

中国农田重金属问题的若干思考*

曾希柏¹ 徐建明^{2†} 黄巧云³ 唐世荣⁴ 李永涛⁵ 李芳柏⁶
周东美⁷ 武志杰⁸

(1 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081)

(2 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058)

(3 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070)

(4 农业部天津环境保护科研监测所, 天津 300191)

(5 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642)

(6 广东省生态环境与土壤研究所, 广州 510650)

(7 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(8 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘要 在对我国若干典型区域调研及资料分析的基础上, 作出了当前我国耕地重金属“主产区基本安全, 重点区域风险较大”的基本判断, 提出了针对农田土壤采用“重金属含量超标”替代“重金属污染”的观点, 指出我国农业主产区农田重金属存在明显的累积趋势。同时, 在对我国土壤重金属钝化和活化、植物吸收和阻控、微生物转化和利用等研究成果进行总结和借鉴基础上, 提出了强化重金属超标农田安全利用、重金属含量阈值制订、重金属污染源头和过程阻控、污染农田修复以及产地环境安全保障体系等系列建议。

关键词 农田; 重金属; 超标; 风险

中图分类号 X53 **文献标识码** A

农田重金属的含量状况由于关系到农产品质量安全、人类和动物健康等, 因此, 其作为耕地质量的一个重要评价指标越来越受到广泛关注。20 世纪 90 年代以来, 随着工业化和城市化的快速发展, 污染物大量排放和不当处置、部分不合格化学品农用等导致我国农田重金属累积和超标等环境问题日益凸显, 已经引起了社会各界的高度关注。然而, 迄今为止由于缺乏全面的土壤重金属普查资料, 一般对超过土壤质量标准一级的土壤均称之为污染土壤, 因此关于土壤重金属污染状况的说法多种多样, 有学者估计我国目前有约 20% 的土壤受重金属污染, 亦有学者认为在 10% 左右甚至更低^[1-3], 这些分歧在一定程度上影响了对土壤重金属状况的准确判断。本文基于作者们近年的调查结果和认识, 搜集了国内外相关文献资料, 对我国农田重金属状况进行了较全面和系统地分析, 并就相关问题进行了讨论, 旨在为农田重金属相关研究和管理提供参考。

1 农田重金属的基本状况

1.1 农业主产区农田重金属含量基本安全

尽管国内关于重金属调查和不同区域土壤重金属状况的研究很多, 但这些研究大多针对工矿和冶炼厂区周边地区、城郊蔬菜地等, 对农业主产区耕地重金属现状的调查和分析相对较少, 在客观上造成了对我国部分地区土壤重金属污染状况估计过高。近年来, 我们在山东、甘肃、河南、吉林等粮食主产区, 按照基本等距离采样的原则, 以县为单元较为系统地分析若干耕地 0~20 cm 土层重金属状况^[4-9]。结果表明我国农业主产区耕地重金属的状况总体较好。

在所调查的四个区域中(表 1), 耕地重金属含量超过《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》^[10] II 级的样品比例相对较低, 可以认为主产区农田土壤重金属含量基本上在安全范围内。含量超过《土壤

* 国家“十二五”科技支撑计划(2012BAD14B02, 2012BAD05B06)和农业部行业专项(201203045)的部分内容

† 通讯作者: E-mail: jmxu@zju.edu.cn

作者简介: 曾希柏(1965—), 男, 研究员, 博士。E-mail: xbzeng@caas.ac.cn

收稿日期: 2012-06-30; 收到修改稿日期: 2012-10-18

环境质量标准(GB15618-1995)》Ⅱ级的样品比例在 2.3%~21.1%,主要超标的元素是 Cd,此外 Ni、Zn 含量亦有部分样品超标;超过Ⅲ级标准的样品比例在 0.7%~7.5%,全部为 Cd,其他元素没有出现超过Ⅲ级的样品。吉林四平、河南商丘、甘肃武威等三个地区部分样品的 Cd 含量超过Ⅱ级标准,其他元素含量未超过Ⅱ级标准。山东寿光的样品中,2.3%的 Ni 含量超过Ⅱ级标准,3.1%的 Zn 含量超

过Ⅱ级标准。我国农田 Cd 含量超标率较高可能与我国土壤环境质量标准中 Cd 的含量标准划分相对严格有密切关系。

1999 年至 2004 年实施的“土壤质量演变规律与持续利用”“973”项目中有关重金属的测定结果也表明,我国黑土、潮土、水稻土等重要类型耕地的土壤环境(健康)质量总体良好,仅仅在局部地区出现了不同类型和程度的污染(表 2)^[11]。

表 1 我国几个农业主产区耕地表层重金属含量状况(mg kg⁻¹)^[4-9]

Table 1 Heavy metal contents of surface soils in main agricultural regions of China (mg kg⁻¹)

