

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.12.2015051503

李季, 黄益宗, 保琼莉, 等. 几种改良剂对矿区土壤中 As 化学形态和生物可给性的影响[J]. 环境化学, 2015, 34(12): 2198-2203
LI Ji, HUANG Yizong, BAO Qiongli, et al. Effect of several amendments on the speciation and bio-accessibility of arsenic polluted soils in adjacent areas of mine [J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(12): 2198-2203

几种改良剂对矿区土壤中 As 化学形态和
生物可给性的影响*

李 季^{1,2} 黄益宗^{1**} 保琼莉¹ 向 猛²

(1. 农业部环境保护科研监测所, 天津, 300191; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京, 100085)

摘 要 通过室内土培实验, 分析添加赤泥、沸石、油菜秸秆、磷矿粉和生物炭等 5 种改良剂对矿区土壤 As 的化学形态和生物可给性的影响。结果表明, 土壤 As 主要以残渣态为主。改良剂对 As 化学形态的影响随着培养时间的不同而不同。培养 30 d 后, 5% 赤泥和 5% 沸石处理分别导致土壤中酸可提取态 As 的含量比对照处理降低 12.0% 和 5.1%。培养 30 d 和 60 d, 5% 的油菜秸秆、5% 的磷矿粉和 5% 的生物炭处理均显著提高了土壤中酸可提取态 As 的含量, 增强了土壤中 As 的移动性。5 种改良剂对土壤 As 的生物可给性也有影响。培养 30 d 和 60 d 后, 5% 的赤泥处理显著降低了 As 的生物可给性, 5% 的油菜秸秆、5% 的磷矿粉和 5% 的生物炭处理均显著提高了 As 的生物可给性。培养 30 d 后, 5% 的沸石处理导致土壤生物可给性 As 的含量比对照降低 7.5%; 培养 60 d 后, 5% 的沸石处理对 As 的生物可给性没有影响。研究表明, 赤泥和沸石是修复 As 污染土壤的潜力改良剂。

关键词 土壤, As, 改良剂, 化学形态, 生物可给性。

Effect of several amendments on the speciation and bio-accessibility
of arsenic polluted soils in adjacent areas of mine

LI Ji^{1,2} HUANG Yizong^{1**} BAO Qiongli¹ XIANG Meng²

(1. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin, 300191, China;
2. Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100085, China)

Abstract: Effect of red mud, zeolite, rape straw, phosphate rock and biochar on the speceiation and bio-accessibility of As were studied by batch soil column incubation experiment. The results showed that As was mainly in the residual fraction form. The effect of amendments on the fractionation of As in soil differed with incubation time. Compared with the control, concentration of HOAc-soluble As decreased by 12.0% and 5.1% for the treatments with 5% red mud and 5% zeolite after 30 days incubation. The treatment with 5% rape straw, 5% phosphate rock and 5% biochar significantly ($P < 0.05$) increased mobility of As and concentration of HOAc-soluble As after 30 days and 60 days incubation. All the five amendments affected the bio-accessibility of As in soil. The bio-accessibility of As decreased in red mud treatment, and increased in rape straw, phosphate rock and biochar treatment after 30 days and 60 days incubation. After 30 days incubation, the content of bio-accessible As in zeolite treatment decreased by 7.5%, but zeolite showed less effects on the bio-accessibility of As after 60 days incubation. These results suggest that red mud and zeolite can be

2015 年 5 月 15 日收稿。

* 国家科技支撑计划项目(2015BAD05B02); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(农业部环境保护科研监测所)资助。

** 通讯联系人, E-mail: hyz@rcees.ac.cn

used to reduce As bioavailability in contaminated soil.

Keywords: soil, arsenic, amendments, fractionation, bio-accessibility.

