

## 江西省小规模农户辣椒种植区土壤及辣椒重金属污染特征与生态风险评估

石颜宁<sup>1</sup>, 李亮<sup>2</sup>, 夏王彪<sup>1</sup>, 刘亚鑫<sup>1</sup>, 胡冰川<sup>1</sup>, 廖迎春<sup>1\*</sup>

1. 江西水利电力大学水土保持学院, 江西 南昌 330099

2. 江西省科学院微生物研究所, 江西 南昌 330096

**摘要:** 以江西省小规模农户种植辣椒地土壤和辣椒果实为调查对象, 测定其铜(Cu)、镉(Cd)、铅(Pb)、汞(Hg)和砷(As)重金属含量, 采用单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法及潜在生态风险指数法对调查区域的污染状况及生态风险进行评估。结果表明: 辣椒地土壤Hg、Cd平均值分别为 $1.70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 总超标率分别为38.46%和11.54%, 辣椒果实中Cd、Pb平均值分别为 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 总超标率分别为26.92%和7.69%, 其他重金属均不超标。调查区域土壤总体上处于清洁状态, 7.64%处于中度污染。综合潜在生态风险指数(RI)平均值为61.04, 属轻微生态危害, 局部点位Cd和Hg的强潜在生态危害占比分别为3.80%和11.50%, 需重点关注。

**关键词:** 小农户; 辣椒; 土壤; 重金属; 生态风险评价

中图分类号: S641.3

文献标识码: A

文章编号: 1000-2324(2025)06-1050-09

## Heavy Metal Contamination Characteristics and Ecological Risk Assessment of Soils and Chili Peppers in Smallholder Farms of Jiangxi Province

SHI Yan-ning<sup>1</sup>, LI Liang<sup>2</sup>, XIA Wang-biao<sup>1</sup>, LIU Ya-xin<sup>1</sup>, HU Bing-chuan<sup>1</sup>, LIAO Ying-chun<sup>1\*</sup>

1. College of Soil and Water Conservation/Jiangxi University of Water Resources and Electric Power, Nanchang 330099, China

2. Institute of Microbiology/Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 30096, China

**Abstract:** Taking soil and chili pepper fruits from smallholder chili pepper farmers in Jiangxi Province as research objects, this research determines the contents of heavy metals including copper (Cu), cadmium (Cd), lead (Pb), mercury (Hg), and arsenic (As). It evaluates the pollution status and ecological risks in the surveyed areas using the single-factor pollution index method, Nemerow comprehensive pollution index method, and potential ecological risk index method. The results show that the mean concentrations of Hg and Cd in the soil of pepper fields are  $1.70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  and  $0.21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , with total exceedance rates of 38.46% and 11.54%, respectively. In pepper fruits, the mean concentrations of Cd and Pb are  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  and  $0.03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , with total exceedance rates of 26.92% and 7.69%, respectively. Other heavy metals remain within safety limits. Overall, the surveyed soils are predominantly in a clean state, though 7.64% of the samples show moderate pollution. The average value of the comprehensive potential ecological risk index (RI) is 61.04, indicating a slight ecological risk. Cd and Hg pose strong potential ecological risks at localized sites (Cd :3.80%, Hg :11.50%), which requires priority attention.

**Keywords:** Smallholder farms; chili pepper; soil; heavy metals; ecological risk assessment

土壤重金属污染是当前全球环境与食品安全领域面临的重大挑战。污染土壤环境的重金属主要涉及生物毒性显著的汞(Hg)、镉(Cd)、铅(Pb)、砷(As), 以及具有一定毒性的常见元素如锌(Zn)、铜(Cu)<sup>[1]</sup>。2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示, 耕地土壤污染点位超标率达19.4%, Cd污染占比居首(7.0%)<sup>[2]</sup>。重金属在土壤环境中具有持久性, 通过生物富集作用在植物

体内积累, 并通过食物链逐级传递, 最终在人类和牲畜等消费者体内蓄积<sup>[3]</sup>, 对人类健康造成极大地安全隐患。江西省作为我国耕地土壤重金属污染防控的重点省份之一, 土壤重金属污染问题突出, 且以Cd元素最为突出<sup>[4]</sup>。Cd会阻碍植物根系生长, 抑制水分和养分吸收, 导致农产品质量下降、产量降低, 而且长期摄入Cd含量超标的农产品会导致人体器官的损伤。因此, 耕地

收稿日期: 2025-07-25

修回日期: 2025-11-13

第1作者简介: 石颜宁(2000-), 女, 硕士研究生, 研究方向: 生态保护与修复。E-mail: 13953828719@163.com

\*通讯作者: Author for correspondence. E-mail: liaoyingc@163.com

Cd污染是一个亟待解决的环境问题<sup>[5,6]</sup>。

辣椒作为一种重要的农作物,是江西省种植面积最广的蔬菜种类<sup>[7]</sup>,广泛种植于江西省各地<sup>[8]</sup>。目前研究针对包括辣椒在内的蔬菜类作物受重金属污染的风险程度尚没有清晰的认识<sup>[9]</sup>,专门针对受污染蔬菜地的安全利用技术也相对缺乏<sup>[10]</sup>。相关研究表明,个别地区辣椒地土壤中Cd含量超过农用地风险筛选值2倍以上,辣椒的茄果类特性使其更易吸收Cd、Hg等元素,其中辣椒果实Cd超标率高达85.7%<sup>[11]</sup>。一项针对市场在售辣椒重金属含量超标情况的研究表明,辣椒样品的Cd总超标率高达13.6%<sup>[12]</sup>。值得注意的是,近期有研究量化了辣椒中Cd的暴露风险,结果表明辣椒中Cd的平均生物可及性为43.1%,尤其对成年人有较高的致癌风险<sup>[13]</sup>。基于以上证据,辣椒可能对土壤中的Cd存在较强的富集作用并对人体健康存在潜在风险。

