

铀污染场址的微生物修复策略研究进展

郭豫齐, 李 慧, 李成金, 李飞泽, 杨远友, 刘 宁, 廖家莉*

四川大学 原子核科学技术研究所, 辐射物理及技术教育部重点实验室, 四川 成都 610064

摘要: 铀污染对生态环境与人类健康构成严重威胁, 其修复已成为环境治理的重要课题。生物修复技术因其成本低、环境友好、效率高优势, 逐渐成为铀污染治理的研究热点。本文系统综述了微生物修复铀污染的主要机制, 包括生物吸附、生物积累、生物矿化和生物还原, 分析了各类微生物(如细菌、真菌、微藻等)在铀固定与转化中的作用及其机理。进一步探讨了氧化还原条件、碳源动态、溶液化学参数(pH、共存离子、有机配体等)以及矿物界面作用等环境因素对修复效果的调控机制。最后, 对未来研究方向提出了展望, 以推动微生物修复技术在实际铀污染治理中的规模化应用。

关键词: 铀污染; 生物修复; 微生物

中图分类号: TL942.1

文献标志码: A

文章编号: 0253-9950(2025)06-0624-11

doi: 10.7538/hhx.2025.47.06.0624

Research Progress on Microbial Remediation Strategies for Uranium-Contaminated Sites

GUO Yu-qi, LI Hui, LI Cheng-jin, LI Fei-ze, YANG Yuan-you, LIU Ning, LIAO Jia-li*

Key Laboratory of Radiation Physics and Technology, Ministry of Education,
Institute of Nuclear Science and Technology, Sichuan University, Chengdu 610064, China

Abstract: Uranium pollution poses a serious threat to the ecological environment and human health, and its remediation has become an important issue in environmental governance. Bioremediation technology has gradually become more important for uranium remediation. This article systematically reviews the main mechanisms of bioremediation of uranium, including biosorption, biomineralization, bioreduction, and bioaccumulation. The roles and mechanisms of various microorganisms in uranium fixation and transformation have been analyzed. Further exploration is conducted on the regulatory mechanisms of environmental factors such as redox conditions, carbon source dynamics, solution chemistry parameters, and mineral interface interactions on the remediation effect. Finally, prospects for future research directions are proposed to promote the large-scale application of microbial remediation technology in actual uranium pollution control.

Key words: uranium pollution; bioremediation; microorganisms

收稿日期: 2025-09-13; 修订日期: 2025-11-22

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21876123)

* 通信联系人: 廖家莉

在全球人均资源日趋紧张和环境问题日益严峻的背景下,核能被视为满足能源需求的重要选择之一。然而,在核工业体系的推进过程中,诸如铀矿开采、核能设施运行及退役、核试验、核事故以及放射性同位素的生产应用等环节,均可能造成环境的放射性污染^[1-3]。其中,铀作为核能利用中的关键元素之一,其在环境中的行为及迁移规律一直受到国际社会的广泛关注^[4-5]。

铀的溶解度与毒性高度依赖于其化学形态,其中氧化还原条件、pH值、共存阴离子(如碳酸盐、磷酸盐等)与阳离子(如 Ca^{2+} 、 Fe^{3+} 等)共同调控着铀在U(IV)与U(VI)价态间的转化动力学^[6-8]。在氧化条件下和 $\text{pH} \leq 2.5$ 时,铀主要以可溶的铀酰离子(UO_2^{2+})形式存在。在还原条件下,难溶的U(IV)沉积物占主导地位^[9]。释放到环境中的铀在随地表径流及地下水迁移的过程中威胁生态安全,并可能通过食物链进入水生和陆生生物中^[10-11]。进入血液中的铀会与血清蛋白及转铁蛋白等各类蛋白形成复合物(铀酰双碳酸酯及三碳酸酯复合物等),对骨骼、肾脏等器官产生毒害作用。除了化学毒性外,沉积在人体内的铀还会形成内照射,有可能导致染色体畸变^[12-13]。因此,对铀污染场地的修复对于保护生态安全与人类健康至关重要。

当前修复技术主要分为物理法(覆土法、淋洗法、热处理法、反渗透法等)、化学法(还原沉淀法、电化学纯化法、吸附法等)与生物法(植物法与微生物法)三大类^[14-17]。在上述方法中,化学法所用试剂(如磷酸盐、碳酸盐或有机螯合剂)修复成本高,使用过程可能引发二次污染风险。处

理过程产生的有毒副产物(如酸性废液或有机配合物)可能改变土壤pH值及氧化还原电位,破坏原有微生物群落结构与生态平衡。物理法修复铀污染则适用范围有限,对 $> 50 \text{ m}$ 的深层污染缺乏有效处理能力^[18]。而微生物修复技术因其低成本、环境友好性及对铀价态转化的高效调控能力,逐渐成为治理复杂污染场地的研究焦点^[19]。本文将全面评述微生物修复技术的原理、影响因素、实际及未来应用。

1 微生物修复铀污染的方式及机理

细菌、真菌、微藻等生物制剂以各种方式与铀相互作用,将其转化为稳定的化学状态或不溶性矿物沉淀,大大降低其环境流动性和生物利用度。微生物修复的主要机制包括生物吸附、生物矿化、生物积累和生物还原。

1.1 生物吸附

生物吸附涉及U(VI)在微生物细胞表面的物理或化学结合,进而降低其溶解度和迁移性(图1)。现有研究表明,绿藻、小球藻、蓝藻、芽孢杆菌、黄杆菌、肠杆菌、黑曲霉菌、酵母菌等不同类微生物因其独特的细胞结构及代谢特性,对U(VI)表现出差异化的吸附性能与作用机制^[20-24]。例如,黄杆菌属 *Stenotrophomonas* sp. CICC 23833 通过表面吸附与胞内累积的协同作用实现超高吸附容量,最大吸附量达 392.9 mg/g ^[25];丝藻 *Cladophora hutchinsiae* 在 $\text{pH}=5.0$ 和 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下,与U(VI)接触 60 min 后,最大吸附量达 152 mg/g ^[26];小球藻 *Chlorella sorokiniana* 则在 $\text{pH}=2.5$ 条件下表现出更快的吸附动力学^[27];而黑曲霉菌 *Aspergil-*

