

喀斯特高镉地质背景区水稻镉的富集、 转运特征与机理

杨寒雯^{1,2}, 刘秀明^{2,3,*}, 刘方¹, 王世杰^{2,3}, 胡静娴²

(1. 贵州大学 资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 2. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 3. 中国科学院普定喀斯特生态系统观测研究站, 贵州 普定 562100)

摘要: 西南喀斯特地区土壤镉(Cd)具有“高地质背景、低污染风险”特征,但超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》风险管制值的区域是否仍具有低风险性,是迫切需要回答的问题。本文在罗甸县喀斯特峰丛谷地选择一个高Cd土壤水稻种植区,开展土壤-水稻系统Cd含量特征和土壤Cd赋存形态等方面的研究,评价水稻各部位Cd的富集、转运特征。结果显示:土壤Cd含量平均值高达8.59 mg/kg,以可还原态为主(59%),弱酸提取态次之(22%);水稻糙米Cd平均含量为0.32 mg/kg,超标率高达93%,富集系数仅为0.04;水稻根系平均含量为4.54 mg/kg,富集系数仅为0.52。研究区糙米、根系Cd的富集系数,远低于我国水稻主产区工业污染农田土壤及水稻,这种低富集性体现了喀斯特地区土壤Cd污染相对较低的风险性;土壤富钙、偏碱性及还原环境条件所产生多个交织的Cd解吸-吸附-溶解-沉淀作用过程,导致Cd的生物可利用性降低,是水稻根系、糙米低富集性的主导因素。本文建议加强喀斯特土壤Cd生物地球化学行为及机理的研究,探索适宜于喀斯特土壤Cd污染的消减技术与模式。

关键词: 喀斯特; 高镉地质背景; 水稻; 富集系数; 转运系数

中图分类号: P595; X503.23 文献标识码: A 文章编号: 1672-9250(2021)01-0018-07 doi: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2020.48.093

我国西南喀斯特地区具有先天性地质成因的高Cd背景^[1-2],以喀斯特面积占比为62%的贵州为例,全省土壤Cd的平均含量为0.659 mg/kg^[3],高于《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB-15618-2018)0.6 mg/kg(6.5<pH<7.5)的风险筛选值。从理论上讲,Cd的地球化学性质利于在偏碱性的喀斯特土壤中“钝化”^[4],污染或健康风险较低;从实测结果来看,喀斯特地区作物Cd含量普遍性的低于《食品安全国家标准-食品中污染物限量》(GB2762-2017)的限量标准(0.2 mg/kg)^[5-6]。基于综合前人对于地质-地球化学、土壤重金属含量、作物重金属含量的调查结果,我们认为可将西南喀斯特地区土壤Cd总体视为“高地质背景、低污染风险”。

水稻是西南喀斯特地区的主要粮食作物之一,在高Cd地质背景下的安全风险是大家较为关心的问题。虽然许多研究已经显示该区域普遍性的相

对低污染风险,但同时也揭示了一个现象,即土壤与水稻糙米之间的Cd含量呈现出区域性、整体性的弱正相关性^[5],是否暗示着土壤Cd含量越高水稻的污染风险就越高?我国华南、华中和华东地区水稻主产区大量实地控制性试验研究^[7-9]均表明,土壤与糙米之间的Cd含量也呈现出正相关性。这说明,无论是酸性还是碱性土壤,水稻糙米Cd污染风险随土壤Cd含量的增加而加大。对西南喀斯特地区而言,土壤Cd污染普遍性的低风险可能暗含着局部性的高风险,尤其是超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB15618-2018)(6.5<pH<7.5)的风险管制值的区域。贵州南部和广西北部喀斯特地区大面积的土壤Cd具有较高地质背景值,这些地区可能就是高风险的局部区域,应予以重视。

前人^[5-7]对喀斯特地区水稻做了区域性的Cd

收稿日期: 2020-01-04; 改回日期: 2020-05-25

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0800602); 贵州省高层次创新型人才培养计划“十”层次人才项目(黔科合平台人才[2016]5648)。

第一作者简介: 杨寒雯(1993-),女,硕士研究生,研究方向为环境地球化学。E-mail: yanghanwen@mail.gyig.ac.cn.

