

doi: 10.12029/gc20210603

王昌宇,张素荣,刘继红,邢怡,李名则,刘庆学. 2021. 雄安新区某金属冶炼区土壤重金属污染程度及风险评价[J]. 中国地质, 48(6):1697-1709.

Wang Changyu, Zhang Surong, Liu Jihong, Xing Yi, Li Mingze, Liu Qingxue. 2021. Pollution level and risk assessment of heavy metals in a metal smelting area of Xiong'an New District[J]. Geology in China, 48(6): 1697-1709(in Chinese with English abstract).

雄安新区某金属冶炼区土壤重金属污染程度 及风险评价

王昌宇^{1,2},张素荣^{1,2},刘继红^{1,2},邢怡^{1,2},李名则³,刘庆学⁴

(1. 中国地质调查局天津地质调查中心,天津 300170;2. 华北地质科技创新中心,天津 300170;3. 四川省地质调查院,四川 成都 610081;4. 河北省地质实验测试中心,河北 保定 071000)

摘要:为支撑雄安新区土地资源科学管理,完善中国土壤污染评价体系,文章以雄安新区某废旧金属冶炼区为研究区开展地质调查,采集 541 件表层土壤样品,测定了土壤中的 Cd、Hg、Pb、As、Cu、Zn、Cr、Ni 八种重金属元素的含量和 pH,采用主成分分析法研究重金属元素的组合及分布特征,通过单因子指数法、内梅罗综合指数法、地质累积指数法、潜在生态风险评价法和人体健康风险评价法对土壤重金属的污染程度及风险进行评价。结果显示:研究区土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb 元素超标主要受冶炼活动影响,As、Hg 元素高值异常主要由受唐河污染的地下水灌溉引起;单因子污染指数超标比例大小顺序为 Cd>As>Cu>Zn>Pb>Hg>Cr=Ni;内梅罗综合指数评价结果显示 54% 的样品达到了污染水平;地质累积指数超标比例大小为 Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg>Ni>Cr,Cu、Cd、Zn、Pb、As 极重污染比例分别为 13.5%、10.2%、9.1%、10.9%、17.2%;Cd 和 Hg 是主要的生态危害元素,Cd 中等一强生态危害比例为 65.2%,Hg 中等一强生态危害比例为 71.3%;非致癌风险因子主要为 As、Cr、Pb,95.2% 样品对儿童的非致癌风险超过了 1,29 件样品中 As 对儿童的致癌风险超过 10^{-4} ,研究区土壤重金属对儿童具有较高的健康风险。

关键词:雄安新区;地质调查工程;重金属;污染程度;风险评价

中图分类号: P595;X142 文献标志码:A 文章编号:1000-3657(2021)06-1697-13

Pollution level and risk assessment of heavy metals in a metal smelting area of Xiong'an New District

WANG Changyu^{1,2}, ZHANG Surong^{1,2}, LIU Jihong^{1,2}, XING Yi^{1,2}, LI Mingze³, LIU Qingxue⁴

(1. Tianjin Centre, China Geological Survey, Tianjin 300170, China;2. North China Center for Geoscience Innovation, Tianjin 300170, China;3. Sichuan Geological Survey, Chengdu 610081, Sichuan, China;4. Hebei Research Center for Geoanalysis, Baoding 071000, Hebei, China)

Abstract: In order to support the scientific management of land resource in Xiong'an New District and improve the assessment system of soil pollution in China, a metal smelting area in the District was selected to conduct geological survey. Total 541 surface

收稿日期:2020-12-31; 改回日期:2021-01-31

基金项目:中国地质调查局项目(DD20160325, DD20189122)资助。

作者简介:王昌宇,男,1991年生,硕士,工程师,主要从事环境地球化学研究工作;E-mail:cgstjwchangyu@126.com。

通讯作者:张素荣,女,1981年生,硕士,正高级工程师,主要从事环境地球化学研究工作;E-mail:zhangsurong@126.com。

soil samples collected from the smelting area were analysed for the concentrations of eight heavy metal elements of Cd, Hg, Pb, As, Cu, Zn, Cr, Ni and pH values. The principal component analysis method was used to study the combination and distribution characteristics of the heavy metals. The methods of the single pollution index, Nemerow synthesis pollution index, geological accumulation index and potential ecological hazard index and health risk assessment model were adopted to evaluate the degree and risk of heavy metals pollution in soil. The results show that the excessive concentrations of Cu, Zn, Cd, Pb in soil of the area are mainly influenced by smelting activity, the high value anomalies of As and Pb are principally caused by irrigation of the polluted groundwater from Tanghe River. The order of over-standard rate of the single pollution indices of the elements is Cd>As> Cu>Zn> Pb>Hg>Cr=Ni. The assessment results by the Nemerow synthetic pollution index method show that fifty-four percent of the samples reaches the pollution standard. The order of over-standard rate of the geological accumulation indices is Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg> Ni>Cr, of which the extremely heavy pollution ratios for the elements of Cu, Cd, Zn, Pb and As are 13.5%, 10.2%, 9.1%, 10.9% and 17.2%, respectively. Cd and Hg are the major ecological risk elements. The ratio of moderate-considerable potential ecological risk of Cd is 65.2%, and that of Hg is 71.3%. As, Cr and Pb are of major non-carcinogenic factors. There are 95.2% of the samples (As, Cr, Pb) with non-carcinogenic risk index over 1, and 29 samples with carcinogenic index of As over 10^{-4} to children, indicating that heavy metals in the soil of study area have a relatively high health risk to children.

