

DOI:10.14188/j.ajsh.2023.04.002

耐受高浓度铯离子细菌的研究进展

张 飞^{1,2,3}, 郭亚平^{1,4}, 陈 珊^{1,3}, 孙元敏^{1,2,3}, 汤坤贤^{1,2,3*}

1. 自然资源部第三海洋研究所, 福建 厦门 361005;
2. 福建省海洋生态保护与修复重点实验室, 福建 厦门 361005;
3. 自然资源部海洋生态保护与修复重点实验室 福建 厦门 361005;
4. 南京大学 地理与海洋科学学院, 江苏 南京 210023)

摘要: 浓度高于毫摩尔级的铯离子即可对一般的微生物产生毒害作用。迄今为止, 研究发现多株可以耐受铯离子的细菌, 一些细菌耐受铯离子的浓度甚至超过200毫摩尔, 这对于揭示细菌耐受铯离子机制, 开展微生物修复铯污染环境具有重要意义。本文系统总结在筛选耐受铯离子细菌方面的研究进展, 探讨这些菌株耐受高浓度铯离子的分子机制, 展望利用微生物进行铯污染环境修复的前景, 以期探索放射性铯污染环境的微生物生态修复提供参考。

关键词: 细菌; 铯离子; 钾离子; 生物修复; 耐受性

中图分类号: P735

文献标志码: A

文章编号: 2096-3491(2023)04-0314-07

Research progress on bacteria tolerant to high concentrations of cesium ions

ZHANG Fei^{1,2,3}, GUO Yaping^{1,4}, CHEN Shan^{1,3}, SUN Yuanmin^{1,2,3}, TANG Kunxian^{1,2,3*}

1. Third Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Xiamen 361005, Fujian, China;
2. Fujian Provincial Key Laboratory of Marine Ecological Conservation and Restoration, Xiamen 361005, Fujian, China;
3. Key Laboratory of Marine Ecological Conservation and Restoration, Ministry of Natural Resources, Xiamen 361005, Fujian, China;
4. School of Geography and Oceanography, Nanjing University, Nanjing 210023, Jiangsu, China)

Abstract: Cesium ions with concentrations higher than millimolar level can have toxic effects on general microorganisms. Currently, several bacteria that can tolerate cesium ions have been screened, and some strains are capable of tolerating cesium ions at concentrations even higher than 200 millimoles, which is important for revealing the mechanism of bacterial tolerance to cesium ions and carrying out microbial remediation of cesium-contaminated environments. In this paper, we summarize the progress in screening bacteria tolerant to cesium ions systematically, discuss the possible molecular mechanisms, and offer advices to the prospects of using microorganisms for bioremediation of cesium-contaminated environments, in the hope of providing a reference for exploring microbial ecological remediation of radioactive cesium-contaminated environments.

Key words: bacterium; cesium ion; potassium ion; bioremediation; tolerance

收稿日期: 2023-04-03 修回日期: 2023-07-05 接受日期: 2023-08-30

作者简介: 张飞(1983-), 男, 博士, 助理研究员, 研究方向: 海洋微生物生态学。E-mail: zhangfei502@tio.org.cn

* 通讯联系人: 汤坤贤(1968-), 男, 博士, 正高级工程师, 研究方向: 海洋生态保护与修复。E-mail: tangkx@tio.org.cn

基金项目: 自然资源部第三海洋研究所基本科研业务费资助项目(海三科 2020013、海三科 2018007); 厦门海洋研究开发院共建资助项目(K200701)

引用格式: 张飞, 郭亚平, 陈珊, 等. 耐受高浓度铯离子细菌的研究进展[J]. 生物资源, 2023, 45(4): 314-320.

Zhang F, Guo Y P, Chen S, et al. Research progress on bacteria tolerant to high concentrations of cesium ions [J]. Biotic Resources, 2023, 45(4): 314-320.

