

# 污染稻田水分管理对水稻吸收积累镉的影响 及其作用机理

纪雄辉<sup>1</sup> ,梁永超<sup>2,3,\*</sup> ,鲁艳红<sup>1</sup> ,廖育林<sup>1</sup> ,聂 军<sup>1</sup> ,郑圣先<sup>1</sup> ,李兆军<sup>2,3</sup>

(1. 湖南省土壤肥料研究所 ,长沙 410125 ;2. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 ,北京 100081 ;  
3. 农业部植物营养与养分循环重点实验室 ,北京 100081 )

**摘要** :Cd 污染稻田通过长期淹水灌溉能显著降低稻米中 Cd 含量。利用 Cd 污染水稻土的盆栽试验 ,结合水稻根表氧化铁膜特征的分析 ,研究了不同水分管理对水稻吸收积累镉的影响及其作用机理。结果表明 ,随着稻田淹水程度 (时间和水量 )的提高 ,水稻根表氧化铁膜所吸附的还原态 Fe (II )、Mn (II )显著增加 ,潮泥田和黄泥田长期淹水灌溉处理的水稻根膜中的 Fe (II )分别比湿润灌溉处理增加了 12.6 倍 ( $p < 0.01$ )和 8.5 倍 ( $p < 0.01$ ) ;不同水分管理的水稻根膜氧化铁 (Fe (III ))含量的变化与根膜 Fe (II )表现极显著的相关性 ,但两者均与水稻根膜 Cd 呈极显著的负相关 ,其中 2 种土壤长期淹水的水稻根膜 Fe (III )分别比湿润灌溉增加了 1.5 倍 ( $p < 0.01$ )和 1.0 倍 ( $p < 0.01$ ) ,根膜吸附的 Cd 含量分别较湿润灌溉降低了 77.9% ( $p < 0.01$ )和 50.3% ( $p < 0.01$ ) ;长期淹水处理导致水稻根系、茎叶、糙米中的 Cd 含量均极显著低于相应的湿润灌溉处理 ,2 种土壤长期淹水的糙米平均 Cd 含量比间歇灌溉的下降了 41.3% ,比湿润灌溉的下降了 70.7% ( $p < 0.01$ ) ;不同水分管理的水稻糙米 Cd 含量与根膜 Cd 含量呈极显著正相关 ,与根膜 Fe (II )和 Fe (III )呈极显著负相关。综合分析认为 ,Cd 污染酸性稻田在长期淹水的还原条件下  $Fe^{2+}$  等金属离子与  $Cd^{2+}$  的竞争吸附作用以及  $S^{2-}$  和  $Cd^{2+}$  的共沉淀作用加强 ,因而使得土壤中 Cd 的生物有效性明显降低。

**关键词** :Cd 污染水稻土 ;淹水灌溉 ;根膜 Fe (III ) ;根膜 Cd ;糙米 Cd

文章编号 :1000-0933 (2007)09-3930-10 中图分类号 :S314 ,S365 ,X171 文献标识码 :A

## The effect of water management on the mechanism and rate of uptake and accumulation of cadmium by rice growing in polluted paddy soil

Ji Xiong-Hui<sup>1</sup> , LIANG Yong-Chao<sup>2,3,\*</sup> , LU Yan-Hong<sup>1</sup> , LIAO Yu-Lin<sup>1</sup> , NIE Jun<sup>1</sup> , ZHENG Sheng-Xian<sup>1</sup> , LI Zhao-Jun<sup>2,3</sup>

1 Soil and Fertilizer Institute of Hunan Province , Changsha 410125 , China  
2 Institute of Natural Resource and Regional Planning , Chinese Academy of Agricultural Science , Beijing 100081 , China  
3 Key Laboratory of Plant Nutrition and Nutrient cycling , Ministry of Agriculture , Beijing 100081 , China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (9) 3930 ~ 3939.

**Abstract** : Irrigation by continuous flooding could result in a distinct decrease in the cadmium (Cd) content of brown rice grown in paddy soil polluted by cadmium. The effect of water management on the mechanism and rate of uptake and

基金项目 :国家粮食科技丰产工程资助项目 (2004BA520A13-6) ;国家“十一五”科技支撑计划资助项目 (2006BAD17B06 , 2006BAD02A15 , 2006BAD05B09)

收稿日期 :2006-07-24 ;修订日期 :2007-03-28

作者简介 :纪雄辉 (1965 ~ ) ,男 ,湖南平江人 ,博士 ,研究员 ,主要从事植物营养与农业环境研究。E-mail :jixionghui@sohu.com

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail :yeliang@caas.net.cn

**Foundation item** : This work was financially supported by Project of National Science and Technology Bumper for Grain Crops (No. 2004BA520A13-6) ; The National Science and Technology Support Project of the Eleventh Five-year Plan (No. 2006BAD17B06 , 2006BAD02A15 , 2006BAD05B09)

**Received date** 2006-07-24 ; **Accepted date** 2007-03-28

**Biography** Ji Xiong-Hui , Professor , mainly engaged in plant nutrition and agricultural environment. E-mail : jixionghui@sohu.com

accumulation of cadmium by rice was studied using rice pot experiments combined with analysis of the characteristics of membrane coated outside the roots of rice growing in two types of paddy soils polluted by cadmium in Hunan Province in 2005. The results showed the amount of Fe (Ⅱ) and Mn (Ⅱ) absorbed by the root coating of rice increased with the duration of flooding and the depth of water in the paddy soils. The Fe (Ⅱ) contents of the root coating of rice grown in Alluvial Loamy Paddy Soil (ALPS) and Yellow Clayey Paddy Soil (YCPS) irrigated by continuous flooding (FI) treatments were increased by 12.6 times ( $p < 0.01$ ) and 8.5 times ( $p < 0.01$ ), respectively, compared with corresponding controlled moisture irrigation (CI) treatments. Correlation analysis revealed significant linear relationships between the content of ferric oxides Fe (Ⅲ) and ferrous Fe (Ⅱ) in the rice root coating for the different water management treatments. The Fe (Ⅲ) content in the root coating of rice grown in the two types of paddy soils with the FI treatments increased by 1.5 times ( $p < 0.01$ ) and 1.0 times ( $p < 0.01$ ), respectively, compared with the corresponding CI treatments. The cadmium contents in the root coating from the two types of paddy soils with the FI treatments decreased by 77.9% ( $p < 0.01$ ) and 50.3% ( $p < 0.01$ ), respectively, compared with the corresponding CI treatments. The different irrigation treatments resulted in a strong negative relationship between the content of cadmium and that of both Fe (Ⅱ) and Fe (Ⅲ) in the root coating of rice. Compared to the CI treatments, the FI treatments in paddy soils also resulted in distinctly lower cadmium contents in the roots, straw and brown rice. The average cadmium contents in brown rice grown on the two paddy soils with FI treatments were decreased by 41.3% compared with the intermittent irrigation (II) treatments, and were decreased by 70.7% ( $p < 0.01$ ) compared with the CI treatments. The cadmium content in the brown rice had a strong positive relationship with the cadmium content in root coating, but a remarkably negative relationship with ferric oxides in root coating for all water management regimes. Conclusively, we deduced that the competitive adsorption of metal cations like  $Fe^{2+}$  with  $Cd^{2+}$ , and the co-sedimentation of  $S^{2-}$  and  $Cd^{2+}$  increased greatly under the reductive condition of the continuous flooding irrigation water in acid paddy soil polluted by cadmium, which significantly reduced the bio-availability of cadmium in the soils.

