

傅湘绮,刘亚宾,杨海君,等. 水稻品种联合其他修复方式对耕地及稻米中重金属含量的影响与评价[J]. 江苏农业科学,2019,47(19):307-315. doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.19.069

水稻品种联合其他修复方式对耕地及稻米中重金属含量的影响与评价

傅湘绮¹, 刘亚宾², 杨海君², 许云海², 金红玉², 周志明¹, 戴金鹏¹

(1. 湖南省长沙市长沙县农业和林业局,湖南长沙 410100; 2. 湖南农业大学植物保护学院,湖南长沙 410128)

摘要:为探究水稻品种联合其他修复方式对土壤及稻米中镉(Cd)、铅(Pb)、砷(As)等含量的影响,通过田间小区试验,以低Cd积累水稻品种中嘉早17号、湘晚粳13号与常规稻湘早粳24号、黄花占为材料,研究优化水分管理、喷施叶面阻控剂归欣甲、施用生石灰及楚天土壤重金属调理剂等对常规稻与低积累稻生长下土壤及稻米中Cd、Pb、As含量的影响。结果表明,与未经修复的土壤相比,早稻土中有机质含量、阳离子交换量、pH值发生了变化;早稻土中As在 $\alpha=0.05$ 下均不显著,能同时降低早稻土中有效态Cd、Cd、Pb含量的为T₈;早稻土中Pb、As含量地累积指数(I_{geo})均为无污染,潜在生态风险因子(E_r^i)均为I级,潜在生态风险指数(RI)均为低级,且均低于未经修复土壤中Cd、Pb、As含量的RI;晚稻土中有效态Cd含量明显下降, I_{geo} 均为无污染, E_r^i 均为I级。另外,除T₅、T₈修复下早稻米中Cd含量高于稻米国家食品安全标准外,其余修复方式下早晚稻米中Cd、Pb、As含量均低于稻米国家标准GB/T 1354—2009《大米》。研究结果还表明,早稻米的健康风险高危指数(HI)大小顺序为T₈ > T₅ > T₁₀ > T₇ > T₄ > T₆ = T₉ > T₁ > T₂ = T₃,且T₈修复下早稻米的HI是T₂与T₃的1.69倍;晚稻米的HI差异不大,接近对人体健康无明显影响的水平。早晚稻米中的HI均大于1,健康风险处于影响可能较大水平。因此,研究区群众食用当地种植的晚稻米的健康风险远小于早稻米。

关键词:水稻;土壤重金属污染;农艺措施;农产品安全;土壤调理剂;叶面阻控剂

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)19-0307-09

土壤是环境要素的重要组成部分,不仅构成农业生产的基础,而且是人类环境的重要组成部分,承担着环境中约90%的来自各方面的污染物。以多种渠道进入农田土壤的污染物,通过食物链进而危害人体健康^[1]。许彬彬的研究表明,国内不少地区生产的稻米已超过安全限值^[2],这已成为限制稻米进入国内国际市场的绿色壁垒^[3]。农田土壤作为水稻生产的载体,是稻米中重金属的主要来源之一,将水稻种植地重金属[含类金属砷(As)]控制在一定限值范围内或采取有效措施阻控重金属进入稻谷,是确保稻米质量的关键。

目前,涉及耕地^[4]、蔬菜地^[5]、果树地^[6]及矿山污染场地^[7]等土壤及其上种植的农产品重金属含量的调查和评价已有大量报道。但对于存在重金属不同污染程度的农田土壤,当人们仍必须在这种土壤上耕种赖以生存的农作物时,采用低积累水稻品种、优化水分管理、投加重金属固化剂等成为降低土壤重金属对稻米危害的有效手段^[8-9]。王小玲等的研究表明,不同水稻品种对铬(Cr)、砷(As)、锌(Zn)、铅(Pb)、

铜(Cu)重金属元素吸收积累的能力存在差异^[10]。叶新新等进一步证明了对重金属具有高耐性、低富集的水稻品种可用于轻度重金属污染的水稻土^[11]。在农田水分管理方面,龙灵芝等研究表明,水分管理是控制水稻土中镉(Cd)转化的主要影响因素^[12]。随着土壤重金属修复技术的发展,大量耕地重金属固化剂及其施用技术应运而生,曾卉等研究发现,盆栽土壤中Pb、Cd和Zn交换态含量随着组配固化剂石灰石+海泡石施用量的增加呈明显降低趋势^[13]。综上所述,虽有低积累水稻品种、优化水分管理及施用土壤固化剂等方式阻控农田土壤中的重金属对稻谷安全影响的报道,但未见水稻品种联合其他修复方式对土壤及稻谷重金属含量的影响报道。由此,本研究以长沙市长沙县黄花镇大兴村上坎组某合作社承办地(113°16′35.20″E、28°19′34.41″N)为对象,以低积累水稻品种中嘉早17号、湘晚粳13号与当地主栽水稻品种湘早粳24号、黄花占为材料,采用田间试验和室内分析相结合的方法,重点探讨在重金属低污染水稻土上利用联合修复方式对土壤及稻米中As、Pb、Cd含量的影响,并对土壤及稻米中重金属含量进行安全性影响评价,以期为合理利用和科学管理重金属污染的水稻土提供依据。

1 材料与与方法

1.1 试验地概况

试验地为湖南省长沙市长沙县黄花镇大兴村上坎组某合作社承办地,属于双季稻产区,稻田灌溉水来源于石岭水库,

收稿日期:2018-07-04

基金项目:湖南省自然科学基金(编号:2016JJ5015);湖南省环境保护专项资金(编号:湘财建指[2016]49号)。

作者简介:傅湘绮(1974—),女,湖南长沙人,农艺师,主要从事农业技术推广研究。E-mail:838580665@qq.com。

通信作者:戴金鹏,农艺师,主要从事农业资源与环境保护研究。E-mail:82922842@qq.com。

水资源充足、清洁。试验田土壤类型为沙质土和黏质土,成土母质以紫页岩风化物 and 河流冲积物为主。研究区土壤污染主要来源于养殖废水、生活污水、工业废气及降尘。由于养殖废水的随意排放,已对研究区耕地造成了 Cd 污染,土壤中 Cd 含量高。

1.2 供试材料及试验时间

供试样本为低积累水稻品种中嘉早 17 号、湘晚粳 13 号与当地主栽水稻品种湘早粳 24 号、黄花占。施用的生石灰(主要成分为氧化钙,纯度为 80%)、楚戈土壤重金属调理剂(主要成分为天然矿物材料和人工合成材料)、叶面阻控剂归

欣甲(主要成分为有机硅)来源于当地农资市场。试验时间为 2016 年 3 月 20 日至 12 月 2 日。

1.3 试验处理

试验选择 1 块长方形耕地,分成 30 个小区,每个小区 30 m²。将 30 个小区设置成 10 组(即 10 种修复方式),每种修复方式设 3 组平行。各小区间作埂分隔,埂高度 30 cm,并覆盖农膜,小区外留 3 m 保护行,每个小区进水口与排水口分开,单排单灌,并留走道、灌水沟和排水沟。10 种修复方式如表 1 所示。

