

东莞 Cd 轻度污染土壤种植水稻安全风险评估

倪卫东, 朱凤榕, 冯先翠, 焦洪鹏, 江海燕* (广东省地质实验测试中心, 广东广州 510080)

摘要 [目的]更好地了解东莞重金属污染农田种植粮食的安全风险。[方法]选择在东莞典型的工业聚集区附近的一处轻度 Cd 污染农田, 种植珠江三角洲地区常种的水稻品种天优 390, 试验区面积共 0.33 hm², 对产出的糙米进行重金属含量安全风险评估。[结果]试验区土壤 Cd 全量为 0.46~0.71 mg/kg, pH 为 6.65~7.33, Cd 有效态含量为 0.12~0.24 mg/kg, 且 Cd 有效态含量占全量的 23.1%~33.8%。在试验区的 5 个田块中, 只有 1 个田块的水稻糙米 Cd 含量(0.13 mg/kg) 低于《食品安全国家标准》(GB 2762—2017) 的限量值(0.2 mg/kg); 其他 4 个田块中水稻糙米 Cd 含量达到 0.21~0.30 mg/kg, 超过了食品安全国家标准限量值, 超标率达到了 80%。[结论]在东莞 pH 偏中性的 Cd 轻度污染土壤中种植水稻存在很高的安全风险, 不适合直接种植水稻, 需结合土壤重金属修复技术才能实现安全利用。

关键词 Cd 轻度污染土壤; 水稻; 安全风险评估

中图分类号 X 825 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2022)10-0041-05

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2022.10.011



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Safety Risk Assessment of Rice Planting on Cd Slightly Polluted Soil in Dongguan

NI Wei-dong, ZHU Huang-rong, FENG Xian-cui et al (Guangdong Province Research Center for Geoanalysis, Guangzhou, Guangdong 510080)

Abstract [Objective] To better understand the safety risks of planting food on farmland contaminated by heavy metals in Dongguan. [Method] Choose a neutral, mildly Cd-polluted farmland near a typical industrial cluster in Dongguan to plant Tianyou 390, a rice variety commonly grown in the Pearl River Delta. The test area was 0.33 hm², and the safety risk assessment of the heavy metal content of the produced brown rice was carried out. [Result] The total amount of Cd in the soil in the test area was 0.46–0.71 mg/kg, the pH was 6.65–7.33, the content of Cd available state was 0.12–0.24 mg/kg, and the content of Cd available state accounted for 23.1%–33.8% of the total amount. Among the 5 plots in the experimental area, only one plot had rice brown rice Cd content (0.13 mg/kg) lower than the limit value (0.2 mg/kg) of the National Food Safety Standard (GB 2762–2017); the Cd content of rice brown rice in the other four fields reached 0.21–0.30 mg/kg, exceeding the limit value of the national food safety standard, and the exceeding rate reached 80%. [Conclusion] Planting rice in the mildly polluted Cd soil with neutral pH in Dongguan poses a high safety risk. It is not suitable for direct planting of rice, and it needs to be combined with soil heavy metal remediation technology to achieve safe use.

Key words Cd slightly polluted soil; Rice; Safety risk assessment

由于重金属不易被土壤微生物降解, 在土壤中不断积累, 且可被植物富集, 危害环境和人体健康^[1], 因此土壤重金属污染问题已引起高度重视^[2-3]。东莞市乡镇工业数量多、密度大、行业覆盖面广, 是一个国际性加工制造业基地, 号称“世界工厂”, 由此而造成的环境污染十分严重, 特别是电子、造纸、电镀等行业工业废水的排放, 造成工业区周边镉、铅等重金属污染严重。据调查, 东莞市土壤整体受到了轻度的重金属污染, 以西北部污染较为严重, 东北部污染最轻。万凯等^[4]通过对东莞农田土壤重金属污染调查分析发现, 东莞农田土壤整体质量情况不容乐观, 超过半数土壤受不同程度重金属污染, 镉污染情况较为严重, 汞污染次之。吴鹏举等^[5]对东莞市 6 个镇区 46 个菜地土壤重金属进行了调查, 结果发现, Zn、Cu、Cd 和 Pb 检测值大都超过广东省背景值, 而 Cd 污染最重, 67.14% 的菜地综合污染已经超过了警戒水平。Cd 是农田土壤重金属中主要的污染物质, 在所有重金属中 Cd 是对人类健康威胁最大的有害元素之一^[6], 因此 Cd 在土壤—植物(作物)—食品—人中的迁移是环境 Cd 污染及其人类健康风险研究的重点和热点问题之一。不同种类的作