矿山的开采和冶炼产生的采矿废石、冶炼废渣和渗滤废水中含有大量的重金属,一旦释放进入周边土壤,将会严重破坏矿区周边的农业生态环境并危害人类健康.雷鸣等^[1]对湖南 9 个县市采矿区和冶炼区附近水稻土中的 Cd、As、Cu、Pb 和 Zn 进行采样和分析,其中 6 个县市的水稻土受到 Cd 的严重污染,其他地区的水稻土分别受到 Cd、As、Cu、Pb 和 Zn 不同程度的污染.王学刚^[2]也指出矿区土壤中重金属来源主要为矿区废水和矿区废弃地,并综述了矿区污染土壤的修复技术.据环保部和国土资源部联合发布的全国首次土壤污染状况调查公报显示,我国土壤环境状况总体不容乐观,部分地区土壤污染较重;全国土壤总的点位超标率为 16.1%,污染类型主要以无机型为主,其中 As 的点位超标率为 2.7%.As 是硫化物矿山尾矿中的有毒并致癌的元素之一,含 As 的硫化物一旦被氧化,将会释放溶解态的 As 并随淋滤进入矿区周围的农田^[3].因此,矿山污染土地 As 的修复受到人们的广泛关注.

土壤原位化学钝化技术是一种廉价有效的方法,指将向土壤中施加改良剂或钝化剂,从而改变土壤的理化性质,通过沉淀、吸附、离子交换等作用改变重金属在土壤中的存在形态,降低重金属的迁移性、生物有效性和毒性.常用的改良剂或钝化剂有赤泥、骨炭、生物炭和石灰等^[4-11].改良剂对土壤 Pb、Zn、Cu、Cd 的修复报道较多,而对土壤 As 的修复相对较少.

BCR(Community Bureau of Reference)分级提取法可以较好地反映土壤中重金属的迁移转化特性及其生物有效性,已经得到许多学者的验证^[12-13].生物有效性简化提取方法(Simple Bioavailability Extraction Test,SBET)是一种体外实验方法,可以表征人和动物对重金属的吸收,美国环保局和英国地质调查局均支持将其应用于重金属污染的风险评价^[14].

本文通过室内土培实验,采用 BCR 分级提取方法和 SBET 提取方法研究添加赤泥、沸石、油菜秸秆、磷矿粉和生物炭对土壤 As 化学形态和生物可给性的影响,以期筛选高效改良剂,为矿区 As 污染的修复提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自湖南株洲市石峰区清水塘冶炼区附近的重金属污染农田(表层土 0—20 cm),自然风干后研磨,过 100 目尼龙筛备用.污染土壤 pH 7.70,有机质含量为 $6.90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,As 含量为 $357.98 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.赤泥购自山东铝业股份有限公司,pH 8.64;沸石由中国科学院生态环境研究中心水污染控制技术研究室提供,pH 9.69;油菜秸秆采自广西环江县非污染的油菜种植基地,pH 8.20;磷矿粉购自湖南省浏阳市湘发钙镁硅肥厂,pH 8.87;生物炭由中国科学院生态环境研究中心土壤室提供,pH 9.96.生物炭是将洗净风干粉碎后的水稻秸秆填满于密闭坩埚中,在马弗炉 300 °C 下厌氧加热获得的.所有改良剂均未检测出 As,并且使用前均磨细,过 100 目尼龙筛.

1.2 实验处理

设置 6 个处理:对照 CK(不添加任何改良剂),5%(W/W)赤泥,5%(W/W)沸石,5%(W/W)油菜秸秆,5%(W/W)磷矿粉,5%(W/W)生物炭(按干土质量百分比添加).每个处理称取污染土 100 g,将不同改良剂添加到污染土壤中,混匀置入一次性纸杯中,在 $25 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 恒温下培养,每隔 1 d 用称重法补充水分,使土壤水分保持在田间持水量的 70%.每个处理设置 6 个重复.培养 30 d 和 60 d 后分别从每个处理取出 3 个重复,测定 pH 值,并对土壤进行 BCR 分级提取和 SBET 分析.

1.3 样品测定和数据处理

土壤样品分析采用鲁如坤的土壤农化分析方法^[15].土壤 As 的总量采用王水-高氯酸法消解,其回收率为 98.1%.土壤 As 的化学形态分级和提取采用 Rauret 等^[16]改进的 BCR 分级提取法操作,采用 ICP-OES(Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry; Optima 8300 DV; PerkinElmer, USA)测定 As 的含量.土壤经培养后,不同处理的 BCR 的形态回收率在 93.5%—111.3%之间.SBET 分级提取程

序采取 Kim 等^[17]介绍的方法操作,采用 ICP-OES 测定 As 的含量.数据采用 SPSS 19.0 进行统计分析,分析数据以平均值±标准误差表示,作单因素方差(ANOVA)分析和 Duncan 多重比较($P<0.05$).

