

基于土壤-稻米镉传输模型的太湖流域水稻禁产区筛选研究

李 野^{1,2}, 赵玉杰³, 周启星^{1*}, 周其文³

(1.南开大学环境科学与工程学院,天津 300071; 2.天津生态城环保有限公司博士后工作站,天津 300467; 3.农业部环境保护科研监测所,天津 300191)

摘 要: 为了保障太湖流域稻米安全,采用建立土壤-稻米镉传输模型及基于模型输出结果的地质统计学方法筛选稻米禁产区。监测数据的统计结果表明,本区域稻田土壤 Cd 超过土壤环境质量标准($0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的比率为 4.85%,2005 年的监测结果与 60 年代背景值相比土壤 Cd 平均含量增加了 50%。采用逐步回归分析分别建立了晚稻及高、低吸收型早稻土壤-稻米 Cd 传输模型。结果表明,除水稻自身内因影响其对土壤 Cd 的吸收外,在大田条件下土壤 Cd 含量、Zn 含量、土壤 pH 值、土壤质地(土壤粘粒含量、土壤砂粒含量)等是影响水稻吸收 Cd 的主要环境因子。以土壤-稻米 Cd 传输模型输出结果为数据源,采用地质统计学中的序贯高斯条件模拟值法计算研究区不同类型稻米禁产区,结果表明研究区有 0.05% 的区域种植晚稻存在超标情况,1.47% 的区域种植高吸收型早稻存在超标情况,所有的稻田如种植低吸收型早稻都不会导致稻米 Cd 超标,这一结果与采用《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级值筛选的 3.3% 的超标区有较大的差别性,说明仅以《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)为依据筛选稻米禁产区有其应用限制性。

关键词: 太湖流域; 稻米; 镉; 禁产区

中图分类号: X171.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2012)01-0075-10

Screening Dangerous-Rice-Cropping Areas Based on Soil-Rice Cd Transfer Models in Tai Lake Basin, China

LI Ye^{1,2}, ZHAO Yu-jie³, ZHOU Qi-xing^{1*}, ZHOU Qi-wen³

(1.College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2.Post-Doctoral Workstation of Tianjin Eco-city Environmental Co. Ltd, Tianjin 300467, China; 3.Agro-Environmental Protection Institution, MOA, Tianjin 300191, China)

Abstract: Tai Lake Basin is one of the major rice production areas in Jiangsu, Zhejiang, Anhui provinces and Shanghai. However, soil pollution especially cadmium (Cd) has adversely affected rice safety during the production. In this study, soil-rice Cd transfer models have been established. The geostatistical method based on the models output results was applied to screen dangerous-rice-cropping areas for ensuring rice safety. The statistical data of the paddy field Cd contents in 2005 showed that 4.85% of the samples exceeded Soil Environmental Quality Standard($0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), and the Cd average content increased by 50% compared with the 1960s background value($0.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Soil-rice Cd transfer models of early rice with or low absorption Cd capability and late rice with absorption Cd capability were constructed using Step-wise Regression Analysis, separately. The models also showed that the rice absorption of Cd in paddy field was mainly affected by soil cadmium-zinc content, pH and soil texture (clay and sand content) with exception of the rice types. Based on the data obtained from the soil-rice Cd transfer models of different rice type, the geostatistical method sequential Gaussian conditional simulation was applied to discriminate dangerous-rice-cropping areas. Under the planting late and early rice with high Cd absorption capability, the simulation results indicated that the unqualified rates were 0.05% and 1.47%, respectively. And non-exceeding rice was produced when early rice with low Cd absorption capability was planted. Based on model calculation, the results were extremely different from the value of 3.3% obtained from the basis of soil Environmental Quality Standard (GB 15618—1995), which demonstrated that there were limits for application of the soil Environmental Quality Standard to screen dangerous-rice-cropping area in the Tai Lake Basin.

Keywords: Tai Lake Basin; rice; cadmium; dangerous-rice-cropping areas

收稿日期: 2011-03-16

基金项目: 国家环保公益性行业科研专项(201009032); 国家自然科学基金重点项目(40930739)

作者简介: 李 野(1979—), 女, 博士, 主要从事环境污染修复及风险评估研究。E-mail: yewawaly@126.com

* 通讯作者: 周启星 E-mail: zhouqx@nankai.edu.cn

土壤镉是我国农田重要污染物,不但因为其污染面积广,更因为易于通过土壤-农产品途径进入人体,增加人体健康损害风险^[1-3]。我国大约有 65%以上人口以稻米为主食^[4],因此稻田土壤 Cd 污染及由此导致的稻米污染更是需要关心及解决的重要问题。而筛选划分稻米禁产区是解决稻米污染的有效途径之一。稻米禁产区的筛选及划分有效途径之一是建立土壤-稻米 Cd 传输模型,并依据此模型利用我国已获得的海量土壤污染监测数据计算不同区域种植的稻米 Cd 含量,然后采用地质统计学方法实现由监测点数据向区域面的转化,从而筛选出稻米禁产区。目前描述土壤-稻米 Cd 传输的模型主要有以下几类,一是直接采用吸收系数或富集系数表示^[5-6],二是采用机理及半机理模型法,如 Mitscherlich 函数模型,三是采用经验模型法。吸收系数法虽然简单,但往往误差大,难以满足精度需求,机理模型在实际应用中也受到诸多限制,至今无法推广^[7];而经验模型如弗罗因德利希模型、平稳模型^[8],线性或可转化为线性的回归模型^[3, 9-10]等因参数较少,建模简单,估算精度高等优点而得到广泛应用。在已构建的土壤-作物 Cd 传输模型中,其参数主要包括土壤 Cd 含量、土壤 pH 值、有机质或有机碳、土壤质地等。近年来,随着土壤-作物 Cd 传输机制研究的不断深入,参与模型建构的参数也在不断改进,如采用土壤 Cd 植物有效态含量替代土壤 Cd 全量^[11-14],引入土壤 Zn 元素含量增加模型的精度等^[15]。

太湖流域地处我国东南沿海,区域内经济发达,土地开发利用强度大且污染源众多,土壤重金属污染特别是 Cd 污染是本区域最主要的土壤环境问题^[16-17],研究建立本区域土壤-稻米 Cd 传输模型,并以此模型为基础筛选水稻禁产区对于保障区域水稻安全生产及群众健康,减少农民损失具有重要意义。虽然近年来有较多关于太湖流域土壤重金属污染的研究^[18-20],然而有关本区域土壤-水稻系统 Cd 传输规律研究却较少,尤其是大田条件下相关研究还未见报告。本研究以全国农业环境质量数据库太湖流域土壤及稻米监测数据为基础,采用多元统计方法构建土壤-稻米 Cd 传输模型,并以此模型计算结果为数据源,采用地质统计学中的条件模拟值技术筛选水稻禁产区,以期为本区域稻米安全生产提供一定的技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

