



我国主要河口沉积物中多环芳烃细菌降解及生物修复强化方式的研究进展

彭子淇¹, 罗宇同¹, 陆阳阳¹, 李可¹, 李文均^{1,2*}

1 中山大学生命科学学院, 广东 广州 510275

2 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海), 广东 珠海 519000

彭子淇, 罗宇同, 陆阳阳, 李可, 李文均. 我国主要河口沉积物中多环芳烃细菌降解及生物修复强化方式的研究进展. 微生物学报, 2022, 62(6): 2311–2327.

Peng Ziqi, Luo Yutong, Lu Yangyang, Li Ke, Li Wenjun. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of main estuaries in China by bacteria and the methods to enhance the degradation. *Acta Microbiologica Sinica*, 2022, 62(6): 2311–2327.

摘 要: 河口是海洋及陆地交互作用的集中地带, 其生态环境的健康状况对所在地区人类居住及社会经济的可持续发展十分重要。近年来, 河口城市的快速发展导致了大量的多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)在河口沉积物中积累, 持久地影响水生生态系统的健康, 其降解与转化逐渐成为近年来的研究热点。本文总结发现, 我国主要河口(珠江口、长江口、辽河口、海河口)沉积物中的 PAHs 降解菌主要分布于假单胞菌门、放线菌门及芽孢杆菌门, 其中克雷伯氏菌属、芽孢杆菌属及假单胞菌属报道较多。在河口沉积物中, PAHs 的细菌降解主要是通过低效率的厌氧降解途径。低氧、高盐度是 PAHs 细菌降解的不利条件, 温度与 pH 值的变化也为实地生物修复的应用效率带来了不确定性。表面活性剂、营养物与外源电子受体的添加以及共代谢作用均可促进沉积物细菌对 PAHs 的降解。目前多数研究以实验室规模开展, 而河口沉积物生境复杂, 建议未来针对河口沉积物的环境特点进行 PAHs 降解功能菌株种质资源的挖掘, 并根据实际情况灵活制定强化策略。本综述为进一步从我国主要河口沉积物中筛选 PAHs 高效降解菌及其利用提供了思路与参考。

关键词: 多环芳烃; 河口沉积物; 细菌降解; 影响因素; 强化方式

基金项目: 国家自然科学基金(31528001); 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海)创新团队建设项目(311021004, 311021006)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (31528001) and by the Innovation Group Project of Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Zhuhai) (311021004, 311021006)

*Corresponding author. Tel/Fax: +86-20-84111727; E-mail: liwenjun3@mail.sysu.edu.cn

Received: 14 April 2022; Revised: 16 May 2022; Published online: 23 May 2022

Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of main estuaries in China by bacteria and the methods to enhance the degradation

PENG Ziqi¹, LUO Yutong¹, LU Yangyang¹, LI Ke¹, LI Wenjun^{1,2*}

¹ School of Life Sciences, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, Guangdong, China

² Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Zhuhai), Zhuhai 519000, Guangdong, China

Abstract: Estuaries are the transition zones between land and sea, and the health of the ecosystem is essential to the surrounding residents and the sustainable economic development. In recent years, amid the rapid development of the cities nearby, a large number of the permanent polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) have accumulated in the sediments of estuaries, posing a threat to the health of the aquatic ecosystems. As a result, the degradation and transformation of PAHs have attracted the interest of scholars. According to previous studies, *Pseudomonadota*, *Actinobacteria*, and *Bacillota* dominate the PAHs-degrading bacteria in sediments of main estuaries (Pearl River Estuary, Yangtze River Estuary, Liaohe River Estuary, and Haihe River Estuary) in China, among which *Klebsiella*, *Bacillus*, and *Pseudomonas* have been frequently reported. Bacteria degrade PAHs in estuarine sediments mainly through the anaerobic pathway which is characterized by low efficiency. Low oxygen and high salinity in estuarine sediments are unfavorable for the bacterial degradation of PAHs, and the changeable temperature and pH result in uncertain efficiency of bioremediation. The addition of surfactants, nutrients, and exogenous electron receptors and the co-metabolism can promote the bacterial degradation of PAHs in sediments. At the moment, most studies have been carried out in laboratory, but the environmental conditions of estuarine sediments are complex. Therefore, it is suggested to screen PAHs-degrading strains according to the environmental characteristics of estuarine sediments in the future, and flexibly formulate strategies to enhance the degradation according to the actual situation. This review is expected to serve as a reference for further screening and utilization of indigenous PAHs-degrading bacteria in the sediments of major estuaries in China.




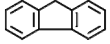

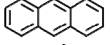


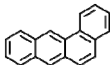
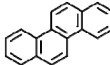

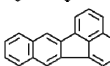
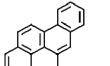
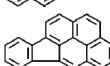
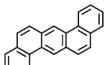

Keywords: PAHs; estuarine sediment; bacterial remediation; influencing factors; enhancement

河口通常指河流注入海洋的地方,属于陆海交汇带,在全球的生物地球化学循环过程起着十分重要的作用^[1]。此外,河口所在区域(如珠江口和长江口)通常人口密集、经济发达,河口的生态环境对所在地区人类居住与社会经济的可持续发展具有重要影响^[2-3]。近年来,随着沿岸地区工业化的快速发展,河口海岸带的环境污染问题日益突出^[4]。在众多污染物中,多环芳烃(PAHs)是一类含有2个或2个以上苯环的

持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs)^[5-6](表1),可通过多种来源引入河口环境,如石油污染、工业废水的排放、油轮泄露等^[7-9]。

PAHs具有致癌、致畸及致突变的“三致效应”,也能影响人体和动物的免疫系统及生殖系统^[10],对人类及环境的健康造成威胁。此外,PAHs具有半挥发性和高持久性,可在大气、底泥、土壤及江河湖海等地广泛存在和积累,正

表 1 美国国家环境保护局优先控制 16 种 PAHs 的分子结构及物理化学参数^[20]Table 1 Molecular structure and physicochemical properties of 16 prior controlled PAHs by United States Environmental Protection Agency^[20]

Name	Structure	M.W.	M.P./°C	B.P./°C	V _p /Pa	H	logK _{ow}	logK _{oc}
Naphthalene		128	80.3	218	1.1×10^{-1}	44.40	3.37	3.10
Acenaphthylene		152	90.0	280	8.9×10^{-1}	16.00	4.00	3.40
Acenaphthene		154	93.9	279	2.9×10^{-1}	29.20	3.92	3.66
Fluorene		166	115.0	295	8.0×10^{-2}	10.00	4.18	3.86
Phenanthrene		178	99.2	339	2.5×10^{-2}	4.78	4.57	4.15
Anthracene		178	215.0	340	1.1×10^{-3}	5.18	4.54	4.15
Fluoranthene		202	108.0	380	1.1×10^{-3}	1.74	5.22	4.58
Pyrene		202	150.0	399	5.5×10^{-4}	2.13	5.18	4.58
Benzo(a)anthracene		228	225.0	448	1.5×10^{-5}	0.45	5.91	5.30
Chrysene		228	159.0	437	6.1×10^{-7}	0.42	5.86	5.30
Benzo(b)fluoranthene		252	166.0	446	2.1×10^{-5}	0.17	5.80	5.74
Benzo(k)fluoranthene		252	217.0	480	1.3×10^{-7}	0.17	6.00	5.74
Benzo(a)pyrene		252	177.0	495	7.5×10^{-7}	0.20	6.04	6.74
Indeno(1,2,3-cd)pyrene		276	164.0	536	1.0×10^{-10}	0.07	6.50	6.52
Dibenz(a,h)anthracene		278	268.0	524	4.3×10^{-10}	0.04	6.75	6.20
Benzo(ghi)perylene		276	277.0	500	1.4×10^{-8}	0.09	6.50	6.20

M.W.: molecular weight; M.P.: melting point (°C); B.P.: boiling point (°C); V_p: vapour pressure (25 °C, Pa); H: Henry's law constant; K_{ow}: Octanol-water partition coefficient; K_{oc}: normal distribution coefficient.

