

晚粳稻籽粒中 As、Cd、Cr、Ni、Pb 等重金属含量的基因型与环境效应及其稳定性

程旺大^{1,2} 张国平^{1,*} 姚海根² 吴伟³ 汤美玲² 朱祝军¹ 徐民²

(¹浙江大学农业与生物技术学院, 浙江杭州 310029; ²浙江省嘉兴市农业科学研究所, 浙江嘉兴 314016; ³浙江省种子总站, 浙江杭州 310016)

摘要: 选择籽粒 Cd、Cr、As、Ni 和 Pb 等重金属含量差异较大的 12 个晚粳稻基因型, 种植于浙江省晚粳稻主产区嘉兴、湖州、杭州、宁波、绍兴市的 6 个试点, 研究籽粒中 5 种重金属含量的基因型与环境变异及其稳定性、籽粒和土壤有效态 (DTPA 提取态) Cd、Cr、As、Ni 和 Pb 等重金属含量之间及与 Fe、Zn 含量之间的关系, 以及土壤 pH 对籽粒重金属积累的影响。结果表明, 环境、基因型及其互作效应对籽粒重金属含量的效应均达极显著水平, 表明筛选和选育籽粒重金属含量低的品种以及通过农艺措施减少籽粒重金属含量是可能的。同时, 籽粒中这 5 种重金属含量的稳定性因环境、基因型而有较大差异, 且亦因重金属种类而异。因此, 为降低籽粒重金属含量, 应针对特定重金属污染的环境进行基因型选择, 并同时考虑基因型籽粒重金属含量的稳定性。土壤 pH 不仅影响土壤重金属有效性及水稻籽粒中重金属积累量, 还影响籽粒重金属积累的基因型与环境互作效应 (即积累稳定性)。此外, 土壤中一些重金属常发生复合污染, 如 Cd 和 Cr、As 或 Ni、Cr 和 As、Pb 和 As 间表现为协同消长, Cd 含量较高的稻米往往 As 和 Pb 含量也高, Cr 和 Ni 含量以及 As 和 Pb 含量之间也呈正相关。

关键词: 水稻; 籽粒; 重金属; 基因型; 环境

中图分类号: S511

Genotypic and Environmental Variation and Their Stability of As, Cr, Cd, Ni and Pb Concentrations in the Grains of Japonica Rice

CHENG Wang-Da^{1,2}, ZHANG Guo-Ping^{1,*}, YAO Hai-Gen², WU Wei³, TANG Mei-Ling², ZHU Zhu-Jun¹ and XU Min²

(¹ College of Agriculture and Biotechnology, Zhejiang University, Hangzhou 310029, Zhejiang; ² Jiaxing Academy of Agricultural Science, Jiaxing 314016, Zhejiang; ³ Zhejiang Provincial Seed General Station, Hangzhou 310016, Zhejiang, China)

Abstract: Contamination of toxic heavy metals in soil not only causes the reduction of crop yield, but also poses a potential threat to human health due to their uptake and accumulation in edible parts of crops. The heavy metals accumulation in rice grain varies with genotypic, environmental and their interaction. However, little is known about genotypic and environmental effect on the toxic heavy metal accumulation in rice grain. In this study, the genotypic and environmental variations of Cd, Cr, As, Ni and Pb concentrations in rice grains, and the relationships between these heavy metals and Fe, and Zn were investigated by using twelve japonica rice genotypes, planted at six locations in five cities (Jiaxing, Huzhou, Hangzhou, Shaoxing and Ningbo) of Zhejiang Province, China (Table 1). The results showed that genotypic and environmental effects, and their interaction were all highly significant on these five heavy metal concentrations in rice grains (Table 2 and Table 3). It was suggested that the concentration of these heavy metals in grains of rice could be reduced through genetic and agronomic improvement. Meanwhile, the stabilization coefficient of these heavy metal concentrations in rice grains varied with environment, genotype as well as individual metal element, indicating the importance of rice cultivar based on environmental conditions. In addition, soil pH affected not only soil heavy metal availability and grain heavy metal concentrations, but also the stability (interaction of genotype by environment) in grain heavy metal accumulation (Table

基金项目: 浙江省自然科学基金 (M303510)、浙江省科技厅计划项目 (2003C32049, 2005C32007) 和嘉兴市科技局计划项目 (20021034, 2005AZ3003)。

作者简介: 程旺大 (1971-), 男, 浙江桐乡人, 博士, 高级农艺师, 现为浙江大学博士后, 主要从事稻米品质与安全及水稻生理生态的研究。

E-mail: chwd228@yeah.net, Tel: 0573-3779313

* 通讯作者 (Corresponding author): 张国平, E-mail: zhanggp@sju.edu.cn, Tel: 0571-86971115

Received (收稿日期): 2004-12-16; Accepted (接受日期): 2005-05-02.

