

- [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(10): 1607 - 1614.
- [18] OGRAM A, SAYLER G S, BARKEY T, et al. The extraction and purification of microbial DNA from sediments[J]. *J Microbial*, 1987, 7 (2/3): 57 - 66.
- [19] TSAI Y L, PARK M J, OLSON B H, et al. Rapid method for direct extraction of DNA from soil and sediments [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1991, 57(4): 1070 - 1074.

On the influence of DNA extraction from activated sludge for denaturing gradient gel electrophoresis on microbial diversity analysis

LI Peng¹, BI Xue-jun^{1,2}, RU Shao-guo¹

(1 Marine Life College, Ocean University of China, Qingdao 266003, Shandong, China; 2 School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao Technological University, Qingdao 266033, Shandong, China)

Abstract: This paper aims to report the authors' research results on the influence of different methods of direct DNA extraction and purification from the activated sludge on the microbial diversity analysis by polymerasing the chain reaction to denaturing the gradient gel electrophoresis (PCR - DGGE). In doing so, we have adopted six different procedures to physically disrupt the cells so as to obtain the total sum of DNA: sonication. Then, two other methods were used for DNA extraction by using the microwave-based method and the grinding-freezing-thawing + the bead beats and lysozyme + SDS method. Afterwards, the PCR amplification of the extracted microbial 16S rRNA gene fragments (V3 region) was conducted by using the universal primers GC-341f and 518r. And, next, an analysis of sequence diversity in all extracts was made by using the polymerase chain reaction denaturing gradient gel electrophoresis (PCR - DGGE). DGGE on a DGGE analyzer with 8% (m/V) acrylamide (37.5:1 acrylamide-bisacrylamide) gel loaded under a 30% to 60% linear gradient of denaturant. The results show that the community patterns revealed by DGGE were noticeably influenced by the different DNA extraction methods. However, no much influence has been found by the purification (solution purification and agarose gel purification) and PCR amplification (direct PCR and nested-PCR), thus demonstrating the importance of the DNA extraction protocol on the evaluating activated sludge microbial diversity. The above results gained from our experiments prove that the method of SDS-based DNA extraction (Zhou method) is the most efficient one, which may have resulted in the largest number of DNA bands, that is, the highest number of bacterial species. As to the quantities of DNA gained from SDS-based DNA extraction, there were only $(14.85 \pm 2.5) \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (wet wt) of activated sludge with $\text{OD}_{260}/\text{OD}_{280}$ purity ratios of 1.8 ± 0.23 . Therefore, it can be suggested that the DNA extractions from the activated sludge should be highly appreciated not only in terms of quantity and purity, but also in terms of the sequence diversity present. Furthermore, it can be concluded that the SDS-based DNA extraction protocol from activated sludge (Zhou method) is expected to be adopted as a rapid and reliable means for further microbial molecular ecological study.

Key words: microbial ecology; activated sludge; DNA extraction; polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis; microbial diversity

CLC number: X172 Document code: A

Article ID: 1009-6094(2007)02-0053-05

文章编号: 1009-6094(2007)02-0057-04

微生物吸附处理低浓度含铀废水的效能*

胡 恋¹, 谢水波^{1,2}, 张晓健², 李仕友¹

(1 南华大学城市建设学院, 湖南衡阳 421001;

2 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘 要: 生物吸附是目前处理低浓度含铀废水最有前途的方法之一。本文探讨了不同种类微生物的来源及其对铀的吸附效能, 分析了生物吸附过程的影响因素和吸附机理。细菌、放线菌、真菌和藻类对铀的吸附能力依次递减, pH 值、菌种预处理、共存离子和金属初始浓度是生物吸附的主要影响因素; 微生物的细胞结构在生物吸附过程中发挥了重要的作用, 静电吸附、酶促反应、无机微沉淀和氧化还原等是生物吸附的主要机理。最后预测了生物吸附处理低浓度含铀废水的研究方向。