Key words: Xiong'an New District; geological survey engineering; heavy metals; pollution level; risk assessment

About the first author: WANG Changyu, male, born in 1991, master, engineer, engaged in environmental geochemistry; E-mail: cgstjwchangyu@126.com.

About the corresponding author: ZHANG Surong, female, born in 1981, master, professorate senior engineer, engaged in environmental geochemistry; E-mail: zhangsuorng@126.com.

Fund support: Supported by the project of China Geological Survey (No.DD20160223, No.DD20190102).

1 引 言

土壤是人类赖以生存的主要自然资源之一,随着工业化、城镇化的发展,土壤重金属污染日益严重(蔡奎等,2016)。土壤中的重金属较难迁移,具有残留时间长、隐蔽性强、毒性大等特点(韩春梅等,2005),其可能通过食物链、呼吸吸入、皮肤接触等多种途径间接被人体吸收,对人体健康和生态安全形成威胁(Olawoyin et al.,2012)。2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,中国土壤总点位超标率为16.1%,污染类型以重金属为主,如何合理地利用这些土地是中国土地资源管理面临的重要问题之一。

欧美、日本等发达国家工业化活动早于中国,快速发展的工业也使其发生了一系列的污染事故,以这些事件为起因,各地分别制定一系列的法律法规、技术指南以及土壤的筛选值和修复的目标值等用于土壤污染防治(周芳等,2014;陈卫平等,2018;王莹等,2018)。中国土壤污染防治工作起步较晚,随着《土壤污染防治法》的颁布,正式迈入执法有据、管理有章、标准可循的阶段,但也需要在执行的

过程中对法律 and 标准进行不断地修订和完善(夏家琪,2019)。土壤重金属污染评价技术方法目前较为常用的有单因子指数、内梅罗综合指数、地质累积指数、潜在生态风险和健康风险评价。单因子指数和地质累积指数评价通过选取重金属参比值计算指数来表征污染程度(李如忠等,2013;赵庆令等,2015),潜在生态风险和健康风险评价则注重反映重金属的污染风险(谷阳光等,2017;吴劲楠等,2018);由于评价方法多样,参比值不同,在重金属污染评价过程中往往会呈现出不同的结果(於嘉闻等,2017;徐夕博等,2018;王立婷等,2020),因此,对土壤污染进行科学评价是推动中国土壤污染防治更快更好发展的基础。本次以雄安新区某金属冶炼区为重点研究区,该地区经长期的非法冶炼,造成周边土壤有不同程度的重金属超标(马震等,2021),土壤污染状况已经成为制约雄安新区高标准建设的因素之一。本文通过重金属单因子指数、地质累积指数、潜在生态风险及健康风险评价等方法系统评价研究区土壤重金属的污染程度及风险情况,并展开讨论,为雄安新区科学管理污染土壤以及完善土壤污染的评价体系提供技术支撑。

2 材料与方法

2.1 研究区概况与样品采集

研究区位于雄安新区安新县。安新县位于河北省中部,县境东与雄县、任丘相连,南与高阳接壤,西与清苑、徐水交界,北与容城毗邻。研究区具有100多年的发展历史,在发展的过程中逐步形成了集回收、电解、线缆加工、精密仪器制造于一体的完整产业链,成为华北地区最大的废旧有色金属集散地。该区地形地貌为冲积洼地平原,地势低平,土壤类型以潮土为主。研究区属暖温带季风型大陆性半湿润半干旱气候,多年平均气温12.7℃,多年平均降水量为478 mm,多年平均蒸发量为1762 mm(李海涛等,2021)。

本次研究共采集了541件土壤样品,采样深度为0~20 cm。为提高采样点的样品代表性,在采样点周围20 m内根据地块形状采用“梅花”形或“S”形布设4处子采样点,均匀混合成一个样品。采样时避开公路、田埂、水沟、肥料堆等特殊部位。土壤样品原始重量大于1000 g,样品在阴凉处悬挂在样品

架上自然风干,木棒敲碎碾压,土样全部通过2 mm尼龙筛,研究区点位分布见图1。

2.2 样品分析方法

样品的分析测试工作由河北省地质实验测试中心完成。土壤样品中的Hg、As采用原子荧光光谱法(Atomic Fluorescence Spectrometry)测试,使用的原子荧光光度计为北京海光仪器有限公司生产的AFS-230型;Pb、Cd、Cu、Zn、Ni、Cr采用电感耦合等离子体质谱法(Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry)测试,使用的电感耦合等离子体质谱仪为由美国安捷伦科技有限公司生产的Agilent 7700x型;pH采用玻璃电极法(Glass Electrode Method)测试,酸度计采用上海康仪仪器有限公司生产的PHS-3C型。元素的分析采用重复样以及国家一级标准物质进行质量监控,分析数据报出率、准确度和精密度合格率均达到100%。

