文章编号:1674-2869(2025)05-0524-07

PBAT海洋降解菌的筛选及其降解特性

金国庆,李 瑞,樊昊心,葛超荣*
武汉工程大学环境生态与生物工程学院,湖北 武汉 430205

摘 要:为筛选和鉴定海洋环境中能够有效降解聚己二酸/对苯二甲酸丁二酯(PBAT)的微生物资源,研究了在中国广东省周边海域,海洋环境中富集的PBAT生物膜,通过分离筛选方法,成功获得3株具有潜在降解能力的菌种,分别为芽孢杆菌属(*Bacillus* sp.)、嗜冷杆菌属(*Psychrobacter* sp.)和巨大普利斯特菌属(*Priestia* sp.)。在含有2216 E作为额外碳源的降解实验中,经过45 d的培养,3种菌株均展现出对PBAT的降解能力,其中芽孢杆菌属菌株的降解效率最高,降解率为(0.97±0.09)%,而嗜冷杆菌属和巨大普利斯特菌属的降解率相近,分别为(0.590±0.190)%和(0.590±0.002)%。通过扫描电镜(SEM)观察到3种菌株均能在PBAT表面形成显著的粗糙结构,产生多处沟壑,表明微生物对PBAT表面有侵蚀作用。此外,傅里叶红外光谱(FTIR)分析发现PBAT结构中的特征峰发生了伸缩振动,表明PBAT的化学结构在微生物作用下发生了变化。这些结果为进一步研究和开发利用微生物降解PBAT提供了重要的基础数据。

关键词:聚己二酸/对苯二甲酸丁二酯;降解;海洋微生物;生物可降解塑料
中图分类号:S182 **文献标识码**:A **DOI**:10.19843/j.cnki.CN42-1779/TQ. 202404003

Isolation and characterization of marine bacteria capable of degrading PBAT

JIN Guoqing, *LI Rui*, *FAN Haoxin*, *GE Chaorong**
School of Environmental Ecology and Biological engineering, Wuhan Institute of Technology, Wuhan 430205, China

Abstract: This study aimed to screen and identify microbial resources in the marine environment that are capable of efficiently degrading poly (butylene adipate-co-terephthalate) (PBAT). PBAT biofilms were collected from the seas surrounding Guangdong Province, China. Three bacterial strains with potential degrading capabilities were isolated: *Bacillus sp.*, *Psychrobacter sp.*, and *Priestia sp.* In degradation experiments using 2216 E medium as an additional carbon source, all three strains degraded PBAT after 45 days of incubation. The *Bacillus sp.* strain exhibited the highest degradation efficiency (0.97 ± 0.0) 9%, whereas *Psychrobacter sp.* and *Priestia sp.* showed similar, lower rates of (0.590±0.190)% and (0.590 ± 0.002)%, respectively. Scanning electron microscopy (SEM) revealed that all three strains formed biofilms and created grooves and erosions on the PBAT surface. Furthermore, Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) detected changes in the characteristic peaks of PBAT, indicating alterations in its chemical structure due to microbial activity. These results provide fundamental data for further research and development on microbial degradation of PBAT.

Keywords: butylene adipate-co-terephthalate; degrading; marine microorganism; biodegradable plastics

海洋塑料污染是全球性的环境问题,随着塑料消费量的持续增长,源自陆地的塑料废物,通过河流、风力、雨水等多种途径进入海洋,由于塑料的持久性和难以降解的特性,这些物质在海洋中累积,并对海洋环境造成了前所未有的威胁[1]。传统的塑料,如聚乙烯(polyethylene, PE)、聚丙烯

收稿日期:2024-04-01
基金项目:国家自然科学基金(4207039)
作者简介:金国庆,硕士研究生。Email:jin990426@163.com
***通信作者**:葛超荣,博士,教授。Email:chaorongge@163.com
引文格式:金国庆,李瑞,樊昊心,等. PBAT海洋降解菌的筛选及其降解特性[J]. 武汉工程大学学报,2025,47(5):524-530.

(polypropylene, PP)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(Polyethylene terephthalate, PET)等,由于其化学稳定性高,自然环境中的分解过程缓慢,需要数百年乃至更长时间。与传统塑料相比,可生物降解塑料在环境中可以被快速降解,理论上不会产生或产生较少环境污染。其中聚己二酸/对苯二甲酸丁二酯[poly (butyleneadipate-co-terephthalate), PBAT]是目前最受欢迎的石油基生物可降解塑料,由于其高伸长率、优异的韧性和良好的耐热性,正在成为传统塑料主要替代品[2]。