太湖流域包括江苏省苏南平原、上海市、浙江省

杭嘉湖平原及苏、浙、皖交界的天目山、莫干山、界岭诸山等地区,总面积为 3.6 万 km²,土壤类型以灰潮土、渗育、潜育、脱育及潜育型水稻土、红壤及黄红壤为主,土壤质地以粘土、粉质粘壤土、粉砂土、壤土及沙土为主^[21]。流域内现有耕地面积 151 万 hm²,其中水田 124 万 hm²,占本区耕地面积的 82.1%,耕地复种指数为 200%,高出全国平均水平,每公顷耕地产出的农业产值超过全国平均值的 1 倍以上,粮食产量比全国平均高出 37%以上。太湖流域又是我国工农业发达地区,其环境污染特别是重金属污染在部分区域比较突出^[16, 20, 22]。

1.2 样品采集及分析

本研究数据来源于全国农业环境质量数据库,数据采集时间为 2005 年,土壤及水稻样品采集按照《农田土壤环境质量监测技术规范》(NY/Y 395—2000)及《农、畜、水产品污染监测技术规范》(NY/Y 395—2000)的相关要求执行。采集的土壤样品全部来源于稻田 0~20 cm 耕层,每个样品由 3~4 个子样组成。采样点间距根据实际情况有一定的差异性,其中太湖东南部平均间距为 1 800 m,其余区域平均为 1 000 m,全部土壤样品共计 2 297 个,其中土壤-水稻对应样品共 153 对,水稻样品中早稻共计 45 个,晚稻共计 108 个,采样点见图 1 所示。

土壤样品理化性质分析项目包括土壤质地、土壤有机质含量、阳离子交换量(CEC)、pH 值、重金属 Cd、Zn 含量(土壤 Zn 含量对水稻吸收 Cd 有明显的影响,是构建水稻吸收 Cd 必须考虑的因素之一^[23-24])。土壤 Cd、Zn 等重金属前处理方法为 HNO₃-HClO₄-HF 联合消解,检测方法为全谱直读等离子体质谱法(ICP-MS),仪器为安捷伦 7500i^[25]。土壤 pH 检测采用玻璃电极法,土壤有机质分析采用外加热重铬酸钾氧化-溶重法,土壤质地分析采用比重计法,土壤 CEC 采用乙酸铵法^[26]。土壤检测平行样分析相对偏差不能大于 10%。

水稻样品采集后,用自来水快速冲洗,除掉附着在表面的泥土灰尘,再以蒸馏水冲洗两遍,然后晒干脱壳。样品按照国家食品卫生标准中规定的方法进行消解后,采用原子吸收法测定 Zn、Cd 含量^[27-28]。

1.3 数据分析方法简介

采用逐步线性回归方法建立土壤-稻米 Cd 传输模型,模型构建前先将土壤及稻米重金属监测值进行自然对数变换,以满足多元线性回归对参数正态性假设的要求。模型构建过程中,采用决定系数 R^2 及方差

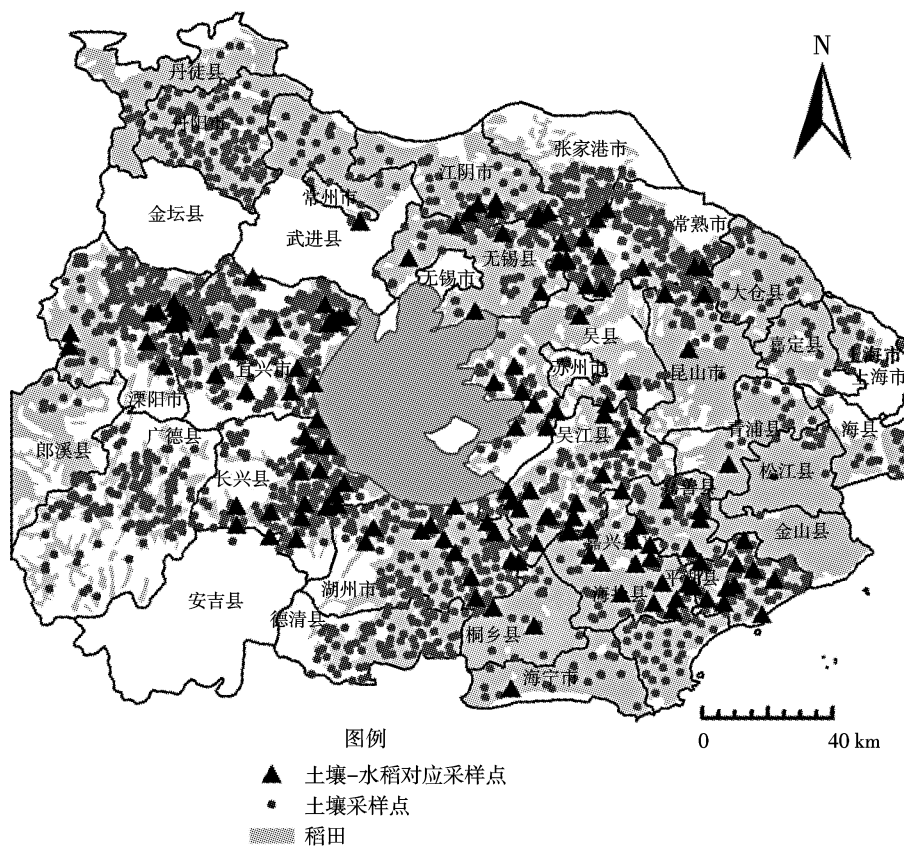


图1 太湖流域土壤及水稻采样点分布图

Figure1 Soil and rice sampling sites in Tai Lake Basin

分析方法检验构建模型的显著性,采用特征值和条件指数结合方法分析自变量的共线性,判断依据为自变量特征值越接近于0共线性越明显,条件指数大于15说明可能存在共线性问题,当指数大于30时,说明有严重的共线性问题。采用中心化杠杆值分析统计量的异常值,采用Cook距离、DfFits和DfBetas来查找强影响点。一般认为,当杠杆值小于0.2时,对应个案的值是正常的,当杠杆值大于0.2且小于0.5时,对应个案的值就比较危险了,而大于0.5的情况是不允许出现的;一般可采用制作DfFits和DfBetas序列图分析强影响点^[29]。

采用土壤-稻米Cd传输模型计算各采样点稻米Cd含量预测值后,采用序贯高斯条件模拟值法计算及筛选研究区水稻禁产区。其计算过程一是准备数据,包括降聚、去趋势、正态变化等;二是创建模型,包括建立及拟合变换后数据半变异函数,确定搜索领域等;三是创建实现,进行模拟计算;四是模拟计算的后处理,包括数据反变换、精确性及正确性分析、筛选兴趣区,分析变异性等^[30]。

