

盐胁迫对石油污染土壤 生物强化修复过程的影响

侯心然¹, 李琪¹, 李天元¹, 李田², 孙小喜³, 祁志冲⁴, 张强^{1*}

- (1. 齐鲁工业大学(山东省科学院)生态研究所, 山东省应用微生物重点实验室, 山东 济南 250103;
2. 南开大学环境科学与工程学院环境污染过程与基准教育部重点实验室, 天津 300350;
3. 中国石化胜利油田分公司孤岛采油厂, 山东 东营 257231;
4. 河南大学化学化工学院, 河南省环境污染控制材料国际联合实验室, 河南 开封 475004)

摘要:在添加外源耐盐石油烃降解菌 *Staphylococcus* 2-24 的基础上, 研究了 1.0%、2.0%、3.0% NaCl 与土壤中石油烃降解率、对应微生物数量、微生物菌群结构及优势菌变化的关系。结果显示, 特定的菌群在高盐中(3.0% NaCl)的定殖能力强于低盐环境(1% NaCl); 石油烃的降解率、可培养微生物总数及石油烃降解菌的数量与盐度呈负相关; 菌群丰度及多样性在修复前期与盐度相关性较小, 修复后期与盐度正相关; 盐胁迫显著影响了菌群结构及优势属的相对丰度, 盐胁迫下优势属为 KCM-B-112、*Halomonas*、*Virgibacillus*, 菌群结构及优势属随修复时间的推移而变化。

关键词:石油污染; 土壤修复; 生物强化; 盐胁迫; 菌群结构

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2022)S2-0098-05

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2022.S2.022

Influence of salt stress on bio-enhanced remediation of petroleum contaminated soil

HOU Xin-ran¹, LI Qi¹, LI Tian-yuan¹, LI Tian², SUN Xiao-xi³, QI Zhi-chong⁴, ZHANG Qiang^{1*}

- (1. Shandong Province Key Laboratory of Applied Microbiology, Ecology Institute of Shandong Academy of Sciences, Qilu University of Technology (Shandong Academy of Sciences), Jinan 250103, China;
2. Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria of the Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300350, China;
3. Gudao Oil Production Plant, Sinopec Shengli Oilfield Branch Company, Dongying 257231, China;
4. International Joint Laboratory for Environmental Pollution Control Materials of Henan Province, College of Chemistry and Chemical Engineering, Henan University, Kaifeng 475004, China)

Abstract: The corresponding relationship between the concentrations (1%, 2% and 3%) of NaCl in the soil respectively and the degrading rate of petroleum hydrocarbons in the soil, corresponding microbial quantity, microbial flora structure and dominant bacteria change are studied on the basis of adding with salt-tolerant degrading strain *Staphylococcus*2-24 during the remediation process. The result shows that a specific flora represents a stronger colonization ability in high salt environment (3.0% NaCl) than that in low salt environment (1% NaCl). The degrading rate of petroleum hydrocarbons, total number of culturable microorganisms and the number of degrading bacteria for petroleum hydrocarbon are all negative correlation with NaCl concentration. The abundance and diversity of microflora have little correlation with NaCl concentration in the early stage of remediation, and have a positive correlation with NaCl concentration in the late stage of restoration. Salt stress affects significantly the structure of microflora and the relative abundance of dominant bacteria. KCM-B-112, *Halomonas* and *Virgibacillus* are the dominant bacteria under salt stress. Salinity changes the bacterial community structure under the experimental conditions, and both the flora structure and the dominant bacteria change with the degradation process of petroleum hydrocarbons in the soil.

Key words: petroleum polluted; soil remediation; bio-enhanced; salt stress; flora structure

我国主要的石油开采区如胜利油田、大庆油田以及长庆油田等与盐碱区域高度重合^[1], 盐碱是影响石油污染土壤生物修复的重要因素^[2]。盐碱会影响有机物在土壤中的赋存状态, 研究表明, 可溶性

盐会促进有机化合物在沉积物或土壤中的吸附^[3], 降低疏水性有机物的生物有效性。盐胁迫会影响普通微生物的代谢活性, 降低微生物对有机污染物的吸收降解效率^[4]。嗜盐菌群在高盐环境下 PAHs 降

