

黄承建,赵思毅,刘玉莲,等. 川东丘陵区农田土壤重金属污染分析及生态风险评价[J]. 江苏农业科学,2024,52(14):271-279.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2024.14.037

# 川东丘陵区农田土壤重金属污染分析及生态风险评价

黄承建<sup>1</sup>, 赵思毅<sup>2</sup>, 刘玉莲<sup>1</sup>, 缪凯<sup>2</sup>, 雷宁<sup>1</sup>, 杨雨航<sup>1</sup>, 潘庭杰<sup>1</sup>, 罗芳<sup>3</sup>

(1. 达州职业技术学院现代农业学院, 四川达州 635000; 2. 达州市农业科学研究院, 四川达州 635000;

3. 四川省达州市农业环境保护监测站, 四川达州 635000)

**摘要:**为探明川东丘陵区农田土壤重金属元素污染状况,采集四川东部典型丘陵区农田土壤样品 108 个(水田土壤 51 个,旱地土壤 57 个),分析土壤重金属 Cd、Pb、Cr、Hg、As 的含量特征,采用单因子污染指数、内梅罗综合污染指数、地累积指数和潜在生态危害指数评估污染状况和生态风险,采用变异系数、地累积指数、相关性分析及聚类分析方法分析土壤重金属污染来源。结果表明,研究区农田土壤重金属 Cd、Pb、Cr、Hg、As 的平均含量分别为 0.29、30.38、69.56、0.083 2、4.59 mg/kg;水田 Cd、Hg 含量比旱地分别高 15.52%、21.00%,水田土壤中其他重金属含量与旱地相近。5 种重金属含量均不同程度超过四川省土壤背景值;水田土壤中 Cd 和 Hg、旱地土壤中 Cd 和 Pb 含量超过农用地风险筛选值,超标率分别为 7.84%、1.96%、10.53%、1.75%。单因子污染指数和内梅罗综合污染指数分析发现,土壤重金属以无污染(清洁)为主,少数点位 Cd、Hg 和 Pb 存在轻度污染。地累积指数和潜在生态危害指数评价表明,农田土壤重金属以 Cd 污染最重,潜在生态风险最高,其次为 Hg,Cd、Hg 达到中度及以上污染等级的点位分别占 64.81%、5.56%,达到较重及以上生态风险等级的点位分别占 82.46%、29.63%;其他重金属污染较轻或无污染,生态风险处于低风险等级;水田土壤 Cd、Hg 的污染程度和生态风险高于旱地。污染来源分析发现,Cd、Hg、As 主要受农业活动影响,Cr 和 Pb 由自然成土和农业活动 2 种途径共同形成。川东丘陵区农田土壤总体处于清洁水平,综合潜在生态风险以中风险、低风险为主,存在强风险和极强风险点位;水田土壤污染风险高于旱地;Cd、Hg 污染较重,潜在生态危害风险较高。因此,应加强对农田土壤中 Cd、Hg 的长期监测和控制。

**关键词:**土壤重金属污染;内梅罗污染指数;地累积指数;潜在生态危害风险指数;来源分析

**中图分类号:**X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2024)14-0271-09

土壤重金属污染因其持久性、毒性和非生物降解性而成为最重要的环境污染问题之一<sup>[1]</sup>。它不仅影响土壤环境质量,造成生态系统污染风险,还会通过向作物中转移并积累直接影响粮食和其他农产品安全<sup>[2-3]</sup>。近年来,农田土壤重金属污染问题越来越突出,从粮食生产五大主产区和旱地麦玉 2 熟轮作 5 个区域来看,不同主产区土壤重金属污染情况各不相同,引起的生态风险也各不相同<sup>[4-5]</sup>。即使是同一粮食主产区,但因具体地域和耕地类型不同,其土壤重金属污染物的种类、污染程度和潜在生态风险也不一样。对黄淮海粮食产区农田土壤进行研究,发现河北省香河县水浇地和旱地土壤重金属 Cd、Pb 和 Zn 污染相对严重,Hg 污染最严

重,Cd、Hg 达到中等及以上潜在生态风险,土壤以中等和强潜在生态风险为主<sup>[2]</sup>;山西省太原市农田土壤水浇地和旱地土壤呈中度污染,Hg 和 Pb 污染指数最高<sup>[6]</sup>;河北省石家庄市栾城区农用旱地 Cd 和 Hg 存在中等强度潜在生态风险<sup>[7]</sup>;河南武陟县农田土壤 As 存在超标现象,潜在生态危害处于轻微风险等级,旱地土壤污染程度轻于水田<sup>[8]</sup>。对四川盆地粮食产区耕地土壤的研究表明,成都平原稻田土壤 Cd、Pb 污染相对较大,少部分样点受到 Cr、Hg 的污染<sup>[9]</sup>,而重庆稻田土壤 Cd、Hg 存在轻度污染和中度污染<sup>[10]</sup>;四川盆地西北部玉米地 Cd、Cr 超过风险筛选值,重金属综合污染达轻度污染<sup>[11]</sup>;川中丘陵区 Cd、Hg、Ni 含量超过国家 I 级标准,Hg、Ni、Cr、Pb 等重金属达轻度污染,Cd 达中度污染<sup>[12]</sup>;麦玉 2 熟轮作区川中地区旱地 As 为轻微污染,潜在生态风险为低风险<sup>[4]</sup>。可见,不同地区产粮农田重金属污染状况复杂,而针对不同重金属污染的修复治理方法也有差异<sup>[13-14]</sup>。对粮食产区耕地土壤重金属污

