography, HPLC)检测降解产物的种类和含量。【结果】成功筛选获得一株PET降解菌YH-1, 经16S rRNA基因分析鉴定为纤维微菌属(*Cellulosimicrobium* sp.) YH-1。该菌株的最适生长条件为温度35 °C、pH 7.0、盐度1%, 且在pH 6.0-10.0及盐度1%-4%范围内均表现出良好的生长能力。降解实验结果显示, 菌株YH-1培养6 d后可实现1.90%的PET失重率。HPLC分析结果表明, 降解产物中对苯二甲酸(terephthalic acid, TPA)和双(2-羟乙基)对苯二甲酸酯[bis(2-hydroxyethyl) terephthalate, BHET]含量分别为3.87 mg/L和4.70 mg/L。SEM观察显示, 降解后的PET膜表面出现明显裂痕和粗糙结构; FTIR检测显示其官能团发生变化; WCA测试结果显示其水接触角由79.385°降至65.052°, 表明薄膜亲水性显著增强。【结论】菌株YH-1具有良好的环境适应能力和一定的PET降解潜力, 能够破坏PET膜表面结构并产生典型降解产物, 为后续PET生物降解菌资源的开发和降解机制研

资助项目: 江苏省高等学校基础科学(自然科学)研究面上项目(23KJB180006); 江苏省海洋资源开发技术创新中心科技计划(LWJJ-10); 江苏省研究生科研与实践创新计划(SJCX24\_2085)

This work was supported by the General Program of Basic Science (Natural Science) Research in Higher Education Institutions of Jiangsu Province (23KJB180006), the Science and Technology Program of Jiangsu Marine Resources Development and Innovation Center (LWJJ-10), and the Jiangsu Postgraduate Research and Practice Innovation Program (SJCX24\_2085).

\*Corresponding author. E-mail: leizhang@jou.edu.cn

Received: 2025-05-13; Accepted: 2025-08-01; Published online: 2025-09-02

究提供了理论基础和技术支持。

关键词：聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET); 分级筛选; 生物降解; 纤维微菌属

## Screening, identification, and degradation characterization of a polyethylene terephthalate-degrading bacterium

YU Jingbo, HUANG Lirong, LIU Jiawen, WANG Yumei, WEI Yuehao, HE Yuehui, ZHANG Lei\*

School of Ocean Food and Biological Engineering, Jiangsu Ocean University, Lianyungang, Jiangsu, China

**Abstract:** [Objective] To address the environmental pollution caused by polyethylene terephthalate (PET), we screened functional bacterial strains capable of degrading PET and analyzed their growth and degradation characteristics, aiming to provide theoretical support and microbial resources for PET bioremediation. [Methods] Bacterial strains capable of degrading PET were isolated from the soil samples collected around a landfill site. The selected strain was identified based on morphological characteristics, physiological and biochemical properties, and 16S rRNA gene sequencing. The surface morphology and chemical group changes of PET films before and after degradation were analyzed by scanning electron microscopy (SEM), Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR), and water contact angle (WCA) measurements. The types and concentrations of degradation products were quantified via high-performance liquid chromatography (HPLC). [Results] A PET-degrading strain, designated YH-1, was successfully isolated and identified as a member of the *Cellulosimicrobium* sp. genus based on 16S rRNA analysis. The optimal growth conditions for strain YH-1 were 35 °C, pH 7.0, and 1% salinity, and the strain exhibited robust growth within the ranges of pH 6.0–10.0 and 1%–4% salinity. After 6 days of incubation, YH-1 achieved a PET weight loss rate of 1.90%. HPLC revealed that terephthalic acid (TPA) and bis(2-hydroxyethyl) terephthalate (BHET) were the main degradation products, with concentrations of 3.87 mg/L and 4.70 mg/L, respectively. SEM images showed obvious surface roughening and cracking of the PET film after degradation, while FTIR revealed changes in functional groups. WCA measurements showed a reduction in contact angle from 79.385° to 65.052°, indicating enhanced hydrophilicity of the degraded PET film surface. [Conclusion] Strain YH-1 demonstrates good environmental adaptability and PET degradation potential. It can disrupt the PET film surface and generate typical degradation products. The findings lay a foundation for further development of PET-degrading microbial resources and exploration of degradation mechanisms.

**Keywords:** polyethylene terephthalate (PET); stepwise screening; biodegradation; *Cellulosimicrobium*

随着全球塑料产量的持续增长，塑料污染问题日益严峻<sup>[1]</sup>。聚对苯二甲酸乙二醇酯

(polyethylene terephthalate, PET)因其具备优良的物理化学性能，在食品包装、饮料瓶、纤维材

料等领域得到广泛应用<sup>[2]</sup>。然而，PET 分子结构中的酯键稳定，致使 PET 在自然环境中极难降解<sup>[3]</sup>，进而造成长期的环境累积与“白色污染”问题。传统物理回收与化学降解方法普遍存在能耗高、效率低以及二次污染等弊端，难以满足绿色可持续发展的需求<sup>[4-5]</sup>。

与传统回收技术相比，生物降解法具有温和、高效、环境友好等显著优势<sup>[6-7]</sup>。因此 PET 塑料废物的生物降解已成为当前研究的一个重点方向。近年来，研究者从土壤、堆肥、海洋等自然环境中分离获得了多种具备降解 PET 能力的微生物，例如蜡样芽孢杆菌(*Bacillus cereus*)<sup>[6]</sup>、尖孢镰孢菌(*Fusarium oxysporum*)<sup>[8]</sup>和青霉菌(*Penicillium simplicissimum*)<sup>[9]</sup>等。表 1 列出了几种目前已发现的可降解 PET 塑料的微生物种类及其降解性能。这些研究数据均来源于经同行评议的期刊文献，实验条件明确、数据可重复，具有良好的科学可靠性。例如，*Ideonella sakaiensis* 由 Yoshida 等首次报道，显示出极高的 PET 膜降解效率<sup>[3]</sup>。又如阿氏普里斯特氏菌(*Priestia aryabhatai*)<sup>[10]</sup>、蜡样芽孢杆菌(*Bacillus cereus*)<sup>[13]</sup>、烟曲霉(*Aspergillus fumigatus*)<sup>[14]</sup>等菌株的降解数据则来自近年发表在环境微生物、工业生物技术等领域的研究论文，相关实验均基于标准 PET 底物并在可控条件下开展，具有

较强的参考价值与代表性。这些结果不仅验证了微生物降解 PET 的可行性，也为后续生物降解技术的开发提供了实验基础和菌种资源。这些微生物通常能够附着于 PET 塑料表面并启动降解过程，利用其分泌的水解酶(如脂肪酶、酯酶或角质酶)分解聚合物链<sup>[7]</sup>，例如酒井艾德昂菌(*Ideonella sakaiensis*)及其分泌的 PETase 和 MHETase 等<sup>[3,15]</sup>。在酶催化水解过程中，PET 首先被分解为中间产物，如双(2-羟乙基)对苯二甲酸酯(bis(2-hydroxyethyl) terephthalate, BHET)和 2-羟乙基对苯二甲酸酯(mono(2-hydroxyethyl) terephthalate, MHET)，最终转化为对苯二甲酸(terephthalic acid, TPA)和乙二醇(ethylene glycol, EG)<sup>[16-17]</sup>。这种方式不仅实现了塑料的生物降解，也具备较高的资源回收潜力<sup>[18]</sup>。通过这种方式，微生物能够将 PET 塑料作为碳源或能量来源支持其生长和代谢活动。

尽管目前已有部分 PET 降解菌被发现，但其降解效率和环境适应性仍存在提升空间。因此，进一步筛选具备高效降解能力的新型菌株对推动 PET 生物降解技术的应用具有重要意义<sup>[19]</sup>。

