

彭云霄, 彭炜东, 余江, 等. 大田与盆栽条件下重金属镉赋存形态差异[J]. 江苏农业学报, 2019, 35(6): 1368-1373.
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2019.06.014

大田与盆栽条件下重金属镉赋存形态差异

彭云霄^{1,2}, 彭炜东^{1,2}, 余江^{1,2}, 邓思维^{1,2}, 贺玉龙^{1,2}, 常家华^{1,2}, 谢世前^{1,2}
(1. 四川大学建筑与环境学院, 四川 成都 610065; 2. 四川大学新能源与低碳技术研究院, 四川 成都 610065)

摘要: 为探究大田和盆栽 2 种植条件下重金属镉赋存形态的差异性, 选取成都平原具有代表性的 3 种水稻种植区(青白江、邛崃和崇州), 结合野外定点与盆栽培育试验, 比较 2 种植条件下土壤重金属镉的赋存形态及其含量变化。结果显示, 水稻成熟期大田土壤中镉各形态比例为: 水溶态、交换态及碳酸盐结合态(F1) 16.86%、铁锰氧化物结合态(F2) 22.04%、有机物及硫化物结合态(F3) 3.12%、残渣态(F4) 57.98%, 盆栽土壤中镉各形态比例为: F1 17.25%、F2 19.78%、F3 3.40%、F4 59.57%, 均表现为 F4>F2>F1>F3, 且盆栽试验土壤中残渣态 Cd 所占比例在 3 个试验土壤中均有所增加; 盆栽种植水稻各部位对镉的富集量和富集系数均高于大田水稻。该研究结果验证了盆栽试验的可行性, 并且揭示了水稻根部的生长发育情况是盆栽试验和大田试验结果差异的关键性因素。

关键词: 镉; 赋存形态; 大田; 盆栽; 土壤

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2019)06-1368-06

Differences of heavy metal cadmium fractions in field-pot planting

PENG Yun-xiao^{1,2}, PENG Wei-dong^{1,2}, YU Jiang^{1,2}, DENG Si-wei^{1,2}, HE Yu-long^{1,2},
CHANG Jia-hua^{1,2}, XIE Shi-qian^{1,2}

(1. College of Architecture and Environment, Sichuan University, Chengdu 610065, China; 2. Institute of New Energy and Low Carbon Technology, Sichuan University, Chengdu 610065, China)

Abstract: In order to explore the differences of heavy metal cadmium (Cd) fractions between the field and potted cultivation conditions, three representative rice planting areas (Qingbaijiang, Qionglai and Chongzhou) in Chengdu Plain were selected in this study. The occurrence forms and content of heavy metal cadmium in soil were compared under the conditions of field site-specific cultivation and indoor pot cultivation. The speciation ratios of cadmium in soil at maturity stage of rice under two cultivation conditions were analyzed. The results showed the the water soluble, exchangeable and carbonate-bound fractions (F1), Fe-Mn oxide-bound fractions (F2), organic-sulfide matter-bound fractions (F3), residual fraction Cd (F4) accounted for 16.86%, 22.04%, 3.12%, 57.98% under field cultivation condition, and accounted for 17.25%, 19.78%, 3.40%, 59.57% under potted cultivation condition, both expressed as F4>F2>F1>F3. In addition, the proportion of residual fraction Cd (F4) in potted soils was increased in all three research areas, and the enrichment and enrichment coefficient of cadmium in all parts of rice were higher than those in field plants. The results of this study verified the feasibility of pot experiment, and revealed that the growth state of rice roots was the key factor leading to the differences between pot experiment and field experiment.