关键词: 废水处理; 生物吸附; 铀; 微生物; 机理; 再生

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

0 引 言

随着核工业的发展与核设施的退役, 产生了大量放射性废弃物, 对人类健康和环境构成了潜在威胁。含铀等放射性核素废水的处理已经成为研究热点。国内外处理含铀废水的传统方法有离子交换、混凝沉淀、萃取、反渗透^[1]等。由于存在运行费用和原材料成本相对较高、泥量较大、有的还需进行二次废物处理的不足, 多年来人们一直致力于寻求更高效经济的含铀废水处理方法。

1991 年, 自然杂志公布了美国学者 Lovley 等^[2]有关微生物还原 U(VI) 的实验研究结果, 首次揭示出某些细菌能还原 U(VI) 为 U(IV), 并从中获得生存能, 这开创了研究铀 - 微生物作用的新时代, 低浓度含铀废水的生物处理受到了广泛的重视。生物吸附主要指经过静电吸附、酶促反应、无机微沉淀等生化作用, 使重金属离子和放射性核素被微生物细胞所吸附。它具有处理效率高、运行费用低、能有效回收金属、吸附剂易再生等优点, 可以将质量浓度为 0.25 mg/L 的铀废水降到 0.5 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下^[3], 而离子交换等传统方法对 10 mg/L 以下的含铀废水处理效果较差。

1 生物吸附剂来源及效能

在铀矿冶领域, 由于微生物浸出技术具有投资低、环境效益好等特点而引起了广泛重视。国外的微生物提取铀技术已经实现了工业化。常用的厌氧型微生物主要有氧化亚铁硫杆菌、氧化硫硫杆菌、嗜酸硫杆菌以及氧化亚铁钩端螺杆菌等。在微生物吸附方面, 日本东和大学 Takashi Shakaguchi 教授发现了能有效聚聚铀、钚的细菌, 1 g 这种细菌能吸收 0.6 g 铀或 0.3 g 钚^[4]。目前, 发现与铀的富集作用有密切关系的微生物

* 收稿日期: 2006 - 11 - 22

作者简介: 胡恋, 硕士研究生, 从事水处理理论与技术研究; 谢水波, 博士, 教授, 从事水处理研究。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(10475038); 湖南省自然科学基金资助项目(05JJ30094)

已达数十种,包括细菌、放线菌、真菌和藻类等。表1列出了不同微生物吸附铀的能力。

从表1可看出,一般情况下,微生物对铀的吸附能力为细菌(400~9 000 mg/g) > 放线菌(440 mg/g) > 真菌(170~215 mg/g) > 藻类(几~560 mg/g),且表中细菌基本上是好氧型细菌,这与生物浸出技术的优势菌种为厌氧型细菌不同。铀在藻类中络合能力的变化取决于不同科、属藻类不同的细胞壁成分,在细胞壁上产生不同的铀吸附位点,因而藻类对铀的吸附能力相差很大。

本文作者曾用自行制备的生物活性材料羟基磷灰石(HAP)吸附处理重金属废水^[19],后又用来处理低浓度含铀废水。结果表明,当HAP投加量达到0.12 g,搅拌时间60 min, pH=3左右,去除率达到95%以上,吸附容量仅为30 mg/g,可初步判断HAP相对生物吸附而言,去除率较高,但吸附容量小,其吸附模式符合Langmuir和Freundlich型吸附等温式,各参数见表2。

2 生物吸附的影响因素

影响铀生物吸附的主要因素是pH值、菌种预处理、共存离子和金属初始浓度等。表3给出了生物吸附铀的各种影响因素。

如啤酒酵母菌对铀吸附的最佳pH为4.0~5.0,当pH在1.0~5.0时,啤酒酵母菌对铀的吸附量随pH值加大增加较快,有利于铀酰离子的吸附;当pH>5.0时,吸附量的增加因沉淀的产生而减缓。其吸附反应式为^[17]: $R-H + M = R-M + H^+$ (M表示U不同的存在状态)。不同pH值下,溶液中铀酰离子的存在形态不同。当pH=4.0,铀以 $UO_2(OH)^+$ 、 $(UO_2)_3(OH)_5^+$ 、 $(UO_2)_2(OH)_2^{2+}$ 等形式存在,吸附量最大;pH=2.6时,只存在 UO_2^{2+} 。Strandberg等^[21]使用氯化汞、甲醛和谷氨酸及天冬氨酸等对啤酒酵母细胞预处理510 min,结果显示,其富集铀的能力显著提高;溶液中共存的 Fe^{3+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{3+} 等阳离子抑制了微生物对铀的吸附,使吸附能力降低了25%~85%,但 SO_4^{2-} 对铀的吸附影响较小。

