

潘蓉,曹理想,张仁铎. 2010. 青霉菌和镰刀菌对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附特性[J]. 环境科学学报 30(3):477-484

Pan R, Cao L X, Zhang R D. 2010. Biosorption characteristics of heavy metals cadmium, copper, zinc, lead by *Penicillium* and *Fusarium* fungi[J]. Acta Scientiae Circumstantiae 30(3):477-484

青霉菌和镰刀菌对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附特性

潘蓉¹, 曹理想², 张仁铎^{1,*}

1. 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275

2. 中山大学生命科学学院, 广州 510275

收稿日期: 2009-05-27

修回日期: 2009-10-26

录用日期: 2009-12-01

摘要: 研究了青霉菌和镰刀菌对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附特性, 探讨了复合重金属和不同培养基对菌株吸附能力的影响. 同时, 采用察氏液体培养基(CDM)和马铃薯葡萄糖培养基(PDB)接种菌株, 对不同种类和浓度的重金属进行吸附实验. 结果表明, 青霉菌和镰刀菌对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附率随金属浓度的升高而下降, 吸附量随金属浓度的增加先增大后减小; 当浓度增加到较高值 ($300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, Pb^{2+} 的吸附率开始下降, 吸附量先逐渐增加后变化不大. 菌丝体对重金属的吸附能力表现出一定的差异性, 对 Pb^{2+} 的吸附率和吸附量明显高于其他3种金属, CDM培养青霉菌对 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 的最大吸附量达到 $34.80\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 多种重金属的复合抑制了菌丝体对重金属离子的吸附. 不同菌丝体对复合重金属的吸附量差异性较大, PDB培养混合菌体对重金属离子的吸附率和吸附量均较大, 并有明显的促进作用. CDM培养菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附量均高于 PDB培养菌丝体.

关键词: 重金属; 青霉菌; 镰刀菌; 复合; 吸附

文章编号: 0253-2468(2010)03-477-08

中图分类号: X703

文献标识码: A

Biosorption characteristics of heavy metals cadmium, copper, zinc, lead by *Penicillium* and *Fusarium* fungi

PAN Rong¹, CAO Lixiang², ZHANG Renduo^{1,*}

1. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275

2. School of Life Science, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275

Received 27 May 2009;

received in revised form 26 October 2009;

accepted 1 December 2009

Abstract: The aim of this paper was to study biosorption characteristics of *Penicillium* and *Fusarium* fungi to Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , and Pb^{2+} and to explore the effects of multiple heavy metals and different growth media on the biosorption capacity of the fungi. Experiments were conducted in Czapek Dox medium (CDM) and Potato Dextrose Broth (PDB) medium with inoculation of the fungi with different concentrations of the various heavy metals. Results showed that adsorption rates of Cd^{2+} , Cu^{2+} , and Zn^{2+} by the fungi decreased with increasing metal concentration and amounts adsorbed by the fungi first increased, then decreased with the concentration. The adsorption rates of Pb^{2+} increased with the concentrations then began to decrease at a concentration of $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the amount of Pb^{2+} adsorbed increased with the concentration up to $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ then remained almost unchanged. The adsorption rates and amounts of Pb^{2+} adsorbed by the fungi were significantly higher than those of Cd^{2+} , Cu^{2+} , and Zn^{2+} . The amount of Pb^{2+} adsorbed by *Penicillium* reached $34.80\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ at a concentration of $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in CDM. Combinations of the heavy metals inhibited the biosorption of metallic ions by the fungi. The combined inoculation with *Penicillium* and *Fusarium* fungi greatly improved the biosorption of heavy metals compared with single fungi grown in PDB. With multiple heavy metals in the medium, the amounts of Pb^{2+} adsorbed by the fungi in CDM were higher than those in PDB.

Keywords: heavy metal; *Penicillium*; *Fusarium*; combination; biosorption

基金项目: 广东省基金自然科学基金团队(No. 06202438); 国家自然科学基金(No. 30600011, 50779080)

Supported by the Guangdong Natural Science Teamwork Foundation (No. 06202438) and the National Natural Science Foundation of China (No. 0600011, 50779080)

作者简介: 潘蓉(1985—), 女, E-mail: pangrong03@sina.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: zhangrd@mail.sysu.edu.cn

Biography: PAN Rong(1985—), female, E-mail: pangrong03@sina.com; * Corresponding author, E-mail: zhangrd@mail.sysu.edu.cn

1 引言 (Introduction)

土壤和水体环境中的重金属污染已经成为一个日益突出的环境问题,尤其是工业废水和城市污水等造成的重金属污染具有长期性和不可逆的特点。目前,污染最为严重和普遍的重金属主要包括 Cd、Cu、Pb 和 Zn,这些有毒有害重金属元素会引起一系列的重金属超标和污染中毒事件,进而影响到人体健康,已成为一类具有潜在危害的环境污染物(孙嘉龙等,2007)。解决土壤和水体环境中重金属污染问题是一项具有挑战性的工作,而微生物活细胞及其生物量作为廉价、高效的吸附剂用于修复环境中的重金属已受到广泛关注(Umrana,2006)。

吸附作用是重金属在环境中发生的一个重要过程,利用微生物修复有毒金属离子和放射性核物质的关键是选择活细胞、无生命的生物量或生物高聚物等作为生物吸附剂。已发现的用于重金属离子吸附的微生物数量众多,主要由细菌、真菌和藻类组成(Solisio *et al.*,2008)。研究表明,吸附剂的性质主要由生物量的特性、目标重金属的物理化学性质及反应发生的小环境(如溶液的初始 pH 值、温度和其他离子的相互作用)等因素决定。因此,深入研究微生物吸附剂对重金属的吸附特性,对于净化重金属污染环境具有重要的理论和实际意义(Chen *et al.*,2005)。

