

三峡库区土壤淹水对 Cd 形态稳定性的影响

吉芳英¹, 王图锦², 叶姜瑜¹, 黎 司¹, 曹 琳¹

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 2. 重庆交通大学 河海学院, 重庆 400074)

摘要:采用三峡库区紫色土和黄壤作淹水厌氧培养, 研究土壤氧化还原过程对吸附于土壤中的外源 Cd 形态稳定性的影响。结果表明, 土壤淹水厌氧培养过程, pH 向中性转变, 体系 Eh 降低, 土壤从氧化环境转入还原环境, 黄壤氧化还原转换趋势更为明显。紫色土 CEC 含量增加到 $17.53 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, 黄壤为 $27.94 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。黄壤 Fe(II) 增加趋势明显, Fe(II) 含量达到 $3156.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 紫色土为 $446.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。外源 Cd 进入水土体系后, 快速被土壤吸附, 至培养结束, 99.9% 以上 Cd 被土壤吸附。土壤理化性质的改变与外源 Cd 在土壤中的形态稳定性具有直接联系, 外源 Cd 被吸附后逐渐达到形态上的稳定, 部分 Cd 由形态稳定性最差的可交换态向更稳定的碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态转变。紫色土中可交换态 Cd 从 $5.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低至 $4.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 含量降低 22.34%, 黄壤从 $2.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低至 $1.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 含量降低 64.30%, 外源 Cd 在黄壤中形态稳定性好于紫色土。

关键词:土壤; 还原; 氧化铁; Cd; 形态

中图分类号: X143 文献标志码: A 文章编号: 1674-4764(2012)02-0115-06

Effect of Submerged Condition on Chemical Form of Cd in Soil of Three Gorges Reservoir Area

Ji Fang-ying¹, Wang Tu-jin², Ye Jiang-yu¹, Li Si¹, Cao Lin¹

(1. Key Laboratory of Eco-environments of Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China;

2. School of River and Engineering, Chongqing JiaoTong University, Chongqing 400074, P. R. China)

Abstract: Purple soil and yellow soil of Three Gorges Reservoir Area were submerged and incubated under a nitrogen atmosphere to study the effect of redox process on chemical form of Cd. It is shown that the pH and Eh decrease in the redox process. With the transition of soil redox condition, the content of CEC increases to $17.53 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ for purple soil and $27.94 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ for yellow soil, and the content of Fe(II) increases to $3156.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ for yellow soil and $446.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ for purple soil. The soluble Cd concentration declines after submergence for the purple soil and yellow soil, and 99.9% of soluble Cd is absorbed by soils. Chemical form of Cd in soil is significant correlated with the physical-chemical indexes of soil. In the process of redox process, part of Exc-Cd (exchanged fraction) transforms to Carb-Cd (carbonated fraction) and Oxide-Cd (oxide-bound fraction), and the content of Exc-Cd decreases to $4.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ for purple soil and $1.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ for yellow soil. The stability of Cd in yellow soil is higher than that in purple soil.

Key words: soil; reduction; iron oxide; Cd; chemical form

收稿日期: 2011-09-10

基金项目: 科技部国际合作项目(2007DFA90660); 教育部科技创新工程重大项目培育资金项目(708071)

作者简介: 吉芳英(1964-), 女, 教授, 博士生导师, 主要从事水污染控制理论及技术研究, (E-mail) jfy@cqu.edu.cn.

土壤淹水后从氧化环境转入还原环境,其理化性质发生显著变化,氧化还原状态的改变直接影响土壤的吸附和解吸特性,对重金属、磷等污染物的释放迁移产生重要影响^[1-3]。重金属作为非生物降解型污染物,在自然环境中具有潜在的生态危害。虽然重金属的总量能反映它的污染状况,但其生物有效性和环境行为则主要取决于其形态^[4-5]。据研究报告^[6-7],淹水还原性土壤中镉活性处于较低状态,淹水后镉活性降低是由于镉由高活性的交换态镉转化成活性较低的碳酸盐结合态镉、氧化物结合态镉和硫化物结合态镉。镉形态的再分配与土壤 pH、Eh、氧化铁(III)还原活化等因素有关。