采用SPSS软件建立土壤-水稻Cd吸收线性模型,采用ISATIS软件进行序贯高斯条件模拟值分析并计算稻米禁产区范围,采用Arcgis软件制作相关图件。

2 结果与讨论

2.1 监测数据描述性统计分析

表1为监测区稻田土壤理化性质统计结果。与背景值相比太湖流域稻田土壤有机质呈增加趋势,pH值呈下降趋势,且全区统计结果与土壤-水稻对应采样区统计结果较一致。土壤有机质、pH值的变化趋势与潘根兴、王志刚等的研究结果一致^[31-32]。大量施肥、秸秆还田及农田稻-麦轮作管理是本区域土壤有机质增加的主要原因^[33]。pH值下降主要原因在于区域性酸沉降、工业污染、施肥等^[34-37]。土壤pH值下降使本区稻米Cd污染的风险性增加^[19]。土壤质地、CEC的统计结果表明,全区及土壤-水稻对应采样区土壤质地、CEC为中等强度变异性,这有利于模型的构建及增加其代表性^[38]。

表 1 太湖流域稻田土壤理化性质统计表
Table 1 Description statistical results physicochemical properties of paddy field in Tai Lake Basin

项目	有机质/%	pH 值	土壤质地			CEC/cmol·kg ⁻¹
			土壤砂粒(2~0.05 mm)/%	土壤粉粒(0.05~0.002 mm)/%	土壤粘粒(<0.002 mm)/%	
背景值	2.00	6.61	—	—	—	—
均值	2.68/2.82	5.89/5.83	34.25/36.97	41.12/36.78	24.62/26.25	14.69/14.03
几何均值	2.52/3.04	5.80/5.86	30.78/31.87	36.77/30.76	21.78/21.09	13.63/12.89
中值	2.60/2.90	6.05/5.63	29.00/29.00	47.00/44.00	21.00/24.00	14.00/14.00
变异系数	0.36/0.30	0.15/0.10	0.64/0.64	0.28/0.40	0.50/0.51	0.38/0.39
极小值	0.57/0.57	3.40/4.32	14.00/14.00	6.00/6.00	4.00/4.00	5.60/5.00
极大值	7.15/5.88	7.58/7.03	90.00/90.00	50.00/50.00	56.00/56.00	35.00/27.00
峰度	5.41/-0.03	0.31/0.50	3.71/1.17	1.68/1.01	0.08/-0.90	1.49/1.45
偏度	1.43/-0.23	-1.02/-0.36	2.09/1.67	-1.68/-1.19	0.46/-0.11	0.71/0.55

注:峰度、偏度值无量;“/”后数值为土壤-水稻对应采样区土壤理化性质统计值。

表 2 为太湖流域稻田土壤及稻米 Cd、Zn 含量描述性统计结果,与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)相比,稻田土壤 Cd 超标率达 4.85%,与 60 年代背景值监测结果相比^[21],Cd 平均增加 50%。Cd 监测值的平均值大于中值,表明全区监测数据为正偏态分布,监测区部分区域 Cd 含量较高。与全区域相比,土壤-水稻对应采样区土壤 Cd 含量与全区 Cd 含量相比略有增加,两组数据 *t* 检验结果表明,数据间并无显著性差异(*P*=0.108>0.05),表明这两组数据可以认为来源于同一总体。

与 Cd 监测结果相似,太湖流域土壤 Zn 平均值较背景值有所增加,但超标并不严重。与《食品中污染物限量标准》(GB 2762—2005)规定的稻米 Cd 限值 0.2 mg·kg⁻¹ 相比,稻米平均值较限值低很多,表明大部分区域所产稻米 Cd 含量处于安全水平。但与背景值相比^[39],稻米 Cd 平均含量增长了 2.5 倍,与中值相比也增加了 1.5 倍,显然这与本区域土壤 Cd 含量的

增加有直接关系。与背景值相比稻米 Zn 含量略有增加。

2.2 土壤-稻米监测值相关性分析

土壤-水稻对应监测区稻米 Cd 含量的自然对数,土壤 Cd、Zn 含量的自然对数、土壤有机质、粘粒、粉粒、砂粒含量、pH 值之间的相关系数见表 3。稻米 Cd 含量与土壤 Cd 含量、pH 值、质地、土壤 Zn 含量有明显相关性,但与土壤有机质相关不明显。土壤 Cd、Zn 含量与土壤有机质、pH 值都有显著相关性,说明太湖流域土壤 Cd、Zn 含量增加与施肥、农田管理、酸沉降、工业污染等有直接关系,这于 Chen、Zhang 等的研究结果一致^[40-41]。土壤 Zn、Cd 含量之间达到了极显著的相关性,土壤质地之间也有显著的相关关系,所以在构建土壤-稻米 Cd 吸收模型时必须考虑参数之间的共线性问题。土壤有机质虽然与稻米 Cd 含量之间相关性不显著,但与土壤 Cd、Zn 之间显著相关,说明其可能通过间接途径对稻米 Cd 含量产生影响。

2.3 土壤-水稻系统镉传输模型

采用逐步线性回归方法在不分水稻种植期及水稻品种前提下建立土壤-稻米 Cd 传输模型,结果见公式(1)。

ln(Rice-Cd)=1.098×ln(Soil-Cd)-0.326×pH+0.015×
T-Clay

(1)

公式(1)中 Ln(Rice-Cd)代表稻米 Cd 监测值的自然对数,ln(Soil-Cd)代表土壤 Cd 监测值的自然对数,pH 为土壤 pH 值,T-Clay 为土壤粘粒百分比含量。模型决定系数 *R*²=0.970,即本模型可以解释稻米 Cd 原点附近 97.0% 的变异性,模型 *F*=1 497.835,*P*=4.83×10⁻⁵<0.01,达极显著水平,模型各参数 *t* 检验结果表明各参数均达极显著水平。模型中各参数标准

表 2 太湖流域稻田土壤、稻米 Cd、Zn 含量描述性统计结果
Table 2 Description statistical results of paddy field and rice Cd, Zn contents in Tai Lake Basin

项目	土壤 Zn	土壤 Cd	稻米 Zn	稻米 Cd
背景值/mg·kg ⁻¹	63.69	0.12	20.79	0.02
范围/mg·kg ⁻¹	20.02~564.20	0.002~3.50	12.00~67.07	0~0.22
均值/mg·kg ⁻¹	67.96/86.01	0.18/0.20	21.31	0.05
中值/mg·kg ⁻¹	63.00/86.60	0.15/0.19	20.20	0.03
几何均值/mg·kg ⁻¹	63.90/92.52	0.14/0.19	20.72	0.03
变异系数	0.40/0.29	0.88/0.80	0.28	0.89
超标率/%	0.26/0	4.85/5.52	0	0.70

注:“/”后数据为土壤-水稻对应采样田土壤重金属含量描述性统计结果。

表 3 监测区土壤-稻米对应监测点监测值 Pearson 相关系数表

Table 3 Pearson correlation coefficient of soil-rice corresponding samplings monitoring values