重金属元素 Heavy metals	吉林四平 Siping, Jilin (n = 147)				山东寿光 Shouguang, Shandong (n = 128)			
	平均值 ± 标准差 ^①	超过Ⅰ级 % ^②	超过Ⅱ级 % ^③	超过Ⅲ级 % ^④	平均值 ± 标准差 ^①	超过Ⅰ级 % ^②	超过Ⅱ级 % ^③	超过Ⅲ级 % ^④
Zn	74.5 ± 27.9	15.6	0	0	104 ± 55.5	42.2	3.1	0.8
Cu	26.0 ± 14.7	21.8	0	0	28.6 ± 12.6	18.8	0	0
Cd	0.6 ± 0.9	42.2	21.1	7.5	0.4 ± 0.4	59.4	18.0	4.7
Cr	46.9 ± 14.8	0.7	0	0	51.4 ± 9.9	0	0	0
As	8.9 ± 3.0	0.7	0	0	9.7 ± 2.0	1.6	0	0
Ni	21.2 ± 5.6	0	0	0	29.9 ± 7.7	10.2	2.3	0
Pb	15.2 ± 4.0	0	0	0	18.4 ± 4.3	1.6	0	0

重金属元素 Heavy metals	河南商丘 Shangqiu, Henan (n = 182)				甘肃武威 Wuwei, Gansu (n = 135)			
	平均值 ± 标准差 ^①	超过Ⅰ级 % ^②	超过Ⅱ级 % ^③	超过Ⅲ级 % ^④	平均值 ± 标准差 ^①	超过Ⅰ级 % ^②	超过Ⅱ级 % ^③	超过Ⅲ级 % ^④
Zn	70.9 ± 13.4	2.7	0	0	82.3 ± 15.4	11.1	0	0
Cu	22.8 ± 6.6	3.8	0	0	32.1 ± 6.8	23.7	0	0
Cd	0.3 ± 0.2	52.2	17.6	1.6	0.4 ± 0.2	85.9	11.9	0.7
Cr	52.1 ± 11.7	1.1	0	0	53.4 ± 4.1	0	0	0
As	10.9 ± 2.3	4.9	0	0	13.7 ± 2.1	25.2	0	0
Ni	27.2 ± 4.4	1.6	0	0	29.1 ± 2.3	0	0	0
Pb	15.9 ± 3.9	1.6	0	0	20.7 ± 3.6	0.7	0	0

① Mean ± Standard deviation; ② > standard I %; ③ > standard II %; ④ > standard III %

表 2 我国三大土区耕地表层重金属含量状况(mg kg⁻¹)(根据曹志洪和周健民^[11]整理)

Table 2 Heavy metal contents of surface soils in three agricultural regions of China based on Cao and Zhou (mg kg⁻¹)

重金属元素 Heavy metals	黑土区 Black soil region (n = 396)		潮土区 Fluvo-aquic soil region (n = 108)		水稻土区 Paddy soil region ¹⁾	
	平均值 ± 标准差 ^①	变异系数% ^②	平均值 ± 标准差 ^①	变异系数% ^②	平均值 ± 标准差 ^①	变异系数% ^②
Zn	93.0 ± 28.0	30.1	61.5 ± 9.7	15.8	102 ± 20.1	—
Cu	20.7 ± 5.4	26.1	25.4 ± 10.1	39.6	25.8 ± 5.8	—
Cd	0.11 ± 0.05	46.0	0.22 ± 0.12 ²⁾	57.5	0.10 ± 0.13	—
Cr	64.8 ± 17.1	26.4	60.5 ± 18.8	31.1	63.3 ± 10.8	—
As	15.7 ± 2.7 ³⁾	17.2	8.08 ± 1.86	23.0	8.78 ± 2.08	—
Ni	30.0 ± 6.8 ³⁾	0	25.1 ± 3.9	15.4	—	—
Pb	19.7 ± 6.8	14.7	17.2 ± 3.7	21.5	19.1 ± 7.65	—
Hg	0.09 ± 0.08	90.2	0.07 ± 0.03	45.8	0.20 ± 0.12	—

① Mean ± Standard deviation; ② CV%; 1) 样品数不详 The number of samples is unknown; 2) n = 107; 3) n = 191

1.2 农业主产区农田重金属累积趋势明显

根据相关调查结果,并与相应地区多年结果比较,近年来,随着单位面积耕地中农业投入品用量的不断增加,特别是 Cd 含量较高的部分进口磷肥、复合肥投入量的增加,以及含 As、Zn、Cu 较高的部分集约化养殖场畜禽粪便施用量的大幅度增加,农田中重金属出现了较明显的累积现象。据吉林四平、山东寿光、甘肃武威、河南商丘等地采集当地常用的各种肥料、畜禽粪便等样品的分析结果,磷肥及含磷复合肥中各种重金属元素的含量分别为 Cd $0 \sim 37.7 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Cu $0.87 \sim 304 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Zn $0.99 \sim 4\,464 \text{ mg kg}^{-1}$ 、As $0.13 \sim 120 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Pb $0.02 \sim 127 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Cr $0.07 \sim 381 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Ni $0 \sim 28.3 \text{ mg kg}^{-1}$,集约化养殖场猪粪中各种重金属元素的含量为 Cd $0.22 \sim 2.93 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Cu $35.3 \sim 1\,008 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Zn $188 \sim 1\,068 \text{ mg kg}^{-1}$ 、As $3.54 \sim 83.5 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Pb $4.82 \sim 29.0 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Cr $7.82 \sim 39.4 \text{ mg kg}^{-1}$ 、Ni $8.18 \sim 25.8 \text{ mg kg}^{-1}$ (未刊数据)。浙江嘉兴 200 个猪粪样品的测定结果也表明猪粪中 Cu 和 Zn 的平均含量分别高达 988 mg kg^{-1} 和 $1\,514 \text{ mg kg}^{-1}$ ^[12]。长期施用有机肥可导致土壤和糙米中铜、锌、镉等重金属的积累^[12-13]。很显然,部分农业投入品中某些重金属的含量过高,是导致农田相应重金属积累的重要原因。从表 1 的结果看,耕地土壤重金属含量超过 I 级标准的比例除 Cd 外,Cu 和 Zn 的也较高,这与相关地区农业投入品、特别是畜禽粪使用量较大有较大关系。当然,从调查结果看,某些进口的磷肥、复合肥中 Cd 等重金属含量超标问题严重,需要引起重视。