4). Correlation analysis indicated Cd and Cr, As or Ni, As and Cr, and Pb and As levels in soil, and Cd and As or Pb, Cr and Ni, and As and Pb concentrations in rice grains were closely correlated (Table 5). More investigation should be done to determine the relationships between mineral nutrients and toxic heavy metals in their availability in soil and accumulation in rice for developing the rice cultivars with a desirable concentration of nutrient elements and lower concentration of the toxic heavy metals.

Key words: Rice (*Oryza sativa* L.); Grain; Heavy metal; Genotype; Environment

近年来,随着工农业生产的发展,工业“三废”排放量增加,固体废弃物(尤其是城市垃圾)处理不善,农业自身污染(如化肥农药施用量的增加和畜禽粪便中的有毒重金属直接排放等)的加剧,农田土壤中有毒重金属含量急剧增加^[1]。土壤中的有毒重金属可通过植物吸收进入食物链而被人体摄入,严重威胁人类健康^[2]。据农业部稻米及其制品质量监督检验测试中心2002年对全国市场稻米安全性抽检结果,不少样本重金属超标,其中最严重的是Pb,超标率为28.4%,其次是Cd,超标率为10.3%,As和Hg超标率相对较低,超标率为2.8%和3.4%。因此,降低稻米中有毒重金属的积累,特别是在有毒重金属轻、中度污染土壤上安全稻米的持续生产,已日益受到关注。近年来,采取农艺措施,降低土壤重金属有效性和减少现有栽培品种对重金属的吸收,抑或是选育低重金属积累品种来降低作物对重金属的吸收和积累,从而减少人类食粮的有毒重金属含量,被国内、外普遍认为是现实可行的途径^[3]。

水稻籽粒中重金属的积累存在着明显的基因型差异^[4,5]。在前期试验中,我们已筛选到籽粒中某些重金属含量较低的晚粳稻基因型^[6]。不少研究表明,作物对重金属的吸收和积累还与土壤重金属含量密切相关,且主要取决于有效态含量而非全

量^[7-8]。因而,遗传与环境因子均影响水稻对重金属的吸收与积累,并最终影响籽粒重金属含量^[9,10]。然而,目前有关晚粳稻籽粒Cd、Cr、As、Ni和Pb等有毒重金属含量的基因型与环境变异及其稳定性,尚有许多不明之处,制约了晚粳稻重金属低积累品种的筛选和选育以及相关农艺技术的确立和应用。

本研究旨在探明水稻籽粒中Cd、Cr、As、Ni和Pb等重金属含量的基因型与环境变异及其稳定性;籽粒和土壤有效态(DTPA提取态)Cd、Cr、As、Ni和Pb等重金属含量间及与Fe、Zn含量之间的关系;土壤pH对籽粒重金属积累的影响。

1 材料与方法

1.1 材料与试验设计

试验于2003年单季晚稻生长季节(5月~11月)进行,选择籽粒Cd、Cr、As、Ni和Pb等重金属含量差异较大,且在浙江省主栽的12个晚粳稻基因型,在浙江省晚粳稻主产区嘉兴、湖州、杭州、宁波、绍兴等5市(N29°52'~N30°50', E119°46'~E121°34')设6个点种植,它们的土壤pH和重金属有效态含量见表1。小区面积1.8 m×3.0 m,随机排列,3次重复。田间管理按当地大田生产进行。

表1 各试点的土壤pH和重金属有效态含量
Table 1 pH and available heavy metal contents in the soils from different locations

按土壤pH的试点分类 Location type based on soil pH	试点 Location	土壤pH Soil pH	土壤DTPA提取有效态含量 DTPA-extracted metal content in soil (mg/kg)				
			Cd	Cr	As	Ni	Pb
第一类 Type 1	绍兴诸暨 Zhuji, Shaoxing	5.34	0.128	0.871	0.255	0.024	6.284
	嘉兴秀洲 Xiuzhou, Jiaxing	5.75	0.077	0.767	0.138	0.061	4.448
	平均值 Average	5.55	0.103	0.819	0.197	0.043	5.366
第二类 Type 2	湖州吴兴 Wuxing, Huzhou	6.03	0.074	0.561	0.157	0.056	3.316
	宁波慈溪 Cixi, Ningbo	6.13	0.095	0.838	0.208	0.085	3.373
	嘉兴秀城 Xiucheng, Jiaxing	6.30	0.058	0.566	0.125	0.033	3.732
	平均值 Average	6.15	0.076	0.655	0.163	0.058	3.474
第三类 Type 3	杭州萧山 Xiaoshan, Hangzhou	8.35	0.032	0.439	0.110	0.048	1.506
总平均值 Total mean		6.32	0.077	0.674	0.166	0.053	3.777