收稿日期:2023-08-06

基金项目:四川省达州市科技重点研发项目(编号:21ZDYF0014);四川省“十四五”攻关项目(编号:2021YFYZ0019)。

通信作者:黄承建,博士,研究员,从事植物逆境生理生态研究。

E-mail:chengjian268@126.com。

染进行研究,明确污染状况和生态风险,制定和采取有针对性的防控和治理措施,就成为十分紧迫的课题。

川东丘陵区是四川省农业经济活跃区,也是四川省粮食主产区之一,在粮食生产上具有重要的战略地位,研究该区域土壤重金属的现状对保障粮食安全具有重要意义。已有报道对川中丘陵区农田土壤重金属污染及生态风险进行研究<sup>[12]</sup>,但对川东丘陵区农田土壤重金属的分析评价还未见报道。因此,本研究采集四川东部达州市西南盆地丘陵区农田(包括水田和旱地)土壤,分析重金属 Cd、Pb、Cr、Hg、As 的含量,并对土壤重金属污染状况和潜在生态风险进行评价,为达州市土壤重金属污染治理与防控提供参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于四川省东部丘陵区,包括大竹县、渠县、达川区(106°38′~107°50′E,30°20′~31°21′N,海拔高度 220~500 m),为典型丘陵地带,亚热带季风气候,四季分明,年平均气温 14.7~17.6℃,降水量 1 076~1 270 mm,日照时数 1 313.4 h。土壤类型有水稻土、冲积土、紫色土、黄泥土等四大土类,主要种植水稻、玉米、油菜、马铃薯等作物。

### 1.2 采样地设置与采样

(1)样地设置。为使样品具有代表性,采用网格均匀布点采样和典型污染区密点采样相结合的方法,根据区域土类分布、土地利用类型(水田、旱地)、面积大小布点,采用分层随机抽样原则进行布点采集土样。(2)土壤样品的采集。在 2022 年 5—11 月,在达州市西南盆地丘陵区共采集有代表性的土壤样品 108 个(水田土壤 51 个,旱地土壤 57 个),其中大竹县 58 个,达川区 25 个,渠县 25 个。以耕种的自然田(地)块为取样单元,避开田边、路边、沟边和特殊地形的部位,根据地块形状采用 5 点取样法或蛇形取样法,在每个样地选取 5~20 个采样点,采集 0~20 cm 的耕作层土壤,去除样品中杂草、砾石等杂物,利用四分法缩分为 2 kg 左右的样品装入聚乙烯塑料袋内,带回实验室。样品自然风干混匀碾压后过 10 目筛,筛下试样混匀后分成 2 份,一份用于测定土壤 pH 值,另一份用玛瑙研钵研磨后过 100 目筛,于磨口玻璃瓶密封保存,用于测定土壤重金属含量。

### 1.3 样品测试与分析方法

土壤 pH 值参考 NY/T 1377—2007《土壤 pH 值的测定》采用电位法。土壤样品重金属含量参照 GB 15618—2018《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中污染物的分析方法进行测定,其中 Pb、Cd 含量的测定采用石墨炉原子吸收分光光度法,Cr 含量的测定采用火焰原子吸收分光光度法,Hg 和 As 含量的测定采用原子荧光分光光度法。样品分析按标准方法操作,测定过程中加入有证标准物质进行质量控制,试验全程做空白样和平行样,保证数据的有效性和分析方法的准确性,所有元素含量测试结果的标准差均在 10% 以内。

### 1.4 重金属污染评价方法

1.4.1 单因子污染指数法 采用单因子污染指数法评价土壤中某一重金属元素的污染情况,计算公式如下:

$$P_i = C_i / S_i。$$

式中: $P_i$  为土壤环境中污染物  $i$  的单因子污染指数; $C_i$  为土壤环境中污染物  $i$  的实测值; $S_i$  为污染物  $i$  的评价标准值。采用 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中对应农用地(水田和旱地)土壤 pH 值下风险筛选值作为参比值。 $P_i$  分级标准为: $P_i \leq 1.0$ ,无污染; $1 < P_i \leq 2$ ,轻度污染; $2 < P_i \leq 3$ ,中度污染; $P_i > 3$ ,重度污染<sup>[11]</sup>。

1.4.2 内梅罗综合污染指数法 内梅罗综合指数法是对土壤中几种重金属的累积污染程度进行综合评价,突出高浓度污染物对土壤环境质量的影响<sup>[15]</sup>,计算公式如下:

$$P_n = [(P_{\max}^2 + P_{\text{ave}}^2) / 2]^{1/2}。$$

式中: $P_n$  为综合考虑所有评价重金属元素的第  $n$  个采样点综合污染指数; $P_{\max}$  为第  $n$  个采样点中所有评价重金属元素单因子污染指数的最大值; $P_{\text{ave}}$  为第  $n$  个采样点中所有评价重金属元素单因子污染指数的平均值。 $P_n$  分级标准为: $P_n \leq 0.7$ ,清洁; $0.7 < P_n \leq 1$ ,尚清洁; $1 < P_n \leq 2$ ,轻度污染; $2 < P_n \leq 3$ ,中度污染; $P_n > 3$ ,重度污染<sup>[11]</sup>。

1.4.3 地累积指数法 用地累积指数( $I_{\text{geo}}$ )来表示土壤中重金属的单一污染程度<sup>[16]</sup>,计算公式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 [W_i / (1.5B_i)]。$$

式中: $W_i$  为元素  $i$  在土壤中实测值,mg/kg; $B_i$  为参比值,即该元素的地球化学背景值或当地土壤背景

值,采用四川省土壤背景值作为参比值(Pb, 30.90 mg/kg; Cr, 79.00 mg/kg; Hg, 0.061 mg/kg; As, 10.40 mg/kg; Cd, 0.079 mg/kg)<sup>[17]</sup>; 1.5 为常数,是环境作用(如成岩作用)对背景值影响的变动系数。

地累积指数的分级标准: $I_{geo} \leq 0$  时,为未污染; $0 < I_{geo} < 1$  时,为轻污染; $1 \leq I_{geo} < 2$  时,为中污染; $2 \leq I_{geo} < 3$  时,为中-强污染; $3 \leq I_{geo} < 4$  时,为强污染; $4 \leq I_{geo} < 5$  时,为强-极强污染; $I_{geo} \geq 5$  时,为极强污染<sup>[10]</sup>。