收稿日期: 2022-02-19; 修回日期: 2022-04-12

基金项目: NSFC-山东联合基金(U1906222); 国家重点研发计划(2019YFC1804104); 国家自然科学基金(41807111)

作者简介: 侯心然(1995-), 女, 硕士生, 主要从事土壤有机污染的生物修复研究, 714445981@qq.com; 张强(1980-), 男, 博士, 副研究员, 主要从事土壤有机污染的生物修复研究, 通讯联系人, zhbuaiji@sina.com。

解基因的转录水平随着盐度的增加而降低,高盐胁迫通过限制关键基因的表达量降低嗜盐菌群落中微生物的降解能力^[5]。

土壤中石油烃的生物修复是基于利用具有分解能力的微生物种群,结合土壤微生物的遗传多样性和代谢多样性,将污染物转化为毒性较低的产物后将其整合到自然生物与地球化学循环中^[6]。生物强化修复是通过向自然菌群中投加具有特殊作用的微生物来增加生物量,以强化系统针对某一特定环境或特殊污染物的反应^[7],大量研究证明了生物强化在去除石油烃等有机污染物过程中的有效性^[8]。而且有研究表明在盐含量超过10%的环境中,富盐菌属(*Haloferax* sp.)^[9]以及盐单胞菌(*Halomonas*)^[10]等可以对石油烃进行有效降解,但高盐条件下降解效率显著降低。因此,特殊环境可能会导致添加的外源菌定殖能力降低。而且,石油烃污染土壤的有效修复需要土壤中菌群的协同作用,因此土壤环境中的微生物菌群结构组成尤为重要。

以往的研究虽然明确了盐碱环境下石油烃生物降解的有效性,但盐碱环境中生物修复的效率降低,需要对盐碱胁迫下生物强化修复石油烃污染土壤的生物过程进行研究,以解析石油烃降解过程中微生物对盐碱的响应机制,但这方面的报道较少^[11-13]。因此,本文研究了不同盐度胁迫对生物强化修复石油烃污染土壤效率的影响、外源菌在土壤中的定殖行为以及盐度变化对生物强化修复石油烃污染土壤过程中微生物数量及菌群结构的影响,以期为油田开采区盐渍化石油污染土壤的生物强化修复技术发展及应用提供一定的借鉴。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

供试土壤样品来自胜利油田孤岛采油厂,石油烃降解菌 *Staphylococcus* 2-24 分离自供试土壤,菌株适度耐盐,在 NaCl 浓度为 9% (w/v) 的液体 LB 培养基中培养 36 h, OD₆₀₀ 吸光值为常规 LB 培养基中培养时的 46%。菌株纯化后保存于 -20℃ 下。

石油污染土壤总石油烃 (TPH) 含量为 21 420 mg/kg, 总菌数 2.35×10^6 CFU/g, 石油烃降解菌 2.35×10^6 CFU/g, 碱解氮 (AN) 67.21 mg/kg, 速效磷 (AP) 31.26 mg/kg, 含水率 19.7%, pH 8.16, 含盐量 3 152 mg/kg。

1.2 试剂和仪器

四氯乙烯 (IR), 天津市科密欧化学试剂有限公

司;无机化学试剂均为分析纯,国药试剂有限公司。红外测油仪,青岛尚德环保 SN-OIL8C 型。

1.3 实验方法

1.3.1 实验设计及样品采集

石油污染土壤磨碎、过 100 目筛、混匀。添加 (NH₄)₂SO₄、KH₂PO₄ 调节土壤 C:N:P 比例为 100:5:1。实验在花盆中进行,分别称取 500 g 污染过筛土至每个花盆中,共 12 份。实验设 1 个 CK 对照组及 3 个添加不同量 NaCl 的处理组,分别为 CK (0.5 kg 土壤)、BA1 (0.5 kg 土壤+1% NaCl+肥料+菌)、BA2 (0.5 kg 土壤+2% NaCl+肥料+菌)、BA3 (0.5 kg 土壤+3% NaCl+肥料+菌)。每个组别设置 3 组重复。