**Key Words :** paddy soil polluted by cadmium ; continuous flooding irrigation ; Fe (Ⅲ) in root coating ; cadmium in root coating ; cadmium in brown rice

镉是毒性最大的重金属之一。长期大量摄入 Cd 会影响钙和磷的代谢,引起肾、骨和肝的病理变化,诱发骨质疏松、骨软化和肾结石等疾病。20 世纪 40 年代在日本发生的骨痛病是由于镉污染水体和农田土壤,然后经过食物链进入人体而引起的<sup>[1]</sup>。镉在土壤中积累超过一定的阈值将引起稻米镉含量超标。我国将土壤 Cd 含量为  $0.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $\text{pH}\leq 7.5$ )或  $0.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $\text{pH} > 7.5$ )作为保障农业生产和维护人体健康的土壤临界值 (GB15618-1995)。20 世纪 90 年代初,我国 Cd 污染耕地面积达  $1.3\times 10^4\text{ hm}^2$ ,涉及 11 个省市的 25 个地区,每年生产“镉米” $5.0\times 10^7\text{ kg}$ <sup>[2]</sup>。浙江省遂昌县和温州地区相继出现 Cd 中毒事件,病因都出自当地农田的 Cd 污染,糙米 Cd 含量分别达到  $1.17\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和  $1.30\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[3,4]</sup>。镉是湖南省稻田土壤中最为普遍的重金属污染元素,污染土壤 Cd 含量达  $2.8\sim 51.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[5,6]</sup>。

为了减少水稻对镉的吸收,目前对此研究有两种方式:一是将土壤中的镉转化为难溶态,即土壤中的活性态镉被“钝化”,从而使水稻难以吸收<sup>[7~10]</sup>;二是将镉从土壤中去除,即利用工程或生物的方法“修复”镉污染土壤<sup>[11~15]</sup>。但这些方法均不理想,而且难度大、效果不稳定。已有研究报道,水稻等湿地植物在厌氧条件下通过根系释放出  $O_2$ 促使铁、锰形成一种红色或红棕色氧化物胶膜沉淀于根表<sup>[16]</sup>。这种铁、锰氧化物能有效地阻止<sup>[17,18]</sup>或促进<sup>[19,20]</sup>水稻对养分和有毒元素的吸收,其作用方向和程度主要取决于膜的厚度及外界环境条件<sup>[21]</sup>。但以往试验研究结果在水稻根表氧化物胶膜对土壤 Cd 向植物体内转移的作用效果说法不一,而且主要集中于掺 Cd 的水培和土-沙培的试验、并利用添加含 Fe、Mn 物质来调控水稻根表氧化物胶膜等方面<sup>[22~24]</sup>。而对于 Cd 污染水稻土壤实行不同水分管理对稻米 Cd 含量的影响,其机理是通过调控水稻根表氧

化物胶膜,还是通过促进土壤中还原物质包括  $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$  等阳离子和  $\text{S}^{2-}$  等阴离子的变化从而影响污染土壤中 Cd 的生物有效性?在以往的试验中仍难找到准确的答案。本文采用盆栽试验,利用湖南省两种 Cd 污染水稻土研究了湿润灌溉、间歇灌溉和长期淹水灌溉的水稻根、茎叶和糙米中 Cd 含量变化,以及水稻根表氧化物胶膜中的镉、还原态和氧化态铁、锰含量的变化,旨在阐明不同水分管理对水稻植株体内 Cd 分布规律的影响,并探讨水分管理对污染土壤 Cd 生物有效性调控的机理,为进一步寻求控制稻田 Cd 污染的行之有效的农艺措施提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤

两个供试土壤分别为:河流沉积物发育的潮泥田(系统分类为底潜筒育水耕人为土,B1.4.5),采自湘阴县白泥湖乡里湖村;板页岩发育的黄泥田(系统分类为普通铁聚水耕人为土,B1.3.4),采自长沙县路口镇路口村。两个土壤的养分特征及 Cd 含量见表 1,土壤的全量及有效 Fe、Mn、Zn、S 见表 2。

表 1 供试土壤的养分特性及 Cd 含量

Table 1 The nutrient properties and Cd contents in the soils used for experiments								
土壤 Soils	pH	有机质 O. M. ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	全氮 Total N ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	碱解氮 Avail. N ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效磷 Avail. P ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效钾 Avail. K ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	全量 Cd Total Cd ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效 Cd Avail. Cd ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
潮泥田 Alluvial Loamy Paddy Soil	5.12	23.0	1.73	135.1	4.2	147	1.31	0.292
黄泥田 Yellow Clayey Paddy Soil	5.81	27.9	1.99	203.1	8.7	163	0.93	0.065

表 2 供试土壤中的全量 Fe、Mn 及有效态 Fe、Mn、Zn、S 含量

Table 2 The Total Fe, Mn, and available Fe, Mn, Zn, S contents in the soils used for experiments							
土壤 Soils	全量 Fe Total Fe ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效 Fe Avail. Fe ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	全量 Mn Total Mn ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效 Mn Avail. Fe ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	全量 Zn Total Zn ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效 Zn Avail. Zn ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效 S Avail. S ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
潮泥田 Alluvial Loamy Paddy Soil	24.97	36.96	0.42	42.17	132.85	3.60	38.72
黄泥田 Yellow Clayey Paddy Soil	18.82	55.93	0.15	8.34	87.13	2.42	25.84

### 1.2 盆栽试验设计

试验于 2005 年晚稻期间在湖南省土壤肥料研究所网室内进行。共设 3 个水分灌溉方式的处理:①长期淹水(Continuous flooding irrigation),在水稻生长期,土面上始终保持 2~3 cm 水层的淹水状态;②间歇灌溉(Intermittent irrigation),从水稻分蘖期开始,先灌 2~3 cm 水,待其消耗至无明水,土壤刚出现开裂再灌下一次水,如此循环;③湿润灌溉(Controlled moisture irrigation),从水稻分蘖开始,始终保持田面湿润状态(土表无明水)。试验设 3 次重复,随机区组排列,并设保护行。采用盆栽试验,试验用盆为 27cm×30cm 的白色陶瓷盆钵,装土前土壤经风干过筛(筛孔径为 0.3cm×0.3cm),每盆装土 9.0 kg,并将氮、磷、钾肥与土壤充分混匀。除水分管理措施外,试验期间各处理的病虫害防治等栽培管理措施一致。

