

复合污染土壤中水稻根际元素特性及效应研究

邢轶兰^{1,2}, 杨俊兴², 郑国砥², 周小勇², 万小铭², 杨军², 徐沛祥²,
邸利¹, 刘志彦^{3*}, 陈桂珠⁴, 曹柳⁵, 卢一富⁵

(1 甘肃农业大学资源与环境学院, 甘肃兰州 730170; 2 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101;
3 华南师范大学生命科学学院, 广东广州 510631; 4 中山大学环境科学与工程学院, 广东广州 510275;
5 济源市环境科学研究所, 河南济源 459000)

摘要:【目的】以广东大宝山重金属复合污染农田为生长介质,通过研究水稻不同部位生长量、金属含量、对金属的富集系数,及其与根际、非根际土金属含量、形态变化的相关关系,探讨根际效应可能对水稻体内金属积累转运以及生物量的影响。【方法】选取了广东大宝山稻田重金属复合污染(As、Pb、Fe、Cu、Zn)土壤及当地常见的20个水稻品种进行根际袋试验,即将根际袋内的土视为根际土,根际袋外的土视为非根际土,将供试水稻品种种植于根际袋土壤中60天后收获,测定水稻各部位的生长量、不同金属的含量,根际土和非根际土中各金属有效态的含量。【结果】Fe、Cu、Pb、Zn、As在根部的富集系数均大于其在茎叶的富集系数,各金属在茎叶和根部的富集能力排序分别为Zn > Cu > As ≈ Pb ≈ Fe和Fe > Zn > As > Cu > Pb。根际土和非根际土中各种金属有效态含量均为Fe > Cu > Pb > Zn > As。研究还发现,有效态Fe、Cu和Zn浓度对整株干重的影响显著,作用强弱顺序为Cu > Zn > Fe,对水稻生长影响作用显著的三种有效态金属Fe、Cu和Zn均为植物生长所必需的元素。供试土壤中有有效态Cu浓度对水稻的生长所起的作用最强。根际土有效态Fe浓度对根系Fe的积累作用效果显著,有效态As浓度显著抑制了根系Fe的积累,且有效态As浓度的作用强于有效态Fe。【结论】根际土中有有效态Fe对株高、根干重、茎叶干重和整株干重均起着抑制作用,有效态Cu对水稻生长起到了促进作用。根际土有效态As和非根际土有效态Zn对根系Fe的积累起到了抑制作用,根际土有效态Fe和非根际土有效态Cu则起到了促进作用。非根际土有效态Fe和有效态Zn对水稻根长的增加均起到了促进作用。

关键词: 复合污染; 重金属; 水稻; 根际; 非根际

中图分类号: X53; S511 文献标识码: A 文章编号: 1008-505X(2016)03-0719-10

Characteristics and impacts of elements in rhizosphere in multiple heavy metals polluted rice paddy soil

XING Yi-lan^{1,2}, YANG Jun-xing², ZHEGN Guo-di², ZHOU Xiao-yong², WAN Xiao-ming², YANG Jun², XU Rui-xiang²,
DI Li¹, LIU Zhi-yan^{3*}, CHEN Gui-zhu⁴, CAO Liu⁵, LU Yi-fu⁵

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China;
2 Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources, Chinese Academy
of Sciences, Beijing, 100101, China; 3 School of Life Sciences, South China Normal University, Guangzhou 510631, China;
4 School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, China;
5 Jiyuan Environmental Science Research Institute, Jiyuan, Henan 459000, China)

Abstract: 【Objectives】 The concentrations of heavy metals in the paddy soils and rice seed exceeded remarkably the standard of soil and food quality of China in the Dabaoshan, Shaoguan city, Guangdong province. This influenced the health of local people and social security. The experimental objective was to investigate the biomass, metal accumulation in different parts of rice in the rhizosphere in paddy soils polluted by combined heavy metals.

收稿日期: 2015-05-06 接受日期: 2015-09-15

基金项目: 国家自然科学基金(41201312); 国家高技术研究计划项目(2014AA06A513, 2012AA06A202); 北京市科技计划项目(Z131100003113008)资助。

作者简介: 邢轶兰(1986—), 女, 甘肃天水人, 硕士研究生, 主要从事重金属污染农田修复方面研究。E-mail: 183971250@qq.com

* 通信作者 E-mail: liuzhiyan008@126.com

The correlations between metal concentrations, speciation and transformation could help understanding the potential influence of rhizosphere soil on accumulation, transformation of heavy metals and rice biomass. **【Methods】** A pot trial was conducted and 20 rice cultivars were grown in the polluted soils. The rhizosphere soils and non-rhizosphere soils were separated by rhizo-bag. The experimental rice cultivars were planted in the soils of rhizo-bag and harvested after 60 days. The root length, shoot height, metal contents in the different parts of rice, available metal contents in the rhizosphere and non-rhizosphere soils were measured. **【Results】** The accumulation factors of Fe, Cu, Pb, Zn and As were greater in roots than those in stems and leaves. The accumulation ability of heavy metals was in the order: Zn > Cu > As \approx Pb \approx Fe and Fe > Zn > As > Cu > Pb in shoots and roots of rice, respectively. The concentrations of available metals in the rhizosphere and non-rhizosphere were in the order: Fe > Cu > Pb > Zn > As. Available Fe, Cu and Zn concentrations restrained the dry weight of whole plant with the effect followed the order of Cu > Zn > Fe. These elements had the strongest influence on rice growth, due to the fact that they are the essential elements for plant, with the available Cu concentrations accelerated plant growth. The available As and Fe concentrations had great influence on Fe accumulation in rice roots where As concentrations restrained, while available Fe concentrations accelerated Fe accumulation. The effect was stronger at available As concentrations than of available Fe concentrations. **【Conclusions】** The available Fe concentrations had negative effects on the plant height, dry weight of shoot and root. The available Cu concentrations in rhizosphere soil had the remarkably positive effect on the rice growth. The available As concentrations in rhizosphere and the available Zn concentrations in non-rhizosphere had negative effects on the Fe accumulation in roots, while the available Fe concentrations in rhizosphere and the available Cu concentrations in non-rhizosphere had positive effect on Fe accumulation in rice root. In non-rhizosphere soil, the available Fe and Zn concentrations enhanced the root length.