铀的生物吸附是一个复杂的过程,吸附剂不同,各因素影响的主次顺序也不同。温度、吸附粒径也是生物吸附铀的影响因素,如王翠苹等^[24]认为,啤酒酵母菌吸附铀的最佳粒径为0.13~0.15 mm。

3 生物吸附机理

3.1 微生物细胞结构与吸附特性

某些微生物细胞外存在胞外多糖,这些胞外多糖因含有糖醛酸、磷酸盐等而可以络合金属离子,且由于胞外多糖成分的差异,不同类的微生物络合金属的性质也不同。研究^[13]表明,吸附与细胞壁结构有关。细菌、放线菌、真菌和藻类等微生物的细胞壁带负电荷,在与金属离子接触中显得尤为重要。一方面,细胞壁上存在 PO_4^{3-} 、 $-COOH$ 、 $-SH$ 等基团;另一方面,细胞壁的多孔结构使活性化学配位体在细胞表面合理排列,更易于与金属离子结合。如真菌类微生物,细胞壁的主要组成成分是一丁质,即由数百个N-乙酰葡萄糖胺分子 $\beta 21-4$ -葡萄糖苷键连结而成的多聚糖。Tsezos和Volesky^[13]研究了少根根霉菌吸附 UO_2^{2+} 和 Th^{2+} ,发现其红外光谱图上出现

表1 不同微生物吸附铀的能力

Table 1 Biosorption capacity of uranium by various microbe

微生物种类及特性	菌种	$q_{max}/$ ($mg \cdot g^{-1}$)	文献
细菌 (络合铀能力强, 来源丰富)	<i>Citrobacter sp.</i>	9 000	[5]
	<i>Bacillus subtilis</i>	615	[6]
	<i>Arthrobacter sp.</i>	600	[7]
	<i>Myxococcus xanthus</i>	571	[8]
	<i>Pseudomonas sp.</i>	541	[9]
放线菌	<i>Zoogloea ramigera</i>	400	[10]
	<i>S. Longwoodensis</i>	440	[11]
	<i>Asperigillus niger</i>	215	[12]
真菌 (来源广泛)	<i>Rhizopus arrhizus</i>	180	[13]
	<i>Penicillium chrysogenum</i>	170	[14]
	<i>S. cerevisiae</i>	172	[15, 16]
藻类(络合能力较强)	<i>Sargassum fulitans</i>	560	[17]
	<i>Anabaena azollae</i>	1.6	[18]

注:1)吸附量为在最优条件下,不同微生物对铀的最大吸附量,即单位质量的干菌体吸附U的质量;2)含铀废水的浓度均为低浓度,如文献[17]: $c_0 < 3.5$ mg/L,文献[18]: $c_0 = 5$ mg/L,文献[8]: $c_0 = 0 \sim 71.4$ mg/L,文献[6, 9, 16]: $c_0 < 100$ mg/L;3)某些重金属及放射性核素的生物吸附不受新陈代谢作用的调节^[3],死菌体的吸附量与活菌体相当甚至更多,因此一般实验中采用死菌体,方法为表3所述预处理灭活。

表2 羟基磷灰石吸附铀的Langmuir和Freundlich常数

Table 2 Langmuir and Freundlich constants for uranium sorption by hydroxyapatite

吸附模式	线性回归方程	相关 系数 R^2	吸附等温式常数
Langmuir	$y = 0.0002x + 0.0066$	0.996	$q_{max} = 33$ mg/g, $b = 151.515$ L/mg
Freundlich	$y = 0.669x + 2.8665$	0.957	$k = 735.36$, $1/n = 0.669$