逐渐成为一个全球性的环境问题^[4]。PAHs 具有高的辛醇-水分配系数(K_{ow})和疏水性,这使得它们能够附着在水生生态系统的有机细颗粒表面,并被沉积物吸收^[11-12]。陈成^[1]研究了我国东部沿海 13 个主要河口沉积物中的 PAHs 积累情况,浓度为 50.4–3 310.3 ng/g,与世界上其他河口相比,处于中度污染水平。这种沉积的 PAHs 可以释放到周围环境中,作为 PAHs 的次

要污染源^[13],从而持久地影响水质情况及水生生物的健康。

从被污染的河口沉积物中清除污染物对维持健康和可持续的生态系统至关重要,虽然在环境中可以通过挥发、化学氧化、光催化和植物富集修复等多种方法去除 PAHs,但微生物修复被认为是去除 PAHs 最有效、对环境最友好的方法之一^[14]。其中细菌具有丰富多样的酶系,

可以彻底矿化 PAHs, 在 PAHs 的微生物降解中起主导作用^[15-16]。对 PAHs 进行微生物修复的关键是筛选出适合当地生境的土著高效降解菌。研究表明, 与 PAHs 降解相关的优势细菌因环境生态位而异^[17]。如在寒冷的南极土壤环境中, 假单胞菌属细菌被认为是主要的 PAHs 降解菌^[18]; 而在受石油烃污染的墨西哥圣安东尼奥矿土中, 不动杆菌属的 PAHs 降解菌占主导地位^[19]。河口连接着上游的江河流域及下游的海洋, 有着独特的生境及生态位。因此, 对河口沉积物中 PAHs 降解菌的研究对恢复健康的河流生态系统具有十分重要的意义。

本文通过总结我国主要河口沉积物中常见的 PAHs 降解细菌类群、PAHs 细菌降解途径、影响 PAHs 细菌降解的环境因素以及促进 PAHs 细菌降解的强化方式, 综述了我国主要河口底泥中细菌对 PAHs 的降解潜力, 为河口底泥中 PAHs 降解细菌的种质资源挖掘和 PAHs 污染的原位修复提供科学依据和参考。

1 我国主要河口沉积物中 PAHs 降解功能细菌主要类群

已有研究报道了珠江口、长江口、辽河口及海河口沉积物中与 PAHs 降解有关的细菌类群, 这些研究可分为经分离培养得到的 PAHs 降解菌及扩增子与宏基因组分析揭示的潜在 PAHs 降解类群。

1.1 已分离培养的 PAHs 降解菌

高效降解菌株的筛选对于 PAHs 的生物修复具有重要意义。通过富集培养法寻找用于生物修复的微生物菌株是获取微生物资源的典型技术手段^[21]。目前已有许多研究在实验室建立了富集培养实验, 以 PAHs 为唯一碳源, 从河口底泥环境中筛选能够利用 PAHs 生存的菌株。

如 Wang 等^[22]从珠江河口沉积物中分离得到 111 株可耐受并降解芘-雌激素混合物的菌株, 主要隶属于假单胞菌(*Pseudomonadales*)、弧菌(*Vibrionales*)和红杆菌(*Rhodobacterales*) 3 个目, 并从 3 个目中分别选出 2 个代表性菌株测试其降解芘的能力, 结果显示, 这些代表性菌株都表现出良好的芘降解能力, 降解率为 31.98%–43.90%。陈星^[23]从长江河口沉积物中成功筛选到 34 株非降解高效菌, 主要分属于脂环酸芽孢杆菌属(*Alicyclobacillus*)、芽孢杆菌属(*Bacillus*)和克雷伯氏菌属(*Klebsiella*)等, 它们在 14 d 内对菲的降解率在 80%–93%之间, 平均为 88%。

本文收集了近年来报道的 36 株从长江口^[23]、珠江口^[24]及辽河口^[25]沉积物中分离得到的 PAHs 降解细菌, 它们来自 11 个属、8 个科、6 个目、4 个纲, 归属于假单胞菌门(*Pseudomonadota*)、芽孢杆菌门(*Bacillota*)和放线菌门(*Actinomycetota*) 3 个门。其中报道菌株数目最多的菌属为克雷伯氏菌属(*Klebsiella*) (表 2)。

1.2 扩增子测序和宏基因组学研究所潜在 PAHs 降解细菌

目前, 环境中大部分微生物无法利用纯培养手段在实验室条件下培养, 传统微生物学的技术手段使环境微生物的研究受到限制^[26-27]。随着高通量测序技术和生物信息学的快速发展, 宏基因组方法可以同时分析环境中大量 PAHs 降解相关基因 (PAH-degradation-related genes, PAHDGs), 克服 PCR 方法带来的偏见和局限性。研究者通过宏基因组的方法, 揭示了珠江河口沉积物中与 PAHs 降解相关细菌的群落组成^[28]。结果显示, 在珠江河口底泥中, 具有 PAHs 降解潜力的细菌分属 23 个门, 其中假单胞菌门(*Pseudomonadota*)所占比例最高(33.2%–35.9%)。

表 2 长江口、珠江口及辽河口沉积物中分离的 PAHs 降解菌^[23-25]Table 2 PAHs-degrading bacteria screened in Yangtze River Estuary, Pearl River Estuary and Liao River Estuary^[23-25]

Sources	Class	Name of Bacteria	NCBI number
Pearl River	<i>Alphaproteobacteria</i>	<i>Salipiger</i> sp. strain PrR002	MK411255
		<i>Salipiger</i> sp. strain PrR003	MK411256
		<i>Salipiger</i> sp. strain PrR004	MK411257
		<i>Salipiger</i> sp. strain PrR007	MK411260
		<i>Ruegeria</i> sp. strain PrR005	MK411258
		<i>Ruegeria</i> sp. strain PrR008	MK411261
		<i>Ruegeria</i> sp. strain PrR010	MK411263
		<i>Aliiroseovarius</i> sp. strain PrR006	MK411259
Liao River	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Acinetobacter</i> sp. hry-inp1	KM624588
		<i>Pseudomonas putida</i> strain PYR1	KP192770
Yangtze River		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain Apf-13	KT944734
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain DQ-6	KY022736
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain FNK1	MK156319
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain IITRCV03	KU726960
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain KSB1_7F-sc-2280268	CP031814
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain LS359	CP025630
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain QLR2-3	MG859653
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain QS17-0161	NZ_CP024458
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain ZB20	MF767585
		<i>Klebsiella pneumoniae</i> strain ZG19	MG859655
		<i>Klebsiella quasipneumoniae</i> strain NCTC11357	LR134196
		<i>Klebsiella</i> sp. LD2	KP091756
		<i>Klebsiella</i> sp. ssnkbit	KU647674
		<i>Klebsiella</i> sp. strain VITAJ23	KX770742
		<i>Klebsiella</i> sp. TG-1	HM585430
		<i>Klebsiella</i> sp. WR-20	KC455408
		<i>Klebsiella variicola</i> strain RCB1013	KT261225
		<i>Klebsiella variicola</i> strain YD8	KY887765
		<i>Enterobacter cloacae</i> strain VITPMSJ4	MH101512
		<i>Enterobacter</i> sp. NII-14	FJ897480
		<i>Proteus</i> sp. strain InS-001	KY964243
		<i>Pseudomonas</i> sp. strain FA1-72'	KY476183
	<i>Actinomycetia</i>	<i>Microbacterium</i> sp. JCM 28711	LC133742
	<i>Bacilli</i>	<i>Microbacterium</i> sp. strain Actino-49	MH671545
		<i>Alicyclobacillus</i> sp. BS-7	KC893643
		<i>Weizmannia ginsengihumi</i> strain Gsoil 114	NR_041378

Liu^[29]等调查了长江河口的 PAHs 降解者,它们分属 46 个属,主要为丛毛单胞菌(*Comamonadaceae_*unclassified)、假单胞菌(*Pseudomonas*)、黄杆菌(*Flavobacterium*)、黄单胞菌(*Xanthomonadales_*uncultured)、产碱杆菌(*Alcaligenaceae_*uncultured)及芽孢杆菌(*Bacillus*)。Wang^[30]等采用典范对应分析(canonical correspondence analysis, CCA)的方法研究了 PAHs 胁迫对海河口沉积物中细菌群落的影响,结果显示,包括假单胞菌门(*Pseudomonadota*)、拟杆菌门(*Bacteroidota*)、绿弯菌门(*Chloroflexota*)、浮霉菌门(*Planctomycetota*)、酸杆菌门(*Acidobacteriota*)及硝化螺旋菌门(*Nitrospirota*)在内的优势门的丰度对 9 种 PAHs (蔡、菲、芴、芘、苊、苯并(a)蒽、茚苯(1,2,3-cd)芘、苊烯、荧蒽)有显著响应。免培养方法与纯培养方法所得结果大致相同,我国主要河口沉积物中的 PAHs 降解者集中分布于假单胞菌门、放线菌门及芽孢杆菌门 3 个门,其中克雷伯氏菌属(*Klebsiella*)、芽孢杆菌属(*Bacillus*)及假单胞菌属(*Pseudomonas*)报道较多,可考虑更多地在这类群中进行 PAHs 降解菌的筛选。此外,值得注意的是,免培养方法揭示的降解菌种类更多,这暗示了河口沉积物中仍有许多 PAHs 降解菌资源未被挖掘与利用,未来可参考现有纯培养菌株的特性优化培养基配方,以求分离