2 结果与讨论

2.1 不同改良剂处理对土壤 pH 的影响

土壤经培养后,与对照相比,所有改良剂均显著提高了土壤的 pH,提高幅度依次为:生物炭>赤泥>油菜秸秆>磷矿粉>沸石,见表 1.生物炭和赤泥提高幅度较大,分别提高 0.89 和 0.57 个单位(30 d),0.77 和 0.61 个单位(60 d).生物炭是有机物质(秸秆、畜禽粪便等)在缺氧条件下高温热解的产物,其自身碱度以及制造过程中生成的碳酸盐可以提高土壤的 pH 值^[18].赤泥是制铝工业提取氧化铝时排出的废渣,含有 NaOH 等碱性物质,添加赤泥后可降低土壤酸度^[19].添加 5%的沸石、油菜秸秆、磷矿粉也在一定程度上提高了土壤的 pH 值,这与许多报道一致^[20-21].与 Pb、Zn、Cu 等重金属不同的是,在碱性条件下,随着 pH 的升高,土壤中 As 的溶解度会增大,As 的移动性和生物有效性也会相应增强,土壤体系中农作物的生态风险也会相应提高^[22].有研究表明,在碱性较强的环境($pH>9$),污染土壤中的 As 会大量释放出来,释放量会达到 As 总量的 10%甚至更多^[23].

表 1 不同改良剂对土壤 pH 的影响
Table 1 Effect of different amendments on the soil pH

改良剂	1 个月	2 个月
CK	7.70±0.02a	7.65±0.01a
赤泥	8.27±0.01d	8.26±0.01e
沸石	7.78±0.01b	7.73±0.00b
油菜秸秆	7.84±0.01c	7.93±0.03d
磷矿粉	7.82±0.01bc	7.82±0.02c
生物炭	8.59±0.01e	8.42±0.00f

1) 同列不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$),下同.

2.2 不同改良剂处理对 As 化学形态的影响

土壤经培养后,As 的形态变化及比例见表 2.在对照和改良剂处理的土壤中,土壤中的 As 主要以残渣态存在,酸可提取态含量最少(比例处于 0.96%—2.55%之间).培养 30 d 后,残渣态的比例在 81.5%—85.7%,培养 60 d 后,残渣态的比例在 89.2%—94.0%之间.这表明随着培养时间的延长,土壤中的 As 由相对较活泼的形态向最不活泼的残渣态转化.

培养 30 d 后,5%赤泥和沸石处理显著降低了土壤中酸可提取态 As 的含量和 Fe/Mn 氧化态 As 的含量,土壤中酸可提取态 As 的含量由对照的 $4.51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 下降到 $3.97\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $4.28\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别下降了 12.0%和 5.1%.有机结合态与残渣态 As 的含量没有显著变化,但是残渣态 As 所占 As 总量的比例提高.这表明培养 30 d 后赤泥和沸石处理促进了 As 由酸可提取态和 Fe/Mn 氧化态向更为不活泼的形态转化.培养 60 d 后,与对照相比,5%的赤泥与沸石处理条件下土壤中酸可提取态 As 的含量没有显著变化,5%的赤泥处理促进了土壤中的 As 从 Fe/Mn 氧化态和有机结合态向残渣态的转化,5%的沸石处理促进了 As 由有机结合态向残渣态的转化.

土壤培养 30 d 和 60 d 后,添加 5%的油菜秸秆、磷矿粉和生物炭均显著提高了土壤中酸可提取态 As 的含量,分别从对照(30 d)的 $4.51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 上升到 6.25、7.04 和 $15.36\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别提高了 38.6%、56.1%和 240.6%;从对照(60 d)的 $4.25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 上升到 5.61、5.93 和 $9.14\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别提高了 32%、39.5%和 115.1%.油菜秸秆、磷矿粉和生物炭处理均显著增强了土壤中 As 的移动性和生物有效性,提高了土壤 As 对生物的生态风险.有研究表明,含磷物质可以活化土壤中的 As,提高 As 在土壤中的迁移能力^[24].磷矿粉为高含磷物质,添加磷矿粉后对土壤中 As 的影响与上述报道一致.Beasley^[25]研究结果表明添加生物炭可以提高土壤孔隙水中 As 的含量,增强了 As 的溶解性和移动性,与本文研究结果一致.