虽然PBAT具有生物降解的特性,但是有研究表明PBAT在堆肥等特定条件下才能达到较为理想的降解效果[3]。在自然环境中,PBAT的降解过程十分缓慢,Barreto等[4]发现在水系统中PABT的180 d质量损失率仅有2.5%。Trinh等[5]也发现在30 ℃以下、6个月时间PBAT仅仅发生微小裂纹。研究者在土壤和堆肥环境中陆续分离出了鞘氨醇单胞菌属(*Sphingopyxis ginsengisoli*)、短小芽孢杆菌(*Bacillus pumilus*)、假产碱假单胞菌(*Pseudomonas pseudoalcaligenes*)、隐球菌(*Cryptococcu*)和木霉菌(*Trichoderma asperellum*)等PBAT降解微生物[6-7]。海洋环境拥有大量的微生物资源,但是有关PBAT塑料降解菌种资源还较少。因此,对海洋环境中PBAT降解微生物进行筛选并研究其降解特性对减轻海洋塑料污染问题具有重要意义。本论文旨在从富集的海洋PBAT表面生物膜中筛选PBAT降解菌,通过分析菌株生长状态、测定PBAT质量损失率并结合扫描电子显微镜(scanning electron microscope, SEM)和傅里叶变换红外光谱(Fourier transform infrared spectroscopy,FTIR)技术综合评估降解菌的PBAT降解能力。并在此基础上,进一步优化降解菌的PBAT降解条件。本研究将丰富PBAT降解菌株的资源库,也为后续的研究提供基础数据。

1　实验部分

1.1　材料与仪器

1.1.1　*材料和试剂*　PBAT(10.00 mm× 10.00 mm × 0.18 mm)。R2A固体培养基,2216 E液体培养基,Bushnell-Haas(Bushnell Haas agar, BHA)选择培养基,1× PBS磷酸盐缓冲液,戊二醛溶液,无水乙醇,乙酸异戊酯,葡萄糖,果糖,甘油,N-乙酰基葡萄糖,邻苯二甲酸酯,氯仿,无菌平板。

1.1.2　*培养基*　2216 E液体培养基(g/L):蛋白胨5.0 g,酵母粉1.000 0 g,柠檬酸铁0.100 0 g,硼酸0.022 0 g,氯化钠19.450 0 g,氯化镁5.980 0 g,硫酸钠3.240 0 g,氯化钠1.800 0 g,氯化钾0.550 0 g,碳酸钠0.160 0 g,溴化钾0.080 0 g,氯化锶0.034 0 g,硅酸钠0.004 0 g,氟化钠0.002 4 g,硝酸铵0.001 6 g,磷酸氢二钠0.008 0 g。R2A固体培养基(g/L):酵母浸出粉0.500 g,蛋白胨0.500 g,酪蛋白水解物0.500 g,葡萄糖0.500 g,可溶性淀粉0.500 g,磷酸二氢钾0.300 g,无水硫酸镁0.024 g,丙酮酸钠0.300 g,琼脂15.000 g。Bushnell-Haas(BHA)培养基(g/L):无水硫酸镁0.20 g,氯化钙0.02 g,磷酸氢二钾1.00 g,磷酸二氢钾1.00 g,硝酸铵1.00 g,氯化钠18.00 g,(琼脂:15.00 g)。

1.1.3　*主要仪器*　高压灭菌锅(HVE-50,日本平山制造公司),超微量分光光度计(NanoDrop One,德国赛默飞世尔科技公司),振荡培养箱(MQD-S3R,上海旻泉仪器有限公司),超低温冰箱(MDF-U54V,日本松下健康医疗公司),离心机(Centrifuge 5427R,德国eppendorf),钨丝灯扫描电子显微镜(JSM5510LV,日本电子),FTIR(Nicolet 6700,美国赛默飞)。

1.2　PBAT降解菌的筛选

在中国广东省深圳市龙岗区周边海域(114° 48'E,22° 54' N)深度2 ~3 m处放置PBAT塑料薄片,培养6个月后,用无菌手术刀除去塑料表面藤壶、海虹等动植物,刮取塑料表面微生物作为筛选降解菌的来源。将经海洋培养的塑料样品剪切成2 cm × 2 cm的方片,用无菌1×PBS缓冲液冲洗后放入2216 E液体培养基中。在28 ℃,150 r/min的条件下培养2 d,所得富集液作为PBAT塑料圈富集菌液。用无菌BHA培养基清洗上述富集菌液沉淀3次,进行以下步骤:(1)制备以PBAT为唯一碳源的BHA培养基,利用氯仿溶解PBAT塑料粉末,超声乳化后灭菌备用,同时设置海水微生物为对照组(HS)和培养基的空白对照;(2)对富集培养菌液进行稀释,依次制备10^{-1}~10^{-4}浓度的菌悬液;(3)用移液枪移取0.1 mL稀释液于PBAT培养基平板上涂布不同稀释度的菌悬液,每个稀释度设置3个重复,涂布完成后将培养皿放入28 ℃培养箱中倒置培养14 d;(4)划线法获得纯培养,从混合菌群的平板挑取单菌落,通过多次划线进行分离纯化,培养条件同上,直至获得纯化的菌种并进行鉴定与保藏。