1.2 取样与重金属含量分析

水稻成熟期,每小区随机取 5 丛稻株,约 30~40 穗,同时取表层 0~15 cm 土壤。籽粒先脱成糙米,再碾成精米,80℃下烘 24 h,用不锈钢粉碎机粉碎成粉,过 100 目筛。每份样品称取 1.5000 左右,移入 30 L 坩埚,置入 550℃马弗炉灰化 8~9 h,冷却后加 2 mL 1:1 (V/V) HCl 使之充分溶解,用去离子水稀释至 25 L,过滤后待测。土壤样品于自然室温下风干,充分混合,去除小石块、水稻根系等杂质后,人工磨细,过 100 目筛。用 pH 计测定土壤 pH,水:土比为 2.5:1 (V/W)。参照 Lindsay 和 Norvell^[11]的方法用 0.005 mol/L DTPA 提取土壤中的重金属。用 ICP-AES (TJA, USA) 同时测定溶液的 As、Cd、Cr、Pb、Ni、Fe 和 Zn 含量。

1.3 计算与统计分析

数据利用 Crossa 等^[12]介绍的主效加性互作可乘模型 (AMMI),解析基因型 and 环境的互作效应,并参照张泽等^[13]的方法依下式分别计算各基因型和试点的稳定系数 (D_i 值),即 IPCA (交互作用主成分值)空间中基因型或试点 i 离原点的距离, D_i 值越大,表示交互作用越大,稳定性越差。通过 D_i 值,分析基因型与环境互作效应的大小及其稳定性。

$$D_i = \sqrt{\sum_{j=1}^c \gamma_{ij}^2}, \quad i = 1, 2, \dots, G$$

上式中, c 为显著的 IPCA 个数, γ_{ij} 为第 i 个基因型或试点在第 s 个 IPCA 上的得分。

统计分析采用唐启义和冯明光^[14]开发的 DPS 软件。

2 结果与分析

2.1 土壤和籽粒重金属含量

由表 1 可见,6 个试点的土壤 pH 变动于 5.34 至 8.35,平均 6.32,说明各试点土壤以偏酸性为主。试点间 5 种有毒重金属的土壤 DTPA 提取态含量差异明显。以各试点 DTPA 有效态含量最大值与最小值的比值表示试点间的绝对差 (AD),以 Pb 最大,为 4.17,其次为 Cd 和 Ni,分别为 4.00 和 3.54, Cr 最小,为 1.98。

水稻籽粒的重金属含量试点和基因型间差异显著 (表 2)。试点间的变异以 Pb 最大,变动于萧山试点的 0.030 mg/kg 至诸暨试点的 0.264 mg/kg, AD 值达 8.80; As 最小,变动于从萧山试点的 0.050 mg/kg 到诸暨的 0.089 mg/kg, AD 值为 1.78。就基因型而言, Cd 的 AD 最大,达 5.40,变动于春江 101 的 0.043 mg/kg 至秀水 52 的 0.232 mg/kg, 平均值为 0.144 mg/kg; Pb 的 AD 次之,为 4.83,变动于秀水 52 的 0.048 mg/kg 至宁 67 的 0.232 mg/kg, 平均值为 0.112 mg/kg; Cr 的 AD 为 3.00,变动于秀水 213 的 0.235 mg/kg 至宁 67 的 0.704 mg/kg, 平均值为 0.426 mg/kg; As 的 AD 为 2.91,变动于春江 101 的 0.035 mg/kg 至秀水 110 的 0.102 mg/kg, 平均值为 0.071 mg/kg; Ni 的 AD 最小,仅为 1.43,变动于春江 101 的 0.413 mg/kg 至秀水 110 的 0.560 mg/kg, 平均值为 0.469 mg/kg。

表 2 不同试点不同基因型籽粒的重金属含量

Table 2 Heavy metal concentrations (mg/kg) in grain of different rice genotypes grown at different locations (mg/kg)