2.3 重金属评价方法

2.3.1 单因子指数及内梅罗综合污染指数评价

采用单因子指数法对研究区重金属污染程度进行单元素评价,并用内梅罗综合污染指数反映多种污

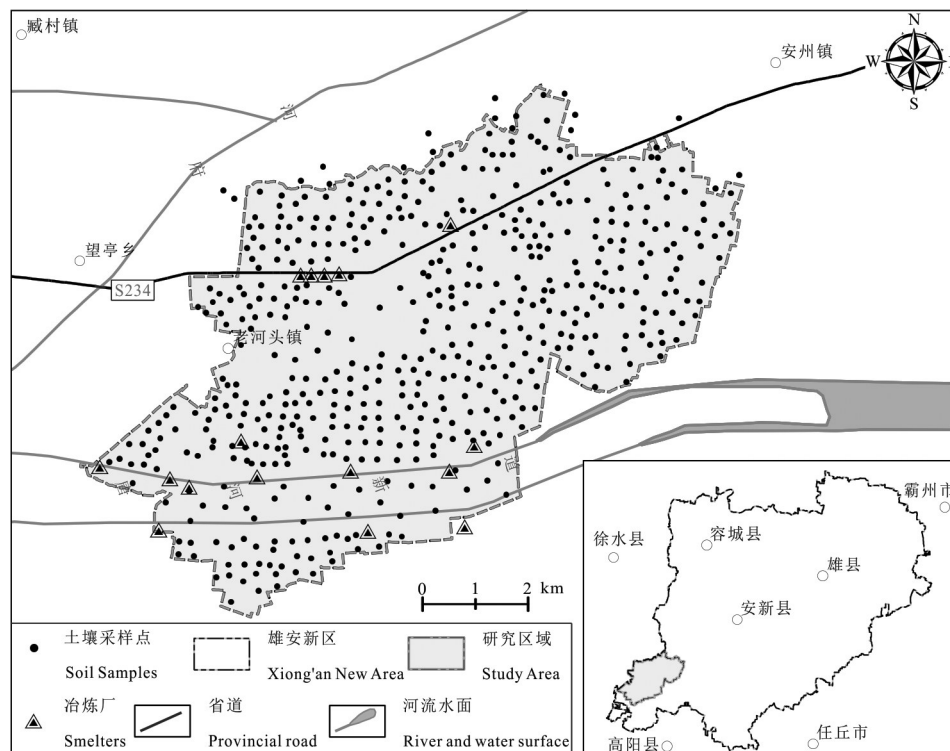


图1 研究区地理位置及采样点位图

Fig.1 Geographic location and sampling sites of the study area

染物的综合污染水平,两者的计算公式分别为:

$$P_i = \frac{C_i}{C_s} \quad (1)$$

$$P_n = \sqrt{\frac{P_{i\max}^2 + P_{iave}^2}{2}} \quad (2)$$

式(1)中 P_i 为重金属*i*的单因子污染指数; C_i 为重金属*i*的含量值; C_s 为重金属*i*的土壤污染风险筛选值。式(2)中 P_n 为综合污染指数; $P_{i\max}$ 、 P_{iave} 分别为单因子污染指数中的最大值以及众单因子污染指数的算术平均值。单因子及内梅罗综合污染指数的分级见表1。

2.3.2 地质累积指数评价

采用德国科学家Muller(1969)提出的地质累积指数法,评价土壤重金属的污染水平,计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_i}{k \times S_i} \right] \quad (3)$$

式中, I_{geo} 为重金属*i*的地质累积指数; C_i 为土壤中重金属*i*的实测值; S_i 为参比值,根据保定市东部地区1:5万土地质量地球化学调查数据计算确定土壤背景值($Cu=42.3$ mg/kg、 $Zn=114.65$ mg/kg、 $As=14.75$ mg/kg、 $Cd=0.44$ mg/kg、 $Cr=76.24$ mg/kg、 $Hg=49.88$ μg/kg、 $Ni=36.85$ mg/kg、 $Pb=37.28$ mg/kg); k 为修正系数,一般为1.5。根据Forstner(1993)提出划分标准对地质累积指数 I_{geo} 进行重金属污染评价等级划分,划分标准见表2。

2.3.3 生态风险评价

采用Hakanson(1980)潜在生态危害指数法评价研究区土壤重金属生态风险,该方法根据重金属性质及环境行为特点,从沉积学角度对土壤或沉积物中重金属污染进行评价,考虑土壤重金属含量的同时,将重金属的生态效应、环境效应与毒理学联系在一起。式中, C_i 为某一金属的污染指数; C^i 为土壤中某重金属的实测值; C_n^i 为某重金属参比值,

同样采用保定市土壤重金属背景值; E_r^i 为单项重金属潜在生态风险指数; T_r^i 为某重金属的毒性响应参数,各重金属毒性系数为: $Cd=30$ 、 $Cu=5$ 、 $Pb=5$ 、 $Ni=5$ 、 $Cr=2$ 、 $Zn=1$ 、 $As=10$ 、 $Hg=40$ (Hakanson,1980;徐争启等,2008); RI 为总的潜在生态风险指数。根据 E_r^i 和 RI ,将单因子潜在生态危害和总潜在生态危害进行分级(鲍丽然等,2020),分级标准见表3。

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n (T_r^i \times C_i) = \sum_{i=1}^n (T_r^i \times \frac{C_i}{C_n^i}) \quad (4)$$