物对土壤中 Cd 的吸收及其在可食部分的积累存在较大差异, 水稻被认为是 Cd 吸收最强的大宗谷类作物^[7]。有研究表明, 土壤—品种交互作用可以使常规水稻对 Cd 的吸收积累达到严重安全风险程度^[8], 而杂交稻、超级稻具有更高的 Cd 累积风险^[9]。同时土壤 pH 变化对稻米 Cd 吸收有显著影响, 刘佳凤等^[10]研究表明, 稻米 Cd 含量受 pH 及土壤 Cd 含量的影响, pH 升高, 稻米 Cd 含量下降; 土壤 Cd 含量升高, 稻米 Cd 含量随之升高。

稻米作为我国居民的主要粮食作物之一, 全国有 65% 以上的人口以稻米为主食, Cd 在南方稻区土壤—水稻系统中的迁移与我国人群健康关系密切。水稻是珠三角地区最主要的粮食作物, 东莞作为重要的鱼米之乡, 重金属 Cd 在土壤—水稻系统中的迁移会影响水稻的安全, 威胁到人类健康。因此, 该研究针对东莞偏中性轻度 Cd 污染土壤, 种植珠江三角洲地区常种水稻品种天优 390, 对产出的糙米进行安全风险评估, 为后续重金属 Cd 污染土壤修复及安全利用工作提供指导作用。

1 材料与方法

1.1 供试材料 水稻品种天优 390 购于广东省农业科学院。该研究试验区具体位置为东莞沙田镇西太隆村, 面积共 0.33 hm², 由 5 块独立的农田组成。土壤基本理化性质见表 1。

1.2 样品的采集与处理

1.2.1 土壤样品。 试验区每块农田采用网格法进行布点, 每块农田布点 20 个, 采集表层(0~20 cm)土壤, 共计采样 100

基金项目 广东省财政地勘事业发展经费项目(2016206); 国土资源部公益性行业科研专项(201511082); 广东省省级环境保护专项项目(粤环[2014]126号)。

作者简介 倪卫东(1969—), 男, 江苏靖江人, 高级工程师, 从事地质环境科学研究。* 通信作者, 高级工程师, 博士, 从事生态环境治理与修复研究。

收稿日期 2021-08-13

个。采集的土壤样品自然风干,去除样品中的杂质,研磨后 分别过 20 目、60 目、100 目尼龙筛,装袋备用。

表 1 供试土壤基本理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of tested soil

项目 Item	pH	有机质含量 Organic matter g/kg	阳离子交 换量 CEC cmol/kg	速效钾 Avail-K mg/kg	有效磷 Avail-P mg/kg	碱解氮 Avail-N mg/kg
最大值 Maximum value	7.33	30.1	28.30	304	226	124
最小值 Minimum value	6.65	19.7	5.92	90	87	79
中值 Mid-value	6.88	27.4	10.50	124	128	101
平均值 Mean value	6.91	26.5	12.10	163	142	102

1.2.2 水稻样品。对应每个土壤采样点采集水稻样品。稻谷晒干后脱壳,将糙米、谷壳分别用搅拌机粉碎;水稻茎叶用自来水洗净,再用蒸馏水漂洗 3 遍,晾干表面水分,切碎烘干后用搅拌机粉碎,贮存于封口袋中待测。

1.3 样品的分析测试

1.3.1 土壤样品中指标的测定。土壤样品的测定主要参考《土壤农化分析》^[11]。采用 HF、HCl、HNO₃ 和 HClO₄ 体积比为 10:4:4:2 的混合酸于 250 ℃ 进行消解待测土壤,以 Rh 作为内标,采用 NexION 300X 型电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测定 Cd、Pb、Zn、Cu、Cr、Ni 含量;采用二乙三胺五乙酸(DTPA)浸提法测定土壤重金属有效态 Cd、Pb、Zn、Cu、Cr、Ni 含量,仪器为 ICP-MS;采用玻璃电极法测定土壤 pH,仪器为 Sartorius PB-10 型 pH 计;采用氯化钡法测定阳离子交换量,所用仪器为 Optima 8000 型电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES);采用重铬酸钾-外加热法测定有机质浓度;采用碱解扩散法测定碱解氮浓度;采用 0.05 mol/L HCl-