目前对三峡库区土壤重金属含量分布有较多的研究报告^[8-10],据已有研究表明,近 20 年来,由于工农业的迅猛发展,大量废气、废水、废渣的排放,大气沉降,城市生活垃圾,作物秸秆以及由农药、化肥等带入的重金属,使三峡库区局部地区土壤存在不同程度的镉污染。三峡大坝建成后大片土壤被淹没,处于淹没状态下的土壤将对水库重金属的迁移转化产生重要影响。目前研究多从重金属总量进行分析研究,对于重金属形态特征特别是土壤淹水下重金属有着怎样的形态变化特征还无相关研究报告,研究土壤淹水对 Cd 形态稳定性影响对于分析 Cd 在水环境中迁移转化及其对水体水质的影响具有重要的意义,因此,笔者以库区典型土壤类型紫色土和黄壤为材料,研究土壤淹水厌氧还原过程理化性质的改变,特别是铁还原活化对 Cd 形态稳定性的影响,以为库区 Cd 污染的防控提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

三峡库区土壤类型中以紫色土面积最大,主要分布在库区中部的涪陵、丰都、忠县、万州和开县等地。其次为黄壤,武隆、奉节、石柱和开县等地分布较多^[11],根据三峡库区土壤主要类型和分布特点,选取紫色土和黄壤作为研究对象,试验用紫色土采自重庆涪陵区,pH(水:土质量比=5:1)为 8.59,有机质含量为 $11.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,总 Fe 含量为 $43.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,CEC(阳离子交换量)含量为 $12.21 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。黄壤取自重庆奉节县,pH 为 8.74,有机质含量为 $33.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,总 Fe 含量为 $23.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,CEC 含量为 $20.82 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤采回后自然风干,过 200 目筛。

1.2 Cd 溶液淹土试验

取土壤 300 g 放入 3 L 试剂瓶中,按水土比 5:1 加入 2 mg/L 硝酸镉溶液 1.5 L。通入 N_2 使之覆盖水层,盖上瓶盖,于 25 °C 恒温箱中静置,试验期间每天充 1 次 N_2 ,1 次 10 min,设 3 个重复。按淹水 1、3、6、11、18、27、37、48、60 d 的间距取样测试。每个阶段进行 pH、Eh 测定,取适量土样以 $5000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 10 min,去除饱和水,离心后的湿土取样,测定水分并作 Fe(II)含量、CEC 含量、Cd 的形态分级分析。

1.3 测定方法

Cd 形态分级分析按 Tessier 连续提取程序^[12]进行,其中可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物结合态和残渣态分别以 Exc-、Carb-、Oxide-、Org-和 Res-表示,用 AAnalyst 800 型原子吸收光谱仪测定含量。土壤中 Fe(II)含量采用邻菲罗啉分光光度法测定,CEC 用 EDTA-铵盐快速法测定。数据处理和作图采用 SPSS15.0 及 Excel 软件。

2 结果与分析

2.1 土壤淹水厌氧还原过程理化性质变化特征

紫色土和黄壤淹水厌氧培养过程 pH 及 Eh 变化特征如图 1、2 所示。

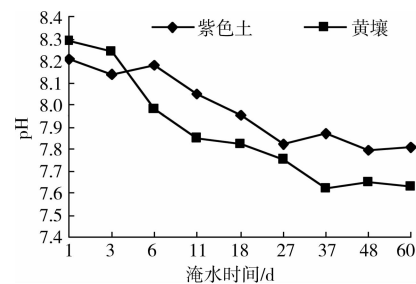


图 1 土壤淹水后的 pH 变化特征

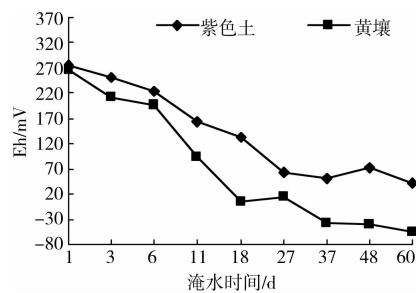


图 2 土壤淹水后的 Eh 变化特征

由图 1 可以看出,淹水后土壤的 pH 均有降低趋势,向中性转变,其中黄壤 pH 变化更为显著。从

淹水开始到试验结束,紫色土 pH 由 8.21 逐渐下降至 7.81,培养后期 pH 趋于平稳。黄壤在整个试验阶段, pH 由 8.29 迅速下降到 7.63, pH 在培养后期处于平稳状态。由图 2 可以看出,土壤淹水后 Eh 迅速下降,从淹水开始至试验结束,紫色土由 275 mV 降到 42 mV,黄壤由 268 mV 降到 -56 mV,试验后期 Eh 趋于平稳。