本研究以垃圾填埋场周边土壤为样本来源，筛选获得一株具备 PET 降解能力的菌株 YH-1，通过形态学、生理生化、分子生物学方法进行

表1 可降解PET的微生物

Table 1 PET degrading microorganisms

| 菌株<br>Strain                      | 底物<br>Substrate | 降解程度<br>Degree of degradation (%) | 降解时间<br>Time of degradation (d) | 参考文献<br>References |
|-----------------------------------|-----------------|-----------------------------------|---------------------------------|--------------------|
| <i>Priestia aryabhatai</i>        | PET powder      | 69.0                              | 18                              | [10]               |
| <i>Bacillus pseudomycooides</i>   | PET powder      | 66.0                              | 18                              |                    |
| <i>Bacillus pumilus</i>           | PET powder      | 64.0                              | 18                              |                    |
| <i>Microsphaeropsis arundinis</i> | PET powder      | 3.0                               | 14                              | [11]               |
| <i>Microbacterium oleovorans</i>  | PET particle    | 1.0                               | 5                               | [12]               |
| <i>Bacillus cereus</i>            | PET granular    | 6.6                               | 40                              | [13]               |
| <i>Bacillus gottheili</i>         | PET granular    | 3.0                               | 40                              |                    |
| <i>Ideonella sakaiensis</i>       | PET films       | 99.0                              | 42                              | [3]                |
| <i>Penicillium simplicissimum</i> | PC-PET          | 3.1                               | 28                              | [9]                |
| <i>Aspergillus fumigatus</i>      | PET bottles     | 22.0                              | 42                              | [14]               |

鉴定,并结合扫描电子显微镜(scanning electron microscope, SEM)、傅里叶变换红外光谱(Fourier transform infrared spectroscopy, FTIR)、水接触角(water contact angle, WCA)测试和高效液相色谱(high performance liquid chromatography, HPLC)对其降解特性进行分析,以期对塑料的绿色降解与资源化处理提供理论支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

采集垃圾填埋场周围的土壤样品,用200目筛子过筛。随后,将过筛后的样品装入自封袋密封,贴上标签并记录保存日期,置于4℃冰箱中冷藏备用。

### 1.2 主要试剂和仪器

酵母粉、胰蛋白胨、氯化钠、硫酸铵、磷酸二氢钾、硝酸钾、七水合硫酸亚铁、七水合硫酸镁、七水合硫酸锌、一水合硫酸锰、磷酸氢二钾、二甲基亚砜(dimethyl sulfoxide, DMSO)、甲醇、乙酸乙酯、对苯二甲酸(TPA)、2-羟乙基对苯二甲酸酯(MHET)、双(2-羟乙基)对苯二甲酸酯(BHET)多聚体,阿拉丁试剂(上海)有限公司;PET颗粒(200目),深圳市宝安区兴旺塑胶原料厂;工业级纯PET薄膜,天台锦财电子商务有限公司(产品说明书确认未添加增塑剂、稳定剂及其他助剂);DNA提取试剂盒、PCR Mix,生工生物工程(上海)股份有限公司;生理生化试剂管,杭州滨和微生物试剂有限公司;革兰氏染色试剂盒,北京索莱宝科技有限公司。

电子天平,上海佑科仪器仪表有限公司;涡旋混匀器,苏州捷美电子有限公司;立式压力蒸汽灭菌器,上海博迅医疗生物仪器股份有限公司;生化培养箱,常州兆圣实验设备制造有限公司;恒温摇床,Bluepard公司;全波长酶标仪、超纯水仪、高效液相色谱仪、傅里叶变换红外光谱仪, ThermoFisher Scientific公司;小型离心机, Eppendorf公司;超净工作台,益

世科(上海)企业发展有限公司;PCR仪, Bio-Rad公司;扫描电子显微镜, Zeiss公司;水接触角分析仪, 昆山晟鼎工业智能科技有限公司。

### 1.3 培养基

LB培养基(g/L): 胰蛋白胨 10.0, 酵母粉 5.0, NaCl 10.0, 用超纯水配制, pH 7.0。

无机盐液体培养基(g/L): (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1.000, ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.002, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 0.700, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.700, NaCl 0.005, FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.002, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0.700, MnSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O 0.001, 用超纯水配制, pH 7.0。

筛选液体培养基(g/L): (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1.000, ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.002, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 0.700, MnSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O 0.001, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.700, NaCl 0.005, FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.002, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0.700, PET颗粒(200目), 用超纯水配制, pH 7.0。

筛选固体培养基(g/L): (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1.000, ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.002, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 0.700, MnSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O 0.001, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.700, NaCl 0.005, FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.002, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0.700, PET颗粒(200目), 琼脂 20, 用超纯水配制, pH 7.0。

### 1.4 菌株的分离与筛选

取自垃圾填埋场周围的土壤样品 10 g, 接种于 100 mL 含 PET 筛选液体培养基中, 35℃、180 r/min 培养 6 d, 继代 5 轮。最终培养液经 10<sup>-1</sup>–10<sup>-5</sup> 梯度稀释后, 分别取 200 μL 接种于含 PET 固体培养基上, 37℃培养 3–6 d 后依据菌落形态进行初筛, 挑选出 5 株优势菌株在筛选固体培养基上反复纯化 3 次备用。将 5 株初筛菌株于 LB 液体培养基中 35℃、180 r/min 培养 12–18 h 后, PBS 洗涤 3 次, 按 15% 接种量加入含 1 cm×1 cm PET 薄膜的无机盐培养基中, 35℃、180 r/min 条件下培养 6 d。以无菌液为对照, 测定 PET 薄膜质量损失, 选取降解能力显著的菌株进入后续实验。

### 1.5 菌株 YH-1 的形态分析及鉴定

采用三区划线及点板接种法将菌株 YH-1 接

种于 LB 固体培养基, 在 37 °C 条件下培养 24 h, 观察并记录形成的单菌落形态特征。取 16 h 培养的菌液 1 mL, 12 000×g 离心 5 min 后弃上清, 用 PBS 缓冲液洗涤菌体 2–3 次。将菌体置于 2.5% 戊二醛固定液中, 于 4 °C 条件下固定 4 h 以上。再次离心并洗涤后, 采用 50%、70%、80%、90%、100% 梯度乙醇依次脱水, 每级 10 min。脱水后样品放置于真空干燥箱中, 于 45 °C 条件下干燥 12 h。使用 SEM 观察菌体形态。参考《常见细菌系统鉴定手册》<sup>[20]</sup>, 挑取单个菌落接种于生化反应管中, 在 37 °C 条件下培养 24 h 后根据试剂说明判断各项反应结果的阳性或阴性。

使用通用引物 27F 和 1492R 对菌株 YH-1 的基因组 DNA 进行 PCR 扩增, PCR 反应和测序由上海美吉生物医药科技有限公司完成。通过 NCBI 平台的 BLAST 工具(<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov>)进行同源性比对。采用 MEGA 7.0 软件的邻接(neighbor-joining)法构建系统发育树。

## 1.6 菌株 YH-1 的生长特性研究

### 1.6.1 菌悬液的制备

将菌株 YH-1 接种于 LB 液体培养基中, 35 °C、180 r/min 培养 12–18 h 后, 用无菌 0.9% NaCl 溶液洗涤菌体 3 次, 制备成  $OD_{600}=1.0$  的菌悬液, 用于后续实验。

### 1.6.2 不同 pH、温度和盐度对菌株 YH-1 生长的影响

将制备好的菌悬液以 1% 接种量分别接入初始 pH 为 3.0–11.0 的 LB 液体培养基, 缓冲体系分别为 HCl、MES、PIPES、HEPES、Tris-HCl、NaOH, 设置 3 组平行, 于 35 °C、180 r/min 条件下培养 24 h, 每隔一定时间检测  $OD_{600}$  值, 绘制生长曲线。在最适 pH 条件下将菌液分别接入 20、25、30、35、40、45 °C 的 LB 液体培养基中, 培养方式同上, 比较不同温度下的生长差异。此外, 为评估盐度对其生长的影响, 将菌液分别接入含有 1%、2%、3%、4%、5%、10%、15%、20% NaCl 的 LB 培养基中, 在相同