表 1 10 种修复方式的试验设计

修复方式	操作规程
T ₁ (CK)	栽种当地常规水稻品种,不采取任何降 Cd 措施,不施有机肥,按当地水稻栽培常规模式管理,早、晚稻晒田时间分别为 10、8 d;早、晚稻移栽时间分别为 4 月 22 日、7 月 18 日
T ₂	栽种低 Cd 积累水稻品种,其余同 T ₁
T ₃	T ₁ + 优化水分管理。收割前 7 d 自然落干,早、晚稻自然落干时间分别为 6 月 25 日、9 月 28 日。保证抽穗开始至抽穗后 20 d 田间有水
T ₄	T ₁ + 施用生石灰。分别于 3 月 26 日、8 月 4 日在分蘖末期每小区(30 m ²)一次性施用生石灰 2.25 kg,晒田
T ₅	T ₂ + 施用生石灰。分别于 3 月 26 日、8 月 4 日在分蘖末期每小区(30 m ²)一次性施用生石灰 2.25 kg,晒田
T ₆	T ₃ + 施用生石灰。收割前 7 d 自然落干,抽穗开始至抽穗后 20 d 田间有水,分别于 3 月 26 日、8 月 4 日在分蘖末期每小区(30 m ²)一次性施用生石灰 2.25 kg
T ₇	T ₃ + 优化水分管理。收割前 7 d 自然落干,抽穗开始至抽穗后 20 d 田间有水,分别于 3 月 26 日、8 月 4 日在分蘖末期每小区(30 m ²)一次性施用生石灰 2.25 kg
T ₈	T ₇ + 楚戈土壤重金属调理剂 4.5 kg,于 3 月 28 日、7 月 10 日分别在禾苗移栽前每小区(30 m ²)施用土壤调理剂 4.5 kg
T ₉	T ₇ + 叶面阻控剂归欣甲。收割前 7 d 自然落干,抽穗开始至抽穗后 20 d 田间有水,分蘖末期每小区(30 m ²)一次性施用生石灰 2.25 kg。叶面阻控剂归欣甲分别在分蘖期、孕穗期和抽穗期喷施,每次 75 g/hm ² ,兑水 450 kg/hm ² 。早稻分别在 5 月 2 日、5 月 18 日、6 月 1 日进行;晚稻分别在 8 月 8 日、8 月 20 日、9 月 28 日进行
T ₁₀	T ₇ + 楚戈土壤重金属调理剂 + 叶面阻控剂归欣甲。收割前 7 d 自然落干,抽穗开始至抽穗后 20 d 田间有水,分蘖末期每小区(30 m ²)一次性施用生石灰 2.25 kg。楚戈土壤重金属调理剂 + 叶面阻控剂归欣甲喷施同 T ₈ 、T ₉

注:施用楚戈土壤重金属调理剂、叶面阻控剂以及生石灰时间均为晴天。

1.4 土壤与稻谷采样

土壤按照“梅花五点采样法”进行取样,采集 0 ~ 20 cm 耕层土壤,均匀混合,按四分法取部分土样,每个样品采 500 g 鲜质量,装入塑封袋,编号备用。稻谷谷粒采样以采集土壤上对应生长的水稻谷粒为原则,按四分法取部分种子,每个样品采 100 g 鲜质量,装入塑封袋,编号备用。土壤取样分别在早稻整地、早稻收割、晚稻收割后进行,分别取 30 个,共计 90 个样本;稻谷谷粒采样分别在早稻和晚稻收割时进行,早、晚稻谷粒各采集 30 个样本。

1.5 样品的制备及分析

土壤样品的制备:将土壤风干,去除杂质,用木棍压碎、混匀,并用四分法取压碎样,过孔径为 1 mm(18 目)的尼龙筛。过筛后的样品充分混匀,研磨至全部过孔径为 0.18 mm(100 目)的筛,装袋备用。

稻谷谷粒样品的制备:用水冲洗去除谷粒表面上的附着物,分别用蒸馏水、去离子水冲洗 3 遍,阴干,烘干至恒质量,脱壳得糙米,再经粉碎,研细成粉。粉碎后过 100 目筛,供分析糙米中微量元素含量用。

稻谷谷粒样品消解后采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)法测定 Pb、Cd、As 含量。用电感耦合等离子体质谱法测定土壤中 Pb、Cd、As、有效态 Cd 含量。分析过程中加

入土壤标准物质(GBW08303)进行质量控制,标准样中重金属回收率均保持在 90% ~ 110%,数据已通过标准样品回收率校正。

1.6 数据分析与处理

测试数据分析采用 SPSS 20.0、Excel 2007 等软件进行处理,参考文献[9]对土壤采用地累积指数(I_{geo})及潜在生态风险指数(E_i^r)评价;参考文献[9]对稻谷中的总 Pb、总 Cd 和无机 As 含量进行健康风险评价。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质和土壤中 Pb、Cd、有机 As、有效态 Cd 含量特征及其评价

2.1.1 未经修复土壤的理化性质及 Pb、Cd、有机 As 含量分析与评价 由表 2 可知,土壤中 pH 值范围为 5.250 ~ 5.320,均值为 5.293,呈弱酸性;有机质含量范围为 33.500 ~ 36.500 g/kg,均值为 34.600 g/kg;阳离子交换量范围为 9.040 ~ 10.300 cmol/kg,均值为 9.670 cmol/kg。土壤中有机 As 含量范围为 10.600 ~ 11.000 mg/kg,均值为 10.767 mg/kg;Pb 含量范围为 30.200 ~ 33.500 mg/kg,均值为 31.700 mg/kg;Cd 含量范围为 0.220 ~ 0.260 mg/kg,均值为 0.247 mg/kg;有效态 Cd 含量范围为 0.140 ~ 0.170 mg/kg,

均值为0.150 mg/kg。未经修复土壤中各重金属元素变异系数为1.6%~9.4%，重金属元素含量变异强度排序为有效态Cd > Cd > Pb > As。上述各重金属含量的变化范围较大，变异系数也较大，表明离散程度较高，这说明研究区所采集的样品受到工业活动等人为污染很小。以GB 15618—1995《土壤环境质量标准》对研究区土壤中Cd、Pb、As含量加以比较，土壤中Cd、Pb、有机As含量均未超过国家二级标准，而以湖南省“十

一五”耕地土壤背景值作参照，未经修复土壤中的Cd含量超过湖南耕地土壤背景值73.94%，样本超标率为100%，Pb含量超背景值5.67%，而有机As含量未超背景值。地累积指数评价结果显示，未经修复土壤中的有机As、Pb为无污染，Cd为轻微污染，而潜在生态风险指数法评价土壤中有有机As、Pb的 E_r^i 均为生态轻微危害，Cd为潜在生态中等危害，且潜在生态风险指数RI为低。由此可知，研究区耕地土壤主要存在Cd污染。

表2 未经修复土壤的理化性质及Pb、Cd、As含量评价

检测指标	范围	均值	标准差	变异系数 (%)	国家土壤二级标准 (pH值 < 5.5)	背景值	I_{geo}		E_r^i		RI
							数值	污染等级	数值	污染等级	
有机As含量(mg/kg)	10.600~11.000	10.767	0.170	1.6	≤30.000	12.80	-0.835	无污染	8.412	I	65.878
Pb含量(mg/kg)	30.200~33.500	31.700	1.364	4.3	≤250.000	30.00	-0.505	无污染	5.283	I	
Cd含量(mg/kg)	0.220~0.260	0.247	0.019	7.6	≤0.30	0.142	0.214	轻微污染	52.183	II	
有效态Cd含量(mg/kg)	0.140~0.170	0.150	0.014	9.4	≤0.30						
pH值	5.250~5.320	5.293	0.031	0.6							
有机质含量(g/kg)	33.500~36.500	34.600	1.349	3.9							
阳离子交换量(cmol/kg)	9.040~10.300	9.670	0.514	5.3							

注:pH值为湖南省“十一五”耕地土壤背景值。

2.1.2 不同修复方式下早稻土壤的理化性质变化及Pb、Cd、As、有效态Cd含量评价

2.1.2.1 不同修复方式对早稻收割后土壤理化性质的影响

由图1可知，与未经修复土壤中pH值相比，各修复方式下，早稻土中pH值均有一定变化，在 $T_1 \sim T_7$ 、 T_{10} 修复方式下，pH值均有增加，pH值的大小顺序为 $T_{10} > T_1 > T_2 > T_4 > T_3 > T_7 > T_6 > T_5$ ，pH值下降的为 T_8 和 T_9 ，但不明显。土壤中的有机质含量均下降，下降最大的为 T_2 ，其次为 T_3 ，分别下降了3.926、3.509 g/kg；下降最小的为 T_5 、 T_1 ，分别下降了0.865、1.699 g/kg。土壤中的阳离子交换量变化最明显，其中在 T_1 、 $T_5 \sim T_7$ 修复方式下，土壤中的阳离子交换量均明显增加，分