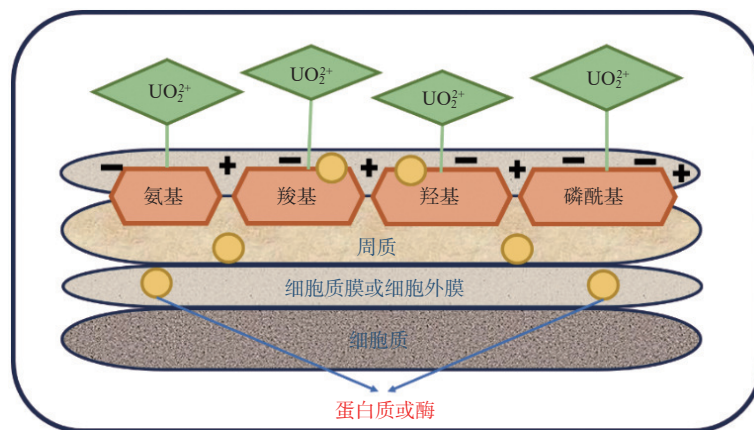


图1 U(VI)的生物吸附示意图

Fig. 1 Schematic representation of biosorption of U(VI)

lus niger 则在 U(VI) 初始质量浓度为 0.75 mg/L 时达到了 12.5 mg/g 的最大 U(VI) 吸附量^[28]。

生物吸附涉及细胞膜表面携带的多种官能团(如羧基、羟基、含磷基团等),官能团的存在使细胞膜及细胞壁表面带负电,将带正电的 UO_2^{2+} 以配合物的形式吸附在表面。Li 等^[29] 研究了分离自中国西南某废弃铀矿的 *Bacillus sp. dwc-2* 对 U(VI) 的吸附及机理:红外光谱(FTIR)的结果表明,其细胞表面的羧基、氨基、羟基和含磷基团共同参与 U(VI) 的配位。时间分辨激光诱导荧光(TRLFS)光谱和 X 射线吸收精细结构(XAFS)光谱的表征结果显示,在 *Bacillus sp. dwc-2* 吸附 U(VI) 过程中,含磷基团和羧基基团分别以单齿和双齿两种配位方式与 U(VI) 配位,且含磷基团是主要配位的官能团^[30]。此外,官能团在吸引 UO_2^{2+} 的过程中会释放自身原有的等电量离子来维持电荷平衡。例如,质子诱导 X 射线发射(PIXE)光谱和增强质子背散射(EPBS)光谱的结果显示 *Streptomyces sporoverrucosus dwc-3* 在吸附 U(VI) 后,细胞中的 K^+ 、 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 含量显著下降,低于检出限,表明上述阳离子在 U(VI) 吸附过程中被释放到溶液中,为 U(VI) 的吸附提供了结合位点^[31]。

上述报道的研究均基于活性微生物,也有研究表明无生命的微生物比活细胞在吸附中更有潜力。朱婷等^[32] 将分离自铀污染土壤的 *Lelliottia sp. X-110* 冻干为粉末并作为生物吸附剂研究其与 U(VI) 的相互作用行为,结果表明 *Lelliottia sp. X-110* 对 U(VI) 的吸附容量达 170.76 mg/g。Li 等^[33] 通过双模板一步碳化法基于 *Ankistrodesmus sp.* 合成了新型微藻衍生生物炭 A-HTC,用于 U(VI) 的吸附。该生物炭材料具有显著的可重复使用性,

对 U(VI) 的选择性超过 11 种竞争阳离子,最大吸附量为 472.3 mg/g。为了进一步提高生物吸附的效率,可采用先进的模拟方法优化生物吸附剂的设计与合成。Da 等^[34] 将四种机器学习方法(线性回归、支持向量回归、随机森林和多层感知器神经网络)用于分析生物炭的物理和化学性质对 U(VI) 吸附的相对重要性,通过对比比较系数(R^2)和均方根误差(RMSE)的值发现,相较于生物炭的化学成分,其比表面积等结构特性对 U(VI) 的吸附更为重要。

生物吸附具有成本低和效率高的优势。然而,在实验室进行的生物吸附研究是以非常可控的方式进行的,实际的自然环境条件较为复杂,需要对试点项目进行更多的研究,以便该技术实现工业规模可用。

1.2 生物积累

生物积累指 U(VI) 在细胞内的积累(图 2)。这是一个耗能的过程,是在生物吸附的基础上通过在细胞内运输来隔离 U(VI) 的一种方式,因此可分为两个阶段:首先在表面发生快速生物吸附,然后将吸附的金属运输到细胞内。目前并未发现将 U(VI) 运输到细胞中的转运蛋白, U(VI) 的化学毒性增强了细胞膜通透性,促进 U(VI) 在细胞内积累。进入细胞的 U(VI) 主要与胞内多聚无机磷酸盐相结合,以磷酸铀酰的形式存在。Vázquez-Campos 等^[35] 研究了铀矿中分离出的 *Coniochaeta fodinicola* 对 U(VI) 的吸收和结合。XAS 光谱结果表明 U(VI) 结合的强度受到细胞存活率的强烈影响,活细胞显示出更有序的结合环境。生物积累作为一种潜在的 U(VI) 修复策略在实际应用过程会受到胞内储存能力及积累效率

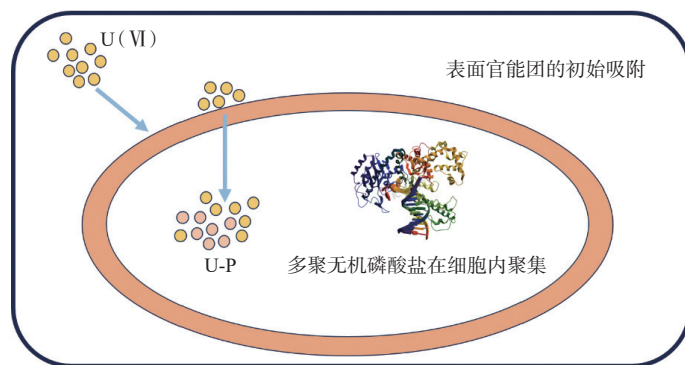


图 2 U(VI) 的生物积累示意图

Fig. 2 Schematic representation of bioaccumulation of U(VI)

的限制。

1.3 生物矿化

微生物介导的U(VI)生物矿化以磷酸酶活性驱动的铀酰磷酸盐沉淀为核心主导机制,形成切尔尼科夫石($\text{H}_2(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$)、磷酸铀酰($(\text{UO}_2)_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)、钙铀云母($\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)等稳定矿相(图3)。该过程通过微生物分泌的磷酸酶水解有机磷源(如植酸、甘油-2-磷酸)释放磷酸根,进而与U(VI)结合形成难溶性沉淀[36-39]。例如,源自于U(VI)污染环境的 *Enterobacter* sp. X57 及 *Bacillus thuringiensis* X27 两种细菌均可在 pH=5.0~8.0 的范围内有效代谢磷酸盐,将U(VI)矿化为铵铀云母($\text{NH}_4\text{UO}_2\text{PO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$)的晶体沉积物[40-41]; Povedano-Priego 等[42]采用膨润土微宇宙实验验证真菌群落(子囊菌门占比96.6%)对U(VI)固定的关键作用,U(VI)暴露显著富集青霉菌属 *Penicillium* 和镰刀菌属 *Fusarium* 等有生物矿化能力的菌株,其中 *Fusarium oxysporum* B1 通过磷酸酶活性的表达将U(VI)沉积为铀磷酸盐矿物相。 *Talaromyces amestolkiae* 分解植酸产生磷酸根,在 pH=3.5~5.5 条件下实现U(VI)沉淀[43],而 *Brevundimonas vesicularis* LWG1 则通过该途径形成钠铁铀矿($\text{NaFe}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2(\text{OH}) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)[44]。