条件下培养 24 h, 测定  $OD_{600}$ 。

### 1.6.3 菌株 YH-1 以 PET 为碳源的生长曲线测定

将  $OD_{600}=1.0$  的菌悬液以 15% 接种量接入 100 mL 含有无菌 PET 颗粒(2 g/L)或 PET 薄膜(1 cm×1 cm)的无机盐培养基中, 设 3 组平行组和未接菌对照组, 在 35 °C、180 r/min 条件下培养 3–6 d, 每隔 24 h 测定  $OD_{600}$  以描绘生长曲线。

## 1.7 菌株 YH-1 对 PET 的降解能力分析

### 1.7.1 高效液相色谱(HPLC)分析

使用 DMSO 配制 TPA、MHET 和 BHET 的标准溶液(浓度范围 0.2–1.2 mg/mL), 经 0.22 μm 滤膜过滤。

分别于第 3 天和第 6 天取接种与未接种菌株的无机盐培养液(100 mL), 4 °C、8 000 r/min 离心 10 min 去除菌体, 上清液用 2.0 mol/L HCl 调 pH 至 2.0, 采用乙酸乙酯提取 1 次。收集有机相, 旋蒸浓缩后残渣溶于 5 mL 甲醇中, 并经 0.22 μm 滤膜过滤后进样分析。

使用 Agilent TC-C18 (250 mm×4.6 mm, 5 μm) 色谱柱, 流动相为 60% 甲醇+40% 20 mmol/L  $KH_2PO_4$ , 柱温 35 °C, 流速 0.5 mL/min, 进样体积 5 μL, 检测波长 240 nm。

### 1.7.2 傅里叶变换红外光谱(FTIR)分析

用去离子水反复清洗菌株 YH-1 处理后的 PET 颗粒 2–3 次; 再用 1% SDS 溶液清洗 2–3 次, 并超声 30 min; 超声完毕后, 用 20% 无水乙醇浸泡清洗 3–5 次; 最后使用烘箱(45 °C, 12 h)将清洗好的 PET 颗粒烘干。待完全干燥后, 使用溴化钾进行压片处理, 采用 FTIR 对 PET 颗粒表面的官能团结构变化进行表征与分析。

将室内温度控制在 15–25 °C, 湿度保持在 60% 以下, 以确保设备稳定性。接着启动设备并预热 30 min, 确保仪器达到最佳工作状态。随后运行 OMNIC 软件进行设置和操作。将预处理后的样品准确放置于样品池中开始信号扫描

以采集数据。

### 1.7.3 失重率测定

样品处理详见 1.7.2 节, 待完全干燥后测量 PET 薄膜的失重率。

### 1.7.4 扫描电子显微镜(SEM)分析

样品制备详见 1.7.2 节, 待完全干燥后, 将 PET 颗粒或薄膜固定喷金后在扫描电子显微镜下观察其微观形貌变化。

将少量颗粒或薄膜样品直接贴附于导电胶表面, 使用溅射镀膜仪在 10 mA 电流下进行喷金处理 45 s。随后采用 SEM 对样品形貌进行观察, 设置加速电压为 3 kV, 选用 SE2 二次电子探测器进行成像。

### 1.7.5 水接触角(WCA)分析

样品处理详见 1.7.2 节, 待完全干燥后, 将 PET 薄膜进行水接触角分析以观察其疏水性的变化。

使用接触角测量仪进行水接触角测量, 将 10  $\mu$ L 超纯水滴入 PET 薄膜表面, 并使用 Young-Laplace 方程拟合进行角度的测量, 分析每片膜的 3 个位置以提高实验结果的可靠性。

## 2 结果与分析

### 2.1 PET 降解菌的筛选结果

将初筛得到的 5 株菌按照 1.4 节方法进行复筛。如图 1 所示, 经过 6 d 的培养后, 与对照组相比, 菌株 A 使 PET 薄膜产生了约 0.79% 的质量损失, 菌株 B 使 PE 薄膜产生了约 1.08% 的质量损失, 菌株 C 使 PET 薄膜产生了约 0.76% 的质量损失, 菌株 E 使 PET 薄膜产生了约 0.92% 的质量损失。相比之下, PET 薄膜在菌株 YH-1 的作用下产生了更明显的质量损失, 约为 1.78%。因此最终选择菌株 YH-1 进行进一步研究。

### 2.2 菌株 YH-1 的形态学特征

菌株 YH-1 的菌落在 LB 琼脂板上呈淡黄色、圆形、不透明, 边缘平整, 中间凸起, 易

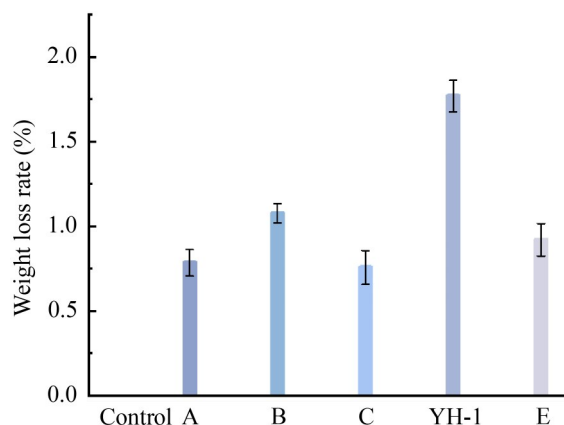


图1 不同菌株处理后PET薄膜的失重率

Figure 1 Weight loss rate of PET films after treatment with different strains of bacteria.

于挑取(图 2A); 菌落直径为 2–3 mm (图 2B); SEM 图像显示该菌株细胞形态呈细长杆状, 两端呈钝圆形, 且无荚膜、无芽孢(图 2C)。

### 2.3 菌株 YH-1 测序及系统发育分析

提取菌株 YH-1 的基因组 DNA 后, 使用通用引物对其 16S rRNA 基因区域进行 PCR 扩增, 并通过琼脂糖凝胶电泳对所得产物进行分析。如图 3A 所示, 得到的 PCR 扩增片段大小约为 1 500 bp。将获得的 YH-1 基因序列与数据库中的已知序列通过 BLAST 进行比对分析, 结果表明菌株 YH-1 属于 *Cellulosimicrobium* 属。为了进一步分析 YH-1 的亲缘关系, 使用 MEGA 7.0 软件对与 YH-1 关系密切的其他菌株进行序列比较, 并应用邻接(neighbor-joining)法构建系统发育树。系统发育树的结果表明, 菌株 YH-1 与 *Cellulosimicrobium cellulans* 的亲缘关系较为密切, 一致性为 99.93% (见图 3B)。

### 2.4 菌株 YH-1 的生理生化鉴定

通过观察各生理生化试剂管的颜色反应, 并结合说明书要求判断其反应特征, 相关结果见表 2。菌株 YH-1 具备纤维化纤维微菌的基本特征, 如接触酶阳性、硝酸盐还原阳性、水解明胶等, 与石云雷等<sup>[21]</sup>所述结果基本一致。

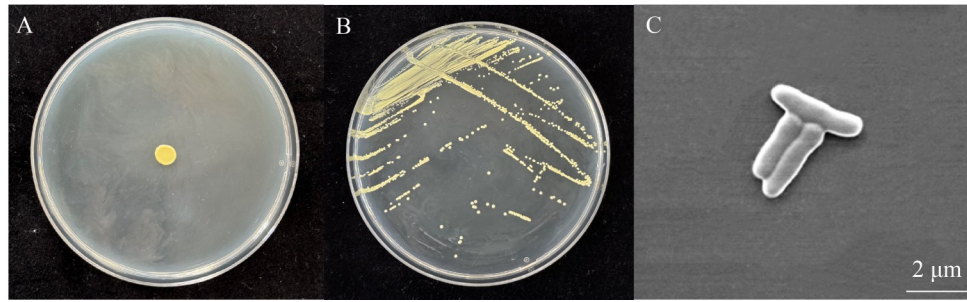


图2 菌株YH-1形态特征。A: 菌株YH-1点板; B: 菌株YH-1的菌落形态; C: 菌株YH-1在25 000×放大下的SEM图像。

Figure 2 Colony morphology of strain YH-1. A: Strain YH-1 spot plate; B: Colony morphology of strain YH-1; C: SEM of strain YH-1 at 25 000× magnification.