由图 3 可以看出,淹水后土壤的 CEC 含量均有升高趋势,黄壤更为明显。从淹水开始到试验结束,紫色土 CEC 含量逐渐升至 $17.53 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,培养后期 CEC 含量趋于平稳。黄壤在整个培养阶段, CEC 含量增加到 $27.94 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, CEC 在培养后期处于平稳状态。

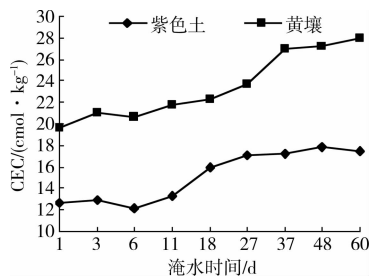


图3 土壤淹水后的 CEC 变化特征

厌氧条件下土壤中 Fe(II)含量的变化如图 4 所示。由图可知,2 种土壤 Fe(II)均经历先增加后逐渐趋于平稳的过程,此外 2 种土壤在前期 Fe(II)增长启动较慢,淹水厌氧培养 60 d 内,黄壤 Fe(II)增加最多,由初期的 $48.69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增至 $3156.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,净增 $3107.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;而紫色土增加较少,由初期的 $73.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增至 $446.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,仅净增 $372.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。可见,土壤异化铁(III)还原过程与土壤自身性质有关,例如高有机质含量为微生物的生长提供充足的营养,对铁的异化还原具有显著促进作用^[13-15],由 2 种土壤有机质含量可以看出,黄壤含量显著高于紫色

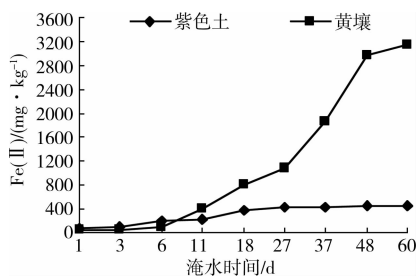


图4 土壤淹水后的 Fe(II)变化特征

土,有助于铁的异化还原。同时铁的异化还原还与土壤中铁的组成有关,全铁中只有无定形氧化铁和晶体态氧化铁中的部分纤铁矿可以被微生物还原利用,而赤铁矿、针铁矿等铁组分不能被还原^[16]。

2.2 土壤淹水后的 pe+pH 变化特征

在土壤淹水氧化还原体系中,因 Fe(III)氧化物含量较大,且自身接受电子、消耗 H^+ 参与氧化还原反应,所以对土壤淹水氧化还原强度的变化起着十分重要的作用。pe+pH 是表征氧化铁(III)参与氧化还原反应的参数,在 pe+pH 为 14~5 的范围内,重金属生成氧化物及碳酸盐沉淀,在 5 以下时能生成硫化物沉淀^[17],不同的 pe+pH 范围对土壤 Cd 组分再分配状态,或者说对 Cd 活性的消长具有重要影响,pe 通过 $\text{Eh}(\text{mV})/59.2$ 换算而得。紫色土和黄壤淹水后的 pe+pH 变化特征如图 5 所示。

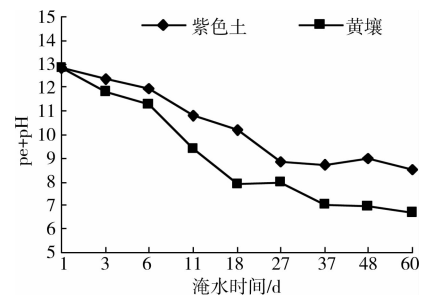


图5 土壤淹水后的 pe+pH 变化特征

淹水后两种土壤 pe+pH 都呈下降趋势,与 Eh 变化类似。淹水初期 pe+pH 下降趋势较快,培养后期处于较为平稳状态,至培养结束,紫色土 pe+pH 达到 8.52,黄壤为 6.68。黄壤淹水后还原深度强于紫色土。

2.3 土壤淹水后水相中 Cd 浓度变化特征

土壤淹水后水溶性 Cd 浓度变化如图 6 所示,外源 Cd 进入水-土体系后,在加入初期,水溶性 Cd 有升高趋势,而后呈下降趋势。Cd 绝大部分被土壤吸附,水溶液中 Cd 含量相对较低,到试验结束,Cd 在