Key words: combined pollution; heavy metal; rice; rhizosphere; non-rhizosphere

采矿冶炼所产生的大量酸性废水和尾矿中含有的砷、铅等金属元素一起进入地表,成为周边土壤的主要污染源^[1-3]。水稻种植在金属污染土壤或用受污染水源灌溉后会通过食物链危害人类健康^[4-5]。目前,我国广东大宝山周边稻田土壤和水稻籽粒金属超标严重,影响当地人民健康和生活安定^[6]。

水稻根际土壤的范围随水稻的生育时期、根系发育状况以及品种特性等有所不同,一般认为根际是紧靠根表面 1~4 mm 的土区。在淹水条件下,水稻根际土壤在物理、化学和生物特征上都不同于原土体,这可能是因为水稻具有可以将氧气自植株地上部分输送到根部,然后通过根系再扩散到周围土壤中的特殊功能所致^[7]。除此之外,水稻根际土壤由于根系分泌物较多,有利于微生物的生长,而根际微生物的生理代谢反过来又会影响根际土壤的变化^[8]。已有研究证实,水稻根际土壤与非根际土壤的氧化还原电位(Eh)、pH 值等显著不同^[9],而植物根际的 Eh 和 pH 直接影响到土壤重(类)金属的形态变化,从而影响到植物对金属的吸收。目前,重

(类)金属在土壤—水稻系统中的积累转运规律早已引起人们普遍的关注^[10-13],但在实际金属复合污染条件下,水稻根际金属含量、形态分布与水稻生长、金属吸收分布的关系方面的研究较为少见。本研究利用根际袋法,将水稻根际土壤分为根际土和非根际土^[14],以广东大宝山复合金属污染农田土壤为生长介质,通过研究水稻根际土金属含量、形态变化与水稻生长量及水稻不同部位金属含量的相关关系,探讨根际效应可能对水稻体内金属积累转运以及生物量的影响,为修复和合理利用复合污染土壤提供科学依据。

1 材料与amp;方法

1.1 试验材料

供试土壤取自广东韶关大宝山某矿区附近的污染水稻土(0—20 cm),其基本理化性质及金属含量如下:pH 4.65,全氮 4.65 g/kg,全磷 1.14 g/kg,全钾 44.3 g/kg,有效磷 11.95 mg/kg,速效钾 81.27 mg/kg,有机质 61.7 g/kg,阳离子交换量 16.41 cmol/kg,铁(Fe)、铜(Cu)、铅(Pb)、锌(Zn)、砷

(As) 含量分别为 41019.76 mg/kg、251.8 mg/kg、144.33 mg/kg、115.12 mg/kg、62.71 mg/kg。根据我国土壤环境质量标准(GB 15618-2008), 水稻田(pH ≤ 5.5)的 Cu、Pb、Zn、As 的环境质量二级标准(超过即为有污染)分别为 50 mg/kg、80 mg/kg、150 mg/kg、35 mg/kg^[15]。因此, Cu、Pb 和 As 均超过国家土壤环境质量二级标准, 尽管 Fe 通常不被认为是重金属, 但由于当地农田 Fe 含量高达 41079 mg/kg, 这不仅对其他金属元素的积累转运起着重要影响, 还可能在水稻体内积累, 对人体造成毒性, 因此本研究也将 Fe 与其它金属一并作为有毒金属进行研究。Zn 含量接近土壤环境质量二级标准, 且由于其活泼的化学特性, 本文也将其纳入研究范畴。由于 As 为类金属, 本文将其与其它重金属统称为金属。

为了更好的研究水稻根际金属形态变化, 选取了广东 20 个水稻品种: II 优 804、优优 998、五丰优 128、秋优 166、天优 116、两优培九、五丰优 2168、丰富占、美香占、黄丝占、华新占、矮华占、黄美占、黄华占、糯 H、广州糯、耘糯、糯 GW、杂优糯、糯 CY。

1.2 试验设计

采用直径 35 μm 尼龙网制成高 5 cm、直径 4 cm 的根际袋, 放入高 11 cm、底径 9 cm、口径 13 cm 的 PVC 盆。将水稻土风干, 磨碎, 过 2 mm 筛。为保证水稻生长养分充足, 土壤中施入 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 、 CaH_2PO_4 、 KNO_3 , 其 N、P、K 施入量分别为 150 mg/kg 土, 充分拌匀后, 将土装入根际袋内, 每袋 40 g, 视为根际土。根际袋外(盆内)装土 960 g, 视为非根际土。每盆共装土 1000 g。土壤装好后淹水, 高出土面约 2 cm, 平衡 2 周, 备用。

水稻种子用 30% 的双氧水浸泡杀菌 15 min, 用去离子水洗净后浸种, 然后直播于土壤中。每盆 3 株, 每个品种 3 个重复, 共计 60 盆, 在温室培育 60 d 后收获。试验期间温度为 18 ~ 28 $^{\circ}\text{C}$, 光照为自然光, 相对湿度为 65% ~ 85%。

1.3 测定项目与方法

水稻收获后测量水稻最长根长度和株高。将植物用超纯水洗净, 于 65 $^{\circ}\text{C}$ 烘箱中烘干至恒重, 将地上部和地下部分分开, 分别称量并记录其地上和地下部分干重。将烘干后的样品剪碎, 称量后放入消化管中, 加入 5 mL 浓硝酸(超级纯), 浸泡过夜; 将温度升至 80 $^{\circ}\text{C}$ 消解 1 h, 然后在 120 ~ 130 $^{\circ}\text{C}$ 消解 24 h; 冷却后用超纯水定容; 然后用原子荧光光度计(AFS-820, 北京吉天仪器有限公司)测定消解溶液中 As 的

浓度, 用 ICP-OES (Optima 2100, Perkin Elmer, USA) 测定水稻根部和地上部分金属 Fe、Cu、Pb、Zn 的含量。为了进行质量控制, 测试样品中包含空白和标准物质 GBW(0763)(地矿部物化探研究所)。

将根际袋内和袋外的土分开, 自然风干, 磨碎, 过 0.149 mm 的尼龙筛。用 0.1 mol/L 的 HCl 提取土样中的有效态金属, 土水比为 1:10^[16]。用原子荧光光度计测定消解溶液中 As 的浓度, 用 ICP-OES 测定样品中的有效态金属含量。

1.4 数据分析

应用 SAS 8.0 和 Microsoft Excel 进行有关数据计算和统计处理。

2 结果与分析

2.1 水稻不同部位生长量及金属元素含量

表 1 为水稻各品种的根长、株高和生物量。由表 1 可知, 各品种间根长生长量的差异不显著($P > 0.05$), 根长生长量范围为 1.9 ~ 4.8 cm。株高、根干重、茎叶干重及生物量各品种间差异均极显著($P < 0.01$)。株高最低的品种为杂优糯, 最高的品种为优优 998; 根干重最低的品种为黄华占和华新占, 均为 0.004 g, 根干重最高的为两优培九; 茎叶干重的范围为 0.014 ~ 0.039 g; 整株的生物量为 0.018 ~ 0.055 g; 其中茎叶干重和整株生物量最高的均为二优 804。