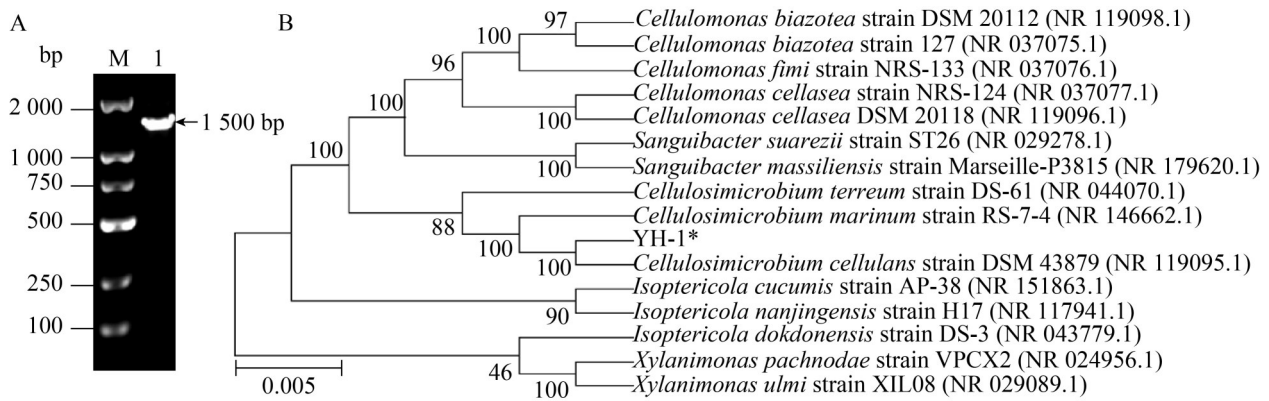


图3 菌株YH-1的16S rRNA基因电泳及系统发育树。A: 16S rRNA PCR扩增产物的琼脂糖凝胶电泳结果(泳道M: DNA分子量标准; 泳道1: 菌株YH-1扩增所得的16S rRNA条带); B: 基于16S rRNA基因序列构建的系统发育树图(\*: 表示所筛选的菌株; 括号内的编号为菌株在GenBank数据库中的登录号, 图中0.005的数值表示序列偏差值, 分支点上的数字表示置信度数值)。

Figure 3 16S rRNA gene electrophoresis and phylogenetic tree of strain YH-1. A: Agarose gel electrophoresis of 16S rRNA gene PCR amplification products (Lane M: DNA molecular weight standard; Lane 1: 16S rRNA gene bands amplified by strain YH-1); B: Phylogenetic tree constructed on the basis of 16S rRNA gene sequences (\*: Labeled the strain screened; The serial number in brackets is the GenBank accession number of the strain, and the value of 0.005 represents the sequence deviation value; The number on the branch point represents the confidence value).

## 2.5 菌株 YH-1 的生长特性研究

### 2.5.1 pH 对菌株 YH-1 生长的影响

在不同 pH 梯度条件下菌株 YH-1 培养 24 h 的结果如图 4A 所示。结果表明, 菌株 YH-1 在 pH 5.0–10.0 之间均能正常生长, 表明其对酸性和碱性环境均具有较强的耐受性。在 pH 6.0–8.0

范围内菌株 YH-1 生长状况较好, 其中在 pH 7.0 时表现出最佳生长状态。然而, 在 pH 为 3.0、4.0 和 11.0 时菌株几乎未生长, 显示出在极端酸性和碱性条件下的生长受到抑制。

### 2.5.2 温度对菌株 YH-1 生长的影响

在不同温度梯度条件下, 菌株 YH-1 培养

表2 菌株YH-1生理生化特性结果

Table 2 Results of physiological and biochemical characteristics of strain YH-1

| 项目                         | YH-1 | 项目   | YH-1 |
|----------------------------|------|--|------|
| Test item                  |      | Test item                                      |      |
| 革兰氏染色                      | +    | 硫化氢  | -    |
| Gram staining              |      | Hydrogen sulfide (H <sub>2</sub> S) production |      |
| V-P                        | -    | 甘露醇  | -    |
| Voges-Proskauer (V-P) test |      | Mannitol fermentation                          |      |
| 甲基红                        | -    | 葡萄糖  | +    |
| Methyl red test            |      | Glucose fermentation                           |      |
| 接触酶                        | +    | 甘油   | -    |
| Catalase activity          |      | Glycerol utilization                           |      |
| 氧化酶                        | -    | 明胶   | +    |
| Oxidase activity           |      | Gelatin hydrolysis                             |      |
| 脲酶                         | -    | 木糖   | +    |
| Urease activity            |      | Xylose fermentation                            |      |
| 尿素                         | -    | 阿拉伯糖   | -    |
| Urea hydrolysis            |      | Arabinose fermentation                         |      |
| 硝酸盐(还原)                    | +    | 乳糖   | -    |
| Nitrate reduction          |      | Lactose fermentation                           |      |

+表示阳性; -表示阴性。

+ indicates a positive result; - indicates a negative result.

24 h的结果如图 4B 所示。结果表明, 菌株 YH-1 在温度为 20–40 °C 之间均能正常生长, 且在温度为 35 °C 时表现出最佳生长状态。虽然 YH-1 在温度为 45 °C 时不能正常生长, 但与 40 °C 时的生长速率相比, YH-1 在 20 °C 和 25 °C 时生长速率较为缓慢, 因此 YH-1 具有良好的耐热性。

### 2.5.3 盐度对菌株 YH-1 生长的影响

在不同盐度梯度条件下, 菌株 YH-1 培养 24 h 的结果如图 4C 所示。结果表明, 菌株 YH-1 在盐度为 1%–3% 时生长情况良好, 且在盐度为 1% 时生长情况最佳。菌株 YH-1 在盐度为 4% 和 5% 时生长明显受到抑制。在盐度为 10%–20% 时菌株几乎不生长。

### 2.5.4 时间对菌株 YH-1 生长的影响

$OD_{600}$  值是指菌液样品在 600 nm 波长处的光吸收值, 即菌液的比浊度。其大小与菌液浓度成正比, 且与透过率成反比。在实验中通常通过测量  $OD_{600}$  的变化来反映细菌生长的动态变化。如图 4D 所示, 在 0–4 h 内菌株 YH-1 处于延滞期, 尚未出现显著的细胞增殖。随后, 4–16 h 为对数生长期, 此时菌株生长速率较快, 细菌数量急剧增加。18–28 h, 菌株生长速率开始减

缓, 进入稳定期, 菌体浓度趋于稳定。30 h 之后, 菌株进入衰亡期, 生长速率明显下降。

## 2.6 菌株 YH-1 对 PET 颗粒的降解作用

### 2.6.1 PET 颗粒降解产物的 HPLC 检测

如图 5 所示, 在菌株 YH-1 作用于 PET 颗粒 3 d 和 6 d 后, 对上清液进行分析时检测到 TPA、MHET 及 BHET 的特征吸收峰(分别在 5.35、5.91 和 8.25 min 处), 表明菌株 YH-1 能够将部分 PET 降解为这些产物。随着降解时间的延长, 反应液中 TPA 和 MHET 的含量明显增加, 其中 TPA 的含量由 1.16 mg/L 增至 3.87 mg/L, MHET 的含量由 2.07 mg/L 增至 4.70 mg/L; 而 BHET 的含量则较低, 其含量由 0.04 mg/L 增至 0.10 mg/L。这一现象与顾冷涛<sup>[22]</sup>的研究结果相似, 进一步验证了菌株 YH-1 在 PET 降解过程中的有效性和潜力。