施肥量分别为尿素  $1.5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $\text{N } 0.077\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),钙镁磷肥  $4.8\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $\text{P}_2\text{O}_5\text{ } 0.064\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),氯化钾  $1.5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $\text{K}_2\text{O } 0.128\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。供试杂交水稻组合为威优 46 (*Oryza sativa* L.),采用水旱育秧,6 月 25 日播种,7 月 18 日移栽,每盆移栽 3 蔸,每蔸 2 株,10 月 20 日收割。

### 1.3 测定方法

水稻成熟后,单独测定各盆钵水稻籽实、秸秆重量。收割水稻后,将新鲜根系连土一起取出,装入网袋,用自来水冲洗、挑捡出砾石和异物,然后用蒸馏水将新鲜根系冲洗 3 遍。首先用硫酸铝溶液提取根系表面的还

原物质<sup>[25]</sup> , ICP-AES 测定提取液中 Fe、Mn、Cd 含量 , 其 Fe、Mn 含量分别作为根膜还原铁 Fe ( II ) 、 锰 Mn ( II ) 。 提取后的根系继续用 DCB 法<sup>[26]</sup>提取根膜氧化物物质 整个根系在室内温度 20 ~ 25℃ 用 30 ml DCB 溶液 ( 0. 03 mol/L Na<sub>3</sub>C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>O<sub>7</sub>·2H<sub>2</sub>O、0. 125 mol/L NaHCO<sub>3</sub> 加 0. 6 g Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> ) 浸提 60 min , 取出根系 , 将提取液定容至 50 ml , ICP-AES 法测定提取液中的 Fe、Mn、Cd , 其 Fe、Mn 含量分别作为根膜氧化态铁 Fe ( III ) 、 氧化态锰 Mn ( IV ) 将 2 个溶液的 Cd 浓度相加作为根膜 Cd 含量。 将提取后的根系烘干称重 , 并作为被除数计算根膜中的 Fe ( II ) 、 Fe ( III ) 、 Mn ( II ) 、 Mn ( IV ) 和根膜 Cd 含量。 土壤全 Fe、Mn、Cd 及根系 ( 提取还原物质和铁胶膜后 ) 、 茎叶、糙米中的 Cd 含量用 ETHOS Plus 微波消解仪消解 , ICP 法测定。 根系 Cd 含量为硫酸铝溶液、DCB 溶液浸提出的 Cd 和浸提后根系消解后测定的 Cd 三者之和。 土壤的相关化学性状包括有机质和全量氮、有效氮、磷、钾养分和有效 Fe、Mn、Zn、S 等采用常规分析方法<sup>[25]</sup>测定 , 土壤交换态 Cd 用 1. 0 mol/L MgCl<sub>2</sub> ( pH 7. 0 ) 溶液提取<sup>[27]</sup> , ICP-AES 测定。

1.4 统计方法

试验各处理均重复 3 次 , 结果取其平均值 , 用 SPSS10 软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同水分管理对根表氧化物胶膜的影响

2.1.1 根膜的 Fe ( II ) 、 Mn ( II ) 含量

通过提取 2 种土壤不同水分管理的水稻根表的还原物质 , 其还原态铁 Fe ( II ) 、 还原态锰 Mn ( II ) 含量 ( 图 1 ) 可以看出 2 种水稻土从湿润灌溉、间歇灌溉到长期淹水 , 随着土壤灌水程度的增加 , 水稻根表氧化物胶膜吸附的亚铁呈极显著增加 , 而土壤之间差异不显著。 其中 , 潮泥田和黄泥田长期淹水处理的水稻根膜 Fe ( II ) 含量分别比间歇灌溉的增加了 2. 3 倍 (  $p < 0. 01$  ) 和 1. 3 倍 (  $p < 0. 01$  ) , 分别比湿润灌溉增加了 12. 6 倍 (  $p < 0. 01$  ) 和 8. 5 倍 (  $p < 0. 01$  ) 。 尽管两个土壤有效铁含量存在一定差异 ( 表 2 ) , 而在间歇灌溉和长期淹水条件下两个土壤的水稻根膜吸附的还原态 Fe ( II ) 差异不明显。 为了解释其中原因 , 笔者对两个土壤进行了 20d 的恒温 ( 25℃ ) 培养试验 , 结果表明 , 淹水条件下潮泥田的氧化还原电位 ( Eh ) 为 - 312 mV , 而黄泥田则为 - 159 mV 。 可见 , 黄泥田在淹水条件下 Eh 远高于潮泥田 , 抵消了其土壤有效铁高的效果。

不同水分管理的水稻根膜中还还原态锰 Mn ( II ) 含量变化与亚铁 Fe ( II ) 表现出相同的趋势 , 但远低于 Fe ( II ) 。 根膜 Mn ( II ) 含量随着土壤淹水程度的提高而增加 , 以潮泥田的效果更为明显 , 淹水处理 的根膜 Mn ( II ) 含量较间歇和湿润灌溉的极显著增加 , 黄泥田各灌溉处理的根膜 Mn ( II ) 含量均低于相应的潮泥田 , 与

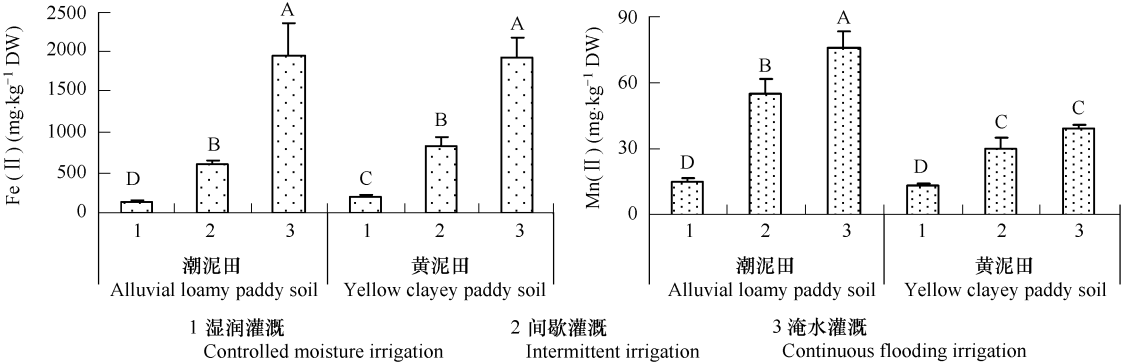


图 1 不同水分管理下水稻根膜中的还原态 Fe ( II ) 和 Mn ( II ) 含量

Fig. 1 Fe ( II ) and Mn ( II ) contents in root coating of rice grown in the two types of Cd polluted paddy soils with different water managements 柱上标注字母 A , B , C , D 表示 LSD 多重比较差异极显著 (  $p < 0. 01$  ) Bars with alphabetical letters of A , B , C , D means significant at  $p < 0. 01$  according LSD MRT