1.4.4 潜在生态危害指数法 潜在生态危害指数(RI)利用土壤中重金属背景值和相应重金属的生态毒性系数来描述重金属生态危害强度<sup>[18]</sup>,是目前国内外常用的生态危害评价方法之一,计算公式为:

$$RI = \sum E_i = \sum [T_i (C_s^i / C_n^i)]。$$

式中: $E_i$  为重金属  $i$  的潜在生态危害指数; $T_i$  为重金属  $i$  的生物毒性系数; $C_s^i$  为土壤中重金属  $i$  的实测值,mg/kg; $C_n^i$  为土壤中重金属的背景值,采用四川省土壤背景值<sup>[17]</sup>; $T_i$  为第  $i$  种重金属的毒性响应系数,反映重金属的毒性水平和各生物对重金属污染的敏感程度。参考 Hakanson 提出的数据,各重金属的毒性响应系数分别为  $T_{Pb} = 5$ ,  $T_{Cd} = 30$ ,  $T_{Cr} = 2$ ,  $T_{Hg} = 40$ ,  $T_{As} = 10$ ;多种重金属综合潜在生态风险指数(RI)为各个重金属  $E_i$  之和<sup>[18]</sup>。

根据  $E_i$  评价单一重金属污染的生态风险程度,利用 RI 评价重金属总的生态风险程度。单因子污染物的生态风险程度分级划分如下: $E_i \leq 40$ ,为低风险; $40 < E_i \leq 80$ ,为中风险; $80 < E_i \leq 160$ ,为较重风险; $160 < E_i \leq 320$ ,为严重风险; $E_i > 320$ ,为极重风险<sup>[18-19]</sup>。综合潜在生态危害指数的生态风险程度分级划分如下: $RI \leq 150$ ,为低风险; $150 < RI \leq 300$ ,为中等风险; $300 < RI \leq 600$ ,为强风险; $RI > 600$ ,为极强风险<sup>[18-19]</sup>。

## 1.5 数据处理与分析

采用 IBM SPSS 18.0 作土壤重金属的相关性分析(皮尔逊相关性分析)和聚类分析并制图。采用 Excel 2019 和 Graphpad Prism 8 进行土壤重金属含量及相关指标的描述性统计等分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 达州市农田土壤重金属含量分析

由表 1 可知,达州市农田土壤重金属 Cd、Pb、Cr、Hg、As 含量变化范围较大,平均含量分别为

0.29、30.08、69.56、0.083 2、4.59 mg/kg,不同程度超过四川省土壤背景值,超过点位比例为 Cd (100.00%) > Hg (42.59%) > Pb (33.10%) > Cr (14.82%) > As (4.63%),平均超过倍数以 Cd 最高,为 3.67 倍;其次为 Hg,2.24 倍;Pb、Cr、As 较低,分别为 1.21、1.10、1.31 倍。可见,农田土壤 Cd、Hg 超过背景值的比例和倍数较高,表明 Cd、Hg 积累较重,Pb、Cr 和 As 积累相对较轻。

从耕地类型看,水田土壤中 Cd、Hg 平均含量明显高于旱地 18.52%、21.00%;Cr、Pb 和 As 的含量水田与旱地差异较小。水田和旱地土壤中重金属含量也不同程度超过四川省土壤背景值,超过比例和倍数也以 Cd、Hg 较高(表 1),表明水田和旱地土壤中 Cd、Hg 积累均较重。

农田土壤重金属 Cd、Pb 和 Hg 超出农用地土壤污染风险筛选值的点位比例分别为 9.26%、0.93%、0.93%,其中水田 Cd、Hg 超标点位比例分别为 7.84%、1.96%,旱地 Cd、Pb 超标点位比例分别为 10.53%、1.75%(表 1),Cd 超标点位较多,而 Hg 和 Pb 仅个别点位超标。

农田土壤 pH 值为 4.30~8.50,平均值为 6.42,显示农田土壤总体呈微酸性;水田土壤 pH 值为 5.0~8.2,平均值 6.62,水田土壤总体呈中性;旱地土壤 pH 值为 4.30~8.50,平均值为 6.23,旱地土壤总体为弱酸性(表 1)。

变异系数反映重金属含量的波动情况: $CV < 15\%$ ,为弱变异, $15\% \leq CV < 100\%$ ,为中等变异; $CV \geq 100\%$ ,为强变异<sup>[20]</sup>。变异系数的大小反映重金属含量受外界因素的影响情况,如果重金属的变异系数为弱变异,说明主要来源于成土过程,与母岩地球化学继承性有关;如果呈现中等及以上强度的变异,说明重金属受人为活动影响强烈<sup>[20-22]</sup>。研究区农田总体变异系数为  $Hg > As > Cd > Pb > Cr$ ,水田为  $Hg > Cd > As > Pb > Cr$ ,旱地为  $Hg > As > Pb > Cd > Cr$ ;水田 Cr 为弱变异,旱地 Cr 为中等变异,表明 2 种土壤中 Cr 含量来源不同,前者主要受成土因素影响,后者主要受人为因素影响;水田和旱地土壤中的 Pb 均为中等变异,表明 2 种土壤中 Pb 含量除受成土因素影响外,还受人为因素的影响;水田和旱地土壤中的 Cd、As 为中强度变异,Hg 为强变异,表明 3 个元素的含量受人为活动影响大。