1.3　PBAT降解菌的鉴定

纯化菌株接入2216 E液体培养基在28 ℃和150 r/min的条件下振荡培养1 d。吸取1 mL菌液

于1.5 mL离心管中，13 000 r/min离心1 min，弃掉上清液，加入0.5 mL无菌水振荡溶解沉淀。然后放入98 ℃金属浴中，高温裂解8 min，释放细菌内DNA。10 000 r/min离心2 min。取1 μL上清液进行16S rRNA基因扩增，引物为27F：5′-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3′和1492R：5′-GGTTACCTTGTTACGACTT-3′。凝胶电泳观察结果，并将PCR原液送去进行Sanger测序。培养后的塑料浸泡于质量分数2.5%的戊二醛溶液中，固定细菌1 h以上。然后使用1× PBS磷酸盐缓冲液（含质量分数1% NaCl）浸洗3次，每次10 min。接着依次使用体积分数30%、50%、75%、90%乙醇分别浸洗10 min，然后用无水乙醇浸洗2次，每次10min，最后用乙酸异戊酯置换10 min。样品干燥后，进行喷金处理，并通过SEM观察菌株的形态。使用DNA star对所测的序列信息进行比对，并在NCBI数据库中进行菌种鉴定，选取同源性97%以上的序列，使用MEGA11采用邻接法构建系统发育树，设置自展值为1 000次以确保结果的可靠性。

1.4 PBAT降解菌降解条件的优化

鉴定后的供试菌株在2216 E液体培养基中摇瓶活化培养1~2 d。吸取新鲜菌液离心，然后用BHA培养基清洗2~3次并调节菌悬液的光密度（optical density，OD）值为0.8。后接种到不同含有碳源（葡萄糖，果糖，*N*-乙酰基葡萄糖，丙酮酸，甘油，2216 E培养基）的BHA培养基中，菌种初始接入量为体积分数5%，在28 ℃、150 r/min条件下培养24 h。测量菌液培养前后的OD值，以观察细菌的生长状态，选择最合适碳源进行后续降解率的测定。对照为不加菌悬液的PBAT-BHA培养基（CK）和接种菌株但无PBAT的BHA培养基。塑料片选用20.00 mm×30.00 mm×0.18 mm的PBAT塑料片。生长速率按照如下公式计算：$\mu = \ln OD_t - \ln OD_0/t$，其中：$\mu$为生长速率；$OD_0$为初始OD值；$OD_t$为经过时间$t$后的OD值；$t$为培养时间。

1.5 PBAT降解菌能力检测

将供试菌株培养额外添加碳源的PBAT-BHA培养基中进行摇瓶降解实验，在28 ℃、150 r/min的条件下培养45 d，并记录培养45 d前后的菌液OD值，以此作为评估菌株在培养基中的生长情况的指标之一。取用培养45 d后的PBAT，清洗后称重，进行PBAT质量损失率测定，计算方法如下：$M(\%) = m_0 - m_t/m_0 \times 100\%$，其中，$m_0$为摇瓶培养前PBAT质量，$m_t$为摇瓶培养后PBAT质量。同时，将培养后的PBAT按1.2步骤洗净后，放置自然干燥。一部分进行喷金处理，在SEM下观察塑料降解后的表面微观特性，观察塑料表面是否随着时间的变化出现丘壑、褶皱等特征；另一部分利用FTIR分析塑料在降解前后表面化学基团的变化，以培养前的PBAT作为对照，在波数为600 ~ 4 000 cm^{-1}的红外区域测定其吸光度，观察PBAT的结构中是否引入了活泼官能团。

1.6 分析方法

使用Excel 2016进行数据整理，统计分析在利用R与IBM SPSS Statistics 25完成，利用Origin 2021，R和Adobe Illustrator 2021进行绘图[8-9]。

2 结果与讨论

2.1 PBAT海洋降解菌株鉴定

在以PBAT为唯一碳源的培养平板中，筛选出50个单菌落。Sanger测序后50个单菌落被鉴定为3种菌株，分别命名为：Ba、Pr和Ps。这3种菌株在R2A固体培养基中的菌落形态如图1所示。降解菌Ba的菌落灰白色偏黄、状态表现为半透明的黏稠胶质。降解菌Pr的菌落呈褶皱状，略带臭味。降解菌Ps的菌落呈乳白色，湿润光滑。在SEM下观察，3种菌均为短杆状。Ba周围附着大量椭圆形芽孢，伴有分泌物。Pr为短杆椭圆状，两端尖锐。Ps两端平滑，周围有分泌物附着。