NaCl 添加:先配制 20% (w/v) 的 NaCl 溶液,按照设计的 NaCl 浓度分别添加至不同处理组,充分搅拌均匀。

石油烃降解菌添加:取 100 μL 于 -20℃ 保存的菌株 *Staphylococcus* 2-24,接种于 5 mL 灭菌 LB 液体培养基,摇床 30℃、150 r/min 活化 12 h,转接 1 mL 活化的菌种至 100 mL 灭菌的液体 LB 培养基,培养 12 h。离心收集菌体,用无菌蒸馏水稀释至 10⁹ CFU/mL。添加实验土壤质量 1% (v/w) 的菌悬液至待修复土壤,充分搅拌均匀。

水分:CK 组及不同处理实验组补充水分至含水率 20%,每天测定水分含量,并补充水分保持含水率 20%。

取样:分别于实验的第 1 周、第 3 周、第 5 周取样,为减小操作误差,从每个取样周的第 1 天开始间隔 2 d 取样,每个取样周内取样 3 次,3 次样品的测定数据取平均值,作为当周的实验数据。菌群送样样品为每个取样周内 3 次取样的混合样品。

1.3.2 测试方法

细菌总数测定采用平板菌落技术法;石油烃降解菌菌数测定采用 MPN 的 5 管计数法^[14];采用红外光谱测定土壤中石油烃含量^[15];土壤微生物的 Illumina NovaSeq 测序及分析送北京诺禾致源科技股份有限公司进行。

2 结果与讨论

2.1 修复过程土壤中可培养微生物数量的变化

盐胁迫影响了土壤中可培养细菌总数变化见图 1,由于添加了外源菌及营养物质,第 1 周内 BA 各组微生物数量较高,为 10⁷ 左右,比 CK 组高 1 个数量级;第 3 周 BA 各组土壤总菌数较修复第 1 周

时均显著降低($p < 0.05$),细菌总数与 CK 组接近;第 5 周各处理组中的细菌总数下降至 CK 组以下,且下降幅度随盐度的增加而增大。高浓度的钠离子对普通微生物有毒害作用^[16],由于渗透压的急剧增加和微生物代谢的变化,高盐会导致细胞质壁分离而死亡^[17]。可溶性盐会降低疏水性有机物在水中的可溶性^[18],更多的有机化合物被吸附到固相基质(沉积物或土壤)中^[4]难以被利用。Riis 等^[19]的研究表明,随着盐度升高,普通微生物可利用碳源的数量和种类都相应减少。

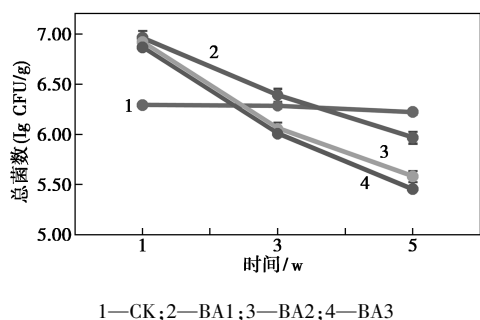


图 1 不同盐度处理条件下土壤中总菌数变化

2.2 修复过程中石油烃降解菌的变化

盐度对石油烃降解菌的总数影响较大(见图 2)。第 1 周,由于外源石油烃降解菌的添加,BA 各组石油烃降解菌接近 10^7 ,比 CK 组高 2 个数量级,且修复初期各盐度处理的石油烃降解菌数量比较稳定;第 3 周时 BA 各组处理土壤降解菌菌数均显著下降($p < 0.05$);第 5 周时降解菌数量下降速度加快,BA1、BA2、BA3 中的石油烃降解菌数分别降低至 4.6×10^3 、 2.4×10^3 、 1.2×10^3 CFU/g,比 CK 组低 1 个数量级。在整个修复阶段,CK 组中的石油烃降解菌数量比较稳定,维持在 4.5×10^4 CFU/g 左右。