Key words: cadmium; fraction; field; potted plant; soil

收稿日期: 2019-03-21

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1802605); 四川省科技
重点攻关项目(2017GZ0383、2017SZ0181)

作者简介: 彭云霄(1994-), 女, 江苏徐州人, 硕士研究生, 从事土壤
污染治理与修复技术研究。(E-mail) 549836945@qq.com

通讯作者: 余江, (E-mail) yujianggz@163.com

镉(Cd)被国际癌症研究机构等确证为人类第一
级致癌物, 由于稻田土壤 Cd 污染严重以及水稻对 Cd
的高吸收能力导致稻米中 Cd 含量容易超标, 人体长

期摄入镉会导致骨质疏松、脆化、腰痛、脊柱畸形等^[1-5]。2005年4月至2013年12月全国土壤污染状况调查结果显示,16%的采样点土壤被重金属和类金属污染,其中西南、中南地区土壤重金属超标较大^[6]。因此,摸清土壤中镉污染成因、赋存形态、迁移转化规律已十分必要。

水稻对镉的吸收富集量并非取决于土壤中镉的总量而是有效量。土壤镉污染对农作物生长的危害不仅与土壤性质、农艺措施及总镉含量有关,还取决于其在土壤中的赋存形态。不同镉形态决定了镉在水稻中的迁移率和生物利用率,因此,对重金属污染土壤的治理与修复,首先要明确重金属在土壤中的赋存形态^[7-10]。目前国内外已经开展了关于土壤重金属赋存形态的研究,如喻华等^[10]研究了成都平原镉污染区冲积性水稻土耕作层土壤镉形态,周国华等^[11]研究了北京市东南郊土壤Cd赋存形态及其变化,翟琨^[12]研究了湖北恩施土壤中镉的赋存形态及生物有效性,金焰等^[13]通过动态淋溶实验研究了外源可溶性重金属镉在土壤中的迁移及形态变化。由于盆栽试验可以很好地模拟植物生长环境,条件易于控制,往往能够得到较好的数据和现象,因此研究者多采用盆栽试验。大田试验的不可控因素较多,

受自然条件限制,生态系统复杂,其试验结果与盆栽试验存在一定的差异,然而关于2种植条件的差异性研究较少。因此本研究选取成都平原具有代表性的青白江、邛崃和崇州3个水稻种植区,分别在大田和盆栽试验条件下种植水稻,比较2种试验条件下土壤理化性质、重金属镉的赋存形态及其含量变化,探讨其与水稻吸收富集的关系,分析盆栽和大田试验差异的原因,为完善今后土壤污染治理盆栽试验条件提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 材料

以成都平原典型水稻种植区域为载体,选取青白江(A1、A2、A3)、邛崃(B1、B2、B3)、崇州(C1、C2、C3)3个区域共9块典型Cd污染水稻种植地进行试验。同时在3个区域9个地块采集90~100 kg水稻土,每个地块至少在15个点采集土壤样品并混合均匀,采样深度为0~20 cm,土壤样品风干,磨细,过2 mm筛,用于盆栽试验。青白江大田试验区水稻种植品种为川优6203,邛崃大田试验区水稻种植品种为富优21,崇州大田试验区水稻种植品种为瑞优425。盆栽试验种植水稻品种同大田试验区。土壤理化性质见表1。

表1 试验地土壤基本理化性质

Table 1 Soil physicochemical properties in the experimental fields

地区	地块	pH	电导率(EC) ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	有机质(OM) (g/kg)	全氮(TN) (mg/kg)	总磷(TP) (mg/kg)	黏粒 (%)	粉粒 (%)	砂粒 (%)	镉(Cd) (mg/kg)
青白江	A1	5.21	305.33	30.05	1 412.3	95.75	43.78	29.40	26.82	0.537
	A2	5.96	186.87	33.51	1 508.7	51.74	27.12	19.72	53.16	0.960
	A3	5.63	284.33	23.29	1 928.5	101.39	29.48	30.23	40.28	0.867
邛崃	B1	4.32	105.50	32.69	2 092.6	41.46	41.59	20.39	38.01	0.777
	B2	6.94	251.33	31.50	1 846.3	108.98	20.76	13.56	65.67	0.869
	B3	4.79	106.27	25.85	1 578.9	98.36	32.73	9.04	58.22	0.918
崇州	C1	4.20	469.33	29.65	2 035.0	124.07	24.51	10.24	65.26	1.166
	C2	4.08	333.00	28.92	2 033.0	101.20	24.81	11.89	63.29	0.859
	C3	6.26	248.67	26.49	1 974.3	166.96	16.12	10.11	73.77	1.639