微生物分泌的磷酸酶在不同 pH 值条件下表现出不同的活性,进而表现出不同的矿化效果:郭豫齐等[45]探究了 *Bacillus* sp. dwc-2 在不同 pH 条件下磷酸酶活性及对U(VI)的矿化效果,结果表明,该菌的磷酸酶活性随着体系 pH 值从 5.0 逐渐增加至 8.0 而逐渐增强,U(VI)在中性及弱碱性条件下以钠铀云母($\text{NH}_4\text{UO}_2\text{PO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$)的形式沉

积。Shukla 等[46]分别测定了七种 *Staphylococcus aureus* 生物膜的酸性磷酸酶活性。其中,菌株 V329 生物膜显示出最大的磷酸酶活性,添加磷酸盐后,菌株 V329 生物膜显示出显著的U(VI)耐受性,对 10 mg/L U(VI)的批量处理去除率达47%。此外,微生物在诱导U(VI)矿化的过程中往往伴随着对U(VI)的吸附,通过协同作用的方式共同完成U(VI)污染的修复。Pinel-Cabello 等[47-48]通过 *Stenotrophomonas bentonitica* B II-R7 菌株的转录组学分析揭示其多系统抗U(VI)机制:细胞壁修饰基因上调促进U(VI)吸附,外排系统基因激活减少胞内积累,磷酸酶活性增强则驱动胞外磷酸铀酰盐矿物形成,三者协同实现高效U(VI)固定。 *Saccharomyces cerevisiae* 先通过表面官能团的配位作用与 UO_2^{2+} 结合,之后在U(VI)的胁迫下启动代谢解毒机制,释放无机磷酸盐到胞外,与解吸的U(VI)结合,形成切尔尼科夫石的晶体沉积物[49]。

生物矿化作为U(VI)生物修复领域的一项新技术,其重要性日益增加。然而,在实际应用过程中,需着重考虑该方法的经济可行性。使用有机磷酸盐作为供体可能会限制其作为原位放射性核素修复技术的应用。另外,U(VI)在细胞表面的沉淀可能会阻碍微生物的新陈代谢,进而降低U(VI)的修复效率。

1.4 生物还原

微生物还原修复技术通过将可溶性U(VI)还原为不溶性U(IV),有效降低U(VI)的迁移性和生物毒性(图4)。目前的研究主要集中在一些特殊的还原菌,如铁还原细菌(*Geobacter uraniiredu-*

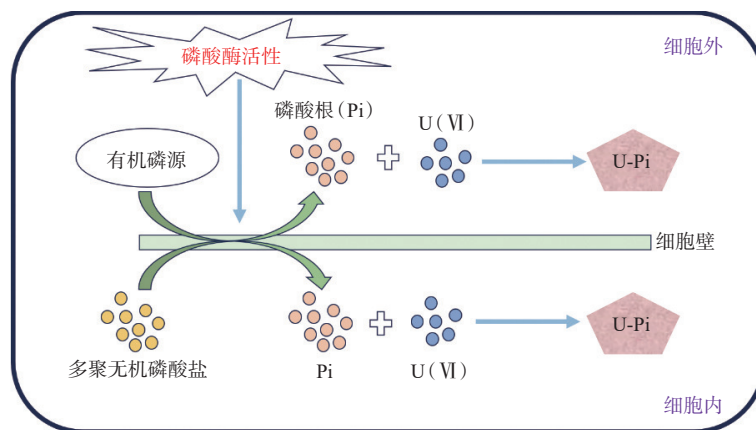


图3 U(VI)的生物矿化示意图

Fig. 3 Schematic representation of biomining of U(VI)

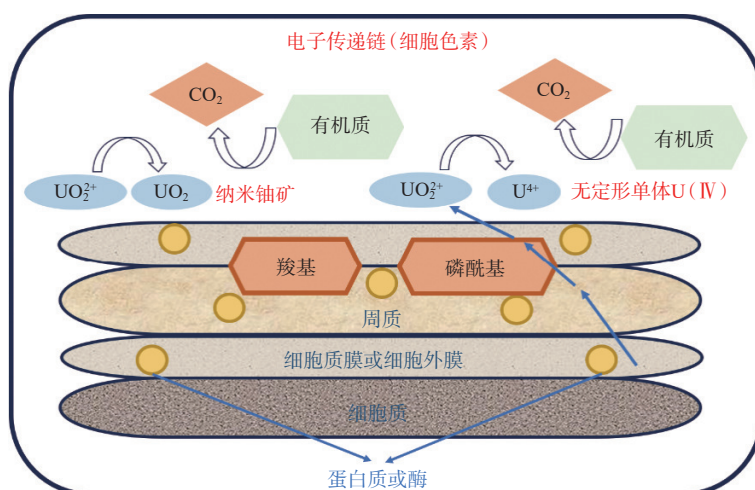


图4 U(VI)的生物还原示意图

Fig. 4 Schematic representation of bioreduction of U(VI)

cens 和 *Geobacter daltonii*) 和硫酸盐还原细菌 (SRB) (*Desulfovibrio*、*Desulfobacterium* 和 *Desulfotomaculum* genera) 等生存于厌氧环境的典型还原菌^[50-51]。此外,有研究表明,有氧环境中分离获得的细菌在一定条件下对 U(VI) 也具有还原作用^[52]。

生物还原技术的核心机制依赖于还原菌的胞外电子传递 (extracellular electron transfer, EET)^[53-54]。例如, *Desulfovibrio vulgaris* 等菌种可通过 H_2 介导的厌氧呼吸途径实现高效 U(VI) 还原, 在 pH=6~10 范围内保持 90% 以上的 U(VI) 去除率, 并形成 U(IV) 沉淀^[55]; *Shewanella* sp. RCRI7 通过 c 型细胞色素 (如 omcAB) 介导直接电子转移, 在 0.5 mmol/L U(VI) 浓度下维持高效还原活性, 其 omcAB 基因表达水平与 U(VI) 去除率呈显著正相关^[56]。He 等^[57] 开发的碱基编辑系统 (pYYDT-BE) 成功实现 *Geobacter sulfurreducens* 基因组的精准编辑 (单一位点编辑效率达 100%), 实证了菌毛与外膜 c-Cyts 在长距离 EET 中的核心作用。Fan 等^[58] 在 CRISPR 平台支持下, 建立了基因组启动子工程策略 (GPS), 用于 *Shewanella oneidensis* 的全基因组工程 EET 编码基因网络。编辑后的菌株对 U(VI) 的还原能力提高 3.62 倍。此外, EET 过程与多种酶的作用密切相关。Chen 等^[59] 研究了 *Bacillus thuringiensis* 诱导 U(VI) 还原过程相关的主要酶及其在 EET 中的作用, 结果表明, 乳酸脱氢酶、丙酮酸脱氢酶和琥珀酸脱氢酶负责产生电子载体 (NADH 和 $FADH_2$), NADH 脱氢酶和泛醌系统负责传递电子至 U(VI), 整个还原过程依赖

