

霉菌吸附重金属离子的研究进展

姜 焯 张宝善* 胡海霞

(陕西师范大学食品工程与营养科学学院 西安 710062)

摘要: 介绍了目前国内外采用霉菌吸附分离废水中重金属离子的研究情况,总结了不同霉菌的吸附能力,讨论了霉菌吸附重金属离子的影响因素、机理以及固定化技术,最后展望了霉菌吸附重金属的发展趋势。

关键词: 霉菌, 生物吸附, 重金属

Review on Biosorption of Heavy Metal by Moulds

JIANG Zhu ZHANG Bao-Shan* HU Hai-Xia

(College of Food Engineering and Nutritional Science, Shaanxi Normal University, Xi'an 710062)

Abstract: Heavy metal treatment in wastewater by biosorption using moulds was introduced. Different uptake capacities of several different moulds were reviewed. Some factors affecting biosorption were summarized. The mechanism of moulds adsorption and techniques of immobilization were also discussed. In addition, the development tendency of heavy metal treatment in wastewater by biosorption using moulds was envisioned.

Keywords: Moulds, Biosorption, Heavy metal

随着食品加工、电镀、制革、防腐、燃料等工业的迅速发展,重金属的使用量越来越大,对环境的污染越来越严重,特别是水资源的污染。因此,国内外有关学者都在积极探寻减少或清除对环境严重污染的重金属的方法。清除重金属的传统方法主要有化学沉淀法、离子交换法、电解法和膜分离技术等。生物吸附技术是近年来研究发现的一类新型、高效的清除废液中重金属的方法,它与传统方法相比,具有原材料来源丰富、品种多、成本低、吸附速度快、吸附量大、选择性好、设备简单和易操作等优点^[1,2]。因此,自从1999年6月在西班牙召开“生物吸附国际会议”以来,生物吸附处理废水已成为全世界利用生物技术处理废水重点开发的技术

之一。

霉菌是发酵工业中一类重要的生产用菌,抗生素、酶制剂等许多重要的发酵产品均用霉菌生产。如曲霉用于高铁环六肽、曲酸、没食子酸、衣康酸、柠檬酸以及葡萄糖异构酶、果胶酶、脂肪酶、葡聚糖酶等酶类的生产^[3]。霉菌作为生物吸附剂具有如下优势:(1)廉价、来源稳定、量大、易于获得。制药工业和酶工业遗弃的大量的废菌体为霉菌生物吸附剂提供了稳定、廉价的来源。(2)操作简单,易于工业化。细菌制备吸附剂时,菌种扩大培养后必须通过大量离心收集生物量,操作麻烦。霉菌在摇瓶扩大培养时,形成均匀的菌丝球且生物量高,易于收集^[4]。

* 通讯作者: ✉ baoshan2@snnu.edu.cn

收稿日期: 2007-11-12; 接受日期: 2008-01-31

关于微生物对重金属生物吸附的研究报告国内外已经很多,有关霉菌在这方面的研究却较少,本文介绍了目前国内外采用霉菌吸附分离废水中重金属离子的研究情况,总结了不同霉菌的吸附能力,讨论了霉菌吸附重金属离子的影响因素、机理以及固定化技术,最后展望了霉菌吸附重金属的发展趋势。

1 不同霉菌的吸附性能

霉菌可以吸附除去多种有毒重金属(Pb、Hg、Cu、Zn、Cd、Co、Cr、Ni等)、回收贵金属(Au等)以及放射性核素(U、Th等)。关于霉菌吸附重金属离子的条件、种类及容量,笔者参阅大量资料,对文献中的结果整理、列表,如表1所示。Ahluwalia等

表1 各种霉菌吸附重金属离子的条件、种类及吸附容量
Table 1 Biosorption capacity, condition and category by different moulds