近年来,辣椒以其高附加值成为小农户的重要收入来源<sup>[14]</sup>。小农户种植模式在江西省辣椒种植区的占比突出<sup>[15]</sup>。在重金属污染耕地安全利用方面来看,小农户种植长期依赖低成本化肥或污水灌溉可能会带来更高的重金属污染风险<sup>[16]</sup>。同时,相较于规模化种植的企业或合作社,小农户种植通常以家庭为单位进行经营,土地规模较小且常利用分散的土地<sup>[17]</sup>,对安全利用措施的接受度较低,措施实施标准较难统一,管理成本更高。因此,有必要了解小规模农户辣椒地及植株污染现状,针对小规模种植辣椒地设计更合理的安全利用策略,为相关决策和配套技术研发提供基础的数据支撑。

本次调查通过采集江西省内小农户种植辣椒地块的土壤及辣椒果实,评估了土壤重金属污染情况及其对辣椒果实的影响。研究采用单因子污染指数法(Pi),内梅罗综合污染指数(PN)评价其污染程度,采用潜在生态风险指数(RI)评价其生态风险,分析土壤和辣椒重金属相关性,研究结果将为江西省受重金属污染的小规模农户种植辣椒地安全利用提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 区域概况

江西除北部较为平坦外,东西南部三面环

山,中部丘陵起伏<sup>[18]</sup>,整体地势南部高,北部低,地势大致自南向北倾斜,为温暖湿润的亚热带季风气候,年均气温与 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 活动积温年际间变化较稳定,呈稳定上升趋势,空间分布均自北向南递增<sup>[19]</sup>。土壤资源丰富,红壤为江西分布最广、面积最大的地带性土壤<sup>[20]</sup>。研究区域样点土壤全氮 $0.6\sim 2.19\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,全磷 $0.55\sim 3.11\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,全钾 $10.43\sim 35.46\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,pH 4.41~8.24。

### 1.2 样品采集

于2024年7月在赣中地区的井冈山市和吉州区,赣南地区的石城县和宁都县,赣东地区的广信区和玉山县,赣北地区的濂溪区和柴桑区,赣西地区的上栗县和芦溪县,选取26个小规模农户辣椒种植地及4个大棚种植地作为样点,在每个样点同步采集辣椒果实和土壤样品(图1)。每块辣椒地采用多点(5~12点)系统取样,土壤采样深度为0~20 cm,共采集土壤和辣椒果实样品各1.5 kg左右,分别组成1个混合样装袋封存待测。

### 1.3 样品测定

土壤pH值测定称取10.00 g风干土样加25 mL无 $\text{CO}_2$ 去离子水(土水比1:2.5),搅拌静置30 min后进行测定;全氮使用酸消解-凯氏定氮法,消煮液经全自动定氮仪蒸馏,用盐酸标准溶液滴定馏出液;全磷、全钾使用碱熔法,土样加NaOH于镍坩埚中,经高温电炉分段升温,熔融后溶解定容,其中全磷取显色液由钼锑抗比色法测定,全钾取滤液经火焰光度计直接检测。

土壤样品根据元素特性进行差异化消解。Cu、Cd、Pb,称取0.2 g风干土样,依次加入盐酸、硝酸、氢氟酸及高氯酸,残渣经硝酸溶解后定容至50 mL,供ICP-MS测定;易挥发的Hg、As,称取0.2~1.0 g土样,加入10 mL(1+1)王水沸水浴消解,冷却定容后进行还原,静置取上清液经原子荧光光谱仪(AFS)分析。对辣椒果实同步采用硝酸-高氯酸体系电热板消解,定容25 mL后由ICP-MS/AFS检测重金属含量。并基于含水率计算辣椒鲜样的重金属含量(之后数据皆为鲜重)。

质量控制采用GBW 07494土壤标准样与GSS-30标准样,重金属Hg、As的检出限(LOD)与定量限(LOQ)分别为 $0.001\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.002\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 与 $0.003\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.005\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