* 通讯作者: 刘秀明(1969-),男,博士,副研究员,研究方向为环境地球化学。E-mail: liuxiuming@vip.skleg.cn.

http://www.cnki.net

污染调查,但没有重点针对高 Cd 土壤进行案例研究,无法判断其风险性;同时,前人^[8-10]在华南、华中、华东地区酸性土壤开展了大量的研究,但这些研究结果无法直接用于推导喀斯特地区石灰性水稻土 Cd 的赋存状况及水稻 Cd 的富集-转运规律。基于此,本文在贵州罗甸喀斯特峰丛谷地选择一高 Cd 土壤水稻种植区,拟开展土壤、水稻的 Cd 含量特征及 Cd 富集-转运规律的案例研究,评价水稻的安全性,剖析富集-转运的内在机制,为未来的防治提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区的概况

罗甸县位于贵州南部、与广西接壤,是镉地球化学异常高值区域^[1,10];根据我们前期对全县土壤调查数据^[11],罗甸县边阳镇打号村(106°68′70″E, 25°66′93″N)符合土壤 Cd 含量大于 4 mg/kg《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB-15618-2018) pH>7.5 的风险管制值)和大面积种植水稻的两个条件,被选择为具体研究区域。研究区远离交通要道、城镇、工厂;出露地层为石炭系上组(C₁sh),岩性为深灰色中厚层至厚层灰岩、生物碎屑灰岩;地形地貌为典型的封闭型喀斯特峰丛谷地,山地岩石裸露、石漠化较为严重;坡地土壤为黑色石灰土、洼地和谷地土壤为石灰性水稻土;谷地种植水稻,低缓山地种植玉米等农作物,较陡山地以灌丛为主。该区域属于亚热带季风气候,年平均温度达 20℃,年平均降雨量为 1 335 mm。

1.2 样品采集和处理

2019年9月水稻成熟期,随机对14个田块的表层土(0~20 cm)采集随机5点土壤混合样品和对应水稻植株(宜香优2115)的混合样品。采集水稻样品时将水稻根、茎、叶、稻米分开装样,将根、茎、叶样品清洗后分批次放入烘箱 105℃下烘干,籽实样品用烘箱 70℃烘至恒重后去壳,各部位分别用玛瑙研钵磨碎、过 80 mm 目筛,分样,备用。土壤样品去除石块、根系等杂物后,放入烘箱 105℃下烘干,研磨,过 200 目筛,分样,备用。

1.3 样品分析

参照土壤环境监测技术规范 HJ/T 166-2004,土壤总 Cd 用盐酸-硝酸-高氯酸电热板加热消解,利用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, NexION 300X, 美国 PE 公司)测定, Cd 检出限为 0.02 mg/kg。

kg,平行样与国家土壤标准样品(GBM908-10、MR-Geo08 和 OGeo08)进行质量控制,实验空白结果均低于仪器检测限,标准物质回收率在 90%~110%之间,平行样相对偏差均小于 10%,结果符合质控要求。土壤 Cd 形态采用 BCR 连续提取法,重金属 Cd 的回收率为 90%~105%。土壤 pH 值采用电位法(液:土=2.5:1)测定。水稻各部位 Cd 含量采用干灰化法消解,用石墨炉原子吸收分光光度计(ICE-3500, Thermo)进行测定。

1.4 数据处理

富集系数 = 水稻各器官 Cd 含量 / 土壤 Cd 含量;

转运系数 = 后端器官 Cd 含量 / 前端器官 Cd 含量,其中根系的富集系数与转运系数一致。

数据分别应用 Excel 2013 和 SPSS 20.0 软件进行整理和相关统计分析。

2 结果与分析

2.1 土壤 Cd 含量及赋存形态特征

从表 1 可以看出,研究区的土壤为碱性水稻田, pH 平均为 7.33、土壤有机碳(SOC)平均值为 34.43%;土壤 Cd 含量 7.87~9.11 mg/kg,平均值为 8.59 mg/kg,明显高于华南、华东地区受污染的水稻土^[12],与重庆巫山建平地区黑色岩系区土壤 Cd 平均值相当^[13],明显低于有色金属矿山污染土壤及尾砂^[14]。如按《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB-15618-2018),研究区土壤 Cd 含量接近风险管制值 3.0 mg/kg(6.5<pH≤7.5)的 3 倍,属污染风险高的农田土壤。

从 BCR 的各赋存形态来看,研究区水稻土中 Cd 主要赋存于可还原态(铁锰氧化物)中,占比为 56.10%~61.42%,平均为 59.12%;其次为弱酸提取态,占比为 18.57%~25.30%,平均为 21.90%;残渣态再次之,占比为 9.49%~12.21%,平均为 10.88%;氧化态最少,占比仅为 5.77%~9.71%,平均为 8.10%。本研究区 Cd 赋存形态与工业污染农田 Cd 以弱酸提取态为主^[15]的特征有着明显的差别,与高地质背景的黑色岩系(重庆市巫山县页岩)^[13]、矿山污染^[16]土壤以残渣态为主的特征不同,也与瑞士碳酸盐岩山地土壤以碳酸盐+有机态为主的特征明显不同^[17]。相应地,研究区水稻土弱酸提取态占比明显低于工业污染农田水稻土^[15,18-19],与多个区域的黑色岩系^[13]、矿山及流域灌溉农田土壤^[16,20]相当。