2.3.4 健康风险评价

重金属对人体的主要暴露途径有经口摄取、皮肤接触和吸入接触三种,表层土壤健康风险评价旨在评估人体在全面接触重金属后的致癌和非致癌风险(Qing et al.,2015),评价模型包括危害识别、暴露评估、毒性评估和风险表征四个主要组分(Praveena et al.,2015),土壤中的重金属可通过以上三种主要暴露途径对人体产生健康危害,参照中国环境保护部发布的《污染场地风险评估技术导则》(国家环境保护总局,2014),美国环保署发布的超级基金风险评价指南(EPA,1989;1996;2002),以及其他前人研究(Ferreira-Baptista et al.,2005;Mehr et al.,2017)确定三种暴露途径的平均每日剂量(ADD)的计算公式(5)~(9),式中参数含义及参考值见表4及表5。

$$ADD_{ing} = C_i \times \frac{R_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (5)$$

$$ADD_{inh} = C_i \times \frac{R_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (6)$$

$$ADD_{iderm} = C_i \times \frac{SA \times SL \times ABF \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (7)$$

$$HI = \sum HQ_i = \sum \left(\frac{ADD_{ing}}{RfD_{ing}} + \frac{ADD_{inh}}{RfD_{inh}} + \frac{ADD_{iderm}}{RfD_{iderm}} \right) \quad (8)$$

表1 单因子及内梅罗综合污染指数的分级原则
Table 1 Principle of grading for single pollution index and Nemerow synthesis pollution index

等级	单因子指数(P_i)	综合污染指数(P_n)	污染程度
0	<0.7	<0.7	无污染
1	0.7~1.0	0.7~1.0	警戒值
2	1.0~2.0	1.0~2.0	轻度污染
3	2.0~3.0	2.0~3.0	中度污染
4	>3.0	>3.0	重度污染

表2 地质累积指数污染程度划分标准
Table 2 Classification standard for geological accumulation index indicating degree of pollution

地质累积指数 I_{geo}	级别	污染程度
$I_{geo} < 0$	0	无污染
$0 \leq I_{geo} < 1$	1	轻污染
$1 \leq I_{geo} < 2$	2	中污染
$2 \leq I_{geo} < 3$	3	中一重污染
$3 \leq I_{geo} < 4$	4	重污染
$4 \leq I_{geo} < 5$	5	重一极重污染
$5 \leq I_{geo}$	6	极重污染

表3 潜在生态风险评价和风险程度分级标准

Table 3 Classification standard for potential ecological risk index and degree of pollution of heavy metals

级别	单元素潜在生态风险指数 E_i^p	单元素潜在生态风险程度	综合重金属潜在生态风险指数 RI	综合潜在生态风险程度
1	<40	轻微危害	<150	轻微危害
2	40~80	中等危害	150~300	中等危害
3	80~160	强危害	300~600	强危害
4	160~320	很强危害	600~1200	很强危害
5	≥ 320	极强危害	≥ 1200	极强危害

$$CR_i = ADD_{ing} \times SF_{ing} + ADD_{inh} \times SF_{inh} + ADD_{iderm} \times SF_{iderm} \quad (9)$$

C_i 为实测的土壤中重金属*i*的浓度(mg/kg), HQ_i 为重金属*i*在不同暴露途径下非致癌指数的总和, HI 为所有元素的非致癌指数总和, 当 HQ 或 $HI < 1$ 时, 表示无非致癌健康风险; 反之则表示存在潜在的非致癌健康风险, 且值越大, 风险越高。 CR_i 为重金属*i*在不同暴露途径下的致癌风险指数总和, 美国环保署推荐的 CR 的土壤治理标准为 10^{-6} , 但根据前人研究, 该标准过于严格, 部分学者认为 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 均为可接受风险范围(Wu et al., 2015), 本文依照 10^{-4} 对致癌风险进行判断, 当 $CR > 10^{-4}$, 表明土壤中的重金属有很大可能会对对人体造成致癌风险。

2.4 数据处理

使用SPSS 19对数据进行统计参数计算、主成分分析, 使用Origin 9.0制作箱式图, 使用泛克里格插值方法对各组分因子得分和1:25万多目标区域地球化学调查 Al_2O_3 数据进行插值, 并用 ArcGIS

表4 健康风险评价模型暴露因子参数
Table 4 Exposure factor parameters of health risk assessment model

参数	参考值	
	儿童	成人
R_{ing} 每日摄入土壤量/(mg/d)	200	100
R_{inh} 每日吸入土壤量/(m ³ /d)	7.5	14.5
PEF 颗粒物释放因子/(m ³ /kg)	1.36×10^9	1.36×10^9
SA 皮肤暴露面积/cm ²	2699	3950
SL 皮肤粘附因子/(mg/(cm ² ·d))	0.2	0.07
ABF 皮肤吸附因子	0.001(非致癌)	0.001(非致癌)
	0.01(致癌)	0.01(致癌)
ED 暴露时长/a	6	25
EF 暴露频率/(d/a)	350	350
BW 平均体重/kg	15.9	56.8
AT 非致癌(致癌)效应平均时长/d	26280(致癌)	26280(致癌)
	2190(非致癌)	9125(非致癌)