0 引言

铯(cesium, Cs)是一类碱性金属,它不是生命必需元素,但在生物学过程中常常与生命必需元素钾(potassium, K)起补偿和竞争的作用^[1]。有研究表明,Cs一旦进入人体,易于富集在人体的肝脏和肌肉中且不易排出体外^[2],从而在较高浓度下展现出一定的毒性。尤其是放射性核素¹³⁷Cs,它是核设施的裂变产物之一,对铀-235(uranium-235, ²³⁵U)而言,其裂变产额为5.9%^[3],有30.07年之长的半衰期。按照国家电离辐射防护与辐射源安全基本标准,¹³⁷Cs在放射性核素毒性分组中属于中等毒性组^[4],被认为是生物学上最危险的放射性核素之一^[5]。随着核工业的发展和核技术的广泛应用,核爆试验或核泄漏事故等导致大量的¹³⁷Cs进入海洋,考虑到它的衰变,有研究指出,在2011年全球海洋中的¹³⁷Cs的总量约为190 PBq(10¹⁵ Bq),北太平洋中的¹³⁷Cs为109 PBq^[6],这无疑会对海洋生态系统乃至全球生态系统产生长期的潜在影响。

随着现代生物科技的发展,利用微生物法修复重金属或放射性核素污染的环境得到越来越多的关注^[7]。当前,利用功能细菌对遭受Cs污染的环境进行生态修复已成为国际上的研究热点之一^[8-10],而这一过程中,了解Cs对细菌的毒性,筛选可以耐受Cs的细菌,掌握功能菌株耐受高浓度Cs的机制是其中的基础和关键。

1 铯离子对细菌的毒性

Cs通常以一价阳离子的形式存在于自然界,由于其化学性质类似于生命必需元素K,通常会通过细胞膜上的K⁺转运通道进入细胞内,经由食物链传递和生物累积进入生态系统,进而长期存在于环境中对生物造成危害。Cs⁺在进入细胞的过程中会占用K⁺通道,导致细胞对于K⁺的摄取不足;同时进入细胞的Cs⁺还会导致细胞内K⁺的外流^[11]。另一方面,Cs⁺不仅与K⁺竞争离子通道,而且进入细胞后与K⁺竞争结合位点,取代K⁺会使得细胞生理严重损害^[12]。2018年提出,Cs⁺的过量存在,会对细胞造成生化伤害,如细胞膜受损、酶活性受抑制、DNA损伤、蛋白质变性等^[13]。Cs⁺干扰细胞内部的K⁺,从而影响渗透势和离子平衡的调节。由于Cs⁺的水合离子半径较大,自由移动的单电子可以与水和氧气反应,从而导致形成活性氧,这可能会激活抗氧化防御系统^[14]。总结起来,Cs⁺对生物的毒性作用可能基于以下3个方面:①造成细胞K⁺饥饿;②与

K⁺依赖蛋白结合造成细胞毒性;③与K⁺竞争基本的生化功能^[15]。因此,几乎所有由K⁺参与的生命活动,都会受到Cs⁺的影响,尤其是在Cs⁺处于较高浓度的情况下。

已有研究表明,浓度高于毫摩尔级的Cs⁺即对一般的微生物产生毒害作用^[16, 17]。Cs⁺对细菌的毒性主要体现在造成细菌生长速率减缓,生长得率降低。对于枯草芽胞杆菌(*Bacillus subtilis*) 007、NCIB168、NCIB1650007、*B. subtilis* NCIB 168、*B. subtilis* NCIB 1650 和大肠杆菌(*Escherichia coli*) NCIB9484菌株,浓度分别为22、25、24、26 mmol/L的Cs⁺即可完全抑制其生长^[17]。对于忠北源黄杆菌(*Flavobacterium chungbukense*) CS100, 50 mmol/L Cs⁺可使其生长速率降低(76±2)%,在大于100 mmol/L Cs⁺条件下,其生长速率降为0。而这一菌株在200 mmol/L K⁺条件下,其生长速率也仅降低(16±4)%^[18]。花津浦芽胞杆菌(*Bacillus hwajinpoensis*) SW-72^T在含有200 mmol/L Cs⁺的液体培养基中,前28 h的生长受到显著抑制,虽然之后生长曲线有所上升,显示出一定的适应性生长,但是细胞生长得率显著低于含有200 mmol/L K⁺组。而该菌株在较高浓度的500和700 mmol/L Cs⁺环境中,未表现出生长迹象。与此同时,在含有200、500和700 mmol/L K⁺液体培养基中,相同培养条件下,花津浦芽胞杆菌 SW-72^T未表现出与不添加K⁺培养基明显不同的生长速率及生长得率,这表明该菌株能适应高达700 mmol/L K⁺的高盐度但无法在相同浓度Cs⁺环境中正常生长,体现出高浓度Cs⁺对该菌株的毒性^[19]。