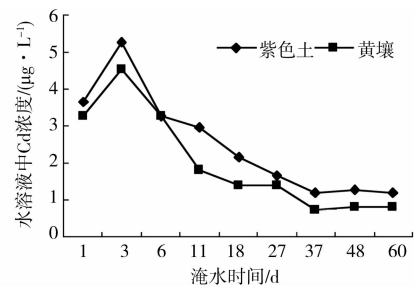


图6 土壤淹水后水相中 Cd 浓度变化特征

水相中的浓度大约为 $1 \mu\text{g/L}$, 土壤对 Cd 吸附达到 99.9% 以上。可见紫色土和黄壤对 Cd 具有较强的吸附能力。

2.4 Cd 在土壤中形态变化特征

重金属在环境中的生物有效性和环境行为主要取决于其总含量和形态, 可交换态重金属通过扩散作用和外层络合作用非专性地吸附在土壤表面上, 通过离子交换就能将其置换出来, 该相态活性最强, 对环境条件的变化非常敏感, 容易向水相迁移。碳酸盐结合态重金属以沉淀或共沉淀的形式赋存在碳酸盐中。pH 是该结合态主要影响因素, 环境变为酸性时, 与碳酸盐结合的重金属就会溶解下来, 可以为生物所吸收和利用。重金属以较强的结合力吸附于铁锰氧化物上。氧化还原电位对其影响较大, 处于强还原环境下, 重金属可能发生解吸而释放出来。有机质结合态的重金属是以配合和吸附的状态存在, 在有机络合剂存在的情况下能将其萃取出来, 因此也具有潜在的危害。残渣态的重金属是形态最为稳定的部分, 它们一般赋存在样品的原生、次生硅酸盐和其它一些稳定矿物中, 生态风险最低。

Cd 在土壤中形态变化特征如图 7、图 8 所示, 从图可以看出, 土壤厌氧还原过程对于 Cd 在土壤中的形态再分配有着重要的影响。伴随土壤淹水厌氧还原, 土壤中 Cd 的形态分布特征也经历一个动态变化最终达到较为稳定的过程。

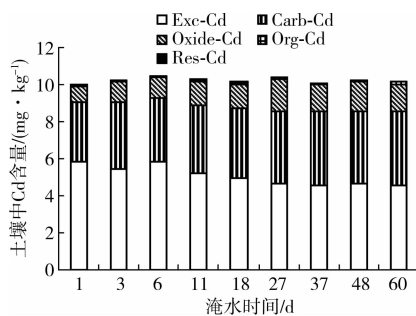


图 7 Cd 在紫色土中形态再分配变化

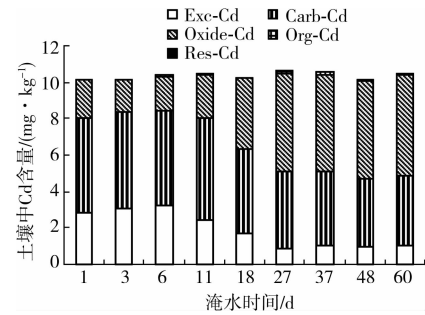


图 8 Cd 在黄壤中形态再分配变化

从图中可以看出, 紫色土形态转变主要是从可交换态向碳酸盐结合态转变, 而黄壤主要是可交换态和碳酸盐结合态向铁锰氧化物结合态转变, 有机物结合态和残渣态含量很低均无显著增长, 最终紫色土中的可交换态含量仍然较高, 至培养结束, 紫色土中可交换态从 $5.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低至 $4.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 含量降低 22.34%, 黄壤从 $2.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低至 $1.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 含量降低 64.30%。可见淹水厌氧还原对 Cd 在不同土壤中的形态稳定性影响也是不同的, 这取决于土壤的类型, 黄壤较紫色土具有更好的 Cd 稳定性。

2.5 Cd 形态与土壤理化参数相关性分析

对不同形态 Cd 与土壤理化性质变化作相关性分析, 如表 1 所示。土壤理化性质变化特征与 Cd 形态变化特征呈显著相关性。可见, 伴随土壤淹水后理化性质的改变, 土壤中外源 Cd 形态发生显著变化, 外源 Cd 由不稳定的可交换态向更稳定的碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物结合态和残渣态转变。可见 pH、Eh、Fe(II)、CEC 等土壤理化性质对于 Cd 在土壤中的形态分布具有重要的影响。据文献报道^[18], 土壤淹水还原作用能使氧化铁还原、溶解、恢复其胶体活性, 促进土壤表面的羟基化和高活性的功能基的增加, 大大增加了比表面和表面可变电荷, 可见伴随铁的异化还原, 氧化铁的活化, 由此带来外源 Cd 更强地被土壤表面吸持, 形态上由不稳定的可交换态向铁锰氧化物结合态转变。