别增加了0.260、0.450、0.110、0.130 cmol/kg；而其余修复方式下土壤中的阳离子交换量均下降，下降较明显的为 $T_2 \sim T_4$ 、 $T_9 \sim T_{10}$ ，下降大小顺序为 $T_9 > T_{10} > T_3 > T_2 > T_4$ 。早稻土中pH值变异系数在2.3%~11.6%之间，有机质含量的变异系数在1.0%~7.3%之间，而阳离子交换量的变异系数在2.7%~15.7%之间，其中 T_7 修复方式下土壤中的阳离子交换量的变异系数为15.7%，则表示该数据异常。以上结果表明，经过不同修复后，土壤理化性质发生了改变，但无规律，这是由于土壤理化性质受到试验温度、土壤类型、微生物等多种因素的协同影响，如果要全面揭示温度、土壤类型、土壤微生物等对土壤理化性质的影响程度，还有待深入研究。

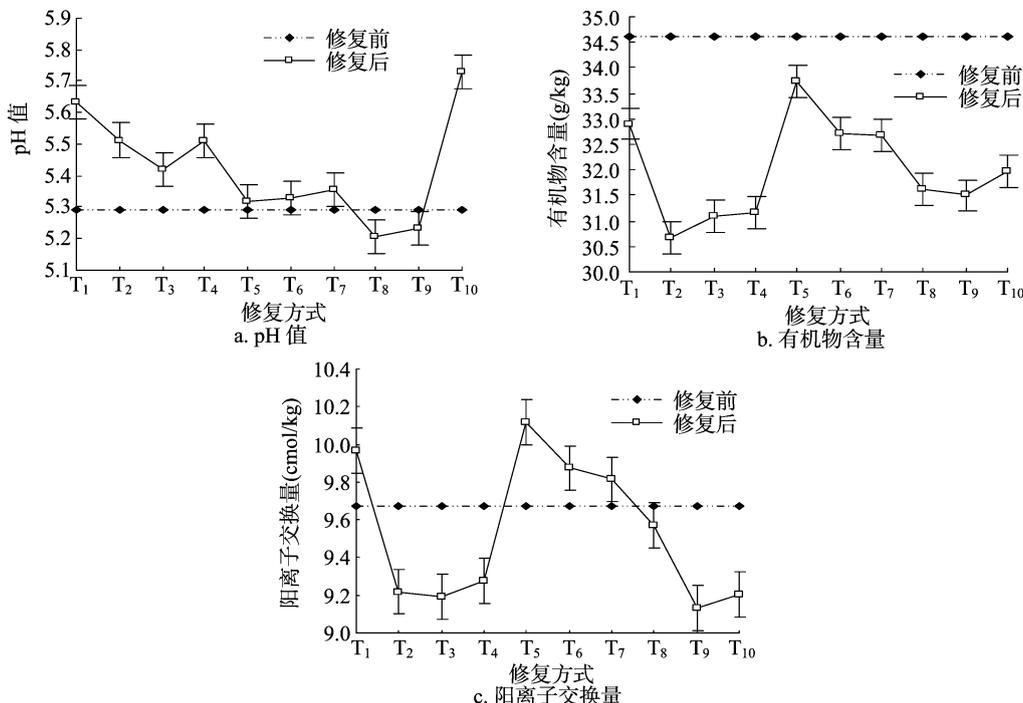


图1 修复前后早稻土壤理化性质的变化

2.1.2.2 不同修复方式对早稻收割后土壤中 Pb、Cd、As 含量的影响与评价 由表 3 可知,配对 6 与配对 8 土壤中的有效态 Cd 含量在 0.05 水平差异显著,差值均数分别为 0.019、0.017,说明 T_6 、 T_8 处理均能有效降低土壤中的有效态 Cd 含量,其中 T_8 处理降镉作用最大。配对 4、配对 7、配对 8、配对 9、配对 10 土壤中的 Pb 含量在 0.05 水平显著,差值均数分别为 2.791、3.338、4.367、4.293、4.467,即 T_4 、 T_7 、 T_8 、 T_9 、 T_{10} 处

理均能有效降低土壤中的 Pb 含量,其中 T_{10} 处理降 Pb 效果最明显;配对 5、配对 6、配对 8 土壤中的 Cd 含量在 0.05 水平显著,差值均数分别为 0.041、0.032、0.037,也说明 T_5 、 T_6 、 T_8 处理均能有效降低土壤中的 Cd 含量,其中 T_6 处理降 Cd 效果最明显;所有配对土壤中的 As 含量在 0.05 水平均不显著,说明各修复方式均不能有效降低土壤中的 As 含量。综上所述,能同时有效降低土壤中有有效态 Cd、Pb、Cd 含量的为 T_8 处理。

表 3 未经修复的早稻土与修复后早稻土中 Pb、Cd、As、有效态 Cd 配对检验样本结果

处理	有效态 Cd 含量			Cd 含量			Pb 含量			As 含量		
	差值均数 (mg/kg)	t 值	显著性 (双尾)	差值均数 (mg/kg)	t 值	显著性 (双尾)	差值均数 (mg/kg)	t 值	显著性 (双尾)	差值均数 (mg/kg)	t 值	显著性 (双尾)
配对 1(T_1 修复前后)	0.017	2.925	0.100	0.020	1.710	0.229	4.413	2.735	0.112	-0.233	-0.414	0.719
配对 2(T_2 修复前后)	0.030	2.745	0.111	0.050	2.812	0.107	4.669	2.653	0.118	0.159	0.308	0.787
配对 3(T_3 修复前后)	-0.001	-0.079	0.944	0.025	1.728	0.226	5.828	3.712	0.066	-0.059	-0.068	0.952
配对 4(T_4 修复前后)	0.010	0.813	0.502	0.038	1.943	0.191	2.791	4.751	0.042	-0.761	-0.679	0.567
配对 5(T_5 修复前后)	0.015	3.902	0.060	0.041	5.939	0.027	4.027	3.823	0.062	-1.265	-0.651	0.582
配对 6(T_6 修复前后)	0.019	4.564	0.045	0.032	7.686	0.017	3.318	2.311	0.147	0.360	0.950	0.442
配对 7(T_7 修复前后)	0.014	1.577	0.256	0.044	3.920	0.059	3.338	7.649	0.017	-0.764	-0.479	0.679
配对 8(T_8 修复前后)	0.017	5.625	0.030	0.037	6.047	0.026	4.367	9.439	0.011	-0.196	-0.168	0.882
配对 9(T_9 修复前后)	0.009	0.556	0.634	0.041	4.230	0.052	4.293	7.481	0.017	-0.046	-0.106	0.926
配对 10(T_{10} 修复前后)	0.002	0.061	0.957	0.030	1.553	0.261	4.467	13.932	0.005	0.542	1.739	0.224

由表 4 可知,与未经修复的土壤相比,修复后早稻土中 Pb 含量均下降,Pb 含量变化范围为 25.90~28.40 mg/kg,下降最明显的为 T_3 ,下降了 18.30%,其次为 T_2 ,地累积指数评价各修复方式下土壤中的 Pb 含量均为无污染,潜在生态风险因子污染等级也均为生态轻微危害。各修复方式下土壤中 Cd 含量也均下降,Cd 含量变化范围为 0.20~0.23 mg/kg,Cd 含量下降最明显的为 T_2 、 T_7 ,均下降了 19.03%, T_1 、 T_3 、 T_{10} 修复方式下,土壤中 Cd 含量 I_{geo} 为轻微污染,其余修复方式下土壤中 Cd 含量 I_{geo} 均为无污染;所有修复方式下土壤中 Cd 含量的 E_r^i 均为生态危害中等。不同修复方式对早稻土中 As 含

