

固定化生物修复制剂在溢油污染岸滩中的应用*

宋佳宇^{1,2} 刘玉龙^{1,2} 刘思敏^{1,2} 代晓丽³

(1. 石油石化污染物控制与处理国家重点实验室; 2. 中国石油集团安全环保技术研究院有限公司; 3. 中国石油大学(北京))

摘 要 利用自主研发的固定化生物修复制剂开展溢油污染岸滩生物修复现场试验,以期解决传统干粉/液态生物修复制剂在溢油污染岸滩难于现场应用的实际问题。现场试验结果表明:在为期 123 d 的修复过程中,投加的两种固定化生物修复制剂对油砂石油烃降解效果显著,去除率分别为 73% 和 69%,且潮间带修复效果最佳;从微生物活性的角度看,投加固定化生物修复制剂的油砂中石油烃降解菌总数迅速增加,修复中后期仍可维持在 10^7 个/L;据微生物群落多样性指数分析可知,投加固定化生物修复制剂的油砂中微生物群落结构及代谢特征发生显著改变,均一性提高。

关键词 溢油; 海洋; 岸滩; 固定化微生物技术; 石油烃降解菌

DOI:10.3969/j.issn.1005-3158.2018.02.006

文章编号:1005-3158(2018)02-0018-06

0 引 言

随着油气行业的迅猛发展,海洋溢油风险日益加剧^[1-4]。发生溢油事故后,一般首先采用收油机、消油剂等应急手段清除大面积油污^[5]。但应急处理后,仍有残油随着潮汐的周期性冲刷进入岩基海岸、沙滩、珊瑚礁和石沼等岸滩区域,威胁近海海域生态安全,直接或间接影响人类生产、生活^[6]。

生物修复技术因具有绿色友好、经济等特点逐渐成为处理石油污染特别是岸滩油污的最优技术^[5,7]。国内外学者的研究热点集中在生物修复菌剂^[5,8-11]及营养剂开发^[12-13]等。但传统的液体/干粉形式生物修复剂在海岸线环境中易被冲释,不利于土著生物竞争,导致修复过程启动速度慢、失效速度快。据此,利用固定化微生物技术开展溢油岸滩修复逐渐受到国内外研究者的关注^[14-15],但大部分研究仍停留在实验室或现场小试阶段^[16-21],大规模现场应用基本属于空白。

本研究以“制剂固定化”为主体思路,设计及搭建占地 300 m² 的实景模拟溢油污染岸滩生物修复现场试验系统。利用自主研发的固定化生物修复制剂开展海岸线生物修复产品现场应用效果评价,为溢油污染岸滩生物修复技术的现场应用提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 现场试验系统

溢油污染岸滩生物修复现场试验系统建于某油

田油泥砂净化处理厂厂区内,占地面积约 300 m²,由潮间带试验池、平流式海水蓄水池、边坡系统及自动控制系统四部分构成。系统工艺流程为:海水→平流式海水蓄水池→潮间带试验池,溢油污染岸滩生物修复现场试验系统平面布置,见图 1。

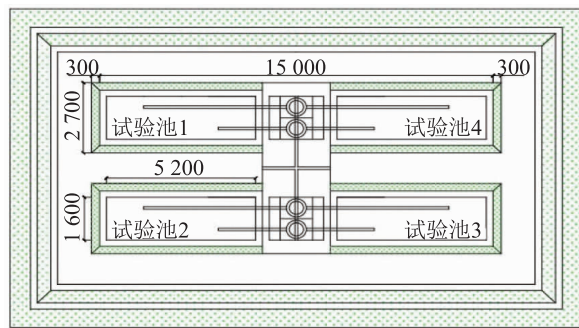


图 1 溢油污染岸滩生物修复现场试验系统平面布置

① 潮间带试验池

潮间带试验池设置 4 套(如图 1 所示,分别命名为试验池 1~4)。单个海岸池长 5.2 m×宽 1.6 m×深 1.5 m。40~60 目海沙以 15°铺设,用于模拟沙质岸滩。岸滩与水下海岸分界线为最低潮水位。进出水采用不同管线,管线末端设置筛网过滤器,以防止进水口和出水口阻塞。