0.025 mol/L H₂SO₄ 浸提法测定有效磷浓度,仪器为 Spectrumbiol S22PC 可见分光光度计;采用醋酸铵浸提法测定速效钾浓度,仪器为 Optima 8000 型 ICP-OES。

1.3.2 植物样重金属含量测定。样品经过微波消解后,采用 NexION 300X 型 ICP-MS 测定。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量 根据《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值(基本项),对于水旱轮作地,采用其中较严格的风险筛选值^[12]。该农用地属于水旱轮作地,农田土壤 pH 平均值为 6.93,因而 Cd、Zn、Pb、Cu、Cr、Ni 对应选择筛选值分别为 0.3、250、120、100、200、100 mg/kg。数据结果表明(表 2),采集的 100 个土壤样品中,只有 Cd 含量高于对应的农用地土壤污染风险筛选值但低于风险管控值,且超过风险筛选值达到了 100%,对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境可能存在风险。

表 2 试验区土壤重金属含量
Table 2 Total amount of heavy metals in soil

田块编号 Field number	Cd//mg/kg	Zn//mg/kg	Pb//mg/kg	Cu//mg/kg	Cr//mg/kg	Ni//mg/kg	pH
田块 1 Field 1	0.46±0.07	120.0±4.2	62.7±3.8	33.6±1.3	83.0±1.3	28.4±1.0	6.67±0.09
田块 2 Field 2	0.52±0.09	134.0±5.3	60.2±3.2	34.7±1.3	83.3±2.6	29.5±1.1	6.65±0.13
田块 3 Field 3	0.71±0.07	123.0±3.2	58.5±1.3	34.5±1.0	83.5±1.3	29.7±0.9	6.88±0.07
田块 4 Field 4	0.64±0.05	124.0±2.8	65.2±2.7	35.9±1.3	86.2±2.4	28.0±1.0	7.03±0.06
田块 5 Field 5	0.62±0.04	129.0±4.8	66.1±1.4	36.5±2.4	81.7±2.2	27.5±0.9	7.33±0.18
筛选值 Standard value	0.3	250	120	100	200	100	—

2.2 表层土壤重金属有效态分析 已有研究表明,土壤重金属的水溶态、离子交换态、碳酸盐结合态与土壤结合较弱,是土壤-水和土壤-植物体系中容易迁移的活性形态,而且容易被植物吸收^[13]。根据土壤重金属含量测定分析结果,分析土壤中 6 项重金属有效态含量,明确土壤中各重金属在土壤中的活性程度。一般来说,土壤中重金属有效态为生物可利用。因此,重金属有效态含量的高低可反映植物对其吸收的难易。由表 3 可知,土壤中重金属 Cd 的有效态含量为 0.12~0.24 mg/kg,占全量的 23.1%~33.8%;土壤中重金属 Cu 的有效态含量为 5.04~6.15 mg/kg,占全量的 14.4%~17.1%;土壤中重金属 Pb 的有效态含量为 5.47~6.56 mg/kg,占全量的 8.39%~10.90%;土壤中重金属 Zn 的有效态含量为 4.77~7.54 mg/kg,占全量的 3.85%~5.63%;土壤中重金属 Ni 的有

效态含量为 0.38~0.53 mg/kg,占全量的 1.38%~1.78%;土壤中重金属 Cr 的有效态含量为 0.010~0.020 mg/kg,占全量的 0.012%~0.024%。

2.3 水稻天优 390 重金属含量分析

2.3.1 Cd 含量。在该试验区污染土壤中种植的水稻天优 390 植株中 Cd 含量测试结果显示(图 1),水稻糙米 Cd 含量只有田块 4(0.13 mg/kg)低于食品安全国家标准 GB 2762—2017(0.2 mg/kg)^[14],其他田块中水稻糙米 Cd 含量达到 0.21~0.30 mg/kg,超过了食品安全国家标准。因此,该地生产的该品种水稻糙米存在健康风险,需要对土壤进行重金属修复。同时,谷壳 Cd 含量低于国家饲料卫生标准 GB 13078—2017(1.0 mg/kg),且远低于糙米和茎叶的含量,因此谷壳作为饲料 Cd 含量安全。而且,水稻茎叶 Cd 含量低于生