项目	稻米 Cd	土壤 Cd	土壤 Zn	有机质	pH 值	粘粒	粉粒	砂粒	CEC
稻米 Cd	1	0.538**	0.279**	-0.083	-0.462**	0.316**	0.277**	-0.335**	0.234**
土壤 Cd		1	0.567**	0.191*	-0.198*	0.151	0.209*	-0.211*	0.205*
土壤 Zn			1	0.241*	0.203*	0.058	-0.021	-0.014	0.026
土壤有机质				1	-0.087	-0.045	-0.044	-0.051	-0.093
土壤 pH 值					1	-0.103	-0.148	0.147	-0.177**
粘粒						1	0.526*	-0.829**	-0.878**
粉粒							1	-0.912**	0.781**
砂粒								1	0.756**
CEC									1

注:稻米 Cd、土壤 Cd、土壤 Zn 均为自然对数变换值;* 表示在 0.05 水平上显著相关;** 表示在 0.01 水平上显著相关。

化系数值为 $\ln(\text{Soil}-\text{Cd})=0.530$, $\text{pH}=-0.545$, $\text{T-Clay}=0.107$, 可知在大田条件下影响稻米吸收 Cd 主要因子为土壤 Cd 含量、pH 值及土壤粘粒含量,三者影响程度为 $\text{pH 值} \approx \ln(\text{Soil}-\text{Cd}) \gg \text{T-Clay}$ 。其中土壤 Cd 含量、粘粒含量为正效应,土壤 pH 值为负效应。

为了提高预测精度,反映不同类型稻米吸收 Cd 能力的差异性,我们把监测区早稻和晚稻分开来建立土壤-稻米 Cd 传输模型,同时由于早稻吸收 Cd 能力差异较大,因此在建模前采用 K 均值聚类法将早稻根据其相对吸收 Cd 能力的大小分为高吸收及低吸收型两类分别建模,其中相对高吸收型早稻品种平均 Cd 含量为 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,样本量为 15,相对低吸收型早稻品种平均 Cd 含量为 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,样本量为 26,其余 4 个样品为异常值,在建模过程中被剔除了。

土壤-晚稻 Cd 传输模型见公式(2)。

$$\ln(\text{Rice}-\text{Cd})=1.058 \times \ln(\text{Soil}-\text{Cd})-0.274 \times \text{pH} \quad (2)$$

公式(2) 决定系数 $R^2=0.977$, $F=1424.801$, $P=8.81 \times 10^{-76} < 0.01$, 达极显著水平。模型标准化系数为 $\ln(\text{Soil}-\text{Cd})=0.512$, $\text{pH}=-0.474$, 两者绝对值相差并不大,可知土壤 Cd 与土壤 pH 值都对晚稻吸收 Cd 产生重要影响。

低吸收型早稻土壤-稻米 Cd 传输模型见公式(3)。

$$\ln(\text{Rice}-\text{Cd})=-0.712 \times \text{pH}-0.005 \times \text{T-Sand} \quad (3)$$

公式(3) 决定系数 $R^2=0.999$, $F=2587.604$, $P=1.04 \times 10^{-18} < 0.01$, 达极显著水平。模型标准化系数为 $\text{pH}=-0.939$, $\text{T-Sand}=-0.068$ 。可见对于低吸收型稻米,土壤 pH 值是控制稻米吸收 Cd 的主要因子。

高吸收型早稻土壤-稻米 Cd 传输模型见公式(4)。

$$\ln(\text{Rice}-\text{Cd})=-0.615 \times \ln(\text{Rice}-\text{Zn})+0.817 \times$$

$$\ln(\text{Rice}-\text{Cd})+0.035 \times \text{T-Sand} \quad (4)$$

公式(4)决定系数 $R^2=0.997$, $F=2246.07$, $P=5.09 \times 10^{-15} < 0.01$, 达极显著水平,模型标准化系数为 $\ln(\text{Rice}-\text{Zn})=-1.072$, $\ln(\text{Rice}-\text{Cd})=0.337$, $\text{T-Sand}=0.445$ 。此时土壤 Zn 是控制早稻吸收 Cd 的主控因子,而土壤 Cd 含量对其影响则排在土壤砂粒含量之后。

采用公式(2)~公式(4)计算的稻米 Cd 预测值与实测值自然对数散点图见图 2、图 3。采用本文建立的模型计算的稻米预测与实测值的自然对数都较均匀分布在 1:1 直线附近,基本无团聚及离散情况,其监测值与预测值拟合曲线紧靠 1:1 直线,说明模型拟合效果较好,精度及准确性较高,能满足实际需求。

综合分析公式(1)~公式(4)可知,在太湖地区大

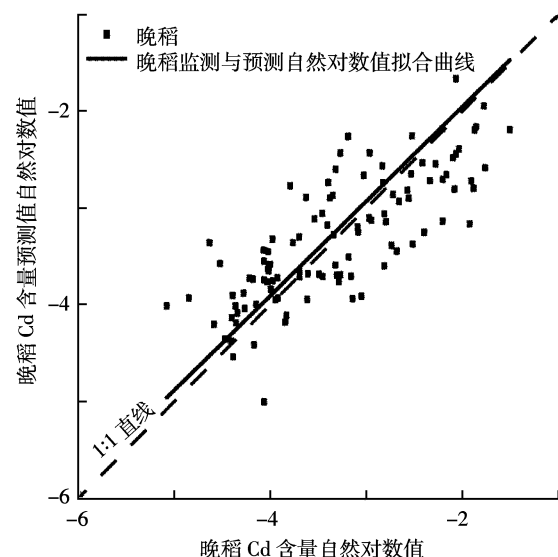


图 2 晚稻 Cd 预测值与实测值自然对数散点图

Figure 2 Scatter diagram of the natural logarithm of late rice Cd contents monitoring and predicted values

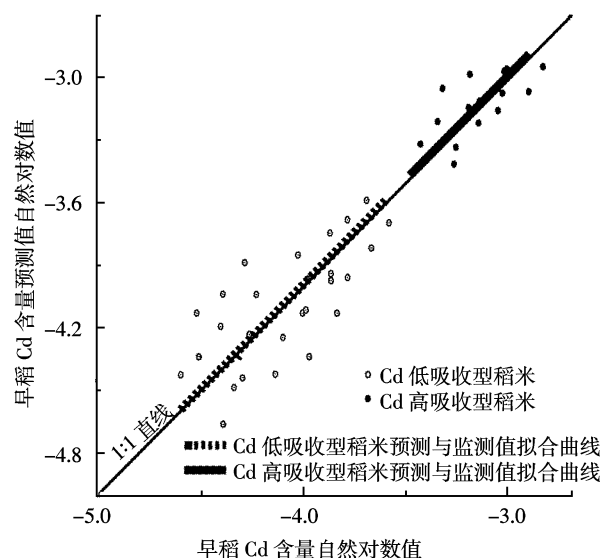


图 3 早稻 Cd 预测值与实测值自然对数散点图

Figure 3 Scatter diagram of the natural logarithm of early rice Cd contents monitoring and predicted values