到更多 PAHs 高效降解者。

2 PAHs 细菌降解途径

细菌降解 PAHs 的作用机制依据过程中是否需要氧气可分为好氧降解和厌氧降解 2 种。其中,好氧降解是主要的 PAHs 降解途径^[31]。

2.1 好氧降解

细菌的好氧降解过程依赖单加氧酶及双加氧酶基因^[32],这些基因被统称为环羟基化双加氧酶 α 亚基(RHD α),包括 *nidA*、*pdoA* (革兰氏阳性菌),以及 *nahAc*、*nagAc*、*phnAc* (革兰氏阴性菌)^[32-33]。它们在 PAHs 降解菌中广泛存在,因此常被用作 PAHs 降解细菌筛选的目的基因^[34],且常被用于评估水、土壤及沉积物中 PAHs 的降解潜力^[35]。细菌降解 PAHs 的需氧作用机制已有许多学者提出^[36-37],如图 1 所示,细菌好氧降解 PAHs 一般按羟基化双加氧、脱氢以及开环双加氧的步骤进行。羟基化双加氧酶为 PAHs 引入氧分子,产生顺式(cis-)二氢二醇,顺式二氢二醇通过脱氢、开环步骤继续被代谢降解。此外,某些细菌可通过细胞色素 P450 单加氧酶途径降解 PAHs,先使 PAHs 形成反式(trans-)二氢二醇,再使其脱氢形成 PAHs 二醇,随后 PAHs 二醇可以直接被矿化,也可以通过形成复合物的方式进入解毒途径。

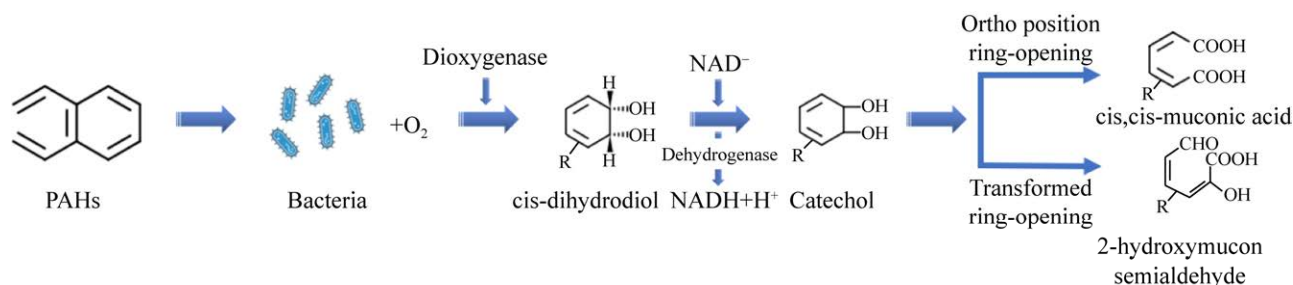


图 1 细菌降解 PAHs 的双加氧作用机制(改自文献[31])

Figure 1 Bacterial degradation of PAHs with dioxxygenation mechanism (adapted from Lyu et al.^[31]).

2.2 厌氧降解

在缺氧或无氧条件下, PAHs 的细菌降解主要由一系列厌氧生物如光养细菌、铁还原菌、锰还原菌、硫酸盐还原菌、硝酸盐还原菌及产甲烷菌群完成, 它们通过利用三价铁(Fe^{3+})、硫酸盐(SO_4^{2-})、硝酸盐(NO_3^-)及高价锰为电子受体进行呼吸作用, 从而将 PAHs 氧化为低分子量物质^[38-41]。目前国内外关于 PAHs 的厌氧代谢机制的研究仍处于起步阶段, 仅有萘降解途径的研究较为透彻^[42]。在硫酸盐还原条件下, 萘的 2 号碳位置被加上羧基或甲基, 随后反应被激活, 生成中间产物 2-萘酰辅酶 A, 苯环经加氢、水合、脱氢等多步反应后被打开, 最后逐渐变为容易被厌氧细菌利用的结构^[43]。相比之下, 厌氧条件下 PAHs 降解产能更少, 微生物活性更低, 降解效率更低, 因此以往许多研究重点关注 PAHs 的好氧降解途径。但在许多厌氧环境(如土壤亚表层及河口沉积物)中也存在 PAHs 的积累现象, 为了更好地对这些地区进行 PAHs 的微生物修复, 需要对 PAHs 的厌氧降解途径进一步探索及阐明。

3 河口沉积物中 PAHs 细菌降解的环境影响因素

细菌为单细胞生物, 对环境变化的敏感程度较高, 环境条件的改变容易导致 PAHs 细菌降解效率的改变。河口沉积物中的 PAHs 细菌修复可受到氧气浓度、温度、pH 值及盐浓度的影响。

3.1 氧气含量影响细菌降解 PAHs 途径

研究表明, 沉积物内环境通常是处于缺氧状态的^[44], 其中的细菌主要依靠厌氧呼吸进行代谢^[45]。因此, 在河口底泥中, PAHs 的降解主要是通过细菌的厌氧降解途径, 但在该过程中, 氧通过水合作用进入 PAHs, 在热力学上是十分

不利的^[31], 这使得 PAHs 的细菌降解受到限制。Boyd 等^[46]研究指出, 当河口底泥的溶解氧高于 70% 时, PAHs 的降解率呈指数型增长, 而当河口底泥的溶解氧低于 40% 时, PAHs 的降解受到了明显的抑制。

3.2 温度及 pH 值影响 PAHs 降解酶活性

许多研究从受污染的底泥中分离得到 PAHs 高效降解菌, 并在实验室中进行了一系列代谢实验。结果显示, 温度与 pH 值可显著影响 PAHs 降解菌的降解效率, 其中的机制可能是细菌中 PAHs 降解酶的活性受温度与 pH 值的影响。Wang 等^[47]研究发现, 培养 168 h 后, *Ochrobactrum* sp. MB-2 在 25 °C 时对萘的降解率达到最大值(42.8%), 而当温度为 10 °C 和 35 °C 时, 在相同时间内的降解率分别降至 11.31% 和 19.01%。而 Kim 等^[48]比较了典型 PAHs 降解菌 *Mycobacterium banbaalenii* PYR-1 在 pH 6.5 与 pH 7.5 两种条件下对菲和芘的降解效率。研究发现, pH 6.5 时的菲与芘降解速率均约为 pH 7.5 时的 4 倍。在河口环境, 气候和季节的变化对温度及 pH 值会产生一定的影响, 不同位置的沉积物也会有着不同的温度与 pH 值条件。因此, 在实际试图采用生物强化技术(bioaugmentation)对河口底泥中的 PAHs 进行修复时, 应综合考虑环境条件与菌株自身最适降解条件是否契合。

3.3 盐度影响 PAHs 溶解度及 PAHs 降解菌的生长

在河口处海水与河流淡水交汇发生分层现象: 海水含盐密度大而重, 河水较轻, 海水会靠近底部灌入河道, 使得河口底层盐度较大^[49-51]。研究发现, 在高盐环境中 PAHs 的溶解性极差, 更容易富集于泥土中, 不利于 PAHs 降解菌的利用。此外, 盐胁迫会导致普通的 PAHs 降解菌发生脱水、相关酶失活等现象, 最终导致

PAHs 降解效率较低^[52]。已有许多学者尝试分离出可降解 PAHs 的嗜盐细菌, 它们都具有不错的降解效率, 如 AruLazhagan^[53]分离到一株可在 3% NaCl 盐浓度下降解 PAHs 的中度嗜盐菌株, 该菌株在 4 d 内对 PAHs 的降解率可达 95%。

在河口沉积物中采取细菌修复的方法治理 PAHs 污染具有一定挑战性, 其中低氧、高盐的环境条件抑制了细菌对 PAHs 的降解, pH 值与温度的变化也为实地生物修复的运用带来了不确定性。对此, 需要考虑开发和应用相应的生物修复强化方式。

4 可用于促进沉积物中 PAHs 细菌降解的强化方式

目前研究者们已探索出许多能有效提高 PAHs 降解效率的方式^[54-57], 其中最受关注的有添加表面活性剂、添加营养物质、添加外源电子受体及共代谢作用(菌-菌共代谢及底物共代谢)等。