2.2 PBAT降解菌系统发育树构建

对3种菌株进行同源性序列比对后，选择同源性97%以上的序列进行系统进化树的构建（图2），Ba、Ps和Pr 3种菌株分别与芽孢杆菌属（*Bacillus*）、嗜冷菌属（*Psychrobacter*）和巨大芽孢杆菌属（*Priestia*）在同一分支，亲缘关系相近。因此，Ba、Ps和Pr初步被鉴定为*Bacillus* sp，*Psychrobacter* sp和*Priestia* sp。研究表明，包括枯草芽孢杆菌（*Bacillus subtilis*）、沙福芽孢杆菌（*B. safensis*）和解淀粉芽孢杆菌（*B. amyloliquefaciens*）在内的多种芽孢杆菌都具有降解塑料的潜力[10-11]。这些细菌能够将塑料作为碳源，并通过产生水解酶[12]等多种机制对塑料进行降解。研究者通过多种方法对细菌的塑料降解能力进行了验证，包括测量质量损失、利用SEM观察塑料表面的微观结构变化以及监测培养基pH变化等[13]。通过对枯草芽孢杆菌（*B. subtilis*）的基因组和蛋白质组的深入分析，研究者发现了与微塑料降解相关的特定基因和蛋白质。这些基因和蛋白质的存在为芽孢杆菌属细菌降解塑料的能力提供了分子层面的证

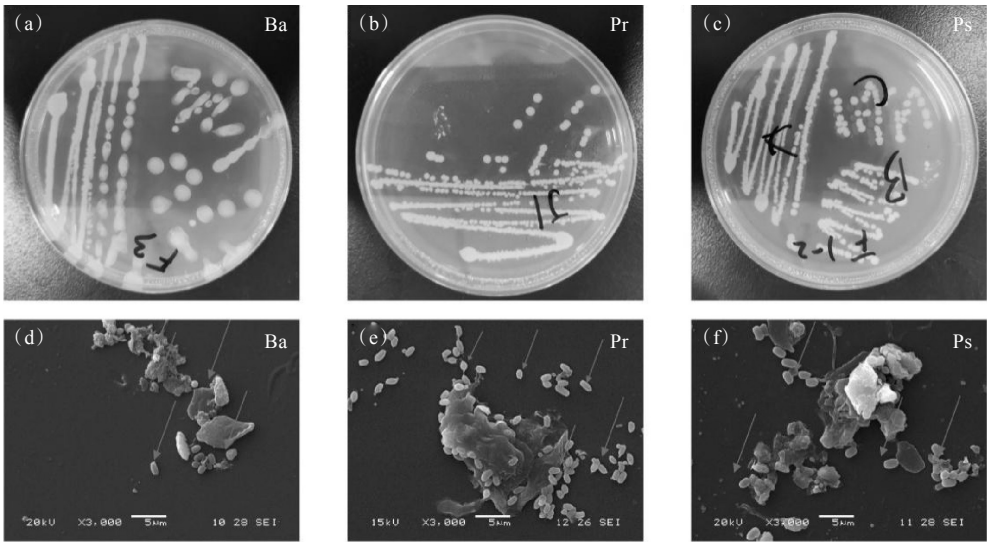

图1　PBAT降解菌株的形态学观察Ba(a)、Pr(b)和Ps(c)和SEM图Ba(d)、Pr(e)和Ps(f)

Fig. 1　Morphology observation of bacterial strains Ba (a), Pr (b) and Ps (c) and SEM images of PBAT surfaces treated with strains Ba (d), Pr (e) and Ps (f)

据。这些发现为开发新的塑料降解技术和策略提供了科学依据。

*Psychrobacter*是一类能够在低温环境中生存和繁殖的细菌，广泛分布在海洋、冰川和冷藏食品等多种环境中。研究人员利用元蛋白组学分析了薄塑料生物膜上的微生物功能，发现*Psychrobacter*在塑料微环境中与其他微生物属如*Flavobacterium*和*Pseudomonas*共同占据主导地位，表现出较高的活性[14]。这些细菌在塑料表面的活跃可能与它们能够利用塑料作为生长的基质有关。研究人员确定了这些细菌表达的多种代谢途径，包括碳氢化合物代谢、氧化磷酸化和碳水化合物代谢等。这些代谢途径的发现表明，微生物可能通过分泌特定的酶来分解塑料中的有机物质，从而在塑料表面形成稳定的生物膜，并在塑料微环境中进行能量的获取和物质的循环[15]。

2.3　PBAT降解菌最适生长条件

了解不同菌株在不同碳源下的生长情况对于理解它们的代谢特性和潜在应用非常重要。通过在添加不同碳源的培养基中培养Ba(*Bacillus* sp.)、Ps(*Psychrobacter* sp.)和Pr(P*riestia* sp.)3种菌株，并观察它们的生长速率，可以反映这些菌株对不同碳源的利用效率和偏好。根据实验结果(表1)，这3种细菌在以2216 E作为额外碳源的培养条件下表现出了更高的生长速率，Ba、Ps和Pr的生长速率分别为(0.65 ± 0.08)、(0.70 ± 0.08)、(0.76 ± 0.12)g/h。这些数据表明，在2216 E碳源的存在下，3种菌株的生长得到了显著促进，其中Pr的生长速率最高，其次是Ps，而Ba则相对较低。