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计 分别称取5.0 kg风干土壤置于已编号的塑料盆中,水稻于2017年5月22日由大田移栽至塑料盆,株距和行距均为10 cm。试验期间未发生影响产量的病虫害,水稻于8月30日收获。盆栽试验水稻品种、水分管理、施肥措施、种植密度和生长时间均与大田试验保持一致。

1.2.2 采样与预处理 青白江和邛崃试验地块无明显污染源,采用梅花点法进行采样;崇州试验地块为遗留铅蓄电池厂周边,采用对角线法进行采样。分别在水稻种植前和成熟期采集9个田间地块根际土壤样品及成熟期水稻样品,采用四分法处理成熟期盆栽根际土壤样品和成熟期盆栽水稻样品。将土壤样品风干并粉碎,过10目筛,分析土壤pH和电导率

(EC);过 100 目筛,分析土壤 Cd 和有机质(OM)含量。将植物样品分成根、茎、叶和糙米,用自来水彻底清洗去除土壤,用蒸馏水清洗 3 次,在 80 ℃ 的烘箱中干燥至恒质量,粉碎过 60 目筛,待测。

1.3 测试指标与方法

土壤理化性质测定^[14]:在含水悬浮液中测量土壤 pH 和电导率(EC)(土壤与水比例分别为 1:2.5 和 1:5.0,质量体积比),土壤有机质(OM)含量采用 $K_2Cr_2O_7$ 容量法测定,机械组成采用比重计法测定,土壤中全氮和总磷含量分别采用凯式定氮仪和钼锑抗比色法测定。土壤中镉赋存形态采用欧共体(现欧盟)标准物质局(European Community Bureau of Reference,BCR)顺序提取法^[15-16],分为水溶态、交换态及碳酸盐结合态(可交换态 F1)、铁锰氧化物结合态(可还原态 F2)、有机物及硫化物结合态(可氧化态 F3)和残渣态(F4)4 种形态。植物样品经 HF-HClO₄-HNO₃ 混合酸消解,采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测量。

利用生物富集系数(BCF)作为生物有效性的评价指标,描述 Cd 在水稻不同组织中的积累状况。生

物富集系数计算公式: $BCF = C_{crop}/C_{soil}$, 式中 C_{soil} (mg/kg) 代表研究地块土壤中 Cd 的总量, C_{crop} (mg/kg) 代表水稻根、茎、叶及籽实中 Cd 的含量^[17]。