### 2.6.2 PET 颗粒的 FTIR 检测

PET 作为一种聚酯, 具有独特的官能团特征。如图 6 所示, 在 1730  $\text{cm}^{-1}$  附近出现的强特征峰归因于酯类基团中羰基(C=O)键的伸缩振动, 这是 PET 结构中的关键官能团<sup>[23]</sup>。此外,

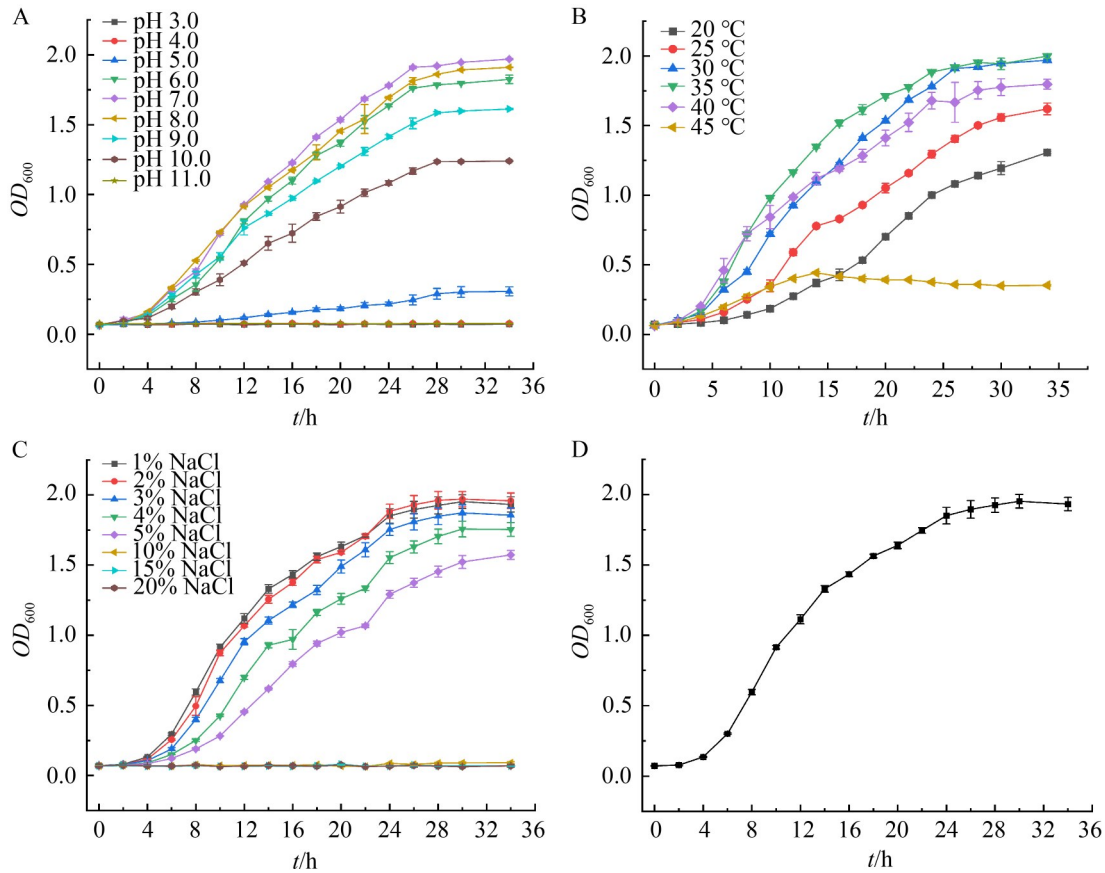


图4 不同条件对菌株YH-1生长的影响。A: pH对菌株YH-1生长的影响; B: 温度对菌株YH-1生长的影响; C: 盐度对菌株YH-1生长的影响; D: 时间对菌株YH-1生长的影响。

Figure 4 Effects of different conditions on the growth of strain YH-1. A: Effect of pH on the growth of strain YH-1; B: Effect of temperature on the growth of strain YH-1; C: Effect of salinity on the growth of strain YH-1; D: Effect of incubation time on the growth of strain YH-1.

在  $1\ 260\ \text{cm}^{-1}$  和  $1\ 098\ \text{cm}^{-1}$  附近的特征峰则对应于烷氧基(C-O)键的伸缩振动。随着降解时间的延长, 羰基特征峰(C=O, 约  $1\ 730\ \text{cm}^{-1}$ ) 的强度逐渐减弱; 同样地, 烷氧基吸收峰(C-O, 约  $1\ 260\ \text{cm}^{-1}$  和  $1\ 098\ \text{cm}^{-1}$ ) 也呈现出递减趋势。上述变化表明, 羰基和烷氧基等关键官能团在降解过程中被破坏, 进而导致 PET 主链断裂, 使其转化为可溶性的单体产物<sup>[24]</sup>。

### 2.6.3 PET 颗粒的 SEM 检测

对经 YH-1 处理前后的 PET 颗粒样品进行 SEM 观察以分析其表面形貌变化。如图 7 所示, 未经处理的 PET 颗粒表面较为平滑且平整; 而

经 YH-1 处理后其表面发生明显侵蚀, 呈现出粗糙且不规则的外貌特征。与顾冷涛<sup>[22]</sup>的研究相比, 其粗糙程度更为明显, 这表明菌株 YH-1 对 PET 表面具有显著的降解作用。

### 2.6.4 PET 薄膜的失重率

王宏阳<sup>[25]</sup>筛选并鉴定的鞣丸酮丛毛单胞菌在降解 PET 纤维时其失重率仅为 0.41%。顾冷涛等<sup>[12]</sup>报道的微杆菌属菌株 JWG-G2 对 PET 颗粒的降解失重率也仅为 1%。经菌株 YH-1 处理后, PET 薄膜的质量最大减少 3.86 mg, 对应的失重率达到 1.90% (表 3)。相比之下, 菌株 YH-1 对 PET 薄膜的降解具有显著效果, 其降解能

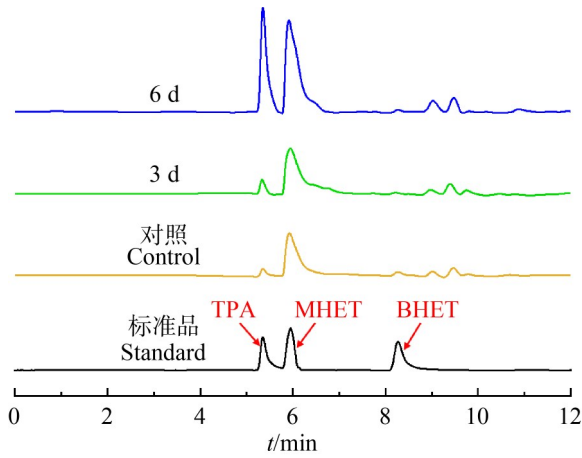


图5 不同降解时间段菌株YH-1对PET颗粒降解产物的高效液相色谱图

Figure 5 High performance liquid chromatogram of degradation products of PET particles by strain YH-1 in different degradation time periods.

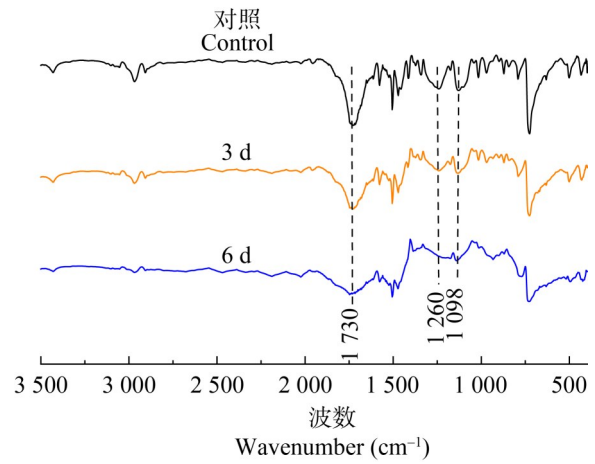


图6 菌株YH-1处理PET颗粒前后的表面官能团变化

Figure 6 Changes in surface functional groups of PET particles before and after treatment with strain YH-1.