由表 2 可知, 其中 Fe 和 Zn 在茎叶的含量各品种间差异均极其显著; 茎叶 Fe 含量最高的是黄美占, 比茎叶 Fe 含量最低的优优 998 高出 3 倍; 茎叶 Zn 含量最高的五丰优 2168 比最低的二优 804 高 0.36 倍。茎叶 Cu、Pb 和 As 含量品种间差异均不显著; 茎叶 Cu 含量范围为 37.43 ~ 102.69 mg/kg, 茎叶 Pb 和 As 含量范围分别为 5.19 ~ 16.66 mg/kg 和 2.11 ~ 9.86 mg/kg。

Fe 和 As 在不同水稻品种根部含量差异均极其显著; 水稻根部 Fe 含量平均值高达 115488 mg/kg, 含量最高的是五丰优 2168, 最低的是糯 GW; 根部 As 含量最高的是杂优糯, 最低的是糯 GW, 平均值为 100.68 mg/kg。Cu、Pb 和 Zn 在不同水稻品种根部含量差异均不显著, 其中根部 Cu 含量范围为 149.82 ~ 409.03 mg/kg, 平均值为 259.21 mg/kg; Pb 含量范围为 39.33 ~ 82.79 mg/kg, 平均值为 61.42 mg/kg; 根部 Zn 含量最高的品种糯 H 比最低的两优培九高出 5 倍。

表 1 不同水稻品种的根长、株高和干重
Table 1 Root length, shoot height and dry weight of different rice cultivars

品种 Cultivar	根长 (cm) Root length	株高 (cm) Shoot height	根干重 (g) Root dry weight	茎叶干重 (g) Shoot-leaf dry weight	生物量 (g) Biomass
二优 804 Eryou804	4.8 ± 0.568	26.1 ± 0.511	0.016 ± 0.002	0.039 ± 0.001	0.055 ± 0.002
优优 998 Youyou998	4.9 ± 1.151	27.6 ± 0.536	0.012 ± 0.002	0.031 ± 0.002	0.044 ± 0.003
五丰优 128 Wufengyou128	3.6 ± 0.239	25.3 ± 0.290	0.012 ± 0.002	0.031 ± 0.001	0.044 ± 0.003
秋优 166 Qiuyou166	2.7 ± 0.147	23.8 ± 0.352	0.010 ± 0.000	0.021 ± 0.001	0.031 ± 0.001
天优 116 Tianyou116	3.7 ± 0.240	24.1 ± 0.457	0.011 ± 0.001	0.024 ± 0.002	0.035 ± 0.002
两优培九 Liangyoupeijiu	2.7 ± 0.108	24.1 ± 0.645	0.018 ± 0.004	0.022 ± 0.002	0.039 ± 0.005
五丰优 2168 Wufengyou2168	3.0 ± 0.450	24.2 ± 1.135	0.012 ± 0.002	0.022 ± 0.002	0.034 ± 0.001
丰富占 Fengfuzhan	3.2 ± 0.316	24.9 ± 1.736	0.011 ± 0.002	0.026 ± 0.002	0.037 ± 0.004
美香占 Meixiangzhan	3.5 ± 0.949	18.8 ± 0.693	0.009 ± 0.004	0.018 ± 0.002	0.027 ± 0.005
黄丝占 Huangsizhan	3.0 ± 0.363	20.4 ± 0.665	0.006 ± 0.001	0.017 ± 0.002	0.023 ± 0.002
华新占 Huaxinzhan	3.2 ± 0.753	19.4 ± 0.324	0.004 ± 0.001	0.014 ± 0.002	0.018 ± 0.001
矮华占 Aihuazhan	3.0 ± 0.247	19.8 ± 0.402	0.008 ± 0.002	0.019 ± 0.001	0.026 ± 0.002
黄美占 Huangmeiozhan	2.9 ± 0.266	19.7 ± 0.246	0.006 ± 0.001	0.018 ± 0.001	0.023 ± 0.000
黄华占 Huanghuazhan	2.7 ± 0.281	17.5 ± 1.255	0.004 ± 0.001	0.014 ± 0.001	0.018 ± 0.001
糯 H Nuo H	2.9 ± 0.829	16.4 ± 3.308	0.007 ± 0.002	0.017 ± 0.003	0.024 ± 0.003
广州糯 Guangzhounuo	1.9 ± 0.392	19.0 ± 0.572	0.009 ± 0.002	0.019 ± 0.002	0.028 ± 0.002
耘糯 Yunnuo	2.4 ± 0.229	19.8 ± 0.484	0.007 ± 0.002	0.020 ± 0.001	0.028 ± 0.002
糯 GW NuoGWH	2.2 ± 0.197	20.1 ± 0.616	0.008 ± 0.002	0.019 ± 0.001	0.026 ± 0.003
杂优糯 Zayounuo	3.3 ± 1.389	16.2 ± 1.554	0.009 ± 0.003	0.014 ± 0.002	0.023 ± 0.004
糯 CY Nuo CY	3.1 ± 0.208	19.7 ± 1.172	0.005 ± 0.000	0.018 ± 0.002	0.023 ± 0.003
<i>F</i> -value	1.64	11.57	2.93	17.74	11.94
<i>P</i> -value	0.076	<0.001	0.0009	<0.0001	<0.0001

注(Note): 表中数据为平均值 ± 标准误 ($n=3$) Values are means ± standard errors ($n=3$).

