

文章编号: 1000-5862(2016)04-0429-08

鄱阳湖流域农田重金属污染的生态风险评估

叶嘉敏, 涂厚平, 简敏菲*, 魏佳瑶, 吴敏然

(江西师范大学生命科学学院, 江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室, 江西南昌 330022)

摘要: 选择乐安河-鄱阳湖段典型重金属污染区作为研究区, 采用不同方法对各样点土壤及其蔬菜农产品的重金属污染及其危害进行评价。结果表明: 各样点土壤中重金属含量最高的元素为 Cu, 最高值达 $423.124 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 不同评价方法得出乐安河上游至中游区域土壤中重金属 Cu 呈极度污染状态, 存在严重的生态风险隐患; 各样点蔬菜重金属 Cd 含量均超过《无公害蔬菜安全要求》中规定的标准值 ($0.050 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); 农产品样品对 Cd 的富集系数都超过 0.100, 最高值达 3.254; 内梅罗综合污染指数法的评价得到 78.57% 的农产品重金属 Cd 为重度污染; 健康风险指数评价进一步表明各样点大部分农产品中的 Cd 超出安全基准值 1.0, 且样品中 Cd 的目标致癌风险 T_R ($0.0032 \sim 0.0132$) 均超过了美国环保署推荐的可接受风险值 ($10^{-6} \sim 10^{-4}$) 和国际辐射防护委员会推荐的最大可接受风险值 (5.0×10^{-5})。

关键词: 鄱阳湖; 乐安河; 重金属污染; 生态风险

中图分类号: X 524 文献标志码: A DOI: 10.16357/j.cnki.issn1000-5862.2016.04.20

0 引言

鄱阳湖是中国第一大淡水湖, 其流域内分布有赣江、修河、饶河、信江、抚河等 5 大水系^[1]。流域内矿产资源丰富, 主要有位于乐安河流域的德兴铜矿、信江流域上的永平铜矿以及赣南有色金属采矿区等^[2]。金属矿山开采产生的污染源(如重金属酸性废水)不断排入水中, 导致鄱阳湖流域的重金属污染负荷日趋严重^[3]。由于重金属具有易富集、难降解的特点, 在土壤-农产品系统中, 农产品会大量富集环境中的重金属, 并累积在农产品中, 最终通过食物链进入人体, 对人体产生毒害^[4-5]。目前在鄱阳湖流域重金属污染的研究中, 局部研究多于整体研究, 其中饶河水系乐安河 20 世纪 80 年代至今, 就是学者们研究的重点区域^[6]。但是, 对于乐安河重金属污染的评价预测多见于对乐安河水体、沉积物、水生动植物的研究^[7-8], 鲜有对流域内的农田进行相关的调查评价。因此, 本文选择乐安河-鄱阳湖段农田中重金属污染较突出的 Cu、Pb、Cd 等污染因子, 研究农田土壤及农产品中的重金属污染, 并进行生态风险评估, 为鄱阳湖土壤重金属污染的防治、提高农产品的生态安全及保障人们的饮食安全提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点选择与布设

在对鄱阳湖区域土壤和蔬菜进行全面调查的基础上, 以铜矿区大坞河及乐安河上游的支流流域作为研究区, 其中铜矿区样地主要有祝家村和朱砂红, 乐安河上游样地为香屯水文站, 乐安河与昌江汇集成饶河汇入鄱阳湖口的龙口样地作为下游样地, 各样地位置如图 1 所示。

1.2 样品的采集及处理方法

2014 年 11 月在全面调查的基础上, 在各样地按照一定的样线和随机多点混合的原则, 每个样地设置 5 个平行样点分别采集地表 0~20 cm 的土壤样品经混合均匀而成, 用聚氯乙烯塑料袋封装, 登记编号带回实验室处理待测。

农产品样品主要采自祝家村、朱砂红、香屯水文站等 3 个样地中所种植的不同蔬菜样品, 其中祝家村样地采集样品有大白菜 (*Brassica pekinensis*)、地瓜叶 (*Ipomoea batatas*)、萝卜叶 (*Raphanus sativus*)、上海青 (*Brassica chinensis*)、包菜 (*Brassica oleracea*), 并标记为 S1-S5; 朱砂红样地采集的样品有水稻 (*Oryza*

收稿日期: 2016-02-27

基金项目: 国家自然科学基金(41161035, 41461042), 国家科技部“十二五”科技支撑计划(2011BAC13B02)和江西省自然科学基金(20142BAB204007)资助项目。

通信作者: 简敏菲(1969-), 女, 江西高安人, 教授, 博士, 主要从事鄱阳湖湿地生态与环境监测评价研究。

sativa)、南瓜(*Cucurbita moschata*)、小白菜(*Brassica campestris*) ,并标记为 S6-S8;香屯水文站采集的样品有上海青(*Brassica chinensis*)、辣椒(*Capsicum annuum*)、小白菜(*Brassica campestris*) ,并标记为 X1~X3. 为确保分析测试过程中所需的样品量,每个采样点处均采集 10~20 颗植株,共采集蔬菜样品 11 个,登记编号带回实验室处理待测.