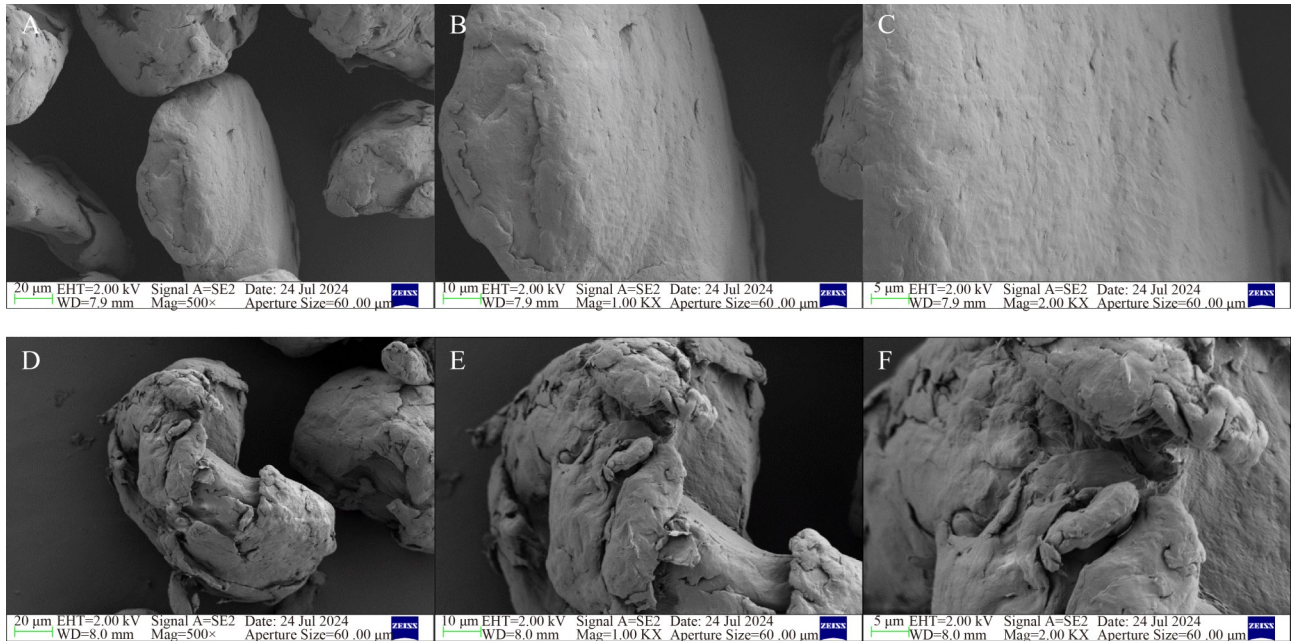


图7 不同处理下PET颗粒的扫描电镜图。A-C：未经YH-1处理的PET颗粒分别在500×、100 000×和200 000×放大下的SEM图；D-F：经过YH-1处理的PET颗粒分别在500×、100 000×和200 000×放大下的SEM图。

Figure 7 SEM images of PET particles under different treatments. A-C: SEM images of untreated PET particles at 500×, 100 000×, and 200 000× magnification, respectively; D-F: SEM images of YH-1 treated PET particles at 500×, 100 000×, and 200 000× magnification, respectively.

力优于部分已报道的微生物<sup>[12,25]</sup>。

### 2.6.5 PET 薄膜的 SEM 检测

对经 YH-1 处理前后的 PET 薄膜样品进行 SEM 观察以分析其表面形貌变化。如图 8A–8C 所示，未经菌株 YH-1 处理的 PET 薄膜表面整体平整且光洁，未见明显粗糙痕迹。经过菌株 YH-1 处理后的 PET 薄膜其表面变得粗糙、不规则，且出现了少量裂痕

(图 8D–8F)。这可能是由于菌体附着在薄膜表面，通过分泌胞外酶作用于 PET 中的酯键导致其断裂和降解，从而改变了薄膜的表面形态。

### 2.6.6 PET 薄膜的 WCA 检测

通过 WCA 分析研究了 PET 薄膜表面降解的影响，即成分和粗糙度的变化。如图 9 所示，对照组的  $\theta$  为  $(79.385 \pm 0.743)^\circ$ 。相反，通过 YH-

表3 YH-1菌株作用6 d后PET薄膜质量变化

Table 3 Quality changes of PET films after 6-day treatment with strain YH-1

| 指标<br>Parameter | 初始质量<br>Initial weight (mg) | 6 d后质量<br>6 d weight (mg) | 失重率<br>Weight loss rate (%) |
|-----------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Sample 1        | 201.01                      | 197.56                    | 1.72                        |
| Sample 2        | 200.73                      | 197.36                    | 1.68                        |
| Sample 3        | 202.77                      | 198.91                    | 1.90                        |
| Mean±SD         | 201.50±1.06                 | 197.94±0.84               | 1.77±0.12                   |

初始质量、6 d后质量及失重率均以平均值±标准差表示( $n=3$ )；表中mean±SD为3个平行样品的统计结果。

Initial weight, 6-day weight, and weight loss rate are expressed as mean±SD ( $n=3$ ); The row of mean±SD represents the statistical results of the three parallel samples.

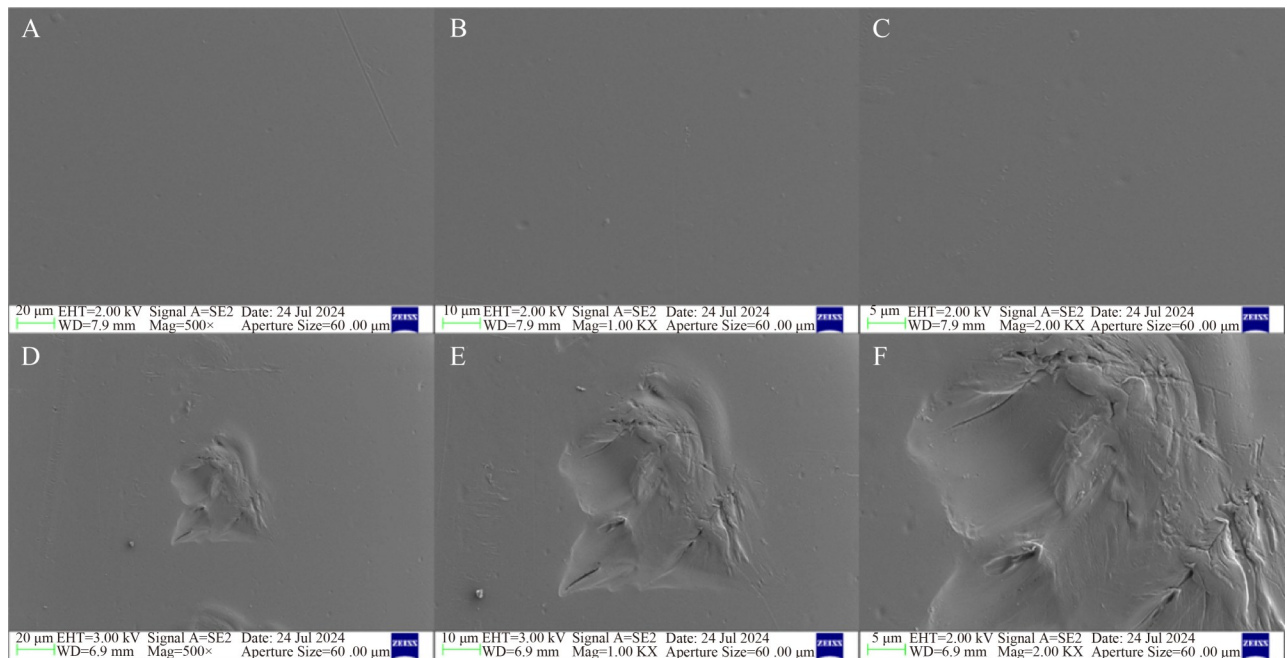


图8 不同处理下PET薄膜的扫描电镜图。A–C：未经YH-1处理的PET薄膜分别在500×、100 000×和200 000×放大下的SEM图；D–F：经过YH-1处理的PET薄膜分别在500×、100 000×和200 000×放大下的SEM图。

Figure 8 SEM images of PET films under different treatments. A–C: SEM images of untreated PET films at 500×, 100 000×, and 200 000× magnification, respectively; D–F: SEM images of YH-1 treated PET films at 500×, 100 000×, and 200 000× magnification, respectively.