908 cm^{-1} 、372 cm^{-1} 两个吸收带,推测分别是 UO_2^{2+} 和U-N键的振动带,表明铀被细胞壁吸附,且与细胞壁的几丁质单体N-乙酰化-D-葡萄糖胺(NAG)组分中的N有关。Tsezos^[25]在进一步研究中发现, UO_2^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Fe^{2+} 与纯几丁质中N-原子结合,以此为晶核进一步吸附水解产物。实验^[25]表明,几丁质分子中存在自由基,即酰胺基($NHCOCH_2$)和羟基($-OH$),其中羟基参与了络合过程。吸附过程是:几丁胺中的N与U(VI)络合 $\rightarrow$ U(VI)逐渐被吸附进入几丁质 $\rightarrow$ 络合物水解,且细胞壁表面出现铀酰氢氧化物晶体沉淀。

微生物细胞膜上某些酶的存在也会导致铀等核素和重金属的沉积,如表4中的酶促作用。进一步^[21]研究揭示,细胞内部对金属也有螯合作用,金属可以和细胞器结合或在原生质中形成结晶,如铜绿假单胞菌在细胞内富集 UO_2^{2+} ,链霉菌对 UO_2^{2+} 的富集部分在胞内出现等。其机理尚不清楚,可认为是某些微生物对这些毒素有抵抗力,似乎是由连接质粒的基因所控制。

一般来说,前一种情况属于被动吸附过程,其特点是快速、可逆,不依赖于能量代谢;后一种属于主动吸收,需要细胞壁某些酶的作用转至胞内,其特点是速度慢、不可逆,与细胞的代谢有关。而被动吸附是微生物处理含铀废水的主要形式。

表 3 生物吸附铀的各种影响因素

Table 3 Factors affecting the biosorption of uranium

因素	吸附量与因素关系	目的及原理	文献
pH 值	吸附量随 pH 值升高而增大,但两者间并不呈简单的线性关系,通常有最佳 pH 值范围	pH 值同时影响细胞表面金属吸附点和金属离子的化学状态, pH 过低,溶液中水合氢离子会与金属离子竞争吸附活性位点, pH 值高于金属离子微沉淀上限时,会形成氧化物沉淀	[8]
预处理	酸碱处理	使吸附剂表面去质子化、活化吸附位点,改善吸附剂化学性能	[17]
	热处理	处理后吸附能力更大	[3]
	固定化	增加生物吸附剂的稳定性、多孔性、亲水性,可提高和改善化学惰性;利用载体通过物理或化学方法将微生物吸附剂经预处理固定	[8,9,20]
共存离子	钙、铅等阳离子和阴离子影响很小或不影响,铁、铜离子和碳酸根等影响较大	某些共存金属会与主要金属离子竞争吸附位点而抑制主要金属离子的吸收;且与金属离子结合力越强,其阻止吸附剂吸附金属离子的能力就越大	[9,21]
金属初始浓度	两者正相关	—	[20,22]
菌龄	存在最佳菌龄	文献中最佳菌龄为 72 h	[8]
吸附时间	随时间增加而增大	—	[23]

表 4 生物吸附铀的机理

Table 4 Mechanisms of biosorption of uranium

机理类型	原理	文献
非代谢性富集	静电吸附 菌体表面所带的负电荷与溶液中的金属阳离子间(如 UO_2^{2+})的静电作用,使铀富集在微生物表面	[4]
代谢性富集	酶促作用 活性生物细胞对金属的吸收可能与细胞上某种酶(如磷酸酶、细胞色素 c、氢化酶等)的活性有关	[27]
	无机微沉淀 铀能在细胞壁或细胞内以磷酸盐、硫酸盐、氢氧化物等形式通过晶核作用形成无机微沉淀	[23]
	氧化还原 具有还原能力的菌体吸附铀,可能发生氧化还原反应: $\text{U(VI)} \rightarrow \text{U(IV)}$	[27]