图1 乐安河流域采样点位置

1.3 样品消解与测定

研究区各样点采集的土壤,经自然风干后加入 $\text{HNO}_3\text{-HCl-H}_2\text{O}_2$ 的三酸消解体系,密闭后置于上海新仪 MDS-8G 微波消解仪,采用温控进行高温高压消解,冷却后经去离子超纯水过滤定容后备用待测^[8]. 蔬菜样品采用干法灰化法消解,经浓硝酸酸解

后,置于马福炉中采用低温加热灰化后,酸溶后经去离子超纯水过滤定容备用待测^[9]. 2 者均采用美国 Varian 公司的 AA-204Z 型原子石墨炉分光光度计测定样品中重金属元素 Cu、Pb、Cd 的含量^[10].

1.4 数据统计与分析

为确保数据的可信度,实验过程采用平行样测定 3 次取均值的方式测试相关样品,最终获得数据均采用均值 \pm 标准差表示. 土壤和农产品重金属 Cu、Pb、Cd 的含量通过开方反正弦达到正态分布后,使用统计软件(SPSS)进行单因素分析和多重比较,采用方差分析检验各样点(祝家村、朱砂红、香屯水文站、龙口)中重金属含量的差异.

1.4.1 土壤重金属污染评价方法 G. Muller^[11] 提出地积累指数(I_{geo})法,定量评价某一重金属及其地球化学背景值的关系来确定该重金属污染的程度^[12],评价结果可直观地反映出重金属在土壤中的富集程度. 目前,地积累指数法广泛运用于评价沉积物中重金属的污染状况^[13-14],计算公式为 $I_{geo} = \log_2 [C_i / (k\beta_i)]$,其中 I_{geo} 为地积累指数, C_i 为土壤或沉积物中某一重金属元素的实测值($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) , β_i 为在当地母质母岩中该重金属元素的地球化学背景值($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) ,常数 k 一般取 1.5. 地积累污染程度分级标准如表 1 所示.

表1 地积累指数 I_{geo} 与污染程度分级

I_{geo}	≤ 0	0 ~ 1	1 ~ 2	2 ~ 3	3 ~ 4	4 ~ 5	> 5
级数	0	1	2	3	4	5	6
污染程度	未污染	轻度污染	偏中度污染	中度污染	偏重度污染	重度污染	极度污染

潜在生态危害指数法(The Potential Ecological Risk Index ,RI) 是 L. Hakanson^[15] 在 1980 年提出来的. 这种评价方法因为将重金属含量和该重金属所产生的生态效应、环境效应以及毒理学性质考虑在一起,所以一定程度上能够反映出各种重金属污染的综合影响^[16]. 计算公式为 $P_i = C_s^i / C_n^i$, $E_r^i = T_r^i P_i$, $R_i = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i C / C_n^i$,其中 P_i 为单因子污染指

数, C_s^i 为重金属 i 浓度的实测值, C_n^i 为重金属元素背景值, E_r^i 为重金属 i 的单因子危害系数, T_r 为毒性响应系数,采用 L. Hakanson 制定的标准化重金属毒性响应系数为评价依据^[17],分别取 T_r^{Cu} 值为 5, T_r^{Pb} 值为 5, T_r^{Cd} 值为 30, R_i 为沉积物重金属污染的潜在生态危害指数, E_r^i 与 R_i 值的生态风险分级标准如表 2 所示.

表2 E_r^i 和 R_i 值相对应的污染等级与潜在生态风险等级

参数	轻度	中度	较重	重度	严重
E_r^i	< 40	40 ~ 80	80 ~ 160	160 ~ 320	≥ 320
R_i	< 150	150 ~ 300		300 ~ 600	≥ 600

1.4.2 蔬菜样品重金属污染评价方法 内梅罗综合指数法在评价土壤或沉积物方面有广泛的应用. 目前,一些学者将这种方法用来评价农产品重金属污染的情况^[4-5]. 计算公式为 $P_i = C_i / S_i$, $P_{\text{综合}} =$

$\sqrt{[(P_{\text{max}}^2 + P_{\text{ave}}^2) / 2]}$,其中 P_i 表示重金属 i 的单项污染指数, C_i 表示蔬菜中重金属 i 的实测值, S_i 表示蔬菜中重金属 i 的评价标准, $P_{\text{综合}}$ 表示综合污染指数, P_{ave} 表示各单项污染指数 P_i 的平均值, P_{max} 表示单项

污染指数的最大值. 单项污染指数 P_i 和综合污染指数 $P_{\text{综合}}$ 的污染等级分类如表 3 所示.