表1 研究区土壤 pH、SOC、Cd 含量及其赋存形态特征

Table 1 Soil pH, SOC, soil cadmium content and occurrence in the study area

类别	pH	SOC / %	Cd 含量 /(mg/kg)	Cd 赋存形态占比 / %			
				弱酸提取态	可还原态	可氧化态	残渣态
最小值	6.99	29.17	7.87	18.57	56.10	5.77	9.49
最大值	7.73	41.20	9.11	25.30	61.42	9.71	12.21
平均值	7.33	34.43	8.59	21.90	59.12	8.10	10.88
标准偏差	0.22	4.31	0.35	0.02	0.02	0.01	0.01
变异系数	0.03	0.13	0.04	0.10	0.03	0.13	0.06

2.2 水稻各部位 Cd 含量特征及富集、转运规律

表2中显示,研究区14块田中的水稻糙米Cd含量为0.19~0.55 mg/kg,平均值为0.32 mg/kg,其中只有一块田的水稻糙米低于0.2 mg/kg的国家食品安全限量标准(GB2762-2017),超标率达93%,表明研究区水稻糙米存在普遍性的Cd健康风险,研究区糙米Cd含量平均值略低于已报道的贵州某铅锌矿区水稻糙米(Cd平均含量0.46 mg/kg)^[21]、织金某煤矿区污染农田水稻糙米(Cd平均含量0.42 mg/kg)^[22]、黔西南某废弃煤矿酸性废水灌溉农田水稻糙米(Cd平均含量为0.60 mg/kg)^[23],远小于湖南、江西Cd污染严重区域的水稻糙米(Cd平均含量大于1 mg/kg)^[7]。

研究区水稻其它部位Cd含量:水稻根系Cd含量为2.76~6.72 mg/kg,平均值为4.54 mg/kg;茎Cd含量为0.35~1.08 mg/kg,平均值为0.60 mg/kg;叶Cd含量为0.21~0.61 mg/kg,平均值为0.36 mg/kg。从水稻各器官Cd含量特征来看,根系>茎>叶>糙米,这与前人研究结果一致^[18-19]。

根据表3来看,虽然研究区93%的水稻糙米Cd含量超过国家食品安全限量标准(GB2762-2017),但其富集系数为0.02~0.06,平均值为0.03,远低于我国华南、华中、华东水稻主产区糙米Cd的富集系数^[7-8,21];根系对Cd的富集系数为0.33~0.76,平均值为0.52,也远低于我国华南、华中、华东水稻主产区^[18-19];茎对Cd的富集系数为0.04~0.11,平均值为0.07;叶对Cd的富集系数为0.02~0.07,平

均值为0.04,与糙米相当。

从转运系数来看,研究区水稻各器官Cd的转运遵循从根-茎-叶-糙米逐级降低的基本规律,也与前人研究的结果一致^[18]。根-茎、根-叶、根-糙米Cd的转运几乎呈现出数量级的递减。与其它地区研究有所不同的是:研究区水稻茎-糙米转运系数虽也呈递减趋势,但是转运系数平均值超过0.5;叶-糙米Cd的转运平均值接近于1。关于研究区茎-糙米为何具有较高的转运系数、是否具有可调控性等等问题,有待进一步研究。

表2 水稻各部位 Cd 含量

Table 2 Cadmium contents in different parts of

类别	rice plant			mg/kg
	根	茎	叶	
糙米				
最小值	2.76	0.35	0.21	0.19
最大值	6.72	1.08	0.61	0.55
平均值	4.54	0.60	0.36	0.32
标准偏差	1.16	0.20	0.11	0.09
变异系数	0.25	0.33	0.30	0.27

3 讨论

3.1 土壤 Cd 的低生物可利用性

本研究区水稻糙米虽然具有较高的Cd超标率,但其富集系数很低(0.03),与区域大范围的研究结果相近(糙米富集系数=0.05, $n=925$)^[5],显示出喀斯特地区高Cd土壤相对低污染风险的普遍性。什么因素制约喀斯特地区水稻糙米Cd低富集性?