注:非代谢性富集是对死菌体而言,代谢性富集则是对活菌体而言。

3.2 生物吸附机理

许多微生物都能与金属结合,但它们与金属离子之间的作用却不同。可采用 X 射线荧光能量衍射光谱(EDXRF)、红外光谱法(IR)和扫描电镜法(SEM)分别观察菌体表面主要元素的构成、起作用的官能团以及离子在菌体中的沉积部位和状态^[26],弄清是何种基团对吸附起作用及具体的吸附机理。现有研究成果可归纳为静电吸附、酶促反应、无机微沉淀和氧化还原等机理,表 4 给出了几种常见的生物吸附铀的机理。

可以看出,对于不同的吸附体系,其吸附机理各有特点,无严格规律可循,且在一个吸附体系中,可能同时存在一种或几种机理。如 Young 等^[27]报道,由微生物细胞产生的磷酸酶能从有机质中萃取 HPO_4^{2-} ,后者与 UO_2^{2+} 结合,可形成 $(\text{HUO}_2\text{PO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O})$ 沉淀。又如,硫酸盐还原细菌 *Desulfovibrio vulgaris* 和 *Geobacter metallireducens* 含有具呼吸代谢功能的细胞色素 c 和氢化酶,后两者在氧化还原反应中是电子供体,在含 Fe(III) 、 U(VI) 的硝酸盐溶液中,后两者立即被还原,而前者则被氧化。Strandberg 等^[21]在研究啤酒酵母菌 *S. cerevisiae* 细胞对铀的吸附时发现,铀沉积在细胞表面,厚约 $0.2 \mu\text{m}$,外形呈针状纤维层,这种累积程度和速度受环境因素的影响,如 pH、温度、其他离子的干扰等;而对于 *Pseudomonas aeruginosa*,铀则沉积在细胞内部,且不受环境条件的影响,也不需要体内代谢提供能量。此外,文献中也有关于离子交换^[17]、表面络合^[13]等机理的报道,但这些机理还有待论证。

4 生物吸附剂的再生

生物吸附剂能否再生回用,直接关系其应用前景。实验表明,用一般的化学方法就可解吸生物吸附剂上吸附的金属离子,菌体可以重复利用,又避免了二次污染^[8,18]。常用的解

吸剂有盐酸、硝酸、硫酸、碳酸盐、EDTA 等,吸附周期 3~5 次不等,可根据不同吸附体系加以选择。Sar 等^[9]用铜绿假单胞菌吸附铀、钍解吸实验中,吸附周期 4 次,相比其他吸附剂, 0.01 mol/L 的碳酸钠因其解吸率高(92%)、对菌体无损伤(相对而言,无机酸对菌体有损伤,菌体重利用率低),成为优势吸附剂。Gene 等^[20]用 0.01 mol/L HCl 解吸已吸附铀的 *Trametes versicolor*、*Phanerochate chrysosporium*、*Carboxymethyl cellulose* 菌体时,经 5 次吸附——解吸周期后,解吸率达到 98%,表明即使固定化或经热处理后的生物吸附剂也能再生,仅有 2% 损失。

5 结论

生物吸附法是目前处理低浓度含铀废水最有前途的方法之一。由于其独特的优点,近年来在矿物资源回收利用、含铀废水处理领域得到了国内外研究者的广泛关注^[28]。但我国还停留在对吸附基本规律的研究上。今后可以从以下两方面开展工作。

机理的深入研究,热、动力学的进一步探讨和基因工程技术的应用^[29]。即利用 SEM 和 EDXRF 等技术对机理进行细致的研究,力争从细胞分子结构做出阐述,在已有数学模型(Langmuir, Freundlich 模型和一、二级,准一、二级动力学方程)上扩展适宜的热、动力学数学模型。提高活体微生物的辐射抗性,将耐辐射的外源基因导入能富集铀的受体细胞中,培养并构建抗辐射超富集铀的工程菌。

开发新的吸附剂原料和生产方法,降低生产成本及提高吸附剂的选择性等,实现生物吸附技术工业化。加强国际合作,学习交流先进技术,避免重复研究。

References(参考文献):