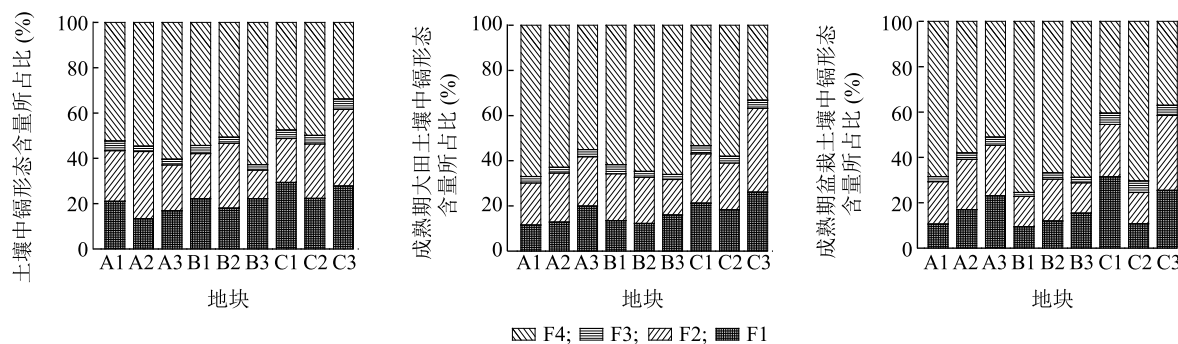
1.4 数据分析

试验数据使用 Excel2016 软件进行处理, Origin8.0 软件作图, SPSS19.0 软件对数据进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 水稻成熟期土壤中镉形态分布

采用 BCR 序列提取法分析土壤 Cd 赋存形态, 种植前 3 个地区 9 个地块 Cd 赋存形态如图 1 所示。从图 1 可看出, 青白江和邛崃研究地块中非残渣态 Cd 含量低于残渣态 Cd, 而崇州地块中则表现为非残渣态 Cd 含量大于残渣态 Cd。相关研究报道显示, 重金属 Cd 在污灌区农业土壤中以交换态和碳酸盐结合态为主, 而在非污灌区则以残渣态为主^[18]。因此崇州地块土壤中交换态 Cd 含量较高, 可能存在相当高的 Cd 外部输入。



A1、A2、A3 表示青白江试验地块; B1、B2、B3 表示邛崃试验地块; C1、C2、C3 表示崇州试验地块。F1: 水溶态、交换态及碳酸盐结合态(可交换态); F2: 铁锰氧化物结合态(可还原态); F3: 有机物及硫化物结合态(可氧化态); F4: 残渣态。

图 1 种植前、成熟期大田和盆栽水稻土壤中镉赋存形态所占比例

Fig.1 Proportion of cadmium speciation in the field and potted rice soil at maturity and before planting

水稻成熟期土壤中 Cd 水溶态和交换态及碳酸盐结合态(F1)、铁锰氧化物结合态(F2)、有机物及硫化物结合态(F3)和残渣态(F4)在盆栽及大田土壤中的分布均表现为残渣态>铁锰氧化物结合态>水溶态和交换态及碳酸盐结合态>有机物及硫化物结合态。相对于大田土壤, 盆栽种植土壤中残渣态(F4)Cd 所占比例在 3 个研究区域中均有所增加, 水溶态和交换态及碳酸盐结合态(F1)、铁锰氧化物结合态(F2)、有机物及硫化物结合态(F3)所占比例降低。

2.2 水稻 Cd 吸收与土壤中 Cd 形态的相关性

对水稻不同部位 Cd 吸收量与土壤中 Cd 形态分布进行相关分析, 结果(表 2)显示水稻 Cd 含量与土壤 Cd 形态总体上呈正相关, 其中大田水稻糙米、盆栽水稻根中 Cd 含量与水溶态和交换态及碳酸盐结合态(F1)分别呈极显著正相关和显著正相关, 表明土壤中 F1 态 Cd 含量越高, 作物中镉含量越高。试验结果同时显示水稻 Cd 含量与有机物及硫化物结合态 Cd 含量也具有较强的相关性, 表明有机结

合态重金属也具有较高的生物有效性。

土壤重金属以不同的形态存在,而重金属形态又具有不同的迁移性和生物有效性。土壤水溶态、交换态及碳酸盐结合态镉作为有效态镉被认为是最容易被植物吸收的组分,是具有潜在生物有效性的形态^[19]。铁锰结合态镉可以在还原性环境中释放而被生物吸收,又被称作生物潜在可利用态。有机结合态相对稳定,可在较强的氧化条件下被生物吸收利用,在水稻的整个生长过程中,水稻田大部分时