霉菌 Moulds	预处理方法 Pretreatment methods	吸附的重金属离子 Heavy metal ions	pH	吸附时间 Time (min)	离子起始浓度 Initial concentration (mg/L)	吸附容量 Biosorption capacity (mg/g)
枝孢霉菌 ^[1] <i>Cladosporium</i> sp.	NaOH(0.2 mol/L) 溶液浸泡 40 min	Cu ²⁺	5.0	120	20	14.62
鲁氏毛霉菌 ^[5] <i>Mucor rouxii</i>	NaOH(0.2 mol/L)浸泡 30 min, 洗至中性,干燥,研磨	Pb ²⁺ , Ni ²⁺ , Cd ²⁺ , Zn ²⁺	6.0		10	53.75, 53.85, 20.31, 20.49
<i>Aspergillus</i> sp. ^[4]	NaOH(5 g/L)浸泡 30 min, 洗至中性,干燥,研磨	Cu ²⁺	5.0	45	50	7.72
毛霉菌 ^[6] <i>Mucor meihi</i>	洗涤、干燥、破碎、筛选	Cr ³⁺	4.0	30	3000	59.8
链霉菌 ^[7] <i>Str. clavuligerus</i>	Na ₂ SO ₄ 溶液浸泡、洗涤、 干燥	Cd ²⁺	5.5	60	5	52.8
根霉菌 ^[8] <i>R. arrhizus</i>	破裂、筛选、洗涤、Ca(NO ₃) ₂ 溶液浸泡、洗涤、干燥	Cd ²⁺	5.5	1440	393.5	63
龟裂链霉菌 ^[9] <i>Str. rimosus</i>	洗涤、干燥、破裂、筛选	Zn ²⁺	7.5	240	100	80
曲霉菌 ^[10] <i>Aspergillus</i> sp.	蔗糖、NH ₄ NO ₃ 、KH ₂ PO ₄ 、 CaCl ₂ 和MgSO ₄ 混合溶液 浸泡、洗涤、干燥	Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Fe ²⁺	5.0	30	100	9.6, 7.0, 56.0
龟裂链霉菌 ^[11] <i>Str. rimosus</i>	洗涤、干燥、破裂、筛选、 NaOH溶液浸泡、洗涤、 干燥真空冻干、研磨、	Pb ²⁺	4.0	600	600	112
米根曲霉 ^[12] <i>R. oryzae</i>	真空冻干、研磨筛分<100 目	Ni ²⁺	3.1~8.6	30	16.5	1.05~1.50
霉菌HM6 ^[13] Mould HM6	水洗、过滤、干燥、粉碎	Cr(VI)	1.0~2.0	120	50~150	18.5
黑根霉菌 ^[14] <i>R. nigricans</i>	NaOH溶液浸泡、过滤、 洗涤、干燥、研磨、	Pb ²⁺	4.2	120	4.2	88
出芽短枝霉 ^[15] <i>Aureobacidium pullulans</i>	洗涤、干燥、研磨	Cr(VI), Cd(II)	3.0, 5.0	120	10.38, 10.98	8.575, 15.49
金霉素链霉菌 ^[16] <i>Str. aureofaciens</i>	振荡、过滤、干燥	Au ²⁺	3.5	45	100	45.6
霉菌HM6 ^[17] Mould HM6		Pb ²⁺	5.0	15	100	40
东京根霉 ^[18] <i>R. tonkinenses</i>		Ni ²⁺ , Cu ²⁺	6.0, 5.0	240, 360	40	16, 18.9
无根根霉菌 ^[19] <i>R. arrhizus</i>		Pb ²⁺	4.5			2.265
龟裂链霉菌 ^[20] <i>Str. rimosus</i>	洗涤、干燥、研磨、NaOH (0.1 mol/L)浸泡 30 min、过滤	Cu ²⁺ , Zn ²⁺ , Cr ⁶⁺	6.0			30.5, 29.6, 29

总结了真菌吸附水溶液中重金属离子的种类及吸附容量的情况^[21],对2005年以前的文献给出了一个比较全面地列表。这些数值是在不同的研究条件下得到的,所以仅能用于粗略的定性比较。我们可以跟表1对照着对霉菌吸附重金属有个全面的了解。

