

修复植物生物解吸脱除重金属实验研究

安钢, 孙波, 张晗, 巩占鹏, 侯立洁, 孔淑颖

天津理工大学化学化工学院, 天津 300384

摘要:以天津市公路绿化带大叶黄杨为修复植物, 采用生物解吸法及火焰原子吸收分光光度法, 研究了标准筛筛径、浸泡温度、浸泡时间、真空度和减压时间对脱除材料内重金属 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的脱除作用。结果表明, 真空度、浸泡时间对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的脱除作用较明显, 减压时间对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的相对脱除率最为显著。Zn 和 Cu 的迁移性较高, 调节各操作参数对脱除 Zn、Cu 的作用较明显, 其平均脱除值和平均脱除率均较高。本底值高低对脱除 Zn、Cu 和 Cr、Pb 影响较大。Cr 和 Pb 对筛径和减压时间敏感性较强, 对浸泡温度、浸泡时间及真空度敏感性较差。认为基于生物解吸法通过选择适宜的操作参数对脱除修复植物内部分重金属有积极的作用。

关键词: 修复植物; 生物解吸; 脱除; 重金属

中图分类号: X503.233

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2012) 07-1345-06

土壤中含有的重金属离子可与水及羟基等有机物质的分子形成易被植物(包括农作物)吸收的螯合物。如果富集重金属植物通过食物链进入人体内, 人体健康会因摄入过量重金属元素而受损害。然而事情并非完全这样糟糕, 1865年有学者在德国和比利时发现了一种可以适合在高含Zn量(Zn含量占总干质量的17%)土壤生长的十字花科植物, 1948年又有学者在意大利发现另一种可富集大量Ni的十字花科植物^[1], 这就使得人们有机会以这些相类似的发现为基础, 打开重新认识和利用富集重金属植物的一扇新视窗。“超富集植物”作为一个新概念首先由Brooks^[2]提出, 6年后Chaney^[3]设想利用超富集植物消除土壤中的重金属, 这就是迄今为止普遍认为优于传统(如填埋、稀释、淋洗、物理分离及化学)修复土壤方法的植物修复技术^[4]。

近年来, 人们对植物修复的研究大多集中在发现富集重金属植物以及研究重金属在土壤中的迁移规律^[5-6]; 重金属从土壤到植物体内的迁移规律^[7-9]; 重金属在植物体内部的富集或积累特征等方面^[10-12]。也有少量关于植物修复后处理工艺方面的研究报道。以植物修复为目的, 从土壤中获取的富集重金属植物又被称为修复植物。其后处理工艺的核心技术就是处理修复植物的问题, 已报道过的工艺方法有: 堆肥法、压缩填埋法、灰化法、液相萃取法、焚烧法、高温分解法^[13]。如邢前国等^[14]分别在450~850℃条件下, 对富含Cd、Pb的野生植物铁芒萁进行了焚烧模拟试验, 结果表明铁芒萁的灰分残留量可以降到10%以下, 但Cd、Pb在灰化过程均

有很大损失, 而且含Cd、Pb的烟气还可能会产生二次污染。高温分解法工作原理是: 使植物体在高氧情况下实现热激发, 并在瞬间得以分解^[13]。夏娟娟等^[15]以长香谷稻秆为修复植物, 在不同温度、停留时间和反应气氛下利用管式炉反应器对长香谷稻秆中Cd、Pb、Mn、Cu、Zn进行热解实验, 结果表明: 操作温度低于元素挥发温度时, 固体残渣中重金属元素的富集倍数与温度呈正比; 操作温度等于元素挥发温度时, 重金属元素的富集倍数与停留时间呈反比; 800℃以上, CO₂气氛下热解比N₂气氛下更利于回收Mn、Cu、Zn。但是综合考虑: 重金属和焦炭状固体渣的结合物仍属于不易分离的二次性重金属污染物^[13], 认为从环境保护层面上考查该工艺仍存一定风险。