于细胞内呼吸链; 而 *Thermodesulfovibrio yellowstonii* 和 *Desulfatirhabdium butyrivorans* 则依赖硫酸还原酶等酶系实现 U(VI) 的还原^[50]。在该机制条件下, 添加电子穿梭体能够显著影响 U(VI) 的还原。Wang 等^[60] 证实了核黄素 (RF) 和蒽醌-2-磺酸钠 (AQS) 作为电子穿梭体可显著提高 *Shewanella putrefaciens* 对 U(VI) 的还原效率, 其作用机制通过胞外沉淀物形态分析得以解析: 未添加穿梭体时主要为切尔尼科夫石, 而添加 RF/AQS 后则形成更具反应活性的 U(IV) 沉积物。微生物在诱导 U(VI) 生物还原的同时还会伴随生物吸附及生物矿化的发生。 *Pseudomonas* MRU-UE1 通过生物吸附、生物矿化及生物还原的协同机制共同完成对 U(VI) 的修复。该菌株上的含磷基团和羧基基团对 U(VI) 进行吸附。为响应 U(VI) 的胁迫, 该菌株可代谢磷酸根, 将可溶性 UO_2^{2+} 转化为切尔尼科夫石及 $CaU(PO_4)_2$ 两种不溶性沉积物^[61]。 *Brevundimonas vesicularis* LWG1 将 U(VI) 部分还原为 U(IV), 其磷酸酶分泌促进了钠铀云母的细胞外沉淀^[44]。

还原后 U(IV) 的存在形式分为纳米颗粒铀云母和与细菌生物量相关的非晶态 U(IV) 物种的混合物^[62]。Bernier-Latmani 等^[63] 从实验室纯培养物和 Alessi 等^[64] 用电子供体生物刺激的天然沉积物获得的 X 射线吸收光谱 (XAS) 表明非晶态 U(IV) 至少部分与微生物生物量上的磷酸基团有关。在 U(VI) 生物还原的过程中, 水性介质中无机磷酸盐的存在显著增加了产生的非晶态 U(IV)

的比例。生物还原法效率高, 成本低, 具有广泛的应用前景。应该注意的是, U(IV)生物还原的一个主要问题是在动态氧化还原条件下的潜在再氧化。

综上所述, 在铀污染的微生物修复过程中, 生物吸附、生物积累、生物矿化与生物还原四种机制常协同作用, 形成多路径耦合的修复体系。微生物首先通过表面官能团对铀酰离子进行快速吸附, 部分铀通过增强的膜通透性进入胞内积累; 随后, 在代谢活动驱动下, 微生物分泌磷酸酶水解有机磷源释放磷酸根, 诱导形成稳定的铀磷酸盐矿物沉淀; 同时, 在厌氧或特定氧化还原条件下, 还原菌通过胞外电子传递将U(VI)还原为不溶性的U(IV), 进一步固定铀并降低其迁移性。这些过程相互促进、彼此增强, 例如吸附为后续还原与矿化提供铀源, 矿化产物又可包覆还原态铀增强其稳定性, 共同实现铀的高效、长效固定。

2 生物修复的影响因素

在微生物修复过程中, 环境因素发挥核心调控作用。氧化还原条件(如铁/硫循环和电子传递效率)直接决定U(VI)还原为U(IV)的路径与效率; 碳源动态(如易降解有机碳的周转)调控微生物代谢活性和电子供体供给; 溶液化学参数(如pH和共存离子)影响铀形态、微生物活性及修复产物稳定性; 矿物界面作用(如黏土矿物吸附和生物矿化)则主导铀的长期固定机制^[65]。因此, 系统研究不同环境因素对微生物修复铀污染的调控行为与机制, 分析多因素耦合效应, 对于修复效率的提高至关重要。

2.1 氧化还原条件

氧化还原条件主要通过铁/硫循环及氧化还原电位(Eh)的变化直接影响U(VI)还原路径与效率。在铁还原条件下, 赤铁矿等含铁矿物作为电子受体或催化剂发挥关键作用^[8]。Behrends等^[66]的研究表明, 当存在赤铁矿胶体和*Shewanella putrefaciens*时, U(VI)主要通过非生物还原途径被固定, 其中赤铁矿表面催化Fe(II)驱动的还原反应占主导地位, 而溶解性碳酸盐可通过形成 UO_2^{2+} -碳酸盐配合物抑制还原速率。

氧化还原电位(Eh)的变化进一步影响U(VI)的固定机制。在Eh较低的厌氧条件下, 相关还原

酶系统(如c型细胞色素MtrC/OmcA)得以充分表达和激活, 微生物主要介导U(VI)的生物还原, 而Eh较高的好氧环境中, U(VI)固定依赖生物矿化作用。Li等^[67]研究发现, 在模拟自然好氧条件下, *Shewanella putrefaciens*对U(VI)的还原被抑制, U(VI)主要通过绿泥石的层间限域效应被固定; 植酸(IP6)的加入会阻断生物矿化, 但溶出的 Fe^{2+}/Mg^{2+} 可促进铀-绿泥石复合物沉积。

2.2 碳源动态调控

碳源作为微生物生长代谢的电子供体和能量来源, 在微生物修复铀污染过程中发挥核心调控作用。有机碳源类型直接影响微生物群落活性和U(VI)还原效率, 其中易降解有机碳(如乙酸)可快速激发微生物代谢活动, 但消耗速率快; 难降解有机碳则提供持续电子供体但利用率较低。Dangelmayr等^[68]在科罗拉多州铀污染地下水的生物刺激研究表明: 乙酸注入后溶解性有机碳(DOC)浓度迅速升高, 但随后因微生物快速消耗而下降; 颗粒态有机碳(POC)浓度则呈现先升后降趋势, 其 ^{13}C 值偏移证实微生物优先利用 ^{12}C , 导致难降解组分在系统中持续积累, 用于维持U(VI)持续还原。