2 影响霉菌吸附的因素

霉菌吸附重金属离子是一个复杂的过程,吸附效果受吸附剂、霉菌种类、金属离子的物理化学性质、操作方法以及其它多种环境因素的影响。

2.1 霉菌的前处理

利用真菌吸附重金属离子时,在使用前一般需要进行预处理,常用方法有:洗涤、碎裂、无机盐活化、酸碱处理等。目的是:(1)增加吸附剂的寿命和稳定性;(2)使吸附剂表面去质子化,活化吸附点;(3)改善吸附剂化学性能^[22]。研究表明吸附前对霉菌进行预处理能有效提高重金属的吸附效率。碱处理可从细胞壁上除去无定形多糖,改变了葡聚糖和几丁质的结构,从而允许更多金属离子吸附在其表面,同时NaOH可溶解细胞上一些不利于吸附的杂质,暴露出细胞上更多的活性结合点,使吸附量增大。此外,碱处理使得细胞壁上的H⁺解离下来,导致负电性官能团增多,吸附量也会增大。

Arzu Y Dursun^[23]将*A. niger*水洗后用0.5 mol/L NaOH浸泡,再洗至中性,在60℃下干燥24 h,加去离子水在8000 r/min下匀质20 min。实验结果与未经过处理的相比,*A. niger*的吸附效果有显著的改善。Tamer Akar等^[24]的实验也证实了用去污剂、NaOH、二甲基氧化物对*A. flavus*进行处理,能大大提高它的吸附容量。但是并不是经预处理的霉菌吸附重金属离子的效果都提高,有些处理反而使吸附效果下降。如Sar等发现用HCl浸泡后的*Pseudomans aeruginosa*的吸附能力没有明显改变。Galun等发现经HCl处理后,*Penicillium*对Ni()的吸附容量没有变化,增强了对Cu()、Zn()的吸附,显著增强了对Cd()的吸附^[24]。

2.2 pH值

pH值能影响金属溶液的化学特性、生物官能团的活性和金属离子间的竞争。许多研究表明,含重金属的溶液pH值是影响霉菌吸附的最重要因素。环境中的酸碱度对霉菌的生长繁殖有很大影响,霉菌

适合于在偏酸性环境中生长,最适的范围为pH 3.0~6.0。*A. Chergui*等^[20]发现溶液pH值的变化极大的影响单位吸附剂的吸附量。当pH小于或等于4时,龟裂链霉菌对重金属离子的吸附力很低,这是因为酸的电离作用使金属离子随后才与吸附剂表面的负电荷基团(如羧基、磷酸基等)结合。当pH 4.0~6.0之间时,吸附量上升。pH 6.0时,获得最大吸附量为Cu²⁺ 30.5 mg/g, Zn²⁺ 29.6 mg/g和Cr⁶⁺ 29 mg/g。Kapoor等^[25]用黑曲霉吸附Pb²⁺、Ni²⁺、Cd²⁺和Co²⁺,随着pH的增大,离子的吸附容量也随着增加,pH 3.0时表现为抑制,pH 3.0~4.0时,吸附容量增幅最大。pH 4.0是吸附Pb²⁺、Cd²⁺、Co²⁺的最适pH值,而pH 5.0是Ni²⁺的最适值。

梁峙等^[26]在研究米曲霉菌丝吸附Pb²⁺时发现,在培养过程中固定其它条件因素,改变pH值,可知pH 2.5时微生物的生长量为零;在pH 4.5~5.5范围内吸附量较大;在pH 4.5时吸附量最大;此后生长量逐渐减少,吸附率也逐渐下降。在实验过程中还观察到,强酸性和强碱性条件对菌丝球的生长都有不同程度的抑制作用。这是因为pH影响微生物原生质膜所带电荷以及某些营养物质的分解和电离程度,从而影响微生物对养分的吸收;其次,pH也影响霉菌细胞内的代谢作用和孢子的表面性能。董新姣等^[1]发现枝孢霉菌吸附铅离子时,pH在3.5~4.0间吸附量都超过了73.00 mg/g,在pH为4.0的时候达最大吸附量74.38 mg/g。在pH为3.0和5.0时,吸附量分别降到70.19 mg/g和69.31 mg/g。由于在低pH环境下一些官能团会质子化,加上H⁺的竞争吸附会降低对Pb²⁺的吸附量,并且在低pH值条件下官能团,如:-COOH,-OH,也会阻碍铅的吸附。当pH升高时,铅离子又会以微沉淀形态存在而阻碍对它的吸附。