4.1 表面活性剂增溶以促进细菌降解 PAHs

细菌的细胞膜通常表现为亲水性, 而 PAHs 具有强疏水性, 难溶于水, 致使细菌降解 PAHs 的效率受到限制。表面活性剂是一种同时具有

疏水和亲水基团的两亲性物质^[58], 其能提高疏水性有机化合物的溶解度^[59-60], 使得细菌更好地接触并利用 PAHs, 从而提高降解的效率^[61-62]。对于粘附在沉积物上的 PAHs, 提高其表观溶解度对生物降解十分必要。目前, 细菌降解 PAHs 过程中涉及的表面活性剂主要可分为化学表面活性剂和生物表面活性剂 2 类^[63]。

4.1.1 表面活性剂影响 PAHs 生物降解的原理

表面活性剂对 PAHs 生物可利用性的增强主要通过以下两种途径实现。

(1) 增溶作用(图 2A): 表面活性剂单体开始聚集形成胶束的表面活性剂质量浓度称为临界胶束质量浓度(critical micelle concentration, CMC), 环境水相中表面活性剂含量低于 CMC 时, 表面活性剂单体可以使污染物分子脱离其吸附的颗粒表面; 含量高于 CMC 时, 表面活性剂会形成胶束包裹 PAHs, 从而增大其表观溶解度^[64]。

(2) 增加 PAHs 与细胞间的传递量(图 2B): 细胞表面的疏水性影响细胞与污染物接触的程度, 从而影响细胞对污染物的摄取, 表面活性剂与磷脂分子结构相似, 可以通过结合在细胞膜上改变细胞的疏水性, 从而增加 PAHs 与细胞间的传递量^[64]。

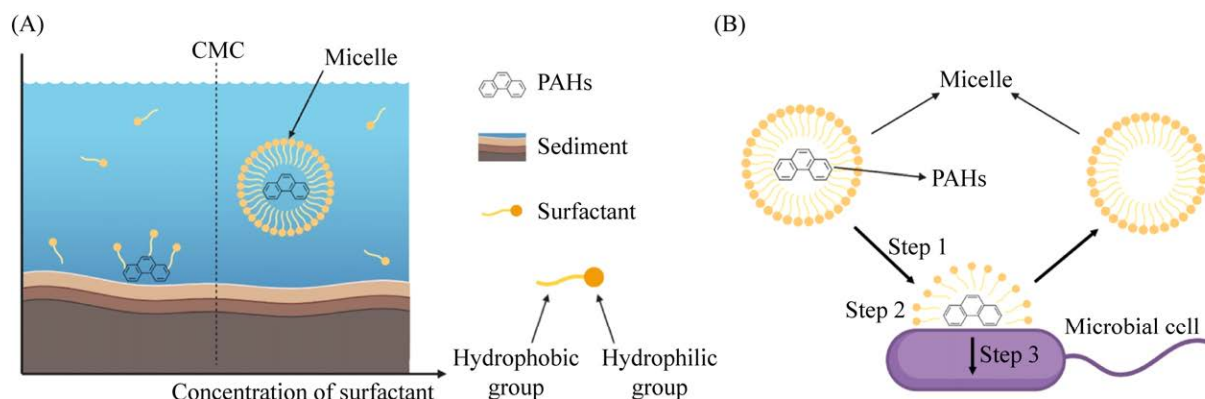


图 2 表面活性剂增溶 PAHs (A) 及表面活性剂胶束中 PAHs 向细菌细胞的传质过程(B) (改编自文献^[63])
Figure 2 Surfactant solubilization of PAHs (A) and mass transfer of PAHs in surfactant micelles to microbial cells (B) (adapted from Xiao *et al.*^[63]).

4.1.2 化学表面活性剂

近年来, 研究者们发掘出许多化学表面活性剂, 并尝试用于提高 PAHs 的溶解度及降解率^[65]。常见的有 Triton X-100^[54,66-67]、Tween-80^[68-69]、Tween-20^[70]及十二烷基硫酸钠(sodium dodecyl sulfate, SDS)^[71]等。曾有许多研究往沉积物中加入化学表面活性剂, 取得了不错的成效。高亚洁^[72]向采集来的表层沉积物中加入 TW-80, 结果显示, 在一定浓度范围内, TW-80 可促进底泥中土著微生物对 4 种 PAHs (菲、蒽、荧蒽、芘)的降解。Cuny 等^[73]探究了 Tween-80 对由海底沉积物分离出的菌株 *Sphingomonas* sp. 2MPII 降解菲效率的影响, 结果显示, Tween-80 可显著提高菲的溶解度, 进而提高该菌株的降解效率。

4.1.3 生物表面活性剂

目前在生物降解方面化学表面活性剂的使用较为广泛, 但其具有难被降解、易造成二次污染、可能毒害环境中微生物等缺点^[74], 而生物表面活性剂与之相比, 除了具有增溶、稳定乳化液、降低表面张力等一般特性以外, 还具有清洁高效, 安全低毒等优点, 因此逐渐成为研究热点^[75-76]。常用的生物表面活性剂有鼠李糖脂、皂角苷、槐糖脂和肽脂等, 其中使用最多、研究最广泛的为鼠李糖脂^[77]。Kim 等^[78]从原油污染海域沉积物中分离出法式红球菌 (*Rhodococcus fascians*), 其产生的鼠李糖脂使蒽增溶了 66%。Li 等^[79]研究表明, 当向体系添加 0.56 g/L 的鼠李糖脂振荡 48 h 后, 蒽、菲、芘的溶解度分别提高了 129%、131%和 372%。

相比之下, 生物表面活性剂更加清洁, 避免了二次污染问题。但生物表面活性剂效果不太稳定, 部分研究发现当往培养体系中添加生物表面活性剂后, PAHs 的细菌降解反而受到抑制^[80-81]。因此, 在实际应用中, 可以综合考虑

菌株自身情况及污染地环境状况选择合适的表面活性剂。

4.2 营养物的添加促进功能细菌生长以提高 PAHs 降解效率

海洋环境中碳源、氮和磷等营养物往往会成为微生物生长的限制因素, 因此营养物的添加往往可以促进细菌的生长, 从而提高 PAHs 的降解率^[82]。郑天凌等^[83]探究了泉州湾海域表层沉积物对 PAHs 的降解潜力, 分析发现, 碳源的添加在一定程度上提高了土壤的呼吸活性。Kim 等^[84]研究了乳酸盐的添加对 PAHs 降解速率的影响, 结果显示, 添加乳酸盐作为碳源后, PAHs 的降解速率提高了 4-8 倍, 同时底泥中原始细菌群落和多样性也发生了变化, 与 PAHs 降解菌 *Methanosarcina* 相似的菌株大量增加。Li 等^[85]研究发现, 同时添加浓度为 1% 的奥绿肥(osmocote)和 0.1% 的壳聚糖(chitosan)作为营养补充剂后, 沉积物中的芘降解效率大大提高, 在 63 d 内可降解 98.2%。

4.3 外源电子受体的添加加速 PAHs 厌氧降解途径

沉积物长期处于缺氧或厌氧的环境, 其中主要进行的 PAHs 降解途径为厌氧代谢途径, 如前所述, 该过程主要由不同的厌氧细菌通过一系列氧化还原反应, 还原高价电子受体、氧化 PAHs 而完成。研究发现, 添加 Fe^{3+} 、 NO_3^- 、 HCO_3^- 及 SO_4^{2-} 等电子受体可显著促进厌氧条件下细菌对蒽、蒽、菲、芘等 2-4 环 PAHs 的降解^[86-90]。

4.4 细菌降解 PAHs 过程中的共代谢作用

环境中的 PAHs 主要有以下 3 个特点: (1) 在环境中主要以混合物的形式存在; (2) 具有复杂的结构; (3) 具有疏水性和生物毒性。这些因素限制了环境中微生物对 PAHs 的降解, 研究表明, 单种微生物的矿化作用难以使环境中的

PAHs 混合物完全降解, 在环境中, PAHs 的降解主要以多种微生物(细菌、真菌及部分藻类)的共代谢途径进行。可降解 PAHs 微生物之间的混合应用可显著提高 PAHs 降解速率^[91-94]; 此外, 部分研究表明待分解的 PAHs 的种类和含量分配对微生物降解 PAHs 的效率也有较大影响^[95-96]。