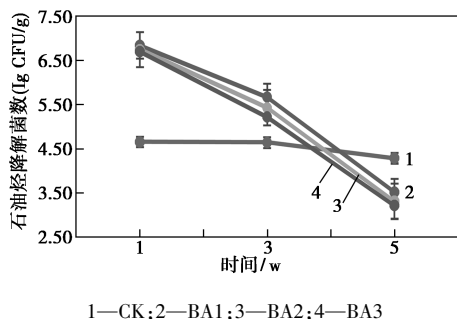


图 2 不同盐含量条件下油污土壤中石油烃降解菌数变化

2.3 修复过程中土壤石油烃降解率的变化

修复过程中土壤石油烃降解率如图 3 所示。第 1 周 BA1、BA2、BA3 石油烃快速降解,石油烃降解率

分别为 17.3%、13.55%、12.6%。实验周期内石油烃降解率持续上升,但修复后期石油烃降解率上升速率变缓,第 5 周时 BA1、BA2、BA3 的石油烃降解率分别为 27.04%、21.17%、19.39%。CK 组中石油烃降解率呈缓慢上升趋势。高盐会影响降解基因的转录表达,最终影响降解效率,Wang 等^[5]对嗜盐菌群在高盐环境下降解 PAHs 的研究也证明了降解代谢基因的转录水平随着盐度的增加而降低。

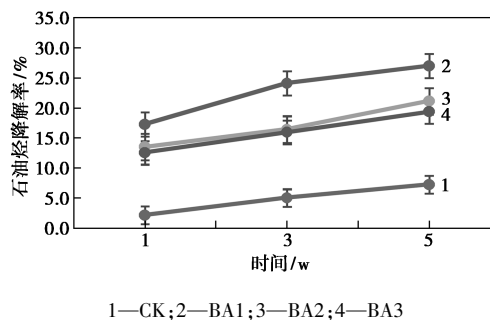


图 3 不同盐含量条件下土壤中石油烃降解率变化

2.4 土壤中微生物多样性变化

Alpha 多样性是针对单个样品内物种多样性进行分析,包含物种组成的丰度和均匀度两个因素。Chao1 指数可反映样品中群落的丰度,数值越大,表示物种种类越多。CK 组以及 BA 各组 OTUs 数量以及 Chao1 指数在实验周期内呈现 V 型变化趋势(表 1)。

表 1 不同处理土壤的微生物群落多样性

取样时间	样品编号	Shannon 指数	Chao1 指数
第 1 周	CK	6.81±0.18a	1647±371.84c
	BA1	5.54±0.80b	1636±459.69d
	BA2	5.93±0.98ab	1685±719.09b
	BA3	5.80±0.95ab	1725±421.27a
第 3 周	CK	6.18±0.40a	935±84.95d
	BA1	5.89±0.9b	958±111.98c
	BA2	5.41±1.28d	1112±184.95a
	BA3	5.52±1.22c	1014±155.72b
第 5 周	CK	6.73±0.17a	1550±329.61ab
	BA1	5.04±0.91b	1156±111.25a
	BA2	5.91±0.34ab	1557±242.9ab
	BA3	6.08±0.24a	1752±380.71a

注:不同小写字母表示同一时间点不同处理间的数据差异显著($p < 0.05$)。

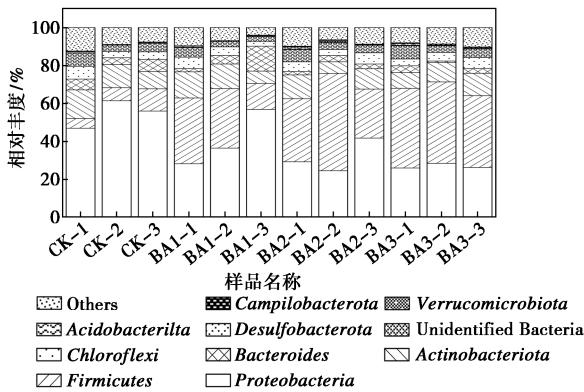
Shannon 指数可估算样本中微生物多样性,其数值越大,表示该样品中的物种多样性越高。3 个

不同盐度处理组的 Shannon 指数呈现初期较高、中期下降、后期上升的趋势,盐胁迫特别是石油烃的降解导致 Shannon 指数下降,后期石油烃降解优势菌的减少导致 Shannon 指数回升,修复后期 BA3 的 Shannon 指数大于 BA1。

初始的土壤样品中微生物长期适应该土壤环境,形成了一个物种丰度较高的稳定状态。人为扰动及调理刺激了石油烃降解相关微生物的快速繁殖,导致处理中期 OTUs 数量以及 Chao1 指数下降,修复后期石油烃降解菌数量下降,菌群逐渐恢复到新的稳定状态,物种丰度增加。