2 耐受铯离子细菌

耐受Cs⁺的细菌是对Cs污染环境进行微生物生态修复的潜在资源,筛选耐受Cs⁺的细菌一直是国际上的研究热点之一。已有研究表明,耐受Cs⁺细菌并不存在分类地位上的倾向性,与耐受Cs⁺细菌亲缘关系较近的菌株,并不一定具有这一功能特征^[18, 19]。本文总结了国际上近年来部分典型的可以耐受Cs⁺细菌,以及它们的分离环境(或来源)、耐受Cs⁺浓度以及最大富集Cs⁺的能力,如表1所示。

1992年有学者从土壤中分离得到红城红球菌(*Rhodococcus erythropolis*) CS98,该菌株可以耐受浓度为10 μmol/L的Cs⁺,并且在此浓度下可以将培养基中高达90%的Cs⁺移除,相应的最大富集系数为3.5×10⁴,对于低浓度Cs⁺的富集效果显著^[20]。2000年有学者分离到两株来源于土壤的链霉菌,菌

株 TK24 和 TOHO-2。这两株菌可以分别耐受 25、200 mmol/L 的 Cs^+ ,前者在 25 mmol/L Cs^+ 的条件下对于该金属离子的富集能力达到 (61.5 ± 6.9) mg/g 干重细胞,而后者在 150 mmol/L Cs^+ 的环境中相应能力为 (142.2 ± 7.1) mg Cs^+ /g 干重细胞^[21]。2002 年有学者发现很多红球菌属 (*Rhodococcus*) 细胞可以高效富集 Cs^+ ,虽然其耐受最高浓度 Cs^+ 的能力不是非常突出(Cs^+ 对于很多红球菌属细胞的最小抑制浓度为 5 mmol/L),但是在移除环境中 Cs^+ 方面能力不容小觑。在 0.2 mmol/L Cs^+ 条件下,已研究的 43 株红球菌属细菌中, Cs^+ 移除率介于 23.5%~97.0%,作为两株典型代表赤红球菌 (*Rhodococcus ruber*) IEGM 326 和红平红球菌 IEGM 270,相应的 Cs^+ 移除率分别为 $(97.0 \pm 2.11)\%$ 和 $(61.0 \pm 2.89)\%$ ^[22]。2011 年,有研究者分离得到一株伯克霍尔德菌 (*Burkholderia* sp.) D54,该菌株可以在含有 50 mmol/L Cs^+ 的培养基上正常生长,且在 Cs^+ 浓度为 1 mmol/L 的液体培养基中,其去除率达 58.77%^[5]。同年有学者分离到一株耐重金属贪铜菌 CH34,该菌株可以耐受多种较高浓度的金属离子,其中包括浓度不高于 125 mmol/L 的 Cs^+ ^[23]。2018 年,从印度一座核电站附近的海洋沉积物中分离得到海洋放线菌拟诺卡氏菌 (*Nocardopsis* sp.) 13H,该菌株可以耐受 50 mmol/L Cs^+ ,并且在含有 10 mmol/L Cs^+ 的溶液中,对 Cs^+ 的移除率达 $(88.6 \pm 0.72)\%$ ^[24]。同年,在韩国蔚山市附近核电站分离的乙酰微小杆菌 (*Exiguobacterium acetylicum*) CR1,可以耐受约 5.64 mmol/L Cs^+ ,并且在受到 5 kGy 的 γ 射线辐照后,其移除 Cs^+ 的能力较无辐照组有显著性增强,由 $(12.54 \pm 0.06)\%$ 提升到 $(24.63 \pm 0.02)\%$ ^[13],以上菌株都表现出具有修复 Cs^+ 污染水体环境的潜力。同时,作为常见参考菌株的大肠杆菌 K12 和枯草芽胞杆菌 168,它们耐受 Cs^+ 的浓度分别为 50 mmol/L 和 100 mmol/L^[18]。

由于 Cs^+ 对细菌具有毒性,一般耐受超过 200 mmol/L 即可被称为耐受高浓度 Cs^+ 的细菌。当前仅分离得到少数几株能够耐受高浓度 Cs^+ 的细菌。这包括前文提到的链霉菌 TOHO-2 以及 2014 年报道的沙雷菌 (*Serratia* sp.) Cs60-2 和耶尔辛氏菌 (*Yersinia* sp.) Cs67-2^[21,25]。后面两株菌都分离自英国塞拉菲尔德核燃料存储池水样,这两株细菌可以分别耐受 300 mmol/L 和 500 mmol/L 的 Cs^+ , Cs^+ 对两株菌的最小抑制浓度分别为 400 mmol/L 和 1 000 mmol/L,而后者一度被认为是可以耐受最高浓度 Cs^+ 的菌株^[25]。分离自日本北海道落叶森林土