4.4.1 PAHs 降解过程中不同细菌菌群的协同作用

细菌在 PAHs 的生物修复中发挥着主导作用, 如前所述, 细菌对 PAHs 的降解主要依靠在有氧条件下产生的双加氧酶进行, 不同细菌控制的双加氧酶基因有所差别, 不同细菌在共培养过程中会相互影响, 通过促进 PAHs 降解酶系的分泌进一步影响 PAHs 的降解情况^[16]。已有许多研究探究了不同细菌间协同作用对 PAHs 降解效率的影响。如顾玲峰^[97]从瓯江岸沉积物中分离到芽孢杆菌属的 2 株茈降解优势菌(W1 和 W2)。在六价铬的胁迫下, 2 株茈降解菌对茈的降解能力受到明显抑制, 培养 7 d 后, W1 和 W2 分别仅能去除 22% 及 6.7% 的茈; 而将这 2 株菌混合后对茈的去除效率显著增加, 7 d 内能去除 56.6% 的茈。

4.4.2 PAHs 降解过程中细菌与真菌的协同作用

研究发现, 细菌善于利用低分子量(low molecular weight, LMW) PAHs 作为能量来源^[98-99], 但多数细菌难以利用高分子量(high molecular weight, HMW) PAHs^[16]; 真菌虽然无法完全矿化 PAHs, 但其具有酶优势及多样的降解途径, 可以更好地分解 HMW-PAHs^[100]。真菌和细菌二者结合可以显著提高 HMW-PAHs 的降解效率。如有研究发现, 采用真菌-细菌共培养可有效去除屈、苯丙(a)蒎、二苯并(a,h)蒎和苯丙(a)茈等, 其中苯丙(a)茈降解率高达 53%^[101]。

4.4.3 PAHs 降解过程中的底物协同作用

一些研究表明底物的相互作用会影响 PAHs 的生物降解。Ortiz 等^[102]在非降解体系中添加甲苯作为另一种底物, 结果菲被迅速降解。这可能是由于甲苯诱导了特定酶参与目标基质菲的矿化。此外, 研究发现, 在 HMW-PAHs 中加入 LMW-PAHs 可以促进 HMW-PAHs 的降解。如 *Burkholderia cepacia* 2A-12 不可降解茈, 但在补充辅助底物萘后, 却可降解^[103]。

5 总结与展望

随着河口两岸城市的快速发展, 大量的 PAHs 在河口沉积物中积累, 成为河流水体环境的持续污染内源, 对人类健康及社会经济的可持续发展造成潜在威胁。近年来, 细菌修复被认为是一种从污染地清除 PAHs 的有效方式而受到广泛关注, 已有许多研究从 PAHs 降解细菌主要功能类群、降解途径、影响因素及强化方式等方面揭示了 PAHs 细菌降解应用前景。基于此, 本文总结了近年来有关我国主要河口沉积物中细菌降解的研究, 旨在为该区域的 PAHs 生物修复提供思路与参考。珠江口、长江口、辽河口及海河口的 PAHs 降解菌主要分布于假单胞菌门、芽孢杆菌门及放线菌门, 因此, 在进行种质资源挖掘时, 可以更多地关注这几个门类。在河口沉积物中, 低氧、温度及 pH 的变化、高盐度均影响了 PAHs 的细菌降解效率, 在对污染地进行原位修复时, 建议综合考虑筛选菌株与污染地生境的契合情况, 并针对实际情况采取相应的强化方式。如可往底泥中添加外源电子受体促进其中细菌的厌氧降解途径, 添加表面活性剂增溶及筛选出嗜盐 PAHs 降解菌来应对沉积物的高盐度生境。此外, 为了更好地对我国河口底泥积累的 PAHs 进行生物修复, 需要对以下问题进行进一步探索。

(1) 对 PAHs 进行生物修复的关键是要筛选出 PAHs 高效降解菌, 但目前研究多数集中在焦化厂和石油炼油厂等高污染地区筛选 PAHs 降解菌, 而在河口底泥中筛选 PAHs 降解菌的报道较少。虽然从高污染地区筛选的高效降解菌常常具有十分优越的 PAHs 耐受程度和降解效率, 但其可能不是河口底泥中的优势类群, 其在实际运用中的竞争性和有效性可能与实验室的研究结果脱离。环境胁迫因子(温度、pH 值、营养物质、盐度、氧气)以及土著微生物种群竞争现象等均可对外源菌的修复功能构成挑战。河口沉积物有着独特的生境, 孕育着独特多样的微生物群落, 考虑从河口底泥中筛选具有 PAHs 降解能力的土著菌, 可更有效并持久地对该区域积累的 PAHs 进行生物修复。

(2) 虽然已有许多研究发现构建 PAHs 降解菌菌群可以提高 PAHs 的降解效率, 但其中的机制仍不是特别清楚, 只停留在“现象”层面。也有研究发现当将 2 株 PAHs 高效降解菌混合培养时, PAHs 的降解反而受到抑制。为了更好地运用 PAHs 降解过程中的协同效应, 需要对共代谢机制进一步阐明。

(3) 目前对我国河口 PAHs 的研究较少, 主要集中在珠江口及长江口, 而对黄河口、淮河等其他河口的细菌降解研究缺少, 建议进一步补充对这些河口沉积物中 PAHs 细菌降解方面的研究。

(4) 目前针对 PAHs 细菌降解的研究主要在实验室规模开展, 而对河口沉积物的原位修复研究比较缺乏。考虑到该生境低氧、高盐且处于水环境中的特点, 未来可试图划分试验区域, 构建适合当地环境条件的嗜盐 PAHs 高效降解菌群, 使用微生物固定化技术获得相应菌剂, 根据实际情况投放特定菌剂, 辅以添加生物刺激剂(表面活性剂、外源电子受体、营养物

质等), 并定时观测试验区的生物修复情况, 灵活地调整强化策略。

致谢

特别感谢中山大学生命科学学院王攀登博士和李佳岭博士在本文撰写过程中所提供的帮助!

参考文献

- [1] 陈成. 南非 Knysna 和中国主要河口沉积物中多环芳烃及降解菌赋存特征及影响因素研究. 华东师范大学硕士学位论文, 2021.
- [2] 戴志军, 任杰, 周作付. 河口定义及分类研究的进展. 台湾海峡, 2000, 19(2): 254–260.
Dai ZJ, Ren J, Zhou ZF. Research advance in definition and classification of estuaries. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2000, 19(2): 254–260. (in Chinese)
- [3] 李佳岭, 牟晓真, 李文均. 珠江河口的浮游细菌生态学研究进展. 微生物学报, 2018, 58(4): 598–607.
Li JL, Mou XZ, Li WJ. Advances in ecological research of Pearl River Estuarine bacterioplankton. *Acta Microbiologica Sinica*, 2018, 58(4): 598–607. (in Chinese)
- [4] 刘贝贝, 陈歆, 彭黎旭. 河口海岸沉积物中多环芳烃的环境行为研究. 热带作物学报, 2013, 34(10): 2069–2074.
Liu BB, Chen X, Peng LX. Environmental behaviors of polycyclic aromatic hydrocarbons in estuary and coastal sediment. *Chinese Journal of Tropical Crops*, 2013, 34(10): 2069–2074. (in Chinese)
- [5] 马丹, 王永刚, 陈吉祥, 杨智, 孙尚琛, 李文新. 1 株高效菲降解不动杆菌的筛选、鉴定及性能研究. 微生物学杂志, 2018, 38(6): 15–23.
Ma D, Wang YG, Chen JX, Yang Z, Sun SC, Li WX. Isolation, identification and performances of a high-efficient phenanthrene-degrading strain of *Acinetobacter* sp.. *Journal of Microbiology*, 2018, 38(6): 15–23. (in Chinese)
- [6] 徐胜, 王慧, 陈玮, 何兴元, 苏道岩, 李波, 李梅. 土壤中多环芳烃污染对植物生理生态的影响. 应用生态学报, 2013, 24(5): 1284–1290.
Xu S, Wang H, Chen W, He XY, Su DY, Li B, Li M. Effects of soil PAHs pollution on plant ecophysiology. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(5): 1284–1290. (in Chinese)
- [7] Chen CW, Chen CF. Distribution, origin, and potential toxicological significance of polycyclic aromatic

