

持续淹水和干湿交替预培养对 2 种水稻土中 Cd 形态分配及高丹草 Cd 吸收的影响

肖思思, 李恋卿*, 潘根兴, 焦少俊, 龚伟群

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘要: 采用盆栽试验的方法, 研究了前期持续淹水和干湿交替预培养对 2 种水稻土——太湖地区黄泥土、江西鹰潭红壤性水稻土中外源 Cd 形态分配及高丹草吸收 Cd 的影响。结果表明, 在 $5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $10\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 外源 Cd 处理下, 与干湿交替预培养比较, 持续淹水预培养后黄泥土中 MgCl_2 提取态 Cd 分别由 21.8%、28.5% 下降为 8.0%、16.9%, 而 $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 提取态 Cd 由 17.7%、17.3% 升高为 28.1%、37.5%; 红壤性水稻土 NaAc 提取态 Cd 由 20.8%、29.6% 下降为 11.6%、12.6%。回归分析表明, MgCl_2 提取态 Cd 与高丹草 Cd 吸收量呈显著负相关关系。长期淹水预培养显著降低高丹草对黄泥土 Cd 的吸收。

关键词: 持续淹水; 干湿交替; 水稻土; Cd 形态; 高丹草; 植物吸收

中图分类号: X131.3; X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)02-0351-05

Effect of Submerging and Wetting-Redrying on Cd Speciation and Uptake by Sorghum Hybrid Sudangrass in Two Paddy Soils Under Spiked Cd

XIAO Si-si, LI Lian-qing, PAN Gen-xing, JIAO Shao-jun, GONG Wei-qun

(Institute of Resource, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Effect of continuous submerging and wetting-redrying on cadmium speciation and uptake by Sorghum hybrid Sudangrass in a Ferric-accumulic Stagnic Anthrosol and a Typical Hapludult collected from the Taihu Lake region and the rolling downs of Yingtan, Jiangxi, China respectively, was studied by pot experiment with Cd spike in 2003. Compared to that under wetting-redrying treatment, the MgCl_2 -extracted pool of Cd in Huangnitu with spiked Cd of $5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $10\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ was decreased from 21.8% and 28.5% to 8.0% and 16.9% while $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ -extracted pool increased from 17.7% and 17.3% to 28.1% and 37.5% under continuous submerging. However, in the Typical Halpudult, NaAc -extracted pool of Cd decreased from 20.8% and 29.6% to 11.6% and 12.6%. Cd uptake by Sorghum hybrid Sudangrass was found in negative correlation with the MgCl_2 extracted pool of Cd. Total Cd uptake was significantly reduced by the pretreatment of continuously submerging in Huangnitu.

Key words: continuously submerging; wetting-redrying; paddy soils; cadmium speciation; Sorghum hybrid Sudangrass; plant uptake

自 60 年代在日本富山县神通州流域发现“痛痛病”以来, 土壤环境 Cd 污染及对人体健康的威胁就已成为环境科学与食品安全领域的重要科学问题^[1]。近年来, 由于农业生产活动中污水的灌溉、污泥的利用、施肥以及工业生产活动中矿山的开采冶炼、汽车尾气的排放等, 我国土壤 Cd 污染现象日趋严重^[2]。据估计^[2,3], 我国遭受 Cd 污染的农田面积达 $12\,000\text{hm}^2$ 。据陈怀满等报道, 成都东郊污灌区内稻米中含 Cd 量高达 $1.65\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[4], 沈阳张士灌区一闸严重污染区糙米中 Cd 含量达 $1\sim 2\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[5]。

通过土壤-植物系统进入人体被认为是 Cd 危害人体健康的主要途径^[6,7]。土壤中重金属 Cd 的生物有效性是影响这一途径的主要因素^[7,8]。大量研究表明, 植物 Cd 含量与土壤总 Cd 含量之间并不存在确定的相关关系, 而与土壤中有效态 Cd 的关系较为密切。因此, 降低重金属生物有效性是减少植物对

Cd 的吸收以避免 Cd 通过食物链危害人体健康的关键。土壤 pH 和 Eh、质地、有机质等理化性质是影响其生物有效性的重要因素^[9]。目前通过调节土壤 pH 值^[6,10]、施入有机肥^[11]及土壤改良剂控制 Cd 生物有效性的报道已较多^[2,12], 而关于不同水分处理对土壤中 Cd 生物有效性影响的研究少见报道。本文以我国南方的水稻土为例, 研究不同水分预培养对土壤外源 Cd 形态变化及生物富集特性的影响。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为水稻土, 采自江苏省吴江市金家坝镇的水稻土为黄泥土(铁聚水耕人为土, Ferric-