电子供体类型的选择显著影响修复路径。甘油磷酸盐(GP)作为复合电子供体, 在pH=5.0~7.0条件下既能提供碳源, 又能通过微生物介导水解释放磷酸根, 协同促进U(VI)的生物还原与磷酸盐矿化, 形成抗氧化的磷酸铀酰类沉积矿物, 其修复效率显著高于单一甘油(GY)体系^[69]。微生物代谢活性通过依赖代谢(如还原酶合成)与不依赖代谢(如表面吸附)的双重机制调控铀固定途径。Zhao等^[70]发现*Bacillus subtilis*在中性pH条件下依赖代谢的U(VI)固定贡献率达45%, 其中有机磷代谢激活对钠铀云母的形成至关重要; 而在酸性条件下, 代谢抑制导致U(VI)固定主要依赖细胞表面吸附。此外, 含磷基团在U(VI)生物矿化中起关键作用, *Kocuria rosea*通过释放磷酸根促使U(VI)形成钙铀云母, 显著提升固定U(VI)的稳定性^[71]。这些代谢过程受pH值调控, 并与溶液化学条件(如 Ca^{2+} 浓度)存在交互作用, 共同决定修复产物的长期稳定性。

2.3 溶液化学环境

溶液化学参数(包括pH值、共存离子及竞争性配体)通过调控铀的化学形态、微生物活性以及

修复产物的稳定性,影响微生物修复铀污染的效率与长效性。pH值作为关键调控因子,直接影响 UO_2^{2+} 的水解平衡与细胞表面的电荷分布:在 $\text{pH} < 5.0$ 的酸性条件下, U(VI) 主要以带正电的 UO_2^{2+} 形态存在,增强其与带负电微生物细胞表面的静电吸附;而在 $\text{pH}=6.0\sim 8.0$ 的中性及碱性环境中, U(VI) 则逐步形成可溶性碳酸铀酰配合物,降低其生物可利用性。Xie等^[72]通过热力学计算与实验验证指出,当 $\text{pH}=7.9$ 时, Ca^{2+} 可促进形成 $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3(\text{aq})$ 配合物,其氧化还原电位($E_h^\ominus = -0.6797\text{V}$)使其在热力学上更易被微生物还原为 U(IV) ,显著提升去除率至89.7%;而 $\text{pH}=6.9$ 时, Ca^{2+} 则通过屏蔽微生物表面负电荷来抑制还原过程,导致去除率降至24.4%。

共存离子的竞争或协同效应进一步复杂化修复过程。碳酸盐通过形成碳酸铀酰配合物抑制还原酶活性,但高浓度磷酸盐可诱导形成稳定的磷酸铀酰矿物。Wang等^[73]的研究结果表明:常见的 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 Mn^{2+} 和 Cu^{2+} 有助提升 U(VI) 的去除效率;而 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等离子在特定pH下既能竞争微生物表面的吸附位点,又能参与矿物共沉淀。

竞争性有机配体通过其与 UO_2^{2+} 的配位能力来调控修复过程。在*Bacillus sp. dwc-2*诱导 U(VI) 矿化的过程中,腐殖酸(HA)、富里酸(FA)、乙酸盐(Acetate)、乳酸盐(Lactate)和水杨酸盐(Salicylate)等改变了 U(VI) 的存在形态,在中性pH条件下部分地将 U(VI) 从胶体颗粒中“溶解”出来,形成自由的 UO_2^{2+} -配体离子(如HA/FA- UO_2^{2+} 配合物)。这种可溶性的铀酰配合物更容易扩散到细胞表面并与 PO_4^{3-} 反应,从而促进矿物的形成和晶体生长^[74-75];铁载体去铁胺-DFO则优先螯合 UO_2^{2+} 形成可溶性 U(VI) -DFO配合物,抑制氢铀云母的形成,而引入 Fe^{3+} 后,DFO对 Fe^{3+} 的高亲和力释放 UO_2^{2+} 离子,转而生成贝萨石($\text{Fe}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$)^[76]。这表明有机配体与金属离子的竞争配位可动态调控铀的生物可利用性与固定化路径。

2.4 矿物界面作用

矿物界面作用是调控铀长期固定效能的关键环境因素。例如,Geng等^[77]研究表明,高岭石颗粒紧密附着或包裹在*Aspergillus niger*菌丝表面,形成团聚结构。*Aspergillus niger*的菌丝和有机酸等分泌物掩盖高岭石的部分吸附位点,导致短期

(4d)复合物对 U(VI) 的吸附效率略低于纯高岭石对 U(VI) 的吸附。同时,高岭石附着在菌丝表面会部分占据还原位点,导致*Aspergillus niger*对 U(VI) 的还原效率降低。Cheng等^[78]研究了蒙脱石与*Shewanella putrefaciens*的相互作用,发现在 $\text{pH} < 7.0$ 的酸性条件下通过静电吸引和配位作用形成团聚体和包裹结构,进而减少了 U(VI) 的吸附效率。而在 $\text{pH} > 7.0$ 的碱性条件下,*Shewanella putrefaciens*分泌的可溶性有机物(DOM)吸附在蒙脱石表面,提供了额外的吸附位点,增强了对 U(VI) 的吸附。X射线光电子能谱(XPS)的表征结果证实DOM中的官能团与 U(VI) 发生内层配位作用。胞外聚合物(EPS)在此过程中发挥多重增效作用:厌氧颗粒污泥(ANGS)的EPS通过提供吸附位点、电子传递介质及矿物成核位点,贡献了总铀固定量的3.5%~6.8%;其含有的羧基、氨基及腐殖酸通过配位作用促进 U(VI) 颗粒形成,并通过还原作用生成 U(IV) 物种^[79]。此外,*Shewanella putrefaciens*的EPS中蛋白质组分被证实可诱导 U(VI) 以氢铀云母的形式沉积,去除EPS后 U(VI) 固定效率降低22%^[80]。修复产物的长期稳定性受矿物结晶度与老化效应调控:非晶态 U(IV) 在天然沉积物中经12个月厌氧老化后仍维持原始形态,未观察到向晶态 UO_2 矿物的转化,表明其易再迁移的风险持续存在^[62]。

3 铀污染场址的生物修复

前文各生物修复方式在铀污染场址的实际修复中已得到初步应用。Lian等^[19]采用 CO_2+O_2 中性原地浸出(NISL)技术,对我国北方某铀矿开采污染地区地下水进行生物刺激和生物强化修复,确定了驱动生物修复的主导控制因素和机制,结果表明:经过120d的生物强化处理后,污染地下水中的铀质量浓度降至0.36mg/L,修复效率91.26%。生物修复涉及生物还原、生物矿化和生物吸附等多个过程的耦合,其中生物还原起主导作用。