进入环境中的重金属种类及存在形态多种多样,对于重金属污染所带来的危害,以往的研究多针对单一金属离子进行,而没有充分考虑多种金属离子共存时存在的相互作用,与实际情况有差异。研究表明,由于重金属离子的复杂性,多种金属共存时的拮抗和协同作用会改变其有效性。因此,有必要对重金属之间的相互作用进行研究,并根据多因子复合污染理论,重新选择适合的吸附剂,进而有效地治理环境中的重金属污染(王学锋等,2003)。

鉴于此,本研究采用在自然界中分布较为广泛,且很容易从重金属污染土壤中分离得到的青霉菌和镰刀菌(Gadd,2005)将其分别接种于察氏和马铃薯葡萄糖液体培养基中进行培养,并取其单独培养和混合培养的生物量,对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 分别进行单独吸附和复合吸附实验。同时,研究青霉菌和镰刀菌及其混合菌的生物量在不同污染条件下对不同浓度和种类重金属的吸附特

性,探讨混合菌体对重金属污染特别是复合污染的吸附效应,以拓展这两种真菌生物修复重金属污染土壤或水体的潜力。

2 材料和方法 (Materials and methods)

2.1 供试菌种

本试验选用广东韶关境内铜尾矿土壤中分离纯化得到的青霉菌(*Penicillium sp.*)和镰刀菌(*Fusarium sp.*)编号 A1 和 A19(姜敏等,2007;Du *et al.*,2008)。将分离得到的菌株接种到固体斜面培养基上,生长旺盛后移至冰箱中 4°C 保存。试验开始前,将供试菌株接种到固体平板上,使之生长旺盛,以备试验接种时使用。

2.2 培养基组成

培养基选用察氏液体培养基(Czapek Dox medium, CDM)和马铃薯葡萄糖培养基(Potato Dextrose Broth, PDB),各接菌情况(A1、A19 和 A1 + A19)都用 PDB 与 CDM 培养,培养基均在 121°C 灭菌 20 min。

察氏培养基: NaNO_3 0.2 g、 FeSO_4 0.001 g、 K_2HPO_4 0.1 g、葡萄糖 3.0 g、 KCl 0.05 g、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.05 g、蒸馏水 100 mL。

马铃薯葡萄糖培养基:马铃薯 200 g、葡萄糖 20 g、蒸馏水 1000 mL。将马铃薯去皮后切块,煮沸 0.5 h,然后用纱布过滤,加糖,溶解后加水至 1000 mL。

2.3 真菌菌株对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附

从培养皿上生长旺盛的菌落边缘挑取直径 3 mm 的菌苔接种到含 100 mL 液体培养基的三角瓶中, 25°C 、 $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床恒温培养 3 d,待菌丝体大量生长至直径 3 mm 的球状体后,将三角瓶中的菌丝体用 4 层纱布过滤,去离子水冲洗 3 次,洗净残留的培养液,用滤纸将水蘸干,每瓶重金属溶液中加入 1g 菌丝体,摇床培养 45 min。吸附的重金属种类为 CdCl_2 、 CuCl_2 、 ZnCl_2 和 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$,试验设置为单独和复合两种添加方式,单独添加时每种重金属浓度分别设为 10、100 和 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;复合添加的每种重金属溶液浓度均为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,分为 4 种重金属离子的两两组合、3 种复合和 4 种复合,共 11 种组合。每种重金属均接种 A1、A19 和 A1 + A19 3 种菌株(混合接种时按质量各接 1/2)。每种处理重复 3 次,总计 $(4 \times 3 + 11) \times 3 = 69$ 种处理。

2.4 测定项目及方法

2.4.1 菌丝体干重 首先称干燥并标号的滤纸重

量,用滤纸滤出全部菌丝体,然后将菌丝与滤纸放在 $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ 干燥箱中烘干 12 h 至恒重后,减去滤纸重量,得出菌丝体干重。

2.4.2 重金属离子浓度 过滤后的重金属溶液进行稀释,用 ICP-OES 测溶液中各重金属离子的浓度以及初始重金属溶液的浓度,换算出不同菌株对重金属的吸附量 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$),并统一按 0.1 g 干菌体计算吸附率。吸附量、吸附率的计算公式分别见式(1)和(2)。

$$Q = \frac{(C_i - C_f) \times V}{W} \quad (1)$$

$$r = \frac{(C_i - C_f) \times 0.1}{C_i \times W} \times 100\% \quad (2)$$

式中 Q 为干菌体吸附的重金属量 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$); r 为菌体对金属离子的吸附率; C_i 为初始重金属离子浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); C_f 为吸附后重金属离子浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); W 为反应液中菌体烘干后的干重 (g); V 为反应液体积,本实验中设为 25 mL 。

2.5 统计分析

运用数据统计软件 SPSS12.0 对吸附量进行

χ^2 检验,显著性水平以 $p < 0.05$ 为检验标准。

3 结果(Results)

3.1 真菌菌株对不同浓度重金属的吸附量和吸附率

3.1.1 菌丝体对重金属的吸附率 采用 PDB 和 CDM 培养后,青霉菌 A1、镰刀菌 A19 和混合菌体 A1 + A19 对不同浓度重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附率如图 1 所示。从图 1 可以看出,在两种培养基中获得的菌丝体对 4 种重金属的吸附率具有基本相同的趋势,即菌丝体的吸附率随着重金属浓度的升高而降低。其中,CDM 培养后,混合菌体对浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 的吸附率例外,其吸附率可达到 100% ,高于 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的吸附率。从图 1 还可以看出,菌丝体对 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 的吸附率明显大于其他 3 种重金属,其中, $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 4 种重金属时的吸附率均大于 40% ,与 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的吸附率值相差不大,说明菌丝体对 Pb^{2+} 的去除效果较好。