② 平流式海水蓄水池

平流式海水蓄水池(如图 1 所示),长 11.0 m×宽 3.2 m×深 1.5 m,采用气泵曝气。设置管线分支,将海水直接经泵引入潮间带试验池,实现海水循环。

* 基金项目:中国石油安全环保关键技术与推广(2016D-4610)。

宋佳宇,2011 年毕业于中国科学院生态环境研究中心环境科学专业,硕士。现在中国石油集团安全环保技术研究院有限公司从事石油污染场地生物修复技术研究工作。通信地址:北京市昌平区沙河镇西沙屯桥西中国石油创新基地 A 座,102206

③边坡系统

因现场试验开展期间为雨季,故在试验池及蓄水池四周堆设边坡系统(如图1所示,边坡长约15 m,宽50 cm,坡度1:3)以避免突发暴雨冲入试验区,保障系统正常运行。

④自动控制系统

自动控制系统由工业用蠕动泵、微型调速器及外置水循环系统构成。通过液位计监测蓄水池水位,当达到设定低水位时,海水从蓄水池流向试验池;当达到设定高水位时,海水从试验池流回蓄水池。根据潮汐变化规律,模拟涨潮6 h,退潮6 h,并通过控制泵的流速来实现仿自然节律。

1.2 试验材料

1.2.1 固定化生物制剂

①高效石油烃降解复合菌群

所用菌群为本实验室筛选自试验场石油污染土壤的高效石油烃降解复合菌群,由弯曲芽孢杆菌(*Bacillus flexus*, GenBank 数据库中登录号为AB021185)、铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*, GenBank 数据库中登录号为Z76651)、蜡样芽孢杆菌(*Bacillus cereus*, GenBank 数据库中登录号为AE016877)和人苍白杆菌(*Ochrobactrum anthropi*, GenBank 数据库中登录号为CP000758)组成。该复合菌群(按1:1:1:1比例配置成的混合菌悬液)9 d内对试验用原油(约10 000 mg/L)的总石油烃(Total Petroleum Hydrocarbon,简称TPHs)降解率可达82.33%。

②固定化载体及改性

聚丙烯材料:首先,聚丙烯材料用超纯水清洗后置于60℃烘箱中烘干待用;将烘干的材料经0.2 mol/L HCl溶液浸泡24 h,去掉酸液,再用蒸馏水洗涤3次,烘干后置入干燥器中备用,制得改性聚丙烯材料,命名为改性固定化载体1。

沸石材料:首先,选取粒径为0.5~1.0 mm的天然沸石,经过10%的H₂SO₄溶液浸泡20 h后调pH至中性;将处理后的沸石置于400℃的马弗炉中焙烧90 min;以5.0 mmol/L十六烷基三甲基溴铵[HDTMA, C₁₆H₃₃N(CH₃)₃Br]作为有机改性剂,将煅烧后的沸石浸泡48 h,烘干后置入干燥器中备用,制得改性沸石材料,命名为固定化载体2。

③固定化生物制剂制备

将上述高效石油烃降解复合菌群发酵培养至150 L后(测试菌液中含菌量为10⁹~10¹⁰个/L),分别与灭菌的改性固定化载体1、2置于30℃、转速150 r/min的

摇床中,振荡培养20 h后,在4 000 r/min,30℃条件下离心20 min,去掉上清液,下层沉淀用生理盐水清洗两次后自然风干,即得到固定化生物制剂1、2。

1.2.2 营养盐

试验添加的水溶性营养盐为硝酸盐、磷酸盐和水溶性氮磷复合肥三种。三者的添加比例为1:0.8:1。

1.2.3 海水

试验所用海水取自试验区周边近海海域,海水水质情况如下表1所示:

表1 近海海域水质情况 mg/L

项目	数值
TN	2.073
TP	1.852
氨氮	0.375
硝氮	0.637
COD	1 886
TPHs	0.017

注:总氮(Total Nitrogen,简称TN);总磷(Total Phosphorus,简称TP);化学需氧量(Chemical Oxygen Demand,简称COD)。

1.2.4 海砂

试验所用海砂取自试验区周边海滩,每套试验池需海砂10.0 t(压实后体积),共计40.0 t。

1.2.5 原油

试验所用原油样品取自试验区所在油田,其动力黏度为367.2 mPa·s,相对密度为0.972 g/cm³。样品中饱和烃、芳香烃、沥青质、非烃的质量分数分别为:37.51%、30.21%、8.33%和16.15%。

1.3 试验设计

岸滩海沙斜面坡度按10°铺设完成后,分别称取20 kg试验区原油并加入40 L柴油,用电动搅拌器快速搅拌至原油均匀分散后,将原油混合液转移至喷雾器中,于暮潮时均匀喷洒于各试验池海沙表面,冲刷15 d,保证海水、沉积物及原油污染物的物化性质达到稳定。

模拟溢油污染15 d后,于暮潮时向试验池2岸滩表面均匀投加固定化生物修复制剂1,向试验池3岸滩表面均匀投加固定化生物制剂2,固定化生物修复制剂的投加量均为0.5 kg/m²;向试验池4的潮间带表面均匀投加营养盐,投加量为0.7 g/m²;试验池1为空白对照组,不做任何处理。

1.4 样品采集与分析方法

1.4.1 样品采集及测试指标

每个试验池分潮上带(A)、潮间带(B)、潮下带

(C)3个采样区块随机采集 $5\text{ cm}\times 5\text{ cm}$ 的柱状样,每个区块采集3个平行样。均匀分切后,一部分立即用于石油烃降解菌总数和微生物群落多样性测定;一部分用于石油烃组分测定。采样区块剖面见图2。

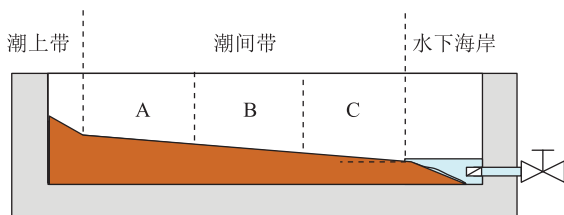


图2 采样区块剖面

1.4.2 分析方法

①石油烃降解菌总数测定

采用改进的MPN法测定,在96微孔板中进行。计算方法参见易绍金等^[22]的方法。

②微生物群落多样性测定

微生物群落代谢活性特征运用Biolog ECO-plate TM进行分析。参照杨永华等^[23]及Biolog公司提供的分析方法完成。将油砂浸提液用8通道加样器加入Biolog ECO微平板($150\text{ }\mu\text{L}/\text{孔}$)中,保持 $31\text{ }^{\circ}\text{C}$ 培养。每隔24 h在波长设定为 590 nm 的Biolog细菌自动读数仪中读取数据,共计培养216 h。

③TPHs测定及质量控制

测定方法:油砂样品自然风干后,去除杂物后混匀,取 10.00 g 样品于 40 mL 带聚四氟乙烯衬盖的VOA瓶中,加入 30 mL 二氯甲烷超声提取 10 min , 1500 r/min 离心 10 min ,分离提取液;共提取3次,合并提取液,提取液采用全自动氮吹仪浓缩至 1.00 mL ,进行GC-FID测试。

质量控制:按照每20个样品为一分析批,每分析批包含实验室空白、重复样、实验室空白加标和样品基体加标等内部质控样各1个。重复样的相对偏差 $<20\%$,实验室空白加标和样品基体加标回收率在 $70\%\sim 130\%$ 。