田条件下决定稻米吸收 Cd 的主要因素:一是水稻自身基因型特征,这是内因;二是外界土壤环境影响,主要有土壤 Cd、Zn 含量、土壤 pH 值、土壤质地(土壤粘粒含量、土壤砂粒含量)等,但这 4 个因子对不种类型的水稻影响程度各不相同。对于晚稻而言,其吸收 Cd 的主要影响因子为土壤 Cd 及 pH 值,对于低吸收型早稻,其主要影响因子为 pH 值,而高吸收型早稻主要因子为土壤 Zn 含量、土壤质地及土壤 Cd 含量。其他因素如土壤 CEC、土壤有机质含量等虽然也影响稻米对 Cd 的吸收,但却因与其他因素有明显的共线性关系或影响不显著等因素未能在 Cd 吸收模型中得以表征。

2.4 稻米禁产区筛选

以往筛选水稻镉污染区一般以《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准值为依据,即当土壤 pH 值<6.5,土壤 Cd 含量大于 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时则认为本区域土壤 Cd 超标,会对植物及环境造成危害和污染^[42-43],依据本标准采用序贯高斯条件模拟值法计算的土壤 Cd 超标区见图 4(计算采用的模型见表 4)。

表 4 土壤监测值及基于土壤-稻米 Cd 传输模型的稻米 Cd 含量预测值拟合半变异函数模型

Table 4 Fitted semi-variogram models of soil Cd monitoring contents and rice Cd predicted contents based on soil-rice Cd transfer models

项目	理论模型	块金值	基台值	长及短变程/km	步长/km	北偏东方位角/°
土壤	球形	0.189 8	0.795 6	109.74/64.83	9.14	59.41
晚稻	球形	0.197 5	0.751 9	92.31/59.21	7.69	64.68
低吸收型早稻	球形	0.467 3	0.504 8	31.61	8.13	—
高吸收型早稻	指数	0.143 3	0.342 7	9.18	2.04	—

计算结果表明,太湖流域共有 3.7 万 hm^2 稻田 Cd 含量超标,占研究区稻田面积的 3.3%,以此为依据划分水稻禁产区,显然无法接受。水稻禁产区划分更强调的是土壤污染导致稻米 Cd 超标,且两者为因果关系,而这种因果关系的确定须以土壤-稻米 Cd 传输模型为依据。因此采用本研究建立的土壤-稻米 Cd 传输模型分别计算研究区各采样点种植晚稻或早稻 Cd 含量预测值,并以此值为基础,采用序贯高斯条件模拟值法计算稻米 Cd 含量的空间分布(计算采用模型见表 4),结果见图 5~图 7。图 5 计算结果表明,虽有 65.01%的晚稻 Cd 含量超过 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的背景值,但仅有 600 hm^2 超过食品中污染物限量标准(GB 2762—2005)规定的 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 限值,占全部稻田面积的 0.05%。图 6 结果表明,如果种植高吸收型早稻品种,本区共有 1.6 万 hm^2 稻田超标,占研究区稻田面积的 1.47%。图 7 表明,如果种植低吸收型早稻品种,全区无稻米 Cd 超标情况。由此可见,稻米禁产区划分不能仅以土壤超标不超标为标准,更应考虑水稻吸收 Cd 能力的差异性。

3 结论

本文分析了太湖流域稻田土壤 Cd 及稻米 Cd 的污染情况,结果表明,与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)相比,土壤 Cd 超标率达 3.52%,与 20 世纪 60 年代背景值监测结果相比,Cd 平均增加 50%。与《食品中污染物限量标准》(GB 2762—2005)规定的稻米 Cd 限值相比,研究区稻米 Cd 平均含量较低,但与背景值相比,稻米 Cd 含量平均增长了 2.5 倍,与中值相比也增加了 1.5 倍。

采用逐步线性回归方法建立了太湖流域土壤-稻米 Cd 传输模型,并分别建立了晚稻、低吸收型早稻及高吸收型早稻 Cd 传输模型。结果表明,在大田条件下,影响稻米吸收 Cd 的主要因素为土壤 Cd 含量、土壤 pH 值、土壤 Zn 含量及土壤质地(土壤粘粒及砂粒含量),但对于不同类型的稻米,其影响程度及影响能力存在一定的差异性。