表3 水稻各部位 Cd 富集与转运系数

Table 3 Cadmium enrichment coefficients and translocation factors in different parts of rice plant

类别	富集系数				转运系数					
	根	茎	叶	糙米	根-茎	根-叶	根-糙米	茎-叶	茎-糙米	叶-糙米
最小值	0.33	0.04	0.02	0.02	0.07	0.04	0.05	0.26	0.4	0.41
最大值	0.76	0.11	0.07	0.06	0.22	0.17	0.11	1.33	0.82	1.56
平均值	0.52	0.07	0.04	0.03	0.14	0.08	0.07	0.65	0.56	0.99
标准偏差	0.14	0.02	0.01	0.01	0.04	0.03	0.01	0.28	0.13	0.38
变异系数	0.27	0.29	0.25	0.33	0.29	0.38	0.14	0.43	0.23	0.38

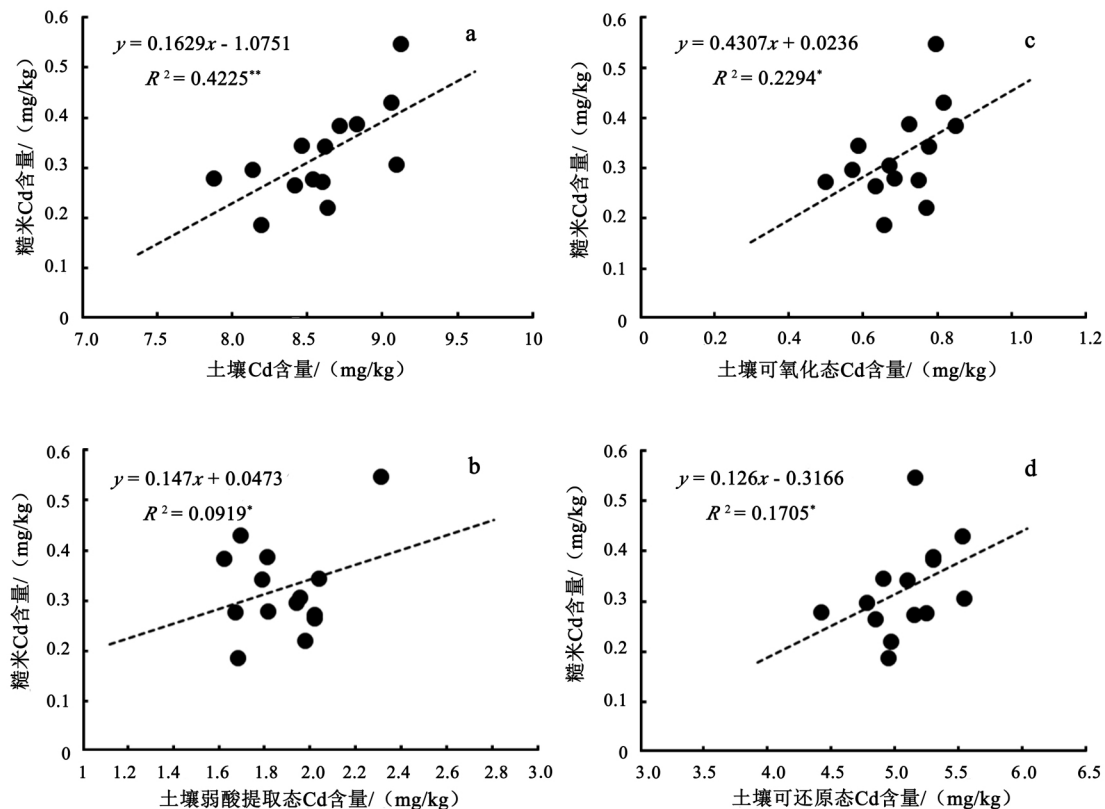
前人理论探索解析了水稻糙米 Cd 累积是受多个因素所制约的,包括土壤内部物质组成与 Cd 赋存形态、外部环境条件、水稻生理与基因等^[12, 19]。区域性的、混合性的调查数据结果均显示水稻糙米与土壤之间 Cd 含量的相关性较弱^[24-25],而相同内部、外部条件下的 Cd 含量梯度实验均呈现显著的正相关^[12]。本研究区的土壤类型一致、水稻品种相同、管理措施相近,那么土壤与水稻糙米之间 Cd 含量应存在着良好的相关性。的确,如图 1a 所示土壤与水稻糙米之间 Cd 含量显著的正相关($R^2 = 0.42$, $P < 0.01$),意味着研究区及类似地质背景下土壤 Cd 的含量越高水稻糙米 Cd 污染的风险就越高。

一般而言,水稻糙米与土壤生物可利用、弱酸提取态 Cd 的正相关性要强于土壤 Cd 总量^[24],即有效性或弱酸提取态的 Cd 较容易进入水稻根系并转运至糙米。但是,本研究区土壤弱酸提取态水稻糙米与之间的 Cd 含量相关性较弱($R^2 = 0.09$, $P < 0.5$) (图 1b),与华南、华中、华东工业污染土壤呈现的规律性相反^[7-9]。这说明,弱酸提取态的 Cd 并不完全具有生物可利用性。喀斯特石灰性水稻土中不断