因子 Factor	Cd ^a	Cr	As	Ni	Pb
试点 Location					
宁波慈溪 Cixi, Ningbo	0.144 c	0.644 b	0.080 b	0.141 b	0.666 a
杭州萧山 Xiaoshan, Hangzhou	0.129 d	0.213 d	0.050 d	0.030 f	0.446 d
绍兴诸暨 Zhuji, Shaoxing	0.210 a	0.728 a	0.089 a	0.264 a	0.386 c
湖州吴兴 Wuxing, Huzhou	0.160 b	0.231 d	0.083 b	0.096 c	0.461 e
嘉兴秀城 Xiucheng, Jiaxing	0.095 e	0.364 c	0.061 c	0.051 e	0.492 b
嘉兴秀洲 Xiushou, Jiaxing	0.127 d	0.375 c	0.061 c	0.088 d	0.365 f
按土壤 pH 的试点分类 Location type based on soil pH					
第 1 类 Type 1 (5.34~5.75)	0.169	0.552	0.075	0.176	0.376
第 2 类 Type 2 (6.03~6.30)	0.133	0.413	0.075	0.096	0.540
第 3 类 Type 3 (8.50)	0.129	0.213	0.050	0.030	0.446
基因型 Genotype					
秀水 110 Xiushui 110	0.173 c	0.380 d	0.102 a	0.070 fg	0.560 a
ZH9826	0.209 b	0.343 d	0.046 c	0.076 ef	0.428 f
秀水 52 Xiushui 52	0.232 a	0.551 b	0.066 d	0.048 h	0.448 e
秀水 11 Xiushui 11	0.100 f	0.426 e	0.080 b	0.124 d	0.517 b
宁 67 Ning 67	0.169 c	0.704 a	0.064 d	0.232 a	0.389 g
秀水 217 Xiushui 217	0.094 f	0.373 d	0.076 bc	0.181 c	0.475 d
春江 101 Chunjiang 101	0.043 g	0.545 b	0.035 f	0.083 e	0.413 f
嘉绍 2 号 Jiazhao 2	0.122 e	0.362 d	0.073 c	0.115 d	0.456 e
雨梗 16 Yongjing 16	0.175 c	0.530 b	0.080 b	0.079 ef	0.424 f
秀水 63 Xiushui 63	0.156 d	0.282 e	0.080 b	0.205 b	0.493 c
秀水 213 Xiushui 213	0.151 d	0.235 f	0.072 e	0.062 g	0.496 c
嘉花 1 号 Jiahua 1	0.104 f	0.379 d	0.074 c	0.063 g	0.532 b
平均值 Average	0.144	0.426	0.071	0.112	0.469

注:同一栏中标以不同小写字母的数字间差异显著。

Note: The values within a column followed by a different letter are significantly different at the 0.05 probability level.

将6个试点按土壤pH值划分为3类(表1)。第1类,土壤pH 5.34~5.75,包括绍兴诸暨和嘉兴秀洲;第2类,土壤pH 6.03~6.30,包括湖州吴兴、宁波慈溪和嘉兴秀城3个试点;第3类,土壤pH 8.50,仅杭州萧山1个试点。结果表明,除Ni外,随着土壤pH下降,土壤中其他4种重金属含量均明显上升(表1);而籽粒中则除Pb外,其他4种重金属含量均随着土壤pH的降低而增加(表2)。

2.2 籽粒重金属含量的基因型与环境效应

AMMI模型分析表明(表3),对籽粒中5种重金属的效应,环境、基因型及其互作均达极显著,但它们的相对作用大小因重金属种类不同而有一定的差

异。Cd的基因型效应最大,其效应(SS,平方和)占总效应(总SS)的比例达44.3%,其次为基因型与试点互作效应,占33.3%,环境占SS 21.1%;As和Ni的环境与基因型互作效应最大,分别占59.8%和51.0%;Ni的环境效应其次,达38.2%,基因型效应仅占9.9%;而As的基因型效应排第二,占21.8%,环境效应仅占16.2%;Cr和Pb具有最大的环境效应,分别占42.2%和47.7%,Cr的基因型与环境互作效应其次,占38.6%,基因型效应占17.9%,而Pb的基因型效应占28.4%,为其次,基因型与环境互作效应为23.8%。

表3 籽粒重金属含量的AMMI分析结果
Table 3 The results of AMMI analysis for grain heavy metal concentrations