图①和②中的数据分别为水稻根膜中还还原态 Fe ( II ) 和 Mn ( II ) 含量 (  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  , 干基 ) The data in ① and ② are ferrous Fe ( II ) and reductive Mn ( II ) contents in rice root coating (  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  , DW ) , respectively 湿润灌溉 Controlled moisture irrigation 间歇灌溉 Intermittent irrigation 淹水灌溉 Continuous flooding irrigation 潮泥田 Alluvial Loamy Paddy Soil , 黄泥田 Yellow Clayey Paddy Soil ; 下同 the same below

土壤中全 Mn 和有效 Mn 差异 (表 2 )表现一致。

根膜中 Mn (Ⅱ )/Fe (Ⅱ )比值随着淹水程度的提高而降低 (表 3 ) ,潮泥田湿润、间歇和长期淹水灌溉处理的 Mn (Ⅱ )/Fe (Ⅱ )比值分别为 0. 107、0. 091 和 0. 038 ,黄泥田 3 个处理的 Mn (Ⅱ )/Fe (Ⅱ )依次为 0. 063、0. 036 和 0. 015。可见 ,水稻土淹水程度提高 ,根膜中还还原态铁、锰的含量明显增加 ,但还原态锰含量增加的幅度小于还原态铁 ,这种现象在土壤有效 Mn/有效 Fe 比值 (表 2 ) 较低的黄泥田中表现尤为明显。

2. 1. 2 根膜的 Fe (Ⅲ )、Mn (Ⅳ )含量

DCB 法提取根膜中的氧化态铁 Fe (Ⅲ )、氧化态锰 Mn (Ⅳ )结果 (图 2 )表明 2 种土壤水分管理从湿润灌溉至长期淹水 ,随着稻田淹水程度的提高 ,水稻根膜氧化态 Fe (Ⅲ )含量显著增加 ,而根膜中 Mn (Ⅳ )含量变化表现无规律性。潮泥田和黄泥田长期淹水处理的水稻根膜中 Fe (Ⅲ )含量分别比间歇灌溉的提高了 47. 6% ( $p<0.05$ )和 28. 4% ( $p<0.05$ ) ,分别比湿润灌溉的增加了 1. 5 倍 ( $p<0.01$ )和 1. 0 倍 ( $p<0.01$ )。其中 ,尽管黄泥田全 Fe 含量低于潮泥田 ,但由于其土壤有效 Fe 含量高 (表 2 ) ,导致各处理的根膜 Fe (Ⅲ ) ,除湿润灌溉外 ,均极显著高于潮泥田的相应处理。

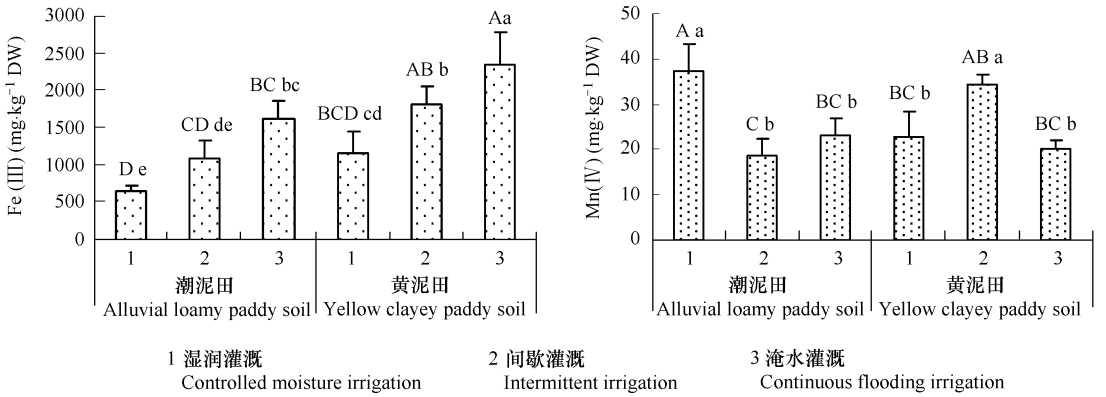


图 2 不同水分管理下水稻根膜中的氧化态 Fe (Ⅲ )和 Mn (Ⅳ )含量

Fig. 2 Ferric oxide Fe (Ⅲ ) and manganic oxide Mn (Ⅳ ) contents in root coating of rice grown in the twotypes of Cd polluted paddy soils with different water managements

柱上标注字母 A , B , C , D 和 a , b , c , d 分别表示 LSD 多重比较差异极显著 ( $p<0.01$ )和显著 ( $p<0.05$ ) Bars with alphabetical letters of A , B , C , D and a , b , c , d means significant at  $p<0.01$  and  $p<0.05$  according LSD MRT , respectively

表 3 不同水分管理下根膜中还还原态与氧化态铁、锰的关系

Table 3 Relation among Fe (Ⅱ ) , Mn (Ⅱ ) , Fe (Ⅲ ) , Mn (Ⅳ ) in root coating of rice grown in the two types of Cd polluted paddy soils with different water managements

土壤 soil	处理 Treatment	Mn (Ⅱ )/Fe (Ⅱ )	Mn (Ⅳ )/Fe (Ⅲ )	Fe (Ⅱ )/Fe (Ⅲ )	Mn (Ⅱ )/Mn (Ⅳ )
潮泥田 Alluvial Loamy Paddy Soil	湿润灌溉 Controlled moisture irrigation	0. 107	0. 058	0. 228	0. 414
	间歇灌溉 Intermittent irrigation	0. 091	0. 017	0. 568	2. 962
	长期淹水 Continuous flooding irrigation	0. 038	0. 014	1. 236	3. 240
红黄泥 Yellow Clayey Paddy Soil	湿润灌溉 Controlled moisture irrigation	0. 063	0. 020	0. 181	0. 575
	间歇灌溉 Intermittent irrigation	0. 036	0. 019	0. 471	0. 878
	长期淹水 Continuous flooding irrigation	0. 015	0. 009	0. 859	1. 419

尽管不同水分管理的根膜中 Mn (Ⅳ )绝对含量规律性不明显 ,但与还原态锰铁比值相似 ,Mn (Ⅳ )/Fe (Ⅲ )比值也随着土壤还原程度的提高而下降 (表 3 ) ,从湿润、间歇灌溉至长期淹水 ,潮泥田和黄泥田的水稻

根膜 Mn (IV )/Fe (Ⅲ )比值均表现明显的下降趋势 ,而且均分别低于相应的 Mn (Ⅱ )/Fe (Ⅱ ) 的比值 ,说明淹水条件下 Mn (Ⅱ )被氧化的速率也慢于 Fe (Ⅱ )。

随着淹水程度的提高 2 种土壤中水稻根膜还原态铁和氧化态铁均表现出依次升高的趋势。对根膜提取液中的还原态 Fe (Ⅱ ) (x)与氧化态 Fe (Ⅲ ) (y)进行线性回归 :