尽管目前国内研究者对耕地重金属含量的长期定位监测不多,且已有的监测点大多分布在高风险区域,真正用于研究的并不多。但根据我们的相关研究结果^[12-16],近年来耕地中重金属的累积则是客观存在的事实,这种现象在集约化程度较高、农业投入品用量大的耕地上尤为明显。对这些地区的调查结果表明,农田土壤的重金属含量大多高于背景值,即存在所谓的“累积”问题。当然,对于农业投入品用量相对较大的设施菜地、集约化蔬菜种植地而言,其含量不仅高于背景值,而且部分元素的含量也明显高于一般大田土壤。根据我们在山东寿光 62 个土壤样品的调研结果发现,设施菜地表层土壤 Cu、Zn、Pb、Cr 等重金属含量与种植年限均存在显著或极显著的相关性。很显然,随着设施菜地种植年限的延长,农业投入品数量增加,部分重金

属元素向土壤的输入大于输出,导致这些元素在土壤中的积累。不少地方即使肥料中重金属含量不高,但由于施肥量过高,也会引起重金属积累。如果这样趋势继续下去,若干年后耕地中部分重金属的含量超标将不可避免。而且,根据我们的调研结果,在我国其他农业主产区,由于使用重金属含量较高的磷肥、复合肥、污泥及畜禽粪便等,耕地表层中重金属的累积速度更快,部分农田含量已经超标,必须引起足够重视。因此,在当前严格控制工业排放对农田污染的同时,应限制肥料的过量施用,加强农业投入品的质量检验,杜绝重金属含量超标的投入品进入农田,遏制耕地重金属的累积趋势,从而保障农业环境和农产品质量安全。

1.3 高风险区域农田重金属超标较严重

在常说的重金属高风险区,即采矿区和冶炼区周边及部分城郊地区,农田重金属的含量较高,部分已超过《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》Ⅲ级,并对农产品安全生产构成了严重威胁,国内研究者甚至媒体对这类问题最为关注,相应的报道也较多。从作者在湖南株洲某冶炼区、湖南石门采矿区、甘肃白银采矿区、广东汕头采矿区周边较小区域采集农田土壤的分析结果(表 3)来看^[17-18],农田重金属含量较高,单一样品超过《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》Ⅲ级的比例较高,且部分样品存在一定程度的复合超标。湖南石门有亚洲最大的雄黄矿,其开采历史较长,矿区周边土壤重金属中唯 As 含量超标较严重。其他 3 个地区均存在多种重金属含量超标的情况。其普遍的问题是:(1)每个调查点土壤样品均有三种以上元素超过Ⅲ级含量标准,占采集样品的比例达 10% 以上,最高甚至达 91.2%,但不同元素间超标的情况不尽相同。(2)在所有元素中,超标最严重、超标样品比率最高的是 Cd,除湖南石门外几乎所有地方样品的超标率均较高;其次为 As,在调查的 4 个地区均存在较大程度超标,其超标幅度达 21.1% ~ 62.3%,而 Zn、Cu、Pb 等元素超标样品的比例则相对较低。(3)由于到采矿中心区或冶炼区的距离不同,重金属向周边扩散的途径不一等多种原因,各地区不同采样点样品中重金属含量变异很大,部分元素的标准差甚至超过其平均含量。这些结果与此前诸多媒体和专家的报道有较高的相似性,说明在我国部分采矿区、冶炼区等重金属扩散的重点区域,农田中重金属含量超标的现象确实较严重,必须引起高度重视。

表 3 几个典型高风险区耕地表层重金属含量状况 (mg kg^{-1})^[17-18]Table 3 Heavy metal contents of surface soils in typical high-risk agricultural areas (mg kg^{-1})