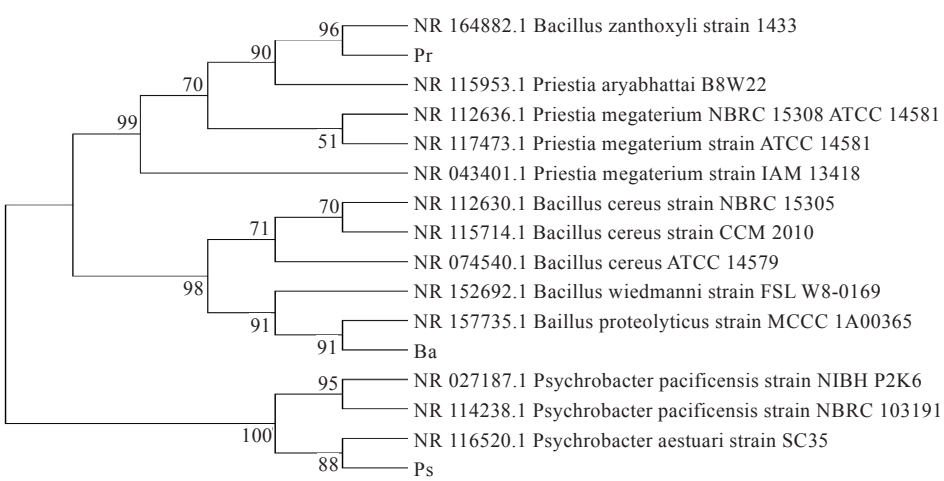

图2　基于16S rRNA序列的PBAT降解菌的系统发育树

Fig. 2　Phylogenetic tree of the isolated PBAT-degrading bacteria based on 16S rRNA gene sequence

表1 降解菌在添加不同碳源的BHA培养基中的生长速率

Table 1 Growth rates of the PBAT-degrading bacterial strains in BHA mediumsupplemented with different carbon sources（g/h）

碳源	葡萄糖	果糖	*N*-乙酰基葡萄糖	丙酮酸	甘油	2216 E培养基
Ba	0.50 ± 0.14 ^{ab}	0.41 ± 0.13 ^{ab}	0.08 ± 0.16 ^{b}	0.14 ± 0.17 ^{b}	0.02 ± 0.12 ^{b}	0.65 ± 0.08 ^{a}
Ps	0.59 ± 0.03 ^{ab}	0.60 ± 0.03 ^{ab}	0.43 ± 0.08 ^{b}	0.16 ± 0.09 ^{c}	0.58 ±0.08 ^{ab}	0.70 ± 0.08 ^{a}
Pr	0.53 ± 0.06 ^{a}	0.58 ± 0.08 ^{a}	0.52 ± 0.11 ^{a}	0.23 ± 0.07 ^{b}	0.75 ± 0.06 ^{a}	0.76 ± 0.12 ^{a}
HS	0.67 ± 0.02 ^{ab}	0.61 ± 0.02 ^{ab}	0.61 ± 0.06 ^{ab}	0.02 ± 0.05 ^{c}	0.54 ± 0.02 ^{b}	0.75 ± 0.11 ^{a}

注：表中字母a、b、c显示差异性。

2.4 PBAT降解菌对PBAT降解特性检测

2.4.1 PBAT塑料质量损失 实验发现，不同的微生物菌株对PBAT的降解效率有显著差异。在额外添加2216 E为碳源降解PBAT的实验中（图3），Ba菌株显示出最高的PBAT降解率，达到了（0.970 ± 0.090）%，在45 d的实验期内显著高于海水和另外两种菌株Pr与Ps。这表明Ba菌株在特定碳源条件下对PBAT具有较高的降解能力。Pr与Ps两种菌株的降解效率相近，分别为（0.590 ± 0.190）%和（0.590 ± 0.002）%，虽然高于海水处理组的（0.46 ± 0.06）%，但统计结果并不显著。这两种菌株在降解PBAT方面的潜力尚未完全发挥，或者可能受到其他环境因素的影响。Kanwal等[16]从陕西省元家村的耕地土壤中提取出的3种芽孢杆菌属细菌，显示出利用脂肪酶降解PBAT的能力，12 d后的降解率均在8%以上。这表明在土壤环境中，特定的微生物菌株可能具有更强的PBAT降解能力。然而，张敏等[17]指出，脂肪酶活性主要受pH值的影响，海水的pH值通常在7.5 ~ 8.4之间，这可能限制了脂肪酶的活性，从而影响了PBAT的降解效率。Wufuer等[18]的研究进一步提到，高温可以促进细菌对PBAT薄膜的降解。这可能是因为高温有助于提高微生物的代谢活性和酶的催化效率。而在海洋环境中，PBAT的降解率较低，可能是因为缺乏光氧化过程[19]。在土壤中，塑料可以受到紫外线的照射，促进聚合物的氧化分解。随着氧化的进行，塑料的整体完整性和机械性能降低，使得微生物更容易利用塑料中的碳。