潮泥田
$$y = 0.4681x + 695.34 \quad (R^2 = 0.8672 \quad p = 0.00246)$$

黄泥田
$$y = 0.6020x + 1174.20 \quad (R^2 = 0.7893 \quad p = 0.01142)$$

2 种土壤表明极显著或接近极显著线性相关。从线性方程的斜率 K 值分析 ,黄泥田大于潮泥田 ,主要是由于黄泥田在淹水条件下土壤氧化还原电位 (Eh )显著高于潮泥田所致。氧化态锰和还原态锰的相关性较差。可见 ,土壤长期淹水后 ,还原态铁急剧增加 ,在根系输送 O<sub>2</sub> 的作用下 ,促进了根表氧化铁胶膜的形成。

进一步分析还原态铁、锰与氧化态铁、锰的比值 [Fe (Ⅱ )/Fe (Ⅲ )和 Mn (Ⅱ )/Mn (Ⅳ )] (表 3 )表明 ,从湿润灌溉、间歇灌溉至淹水灌溉 ,随着淹水程度的提高 ,潮泥田和黄泥田水稻根膜中 Fe (Ⅱ )/Fe (Ⅲ )和 Mn (Ⅱ )/Mn (Ⅳ )均依次明显升高 ,而且潮泥田的 2 个比值比黄泥田的高 ,锰的还原态与氧化态比分别高于铁的还原态与氧化态比。可见 ,随着淹水程度的提高 ,根膜氧化铁量增加 ,其对 Fe<sup>2+</sup> 的相对 (氧化铁量 )吸附量也随之增加 ,而且相对根膜氧化态锰的还原态锰吸附量升高更快。

2.2 不同水分管理对胶膜 Cd 含量的影响

将还原物质提取液和 DCB 提取液中的 Cd 含量相加作为根膜吸附的 Cd 含量 (图 3 )。其结果显示 2 种土壤从湿润、间歇灌溉至淹水灌溉 ,淹水程度提高 ,根膜中 Cd 含量依次下降。潮泥田和黄泥田长期淹水处理的根膜 Cd 含量分别比间歇灌溉降低了 41.8% (p < 0.05)和 28.1% (p < 0.05) ,平均为 34.9% ;分别比湿润灌溉的降低了 77.9% (p < 0.01)和 50.3% (p < 0.01) ,平均为 64.1%。

从不同灌溉处理中 ,水稻根膜所吸附 Cd 的变化与根膜中还原态 Fe (Ⅱ )含量呈现出相反的趋势。分别进行线性回归分析表明 2 个土壤的水稻根膜 Cd 与根膜 Fe (Ⅱ )的相关性接近或达到极显著水平 ,其中 :

潮泥田
$$R^2 = 0.6171 \quad p = 0.01244$$

黄泥田
$$R^2 = 0.8533 \quad p = 0.00067$$

同时对水稻根膜 Cd 与根膜氧化态铁 Fe (Ⅲ )进行线性回归 :

潮泥田
$$R^2 = 0.7838 \quad p = 0.00150$$

黄泥田
$$R^2 = 0.7805 \quad p = 0.00158$$

均达到极显著负相关。说明随着淹水程度的提高 ,根膜还原态铁和氧化态铁含量增加 ,根膜中的 Cd 含量却呈现极显著的负相关。

2.3 稻田淹水对水稻植株体内 Cd 分布的影响

不同水分管理的水稻根、茎叶、糙米中的 Cd 含量见图 4 ,总的说来 ,根、茎叶、糙米 Cd 含量依次下降。从不同土壤之间比较 ,潮泥田各处理根、茎叶、糙米中 Cd 含量均极显著高于黄泥田的相应处理。与黄泥田的相应处理相比 ,湿润灌溉处理下潮泥田水稻根系、茎叶、糙米 Cd 含量分别高出 34.8%、58.5%和 77.6% ,间歇灌溉处理下分别高出 18.1%、63.8%和 73.3% ,长期淹水处理下分别高出 13.4%、74.6%和 75.6%。

对 2 种土壤各处理的水稻根系、茎叶、糙米 Cd 含量单独进行 LSD 检验 (图 4 )表明 ,长期淹水处理的根系、

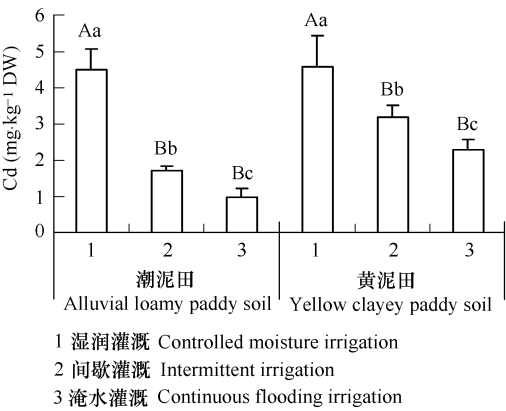


图 3 不同水分管理下水稻根膜 Cd 含量

Fig. 3 Cd contents in rice root coating from the two types of Cd polluted paddy soils with different water managements  
柱上标注字母 A , B 和 a , b , c 分别表示两个土壤单独 LSD 多重比较的差异极显著 (p < 0.01 ) Bars with alphabetical letters of A , B and a , b , c means significant at p < 0.01 according LSD MRT of each soil , respectively

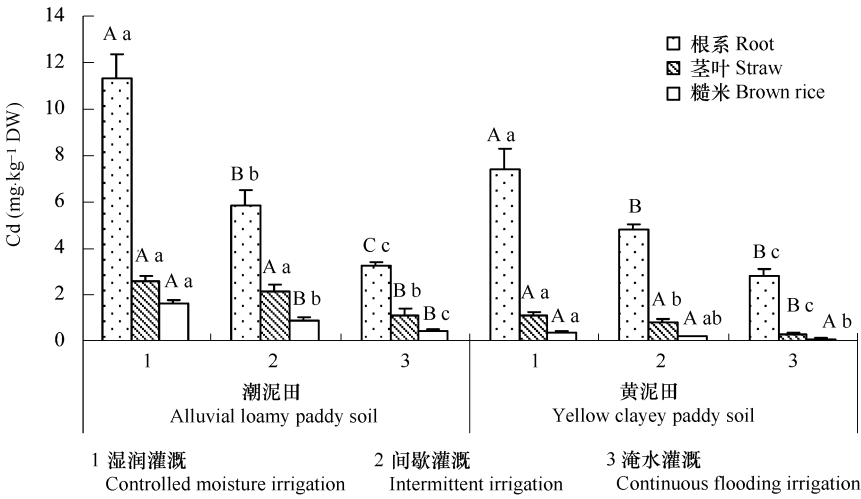


图4 不同水管理下水稻根、茎叶和糙米中的Cd含量

Fig. 4 Cd contents in rice roots , straw and brown rice from the two types of Cd polluted paddy soils with different water managements  
柱上标注字母 A , B , C 和 a , b , c 分别表示单个土壤、单一项目的 LSD 多重比较差异极显著 ( $p < 0.01$ ) 和显著 ( $p < 0.05$ ) Bars with alphabetical letters of A , B , C 和 a , b , c means significant of each soil and each item at  $p < 0.01$  and  $p < 0.05$  according LSD MRT , respectively