变异来源 Sources of variation	Cd		Cr		As		Ni		Pb	
	SS	F value	SS	F value	SS	F value	SS	F value	SS	F value
总效应 Total	0.853		12.988		0.179		3.624		1.781	
处理 Treatment	0.841	72.9**	12.81	73.1**	0.175	54.7**	3.593	120.8**	1.770	166.9**
基因型 Genotype (G)	0.378	211.1**	2.323	85.5**	0.039	78.8**	0.357	77.5**	0.505	307.4**
环境 Environment (E)	0.180	220.8**	5.476	443.5**	0.029	129.1**	1.386	661.4**	0.850	1138.3**
G × E	0.284	31.8**	5.011	36.9**	0.107	43.1**	1.850	80.3**	0.415	50.5**
PCA1	0.147	9.8**	3.953	29.0**	0.056	7.7**	0.801	4.0**	0.337	92.1**
PCA2	0.077	5.9**	0.594	5.2**	0.035	5.5**	0.591	3.4**	0.056	17.6**
PCA3	0.045	4.1**	0.323	3.3**	0.009	1.60	0.246	1.7**	0.018	6.6**
残差 Residual	0.016		0.141		0.008		0.213		0.004	
误差 Error	0.012		0.178		0.003		0.030		0.011	

注:SS,平方和; *和**分别表示差异显著和极显著。

Notes: SS, sum of square; * and **: significance at the 0.05 and 0.01 probability levels, respectively.

2.3 籽粒重金属含量的基因型和环境稳定性分析

为了深入探讨基因型与环境交互作用的特征和评定基因型与环境的相对稳定性,进行了主成分分析和基因型与环境稳定系数 D_i 值的计算。主成分分析(PCA)表明(表3),3个交互作用主成分轴(IPCA1-3)均达极显著。由表4可见,5种重金属的 D_i 值均呈环境效应大于基因型效应。以Cr的 D_i 最大,依次为Ni、Pb和Cd,As最小,且试点与基因型一致,说明Cr最不稳定,As最稳定。表4表明,随着土壤pH下降,籽粒Cd、Cr、As含量增大,而Ni减小,Pb则无明显变化。说明,水稻籽粒重金属含量及其稳定性因环境、基因型有较大变异,亦因重金属种类而异。因此,为降低稻米中特定重金属含量,应针对其污染特点进行基因型选择,并同时考虑籽粒重金属含量的基因型稳定性。

2.4 稻米和土壤中DTPA提取态Cd、Cr、As、Ni、Pb、Fe和Zn含量间的相关性

从表5可见,低pH(土壤酸化)可提高Cd、As、

Cr、Pb和Fe的有效态含量。相关分析表明,Cd和Cr、As或Ni间存在显著正相关,说明这些重金属在土壤中可能发生复合污染。与此相似,如Cr和As之间以及Pb和As之间也表现为显著的正相关。两种营养元素Fe和Zn与土壤中一些有毒重金属有效态含量之间也存在着一定相关性,Fe和Cr之间以及Zn和Ni或Pb之间存在显著正相关,而Fe和As之间及Zn和Cr之间则为显著的负相关,说明高的土壤Fe有效性与高的Cr有效性和低的As有效性相关联。同样,土壤的Zn有效性高,往往Ni和Pb的有效性也较高,而Cr的有效性较低。

同样,由表5可见,稻米Cd与As、Pb或Fe含量间、Cr与Ni含量间、As与Pb含量间以及稻米Fe与Zn含量间均为显著的正相关。说明稻米中较高的Cd含量可能伴随着较高的As和Pb含量,与此相似,较高的Cr含量也伴随着较高的Ni含量,较高的As含量伴随着较高的Pb含量,而籽粒中Fe含量的提高,可能同时伴随Cd含量的增加。此外,籽粒Fe

和 Zn 含量可能会同步提高,这对改善稻米营养品质 是有利的。

表4 以 AMMI 分析的基因型和环境稳定性参数

Table 4 The stability parameters of genotype and environment based on AMMI analysis