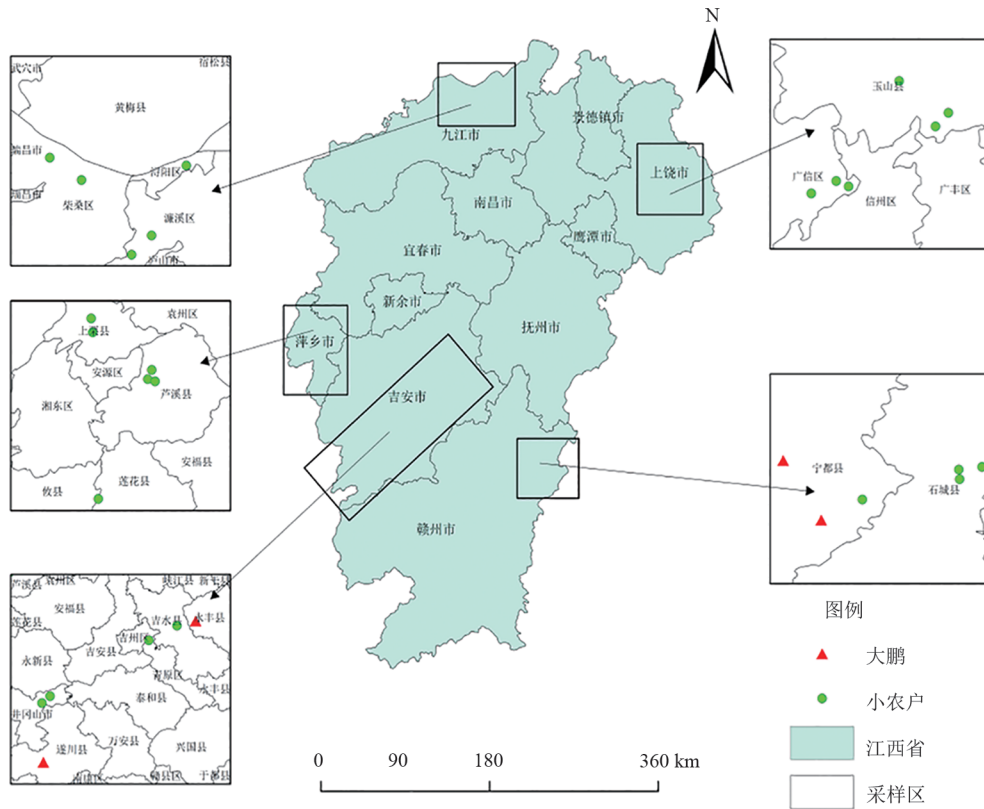


图 1 研究区域采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the study area

### 1.4 污染风险评价方法

利用单项污染指数法对单因子污染程度量化识别关键污染物;利用内梅罗指数法突出污染最严重因子,实现多因子综合评估;利用潜在生态危害指数引入毒性响应系数,将污染浓度与生态效应结合,实现污染风险的生态学量化。依据《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)和《食品安全国家标准 食物中污染物限量》(GB 2762-2022)相关标准进行污染程度分类,并计算辣椒土壤与辣椒果实单因子污染指数、内梅罗污染指数;计算辣椒土壤的潜在生态危害指数。

1.4.1 单项污染指数法 计算公式如下:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式(1)中, $P_i$ 为单项污染指数,等于污染物实测浓度( $C_i$ )与评价标准值或参考值( $S_i$ )之比。污染程度分级如下: $P_i \leq 1$ 表示无污染; $1 < P_i \leq 2$ 表示轻微污染; $2 < P_i \leq 3$ 表示轻度污染; $3 < P_i \leq 5$ 表示中度污染; $P_i > 5$ 则表示重度污染。

1.4.2 内梅罗污染指数法 计算公式如下:

$$P_N = [(C_i/S_i)^2 \max + (C_i/S_i)^2 \text{ave}/2]^{1/2} \quad (2)$$

式(2)中: $P_N$ 为综合污染指数; $(C_i/S_i) \max$ 为污染物中污染指数最大值; $(C_i/S_i) \text{ave}/2$ 为各污染指数的平均值。污染程度分级如下: $P_N \leq 0.7$ 表示清洁, $0.7 < P_N \leq 1$ 表示警戒线; $1 < P_N \leq 2$ 表示轻度污染, $2 < P_N \leq 3$ 表示中度污染, $P_N > 3$ 表示重度污染。

1.4.3 潜在生态危害指数 计算公式如下:

$$E_i = Tr_i(C_i/S_i) \quad (3)$$

$$RI = \sum E_i \quad (4)$$

式(3)中: $E_i$ 为第*i*种重金属的潜在生态危害系数; $C_i$ 、 $S_i$ 、 $Tr_i$ 分别为第*i*种土壤重金属的实测值、参比值、标准值与参考 Hakanson 提出的数据毒性系数<sup>[21]</sup>(Cu=5、Pb=5、As=10、Cd=30、Hg=40), $RI$ 为多种重金属的综合潜在生态危害指数。根据计算出的 $E_i$ 值进行分级: $E_i \leq 40$ 表示轻微, $40 < E_i \leq 80$ 表示中等, $80 < E_i \leq 160$ 表示强, $160 < E_i \leq 320$ 表示很强, $E_i > 320$ 表示极强。根据计算出的 $RI$ 值可以分级: $RI \leq 150$ 表示轻微, $150 < RI \leq 300$ 表示中等, $300 < RI \leq 600$ 表示强, $600 < RI \leq 1200$ 表示很强。

## 2 结果与分析

### 2.1 小农户土壤和辣椒果实重金属含量

调查区域内土壤pH值的平均值为6.71,变化范围为4.41~8.24,pH<7.0的土样占比50%,土壤酸碱比例较为接近(表1)。土壤肥力整体较高,有机质、全氮变异系数>30%,全钾处于低变异。部分地区Hg和Cd超过《土壤环境质量农

地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)农用地的土壤污染风险筛选值(表2),超标率分别为38.46%和11.54%。

部分辣椒果实中Cd和Pb的含量高于《食品安全国家标准食物中污染物限量》(GB 2762-2022)国家标准限定值(表3),超标率分别为26.92%和7.69%,Cd最大值超国家标准限定值4.2倍;Cu、Hg、As平均值远低于国家标准限定值。