④石油烃组分测定

油砂样品中石油烃组分采用二氯甲烷超声提取,氮吹浓缩至 1.00 mL 后,用安捷伦7890A型气相色谱仪进行检测,检测器为火焰离子化检测器,DB-5MS毛细管气相色谱柱(柱长 $30\text{ m}\times$ 内径 $0.32\text{ mm}\times$ 膜厚 $0.25\text{ }\mu\text{m}$)。仪器条件:进样口温度 $300\text{ }^{\circ}\text{C}$,检测器温度 $320\text{ }^{\circ}\text{C}$,升温程序为初始 $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ 保持 5 min ,以 $10\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 升温至 $300\text{ }^{\circ}\text{C}$ 保持 20 min ;载气分别为 99.99% 的高纯氮气、高纯氢气和高纯空气,色谱柱流量 $1.5\text{ mL}/\text{min}$,氢气流量 $25\text{ mL}/\text{min}$,空气流量 $300\text{ mL}/\text{min}$,尾吹流

量 $28.5\text{ mL}/\text{min}$;不分流进样,进样量 $1\text{ }\mu\text{L}$ 。

采用的石油烃标准物质,包含33种正构烷烃(从 $n\text{-C}_8$ 至 $n\text{-C}_{40}$)以及两种生物标记物姥鲛烷和植烷。

石油烃正构烷烃组分的含量采用仪器工作站的校准方法进行定量。

石油烃分段组分的含量采用面积归一化方法定量。依据标准物质色谱图中正构烷烃的保留时间,划分石油烃组分分段区间,建立各个区间内所有正构烷烃峰面积的和与所有正构烷烃浓度的和之间的线性回归方程,将样品中各个分段区间内所有峰面积加和,代入相应的回归方程计算该分段区间内的石油烃含量。

2 结果与讨论

2.1 油砂表观修复效果

本次现场试验运行周期为123 d,其中试运行时间为2016年7月1日—7月31日,正式运行时间为2016年8月1日—10月31日。运行期间,每天定时对试验区温/湿度及降雨情况进行监测。整个现场试验期间,平均气温 $26\text{ }^{\circ}\text{C}$,平均空气湿度 73% ,良好的温湿度环境有助于微生物生长代谢,为修复的成功奠定良好基础。

正式运行期间,每隔7 d对暮潮时各试验池油砂颜色变化情况进行图像采集。修复前(2016年8月1日拍摄),4个试验池中油砂上均可看到清晰的油迹,且“油”味明显。修复后(2016年10月31日拍摄),试验池2、3油砂颜色明显变浅,看不到明显的油污,且没有“油”味;而试验池1、4油砂颜色略微变浅,且仍有明显“油”味。通过各试验池油砂的表观变化可知,施加固定化生物制剂对原油去除效果最优。

2.2 油砂中各组分烃的去除效果

表2表示系统经过3个月的运行,4个试验池潮上带、潮间带、潮下带油砂TPHs去除率变化情况。如表2所示,3个采样区块中油砂TPHs降解效果具有相同的规律,即试验池2>试验池3>试验池4>试验池1。与空白对照组及仅施加营养盐组对比,投加固定化生物制剂的试验池石油烃降解效果最优,表明高效石油烃降解复合菌群经改性载体固定化后,大量微生物吸附在载体孔道中形成高浓度可长期繁殖的菌群,从而有效提升原油降解效果及环境耐受力,此研究结果与Luz E B等^[24]及Terry J M等^[25]结论一致。