环境与基因型 Environment and genotype	D_1					
	Cd	Cr	As	Ni	Pb	
环境 Environment	宁波慈溪 Cixi, Ningbo	0.305	0.813	0.337	0.640	0.349
	杭州萧山 Xiaoshan, Hangzhou	0.125	0.240	0.154	0.506	0.320
	绍兴诸暨 Zhuji, Shaoxing	0.409	0.811	0.265	0.275	0.548
	湖州吴兴 Wuxing, Huzhou	0.443	0.527	0.300	0.429	0.276
	嘉兴秀城 Xiucheng, Jiaxing	0.227	0.322	0.086	0.524	0.209
	嘉兴秀洲 Xiuzhou, Jiaxing	0.305	0.772	0.208	0.368	0.151
按土壤 pH 试点的 分类 Location type based on soil pH	第一类 Type 1 (5.34-5.75)	0.357	0.567	0.237	0.322	0.350
	第二类 Type 2 (6.03-6.30)	0.325	0.554	0.241	0.531	0.278
	第三类 Type 3 (8.50)	0.125	0.240	0.154	0.506	0.320
	平均值 Mean	0.302	0.581	0.225	0.457	0.309
	基因型 Genotype	秀水 110 Xiushui 110	0.172	0.347	0.141	0.355
ZH9826		0.229	0.303	0.206	0.144	0.088
秀水 52 Xiushui 52		0.233	0.518	0.223	0.260	0.223
秀水 11 Xiushui 11		0.131	0.460	0.054	0.350	0.178
宁 67 Ning 67		0.363	0.643	0.210	0.360	0.335
秀水 217 Xiushui 217		0.185	0.262	0.308	0.293	0.339
春江 101 Chunjiang 101		0.105	0.543	0.020	0.558	0.174
嘉绍 2 号 Jiashao 2		0.380	0.368	0.213	0.448	0.201
雨梗 16 Yongjing 16		0.191	0.594	0.199	0.281	0.282
秀水 63 Xiushui 63		0.236	0.367	0.072	0.072	0.300
秀水 213 Xiushui 213		0.174	0.401	0.087	0.192	0.236
嘉花 1 号 Jiahua 1		0.138	0.315	0.113	0.585	0.228
平均值 Mean		0.211	0.427	0.154	0.325	0.223

表5 稻米和土壤中 DTPA 提取态 Cd、Cr、As、Ni、Pb、Fe 和 Zn 含量的相关性

Table 5 The correlation coefficients among grain metal concentrations and soil DTPA-extracted metal contents

土壤 Soil	pH	Cd	Cr	As	Ni	Pb	Fe	Zn
pH	1							
Cd	-0.367*	1						
Cr	-0.750**	0.580**	1					
As	-0.469*	0.742**	0.438*	1				
Ni	0.101	0.553**	0.238	0.203	1			
Pb	-0.365*	0.323	0.139	0.465*	-0.314	1		
Fe	-0.705**	0.228	0.486**	-0.528**	-0.087	0.012	1	
Zn	-0.042	0.087	-0.528**	-0.234	0.790**	0.340*	0.028	1
稻米 Rice grain		Cd	Cr	As	Ni	Pb	Fe	Zn
Cd		1						
Cr		0.157	1					
As		0.329**	0.052	1				
Ni		-0.058	0.229*	0.067	1			
Pb		0.235*	0.208	0.229*	-0.003	1		
Fe		0.326**	0.177	0.059	0.034	0.204	1	
Zn		0.206	0.047	0.140	-0.135	0.165	0.364**	1

注: * 和 ** 分别表示差异显著和极显著。

Note: * and **: significance at the 0.05 and 0.01 probability levels, respectively.

3 讨论

在受重金属轻、中度污染的土壤上,能否持续进行作物安全生产已受到普遍关注。本研究表明,基因型、环境及基因型与环境互作对籽粒 Cd、Cr、As、Ni、Pb 含量均具有极显著影响。除 Pb、Cr 的环境效应最大外,其他 3 种重金属的基因型效应均明显大于环境效应,尤其是 Cd,基因型效应占主导地位,进

一步证实了通过筛选和选育品种从而减少籽粒 Cd、As 和 Ni 等含量的可能性。另一方面,由于籽粒 Pb、Cr 含量受环境条件(尤其是土壤条件)影响较大,故从改善农艺措施以降低土壤 Pb 和 Cr 的有效性或从减少水稻的吸收等方面着手,降低稻米中 Pb 和 Cr 的含量可能更为有效。鉴于籽粒 Cd、Cr、As、Ni、Pb 含量存在着极显著的基因型与环境互作效应,应该针对特定重金属污染的环境进行基因型选择。显