### 2.2 达州市农田土壤重金属污染评价结果

#### 2.2.1 单因子污染指数和内梅罗综合污染指数评

表 1 不同耕地类型土壤 pH 值和重金属含量统计特征

土壤类型	重金属	含量(mg/kg)				变异系数 (%)	四川省土壤重金属背景值		农用地土壤污染风险筛选值	
		最小值	最大值	平均值	标准差		超过比例(%)	平均超过倍数	超标数(件)	超标率(%)
水田土壤 ( <i>n</i> = 51)	Cd	0.18	1.50	0.32	0.18	58.53	100.00	3.98	4	7.84
	Pb	22.50	46.00	31.00	5.08	16.44	40.68	1.14	0	0
	Cr	48.00	90.00	68.09	9.63	14.14	11.77	1.07	0	0
	Hg	0.034 8	0.849 0	0.091 6	0.115 9	126.50	52.94	2.11	1	1.96
	As	2.11	10.50	4.45	1.94	43.55	1.96	1.01	0	0
	pH 值	5.00	8.20	6.62	0.92	13.88				
旱地土壤 ( <i>n</i> = 57)	Cd	0.18	0.56	0.27	0.08	28.15	100.00	3.44	6	10.53
	Pb	20.30	85.00	29.35	10.32	35.15	26.32	1.34	1	1.75
	Cr	49.00	115.00	70.88	12.00	16.93	17.54	1.12	0	0
	Hg	0.012 2	0.544 0	0.075 7	0.090 9	120.20	33.33	2.43	0	0
	As	1.39	14.91	4.71	3.27	69.37	7.02	1.39	0	0
	pH 值	4.30	8.50	6.23	1.38	22.20				
农田总体 ( <i>n</i> = 108)	Cd	0.18	1.50	0.29	0.14	47.96	100.00	3.67	10	9.26
	Pb	20.30	85.00	30.08	8.27	27.49	33.10	1.21	1	0.93
	Cr	48.00	115.00	69.56	10.98	15.79	14.82	1.10	0	0
	Hg	0.012 2	0.849 0	0.083 2	0.103 3	124.10	42.59	2.24	1	0.93
	As	1.39	16.30	4.59	2.71	59.15	4.63	1.31	0	0
	pH 值	4.30	8.50	6.42	1.20	18.68				

注:四川省土壤重金属背景值: Cd, 0.079 mg/kg; Pb, 30.90 mg/kg; Cr, 79.00 mg/kg; Hg, 0.061 mg/kg; As, 10.40 mg/kg。土壤 pH 值: <4.5, 强酸性; 4.5 ~ 5.5, 弱酸性; 5.5 ~ 6.5, 微酸性; 6.5 ~ 7.5, 中性; 7.5 ~ 8.5, 碱性; ≥8.5, 强碱性。

价结果 由表 2 可知,研究区农田土壤重金属单因子污染指数  $P_i$  平均值表现为 Cd(0.67) > Cr(0.33) > Pb(0.29) > As(0.16) > Hg(0.10),各重金属  $P_i$  平均值 ≤1.0,表明均处于无污染等级。其中,土壤 Cd 以无污染为主,有 6.48% 的点位处于轻度污染水平; Pb 和 Hg 也以无污染为主,分别有 0.93%、0.93% 的点位处于轻度污染水平,结合 Pb 和 Hg 的  $P_i$  最大值,表明土壤受 Pb 和 Hg 污染的风险很低,

表 2 不同耕地类型土壤重金属单因子污染指数评价结果

土壤类型	重金属	$P_i$			不同污染等级分布占比(%)			
		最小值	最大值	平均值	无污染	轻度污染	中度污染	重度污染
水田土壤( <i>n</i> = 51)	Cd	0.26	1.30	0.60	94.12	5.88	0	0
	Pb	0.11	0.48	0.26	100.00	0	0	0
	Cr	0.18	0.35	0.25	100.00	0	0	0
	Hg	0.04	1.70	0.19	98.04	1.96	0	0
	As	0.07	0.41	0.17	100.00	0	0	0
旱地土壤( <i>n</i> = 57)	Cd	0.32	1.30	0.73	93.00	7.00	0	0
	Pb	0.12	1.21	0.33	98.20	1.80	0	0
	Cr	0.22	0.59	0.40	100.00	0	0	0
	Hg	0.00	0.32	0.05	100.00	0	0	0
	As	0.04	0.65	0.16	100.00	0	0	0
农田总体( <i>n</i> = 108)	Cd	0.26	1.30	0.67	93.52	6.48	0	0
	Pb	0.11	1.21	0.29	99.07	0.93	0	0
	Cr	0.18	0.59	0.33	100.00	0	0	0
	Hg	0.00	1.70	0.10	99.07	0.93	0	0
	As	0.04	0.65	0.16	100.00	0	0	0

但存在个别点位 Pb、Hg 污染异常的情况;Cr、As 处于无污染水平。

不同耕地类型的  $P_i$  平均值显示,水田 Cd 和 Hg 均以无污染为主,分别有 5.88%、1.96% 的点位处于轻度污染;旱地土壤中 Cd 和 Pb 均以无污染为主,分别有 7.00%、1.80% 的点位处于轻度污染;水田和旱地土壤中其他重金属均处于无污染水平(表 2)。

表 3 不同耕地类型土壤重金属内梅罗综合污染指数评价结果

土壤类型	$P_n$			不同污染等级分布占比(%)				
	最小值	最大值	平均值	清洁	尚清洁	轻度污染	中度污染	重度污染
水田土壤( $n=51$ )	0.23	1.33	0.49	92.16	5.88	1.96	0	0
旱地土壤( $n=57$ )	0.32	1.03	0.58	80.70	17.54	1.75	0	0
农田总体( $n=108$ )	0.23	1.33	0.53	86.11	12.04	1.85	0	0

2.2.2 地累积指数评价结果 由表 4 可知,研究区农田土壤重金属地累积指数( $I_{geo}$ )变化范围差异较大, $I_{geo}$  平均值表现为 Cd(1.25) > Hg(−0.03) > Pb(−0.60) > Cr(−0.81) > As(−1.94),表明 Cd 处于中污染等级,其他重金属处于无污染等级。从不同污染等级点位占比看,Cd 以中−强污染、轻污染为主,Hg 以无污染、轻污染为主,Cd、Hg 还存在中−强污染、强污染点位,中污染及以上等级点位分别占 64.82%、5.56%。Pb、As 以无污染等级为主,个别点位 Pb、As 为轻污染。研究区农田土壤主要存在 Cd 和 Hg 的污染,且 Cd 的污染程度重于 Hg。