收稿日期: 2004-12-08; 修订日期: 2005-04-21

基金项目: 教育部重点研究资助项目(2002120); 国土资源部-江苏省重大项目(EG008)

作者简介: 肖思思(1979~), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤化学与环境效应方面的研究。

* 通讯联系人, E-mail: lqli@njau.edu.cn

accumulic Stagnic Anthrosols^[13]; 简育潮湿新成土 (Hapludept^[14]), 为太湖地区代表性水稻土之一, 土壤母质为河湖相沉积物. 红壤性水稻土(典型简育湿润老成土, Typical Hapludults^[14]) 采自中国科学院鹰潭红壤生态站, 属第四纪红黏土母质所发育. 土样于 2003-11 采集, 风干, 磨碎过 5mm 筛, 备用. 土壤的基本理化性状见表 1. 供试植物为高丹草 (Sorghum Hybrid Sudangrass), 是喜温喜光照型牧草, 抽穗-初花期(生长时间 60d ± 10d) 时收获.

表 1 供试土壤的基本性状

Table 1 Basic properties of the studied soils

土壤类型	pH (H ₂ O)	有机碳 / g · kg ⁻¹	CEC / cmol · kg ⁻¹	黏粒含量 / g · kg ⁻¹	全 Cd / mg · kg ⁻¹
黄泥土	5.85	24.30	25.54	225.00	0.85
红壤性水稻土	5.20	19.38	16.50	139.10	0.36

1.2 试验设计

盆栽试验在南京农业大学资源与环境学院温室进行. 试验采用 20cm × 20cm 的塑料盆, 每盆装风干土 3.5kg, 拌入尿素、Ca(H₂PO₄)₂ · H₂O 和 KCl (N: P₂O₅: K₂O = 1: 1: 1) 作底肥混匀, 每 kg 土中施入 N P K 量均为 0.1g.

试验中外加 Cd 处理设 3 个浓度: 0mg · kg⁻¹ (CK), 5mg · kg⁻¹, 10mg · kg⁻¹; 按所需浓度, 将一定体积的 Cd 溶液 (CdCl₂ · 2.5H₂O 溶于水配制) 加入土壤, 拌匀, 装于盆中. 设计 2 种水分条件进行预培养: ①持续淹水预培养 (ACS), 在盆中插入一塑料小管, 将水缓慢通过小管渗入土中, 土面保持水层, 持续 2 个月; ②干湿交替预培养 (ASD), 同 ①法持续淹水 1 个月, 继之自然风干, 保持 1 个月; 此外, 设未培养处理 1 个 (NA), 即将加 Cd 后混匀的土壤装于盆中后不进行水分预处理. 将上述各种处理后的土盆调节土壤含水量, 当其约为田间持水量的 60% 时播种. 具体方法是: 将高丹草种子浸泡催芽, 拌入表土, 出苗后每盆留苗 8 株. 盆栽过程中各盆的管理一致. 生长 60d 后, 收获植物整株, 同时采集土壤样品. 每个处理 3 次重复.

1.3 样品处理

土壤样品: 植株收获后随即采集, 装入自封袋, 取部分测定土壤含水量, 其余置于 4℃ 冰箱内保存.

植株样品: 收获后随即用自来水冲洗, 再用去离子水洗净, 105℃ 杀青 20min 后 60℃ 烘干, 不锈钢粉碎机粉碎, 过 60 目筛, 密封备用.

1.4 Cd 含量及形态分析

植株 Cd 含量: 取待测植株样品 1g 左右, 置于 100mL 烧杯中, 加入混合酸 HNO₃: HClO₄ (4: 1, 体积分数) 10mL, 冷消化过夜, 次日将烧杯置于电热板上, 消煮至溶液清亮、剩余体积 2mL 左右, 冷却, 定容至 25mL.

土壤 Cd 含量: Cd 总量采用 HNO₃-HClO₄-HF 消化.