重金属元素 Heavy metals	湖南株洲 Zhuzhou, Hunan ($n = 34$)		湖南石门 Shimen, Hunan ($n = 39$)		甘肃白银 Baiyin, Gansu ($n = 57$)		广东汕头 Shantou, Guangdong ($n = 69$)	
	平均值 \pm 标准差 ^①	超过 III 级 % ^②	平均值 \pm 标准差 ^①	超过 III 级 % ^②	平均值 \pm 标准差 ^①	超过 III 级 % ^②	平均值 \pm 标准差 ^①	超过 III 级 % ^②
	Zn	485 \pm 487	25.6	73.2 \pm 16.5	0	310 \pm 638	12.3	249 \pm 8.2
Cu	54.7 \pm 31.3	0	24.9 \pm 5.4	0	88.2 \pm 132	5.3	179 \pm 39.1	8.7
Cd	5.9 \pm 8.0	71.2	0.5 \pm 0.1	0	5.6 \pm 8.9	26.3	0.7 \pm 0.1	26.1
Cr	74.4 \pm 29.7	0	58.4 \pm 9.7	0	50.3 \pm 7.3	0	—	—
As	36.8 \pm 21.9	35.3	79.0 \pm 166	43.6	28.7 \pm 33.5	21.1	118 \pm 188	62.3
Ni	29.4 \pm 7.3	0	30.6 \pm 6.0	0	31.7 \pm 6.5	0	—	—
Pb	269 \pm 232	14.7	29.9 \pm 3.9	0	131 \pm 341	5.3	125 \pm 6.0	0

① Mean \pm Standard deviation; ② > standard III %

2 农田土壤重金属“超标”与“污染”

2.1 土壤重金属含量标准

完善的农业质量标准体系是保障农产品安全的必要条件。从农产品的安全生产、加工到流通,农业标准化是贯穿整个农产品安全领域的主题,农业标准化的实施也是确保农产品安全生产、减少投入、提高效率的必由之路。我国政府正在逐步实施农业标准化,建立完整的农业质量标准体系。经过多年的努力,成熟的农业科研成果已基本被转化为标准,农业标准体系框架初步形成。但是,由于环境与社会因素的影响,相关标准体系不够明确细致,一些盲点逐渐显现,食品安全问题频频发生,已经为我国食品质检体系的监控敲响了警钟。对于可能存在的污染问题进行充分的研究,及时制定相关标准可以起到有效的预警和防范作用,充分保证标准体系的完整性。

有针对性的农产品产地环境污染物的分类标准的缺失,是我国农业质检体系的一大漏洞,而由此产生的环境和食品安全问题不容忽视。因此,研究产地重金属评价方法体系,提出相应的措施建议,确保农产品中重金属含量不超标,是保障我国食品安全的重要基础。但是,我国现行《土壤环境质量标准》是从总体上对土壤环境进行评价和管理,并不针对具体作物,因此不能用于不同作物种类安全生产的产地环境质量的评价与分类,即不能满足我国不同种类农作物安全生产的需要。因此,针对不同种类农作物的特点加强产地环境安全性评价研

究,建立各类农作物产地土壤重金属安全阈值和评价标准,按照重金属含量水平合理布局农作物,不仅可以避免农产品重金属的超标问题,还可以安全有效地利用不同重金属污染程度的农业土壤,最大限度地利用有限的耕地资源,为我国农产品安全生产和污染受损耕地的合理利用与修复提供科学依据。

2.2 对重金属“超标”与“污染”农田的基本考虑

目前,国内对重金属超标与污染的区分很不严谨。在大多数情况下,许多学者将某种重金属含量超过土壤质量标准二级的土壤称之为“污染土壤”。在近年的相关报道中,认为我国污染耕地面积超过 20% 或 10%,所采用的标准基本上是属于超过《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》中二级含量的调查样点百分数。我们认为,这种定义污染土壤的方法是不严谨的,这也是认为当前我国污染农田比例过高的重要原因之一。同时,对污染土壤的提法、定义及标准等方面的不统一,也是导致上述结论的另一重要原因。

按照《现代汉语词典(第 5 版)》,污染是指“有害物质混入空气、土壤、水源等造成危害”,从这种意义上说,污染是一个性质相对严重的概念,农田重金属污染意味着可能对作物生产或人类健康具有一定影响。而按照《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》,根据土壤应用功能和保护目标,将土壤环境质量分为三类: I 类主要适用于国家规定的自然保护区(原有背景重金属含量高的除外)、集中式生活饮用水源地、茶园、牧场和其他保护地区的土壤,土壤质量基本上处于自然背景水平; II

类主要适用于一般农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场等土壤,土壤质量基本上对植物和环境不造成危害和污染;Ⅲ类主要适用于林地土壤及污染物容量较大的高背景值土壤和矿产附近等地的农田土壤(蔬菜地除外),土壤质量基本上对植物和环境也不造成危害和污染。而对其标准分级的定义为:“一级”为保护区域自然生态,维持自然背景下的土壤环境质量的限制值;“二级”为保障农业生产,维持人体健康的土壤限制值;“三级”为保障农林业生产和植物正常生长的土壤临界值。

与此同时,即使是耕地中重金属含量超标,实际上也只是一个相对的概念,因为其标准的制订在很大程度上具有主观性,特别是我国《土壤环境质量标准(GB15618-1995)》系1995年制订,当时数据资料尚不完善,主要是参照国外的标准制订,某些指标标准相对较严格。如该标准中Cd的阈值过低,而Pb的阈值过高。因此,根据土壤类型、作物吸收等特性,尽快制定适合我国国情的土壤环境质量标准,已经成为当前重金属等相关研究的迫切需求。徐建明等曾提出了一个既沿用土壤pH又考虑土壤质地作为重要划分因子的土壤环境质量标准建议方案^[19]。