形成和转化的不同形态无机或微生物诱导成因的碳酸盐矿物均是良好的 Cd 钝化剂,降低其生物可利用性。

本研究区的土壤 Cd 以可还原态(铁锰氧化物)为主,在整个水稻生长发育成熟过程中均处于淹水厌氧的环境条件,铁锰氧化物易被还原,因而铁锰氧化物表面所吸附的、晶格内的这部分 Cd 进入土壤溶液^[25-26],成为生物可利用的 Cd。然而,土壤可还原态与水稻糙米之间 Cd 含量相关性($R^2 = 0.23$, $P < 0.5$) (图 1d) 也明显弱于土壤总 Cd。同样地,土壤可氧化态(有机物)与水稻糙米之间 Cd 含量相关性($R^2 = 0.17$, $P < 0.5$) (图 1c) 也较弱。

总之,本研究区土壤各赋存形态的 Cd 与水稻糙米 Cd 含量之间的相关性均弱于土壤总 Cd。这可能说明,水稻糙米的 Cd 来源于土壤各赋存形态 Cd 的混合。在淹水还原环境条件下,土壤中的硫酸根易在微生物作用下易被还原成 S^{2-} ,进而土壤包括从铁锰氧化物游离出来的自由的 Fe^{2+} 、Cd 发生 CdS 沉淀或与 FeS 共沉淀^[27];土壤中铁锰氧化物以多种结晶态矿物、非晶态物质组成,多个还原反应及其引



* 在 0.05 水平上显著相关; **在 0.01 水平上显著相关

图 1 糙米镉含量影响因素的相关性分析

发的溶解-沉淀-解吸-吸附,最终降低活性Cd的供应量^[28];在喀斯特土壤的富钙、偏碱性环境下,发生无机碳酸钙(吸附或共沉淀Cd)、微生物诱导生成碳酸钙(吸附或共沉淀Cd)^[29-30]。因此,同步发生并交织的多个解吸-吸附-溶解-沉淀作用过程,不仅导致各赋存形态共同贡献了生物可利用的Cd,而且共同降低了生物可利用Cd的量。

3.2 根系Cd的低富集性

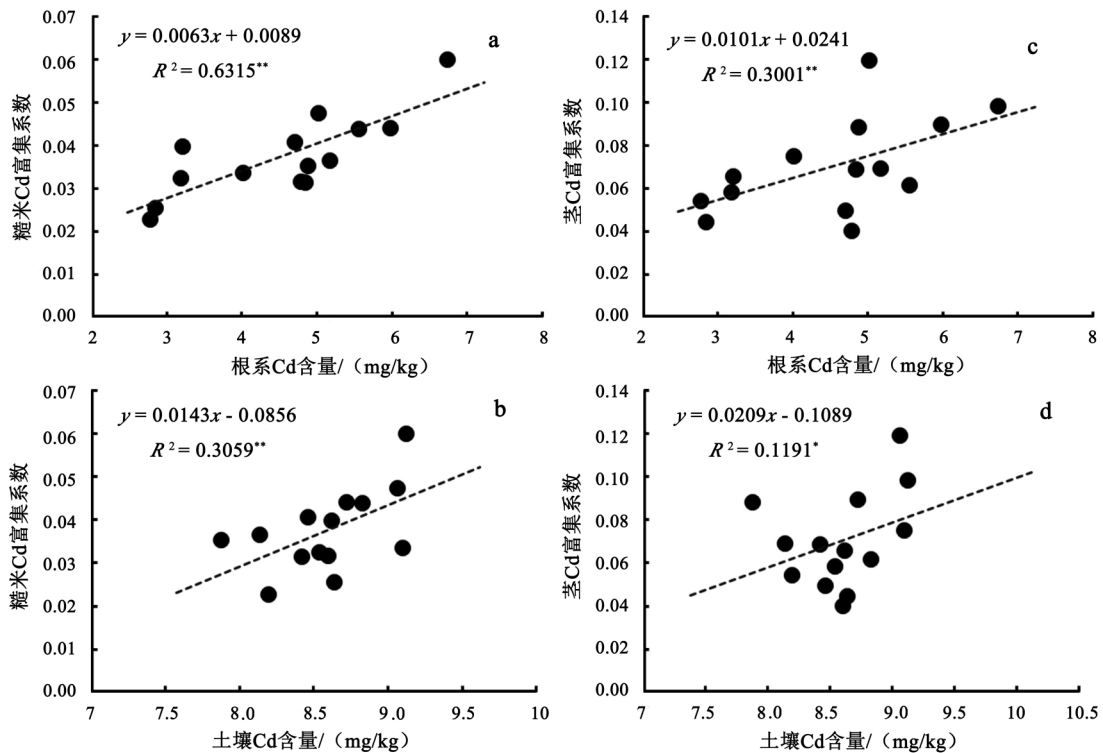
Cd从土壤-根-茎-叶-籽粒(糙米)是水稻Cd吸收、转运的基本过程和阶段^[31-32],根系的富集能力是前提、从根系向地上器官的转运能力是关键^[33]。研究区根系的富集系数为0.33~0.76,平均值为0.52,远低于华南、华中、华东地区污染区水稻根系Cd富集系数(>10)^[18-19];根系Cd含量与糙米富集系数之间呈现的显著正相关性,其显著性、相关系数均明显优于土壤Cd全量(图2a)。这说明,水稻根系Cd的低富集性可能是喀斯特高Cd土壤背景下水稻糙米相对低风险的根本原因。