2.5 微生物群落门水平多样性变化

菌群门水平组成中(图 4),变形菌门(*Proteobacteria*)、厚壁菌门(*Firmicutes*)与放线菌门(*Actinobacteria*)是油污土壤中 3 种主要的优势菌门,平均相对丰度均超过 10%,分别为 $38.50\% \pm 13.07\%$ 、 $28.04\% \pm 14.68\%$ 、 $10.78\% \pm 2.72\%$;其次为绿弯菌门(*Chloroflexi*)、未定菌(*Unidentified*)、拟杆菌门(*Bacteroides*),平均相对丰度分别为 $4.59\% \pm 1.30\%$ 、 $4.53\% \pm 1.48\%$ 、 $4.12\% \pm 3.14\%$;而酸杆菌门(*Acidobacteria*)、脱硫杆菌门(*Desulfobacterota*)、疣微菌门(*Verrucomicrobiota*)、弯曲杆菌门(*Campilobacterota*)等相对丰度不到 1%。



注:样品名称中短横线后面的数字表示取样的时间(周数),后同。

图 4 不同处理的土壤中菌群门水平组成特征

盐度影响了菌群结构及优势菌的丰度。CK 组中变形菌门的相对丰度平均为 $54.78\% \pm 5.97\%$,随着盐度增加,变形菌门的相对丰度呈持续下降趋势,BA3 处理组中的相对丰度为 $33.08\% \pm 9.90\%$ 。变形菌门在低盐度条件下修复后期相对丰度上升,高盐条件下一直处于受抑制状态。CK 中厚壁菌门的相对丰度较低,为 $7.89\% \pm 2.79\%$,而在高盐处理组中相对丰度为 $34.76\% \pm 10.22\%$,且相对丰度随着

盐度的升高而升高。

NaCl 含量在 1%~3% 范围内,盐度对相对丰度较高的放线菌门、绿弯菌门、未定菌等影响不显著,2% 盐度以上对拟杆菌门的抑制作用明显。

2.6 微生物群落属水平多样性变化

如图 5 所示,CK 组中优势属为 KCM-B-112 (*Uncultured bacterium*),相对丰度为 22.28%,处理过程中呈缓慢上升趋势,其次为 *Nocardioideis*、*Lysobacter*、*Luteimonas*、*Staphylococcus*,相对丰度分别为 $4.74\% \pm 1.25\%$ 、 $4.71\% \pm 1.18\%$ 、 $3.87\% \pm 0.49\%$ 、 $2.34\% \pm 1.03\%$,其中 *Nocardioideis*、*Lysobacter*、*Luteimonas* 相对丰度在处理过程中呈下降趋势,*Staphylococcus* 相对丰度则缓慢上升。

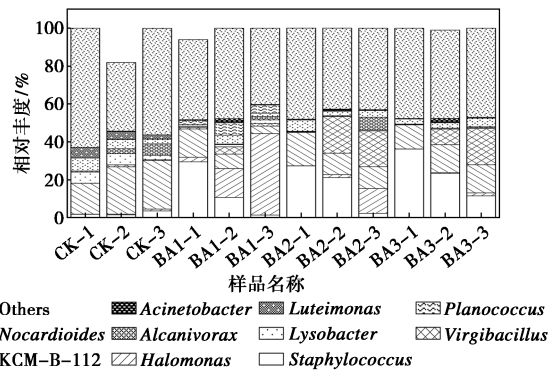


图 5 不同处理的土壤中菌群属水平组成特征

盐度对添加的外源石油烃降解菌 *Staphylococcus* 2-24 在土壤中的定殖能力影响较大。从图 5 中可以看出,处理初期 BA1-1、BA2-1、BA3-1 中添加的 *Staphylococcus* 相对丰度为 30% 以上,随着时间的推移相对丰度快速下降,该菌株在高盐环境中比低盐环境中更为稳定,处理后在盐度 3% 条件下相对丰度最高。

盐胁迫对菌群属水平平均丰度有较大影响,*Staphylococcus*、KCM-B-112、*Halomonas*、*Virgibacillus* 丰度较高,平均丰度分别为 $18.18\% \pm 4.32\%$ 、 $12.12\% \pm 2.71\%$ 、 $8.61\% \pm 1.82\%$ 、 $7.97\% \pm 1.29\%$,其他相对丰度大于 1% 的菌群属包括 *Alcanivorax*、*Nocardioideis*、*Planococcus*,平均相对丰度分别为 1.11%、3.26%、1.52%。