表 2 各区块油砂 TPHs 去除率 %

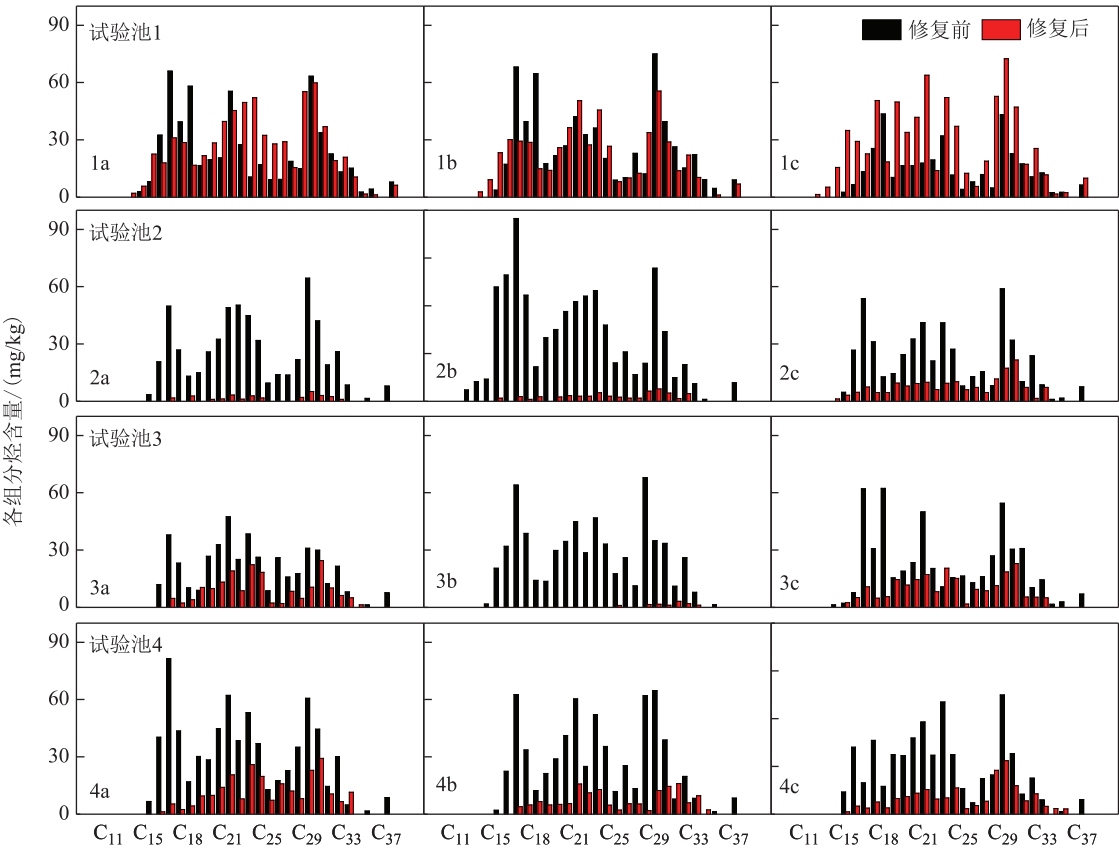
采样区块	试验池名称	TPHs 去除率
潮上带(a)	试验池 1 [#]	-15.05±1.37
	试验池 2 [#]	95.00±2.77
	试验池 3 [#]	66.69±6.24
	试验池 4 [#]	59.92±5.55
潮间带(b)	试验池 1 [#]	32.14±2.33
	试验池 2 [#]	98.20±1.02
	试验池 3 [#]	86.74±5.76
	试验池 4 [#]	77.12±7.24
潮下带(c)	试验池 1 [#]	-106.34±8.11
	试验池 2 [#]	69.76±5.37
	试验池 3 [#]	54.12±7.72
	试验池 4 [#]	46.29±3.24

修复前后油砂中原油各组分含量变化情况见图 3。按照采样区块分析,修复前后各试验池潮间带采样区(见图 3-1b、图 3-2b、图 3-3b 和图 3-4b)油砂中 C₈~C₄₀ 链烃含量下降最为显著,其次为潮上带(见图

3-1a、图 3-2a、图 3-3a 和图 3-4a),降解效率最低的为潮下带(见图 3-1c、图 3-2c、图 3-3c 和图 3-4c)。主要原因是潮间带属于间歇性海水淹没区域,与潮上带及潮下带相比,潮间带溶解氧浓度及孔隙水中营养浓度更高,可有效促进原油降解微生物的代谢活性。