量影响差异明显,与未经修复的土壤中 As 含量相比,只有 T_2 、 T_6 、 T_{10} 修复后土壤中的 As 含量下降,而 T_1 、 T_3 ~ T_5 、 T_7 ~ T_9 修复后土壤中的 As 含量反而上升,各修复后土壤中 As 含量 I_{geo} 均为无污染, E_r^i 也均为生态轻微危害。各修复下土壤中 Pb、Cd、As 含量的 RI 由大到小依次为 $T_1 > T_3 > T_{10} > T_5 > T_4 > T_8 > T_9 > T_6 > T_7 > T_2$, RI 均为低级,且均低于未经修复土壤中 Pb、Cd、As 含量 RI 。由此可知,虽然不同修复方式下早稻土中的 Cd 含量下降了,但对早稻土中的 Cd 污染没有明显改善,早稻土中 Cd 含量 E_r^i 仍为生态危害中等,而且在 T_1 、 T_3 ~ T_5 、 T_8 ~ T_9 修复下反而增加了早稻土中的 As 污染。

表 4 不同修复方式下早稻收割后土壤中 Pb、Cd、As 的含量及评价

修复方式	Pb 含量及评价					Cd 含量及评价					As 含量及评价					RI	风险指数程度
	I_{geo}		E_r^i			I_{geo}		E_r^i			I_{geo}		E_r^i				
	Pb 均值 (mg/kg)	数值	污染等级	数值	污染等级	Cd 均值 (mg/kg)	数值	污染等级	数值	污染等级	As 均值 (mg/kg)	数值	污染等级	数值	污染等级		
T_1	27.30	-0.721	无污染	4.550	I	0.23	0.111	轻微污染	48.592	II	11.00	-0.804	无污染	8.594	I	61.735	低级
T_2	27.00	-0.737	无污染	4.500	I	0.20	-0.091	无污染	42.254	II	10.60	-0.857	无污染	8.281	I	55.035	低级
T_3	25.90	-0.797	无污染	4.317	I	0.22	0.047	轻微污染	46.479	II	10.80	-0.830	无污染	8.438	I	59.233	低级
T_4	27.90	-0.690	无污染	4.650	I	0.21	-0.021	无污染	44.366	II	11.50	-0.740	无污染	8.984	I	58.001	低级
T_5	27.70	-0.700	无污染	4.617	I	0.21	-0.021	无污染	44.366	II	12.00	-0.678	无污染	9.375	I	58.358	低级
T_6	28.40	-0.664	无污染	4.733	I	0.21	-0.021	无污染	44.366	II	10.40	-0.885	无污染	8.125	I	57.225	低级
T_7	28.40	-0.664	无污染	4.733	I	0.20	-0.091	无污染	42.254	II	11.50	-0.740	无污染	8.984	I	55.971	低级
T_8	27.30	-0.721	无污染	4.550	I	0.21	-0.021	无污染	44.366	II	11.00	-0.804	无污染	8.594	I	57.510	低级
T_9	27.40	-0.716	无污染	4.567	I	0.21	-0.021	无污染	44.366	II	10.80	-0.830	无污染	8.438	I	57.370	低级
T_{10}	27.20	-0.726	无污染	4.533	I	0.22	0.047	轻微污染	46.479	II	10.20	-0.913	无污染	7.969	I	58.981	低级

2.1.3 不同修复方式对早、晚稻土中 pH 值、有效态 Cd 含量的影响与评价 由图 2 可知,不同修复方式下早、晚稻土中 pH 值的变化不一致,晚稻土中的 pH 值均高于未经修复土壤和修复后早稻土壤,修复后晚稻土中 pH 值最低的为 T_3 ,其次为 T_7 。可能是优化水分管理降低了土壤中的 pH 值,这与李

园星露等研究发现淹水处理会导致土壤中 pH 值下降的结果^[14]一致。修复后早稻土中 pH 值变化最大的为 T_{10} ,其次为 T_1 ,除 T_8 、 T_9 修复下土壤中 pH 值低于未经修复土壤外,其余均高于未经修复土壤。

不同修复方式下晚稻土中的有效态 Cd 含量均明显低于

未经修复和修复后早稻土壤,晚稻土中有效态 Cd 含量最高的为 T_3 ,最低的为 T_7 ,有效态 Cd 含量分别低于未经修复土壤 50.2%、61.3%。所有修复方式中,当晚稻土中 pH 值最低时(T_3),晚稻土中的有效态 Cd 含量反而最高,结果与龙灵芝等研究发现的淹水回旱处理会导致水稻土中有效态 Cd 含量增加^[12]一致。 T_7 修复方式下晚稻土中有效态 Cd 含量最低,主要是受施用生石灰的影响。另外,不同修复方式使晚稻土中的 pH 值明显增加,导致晚稻土中的游离态 Cd 含量降低,也说明了研究区晚稻土中有效态 Cd 含量明显低于未经修复和

修复后早稻土中有效态 Cd 含量的原因。

各修复方式下晚稻土中有效态 Cd 含量下降明显,有效态 Cd 含量大小顺序为 $T_3 > T_9 > T_8 > T_2 > T_4 = T_5 > T_1 > T_6 > T_{10} > T_7$,在 $T_1 \sim T_{10}$ 修复下,晚稻土中有效态 Cd 含量 I_{geo} 分别为 -1.359 6、-1.308 4、-1.342 3、-1.308 4、-1.211 1、-1.211 1、-1.258 9、-1.062 2、-0.993 2、-1.164 8,均为无污染等级,相对于未经修复土壤和修复后早稻土中 Cd 含量 I_{geo} 等级而言,Cd 的污染水平显著降低; E_r^i 均为 I 生态轻微危害。

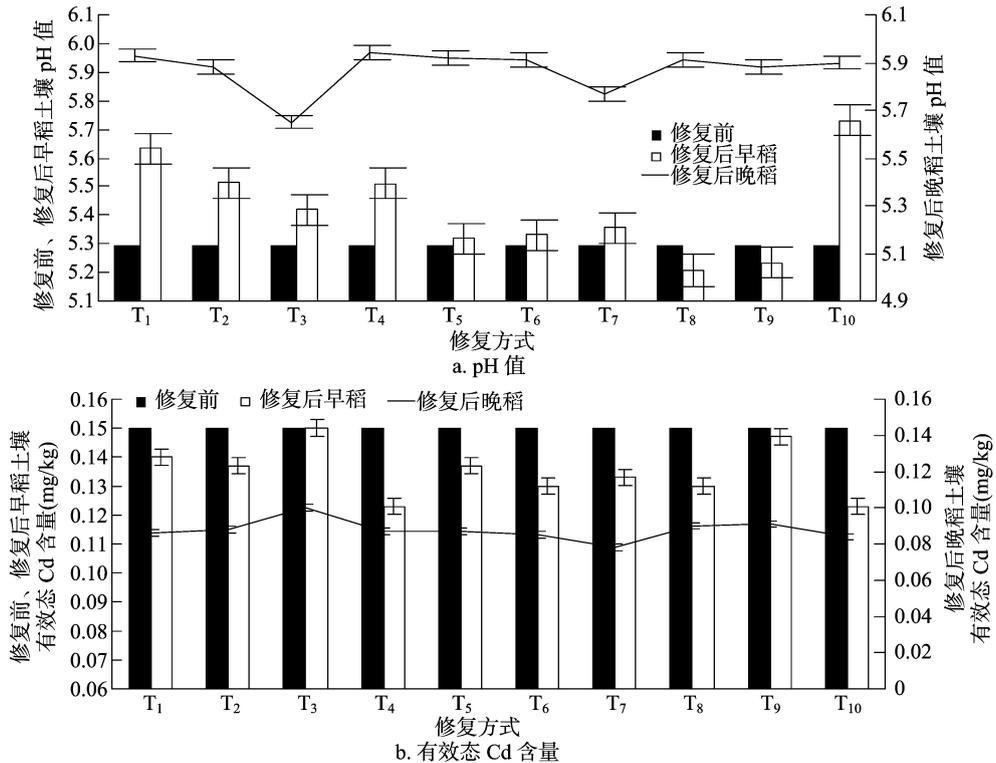


图2 不同修复方式下早、晚稻收割后土壤中 pH 值与有效态 Cd 的含量变化

2.2 不同修复方式对早、晚稻稻米中 Pb、Cd、As 吸收累积的影响

从图 3 可以看出,在不同修复方式下,早、晚稻稻米中的 As 含量均低于 GB 2762—2017《食品中污染物限量值》,各修复方式下早稻米中 As 含量变化范围为 0.100~0.158 mg/kg,大小顺序为 $T_8 > T_7 > T_{10} > T_6 > T_4 = T_5 > T_3 > T_9 > T_1 > T_2$,晚稻米中 As 含量变化范围为 0.068~0.096 mg/kg,大小顺序为 $T_4 > T_3 > T_7 > T_1 > T_2 > T_5 = T_9 > T_6 > T_{10} > T_8$,且晚稻米中 As 含量均低于早稻米。常规品种联合其他修复方式对早稻稻米 As 含量抑制效果均低于 T_1 ,As 含量下降了 8.2%;低镉品种联合其他修复方式对早稻稻米 As 含量抑制效果均低于 T_2 ,晚稻则出现 T_7 低于 T_2 ,而 T_5 、 $T_8 \sim T_{10}$ 高于 T_2 ,其中效果最佳的为 T_8 ,晚稻米中 As 含量下降了 19.1%。