表1 土壤理化性质  
Table 1 Soil physicochemical properties

元素 Element	最小值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Minimum	最大值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Maximum	平均值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Mean	标准差/(g·kg <sup>-1</sup> ) SD	变异系数/% CV
pH	4.41	8.24	6.71	1.17	17.44
OM	10.75	57.79	29.78	11.48	38.55
N	0.6	2.19	1.32	0.45	34.09
P	0.55	3.11	1.34	0.66	49.25
K	10.43	26.93	19.53	4.09	20.94

注:OM表示有机质缩写。变异系数计算公式为:CV(%)=(标准差/平均值)×100%;用于表征数据离散程度。

Note: OM is the abbreviation for organic matter. The coefficient of variation (CV, %) is calculated as: CV (%) = (Standard Deviation / Mean) × 100%, which is used to characterize the dispersion degree of data (or alternatively: data variability / variation extent).

表2 土壤重金属含量  
Table 2 Soil heavy metal content

元素 Element	最小值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Minimum	最大/(g·kg <sup>-1</sup> ) Maximum	平均值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Mean	标准/(g·kg <sup>-1</sup> ) SD	变异系数/% CV
Cu	5.21	22.77	13.05	4.78	36.63
Cd	0.05	1.15	0.21	0.26	123.81
Pb	6.38	16.18	11.05	2.39	21.63
Hg	0.11	4.64	1.7	1.59	93.53
As	0.87	12.29	2.39	2.18	91.21

表3 辣椒果实重金属含量  
Table 3 Heavy metal contents in chili pepper fruits

元素 Element	最小值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Minimum	最大值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Maximum	平均值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Mean	标准差/(g·kg <sup>-1</sup> ) SD	变异系数/% CV
Cu	0.76	3.72	1.58	0.73	42.2
Cd	0.01	0.21	0.05	0.05	105.96
Pb	0.01	0.15	0.03	0.03	96.94
Hg	0.66×10 <sup>-3</sup>	8.68×10 <sup>-3</sup>	2.58×10 <sup>-3</sup>	2.24×10 <sup>-3</sup>	86.82
As	0.15×10 <sup>-3</sup>	13.22×10 <sup>-3</sup>	3.18×10 <sup>-3</sup>	3.28×10 <sup>-3</sup>	103.14

### 2.2 大棚土壤和辣椒果实重金属含量

大棚土壤pH值的平均值为5.81,呈酸性,变化范围为4.84~7.01(表4)。土壤养分的空间分布不均,有机质和全钾呈现强变异,全氮变异系数为17.54%,属于中等变异。大棚土壤中各项重金属含量均低于相关标准限值,未出现超标情

况(表5)。大棚辣椒果实中Cd超《食品安全国家标准食物中污染物限量》(GB 2762-2022)的限定值,样本超标率25%;果实中其他被测重金属元素含量均未超标;各重金属在大棚辣椒果实中的含量普遍表现出较高的变异系数,其中As的变异程度最大(表6)。

表 4 大棚土壤理化性质

Table 4 Physicochemical properties of greenhouse soils

元素 Element	最小值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Minimum	最大值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Maximum	平均值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Mean	标准差/(g·kg <sup>-1</sup> ) SD	变异系数/% CV
pH	4.84	7.01	5.81	0.9	15.49
OM	16.07	35.75	22.93	8.99	39.21
N	0.96	1.41	1.14	0.2	17.54
P	0.67	2.41	1.35	0.74	54.81
K	13.91	35.46	23.04	10.31	44.75

表 5 大棚土壤重金属含量

Table 5 Heavy metal contents of greenhouse soils

元素 Element	最小值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Minimum	最大值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Maximum	平均值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Mean	标准差/(g·kg <sup>-1</sup> ) SD	变异系数/% CV
Cu	7.59	11.6	9.23	1.69	18.31
Cd	0.06	0.11	0.08	0.02	25
Pb	10.59	13.9	12.16	1.62	13.32
Hg	0.17	1.89	0.87	0.76	87.36
As	0.87	12.29	4.08	5.51	135.05

表 6 大棚辣椒果实重金属含量

Table 6 Heavy metal contents in chili pepper fruits from greenhouses

元素 Element	最小值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Minimum	最大值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Maximum	平均值/(g·kg <sup>-1</sup> ) Mean	标准差/(g·kg <sup>-1</sup> ) SD	变异系数/% CV
Cu	0.78	2.71	1.37	0.9	65.69
Cd	0.02	0.06	0.03	0.02	66.67
Pb	0.02	0.04	0.03	0.01	33.34
Hg	0.12×10 <sup>-2</sup>	0.26×10 <sup>-2</sup>	0.17×10 <sup>-2</sup>	0.07×10 <sup>-2</sup>	41.76
As	0.01×10 <sup>-2</sup>	1.32×10 <sup>-2</sup>	0.38×10 <sup>-2</sup>	0.63×10 <sup>-2</sup>	165.79

### 2.3 小农户土壤和辣椒果实重金属污染状况评价

土壤重金属单因子污染指数中,Cd、As 存在异常值。其中 11.54% 的点位处于轻微污染, 26.92% 处于轻度污染, 其他重金属处于无污染水平(图 2A)。辣椒果实重金属单因子污染指数