- hydrocarbons (PAHs) in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 63(5-12): 417-423.
- [8] 韩玲, 高照琴, 白军红, 温晓君, 张光亮, 王伟. 城市化背景下珠江三角洲典型湿地土壤多环芳烃 (PAHs) 的含量、来源与污染风险评价. *农业环境科学学报*, 2019, 38(3): 609-617.
- Han L, Gao ZQ, Bai JH, Wen XJ, Zhang GL, Wang W. PAHs in surface wetland soils of the Pearl River Delta affected by urbanization: levels, sources, and toxic risks. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(3): 609-617. (in Chinese)
- [9] 田蕴. 海洋环境中多环芳烃污染的微生物修复作用研究. 厦门大学博士学位论文, 2002.
- [10] Menzie CA, Potocki BB, Santodonato J. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environmental Science & Technology*, 1992, 26(7): 1278-1284.
- [11] Bouloubassi I, Méjanelle L, Pete R, Fillaux J, Lorre A, Point V. PAH transport by sinking particles in the open Mediterranean Sea: a 1 year sediment trap study. *Marine Pollution Bulletin*, 2006, 52(5): 560-571.
- [12] Kumar A, Schimmelmänn A, Sauer PE, Brassell SC. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in laminated Santa Barbara Basin sediments. *Organic Geochemistry*, 2017, 113: 303-314.
- [13] Blair NE, Aller RC. The fate of terrestrial organic carbon in the marine environment. *Annual Review of Marine Science*, 2012, 4: 401-423.
- [14] Muangchinda C, Rungsihiranrut A, Prombutara P, Soonglerdsongpha S, Pinyakong O. 16S metagenomic analysis reveals adaptability of a mixed-PAH-degrading consortium isolated from crude oil-contaminated seawater to changing environmental conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 357: 119-127.
- [15] Kanaly RA, Harayama S. Advances in the field of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation by bacteria. *Microbial Biotechnology*, 2010, 3(2): 136-164.
- [16] 鲁麒, 魏香婷, 姚菁华, 肖雷. 微生物共培养降解多环芳烃研究进展. *现代化工*, 2021, 41(6): 46-50, 54.
- Lu Q, Wei XT, Yao JH, Xiao L. Research progress on polycyclic aromatic hydrocarbons degradation by microbial co-culture. *Modern Chemical Industry*, 2021, 41(6): 46-50, 54. (in Chinese)
- [17] Yang SZ, Wen X, Shi YL, Liebner S, Jin HJ, Perfumo A. Hydrocarbon degraders establish at the costs of microbial richness, abundance and keystone taxa after crude oil contamination in permafrost environments. *Scientific Reports*, 2016, 6: 37473.
- [18] Ma YF, Wang L, Shao ZZ. *Pseudomonas*, the dominant polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria isolated from Antarctic soils and the role of large plasmids in horizontal gene transfer. *Environmental Microbiology*, 2006, 8(3): 455-465.
- [19] Cueva SC, Rodriguez CH, Cruz NOS, Contreras JAR, Miranda JL. Changes in bacterial populations during bioremediation of soil contaminated with petroleum hydrocarbons. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2016, 227(3): 1-12.
- [20] 孙旭. 渤海水体和沉积物中多环芳烃的时空分布及来源研究. 中国科学院大学(中国科学院烟台海岸带研究所)硕士学位论文, 2021.
- [21] 滕庭庭, 梁继东. PAHs 降解功能菌的识别与生物强化修复 PAHs 污染土壤研究进展. *应用技术学报*, 2022, 22(1): 16-26.
- Teng TT, Liang JD. Research progress on identification of PAHs-degrading bacteria and bioremediation of PAHs-contaminated soil. *Journal of Technology*, 2022, 22(1): 16-26. (in Chinese)
- [22] Wang H, Zhang SF, Pratush A, Ye XY, Xie JL, Wei H, Sun CR, Hu Z. Acclimation of culturable bacterial communities under the stresses of different organic compounds. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 225.
- [23] 陈星. 长江口滨岸 PAHs 赋存特征和微生物降解作用研究. 华东师范大学博士学位论文, 2019.
- [24] Zhou HX, Zhang SF, Xie JL, Wei H, Hu Z, Wang H. pyrene biodegradation and its potential pathway involving *Roseobacter* clade bacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2020, 150: 104961.
- [25] Huang RY, Tian WJ, Liu Q, Yu HB, Jin X, Zhao YG, Zhou YH, Feng G. Enhanced biodegradation of pyrene and indeno(1,2,3-cd)pyrene using bacteria immobilized in cinder beads in estuarine wetlands. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 102(1): 128-133.
- [26] Borneman J, Skroch PW, O'Sullivan KM, Palus JA, Rumjanek NG, Jansen JL, Nienhuis J, Triplett EW. Molecular microbial diversity of an agricultural soil in Wisconsin. *Applied and Environmental Microbiology*, 1996, 62(6): 1935-1943.

- [27] Trevors J. Bacterial biodiversity in soil with an emphasis on chemically-contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1998, 101: 45–67.
- [28] Yuan K, Chen BW, Qing Q, Zou SC, Wang XW, Luan TG. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) enrich their degrading genera and genes in human-impacted aquatic environments. *Environmental Pollution*, 2017, 230: 936–944.
- [29] Liu XR, Liu M, Chen X, Yang Y, Hou LJ, Wu SX, Zhu PK. Indigenous PAH degraders along the gradient of the Yangtze Estuary of China: relationships with pollutants and their bioremediation implications. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 142: 419–427.
- [30] Wang LP, Zheng BH, Lei K. Diversity and distribution of bacterial community in the coastal sediments of Bohai Bay, China. *Acta Oceanologica Sinica*, 2015, 34(10): 122–131.
- [31] 吕莹, 胡学武, 陈素素, 刘兴宇, 陈勃伟, 张明江. 多环芳烃污染土壤的微生物修复技术研究进展. 化工进展, 2021: 1–18.
- Lyu Y, Hu XW, Chen SS, Liu XY, Chen BW, Zhang MJ. Advances in microbial remediation of soils polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemical Industry and Engineering Progress*. 2021, 1–18. (in Chinese)
- [32] Yagi JM, Sims D, Brettin T, Bruce D, Madsen EL. The genome of *Polaromonas naphthalenivorans* strain CJ2, isolated from coal tar-contaminated sediment, reveals physiological and metabolic versatility and evolution through extensive horizontal gene transfer. *Environmental Microbiology*, 2009, 11(9): 2253–2270.
- [33] Ding GC, Heuer H, Zühlke S, Spiteller M, Pronk GJ, Heister K, Kögel-Knabner I, Smalla K. Soil type-dependent responses to phenanthrene as revealed by determining the diversity and abundance of polycyclic aromatic hydrocarbon ring-hydroxylating dioxygenase genes by using a novel PCR detection system. *Applied and Environmental Microbiology*, 2010, 76(14): 4765–4771.
- [34] Thomas F, Cébron A. Short-term rhizosphere effect on available carbon sources, phenanthrene degradation, and active microbiome in an aged-contaminated industrial soil. *Frontiers in Microbiology*, 2016, 7: 92.
- [35] Cébron A, Norini MP, Beguiristain T, Leyval C. Real-time PCR quantification of PAH-ring hydroxylating dioxygenase (PAH-RHDα) genes from Gram positive and Gram negative bacteria in soil and sediment samples. *Journal of Microbiological Methods*, 2008, 73(2): 148–159.
- [36] Kim SJ, Kweon O, Jones RC, Edmondson RD, Cerniglia CE. Genomic analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation in *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1. *Biodegradation*, 2008, 19(6): 859–881.
- [37] Moody JD, Freeman JP, Fu PP, Cerniglia CE. Degradation of benzo[a]pyrene by *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1. *Applied and Environmental Microbiology*, 2004, 70(1): 340–345.
- [38] Davidova IA, Gieg LM, Duncan KE, Suflita JM. Anaerobic phenanthrene mineralization by a carboxylating sulfate-reducing bacterial enrichment. *The ISME Journal*, 2007, 1(5): 436–442.
- [39] Zhang ZT, Guo HJ, Sun J, Wang H. Investigation of anaerobic phenanthrene biodegradation by a highly enriched co-culture, PheN9, with nitrate as an electron acceptor. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 383: 121191.
- [40] 张涵, 孙珊珊, 董浩, 承磊, 余跃惠. 铁还原菌降解石油烃的研究进展. 微生物学报, 2020, 60(6): 1246–1258.
- Zhang H, Sun SS, Dong H, Cheng L, She YH. Degradation of petroleum hydrocarbons by using iron-reducing bacteria. *Acta Microbiologica Sinica*, 2020, 60(6): 1246–1258. (in Chinese)
- [41] Chang W, Um Y, Holoman TR. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) degradation coupled to methanogenesis. *Biotechnology Letters*, 2006, 28(6): 425–430.
- [42] 孙娇, 张作涛, 郭海礁, 王慧. 多环芳烃厌氧生物降解研究进展. 微生物学报, 2020, 60(12): 2844–2861.
- Sun J, Zhang ZT, Guo HJ, Wang H. Progresses in anaerobic microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Acta Microbiologica Sinica*, 2020, 60(12): 2844–2861. (in Chinese)
- [43] 孙明明, 滕应, 骆永明. 厌氧微生物降解多环芳烃研究进展. 微生物学报, 2012, 52(8): 931–939.
- Sun MM, Teng Y, Luo YM. Progresses in anaerobic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons—a review. *Acta Microbiologica Sinica*, 2012, 52(8): 931–939. (in Chinese)
- [44] Hambrick GA, Delaune RD, Patrick WH. Effect of estuarine sediment pH and oxidation-reduction potential on microbial hydrocarbon degradation.