壤中的黄杆菌 (*Flavobacterium* sp.) 200Cs-4 可以耐受 200 mmol/L Cs^+ ,在同处于 50 mmol/L Cs^+ 环境中时,其细胞内 $[\text{Cs}^+]/[\text{K}^+]$ 的比值要明显低于其亲缘关系近但对 Cs^+ 敏感的菌株忠北源黄杆菌 CS100,但是其细胞外 $[\text{Cs}^+]/[\text{K}^+]$ 的比值要明显高于 CS100 菌株的相应比值,这说明该菌株具有更好的保持细胞内低 Cs^+ 、高 K^+ 的能力,因而具有更高的 Cs^+ 耐受性^[18]。2016 年有研究者发现,一株节杆菌 (*Arthrobacter* sp.) KMSZP6 可以耐受高浓度 Cs^+ 和 Sr^{2+} ,其中 Cs^+ 对该菌株的 MIC 为 400 mmol/L,在 75 mmol/L 的环境中,该菌株对 Cs^+ 的富集达到 9 612 mg/g 干重细胞^[26]。分离自中国南海沉积物中的芽胞杆菌 Cs-700 可以在 700 mmol/L Cs^+ 环境中生长,在 700 mmol/L Cs^+ 液体培养基中培养 48 h 时,其对于 Cs^+ 的移除率达到最大,为 52.06%,是当前已知唯一可在超过 500 mmol/L Cs^+ 环境中实现最高移除率超过 50% 的菌株^[19,27]。目前已知耐受最高浓度 Cs^+ 的细菌是分离于跳蛛 (*Salticidae*) 身上的微杆菌 (*Microbacterium* sp.) TS-1,该菌株是一株兼性嗜碱菌,其生长 pH 范围为 6.0~10.0,最佳生长 pH 范围为 8.0~9.0,可以在 1 200 mmol/L Cs^+ 的环境中存活。同时,该菌株在分别含有 100、200、400 mmol/L Cs^+ 的生长环境中时,其细胞内的 Cs^+ 基本保持不变,这说明该菌株具有很强的将细胞内 Cs^+ 保持在低水平的能力^[8,28]。分离于另外两种蜘蛛锥腹肖蛸 (*Tetragnatha maxillosa*) 和棒毛络新妇 (*Trichonephila clavata*) 的芽胞杆菌 TM2 和 NC3,它们分别可以耐受 900 mmol/L、400 mmol/L Cs^+ ,基因组大小分别为 3.67 和 3.72 Mbp^[29,30]。分离于蜘蛛的微杆菌 TS-1、芽胞杆菌 TM2 和 NC3 的发现,不但丰富了耐受高浓度 Cs^+ 的菌种资源,提升了微生物对 Cs^+ 污染的修复潜力,还为筛选分离可以耐受高浓度 Cs^+ 细菌这一功能类群提供了新的思路。

3 细菌耐受高浓度铯离子机制

根据 Cs^+ 对微生物产生毒害的机理,相应的,微生物对 Cs^+ 耐受的可能原因包括:①在细胞外 Cs^+ 浓度高时,具有保持细胞内 Cs^+ 处于较低水平的能力;②即使细胞内 Cs^+ 处于较高浓度,细胞内的生命活动可也正常进行,或者二者都有^[18]。保持细胞内 Cs^+ 处于较低水平,一般可以通过两种方式实现。一方面,细胞膜上的 K^+ 通道具有较强的特异性,即特异地将细胞外的 K^+ 转运到细胞内。 Cs^+ 一般是通过细胞膜上的 K^+ 通道被转运到细胞内,因此如果 K^+ 通道识别本领较强,专一性地将 K^+ ,而不是错误