茎叶和糙米中 Cd 含量均分别极显著低于湿润灌溉。其中 ,长期淹水灌溉处理下潮泥田和黄泥田的糙米 Cd 含量分别比间歇灌溉下降低了 46.6% 和 36.1% ,平均为 41.3% ,分别比湿润灌溉下降低了 72.0% ( $p < 0.01$ ) 和 69.4% ( $p < 0.01$ ) ,平均为 70.7%。

进一步分别以不同水管理下根膜中 Fe (II )、Fe (III )和 Cd 的含量为自变量 ( $\alpha$ ) 糙米 Cd 含量为因变量 ( $\gamma$ ) 进行线性回归 (图 5)显示 ,两个土壤中糙米 Cd 含量与根膜中 Fe (II )、Fe (III )含量呈极显著负相关 ,而与根膜 Cd 含量呈极显著正相关。

3 讨论

耐渍水植物的重要特征之一是根系具有较强的氧化能力 ,能把大气中的氧高效率地输送到根尖 ,使根际处于氧化状态 ,从而使淹水土壤中高浓度的  $Fe^{2+}$ 、 $Mn^{2+}$  等在根表被氧化而沉积起来 ,形成明显可见的氧化物和氢氧化物胶膜。已有试验报道 ,这种氧化物胶膜具有很强的吸附能力<sup>[6]</sup>。本研究表明 :①随着淹水程度的提高 ,水稻根膜吸附的还原态铁 Fe (II )显著增加 ,而且在根表所形成氧化态铁 Fe (III )与还原态铁 Fe (II )呈显著的线性相关 ,但 Mn (IV )与 Mn (II )相关性较差 ;②淹水程度的提高 ,Mn (II )/Fe (II )和 Mn (IV )/Fe (III )两个比值均逐渐下降 ,而且后者分别显著低于前者 ,说明随着土壤还原程度的增加 ,被还原而吸附在水稻根膜上的锰的增长幅度低于铁 ,还原态锰随之被氧化而形成根表氧化膜所占的比例也小于铁 ;③Mn (II )/Mn (IV )和 Fe (II )/Fe (III )两个比值随着淹水程度增加而增加 ,而且前者分别大于后者。表明了还原态锰、铁被吸附在根膜上的速率大于其被氧化的速率 ,而且根膜所吸附的还原态锰被氧化的速率小于还原态铁。这主要是由于铁元素的活泼性高于锰而较易发生氧化还原反应的缘故。

试验同时显示 ,水稻根膜氧化铁量提高 ,却降低了根膜中 Cd 的含量 ,根表氧化铁量与其吸附的 Cd 呈显著的负相关。可能的解释是随着根膜氧化铁增加 ,其吸附的还原态铁 Fe (II )以更大的比例增加 ,由于吸附竞争作用以及还原条件下  $S^{2-}$  与  $Cd^{2+}$  共沉淀作用导致了根膜中 Cd 的下降。同时 ,根膜中还原态铁 Fe (II )亦与根膜 Cd 含量呈显著性负相关。所以 ,笔者推断 ,不同水管理下镉污染水稻土的根膜 Cd 含量与根膜 Fe (III )存在的负相关 ,实际上是土壤中 Fe (II )与 Cd 在根表的相互作用而形成的间接关系。

就两个土壤而言 ,在黄泥田的土壤有效 Cd 远低于潮泥田 (约相当于 1/5 )的前提下 ,不同水管理下黄泥田的根膜 Cd 含量甚至高于潮泥田的相应处理 (图 3 )。同时对两个土壤通过淹水恒温 (25℃ )培养表明 ,淹水后 ,潮泥田和黄泥田的氧化还原电位 (Eh )均迅速下降 ,20d 后分别逐渐稳定在 -312 mV 和 -159 mV ,但土壤

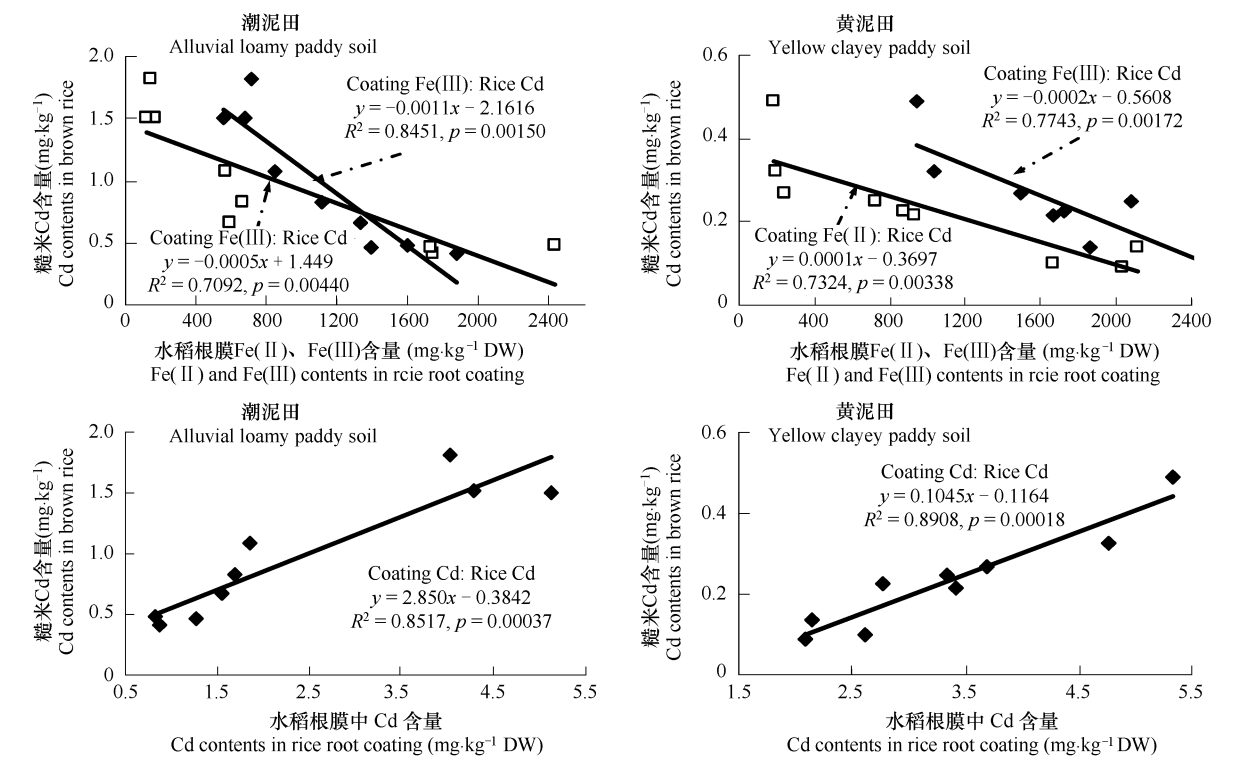


图5 不同水分管理下水稻糙米Cd与根膜Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ)和Cd含量的相关关系