3 土壤重金属的研究现状及其借鉴

明晰重金属污染源及其土壤环境行为的差异,是确定污染治理措施的重要前提。因此,深入了解重金属的土壤化学与生物化学行为,借鉴和发展重金属的土壤钝化和活化、植物吸收和阻控、微生物转化和利用等研究成果,对今后开展土壤重金属领域的深入研究显得尤为重要。

3.1 土壤重金属钝化与活化

钝化与活化是土壤重金属的两种主要修复途径。钝化作用是使重金属在土壤中沉淀或被吸附固定,改变土壤重金属赋存形态,“钝化”其生物有效性,从而达到减小重金属吸收和毒性的效果^[20];活化作用则与钝化作用过程相反,通过物理化学手段提高重金属可浸提性,增加植物吸收来降低土壤中的重金属含量^[21]。这两种化学行为的核心是通过改变重金属的生物有效性,来降低其毒性或提高其超积累植物富集量。目前关于土壤重金属钝化与活化的研究主要集中在钝化剂或活化剂的筛选和研制^[22-24]、不同重金属的土壤钝化或活化行为^[25]、根系分泌物对重金属的活化机理^[26]、土壤微

生物对重金属钝化或活化的影响机制^[27-28]等方面,土壤重金属的钝化与活化影响因素的复杂性导致各种重金属在不同类型土壤中的钝化和活化行为各异。由于根际环境的微域性、动态性和复杂性,根系分泌物和微生物在重金属根际环境行为的作用机制还有待进一步深入研究^[26]。这方面的研究将对土壤重金属的行为调控和原位修复研究具有重要的理论价值和指导意义。

3.2 超积累植物的研究及其意义

重金属超积累植物是指能够超量吸收和积累重金属的植物,超积累植物体内的重金属含量一般达到普通植物的100倍以上。超积累植物积累的Cr、Co、Ni、Cu、Pb含量一般在 1.0 g kg^{-1} (DW)以上,积累的Mn、Zn含量一般在 10 g kg^{-1} (DW)以上^[29]。超积累植物作为一种土壤重金属修复手段以其廉价、可操作性强和环境友好等特点受到科学界的广泛关注,目前已在超积累植物对根际土壤重金属的活化、对土壤重金属的吸收与耐性机理、以及吸收重金属的分子生物学机制等方面进行了较广泛和深入的研究。但是,目前所发现的大多数超积累植物生长缓慢、植株矮小、生物量低、地域性强,大多只针对某一重金属,修复效率甚低,修复时间漫长,不适用于中、重度污染的土壤,这些问题限制了植物修复技术的应用。因此亟需加强对超积累植物吸收重金属的分子和生理机制研究,培育生长快速、生物量大、适应性强的复合重金属超积累植物品种可能是农田土壤重金属复合污染修复的潜在途径。

3.3 土壤-作物系统中重金属的迁移转化

目前国内外关于重金属在土壤-作物系统中的迁移转化机理研究报道较多,基本明确了重金属在土壤-作物系统中迁移转化的主要因素,如土壤本身的特性、肥料类型和用量、作物类型、其他金属元素、陪伴阴离子等。但总体来看,现有研究大都局限于盆栽试验或者田间微区土壤样点,对实际大田环境下的产地环境质量与作物重金属含量之间的关系及机制缺乏整体性和深层次的认识,对产地环境中重金属的污染源识别大多仍停留在单一或有限影响因素的研究,缺乏宏微观结合对农田重金属来源的准确判断与定量解析,因此也就缺乏建立土壤-作物中重金属迁移转化以及污染预测模型所必需的大量因子,难以阐明重金属污染环境行为,不能满足指导实际田间生产的需要。而在实际作物生长的大田环境下,土壤受约束条件多元化,区域

范围内的土壤、植株变异复杂,建模正是部分表达其变异的一种极好的手段。相关性分析、因子分析、聚类分析等经典统计学和地统计学等空间分析方法相结合,为农田重金属污染源准确识别提供了良好的技术支撑^[30];遥感、GPS 等信息技术的发展使收集到土壤、地下水和作物水平和垂直方向上的大量信息成为可能,这也为土壤-作物过程的空间建模提供了重要条件。因此,亟待开展区域尺度的土壤-作物系统不同来源重金属的污染行为,计算重金属在土壤-作物系统中的污染通量,建立土壤-作物系统重金属污染的迁移转化模型。

3.4 微生物对土壤重金属的转化利用及其意义

重金属与微生物之间存在相互作用关系。重金属对微生物有抑制和毒害作用,而微生物虽不能降解重金属,却可以吸附和转化重金属,对重金属有一定解毒作用和抗性。根际微生物通过分泌质子和有机酸等可达到根际重金属活化的目的^[26,31]。与土壤有机污染物的微生物修复相比,土壤重金属的微生物修复研究和应用相对较少,微生物的吸附作用、微生物分泌物的螯合作用、微生物的氧化-还原作用是主要的修复方法。尽管微生物修复具有成本低、对土壤环境破坏程度小等优点,但在实际的大田修复应用中仍存在一些缺陷,如生长状况容易受温度、水分、盐分、pH 等环境因素影响,环境适应性较弱,微生物体内吸附的污染物可能因微生物代谢或死亡重新释放到环境中^[32]。因此,当前的研究热点集中在植物-微生物联合修复,从而突破单一的植物修复或微生物修复受不同条件限制的局限性,更好地发挥生物修复的优势。