不同修复方式下早晚稻稻米中 Pb 含量远低于国家食品标准,早稻米中 Pb 含量变化范围为 0.053~0.098 mg/kg,大小顺序为 $T_8 > T_1 > T_7 > T_{10} > T_5 > T_9 > T_4 > T_6 > T_2 > T_3$,晚稻米中 Pb 含量变化范围为 0.037~0.069 mg/kg,大小顺序为 $T_5 > T_9 > T_{10} > T_4 > T_2 > T_7 > T_3 > T_1 > T_6 > T_8$ 。常规品种联合

其他修复方式对早稻稻米 Pb 含量的抑制效果均优于 T_1 ,其中 T_3 最优,Pb 含量下降了 41.8%,而晚稻仅 T_6 修复优于 T_2 ,但 T_6 修复下稻米中 Pb 含量下降很小;低积累品种联合其他修复方式对早稻稻米 Pb 含量抑制效果均低于 T_2 ,晚稻中除 T_5 、 T_9 外, T_1 、 T_3 、 T_6 、 T_7 、 T_8 修复下稻米中 Pb 含量均低于 T_2 ,其中 T_8 对 Pb 含量抑制效果最好,稻米中 Pb 含量下降了 39.3%。

除 T_5 、 T_8 修复外,其余修复方式下早晚稻稻米中 Cd 含量均低于国家食品标准。不同修复方式下早稻米中 Cd 含量变化范围为 0.084~0.295 mg/kg,大小顺序为 $T_5 > T_8 > T_{10} > T_4 > T_1 > T_2 > T_7 > T_9 > T_6 > T_3$,其中 T_5 、 T_8 修复下稻米中的 Cd 含量分别超过国家食品标准 47.5%、24.5%。晚稻米中 Cd 含量变化范围为 0.096~0.181 mg/kg,大小顺序为 $T_{10} > T_8 > T_5 > T_4 > T_6 > T_2 > T_7 > T_9 > T_1 > T_3$ 。常规品种联合其他修复方式对早稻稻米 Cd 含量抑制效果存在较大差异, T_4 低于 T_1 、 T_3 、 T_6 明显优于 T_1 、 T_3 、 T_6 修复下稻米中 Cd 含量分别下降了 45.8%、43.3%,而晚稻仅 T_3 修复优于 T_1 ,且不明显;低积累品种联合其他修复方式对早稻稻米 Cd 含量影响明

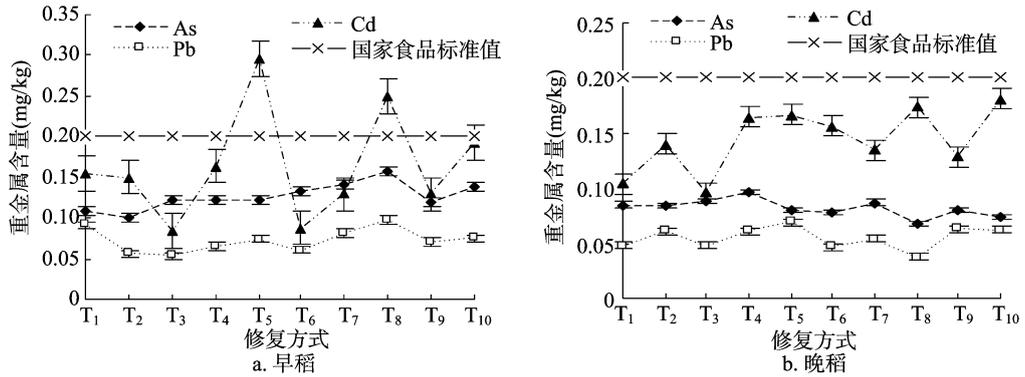
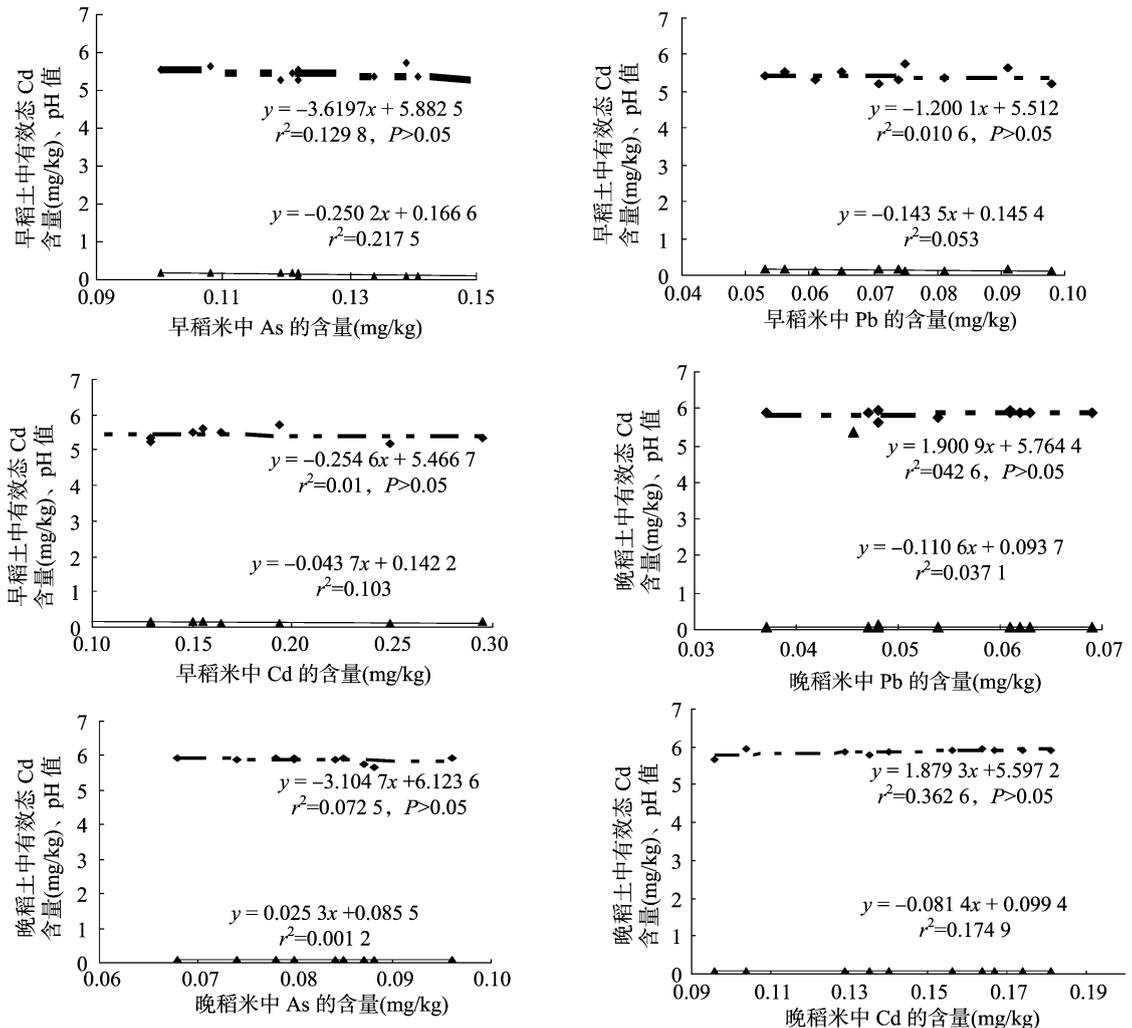