- [1] TANG Zhijian(唐志坚), ZHANG Ping(张平), ZUO Sheqiang(左社强). Development of study on treatment technology for wastewater with low-level uranium content [J]. *Industrial Water & Wastewater* (工业用水与废水), 2003, 23(4): 9-12.
- [2] LOVLEY D R, PHILLIPS E J P, GORBY Y A, et al. Microbial reduction of uranium [J]. *Nature*, 1991, 350: 413-416.
- [3] ABDELOUAS A, LU Yongming, LUTZE W, et al. Reduction of U(VI) to U(IV) by indigenous bacteria in contaminated ground water [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, 35: 217-233.
- [4] PU Ling(卜灵). Bacteria of accumulating uranium and plutonium were found by JAERI [J]. *Overseas Nuclear News* (国外核新闻), 1997(11): 164.
- [5] BAI Yun(柏云), ZHANG Jing(张静), FENG Yijun(冯易君). Research advances in biosorption of uranium containing wastewater [J]. *Sichuan Environment* (四川环境), 2003, 22(2): 9-13.
- [6] RAFF J, BERGER S, SELENSKA-POBELL S. *Uranium binding by S-layer carrying isolates of the genus bacillus* [R]. Germany: Institute of Radiochemistry, Annual Report, 2005: 29.
- [7] SUZUKI Y, BANFIELD J F. Geomicrobiology of uranium[C]//BURNS P C, FINCH R, eds. *Uranium: mineralogy, geochemistry and the environment*. Washington: Mineralogical Society of American Publisher, 1999: 393-438.
- [8] GONZALEZ-MUNOZ M T, MERROUN M L, OMAR N B, et al. Biosorption of uranium by *Myxococcus xanthus* [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 1997, 40(2): 107-114.
- [9] SAR P, KAZY S K, D'SOUZA S F. Radionuclide remediation using a bacterial biosorbent [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2004, 54(4): 193-202.
- [10] NORBERG A B, PRESSON H. Accumulation of heavy metal ions by *Zoogloea ramigera* [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1984, 26(3): 239-246.
- [11] FERRIS N, MEYERS-NEM P. Biosorption of uranium and lead by *Streptomyces longwoodensis* [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1986, 24: 385-410.
- [12] KAPOOR A, VIRARAGHAVAN T, CULLIMORE D R. Removal of heavy metals using the fungus *Aspergillus niger* [J]. *Bioresource Technology*, 1999, 70(1): 95-104.
- [13] TSEZOS M, VOLESKY B. The mechanism of uranium biosorption by *Rhizopus arrhizus* [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1982, 24: 385-401.
- [14] GALUN M, KELLER P, et al. Recovery of uranium from solution using precultured penicillium biomass [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1983, 20: 221-232.
- [15] WANG Baoc(王宝娥), XU Weichang(徐伟昌), XIE Shuib(谢水波), et al. Study on biosorption of uranium by alginate immobilized *Saccharomyces cerevisiae* [J]. *Uranium Mining and Metallurgy* (铀矿冶), 2005, 24(1): 34-37.
- [16] WANG Jianlong, CHEN Can. Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: A review [J]. *Biotechnology Advances*, 2006, 24(5): 427-451.
- [17] YANG Jinbai, VOLESKY Bohulil. Biosorption of uranium on sargassum biomass [J]. *Wat Res*, 1999, 33(2): 3357-3363.
- [18] ZHANG Xiaozhi(张小枝), LUO Shangeng(罗上庚), YANG Qun(杨群), et al. Biosorption of uranium at low concentration by *Anabaena azollae* [J]. *Journal of Nuclear and Radiochemistry* (核化学与放射化学), 1998, 20(2): 114-118.
- [19] HU Lian(胡恋), CHEN Zhaomeng(陈朝猛), XIE Shuib(谢水波). Research on mechanism and effect of biomaterial - hydroxyapatite treating heavy metal wastewater [J]. *Journal of Nanhua University: Science and Technology Edition* (南华大学学报:理工版), 2005, 19(S1): 28-33.
- [20] GENC O, YALCINKAYA Y, Buyuktuncel E, et al. Uranium recovery by immobilized and dried powdered biomass: characterization and comparison [J]. *Int J Miner Process*, 2003, 68(1/2/3/4): 93-107.
- [21] STRANDERBERG G W, SHUMATE S E, PARROT J R. Microbial cells as biosorbents for heavy metals, accumulation of uranium by *S. cerevisiae* and *Paeruginosa* [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1981, 41: 237-245.
- [22] MIHAMED Z A. Removal of cadmium and manganese by a non-toxic strain of the freshwater cyanobacterium *Gloeotheca magna* [J]. *Wat Res*, 2001, 35(18): 4404-4409.
- [23] LI Peng-Fu, MAO Zhi-Yong, RAO Xiang-Jun, et al. Biosorption of uranium by lake-harvested biomass from a cyanobacterium bloom [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 94(2): 193-195.
- [24] WANG Cuiping(王翠苹), XU Weichang(徐伟昌), PANG Hong-shun(庞红顺). Research on biosorption of uranium by *S. cerevisiae* (啤酒酵母菌对铀的吸附研究) [J]. *Uranium Mining and Metallurgy* (铀矿冶), 2003, 22(4): 212-214.
- [25] TSEZOS M. Recovery of uranium from biological adsorbents - desorption equilibrium [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1984, 26(8): 973-981.
- [26] MERROUN M, NEDIKOVA M, BERNHARD G, et al. *Transmission electron microscope analysis of U(VI) accumulated by different bacterial isolates from extreme habitats* [R]. Germany: Institute of Radiochemistry, Annual Report, 2005: 28.
- [27] YOUNG P, MACASKIE L E. Role of citrate as a complexing ligand which permits enzymatically - mediated uranyl ion bioaccumulation [J]. *Bull Environ Contam Toxicol*, 1995, 54(4): 892-899.
- [28] WHITE C, WILKINSON S C, GADD G M. The role of microorganisms in biosorption of toxic metals and radionuclides [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 1995, 35(1/2/3): 17-40.
- [29] WANG Jianlong(王建龙). Engineered radiation - resistant bacteria and their application in bioremediation of radioactive wastes - contaminated environment [J]. *J Radiat Res Radiat Process* (辐射研究与辐射工艺学报), 2004, 22(5): 257-260.