物有机肥限量标准 NY 884—2012(3.0 mg/kg), 因此水稻茎叶作为有机肥还田 Cd 含量安全。

表 3 试验区土壤重金属有效态含量分析

Table 3 Available content analysis of heavy metals in the soil in the experimental area

田块编号 Field number	Cd		Cr		Ni		Pb		Cu		Zn	
	含量 mg/kg	占比 %										
田块 1 Field 1	0.13±0.02	28.3	0.020±0.003	0.024	0.47±0.08	1.65	6.26±0.14	9.98	5.74±0.22	17.1	5.67±0.52	4.73
田块 2 Field 2	0.12±0.01	23.1	0.020±0.003	0.024	0.52±0.01	1.76	6.56±0.15	10.90	5.89±0.17	17.0	7.54±0.38	5.63
田块 3 Field 3	0.24±0.02	33.8	0.013±0.003	0.016	0.53±0.06	1.78	5.71±0.15	9.76	5.04±0.16	14.6	6.19±0.13	5.03
田块 4 Field 4	0.18±0.02	28.1	0.010±0.003	0.012	0.44±0.00	1.57	5.47±0.33	8.39	5.16±0.01	14.4	4.77±0.22	3.85
田块 5 Field 5	0.16±0.01	25.8	0.010±0.003	0.012	0.38±0.02	1.38	6.29±0.32	9.52	6.15±0.17	16.8	6.54±0.35	5.07

从试验结果(图 1)还可得知,田块 1、田块 2、田块 3 种植的水稻植株 Cd 含量均高于田块 4 和田块 5,尤其是水稻茎叶 Cd 含量,存在显著性差异;而且田块 3 种植的水稻植株 Cd 含量最高。这可能是与不同田块土壤 pH 以及土壤 Cd 含量的差异性(表 2)有关,田块 1、田块 2、田块 3 土壤 pH 均小于 7,而田块 4 和田块 5 土壤 pH 均大于 7;而且田块 3 土壤 Cd 全量及有效态含量最高,平均全量为 0.71 mg/kg,平均有效态含量为 0.24 mg/kg。说明水稻对 Cd 的吸收累积不仅与土壤 Cd 含量有关,还与土壤 pH 存在很大的关系。

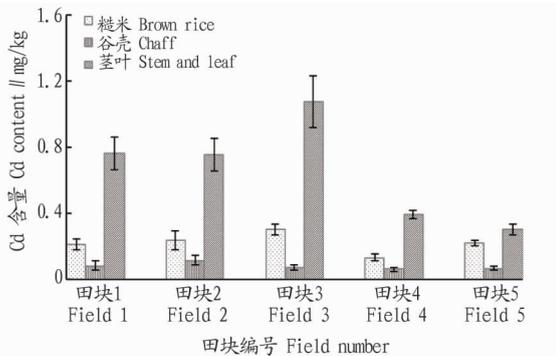


图 1 试验区水稻植株中 Cd 含量

Fig.1 Cd content in rice plants in the experimental area

2.3.2 Cr 含量。水稻植株中 Cr 含量结果显示(图 2),糙米 Cr 含量为 0.25 ~ 0.38 mg/kg,均低于食品安全国家标准(1.0 mg/kg)。但是,谷壳 Cr 含量达 15.48 ~ 26.06 mg/kg,均高于国家饲料卫生标准(5.0 mg/kg),因此谷壳作为饲料 Cr 含量存在安全风险,不能直接用于饲料。另外,水稻茎叶 Cr 含量为 1.34 ~ 2.86 mg/kg,低于生物有机肥限量标准对 Cr 的限定值(150 mg/kg),因此水稻茎叶作为有机肥还田 Cr 含量安全。

2.3.3 Ni 含量。水稻植株中 Ni 含量结果显示(图 3),糙米 Ni 含量为 0.29 ~ 0.41 mg/kg,但是食品安全国家标准并没有对 Ni 含量的限量值,因此无法评价其安全性。同时,谷壳 Ni 含量达 7.21 ~ 12.10 mg/kg,远远高于糙米与茎叶,而国家饲料卫生标准中也没有对饲料原料 Ni 含量的限量值,因此,针对水稻谷壳极易吸收土壤 Ni 的问题应该予以重视。此外,水稻茎叶 Ni 含量为 1.22 ~ 3.71 mg/kg,可作为有机肥还田。