2.3 油砂中石油烃降解菌总数随修复时间的变化情况

石油烃降解菌是石油烃生物降解的执行者,其数量的高低直接反映生物修复过程中各种理化因素是否适宜石油烃降解菌的生长和繁殖^[26]。石油烃降解菌总数随修复时间的变化如图 4 所示。修复初期,4 个试验池油砂中石油烃降解菌总数均较低,维持在 10³ 个/L;固定化生物修复制剂投加后,试验池 2、3 油砂中石油烃降解菌总数迅速增加,由修复初期的 1.66×10² 个/L 和 1.79×10² 个/L 分别增至修复中期的 4.56×10⁷ 个/L 和 1.79×10⁷ 个/L,修复后期始终维持在 10⁷ 个/L 左右,表明在改性后固定化载体的保护下,投加的菌群可实现在现场海岸环境中的生长繁殖,且受土著微生物的竞争影响较小;投加营养盐后,试验池 4 的石油烃降解菌总数亦有较大幅度增加,修复中期增至 5.22×10⁵ 个/L,但由于水溶性营养



注:a 表示潮上带、b 表示潮间带、c 表示潮下带

图 3 修复前后油砂中原油各组分含量变化

盐易冲释的特点,导致修复后期油砂中石油烃降解菌总数有所下降,降至 7.24×10^3 个/L。

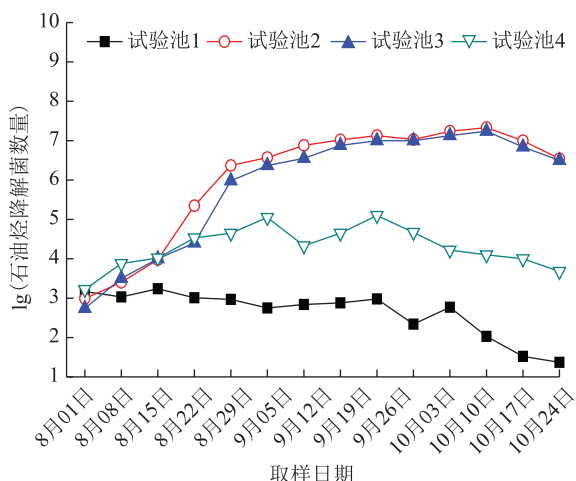


图4 石油烃降解菌总数随修复时间的变化

2.4 油砂中微生物群落多样性的变化情况

选取 Shannon 指数及 Shannon 均匀度指数表征微生物群落代谢功能的多样性。研究者^[27]认为,多样性高的微生物群落对环境中的碳源的相对利用程度更加充分,抵抗外界扰动的能力亦更强。修复期间生物多样性指数变化数据分析结果如图5所示。