然,选择籽粒重金属积累低且对环境变化较稳定的基因型是品种选择的首要目标。同时,由于环境间籽粒重金属含量稳定性也有较大差异,因而,在一些籽粒重金属含量变异互作效应较大的地区或田块进行安全稻米生产时,选择合适的品种尤为重要。例如,对于环境效应较大的 Pb 含量,绍兴和诸暨点各基因型平均值最高(0.264 mg/kg),且 D_i 值(0.548)也最大,如果选择具有负向互作效应的基因型将能有效降低籽粒 Pb 含量。迄今,对于作物籽粒重金属含量的基因型与环境互作效应的内在机制尚有不少不明之处,仍需进一步研究。

作物种间和种内不同基因型之间在重金属的吸收和积累上存在着明显差异^[15-16],水稻籽粒重金属含量的基因型差异也已有不少报道^[17-19]。水稻对一些有毒重金属的吸收和积累基因型间存在着显著差异,这为筛选和选育低重金属积累水稻品种展示了巨大潜力和良好前景。本研究所采用的 12 个晚粳稻基因型间,均存在籽粒 Cd、Cr、As、Ni 和 Pb 含量的极显著差异,以 Cd 为例,秀水 52 较春江 101 高 4.40 倍。通过筛选重金属低积累的基因型(亲本),创制和培育籽粒重金属低积累的环保型品种,可为轻、中度重金属污染土壤上持续生产安全稻米提供一条经济、有效的途径。事实上,通过育种途径降低作物籽粒 Cd 含量的尝试已在向日葵和硬粒小麦上进行,并已取得了一定进展^[1]。

土壤 pH 是影响重金属在土壤中的形态变化、迁移及其有效性的最重要因子之一^[20]。随着土壤 pH 升高,土壤对 Cd、Cu、Zn 等的吸附力上升,其有效性也相应降低^[21]。与之相反,土壤酸化(土壤 pH 下降)通常增加重金属的有效性^[22]。本试验表明,土壤 pH 对重金属有效态含量有显著影响,进而又影响水稻对重金属的吸收和积累。因此,一些减轻土壤酸化(提高土壤 pH)的农艺措施(如施用石灰等)可望降低土壤中一些有毒重金属的有效性,从而降低水稻籽粒中这些重金属的积累。但这些措施大多只能暂时缓解重金属的危害,还可能导致二次污染,不能从根本上解决问题^[23-24]。

植物根际与体内元素间的互作也影响植物对重金属的吸收和积累^[25]。本研究揭示,土壤中一些重金属间可能会产生复合污染,同时,一些提高土壤 Fe 和 Zn 有效性的措施也可能引起一些有毒重金属有效性的增加,如 Fe 伴随 Cr 的增加,Zn 增加 Ni 和 Pb。同样,稻米中较高的 Cd 含量可能伴随着较高的

As 和 Pb 含量,较高的 Cr 含量也伴随着较高的 Ni 含量,较高的 As 含量伴随着较高的 Pb 含量,籽粒中重要有益元素 Fe 的提高可能也会伴随着较高的 Cd 含量,而籽粒 Fe 和 Zn 含量可能会同步提高。这表明,有可能筛选培育出几种甚至多种重金属低积累的基因型。近年来,通过选育籽粒低植酸的水稻品种以提高 Fe、Zn 等营养元素的有效性已成为一大热点^[26],且已在低植酸含量品种(突变体)的筛选和培育中,一定程度上提高了籽粒中 Ca、Fe、Zn 等人体必需营养成分的含量^[27]。但由于籽粒 Fe、Zn 等营养元素含量与一些有毒重金属积累存在显著正相关,降低籽粒植酸含量的同时可能引起籽粒中一些有毒重金属含量的增加,这显然对安全稻米的生产不利。因而,这些问题也值得进一步研究明确。