2.3.4 Pb 含量。水稻植株中 Pb 含量结果显示(图 4),糙米 Pb 含量为 0.06 ~ 0.12 mg/kg,低于食品安全国家标准(0.2 mg/kg),因此,该地生产的该品种水稻糙米 Pb 含量安

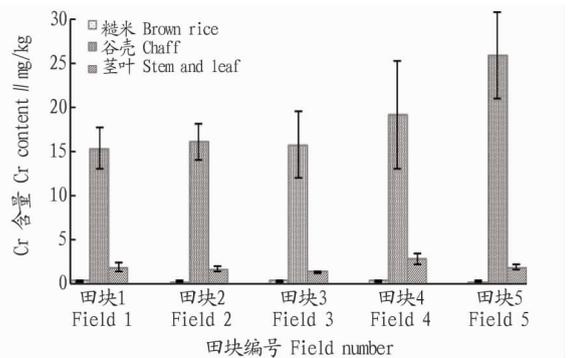


图 2 试验区水稻植株中 Cr 含量

Fig.2 Cr content in rice plants in the experimental area

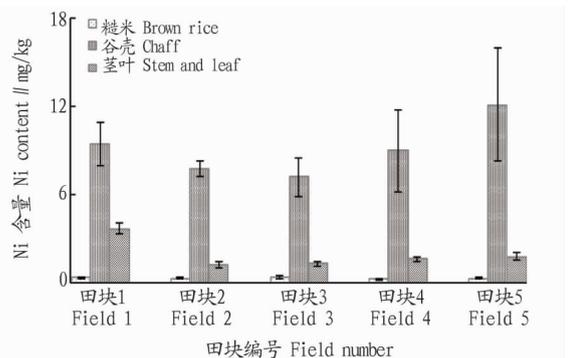


图 3 试验区水稻植株中 Ni 含量

Fig.3 Ni content in rice plants in the experimental area

全。谷壳 Pb 含量为 0.11 ~ 0.31 mg/kg,低于国家饲料卫生标准(5 mg/kg),因此谷壳可作为饲料且安全。水稻茎叶 Pb 含量为 0.94 ~ 1.77 mg/kg,低于生物有机肥限量标准(50 mg/kg),因此水稻茎叶可作为有机肥还田且安全。此外,水稻茎叶 Pb 含量远远高于糙米与谷壳。

2.3.5 Cu 含量。水稻植株中 Cu 含量结果显示(图 5),水稻糙米 Cu 含量为 5.03 ~ 7.59 mg/kg,谷壳 Cu 含量为 2.01 ~ 4.76 mg/kg,水稻茎叶 Cu 含量为 11.23 ~ 15.38 mg/kg,而且水稻茎叶 Cu 含量远远高于糙米与谷壳。在国家食品安全、饲料卫生标准和生物有机肥标准中均没有 Cu 含量的限量值,因此,鉴于土壤 Cu 含量安全(表 2),水稻植株中 Cu 含量不存在安全风险。

2.3.6 Zn 含量。水稻植株中 Zn 含量结果显示(图 6),水稻糙米 Zn 含量为 21.64 ~ 23.20 mg/kg,谷壳 Zn 含量为 9.80 ~ 18.62 mg/kg,水稻茎叶 Zn 含量为 64.06 ~ 76.24 mg/kg,而且