Fig. 5 Relationship between Cd contents in brown rice and Fe (Ⅱ), Fe (Ⅲ) and Cd contents in root coating of rice grown in the two types of Cd polluted soils with different water managements

pH 均明显升高, 20d 后分别逐渐稳定在 6.97 和 6.32。根膜中 Cd 的积累机理可从以下两点得到解释: ①土壤有效铁含量及氧化还原电位较高的黄泥田, 其不同灌溉处理的根膜氧化铁量分别高于相应的潮泥田, 在两个土壤的相同处理之间根膜 Fe (Ⅱ) 没有显著差异的条件下, 根膜氧化铁的高吸附能力使得黄泥田中根膜对土壤 Cd 的吸附增加; ②与潮泥田相比, 黄泥田土壤有效硫低, 并且在淹水的还原条件下 Eh 较高而 pH 较低, 是导致 S<sup>2-</sup> 与 Cd<sup>2+</sup> 共沉淀作用小于潮泥田的主要原因。

镉在氧化条件下比在还原条件下更容易由无效态转化为水溶态和交换态, Gambrell<sup>[28]</sup>研究表明, 这种转化在酸性条件下尤为明显。当 pH 值为 4.5 时, 处于氧化条件下的植物镉含量是还原条件下的几十倍, 当 pH 值为 7.5 时, 处于两种状态下的植物镉含量几乎没有显著变化。Reddy<sup>[29]</sup>认为, 随着 Eh 值的增大, 土壤中水溶性镉含量、水稻吸收镉的总量及地上部镉量随之增加。也有研究表明, 生长在重金属污染土壤中的湿生植被, 可免遭重金属的毒害, 这是由于根际的重金属元素与根表的铁膜共沉淀或被铁膜吸附, 从而使镉等重金属的有效性降低<sup>[30, 31]</sup>。本研究结果表明, 随着土壤淹水程度的提高, 水稻根系、茎叶和糙米各部分的 Cd 含量均显著下降。然而, 究竟是还原条件使 Cd 转变为无效态, 还是还原环境刺激了根膜氧化铁的增加而阻挡 Cd 进入水稻体内?

一些研究表明, 水稻根表铁膜对介质中 Cd 的吸收及其在水稻体内的转移起重要作用。它既可以促进也可抑制水稻根系对 Cd 的吸收, 其作用程度取决于水稻根表铁膜的厚度<sup>[23, 24, 32]</sup>。当根表铁膜较薄时, 促进水稻对镉的吸收, 在铁膜数量达到 20825 Fe mg·kg<sup>-1</sup> 干根重时, 这种促进作用达到最大, 而后随着铁膜数量的继续增加, 反而抑制水稻根系对 Cd 的吸收<sup>[25]</sup>。本试验在 Cd 污染水稻土上通过长期淹水管理使根膜氧化铁 Fe (Ⅲ) 数量显著提高, 但远没达到这个临界值, 水稻根膜中的 Cd 含量与糙米 Cd 呈显著性正相关, 这一结果似乎与他人的相符。然而, 通过对不同水分管理下两个土壤之间的根膜 Cd 和糙米 Cd 的比较, 发现黄泥田的根膜 Cd 含量高于潮泥田的相应处理, 而糙米 Cd 含量则显著低于潮泥田的相应处理 (图 4), 说明根膜 Cd 含



量并不是影响糙米 Cd 的主要因素。

水稻植株体内积累的 Cd 存在显著性差异 ,黄泥田各灌溉处理的根系、秸秆和糙米 Cd 含量分别显著低于潮泥田的相应处理。从两个土壤全 Cd 和有效 Cd 的差异可以看出 ,土壤有效态 Cd 是导致水稻 Cd 吸收积累 Cd 的关键因素 ,但进一步从土壤中有效 Cd 差异的分析结果看 ,潮泥田的土壤有效 Cd 含量为黄泥田的 4.49 倍 ,潮泥田 3 个灌溉处理的糙米 Cd 含量是黄泥田相应处理的 3.74 ~4.47 倍 ,平均为 4.10 倍 ,与土壤 Cd 的比值相近 ,证明稻田实行不同的水分管理能显著影响土壤 Cd 的生物有效性 ,但与土壤有效 Cd 含量高低是分不开的。

可见 ,酸性稻田土壤实行长期淹水管理主要是通过降低土壤氧化还原电位 (Eh )来增加土壤中的还原态铁、锰等阳离子和 S<sup>2-</sup> 等阴离子 ,以及在淹水后逐渐升高的 pH 作用下 ,加剧了土壤中这些还原态阳离子与 Cd<sup>2+</sup> 的竞争吸附 ,和还原态阴离子与 Cd<sup>2+</sup> 的共沉淀作用 ,从而达到降低水稻糙米中 Cd 含量的目的。

References :

[1 ] Huang Y Z , Zhu Y G , Huang F T , *et al.* Effects of cadmium and iron and their interactions on plants growth : a review. *Ecology and Environment* , 2004 , 13 ( 3 ) : 406 — 409.

[2 ] Wang K R. Present situation of cadmium pollution in farmland and its curing and utilizing countermeasure in China. *Agro-Environmental Protection* , 1997 , 16 ( 6 ) : 274 — 278.

[3 ] Li J Q , Chen X Y , Tang Y J , *et al.* Environmental cadmium pollution and the effect on population health. *China Public Health* , 2001 , 17 ( 3 ) : 196 — 198.

[4 ] Gao L. Soil pollution and its prevention and cure. *Agro-environmental Protection* , 1992 , 11 ( 6 ) : 272 — 273.

[5 ] Huang D Y , Chen H P , Gong G T , *et al.* Research report on improvement and utilization of main type paddy soil polluted by cadmium in Hunan Province. *Research of Agricultural Modernization* , 2000 , 21 ( 6 ) : 364 — 370.

[6 ] Fang X , Tian D L , Xie R X. Soil physical and chemical properties of the wasteland in Xiangtan manganese mine. *Acta Ecologica Sinica* , 2006 , 26 ( 5 ) : 1494 — 1501.

[7 ] Badora A , Furrer G , Grunwald A , *et al.* Immobilization of zinc and cadmium in polluted soils by polynuclear Al13 and Al-montmorillonite. *Journal of Soil Contamination* , 1998 , 7 : 573 — 588.

[8 ] Garcia-Sanchez A , Alastuey A , Querol X. Heavy metal adsorption by different minerals : application to the remediation of polluted soils. *The Science of Total Environment* , 1999 , 242 : 179 — 188.

[9 ] Chen Z S , Lee G J , Liu J C. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. *Chemosphere* , 2000 , 41 : 235 — 242.