Robinson等^[81]将甘油磷酸酯注入英国塞拉菲尔德核基地附近的地下水中,通过微生物分泌的磷酸酶降解该有机磷源,缓慢释放出磷酸根,并与 U(VI) 和 Ca^{2+} 反应,形成铀磷酸盐矿物。 U(VI) 的最终去除率 $> 97\%$ 。尽管 U(VI) 的最终去除率及稳定性较高,但在修复初期,由于微生物降解甘油磷酸酯释放磷酸盐的过程较慢,未降解的甘

磷酸酯会提高体系 pH, 反而促进了可溶性 U(VI)-碳酸盐和 U(VI)-甘油磷酸酯配合物的形成, 导致 U(VI) 的溶解度暂时性升高。这一结果揭示了在生物修复的实际应用中需考虑修复剂引入后可能带来的短期风险。

4 结论和展望

生物修复技术因其环境友好、成本效益高和优于传统方法的效率, 在治理铀污染领域展现出巨大的应用潜力。在实验室研究中, 多种修复菌株展现出将污染物的生物利用度降至最低的能力。尽管相关研究已经取得了突破性进展, 但从实际环境的大规模应用来看, 微生物的修复效果仍需进一步验证。

未来的研究可重点关注以下几个方面: 1) 利用机器学习等先进的方法优化修复路径; 2) 在优化的基础上, 开发基因工程手段, 针对特定功能的基因片段进行编辑, 构建具有多重修复功能的工程菌株; 3) 加强中试和现场试验, 研究不同地质和水文条件下的修复效果, 优化操作参数; 4) 开发原位监测技术, 评估修复后铀的长期稳定性, 避免二次污染; 5) 对修复过程中可能产生的毒性副产物或基因水平转移风险进行评估, 确保环境安全。

参考文献:

- [1] Gong J, Chen S, Guo Y, et al. Multidimensional exploration of Tc(VII) bio-reduction: kinetics and cellular responses[J]. *J Hazard Mater*, 2025, 494: 138480.
- [2] Gong J, Li S, Chen S, et al. New insights into the behavior and biochemical mechanism of microbial Tc(VII) reduction via the investigation of electron transfer[J]. *Chem Eng J*, 2024, 497: 154326.
- [3] Wang J, Li Z, He F, et al. Evaluation of uranium migration during the maturation of hydrocarbon source rocks[J]. *Sci Rep*, 2024, 14(1): 27004.
- [4] 宋静, 谭凯旋, 刘振中, 等. 自然界铀同位素分馏研究进展及展望[J]. *核化学与放射化学*, 2022, 44(6): 565-574.
- [5] Bayle S, Beccia M R, Moulin C, et al. Uranium speciation in a chalky soil[J]. *Environ Sci Technol*, 2023, 57(28): 10348-10360.
- [6] Cui J Q, Yang S Y, Jiang S Y, et al. The role of uranyl complex decomposition and redox conditions in the precipitation of hydrothermal uranium deposits: insights from chlorite mineralogy and geochemistry in the Shazhou uranium deposit, Xiangshan, SE China[J]. 2023, 136(1-2): 388-402.
- [7] Gao J, Chen J, Lv H, et al. Shielding process for the effect of anions on uranium selective recovery and heavy metal removal from simulated mine effluents[J]. *Sep Purif Technol*, 2024, 329: 125168.
- [8] Lu J, Geng R, Zhang H, et al. Concurrent reductive decontamination of chromium(VI) and uranium(VI) in groundwater by Fe(0)-based autotrophic bioprocess[J]. *J Hazard Mater*, 2023, 452: 131222.
- [9] Sánchez-Castro I, Martínez-Rodríguez P, Jroundi F, et al. High-efficient microbial immobilization of solved U(VI) by the *Stenotrophomonas* strain Br₈[J]. *Water Res*, 2020, 183: 116110.
- [10] Liu J, Fan X, Ni J, et al. Mitigation of uranium toxicity in rice by *sphingopyxis* sp. YF1: evidence from growth, ultrastructure, subcellular distribution, and physiological characteristics[J]. *Plant Physiol Biochem*, 2024, 214: 108958.
- [11] Zhang B, Yan T, Wang X, et al. Hydrogeochemical characteristics and enrichment regularities of groundwater uranium in the Erlian basin, China[J]. *Appl Geochem*, 2024, 170: 106094.
- [12] Banala U K, Das N P I, Toleti S R. Microbial interactions with uranium: towards an effective bioremediation approach[J]. *Environ Technol Innov*, 2021, 21: 101254.
- [13] Kumar A, Arora T, Singh P, et al. Quantification of radiological dose and chemical toxicity due to radon and uranium in drinking water in Bageshwar region of Indian Himalaya[J]. *Groundw Sustain Dev*, 2021, 12: 100491.
- [14] 周书葵, 李懿昊, 刘迎九, 等. 复合电解液强化电动修复铀污染土壤[J]. *原子能科学技术*, 2025, 59(6): 1234-1244.
- [15] 杨军, 喻清, 张攀, 等. 功能化水葫芦生物吸附剂的制备及其对铀的吸附机理[J]. *南华大学学报(自然科学版)*, 2021, 35(3): 7-16.
- [16] 沈威, 高柏, 章艳红, 等. 化学淋洗法对铀污染土壤的修复效果研究[J]. *有色金属(冶炼部分)*, 2019(11): 81-86.
- [17] 卫虹. 用超滤法或半渗透膜的反渗透法从含钙的浸出液中回收铀[J]. *铀矿冶*, 1981(6): 70.
- [18] 张琪, 丁德馨, 胡南, 等. 放射性核素及重金属污染土壤电动修复技术研究进展[J]. *有色金属(矿山部分)*, 2022, 74(6): 1-9.
- [19] Lian G, An Y, Sun J, et al. Effects and driving mechanisms of bioremediation on groundwater after the neutral *in situ* leaching of uranium[J]. *Sci Total Environ*, 2024, 946: 174406.
- [20] 曾倩, 朱婷, 李飞泽, 等. 肠杆菌 *Enterobacteria* sp. X57 富集铀(VI)的初探[J]. *原子能科学技术*, 2022, 56(7): 1258-1266.