Efficiency of biosorption in treatment of sewage containing uranium of low concentration

HU Lian¹, XIE Shui-bo^{1,2}, ZHAGN Xiao-jian², LI Shi-you¹

(1 School of Urban Construction, University of South China, Hengyang 421001, Hunan, China; 2 Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: This paper is aimed at giving a comprehensive survey over the sources and biosorption capacities of different kinds of microorganisms. Radioactive pollution of sewage containing nuclides has become one of the most serious environmental problems, which has made biosorption one of the most promising technologies in treating sewage with lower concentrated uranium residue. The results of our study shows that the biosorption capacities of uranium by bacteria, actinomycete, fungi, algae were degressive in nature, whose order can be listed as follows: 400-9 000 mg/g (by bacteria) > 440 mg/g (by actinomycete) > 170-215 mg/g (by fungi) > 1.6-560 mg/g (by algae). This paper has also analyzed the influential factors and mechanisms of biosorption, coming to conclude that the pretreatment, pH, interference ions and initial concentration of uranium can be taken as main factors affecting biosorption. Its capacities are likely to be enhanced after pretreatment. Nevertheless, the influences of co-ions are varied from case to case. While there may come an increase in biosorption concomitant with an increase in pH and initial concentration of uranium, the structure of cells, such as active groups on the cell wall and intracellular groups, can play an important role in the biosorption process. In addition, the electrostatic sorption, enzymatic catalysis, abio-micro-precipitation, redox, etc. are also the main mechanisms of the biosorption. Due to the influence of the above factors, the uranium residue is likely to get easily recovered from the metal-loaded biomass by elution with desorption materials, such as 0.01 mol/L hydrochloric acid and so on. And, finally, the paper has made a forecast of the orientation of the development of biosorption of uranium in the time to come.

Key words: wastewater treatment; biosorption; uranium; microorganisms; mechanisms; regeneration

CLC number: X703.1 **Document code:** A

Article ID: 1009-6094(2007)02-0057-04