中,Pb、As 存在异常值。其中 15.38% 点位处于轻微污染, 11.54% 处于中度污染, 其他重金属处于无污染水平(图 2B)。

内梅罗综合污染指数结果显示, 调查区域辣椒地土壤属于清洁的点位占 50.10%, 被重金属污染的点位中属于警戒线点位占 11.50%, 中度

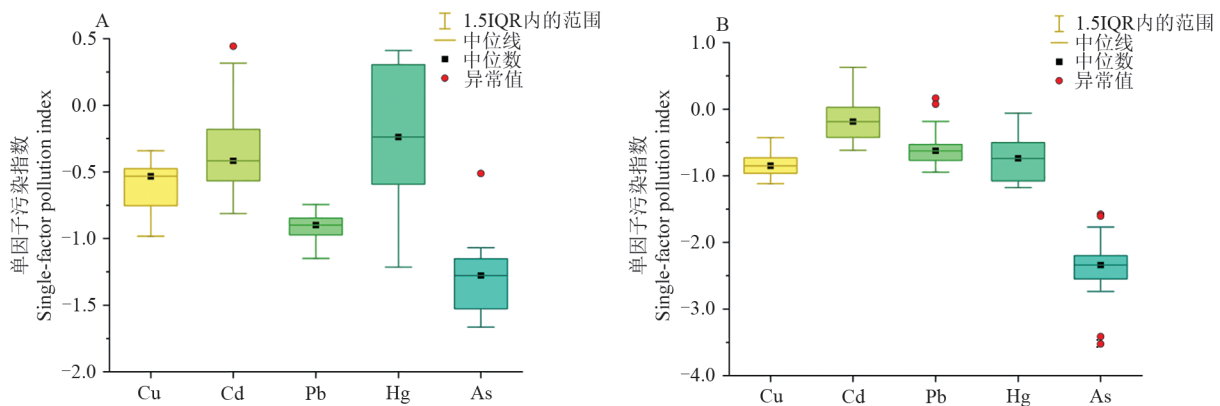


图 2 辣椒土壤(A)与辣椒果实(B)重金属单因子污染指数

Fig. 2 Single-factor pollution index of heavy metals in chili pepper soils (A) and fruits (B)

污染点位占 7.64%(图 3)。调查区域辣椒果实属于清洁的样品占 57.82%,警戒线占 23.12%,中度污染和重度污染分别占 7.64%和 3.64%(图 3)。相较于土壤,辣椒果实整体污染水平较低。

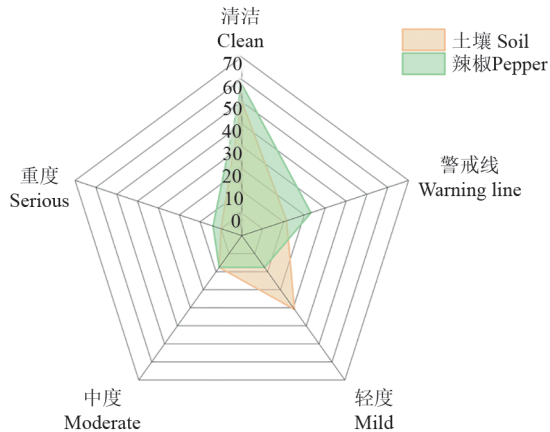


图 3 辣椒土壤与辣椒果实重金属内梅罗综合污染等级  
Fig. 3 Nemerow comprehensive pollution levels of heavy metals in chili pepper soils and fruits

### 2.4 小农户土壤潜在生态风险评价

辣椒土壤重金属的单项潜在生态危害指数均低于 40,综合潜在生态危害指数平均值为 61.04。结合辣椒土壤单项潜在生态风险评价法(图 4A),辣椒土壤中 Cu、Pb、As 均处于轻微潜在生态危害,Cd 和 Hg 分别有 3.80%和 11.50%处于强潜在生态危害,在调查区域构成较大的生态风险,Cu 和 Pb 的生态风险较低(图 4B)。

### 2.5 小农户土壤 pH 值、土壤重金属与辣椒果实重金属相关性

采用 Pearson 相关系数分析土壤 pH、土壤重

金属含量与辣椒果实重金属含量之间的相关性。分析显示,土壤 pH 值与土壤 Cu、辣椒果实 Hg 之间呈显著正相关。同时,土壤 Cu 和 Cd 之间也呈显著正相关(表 7)。在土壤与辣椒果实重金属含量方面,土壤中的 Cd、As 和辣椒果实中的 Cd、As 呈现高度显著的正相关。除上述关系外,其余变量组合之间的相关系数均未达到统计显著性水平( $P \geq 0.05$ )。

## 3 讨论

### 3.1 小农户土壤与辣椒果实重金属的联系

研究发现,在调查区域内 Cd 是土壤和辣椒果实中普遍存在且关键的污染物。土壤 Cd 与辣椒果实 Cd 含量呈极显著正相关( $r=0.87, P < 0.01$ ),表明辣椒对土壤 Cd 具有较强的富集能力,其主要原因在于 Cd 在土壤中通常具有较高的生物有效性<sup>[22]</sup>,使其易于被吸收且 Cd 会经辣椒木质部高效迁移至果实<sup>[23]</sup>,进而出现土壤污染与辣椒果实重金属超标并存的现象。相比之下,土壤中 Hg 在局部点位虽呈现较高的潜在生态风险,但辣椒果实中 Hg 的平均含量却低于安全限值,没有超标。这与 Hg 在土壤中常以难溶性硫化物或强结合态存在,导致其迁移性和植物可利用性普遍较低的研究结果是一致的<sup>[24]</sup>。Pb 的情况则较为复杂,虽然调查区域土壤中 Pb 平均含量未超标,但部分地区辣椒果实样品的 Pb 含量却超标达 1.5 倍。这与前人发现辣椒根系会吸收大量的 Pb,限制其向植物上部转移并减少果实 Pb 积累的结果有所不同,说明在不同条件下 Pb