2.3 溶液的重金属浓度

选取重金属离子的浓度为25 mg/L~200 mg/L,*Aspergillus niger*的吸附量随着Cd()、Zn()的初始浓度的增加而增加。原因可能是静电交互作用使得低亲和力的位点增加。当Cd()的初始浓度超过75 mg/L,Zn()的初始浓度超过150 mg/L,不再有金属离子被吸附^[27]。张玉玲等^[15]发现在菌量一定的情况下,两种重金属离子的初始浓度越大,吸附量也越大。荚荣等^[4]在做真菌(*Aspergillus* sp.)吸附Cu²⁺的研究时发现,起始Cu²⁺浓度小,吸附率高,但吸

附量低;起始 Cu^{2+} 浓度大,吸附率低,而吸附量高。刘长风等^[13]用霉菌菌丝球吸附 Cd^{2+} 时,当 Cd^{2+} 为20 mg/mL时,去除率为90%,而后随着浓度的增加去除率逐渐下降,在浓度为50 mg/L~150 mg/L之间,去除率几乎无变化,稳定在37%左右,当浓度超过150 mg/L时,去除率则开始下降。

2.4 菌丝培养情况

霉菌菌丝培养情况直接关系菌丝球径大小,从而影响吸附效果。在霉菌培养中,摇床转速对成球的影响很大,一方面提高摇床转速可增大培养液的湍流程度,降低传质阻力,从而提高氧的转移速率;另一方面过分剧烈的机械搅拌产生强剪切作用,会使菌丝体变得较小,相互之间缠绕得不很紧密,因而造成菌丝球松散,质地松。Tolga Bahadir等^[19]用0.045~0.063、0.063~0.090、0.090~0.125三种球径的*R. arrhizus*吸附蓄电池工业废水中的 Pb^{2+} 发现球径为0.063~0.090吸附效果较好。梁峙等^[26]研究米曲霉菌丝球对 Pb^{2+} 的吸附作用的实验结果表明,在球径为1.7 mm~1.8 mm的条件下吸附率最高,为67.7%。

2.5 共存离子

Tamer Akar等^[24]发现无论在金属离子混合物中还是在非竞争条件下,*A. flavus*对 Pb^{2+} 的吸附量总大于 Cu^{2+} 。张利等^[14]发现黑根霉吸附铅的过程中,锌、铁与几丁质的配合作用与铅离子竞争几丁质上的活性位点,使吸附 Pb^{2+} 的核心位点数目下降,导致吸附铅的能力降低。共存离子的竞争作用从另一个方面再次说明了几丁质对 Pb^{2+} 的配合作用是黑根霉对 Pb^{2+} 吸附的主要原因。屠娟等^[28]发现 Cu^{2+} 的存在增加了黑根霉对 Cr(VI) 的吸附,这可能是由于 Cu^{2+} 竞争了细胞壁上的带负电基团,使得 Cr(VI) 阴离子更易与细胞壁上的活性位点结合。李清彪等^[29]研究白腐菌对废水中金属 Pb^{2+} 的吸附情况,发现当在培养液中投加 Ca^{2+} 时,白腐菌的菌丝对 Pb^{2+} 的吸附从65%增加到90%左右。表2为相同条件下霉菌对不同重金属离子的竞争吸附特征。

此外,温度等因素对吸附过程也有一定的影响。温度对吸附量影响不大,而且温度越高,能量消耗越大。

表2 霉菌对不同重金属离子的竞争吸附特征
Table 2 Comparison of the different metal ions uptake by moulds(mg/g)

菌种 Strain	比较结果 Results of comparison	参考文献 Reference
产黄青霉 <i>P. chrysogenum</i>	$\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+}$	[30]
丛枝菌 <i>Glomus mosseae</i>	$\text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Mn}^{2+}$	[31]
黑根霉 <i>R. nigricans</i>	$\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Cr(VI)}$	[32]
<i>P. oxalicum</i>	$\text{Hg}^{2+} \gg \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$	[33]
<i>Tolyocladium</i> sp.	$\text{Hg}^{2+} \gg \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+}$	[33]
<i>R. arrhizus</i>	$\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$	[20]