植物的富集系数可以较好的反映植物对重金属转运能力的指标。由表 3 可知, Fe 和 Zn 在不同水稻品种茎叶的富集系数差异均极其显著; Cu、Pb 和 As 的富集系数在不同水稻品种茎叶的富集系数差异均不显著; 不同金属在水稻茎叶的富集能力排序为 Zn > Cu > As ≈ Pb ≈ Fe, 五种金属在茎叶的富集系数均小于 1。Fe、Pb 和 As 在水稻根部的富集系数品种间差异均极显著, Cu 和 Zn 在水稻根部富集系数品种间差异均不显著; 水稻各品种根部的富集系数除 Pb 外, 其余金属在绝大多数品种根部的富集系数均大于 1, 排序为 Fe > Zn > As > Cu > Pb。各金属在水稻根部的富集系数均大于其在茎

叶的富集系数。

土壤中的有效态金属元素可以被植物直接吸收利用, 因此对植物的生长以及金属元素在植物体内的积累起着重要的作用。由表 4 可看出, 根际土和非根际土中只有有效态 Fe 各品种间差异极显著 ($P < 0.001$), 其余有效态金属在根际土与非根际土中含量品种间差异均不显著。根际土和非根际土中各有效态金属含量均为 Fe > Cu > Pb > Zn > As。供试水稻品种根际土和非根际土中有效态 Fe、Zn 含量差异不显著 ($P > 0.05$)。有效态 Cu 和 As 含量均为根际土 > 非根际土 ($P < 0.01$), 有效态 Pb 含量为根际土 < 非根际土 ($P < 0.01$)。

表 2 Fe、Cu、Pb、Zn、As 在各水稻品种茎叶和根部的含量 (mg/kg)

Table 2 Concentrations of Fe, Cu, Pb, Zn and As in shoots and roots

品种 Cultivar	Fe		Cu		Pb		Zn		As	
	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部
	Shoot	Root	Shoot	Root	Shoot	Root	Shoot	Root	Shoot	Root
二优 804 Eryou804	3004	83709	37.43	250.59	5.19	49.78	89.35	125.20	3.50	83.60
优优 998 Youyou998	1238	97285	49.20	223.94	5.71	63.11	98.96	164.15	3.00	93.86
五丰优 128 Wufengyou128	1704	120124	44.98	347.54	6.33	62.66	121.07	206.27	2.54	103.00
秋优 166 Qiuyou166	1768	113426	54.04	202.59	8.04	63.02	137.23	199.83	2.53	99.83
天优 116 Tianyou116	1782	103947	78.00	235.09	14.95	57.23	193.67	140.45	2.38	100.75
两优培九 Liangyoupeijiu	2256	112954	50.45	149.82	9.02	60.35	142.87	85.17	3.03	113.55
五丰优 2168 Wufengyou2168	1369	149379	65.46	304.41	13.38	68.72	244.48	247.03	6.74	87.41
丰富占 Fengfuzhan	2070	107551	46.76	207.17	6.876	51.51	135.28	194.45	2.11	91.07
美香占 Meixiangzhan	1467	114460	67.18	325.52	9.17	82.79	134.54	368.08	3.03	70.88
黄丝占 Huangsizhan	2186	123234	45.56	230.24	7.90	57.50	113.15	269.81	2.99	100.38
华新占 Huaxinzhan	3881	141036	46.67	272.51	8.92	71.77	177.05	331.76	7.47	141.77
矮华占 Aihuazhan	3155	123569	49.61	270.89	8.11	63.72	151.70	327.56	5.26	111.46
黄美占 Huangmeiozhan	5846	122746	56.03	204.02	9.59	63.44	140.47	178.41	6.76	100.53
黄华占 Huanghuazhan	2824	106257	61.98	322.47	10.80	61.97	240.57	324.50	5.26	99.64
糯 H Nuo H	5743	110046	55.66	409.03	14.59	62.80	202.43	518.38	9.86	93.36
广州糯 Guangzhounuo	2693	125102	58.78	206.86	10.06	55.24	139.36	342.98	3.63	104.50
耘糯 Yunnuo	3606	112606	53.97	193.67	9.06	60.88	115.38	240.46	5.56	96.64
糯 GW Nuo GW	2852	75586	55.33	196.29	11.54	39.33	157.97	179.14	7.01	48.06
杂优糯 Zayounuo	2374	146184	102.69	269.49	16.66	70.88	234.87	304.07	4.61	157.45
糯 CY Nuo CY	2376	126581	50.29	275.69	9.89	62.50	186.70	272.92	4.13	111.81
F-value	4.20	3.38	1.52	0.65	1.57	1.83	2.54	1.22	1.27	3.15
P-value	<0.0001	0.0006	0.129	0.842	0.114	0.053	0.007	0.292	0.256	0.001

表 3 Fe、Cu、Pb、Zn、As 在各水稻品种茎叶、根部的富集系数

Table 3 The accumulation coefficients of Fe, Cu, Pb, Zn and As in shoots and roots of different rice cultivars

品种 Cultivar	Fe		Cu		Pb		Zn		As	
	茎叶	根部								
	Shoot	Root								
二优 804 Eryou804	0.07	2.04	0.15	1.00	0.04	0.34	0.78	1.09	0.06	1.33
优优 998 Youyou998	0.03	2.37	0.20	0.89	0.04	0.44	0.86	1.43	0.05	1.50
五丰优 128 Wufengyou128	0.04	2.93	0.18	1.38	0.04	0.43	1.05	1.79	0.04	1.64
秋优 166 Qiuyou166	0.04	2.77	0.21	0.80	0.06	0.44	1.19	1.74	0.04	1.59
天优 116 Tianyou116	0.04	2.53	0.31	0.93	0.10	0.40	1.68	1.22	0.04	1.61
两优培九 Liangyoupeijiu	0.05	2.75	0.20	0.59	0.06	0.42	1.24	0.74	0.05	1.81
五丰优 2168 Wufengyou2168	0.03	3.64	0.26	1.21	0.09	0.48	2.12	2.15	0.11	1.39
丰富占 Fengfuzhan	0.05	2.62	0.19	0.82	0.05	0.36	1.18	1.69	0.03	1.45
美香占 Meixiangzhan	0.04	2.79	0.27	1.29	0.06	0.57	1.17	3.20	0.05	1.13
黄丝占 Huangsizhan	0.05	3.00	0.18	0.91	0.05	0.40	0.98	2.34	0.05	1.60
华新占 Huaxinzhan	0.09	3.44	0.19	1.08	0.06	0.50	1.54	2.88	0.12	2.26
矮华占 Aihuazhan	0.08	3.01	0.20	1.08	0.06	0.44	1.32	2.85	0.08	1.78