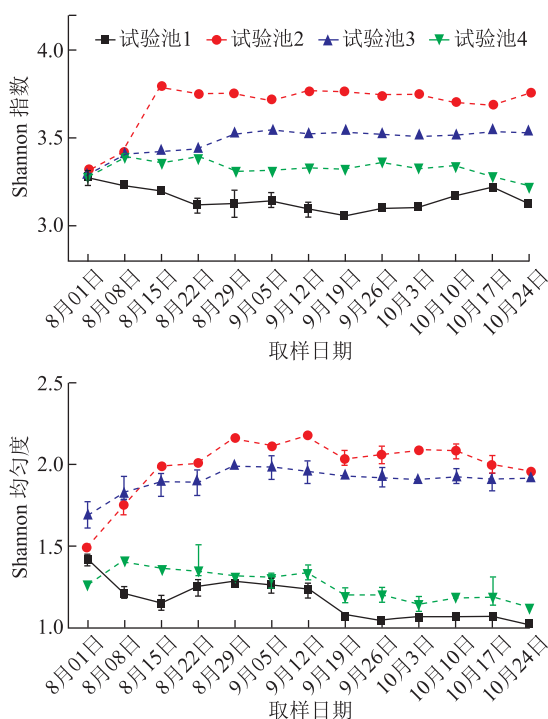


图5 修复期间生物多样性指数变化

从图5可以看出,4个试验池的生物多样性指数存在较大差异。其中,空白对照组试验池1的 Shannon 指数及 Shannon 均匀度指数在整个修复周期中

均最低,且变化不大,约为 3.152 ± 0.026 和 1.170 ± 0.037 ,表明试验池1中油砂的微生物物种及数量最少,群落功能多样性最差;其次为投加营养盐的试验池4,营养盐的投加使 Shannon 指数及 Shannon 均匀度指数在修复初期有略微增加,分别由 3.301 ± 0.011 和 1.269 ± 0.025 增至 3.398 ± 0.002 和 1.411 ± 0.025 ,但修复中后期,均缓慢恢复到初始值 3.328 ± 0.0062 和 1.265 ± 0.052 。表明水溶性营养盐的投加可在修复初期提升微生物的原油降解效率,但由于海水的冲释作用导致营养盐含量迅速降低,抑制石油烃降解菌的代谢活性;投加固定化生物制剂的试验池2和3的生物多样性指数随修复时间的延长具有相似的变化规律:修复初期迅速增加,中后期基本维持稳定,表明固定化生物制剂的投加可显著提升修复区块微生物群落代谢活性,且改性后的两种固定化载体均可有效提升石油烃降解微生物的环境耐受性及石油烃降解效率。以上研究结论与包木太等^[28]、Petra J S 等^[29]的结论基本一致。

3 结论

本研究应用固定化生物修复技术开展溢油污染岸滩现场验证试验,取得良好修复效果,为自主研发的两种固定化生物修复剂工业推广及企业配伍提供技术储备。

①各试验池油砂 TPHs 降解效率呈“试验池2>试验池3>试验池4>试验池1”的规律,其中,投加固定化制剂的试验池油砂 TPH 修复效果最优,对短、中、长链烃均具有良好的降解效果,且在潮间带修复效果最佳。

②各试验池油砂微生物活性与 TPHs 降解效果具有相同规律。其中,投加固定化生物修复剂的试验池油砂中石油烃降解菌总数增加迅速,且修复后期仍维持在 10^7 个/L。

③据微生物群落多样性指数分析可知,投加固定化生物修复剂的试验池油砂的微生物群落结构及代谢特征均发生显著改变,均一性提升。

参考文献

- [1] PAUL F KINGSTON. Long-term environmental impact of oil spills [J]. Spill science & technology bulletin, 2002 (7): 53-61.
- [2] 张信芳. 海洋石油污染的微生物降解过程及生态修复技术展望[J]. 环境科学与管理, 2012, 37(5): 97-99
- [3] 张成林. 中国海洋石油污染问题及政策研究[D]. 锦州: 渤海大学, 2013: 23-26.