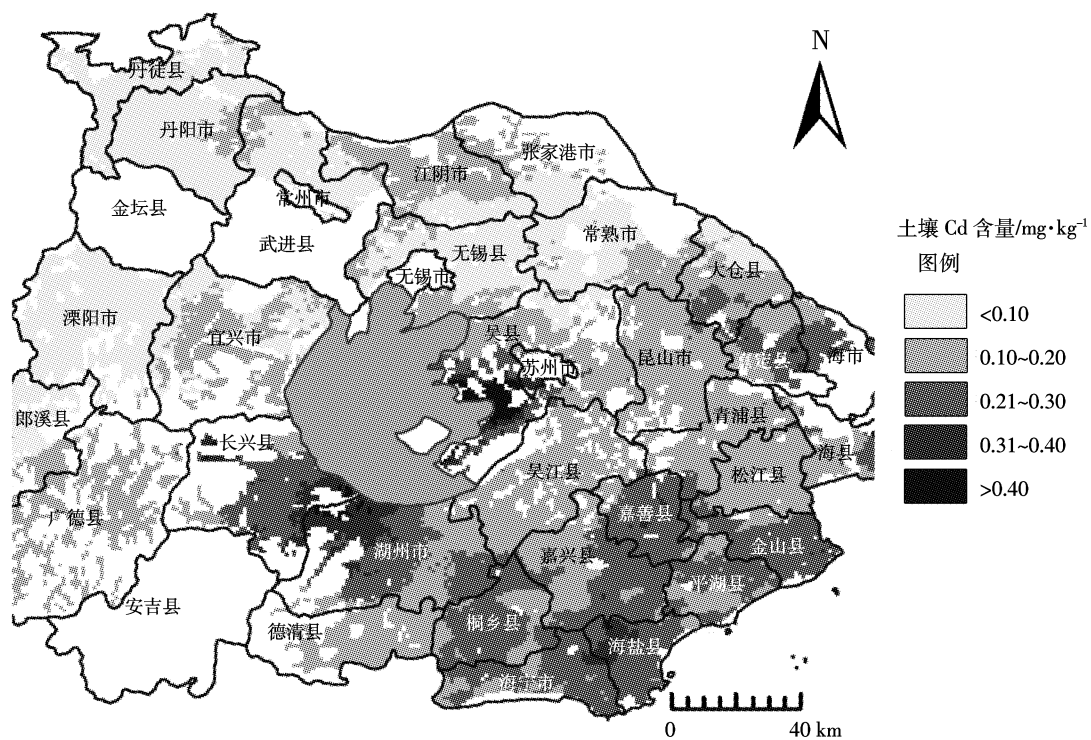


图4 太湖流域稻田土壤 Cd 含量分布图

Figure 4 Distribution map of soil Cd contents in Tai Lake Basin

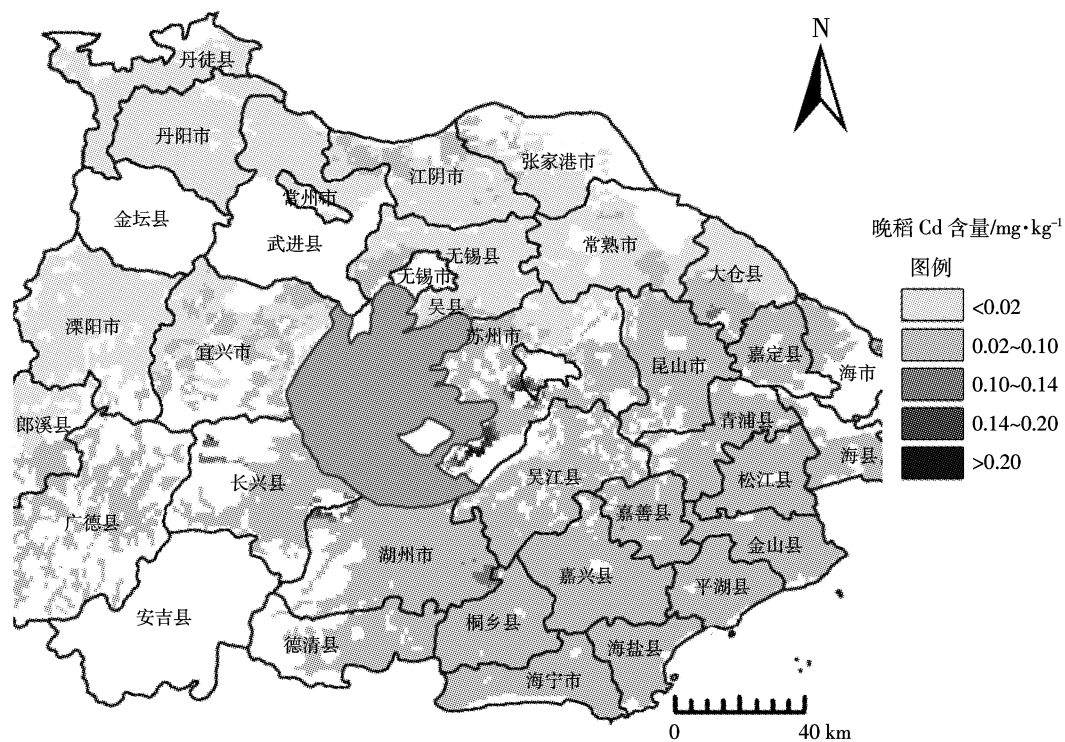


图5 基于土壤-晚稻 Cd 传输模型的太湖流域晚稻 Cd 含量分布图

Figure 5 Distribution map of late rice Cd contents based on soil-rice Cd transfer model in Tai Lake Basin

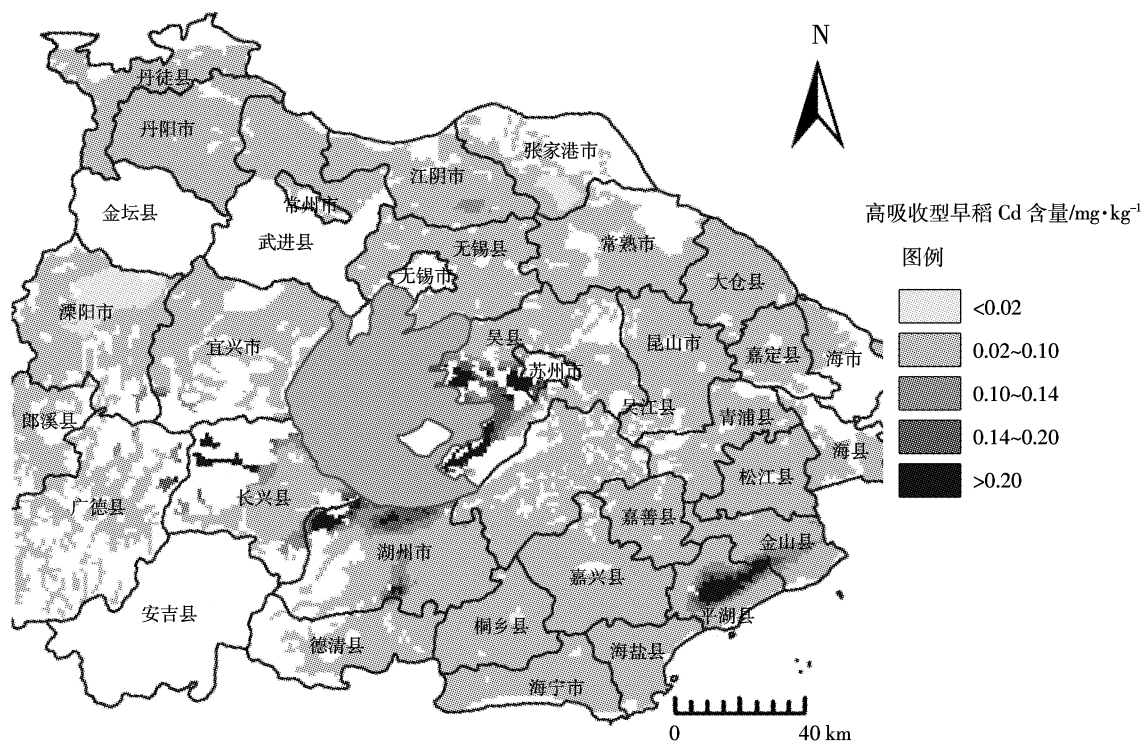


图 6 基于土壤-高吸收型早稻 Cd 传输模型的太湖流域早稻 Cd 含量分布图

Figure 6 Distribution map of early rice Cd contents based on soil- rice Cd transfer model(high Cd absorption model) in Tai Lake Basin