续表 3 Table 3 Continued

品种 Cultivar	Fe		Cu		Pb		Zn		As	
	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部	茎叶	根部
	Shoot	Root	Shoot	Root	Shoot	Root	Shoot	Root	Shoot	Root
黄美占 Huangmeiozhan	0.14	2.99	0.22	0.81	0.07	0.44	1.22	1.55	0.11	1.60
黄华占 Huanghuazhan	0.07	2.59	0.25	1.28	0.07	0.43	2.09	2.82	0.08	1.59
糯 H Nuo H	0.14	2.68	0.22	1.62	0.10	0.44	1.76	4.50	0.16	1.49
广州糯 Guangzhounuo	0.07	3.05	0.23	0.82	0.07	0.38	1.21	2.98	0.06	1.67
耘糯 Yunnuo	0.09	2.75	0.21	0.77	0.06	0.42	1.00	2.09	0.09	1.54
糯 GW Nuo GW	0.07	1.84	0.22	0.78	0.08	0.27	1.37	1.56	0.11	0.77
杂优糯 Zayounuo	0.06	3.56	0.41	1.07	0.12	0.49	2.04	2.64	0.07	2.51
糯 CY Nuo CY	0.06	3.09	0.20	1.09	0.07	0.43	1.62	2.37	0.07	1.78
<i>F</i> -value	4.20	3.39	1.47	0.65	1.55	1.86	2.53	1.22	1.32	3.15
<i>P</i> -value	<0.0001	0.0006	0.149	0.841	0.122	0.049	0.007	0.292	0.227	0.001

表 4 不同水稻品种根际土及非根际土中有效态 Fe、Cu、Pb、Zn、As 的含量 (mg/kg)

Table 4 The available Fe, Cu, Pb, Zn and As concentrations in the rhizosphere and non-rhizosphere soils of different rice cultivars

品种 Cultivar	Fe		Cu		Pb		Zn		As	
	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际	根际	非根际
	R	NR	R	NR	R	NR	R	NR	R	NR
二优 804 Eryou804	503.52	596.56	86.56	79.53	15.15	16.89	10.56	10.71	1.87	1.64
优优 998 Youyou998	514.49	603.01	84.17	77.69	14.81	17.09	9.35	9.16	1.95	1.72
五丰优 128 Wufengyou128	583.83	591.18	84.37	78.04	15.22	15.96	12.02	8.78	1.85	1.83
秋优 166 Qiyou166	564.14	661.96	85.75	75.88	16.20	17.29	9.92	8.13	1.90	1.78
天优 116 Tianyou116	541.45	592.72	84.98	78.90	15.30	17.25	9.93	9.37	1.90	1.61
两优培九 Liangyoupeijiu	560.92	586.90	87.23	76.27	16.46	16.34	10.23	8.82	1.94	1.57
五丰优 2168 Wufengyou2168	576.30	614.92	87.63	81.44	16.13	17.75	11.06	9.05	1.86	1.65
丰富占 Fengfuzhan	506.91	534.87	83.26	79.72	14.10	17.66	11.60	9.62	1.76	1.63
美香占 Meixiangzhan	549.10	611.83	84.54	78.12	15.67	15.90	9.04	9.28	1.80	1.74
黄丝占 Huangsizhan	622.01	533.32	86.65	79.98	15.51	18.27	9.97	9.38	2.05	1.53
华新占 Huaxinzhan	639.02	520.69	84.62	82.66	17.16	18.61	8.43	9.65	2.01	1.62
矮华占 Aihuazhan	595.13	537.26	83.72	78.33	15.33	18.04	9.23	9.38	1.91	1.67
黄美占 Huangmeiozhan	576.58	610.00	77.32	78.36	14.53	17.36	8.13	9.13	1.83	1.67
黄华占 Huanghuazhan	528.04	569.91	81.06	81.61	14.47	15.70	8.47	9.83	1.81	1.77
糯 H Nuo H	527.91	575.82	81.65	78.73	13.37	17.49	11.71	9.12	1.87	1.60
广州糯 Guangzhounuo	611.01	568.52	82.76	79.73	14.85	16.83	9.21	8.73	1.93	1.64
耘糯 Yunnuo	555.10	577.57	79.04	81.12	15.19	16.93	8.43	8.74	2.03	1.77
糯 GW Nuo GW	537.63	460.78	78.51	80.77	14.43	17.58	8.73	10.12	1.91	1.65
杂优糯 Zayounuo	606.32	533.99	79.41	79.45	16.32	16.77	8.74	8.72	1.95	1.89
糯 CY Nuo CY	602.69	556.35	82.27	81.74	15.22	17.38	8.62	9.23	1.92	1.74
<i>F</i> -value	89.41	83.49	1.01	0.99	1.00	1.00	1.11	1.00	1.00	1.00
<i>P</i> -value	<0.0001	<0.001	0.470	0.488	0.480	0.477	0.485	0.483	0.481	0.482

注 (Note): R—Rhizosphere; NR—Non-rhizosphere.

2.2 根际土与非根际土中金属含量与水稻生长和金属积累的回归分析

通过作水稻生长指标或各器官某一金属含量与土壤中多种金属含量的逐步回归分析, 可以得出各元素对水稻生长的影响及对某器官中某单一金属元素的影响状况^[17]。表 5 为根际土和非根际土有效态金属与水稻生长及各部位金属含量的回归分析方程 $[Y = \text{Intercept} + a(\text{Fe}) + b(\text{Cu}) + c(\text{Pb}) + d(\text{Zn}) + e(\text{As})]$ 。由表 5 可知, 对于株高、根干重、茎叶

干重和整株干重, 根际土壤有效态 Fe 均起着抑制作用, 有效态 Cu 则起到了促进作用, 有效态 Zn 对整株干重起到了促进作用; 有效态 Fe 对根部 Fe 的积累起到了促进作用, 而有效态 As 则起到了抑制作用。非根际土壤有效态 Fe 和 Zn 对水稻根长影响显著, 二者对水稻根长的生长均起到了促进作用; 非根际土有效态 Cu 和 Zn 对水稻根部 Fe 的积累影响显著, 其中 Cu 对水稻根部 Fe 的积累起到了促进作用, 而有效态 Zn 则起到了抑制作用。

表 5 根际、非根际土壤中有效态金属含量与水稻生长指标及各部位金属含量的逐步回归分析
 $[Y = \text{Intercept} + a(\text{Fe}) + b(\text{Cu}) + c(\text{Pb}) + d(\text{Zn}) + e(\text{As})]$

Table 5 The stepwise regression equations of available metal concentrations in the rhizosphere and non-rhizosphere and rice growth and metal concentrations in different parts of rice

Y	截距 Intercept	a	b	c	d	e	P
根际土 Rhizosphere soil							
株高 Shoot height	-13.7958	-0.0360	0.66637				0.0002
根干重 Root dry weight	-0.02568	-0.00004	0.00007				0.003
茎叶干重 Stem and leaves dry weight	-0.0040	-0.000009	0.0009				0.004
整株干重 Dry weight per plant	0.0089	-0.0002	0.0046		0.0038		
根部铁浓度 Fe concentrations of root	1142	432.784				-73546	0.0001
非根际土 Non-rhizosphere soil							
根长 Root length	-9.482	0.0094			0.78334		0.020
根部铁浓度 Fe concentrations of root	-103628		5649.2152		-24780		0.019