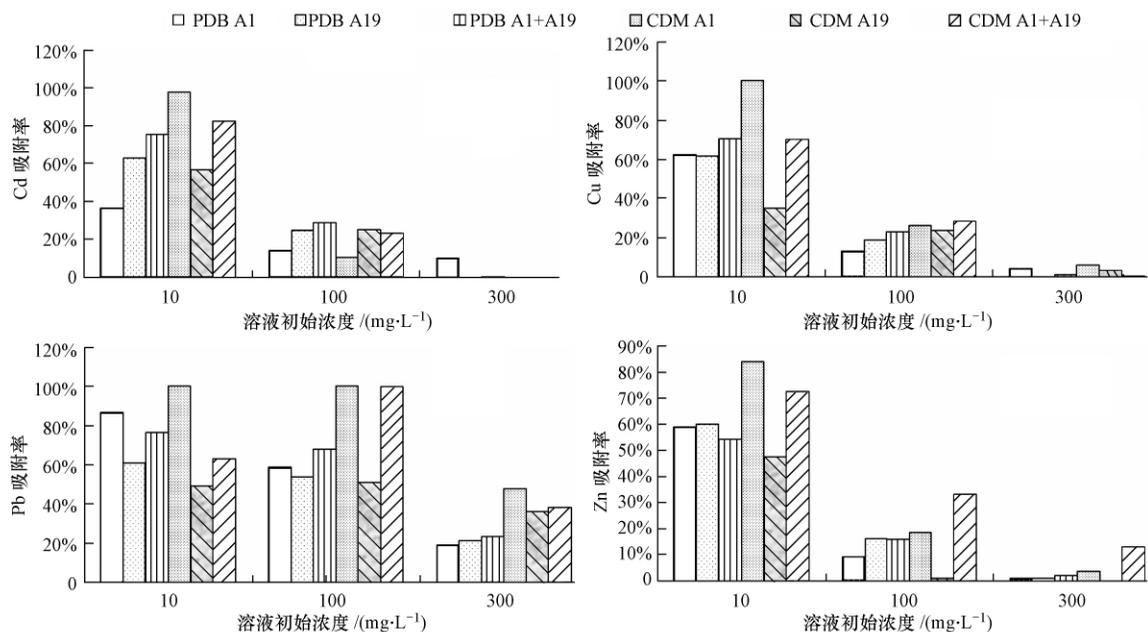


图 1 不同真菌菌丝体对不同浓度重金属的吸附率

Fig. 1 The dependence of heavy metal adsorption rates by fungi on initial metal concentrations

采用 CDM 培养的青霉菌 A1 对 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 4 种重金属吸附率均在 80% 以上,吸附效果最好。此外,采用 CDM 培养的混合菌体 A1 + A19 对 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Zn^{2+} 的吸附率有明显的促进作用。同时,采用 PDB 培养的混合菌体 A1 + A19 对

$10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd^{2+} 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 的吸附率有明显提高。

3.1.2 菌丝体对重金属的吸附量 采用 PDB 和 CDM 培养后,青霉菌 A1、镰刀菌 A19 和混合菌体 A1 + A19 对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附

量如图2所示.图2结果表明,不同培养和吸附条件下,菌丝体对重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附量都随着重金属浓度的升高先增加后减小,100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的吸附量最大.其中,采用PDB培养的A1对300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd^{2+} 和CDM培养的A1+A19对300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Zn^{2+} 均表现出较大的吸附量,大于同等条件下菌体对100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 重金属的吸附量.同时,菌丝体对300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 仍具有较大的吸附能力,此时的吸附量与100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时相差不大.

从图2还可以看出,菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附量最大,采用CDM培养的A1对10、100和300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 的吸附量均最大,分别为2.87、29.64和34.80 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; Cd^{2+} 的最大吸附量分别为2.32、6.76和

7.94 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; Cu^{2+} 的最大吸附量分别为2.85、6.61和4.31 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; Zn^{2+} 的最大吸附量分别为1.96、7.75和9.05 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,均小于 Pb^{2+} 的吸附量值.

不同培养基对菌丝体吸附重金属量的影响随重金属种类和浓度不同而发生变化.吸附100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd^{2+} 时, $\text{PDB} > \text{CDM}$; 吸附100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cu^{2+} 和100、300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 时, $\text{PDB} < \text{CDM}$; 其他处理培养基种类对吸附量的影响不明显. PDB培养时,混合菌体对10和100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd^{2+} 、100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cu^{2+} 、100和300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 及300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Zn^{2+} 的吸附量较单独菌体大. CDM培养时,混合菌体对100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cu^{2+} 、100和300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Zn^{2+} 的吸附量较单独菌体大.