蔬菜富集系数 (Bio-accumulation Factor, BAF) 反映农作物对重金属的富集能力. 利用农作物重金属含量和土壤重金属量的比值, 比较各土壤环境中不同蔬菜对重金属的吸收及累积特性的差异^[18]. 最后获得的 B_{AF} 值越大, 这说明农作物吸收重金属的能力越强, 抗土壤重金属污染的能力就越低. 计算公式为 $B_{AF} = C_{\text{蔬菜}} / C_{\text{土壤}}$, 其中 $C_{\text{蔬菜}}$ 和 $C_{\text{土壤}}$ 分别为蔬菜和对对应土壤中的重金属含量.

表 3 内梅罗综合指数法污染指数分级标准

单项污染指数	单项污染分类等级	综合污染指数	综合污染指数分类等级
$P_i \leq 1$	无污染	$P_{\text{综合}} \leq 0.7$	安全
$1 < P_i \leq 2$	轻度污染	$0.7 < P_{\text{综合}} \leq 1.0$	警戒线
$2 < P_i \leq 3$	中度污染	$1.0 < P_{\text{综合}} \leq 2.0$	轻度污染
$3 < P_i$	重度污染	$2.0 < P_{\text{综合}} \leq 3.0$	中度污染
		$P_{\text{综合}} > 3.0$	重度污染

1.4.3 健康风险评估方法 为了进一步分析研究区各样点蔬菜等农产品的安全问题, 采用美国环保署 (US EPA) 推荐的健康风险评价模型——目标危险系数 T_{HQ} 和目标致癌风险 T_R 进行说明. T_{HQ} 是以污染物暴露剂量与参考剂量的比值来说明非致癌风险水平, 若比值超过安全基准值 1.0, 则该污染物对人体存在潜在的健康风险. T_R 则是通过致癌强调指数与污染物暴露剂量的乘积来反映该污染物致癌风险发生的可能性^[19]. 项目研究的 3 种重金属元素中, 镉 (Cd) 为化学致癌物质, 其致癌强度系数为 $6.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ^[20], Pb 和 Cu 为非致癌物质. T_{HQ} 和 T_R 计算模型为

$$T_{HQ} = \frac{E_F E_D F_{IR} C}{R_{FD} B_W A_{T_n}}, T_R = \frac{E_F E_D F_{IR} C_{PS}}{B_W A_{T_c}},$$

其中 E_F 表示暴露频率 ($\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$), 取 $E_F = 365$ ($\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$); E_D 表示暴露的年限 (a), 将期望寿命作为暴露年限. 考虑到我国男性人均期望寿命为 69.6 岁, 女性人均期望寿命为 73.3 岁, 取 2 者均值 71.4 岁为期望寿命, 因此 $E_D = 71.4$ (a); F_{IR} 为蔬菜的日摄取速率 ($\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$), 成人蔬菜日摄取速率取 $F_{IR} = 375$ ($\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$) (以鲜重计), C 为蔬菜中的重金属含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); R_{FD} 表示口服参考剂量 ($\text{mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$), 对铜 (Cu)、铅 (Pb)、镉 (Cd) 分别取 $4 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $4 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $1 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ ^[22]; B_W 表示人群的平均体质量 (kg), 由于中国

成年女性平均体质量约为 54.4 kg, 男性约为 62.7 kg, 因此成人平均体质量取 $B_W = 60.0 \text{ kg}$; A_{T_n} 表示非致癌源的平均暴露时间 ($365 E_D (\text{d} \cdot \text{a}^{-1})$), $A_{T_n} = 71.4 \times 365 (\text{d} \cdot \text{a}^{-1})$; A_{T_c} 为致癌效应持续时间 ($365 E_D (\text{d} \cdot \text{a}^{-1})$), $A_{T_c} = 71.4 \times 365 (\text{d} \cdot \text{a}^{-1})$; C_{PS} 为致癌强度指数 ($\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$)^[5].

将得到的目标致癌风险 T_R 值与国籍辐射防护委员会 (ICRP) 推荐的最大可接受风险值 (5.0×10^{-5}) 以及美国环保署 (US EPA) 推荐的可接受风险值 ($10^{-6} \sim 10^{-4}$) 进行对比, 可以判断长期使用受污染农产品导致的人体致癌风险.

2 结果与分析

2.1 土壤重金属污染评价结果

2.1.1 农田土壤重金属含量 选择研究区 4 个样地, 对这些地区的重金属含量进行测定, 并分别计算各采样点土壤样品的平均值及其标准差. 最后, 采用均值 \pm 标准差的形式表示, 与简敏菲等^[8] 在对应样地的测定值进行横向对比, 同时与鄱阳湖重金属元素背景值^[23] 及土壤 3 级标准进行对比, 结果如表 4 所示.

由表 4 可以看出, 各样地重金属 Cu 含量 $w(\text{Cu})$ 均超过鄱阳湖重金属元素的背景值 ($4.750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 其中乐安河研究区各样地的土壤测定值严重超标. 出现这种现象的可能原因是, 受乐安河上游德兴铜矿开采过程中重金属酸性废水排放的影响. 自上游至下游各样地重金属 Cu 的含量呈下降趋势, 这反映出重金属酸性废水排入河流后, 在经过稀释、扩散、吸附等过程后累积在底泥中, 并且其中的重金属污染物也随水体迁移到底泥中去.