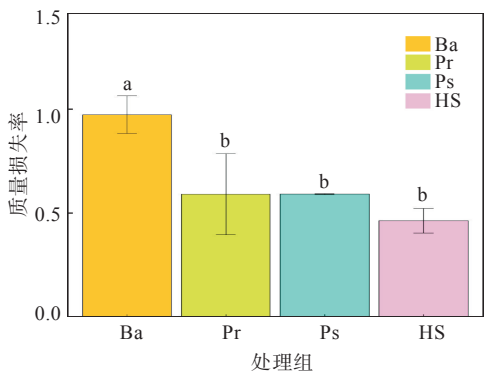

图3 各组PBAT塑料降解后的质量损失率

Fig. 3 Mass loss rate of PBAT films after degradation by different bacterial groups

2.4.2 SEM观察 与对照组相比，3种菌株与海水均对PBAT产生了明显的侵蚀作用（图4），特别是细菌Ba处理后的PBAT表面损伤最为明显，出现了明显的丘壑和不规则的凸起及凹陷。这些表面结构的变化与微生物的降解能力密切相关，并且与刘佳茜等[20]在垃圾场土壤中筛选出的2种菌株RD1-3和N1-2在降解PBAT后观察到的现象相似。这种表面结构的变化可能会导致PBAT的物理和化学性质发生改变。不规则的突起与损伤会导致PBAT的表面疏水性降低，从而影响其与水分子的相互作用。进一步的分析表明，随着生物降解的进行，PBAT中氧元素的含量会明显增加，这可能是由于微生物降解过程中引入了更多的含氧官能团。这种化学组成的改变会导致PBAT表面的不规则度和粗糙度增加，从而进一步促进微生物的附着和降解作用。Raddadi等[21]在PE的降解研究中也利用SEM证实了微生物在塑料表面的聚集现象，并观察到塑料表面发生了物理坑蚀。这些研究结果表明，微生物通过其代谢活动能够引起塑料表面的物理和化学损伤，从而促进塑料的劣化和降解。

2.4.3 FTIR分析 塑料的生物降解是一个涉及微生物作用下的复杂化学过程，其中包括塑料化学结构的变化和红外辐射吸收率的变动。微生物通过其代谢活动能够将氧化基团引入到塑料分子中，这一过程可以将塑料中的非极性键转化为极性键，从而降低塑料的稳定性。这种化学结构的改变为微生物的进一步聚集和酶解作用提供了条件，加速了塑料的降解过程[22]。PBAT是既包含芳香族也包含脂肪族的聚合物，经过3种菌株（Ba、Ps、Pr）处理后，其官能团的伸缩振荡发生了变化。通过FTIR（图5），可观察到处理后的PBAT在不同波数区间的特征峰变动。在3 000 ~ 2 800 cm^{-1}区间的烷基、1 750~1 650 cm^{-1}区间的酯基和1 300 ~ 1 000 cm^{-1}区间的醚键均出现了特征峰的变化，同

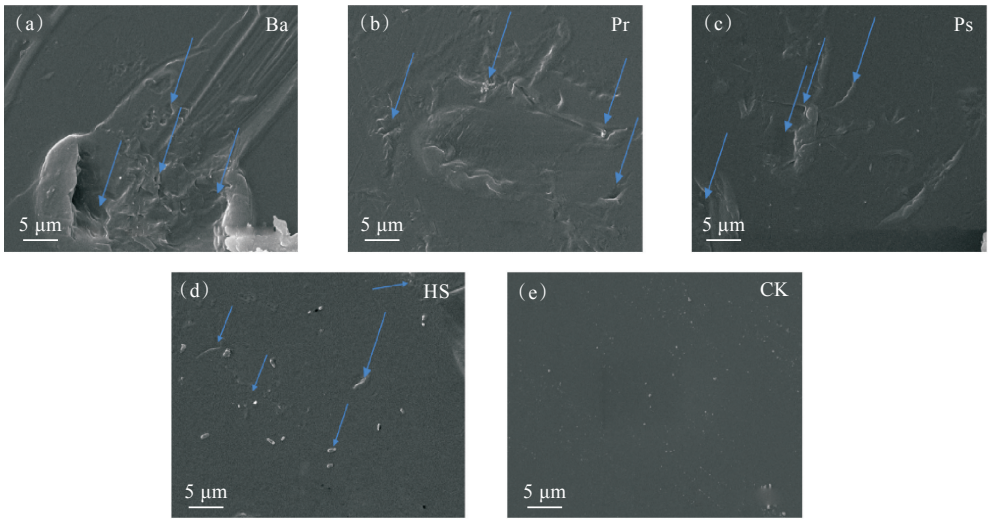

图4　各组处理PBAT塑料后SEM：Ba(a)，Pr(b)，Ps(c)，HS(d)，CK(f)