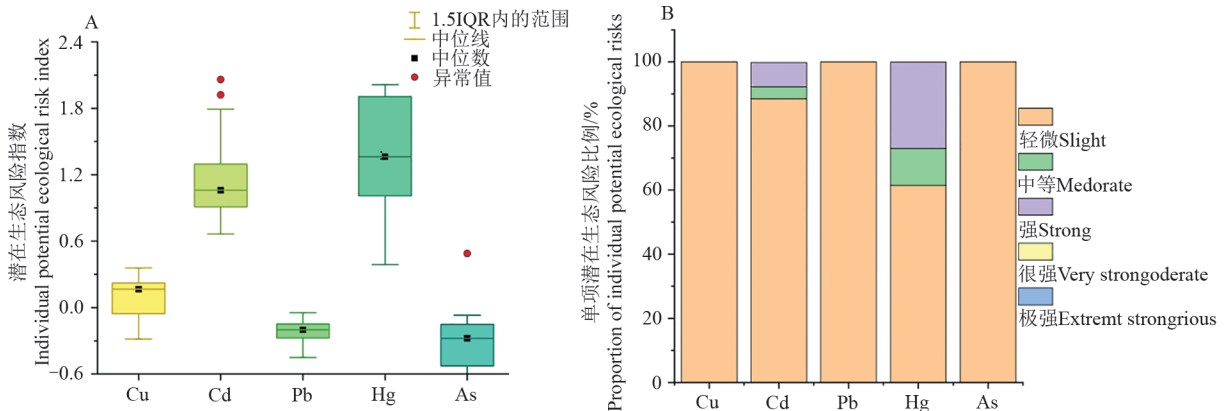


图 4 土壤重金属单项潜在生态危害指数(A)及单项潜在生态风险比例(B)  
Fig. 4 Individual potential ecological risk index of heavy metals in soil (A) and proportion of individual potential ecological risks (B)

表 7 土壤 pH 值、土壤重金属与辣椒果实重金属相关性  
Table 7 Correlation among soil pH, soil heavy metals, and heavy metals in chili pepper fruits

指标 Index	S-pH	S-Cu	S-Cd	S-Pb	S-Hg	S-As	P-Cu	P-Cd	P-Pb	P-Hg	P-As
S-pH	1.00										
S-Cu	0.42*	1.00									
S-Cd	0.13	0.47*	1.00								
S-Pb	0.00	0.17	0.27	1.00							
S-Hg	-0.15	0.03	-0.17	0.30	1.00						
S-As	0.11	-0.40	0.09	0.07	-0.08	1.00					
P-Cu	-0.33	0.27	0.60	-0.09	0.11	-0.09	1.00				
P-Cd	-0.28	0.34	0.87**	0.07	-0.28	0.04	0.04	1.00			
P-Pb	-0.00	0.18	-0.23	0.00	-0.22	-0.01	-0.25	-0.21	1.00		
P-Hg	0.48*	0.32	-0.18	0.06	0.00	-0.00	-0.08	-0.22	-0.04	1.00	
P-As	0.30	-0.02	0.07	0.05	0.11	0.70**	-0.21	0.00	-0.09	0.25	1.00

注:\*\*表示显著性水平为0.01,\*表示显著性水平为0.05。S-pH代表土壤pH、S-Cu、S-Cd、S-Pb、S-Hg、S-As分别代表辣椒土壤中Cu、Cd、Pb、Hg、As含量;P-Cu、P-Cd、P-Pb、P-Hg、P-As分别代表辣椒中Cu、Cd、Pb、Hg、As含量。

Note: \*\*indicates  $P < 0.01$ , \*indicates  $P < 0.05$ . S-pH represents soil pH, while S-Cu, S-Cd, S-Pb, S-Hg, and S-As denote the concentrations of Cu, Cd, Pb, Hg, and As in chili pepper-growing soil, respectively. P-Cu, P-Cd, P-Pb, P-Hg, and P-As represent the concentrations of Cu, Cd, Pb, Hg, and As in chili peppers, respectively.

积累能力可能会存在差异<sup>[25,26]</sup>。本研究中个别农户样本可能受交通污染或当地历史工业残留影响,导致土壤Pb浓度升高,结合特定的环境因素促进了Pb向植物根系的迁移,从而造成了部分地区辣椒果实Pb超标<sup>[27]</sup>。