表 1 部分典型耐受 Cs⁺ 的细菌
Table 1 Some typical Cs ion-tolerant bacteria

年份	耐受 Cs ⁺ 菌株	耐受 Cs ⁺ 浓度	最大富集 Cs ⁺ 能力	来源/分离环境	参考文献
1992	红城红球菌 CS98 (<i>Rhodococcus erythropolis</i> CS98)	10 μmol/L	90% (10 μmol/L Cs ⁺)*	土壤	[20]
2000	变铅青链霉菌 TK24 (<i>Streptomyces lividans</i> TK24)	25 mmol/L	(61.5±6.9) mg Cs / g cell dw (25 mmol/L Cs ⁺)	土壤	[21]
	链霉菌 TOHO-2 (<i>Streptomyces</i> sp. TOHO-2)	200 mmol/L	(142.2±7.1) mg Cs / g cell dw (150 mmol/L Cs ⁺)		
2002	赤红球菌 IEGM 326 (<i>Rhodococcus ruber</i> IEGM 326)		(97.0±2.11)% (0.2 mmol/L Cs ⁺)	土壤	[22]
	红城红球菌 IEGM 270 (<i>Rhodococcus erythropolis</i> IEGM 270)	5 mmol/L (MIC)	(61.0±2.89)% (0.2 mmol/L Cs ⁺)		
2011	伯克霍尔德菌 D54 (<i>Burkholderia</i> sp. D54)	50 mmol/L	58.77% (1.0 mmol/L Cs ⁺)	土壤	[5]
2011	耐重金属贪铜菌 CH34 (<i>Cupriavidus metallidurans</i> CH34)	125 mmol/L (MIC)	未知	土壤	[23]
2014	沙雷菌 Cs60-2 (<i>Serratia</i> sp. Cs60-2)	400 mmol/L (MIC)	未知	水样	[25]
	耶尔辛氏菌 Cs67-2 (<i>Yersinia</i> sp. Cs67-2)	1 000 mmol/L (MIC)	未知		
2016	大肠杆菌 K12 (<i>Escherichia coli</i> K12)	50 mmol/L	未知	ATCC 12435	
	枯草芽胞杆菌 168 (<i>Bacillus subtilis</i> 168)	100 mmol/L	未知	JCM10629	[18]
	黄杆菌 200Cs-4 (<i>Flavobacterium</i> sp. 200Cs-4)	200 mmol/L	未知	土壤	
2016	节杆菌 KMSZP6 (<i>Arthrobacter</i> sp. KMSZP6)	400 mmol/L (MIC)	9 612 mg Cs / g cell dw (75 mmol/L Cs ⁺)	土壤	[26]
2018	拟诺卡氏菌 13H (<i>Nocardiopsis</i> sp.13H)	50 mmol/L	(88.6±0.72)% (10 mmol/L Cs ⁺)	沉积物	[24]
2018	乙酰微小杆菌 CR1 (<i>Exiguobacterium acetylicum</i> CR1)	5.64 mmol/L (750 mg/L)	(12.54±0.06)% (5.64 mmol/L Cs ⁺)	土壤	[13]
2019	芽胞杆菌 Cs-700 (<i>Bacillus</i> sp. Cs-700)	700 mmol/L	(52.06±0.14)% (700 mmol/L Cs ⁺)	沉积物	[27]
2022	微杆菌 TS-1 (<i>Microbacterium</i> sp. TS-1)	1 200 mmol/L	未知	跳蛛	[8, 28]
2022	芽胞杆菌 TM2 (<i>Bacillus</i> sp. TM2)	900 mmol/L	未知	锥腹肖蛸(蜘蛛)	[29]
2022	芽胞杆菌 NC3 (<i>Bacillus</i> sp. NC3)	400 mmol/L	未知	棒毛络新妇(蜘蛛)	[30]

注:*, 在相应 Cs⁺ 浓度下对 Cs⁺ 的最大富集能力; dw, 干重; MIC, 最小抑制浓度

Note: *, maximum enrichment capacity for Cs⁺ at corresponding Cs⁺ concentrations; dw, dry weight; MIC, minimum inhibitory concentration

地将Cs⁺转运到细胞膜内,就可以维持细胞内一个较低的Cs⁺水平。另一方面,特异性地将Cs⁺从细胞内转运到细胞外的能力。通过将细胞内的Cs⁺特异性地转运到细胞外,而不会将与其类似的K⁺转运出去,对于保持细胞内Cs⁺的较低水平具有重要意义。