不同耕地类型  $I_{geo}$  平均值显示,水田土壤中 Cd

由表 3 可知,研究区农田土壤重金属内梅罗综合污染指数  $P_n$  平均值为 0.53,表明农田土壤重金属综合污染处于清洁水平;土壤重金属总体以清洁为主,还有 12.04% 的点位为尚清洁,1.85% 的点位达轻度污染。从耕地类型看, $P_n$  平均值表现为水田(0.49) < 旱地(0.58),显示水田综合污染程度轻于旱地;水田和旱地土壤中均以清洁为主,少数点位为尚清洁,个别点位达轻度污染。

处于中污染等级,Hg 为轻污染等级,Pb、Cr 和 As 处于无污染等级;旱地土壤中 Cd 处于中污染等级,Hg、Pb、Cr 和 As 处于无污染等级。从不同污染等级点位占比看,水田和旱地土壤中 Cd 均以中污染、轻污染为主,Hg 均以无污染、轻污染为主,Cd、Hg 还存在中−强污染、强污染点位;水田土壤中 Cd、Hg 中污染及以上点位分别占 72.55%、5.88%,旱地土壤中 Cd、Hg 中污染及以上点位分别占 57.90%、5.26%,表明水田土壤中 Cd、Hg 的污染程度重于旱地。

当地累积指数  $I_{geo} \geq 0$ ,表示土壤中的重金属主要来自人为活动;反之,当地累积指数  $I_{geo} < 0$ ,表示

表 4 不同农田土壤地累积指数( $I_{geo}$ )评价结果

土壤类型	重金属	$I_{geo}$			不同污染等级分布占比(%)						
		最小值	最大值	平均值	无污染	轻污染	中污染	中−强污染	强污染	强−极强污染	极强污染
水田土壤( $n=51$ )	Cd	0.59	3.64	1.38	0	27.45	66.67	3.92	1.96	0	0
	Pb	−1.03	−0.01	−0.58	100.00	0	0	0	0	0	0
	Cr	−1.29	−0.40	−0.89	100.00	0	0	0	0	0	0
	Hg	−1.36	3.24	0.21	74.51	19.61	3.92	0	1.96	0	0
	As	−2.84	−0.58	−1.91	100.00	0	0	0	0	0	0
旱地土壤( $n=57$ )	Cd	0.58	2.23	1.14	0	42.10	54.39	3.51	0	0	0
	Pb	−1.18	0.87	−0.62	94.74	5.26	0	0	0	0	0
	Cr	−1.29	−0.04	−0.74	100.00	0	0	0	0	0	0
	Hg	−2.84	2.59	−0.26	77.19	17.54	1.75	3.51	0	0	0
	As	−3.47	0.06	−1.95	96.49	3.51	0	0	0	0	0
农田总体( $n=108$ )	Cd	0.58	3.64	1.25	0	35.19	60.19	3.70	0.93	0	0
	Pb	−1.18	0.87	−0.60	97.22	2.78	0	0	0	0	0
	Cr	−1.29	−0.40	−0.81	100.00	0	0	0	0	0	0
	Hg	−2.84	3.24	−0.03	75.93	18.52	2.78	1.85	0.93	0	0
	As	−3.47	−0.06	−1.94	98.15	1.85	0	0	0	0	0

土壤中的重金属来自自然成土的贡献<sup>[5]</sup>。农田土壤中 Cd 的  $I_{\text{geo}} > 0$ , Hg 的  $I_{\text{geo}}$  接近 0, 初步判定农田土壤中 Cd、Hg 主要来源于人为污染源; Pb、Cr 和 As 的  $I_{\text{geo}} < 0$ , 其主要来自于自然成土过程。

2.2.3 单项潜在生态危害指数及综合潜在生态危害指数评价结果 研究区农田土壤重金属单项潜在生态危害指数  $E_i$  平均值表现为 Cd(108.85) > Hg(55.47) > Pb(4.87) > As(4.41) > Cr(1.76), 表明

Cd 的潜在生态风险处于较重风险等级, Hg 处于中风险等级, Pb、As、Cr 为低风险等级。从不同风险等级点位占比看, Cd 的潜在生态风险以较重风险为主, Hg 以中、低风险为主, Cd、Hg 生态风险处于较重风险及以上等级的点位分别占 84.27%、29.63%, 少数点位达严重风险, 个别点位达极重风险; Cd、Hg 存在较高水平生态风险, Cd 的潜在生态风险大于 Hg; Cd、Hg 是主要的潜在生态风险因子(表 5)。

表 5 不同类型耕地土壤重金属单项潜在生态危害指数评价结果

土壤类型	重金属	$E_i$			不同风险等级分布占比(%)				
		最小值	最大值	平均值	低风险	中风险	较重风险	严重风险	极重风险
水田土壤( $n = 51$ )	Cd	67.50	562.50	118.00	0	7.84	84.31	5.88	1.96
	Pb	3.64	7.44	5.00	100.00	0	0	0	0
	Cr	1.22	2.28	1.72	100.00	0	0	0	0
	Hg	23.20	566.00	61.09	0	43.14	54.90	0	1.96
	As	2.03	10.10	4.28	100.00	0	0	0	0
旱地土壤( $n = 57$ )	Cd	67.50	210.00	100.66	0	22.81	71.93	5.26	0
	Pb	3.28	13.75	4.75	100.00	0	0	0	0
	Cr	1.24	2.91	1.79	100.00	0	0	0	0
	Hg	8.13	362.67	50.44	63.16	31.58	0	3.51	1.75
	As	1.34	15.67	4.53	100.00	0	0	0	0
农田总体( $n = 108$ )	Cd	67.50	562.50	108.85	0	17.54	77.78	5.56	0.93
	Pb	3.28	13.75	4.87	100.00	0	0	0	0
	Cr	1.22	2.91	1.76	100.00	0	0	0	0
	Hg	8.13	566.00	55.47	33.33	37.04	25.93	1.85	1.85
	As	1.34	15.67	4.41	100.00	0	0	0	0