培养 30 d 和 60 d 后,油菜秸秆处理均促进了土壤中的 As 由有机结合态向其他 3 种形态的转化.As

的移动性增强可能是由于添加 3 种改良剂均提高了土壤的 pH,OH⁻可配位取代土壤吸附的 As,促进 As 的释放^[26].如图 1 所示,培养 30 d 和 60 d,土壤中酸可提取态 As 的含量与土壤的 pH 呈显著正相关(除了赤泥以外所有改良剂处理数据的拟合).

表 2 添加改良剂对土壤中 As 化学形态的影响(n=3)
Table 2 Effect of amendments on the fractionation of As in contaminated soil(n=3)

培养时间/d	处理	酸可提取态		Fe/Mn 氧化态		有机结合态		残渣态	
		含量/ (mg·kg ⁻¹)	占比/%	含量/ (mg·kg ⁻¹)	占比/%	含量/ (mg·kg ⁻¹)	占比/%	含量/ (mg·kg ⁻¹)	占比/%
30	CK	4.51±0.07c	1.05	38.87±0.05d	10.40	25.13±0.43bc	6.73	304.70±5.79bc	81.64
	赤泥	3.97±0.07a	0.97	22.47±0.20a	6.47	23.09±1.13ab	6.65	297.52±2.81bc	85.73
	沸石	4.28±0.02b	1.02	35.64±0.32c	9.74	22.55±1.44ab	6.16	303.39±3.91bc	82.93
	油菜秸秆	6.25±0.04d	1.05	35.67±0.36c	9.54	21.19±0.17a	5.67	310.83±5.76d	83.12
	磷矿粉	7.04±0.02e	0.96	26.91±0.29b	7.87	29.19±1.26d	8.54	278.61±4.33a	81.52
	生物炭	15.36±0.06f	1.05	40.77±1.55d	11.9	27.16±0.44cd	7.95	291.46±3.17ab	85.28
60	CK	4.25±0.04a	1.27	13.19±0.56b	3.94	12.60±0.06c	3.76	304.69±0.73a	91.03
	赤泥	4.35±0.07a	1.18	10.05±0.10a	2.74	8.65±0.87b	2.36	344.17±0.46d	93.72
	沸石	4.23±0.06a	1.18	12.34±0.22b	3.45	5.01±0.22a	1.40	336.47±1.61c	93.97
	油菜秸秆	5.61±0.21b	1.60	14.73±0.29c	4.20	9.14±0.40b	2.61	320.97±3.22b	91.59
	磷矿粉	5.93±0.09b	1.49	12.41±0.01b	3.12	14.05±0.03d	3.53	365.99±1.43e	91.87
	生物炭	9.14±0.14c	2.55	13.25±0.13b	3.69	16.32±0.39e	4.55	320.29±1.12b	89.22

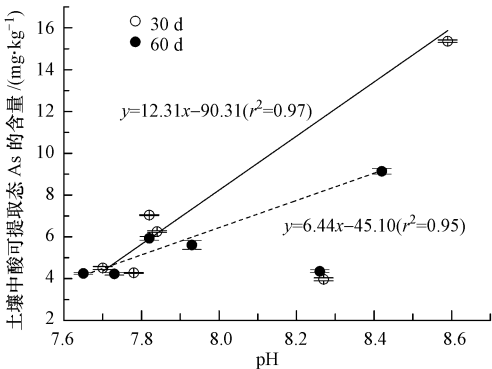


图 1 土壤中酸可提取态 As 的含量与土壤 pH 的关系
Fig.1 The relationship between HOAc-soluble As content and soil pH