Fig. 4　SEM images of PBAT surfaces after degradation by different bacterial groups: Ba (a), Pr (b), Ps (c), HS (d), control (CK) (e)

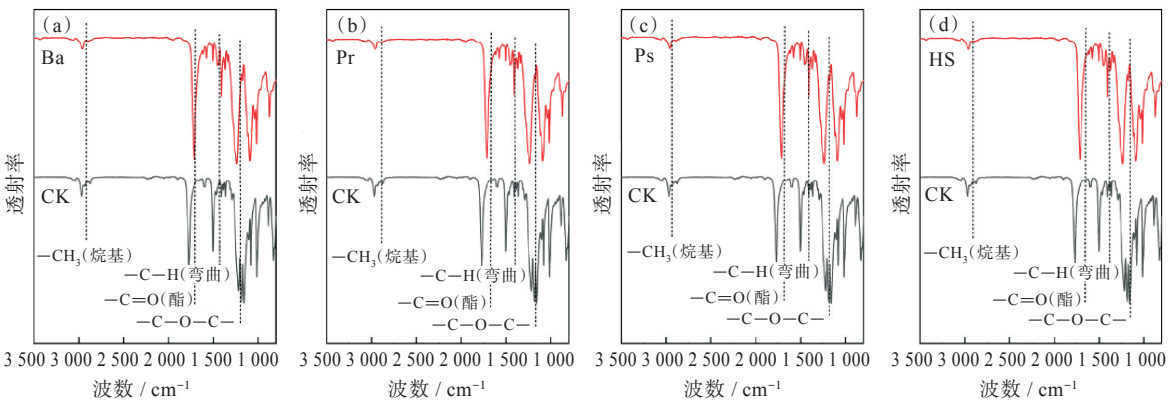

图5　各组细菌处理PBAT后的FTIR谱：Ba(a)，Pr(b)，Ps(c)，HS(d)

Fig. 5　FTIR spectra of PBAT after degradation by bacterial strains: Ba (a), Pr (b), Ps (c), HS (d)

时在1 500~1 300 cm^{-1}区间出现了C—H弯曲振动的特征峰。这些变化表明微生物作用下PBAT的化学结构发生了显著变化。韩震等[23]在深海沉积物中筛选一株海洋真菌*Hortaea werneckii* 13，可以通过断裂酯键和脲键降解聚氨酯塑料。Wilkes等[24]对PE的研究中发现，微生物附着于塑料表面后，可以通过氧化反应产生羰基等官能团增加PE的亲水性，改变其化学结构，进而增强其生物降解性。韩震等[23]在深海沉积物中筛选出的海洋真菌*Hortaea werneckii* 13，能够通过断裂酯键和脲键来降解聚氨酯塑料，进一步证实了微生物在塑料降解过程中的作用。类似地，Wilkes等[24]在PE的研究中发现，微生物在塑料表面的附着可以通过氧化反应引入羰基等官能团，增加PE的亲水性并改变其化学结构，从而提高塑料的生物降解性。

3　结　论

本研究通过从海洋环境中PBAT的生物膜中分离微生物，成功筛选出3种具有PBAT降解潜力的菌株，分别为芽孢杆菌属(*Bacillus* sp.)、嗜冷杆菌属(*Psychrobacter* sp.)和巨大普利斯特菌属(*Priestia* sp.)。这些菌株在28 ℃的条件下培养45 d后，显示出不同程度的PBAT降解能力，降解率分别为(0.970 ± 0.090)%，(0.590 ± 0.190)%和(0.590 ± 0.002)%。在降解45 d后，通过观察PBAT表面的微观结构变化，发现这3种菌株均对PBAT表面产生了显著的侵蚀作用，形成了明显的沟壑和皱褶。这种物理结构的破坏可能是由于微生物分泌的酶类作用于PBAT分子，导致其化学键断裂和结构解聚。此外，通过红外光谱分析，还观察到PBAT中官能团的伸缩振动发生了变化，这进一步证实了PBAT化学结构在微生物作用下发生了改变。这些结果表明，所筛选的微生物菌株具有在海水环境中降解PBAT的潜力，这对于开发新的塑料污染治理策略和方法具有重要意义。通过进一步研究这些菌株的降解机制和优化降解条件，可以提高

PBAT等塑料的生物降解效率,从而为减少塑料污染和保护海洋生态环境提供新的解决方案。

参考文献

[1] ERIKSEN M, LEBRETON L C M, CARSON H S, et al. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250 000 tons afloat at sea [J]. PLoS One, 2014, 9(12): e111913.

[2] ELVERS D, SONG C H, STEINBÜCHEL A, et al. Technology trends in biodegradable polymers: evidence from patent analysis [J]. Polymer Reviews, 2016, 56(4): 584-606.