### 3.2 小农户土壤pH值与重金属积累差异

土壤pH值作为调控重金属生物有效性的关键因子<sup>[28]</sup>,在本研究中也体现。调查区域土壤平均pH值为6.7,这种偏酸性环境提升了Cd的生物活性<sup>[28,29]</sup>,使其更易以可交换态存在,进一步削弱了土壤有机质对Cd的吸附能力<sup>[30]</sup>,最终导致Cd在植物体内的积累。土壤中Cd呈现的高变异系数(124%)也佐证了其可能受局部酸性条件的影响。辣椒果实和土壤中Cu含量均未超标,但土壤Cu与pH值呈正相关,说明随pH值升高土壤Cu有效性也会增加。这一现象与其他研究中Cu在土壤中溶解度和植物有效性通常随pH值升高而降低的观点不一致<sup>[26]</sup>。这可能由于采样地区农户将廉价石灰作为土壤改良剂施用,进而成为土壤中重金属(如Cu)的主要来源<sup>[31]</sup>。长期反复,导致土壤pH值和Cu含量同步升高。对于Hg来说,尽管酸性环境理论上会增加其溶解度<sup>[32]</sup>,但其固有的强吸附特性以及辣椒本身对Hg的低吸收效率<sup>[33]</sup>,解释了为何土壤Hg超标而辣椒果实Hg未超标。中性至碱性条件通常更利于Pb固定<sup>[34]</sup>,酸性条件则有利于Pb被植物吸

收<sup>[35]</sup>。研究中的部分点位出现辣椒果实Pb超标的现象,而这些点位土壤多呈酸性或弱酸性,导致土壤中Pb的生物有效性较高<sup>[36]</sup>,从而增加了辣椒果实对Pb的吸收积累。

### 3.3 不同种植条件重金属积累差异

研究初步对比了大棚与小农户种植模式下土壤及辣椒的重金属含量。分析结果显示,在采集的样本范围内,小农户土壤样品中的Cd和Hg平均含量高于大棚土壤样品,辣椒果实中的重金属也呈现类似趋势。值得注意的是,尽管小农户土壤的有机质和有机碳平均含量高于大棚土壤,但这并未降低其土壤或辣椒中的重金属积累水平,这与已有研究中土壤有机质有助于钝化重金属、降低其生物有效性<sup>[37]</sup>存在一定差异。这种差异可能源于小农户特定的农业生产方式,包括农家肥、农药使用<sup>[38]</sup>以及可能存在的污染源灌溉等因素,导致负面影响超过了有机质本身的保护作用<sup>[39]</sup>,使土壤中Cd、Hg等重金属积累增加,进而通过作物吸收导致辣椒中重金属含量升高。相比之下,大棚种植可能因环境受控而减少了重金属输入,但因研究存在样本量较少的局限,可能会限制结果的代表性和统计效力,需要未来扩大样本量进一步调查证明。

### 3.4 研究局限性与展望

本研究初步揭示了江西省小规模农户辣椒

种植区土壤与辣椒果实中重金属污染特征及生态风险。但存在一定的局限性。首先,采样时间集中于7月采收期,未反映重金属在辣椒生长周期内的季节性动态变化。其次,采样点虽覆盖了省内主要辣椒种植区,但未系统涵盖历史矿区、工业区周边或长期污灌区等高污染背景区域,因此研究结果主要反映的是常规农业背景下的污染现状。后续研究将考虑建立固定监测点,进行季节性跟踪采样,并加强对已知高背景风险区域的针对性调查,以便更全面评估重金属的迁移、积累规律及生态风险。

#### 4 结论

(1)调查区域辣椒地土壤 Hg 和 Cd 污染突出,元素总超标率分别为 38.46% 和 11.54%;调查区域辣椒果实 Cd 和 Pb 污染突出,元素总超标率分别为 26.92% 和 7.69%;Cd 在辣椒地土壤与辣椒果实中均有超标。土壤潜在生态风险指数总体为轻微风险,Cd 和 Hg 在局部点位分别有 3.80% 和 11.50% 达到强潜在生态危害,这些点位需要重点关注。

(2)针对研究区域重金属污染情况以及小农户为主的种植特点,建议重点实施土壤 pH 调控,在酸性土壤区域施用土壤改良剂提高土壤 pH 值,降低相关重金属的溶解度和生物有效性,并结合生物炭、黏土矿物钝化;针对辣椒对 Cd 的强富集特性及部分点位 Pb 超标问题,建议系统筛选并优先推广对 Cd、Pb 吸收积累能力低的本地主栽辣椒品种,从作物自身降低超标风险;重点规范农家肥使用和保障灌溉水源清洁,最大限度减少小农户生产环节的重金属输入。开发适合小农户的低成本防控技术,建立更加安全、可持续的农业生产模式。