不同耕地类型  $E_i$  平均值显示,水田和旱地土壤中 Cd 生态风险均处于较重风险等级, Hg 处于中风险等级。从不同风险等级点位占比看,水田土壤中 Cd 生态风险以较重风险等级为主,还存在严重风险和极重风险点位;水田土壤中 Hg 以较重风险和中风险等级为主,还存在极重风险点位;水田土壤中 Cd、Hg 处于较重风险等级及以上点位分别占 92.15%、56.86%。旱地土壤中 Cd 生态风险以较重风险等级为主,且存在严重风险点位;旱地土壤中 Hg 以低风险、中风险等级为主,还存在严重风险和极重风险点位;旱地土壤中 Cd、Hg 处于较重风险等级及以上点位分别占 77.19%、5.26%。说明水田 Cd、Hg 潜在生态风险高于旱地(表 5)。

如表 6 所示,研究区农田土壤重金属综合潜在生态危害指数  $RI$  平均值 > 150, 表明研究区农田综合生态风险处于中风险等级。从不同风险等级点位占比看,农田综合潜在生态风险以低风险、中风险为主,还存在强风险、极强风险点位,中风险、强风险和极强风险点位占到较高比例(50.93%)。

不同耕地类型  $RI$  平均值显示,水田和旱地综合生态风险均为中风险等级。从不同风险等级点位占比看,水田综合潜在生态风险以中风险、低风险为主,还存在强风险和极强风险点位;旱地以低风险、中风险为主,还存在强风险点位;水田、旱地中风险以上风险点位分别占 68.63%、35.09%。说明水田综合潜在生态风险高于旱地(表 6)。

2.3 相关性分析和聚类分析

2.3.1 土壤重金属元素之间的相关性分析 土壤重金属含量之间的相关性可用于推测其来源是否相同,若重金属含量之间呈显著正相关,说明其来源可能相同,具有较强的伴生关系<sup>[23]</sup>。由表 7 可知,土壤 Cd 含量与土壤 Pb、As 含量呈显著、极显著正相关,土壤 Hg 含量与土壤 Pb、As 含量呈极显著正相关,土壤 As 含量与 Pb 含量之间也呈极显著正

表 6 不同类型耕地土壤重金属综合潜在生态危害指数评价结果

土壤类型	RI			不同风险等级分布占比(%)			
	最小值	最大值	平均值	低风险	中风险	强风险	极强风险
水田土壤( $n=51$ )	110.93	701.24	198.25	31.37	62.75	1.96	3.92
旱地土壤( $n=57$ )	87.79	482.27	166.33	64.91	26.32	8.77	0.00
农田总体( $n=108$ )	87.79	701.24	175.36	49.07	43.52	5.56	1.85

表 7 土壤重金属元素之间的相关性分析

元素	相关系数				
	Cd 含量	Pb 含量	Cr 含量	Hg 含量	As 含量
Cd 含量	1.000				
Pb 含量	0.239 *	1.000			
Cr 含量	0.081	0.054	1.000		
Hg 含量	0.120	0.359 **	-0.048	1.000	
As 含量	0.467 **	0.466 **	0.144	0.324 **	1.000

注：\*、\*\* 在 0.05 水平(双侧)、0.01 水平(双侧)上显著相关。

相关,表明土壤 Cd、Hg 与 As、Pb 之间,土壤 As 与 Pb 之间具有同源关系,来源相同。土壤 Cd 含量与 Hg 含量之间相关性不显著,土壤 Cr 含量与其他重金属含量之间相关性不显著,表明 Cd 与 Hg 之间、Cr 与其他重金属之间相关性较弱,来源不同。

2.3.2 聚类分析 聚类分析如图 1 所示,As、Cd、Hg 聚为一类,表明 As 与 Cd、Hg 来源相同,具有相关性。Pb 和 Hg 在聚类分析轴上的距离很近,即 Pb 含量和 Hg 含量之间有显著的相关性;Cr 为一类,来源与其他重金属来源不同,与其他重金属没有相关性。聚类分析与相关性分析的结果一致。

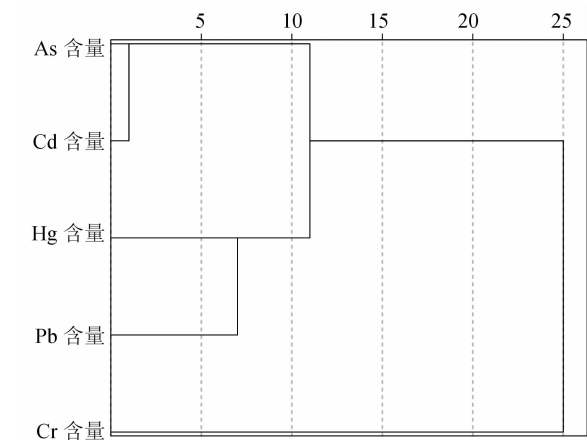


图1 农田土壤重金属含量聚类分析

3 讨论

3.1 土壤重金属污染评价方法分析

国内外对农田土壤环境质量评价方法较多,其

中单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法、地累积指数法和潜在生态危害指数法是土壤重金属污染评价的几种常用方法<sup>[2,24-25]</sup>。本研究使用这 4 种方法对研究区农田土壤重金属的污染程度和存在的生态风险进行分析,评价结果有一定的差异。这是因为它们的侧重点不同,计算方法也有一定的差异。单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法以农用地土壤污染风险筛选值作为参比值,着重考察重金属元素的平均污染状况和高浓度污染物的影响<sup>[12,26]</sup>。从重金属元素  $P_i$  和  $P_n$  平均值看,研究区重金属以无污染(清洁)等级为主,水田土壤中 Cd 和 Hg、旱地土壤中 Cd 和 Pb 存在高浓度污染点位导致轻度污染(表 2),水田污染等级低于旱地(表 3);Cd、Hg、Pb 为主要污染因子。

地累积指数法和潜在生态危害指数法以区域土壤背景值作为参比值,并引入重金属的毒性响应系数,着重考察单个重金属元素的污染程度和对环境的潜在生态危害风险<sup>[2,19,26]</sup>。农用地土壤污染风险筛选值与四川省土壤背景值差异极大;Cd 和 Hg 是毒性最强的 2 种元素,毒性系数明显高于 Pb、As、Cr,计算结果显示,研究区农田土壤 Cd、Hg 不仅存在部分轻度污染和中风险点位,中度污染和较重风险等级点位占到了较高的比例,并存在中度、重度污染和严重、极重风险点位;而 Pb、As、Cr 以无污染等级为主,处于低风险等级(表 4、表 5)。地累积指数法和潜在生态危害指数法降低了 Pb 的污染程度和风险等级,反而提升了 Cd、Hg 的污染程度和风险