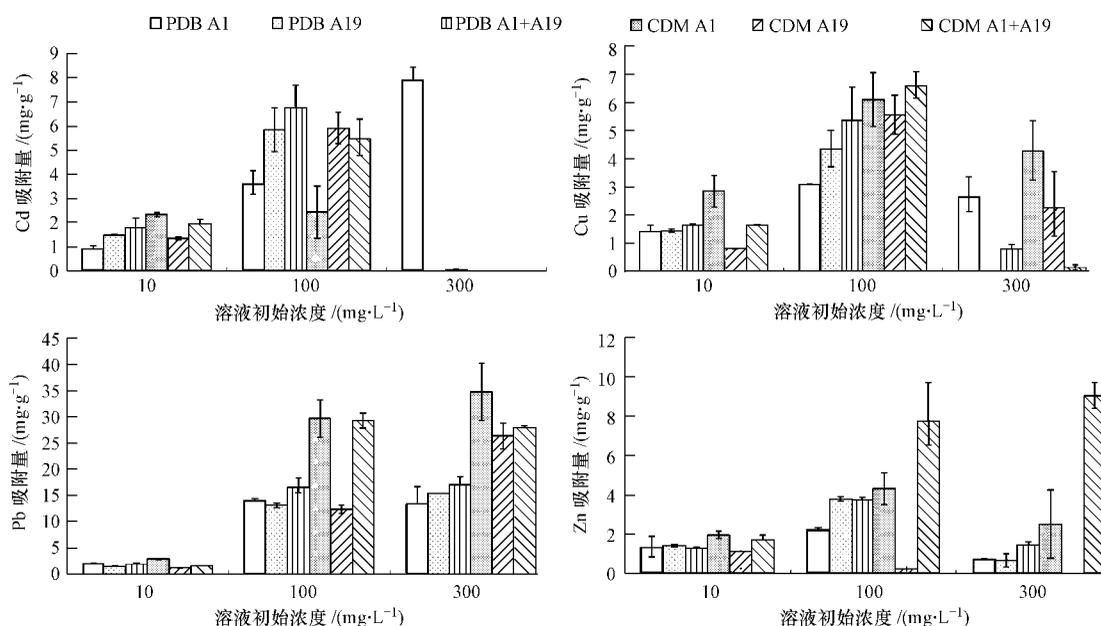


图2 不同真菌菌丝体对不同浓度的重金属的吸附量

Fig. 2 The dependence of the amounts of heavy metals adsorbed by the fungi on the initial metal concentrations

3.2 多种重金属存在时菌丝体的吸附量和吸附率

采用PDB和CDM培养的不同菌丝体对复合重金属中各元素的吸附量和吸附率见表1和表2.从表1中可以看出,PDB培养的菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附率最大,高于其他3种重金属离子.其中,菌丝体对100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 单金属 Pb^{2+} 的吸附率较复合重金属处理时有所增加;3种接种条件下,混合菌体A1+A19对 Pb^{2+} 的吸附率最高,达到67.88%;其次是Cd-Pb处理,混合菌体的吸附率最高达到45.47%. Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的最大吸附率分别为28.66%、22.99%和33.32%.此外,表1结果还表明,Cd-Cu处理时混合菌体对 Cd^{2+} 的吸附率明显小于A19,其他重金属

处理时混合菌体对各重金属离子的吸附率都较大,表现出不同程度的促进作用.表2的结果表明,CDM培养的菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附率也最大,对单金属的吸附率达到100%;Cd-Pb复合处理吸附率其次,其值达到78.47%.其他3种重金属 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的最大吸附率分别为25.13%、28.21%和47.26%.与表1结果对比发现,CDM培养的A1对单金属 Cd^{2+} 的吸附率低于PDB培养,其他重金属处理时,菌丝体A1的吸附率都高于相同重金属处理时PDB培养的吸附率值.

同时,从表1还可以看出,PDB培养的菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附量高于其他3种金属离子,其中,单

金属 Pb²⁺ 的吸附量最大, 达 16.51 mg·g⁻¹. 复合重金属的吸附量较单金属小, 菌丝体对 Cd-Pb 复合处理的 Pb²⁺ 吸附量较其他复合重金属处理大, 其值为 11.06 mg·g⁻¹. 菌丝体对 Cd²⁺ 和 Cu²⁺ 的吸附量均在单金属处理时最大, 分别为 6.76 和 5.39 mg·g⁻¹. 重金属复合处理时, Cd²⁺ 和 Cu²⁺ 的最大吸附量分别出现在使用混合菌体对 Cd-Pb 和 Cd-Cu 的处理中, 其最大吸附量分别为 2.43 和 4.55 mg·g⁻¹. 混合菌体对 Cd-Pb-Zn 处理中 Zn²⁺ 的吸附量在所有重金属处

理中最大, 其值为 7.78 mg·g⁻¹. 此外, 混合菌体对 Cu-Pb-Zn 和 Cd-Cu-Pb-Zn 处理中 Zn²⁺ 的吸附量高于单金属 Zn²⁺. 其他重金属处理时, 重金属的复合降低了菌丝体对重金属的吸附量, 即多种重金属的复合抑制了菌丝体对重金属离子的吸附. 采用 PDB 培养时, 不同接种的菌丝体对重金属吸附量的差异性较大, 混合菌体的吸附量均大于单独接种 A1 和 A19 时的吸附量, 表现出显著的促进作用.

表 1 PDB 培养菌丝体对重金属的吸附量和吸附率

Table 1 The amounts and rates of the heavy metals adsorbed by the fungi cultured in PDB