3 讨论

3.1 金属在水稻体内的迁移转运

本研究结果显示, As、Fe、Cu、Pb、Zn 在植物茎叶及根部含量的高低并不完全一致, 即根部对某种元素吸收积累较多, 茎叶对其的积累量并不一定高。这说明不同金属在植物体内的迁移能力有所不同。众多研究表明, 根部起着吸收金属元素的重要作用, 由于根中的细胞壁上存在有大量的交换位点, 可以将金属离子固定于此。因此大多数的重金属进入水稻体内后, 大部分被积累固定于根部, 很少向地上部迁移^[18]。因此本研究中除 Zn 外, 其余金属多半被固定于根部, 只有少部分在地上部积累。Fe 元素地上部分的积累量所占植物积累总量百分比很少(6%)。由于 Fe 元素在土壤中本底值很高, 其根系对 Fe 的吸收积累能力很强, 尽管 Fe 元素在水稻茎叶的积累量所占植株积累 Fe 总量的比例较小, 但并不影响 Fe 在茎叶中的积累总量。因此, Fe 元素在根系和茎叶的含量均远远大于其它金属元素。

富集系数是指作物某一部位的元素含量与土壤中相应元素含量之比, 反映了植物对重金属富集程度的高低或富集能力的强弱, 说明重金属在植物体内的富集情况, 在一定程度上反映了土壤-植物系统元素迁移的难易程度^[17]。Fe、Cu、Pb、Zn、As 在根部的富集系数均大于其在茎叶的富集系数, 表明这些金属元素由土壤迁移至根系比由根系迁移至地上部分更容易。此结果与许多学者的研究结果具有一致性^[19-20]。如陈慧茹等^[19]通过研究发现, 在水稻地上部 Cd、Cr、Pb 富集系数都小于地下部富集系数。林华等^[20]研究了复合污染 Cu、Cr、Ni 和 Cd 在水稻植株中的富集特征, 结果表明重金属在水稻植株各部位中吸收富集系数的大小依次为: Cd > Cu > Ni > Cr, 根部重金属吸收富集系数是地上各部位的吸收富集系数的 2~100 倍, 因此重金属大部分停留在根部, 少量向地上部分迁移。本文中五种金属在茎叶和根部的富集系数由高到低排序分别为 Zn > Cu > As ≈ Pb ≈ Fe, Fe > Zn > As > Cu > Pb。说明 Zn 由土壤向根系及由根部向地上部的迁移能

力在五种金属中都是最强的,Fe 由土壤向根系的转运能力最强。As、Fe 和 Pb 在茎叶的富集能力相当,但 Pb 在根系的富集系数是五种金属中最小的,说明 Pb 由土壤向根系的迁移能力是五种金属中最弱的,这主要是由于土壤中 Pb 主要以化学吸附态为主,Pb 与土壤中的 CO_3^{2-} 、 SO_4^{2-} 离子形成溶解度较小的 PbCO_3 、 $\text{Pb}(\text{SO}_4)_2$ 和 PbSO_4 ,因此 Pb 在土壤中较难移动^[21-22]。Pb 从根系向地上部迁移能力也较弱,Pb 被水稻根系吸收后大部分被固定下来,只有少部分被转运至地上部分,这也与 Pb 是惰性元素不容易迁移有关^[19]。本研究中 Pb 在根部的积累量为植株积累总量的 70% 左右,最高的两优培九为 83.45%。王新等^[22]通过对 Cd、Pb 复合污染的土壤-水稻系统生态效应的研究发现,Pb 被水稻吸收后,约 81%~85% 积累于根部,与本文结果相似。

3.2 水稻根际与非根际金属元素对水稻生长的影响及其交互作用

本研究水稻根际土中的有效态金属对水稻的生长及金属在水稻体内积累量的影响作用强于非根际土中的有效态金属(表 5),由此可见,水稻根际和非根际的不同金属形态的差异较大对水稻生物量和金属在水稻体内分布的影响也较大,说明水稻根际活动已经影响水稻对金属的吸收和分布,进而影响到水稻生长发育。表 5 显示根际土中的有效态 Cu、Zn 和 As 含量均高于非根际土,其中 Cu 和 As 根际土与非根际土含量差异显著($P < 0.01$),这些结果可能与金属本身的活性有关,Cu 和 Zn 是植物生长必需元素,本身活性较强,另外由于根际效应使得 Cu 和 Zn 在根际土中有效态含量较非根际土中高;As 与磷(P)是同族元素,具有与 P 相似的化学性质^[23],较易被活化成为有效态,这可能是导致其在根际土中含量显著高于非根际土的主要原因。根际土中有效态 Fe($P > 0.05$)和 Pb($P < 0.01$)含量低于非根际土,这可能是由于 Fe 的土壤本底值较高,足以对植物造成较深的毒害作用,Pb 本身即是植物毒性元素,植物可能会对这两种元素产生避害作用,减弱对根际土中 Fe 和 Pb 的活化作用,从而使得根际土有效态 Fe 和 Pb 含量低于非根际土。

逐步回归分析结果表明,根际土中有效态 Fe 和 Cu 对株高、根干重和茎叶干重的作用效果显著,有效态 Cu 的作用要强于有效态 Fe。有效态 Fe、Cu 和 Zn 对整株干重积累的作用显著,作用强弱顺序为:Cu > Zn > Fe。由此可见,对于水稻生长影响作用显著的 3 种有效态金属 Fe、Cu 和 Zn 均为植物

生长所必需的元素。根际土有效态 Fe 和 As 对根系 Fe 的积累作用效果显著,有效态 As 显著抑制了根系 Fe 的积累,有效态 Fe 则显著促进了根系 Fe 的积累,且有效态 As 的作用强于有效态 Fe。非根际土中对植物的生长(根长)及金属的积累(根部 Fe 含量)作用效果显著的仍为 Fe、Cu 和 Zn,这与根际具有相似性,表明在大宝山复合污染土壤中,Fe、Cu、Zn 和 As 对水稻的生长和金属在其体内的积累作用效果显著,值得引起重视。