间处于淹水状态,然而在成熟期落干晒田使水稻田处于氧化状态,从而提高了有机结合态重金属对水稻的生物有效性,这解释了表2中大田糙米Cd含量与F1和F3态Cd含量的显著正相关关系。而残渣态是存在于矿物晶体结构中的组分,不易释放到环境中,被认为是最稳定的形态^[20-22]。因此水稻对Cd的吸收不仅受土壤Cd形态的影响,还与旱作、节水晒田等栽培管理方式和水稻品种、土壤条件等有关^[23]。

表2 水稻Cd含量与土壤中Cd形态的相关性

Table 2 Correlation between cadmium content in rice and proportion of cadmium in soil

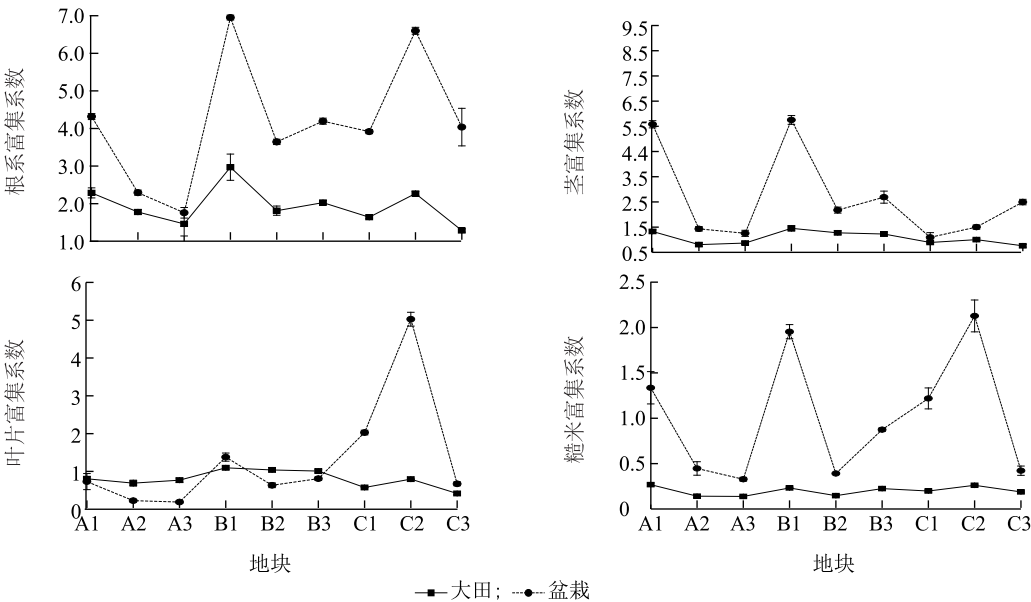
Cd 形态	大田				盆栽			
	根 Cd 含量	茎 Cd 含量	叶 Cd 含量	糙米 Cd 含量	根 Cd 含量	茎 Cd 含量	叶 Cd 含量	糙米 Cd 含量
水溶态、交换态及碳酸盐结合态(F1)	0.542	0.664	0.038	0.903 **	0.722 *	0.300	0.281	0.206
铁锰氧化物结合态(F2)	0.345	0.440	-0.059	0.615	0.491	0.262	0.021	-0.183
有机物及硫化物结合态(F3)	0.500	0.563	-0.118	0.878 **	0.730 *	0.402	0.253	0.159
残渣态(F4)	0.347	0.434	0.459	0.389	0.177	-0.223	-0.020	-0.138

*:在 0.05 水平(双侧)上显著相关;** :在 0.01 水平(双侧)上极显著相关。

2.3 成熟期 Cd 在水稻各部位的富集系数

青白江、邛崃和崇州 3 个区域 9 个研究地块盆栽和大田试验中水稻根、茎、叶和糙米中 Cd 富集系数的变化(图 2)显示,整体看水稻根、茎、叶和糙米中 Cd 富集系数均表现为盆栽>大田。表 3 显示土壤中 Cd 含量与大田和盆栽水稻各部位 Cd 吸收量