- [4] 高祥兴.海洋石油降解固定化菌剂的研制及岸滩溢油现场修复[D].青岛:国家海洋局第一海洋研究所,2016:34-36.
- [5] YII SIANG HIIA, AH THEEM LAW, N A M SHAZILI, et al. Biodegradation of tapis blended crude oil in marine sediment by a consortium of symbiotic bacteria [J]. International biodeterioration & biodegradation, 2009, 63 (2):142-150.
- [6] 陈尧.中国近海石油污染现状及防治 [J].工业安全与环保, 2003, 29(11):20-24.
- [7] NATALIA A YEMASHOVA, VALENTINA P MURYGINA, DMITRY V ZHUKOV, et al. Biodeterioration of crude oil and oil derived products: a review [J]. Reviews in environmental science & bio/technology, 2007, 6(4):315-337.
- [8] RONALD M ATLAS, TERRY C HAZEN. Oil biodegradation and bioremediation: a tale of the two worst spills in U S history [J]. Environmental science & technology, 2011, 45(16):6709-6715.
- [9] RONALD ATLAS, JAMES BRAGG. Bioremediation of marine oil spills: when and when not-the Exxon Valdez experience [J]. Microbial biotechnology, 2009, 2 (2):213-221.
- [10] JAMES R BRAGG, ROGER C PRINCE, E JAMES HARNER, et al. Effectiveness of bioremediation for the Exxon Valdez oil spill [J]. Nature, 1994, 368 (6470):413-418.
- [11] FERNANDEZ-ALVAREZ P, VILA J, GARRIDO-FERNANDEZ J M, et al. Trials of bioremediation on a beach affected by the heavy oil spill of the Prestige [J]. Journal of hazardous materials, 2006, 137(3):1523-1531.
- [12] SWANNELL R P, LEE K, MCDONAGH M. Field evaluations of marine oil spill bioremediation [J]. Microbiological reviews, 1996, 60(2):342-365.
- [13] HAILONG LI, QINGHONG ZHAO, MICHEL C BOUFADEL, et al. A universal nutrient application strategy for the bioremediation of oil-polluted beaches [J]. Marine pollution bulletin, 2007, 54(8):1146-1161.
- [14] ALEJANDRO R GENTILI, MARIA A CUBITTO, MARCELA FERRERO, et al. Bioremediation of crude oil polluted seawater by a hydrocarbon-degrading bacterial strain immobilized on chitin and chitosan flakes [J]. International biodeterioration & biodegradation, 2006, 57 (4):222-228.
- [15] DENGYONG HOU, XIANRONG SHEN, QUN LUO, et al. Enhancement of the diesel oil degradation ability of a marine bacterial strain by immobilization on a novel compound carrier material [J]. Marine pollution bulletin, 2013, 67(1-2):146-151.
- [16] 王丽娜.海洋近岸溢油污染微生物修复技术的应用基础研究[D].青岛:中国海洋大学,2013:22-26.
- [17] 郑立,崔志松,高伟,等.海洋石油降解菌剂在大连溢油污染岸滩修复中的应用研究 [J].海洋学报, 2012, 34 (3):163-172.
- [18] 吴亮.亲油缓释肥料的制备及在溢油污染潮间带生物修复中的应用[D].青岛:中国海洋大学,2010:39-42.
- [19] 何云馨,石晓勇,杨仕美,等.溢油污染海岸线生物修复措施现场应用效果评价 [J].环境科学与技术, 2011, 34 (3):41-45.
- [20] 孙会玲,王杏娣,陈庆国,等.固定化微生物对海洋溢油的修复研究 [J].浙江海洋学院学报(自然科学版), 2015, 34(6):565-570.
- [21] 李馨子,高伟,崔志松,等.海洋石油降解菌 *Alcanivorax sp.* 97CO-5 的固定化及其石油降解效果 [J].海洋环境科学, 2014, (3):383-388.
- [22] 易绍金,刁浪滔.石油烃降解菌菌数测定方法评述 [J].石油与天然气化工, 2004, 33(3):206-206.
- [23] YONGHUA YANG, JIAN YAO, XIAOMEI HUA. Effect of pesticide pollution against functional microbial diversity in soil [J]. Journal of microbiology, 2000, 20(2):23-25.
- [24] LUZ E DE-BASHAN, YOAV BASHAN. Immobilized microalgae for removing pollutants: review of practical aspects [J]. Bioresource technology, 2010, 101 (6):1611-1627.
- [25] TERRY J MCGENITY, BENJAMIN D FOLWELL, BOYD A MCKEW, et al. Marine crude-oil biodegradation: a central role for interspecies interactions [J]. Aquatic biosystems, 2012, 8(1):1-19.
- [26] 梁生康,周平,李广茹,等.粗砂-砾石海滩溢油污染的现场生物修复 [J].天津大学学报(自然科学与工程技术版), 2012, 45(4):343-348.
- [27] BELL T, NEWAN J A, SILVERMAN B W, et al. The contribution of species richness and composition to bacterial services [J]. Nature, 2005, 436(7054):1157-1160.
- [28] 包木太,田艳敏,陈庆国.海藻酸钠包埋固定化微生物处理含油废水研究 [J].环境科学与技术, 2012, 35 (2):167-172.
- [29] PETRA J SHEPPARD, KERYN L SIMONS, ERIC M Adetutu, et al. The application of a carrier-based bioremediation strategy for marine oil spills [J]. Marine pollution bulletin, 2014, 84(1-2):339-346.

(收稿日期 2017-11-14)

(编辑 李娟)