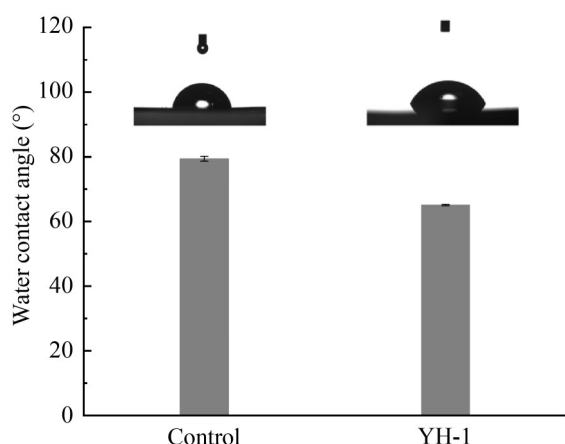


图9 菌株YH-1处理PET薄膜前后的接触角变化  
Figure 9 Contact angle changes of PET films before and after YH-1 treatment.

1 处理后的 PET 薄膜的接触角明显减小至  $(65.052 \pm 0.254)^\circ$ , 表明亲水性增加。亲水性的增强很可能是由于微生物催化形成的极性官能团(如羟基和羧基)和表面粗糙度的增加<sup>[26]</sup>。

### 3 讨论与结论

随着经济持续增长, 塑料的使用量不断攀升, 导致大量塑料废弃物产生。在这些废弃物中, PET 塑料约占 60%, 每年大量 PET 废弃物被随意倾倒在土壤和水体中, 引发了严峻的环境污染问题<sup>[22]</sup>。由于这些废弃物在水体和土壤中长期留存, 且数十年内难以自然降解<sup>[27]</sup>, 不仅破坏了生态环境和城市景观, 还可能滋生病菌、影响土壤质量, 进一步加剧环境污染。与传统的物理方法和化学方法相比, 生物方法处理 PET 塑料废物具有成本低、绿色清洁无污染、可持续等优点。该方法不仅不会对环境造成二次污染, 还能促进经济发展。因此 PET 塑料废物的生物降解已成为当前研究的重点方向。有效选育 PET 降解菌, 深入开展 PET 微生物降解特性研究, 可为 PET 生物降解技术的突破提供基础资源和方法学支持, 同时为保护人类生态环境作出积极贡献。

本研究从垃圾填埋场周边土壤中筛选获得

一株具有 PET 降解能力的菌株 YH-1。经 16S rRNA 基因测序及 BLAST 比对分析, 鉴定其隶属于 *Cellulosimicrobium* sp.。目前, 关于该属微生物降解 PET 的研究报道较少, 本研究拓展了 *Cellulosimicrobium* sp. 在塑料生物降解领域的应用范围。为进一步提升其降解潜力, 本研究优化了菌株 YH-1 的生长条件。结果表明, 菌株 YH-1 在温度 35 °C、pH 7.0 及 1% 盐度条件下生长状况最佳, 在 pH 6.0–10.0 及盐度 1%–4% 的范围内也能良好生长, 显示出较强的环境适应能力。这种较宽的生长适应范围为其在复杂环境中降解 PET 提供了潜在优势。

PET 作为一种芳香族聚酯, 结构稳定, 降解难度较大<sup>[12]</sup>。在本研究设定的条件下, YH-1 在 6 d 内可实现 1.90% 的 PET 失重率, 初步验证其具有一定的降解能力。与已有报道相比, 该降解效率虽不高, 但考虑到菌株未经诱导物优化或协同酶作用, 仍具有进一步开发价值。目前已有研究报道了多个 PET 降解微生物, 其中 *Ideonella sakaiensis* 201-F6 菌株可在 42 d 内实现 99.0% 的 PET 膜降解率, 被认为是效率最高的代表性菌株之一<sup>[3]</sup>。此外, 如 *Priestia aryabhattai* VT 3.12 与 *Bacillus pumilus* VT 3.16 等菌株在 30 °C 下培养 18 d 的降解率也可达 64.0%–69.0%<sup>[10]</sup>。然而, 这类研究普遍存在周期较长、菌株环境适应性弱或缺乏降解产物分析等局限。相比之下, 本研究中的 YH-1 菌株虽降解率较低, 但培养周期短(6 d)且适应性强, 在复杂环境中具有更广泛的应用潜力。为验证其降解作用的具体表现, 本研究通过扫描电镜(SEM)观察降解前后 PET 薄膜表面形貌。PET 塑料在降解过程中其表面结构会发生明显变化, 这些现象可以通过使用 SEM 进行定性评估。Taniguchi 等<sup>[17]</sup>通过 SEM 表明, 使用 *Ideonella sakaiensis* 201-F6 菌株处理 PET 薄膜时与未处理对照组相比会出现劣化痕迹。本研究结果发现, 处理后薄膜表面出现粗糙化、裂痕及凹陷等明显变化, 证明 YH-1 能够破坏 PET 表面结构。

此外,傅里叶变换红外光谱(FTIR)结果显示,降解后 PET 薄膜中羧基、酯基等特征官能团的吸收峰发生显著变化,推测其降解机制主要涉及酯键的断裂过程。

为进一步明确降解产物的形成情况,本研究采用高效液相色谱(HPLC)对降解液中小分子产物进行定量分析。结果显示,反应体系中 TPA 和 MHET 含量随时间显著升高,最终分别达到 3.87 mg/L 和 4.70 mg/L,表明菌株 YH-1 具备将 PET 水解为主要中间产物的能力,推测其可能分泌类似 PETase 或酯酶类水解酶参与该过程。水接触角(WCA)测试进一步佐证了 PET 膜表面性质的变化,降解后亲水性显著增强,说明表面极性官能团增多,符合 PET 降解后酯键断裂并暴露羧基的特征,证实了菌株 YH-1 对 PET 的降解能力。值得强调的是,本研究系统地将 SEM、FTIR、WCA 与 HPLC 结合用于评价 *Cellulosimicrobium* sp. 对 PET 的降解效果,为塑料降解机制提供了多维度支撑。特别是对 TPA 和 BHET 产物的定量识别,为后续探索资源化路径(如合成 PHA 或 BTX)奠定了基础。

本研究报道了 *Cellulosimicrobium* sp. YH-1 具备一定的 PET 降解能力。该菌株在中性至碱性条件及中低盐环境下生长性能良好,适宜在自然环境中应用。结合形貌、电性、化学键及产物的多方面分析,验证其可通过多途径实现对 PET 的初步降解。后续研究可进一步围绕其降解酶(如潜在 PETase 或酯酶)的分离纯化、结构功能分析以及基因组层面的功能挖掘,构建表达平台并进行酶工程优化,从而提升其降解效率与工业化应用潜力,为塑料污染的生物治理提供理论基础与微生物资源支持。下一步研究将围绕菌株 YH-1 系统开展 PET 颗粒及微塑料等多种形态 PET 材料的降解性能评价与机制解析,进一步拓展其应用潜力。