当前,人们对于细菌可能耐受高浓度Cs⁺的原因已有推测和了解,但是对于真正实现这一功能的分子机制掌握得并不全面,相应的探索也不多。目前认为一株细菌如果具有耐受高浓度Cs⁺能力,或者(1)在细胞膜上具有选择性高的K⁺转运蛋白,可以特异地识别并转运K⁺到细胞内;或者(2)在细胞膜上具有将Cs⁺从细胞内高效转运出细胞外的转运蛋白。并且上述机制都是耗能的,需要大量与能量代谢功能相关基因的参与。2011年有研究者在考察耐重金属贫铜菌CH34在转录组层面对于30 mmol/L Cs⁺的响应时发现,经过30分钟的处理,该菌株中与碳水化合物代谢相关的基因表达上调,这表明该菌株需要消耗更多的能量来应对较高浓度Cs⁺的胁迫,因此参与能量代谢的基因可能会有助于细菌应对较高浓度Cs⁺的环境^[23]。2021年,我国学者将可以耐受700 mmol/L Cs⁺的海洋细菌芽胞杆菌Cs-700进行了全基因组测序,并将其基因组与同属的、仅可耐受100 mmol/L Cs⁺的常见参考菌株芽胞杆菌168基因组进行了比较。结果表明,除了两者具有1 016个同源基因外,菌株Cs-700基因组相较于后者携带有更多编码K⁺摄取、跨膜转运蛋白以及Trk-型K⁺转运系统和膜蛋白的基因^[27]。已有研究表明,对于大肠杆菌,其获取K⁺主要通过三个转运蛋白系统,即TrkG、TrkH和TrkD,前两个转运蛋白系统对于K⁺的选择性高且转运效率高^[31,32],而Cs⁺仅能通过TrkD转运蛋白进入细胞内^[33]。分析芽胞杆菌Cs-700的全基因组发现,该菌株携带的K⁺转运蛋白基因均编码TrkH系统及其组成蛋白TrkA,不携带有编码TrkD的基因^[34],该基因组的特点可能是此菌株耐受高浓度Cs⁺的原因所在。2022年,发现微杆菌TS-1可以耐受1 200 mmol/L Cs⁺。通过对该菌株Cs⁺敏感突变体以及对Cs⁺耐受的回复突变体的全基因组进行分析比较,发现基因MTS1_00475对于该菌株的Cs⁺耐受性发挥着关键的作用。该基因编码一个具有14个跨膜结构的蛋白,即CshA,是一个Cs⁺/H⁺反向转运体。当该菌株体内Cs⁺浓度高时,CshA发挥作用使得H⁺进入细胞体内的同时将Cs⁺转移到细胞外^[8]。进一步的研究发现,在微杆菌菌株TS-1体内还存在着另一种耐受Cs⁺的机制,即在Cs⁺浓度小于等于200 mmol/L

时,该菌株通过高表达MgtE(一种Mg²⁺转运蛋白)将更多的Mg²⁺转运到细胞内来增强菌株对于Cs⁺的耐受性^[28]。具有生物活性的一价阳离子和二价阳离子都可以稳定细胞内23S rRNA的三级结构^[35],过量的Cs⁺会对核糖体的稳定性产生破坏,而Mg²⁺可以通过稳定核糖体结构减轻Cs⁺对细胞的毒害,进而提升细胞对Cs⁺的耐受性。对比分析芽胞杆菌Cs-700菌株分别在有无700 mmol/L Cs⁺环境中转录组的结果发现,在高浓度Cs⁺环境下,另一种Mg²⁺转运蛋白MgtC的表达量是对照组的近62倍(5.95 log₂ fold change, $P=2.51E-05$)^[34],进一步验证了Mg²⁺转运蛋白在细菌耐受高浓度Cs⁺中的作用。

4 总结与展望

我国及全球面临着严峻的放射性核素修复局面。日本福岛核事故中大量放射性核素的排放以及当前高放射性核废物的累积,都可能对海洋生态环境产生长期的潜在危害。目前用于修复环境中放射性核素Cs污染的常规方法效果欠佳且成本高。微生物修复技术以成本低、效果明显且不易产生二次污染的优点而越来越受到人们的重视。由于Cs⁺本身对于微生物具有毒性,筛选能够耐受高浓度Cs⁺并且对其具有高移除率的微生物既具有理论价值又具有现实意义。细菌繁殖速度快,对环境友好,开展实地操作的门槛较低,易于大规模应用。今后面对不同的遭受Cs⁺污染的环境,一方面要深入揭示细菌耐受Cs⁺的分子机制,发掘在Cs⁺耐受方面的关键通路及调控因子,在此基础上筛选、改造适用于环境修复的各类细菌,做好菌株资源储备。另一方面要全面了解现有菌株发挥最大耐受能力和移除效力的环境因素,如在何种温度、盐度、pH组合条件下,该菌株可以实现最大Cs⁺移除率以及最稳定的Cs⁺移除产物,此类工程菌以何种微生物制剂形式实现最佳移除效果,为大规模推广利用微生物修复Cs⁺污染奠定基础,完善相应技术支撑。