土壤 Cd 形态: 采用 Tessier 连续提取法^[15]. 形态分析试验中残留液误差的校正方法为^[16]: 设前一提取液中的浓度为 c_1 (mg · L⁻¹), 后一提取液的浓度为 c_2 (mg · L⁻¹), 残留液体积为 V_1 (mL), 土壤重为 W (g), 后一提取液中的体积为 V_2 (mL), 则后一级土壤中土壤含 Cd 量 (mg · kg⁻¹) 为:

$$c = \frac{c_2 \times (V_1 + V_2) - c_1 \times V_1}{W}$$

Cd 的测定: 因外加 Cd 浓度较高, 采用火焰原子吸收法测定 (TAS-986 原子吸收分光光谱仪).

分析质量控制: 在植物样品和土壤样品消煮中分别插入 GBW07603 (GSV-2) 和 GBW07401 (GSS-1) 国家标准物质作内标控制分析质量^[17].

2 结果与讨论

2.1 不同水分预培养下土壤 Cd 的形态变化

以某一形态 Cd 的含量占各形态含量总和的百分比来表示 Cd 的形态分配系数, 外源 Cd 加入后不同处理下土壤 Cd 形态分配系数见图 1.

从黄泥土 Cd 形态变化看, 在无外源 Cd 处理下, 土壤 H₂O₂-HNO₃ 提取态 Cd 的分配系数最低, 不同水分预培养对各形态 Cd 的分配无明显影响. 加入外源 Cd 后, 干湿交替预培养下土壤中 MgCl₂ 提取态 Cd 分配系数为最大, NaAc 提取态 Cd 分配系数次之, 而持续淹水预培养下 NH₂OH · HCl 提取态 Cd 分配系数最高, 与干湿交替相比, 低 Cd 和高 Cd 土壤经淹水预培养 MgCl₂ 提取态 Cd 分别下降了 13.8% 和 11.6%, NH₂OH · HCl 和 H₂O₂-HNO₃ 提取态 Cd 分别升高 10.4%、20.2% 和 14.4%、9.1%, 表明经过长时间淹水预培养可降低黄泥土中 Cd 的生物有效性, 这与郑绍建等人的结论一致^[18], 可能是由于在长期淹水状态下, 土壤 Eh 值降低, Cd²⁺ 与硫化物形成 CdS 沉淀, 减少了 Cd²⁺ 的活性所致^[19], 或者是由于淹水使土壤 pH 升高, 增强了有机质的官能团对 Cd 的络合和螯合能力^[18].

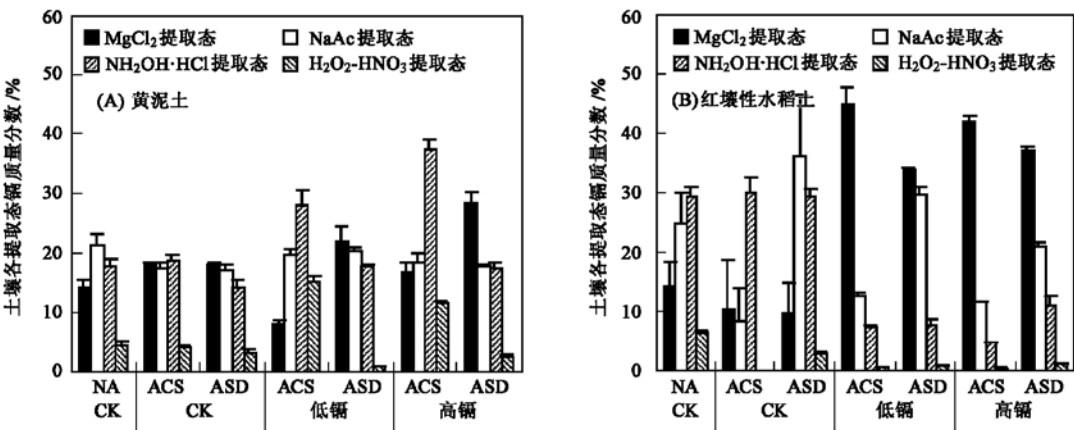


图 1 不同水分预培养下土壤 Cd 形态分配系数

Fig. 1 Proportion of Cd speciation under continuously submerging and wetting-redrying pretreatments of soil

从红壤性水稻土 Cd 形态变化来看,在无外源 Cd 处理下,NaAc 和 $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 提取态 Cd 较高,不同水分预培养对各形态 Cd 的分配无明显影响.加入外源 Cd 后, MgCl_2 提取态 Cd 分配系数较对照显著增加.2 种水分预培养下均表现为 MgCl_2 提取态> NaAc 提取态> $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 提取态> $\text{H}_2\text{O}_2\text{-HNO}_3$ 提取态.与干湿交替预培养相比,低 Cd 和高 Cd 的土壤在持续淹水预培养下 MgCl_2 提取态 Cd 分配系数分别提高 10.9%、4.8%,而 NaAc 提取态 Cd 分别降低 17.0%、9.3%.