本实验以绿化植物大叶黄杨为修复植物(实验材料), 尝试用生物解吸方法进行脱除材料内重金属的实验。经过对其进行粉碎、浸泡、减压、消解及原子吸收法测定等步骤。考察筛分程度、浸泡温度、浸泡时间、真空度和减压时间对脱除重金属Cr、Cu、Zn、Pb的影响, 初步确定实验条件对以上4种重金属元素的脱除效果。为拓展植物修复后处理工艺研究提供有价值的实验数据。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

实验材料采用受机动车尾气排放影响大气存在重金属污染的天津市红旗南路(育梁道与迎风道之间路段)绿化带植物大叶黄杨。大叶黄杨拉丁名Buxus Megistophylla Lévl, 卫矛科, 卫矛属。采集时间2011年7月10日07:00—10:00。使用梅花形

基金项目: 天津市应用基础及前沿技术研究计划(12JCYBJC13700)

作者简介: 安钢(1953年生), 男, 副教授, 主要从事均相分离及气液两相流流动研究。E-mail: angangtian@sina.com

收稿日期: 2012-05-14

五点取样法采集。采集部位分别为顶部顶尖叶(采样点距地面 0.5~0.7 m 处)、中部枝桠叶(采样点距地面 0.3~0.5 m 处)和下部底端叶(采样点距地面 0.3 m 处)的新鲜叶片。每个采样点采集 2 份材料。采集后将材料编号放置聚乙烯袋内备用。不同部位采集的实验材料重金属质量分数见表 1。

表 1 实验材料组成特性

部位	w(Cr)	w(Cu)	w(Zn)	w(Pb)
顶尖叶	2.23±0.36	12.65±1.37	28.95±4.28	0.85±0.18
枝桠叶	2.14±0.33	12.01±1.31	27.49±4.07	0.81±0.16
底端叶	2.02±0.29	11.29±1.22	25.81±3.82	0.76±0.11

1.2 实验试剂

消解用试剂为 HNO₃、HClO₄, 分析纯, 分别购自北京北化精细化学品有限责任公司, 天津市鑫源化工有限公司。接触剂为蒸馏水, 二级水, 购自天津市江天化工技术有限公司。光谱纯金属 Cr、Cu、Zn 和 Pb 购自中国光谱标样发行部, 用来配制质量浓度为 1 g·L⁻¹ 的 Cr、Cu、Zn 和 Pb 标准储备液, 不同质量浓度的 Cr、Cu、Zn 和 Pb 标准使用液均由标准储备液添加蒸馏水配制。

1.3 实验装置

HL-9001HF 电热鼓风干燥箱(鄞城华鲁电热仪器有限公司), M-L-2-4 可调式电热板(北京市永光明医疗仪器厂), F-L 可调式封闭电炉(北京市永光明医疗仪器厂), DZF-6050 真空干燥箱(上海和呈仪器制造有限公司), SP-3803AA 原子吸收光谱仪(上海光谱仪器有限公司), TGL20M 台式高速离心机(湖南省凯达实业发展有限公司), 2XZ-2 旋片式真空泵(浙江省黄岩求精真空泵厂)。

1.4 试验方法

将实验材料用蒸馏水洗净浮尘。放入真空干燥箱内, 调温 80 °C 及恒温 30 min, 取出混合及粉碎, 用 0.833~0.147 mm 筛径的标准筛筛分称质量。加入蒸馏水置于烘箱内, 浸泡温度为 16~60 °C, 浸泡时间 1~2 h, 放入减压系统内, 保持真空度 0.8~3.0 kPa, 减压时间 10~30 min, 再恒温 60 °C 及恒时 12 h, 消解及过滤, 将滤液移至容量瓶内用蒸馏水定容, 根据 GB/T 17137—1997、GB/T 17138—1997、GB/T 17140—1997^[16-18] 由原子吸收光谱仪测定重金属 Cr、Cu、Zn 和 Pb 实际浓度。

2 结果与分析

2.1 生物吸附与生物解吸

土壤中重金属元素向植物根系生物体细胞壁的迁移过程为生物吸附^{[19]214-215}。植物根系外层空间对土壤中重金属的吸收方式为被动吸收方式^[20], 扩

散过程属于分子扩散, 其扩散速率与浓度梯度或化学势梯度有关。金属离子依赖植物自身新陈代谢产生的能量通过离子转移系统迁移到细胞内部的过程为主动吸收方式, 又称植物吸收^[8]。其扩散过程为离子扩散, 扩散速率取决于化学势梯度和电势梯度的大小。