#### 参考文献

- [1] 蔡美芳,李开明,谢丹平,等.我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究[J].环境科学与技术,2014,37(S2):223-230.
- [2] 李书幻,温祝桂,陈亚茹,等.我国蔬菜重金属污染现状与对策[J].江苏农业科学,2016,44(08):231-235.
- [3] 周建军,周桔,冯仁国.我国土壤重金属污染现状及治理战略[J].中国科学院院刊,2014,29(03):315-320+350+272.
- [4] 徐昌旭,苏全平,李建国,等.江西耕地土壤重金属含量与污染状况评价[C].农业部环境监测总站.全国耕地土壤污染监测与评价技术研讨会论文集.江西省农科院绿色食品产地环境检测中心;江西省农科院绿色食品产地环境检测中心;江西省农科院绿色食品产地环境检测中心,2006:147-151.
- [5] 李婧,周艳文,陈森,等.我国土壤镉污染现状、危害及其治理方法综述[J].安徽农学通报,2015,21(24):104-107.
- [6] 冉烈,李会合.土壤镉污染现状及危害研究进展[J].重庆文理学院学报(自然科学版),2011,30(04):69-73.
- [7] 刘佳惠子,陈旻.赣椒“金种子”撑起火辣产业[N].江西日报,2024-05-30(005).
- [8] 李非里,刘丛强,杨元根,等.贵阳市郊菜园土-辣椒体系中重金属的迁移特征[J].生态与农村环境学报,2007(04):52-56.
- [9] 李富荣,李敏,杜应琼,等.茄果类蔬菜对其产地土壤重金属的吸收富集与安全阈值研究[J].农产品质量与安全,2018(01):52-58.
- [10] 梁称福,陈正法,刘明月.蔬菜重金属污染研究进展[J].湖南农业科学,2002(04):45-48.
- [11] 曾庆庆,付天岭,邹洪琴,等.贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析[J].农业环境科学学报,2021,40(01):102-113.
- [12] 时鹏涛,张莉娟,吴静娜,等.广西省售辣椒重金属特征分布与健康风险评估[J].中国无机分析化学,2025,15(04):476-485.
- [13] Wang Z, Yao J, Tu C, et al. Determination of cadmium in Chinese pepper and its health implications based on bioaccessibility[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(8):20297-20309.
- [14] 孟奇.我国辣椒主产区生产成本收益分析[D].保定:河北农业大学,2018.
- [15] 陈学军,李伟良,方荣,等.江西名优辣椒地方品种“余干枫树辣椒”[J].辣椒杂志,2010,8(03):21+23.
- [16] 王小雄.对江西辣椒产业发展现状的思考[J].辣椒杂志,2005(02):5-6.
- [17] 郭庆海.小农户:属性、类型、经营状态及其与现代农业衔接[J].农业经济问题,2018(06):25-37.
- [18] 季凯文,彭柳林.地形地貌多样型地区高效生态农业发展模式探析——以江西省为例[J].江西农业学报,2014,26(04):125-128.
- [19] 段萍.江西省生态系统服务及多尺度权衡与协同[D].南昌:江西农业大学,2024.
- [20] 张志坚,刘苑秋,吴春生,等.基于地统计学和GIS的江西省森林土壤养分空间分布特征[J].水土保持研究,2018,25(01):38-46.

- [21] 林小兵,王斌强,成艳红,等. 井冈蜜柚主产区土壤重金属污染特征及风险评价[J]. 中国农业科技导报, 2024,26(03):188-200.
- [22] 张金彪,黄维南. 镉对植物的生理生态效应的研究进展[J]. 生态学报,2000,20(03):514-523.
- [23] Xin J,Huang B,Dai H.Difference in root-to-shoot Cd translocation and characterization of Cd accumulation during fruit development in two Capsicum annum cultivars[J].Plant and Soil,2015,394(1):287-300.
- [24] Zhang H, Lindberg S E. Processes influencing the emission of mercury from soils: A conceptual model [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1999,104(D17):21889-21896.
- [25] Yu B, Xu D, Li Y, et al. Influence of fertilization on growth and lead content of pepper under lead stress [J]. Plants, 2023,12(16):2960.
- [26] 周国华. 土壤重金属生物有效性研究进展[J]. 物探与化探,2014,38(06):1097-1106.
- [27] 谭诗敏,寇萌,李明,等. Pb、Cd复合污染对辣椒生长及其吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2025,44(08):2097-2109.
- [28] 杜彩艳,祖艳群,李元. pH和有机质对土壤中镉和锌生物有效性影响研究[J]. 云南农业大学学报, 2005,20(04):539-543.
- [29] 杨秀敏,任广萌,李立新,等. 土壤pH值对重金属形态的影响及其相关性研究[J]. 中国矿业, 2017, 26(06):79-83.
- [30] 王洋,刘景双,王金达,等. 土壤pH值对冻融黑土重金属Cd赋存形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008,27(02):574-578.
- [31] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. Science of the Total Environment,2003,311(1-3):205-219.
- [32] Ding X, Wang R, Li Y, et al. Insights into the mercury (II) adsorption and binding mechanism onto several typical soils in China[J]. Environmental Science and Pollution Research,2017,24:23607-23619.
- [33] Lidiková J, Čeryová N, Šnirc M, et al. Heavy metals presence in the soil and their content in selected varieties of chili peppers in Slovakia[J]. Foods,2021,10(8):1738.
- [34] 路永正,阎百兴. 重金属在松花江沉积物中的竞争吸附行为及pH的影响[J]. 环境科学研究,2010,23(01):20-25.
- [35] 乔冬梅,齐学斌,庞鸿宾,等. 不同pH值对重金属Pb<sup>2+</sup>形态的影响研究[J]. 水土保持学报,2010,24(06):173-176.
- [36] 王崇臣,王鹏. pH值对土壤中Pb、Cd释放量的影响[J]. 安徽农业科学,2009,37(05):2170-2171.
- [37] 孙花,谭长银,黄道友,等. 土壤有机质对土壤重金属积累、有效性及形态的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报,2011,34(04):82-87.
- [38] 张红丽,李洁艳,滕慧奇. 小农户认知、外部环境对绿色农业技术采纳行为——以有机肥为例[J]. 干旱区资源与环境,2020,34(06):8-13.
- [39] 李思民,王豪吉,朱曦,等. 土壤pH和有机质含量对重金属可利用性的影响[J]. 云南师范大学学报(自然科学版),2021,41(01):49-55.