盐度对不同菌群属的相对丰度影响不同,1%~3% 盐度范围内,*Staphylococcus*、KCM-B-112 的相对丰度与盐度正相关,表明耐/嗜盐性较强;*Halomonas*、*Lysobacter* 与盐度负相关,*Halomonas* 在盐度 1% 时,平均丰度从最初的 2.46% 变为最后的 42.97%,成为绝对优势菌,而盐度 3% 时变化较小;

Virgibacillus 相对丰度随着盐度的升高先上升后下降,在高盐条件下随时间的延长相对丰度呈上升趋势;*Luteimonas* 在 CK 组中相对丰度显著高于其他处理组;*Planococcus* 在盐度 1% 时相对丰度显著高于其他处理组。

土壤受到石油污染后会形成具有降解石油烃能力的特定菌群^[20],随着石油烃的降解,残留在土壤中的石油烃组分发生改变,微生物为了适应底物谱的变化,优势菌群及群落结构也随之发生改变^[21],生物刺激及生物强化修复导致土壤理化、生物学指标的改变以及石油烃降解产物等相互作用都会对土壤的菌群结构产生交互影响。

为了进一步了解影响细菌群落结构及构建过程的环境因子与各组土壤样本细菌群落的关系,对土壤环境因子、微生物属水平相对丰度进行了冗余分析(RDA)。结合 Mantel 检验结果,土壤电导率(EC)与 AN、AP 为显著负相关关系,EC 与 pH、TPH 为显著正相关关系($p < 0.05$)。土壤特性,如养分、pH 对土壤微生物群落结构和多样性发挥着重要作用^[22]。本研究发现,盐度对细菌群落的影响最大。土壤细菌多样性改变了土壤阳离子交换容量,pH 等参数的变化驱动了细菌群落结构的变化,这在之前的研究中已得到证明^[23]。研究发现,土壤盐碱化程度与 AN、AP 含量呈负相关,土壤盐碱化程度越高土壤 AN、AP 含量越低,说明石油烃降解会消耗大量的土壤氮磷,导致土壤中营养物质减少。高盐对养分的利用率显著下降,所以在高盐条件下不利于土壤中微生物的繁殖及功能表达。*Nocardioideis*、*Staphylococcus*、*Virgibacillus*、KCM-B-112、*Bacillus* 与 EC、pH、THP 存在显著的正相关关系;*Halomonas*、*Dietzia* 与 EC、pH、THP 存在显著的负相关关系;*Nocardioideis*、*Staphylococcus*、*Virgibacillus* 与 TN 存在显著正相关关系。其中 *Nocardioideis*、*Staphylococcus*、KCM-B-112 为常见的石油烃降解菌属。通过 RDA 分析进一步证实了土壤盐度影响细菌的群落构建。

3 结论

随着盐度的升高(1%~3% NaCl),盐胁迫对石油污染土壤生物强化修复的生物学过程影响越来越明显,在微生物数量及菌群结构上均表现出显著差异,进而影响了生物学功能,导致修复效率降低,研究得到以下主要结论:

(1) 石油烃降解率、土壤中微生物总数、石油烃降解菌数量与盐度呈负相关。

(2) 生物强化修复过程中,细菌群落丰度及物种多样性先下降后上升。

(3) 菌群门水平组成上,变形菌门、厚壁菌门与放线菌门是油污土壤中主要的优势菌门,变形菌门相对丰度与盐度负相关,厚壁菌门与盐度正相关,高盐对拟杆菌门的抑制作用明显。

(4) 菌群属水平组成上,*Staphylococcus*、KCM-B-112、*Halomonas*、*Virgibacillus* 为优势属,*Staphylococcus*、KCM-B-112 相对丰度与盐度正相关,*Halomonas*、*Lysobacter* 与盐度负相关。

(5) 投加的菌株 *Staphylococcus* 2-24 在高盐环境中(3% NaCl)更为稳定,进行生物强化修复时应根据土壤的盐度等理化指标选择适宜的微生物。