- [21] 王晓彧,郑新艳,沈扬皓,等. 酵母菌对低浓度铀的吸附机理及动力学研究[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(1): 169-177.
- [22] Cheng Y, Li F, Liu N, et al. A novel freeze-dried natural microalga powder for highly efficient removal of uranium from wastewater[J]. *Chemosphere*, 2021, 282: 131084.
- [23] Kolhe N, Zinjarde S, Acharya C. Impact of uranium exposure on marine yeast, *Yarrowia lipolytica*: insights into the yeast strategies to withstand uranium stress[J]. *J Hazard Mater*, 2020, 381: 121226.
- [24] Lopez-Fernandez M, Vilchez-Vargas R, Jroundi F, et al. Microbial community changes induced by uranyl nitrate in bentonite clay microcosms[J]. *Appl Clay Sci*, 2018, 160: 206-216.
- [25] Hu Z, Zhou Z, Zhou Y, et al. Synergy of surface adsorption and intracellular accumulation for removal of uranium with *Stenotrophomonas* sp: performance and mechanisms[J]. *Environ Res*, 2023, 220: 115093.
- [26] Bağda E, Tuzen M, Sarı A. Equilibrium, thermodynamic and kinetic investigations for biosorption of uranium with green algae (*Cladophora hutchinsiae*)[J]. *J Environ Radioact*, 2017, 175: 7-14.
- [27] Embaby M A, Haggag E A, El-Sheikh A S, et al. Biosorption of uranium from aqueous solution by green microalga *Chlorella sorokiniana*[J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2022, 29(38): 58388-58404.
- [28] Wang X, Wang T, Zheng X, et al. Isotherms, thermodynamic and mechanism studies of removal of low concentration uranium(VI) by *Aspergillus niger*[J]. *Water Sci Technol*, 2017, 75(12): 2727-2736.
- [29] Li X, Ding C, Liao J, et al. Biosorption of uranium on *Bacillus* sp. dwc-2: preliminary investigation on mechanism[J]. *J Environ Radioact*, 2014, 135: 6-12.
- [30] Guo Y, Li X, Tu H, et al. Insight into the complexation of uranium with *Bacillus* sp. dwc-2 by multi-spectroscopic approaches: FT-IR, TRLF and XAFS spectroscopies[J]. *J Mol Struct*, 2025, 1321: 140145.
- [31] Li X, Ding C, Liao J, et al. Bioaccumulation characterization of uranium by a novel *Streptomyces sporoverrucosus* dwc-3[J]. *J Environ Sci*, 2016, 41: 162-171.
- [32] 朱婷,曾倩,李飞泽,等. 细菌 *Lelliottia* sp. X-110 对铀的吸附及减量化研究[J]. *化学研究与应用*, 2021, 33(6): 1160-1167.
- [33] Li H, Cheng Y, Li F, et al. Dual-template synthesis of microalgae-derived biochar for uranium removal from aqueous solution[J]. *J Ind Eng Chem*, 2025, 148: 560-568.
- [34] Da T, Ren H, He W, et al. Prediction of uranium adsorption capacity on biochar by machine learning methods[J]. *J Environ Chem Eng*, 2022, 10: 108449.
- [35] Vázquez-Campos X, Kinsela A S, Collins R N, et al. Uranium binding mechanisms of the acid-tolerant fungus *Coniochaeta fodinicola*[J]. *Environ Sci Technol*, 2015, 49(14): 8487-8496.
- [36] Acharya C, Chandwadkar P, Nayak C. Unusual versatility of the filamentous, diazotrophic cyanobacterium *Anabaena torulosa* revealed for its survival during prolonged uranium exposure[J]. *Appl Environ Microbiol*, 2017, 83(9): e03356-16.
- [37] Krawczyk-Bärsch E, Gerber U, Müller K, et al. Multidisciplinary characterization of U(VI) sequestration by *Acidovorax facilis* for bioremediation purposes[J]. *J Hazard Mater*, 2018, 347: 233-241.
- [38] Sánchez-Castro I, Martínez-Rodríguez P, Abad M M, et al. Uranium removal from complex mining waters by alginate beads doped with cells of *Stenotrophomonas* sp. Br₈: novel perspectives for metal bioremediation[J]. *J Environ Manag*, 2021, 296: 113411.
- [39] Yan M, Gao Q, Shao D. Elimination of uranium pollution from Coastal Nuclear Power Plant by marine microorganisms: capability and mechanism[J]. *Sci Total Environ*, 2024, 914: 169959.
- [40] Zeng Q, Zhu T, Wen Y, et al. The dynamic behavior and mechanism of uranium(VI) biomineralization in *Enterobacter* sp. X57[J]. *Chemosphere*, 2022, 298: 134196.
- [41] Zhu T, Zeng Q, Zhao C, et al. Extracellular biomineralization of uranium and its toxicity alleviation to *Bacillus thuringiensis* X-27[J]. *J Environ Radioact*, 2023, 261: 107126.
- [42] Povedano-Priego C, Jroundi F, Morales-Hidalgo M, et al. Unveiling fungal diversity in uranium and glycerol-2-phosphate-amended bentonite microcosms: implications for radionuclide immobilization within the deep geological repository system[J]. *Sci Total Environ*, 2024, 908: 168284.
- [43] Coelho E, Reis T A, Cotrim M, et al. *Talaromyces amestolkiae* uses organic phosphate sources for the treatment of uranium-contaminated water[J]. *Biometals*, 2022, 35(2): 335-348.
- [44] Liang Y, Wang L, Gao P, et al. Uranium immobilization by *brevundimonas vesicularis* LWG1: a synergistic approach via biomineralization, biosorption, and bioreduction[J]. *J Hazard Mater*, 2025, 496: 139236.
- [45] 郭豫齐,涂鸿,李飞泽,等. U(VI) 在芽孢杆菌 *Bacillus* sp. dwc-2 上的矿化动力学研究[J]. *原子能科学技术*, 2023, 57(10): 1878-1888.
- [46] Shukla S K, Hariharan S, Rao T S. Uranium bioremediation by acid phosphatase activity of *Staphylococcus aureus* biofilms: can a foe turn a friend[J]. *J Hazard Mater*, 2020,