复合形式	重金属	A1		A19		A1 + A19	
		吸附量 / (mg·g ⁻¹)	吸附率	吸附量 / (mg·g ⁻¹)	吸附率	吸附量 / (mg·g ⁻¹)	吸附率
Cd	Cd ²⁺	3.59 ± 0.54 ^b	14.04%	5.86 ± 0.91 ^{ab}	24.88%	6.76 ± 0.94 ^a	28.66%
	Cu	Cu ²⁺	3.09 ± 0.02 ^b	13.19%	4.37 ± 0.66 ^{ab}	18.66%	5.39 ± 1.16 ^a
Pb	Pb ²⁺	13.94 ± 0.48 ^b	58.71%	13.05 ± 0.44 ^b	53.64%	16.51 ± 1.82 ^a	67.88%
Zn	Zn ²⁺	2.22 ± 0.11 ^b	9.37%	3.79 ± 0.13 ^a	16.22%	3.72 ± 0.16 ^a	15.91%
Cd-Cu	Cd ²⁺	0 ± 0 ^b	0	0.54 ± 0.03 ^a	2.29%	0.06 ± 0.04 ^b	0.24%
	Cu ²⁺	3.12 ± 0.37 ^c	13.31%	3.68 ± 0 ^b	15.71%	4.55 ± 0.04 ^a	19.43%
Cd-Zn	Cd ²⁺	0 ± 0 ^b	0	1.47 ± 0.10 ^a	6.25%	1.74 ± 0.28 ^a	7.40%
	Zn ²⁺	0.83 ± 0.07 ^c	3.55%	1.93 ± 0.11 ^b	8.28%	2.32 ± 0.17 ^a	9.95%
Cd-Pb	Cd ²⁺	0 ± 0 ^b	0	2.33 ± 0.15 ^a	9.90%	2.43 ± 0.02 ^a	10.32%
	Pb ²⁺	10.67 ± 0.10 ^a	44.22%	7.78 ± 0.48 ^b	31.98%	11.06 ± 0.74 ^a	45.47%
Cu-Zn	Cu ²⁺	1.62 ± 0.50 ^b	6.91%	3.53 ± 0.07 ^a	15.06%	3.43 ± 0.16 ^a	14.65%
	Zn ²⁺	0.22 ± 0.05 ^b	0.95%	1.16 ± 0.01 ^a	4.96%	0.93 ± 0.29 ^a	4.00%
Cu-Pb	Cu ²⁺	0.36 ± 0.41 ^b	2.68%	3.66 ± 0.44 ^a	15.61%	3.64 ± 0.01 ^a	15.54%
	Pb ²⁺	5.19 ± 0.53 ^b	21.32%	6.10 ± 0.56 ^a	25.07%	6.83 ± 0.13 ^a	28.09%
Zn-Pb	Pb ²⁺	3.39 ± 0.68 ^c	13.95%	6.69 ± 0.46 ^b	27.49%	9.67 ± 0.16 ^a	39.75%
	Zn ²⁺	0.42 ± 0 ^c	1.82%	1.68 ± 0.08 ^b	7.18%	2.10 ± 0.19 ^a	8.98%
Cd-Cu-Zn	Cd ²⁺	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0
	Cu ²⁺	0.53 ± 0.47 ^b	2.28%	0 ± 0 ^b	0	3.46 ± 0.22 ^a	14.75%
	Zn ²⁺	0 ± 0 ^b	0	0 ± 0 ^b	0	0.80 ± 0.05 ^a	3.42%
Cd-Cu-Pb	Cd ²⁺	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0
	Cu ²⁺	1.90 ± 0.02 ^b	8.10%	0 ± 0 ^c	0	3.51 ± 0.10 ^a	14.97%
	Pb ²⁺	2.27 ± 0.27 ^b	9.31%	1.16 ± 0.44 ^c	4.77%	6.55 ± 0.19 ^a	26.94%
Cu-Pb-Zn	Cu ²⁺	1.18 ± 0.25 ^b	5.02%	0 ± 0 ^c	0	2.44 ± 0.40 ^a	10.41%
	Pb ²⁺	1.41 ± 0.20 ^b	5.81%	0 ± 0 ^c	0	5.26 ± 0.24 ^a	21.64%
	Zn ²⁺	0 ± 0 ^b	0	0 ± 0 ^b	0	4.75 ± 0.24 ^a	20.32%
Cd-Pb-Zn	Cd ²⁺	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0
	Pb ²⁺	3.01 ± 0.18 ^b	11.32%	2.14 ± 0.29 ^c	8.79%	8.30 ± 0.15 ^a	34.11%
	Zn ²⁺	0 ± 0 ^c	0	1.79 ± 0.30 ^b	7.67%	7.78 ± 0.15 ^a	33.32%
Cd-Cu-Pb-Zn	Cd ²⁺	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0	0 ± 0 ^a	0
	Cu ²⁺	1.08 ± 0.16 ^b	4.59%	0 ± 0 ^c	0	2.10 ± 0.29 ^a	8.95%
	Pb ²⁺	1.37 ± 0.10 ^b	5.65%	3.00 ± 1.62 ^b	12.35%	4.85 ± 0.23 ^a	19.93%
	Zn ²⁺	0 ± 0 ^b	0	2.66 ± 1.61 ^a	11.39%	4.33 ± 0.20 ^a	18.52%

注:同一行中上标的字母不同表示吸附量值多重比较差异显著(LSD 检验 $p < 0.05$).

由表 2 可知,采用 CDM 培养的菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附量最大,吸附量范围为 $9.49 \sim 29.64 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附量范围分别为 $0 \sim 5.92 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $0 \sim 6.61 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $0 \sim 14.04 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. A19 对 Cd-Pb、Zn-Pb、Cd-Pb-Zn 处理中 Pb^{2+} 的吸附量,以及混合菌体对 Cu-Pb-Zn、Cd-Pb-Zn、Cd-Cu-Pb-Zn 处理中 Zn^{2+} 的吸附量值均大于单金属处理的吸附量,其他处理时重金属的复合降低了菌丝体对重金属离子的吸附量.而且 CDM 培养 A19 对 Zn^{2+} 的吸附量较小,复合重金属处理中 Zn^{2+} 吸附量大于单金

属处理.从表 2 还可以看出,A19 对 Cu-Pb-Zn、Cd-Pb-Zn、Cd-Cu-Pb-Zn 处理中 Zn^{2+} 的吸附量大于 A1,其他重金属复合时 A1 的吸附量大于 A19.不同接种菌丝体对重金属的吸附量差异性也较显著,混合菌体对 Cd-Cu-Zn 处理中 Cd^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附,以及 Cd-Cu-Pb 处理中 Cd^{2+} 的吸附有显著的促进作用,其他情况下其促进效应不明显.与表 1 相比,CDM 培养的菌丝体对重金属复合处理中 Pb^{2+} 的吸附量,以及 3 种以上重金属复合时 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附量均高于 PDB 培养.