- Applied and Environmental Microbiology*, 1980, 40(2): 365–369.
- [45] Fischer PQ, Sánchez-Andrea I, Stams AJM, Villanueva L, Sousa DZ. Anaerobic microbial methanol conversion in marine sediments. *Environmental Microbiology*, 2021, 23(3): 1348–1362.
- [46] Boyd TJ, Montgomery MT, Steele JK, Pohlman JW, Reatherford SR, Spargo BJ, Smith DC. Dissolved oxygen saturation controls PAH biodegradation in freshwater estuary sediments. *Microbial Ecology*, 2005, 49(2): 226–235.
- [47] Wang Z, Wang WJ, Li YL, Yang Q. Co-metabolic degradation of naphthalene and pyrene by acclimated strain and competitive inhibition kinetics. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 2019, 54(6): 505–513.
- [48] Kim YH, Freeman JP, Moody JD, Engesser KH, Cerniglia CE. Effects of pH on the degradation of phenanthrene and pyrene by *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, 67(2): 275–285.
- [49] 刘忠辉, 宏波. 海平面上升对珠江河口东四口门盐水入侵的影响. *人民珠江*, 2019, 40(5): 43–49, 81.
Liu ZH, Hong B. Influence of sea level rise on the saltwater intrusion of the east four outlets of the Pearl River Estuary. *Pearl River*, 2019, 40(5): 43–49, 81. (in Chinese)
- [50] MacCready P, Geyer WR. Advances in estuarine physics. *Annual Review of Marine Science*, 2010, 2: 35–58.
- [51] Hallegatte S, Green C, Nicholls RJ, Corfee-Morlot J. Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, 2013, 3(9): 802–806.
- [52] 王双燕. 降解多环芳烃嗜盐细菌的筛选及降解机理研究. 河南农业大学硕士学位论文, 2019.
- [53] Arulazhagan P, Vasudevan N, Yeom IT. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon by a halotolerant bacterial consortium isolated from marine environment. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2010, 7(4): 639–652.
- [54] Bautista LF, Sanz R, Molina MC, González N, Sánchez D. Effect of different non-ionic surfactants on the biodegradation of PAHs by diverse aerobic bacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2009, 63(7): 913–922.
- [55] 钟鸣, 张佳庆, 吴小霞, 杨峰, 马慧, 陈丽静. 茈萜高效降解菌的分离鉴定及其降解特性. *应用生态学报*, 2010, 21(5): 1334–1338.
Zhong M, Zhang JQ, Wu XX, Yang F, Ma H, Chen LJ. Isolation, identification, and degrading characteristics of a high-efficient pyrene-degrading bacterial strain. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(5): 1334–1338. (in Chinese)
- [56] Yu KSH, Wong AHY, Yau KWY, Wong YS, Tam NFY. Natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 51(8–12): 1071–1077.
- [57] Kong LL, Gao YY, Zhou QX, Zhao XY, Sun ZW. Biochar accelerates PAHs biodegradation in petroleum-polluted soil by biostimulation strategy. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 343: 276–284.
- [58] Edwards DA, Luthy RG, Liu ZB. Solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons in micellar nonionic surfactant solutions. *Environmental Science & Technology*, 1991, 25(1): 127–133.
- [59] Singh A, Van Hamme JD, Ward OP. Surfactants in microbiology and biotechnology: part 2. Application aspects. *Biotechnology Advances*, 2007, 25(1): 99–121.
- [60] 潘涛, 余水静, 邓扬悟, 董伟. 应用表面活性剂强化环境有机污染物生物降解的研究进展. *江西理工大学学报*, 2015, 36(1): 1–6, 11.
Pan T, Yu SJ, Deng YW, Dong W. Advances in biodegradation research on environmental organic pollutants by surfactants. *Journal of Jiangxi University of Science and Technology*, 2015, 36(1): 1–6, 11. (in Chinese)
- [61] An CJ, Huang GH, Wei J, Yu H. Effect of short-chain organic acids on the enhanced desorption of phenanthrene by rhamnolipid biosurfactant in soil-water environment. *Water Research*, 2011, 45(17): 5501–5510.
- [62] Reddy PV, Karegoudar TB, Nayak AS. Enhanced utilization of fluorene by *Paenibacillus* sp. PRNK-6: effect of rhamnolipid biosurfactant and synthetic surfactants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 151: 206–211.
- [63] 肖锟, 刘聪洋, 王仁女, 董伟, 潘涛. 表面活性剂影响微生物降解多环芳烃的研究进展. *微生物学通报*, 2021, 48(2): 582–595.

- Xiao K, Liu CY, Wang RN, Dong W, Pan T. Effect of surfactants on microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Microbiology China*, 2021, 48(2): 582–595. (in Chinese)
- [64] 代朝猛, 朱晏立, 段艳平, 李彦, 涂耀仁, 万耀强. 生物表面活性剂强化降解土壤中 PAHs 研究进展. *水处理技术*, 2020, 46(2): 1–7.
Dai CM, Zhu YL, Duan YP, Li Y, Tu YR, Wan YQ. Research progress of biosurfactants-enhanced degradation of PAHs in soil. *Technology of Water Treatment*, 2020, 46(2): 1–7. (in Chinese)
- [65] Li ZH, Wang W, Zhu LZ. Effects of mixed surfactants on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in crops and the bioremediation of contaminated farmlands. *Science of the Total Environment*, 2019, 646: 1211–1218.
- [66] Dave BP, Ghevariya CM, Bhatt JK, Dudhagara DR, Rajpara RK. Enhanced biodegradation of total polycyclic aromatic hydrocarbons (TPAHs) by marine halotolerant *Achromobacter xylosoxidans* using Triton X-100 and β -cyclodextrin-A microcosm approach. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 79(1/2): 123–129.
- [67] Peng S, Wu W, Chen JJ. Removal of PAHs with surfactant-enhanced soil washing: influencing factors and removal effectiveness. *Chemosphere*, 2011, 82(8): 1173–1177.
- [68] Wang CP, Liu HB, Li J, Sun HW. Degradation of PAHs in soil by *Lasiodiplodia theobromae* and enhanced benzo[a]pyrene degradation by the addition of Tween-80. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2014, 21(18): 10614–10625.
- [69] Gong X, Xu XY, Gong ZQ, Li XJ, Jia CY, Guo MX, Li HB. Remediation of PAH-contaminated soil at a gas manufacturing plant by a combined two-phase partition system washing and microbial degradation process. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2015, 22(16): 12001–12010.
- [70] Aryal M, Liakopoulou-Kyriakides M. Biodegradation and kinetics of phenanthrene and pyrene in the presence of nonionic surfactants by *Arthrobacter* strain Sphe3. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2013, 224(2): 1–10.
- [71] Rodrigues A, Nogueira R, Melo LF, Brito AG. Effect of low concentrations of synthetic surfactants on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) biodegradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2013, 83: 48–55.
- [72] 高亚洁. 受多环芳烃(PAHs)污染底泥的修复研究. 天津大学硕士学位论文, 2012.
- [73] Cuny P, Faucet J, Acquaviva M, Bertrand JC, Gilewicz M. Enhanced biodegradation of phenanthrene by a marine bacterium in presence of a synthetic surfactant. *Letters in Applied Microbiology*, 1999, 29(4): 242–245.
- [74] 李玉瑛, 李冰. 假单胞菌 L-01 产表面活性剂的性能分析. *环境工程学报*, 2010, 4(11): 2575–2578.
Li YY, Li B. Performance analysis of surfactant produced by *Pseudomonas* strain L-01. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010, 4(11): 2575–2578. (in Chinese)
- [75] Kiran GS, Thomas TA, Selvin J. Production of a new glycolipid biosurfactant from marine *Nocardiopsis lucentensis* MSA04 in solid-state cultivation. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2010, 78(1): 8–16.
- [76] Goswami M, Deka S. Biosurfactant production by a rhizosphere bacteria *Bacillus altitudinis* MS16 and its promising emulsification and antifungal activity. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2019, 178: 285–296.
- [77] Liu GS, Zhong H, Yang X, Liu Y, Shao BB, Liu ZF. Advances in applications of rhamnolipids biosurfactant in environmental remediation: a review. *Biotechnology and Bioengineering*, 2018, 115(4): 796–814.
- [78] Kim CH, Lee DW, Heo YM, Lee H, Yoo Y, Kim GH, Kim JJ. Desorption and solubilization of anthracene by a rhamnolipid biosurfactant from *Rhodococcus fascians*. *Water Environment Research: a Research Publication of the Water Environment Federation*, 2019, 91(8): 739–747.
- [79] Li SD, Pi YR, Bao MT, Zhang C, Zhao DW, Li YM, Sun PY, Lu JR. Effect of rhamnolipid biosurfactant on solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 101(1): 219–225.
- [80] Peng X, Yuan XZ, Liu H, Zeng GM, Chen XH. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by laccase in rhamnolipid reversed micellar system. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2015, 176(1): 45–55.
- [81] Lin WJ, Liu SS, Tong L, Zhang YM, Yang J, Liu WT, Guo CL, Xie YY, Lu GN, Dang Z. Effects of rhamnolipids on the cell surface characteristics of *Sphingomonas* sp. GY2B and the biodegradation of