水稻基因特征和生理特性是否制约根系对Cd的吸收?前人的研究案例^[34-35]中根系的Cd含量超过10 mg/kg很常见(研究区根系Cd含量最大值

6.72 mg/kg),甚至可高达几百mg/kg。研究区种植的水稻品种宜香优2115是籽粒低Cd累积品种,其根系可能具有先天的低吸收特性。但在土壤Cd含量为5 mg/kg的种植试验结果显示^[36],宜香优2115根系Cd含量超过30 mg/kg、籽粒Cd含量超过2 mg/kg、根系Cd富集系数平均为6.5。以上研究案例无不说明了水稻品种、生理特性不是制约根系对Cd吸收的主要因素。研究区根系-糙米的Cd转运系数为0.07,与前人同一水稻品种(宜香优2115)的试验结果^[36]计算的根系-籽粒的Cd转运系数一致,可能就是自身基因制约的结果。

喀斯特独特的土壤条件是否制约根系对Cd的吸收、富集?研究区为喀斯特峰丛谷地,土壤为石灰性水稻土,富Ca、偏碱性是其主要特点。如上文所述,Cd的地球化学性质决定其在石灰性水稻土中的生物可利用性低于酸性土壤;此外,土壤中的Cd-Ca离子拮抗效应影响根系对Cd的吸收^[37]、以及根际微生物诱导成矿(吸附或共沉淀Cd)^[29-30]、根系铁膜屏障^[38]等,可能是高Cd土壤背景下水稻根系Cd低吸收、低富集的主要原因。

因此,我们初步认为根系对Cd的富集能力制



* 在 0.05 水平上显著相关; **在 0.01 水平上显著相关

图2 糙米Cd富集系数影响因素的相关性分析

约水稻糙米及茎 Cd 含量高低的主导因素。研究区根系 Cd 含量与糙米、茎富集系数之间呈现的显著正相关性(图 2c),其显著性、相关系数均明显优于土壤 Cd 全量(图 2b;图 2d),可能就是这种主导因素的具体体现。

4 结论

通过对罗甸喀斯特地区高 Cd 土壤及其种植水稻的 Cd 富集-转运特征及其机理的分析,可以获得如下几个方面的阶段性认识:

1) 研究区土壤中的 Cd 主要以可还原态(铁锰氧化物)为主,占比达 59%,与华南、华中、华东水稻主产区污染土壤、高地质背景黑色岩系风化土壤、矿山污染土壤 Cd 的赋存特征均明显不同;研究区土壤 Cd 的弱酸提取态的占比仅为 22%,远小于华南、华中、华东水稻主产区污染土壤。喀斯特地区土壤高 Cd 含量,相对较低的可利用性是其相对低污染风险的特征之一。

2) 在高 Cd(8 mg/kg) 土壤背景下,水稻糙米 Cd 含量平均值为 0.32 mg/kg,超标率高达 93%,具有一定的健康风险;但是,水稻糙米具有较低的富集

系数,平均值仅为 0.03;糙米 Cd 的低富集性是喀斯特地区高 Cd 地质背景下相对低污染风险性的具体体现;喀斯特石灰性水稻土富钙、偏碱性及淹水还原条件下多个交织的解吸-吸附、溶解-沉淀作用过程对生物可利用性 Cd 制约作用,是糙米 Cd 的低富集性的表现原因。

3) 水稻根系 Cd 的低富集性(富集系数平均值为 0.52)是喀斯特地区高 Cd 地质背景下低污染风险性的关键环节;喀斯特石灰性水稻土的富钙、偏碱性环境条件是水稻根系 Cd 低吸收、低富集的主导因子。