参考文献

- [1] 王善仙, 图影, 向罗京. 石油污染盐碱土生物修复研究进展[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(10): 131-140.
- [2] Chen J, Wong M H, Wong Y S, et al. Multi-factors on biodegradation kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by *Sphingomonas* sp. a bacterial strain isolated from mangrove sediment[J]. Marine Pollution Bulletin, 2008, 57(6): 695-702.
- [3] Oliveira V, Gomes N C M, Almeida A, et al. Microbe-assisted phytoremediation of hydrocarbons in estuarine environments[J]. Microbial Ecology, 2015, 69(1): 1-12.
- [4] Dariush M T, Saeed M, Ali H. Effect of salinity on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) of heavy crude oil in soil[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, 82(2): 179-184.
- [5] Wang C, Huang Y, Zhang Z, et al. Salinity effect on the metabolic pathway and microbial function in phenanthrene degradation by a halophilic consortium[J]. AMB Express, 2018, 8(1): 1-13.
- [6] Santos H F, Carmo F L, Paes J E S, et al. Bioremediation of mangroves impacted by petroleum[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2011, 216(1-4): 329-350.
- [7] Suja F, Rahim F, Taha M R, et al. Effects of local microbial bioaugmentation and biostimulation on the bioremediation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in crude oil contaminated soil based on laboratory and field observations[J]. International Biodegradation & Biodegradation, 2014, 90: 115-122.
- [8] Bidja A M T, Li T, Shah M N, et al. Biodegradation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in highly contaminated soils by natural attenuation and bioaugmentation[J]. Chemosphere, 2019, 234: 864-874.
- [9] Robert L R, Richard W W, Kevin J M. Influence of salinity on bioremediation of oil in soil[J]. Environmental Pollution, 1995, 90(1): 127-130.
- [10] Mnif S, Chamka M, Sayadi S. Isolation and characterization of *Halomonas* sp. strain C2SS100, a hydrocarbon-degrading bacterium under hypersaline conditions[J]. Journal of Applied Microbiology, 2009, 107: 785-794.

(下转第 107 页)