## 作者贡献声明

俞静波:实验及论文撰写;黄莉蓉:设计

整体实验;刘佳文:协助实验操作;王宇梅:数据处理;魏粤昊:提供技术支持;何跃辉:论文修改和润色;张磊:课题的全局指导。

## 作者利益冲突公开声明

作者声明不存在任何可能会影响本文所报告工作的已知经济利益或个人关系。

## 参考文献

- [1] LEBRETON L, ANDRADY A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal[J]. Palgrave Communications, 2019, 5: 6.
- [2] DHAKA V, SINGH S, ANIL AG, SUNIL KUMAR NAIK TS, GARG S, SAMUEL J, KUMAR M, RAMAMURTHY PC, SINGH J. Occurrence, toxicity and remediation of polyethylene terephthalate plastics: a review[J]. Environmental Chemistry Letters, 2022, 20(3): 1777-1800.
- [3] YOSHIDA S, HIRAGA K, TAKEHANA T, TANIGUCHI I, YAMAJI H, MAEDA Y, TOYOHARA K, MIYAMOTO K, KIMURA Y, ODA K. A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)[J]. Science, 2016, 351(6278): 1196-1199.
- [4] MOHARIR RV, KUMAR S. Challenges associated with plastic waste disposal and allied microbial routes for its effective degradation: a comprehensive review[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 208: 65-76.
- [5] WEBB HK, ARNOTT J, CRAWFORD RJ, IVANOVA EP. Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly(ethylene terephthalate)[J]. Polymers, 2013, 5(1): 1-18.
- [6] TOURNIER V, TOPHAM CM, GILLES A, DAVID B, FOLGOAS C, MOYA-LECLAIR E, KAMIONKA E, DESROUSSEAU ML, TEXIER H, GAVALDA S, COT M, GUÉMARD E, DALIBEY M, NOMME J, CIOCI G, BARBE S, CHATEAU M, ANDRÉ I, DUQUESNE S, MARTY A. An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles[J]. Nature, 2020, 580(7802): 216-219.
- [7] DANSO D, CHOW J, STREIT WR. Plastics: environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2019, 85(19): e01095-19.
- [8] COGNIGNI F, TEMPORITI MEE, NICOLA L, GUENINCHAULT N, TOSI S, ROSSI M. Exploring the infiltrative and degradative ability of *Fusarium oxysporum* on polyethylene terephthalate (PET) using correlative microscopy and deep learning[J]. Scientific Reports, 2023, 13: 22987.
- [9] MOYSES DN, TEIXEIRA DA, WALDOW VA, FREIRE DMG, CASTRO AM. Fungal and enzymatic biodepolymerization of waste post-consumer poly(ethylene terephthalate) (PET) bottles using *Penicillium* species[J]. 3 Biotech, 2021, 11(10): 435.

- [10] DHAKA V, SINGH S, RAMAMURTHY PC, SAMUEL J, SWAMY SUNIL KUMAR NAIK T, KHASNABIS S, PRASAD R, SINGH J. Biological degradation of polyethylene terephthalate by rhizobacteria[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(55): 116488-116497.
- [11] MALAFATTI-PICCA L, de BARROS CHAVES MR, de CASTRO AM, VALONI É, de OLIVEIRA VM, MARSAIOLI AJ, de FRANCESCHI de ANGELIS D, ATTILI-ANGELIS D. Hydrocarbon-associated substrates reveal promising fungi for poly (ethylene terephthalate) (PET) depolymerization[J]. Brazilian Journal of Microbiology, 2019, 50(3): 633-648.
- [12] 顾冷涛, 颜正飞, 吴敬, 宿玲恰. 一株PET降解菌株的筛选鉴定及降解特性[J]. 基因组学与应用生物学, 2021, 40(3): 1179-1186.  
GU LT, YAN ZF, WU J, SU LQ. Screening, identification and degradation characteristics of a PET degrading strain[J]. Genomics and Applied Biology, 2021, 40(3): 1179-1186 (in Chinese).
- [13] AUTA HS, EMENIKE CU, FAUZIAH SH. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation[J]. Environmental Pollution, 2017, 231: 1552-1559.
- [14] SARKHEL R, SENGUPTA S, DAS P, BHOWAL A. Comparative biodegradation study of polymer from plastic bottle waste using novel isolated bacteria and fungi from marine source[J]. Journal of Polymer Research, 2019, 27(1): 16.
- [15] JOO S, CHO IJ, SEO H, SON HF, SAGONG HY, SHIN TJ, CHOI SY, LEE SY, KIM KJ. Structural insight into molecular mechanism of poly(ethylene terephthalate) degradation[J]. Nature Communications, 2018, 9: 382.
- [16] WEI R, BREITE D, SONG C, GRÄSING D, PLOSS T, HILLE P, SCHWERDTFEGER R, MATYSIK J, SCHULZE A, ZIMMERMANN W. Biocatalytic degradation efficiency of postconsumer polyethylene terephthalate packaging determined by their polymer microstructures[J]. Advanced Science, 2019, 6(14): 1900491.
- [17] TANIGUCHI I, YOSHIDA S, HIRAGA K, MIYAMOTO K, KIMURA Y, ODA K. Biodegradation of PET: current status and application aspects[J]. ACS Catalysis, 2019, 9(5): 4089-4105.
- [18] SALVADOR M, ABDULMUTALIB U, GONZALEZ J, KIM J, SMITH AA, FAULON JL, WEI R, ZIMMERMANN W, JIMENEZ JI. Microbial genes for a circular and sustainable bio-PET economy[J]. Genes, 2019, 10(5): 373.
- [19] ZIMMERMANN W. Biocatalytic recycling of polyethylene terephthalate plastic[J]. Philosophical Transactions Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences, 2020, 378(2176): 20190273.
- [20] 东秀珠, 蔡妙英. 常见细菌系统鉴定手册[M]. 北京: 科学出版社, 2001.  
DONG XZ, CAI MY. Common Manual of Systematic Identification of Bacteria[M]. Beijing: Science Press, 2001 (in Chinese).
- [21] 石云雷, 余利岩, 张玉琴. 纤维单胞菌属放线菌的研究进展[J]. 微生物学报, 2019, 59(1): 1-10.  
SHI YL, YU LY, ZHANG YQ. Research progress on the genus *Cellulomonas*[J]. Acta Microbiologica Sinica, 2019, 59(1): 1-10 (in Chinese).
- [22] 顾冷涛. PET塑料降解菌株的筛选鉴定、降解特性评价及关键酶基因分析[D]. 无锡: 江南大学, 2020.  
GU LT. Screening and identification of PET plastic-degrading strains, degradation characteristics and key enzyme genes analysis[D]. Wuxi: Jiangnan University, 2020 (in Chinese).
- [23] CHENG Y, CHEN JX, BAO MT, LI YM. Surface modification ability of *Paracoccus* sp. indicating its potential for polyethylene terephthalate degradation[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2022, 173: 105454.
- [24] GU JD. Biodegradability of plastics: the issues, recent advances, and future perspectives[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(2): 1278-1282.
- [25] 王宏阳. 碱性PET分解菌的全细胞生物催化剂研究[D]. 天津: 天津工业大学, 2016.  
WANG HY. Study on whole cell biocatalysts of alkaline PET decomposing bacteria[D]. Tianjin: Tianjin Polytechnic University, 2016 (in Chinese).
- [26] DENARO R, AULENTA F, CRISAFI F, Di PIPPO F, CRUZ VIGGI C, MATTURRO B, TOMEI P, SMEDILE F, MARTINELLI A, Di LISIO V, VENEZIA C, ROSSETTI S. Marine hydrocarbon-degrading bacteria breakdown poly(ethylene terephthalate) (PET) [J]. Science of the Total Environment, 2020, 749: 141608.
- [27] HE YH, DENG XL, JIANG L, HAO LJ, SHI Y, LYU MS, ZHANG L, WANG SJ. Current advances, challenges and strategies for enhancing the biodegradation of plastic waste[J]. Science of the Total Environment, 2024, 906: 167850.