10.2制作分布图。

3 结果与讨论

3.1 土壤重金属含量特征

结果表明研究区土壤pH值介于7.77~9.30, 总体呈碱性。Cr和Ni的含量变化范围较小, 变异系数分别为0.125和0.147, 平均含量分别为81.30 mg/kg和40.31 mg/kg; Cu、Zn、Cd、Pb、As、Hg的平均含量分别为87.81 mg/kg、167.37 mg/kg、0.92 mg/kg、76.87 mg/kg、23.69 mg/kg和0.0725 mg/kg(表6)。

土壤重金属的来源主要有自然和人为两种, 自然来源与成土母质有关, 而人为来源主要受到人为扰动方式和强度的影响, 主成分分析可以作为判别重金属来源的有效手段(张俊等, 2017)。本文对研究区土壤重金属元素进行旋转主成分分析, 共提取了3个因子, 累积率达到79.05%, 各因子的组成成分及贡献率见表7, 三个因子的贡献率大致相近。

第一因子为Cu、Zn、Cd、Pb的正载荷; 第二因子为Cd、As、Hg的正载荷; 第三因子为Cr、Ni的正载荷。对各因子的因子得分进行分析研究, 不同因子在研究区的空间分布形态见图2。结果显示第一因子(Cu、Zn、Cd、Pb)主要分布于研究区西部和西南部, 该区域村庄密集, 由于缺乏管理, 大多数村庄均使用土法进行金属冶炼作业, 冶炼的金属种类多以铅、锌、铜为主, Cd与冶炼活动关系密切, 因此形成了这一组分在该区域的高值特征, 这与黔西北锌冶炼区土壤污染的特征一致(余志等, 2019)。第二因子(Cd、As、Hg)高值区主要分布于研究区东南部, 该处位于唐河污水库北部, 周边为一大型铜冶炼厂。唐河污水库从20世纪70年代到2017年间一直用于截流排入白洋淀的工业污水, 期间有大量的冶炼废渣、工业污水、生活垃圾倾入其中, 因此唐河污水库中含有大量的污染物, 在这种环境下, Cd、Hg、As可向下迁移引起地下水污染(郑顺安等, 2013,

表5 土壤重金属不同暴露途径的*RfD*和*SF*
Table 5 *RfD* and *SF* values for different types of exposure of heavy metals in soil

重金属	<i>RfD</i> /(mg/(kg·d))			<i>SF</i> /(kg·d)/mg		
	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触
Cd	1.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁻⁵	1.00×10 ⁻⁵	6.10	6.30	6.10
Pb	3.50×10 ⁻³	3.52×10 ⁻³	5.25×10 ⁻⁴			
Cr	3.00×10 ⁻³	2.86×10 ⁻⁵	6.00×10 ⁻⁵		4.20×10 ¹	
Ni	2.00×10 ⁻²	2.06×10 ⁻²	5.40×10 ⁻³		8.40×10 ⁻¹	
Cu	4.00×10 ⁻²	4.02×10 ⁻²	1.20×10 ⁻²			
Zn	3.00×10 ⁻¹	3.00×10 ⁻¹	6.00×10 ⁻²			
Hg	3.00×10 ⁻⁴	8.57×10 ⁻⁵	2.10×10 ⁻⁵			
As	3.00×10 ⁻⁴	1.23×10 ⁻⁴	1.23×10 ⁻⁴	1.50	1.51×10 ¹	3.66

2017),周边农田灌溉时使用了受污染的地下水,污染物随之迁移至地表土壤,在碱性土壤及地表氧化的条件下,污染元素被吸附发生富集(严怡君等,2017),其他点状分布则同样与冶炼相关;第三因子(Cr、Ni)主要分布于研究区镇西侧以及东南侧,低值区以东北—西南向条带状展布,从含量上来看,这两个元素与背景值较为接近,从分布上来看,其高值区与1:25万多目标区域地球化学调查Al₂O₃高值区分布较为相似,Al₂O₃主要存在于黏土矿物中,黏土矿物颗粒较细(马雪梅等,2020),王昌宇等(2019)对饶阳县土壤研究发现在第四纪冲洪积物区Al₂O₃高值区主要分布在低洼地区,该区域的Cr、Ni、Cu、Pb等微量元素同样呈现高值特征,主要是由于黏土矿物对Cr、Ni等元素具有较强的吸附作用,因此这一组分代表了自然成土背景。

3.2 土壤重金属污染程度

土壤重金属污染程度的确定主要是通过参与参比值进行对比,无论是单因子指数还是地质累积指数,在其计算的过程中选取参比值是至关重要的一环。本文以土壤污染风险筛选值作为单因子评价

的参比值主要是从土地分类管理角度出发,确定污染元素超过筛选值的情况,而选用保定东部土壤背景值作为地质累积指数评价的参比值主要是观测研究区重金属的富集情况。

研究区土壤重金属单因子指数、内梅罗综合指数及地质累积指数评价的统计结果见表8。据图3显示同土壤污染风险筛选值相比,Cr、Ni、Hg的污染程度较低,其中Cr、Ni 100%无污染,Hg仅有1件样品为轻度污染,其余样品均无污染;其他元素的超标比例大小顺序为Cd>As>Cu>Zn>Pb,分别为67.1%、47.5%、23.7%、5.9%和4.6%,超标比例最高的Cd,其中、重度污染的比例合计为19.4%;对土壤进行内梅罗综合指数评价,结果显示54%的样品达到了污染水平,中度、重度污染比例分别达8.1%和4.3%。