本研究中,由于供试土壤中 Fe 含量较高,水稻对 Fe 的吸收积累能力又很强,根际土中的有效态 Fe 对水稻的生长起到了很强的抑制作用,有效态 Cu 和 Zn 对水稻的生长反而起到了促进作用,这可能与其在土壤中含量不高有关。如王永强等^[24]研究 Pb、Cd 复合污染对水稻生长及产量的影响发现,Pb、Cd 低浓度胁迫能够促进水稻生长,高浓度胁迫抑制水稻的株高。李惠英等^[3]的研究也表明,土壤中 Cd、Pb、Cu、Zn 在低浓度时都对小麦、水稻等作物的生长有促进作用,但超过一定浓度就会抑制作物生长,降低产量。谢正苗和黄昌勇^[16]在研究 Pb、Zn、As 复合污染对水稻生长的影响时发现,当土壤中水溶态 Pb 大于 40 mg/kg 的情况下,Zn 和 As 的存在明显抑制水稻生长。然而水稻体内过量的 Pb、Zn、As 可与蛋白质中 -SH 等功能团结合,使其变性失活,从而阻碍水稻的光合作用等新陈代谢活动,使水稻的干物质重量减少^[25]。本研究中土壤 Zn 本底值为 115 mg/kg,对水稻的生长也起到了一定的促进作用,这与周启星和高拯民^[26]研究认为的土壤中 Zn 浓度在 200 mg/kg 以下时,随着 Zn 含量的增加水稻的生物量呈增加趋势具有一致性。

本研究结果表明,水稻根际土中有效态 Fe 可以促进根系对 Fe 的积累,而 As 则抑制根系对 Fe 的积累。因此,本研究条件下,根际土中有效态 Fe 与有效态 As 表现为拮抗作用。有关复合污染对植物产生的影响具有不同的研究结论。如李锋民等^[27]通过研究 Cu、Fe、Pb 对铜草幼苗生长的影响发现,较低浓度(5 $\mu\text{mol/L}$)的 Cu、Fe、Pb 之间基本表现为拮抗作用,使得铜草的耐性指数有所升高。文晓慧等^[28]的研究表明,Cd 和 Zn 复合胁迫对水稻植株金属含量的影响具有一定的交互作用,但品种间存在差异。陈京都等^[29]认为 Cd 和 Pb 同时存在时,Pb 可以夺取 Cd 在土壤中的吸附点^[30-31],提高土壤中 Cd 的有效性,使其更易被水稻所吸收,因此 Pb 对 Cd 的吸收和积累具有促进作用。因此,金属复合污

染土壤,尤其是2种及以上金属污染条件下,各金属之间的交互作用较为复杂,这与水稻品种,复合污染金属的污染特性、程度以及土壤的理化性质、土壤微生物等因素都有密切关系,其交互作用机理仍待进一步深入研究。

4 结论

1) Fe、Cu、Pb、Zn、As 在根部的富集系数均大于其在茎叶的富集系数,表明金属元素由土壤迁移至根系比由根系迁移至地上部分更为容易。

2) 与非根际土有效态金属相比,根际土壤的有效态金属对水稻生长及其在植株体含量的影响更大,对水稻生长影响作用显著的三种有效态金属 Fe、Cu 和 Zn 均为植物生长所必需的元素。

3) 供试土壤的有效态 Fe、Cu 和 Zn 浓度对水稻幼苗整株干重积累的作用显著,作用强弱顺序为 Cu > Zn > Fe,供试土壤中有效态 Cu 对水稻的生长所起的作用最强。根际土有效态 Fe 和 As 对根系 Fe 的积累影响明显,有效态 As 显著抑制了根系 Fe 的积累,有效态 Fe 则显著促进了其在根系的积累,且有效态 As 的作用强于有效态 Fe。

参 考 文 献:

[1] 徐卓. 土壤中镉铜复合污染对水稻生长效应的影响[J]. 农村生态环境, 1993, (3): 48-64.
Xu Z. Effect of heavy metal mixture pollution on rice growth[J]. Rural Eco-Environment, 1993, (3): 48-64.

[2] 蔡美芳, 党志, 文震, 等. 矿区周围土壤中重金属危害性评估研究[J]. 生态环境, 2004, 13(1): 6-8.
Cai M F, Dang Z, Wen Z, et al. Risk assessment of heavy metals contamination of soils around mining area [J]. Ecology and Environment, 2004, 13(1): 6-8.

[3] 李惠英, 陈素英, 王豁. 土壤中镉、铅、铜、锌复合污染生态效应研究[J]. 生态农业研究, 1993, 1(3): 69-73.
Li H Y, Chen S Y, Wang H. A study on the ecological effects of joint pollution of Cd, Pb, Cu, Zn in soil [J]. Eco-Agriculture Research, 1993, 1(3): 69-73.

[4] Abedin M J, Feldmann J, Meharg A A. Uptake kinetics of arsenic species in rice plants[J]. Plant Physiology, 2002, 128(3): 1120-1128.

[5] 刘春阳, 张宇峰, 滕洁. 土壤中重金属污染的研究进展[J]. 污染防治技术, 2006, 19(4): 42-45, 64.
Liu C Y, Zhang Y F, Teng J. Advances on pollution soils by heavy metal[J]. Pollution Control Technology, 2006, 19(4): 42-45, 64.

[6] Zhuang P, Zou B, Li N Y, et al. Heavy metal contamination in soils and food crops around Dabaoshan Mine in Guangdong, China: implication for human health [J]. Environmental

Geochemistry and Health[J]. 2009, 31, 707-715.

[7] 刘芷宇. 土壤-根系微区养分环境的概况[J]. 土壤学进展, 1980, (3): 1-11.
Liu Z Y. Study on nutrition of root and rhizosphere[J]. Advance in Soil Science, 1980, (3): 1-11.

[8] 李庆逵. 中国水稻土[M]. 北京: 科学出版社, 1992. 413.
Li Q K. Chinese paddy soil [M]. Beijing: Science Press, 1992. 413.

[9] 刘志彦. 砷与复合金属污染胁迫对水稻(*Oryza sativa* L.)生长的影响及其积累转运机理的研究[D]. 广州: 中山大学博士学位论文, 2008.
Liu Z Y. Influence of As and combined heavy metals on the growth of rice (*Oryza sativa* L.) and the mechanisms of metals accumulation and translocation by rice [D]. Guangzhou: PhD Dissertation, Sun Yat-sen University, 2008.

[10] Rahman M A, Hasegawa H, Rahman M M, et al. Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) varieties of Bangladesh: a glass house study[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2007, 185(1): 53-61.

[11] 刘文菊, 胡莹, 毕淑芹, 等. 苗期水稻吸收和转运砷的基因型差异研究[J]. 中国农学通报, 2006, 22(6): 356-360.
Liu W J, Hu Y, Bi S Q, et al. Study of genotypic differences on arsenic uptake and translocation in rice seedlings [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2006, 22(6): 356-360.