参考文献

- [1] 蔡福龙. 海洋放射生态学[M]. 北京:原子能出版社, 1998.
Cai F L. Marine radioecology [M]. Beijing: Atomic Energy Press, 1998.
- [2] 俞誉福,毛家骏. 环境污染与人体保健[M]. 上海:复旦大学出版社, 1985.
Yu Y F, Mao J J. Environmental pollution and human health [M]. Shanghai: Fudan University Press, 1985.
- [3] 史建君. 放射性核素对生态环境的影响[J]. 核农学

- 报, 2011, 25(2): 397-403.
- Shi J J. Nuclear accident impact on the ecological environment [J]. Acta Agric Nucleatae Sin, 2011, 25(2): 397-403.
- [4] 国家质量监督检验检疫总局. 电离辐射防护与辐射源安全基本标准: GB 18871—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Basic standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources: GB 18871—2002 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2004.
- [5] 廖上强, 郭军康, 宋正国, 等. 一株富集铯的微生物及其在植物修复中的应用 [J]. 生态环境学报, 2011, 20(4): 686-690.
- Liao S Q, Guo J K, Song Z G, et al. Cesium accumulation of microorganism and its application in phytoremediation [J]. Ecol Environ, 2011, 20(4): 686-690.
- [6] Buessler K O. Fukushima and ocean radioactivity [J]. Oceanography, 2014, 27(1): 92-105.
- [7] 王建龙. 生物固定化技术与水污染控制 [M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- Wang J L. Bioimmobilization technology and water pollution control [M]. Beijing: Science Press, 2002.
- [8] Koretsune T, Ishida Y, Kaneda Y, et al. Novel cesium resistance mechanism of alkaliphilic bacterium isolated from jumping spider ground extract [J]. Front Microbiol, 2022, 13: 841821.
- [9] Liu X, Chen G R, Lee D J, et al. Adsorption removal of cesium from drinking waters: a mini review on use of biosorbents and other adsorbents [J]. Bioresour Technol, 2014, 160: 142-149.
- [10] Li J F, Wang Y J, Li W J, et al. Accumulation capability for cesium differs among bacterial species: a comprehensive study using bacteria isolated from freshwater and coastal sediment [J]. Environ Pollut, 2022, 292(Pt B): 118431.
- [11] Avery S V. Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity [J]. J Ind Microbiol, 1995, 14(2): 76-84.
- [12] Rubio F, Santa-Marie G E, Rodriguez-Navarro A. Cloning of *Arabidopsis* and barley cDNAs encoding HAK potassium transporters in root and shoot cells [J]. Physiologia Plantarum, 2000, 109(1): 34-43.
- [13] Oh S Y, Heo N S, Shukla S, et al. Multi-stress radioactive-tolerant *Exiguobacterium acetylicum* CR1 and its applicability to environmental cesium uptake bioremediation [J]. J Clean Prod, 2018, 205: 281-290.
- [14] Sahr T, Voigt G, Paretzke H G, et al. Caesium-affect ed gene expression in *Arabidopsis thaliana* [J]. New Phytol, 2005, 165(3): 747-754.
- [15] Lai J L, Tao Z Y, Fu Q, et al. The chemical toxicity of cesium in Indian mustard (*Brassica juncea* L.) seedlings [J]. J Environ Radioact, 2016, 160: 93-101.
- [16] Hampton C R, Bowen H C, Broadley M R, et al. Cesium toxicity in *Arabidopsis* [J]. Plant Physiol, 2004, 136(3): 3824-3837.
- [17] Perkins J, Gadd G M. The influence of pH and external K⁺ concentration on caesium toxicity and accumulation in *Escherichia coli* and *Bacillus subtilis* [J]. J Ind Microbiol, 1995, 14(14): 218-25.
- [18] Kato S, Goya E, Tanaka M, et al. Enrichment and isolation of *Flavobacterium* strains with tolerance to high concentrations of cesium ion [J]. Sci Rep, 2016, 6: 20041.
- [19] 张飞, 郭亚平, 于涛, 等. 海洋细菌 *Bacillus* sp. Cs-700 耐受及移除铯能力研究 [J]. 应用海洋学学报, 2022, 41(1): 8-14.
- Zhang F, Guo Y P, Yu T, et al. Cesium tolerance and removal ability of marine bacterium *Bacillus* sp. Cs-700 [J]. J Appl Oceanogr, 2022, 41(1): 8-14.
- [20] Tomioka N, Uchiyama H, Yagi O. Isolation and characterization of cesium-accumulating bacteria [J]. Appl Environ Microbiol, 1992, 58(3): 1019-1023.
- [21] Kato F, Kuwahara C, Oosone A, et al. Accumulation and subcellular localization of cesium in mycelia of *Streptomyces lividans* and a Cs tolerant strain, *Streptomyces* sp. TOHO-2 [J]. J Health Sci, 2000, 46(4): 259-62.
- [22] Ivshina I B, Peshkur T A, Korobov V P. Efficient uptake of cesium ions by *Rhodococcus* cells [J]. Microbiology, 2002, 71(3): 357-361.
- [23] Monsieurs P, Moors H, Van Houdt R, et al. Heavy metal resistance in *Cupriavidus metallidurans* CH34 is governed by an intricate transcriptional network [J]. Bio-metals, 2011, 24(6): 1133-1151.
- [24] Sivaperumal P, Kamala K, Rajaram R. Adsorption of cesium ion by marine actinobacterium *Nocardioopsis* sp. 13H and their extracellular polymeric substances (EPS) role in bioremediation [J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2018, 25(5): 4254-4267.
- [25] Dekker L, Osborne T H, Santini J M. Isolation and identification of cobalt- and caesium-resistant bacteria from a nuclear fuel storage pond [J]. FEMS Microbiol Lett, 2014, 359(1): 81-84.
- [26] Swer P B, Joshi S R, Acharya C. Cesium and strontium tolerant *Arthrobacter* sp. strain KMSZP6 isolated from a pristine uranium ore deposit [J]. AMB Express,