4 研究展望

2011年,我国第一个“十二五”国家级专项规划聚焦在一个相对较小但事关重大的领域——重金属污染防治,充分显示了我国政府对重金属污染问题的高度重视。近年来,随着农田生态系统重金属调控、重金属污染评价及预测、重金属污染土壤修复等研究领域的日趋活跃,国家相关部门对农业环境领域研究的支持力度和投入也逐年增长。在前人研究的基础上,我们认为围绕农田重金属污染源解析、过程调控、末端治理、政策建议等环节,针对农田土壤高效、安全、可持续利用这一目标,可从以下几方面开展深入研究:

4.1 重金属超标农田安全利用

重金属超标土壤的农业利用是在我国耕地资源十分紧张、粮食和食物安全形势十分严峻前提下的一种不得已的选择。在此前提下,寻求边利用、边修复的有效途径,从理论和实际上看在某种程度上是可行的,但在应用时必须十分慎重。目前,国内外在相关方面的研究和报道都不多,发达国家由于耕地资源丰富,即使是对普通农田亦从地力培育等需求出发实行轮作,对超标耕地一般采取休耕等方式,使其自然恢复后再农业利用。因此,在保证农产品安全生产和改善农业生态环境的前提下,筛选并推广具有低吸收重金属功能的农作物品种,开展重金属超标农田农业利用措施和技术等研究,是我国农业高效、安全和可持续发展的迫切需要。

4.2 农田重金属含量阈值与标准制订

根据已经掌握的我国农田重金属状况,结合历史资料和数据,以保护生态环境和人体健康为原则,以健康毒理学和生态毒理学的剂量-效应关系为基础,运用重金属不同形态指标或有效态指标、结合全量指标、考虑不同种类作物的吸收富集特性和pH、有机质等关键土壤性质的影响,制定符合我国国情的、与土壤类型和作物种植方式等相对应的农田土壤重金属含量阈值,并在此基础上逐步建立和完善我国土壤环境质量标准,以减少或消除“土壤超标、作物不超标”、“土壤不超标、作物超标”等评价现象。

4.3 重金属污染的源头阻控技术及其应用

立足于“防重于治”的基本方针,制定各种防治措施之前,首先需查明重金属在土壤-作物系统中迁移转化的影响因素,准确识别污染来源。由于不同污染的土壤重金属来源和积累过程的差异,重金属在土壤中的存在形态及有效性也有所不同,从而导致其活性、生物毒性及迁移特征也不同。因此,今后无论是宏观角度还是微观侧面,都应重点监测评价产地环境土壤、水体和空气中的主要重金属污染物,识别我国典型农产品产地环境污染区;探明污染源排放清单,深入研究污染源解析技术,定量识别污染来源;研究制定农产品产地环境质量等级分类管理和源头污染控制技术措施,开发针对不同农产品的重金属分类管理和肥料减量增效技术体系,实现源头阻控目标。

4.4 重金属污染过程的阻控和消减技术与应用

研究我国农田重金属在土-水、土-气及根-土界面的迁移转化和传递积累关键过程及其驱动机制,

重点围绕重金属化学钝化、生物富集和特异功能生物资源选育,研发以重金属污染关键过程控制为中心的化学-生物学过程阻控、根际过程阻控、农艺过程阻控、农业最佳管理措施等多元生态阻控技术;以根际原位修复为核心,结合环境生态的强化调控,重点筛选高效阻控和消减污染物的特异功能生物资源,明确其生理生态和遗传分子机制,开发功能植物-微生物协同作用模式下农产品生境强化修复的重金属污染农田治理技术。通过相关技术的应用,降低作物对重金属的吸收和利用,减少其向环境流失,促进农产品安全生产,保护农业生态环境。

4.5 重金属污染农田的修复与管理

以重金属轻度、中度污染农田为对象,重点研究内容包括重金属污染土壤的物理、化学、生物等联合修复技术,根际修复技术,重金属原位钝化材料及制剂研制,高吸附和转化重金属微生物资源的筛选和利用等。对于重金属重度污染土壤,在目前技术水平下难以通过有效的修复手段达到利用目的,建议设置为隔离区,禁止其农业利用。

4.6 农产品产地环境安全保障体系与政策

建立农产品产地环境安全保障体系应从转变思想观念入手,以完善产地环境标准体系为根本,以发展实地检测监控技术为手段,以加强阻控、消减、修复技术支持为依托,重点研究我国优势农产品产地环境安全的法律法规、政策措施、标准体系、监理监测、溯源管理、技术示范推广的实施效果及其保障体系。