References

- [1] McLaughlin M J, Parker D R, Clarke J M. Metals and micronutrients-food safety issues. *Field Crops Res*, 1999, 60:143-163
- [2] Brzóska M M, Moniuszko-Jakoniuk J. Interactions between cadmium and zinc in the organism. *Food Chem Toxicol*, 2001, 39:967-980
- [3] Zhang G P, Fukami M, Sekimoto H. Influence of cadmium on mineral concentrations and yield components in wheat genotypes differing in Cd tolerance at seedling stage. *Field Crops Res*, 2002, 77:93-98
- [4] Liu J G, Liang J S, Li K Q, Zhang Z J, Yu B Y, Lu X L, Yang J C, Zhu Q S. Correlations between cadmium and mineral nutrients in absorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress. *Chemosphere*, 2003, 52: 1467-1473
- [5] Arai T, Ae N. Genotypic variation in cadmium levels of rice grain. *Soil Sci & Plant Nutr*, 2003, 49(4): 473-479
- [6] Cheng W D, Zhang G P, Yao H G, Dominy P, Wang R Y. The difference in growth and four microelement concentrations between two rice genotypes differing in grain cadmium accumulating capacity. *Agric Sci in China*, 2004, 3(6):416-424
- [7] Norvell W A, Wu J, Hopkins D G, Welch R M. Association of cadmium in durum wheat grain with soil chloride and chelate-extractable soil cadmium. *Soil Sci Soc Am J*, 2000, 64:2162-2168
- [8] Moral R, Gilkes R J, Moreno-Caselles J. A comparison of extractants for heavy metals in contaminated soils from Spain. *Commun Soil Sci & Plant Anal*, 2002, 33:2781-2791
- [9] Nan Z R, Li J, Zhang J J, Zhang J M, Cheng G D. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. *Sci Total Environ*, 2002, 285:187-195
- [10] Wu J, Norvell W A, Hopkins D G, Welch R M. Spatial variability of grain cadmium and soil characteristics in a durum wheat field. *Soil Sci Soc Am J*, 2002, 66:268-275
- [11] Linsay W L, Norvell W A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci Soc Am J*, 1978, 42:421-428
- [12] Crossa J, Gauch Jr H G, Zobel R W. Additive main effects and

- multiplicative interaction analysis of two international maize cultivar trials. *Crop Sci*, 1990, 30: 493-500
- [13] Zhang Z(张泽), Lu C(鲁成), Xiang Z-H(向仲怀). Analysis of variety stability based on AMMI model. *Acta Agron Sin* (作物学报), 1998, 24(3): 304-309 (in Chinese with English abstract)
- [14] Tang Q-Y(唐启义), Feng M-G(冯明光). DPS Data Processing System for Practical Statistics (实用统计分析及其 DPS 数据处理系统). Beijing: Science Press, 2002 (in Chinese)
- [15] Wu F B, Zhang G P. Genotypic variation in kernel heavy metal concentrations in barley and as affected by soil factors. *J Plant Nutr*, 2002, 25: 1163-1173
- [16] Li Y M, Chaney R L, Schneiter A A, Miller J F, Elias E M, Hammond J J. Screening for low grain cadmium phenotypes in sunflower, durum wheat and flax. *Euphytica*, 1997, 94: 24-30
- [17] Mariahita T, Fumoto N, Yoshizawa T, Kagawa K. Varietal differences in cadmium levels of rice grains of *japonica*, *indica*, *javanica* and hybrid varieties produced in the same plot of a field. *Soil Sci & Plant Nutr*, 1997, 33: 629-637
- [18] Arso T, Ae N. Genotypic variation in cadmium levels of rice grain. *Soil Sci & Plant Nutr*, 2003, 49(4): 473-479
- [19] Liu J G, Liang J S, Li K Q, Zhang Z J, Yu B Y, Lu X L, Yang J C, Zhu Q S. Correlations between cadmium and mineral nutrients in absorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress. *Chemosphere*, 2003, 52: 1467-1473
- [20] Elzahabi M, Yong R N. pH influence on sorption characteristics of heavy metal in the vadose zone. *Eng Geol*, 2001, 60: 61-68
- [21] Kuo S, Jellum E J, Baker A J. The effect of pH on metal uptake. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, 139: 122
- [22] Garrett R G, MacLaurin A I, Gawalko E J, Tkachuk R. A prediction model for estimating the cadmium content of durum wheat from soil chemistry. *J Geochemical Exploration*, 1998, 64: 101-110
- [23] Mulligan C N, Yong R N, Gibbs B F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an review. *Eng Geol*, 2001, 60: 193-207
- [24] Wenzel W W, Adriano D C, Salt D, Smith R. Phytoremediation: a plant-microbe-based remediation system. In: Adriano D C, Bollag J M, Frankenberger W T, Sims R C. eds. Bioremediation of Contaminated Soils. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA, 1999. pp 457-508
- [25] Fox M R S. Effect of essential minerals on cadmium toxicity: A review. *J Food Sci*, 1974, 39: 321-324
- [26] Raboy V. Biochemistry and genetics of phytic acid synthesis. In: Morre D J, Boss W, Loewus F A eds. Inositol Metabolism in Plants. New York: Wiley-Liss Press, 1990. pp 52-73
- [27] Raboy V. Seeds for a better future: 'Low phytate' grains help to overcome malnutrition and reduce pollution. *Trends Plant Sci*, 2001, 6 (10): 458-462