不同水分预培养对 2 种土壤中 Cd 的形态转化影响不同,造成的原因可能主要是由于土壤性质的差异.与黄泥土相比,红壤性水稻土较低的 pH、有机质、CEC、粘粒含量都有利于土壤中 Cd 的生物有效性的提高^[9, 20, 21],因此进入土壤中的外源 Cd 主要以水溶态和交换态形式存在.有研究表明,土壤对 Cd 吸附的 K_d 值与 pH、粘粒及有机质含量都存在显著正相关关系^[22~24],因而红壤性水稻土的 K_d 值小于黄泥土,持续淹水预培养会导致 MgCl_2 提取态 Cd 分配系数提高^[25].

2.2 不同水分预培养下高丹草对土壤 Cd 的富集特性

2.2.1 不同水分预培养下高丹草的干物质累积特征

表 2 为高丹草收获后整株总生物量,可以看出,在相同 Cd 处理水平下,高丹草在黄泥土上总生物量均显著高于红壤性水稻土.种植于红壤性水稻土上的高丹草在低 Cd 处理下表现为植株个体矮小,叶片失绿,茎间成紫红色.高 Cd 处理下,毒害现象加重,植株生长受到明显抑止,叶片和茎间均成紫褐

色.黄泥土中则未观察到明显毒害症状.图 2 为红壤性水稻土中高丹草生物量和吸收 Cd 浓度之间的相关关系,表明高丹草整株生物量与植株中 Cd 浓度呈显著负相关($R^2=0.746$).黄泥土中未表现出受毒害现象且生物量与植株吸收 Cd 浓度间无相关关系.

表 2 不同水分预培养下高丹草的干物质累积

Table 2 Total biomass of Sorghum hybrid Sudangrass under different treatments

Cd 处理	水分培养	总生物量 ¹⁾ /g·盆 ⁻¹	
		黄泥土	红壤性水稻土
高 Cd	ACS	11.45 ± 1.49c	1.68 ± 0.76bc
	ASD	10.07 ± 0.15c	1.44 ± 0.17bc
	NA	21.37 ± 2.25ab	0.72 ± 0.36c
低 Cd	ACS	12.81 ± 1.80c	1.59 ± 0.18bc
	ASD	12.91 ± 3.96bc	2.43 ± 0.37b
	NA	23.07 ± 4.89ab	3.17 ± 0.73b
CK	ACS	17.57 ± 2.40b	2.91 ± 1.01b
	ASD	20.408 ± 0.32b	10.00 ± 0.39a
	NA	26.07 ± 1.54a	8.69 ± 0.88a

1) 在同列中,不同字母表示 2 种土壤不同 Cd(水分)处理之间高丹草总生物量达到显著性差异($p < 0.05$);相同字母为无显著性差异

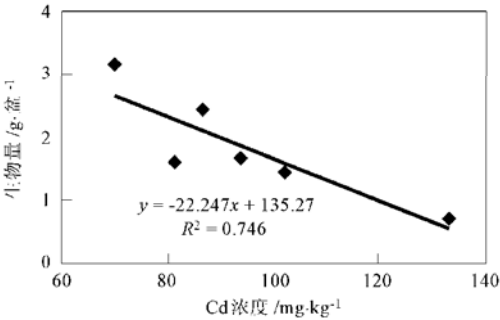


图 2 红壤性水稻土中高丹草生物量与植株 Cd 浓度的关系

Fig. 2 Relationship between the total biomass and cadmium concentration of Sorghum hybrid Sudangrass in Red soil