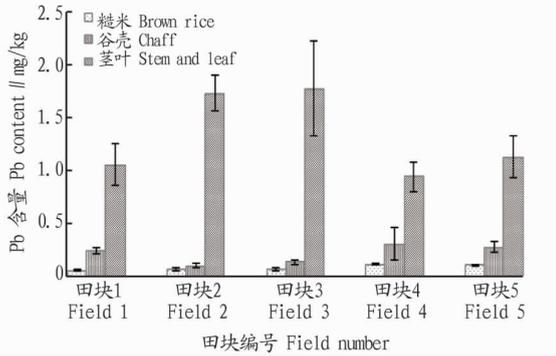


图4 试验区水稻植株中Pb含量

Fig.4 Pb content in rice plants in the experimental area

水稻茎叶Zn含量远远高于糙米和谷壳。在国家食品安全、饲料卫生标准和生物有机肥标准中均没有Zn含量的限量

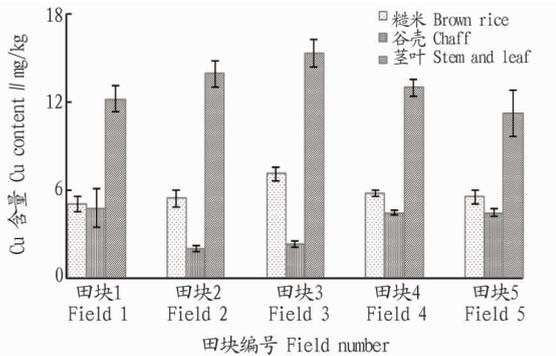


图5 试验区水稻植株中Cu含量

Fig.5 Cu content in rice plants in the experimental area

表4 试验区糙米重金属富集系数

Table 4 Heavy metal enrichment coefficient of brown rice in the test area

田块编号 Field number	Cd	Zn	Pb	Cu	Cr	Ni
田块 1 Field 1	0.456	0.180	0.000 99	0.150	0.003 83	0.012 7
田块 2 Field 2	0.456	0.173	0.001 23	0.156	0.002 98	0.011 5
田块 3 Field 3	0.421	0.187	0.001 13	0.206	0.004 59	0.013 8
田块 4 Field 4	0.206	0.180	0.001 87	0.161	0.003 97	0.010 5
田块 5 Field 5	0.200	0.176	0.001 71	0.152	0.003 71	0.012 7
平均 Mean	0.348	0.179	0.001 39	0.165	0.003 82	0.012 2

3 讨论

在我国,大米的食用是人体Cd暴露的主要来源之一。镉是一种有毒的人体非必需元素,对人类健康构成严重威胁。该研究的试验区土壤只有Cd超标,且Cd含量为0.46~0.71 mg/kg,属于Cd单一轻度污染土壤,对种植的农作物存在一定的安全风险。水稻是Cd敏感的农作物之一,研究者们对土壤-水稻系统中镉的转移规律进行了大量研究^[17-21]。许多研究表明,土壤中重金属有效性与水稻植株中重金属含量存在显著的正相关^[22-23]。该研究中,土壤Cd有效态含量为0.12~0.24 mg/kg,其中田块3土壤Cd全量及有效态含量最高,平均全量为0.71 mg/kg,平均有效态含量为0.24 mg/kg。因此田块3种植的水稻植株Cd含量最高。

土壤pH是影响土壤中Cd生物有效性的因素之

值,因此,鉴于土壤Zn含量安全(表2),水稻植株Zn含量不存在安全风险。

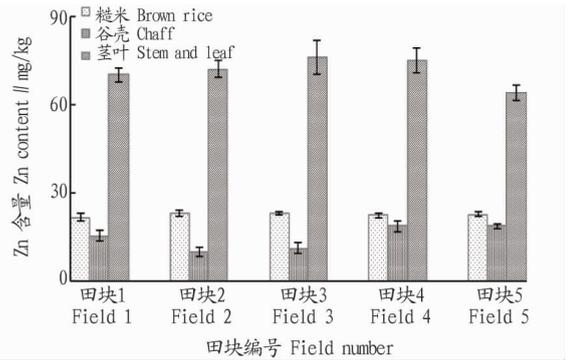


图6 试验区水稻植株中Zn含量

Fig.6 Zn content in rice plants in the experimental area

2.4 水稻糙米对重金属的生物富集情况分析 水稻糙米富集系数(BCF)可以反映糙米从土壤中吸收富集重金属的能力,用糙米中重金属含量与对应土壤中重金属含量的比值表示。该研究中种植的是水稻天优390,产出的糙米各重金属富集系数情况见表4。结果显示,在试验区内,水稻糙米对Cd的富集能力最强,富集系数平均值为0.348,其次是Zn和Cu,富集系数平均值分别为0.179、0.165。已有研究表明,稻米容易积累Zn和Cd^[15-16]。由于Zn、Cu本身就是水稻生长所必需的元素,本身就对其会有一定的富集能力,而Cd作为非必需元素,在该试验区内水稻对其的吸收能力远高于其他元素,这还与试验田块土壤Cd含量超标且有效态含量占比较大有关。