生物解吸是生物吸附的逆过程。余国营等^[7]的实验结果表明: 土壤中重金属在溶液中的解吸量与该平衡溶液中的重金属浓度有关。余国营等^[22]的另一项实验结果表明: 植物叶片中重金属迁移量与环境中的重金属浓度有关, 如杨树在出现短时霜冻时, Cd、Pb、Cu 和 Zn 因叶片凋零向体外输出量占全树总量的 16.3%、17.5%、19.1%和 5.5%。即为植物挥发修复现象, 是植物将污染物吸收到体内后将其转化为气态物质释放到大气中的行为^[22]。因此可推论: 重金属元素由植物体系外层空间(生物体细胞壁)向环境迁移的过程属于分子扩散过程, 是一种生物解吸过程, 其传质推动力是植物体系外层空间与环境之间的重金属浓度差。如果将蒸馏水-富集重金属元素植物视为一个生物解吸体系, 可在这个体系中实现重金属元素由植物体系外层空间向蒸馏水迁移的生物解吸过程。

2.2 筛分度对脱除重金属的影响

用 $d = 0.841 \sim 0.149$ mm 筛径的标准筛筛分实验材料, 浸泡温度 $t = 60$ °C, 浸泡时间 $\theta_s = 1$ h, 真空度 $p = 3$ kPa, 减压时间 $\theta_p = 10$ min, 筛径 d 对脱除重金属的影响见图 1。可见经筛分后, 材料内重金属质量分数均有降低。例实验条件下对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 脱除量分别为 1.606、5.308、6.0151、0.707 mg。相对脱除率分别为 72.5%、41.9%、22.9%、82.9%, 对重金属脱除量排序为 Zn>Cu>Cr>Pb。对重金属的相对脱除率排序为 Pb>Cr>Cu>Zn。

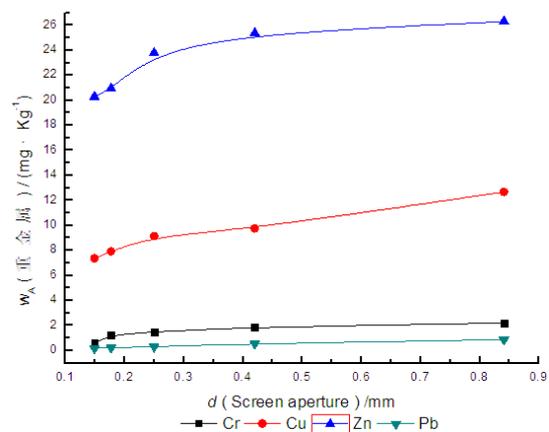


图 1 筛径对脱除重金属的影响

Fig.1 Effect of screen aperture on removal heavy metals

认为重金属元素本底值及重金属离子半径 r 是影响实验结果的重要因素。例实验材料内 Cu 和 Zn 的本底值质量分数 W_A 较大，其脱除量也大，而 Cr 和 Pb 的质量分数小，其脱除量也小。离子半径 r 是描述粒子的几何参数。例 Cr 离子半径 r_{Cr} 为 +2[73(ls)], +2[80(hs)], +3[61.5], +4[55], +5[49], +6[44]; Cu 离子半径 r_{Cu} 为 +1[77], +2[73], +3[54(ls)]; Zn 离子半径 r_{Zn} 为 +2[74]; Pb 离子半径 r_{Pb} 为 +2[119], +4[77.5]。推测材料内所含物质中含有配位数为 3 和 6 的 Cr 离子，2 和 3 的 Cu 离子，配位数为 2 的 Zn 离子，配位数为 4 的 Pb 离子半径较小。材料破碎能使其比表面积增加，促使接触剂益于在不溶性材料内流动，含重金属离子物质被解吸后容易从相界面溢出^[23]。