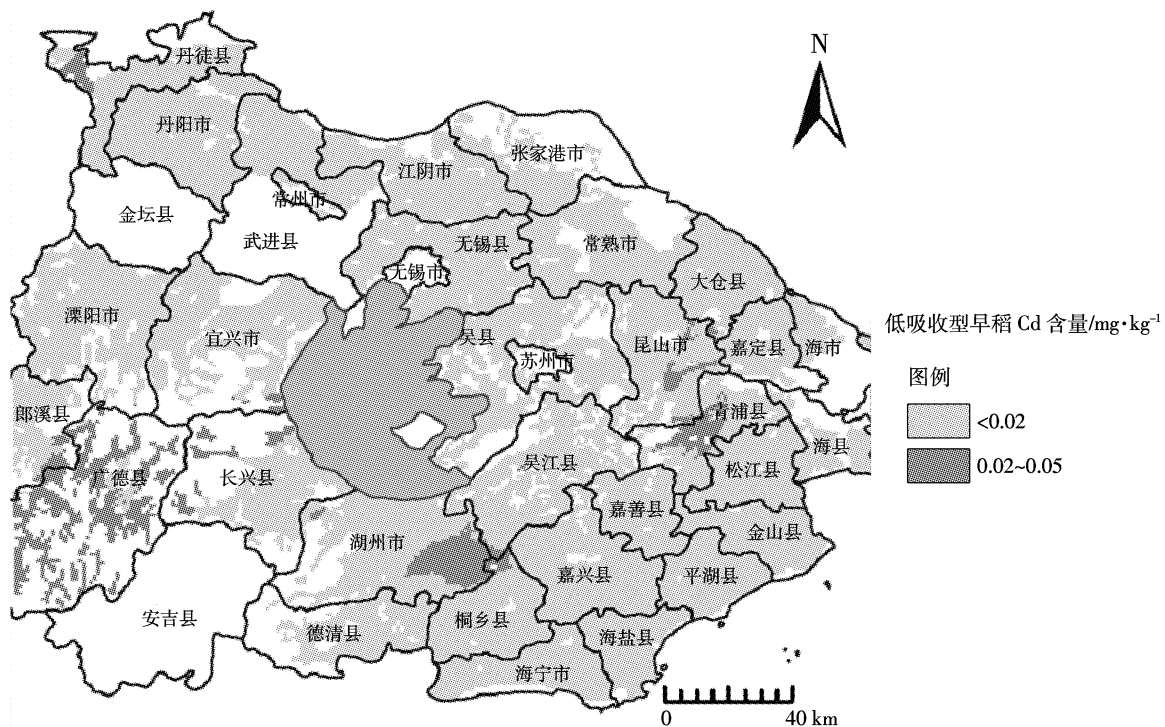


图 7 基于土壤-低吸收型早稻 Cd 传输模型的太湖流域早稻 Cd 含量分布图

Figure 7 Distribution map of early rice Cd contents based on soil- rice Cd transfer model(low Cd absorption model) in Tai Lake Basin

采用序贯高斯条件模拟值计算研究区土壤 Cd 含量分布情况,结果表明,研究区有 3.3%的稻田 Cd 超标。基于建立的土壤-稻米 Cd 传输模型,采用条件模拟值法研究了太湖流域晚稻、高吸收及低吸收型早稻 Cd 含量空间分布情况,并以此为依据筛选稻米禁产区。结果表明,研究区有 0.05%的区域种植晚稻存在超标情况,1.47%的区域种植高吸收型早稻存在超标情况,所有的稻田如种植低吸收型早稻都不会导致稻米 Cd 超标。

参考文献:

- [1] 徐燕玲,陈能场,徐胜光,等.低镉累积水稻品种的筛选方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7): 1346-1352.
XU Yan-ling, CHEN Neng-chang, XU Sheng-guang, et al. Breeding rice cultivars with low accumulation of cadmium: Cultivars versus types [J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2009, 28(7): 1346-1352.
- [2] 冯文强,涂仕华,秦鱼生,等.水稻不同基因型对铅镉吸收能力差异的研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 447-451.
FENG Wen-qiang, TU Shi-hua, QIN Yu-sheng, et al. Uptake capacity of different rice genotypes for lead and cadmium from soil [J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2008, 27(2): 447-451.
- [3] Brus D J, Li Z, Song J, et al. Predictions of spatially averaged cadmium contents in rice grains in the Fuyang Valley, P.R. China [J]. *Journal Environmental Quality*, 2009, 38(3): 1126-1136.
- [4] 龚伟群, 潘根兴. 中国水稻生产中 Cd 吸收及其健康风险的有关问题[J]. 科技导报(北京), 2006, 24(5): 43-48.
GONG Wei-qun, PAN Gen-xing. Issues of grain Cd uptake and the potential health risk of rice production sector of China [J]. *Science & Technology Review*, 2006, 24(5): 43-48.
- [5] 曾路生. 土壤-水稻/蔬菜作物系统中镉、铅的生态效应研究[D]. 杭州:浙江大学, 2006.
ZENG Lu-sheng. Study on ecological effects of cadmium and lead in soil-rice and soil-vegetable systems [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2006.
- [6] Cui Y, Zhu Y, Zhai R, et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China [J]. *Environment International*, 2004, 30(6): 785-791.
- [7] Tudoreanu L, Phillips C J C. Modeling cadmium uptake and accumulation in plants [M]. *Advances in Agronomy*, Donald L S, Academic Press, 2004: Volume 84, 121-157.
- [8] Krauss M, Wilcke W, Kobza J, et al. Predicting heavy metal transfer from soil to plant: Potential use of Freundlich-type functions [J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2002(165): 3-8.
- [9] Nan Z, Li J, Zhang J, et al. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions [J]. *The Science of Total Environment*, 2002, 285(1-3): 187-195.
- [10] Wang G, Su M, Chen Y, et al. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China [J]. *Environmental Pollution: Soil and Sediment Remediation (SSR)-Soil and Sediment Remediation (SSR)*, 2006, 144(1): 127-135.
- [11] RÅ, Almås, Lombnæs P, et al. Speciation of Cd and Zn in contaminated soils assessed by DGT-DIFS, and WHAM/Model VI in relation to uptake by spinach and ryegrass [J]. *Chemosphere*, 2006, 62(10): 1647-1655.
- [12] Feng M, Shan X, Zhang S, et al. A comparison of the rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, CaCl₂, and NaNO₃ extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley [J]. *Environmental Pollution*, 2005, 137(2): 231-240.
- [13] 胡宁静, 骆永明, 宋 静, 等. 土壤中植物有效态镉提取方法比较 [J]. 生态与农村环境学报, 2008, 24(3): 64-68.
HU Ning-jing, LUO Yong-ming, SONG Jing, et al. Evaluation and comparison of phytoavailability of cadmium in contaminated soils by three chemical extraction procedures [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2008, 24(3): 64-68.
- [14] Meers E, Du Laing G, Unamuno V, et al. Comparison of cadmium extractability from soils by commonly used single extraction protocols [J]. *Geoderma*, 2007, 141(3-4): 247-259.
- [15] Römken P F A M, Guo H Y, Chu C L, et al. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines [J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8-9): 2435-2444.
- [16] 成 新. 太湖流域重金属污染亟待重视 [J]. 水资源保护, 2002(4): 39-41.
Cheng xin. Stress on the heavy metal pollution in Taihu Lake region [J]. *Water Resources Protection*, 2002(4): 39-41.
- [17] 李恋卿, 潘根兴, 张平究, 等. 太湖地区水稻表层土壤 10 年尺度重金属元素积累速率的估计 [J]. 环境科学, 2002, 23(3): 119-123.
LI Lian-qing, PAN Gen-xing, ZHANG Ping-jiu, et al. Estimating of decadal accumulation rates of heavy metals in surface rice soils in the Tai Lake Region of China [J]. *Environmental Science*, 2002, 23(3): 119-123.
- [18] 李恋卿, 潘根兴, 张平究, 等. 太湖地区水稻土颗粒中重金属元素的分布及其对环境变化的响应 [J]. 环境科学学报, 2001, 21(5): 607-612.
LI Lian-qing, PAN Gen-xing, ZHANG Ping-jiu, et al. Distribution of heavy metals in particle size fractions of major paddy soils in the Tai Lake region, China and the response to soil environmental change [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2001, 21(5): 607-612.
- [19] 成杰民, 潘根兴, 郑金伟. 太湖地区水稻土 pH 及重金属元素有效态含量变化影响因素初探 [J]. 农业环境保护, 2001, 20(3): 141-144.
CHENG Jie-min, PAN Gen-xing, ZHENG Jin-wei. Factors affecting pH and availability of heavy metals in paddy soils in Taihu Lake Area [J]. *Agro-environmental Protection*, 2001, 20(3): 141-144.
- [20] 施加春. 浙北环太湖平原不同尺度土壤重金属污染评价与管理信息系统构建 [D]. 杭州:浙江大学, 2006.
SHI Jia-chun. Assessment and management information system design of soil heavy metal pollution at different scales in Northern Plain of Zhejiang Province Around Taihu Lake [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2006.