- 2016, 6(1): 69.
- [27] Zhang F, Guo Y P, Ji J D, *et al.* Complete genome sequence of a high cesium ion-tolerating bacterium *Bacillus* sp. Cs-700 isolated from the South China Sea sediment [J]. *Mar Genomics*, 2021, 56(2): 100810.
- [28] Ishida Y, Korensune T, Ishiuchi E, *et al.* A magnesium transporter is involved in the cesium ion resistance of the high-concentration cesium ion-resistant bacterium *Microbacterium* sp. TS-1 [J]. *Front Microbiol*, 2023, 14.
- [29] Ito M, Hasunuma S. Complete genome sequence of *Bacillus* sp. strain TM2, isolated from ground *Tetragnatha* spider extract [J]. *Microbiol Resour Ann*, 2022, 11(6): e00130-22.
- [30] Ito M, Hasunuma S. Complete genome sequence of *Bacillus* sp. strain NC3, isolated from *Trichonephila* spider ground extract [J]. *Microbiol Resour Ann*, 2022, 11(2): e01110-21.
- [31] Dosch D C, Helmer G L, Sutton S H, *et al.* Genetic analysis of potassium transport loci in *Escherichia coli*: evidence for three constitutive systems mediating uptake potassium [J]. *J Bacteriol*, 1991, 173(2): 687-696.
- [32] Cao Y, Jin X S, Huang H, *et al.* Crystal structure of a potassium ion transporter, TrkH [J]. *Nature*, 2011, 471(7338): 336-340.
- [33] Bossemeyer D, Schlösser A, Bakker E P. Specific cesium transport via the *Escherichia coli* Kup (TrkD) K⁺ uptake system [J]. *J Bacteriol*, 1989, 171(4): 2219-2221.
- [34] 郭亚平. 一株耐受高浓度铯海洋细菌的筛选鉴定及耐受机理研究 [D]. 厦门: 厦门大学, 2020.
- Guo Y P. Study on screening, identification and tolerance mechanisms of a marine bacterium tolerant to high concentration cesium [D]. Xiamen: Xiamen University, 2020.
- [35] Akanuma G, Kobayashi A, Suzuki S, *et al.* Defect in the formation of 70S ribosomes caused by lack of ribosomal protein L34 can be suppressed by magnesium [J]. *J Bacteriol*, 2014, 196(22): 3820-3830.

□

(编辑: 张丽红)