2.3 不同改良剂处理对土壤 As 生物可给性的影响

土壤经培养后,土壤生物可给性 As 的含量也发生一定程度的变化,见表 3.培养 30 d 和 60 d 后,5% 的赤泥处理显著降低了土壤中生物可给性 As 的含量($P<0.05$).随着培养时间的延长,土壤生物可给性 As 的含量也随之降低.培养 30 d 和 60 d 后,土壤生物可给性 As 的含量分别比对照降低了 11.0% 和 25.4%.添加赤泥降低了土壤 As 对人体的健康风险,可能原因是赤泥中的铁铝氧化物对 As 的吸附导致的^[27].培养 30 d 后,5% 的沸石处理的土壤中生物可给性 As 的含量从对照的 71.73 mg·kg⁻¹ 下降到 66.37 mg·kg⁻¹,降低了 7.5%.沸石的比表面积大,对离子吸附能力强,孔隙率高,利用天然沸石和改性沸石吸附 As 的报道较多^[28-29].培养 60 d 后,与对照相比,5% 的沸石处理的土壤中生物可给性 As 的含量没有显著变化.

土壤经过培养后,油菜秸秆、磷矿粉和生物炭处理均显著提高了土壤中生物可给性 As 的含量,提高了 As 对人体的健康风险.培养 30 d 后,磷矿粉处理提高程度最大,比对照提高 1.46 倍;培养 60 d 后,生物炭处理提高程度最大,比对照提高 1.85 倍.添加磷矿粉提高土壤中生物可给性 As 的含量的原因可能为:磷和砷为同组元素,结构和性质相似,添加磷矿粉后,土壤中有效磷含量提高,磷可以竞争土壤中胶体吸附砷的位点,将 As 释放出来^[24, 30].生物炭处理提高土壤中生物可给性 As 的含量的原因可能为^[24]:

一方面添加生物炭也提高了土壤中的磷含量,另一方面生物碳矩阵结构中的宏观、微观、纳米孔道可能包含拥有还原 As 潜能的 Fe、Mn 种类.

表 3 添加不同改良剂对生物可给性 As 含量的影响

Table 3 Effect of different amendments addition on the bio-accessible As content in soil

处理	培养时间	
	30 d	60 d
CK	93.24±0.84b	71.73±0.42c
赤泥	80.35±1.09a	53.51±0.64a
沸石	91.71±1.11b	66.37±0.75b
油菜秸秆	111.85±1.09d	81.10±0.75d
磷矿粉	136.10±2.23e	100.50±0.81e
生物炭	103.53±1.33c	133.00±0.92f

3 结论

(1)添加 5%赤泥和沸石降低了土壤中 As 的移动性.培养 30 d 后,5%赤泥和沸石处理的土壤中酸可提取态 As 的含量由对照的 4.51 mg·kg⁻¹下降到 3.97 mg·kg⁻¹和 4.28 mg·kg⁻¹,分别下降了 12.0%和 5.1%.添加 5%的油菜秸秆、磷矿粉和生物炭均显著提高了土壤中酸可提取态 As 的含量,增强了土壤中 As 的移动性.

(2)添加赤泥和沸石降低了土壤中生物可给性 As 的含量.培养 30 d 和 60 d 后,赤泥处理的土壤生物可给性 As 的含量分别比对照降低了 11.0%和 25.4%.添加 5%的油菜秸秆、磷矿粉和生物炭显著提高了土壤中生物可给性 As 的含量.

参 考 文 献

[1] 雷鸣,曾敏,郑袁明,等. 湖南采矿区和冶炼区水稻土重金属污染及其潜在风险评价 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(6): 1212-1220

[2] 王学刚,王光辉,刘金生. 矿区重金属污染土壤的修复技术研究现状 [J]. 工业安全与环保, 2010, 36(4): 29-31

[3] 李玲,张国平,刘虹,等. 广西大厂矿区土壤-植物系统中 Sb、As 的迁移转化特征 [J]. 环境科学学报, 2010, 30(11): 2305-2313

[4] 孙晓铤,黄益宗,伍文,等. 改良剂对土壤 Pb、Zn 赋存形态的影响 [J]. 环境化学, 2013, 32(5): 881-885

[5] 刘崇敏,黄益宗,于方明,等. 改性沸石及添加 CaCl₂和 MgCl₂对重金属离子 Pb²⁺吸附特性的影响 [J]. 环境化学, 2013, 32(5): 803-809