研究区内重金属 Pb 含量在土壤环境质量 3 级标准内, 但 Pb 含量在龙口段出现明显增加, 此结果高于简敏菲等^[8] 的研究成果. 对比发现重金属 Pb 含量在龙口段有随时间逐渐累积的趋势. 研究区内重金属 Cd 的含量均超过鄱阳湖重金属 Cd 元素的背景值 $0.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而且除龙口段外, 其余 3 个地区均超过土壤环境质量 3 级标准值 $1.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 研究区内土壤重金属含量的分布情况大体上与简敏菲等^[8] 在相关样地测定的土壤重金属含量一致, Cu 是土壤中主要的污染元素, Pb 和 Cd 虽然土壤中含量相对较少, 但部分地区有逐渐累积的趋势.

表 4 研究区域土壤重金属含量 w 、湖区底质背景值与土壤环境标准值

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

采样点	$w(\text{Cu})$		$w(\text{Pb})$		$w(\text{Cd})$	
	2015 年	2012 年	2015 年	2012 年	2015 年	2012 年
祝家村	423.124 ± 0.202	556.98 ± 14.98	9.976 ± 0.102	8.66 ± 0.36	1.331 ± 0.043	0.37 ± 0.11
朱砂红	341.081 ± 0.211	531.00 ± 10.50	8.783 ± 0.132	6.61 ± 0.45	1.265 ± 0.064	0.24 ± 0.01
香屯水文站	290.632 ± 0.124	311.80 ± 19.07	7.297 ± 0.303	11.36 ± 1.14	3.512 ± 0.061	1.34 ± 0.15
龙口	37.043 ± 0.202	28.91 ± 4.66	48.570 ± 0.003	35.76 ± 3.76	0.878 ± 0.007	0.29 ± 0.10
鄱阳湖底质 重金属背景 参考值 ^[23]	4.75		12.50		0.75	
土壤环境质 量 3 级标准 (GB 15618—1995)	400		500		1	

2.1.2 地积累指数结果分析 根据研究区各采样点土壤中 3 种重金属 Cu、Pb、Cd 含量的测定值及背

景值,计算地积累指数,所得结果与表 1 中地积累污染程度分级标准进行比较结果见表 5.

表 5 地积累指数法评价结果

乐安河研究区采样点	Cu/I_{geo}	污染程度	Pb/I_{geo}	污染程度	Cd/I_{geo}	污染程度
祝家村	5.892	极度污染	-0.910	未污染	0.243	轻度污染
朱砂红	5.581	极度污染	-1.094	未污染	0.169	轻度污染
香屯水文站	5.350	极度污染	-1.362	未污染	1.642	偏中度污染
龙口	2.378	中度污染	1.373	偏中度污染	-0.358	未污染

由表 5 可知,研究区内各样点土壤重金属 Cu 的地积累指数值均大于 2,其中乐安河上游至中游地区(祝家村、朱砂红、香屯水文站)的评价结果呈极度污染,与文献[8]的评价结果具有一致性;Pb 污染的评价结果表明:研究区内除龙口外的各样地土壤中均未受 Pb 污染,龙口段 Pb 呈偏中度污染,这一结果与文献[8]的评价结果基本一致;Cd 污染的评价结果表明:研究区内各样点土壤受重金属 Cd 的污染程度差异较大,呈未污染至偏中度污染状态.

2.1.3 潜在生态危害指数结果分析 根据表 3 中研究区各样点土壤中重金属含量的数据,分别计算各个采样点的单因子污染指数和综合潜在生态指数,与表 2 中的潜在生态危害指数分级标准进行对比,最终得到综合潜在生态危害指数评价结果(见表 6).各采样点除龙口样点的综合潜在生态风险等级为轻度外,其余各样点均达到重度等级,这反映自铜矿区内大坞河至乐安河上游区域受重金属污染程度都较严重.

各采样点不同重金属元素的单因子污染指数结果如图 2 所示.从图 2 可以看出,研究区内 Cu 的单因子危害指数大部分呈重度风险;Pb 的生态危害程度均呈轻度风险;而 Cd 在研究区内各样点呈现的生态危害程度差异较明显,其中香屯水文站呈较严重的生态危害;3 种重金属的综合潜在生态危害程度评价结果为 $R_i(\text{祝家村}) > R_i(\text{水文站}) > R_i(\text{朱$

砂红) $> R_i(\text{龙口})$,由于综合潜在生态危害指数是单因子危害指数和各种重金属危害指数的总和,Cu 的单因子相较其他 2 种重金属存在重度危害,因此 Cu 的单因子在综合潜在生态危害指数中具有决定性作用,各样点综合潜在生态危害与 Cu 单因子潜在生态危害评价结果一致.