表 2 CDM 培养菌丝体对重金属的吸附量和吸附率

Table 2 The amounts and rates of the heavy metals adsorbed by the fungi cultured in CDM

复合形式	重金属	A1		A19		A1 + A19	
		吸附量/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	吸附率	吸附量/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	吸附率	吸附量/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	吸附率
Cd	Cd^{2+}	2.43 ± 1.09^b	10.31%	5.92 ± 0.64^a	25.13%	5.46 ± 0.83^a	23.17%
	Cu	Cu^{2+}	6.12 ± 0.95^a	26.10%	5.57 ± 0.69^a	23.78%	6.61 ± 0.50^a
Pb	Pb^{2+}	29.64 ± 3.61^a	100.00%	12.37 ± 0.73^b	50.86%	29.28 ± 1.41^a	100.00%
	Zn	Zn^{2+}	4.32 ± 0.81^{ab}	18.51%	0.23 ± 0.14^b	0.98%	7.75 ± 1.99^a
Cd-Cu	Cd^{2+}	0.82 ± 0.03^a	3.50%	0 ± 0^b	0	0 ± 0^b	0
	Cu^{2+}	4.88 ± 0.04^a	20.84%	2.85 ± 0.52^b	12.15%	2.08 ± 0.37^b	8.87%
Cd-Zn	Cd^{2+}	0.71 ± 0.53^a	3.01%	0.16 ± 0.05^{ab}	0.66%	0 ± 0^b	0
	Zn^{2+}	2.13 ± 0.42^a	9.10%	0.93 ± 0.03^b	3.97%	1.17 ± 0.02^b	5.02%
Cd-Pb	Cd^{2+}	3.58 ± 0.47^a	15.18%	3.86 ± 0.38^a	16.37%	0.29 ± 0.32^b	1.25%
	Pb^{2+}	19.09 ± 3.53^a	78.47%	13.47 ± 0.54^a	55.38%	14.08 ± 1.19^a	57.89%
Cu-Zn	Cu^{2+}	4.37 ± 0.12^a	18.64%	1.70 ± 0.49^b	7.27%	0.80 ± 0.39^b	3.40%
	Zn^{2+}	1.28 ± 0.12^a	5.48%	0 ± 0^b	0	0 ± 0^b	0
Cu-Pb	Cu^{2+}	4.78 ± 0.35^a	20.42%	1.60 ± 0.39^b	6.81%	1.07 ± 0.43^b	4.57%
	Pb^{2+}	15.18 ± 0.08^a	62.39%	11.55 ± 0.77^b	47.50%	12.33 ± 1.12^b	50.67%
Zn-Pb	Pb^{2+}	17.84 ± 1.90^a	73.33%	14.22 ± 0.47^b	58.45%	13.13 ± 0.89^b	53.99%
	Zn^{2+}	3.17 ± 0.07^a	13.56%	1.14 ± 0.11^b	4.86%	4.14 ± 0.48^a	17.73%
Cd-Cu-Zn	Cd^{2+}	0.14 ± 0.09^b	0.61%	0 ± 0^b	0	1.68 ± 0.11^a	7.15%
	Cu^{2+}	4.27 ± 0.11^a	18.20%	1.64 ± 0.22^b	7.02%	4.43 ± 0.19^a	18.89%
	Zn^{2+}	1.03 ± 0.34^b	4.41%	0.35 ± 0.15^c	1.49%	2.99 ± 0.26^a	12.78%
Cd-Cu-Pb	Cd^{2+}	0 ± 0^b	0	0 ± 0^b	0	1.53 ± 0.24^a	6.50%
	Cu^{2+}	3.89 ± 0.05^a	16.61%	0.94 ± 0.48^b	4.00%	4.39 ± 0.19^a	18.75%
	Pb^{2+}	13.35 ± 0.57^a	54.89%	10.22 ± 0.96^b	42.00%	10.88 ± 0.31^b	44.71%
Cu-Pb-Zn	Cu^{2+}	2.96 ± 0.26^a	12.63%	0 ± 0^b	0	3.72 ± 0.38^a	15.85%
	Pb^{2+}	14.98 ± 0.94^a	61.59%	9.49 ± 0.76^b	39.01%	10.18 ± 0.24^b	41.86%
	Zn^{2+}	0.66 ± 0.01^b	2.84%	8.51 ± 0.70^a	36.42%	9.63 ± 0.24^a	41.22%
Cd-Pb-Zn	Cd^{2+}	0.87 ± 0.12^{ab}	3.69%	0 ± 0^b	0	1.77 ± 0.74^a	7.52%
	Pb^{2+}	16.33 ± 1.70^a	67.12%	14.90 ± 4.79^a	61.24%	11.60 ± 0.82^a	47.70%
	Zn^{2+}	1.71 ± 0.34^b	7.31%	14.04 ± 4.61^a	60.09%	11.04 ± 0.80^a	47.26%
Cd-Cu-Pb-Zn	Cd^{2+}	0 ± 0^b	0	0 ± 0^b	0	0.79 ± 0.27^a	3.37%
	Cu^{2+}	3.13 ± 0.42^a	13.37%	0.48 ± 0.08^b	2.06%	3.33 ± 0.11^a	14.21%
	Pb^{2+}	12.57 ± 0.11^a	51.69%	8.40 ± 0.04^c	33.52%	10.11 ± 0.28^b	41.58%
	Zn^{2+}	0.92 ± 0.05^c	3.92%	7.70 ± 0.08^b	32.02%	9.57 ± 0.29^a	40.99%

注:同一行中上标的字母不同表示吸附量值多重比较差异显著(LSD 检验 $p < 0.05$).