[10 ] Shuman L M , Dudka S , Das K. Cadmium forms and plant availability in compost-amended soil. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* , 2002 , 33 : 737 — 748.

[11 ] Mulligan C N , Yong R N , Gibbs B F. Heavy metal removal from sediments by bio-surfactants. *Journal of Hazardous Material* , 2001 , 85 : 111 — 125.

[12 ] Mulligan C N , Yong R N , Gibbs B F. An evaluation of technologies for heavy metal remediation of dredged sediments. *Journal of Hazardous Material* , 2001b , 85 : 145 — 163.

[13 ] An Z Z , Chen T B , Lei M , *et al.* Tolerance of *Pteris vittata* L. to Pb , Cu and Zn. *Acta Ecologica Sinica* , 2003 , 23 ( 12 ) : 2594 — 2598.

[14 ] Hong K J , Tokunaga S , Kajinchi T. Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils. *Chemosphere* , 2002 , 49 : 379 — 387.

[15 ] Zhou S G , Zhou L X , Wong G C. Removal of heavy metals from sewage sludge by bioleaching. *Acta Ecologica Sinica* , 2002 , 22 ( 1 ) : 125 — 13.

[16 ] Armstrong W. The oxidizing activity of roots in waterlogged soils. *Physiological Plant* , 1967 , 20 : 540 — 543.

[17 ] Tanaka A , Loc R , Navasero S A. Some mechanism in involed in the development of iron toxicity symptoms in the rice plant. *Soil Science and Plant Nutrition* , 1966 , 12 : 158 — 164.

[18 ] Iremonger S F , Kelly D L. The responses of four Irish wetland tree species to raised soil water levels. *New Phytology* , 1988 , 109 : 491 — 497.

[19 ] Otte M L. Heavy metal and arsenic in vegetation of salt marshes and floodplains. *Doctoral Thesis* , Vrije University , Amsterdam , The Netherlands , 1991. 36 — 45.

[20 ] Otte M L , Rozema J , Koster L , *et al.* Iron plaque on roots of *Aster tripolium* L. interaction with zinc uptake. *New Phytology* , 1989 , 111 : 309 — 317.

[21] Zhang X K ,Zhang F S ,Mao D Y. Effect of root iron plaque on zinc uptake by rice. Chinese Journal of Applied Ecology ,1996 ,7 :262 —266.

[22] Shi K ,Zhang F S ,Liu X J ,*et al.* Effects of different periods applied Fe<sup>2+</sup> and concentrations on Fe and Cd contents in iron plaque on rice root. Journal of Agro-Environment Science ,2004 ,23 (1) 6 —12.

[23] Lui W J ,Zhang X K ,Zhang F S. Effects of iron oxides and root exudates on cadmium uptake by rice. Acta Pedologica Sinica ,1999 ,36 (4) 463 —469.

[24] Liu M C ,Li H F ,Xia L J ,*et al.* Effect of Fe ,Mn coating formed on roots on uptake by rice varieties. Acta Ecologica Sinica ,2001 ,21 (4) 598 —602.

[25] Lu R K. Analysis methods of soil agricultural chemistry. Beijing :Chinese Agricultural Science Technology Press ,2000. 79 —84.

[26] Taylor G J ,Crowder A A. Use of DCB technique for extraction of hydrous iron oxides from roots of wetland plants. American Journal of Botany ,1983 ,70 :1254 —1257.

[27] Gao M R ,Zhu B ,Jiang M F. Distribution of zinc forms and its influence factors in calcareous purple soils. Chinese Journal of Applied Ecology ,1999 ,10 (4) 415 —418.

[28] Gambrell R P ,Patrick W H. Fe ,Cu ,Zn and Cd availability in a sludge amended soil under controlled pH and redox potential conditions. In :B Baryuref ,*et al* ed. ,Inorganic Contaminants in the Vadose Zone. Berlin :Springer Verlag ,1987 ,125 —141.

[29] Reddy C N. The effect of redox potential and pH on the uptake of cadmium and lead by rice plants. Journal of Environmental Quality ,1977 ,6 259 —262.

[30] Kuo S. Concurrent sorption of phosphate and zinc ,cadmium or calcium by a hydrous ferric oxide. Soil Science of American Progress ,1986 ,35 722 —725.

[31] Treeby M. Mobilization of iron and micronutrient cations from a calcareous soil by plant borne ,microbial and synthetic metal chelators. Plant and Soil ,1989 ,114 217 —226.

[32] Macfie S ,Crowder A A. Soil factors influencing ferric hydroxide plaque formation on roots of *Typha Latifolia*. Plant and Soil ,1987 ,92 :1770 —1840.

参考文献：

[1] 黄益宗,朱永官,黄凤堂,等. 镉和铁及其交互作用对植物生长的影响. 生态环境,2004 ,13 (3) :406 ~409.

[2] 王凯荣. 我国农田镉污染现状及其治理利用对策. 农业环境保护,1997 ,16 (6) 274 ~278.

[3] 李继强,陈锡永,唐意佳,等. 环境镉污染及其对人群健康影响的研究. 中国公共卫生,2001 ,17 (3) :196 ~198.

[4] 高 梁. 土壤污染及其防治措施. 农业环境保护,1992 ,11 (6) 272 ~273.

[5] 黄道友,陈惠萍,龚高堂,等. 湖南省主要类型水稻土镉污染改良利用研究. 农业现代化研究,2000 ,21 (6) 364 ~370.

[6] 方 晰,田大伦,谢荣秀. 湘潭锰矿矿渣废弃地植被修复前的土壤诊断. 生态学报,2006 ,26 (5) :1494 ~1501.

[13] 安志装,陈同斌,雷 梅,等. 蜈蚣草耐铅、铜、锌毒性和修复能力的研究. 生态学报,2003 ,23 (12) 2594 ~2598.

[16] 周顺桂,周立祥,黄焕忠. 生物淋滤技术在去除污泥中重金属的应用. 生态学报,2002 22 (1) :125 ~13.

[21] 张西科,张福锁,毛达如. 根表铁氧化物胶膜对水稻吸收锌的影响. 应用生态学报,1996 ,7 :262 ~266.

[22] 史 锟,张福锁,刘学军,等. 不同时期施铁对水稻根表铁胶膜中铁镉含量及根系含镉量的影响. 农业环境科学学报,2004 ,23 (1) 6 ~12.

[23] 刘文菊,张西科,张福锁. 根表铁氧化物和缺铁根分泌物对水稻吸收镉的影响. 土壤学报,1999 ,36 (4) 463 ~469.

[24] 刘敏超,李花粉,夏立江,等. 根表铁锰氧化物胶膜对不同品种水稻吸镉的影响. 生态学报,2001 ,21 (4) 598 ~602.

[25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科技出版社,2000. 79 ~84.

[27] 高美荣,朱波,蒋明富. 石灰性紫色土中锌的形态分布及其影响因素. 应用生态学报,1999 ,10 (4) :415 ~418.