[3] ANSTEY A, MUNIYASAMY S, REDDY M M, et al. Processability and biodegradability evaluation of composites from poly(butylene succinate) (PBS) bioplastic and biofuel co-products from Ontario [J]. Journal of Polymers and the Environment, 2014, 22(2): 209-218.

[4] BARRETO L S, DA SILVA E E G, HENRIQUE M A, et al. Study of biodegradation of poly(butylene adipate co-terephthalate) (PBAT) by maritime microorganisms from the Atlhantic Coast of Recife-PE (Brazil) [J]. Research, Society and Development, 2021, 10(17): e164101724579.

[5] TRINH TAN F, COOPER D G, MARIĆ M, et al. Biodegradation of a synthetic co-polyester by aerobic mesophilic microorganisms [J]. Polymer Degradation and Stability, 2008, 93(8): 1479-1485.

[6] URBANEK A K, RYMOWICZ W, STRZELECKI M C, et al. Isolation and characterization of Arctic microorganisms decomposing bioplastics [J]. AMB Express, 2017, 7(1): 148.

[7] LIU J X, HOU L J, LIU T T, et al. Isolation of PBAT plastic-degrading bacteria and their degradation characteristics [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(1).

[8] R Development CORE TEAM. R A language and environment for statistical computing [M]. 1nd ed. Durhan: R Foundation for Satistical Computing, 2014.

[9] IBM Corp. Ibm S PSS Statistics for windows, version 25.0 [CP]. Armonk, NY: IBM Corp, 2017.

[10] DEVI D. Biodegradation of low density polyethylene by selected bacillus sp [J]. Gazi University Journal of Science, 2019, 32(3): 802-813.

[11] ABDULLAH A, WAQAS M, HARIS M, et al. Biodegradable potential of bacillus amyloliquefaciens and bacillus safensis using low density polyethylene thermoplastic (LDPE) substrate [J]. European Journal of Environment and Public Health, 2021, 5(2): em0069.

[12] MOHAPATRA S, MAITY S, DASH H R, et al. *Bacillus* and biopolymer: prospects and challenges [J]. Biochemistry and Biophysics Reports, 2017, 12: 206-213.

[13] SINGH R S, GILCREASE E B, GOEL R, et al. Biodegradation of petroleum-based plastic using bacillus sp [C]//ed. TMS 2023 152nd Annual Meeting & Exhibition Supplemental Proceedings. Cham: Springer, 2023: 675-685.

[14] MESSER L F, LEE C E, WATTIEZ R, et al. Novel functional insights into the microbiome inhabiting marine plastic debris: critical considerations to counteract the challenges of thin biofilms using multi-omics and comparative metaproteomics [J]. Microbiome, 2024, 12(1): 36.

[15] CHEN M, CAO M, ZHANG W, et al. Effect of biodegradable PBAT microplastics on the C and N accumulation of functional organic pools in tropical latosol [J]. Environment International, 2024, 183: 108393.

[16] KANWAL A, MIN Z, SHARAF F, et al. Screening and characterization of novel lipase producing Bacillus species from agricultural soil with high hydrolytic activity against PBAT poly (butylene adipate co terephthalate) co-polyesters [J]. Polymer Bulletin, 2022, 79(11): 10053-10076.

[17] 张敏, 贾昊, 翁云宣, 等. 聚乳酸/聚己二酸-对苯二甲酸丁二酯对土壤细菌群落结构的影响及其降解菌的筛选[J]. 微生物学通报, 2020, 47(2): 420-430.

[18] WUFUER R, LI W F, WANG S Z, et al. Isolation and degradation characteristics of PBAT film degrading bacteria [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(24): 17087.

[19] MADDISON C, SATHISH C I, LAKSHMI D, et al. An advanced analytical approach to assess the long-term degradation of microplastics in the marine environment [J]. NPJ Materials Degradation, 2023, 7: 59.

[20] 刘佳茜, 侯丽君, 刘婷婷, 等. PBAT地膜降解菌的筛选及其降解特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 129-136.

[21] RADDADI N, FAVA F. Biodegradation of oil-based plastics in the environment: existing knowledge and needs of research and innovation [J]. Science of the Total Environment, 2019, 679: 148-158.

[22] CORRADINI F, MEZA P, EGUILUZ R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal [J]. Science of the Total Environment, 2019, 671: 411-420.

[23] 韩震, 张恺, 凌铭煌, 等. 海洋真菌沃氏霍塔霉Hortaea werneckii 13对聚氨酯塑料的降解特性[J]. 菌物学报, 2024, 43(5): 117-129.

[24] WILKES R A, ARISTILDE L. Degradation and metabolism of synthetic plastics and associated products by Pseudomonas sp. capabilities and challenges [J]. Journal of Applied Microbiology, 2017, 123(3): 582-593.

本文编辑:张 瑞