图3 不同修复方式对早、晚稻米中Pb、Cd、As吸收累积的影响

显,除T₇、T₉修复下早稻米中Cd含量低于T₂外,其余修复方式反而提升了早稻米中Cd含量,且T₅、T₈修复造成了稻米中Cd含量明显超标,晚稻中除T₇、T₉外,T₅、T₈、T₁₀修复下的晚稻米中Cd含量反高于T₂,尤其是T₁₀修复下稻米中Cd含量高于T₂修复29.3%。

2.3 不同修复方式下早、晚稻米中Pb、Cd、As含量与其土壤中有有效态Cd含量、pH值的关系

图4为不同修复下,早、晚稻米中Pb、Cd、As含量(x)与土壤中有有效态Cd含量、pH值(y)之间关系的回归分析结果(n=10)。分析结果表明,早、晚稻土壤中的有效态Cd含



▲ 早稻土有效态Cd ◆ 早稻土pH值 ——— 线性(早稻土/晚稻土有效态Cd) — - - 线性(早稻土pH值)

图4 不同修复方式下早、晚稻米中Pb、Cd、As含量与其土壤中有有效态Cd含量、pH值的相关性

量与对应早晚稻米中的 Pb、Cd、As 含量均无显著相关关系;早、晚稻土壤中的 pH 值与对应早、晚稻米中 Pb、Cd、As 含量也均无显著相关关系。

2.4 不同修复方式下稻米中 Pb、Cd、As 含量的特征及健康风险评价

由表 5 可知,早稻健康风险高危指数(HI)大小顺序为 $T_8 > T_5 > T_{10} > T_7 > T_4 > T_6 = T_9 > T_1 > T_2 = T_3$,且 T_8 修复下早稻米的高危指数是 T_2 、 T_3 的 1.69 倍,但在 T_8 修复下,虽对降低早稻土中的有效态 Cd、Pb、Cd 的效果最明显,却反而使土

壤上种植的早稻米中的 HI 值最大,也说明采用不同修复在有效降低土壤中的各重金属元素含量时,对应土壤上种植的水稻米高指数不一定会相应降低。

不同修复方式下,晚稻米的高危指数差异不大,也接近对人体健康无明显影响的水平,同时可以看出,在研究区无论采取本研究中的何种修复方式,早、晚稻米中的高危指数均 > 1 ,健康风险处于影响可能较大水平,且研究区居民食用当地晚稻米的健康风险远小于早稻米。

表 5 不同修复方式下早、晚稻米摄入的健康风险评价

修复方式	早稻米健康风险					晚稻米健康风险				
	HQ(Pb)	HQ(As)	HQ(Cd)	高危指数 HI	健康风险评价	HQ(Pb)	HQ(As)	HQ(Cd)	高危指数 HI	健康风险评价
T_1	0.091	0.155	0.108	1.4	影响可能较大	0.048	0.104	0.085	1.1	影响可能较大
T_2	0.056	0.150	0.100	1.3	影响可能较大	0.061	0.140	0.084	1.2	影响可能较大
T_3	0.053	0.084	0.121	1.3	影响可能较大	0.048	0.096	0.088	1.1	影响可能较大
T_4	0.065	0.164	0.122	1.6	影响可能较大	0.061	0.164	0.096	1.3	影响可能较大
T_5	0.074	0.295	0.122	1.9	影响可能较大	0.069	0.167	0.080	1.2	影响可能较大
T_6	0.061	0.088	0.134	1.5	影响可能较大	0.047	0.156	0.078	1.2	影响可能较大
T_7	0.081	0.129	0.141	1.7	影响可能较大	0.054	0.135	0.087	1.2	影响可能较大
T_8	0.098	0.249	0.158	2.2	影响可能较大	0.037	0.174	0.068	1.1	影响可能较大
T_9	0.071	0.129	0.119	1.5	影响可能较大	0.063	0.129	0.080	1.1	影响可能较大
T_{10}	0.075	0.193	0.139	1.8	影响可能较大	0.062	0.181	0.074	1.2	影响可能较大

注:HQ 为健康熵数。

3 结论

(1)研究区未经修复耕地土壤存在 Cd 污染。未经修复条件下,土壤中的 As、Pb、Cd、有效态 Cd 含量均未超过国家二级标准,但 Cd 含量超过湖南省“十一五”耕地背景值 73.94%,Pb 含量超背景值 5.67%,而有机 As 含量未超背景值。

(2)早稻土修复前后土壤理化性质发生了改变,但无规律。能同时有效降低早稻土中有效态 Cd、Pb、Cd 含量的为 T_8 ,所有修复对早稻土中 As 含量影响不大。

(3)不同修复方式下晚稻土中的有效态 Cd 含量均明显低于未经修复和修复后早稻土,晚稻土中 Cd 含量最高的为 T_3 ,最低的为 T_7 。所有修复方式中,当晚稻土中 pH 值最低时(T_3),晚稻土中有效态 Cd 含量反而最高。

(4)不同修复方式下,早、晚稻米中的 As、Pb 含量均低于国家食品标准,且晚稻米中 As 含量均低于早稻米。除 T_5 、 T_8 修复外,其余修复方式下早晚稻米中 Cd 含量均低于国家食品标准。

(5)不同修复在有效降低土壤中的各重金属元素含量时,对应土壤上种植的水稻米高指数不一定会相应降低。各修复方式下,晚稻米的高危指数差异不大,也接近对人体健康无明显影响的水平,同时,早晚稻米中的高危指数均 > 1 ,健康风险处于影响可能较大水平,且研究区居民食用当地晚稻米的健康风险远小于早稻米。

4 讨论

4.1 水稻品种联合其他修复方式对早晚稻土中重金属含量的影响

品种差异是影响水稻对重金属元素吸收的主要因素。许

多研究表明,水稻品种不同,作物形态结构和生理特性差异对重金属的种类和积累量存在明显的差异^[10,15-17]。在此基础上,部分研究人员分别筛选出 As、Pb 低积累品种(浙恢 205、中恢 8006)、As 低积累品种(秀水 128、甬粳 16 等)、Pb 与 Cd 低积累品种(嘉 33)以及 Pb、Cd 高积累品种(秀水 134、T 优 272)^[18-19]。本试验结果表明,在常规管理方式下,同块地上种植中嘉早 17 号(T_2 ,低积累品种)对土壤中 Pb、Cd、As 含量的影响明显强于湘早粳 24 号(T_1 ,常规品种), T_2 修复下土壤中 Pb、Cd、As 含量分别比 T_1 下降了 0.30、0.03、0.40 mg/kg;晚稻种植湘晚粳 13 号(T_2 ,低积累品种)对土壤中有有效态 Cd 含量的影响也优于常规稻黄花占(T_1 ,当地主栽水稻品种), T_2 修复下的晚稻土中有效态 Cd 含量比修复后早稻土中有效态 Cd 含量下降了 0.054 mg/kg。因此,在研究区选用低 Cd 积累水稻品种有助于降低土壤中重金属 Cd 污染,尤其是在降低稻田土中有效态 Cd 含量上。