虽然本文初步从喀斯特地区石灰性水稻土 Cd 的赋存形态、含钙性、pH 等及其制约下 Cd 的生物地球化学行为,剖析了水稻 Cd 低吸收、富集的机制,但明显缺乏实证材料支撑。为了更好地阐明喀斯特地区土壤 Cd 的低污染风险性,本文建议应加强不同喀斯特土壤条件下 Cd 的吸附-解吸、溶解-沉淀作用过程与驱动机制的研究,开展控制性的大田试验研究,探索适宜于喀斯特的 Cd 污染消减技术与模式,把喀斯特土壤 Cd 污染风险降到更低。

参 考 文 献

- [1] 谢学锦,程志中,张立生,等. 中国西南地区 76 种元素地球化学图集[M]. 北京:地质出版社,2008:36-40.
- [2] 何邵麟,龙超林,刘应忠,等. 贵州地表土壤及沉积物中镉的地球化学与环境问题[J]. 贵州地质,2004,34(4):245-250.
- [3] 刘凤枝. 农业环境监测应用手册[M]. 北京:中国标准出版社,2001:55-69.
- [4] 叶霖,李朝阳,刘铁庚,等. 铅锌矿床中镉的表生地球化学研究现状[J]. 地球与环境,2006,23(1):55-60.
- [5] 田茂苑. 贵州喀斯特地区不同水稻土镉污染风险格局划分[D]. 贵阳:贵州大学,2019.
- [6] 符东顺,付天岭,蔡娜,等. 贵州马铃薯产地土壤镉赋存形态及风险评估[J]. 山地农业生物学报,2019,38(2):8-14.
- [7] 崔力拓,耿世刚,李志伟. 我国农田土壤镉污染现状及防治对策[J]. 现代农业科技,2006,21(11):184-185.
- [8] 潘杨. 土壤镉污染与稻米镉富集关联性研究[D]. 北京:中国农业科学院,2015.
- [9] 何普. 南方典型污染区土壤稻米镉安全性及其调控技术研究[D]. 贵阳:贵州大学,2019.
- [10] 冯济舟. 贵州省地球化学图集[M]. 北京:地质出版社,2008:20-32.
- [11] 唐启琳,刘秀明,刘方,等. 贵州罗甸北部喀斯特地区耕地土壤镉含量特征与风险评价[J]. 环境科学,2019,40(10):4628-4636.
- [12] 陈宏坪,戴碧川,杨新萍,等. 土壤与水稻籽粒镉含量相关性分析及水稻产地土壤镉临界值的研究[J]. 土壤,2018,50(2):361-368.
- [13] 刘意章,肖唐付,熊燕,等. 西南高镉地质背景区农田土壤与农作物的重金属富集特征[J]. 环境科学,2019,40(6):2877-2884.
- [14] 吴迪,李存雄,邓琴,等. 贵州省典型铅锌矿区土壤重金属污染状况评价[J]. 贵州农业科学,2010,38(1):92-94.
- [15] 钟晓兰,周生路,李江涛,等. 土壤有效态 Cd、Cu、Pb 的分布特征及影响因素研究[J]. 地理科学,2010,30(2):254-260.
- [16] 徐佩,吴超,邱冠豪. 我国铅锌矿山土壤重金属污染规律研究[J]. 土壤通报,2015,46(3):739-744.
- [17] Quezada R, Karl B, Follmi A, et al. Cadmium accumulation in six common plant species associated with soils containing high geogenic cadmium concentrations at Le Gurnigel, Swiss Jura Mountains[J]. Catena, 2015, 124(2): 231-235.
- [18] 周静,杨洋,孟桂元,等. 不同镉污染土壤下水稻镉富集与转运效率[J]. 生态学杂志,2018,37(1):89-94.
- [19] 薛涛,廖晓勇,王凌霄,等. 镉污染农田不同水稻品种镉积累差异研究[J]. 农业环境科学学报,2019,38(8):1818-1826.
- [20] 许超,夏北成,冯涓. 酸性矿山废水污染对稻田土壤酶活性影响研究[J]. 农业环境科学学报,2008,24(5):1803-1808.
- [21] 吴迪,杨秀珍,李存雄,等. 贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水稻中重金属含量及健康风险评价[J]. 农业环境科学学报,2013,32(10):1992-1998.
- [22] 耿丹. 织金县煤矿区土壤-农作物重金属污染特征及农作物食用风险评价研究[D]. 贵阳:贵州师范大学,2015.