2.3 浸泡温度对脱除重金属的影响

用 $d=0.42$ mm 筛径的标准筛筛分实验材料，浸泡时间 $\theta_s=1$ h，真空度 $p=2$ kPa，减压时间 $\theta_p=10$ min，浸泡温度 t 对脱除重金属的影响见图 2。发现材料内重金属质量分数 W_A 与 t 呈正比例关系。例实验条件下变温后，对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 脱除量分别为 0.278、3.366、10.207、0.519 mg。相对脱除率分别为 12.5%、29.5%、40.4%、63%。对重金属脱除量排序为 Zn>Cu>Pb>Cr。对重金属的相对脱除率排序为 Pb>Zn>Cu>Cr。

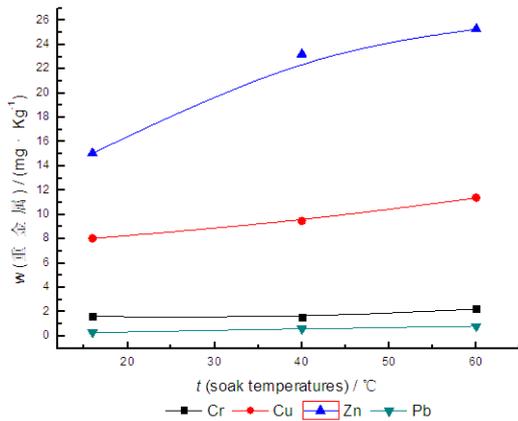


图 2 浸泡温度对脱除重金属的影响

Fig.2 Effect of soak temperatures on removal heavy metals

认为该实验现象与生物吸附-植物吸附机制有关：生物吸附机制不同，温度对其影响效果也不相同。一般依赖能量的吸附机制，温度变化对生物吸附能力影响较大；而对于不依赖能量的吸附机制，温度变化对生物吸附能力影响较小^{[19]221-222}。因此可推论，生物解吸也应符合此扩散规律。重金属离子在植物中的累积分为胞外结合与沉淀、胞内转运与转化两步。胞内转运机制属于依赖能量的吸附机

制。当生物体温度发生变化时，胞内转运机制对温度变化较敏感。升温时利于重金属向细胞壁内进行离子扩散，降温时重金属离子也应有向细胞壁外扩散的趋势，而这种扩散结果会导致细胞外壁上重金属累积量加大，细胞外壁上与界面之间会形成比降温前更高的重金属浓度梯度，从而有利于重金属向界外进行分子扩散。这种现象在余国营等^[21]实验中也得到证实。

2.4 浸泡时间对脱除重金属的影响

用 $d=0.841$ mm 筛径的标准筛筛分材料，减压时间 $\theta_p=10$ min，真空度 $p=2$ kPa，浸泡时间 θ_s 对脱除重金属的影响见图 3。结果表明延长 θ_s 有助于脱除重金属。如 θ_s 由 20 min 延至 120 min 时，对材料内 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的脱除量分别 0.236 l、3.04、19.1、0.095 mg。相对脱除率分别为 11.3%、30.4%、65.9%和 21.2%。脱除量排序为 Zn>Cu>Cr>Pb。相对脱除率排序为 Zn>Cu>Pb>Cr。