4 讨论 (Discussion)

微生物对重金属的吸附效果与重金属离子的初始浓度有关。研究发现,随着金属离子浓度的升高,菌体对重金属的去除率降低(周东琴等,2006),这与本研究中青霉菌和镰刀菌对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附表现出的规律一致。菌体对 Pb^{2+} 的吸附与 *S. platensis* 菌相似(Solisio *et al.*,2008)。随着 Pb 浓度的进一步增加($300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附率降低。研究表明,青霉菌对 Cu^{2+} 的吸附量随 Cu^{2+} 浓度升高呈近乎直线增加(韦明肯等,2006);随着重金属浓度的增加 *E. coli* WS11 对 Ni 和 Cd 的吸附量增加(Ansari *et al.*,2007)。本研究中,菌丝体对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附都表现出随重金属浓度的增加,吸附量先增大后减小。此外,本研究中菌体对 Pb^{2+} 的吸附与 *P. putida* CZ1 对 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附表现出的规律相似,吸附量随着离子浓度的增加先逐渐增加,之后提高金属离子浓度,吸附量只有极小的增加(Chen *et al.*,2005)。生物量的吸附能力随着金属浓度的增加而增加,可能是由于金属离子浓度高时,金属离子和生物吸附剂之间相互作用的可能性更高,而且较高的初始浓度能增强金属离子克服水相和固相之间传质阻力所需的驱动力,加剧金属离子和吸附剂之间可能产生的碰撞,从而导致金属离子的吸附量较高(Chen *et al.*,2005)。

微生物对不同重金属的吸附存在一定的差异性,对于 Cu 和 Cd 而言,3 种常规微生物资源大肠杆菌(*Escherichia coli*)、枯草杆菌(*Bacillus subtilis*)、酵母菌(*Saccharomyces sp.*)表现出的吸附效果不同(曹德菊等,2004)。本研究中菌丝体对不同种类重金属的吸附具有较大的差异性,无论是单金属还是复合污染,对 Pb 的吸附性能明显高于其他 3 种重金属。研究表明,多种金属处理时, *Citrobacter* 对溶液中金属离子吸附量的大小顺序为 $Pb > Zn > Cu > Cd > Ni > Co$ (Puranik *et al.*,1999)。Prashar 等(2004)研究发现 *P. palmata* 对 Pb 的吸附量较高,对各种金属吸附量大小顺序为 $Pb > Cd > Cu > Ni$,并且根据 Langmuir 等温吸附模型得到的 Pb 最大吸附量为 $15.17\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。本实验中 Pb 的最大吸附量 $34.80\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,大于文献报道的吸附量值。菌丝体对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 吸附能力表现出较小的差异,这也许是由于金属离子的固有属性,如大小、原子量、可变形

度等不同所造成(Chen *et al.*,2005)。

Ansari 等(2007)研究发现,多种重金属复合时,重金属之间表现出反协同效应。这与本研究中菌丝体对复合重金属离子的吸附量和吸附率下降的现象一致。这种现象是由于多种金属的复合减少了单种金属可利用的有效结合点位,而其结合点位是由金属阳离子移动到吸附剂表面的竞争吸附平衡决定的(Ansari *et al.*,2007)。Cd 或 Cu 与 Pb-Zn 复合时,混合菌体对 Zn 的吸附量大于对单金属的吸附量。菌体所具有的特性能够抵抗有毒金属离子的毒害,混合菌体对诸如 Zn 这类必要元素的抗性机制就是其中的一种(Saxena *et al.*,2002)。同时,吸附效果与重金属复合时的相互作用有关,Gikas(2008)研究指出,复合溶液中会发生两种类型的相互作用,当混合效应大于单独影响之和时,为协同效应,反之为拮抗效应。本研究中 Cd 或 Cu 与 Pb-Zn 发生了协同吸附效应,使得菌体对 Zn 的吸附量增大。

近年来有研究发现,2 种或 3 种生物体的混合使用能明显增强其生物学效能(Meghvansi *et al.*,2008)。本研究中将青霉菌和镰刀菌菌体混合,经 PDB 培养后用于重金属的吸附试验,结果表明,其对重金属离子的吸附率和吸附量有较明显的促进作用。选择合适的菌种混合对微生物技术在农业、工业上的应用具有至关重要的意义,但过去在这方面的研究较少。混合两种菌体能改善其各自生物特性,这是由于两种小共生体之间产生了协作的相互作用,而这种相互作用的有效性由混合的微生物的种类及它们所处的外环境来决定(Meghvansi *et al.*,2008)。

含有不同营养成分的培养基对微生物生长能产生不同的影响(Byrne *et al.*,2008)。微生物在生长过程中会吸收培养基中的营养物质,以合成自身细胞并获得生命活动所需要的能量。这些营养物质为微生物的生命活动提供结构物质、代谢调节物质和能量,是微生物一切生命活动的物质基础。因此,微生物吸收的营养物质的不同会对其生理活动有不同的影响,进而影响其对重金属的吸附能力。研究表明,微生物对重金属的吸附效果受到溶液 pH、初始金属浓度、生物量的多少和生长培养基的类型的影响(Puranik *et al.*,1999)。本研究中采用两种培养基培养的菌体对重金属表现出不同的吸附效果,CDM 培养的菌丝体对重金属复合处理时 Pb^{2+} 的吸附量高于同等条件 PDB 培养的吸附量,说明 CDM

培养基中含有的营养物质可能有助于菌体对 Pb^{2+} 的吸收.

5 结论(Conclusions)

1) 青霉菌和镰刀菌对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附率随浓度的升高而下降, 吸附量随浓度的增加先增大后减小; Pb^{2+} 的吸附率当浓度增加到较高值 ($300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, 开始下降, 吸附量先逐渐增加后变化不大. 菌丝体对重金属的吸附能力表现出一定的差异, 在单独和混合的重金属溶液中, 对 Pb^{2+} 的吸附率和吸附量都明显高于其他 3 种金属. CDM 培养的青霉菌对 $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb^{2+} 的吸附量最大, 达到 $34.80 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$.