表 6 综合潜在生态危害指数

采样点	祝家村	朱砂红	香屯水文站	龙口
R_i	502.624	413.146	449.327	93.541
综合潜在生态风险等级	重度	重度	重度	轻度

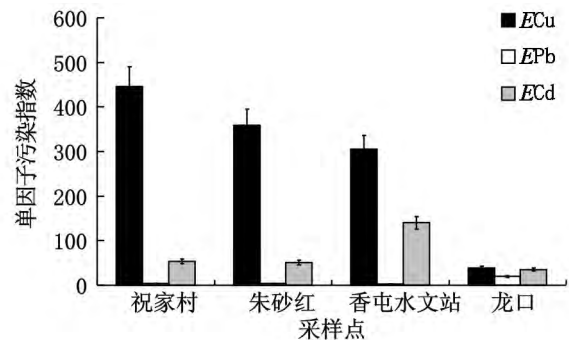


图 2 单因子污染指数评价结果

与地积累指数法相比较,在研究区内 Cu 的污染最大,其潜在生态危害呈严重程度,在一定程度上具有一致性.而研究区内 Cd 总体污染程度最小,其潜在生态风险程度不稳定,虽然 2 种方法均以鄱阳

湖重金属元素背景值为参考,但潜在生态危害指数还考虑到不同重金属的毒性响应参数,Cd 的生物毒性响应系数最大($T=30$),而 Pb 和 Cu 的生物毒性响应系数较低($T=5$).而 2 种评价方法均显示,Cu 在研究区内呈极度污染,具有严重的生态危害.2 者的评价结果在某种程度上相似,同时又可以相互补充和验证.

2.2 蔬菜等农产品重金属污染风险评估

2.2.1 蔬菜等农产品重金属含量与标准比较 对

表 7 研究区域农产品重金属含量							mg · kg ⁻¹
研究区域	采样地点	样品名	拉丁学名	样品代码	Cu	Pb	Cd
四洲镇	祝家村	大白菜	<i>Brassica pekinensis</i>	S1	6.350 ± 3.029	0.163 ± 0.072	0.084 ± 0.021
		红薯(叶)	<i>Ipomoea batatas</i>	S2	25.876 ± 0.732	0.131 ± 0.059	0.231 ± 0.042
		萝卜(叶)	<i>Raphanus sativus</i>	S3	17.137 ± 0.802	0.037 ± 0.019	0.765 ± 0.302
		上海青	<i>Brassica chinensis</i>	S4	21.373 ± 2.337	0.395 ± 0.023	1.204 ± 0.465
		包菜	<i>Brassica oleracea</i>	S5	4.679 ± 0.836	0.369 ± 0.069	0.139 ± 0.135
	朱砂红	水稻	<i>Oryza sativa</i>	S6	0.657 ± 0.140	0.192 ± 0.029	0.591 ± 0.002
		南瓜	<i>Cucurbita moschata</i>	S7	6.844 ± 0.354	0.377 ± 0.055	0.094 ± 0.006
		小白菜	<i>Brassica campestri</i>	S8	5.663 ± 1.969	0.205 ± 0.012	0.345 ± 0.047
香屯水文站	香屯	上海青	<i>Brassica chinensis</i>	X1	12.609 ± 1.060	0.798 ± 0.023	1.436 ± 0.042
		辣椒	<i>Capsicum annuum</i>	X2	12.326 ± 1.360	0.521 ± 0.104	1.195 ± 0.190
		小白菜	<i>Brassica campestri</i>	X3	25.643 ± 0.786	0.136 ± 0.034	0.368 ± 0.007
无公害蔬菜安全要求(GB 18406.1—2001)						0.200	0.050
食品中铜限量卫生标准(GB 15199—1994)					10.000		

注: 尽管(GB 15199—1994)标准已于 2011 年废除,但由于研究区域内土壤受重金属 Cu 的污染程度较高,且 Cu 与 Pb、Cd 等污染物易产生复合污染,且蔬菜对于重金属 Cu 具有一定的富集作用,为了评价蔬菜等农产品中 Cu 的含量,所以本文仍采用此标准进行对照,但这并不影响其他方法对蔬菜等农产品中重金属含量的评价.虽然 Cu 是人体所需的微量元素之一,但在农产品中含量过高也会影响人体的健康,以此标准中的铜限量值作为参考,主要目的是为了对不同重金属污染物进行对比评价.

由表 7 中的测定结果及相关标准值可以看出,研究区内有 54% 的蔬菜重金属 Cu 含量超过 10 mg · kg⁻¹,其中祝家村地瓜叶测定值为 25.876 mg · kg⁻¹,达到最大值.研究区内 63.64% 蔬菜的重金属 Pb 含量超过《无公害蔬菜安全要求》中的规定的标准值(0.200 mg · kg⁻¹),其中香屯水文站的上海青的测定值为 0.798 mg · kg⁻¹,达到最大值.研究区内蔬菜的重金属 Cd 的含量均超过《无公害蔬菜安全要求》中规定的标准值(0.050 mg · kg⁻¹).常玉虎等^[24]对德兴地区的小白菜和稻米进行重金属含量分析,也发现乐安河(德兴段)的小白菜和稻米均存在不同程度的重金属污染.由此不难看出,德兴地区由于采矿产生的酸性废水排入大坞河上游,随后汇入乐安河,结果导致乐安河上游及中游地区受重金属污染较为严重,给周围的水体、土壤以及农产品带来一定的影响,间接对当地居民的健康产生一定的危害.