参考文献

- [1] 周勉,谭剑,金微. 土壤污染:重金属猛于农药. 2011-03-02. <http://www.xinhuanet.com>. Zhou M, Tan J, Jin W. Soil pollution; Heavy metals are more toxic than pesticides (In Chinese). 2011-03-02. <http://www.xinhuanet.com>
- [2] 曾希柏,李莲芳,梅旭荣. 中国蔬菜土壤重金属含量及来源分析. 中国农业科学, 2007, 40(11): 2 507—2 517. Zeng X B, Li L F, Mei X R. Heavy metal content in soils of vegetable-growing lands in China and source analysis (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(11): 2 507—2 517
- [3] 陈同斌,宋波,郑袁明,等. 北京市菜地土壤和蔬菜铅含量及其健康风险评估. 中国农业科学, 2006, 39(8): 1 589—1 597. Chen T B, Song B, Zheng Y M, et al. A survey of lead concentrations in vegetables and soils in Beijing and their health risk (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(8): 1 589—1 597
- [4] 白玲玉,曾希柏,李莲芳,等. 不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响及原因分析. 中国农业科学, 2010, 43(1): 96—104. Bai L Y, Zeng X B, Li L F, et al. Effects of land use on heavy metal accumulation in soils and source analysis (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(1): 96—104
- [5] 李莲芳,曾希柏,白玲玉,等. 山东寿光不同农业利用方式下土壤铅的累积特征. 农业环境科学学报, 2010, 29(10): 1 960—1 965. Li L F, Zeng X B, Bai L Y, et al. Characteristics of lead accumulation in soils under different agricultural utilization pattern in Shouguang of Shandong Province, China (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(10): 1 960—1 965
- [6] 李树辉,李莲芳,曾希柏,等. 山东寿光不同农业利用方式下土壤铬的累积特征. 农业环境科学学报, 2011, 30(8): 1 539—1 545. Li S H, Li L F, Zeng X B, et al. Characteristics of chromium accumulation in soils under different agricultural utilization pattern in Shouguang of Shandong Province, China (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(8): 1 539—1 545
- [7] 李莲芳,曾希柏,白玲玉. 不同农业利用方式下土壤铜和锌的累积. 生态学报, 2008, 28(9): 4 372—4 380. Li L F, Zeng X B, Bai L Y. Accumulation of copper and zinc in soils under different agricultural and natural field (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(9): 4 372—4 380
- [8] 白玲玉,曾希柏,李莲芳,等. 不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响及原因分析. 中国农业科学, 2010, 43(1): 96—104. Bai L Y, Zeng X B, Li L F, et al. Effects of land use on heavy metal accumulation in soils and source analysis (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(1): 96—104
- [9] Li L F, Zeng X B, Bai L Y, et al. Cadmium accumulation in vegetable plantation land soils under protected cultivation: A case study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2009, 40: 2 169—2 184
- [10] 国家环境保护总局. 土壤环境质量标准(GB15618-1995). 北京: 中国环境科学出版社, 1995. State Environmental Protection Administration of China. Environmental quality standard for soils (GB15618-1995) (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 1995
- [11] 曹志洪,周健民. 中国土壤质量. 北京: 科学出版社, 2008. Cao Z H, Zhou J M. Soil quality of China (In Chinese). Beijing: Science Press, 2008
- [12] Shi J C, Yu X L, Zhang M K, et al. Potential risks of copper, zinc, and cadmium pollution due to pig manure application in a soil-rice system under intensive farming: A case study of Nanhu, China. *Journal of Environmental Quality*, 2011, 40: 1 695—1 704
- [13] 李本银,黄绍敏,张玉亭,等. 长期施用有机肥对土壤和糙米铜、锌、铁、锰和镉积累的影响. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(1): 129—135. Li B Y, Huang S M, Zhang Y T, et al. Effect of long-term application of organic fertilizer on Cu, Zn, Fe, Mn and Cd in soil and brown rice (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2010, 16(1): 129—135
- [14] 陈涛,施加春,刘杏梅,等. 杭州市城乡结合带蔬菜地土壤铅铜含量的时空变异研究. 土壤学报, 2008, 45(4): 608—615. Chen T, Shi J C, Liu X M, et al. The spatial-temporal var-