- 384: 121316.
- [47] Pinel-Cabello M, Ruiz-Fresneda M A, Sánchez-Castro I, et al. Role of growth conditions and physicochemical factors controlling the removal and biomineralization of U(VI) by *Stenotrophomonas bentonitica* B II -R7[J]. *Environ Pollut*, 2025, 374: 126217.
- [48] Pinel-Cabello M, Jroundí F, López-Fernández M, et al. Multisystem combined uranium resistance mechanisms and bioremediation potential of *Stenotrophomonas bentonitica* B II -R7: transcriptomics and microscopic study[J]. *J Hazard Mater*, 2021, 403: 123858.
- [49] Zheng X Y, Wang X Y, Shen Y H, et al. Biosorption and biomineralization of uranium(VI) by *Saccharomyces cerevisiae*: crystal formation of chernikovite[J]. *Chemosphere*, 2017, 175: 161-169.
- [50] Jeong D, Baik M H, Jung E C, et al. Potential of indigenous bacteria driven U(VI) reduction under relevant deep geological repository(DGR) conditions[J]. *Environ Pollut*, 2023, 329: 121674.
- [51] You W, Peng W, Tian Z, et al. Uranium bioremediation with U(VI)-reducing bacteria[J]. *Sci Total Environ*, 2021, 798: 149107.
- [52] Li X, Ding C, Liao J, et al. Microbial reduction of uranium(VI) by *Bacillus* sp. dwc-2: amacroscopic and spectroscopic study[J]. *J Environ Sci*, 2017, 53: 9-15.
- [53] Kou B, Yuan Y, Zhu X, et al. Effect of soil organic matter-mediated electron transfer on heavy metal remediation: current status and perspectives[J]. *Sci Total Environ*, 2024, 917: 170451.
- [54] Li Z L, Li S F, Zhang Z M, et al. Extracellular electron transfer-dependent bioremediation of uranium-contaminated groundwater: advancements and challenges[J]. *Water Res*, 2025, 272: 122957.
- [55] Kushwaha S, Marcus A K, Rittmann B E. pH-dependent speciation and hydrogen(H₂) control U(VI) respiration by *Desulfovibrio vulgaris*[J]. *Biotechnol Bioeng*, 2018, 115(6): 1465-1474.
- [56] Zarei M, miR-Derikvand M, Hosseinpour H, et al. U(VI) tolerance affects *Shewanella* sp. RCRI7 biological responses: growth, morphology and bioreduction ability[J]. *Arch Microbiol*, 2021, 204(1): 81.
- [57] He R L, Wu J, Cheng Z H, et al. Biomolecular insights into extracellular pollutant reduction pathways of *Geobacter sulfurreducens* using a base editor system[J]. *Environ Sci Technol*, 2022, 56(17): 12247-12256.
- [58] Fan Y, Tang Q, Li F, et al. Enhanced bioreduction of radionuclides by driving microbial extracellular electron pumping with an engineered CRISPR platform[J]. *Environ Sci Technol*, 2021, 55: 11997-12008.
- [59] Chen S, Gong J, Cheng Y, et al. The biochemical behavior and mechanism of uranium(VI) bioreduction induced by natural *Bacillus thuringiensis*[J]. *J Environ Sci*, 2024, 136: 372-381.
- [60] Wang P, Dong F, Wang X, et al. Effects of riboflavin and AQS as electron shuttles on U(VI) reduction and precipitation by *Shewanella putrefaciens*[J]. *RSC Adv*, 2018, 8(54): 30692-30700.
- [61] Yu Q, Yuan Y, Feng L, et al. Highly efficient immobilization of environmental uranium contamination with *Pseudomonas stutzeri* by biosorption, biomineralization, and bioreduction[J]. *J Hazard Mater*, 2022, 424: 127758.
- [62] Loreggian L, Novotny A, Bretagne S L, et al. Effect of aging on the stability of microbially reduced uranium in natural sediment[J]. *Environ Sci Technol*, 2020, 54(1): 613-620.
- [63] Bernier-Latmani R, Veeramani H, DallaVecchia E, et al. Non-uraninite products of microbial U(VI) reduction[J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44(24): 9456-9462.
- [64] Alessi D S, Lezama-Pacheco J S, Stubbs J E, et al. The product of microbial uranium reduction includes multiple species with U(IV)-phosphate coordination[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 2014, 131: 115-127.
- [65] 唐清枫,徐真,孙亚楼,等.黏土矿物-生物复合胶体影响放射性核素迁移行为与机理研究进展[J].核化学与放射化学,2025,47(1):1-16.
- [66] Behrends T, van Cappellen P. Competition between enzymatic and abiotic reduction of uranium(VI) under iron reducing conditions[J]. *Chem Geol*, 2005, 220(3-4): 315-327.
- [67] Li Q, Zhang Y Y, Zhang G H, et al. Coupling effect of phytic acid and chlorite on uranium removal by *Shewanella putrefaciens* under simulated natural environment[J]. *Water Res*, 2025, 281: 123582.
- [68] Dangelmayr M A, Figueroa L A, Williams K H, et al. Characterizing organic carbon dynamics during biostimulation of a uranium contaminated field site[J]. *Biogeochemistry*, 2019, 143(1): 117-132.
- [69] Wang G, Liu Y, Wang J, et al. The remediation of uranium-contaminated groundwater via bioreduction coupled to biomineralization with different pH and electron donors[J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2023, 30(9): 23096-23109.
- [70] Zhao B, Sun Z, Guo H, et al. Controls of uranyl species and metabolism on *Bacillus subtilis*-enhanced uranium bio-immobilization[J]. *Water Res*, 2025, 286: 124221.
- [71] Zhou L, Dong F, Zhang W, et al. Biosorption and

- biomineralization of U(VI) by *Kocuria rosea*: involvement of phosphorus and formation of U-P minerals[J]. *Chemosphere*, 2022, 288: 132659.
- [72] Xie J, Wang J, Lin J. New insights into the role of calcium in the bioreduction of uranium(VI) under varying pH conditions[J]. *J Hazard Mater*, 2021, 411: 125140.
- [73] Wang S, Wang J, Tian Y, et al. Uranium removal in groundwater by *Priestia* sp. isolated from uranium-contaminated mining soil[J]. *Chemosphere*, 2024, 351: 141204.
- [74] Tu H, Lan T, Yuan G, et al. The influence of humic substances on uranium biomineralization induced by *Bacillus* sp. dwc-2[J]. *J Environ Radioact*, 2019, 197: 23-29.
- [75] Tu H, Yuan G, Zhao C, et al. U-phosphate biomineralization induced by *Bacillus* sp. dw-2 in the presence of organic acids[J]. *Nucl Eng Technol*, 2019, 51(5): 1322-1332.
- [76] Lu X, Zhang Y Y, Cheng W, et al. Chelating effect of siderophore desferrioxamine-B on uranyl biomineralization mediated by *Shewanella putrefaciens*[J]. *Environ Sci Technol*, 2024, 58(8): 3974-3984.
- [77] Geng R, Yuan L, Shi L, et al. New insights into the sorption of U(VI) on kaolinite and illite in the presence of *Aspergillus niger*[J]. *Chemosphere*, 2022, 288: 132497.
- [78] Cheng W, Tang H, Yi Y, et al. Mutual effects of *Shewanella putrefaciens*-montmorillonite and their impact on uranium immobilization[J]. *Chemosphere*, 2022, 303: 135096.
- [79] Zhao C, Wang Y, Cheng M, et al. Performance and mechanism of anaerobic granular sludge enhancing uranium immobilization via extracellular polymeric substances in column reactors and batch experiments[J]. *J Clean Prod*, 2022, 363: 132517.
- [80] Nie X, Lin Q, Dong F, et al. Surface biomineralization of uranium onto *Shewanella putrefaciens* with or without extracellular polymeric substances[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2022, 241: 113719.
- [81] Robinson C, Shaw S, Lloyd J R, et al. Bioremediation of uranium contaminated sites through the formation of U(VI) phosphate (bio)minerals[J]. *Environ Sci-Wat Res*, 2025, 11: 725-736.