—^[24-26]。Kitagishi等^[27]研究表明,水稻幼苗对Cd的相对吸收率在土壤pH为4.5~5.5达到最大值。还有研究也发现,稻米Cd含量是与土壤的pH紧密相关的,且在pH为5.5时稻米Cd含量达到最高^[28]。同样,潘杨等^[29]研究表明,土壤pH变化对稻米Cd吸收有显著影响,土壤pH在5~6时,稻米对土壤Cd吸收能力最强,6~7时吸收系数下降明显,两者差异在1.4~7.4倍。在该研究中,田块1、田块2、田块3种植的水稻植株Cd含量均高于田块4和田块5,尤其是水稻茎叶Cd含量,存在显著性差异,这可能是由于田块1、田块2、田块3土壤pH均小于7,而田块4和田块5土壤pH均大于7。同样说明水稻对Cd的吸收累积不仅与土壤Cd含量有关,还与土壤pH存在很大的关系。另外,该试验区土壤pH为6.65~7.33,平均为6.93,属于偏中性土壤,但是研究结果表明,产出

的水稻天优 390 糙米 Cd 含量为 0.13~0.30 mg/kg,且超标率达到了 80%。因此,说明东莞偏中性的 Cd 单一轻度污染土壤存在着很高的水稻安全风险,需要进行修复后才能实现种植水稻的安全利用。

4 结论

(1) 根据《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值(基本项),对于水旱轮作地,采用其中较严格的风险筛选值。该农用地属于水旱轮作地,农田土壤 pH 平均值为 6.93,采集的 100 个土壤样品中,除了 Cd 含量高于对应的农用地土壤污染风险筛选值,且超过风险筛选值达到了 100%,对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境可能存在风险。

(2) 试验区水稻天优 390 安全风险评估试验研究表明,水稻糙米 Cd 含量只有田块 4(0.13 mg/kg) 低于食品安全国家标准(0.2 mg/kg);其他 4 个田块中水稻糙米 Cd 含量达 0.21~0.30 mg/kg,超过了食品安全国家标准,超标率达到了 80%。

(3) 水稻糙米 Cr 含量为 0.25~0.38 mg/kg,低于食品安全国家标准(1.0 mg/kg),但是谷壳 Cr 含量达 15.48~26.06 mg/kg,高于国家饲料卫生标准(5.0 mg/kg)。

(4) 在试验区内,水稻糙米对 Cd 的富集能力最强,富集系数平均值为 0.348,其次是 Zn 和 Cu,富集系数平均值分别为 0.179、0.165。

参考文献

[1] 肖明,杨文君,张泽,等.柴达木农田土壤 Cd 的积累及风险预测[J].植物营养与肥料学报,2014,20(5):1271-1279.

[2] RACHWAŁ M, KARDEL K, MAGIERA T, et al. Application of magnetic susceptibility in assessment of heavy metal contamination of Saxonian soil (Germany) caused by industrial dust deposition[J]. Geoderma, 2017, 295: 10-21.

[3] 陈卫平,杨阳,谢天,等.中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策[J].土壤学报,2018,55(2):261-272.

[4] 万凯,王富华,张冲,等.东莞农田土壤重金属污染调查分析[J].广东农业科学,2010,37(6):198-199,220.

[5] 吴鹏举,林贵茂,陈华文.东莞市不同产业类型城镇周边菜地土壤重金属污染研究[J].环境科学与管理,2009,34(2):161-164.

[6] AKUTSU M, DIKIC I, BREMM A. Ubiquitin chain diversity at a glance[J]. Journal of cell science, 2016, 129(5):875-880.

[7] CHANEY R L, REEVES P G, RYAN J A, et al. An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks[J]. Biometals, 2004, 17(5):549

-553.

[8] LI Z W, LI L Q, PAN G X, et al. Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: Soil type versus genotype effects[J]. Plant and soil, 2005, 271(1/2):165-173.

[9] 龚伟群,李恋卿,潘根兴. 杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累:土壤和品种的交互影响[J]. 环境科学, 2006, 27(8):1647-1653.

[10] 刘佳凤,田娜娜,赵玉杰,等.基于 Cubist 多元混合回归的稻米富集 Cd 模型构建研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6):1059-1065.

[11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京:中国农业出版社, 2000.

[12] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理局. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行):GB 15618—2018[S]. 北京:中国环境科学出版社, 2018.

[13] 杨维,高雅玲,康志勇,等.毗邻铁矿的景区土壤重金属形态及生物有效性[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(11):82-86.

[14] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理局. 食品安全国家标准食品中污染物限量:GB 2762—2017[S]. 北京:中国标准出版社, 2017.

[15] 杨子杰,宋波,王佛鹏,等.广西西江流域土壤 Sb 含量特征分布与污染评价[J]. 环境污染与防治, 2018, 40(12):1436-1442, 1448.