及其总量整体上呈正相关,而崇州地块水稻根部、叶片和糙米的富集系数均明显大于其他地块,这与崇州地块土壤具有较高的交换态 Cd 含量有关,也表明重金属在水稻各部位的累积程度与种植土壤中重金属污染程度呈正相关。



A1、A2、A3、B1、B2、B3、C1、C2、C3 见图 1 注。

图 2 成熟期盆栽与大田水稻各部位 Cd 富集系数

Fig.2 Enrichment coefficient of cadmium in different parts of potted and field rice at maturity stage

Cd 在土壤-植物系统中的迁移转化是由多种因素共同决定的,而水稻糙米中 Cd 含量主要由根系的吸收及向地上部转运能力决定的^[24]。水稻根系是重金属元素进入植物体的门户,是 Cd 的主要积累器官,其形态和生理活性等都会影响对重金属元素的吸收^[25]。由于土量、生长空间等与大田试验不

同,导致盆栽水稻根系较为发达。此外,大田及盆栽 2 种试验条件下,水稻根系长度(最大长度)及根鲜质量与水稻总镉及各部分(根、叶、糙米)镉含量总体呈正相关,说明水稻根系发育情况是影响水稻中镉富集量的主要因素。

表 3 水稻 Cd 含量与水稻根系生长状况及土壤中 Cd 含量的相关性

Table 3 Correlation between cadmium content in rice and root growth status and cadmium content in soil

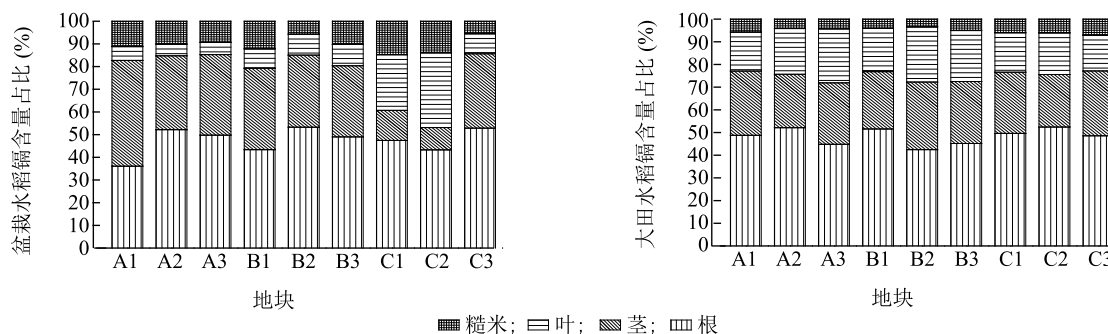
项目	大田					盆栽				
	根 Cd 含量	茎 Cd 含量	叶 Cd 含量	糙米 Cd 含量	总 Cd 含量	根 Cd 含量	茎 Cd 含量	叶 Cd 含量	糙米 Cd 含量	总 Cd 含量
土壤中 Cd 含量	0.488	0.606	0.123	0.775 *	-0.079	0.580	0.180	0.122	-0.037	0.777 *
大田根系长度	0.339	0.184	0.023	0.522	0.173	/	/	/	/	/
大田根质量	0.821 **	0.831 **	0.485	0.729 *	0.403	/	/	/	/	/
盆栽根系长度	/	/	/	/	/	0.486	-0.282	0.643	0.236	0.583
盆栽根质量	/	/	/	/	/	0.616	-0.249	0.830 **	0.514	0.495

*: 在 0.05 水平(双侧)上显著相关; **: 在 0.01 水平(双侧)上极显著相关。

2.4 成熟期水稻各部位的 Cd 分布

从图 3 可以看出,盆栽和大田试验中青白江和崇州地块水稻根系和茎叶中 Cd 含量均显著大于邛崃地块,而糙米中 Cd 含量差异较小,这表明青白江和崇州两地水稻品种具有更强耐受 Cd 污染的能力,但也存在着可将更多的 Cd 转运到糙米中的风险。Cd 在由水稻根系向地上部转运的过程中,由于 Cd 转移强度以及地上部向籽粒的输送速率不同,水稻不同组织器