2.2.2 水分预培养对高丹草吸收 Cd 特性的影响

图 3 为黄泥土、红壤性水稻土中不同处理下高丹草植株 Cd 吸收总量的变化。由图 3 可知,持续淹水可显著降低黄泥土中高丹草对 Cd 的富集。采用 SPSS 对黄泥土持续淹水和干湿交替预培养下每盆处理中高丹草吸收 Cd 总量的差值(ΔY)与 2 种水分预培养下土壤中不同形态 Cd 对应的变化量作回归分析,所得方程如下:

$$\Delta Y = -0.352 - 0.270 \times \Delta X_1 + 0.013 \times \Delta X_2 + 0.001 \times \Delta X_3 \quad (R^2 = 0.744)$$

式中, ΔX_1 、 ΔX_2 、 ΔX_3 分别为 2 种水分预培养下

MgCl_2 、 NaAc 和 $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 提取态 Cd 的差值。从方程中自变量系数可以看出,黄泥土中 MgCl_2 提取态 Cd 对高丹草 Cd 的吸收影响最大,进一步验证了土壤淹水预培养下 MgCl_2 提取态 Cd 的显著降低是造成高丹草吸 Cd 量降低的主要原因。此外, ΔY 与 ΔX_1 成负相关,即随着外源 Cd 浓度的提高,2 种水分预培养下土壤间 MgCl_2 提取态浓度间变化量增大,而相应处理下高丹草吸收 Cd 总量的变化量减小,表明在黄泥土中随着外源 Cd 浓度的升高,高丹草对 Cd 的吸收增长速率呈下降趋势。

红壤性水稻土中,在即施即种处理和干湿交替

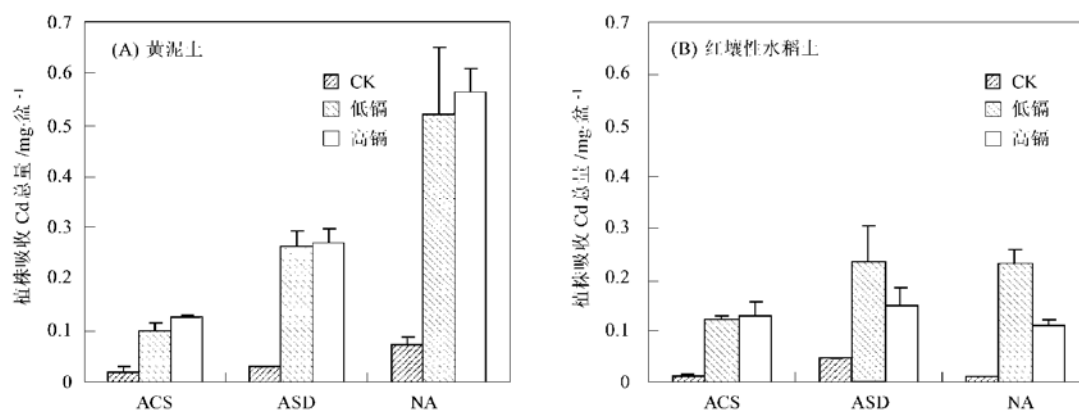


图 3 前期不同水分预培养对高丹草吸收 Cd 总量的影响

Fig. 3 Effect of soil water treatments on the total cadmium content of Sorghum hybrid Sudangrass

预培养下,尽管高 Cd 处理下高丹草 Cd 浓度显著高于低 Cd 处理,但由于其生物量积累受到 Cd 毒害影响,所以高丹草 Cd 总量反而低于低 Cd 处理。持续淹水和干湿交替预培养下高丹草吸收 Cd 总量间无显著差异,因此,红壤性水稻土中在 2 种不同水分前培养下高丹草吸收 Cd 总量的差值(ΔY)与土壤前期培养中不同形态 Cd 浓度变化差值间无相关关系,这也说明前期水分预培养尽管改变了红壤性水稻土中各提取态 Cd 的分配系数,但不足以在高丹草对 Cd 的吸收上表现出来。在红壤性水稻土中,虽然干湿交替较持续淹水预培养 MgCl_2 提取态 Cd 分配系数减少, NaAc 提取态 Cd 分配系数显著增加,但 2 种水分预培养下均以 MgCl_2 提取态 Cd 分配系数占绝对优势,所以前期不同水分预培养对红壤性水稻土中高丹草对 Cd 的吸收特性的影响无显著差异。

3 结论

(1) 不同水分预培养对土壤外源 Cd 形态分配

有一定的影响。持续淹水预培养可以降低黄泥土中 MgCl_2 提取态的比例,而 $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 提取态则显著提高。在 2 种水分预培养下红壤性水稻土 Cd 均以 MgCl_2 提取态为主,持续淹水预培养提高了 MgCl_2 提取态 Cd 的比例。