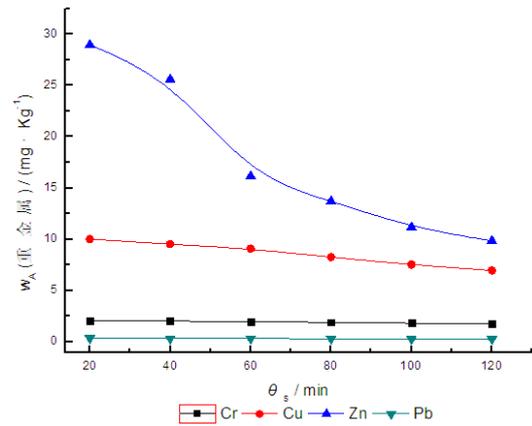


图 3 浸泡时间对脱除重金属的影响

Fig.3 Effect of soak time on removal heavy metals

余国营等实验发现^[7]：有的重金属迁移性较强，例土壤对重金属的吸附量顺序为Cd>Zn>Cu>As>Pb，而吸持能力大小顺序正相反，也就是说Cd不但吸附能力强，且解吸能力也强。因此可推论：在浸泡过程中，材料内的Zn和Cu离子也相对于其它2个重金属离子具有更强的迁移性和较差的吸持能力，故脱除率较高。Cr和Pb离子脱除量相对较低与其自身本底值较小有关。重金属Cr在土壤中常以4种形态（2种三价铬离子，2种六价铬阴离子）存在，其中Cr(OH)₃的溶解性较小，是最稳定的存在形式，而水溶性六价铬含量较低。

尹华等^[24]认为重金属 Cr 的迁移规律与 Cr 离子的配位数有关，如三价 Cr 迁移性较弱，六价 Cr 比三价 Cr 迁移性强。张先福等^[25]还认为与植物品种有关，如菠菜和水稻分别对 Hg、Cr 和 As、Cr 的吸收率较高，而白菜、玉米、西红柿和豆角对 Hg、

As、Cr 和 Cd 的吸收率较低。因此,考虑本实验中这 2 个因素与 Cr 相对脱除率影响有关联。

2.5 真空度对脱除重金属的影响

用 $d=0.841$ mm 筛径的标准筛筛分实验材料,浸泡时间 $\theta_s=1$ h, 浸泡温度 $t=16$ °C, 减压时间 $\theta_p=10$ min, 考察真空度 p 对脱除材料内 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的影响如图 4, 结果表明 p 与重金属脱除率成正比。如将 p 由 0.8 kPa 调至 2 kPa 时, 对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的脱除量分别为 0.19、3.448、17.414 和 0.058 mg。对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的相对脱除率是 16.3%、31.7%、61.8% 和 13.8%。脱除量排序为 Zn > Cu > Cr > Pb, 相对脱除率排序为 Zn > Cu > Cr > Pb。与文献实验结果^[7]相比较: 土壤中所吸附的 Cu、Zn 和 Pb 有 40%、30%、20% 左右被解吸, 脱除率排序为 Cu > Zn > Pb。与文献^[21]实验结果相比较; 短时严霜条件下 Pb、Cu 和 Zn 因杨树叶片凋零向体外输出量占全树总量的 17.5%、19.1% 和 5.5%, 脱除率排序为 Cu > Pb > Zn。表明虽然实验条件不尽相同, 但上述 2 个实验数据与本实验结果也有相近之处, 如 Zn 和 Cu 在对不同物系解吸过程中均体现出各异的迁移性特征。

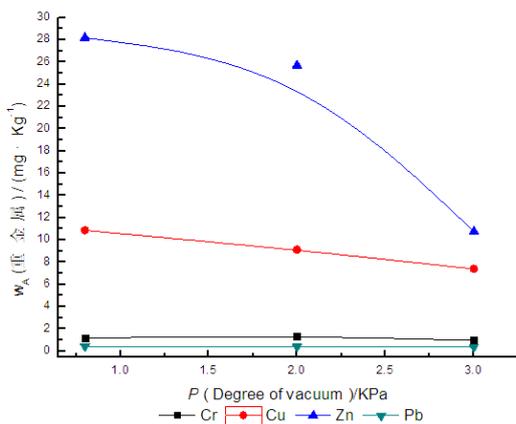


图 4 真空度对脱除重金属的影响

Fig.4 Effect of degree of vacuum on removal heavy metals

2.6 减压时间对脱除重金属的影响

用 $d=0.42$ mm 筛径的标准筛筛分实验材料, 浸

泡时间 $\theta_s=1$ h, 浸泡温度 $t=16$ °C, 真空度 $p=2.0$ kPa, 考察减压时间 θ_p 对脱除 Zn、Cr、Cu 和 Pb 的影响。实验条件下 θ_p 对脱除 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的影响见图 5。结果表明延长 θ_p 利于脱除重金属。如 θ_p 由 5 min 延至 25 min 时, 材料中对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 脱除量分别为 0.477、5.811、13.645、0.121 mg, 相对脱除率分别为 78.8%、93.3%、59.1%、38.1%。脱除量排序为 Zn > Cu > Cr > Pb, 相对脱除率排序为 Cu > Cr > Zn > Pb。