等级。总体上来看,单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法计算出的污染程度相对安全<sup>[2]</sup>;地累积指数法和潜在生态危害指数法评价提升 Cd、Hg 的污染程度和生态风险等级,进而提升整个农田(包括水田、旱地)重金属综合污染程度和综合风险等级,使人们更加重视土壤重金属对环境的影响<sup>[7,10]</sup>。

综合不同评价方法发现,川东丘陵区农田土壤重金属污染总体处于清洁水平,潜在生态风险以中风险、强风险为主,Cd 和 Hg 是主要的污染和潜在生态危害风险因子;Cd 的污染程度和潜在生态危害风险程度大于 Hg,水田土壤中 Cd、Hg 的污染程度和潜在生态危害风险程度大于旱地。本研究的评价结果与前人对重庆市稻田<sup>[10]</sup>、河北省石家庄市栾城区旱地<sup>[8]</sup>、河北省香河县水浇地和旱地<sup>[2]</sup>土壤重金属污染风险的评价结论有相似之处。因此,为客观全面地反映出土壤重金属的污染情况,在对土壤重金属污染分析时需将多种评价方法结合使用。

### 3.2 研究区土壤重金属污染现状、来源及防控措施

土壤中重金属元素的总量可以作为判别土壤污染程度的重要指标之一。本研究结果显示,川东丘陵区农田土壤 5 种重金属均不同程度超过四川省土壤背景值,表明 5 种重金属均有一定积累。从重金属极值范围、超过四川省土壤背景值的点位比例、平均倍数、风险筛选值的超标率以及污染程度、潜在生态危害风险来看,研究区水田和旱地均以 Cd、Hg 积累较重,污染程度和潜在生态风险较高,是研究区土壤污染和生态危害的主要风险因子。对四川盆地其他区域的研究表明,重庆市东北部、三峡库区重庆段、四川巴中市和万源市典型农业区的农田土壤 Cd 超标率较高,污染较重,潜在生态风险达中度、重度污染风险<sup>[3,27-29]</sup>;重庆市稻田土壤 Cd 轻污染点位占 19.57%,Hg 中污染点位占 0.43%<sup>[10]</sup>;成都平原稻田土壤重金属 Cd、Hg 分别有 41.11%、43.65% 的点位超过国家土壤环境质量的 1 级水平,Cd 还有 8.63% 的样点超过 2 级标准<sup>[9]</sup>;成都平原水旱轮作稻田土壤 Cd 超标率为 61.54%<sup>[30]</sup>。可见,Cd、Hg 是四川盆地农田土壤重金属污染和潜在生态危害较高的 2 种重金属,这在本研究中进一步得到证实;同时也说明四川盆地农田土壤重金属 Cd 和 Hg 的污染形势极其严峻。分析 Cd 和 Hg 等重金属的来源,从源头有针对性地制定 Cd 和 Hg 等重金属的控制和治理措施<sup>[31]</sup>,是农

业生产面临的一个重要任务。

土壤重金属的来源可采用变异系数、地累积指数  $I_{geo}$ 、相关性分析和聚类分析等方法进行初步判定<sup>[2,10,20,22-23]</sup>,但单一方法不足以解释其来源,需几种方法结合进行判断。本研究采用这几种方法综合分析发现,研究区 Cd、Hg、As 主要来源于人为活动造成的污染,Pb 部分来源于人为活动,部分来源于成土过程,Cr 主要来源于自然成土过程。研究区位于达州市大竹县、渠县和达川区,均是产粮大县,自然经济以农业为主,采样点均为非矿区普通农田,人为活动造成的污染主要来源于长期的农业生产投入活动,其中化肥、有机肥、农药的过量施用和农膜的长期使用也给耕地带来不同程度的重金属污染<sup>[20,32-34]</sup>,可能是造成土壤中重金属元素污染的主要途径之一。因此,在农业生产中,一要控制 Cd、Hg、As 等重金属含量明显偏高的磷酸盐矿物肥料的使用,施用优质肥料<sup>[32-33]</sup>;二要减少化学农药特别是含 Hg、As 等重金属元素农药的使用,通过绿色防控技术、施用生物农药等方法来控制 and 防治病虫害;三要提高农膜质量,对废旧农膜进行回收,减少农膜碎片遗留在土壤中的数量。通过肥料、农药、农膜种类及用量的管控,从源头上降低农田土壤重金属的含量。

## 4 结论

川东丘陵区农田土壤重金属 Cd、Pb、Cr、Hg、As 的平均含量分别为 0.29、30.38、69.56、0.083 2、4.59 mg/kg;水田土壤中 Cd、Hg 含量分别比旱地高 15.52%、21.00%,水田土壤中 Pb、Cr、As 的含量与旱地相近。5 种重金属含量均超过四川省土壤背景值,水田土壤中 Cd 和 Hg、旱地土壤中 Cd 和 Pb 少数点位超过农用地风险筛选值。

单因子污染指数和内梅罗综合污染指数分析发现,农田总体以无污染(清洁)等级为主,Cd、Hg、Pb 有轻度污染点位。地累积指数评价表明,农田土壤 Cd、Hg 污染较重,Cd、Hg 达到中度污染及以上的点位分别占 64.91%、5.56%,其他重金属污染水平较低或几乎无污染;水田 Cd、Hg 的污染程度重于旱地。潜在生态危害指数分析表明,农田潜在生态危害以低、中风险为主,存在强、极强风险点位;水田综合潜在生态风险高于旱地;Cd、Hg 是土壤污染和潜在生态危害的主要风险因子。农田重金属污染主要源于自然成土过程及农业投入活动。