2) 多种重金属的复合对菌丝体吸附重金属离子表现出抑制作用. 不同的菌丝体对复合重金属的吸附量差异性较大, PDB 培养混合菌体对各种重金属离子的吸附率和吸附量较大, 具有明显的促进作用. CDM 培养的菌丝体对 Pb^{2+} 的吸附量均高于 PDB 培养.

责任作者简介: 张仁铎(1956—), 男, 教授, 博士生导师; 1993~2005 年美国怀俄明大学教授, 2000 年被教育部聘为“长江奖励计划特聘教授”, 现为中山大学“百人计划”第一类引进人才, 任广东省环境污染控制与修复技术重点实验室副主任. 国际“环境质量杂志(JEQ)”编委和“美国土壤科学学会杂志”(SSSAJ)编委. 曾获美国土壤科学学会(SSSA) Fellow 奖和美国农业科学学会(ASA) Fellow 奖, 共发表学术论文 100 多篇(其中 SCI 收录 100 余篇, EI 收录 20 余篇), 出版学术专著 5 部.

参考文献(References):

Ansari M I, Malik A. 2007. Biosorption of nickel and cadmium by metal resistant bacterial isolates from agricultural soil irrigated with industrial wastewater [J]. *Bioresource Technol*, 98: 3149—3153

Byrne B, Scannell A G M, Lyng J, et al. 2008. An evaluation of *Clostridium perfringens* media [J]. *Food Control*, 19: 1091—1095

曹德菊, 程培. 2004. 3 种微生物对 Cu、Cd 生物吸附效应的研究 [J]. *农业环境科学学报*, 23(3): 471—474

Cao D J, Chen P. 2004. Bioremediation of several microorganisms towards Cu and Cd by adsorption [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 23(3): 471—474 (in Chinese)

Chen X C, Wang Y P, Lin Q, et al. 2005. Biosorption of copper (II) and zinc (II) from aqueous solution by *Pseudomonas putida* CZ1 [J]. *Colloid Surface B*, 46: 101—107

Du A X, Cao L X, Zhang R D, et al. 2009. Effects of a copper-resistant fungus on copper adsorption and chemical forms in soils [J]. *Water Air Soil Poll*, 201: 99—107

Gadd G M. 2005. *Microorganisms in Toxic Metal Polluted Soils*//Buscot

F and Varma A (eds). *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions* [M]. Berlin: Springer, 325—356

Gikas P. 2008. Single and combined effects of nickel (Ni(II)) and cobalt (Co(II)) ions on activated sludge and on other aerobic microorganisms: A review [J]. *J Hazard Mater*, 159: 187—203

姜敏, 曹理想, 张仁铎. 2007. 重金属抗性真菌内生菌与其宿主植物重金属抗性关系初探 [J]. *农业环境科学学报*, 26: 2038—2042

Jang M, Cao L X, Zhang R D. 2007. The relationship of heavy metal resistant endophyte and the heavy metal resistance ability of their host plants [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 26: 2038—2042 (in Chinese)

Meghvansi M K, Prasad K, Harwani D, et al. 2008. Response of soybean cultivars toward inoculation with three arbuscular mycorrhizal fungi and *Bradyrhizobium japonicum* in the alluvial soil [J]. *Eur J Soil Biol*, 44: 316—323

Prashar S O, Beaugeard M, Hawari J, et al. 2004. Biosorption of heavy metals by red algae (*Palmaria palmata*) [J]. *Environ Technol*, 25: 1097—1106

Puranik P R, Paknikar K M. 1999. Biosorption of lead, cadmium and zinc by *Citrobacter* strain MCM B-181: Characterization studies [J]. *Biotechnol Progr*, 15: 228—237

Saxena D, Joshi N, Srivastava S. 2002. Mechanism of Copper Resistance in a Copper Mine Isolate *Pseudomonas putida* Strain S4 [J]. *Curr Microbiol*, 45: 410—414

Solisio C, Lodi A, Soletto D, et al. 2008. Cadmium biosorption on *Spirulina platensis* biomass [J]. *Bioresource Technol*, 99: 5933—5937

孙嘉龙, 肖唐付, 周连碧, 等. 2007. 微生物与重金属的相互作用机理研究进展 [J]. *地球与环境*, 35(4): 367—374

Sun J L, Xiao T F, Zhou L B, et al. 2007. Studies on the mechanisms of interaction between microbes and heavy metals [J]. *Earth and Environment*, 35(4): 367—374 (in Chinese)

Umrani V V. 2006. Bioremediation of toxic heavy metals using acidothermophilic autotrophies [J]. *Bioresource Technol*, 97: 1237—1242

王学锋, 朱桂芬. 2003. 重金属污染研究新进展 [J]. *环境科学与技术*, 26(1): 54—56

Wang X F, Zhu G F. 2003. Recent progress in studies of heavy metals pollution [J]. *Environmental Science and Technology*, 26(1): 54—56 (in Chinese)

韦明肯, 唐华英, 梁铃, 等. 2006. 青霉菌 *Penicillium janthinellum* 菌株 GXCR 的高抗重金属盐及其对 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 离子吸收的特性 [J]. *菌物学报*, 25(4): 616—623

Wei M K, Tang H Y, Liang L, et al. 2006. Characteristics of high resistance to heavy metal salts and uptake of Cu^{2+} and Zn^{2+} ions of *Penicillium janthinellum* [J]. *Mycosystema*, 25(4): 616—623 (in Chinese)

周东琴, 魏德洲. 2006. 沟戈登氏菌对重金属的生物吸附、浮选和解吸性能 [J]. *环境科学*, 27(5): 960—964

Zhou D Q, Wei D Z. 2006. Biosorptive-flotation and desorption operation of heavy metals from wastewater effluents by *Gordonia amarae* [J]. *Environmental Science*, 27(5): 960—964 (in Chinese)