同单因子污染指数评价结果相似,Cr、Ni依旧为研究区地质累积指数污染水平较低的两种元素,无污染比例分别为100%和99.8%,但Hg在地质累积指数评价结果中25.1%的样品存在超标现象,其

表6 土壤重金属参数统计(mg/kg)
Table 6 Parameter statistics of heavy metals in soil (mg/kg)

元素	最小值	最大值	均值	变异系数
Cr	48.60	110.00	81.30	0.125
Ni	21.50	58.50	40.31	0.147
Cu	18.60	856.00	87.81	0.749
Zn	50.20	1664.00	167.37	0.638
Cd	0.09	10.33	0.92	0.842
Pb	16.80	2363.50	76.87	1.441
Hg	0.0121	1.175	0.0725	0.884
As	6.32	421.50	23.69	1.073

表7 主成分分析结果
Table 7 Results of principal component analysis

项目	主成分		
	第一	第二	第三
特征值	2.225	2.135	1.964
贡献率	27.81	26.69	24.55
Cr	0.047	0.131	0.963
Ni	0.058	0.119	0.966
Cu	0.793	0.225	-0.063
Zn	0.785	0.421	-0.009
Cd	0.599	0.649	0.176
Pb	0.703	-0.114	0.141
As	-0.063	0.844	0.216
Hg	0.342	0.855	0.014

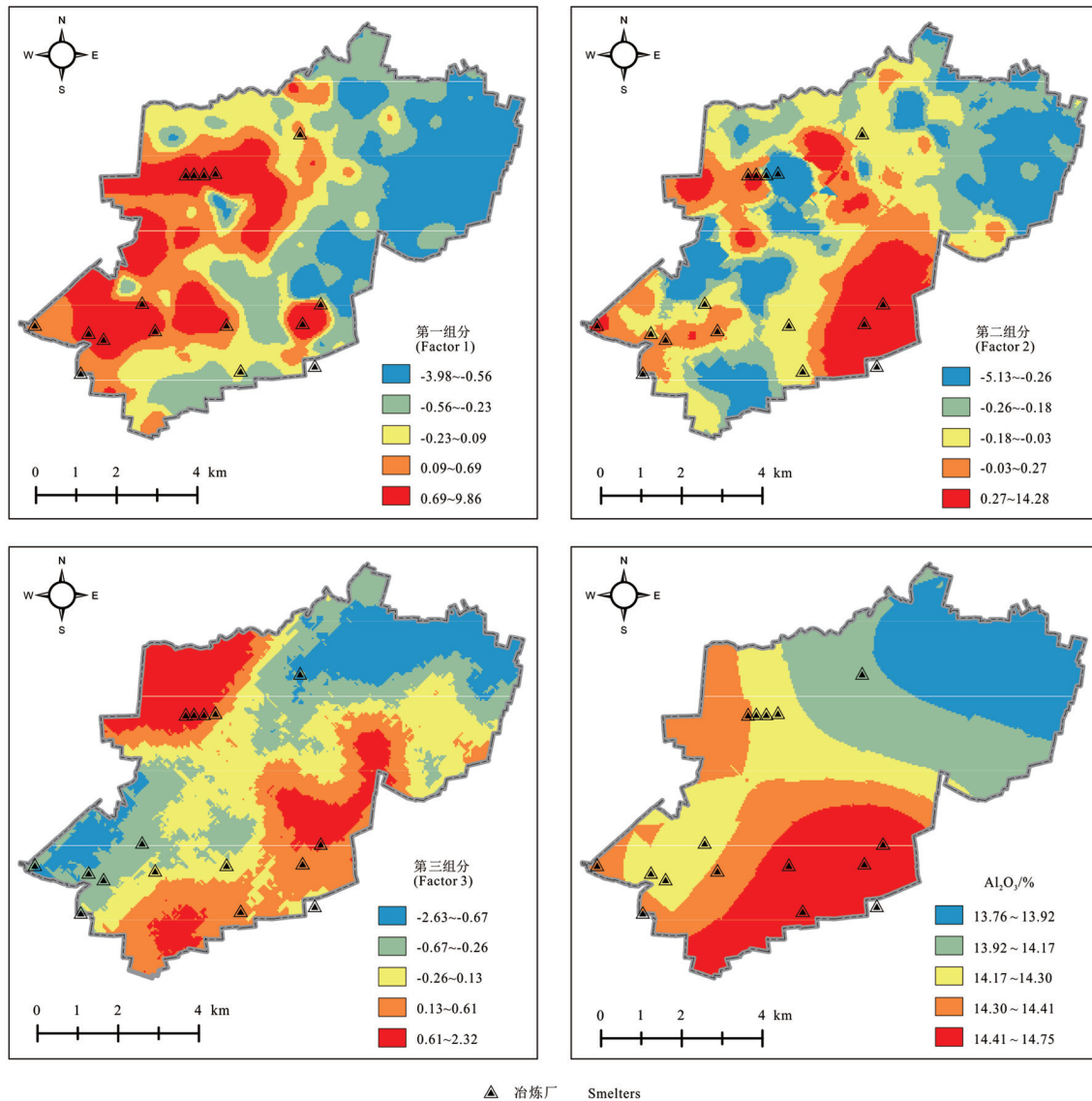


图2 主成分分析因子得分及Al₂O₃分布图

Fig.2 Distributions of scores of principal component analysis and Al₂O₃ concentration