表 1 Cd 形态与土壤理化参数相关性分析

土壤类型	组分	pH	Eh	CEC	Fe(II)	pe+pH
紫色土	Exc-Cd	0.972**	0.954**	-0.944**	-0.716*	0.958**
	Carb-Cd	-0.923**	-0.913**	0.899**	0.826**	-0.917**
	Oxide-Cd	-0.942**	-0.931**	0.876**	0.780*	-0.934**
	Org-Cd	-0.905**	-0.928**	0.951**	0.457	-0.928**
	Res-Cd	-0.610	-0.715*	0.623	0.748*	-0.706*

续表1

土壤类型	组分	pH	Eh	CEC	Fe(II)	pe+pH
黄壤	Exc-Cd	0.872 **	0.933 **	-0.970 **	-0.833 **	0.930 **
	Carb-Cd	0.747 *	0.812 **	-0.867 **	-0.897 **	0.808 **
	Oxide-Cd	-0.865 **	-0.915 **	0.961 **	0.868 **	-0.914 **
	Org-Cd	-0.791 *	-0.758 *	0.841 **	0.815 **	-0.764 *
	Res-Cd	-0.758 *	-0.841 **	0.820 **	0.517	-0.835 **

同时土壤氧化铁的活化只是其中影响因素之一,氧化还原电位、CEC含量、DOM含量、土壤表面电荷、表面基团羟基化等因素同样影响土壤对Cd的吸附。土壤淹水后所发生的是物化、生物多方面的变化,因此可能带来土壤理化性质的整体改变,Cd形态变化特征受土壤综合因素的影响,特别是对于三峡库区淹土处于一个开放的体系,土壤理化因素受外界环境的影响较大,因此对Cd形态稳定性的影响也就较为复杂多变。

3 结 论

1)土壤淹水厌氧培养过程,土壤从氧化环境转入还原环境,黄壤还原作用强于紫色土。pH均有降低趋势,向中性靠拢,Eh迅速下降,CEC含量均有升高趋势,紫色土CEC含量逐渐升至 $17.53 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,黄壤CEC含量增加到 $27.94 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤中Fe(II)含量均有增加趋势,到培养结束,黄壤中Fe(II)含量达到 $3156.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,净增 $3107.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而紫色土增加较少,由初期的 $73.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增至 $446.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2)外源Cd进入水-土体系后,Cd绝大部分被土壤所吸附,水溶液中Cd含量相对较低,到试验结束,Cd在水相中的浓度大约为 $1 \mu\text{g/L}$,土壤对Cd吸附达到99.9%以上。

3)土壤淹水厌氧还原有助于Cd在土壤达到形态上的稳定,土壤Cd形态变化特征与土壤理化性质的变化呈显著相关性,土壤淹水所经历的厌氧还原过程也会使得土壤中Cd的形态稳定需要一定的时间才能达到。紫色土形态转变主要是从Exc-Cd小幅向Carb-Cd转变,而黄壤主要是Exc-Cd和Carb-Cd向Oxide-Cd显著转变。至培养结束,紫色土可交换态含量降低22.34%,黄壤降低64.30%,Cd在黄壤中的形态稳定性好于紫色土。

参考文献:

- [1] 黄丹丹,葛滢,周权锁.淹水条件下土壤还原作用对镉活性消长行为的影响[J].环境科学学报,2009,29(2):373-380.
HUANG DAN-DAN, GE YING, ZHOU QUAN-SUO. Effect of redox processes on soil Cd activity under submerged conditions [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(2):373-380.
- [2] 王改改,傅瓦利,魏朝富,等.消落带土壤铁的形态变化及其对有效磷的影响[J].土壤通报,2008,39(1):66-70.
WANG GAI-GAI, FU WA-LI, WEI CHAO-FU, et al. Iron transformation and phosphorus availability in a drawdown area of three gorges reservoir [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 39(1): 66-70.
- [3] 苏玲,林咸永,章永松,等.水稻土淹水过程中不同土层铁形态的变化及对磷吸附解吸特性的影响[J].浙江大学学报,2001,27(2):124-128.
SU LING, LIN XIAN-YONG, ZHANG YONG-SONG, et al. Effects of flooding on iron transformation and phosphorus adsorption-desorption properties in different layers of the paddy soil [J]. Journal of Zhejiang University, 2001, 27(2): 124-128.
- [4] CLOZEL B, RUBAN V, DURAND C, et al. Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds [J]. Applied Geochemistry, 2006, 21(10): 1781-1798.
- [5] YANG Z F, WANG Y, SHEN Z Y, et al. Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 166(2/3):1186-1194.
- [6] KASHEM M A, SINGH B R. Transformations in solid phase species of metals as affected by flooding and organic matter [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2004, 35(9/10):1435-1456.
- [7] MAES A, VANTHUYNE M, CAUNBERY P, et al. Metal partitioning in a sulfidic canal sediment metal