- 2000,45;2363-2376.
- [3] Zhao J, Yang X D. Photocatalytic oxidation for indoor air purification: A literature review [J]. *Building and Environment*, 2003,38(5):645-654.
- [4] 赵娟,胡慧芳,曾亚萍,等.花状硫化铜级次纳米结构的制备及可见光催化活性研究[J].*物理学报*,2013,62(15):467-473.
- [5] 李宗宝,王霞,樊帅伟.Cu/N表面沉积共掺杂TiO₂光催化剂作用机理的理论研究[J].*物理学报*,2014,63(15):353-359.
- [6] Chen C, Ma W, Zhao J. Semiconductor-mediated photodegradation of pollutants under visible-light irradiation [J]. *Chemical Society Reviews*, 2010,39(11):4206-4219.
- [7] Behnajady M A, Modirshahla N, Hamzavi R. Kinetic study on photocatalytic degradation of CI acid yellow 23 by ZnO photocatalyst [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 133(1-3):226-232.
- [8] Domen K, Kondo J N, Hara M, et al. Photo- and mechano-catalytic overall water splitting reactions to form hydrogen and oxygen on heterogeneous catalysts [J]. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, 2000,73(6):1307-1331.
- [9] He X, Aizenberg M, Kuksenok O, et al. Synthetic homeostatic materials with chemo-mechano-chemical self-regulation [J]. *Nature*, 2012,487:214-218.
- [10] Hickenboth C R, Moore J S, White S R, et al. Biasing reaction pathways with mechanical force [J]. *Nature*, 2007,446:423-427.
- [11] Wang Z L, Song J. Piezoelectric nanogenerators based on zinc oxide nanowire arrays [J]. *Science*, 2006,312,242-246.
- [12] Lin J H, Tsao Y H, Wu M H, et al. Single- and few-layers MoS₂ nanocomposite as piezo-catalyst in dark and self-powered active sensor [J]. *Nano Energy*, 2017,31:575-581.
- [13] Lv W, Kong L, Lan S, et al. Enhancement effect in the piezoelectric degradation of organic pollutants by piezo-Fenton process [J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2017, 92(1):152-156.
- [14] Li J, Cai L, Shang J, et al. Giant enhancement of internal electric field boosting bulk charge separation for photocatalysis [J]. *Advanced Materials*, 2016,28(21):4059-4064.
- [15] Li H, Sang Y, Chang S, et al. Enhanced ferroelectric-nanocrystal-based hybrid photocatalysis by ultrasonic-wave-generated piezophototronic effect [J]. *Nano Letters*, 2015,15(4):2372-2379.
- [16] Xue X, Zang W, Deng P, et al. Piezo-potential enhanced photocatalytic degradation of organic dye using ZnO nanowires [J]. *Nano Energy*, 2015,13:414-422.
- [17] Zhang J, Wu Z, Jia Y, et al. Piezoelectric bimorph cantilever for vibration-producing-hydrogen [J]. *Sensors*, 2013,13(1):367-374.
- [18] Wu Z, Ma K, Cao Y, et al. Strong secondary piezoelectric effect in ferroelectric 0.7 Pb(Mg_{1/3}Nb_{2/3})O₃-0.3 PbTiO₃ crystal [J]. *Applied Physics Letters*, 2013,103(11):112904.
- [19] Wu J M, Chang W E, Chang Y T, et al. Piezo-catalytic effect on the enhancement of the ultra-high degradation activity in the dark by single- and few-layers MoS₂ nanoflowers [J]. *Advanced Materials*, 2016,28(19):3718-3725.
- [20] Yordanov S P, Carapanov C P, Ivanov I S, et al. Dielectric properties of the ferroelectric Bi₂Ti₃O₉ ceramics [J]. *Ferroelectrics*, 1998,209(1):541-552.
- [21] 夏傲,苗鸿雁,李永强.水热合成钛酸铋纳米粉体的研究[J].*电子元件与材料*,2005,24(11):16-18.
- [22] Bai Y, Zhao J, Lv Z, et al. Enhanced piezocatalytic performance of ZnO nanosheet microspheres by enriching the surface oxygen vacancies [J]. *Journal of Materials Science*, 2020, 55(29):14112-14124. ■
- (上接第102页)
- [11] 李晓东,高攀,焦飞,等.盐胁迫下水稻根系细菌群落多样性研究[J].*西南农业学报*,2021,34(5):971-976.
- [12] Zhang K, Shi Y, Cui X, et al. Salinity is a key determinant for soil microbial communities in a desert ecosystem [J]. *mSystems*, 2019,4(1):1-11.
- [13] Bhowmik A, Kukul S S, Saha D, et al. Potential indicators of soil health degradation in different land use-based ecosystems in the Shiwaliks of northwestern India [J]. *Sustainability*, 2019,11(14):1-17.
- [14] 程立娟,周启星.野生观赏植物长药八宝对石油烃污染土壤的修复研究[J].*环境科学学报*,2014,34(4):980-986.
- [15] 吴蔓莉,袁婧,李炜,等.石油污染土壤的微生物修复及土壤微生物活性变化[J].*应用与环境生物学报*,2016,22(5):878-883.
- [16] Bassin J P, Kleerebezem R, Muyzer G, et al. Effect of different salt adaptation strategies on the microbial diversity, activity, and settling of nitrifying sludge in sequencing batch reactors [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012,93(3):1281-1294.
- [17] Lefebvre O, Moletta R. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review [J]. *Water Research*, 2006,40(20):3671-3682.
- [18] Muhammad S, Müller T, Joergensen R G. Relationships between soil biological and other soil properties in saline and alkaline arable soils from the Pakistani Punjab [J]. *Journal of Arid Environments*, 2007,72(4):448-457.
- [19] Riis V, Kleinstuber S, Babel W. Influence of high salinities on the degradation of diesel fuel by bacterial consortia [J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 2003,49(11):713-721.
- [20] Tejeda-Agredano M C, Gallego S, Vila J, et al. Influence of the sunflower rhizosphere on the biodegradation of PAHs in soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013,57:830-840.
- [21] 李兴海,吕杰,马媛,等.石油污染土壤自然老化过程中微生物菌群及功能基因变化规律[J].*新疆大学学报(自然科学版)*, 2021,38(4):472-480.
- [22] Wei L, Ge T, Zhu Z K, et al. Paddy soils have a much higher microbial biomass content than upland soils: A review of the origin, mechanisms, and drivers [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2022,326:107798.
- [23] Zhao S, Liu J J, Banerjee S, et al. Soil pH is equally important as salinity in shaping bacterial communities in saline soils under halophytic vegetation [J]. *Scientific Reports*, 2018,8(1):1-11. ■