2.6 生物量

生物量也是决定金属离子吸附量的重要因素^[34]。随着生物量的上升,金属离子的吸附量也会迅速增加,到达平衡点后,随生物量增加吸附容量迅速降低。即:在给定平衡浓度下,低生物浓度要比高生物浓度吸附更多的金属离子。在一定范围内,重金属离子与吸附剂用量的比值越大,则单位吸附剂的吸附量越大,直至吸附饱和。但重金属离子与吸附剂用量比值的选取要兼顾重金属的有效去除和吸附剂的充分利用,适当提高该比值有利于吸附剂的有效利用。因此应选择一个适当的菌浓度。Mausumi Mukhopadhyay等^[35]用前处理过的*A. niger*吸附 Cu^{2+} 时发现当生物量增加时,每克微生物吸附金属离子的量下降,最大的吸附量为23.62 mg/g, Cu^{2+} 与*A. niger*用量的比值为250:1000。这种现象是由于生物量的增加导致对结合点的干涉造成。Blanco et al^[36]、Fourest and Roux^[37]以及Al-Askeh and Duvnjak^[38]等在他们的实验中也发现了相似的规律。Rajender Kumar等^[39]发现当生物量由0.2 g/50 mL增加至1.2 g/50 mL时,*Aspergillus niger*的吸附率由72.13% ± 1.86%增加至95.35% ± 2.45%,*Aspergillus sydoni*由66.60% ± 2.36%增至91.20% ± 2.3%,而*Penicillium janthinellum*则由64.86% ± 3.12%增至91.09% ± 2.8%。之后吸附率增加缓慢。原因可能是当达到吸附平衡时,微生物的单位吸附量达到最大,小于这个值主要是静电作用,共价效应;大于这个值,解吸作用会降低总的吸附量。被吸附的金属离子或者堵塞细胞表面的空隙、或者离子之间发生凝聚,降低活性位点的可用性。高的生物量产生富集作用会在外层形成屏蔽作用,因此降低金属离子的吸附。

3 霉菌的固定化吸附技术的研究

固定化微生物技术是指通过采用化学或物理的方法将游离微生物固定于限定的空间区域内,使其保持活性并可重复使用。与普通悬浮微生物处理方法相比,固定化微生物技术具有以下优点:(1)提高了单位面积微生物的量,提高了处理负荷,从而提高了处理废水效率;(2)微生物材料可再生并可重复使用,其吸附能力受外界条件影响小;(3)可进行自动化控制,便于废水的连续化处理;(4)为金属离子的解吸提供方便,有利于贵重金属的回收,且解吸过程中微生物量损失小。

固定微生物方法有多种,但主要有载体结合固定化、交联固定化、包埋固定化。在应用固定化微生物技术进行废水处理之前,须选择合适的固定载体。常用的固定微生物载体有:聚乙烯醇(PVA)、聚丙烯酰胺(A-CAM)、聚乙烯乙二醇(PEG)、琼脂、海藻酸钙、角叉菜胶和聚丙烯酸等凝胶^[40]。

Yan等^[30]利用聚醚砜固定的*Mocur rouxii*颗粒进行吸附柱实验,发现该吸附柱不仅能从单级组分的金属溶液中,而且能从多组分溶液中去除 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Zn^{2+} 。对于单组分溶液,每克*Mocur rouxii*颗粒分别吸附 4.06 mg Pb^{2+} 、3.76 mg Cd^{2+} 、0.36 mg Ni^{2+} 和 1.36 mg Zn^{2+} ,而在多组分溶液中, Cd^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} 的吸附容量分别为 0.36 mg/g、0.31 mg/g和 0.40 mg/g且用 0.05 mol/L的 HNO_3 溶液可以轻易地解吸金属离子。

4 吸附机理

国内外对生物吸附机理的研究大多集中在细胞壁对重金属离子的吸附过程上。由于重金属离子本身的特性,以及金属离子与细胞之间相互作用的复杂性,许多现象还无法从机理上得到合适的解释。