为了进一步降低土壤中的重金属 Cd 等污染,直接或间接达到降低农产品对重金属吸收累积的目的,部分研究者分别从优化水分管理、施用生石灰与土壤重金属调理剂以及喷施叶面阻控剂等角度进行了探究,以单一或联合修复方式改变了土壤中各形态 Pb、Cd、As 的含量,从而影响水稻对 Pb、Cd、As 的吸收^[9,12,20-24]。张丽娜等发现,全生育期淹水的水稻土中可交换态 Cd 含量明显较低,而其他形态的 Cd 含量相对较高^[25]。这是因为在水分饱和的土壤环境中,土壤中的晶形氧化铁对 Cd 表现为专性吸附, Fe^{3+} 、 Mn^{4+} 、 SO_4^{2-} 分别被还原为 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 、 S_2^{2-} ,因而生成 FeS、MnS、CdS 等不溶性化合物,产生共沉淀;此外,淹水方式下 CO_2 浓度较高,使得土壤水中 CO_2 过饱和,导致耕作层碳酸盐浓度也偏高,也增加了土壤中碳酸钙对 Cd 的吸持作用。另外,淹水后酸性土壤 pH

值升高,增强了有机质上官能团对 Cd 的吸附^[26]。本试验中发现,与未进行优化水分管理(T_1)比较,在优化水分管理(T_3 ,水稻抽穗全期灌水,后自然落干)修复下,早稻土中有效态 Cd 含量增加,而 pH 值降低,晚稻土中有效态 Cd 含量也是明显增加,这与张丽娜等的结果^[25]不一致,可能由于本试验中采取的水分管理方式致使 T_3 修复后早晚稻土中的 pH 值急剧下降, pH 值下降会降低土壤胶体对重金属离子的吸附,不利于生成重金属沉淀,从而增加了土壤中重金属的生物有效性,因此, T_3 修复后土壤中有效态 Cd 含量反而增加了。同时,优化水分管理(T_3)与未进行优化水分管理(T_1)相比,早稻土中的 Pb、As 含量均下降了, Pb 含量下降最明显,下降了 1.416 mg/kg。

针对国内人口多、耕地少、大面积耕地土壤轻度污染的现状,利用化学改良剂来合理调节农作物生长环境,以控制重金属向植物的转移,无疑是理想的处理方法^[27-28]。研究者采用施用生石灰、土壤重金属调理剂以及喷施叶面阻控剂等措施抑制农作物吸收 Cd^[29-30]。试验发现,与未经修复的土壤比,施用生石灰(T_4 、 T_5)修复下早稻土中 pH 值均升高了,土壤中有有效态 Cd、Cd、Pb 含量均降低了, As 含量反而升高了。 T_4 修复下,土壤中的有效态 Cd、Pb、As 含量比 T_1 高,而 Cd 含量降低,而 T_5 修复后土壤中的有效态 Cd、Cd、Pb、As 含量均高于 T_2 。出现上述结果主要是由于在施用生石灰的 T_4 和 T_5 修复方式下,不仅没有提高土壤中的 pH 值,反而使土壤中 pH 值降低,致使土壤中 Cd 的有效态含量增加,这与张振兴等施用生石灰可以提高土壤中 pH 值,而降低 Cd 的有效态含量的结论^[31]不一致,可能与土壤中有机的含量变化有关,具体原因还有待进一步研究。 T_4 、 T_5 修复下,晚稻土中的 pH 值分别比 T_1 、 T_2 均下降了,而土壤中有有效态 Cd 含量基本无变化。这与张振兴等的研究结果^[31]不一致的原因也有待进一步研究。改良剂可改变重金属在土壤中的存在形式,降低土壤中重金属离子的可移动性及生物有效性^[11],从而降低重金属污染物对环境土壤及作物的毒性,达到修复治理污染土壤及降低作物重金属含量的目的。刘晓月等研究表明,4 种土壤调理剂均能降低土壤有效态 Cd 含量,且降低效果与调理剂施用量有关^[32]。本试验发现,在早稻中施用土壤调理剂的 T_8 处理对土壤有效态 Cd 含量的降低明显优于 T_7 处理,但晚稻中则相反。喷施叶面阻控剂归欣甲可促进营养物质向稻穗转移,从而限制重金属有毒元素吸收,达到提高作物产量和品种的双重功效。本试验发现,喷施归欣甲 T_9 处理早稻土中有效态 Cd 含量高于 T_8 ,而晚稻土则相反,具体原因有待进一步探究。

4.2 水稻品种联合其他修复方式对稻米中 Pb、Cd、As 含量累积的影响

水稻对重金属的吸收不仅与总量有关,更与重金属在土壤中的存在形态有关^[33],因此对重金属在土壤中存在的形态分析显得至关重要。为降低受重金属污染水稻中镉的含量,利用土壤改良剂改变土壤中重金属的形态,降低重金属的活性,同时结合低积累镉型水稻种子和叶面肥纳米 SiO_2 ,从而形成 1 种新的降低稻米中镉含量的综合手段。陈喆等研究农艺综合措施对水稻吸收积累 Cd 的影响表明,改良剂能降低水稻各部位富集 Cd 的能力,使水稻糙米中 Cd 含量显著降

低^[34-35]。本试验发现,种植低积累早稻品种(T_2)稻米中 As、Pb、Cd 含量均低于常规品种(T_1),而在试验区种植低积累晚稻品种稻米中 As 含量高于常规品种, Pb、Cd 含量则表现为常规品种高于低积累品种。水分管理对稻米中 As、Pb、Cd 含量存在显著影响。朱姗姗等利用根际箱考察了水稻 4 个时期(分蘖期、孕穗期、扬花期和乳熟期) Cd、Cu、Pb 和 Zn 重金属元素在水稻根际土壤中的迁移,未发现 Cu、Pb 和 Zn 从非根际层向根际层明显的迁移,但 Cd 有从非根际向根际聚集的趋势^[36]。而不同水分管理方式对 As 在水稻体内的积累有着重要的影响,随着土壤中水分的增加,As 在水稻各器官中的积累也逐渐增加。本试验发现,优化水分管理(T_3)下,与 T_1 相比,早晚稻米中 As 含量增加了, Cd 含量下降了,而早稻米中的 Pb 含量下降,晚稻米中的 Pb 含量则增加。与张雪霞等的报道^[37]对比可知,水分管理对水稻吸收 Cd 和 As 的作用相反,土壤水分的增加会降低水稻各组织对 Cd 的吸收,这与多数的研究结果^[21-24]相同。通过添加改良剂调控土壤环境,一方面可促使镉离子失活,变成难以被水稻累积的残渣态;另一方面通过增强土壤胶体对镉离子的吸附作用,而降低其生物有效性。程旺大研究发现,酸性土壤籽粒 Cd 含量随着添加生石灰后 pH 值的升高而明显减少,且品种间存在差异^[38]。本试验中发现,施用生石灰修复方式下,常规稻米中的 As、Cd 含量与晚稻米中的 Pb 含量均低于 T_1 处理,只有 T_1 处理下早稻米中的 Pb 含量高于 T_4 ;对于低积累品种而言,施用生石灰(T_5)处理下稻米中 Cd、Pb 含量及早稻米中的 As 含量高于 T_2 ,仅晚稻米 As 含量低于 T_2 。这与 Li 等关于试验土壤施用石灰可使稻米 Cd 含量降低的结论^[39]不完全一致。

近年来,叶面调控在降低稻米 Cd 含量方面的作用受到广泛关注,其中硅成为阻控水稻镉吸收的有效措施之一。在降低稻米 Cd 含量方面的报道已屡见不鲜^[34-35]。本试验发现,喷施叶面硅肥的 T_9 处理对早晚稻米 As、Pb、Cd 含量的影响与 T_7 处理相比存在差异, T_9 处理后,早晚稻米中 As、早稻米的 Pb 含量均低于 T_7 处理,而早晚稻米的 Cd、晚稻米的 Pb 含量均高于 T_7 处理,这与王小蒙叶面施二氧化硅可以降低籽粒 Cd 含量的结论^[40]不一致,而与殷飞等喷施叶面硅肥对水稻吸收 Cd 无显著影响的结论^[41]一致。这可能与试验地土壤中 Cd 污染不严重有关。土壤调理剂作为改良剂之一,因经济廉价、效果良好等特点而倍受国内外科研工作者青睐。本试验中发现,施用楚戈土壤调理剂 T_{10} 处理后,只有晚稻米中的 As、Pb 含量低于 T_9 外,其余早晚米中的 Cd 含量与早稻米中的 As、Pb 含量均高于 T_9 ,与曹胜等的研究结果^[42]不一致,这可能与试验地土壤中 Cd 含量有关。