- [23] 陶秀珍,唐常源,吴攀,等. 贵州煤矿区成熟期水稻中重金属的分布特征及风险评价[J]. 生态环境学报, 2017, 26(7): 1216-1220.
- [24] 田茂苑,何腾兵,付天岭,等. 稻田土壤和稻米镉含量关系的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(8): 25-40.
- [25] Davranche M, Bollinger J C. Release of metals from iron oxyhydroxides under reductive conditions: Effect of metal/solid interaction[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2002, 232(12): 165-173.
- [26] 邓凌韦,张丽艳,马军韬,等. 机理 I 植物根系铁吸收及缺铁感应信号研究进展[J]. 黑龙江农业科学, 2015(9): 140-146.
- [27] Kiran M G, Pakshirajan K, Das G. Heavy metal removal from multicomponent system by sulfate reducing bacteria: Mechanism and cell surface characterization[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 32(4): 62-70.
- [28] 李义纯,葛滢. 淹水还原条件下土壤铁氧化物对镉活性制约机理的研究进展[J]. 土壤, 2009, 41(2): 160-164.
- [29] 党代,代群威,赵玉连,等. 生物矿化在重金属污染治理领域的研究进展[J]. 环境科学研究, 2018, 31(7): 1182-1192.
- [30] 成亮,钱春香,王瑞兴,等. 碳酸盐矿化菌株 A 固结土壤 Cd²⁺的生物矿化过程[J]. 硅酸盐学报, 2008, 36(11): 215-221.
- [31] Uruguchi S, Fujiwara T. Cadmium transport and tolerance in rice: Perspectives for reducing grain cadmium accumulation[J]. Rice, 2012, 51(1): 5-10.
- [32] 周志波,易亚科,陈光辉. 水稻 Cd 吸收、转运机理研究进展[J]. 作物杂志, 2017, 20(1): 14-19.
- [33] Clemens S, Jian F M. Toxic heavy metal and metalloids accumulation in crop plants and foods[J]. Annual Review of Plant Biology, 2016, 67(1): 489-512.
- [34] 倪中应,章明奎,王京文,等. 水稻不同生育期镉吸收与积累特征研究[J]. 农学学报, 2020, 10(3): 49-54.
- [35] 黄冬芬,奚岭林,王志琴,等. 结实期灌溉方式对水稻品质和不同器官镉浓度与分配的影响[J]. 作物学报, 2008(3): 456-464.
- [36] 代邹,余华清,郭长春,等. 外源 Na₂SeO₃ 和 Na₂SiO₃ 对不同水稻拔节期镉吸收和积累的影响[J]. 浙江大学学报, 2017, 43(4): 441-450.
- [37] Eller F, Brix H. Influence of low calcium availability on cadmium uptake and translocation in a fast-growing shrub and a metal-accumulating herb[J]. Aob Plants, 2016, 8(1): 140-143.
- [38] Tripathi R D, Tripathi P, Dwivedi S, et al. Roles for root iron plaque in sequestration and uptake of heavy metals and metalloids in aquatic and wetland plants[J]. Metallomics, 2014, 6(2): 1789-1800.

Translocation and Accumulation of Cadmium in Rice in a Karst Area with High Geochemical Background and Its Mechanism

YANG Hanwen^{1,2}, LIU Xiuming^{2,3}, LIU Fang¹, WANG Shijie^{2,3}, HU Jingxian²

(1. College of Resource and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China;

2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences,

Guiyang 550081, China; 3. Puding Karst Ecosystem Observation and Research Station, Chinese Academy of Sciences, Guizhou Puding 562100, China)

Abstract: The soil cadmium (Cd) in karst area of Southwest China has a characteristic of “high geochemical background and low pollution risk”. Whether the area, that exceeds the risk control value of “Standard of soil environmental quality for soil pollution risk control of agricultural land”, still has a low risk is an urgent question to answer. In this research, a high soil Cd rice-planting area located in the karst peak cluster valley of Luodian county was selected to reveal the modes of occurrences of Cd in soils, enrichment of Cd in different parts of rice plant, and the translocations of Cd between soil and rice. The results showed that, the average content of Cd in soil was 8.59 mg/kg, which is mainly in the reducible state (59%) and followed by the weak acid extraction state (22%); the average content of Cd in brown rice was 0.32 mg/kg, with an exceeding rate over the standard of 93%, whereas the enrichment coefficient was only 0.04; the average content of Cd in rice root was 4.54 mg/kg and the enrichment coefficient was only 0.52. Both the enrichment coefficients of Cd in brown rice and root are much lower than that in the main rice production areas in China where was polluted by industrial activities, indicating the relatively low risk of soil Cd pollution in karst area. Under the conditions of rich calcium, slightly alkaline, and reducing environment, multiple intertwined desorption-adsorption and dissolution-precipitation processes restrict the bio-availability of Cd in karst calcareous paddy soil, which is the main reason for the low enrichment of Cd in brown rice and root. Further studies to enhance the understanding of the biogeochemistry of Cd in karst area and to develop the soil Cd pollution abatement techniques and means are also proposed.

Key words: karst; high geochemical background of cadmium; rice; enrichment coefficient; translocation factor