官对重金属的累积也存在差异^[26]。莫争等^[27]提出,重金属在水稻植株内的分布规律一般是在新陈代谢旺盛器官的累积量大于营养贮藏器官中的累积量,重金属在水稻不同器官中的含量顺序是:根部>茎部>糙米>叶部。而蔡秋玲等^[28]、赵步洪等^[29]对不同水稻品种各个器官 Cd 富集能力的分析结果表明,水稻植株总体对 Cd 的富集能力顺序均为根系>茎>叶>糙米,这与本试验结论基本一致。



A1、A2、A3、B1、B2、B3、C1、C2、C3 见图 1 注。

图 3 盆栽和大田中水稻各部位 Cd 的分布

Fig.3 Distribution of cadmium in different parts of rice in pot and field experiments

不同的水稻栽培状态,改变了土壤环境状况,可能促使水稻对某些元素的吸收,影响了水稻内部的养分输送,而水稻各部位的转运能力和富集能力是造成稻米 Cd 含量差异的主要原因。Nocito 等^[30]研究结果表明,根对进入植物体中的 Cd 富集能力在

49%至 79%之间,潜在移动的 Cd 离子约为总 Cd 的 24%。图 3 显示,根系的生物量虽然小但 Cd 含量大,故其累积整个水稻植株 46.01%~50.20%的 Cd,对 Cd 的截留作用最强,与 Nocito 等人的研究结果相似;其次为水稻茎叶中累积的 Cd,累积率为

40.75%~49.44%。总体来说,各区域大田试验与盆栽试验中 Cd 在水稻各部位的分布差异较小。

3 结 论

水稻成熟期,大田和盆栽试验土壤中镉的形态分布情况均为残渣态>铁锰氧化物结合态>水溶态、交换态及碳酸盐结合态>有机物及硫化物结合态;相对于大田土壤,盆栽土壤中残渣态 Cd 占比增加,有效态 Cd 占比降低,残渣态含量增加。盆栽水稻植物中镉富集总量及各个部位富集系数较大田高,水稻籽实中 Cd 的含量较高。盆栽水稻根部 Cd 含量与土壤中 F1、F3 态 Cd 含量呈显著正相关,而大田水稻糙米 Cd 含量与土壤中 F1、F3 态 Cd 含量呈极显著正相关,因此导致盆栽试验和大田试验差异的关键为水稻根部的生长发育情况。盆栽试验与大田试验中土壤重金属镉的赋存形态及其含量变化差异较小,进一步验证了盆栽试验的可取性,也为今后修复治理研究中盆栽试验的参数优化提供数据依据。

参考文献:

- [1] 刘 杰. 镉的毒性和毒理学研究进展[J]. 中华劳动卫生职业病杂志, 1998, 16(1): 2-4.
- [2] 张晶莹, 韩春姬. 牛磺酸拮抗氯化镉致肝细胞氧化损伤的保护作用[J]. 中国卫生工程学报, 2011, 10(5): 361-363.
- [3] WAALKES M P. Cadmium carcinogenesis in review[J]. Journal of Inorganic Biochemistry, 2000, 79(1-4): 241-244.
- [4] 唐云舒, 刘 杰, 卜永辉, 等. 6 个适合广西种植的水稻品种对镉的累积差异[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(4): 52-55.
- [5] 朱凤鸣, 邹学贤, 刘 芳. 昆明西郊镉污染对人体健康的影响[J]. 中国卫生检验杂志, 2002, 12(5): 602-603.
- [6] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014, 36(5): 10-11.
- [7] 肖振林, 王 果, 黄瑞卿, 等. 酸性土壤中有效态镉提取方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 795-800.
- [8] DU P, XUE N, LI L, et al. Distribution of Cd, Pb, Zn and Cu and their chemical speciations in soils from a peri-smelter area in northeast China[J]. Environmental Geology, 2008, 55(1): 205-213.
- [9] KOT A, NAMIESNIK J. The role of speciation in analytical chemistry[J]. Trends in Analytical Chemistry, 2000, 19(2): 69-79.
- [10] 喻 华, 秦鱼生, 陈 琨, 等. 水稻土镉形态分布特征及其生物效应研究[J]. 西南农业学报, 2017, 30(2): 452-457.
- [11] 周国华, 黄怀曾, 何红菱, 等. 北京市东南郊自然土壤和模拟污染影响下 Cd 赋存形态及其变化[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 25-27.
- [12] 翟 琨. 土壤中镉的赋存形态及生物有效性研究[J]. 东北农业科学, 2015, 40(2): 49-52.
- [13] 金 焰, 陈 锋, 李立忠, 等. 重金属镉在土壤中的迁移及形态分布研究[J]. 环境科学与技术, 2011(S2): 447-450.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] CHAKRABORTY P, RAGHUNADH BABU P V, VUDAMALA K, et al. Mercury speciation in coastal sediments from the central east coast of India by modified BCR method[J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 81(1): 282-288.
- [16] 林承奇, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 九龙江表层沉积物重金属赋存形态及生态风险[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 1002-1009.
- [17] 方如康. 环境学词典[M]. 北京: 科学出版社, 2003.
- [18] 谢文娟. 50 种稻米重金属富集现状的研究[D]. 长沙: 中南大学, 2014.
- [19] 秦鱼生, 詹绍军, 喻 华, 等. 镉在不同质地水稻土剖面中的分布特征及与作物吸收的关系[J]. 光谱学与光谱分析, 2013, 33(2): 476-480.
- [20] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, 51(7): 844-851.
- [21] WONG S C, LI X D, ZHANG G, et al. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China[J]. Environmental Pollution, 2002, 119(1): 33.
- [22] 王昌全, 代天飞, 李 冰, 等. 稻麦轮作下水稻土重金属形态特征及其生物有效性[J]. 生态学报, 2006, 27(3): 889-897.
- [23] 胡 坤, 喻 华, 冯文强, 等. 不同水分管理方式下 3 种中微量元素肥料对水稻生长和吸收镉的影响[J]. 西南农业学报, 2010, 23(3): 772-776.
- [24] 杨 菲, 唐明凤, 朱玉兴. 水稻对镉的吸收和转运的分子机理[J]. 杂交水稻, 2015, 30(3): 2-8.
- [25] 肖美秀, 林文雄, 陈祥旭, 等. 镉在水稻体内的分配规律与水稻镉耐性的关系[J]. 中国农学通报, 2006, 22(2): 379-379.
- [26] 龙小林, 向珣朝, 徐艳芳, 等. 镉胁迫下籼稻和粳稻对镉的吸收、转移和分配研究[J]. 中国水稻科学, 2014, 28(2): 177-184.
- [27] 莫 争, 王春霞, 陈 琴, 等. 重金属 Cu, Pb, Zn, Cr, Cd 在水稻植株中的富集和分布[J]. 环境化学, 2002, 21(2): 110-116.
- [28] 蔡秋玲, 林大松, 王 果, 等. 不同类型水稻镉富集与转运能力的差异分析[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(6): 1028-1033.
- [29] 赵步洪, 张洪熙, 奚岭林, 等. 杂交水稻不同器官镉浓度与累积量[J]. 中国水稻科学, 2006, 20(3): 306-312.
- [30] NOCITO F F, LANCILLI C, DENDENA B, et al. Cadmium retention in rice roots is influenced by cadmium availability, chelation and translocation[J]. Plant Cell & Environment, 2011, 34(6): 994-1008.

(责任编辑: 张震林)