研究区各采样点对应的蔬菜进行重金属含量的测定,采用均值 ± 标准差的方式表示.研究区内的农产品分别用对应的样品代码表示,S1 ~ S5 代表四洲镇祝家村的农产品、S6 ~ S8 代表四洲镇朱砂红样地的农产品、X1 ~ X3 代表香屯水文站样地的农产品.测定结果与《无公害蔬菜安全要求》(GB 18406.1—2001)或《食品中铜限量卫生标准》(GB 15199—1994)中的标准进行对比(见表 7).

2.2.2 单项污染指数和综合污染指数对比分析

根据表 7 的蔬菜等农产品的相关标准及各样点蔬菜样品中重金属含量测定值,分别计算各采样点重金属 Cu、Pb、Cd 等的单因子污染指数及综合污染指数,评价结果如表 8 所示.

2.2.3 农产品重金属富集系数结果分析

利用表 4 中各样地土壤重金属含量的测定结果以及表 7 中各样点蔬菜样品中重金属含量测定值,计算各采样点蔬菜重金属 Cu、Pb、Cd 的重金属富集系数(见表 9).

表 9 结果表明,Cd 的富集系数相对较高,其平均富集系数为 0.384,Cu 的平均富集系数次之(0.057),Pb 的富集系数最小(0.029).同一地区同种农产品中 3 种重金属的富集系数也属重金属 Cd 的富集系数最高.这与邹晓锦等^[25]的研究结果相似,重金属 Cd 的活性较强,较易为植物吸收.总之,各样地中的农产品对 3 种重金属的富集能力排序结果为 Pb < Cu < Cd.

表 8 蔬菜等农产品重金属污染评价结果

样点	样品	样品代码	单项污染指数						综合污染指数	分类等级
			Cu	分类等级	Pb	分类等级	Cd	分类等级		
祝家村	大白菜	S1	0.635	无污染	0.815	无污染	1.680	轻度污染	1.398	轻度污染
	红薯叶	S2	2.588	中度污染	0.655	无污染	4.620	重度污染	3.756	重度污染
	萝卜叶	S3	1.714	轻度污染	0.185	无污染	15.300	重度污染	11.553	重度污染
	上海青	S4	2.137	中度污染	1.975	轻度污染	24.080	重度污染	18.278	重度污染
	包菜叶	S5	0.468	无污染	1.845	轻度污染	2.780	中度污染	2.303	中度污染
朱砂红	水稻	S6	0.066	无污染	0.960	无污染	11.820	重度污染	8.890	重度污染
	南瓜	S7	0.684	无污染	1.885	轻度污染	1.880	轻度污染	1.696	轻度污染
	小白菜	S8	0.566	无污染	1.025	轻度污染	6.900	重度污染	5.274	重度污染
香屯	上海青	X1	0.261	无污染	3.990	重度污染	28.720	重度污染	21.744	重度污染
	小辣椒	X2	1.233	轻度污染	2.605	重度污染	23.900	重度污染	18.120	重度污染
	小白菜	X3	2.564	重度污染	0.680	无污染	7.360	重度污染	5.773	重度污染

表 9 农产品重金属富集系数

地点	样品	样品代码	富集系数 B_{AF}		
			Cu	Pb	Cd
祝家村	大白菜	S1	0.015	0.016	0.063
	红薯叶	S2	0.061	0.013	0.174
	萝卜叶	S3	0.041	0.004	0.575
	上海青	S4	0.051	0.040	0.905
	包菜叶	S5	0.011	0.037	0.104
朱砂红	水稻	S6	0.002	0.022	0.467
	南瓜	S7	0.020	0.043	0.074
	小白菜	S8	0.017	0.023	0.273
香屯	上海青	X1	0.043	0.109	0.409
	小辣椒	X2	0.042	0.071	0.340
	小白菜	X3	0.088	0.019	0.105

2.3 健康风险分析

根据表 7 中各样点蔬菜的重金属含量测定结果,计算各采样点蔬菜重金属 Cu、Pb、Cd 健康风险指数,结果如图 3 所示。

图 3 中 Cu 污染的结果显示,四洲镇的蔬菜有 57% 的 T_{HQ} 大于 1.0,其中红薯叶的 T_{HQ} 值高达 4.043;香屯水文站样地中蔬菜中的 T_{HQ} 值均大于安全基准值 1.0,且小白菜的 T_{HQ} 值高达 4.007。由此看出,四洲镇及香屯水文站等各样地蔬菜对人体健康均可能具有一定危害。