中10.2%的样品污染水平为极重污染,这表明研究区的Hg元素虽然并未超过土壤风险筛选值,但存在较大程度人为源输入,而Cr、Ni均以自然成土成分为主,人为源输入较少,这与主成分分析的结果一致。如图4所示,有大量样品的Cu、Cd、Zn、Pb、As元素含量超过了土壤背景值,其中部分样品达到了极重污染水平,Cu、Cd、Zn、Pb、As元素极重污染比例分别为13.5%、10.2%、9.1%、10.9%和17.2%。

从两种评价方式的结果发现当背景值与土壤风险筛选值相近时,评价结果差异较小;当背景值远小于土壤污染风险筛选值时,则需要地质累积指

数法识别人为污染。从土地管理角度来讲,通过与土壤污染风险管控值对比是较为直观的评价方式,但在部分地区土壤中重金属元素的背景值往往偏高,与人类活动无关,这些超标土壤在修复治理的过程中并不能降低土壤中元素的总量,仅能通过降低其活性的方式来降低其危害性;而如本区的Cu、Cd、Zn、Pb、As,这些元素的污染是由人为活动引起的,在进行修复治理时首先要隔绝污染源,然后再进行治理,因此对污染土地的管理不应只注重是否超过土壤污染风险筛选值,应与土壤背景值结合确定重金属的富集成因。

表8 土壤重金属污染单因子指数及地质累积指数分级

Table 8 Grading of single pollution index and geological accumulation index of heavy metal pollution of soil										
评价方法	污染等级	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Hg	NPI
单因子指数 /内梅罗综合指数	0	541	541	267	433	103	469	49	540	106
	1	0	0	146	76	75	47	235	0	143
	2	0	0	100	29	258	22	229	1	225
	3	0	0	21	1	69	1	12	0	44
	4	0	0	7	2	36	2	16	0	23
地质累积指数	0	541	540	262	374	256	290	370	405	
	1	0	0	29	10	53	37	6	11	
	2	0	0	94	41	101	78	25	25	
	3	0	0	44	41	44	42	20	20	
	4	0	0	24	11	22	24	6	17	
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	
6	0	1	73	55	49	59	93	55		

3.3 土壤污染风险评价

土壤污染风险评价是指土壤中污染物对周边环境或人体产生危害的可能性,潜在生态风险评价注重的是污染物造成生态系统功能损失的可能性及程度,而健康风险评价的目标为人体,是导致人出现疾病、伤残以及造成健康损失的可能性。从定义上来看,人体健康风险评价更适合用在与人类生活密切相关的城市以及农田生态系统,而潜在生态风险评价则更适合其他生态系统。

研究区土壤重金属元素潜在生态风险评价结果(图5)显示:Cr、Zn、Ni的潜在生态风险指数均小于40;其次较低的为Cu、Pb、As,轻微生态风险样品所占的比例分别为99.1%、98.9%、97.0%,另有5件

样品中Cu为中等生态风险,1件样品中Cu为强生态危害,4件样品中Pb为中等生态危害,1件样品中Pb为很强生态危害,10件样品中As为中等生态危害,4件样品中As为强生态危害,2件样品中As为很强生态危害。Cd和Hg在研究区具有较高的生态危害性,Cd的潜在生态风险为中等—强生态危害等级的样品占65.2%,很强—极强生态危害等级的占2.8%,Hg的潜在生态风险为中等—强生态危害等级的样品占71.3%,很强—极强生态危害等级的占2.6%。根据以上结果可以发现,在污染水平上,研究区多数土壤样品Cu、Zn、As、Pb等元素含量高于背景值和筛选值,但其生态危害性却较低,这主要