研究表明生物吸附过程由两个阶段组成。首先是被动吸附,在这个过程中,细胞外多聚物、细胞壁上的官能团与金属离子结合。特点是快速、可逆,不依赖于能量代谢。第二个过程为主动吸收,细胞表面吸附的重金属离子与细胞表面的某些酶(如透膜酶、水解酶等)相结合而转移至细胞内,其特点是速度慢、不可逆,与细胞的代谢有关。

吸附机理因菌种、金属离子的不同而不同。活性的生物量既有表面吸附,又有主动吸收,非活性

的生物量主要是依靠表面吸附。吸附机理主要有:表面络合机理、离子交换机理、氧化还原机理、酶促机理、无机沉淀。这些机理可以是单独起作用,也可与其他机理结合在一起起作用,这取决于过程的条件和环境。

Bao-E Wang等^[41]用非活化的CMC固定烟曲霉吸附偶氮染料的实验证实:吸附过程分两个阶段,第一个阶段主要是在细胞表面发生物理吸附作用,这是个可逆的反应。这一阶段在微生物接触重金属离子后的很短时间内发生;第二阶段通常指化学吸附,这一阶段较慢,而且与微生物代谢活性有关。吸附过程符合二次动力学模型,结果表明了粒内扩散在吸附过程发挥重要作用。

Kapoor等^[42]认为黑曲霉吸附 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 时, Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 取代 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 在细胞表面上的位点,其机理符合离子交换模式。Tobin等^[6]认为毛霉菌吸附 Cr^{2+} 时,细胞壁上的羧基是主要的吸附点,其它带负电的基团如硫磺基也有一定的吸附作用。Pagnanelli等用曲霉菌吸附 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Fe^{2+} ,当pH值为 3~5 之间时离子交换和表面络合反应起主要作用,而当pH值大于 5 时表面微沉淀则起主导作用。

真菌吸附等温式一般符合Langmuir或Freundlich方程。A. Chergui等^[20]通过龟裂链霉菌从水溶液中同时吸附 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cr^{6+} 的实验,证明吸附过程与Langmuir和Freundlich方程都能很好符合。Rajender Kumar等^[21]用*Aspergillus niger*、*Aspergillus sydoni*和*Penicillium janthinellum*吸附水溶液和电镀废水中的Cr()时,也发现了吸附数据很好的符合Langmuir和Freundlich方程。Say等^[32]认为*Phanerochaete chrysosporium*对Cd()、Pb()和Cu()的吸附与吸附等温式Langmuir符合良好。Aksu等^[43]在研究无根根霉吸附 3 价铁离子以及 3 价铁的络合物之间的协同作用时,发现单一成分吸附规律符合Langmuir方程。

5 结论与展望

霉菌作为真菌的一类,在吸附重金属,处理工业废水中,以其来源丰富、品种多、成本低和吸附效果好等占有独到的优势,正逐渐引起人们的重视。目前,用生物吸附法从工业废水中去除重金属的研究,美国等国家已初见成效。实验室采用固定化细胞体系已实现了连续操作,但离工业化还有较

大的差距。

近几年国内应用现代分析手段如红外光谱分析、扫描电子显微镜、X 射线能量散射光谱等, 在研究吸附机理上有一定突破, 但大多停留在证实有金属沉积在细胞内, 具体沉积在哪些位点, 以什么状态沉积的, 以及金属与细胞特定官能团结合的能量变化以及官能团结构和特性等问题的研究并不多。由于工业废水中重金属成分的复杂性以及多变性, 其发展需要在重金属吸附的反应动力学和热力学特征作进一步的探讨, 进一步揭示吸附机理、建立更好的吸附过程模型进行模拟、在生物吸附剂的再生和用真正的工业废水试验固定的生物量方面进行进一步深入研究。