综合以上结果发现,水稻品种联合水分管理、施用生石灰等修复技术对稻米中 As、Pb、Cd 含量的影响未形成规律,阻控技术的集成应用可能会降低稻米中的重金属含量,但不是联合阻控技术手段越多就一定能够更好地降低稻米中的重金属含量。这是因为阻控重金属进入植物根、叶、茎及果实与诸多因素有关,加之复杂的土壤环境,导致 Cd 等重金属污染区阻控水稻富集 Cd 等的效果无规律可循,需要结合具体情况开展分析与评价。

参考文献:

[1] 耿丽平,高宁大,赵全利,等. 河北板蓝根产地土壤-植物中镉铅

- 汞砷含量特征及其污染评价[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(10): 1535 - 1544.
- [2] 许彬彬. 基于采样策略的污染产区土壤-水稻重金属迁移转化模型及健康损害成本评估[D]. 杭州: 浙江大学, 2015.
- [3] 吴雯雯. 绿色贸易壁垒对我国农产品出口的影响研究[D]. 济南: 山东财经大学, 2014.
- [4] 李霞, 张慧鸣, 徐震, 等. 农田Cd和Hg污染的来源解析与风险评估研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(7): 1314 - 1320.
- [5] 龚梦丹, 朱维琴, 顾燕青, 等. 杭州蔬菜基地重金属污染及风险评估[J]. 环境科学, 2016, 37(6): 2329 - 2337.
- [6] 刘强, 冯娜, 张娅娅, 等. 基于GIS的天水市秦州区樱桃园土壤重金属元素空间分布与污染评价[J]. 水土保持通报, 2017, 37(3): 258 - 263.
- [7] 张海龙, 李祥平, 胡国成, 等. 广西某矿区周边耕地土壤和蔬菜、大米重金属含量特征[J]. 环境化学, 2015, 34(9): 1755 - 1757.
- [8] 李剑睿. 农艺措施联合钝化技术对水稻土镉污染修复效应研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2015.
- [9] 杨海君, 张海涛, 刘亚宾, 等. 不同修复方式下土壤-稻谷中重金属含量特征及其评价[J]. 农业工程学报, 2017, 33(23): 164 - 171.
- [10] 王小玲, 刘腾云, 幸学俊, 等. 6个水稻品种对Cr、As、Zn、Pb和Cu吸收积累的差异性[J]. 江西农业大学学报, 2016, 38(6): 1009 - 1016.
- [11] 叶新新, 周艳丽, 孙波. 适于轻度Cd、As污染土壤种植的水稻品种筛选[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(6): 1082 - 1088.
- [12] 龙灵芝, 李忠武, 罗宁临, 等. 水分管理联合磷酸盐施用对水稻土中镉转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(5): 900 - 906.
- [13] 曾卉, 周航, 邱琼瑶, 等. 施用组配固化剂对盆栽土壤重金属交换态含量及在水稻中累积分布的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 727 - 732.
- [14] 李园星露, 叶长城, 刘玉玲, 等. 硅肥耦合水分管理对复合污染稻田土壤As-Cd生物有效性及稻米累积阻控[J]. 环境科学, 2018, 39(2): 944 - 952.
- [15] 李坤权, 刘建国, 陆小龙, 等. 水稻不同品种对镉吸收及分配的差异[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 529 - 532.
- [16] 吴启堂, 陈卢, 王广寿. 水稻不同品种对Cd吸收累积的差异和机理研究[J]. 生态学报, 1999, 19(1): 104 - 107.
- [17] 殷敬峰, 李华兴, 卢维盛, 等. 不同品种水稻糙米对Cd、Cu、Zn积累特性的研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(5): 844 - 850.
- [18] 黄宇. 镉低积累型水稻品种联合调控技术保障污染农田生产安全的研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [19] 张楠. 低积累型水稻品种的筛选及其配套阻控技术初探[D]. 杭州: 浙江大学, 2015.
- [20] 李剑睿, 徐应明, 林大松, 等. 水分调控和钝化剂处理对水稻土镉的钝化效应及其机理[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(7): 1316 - 1321.
- [21] 刘昭兵, 纪雄辉, 彭华, 等. 水分管理模式对水稻吸收累积镉的影响及其作用机理[J]. 应用生态学报, 2010, 21(4): 908 - 914.
- [22] Lv Y F, Ren Y F, Liu D, et al. Effects of different water managements on yield and cadmium accumulation in rice [J]. *Advanced Materials Research*, 2015, 1073/1074/1075/1076: 248 - 252.
- [23] Fong J M, Masunaga T, Sato K. Control of micronutrients availability in soil and concentration in rice grain through field water management [J]. *Journal of Agricultural Science*, 2015, 7(5): 163 - 174.
- [24] Hu P J, Ouyang Y N, Wu L H, et al. Effects of water management on arsenic and cadmium speciation and accumulation in an upland rice cultivar [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 27: 225 - 231.
- [25] 张丽娜, 宗良纲, 付世景, 等. 水分管理方式对水稻在Cd污染土壤上生长及其吸收Cd的影响[J]. 安全与环境学报, 2006, 6(5): 49 - 52.
- [26] 甲卡拉铁. 淹水条件下不同肥料对土壤Cd生物有效性的影响研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2009.
- [27] 周斌, 黄道友, 朱奇宏, 等. 施用钝化剂对镉污染稻田土壤微生物学特征的影响[J]. 农业现代化研究, 2012, 33(2): 234 - 238.
- [28] 邓波儿, 刘同仇. 不同改良剂降低稻米镉含量的效果[J]. 华中农业大学学报, 1993, 12(2): 117 - 121.
- [29] 龙思斯, 杨益新, 宋正国, 等. 三种类型阻控剂对不同品种水稻富集镉的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(5): 459 - 465.
- [30] 王蜜安, 尹丽辉, 彭建祥, 等. 综合降镉(VIP)技术对降低糙米镉含量的影响研究[J]. 中国稻米, 2016, 22(1): 43 - 47.
- [31] 张振兴, 纪雄辉, 谢运河, 等. 水稻不同生育期施用生石灰对稻米镉含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(10): 1867 - 1872.
- [32] 刘晓月, 张燕, 李娟, 等. 4种土壤调理剂对稻田土壤pH值及有效态Cd含量的影响[J]. 湖南农业科学, 2017(10): 28 - 31.
- [33] 王美娥, 彭驰, 陈卫平. 水稻品种及典型土壤改良措施对稻米吸收镉的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(11): 4283 - 4290.
- [34] 陈喆, 铁柏清, 雷鸣, 等. 施硅方式对稻米镉阻隔潜力研究[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2762 - 2770.
- [35] 陈喆, 铁柏清, 刘孝利, 等. 改良-农艺综合措施对水稻吸收累积镉的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(7): 1302 - 1308.
- [36] 朱姗姗, 张雪霞, 王平, 等. 多金属硫化物矿区水稻根际土壤中重金属形态的迁移转化[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(5): 944 - 952.
- [37] 张雪霞, 张晓霞, 郑煜基, 等. 水分管理对硫铁镉在水稻根区变化规律及其在水稻中积累的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2837 - 2846.
- [38] 程旺大. 水稻籽粒有毒重金属含量的基因型和环境效应研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2004.
- [39] Li R Y, Stroud J L, Ma J F, et al. Mitigation of arsenic accumulation in rice with water management and silicon fertilization [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(10): 3778 - 3783.
- [40] 王小蒙. 根区与叶面调理联合阻控水稻镉吸收研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2016.
- [41] 殷飞, 王海娟, 李燕燕, 等. 不同钝化剂对重金属复合污染土壤的修复效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3): 438 - 448.
- [42] 曹胜, 周卫军, 周雨舟, 等. 硅钙镁土壤调理剂对酸性镉污染土壤及稻米的降镉效果[J]. 河南农业科学, 2017, 46(12): 54 - 58.