- [21] 李玉浸,高怀友. 中国主要农业土壤污染元素背景值图集 [M]. 天津: 天津教育出版社, 2006: 43.
- LI Yu-jin, GAO Huai-you. Atlas of soil pollution element environmental background value in major agricultural zone in China[M]. Tianjin: Tianjin Education Press, 2006:43.
- [22] 高砚芳,段增强,邹恒福. 太湖地区温室土壤重金属污染状况调查及评价[J]. 土壤, 2007(6): 910-914.
- GAO Yan-fang, DUAN Zeng-qiang, HUAN Heng-fu. Investigation and evaluation of heavy metal contamination of greenhouse soils in Tai Lake Region[J]. *Soils*, 2007(6): 910-914.
- [23] Shi J, Li L, Pan G. Variation of grain Cd and Zn concentrations of 110 hybrid rice cultivars grown in a low-Cd paddy soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21(2): 168-172.
- [24] Podar D, Ramsey M H. Effect of alkaline pH and associated Zn on the concentration and total uptake of Cd by lettuce: Comparison with predictions from the CLEA model[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 347(1-3): 53-63.
- [25] 周国华,汪庆华,董岩翔,等. 土壤-农产品系统中重金属含量关系的影响因素分析[J]. 物探化探计算技术, 2007(增刊 1): 228-231.
- ZHOU Guo-hua, WANG Qing-hua, DONG Yan-xiang. Factors affecting heavy metal concentrations in the soil-agricultural product system [J]. *Computing Techniques for Geophysical and Geochemical Exploration*, 2007(Suppl1): 228-231.
- [26] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 12-14, 24-26, 107-108, 282-289.
- LU Ru-kun. Analysis method of soil agro-chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 12-14, 24-26, 107-108, 282-289.
- [27] GB/T 5009-14—2003. 食品中锌的测定[S].
- [28] GB/T 5009-15—2003. 食品中镉的测定[S].
- [29] 苏金明,傅荣华,周建斌,等. 统计软件 SPSS 系列——应用实战篇 [M]. 北京: 电子工业出版社, 2002: 268-281.
- SU Jin-ming, FU Rong-hua, ZHOU Jian-bin, et al. Statistical software SPSS Series: Application of practical articles[M]. Beijing: Electronic Industry Press, 2002: 268-281.
- [30] Kyriakidis P C, Yoo E H. Geostatistical prediction and simulation of point values from areal data[J]. *Geographical Anylysis*, 2005, 37: 124-151.
- [31] Pan G X, Li L Q, Qi Z, et al. Organic carbon stock in topsoil of Jiangsu Province, China, and the recent trend of carbon sequestration[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 17(1): 1-7.
- [32] 王志刚,赵永存,廖启林,等. 近 20 年来江苏省土壤 pH 值时空变化及其驱动力[J]. 生态学报, 2008(2): 720-727.
- WANG Zhi-gang, ZHAO Yong-cun, LIAO Qi-lin, et al. Spatio-temporal variation and associated affecting factors of soil pH in the past 20 years of Jiangsu Province, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008(2): 720-727.
- [33] Shen M X, Yang L Z, Yao Y M, et al. Long-term effects of fertilizer managements on crop yields and organic carbon storage of a typical rice-wheat agroecosystem of China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 44: 187-200.
- [34] Han Z, Ueda H, Sakurai T. Model study on acidifying wet deposition in East Asia during wintertime[J]. *Atmospheric Environment*, 2006, 40(13): 2360-2373.
- [35] Larssen T R, Seip H M, Semb A, et al. Acid deposition and its effects in China: An overview[J]. *Environmental Science & Policy*, 1999, 2(1): 9-24.
- [36] Chen J. Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security[J]. *CATENA*, 2007, 69(1): 1-15.
- [37] 王绪奎,徐 茂,汪吉东,等. 太湖地区典型水稻土大时间尺度下的肥力质量演变[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(2): 220-224.
- WANG Xu-kui, XU Mao, WANG Ji-dong, et al. Response of typical paddy soil fertility to long-term cultivation in Taihu Lake Region[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2009, 17(2): 220-224.
- [38] Bonten L T C, Groenenberg J E, Weng L, et al. Use of speciation and complexation models to estimate heavy metal sorption in soils[J]. *Geoderma*, 2008, 146(1-2): 303-310.
- [39] 计维浓,张松彪,邓月娥,等. 太湖流域主要粮食作物中 19 种元素的背景值及其特征[J]. 环境科学学报, 1987(1): 86-92.
- JI Wei-nong, ZHANG Song-biao, DENG Yue-e, et al. Background values of nineteen elements in rice and wheat grains from Taihu Lake area [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1987(1): 86-92.
- [40] Chen W, Chang A C, Wu L. Assessing long-term environmental risks of trace elements in phosphate fertilizers[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 67(1): 48-58.
- [41] Zhang H, Shan B. Historical records of heavy metal accumulation in sediments and the relationship with agricultural intensification in the Yangtze-Huaihe region, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 399(1-3): 113-120.
- [42] 国家环保部. 土壤环境质量标准[S]. 中国, 1995.
- Ministry of Environmental Protection. Soil Environmental Quality Standard[S]. China, 1995.
- [43] Cheng J, Shi Z, Zhu Y. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19(1): 50-54.