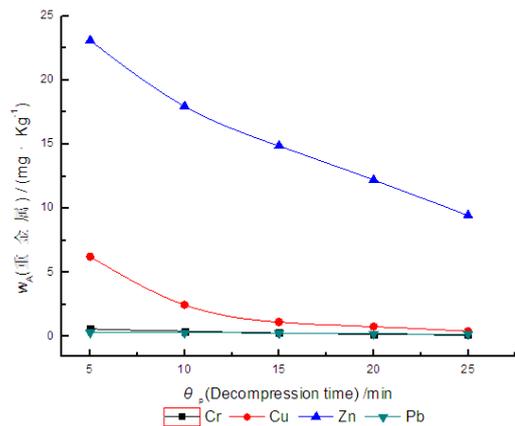


图 5 减压时间对脱除重金属的影响

Fig.5 Effect of decompression time on removal heavy metals

讨论减压时间对脱除重金属的影响鲜于报道。认为减压时间对解吸重金属的影响还应有 2 点值得探究: (1) 减压方式。如果将减压方式由“递减型浓度差”改为“恒浓度差型”, 将利于加大解吸率; (2) 操作方式。如在解吸过程中将体系由静置变为强制对流, 能加大对其重金属的脱除率。

3 结论

本实验中, 操作参数对生物解吸脱除重金属有不同程度影响。其中减压时间、真空度、浸泡时间对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 脱除作用较明显, 其总脱除值在 20.05 ~ 22.47 mg 之间 (表 2)。减压时间对 Cr、Cu、Zn 和 Pb 相对脱除率最显著, 其平均值达到 63.79%。Zn 和 Cu 的本底值和迁移性较高, 操作参数对 Zn 和 Cu 的脱除作用较明显, 其脱除平均值分

表 2 脱除重金属实验结果

Table 2 The experimental results of removing heavy metals

实验参数	m (脱除值)/mg				m (单因素总脱除值)/mg	脱除率/%				单因素平均脱除率/%
	Cr	Cu	Zn	Pb		Cr	Cu	Zn	Pb	
筛径	1.606	5.308	6.015	0.707	13.64	72.5	41.9	22.9	82.9	49
浸泡温度	0.278	3.366	10.207	0.519	14.37	12.5	29.5	40	63	31
浸泡时间	0.236	3.04	19.1	0.095	22.47	11.3	30.4	65.9	21.2	26.32
真空度	0.19	3.448	17.414	0.058	21.039	16.3	31.0	61.8	13.8	25.76
减压时间	0.477	5.811	13.645	0.121	20.054	78.8	93.3	59.1	38.1	63.79
单金属总脱除值	2.787	20.703	66.381	1.5	单金属平均脱出率/%	26.53	40.66	46.72	35.66	
单金属总脱除值	0.557	4.14	13.276	0.3						

别为 13.276 和 4.14 mg, 对 Zn 和 Cu 的脱除率平均值分别为 46.72%和 40.66%。本底值较低对脱除 Cr 和 Pb 有影响, 各操作参数对 Cr 和 Pb 的脱除量平均值分别为 0.557 和 0.3 mg。Cr 和 Pb 对筛径和减压时间变化的敏感性较强, 对浸泡温度、浸泡时间及真空度变化的敏感性较差。

参考文献:

- [1] 叶颀铭, 陈少燕, 黄定鼎, 等. 清理重金属污染的植物[J]. 科学发展, 2004, 31(8): 44-49.
- [2] BROOKS R R, LEE J, REEVES R D, et al. Detection of Nickeliferous Rocks by Analysis of Herbarium Specimens of Indicator Plants[J]. Journal of Geochemical Exploration, 1977, 7: 49-57.
- [3] CHANEY R L. Plant uptake of inorganic waste constituents[C]// PARR J F. Land Treatment of Hazardous Wastes[J]. Noyes Data Corporation, New Jersey: Park Ridge, 1983: 50-76.
- [4] 屈冉, 孟伟, 李俊生. 土壤重金属污染的植物修复术[J]. 生态学杂志, 2008, 27(4): 626-631.
QU Ran, MENG Wei, LI Junsheng. Research progress on phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil[J]. Chinese Journal of Ecology, 2008, 27(4): 626-631.
- [5] 林芴华. 福建漳州菜园土壤重金属污染评价及防治[J]. 亚热带植物科学, 2007, 36(2): 45-47.
LIN Xianghua. Evaluation of Heavy Metal Contamination in Vegetable Soils of Zhangzhou, Fujian Province[J]. Subtropical Plant Science, 2007, 36(2): 45-47.
- [6] 余江, 黄志勇, 陈婷, 等. 福建省菜园土壤重金属的含量及其污染评价[J]. 环境化学, 2009, 28(6):934-939.
YU Jiang, HUANG Zhiyong, CHEN Ting, et al. Assessment of Heavy Metals in Contaminated Vegetable-Grown Soils in Fujian province [J]. Environmental Chemistry, 2009, 28(6): 934-939.
- [7] 余国营, 吴燕玉. 土壤环境中重金属元素的相互作用及其对吸持特性的影响[J]. 环境化学, 1997, 16(1): 30-36.
YU Guoying, WU Yanyu. Effects of Metals Joint Action on Their Characteristic of Sorption and Desorption in Brown Soil[J]. Environmental Chemistry, 1997, 16(1): 30-36.
- [8] 王宝利, 吴沿友, 刘从强. 吸收环境中金属元素的动力学模型[J]. 地质地球化学, 2002, 30(4):53-56.
WANG Baoli, WU Yanyou, LIU Congqiang. The Kinetic Model of Plants Absorbing the Metallic Elements in the Environment[J]. Geology Geochemistry, 2002, 30(4): 53-56.
- [9] 韩振海, 王永章. 植物的离子吸收动力学研究的现状和前景(综述)[J]. 北京农业大学报, 1994, 20(4): 381-387.
HAN Zhenhai, WANG Yongzhang. Current Status and Perspectives of Ion Absorption Kinetics in Research on Crop and Fruit Nutrition (Review) [J]. Journal of China Agricultural University, 1994, 20 (4): 381-387.
- [10] 徐华伟, 张仁陟, 谢永. 铅锌矿区先锋植物野艾蒿对重金属的吸收与富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(6): 1136-1141.
XU Huawei, ZHANG Renzhi, XIE Yong. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in Artemisia lavandulaefolia at Lead-zinc Mining Area[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(6): 1136-1141.
- [11] 余伟, 揭雨成, 邢虎成. 湖南冷水江铋矿区苎麻对重金属的吸收和富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1): 91-96.
SHE Wei, JIE Yucheng, XING Hucheng. Uptake and Accumulation of Heavy Metal by Ramie (*Boehmeria nivea*) Growing on Antimony Mining Area in Lengshuijiang City of Hunan Province [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(1): 91-96.
- [12] 努扎艾提·艾比布, 刘云国, 宋华晓. 重金属 Zn、Cu 对香根草生理生化指标的影响及其积累特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1): 54-59.
NUZA AITI-Aibibu, LIU Yunguo, SONG Huaxiao. Effects of Zn and Cu on Physiological and Biochemical Processes and Their Accumulation Characteristics of Vetiver[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(1): 54-59.
- [13] 李宁, 吴龙华, 孙小峰. 修复植物产后处置技术现状与展望[J]. 土壤, 2005, 37(6):587-592.
LI Ning, WU Longhua, SUN Xiaofeng. Techniques For Disposal or Reuse of Phytoremediating Plants Present and Future[J]. Soils, 2005, 37(6): 587-592.
- [14] 邢前国, 潘伟斌. 富含Cd、Pb植物焚烧处理方法的探讨[J]. 生态环境, 2004, 13(4): 585-586, 600.
XING Qianguo, PAN Weibin. On incineration of plants with high concentration of cadmium and lead[J]. Ecology and Environment, 2004, 13(4): 585-586, 600.
- [15] 夏娟娟, 钟慧琼, 赵增立, 等. 修复植物热解过程中重金属元素迁移行为研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(7): 1696-1699.
XIA Juanjuan, ZHONG Huiqiong, ZHAO Zengli, et al. Study on Transfer Behavior of Heavy Metals During Pyrolysis of Phytoremediating Plant [J]. Ecology and Environmental Science, 2010, 19(7): 1696-1699.
- [16] 国家环境保护总局. GB/T 17137—1997《土壤质量总铬的测定 火焰原子吸收分光光度法》[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
- [17] 国家环境保护总局. GB/T 17138—1997《土壤质量铜、锌的测定 火焰原子吸收分光光度法》[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
- [18] 国家环境保护总局. GB/T 17140—1997《土壤质量铅镉的测定 KI-MIBK萃取火焰原子吸收分光光度法》[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
- [19] 李军, 卢英华. 化工分离前沿[M]. 厦门: 厦门大学出版社, 2011.
- [20] 韩振海, 王永章. 植物的离子吸收动力学研究的现状和前景(综述)[J]. 北京农业大学报, 1994, 20(4): 381-387.
HAN Zhenhai, Wang Yongzhang. Current Status and Perspectives of Ion Absorption Kinetics in Research on Crop and Fruit Nutrition (Review)[J]. Journal of China Agricultural University, 1994, 20 (4): 381-387.
- [21] 余国营, 吴燕玉, 王新. 杨树落叶前后重金属元素内外迁移循环规律研究[J]. 应用生态报, 1996, 7(2): 201-206.
YU Guoying, WU Yanyu, WANG Xin. Transferring and cycling of heavy metal in and out of poplar trss before and after its leaf fallen [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1996, 7(2): 201-206.
- [22] WATANABE M E. Phytoremediation on the Brink of Commercialization [J]. Environmental Science and Technology, 1997, 31: 182-186.
- [23] 化学工程手册编辑委员会. 化学工程手册: 第14篇[M]. 北京: 化学工业出版社, 1985: 298-299.
- [24] 尹华, 王锋, 刘文. 重金属铬在水环境中的迁移转化规律及其污染防治措施[J]. 农业与技术, 2010, 30(5): 47-49.
- [25] 张先福, 樊立超, 宋晓平, 等. Hg、As、Cr、Cd在食物链中迁移规律的研究[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2001, 29(1): 103-105.
ZHANG Xianfu, FAN Lichao, SONG Xiaoping, et al. A Study on the Migrating rule of Hg, As, Cr, Cd Elements in Food Chain[J]. Jour of Northwest Sci-Tech Univ of Agri and For: Nat Sci Ed, 2001, 29(1): 103-105.