- solubility as a function of pH combined with EDTA extraction in anoxic conditions [J]. *The Science of the Total Environment*, 2003, 312(1-3): 181-193.
- [8] 裴廷权, 王里奥, 韩勇, 等. 三峡库区消落带土壤剖面中重金属分布特征 [J]. *环境科学研究*, 2008, 21(5): 72-78.
PEI TING-QUAN, WANG LI-AO, HAN YONG, et al. Distribution characteristics form soil profile heavy metal of water-level-fluctuating zone in three gorges Reservoir Area [J]. *Research of Environmental Science*, 2008, 21(5): 72-78.
- [9] 周谐, 郑坚, 张晟, 等. 三峡库区重庆段淹没区土壤重金属分布及评价 [J]. *中国环境监测*, 2006, 22(6): 86-88.
ZHOU XIE, ZHEN JIAN, ZHANG SHENG, et al. Heavy metals distribution of soils in water-level-fluctuating zone of the Three-Gorges Reservoir [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2006, 22(6): 86-88.
- [10] 李强, 张芹, 刘宏立, 等. 三峡库区重庆段淹没区土壤重金属背景调查 [J]. *微量元素与健康研究*, 2007, 24(4): 34-36.
LI QIANG, ZHANG QIN, LIU HONG-LI, et al. The investigation on the heavy metal pollution of the soil in inundated area in the Chongqing reservoir [J]. *Studies of Trace Elements and Health*, 2007, 24(4): 34-36.
- [11] 彭月, 王建力, 魏虹. 三峡库区重庆段不同土壤类型土壤侵蚀景观异质性分析 [J]. *水土保持研究*, 2009, 16(5): 7-12.
PENG YUE, WANG JIAN-LI, WEI HONG. Research on the soil erosion landscape heterogeneity of different soil types in Three Gorges Reservoir (Chongqing) [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2009, 16(5): 7-12.
- [12] EL-AZIM H A, EL-MOSELHY K M. Determination and partitioning of metals in sediments along the Suez Canal by sequential extraction [J]. *Journal of Marine Systems*, 2005, 56(3/4): 363-374.
- [13] 易维洁, 曲东, 朱超, 等. 3 株铁还原细菌利用不同碳源的还原特征分析 [J]. *西北农林科技大学学报*, 2009, 37(2): 181-186.
YI WEI-JIE, QU DONG, ZHU CHAO, et al. Fe(III) reduction characteristics of three iron reducers using different carbon sources [J]. *Journal of Northwest A & F University*, 2009, 37(2): 181-186.
- [14] 关舒元, 朱超, 王保莉, 等. 铁还原菌株 P4 的碳源利用特征及其系统发育学分析 [J]. *西北农林科技大学学报*, 2008, 36(3): 117-123.
GUAN SHU-YUAN, ZHU CHAO, WANG BAO-LI, et al. Characterization of iron reduction using different carbon sources and phylogenetic analysis of Fe(III)-reducing microorganism P4 [J]. *Journal of Northwest A & F University*, 2008, 36(3): 117-123.
- [15] 徐丽娜, 李忠佩, 车玉萍. 淹水厌氧条件下腐殖酸对红壤中铁异化还原过程的影响 [J]. *环境科学*, 2009, 30(1): 221-226.
XU LI-NA, LI ZHONG-PEI, CHE YU-PING. Influences of humic acids on the dissimilatory iron reduction of red soil in anaerobic condition [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(1): 221-226.
- [16] 曲东, 张一平, Schnell S, 等. 水稻土中铁氧化物的厌氧还原及其对微生物过程的影响 [J]. *土壤学报*, 2003, 40(6): 858-863.
QU DONG, ZHANG YI-PING, SCHNELL S, et al. Reduction of iron oxides and its effect on microbial processes in anaerobic paddy soil [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(6): 858-863.
- [17] BRENNAN E W, LINDSAY W L. The role of pyrite in controlling metal ion activities in highly reduced soils [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1996, 60(19): 3609-3618.
- [18] 李学垣. *土壤化学* [M]. 北京: 高等教育出版社, 2001.

(编辑 胡 玲)