- iability of vegetable soil heavy metals in the urban-rural transitional area of Hangzhou City (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(4): 608—615
- [15] Zhao K L, Liu X M, Xu J M, et al. Heavy metal contaminations in a soil-rice system: Identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 181(1/3): 778—787
- [16] Liu X M, Wu J J, Xu J M. Characterizing the risk assessment of heavy metals and sampling uncertainty analysis in paddy field by geostatistics and GIS. *Environmental Pollution*, 2006, 141: 257—264
- [17] 曾希柏, 苏世鸣, 马世铭, 等. 我国农田生态系统重金属的循环与调控. *应用生态学报*, 2010, 21(9): 2 418—2 426. Zeng X B, Su S M, Ma S M, et al. Heavy metals cycling and its regulation in China cropland ecosystems (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(9): 2 418—2 426
- [18] 李莲芳, 曾希柏, 白玲玉, 等. 石门雄黄矿周边地区土壤砷分布及农产品健康风险评估. *应用生态学报*, 2010, 21(11): 2 946—2 951. Li L F, Zeng X B, Bai L Y, et al. Soil arsenic content and its health risk assessment for agricultural products in the region surrounding Shimen arsenic sulphide mine (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(11): 2 946—2 951
- [19] 徐建明, 张甘霖, 谢正苗, 等. 土壤质量指标与评价. 北京: 科学出版社, 2010. Xu J M, Zhang G L, Xie Z M, et al. Indices and assessment of soil quality (In Chinese). Beijing: Science Press, 2010
- [20] Bolan N S, Adriano D C, Mani A P, et al. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils: II. Effect of lime compost. *Plant Soil*, 2003, 251(2): 187—198
- [21] 沈振国, 刘友良, 陈怀满. 螯合剂对重金属超量积累植物 *Thlaspi caerulescens* 的锌、铜、锰和铁吸收的影响. *植物生理学报*, 1998, 24(4): 340—346. Shen Z G, Liu Y L, Chen H M. Effects of chelators EDTA on the uptake of zinc, copper, manganese and iron by hyperaccumulator *Thlaspi* (In Chinese). *Acta Phytobiologica Sinica*, 1998, 24(4): 340—346
- [22] 张秋芳, 王果, 杨佩艺, 等. 有机物料对土壤镉形态及其生物有效性的影响. *应用生态学报*, 2002, 13(12): 1 659—1 662. Zhang Q F, Wang G, Yang P Y, et al. Effects of organic manure on the conformation and biological availability of soil Cd (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(12): 1 659—1 662
- [23] Sparrow L A, Salardini A A. Effects of residua of lime and phosphorus fertilizer on cadmium uptake and yield of potatoes and carrots. *Journal of Plant Nutrition*, 1997, 20(1): 1 333—1 349
- [24] Komarek M, Tlustofa P, Szakovua J, et al. The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. *Chemosphere*, 2007, 67: 640—651
- [25] 生俊, 陆文静, 王洪涛. 粉煤灰对污泥堆肥过程和土地施用后交换态重金属 (Cu、Zn、Pb) 的影响. *环境科学*, 2007, 28(6): 1 367—1 371. Sheng J, Lu W J, Wang H T. Effects of fly ash on the exchangeable heavy metals (Cu, Zn, Pb) during sewage sludge composting and land utilization (In Chinese). *Environmental Science*, 2007, 28(6): 1 367—1 371
- [26] 徐卫红, 黄河, 王爱华, 等. 根系分泌物对土壤重金属活化及其机理研究进展. *生态环境*, 2006, 15(1): 184—189. Xu W H, Huang H, Wang A H, et al. Advance in studies on activation of heavy metal by root exudates and mechanism (In Chinese). *Ecology and Environment*, 2006, 15(1): 184—189
- [27] 陈素华, 孙铁珩, 周启星, 等. 微生物与重金属间的相互作用及其应用研究. *应用生态学报*, 2002, 13(2): 239—242. Chen S H, Sun T H, Zhou Q X, et al. Interaction between microorganisms and heavy metals and its application (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(2): 239—242
- [28] 王新, 周启星. 重金属与土壤微生物的相互作用及污染土壤修复. *环境污染治理技术与设备*, 2004, 5(11): 1—4. Wang X, Zhou Q X. Interaction between heavy metals and soil microorganisms and remediation of contaminated soils (In Chinese). *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2004, 5(11): 1—4
- [29] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 1977, 7: 49—57
- [30] Chen T, Liu X M, Li X, et al. Heavy metal sources identification and sampling uncertainty analysis in a field-scale vegetable soil of Hangzhou, China. *Environmental Pollution*, 2009, 157(3): 1 003—1 010
- [31] 朱丽霞, 章家恩, 刘文高. 根系分泌物与根际微生物相互作用研究综述. *生态环境*, 2003, 12(1): 102—105. Zhu L X, Zhang J E, Liu W G. Review of studies on interactions between root exudates and rhizospheric microorganisms (In Chinese). *Ecology and Environment*, 2003, 12(1): 102—105
- [32] 姜敏. 微生物与植物联合修复土壤重金属污染. 广州: 中山大学, 2007. Jiang M. Micro-phyto combined remediation on heavy metal polluted soils (In Chinese). Guangzhou: Sun Yat-Sen University, 2007

SOME DELIBERATIONS ON THE ISSUES OF HEAVY METALS IN FARMLANDS OF CHINA

Zeng Xibai¹ Xu Jianming^{2†} Huang Qiaoyun³ Tang Shirong⁴ Li Yongtao⁵ Li Fangbai⁶

Zhou Dongmei⁷ Wu Zhijie⁸

(1 *Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, CAAS, Beijing 100081, China*)

(2 *College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China*)

(3 *College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China*)

(4 *Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China*)

(5 *College of Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China*)

(6 *Guangdong Institute of Eco-Environmental and Soil Sciences, Guangzhou 510650, China*)

(7 *Institute of Soil Sciences, CAS, Nanjing 210008, China*)

(8 *Institute of Applied Ecology, CAS, Shenyang 110016, China*)

Abstract On the basis of the site-specific survey and data analyses, we got a viewpoint that the heavy metal contents in the main agricultural regions of China were acceptable and safe, except some specific regions with high risk of heavy metal pollution. Although the heavy metal contents in most farmlands are just “overproof” rather than “polluted”, there is a significant tendency towards the accumulation of heavy metals in farmlands. Meanwhile, based on the summary of publications on soil heavy metals in China such as immobilization and mobilization, plant uptake and barrier, and microbial transformation and utilization of soil heavy metals, some suggestions were proposed on safe utilization of farmlands with high content of heavy metals, establishment of heavy metal thresholds, control and remediation of heavy metal pollution, safely controlling strategies for producing fields, and so on.

Key words Farmlands; Heavy metals; Overproof; Risk

(责任编辑:陈德明)