- phenanthrene. *RSC Advances*, 2017, 7(39): 24321–24330.
- [82] 邱金泉, 王静, 张辉, 张雨山. 海洋中多环芳烃生物降解与修复研究进展. *化学工业与工程*, 2010, 27(2): 117–121.
- Qiu JQ, Wang J, Zhang H, Zhang YS. Biodegradation and bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine environment. *Chemical Industry and Engineering*, 2010, 27(2): 117–121. (in Chinese)
- [83] 郑天凌, 田蕴, 苏建强, 李可, 刘慧杰, 杨小茹, 郑伟, 王桂忠, 李少菁. 海洋微生物研究的回顾与展望. *厦门大学学报: 自然科学版*, 2006, 45(S2): 150–157.
- Zheng TL, Tian Y, Su JQ, Li K, Liu HJ, Yang XR, Zheng W, Wang GZ, Li SJ. The development and prospect of marine microbes. *Journal of Xiamen University: Natural Science*, 2006, 45(S2): 150–157. (in Chinese)
- [84] Kim M, Bae SS, Seol M, Lee JH, Oh YS. Monitoring nutrient impact on bacterial community composition during bioremediation of anoxic PAH-contaminated sediment. *Journal of Microbiology: Seoul, Korea*, 2008, 46(6): 615–623.
- [85] Li H, Xu R, Obbard JP. Biodegradation of pyrene in marine beach sediments. *Bioremediation Journal*, 2006, 10(4): 169–177.
- [86] Shen XF, Dong WH, Wan YY, Feng KJ, Liu Y, Wei YJ. Influencing mechanisms of siderite and magnetite, on naphthalene biodegradation: insights from degradability and mineral surface structure. *Journal of Environmental Management*, 2021, 299: 113648.
- [87] Zhang ZT, Wang CY, He JZ, Wang H. Anaerobic phenanthrene biodegradation with four kinds of electron acceptors enriched from the same mixed inoculum and exploration of metabolic pathways. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2019, 13(5): 1–12.
- [88] 代军帅, 左小虎, 王明霞, 姚炎红, 周志峰. 硝酸盐对土壤反硝化活性及蒽厌氧降解的影响. *环境科学*, 2018, 39(1): 422–429.
- Dai JS, Zuo XH, Wang MX, Yao YH, Zhou ZF. Effect of nitrate amendment on soil denitrification activity and anthracene anaerobic degradation. *Environmental Science*, 2018, 39(1): 422–429. (in Chinese)
- [89] Yang SC, Gou YL, Song Y, Li PZ. Enhanced anoxic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a highly contaminated aged soil using nitrate and soil microbes. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(12): 1–11.
- [90] 赵倩云, 苟雅玲, 杨苏才, 曹正琼, 宋云, 李培中, 麻俊胜. 硫酸盐对老化土壤中多环芳烃厌氧降解的影响. *环境科学与技术*, 2018, 41(12): 200–205.
- Zhao QY, Gou YL, Yang SC, Cao ZQ, Song Y, Li PZ, Ma JS. Effect of sulfate on anaerobic degradation of PAHs in aged soil. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(12): 200–205. (in Chinese)
- [91] Yanto DHY, Tachibana S. Potential of fungal co-culturing for accelerated biodegradation of petroleum hydrocarbons in soil. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 278: 454–463.
- [92] Amodu OS, Ntwampe SK, Ojumu TV. Improving biodegradation of benzo(ghi)perylene in soil: effects of bacterial co-culture, agrowaste and biosurfactant supplementation. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 2018, 14(1): 191–198.
- [93] 汤云春, 尤朝阳, 张淑娟, 许学峰, 徐海阳, 张俐. 白腐真菌茈降解特性及其与细菌的协同降解. *环境科学与技术*, 2018, 41(10): 34–41.
- Tang YC, You ZY, Zhang SJ, Xu XF, Xu HY, Zhang L. Characteristics of white rot fungus and its synergistic action with bacteria in terms of degradation of pyrene. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(10): 34–41. (in Chinese)
- [94] Luo SS, Chen BW, Lin L, Wang XW, Tam NPY, Luan TG. pyrene degradation accelerated by constructed consortium of bacterium and microalga: effects of degradation products on the microalgal growth. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(23): 13917–13924.
- [95] Jiang Y, Zhang Z, Zhang XM. Co-biodegradation of pyrene and other PAHs by the bacterium *Acinetobacter johnsonii*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 163: 465–470.
- [96] Zhang YP, Wang F, Wei HJ, Wu ZG, Zhao QG, Jiang X. Enhanced biodegradation of poorly available polycyclic aromatic hydrocarbons by easily available one. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2013, 84: 72–78.
- [97] 顾玲峰. 生物炭固定化菌群研制及其修复茈-Cr(VI)复合污染土壤研究. 上海大学硕士学位论文, 2016.
- [98] Peng RH, Xiong AS, Xue Y, Fu XY, Gao F, Zhao W, Tian YS, Yao QH. Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons. *FEMS Microbiology*

- Reviews, 2008, 32(6): 927–955.
- [99] 周子康, 崔洁, 许平, 唐鸿志. 细菌降解低分子量多环芳烃的研究进展. 生物工程学报, 2019, 35(11): 2069–2080.
- Zhou ZK, Cui J, Xu P, Tang HZ. Progress in biodegradation of low molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2019, 35(11): 2069–2080. (in Chinese)
- [100] 王晶晶, 李为, 徐昀. 真菌降解环境中有毒芳香化合物的研究进展. 安徽农业科学, 2018, 46(10): 46–48.
- Wang JJ, Li W, Xu Y. Research progress on fungal degradation of toxic aromatic compounds in the environment. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2018, 46(10): 46–48. (in Chinese)
- [101] Boonchan S, Britz ML, Stanley GA. Degradation and mineralization of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by defined fungal-bacterial cocultures. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(3): 1007–1019.
- [102] Ortiz I, Auria R, Sigoillot JC, Revah S. Enhancing phenanthrene biomineralization in a polluted soil using gaseous toluene as a cosubstrate. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(4): 805–810.
- [103] Kim TJ, Lee EY, Kim YJ, Cho KS, Ryu HW. Degradation of polyaromatic hydrocarbons by *Burkholderia cepacia* 2A-12. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2003, 19(4): 411–417.

彭子淇, 中山大学生命科学学院生态学专业在读本科生, 曾获得中山大学优秀学生奖学金及中山大学专项奖学金。凭借课题“珠江河口底泥菲降解细菌的分离鉴定及应用潜力分析”在中山大学大学生创新创业训练计划项目中获得国家级立项, 并在全国大学生生命科学竞赛(2021)中获得国家级三等奖、省级二等奖, 曾以共同作者身份在 *Environmental Pollution* 上发表芘降解生物刺激剂研究 (Impacts of bio-stimulants on pyrene degradation, prokaryotic community compositions, and functions)。目前从珠江河口底泥中筛选出数株具有 PAHs 降解能力的细菌, 分属 15 个属。并对其中 5 株细菌的 PAHs 降解速率、降解产物、功能基因等方面进行深入研究, 正在试图寻找 5 株细菌的最适降解条件, 并申请这些菌株的国家专利。