川东丘陵区农田土壤总体处于清洁水平,潜在生态风险处于中、低风险水平,水田污染风险高于旱地,Cd、Hg 存在较高污染风险。应加强对水田、旱地土壤中 Cd、Hg 的长期监测和控制。

#### 参考文献:

- [1] Sojka M, Jaskuła J, Barabach J, et al. Heavy metals in lake surface sediments in protected areas in Poland: concentration, pollution, ecological risk, sources and spatial distribution [J]. Scientific Reports, 2022, 12(1): 15006.
- [2] 陈瑜佳, 屈星辰, 张 斌, 等. 香河县农田土壤重金属污染生态与健康风险评价[J]. 环境科学, 2022, 43(12): 5728–5741.
- [3] 蒲 刚, 蒙 丽, 谭 林, 等. 重庆某地质高背景区土壤重金属富集特征与污染风险[J]. 地球与环境, 2023, 51(3): 299–307.
- [4] 李 鹏, 张惠娟, 徐 莉, 等. 麦玉轮作区农田土壤重金属调查及评价[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(1): 46–54.
- [5] 尚二萍, 许尔琪, 张红旗, 等. 中国粮食主产区耕地土壤重金属时空变化与污染源分析[J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4670–4683.
- [6] 滑小赞, 程 滨, 赵瑞芬, 等. 太原市农田土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(3): 101–109.
- [7] 孟晓飞, 郭俊梅, 杨俊兴, 等. 石家庄市栾城区农田土壤重金属分布特征及作物风险评价[J]. 环境科学, 2022, 43(9): 4779–4790.
- [8] 麻冰涓, 高彩玲, 王海邻, 等. 武陟县农田土壤重金属污染评价[J]. 河南农业科学, 2015, 44(3): 71–76.
- [9] 李 冰, 王昌全, 谭 婷, 等. 成都平原土壤重金属区域分布特征及其污染评价[J]. 核农学报, 2009, 23(2): 308–315.
- [10] 余鸿燕, 唐子茜, 王 娜, 等. 重庆稻田土壤重金属污染特征分析及风险评价[J]. 西南农业学报, 2023, 36(5): 1066–1072.
- [11] 马成卫, 孟建军, 上官宇先, 等. 四川盆地西北部农田土壤—玉米作物重金属富集及相关性评价[J]. 农业研究与应用, 2022, 35(3): 59–67.
- [12] 赵 旭. 川中丘陵区土壤重金属污染及其生态风险评价[D]. 成都: 成都理工大学, 2013.
- [13] 沈栋梁, 袁 宏, 白苜楠, 等. 四川省典型土壤重金属污染修复案例研究[J]. 环境保护与循环经济, 2020, 40(6): 22–25, 39.
- [14] 周步蟾, 陈伟江, 赖志鹏, 等. 典型农田重金属污染钝化修复技术进展[J]. 应用化工, 2022, 51(12): 1–7.
- [15] Nemerow N L. Stream, lake, estuary, and ocean pollution[M]. New York: Van Nostrand Reinhold Publishing Co, 1985: 20–23.
- [16] Muller G. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River[J]. Geojournal, 1969: 108–118.
- [17] 曾宜君, 黄思静, 阚泽忠, 等. 宜宾市宋家地区土壤元素背景值研究及其意义[J]. 沉积与特提斯地质, 2007, 27(1): 97–102.
- [18] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975–1001.
- [19] 谢 飞, 吴俊锋, 任晓鸣. 江苏省典型工业开发区土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 安全与环境学报, 2016, 16(2): 387–391.
- [20] 李春芳, 王 菲, 曹文涛, 等. 龙口市污水灌溉区农田重金属来源、空间分布及污染评价[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 1018–1027.
- [21] 段友春. 基于 GIS 的鲁东南典型丘陵平原区农田土壤养分空间变异特征及影响因素研究[J]. 中国农学通报, 2021, 37(23): 61–68.
- [22] Xia X Q, Ji J F, Yang Z F, et al. Cadmium risk in the soil–plant system caused by weathering of carbonate bedrock [J]. Chemosphere, 2020, 254: 126799.
- [23] 刘春早, 黄益宗, 雷 鸣, 等. 湘江流域土壤重金属污染及其生态环境风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 260–265.
- [24] 孟源思, 高琳琳, 李子杰, 等. 农田土壤重金属污染风险评价模型与方法研究[J]. 地球与环境, 2020, 48(4): 489–495.
- [25] 胡永兴, 宿 虎, 张 斌, 等. 土壤重金属污染及其评价方法概述[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(17): 33–39.
- [26] 刘春早, 黄益宗, 雷 鸣, 等. 湘江流域土壤重金属污染及其生态环境风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 260–265.
- [27] 石 磊. 巴中市农田土壤重金属分布及生态风险评价[J]. 中国农业资源与区划, 2018, 39(4): 176–180.
- [28] 罗友进, 韩国辉, 余 端, 等. 三峡库区土壤重金属污染评价及其来源[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(8): 1800–1808.
- [29] 石建凡. 四川万源典型农业区土壤元素地球化学特征及质量评价[D]. 成都: 成都理工大学, 2016.
- [30] 上官宇先, 黑儿平, 曾祥忠, 等. 水旱轮作稻田土壤与稻米重金属含量关联分析及健康风险评价[J]. 中国稻米, 2022, 28(3): 26–33, 41.
- [31] 曹 越, 吴晓敬, 李淑岩. 土壤重金属污染来源及修复技术研究[J]. 环境科学与管理, 2010, 35(3): 62–64.
- [32] 穆虹宇, 庄 重, 李彦明, 等. 我国畜禽粪便重金属含量特征及土壤累积风险分析[J]. 环境科学, 2020, 41(2): 986–996.
- [33] Nziguheba G, Smolders E. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries[J]. Science of the Total Environment, 2008, 390(1): 53–57.
- [34] Li G, Lu N, Wei Y, et al. Relationship between heavy metal content in polluted soil and soil organic matter and pH in mining areas[J]. IOP Conference Series Materials Science and Engineering, 2018, 394(5): 52081.