Experimental study on the removal of heavy metals from phytoremediating plant by biological desorption

AN Gang, SUN Bo, ZHANG Han, GONG Zhanpeng, HOU Lijie, KONG Shuying

School of Chemical and Chemical Engineering, Tianjin University of Technology, Tianjin 300384, China

Abstract: Taking *Euonymus japonicus* picked from the highway green belt of Tianjin as the phytoremediating plant, the removal of heavy metals (Cr, Cu, Zn and Pb) from selected plant by biological desorption was conducted. The influence of standard sieve diameter, soaking temperature, soaking time, vacuum degree and duration under reduced pressure on the removal of the heavy metals was investigated by means of atomic absorption spectrophotometry. The results showed that the soaking time and vacuum degree have a significant effect on the removal of these metals. The duration under reduced pressure has a positive effect on the relative percentage removal of these metals. Because of a high mobility, the removal of Zn and Cu can be achieved by adjusting operating parameters, obtaining a high average removal and the average removal percentage. The original contents of Cr, Cu, Zn and Pb have an obvious influence on the removal of them. The removal of Cr, Cu, Zn and Pb was sensitive to the sieve diameter and the duration under reduced pressure, while less sensitive to soaking temperature, soaking time and vacuum degree. It was demonstrated that, selecting appropriate operating conditions, the heavy metals can be effectively removed from phytoremediating plants by biological desorption method.

Key words: phytoremediating plant; biological desorption; removal; heavy metals