(2) 黄泥土中高丹草对 Cd 的吸收主要受 MgCl_2 提取态 Cd 的影响,持续淹水预培养显著降低高丹草对黄泥土中 Cd 的吸收。红壤性水稻土中高丹草对 Cd 的吸收量显著高于黄泥土,但水分预培养处理并不能显著降低高丹草 Cd 吸收,2 种水分处理下高丹草均出现 Cd 毒害。

参考文献:

- [1] 夏汉平. 土壤-植物系统中的镉研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 1997, 3(3): 289~298.
- [2] 姜理英, 杨肖娥, 石伟勇, 等. 植物修复技术中有关土壤重金属活化机制的研究进展[J]. 土壤通报, 2003, 34(2): 154~157.
- [3] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1993. 299~302.
- [4] 陈怀满, 等. 土壤-植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996. 71~125.

- [5] 吴燕玉, 陈涛. 沈阳张士灌区镉污染生态研究[J]. 生态学报, 1989, **9**(1): 21~ 26.
- [6] 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. 环境科学学报, 1999, **19**(1): 81~ 86.
- [7] Dudka S. Miller W P. Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain[J]. J. Environ. Sci. Health B, 1999, **34**(4): 681~ 708.
- [8] Li Zhengwen, Li Lianqing, Pan Genxing, *et al.*. Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: soil type versus genotype effects[J]. Plant and Soil, 2005, **271**: 165~ 173.
- [9] 崔玉静, 赵中秋, 刘文菊, 等. 镉在土壤-植物-人体系统中迁移积累及其影响因子[J]. 生态学报, 2003, **23**(10): 2133~ 2143.
- [10] Man S S, Ritchie G S P. The influence of pH on the forms of cadmium in four west Australian soils[J]. Aust. J Res., 1993, **31**: 255.
- [11] 张敬锁, 李花粉, 衣纯真, 等. 有机酸对活化土壤中镉和小麦吸收镉的影响[J]. 土壤学报, 1999, **36**(1): 61~ 66.
- [12] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 镉污染土壤的植物修复及其 EDTA 调控研究 I. Cd 对富集植物印度芥菜的毒性[J]. 土壤, 2001, **4**: 197~ 201.
- [13] 龚子同. 中国土壤系统分类[M]. 北京: 科学出版社, 1999. 160~ 680.
- [14] Soil Survey Staff, USDA. Keys to Soil Taxonomy [M]. Virginia, USA: Pocahontas Press, Inc. Blacksburg, 1992. 233 ~ 269.
- [15] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. J. Analytical Chemistry, 1979, **51**(7): 844~ 851.
- [16] 林琦, 郑春荣, 陈怀满, 等. 根际环境中镉的形态转化[J]. 土壤学报, 1998, **35**(4): 461~ 467.
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. 205~ 226.
- [18] 郑绍建, 胡霭堂. 淹水对污染土壤镉形态转化的影响[J]. 环境科学学报, 1995, **15**(2): 142~ 147.
- [19] 苏玲, 章永松, 林咸永, 等. 维管植物的镉毒和耐性机制[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, **6**(1): 106~ 112.
- [20] Kinniburgh D G, Jackson M L, Syers J K. Adsorption of alkaline earth, transition, and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum [J]. Soil Sci. Soc. Amer. J., 1976, **40**: 796~ 799.
- [21] 陈涛, 吴燕玉, 张学询, 等. 张士灌区铜土改良和水稻镉污染防治研究[J]. 环境科学, 1980, **1**(5): 7~ 11.
- [22] 陈怀满. 土壤对镉的吸附与解吸(II) ——吸附势与解吸势[J]. 土壤学报, 1988, **25**(3), 227~ 235.
- [23] 张增强, 张一平. 镉在土壤中吸持的动力学特征研究[J]. 环境科学学报, 2000, **20**(3): 370~ 375.
- [24] 董双双, 陈静生. 三种土壤铅和镉的质量基准初步研究[J]. 地理研究, 1997, **16**(4): 31~ 38.
- [25] Santillan Medrano J, Jurinak J J. The chemistry of lead and cadmium in soil: solid phase formation[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1975, **39**: 851~ 856.