[12] Sahrawat K L. Iron toxicity in wetland rice and the role of other nutrients[J]. Journal of Plant Nutrition, 2004, 27(8): 1471-1504.

[13] Tsutsumi M. Intensification of arsenic toxicity to paddy rice by hydrogen sulphide and ferrous iron I. Induction of bronzing and iron accumulation in rice by arsenic[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1980, 26: 561-569.

[14] Chen Z, Zhu Y G, Liu W J, et al. Direct evidence showing the effect of root surface iron plaque on arsenite and arsenate uptake into rice (*Oryza sativa*) roots [J]. New Phytologist, 2005, 165(1): 91-97.

[15] GB 15618-2008. 土壤环境质量标准[S].
GB 15618-2008. Environmental quality standards for soils[S].

[16] 谢正苗, 黄昌勇. 铅锌砷复合污染对水稻生长的影响[J]. 生态学报, 1994, 14(2): 215-217.
Xie Z M, Huang C Y. Effects of combined pollution of lead, zinc and arsenic on rice growth [J]. Acta Ecologica Sinica, 1994, 14(2): 215-217.

[17] 唐立娟, 赵明宪, 庄国臣. 铜的单元及复合污染中水稻对 Cu 吸收积累规律的研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(4): 503-504.
Tang L J, Zhao M X, Zhuang G C. Accumulation of Cu as single and complex pollutants in rice [J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2003, 22(4): 503-504.

[18] 马成仓, 洪法水. Hg 浸种对玉米种子萌发过程中几种酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 1997, 8(1): 110-112.
Ma C C, Hong F S. Effect of seed soaking with Hg on enzyme activities of maize seed during its germination [J]. Chinese

- Journal of Applied Ecology, 1997, 8(1): 110-112.
- [19] 陈慧茹, 董亚玲, 王琦, 等. 重金属污染土壤中 Cd、Cr、Pb 元素向水稻的迁移累积研究[J]. 中国农学通报, 2015, 31(12): 236-241.
- Chen H R, Dong Y L, Wang Q, *et al.* Distribution and transportation of Cd, Cr, Pb in rice with contamination in soil [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2015, 31(12): 236-241.
- [20] 林华, 张学洪, 梁延鹏, 等. 复合污染下 Cu、Cr、Ni 和 Cd 在水稻植株中的富集特征[J]. 生态环境学报, 2014, 23(12): 1991-1995.
- Lin H, Zhang X H, Liang Y P, *et al.* Enrichment of heavy metals in rice under combined pollution of Cu, Cr, Ni and Cd [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(12): 1991-1995.
- [21] 史瑞和, 鲍士旦, 秦怀英, 等. 土壤农化分析(第2版)[M]. 北京: 农业出版社. 1994. 213-215.
- Shi R H, Bao S D, Qin H Y, *et al.* Soil agricultural chemical analysis (2nd Edition) [M]. Beijing: Agricultural Publishing House, 1994. 213-215.
- [22] 王新, 梁仁禄, 周启星. Cd-Pb 复合污染在土壤-水稻系统中生态效应的研究[J]. 农村生态环境, 2001, 17(2): 41-44.
- Wang X, Liang R L, Zhou Q X. Ecological effect of Cd-Pb combined pollution on soil-rice system [J]. Rural Eco-Environment, 2001, 17(2): 41-44.
- [23] Meharg A A, Macnair M R. Suppression of the high affinity phosphate uptake system: a mechanism of arsenate tolerance in *Holcus lanatus* L [J]. Journal of Experimental Botany, 1992, 43(249): 519-524.
- [24] 王永强, 肖立中, 李诗殷, 等. 铅镉复合污染对水稻生长及产量的影响[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(23): 12653-12655.
- Wang Y Q, Xiao L Z, Li S Y, *et al.* Effects of combined pollution of Pb and Cd on growth and yield of rice [J]. Journal of Anhui Agricultural Science, 2010, 38(23): 12653-12655.
- [25] Lepp N W. Effect of heavy metal pollution on plants [M]. London: Applied Science Publishers. 1981: 352.
- [26] 周启星, 高拯民. 土壤-水稻系统 Cd-Zn 的复合污染及其衡量指标的研究[J]. 土壤学报, 1995, 32(4): 430-436.
- Zhou Q X, Gao Z M. Combined pollution and its indexes of Cd and Zn in soil-rice systems [J]. Acta Pedologica Sinica, 1995, 32(4): 430-436.
- [27] 李锋民, 熊治廷, 王狄, 等. 铜铁铅单一及复合污染对铜草幼苗生长的影响[J]. 农业环境保护, 2001, 20(2): 71-73, 77.
- Li F M, Xiong Z T, Wang D, *et al.* Effects of copper, iron and lead as single or synergist pollutants on growth of seedlings of *Elsholtzia splendens* Nakai ex F. Maekawa [J]. Agro-Environmental Protection, 2001, 20(2): 71-73, 77.
- [28] 文晓慧, 蔡昆争, 葛少彬, 等. 硅对镉和锌复合胁迫下水稻幼苗生长及重金属吸收的影响[J]. 华北农学报, 2011, 26(5): 153-158.
- Wen X H, Cai K Z, Ge S B, *et al.* Effects of silicon on plant growth and heavy metal adsorption in rice seedlings under Cd and Zn stress [J]. Acta Agriculture Boreali-Sinica, 2011, 26(5): 153-158.
- [29] 陈京都, 刘萌, 顾海燕, 等. 不同土壤质地条件下麦秸、铅对镉在水稻-土壤系统中迁移的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(7): 1295-1299.
- Chen J D, Liu M, Gu H Y, *et al.* Effects of wheat straw and lead on cadmium remove in rice-soil systems in different texture soils [J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2011, 30(7): 1295-1299.
- [30] 杨崇洁. 几种金属元素进入土壤后的迁移转化规律及吸附机理的研究[J]. 环境科学, 1989, 10(3): 2-8.
- Yang C J. Transport and transformation of some heavy metals in soil and research of their adsorption mechanism [J]. Environmental Science, 1989, 10(3): 2-8.
- [31] 余国营, 吴燕玉. 土壤环境重金属元素的相互作用及其对吸附特性的影响[J]. 环境化学, 1997, 16(2): 30-36.
- Yu G Y, Wu Y Y. Effect of heavy metals joint action on their characteristic of sorption and desorption in brown soil [J]. Environmental Chemistry, 1997, 16(2): 30-36.