[16] 于洋,宋波,陈同斌,等. 西江流域土壤镍含量特征及风险评估[J]. 环境污染与防治, 2018, 40(6):698-703, 709.

[17] ASAMI T. Pollution of soils by cadmium[M]//NRIAGU J O. Changing metal cycles and human health. Berlin, Germany: Springer Verlag, 1984:95-111.

[18] 成杭新,杨晓波,李括,等. 辽河流域土壤酸化与作物籽实镉生物效应的地球化学预警[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2012, 42(6):1889-1895.

[19] ZHOU Z Q, CHEN Z Z, PAN H J, et al. Cadmium contamination in soils and crops in four mining areas, China[J]. Journal of geochemical exploration, 2018, 192:72-84.

[20] KHALIQ M A, JAMES B, CHEN Y H, et al. Uptake, translocation, and accumulation of Cd and its interaction with mineral nutrients (Fe, Zn, Ni, Ca, Mg) in upland rice[J]. Chemosphere, 2019, 215: 916-924.

[21] 王亚婷,党媛,杜焰玲,等. 成都平原典型稻作土壤重金属镉有效性及主要驱动机制[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(1):225-231.

[22] 吴玉俊,周航,朱维,等. 碳酸钙和海泡石组配对水稻中 Pb 和 Cd 迁移转运的影响[J]. 环境工程学报, 2015, 9(8):4047-4054.

[23] 辜娇峰,周航,吴玉俊,等. 复合改良剂对稻田 Cd、As 活性与累积的协同调控[J]. 中国环境科学, 2016, 36(1):206-214.

[24] 普锦成,符娟林,章明奎. 土壤性质对水稻土中外源镉与铅生物有效性的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(6):2253-2258.

[25] 张良运. 稻田土壤重金属污染和稻米 Cd 安全分析及控制技术探讨[D]. 南京:南京农业大学, 2009.

[26] 张季惠,王黎虹,张建奎. 土壤中镉的形态转化、影响因素及生物有效性研究进展[J]. 广东农业科学, 2013, 40(6):169-171.

[27] KITAGISHI K, YAMANE I. Heavy metal pollution in soils of Japan[M]. Tokyo: Japan Scientific Societies Press, 1981.

[28] KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H. Trace elements in soils and plants[M]. 3rd edition. Boca Raton, FL: CRC Press, 2000:164-166.

[29] 潘杨,赵玉杰,周其文,等. 南方稻区土壤 pH 变化对稻米吸收镉的影响[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(16):235-238.

(上接第 24 页)

[17] 朱之梯. 毛白杨多圃配套系列育苗新技术研究[J]. 北京林业大学学报, 2002, 24(S1):4-44.

[18] 赵勇刚,高克姝. 毛白杨多圃系列育苗新技术[J]. 山西林业科技, 1993, 22(4):5-9, 16.

[19] 范国梁. 毛白杨嫩枝扦插育苗技术[J]. 山西林业, 2013(6):34-35.

[20] 王浩,李迎春,霍占儒. 雄性毛白杨扦插繁殖技术研究[J]. 湖北农业科学, 2017, 56(21):4072-4075.

[21] 康向阳,张平冬,胡晓丽,等. 白杨根蘖与容器硬枝扦插配套育苗方法:CN201010100819.7[P]. 2011-09-28.

[22] 胡选萍. 我国植物组织培养研究进展[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(10):4095-4097.

[23] 韩磊,汪旭东,吴先军,等. 植物组织培养技术及其应用研究进展[J]. 种子, 2005, 24(1):38-43.

[24] 李柳青,庞跃刚. 毛白杨主要造林技术[J]. 现代农村科技, 2017(12):33.

[25] 黄烈健,王鸿林. 木植物组织培养及存在问题的研究进展[J]. 林业科学研究, 2016, 29(3):464-471.

[26] 宋跃朋,陈盼飞,卜琛峰,等. 高产优质毛白杨良种组培繁育体系构建[J]. 北京林业大学学报, 2019, 41(7):121-127.

[27] 王沛琦,张平冬,李媛,等. “北林雄株 1 号”和“北林雄株 2 号”叶片再生体系的建立[J]. 中国农学通报, 2014, 30(7):11-16.

[28] 王沛琦. 白杨杂种三倍体离体快繁与六倍体诱导[D]. 北京:北京林业大学, 2014.