[6] 胡克伟,关连珠. 改良剂原位修复重金属污染土壤研究进展 [J]. 中国土壤与肥料, 2007(4): 1-5

[7] 高卫国,黄益宗. 堆肥和腐殖酸对土壤锌铅赋存形态的影响 [J]. 环境工程学报, 2009, 3(3): 549-554

[8] 戴静,刘阳生. 生物炭的性质及其在土壤环境中应用的研究进展 [J]. 土壤通报, 2013, 44(6): 1520-1525

[9] 朱奇宏,黄道友,刘国胜,等. 改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究 [J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 847-851

[10] 徐仲均,李德成,杨剑虹,等. 磷酸盐对土壤中外源铍交换态及生物有效性的影响 [J]. 环境科学, 2001, 22(3): 66-69

[11] 王林,徐应明,孙国红,等. 海泡石和磷酸盐对镉铅污染稻田土壤的钝化修复效应与机理研究 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(2): 314-320

[12] 张朝阳,彭平安,宋建中,等. 改进 BCR 法分析国家土壤标准物质中重金属化学形态 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(11): 1881-1884

[13] 冯素萍,刘慎坦,杜伟,等. 利用 BCR 改进法和 Tessier 修正法提取不同类型土壤中 Cu、Zn、Fe、Mn 的对比研究 [J]. 分析测试学报, 2009, 28(3): 297-300

[14] 崔岩山,陈晓晨,朱永官. 利用 3 种 *in vitro* 方法比较研究污染土壤中铅、砷生物可给性 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 414-419

[15] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000

[16] Rauret G, Lopez-Sanchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, 1(1): 57-61

[17] Kim J Y, Kim K W, Lee J U, et al. Assessment of As and heavy metal contamination in the vicinity of duckum Au-Ag mine, Korea [J].

Environmental geochemistry and health, 2002, 24(3): 213-225

[18] 武玉, 徐刚, 吕迎春, 等. 生物炭对土壤理化性质影响的研究进展 [J]. 地球科学进展, 2014, 29(1): 68-79

[19] 郝晓伟, 黄益宗, 崔岩山, 等. 赤泥和骨炭对污染土壤 As 化学形态及其生物可给性的影响 [J]. 环境化学, 2010, 29(3): 383-387

[20] 孙晓铎, 黄益宗, 肖可青, 等. 磷矿粉、骨炭和油菜秸秆对重金属复合污染土壤细菌和古菌数量的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 565-571

[21] 李明遥, 张妍, 杜立宇, 等. 生物炭与沸石混施对土壤 Cd 形态转化的影响 [J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 248-252

[22] 胡省英, 冉伟彦. 土壤环境中砷元素的生态效益 [J]. 物探与化探索, 2006, 30(1): 83-91

[23] Gersztyn Leszek, Karczewska Anna, Bernard G. Influence of pH on the solubility of arsenic in heavily contaminated soils [J]. Environmental protection and natural resources, 2013, 24(3): 7-11

[24] 雷鸣, 曾敏, 廖柏寒, 等. 含磷物质对水稻吸收土壤砷的影响 [J]. 环境科学, 2014, 35(8): 3149-3154

[25] Beesley L, Marmiroli M, Pagano L, et al. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (Solanum lycopersicum L.) [J]. Science of The Total Environment, 2013, 454-455: 598-603

[26] Alam M G M, Tokunaga S, Maekawa T. Extraction of arsenic in a synthetic arsenic-contaminated soil using phosphate [J]. Chemosphere, 2001, 43(8): 1035-1041

[27] Lee S H, Kim E Y, Park H, et al. *In situ* stabilization of arsenic and metal-contaminated agricultural soil using industrial by-products [J]. Geoderma, 2011, 161(1/2): 1-7

[28] 唐芳, 梅向阳, 梁娟. 沸石吸附去除废水中的砷和氟的实验研究 [J]. 应用化工, 2010, 39(9): 1341-1344, 1347

[29] Bilici Baskan M, Pala A. Removal of arsenic from drinking water using modified natural zeolite [J]. Desalination, 2011, 281: 396-403

[30] Moreno-Jiménez E, Esteban E, Peñalosa J. The Fate of arsenic in soil-plant systems [M].//WHITACRE D M. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. New York: Springer, 2012: 1-37