研究区各样地蔬菜中除香屯水文站的上海青外,大部分样品中 Pb 的 T_{HQ} 值在安全基准值 1.0 以内,目前各蔬菜样品中的 Pb 含量尚不会对人体健

康构成严重危害。

图 3 中各样点大部分样品中 Cd 的 T_{HQ} 值均超出安全基准值 1.0,最高达 8.975。且由于 Cd 属化学致癌物质,本项目样品中的 Cd 的目标致癌风险 T_R ($3.20 \times 10^{-3} \sim 1.32 \times 10^{-2}$) 均超过了美国环保署 (US EPA) 推荐的可接受风险值 ($10^{-6} \sim 10^{-4}$) 和国际辐射防护委员会 (ICRP) 推荐的最大可接受风险值 (5.0×10^{-5}),初步判断长期使用受镉污染的农产品导致人体致癌风险水平显著提高。

综上所述,有关蔬菜重金属含量测定结果、内梅罗指数法、健康风险评价结果发现,研究区蔬菜等农产品在一定程度上受重金属污染的影响较显著,其中 Cd 污染危害最大,其对人体产生的健康风险也最高;其次为 Cu 污染,虽然土壤中的 Cu 污染程度最高,但蔬菜对 Cu 的富集能力不如 Cd;而 Pb 污染危害相对较小。

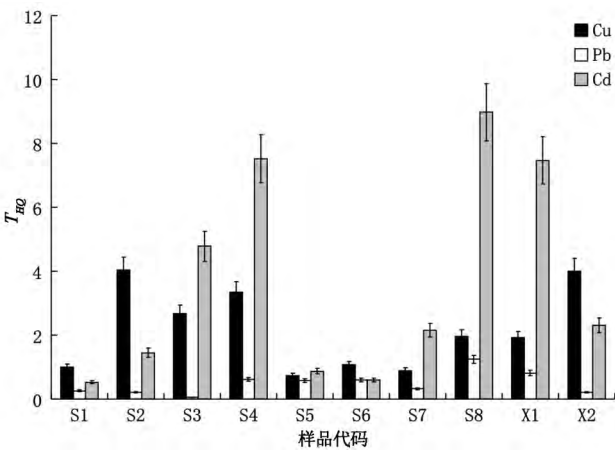


图 3 研究区域蔬菜健康风险指数

3 结论与讨论

1) 地积累指数法评价结果表明:受重金属酸性废水影响的乐安河上游及中游区域内重金属 Cu 污染已达到极度污染状态, Pb 在研究区内除龙口外的各样地土壤中均未受 Pb 污染,而 Cd 在研究区内各样点土壤受 Cd 的污染程度差异较大,呈未污染至偏中度污染状态。

2) 潜在生态危害指数法评价结果表明:乐安河上游及中游研究区域内的重金属潜在生态风险程度呈严重风险,下游样地入湖段的龙口则表现出轻度污染;上游区域祝家村、朱砂红及香屯水文站等3个采样点的潜在生态风险均受 Cu 污染的影响,评价结果与地积累指数法结果基本一致。

3) 单因素污染指数法或综合污染指数法等不同方法对研究区内蔬菜等农产品样品的评价结果表明:农产品中主要污染元素为重金属 Cd,大部分样品中重金属 Cd 呈重度污染;Cd 较其他2种重金属而言,容易被植物吸收富集^[24-25]。所以,虽然在地积累指数法评价中,研究区各样地土壤受 Cd 的污染程度较低,但正是由于其富集能力较强,因而在农产品中 Cd 成为主要污染元素。

4) 健康风险评价结果表明:研究区及对照区蔬菜中不同元素的 T_{HQ} 值存在明显差异,大部分样品中 Pb 的 T_{HQ} 值在安全基准值 1.0 以内,而 50% 以上蔬菜样品中 Cu 或 Cd 的 T_{HQ} 大于 1.0, Cu 或 Cd 可能是当地蔬菜农产品中的安全隐患,需引起当地部门的广泛关注。