参 考 文 献

- [1] 董新姣, 俞林伟, 朱 聪. 真菌对铜离子生物吸附的研究. 城市环境与城市生态, 2003, **16**(2): 13-15.
- [2] 张洪玲, 吴海锁, 王连军. 生物吸附重金属的研究进展. 污染防治技术, 2003, **16**(4): 53-56.
- [3] Kapoor A, Viraraghavan T. Fungal biosorption -- an alternative treatment option for heavy metal bearing wastewaters: a review. *Bioresource Technology*, 1995, **53**(3): 195-206.
- [4] 荚 荣, 裴明军, 史 银, 等. 真菌(*Aspergillus* sp.)吸附 Cu^{2+} 的研究. 中国环境科学, 2003, **23**(3): 263-266.
- [5] Yan G, Viraraghavan T. Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. *Water Research*, 2003, **37**(18): 4486-4496.
- [6] Tobin JM, Roux JC. *Mucor* biosorbent for chromium removal from tanning effluent. *Water Research*, 1998, **32**(5): 1407-1416.
- [7] Butter TJ, Evison LM, Hancock IC, *et al.* The removal and recovery of cadmium from dilute aqueous solutions by biosorption and electrolysis at laboratory scale. *Water Research*, 1998, **32**(2): 400-406.
- [8] Yin P, Yu Q, Jin B, *et al.* Biosorption removal of cadmium from aqueous solution by using pretreated fungal biomass cultured from starch wastewater. *Water Research*, 1999, **33**(8): 1960-1963.
- [9] Mameri N, Boudries N, Addour L, *et al.* Batch zinc biosorption by a bacterial nonliving *Streptomyces rimosus* biomass. *Water Research*, 1999, **33**(6): 1347-1354.
- [10] Pagnanelli F, Papini MP, Toro L, *et al.* Biosorption of metal ions on *Arthrobacter* sp.: biomass characterization and biosorption modeling. *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**(13): 2773-2778.
- [11] 胡 罡, 张 利, 董明容, 等. 龟裂链霉菌对废水中 Pb^{2+} 的吸附作用. 南开大学学报(自然科学版), 2000, **33**(2): 28-31.
- [12] 王国倩, 李福德, 曾抗美. 米根霉菌对模拟环境废水中镍的吸附特性研究. 四川大学学报(工程科学版), 2004, **36**(3): 56-59.
- [13] 刘长风, 刘桂萍, 高 峰, 等. 霉菌菌丝球吸附 Cr(VI) 的研究. 化学工程师, 2005, **116**(5): 12-14.
- [14] 张 利, 孔德领, 屠 娟, 等. 发酵废渣黑根霉菌对铅离子吸附机理的研究. 离子交换与吸附, 1996, **12**(4): 317-323.
- [15] 张玉玲, 张兰英, 王显胜, 等. 出芽短梗霉吸附水体中共存 Cr(VI) 、 Cd(II) 重金属离子研究. 吉林大学学报(地球科学版), 2005, **35**(3): 403-406.
- [16] 刘月英, 傅锦坤, 胡洪波, 等. 金霉素链霉菌菌丝体吸附金(Au^{3+})特性的表征. 科学通报, 2001, **46**(14): 1179-1182.
- [17] 刘桂萍, 刘长风, 关丽杰, 等. 霉菌菌丝球对 Pb^{2+} 的吸附研究. 沈阳化工学院学报, 2005, **19**(2): 93-96.
- [18] 张建梅, 钮因安, 孙林娟, 等. 东京根霉对水中重金属离子铜、镍吸附的研究. 湖州师范学院学报, 2005, **27**(2): 51-54.
- [19] Bahadir T, Bakan G, Altas L, *et al.* The investigation of lead removal by biosorption: An application at storage battery industry wastewaters. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, **41**(1-2): 98-102.
- [20] Chergui A, Bakhti MZ, Chahboub A, *et al.* Simultaneous biosorption of Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr^{6+} from aqueous solution by *Streptomyces rimosus* biomass. *Desalination*, 2007, **206**(1-3): 179-184.
- [21] Ahluwalia SS, Goyal D. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 2007, **98**(12): 2243-2257.
- [22] 高 伟, 何少华, 李红霞, 等. 真菌吸附法处理重金属废水. 净水技术, 2005, **25**(5): 30-33.
- [23] Dursun AY. A comparative study on determination of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of biosorption of copper(II) and lead(II) ions onto pretreated *Aspergillus niger*. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, **28**(2): 187-195.
- [24] Akar T, Tunali S. Biosorption characteristics of *Aspergillus flavus* biomass for removal of Pb(II) and Cu(II) ions from an aqueous solution. *Bioresource Technology*, 2006, **97**(15): 1780-1787.
- [25] Kapoor A, Viraraghavan T. Heavy metal biosorption sites in *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, 1997, **61**(3): 221-227.