4 参考文献

- [1] 孙鹏,张强,陈晓宏,等.鄱阳湖流域水沙时空演变特征及其机理[J].地理学报,2015,65(7):828-840.
- [2] 尚小龙,余厚平,陈朴青,等.乐安河-鄱阳湖段水环境因子对重金属 Cu、Pb、Cd 迁移转化的影响[J].江西师范大学学报:自然科学版,2014,38(6):650-655.
- [3] 常玉虎,赵元艺,曹冲,等.德兴铜矿区主要流域内环境介质中重金属含量特征与健康风险评价[J].地质学报,2015,89(5):889-908.
- [4] 崔旭,葛元英,张小红.晋中市部分蔬菜中重金属含量及其健康风险[J].中国农业通报,2009,25(21):335-338.
- [5] 李如忠,潘成荣,徐晶晶,等.典型有色金属矿业城市零星菜地蔬菜重金属污染及健康风险评估[J].环境科学,2013,27(3):1076-1085.
- [6] 李明俊,耿军军,叶皓,等.鄱阳湖流域重金属污染研究现状分析[J].安全与环境学报,2013,13(3):171-175.
- [7] Wan Jinbao, Yan Weiwei, Xie Ting. Research on heavy metals pollution status of Le'an River, Lake Poyang basin [J]. Journal of Lake Science, 2007, 19(4): 421-427.
- [8] 简敏菲,徐鹏飞,熊建秋,等.乐安河-鄱阳湖段湿地表土重金属污染风险及水生植物群落多样性评价[J].生态与农村环境学报,2013,29(4):415-521.
- [9] 周雪玲,熊建秋,简敏菲,等.乐安河-鄱阳湖湿地优势水生植物对重金属污染物的富集作用[J].江西师范大学学报:自然科学版,2013,37(2):210-215.
- [10] 孙清斌,尹春芹,邓金锋,等.大冶矿区土壤-蔬菜重金属污染特征及健康风险评价[J].环境化学,2013,32(4):671-677.
- [11] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river [J]. Geochemical Journal, 1969, 2(3): 108-118.
- [12] 刘勇,岳玲玲,李晋昌.太原市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J].环境科学学报,2011,31(6):1285-1293.
- [13] 徐争启,倪师军,虞先国,等.潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J].环境科学与技术,2008,31(2):112-115.
- [14] 何东明,王晓飞,陈丽君,等.基于地积累指数法和潜在生态风险指数法评价广西某蔗田土壤重金属污染[J].农业资源与环境学报,2014,31(2):126-131.
- [15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sediment ecological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [16] 方晓波,史坚,廖欣峰,等.临安市雷竹林土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].应用生态学报,2015,26(6):1883-1891.
- [17] 简敏菲,李玲玉,余厚平,等.鄱阳湖湿地水体与底泥重金属污染及其对沉水植物群落的影响[J].生态环境学报,2015,24(1):96-105.
- [18] 何江华,柳勇,王少毅,等.蔬菜对重金属富集能力的研究:以广州蔬菜生产基地为例[J].重庆环境科学,2003,25(12):5-6.
- [19] 刘蕊,张辉,勾昕,等.健康风险评估方法在中国重金属污染中的应用及暴露评估模型的研究进展[J].生态环境学报,2014,23(7):1239-1244.
- [20] 张妍,李发东,欧阳竹,等.黄河下游引黄灌区地下水重金属分布及健康风险评估[J].环境科学,2013,34(1):121-128.
- [21] 李如忠,周爱佳,童芳,等.合肥市城区地表灰尘重金属分布特征及环境健康风险评估[J].环境科学,2011,32(9):2661-2668.
- [22] 李如忠,潘成荣,陈婧,等.铜陵市区表土与灰尘重金属

- 污染健康风险评估 [J]. 中国环境科学 2012 32(12): 2261-2270.
- [23] 鄱阳湖研究编委会. 鄱阳湖研究 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1988.
- [24] 常玉虎, 赵元艺, 曹冲, 等. 德兴铜矿区主要流域内环境介质中重金属含量特征与健康风险评价 [J]. 地质学报 2015 89(5): 889-908.
- [25] 邹晓锦, 仇荣亮, 周小勇, 等. 蔬菜重金属暴露接触对大宝山矿区及周边居民的健康风险 [J]. 地理研究, 2008 27(4): 855-862.

The Ecological Risk Assessment of the Heavy Metals Pollution on the Typical Wetland and Farmland of Poyang Lake

YE Jiamin, YU Houping, JIAN Minfei*, WEI Jiayao, WU Minran

(College of Life Science, Jiangxi Provincial Key Lab of Protection and Utilization of Subtropical Plant Resources,
Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China)

Abstract: Some typical heavy metal pollution areas in the farmland of Lean River and Poyang Lake are selected as the study area. And the heavy metals pollution on the soils and the vegetables is evaluated by using different evaluation methods and the risk degree of vegetables to human health is evaluated. The results indicates that the highest content of copper was up to $423.124 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. The results of different evaluation methods indicate that the heavy metal of copper in the soils were all extremely polluted, which have serious ecological risk. The contents of cadmium in all vegetables exceeded the standard value ($0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) of safety requirements for non-environmental pollution vegetables. The results of Enrichment Coefficient of heavy metals in vegetable show that the value of BAF of cadmium surpassed 0.10, and the highest value of which is up to 3.254. The Nemero's Comprehensive Pollution index indicates that 78.57% of vegetables is severely polluted by Heavy metal of cadmium. And the health risk index in vegetables further show that the contents of cadmium in most vegetables in all kinds of sampling sites are beyond the safety reference value of 1.0. The target risk (T_R) value ($0.0032 \sim 0.0132$) of cancer exceeded the acceptable risk value ($10^{-6} \sim 10^{-4}$) which were recommended by US EPA and surpassed the highest acceptable risk value of 5.0×10^{-5} which recommended by ICRP, and cadmium is a carcinogen substance in the all samples.

Key words: Poyang Lake; Le'an River; heavy metals pollution; ecological risk

(责任编辑: 曾剑锋)