- [26] 梁 峙, 周 峰. 米曲霉菌丝球对铅的吸附作用研究. 食品工业科技, 2003, 24(8): 37-39.
- [27] Liu YG, Fan T, Zeng GM. Removal of cadmium and zinc ions from aqueous solution by living *Aspergillus niger*. *Trans Nonferrous Met SOC China*, 2006, 16(3): 681-686.
- [28] 屠 娟, 张 利, 赵 力, 等. 非活性黑根霉菌对废水中重金属离子的吸附. 环境科学, 1995, 16(1): 12-15.
- [29] 李清彪, 吴 涓, 杨宏泉, 等. 白腐真菌菌丝球形成的物化条件及其对铅的吸附. 环境科学, 1999, 18(1): 23-25.
- [30] Yan G, Viraraghavan T. Heavy metal removal in a biosorption column by immobilized *M. rouxii* biomass. *Bioresource Technology*, 2001, 78(3): 243-249.
- [31] 陈保东, 李晓林, 朱永官. 丛枝菌根真菌菌丝体吸附重金属的潜力及特征. 菌物学报, 2005, 24(2): 283-291.
- [32] Say R, Denizli A, Arica MY. Biosorption of cadmium(II), lead(II) and copper(II) with the filamentous fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Bioresource Technology*, 2001, 76(1): 67-70.
- [33] Svecova L, Spanelova M, Kubal M, et al. Cadmium, lead and mercury biosorption on waste fungal biomass issued from fermentation industry. I. Equilibrium studies. *Separation and Purification Technology*, 2006, 52(1): 142-153.
- [34] Sag Y, Kutsal T. Determination of the biosorption heats of heavy metal ions on *Zoogloea ramigera* and *Rhizopus arrhizus*. *Biochemical Engineering Journal*, 2000, 6(2): 145-151.
- [35] Mukhopadhyay M, Noronha SB, Suraishkumar GK. kinetic modeling for the biosorption of copper by pretreated *Aspergillus niger* biomass. *Bioresource Technology*, 2007, 98(9): 1781-1787.
- [36] Blanco A, Sanz B, Llama MJ, et al. Biosorption of heavy metals to immobilized *Phormidium laminosum* biomass. *J Biotech*, 1999, 69(2-3): 227-240.
- [37] Fourest E, Roux JC. Heavy metal biosorption by fungal mycelial by-products: mechanisms and influence of pH. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1992, 37(3): 399-403.
- [38] Al-Asheh S, Duvnjak Z. Adsorption of copper and chromium by *Aspergillus carbonarius*. *Biotechnol Prog*, 1995, 11(6): 638-642.
- [39] Kumar R, Bishnoi NR, Garima, et al. Biosorption of chromium(VI) from aqueous solution and electroplating wastewater using fungal biomass. *Chemical Engineering Journal*, 2008, 135(3): 202-208.
- [40] 陈佩林. 微生物吸附重金属离子研究进展. 生物学教学, 2003, 28(12): 1-3.
- [41] Wang BE, Hu YY, Xie L, et al. Biosorption behavior of azo dye by inactive CMC immobilized *Aspergillus fumigatus* beads. *Bioresource Technology*, 2008, 99(4): 794-800.
- [42] Kapoor A, Viraraghavan T. Biosorption of heavy metals on *Aspergillus niger*: Effect of pretreatment. *Bioresource Technology*, 1998, 63(2): 109-113.
- [43] Aksu Z, Gulen H. Binary biosorption of iron(III) and iron(III)-cyanide complex ions on *Rhizopus arrhizus*: modelling of synergistic interaction. *Process Biochemistry*, 2002, 38(2): 161-173.

新辟栏目介绍

显微世界

“显微世界”栏目将刊出一些精美清晰的显微照片,带您走进显微镜下的微生物世界,希望在阅读期刊相关科学新进展的同时,给您带来一种愉悦的科学艺术视觉享受。同时欢迎广大作者、读者朋友积极为我们推荐或提供高质量、高清晰的显微照片(提供者保证该图片无任何知识产权问题)。