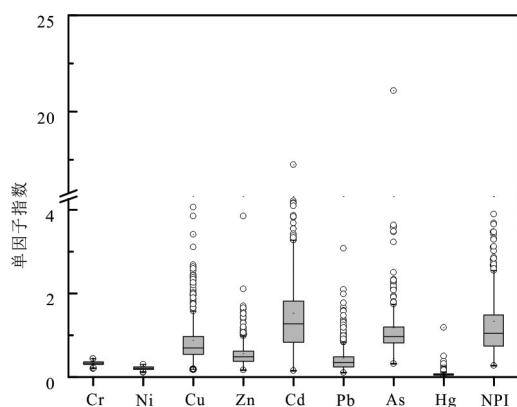


图3 单因子指数箱式图

Fig.3 Box-plot of single pollution index of heavy metals in soil

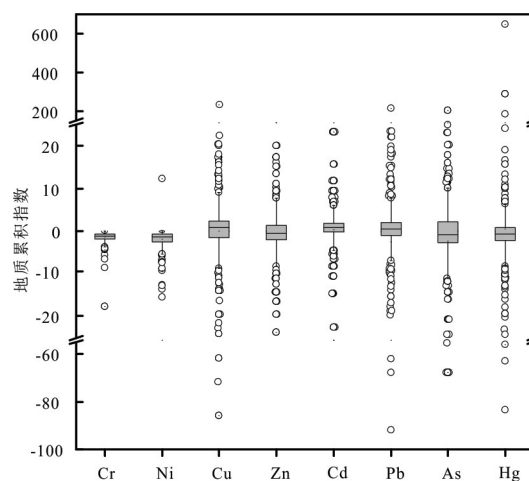


图4 地质累积指数箱式图

Fig.4 Box-plot of geological accumulation index of heavy metals in soil

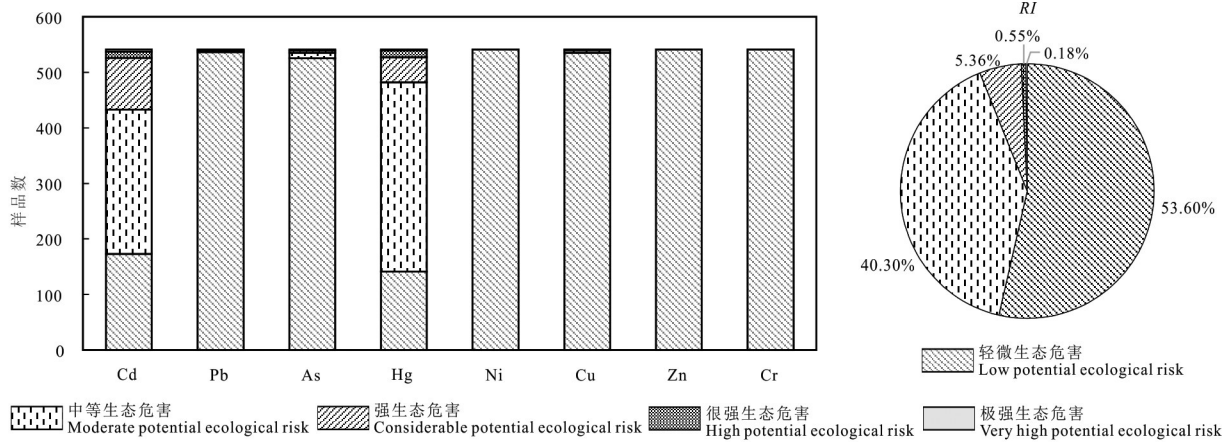


图5 土壤重金属的潜在生态风险等级图

Fig.5 Potential ecological risk classification of heavy metals in soil

是由于这些元素对生态系统的毒性较低,Cd、Hg生态危害性较高的原因一方面是由于人为活动产生了累积(从地质累积指数评价结果可知),另一方面是由于两者的毒性系数要远高于其他元素。

研究区土壤的人体健康风险评价结果见表9和表10。非致癌风险评价结果显示儿童的风险性要大于成人,在不同的暴露途径中,经口摄入的风险性要大于其他途径,吸入的风险性最低。不同元素

表9 土壤重金属非致癌健康风险指数

Table 9 Non-carcinogenic health risk index of heavy metals in soil

风险类型	统计值	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	As	
儿童	单元素总	最小值	2.2×10^{-1}	1.3×10^{-2}	5.7×10^{-3}	2.0×10^{-3}	1.4×10^{-3}	5.9×10^{-2}	5.1×10^{-4}	2.6×10^{-1}
	风险	最大值	5.0×10^{-1}	3.6×10^{-2}	2.6×10^{-1}	6.8×10^{-2}	1.6×10^{-1}	8.3	4.9×10^{-2}	1.7×10^1
	(HQ)	平均值	3.7×10^{-1}	2.5×10^{-2}	2.7×10^{-2}	6.8×10^{-3}	1.4×10^{-2}	2.7×10^{-1}	3.0×10^{-3}	9.6×10^{-1}
	经口摄入	最小值	2.0×10^{-1}	1.3×10^{-2}	5.6×10^{-3}	2.0×10^{-3}	1.1×10^{-3}	5.8×10^{-2}	4.9×10^{-4}	2.5×10^{-1}
	风险	最大值	4.4×10^{-1}	3.5×10^{-2}	2.6×10^{-1}	6.7×10^{-2}	1.2×10^{-1}	8.1	4.7×10^{-2}	1.7×10^1
	平均值	3.3×10^{-1}	2.4×10^{-2}	2.6×10^{-2}	6.7×10^{-3}	1.1×10^{-2}	2.6×10^{-1}	2.9×10^{-3}	9.5×10^{-1}	
	吸入风险	最小值	3.6×10^{-4}	3.5×10^{-7}	1.5×10^{-7}	5.6×10^{-8}	2.9×10^{-6}	1.6×10^{-6}	4.7×10^{-8}	1.7×10^{-5}
	风险	最大值	5.7×10^{-4}	9.4×10^{-7}	7.1×10^{-6}	1.8×10^{-6}	3.4×10^{-4}	2.2×10^{-4}	4.6×10^{-6}	1.1×10^{-3}
	平均值	1.3×10^{-3}	6.5×10^{-7}	7.3×10^{-7}	1.9×10^{-7}	3.0×10^{-5}	7.3×10^{-6}	2.8×10^{-7}	6.4×10^{-5}	
	皮肤接触	最小值	2.6×10^{-2}	1.3×10^{-4}	5.0×10^{-5}	2.7×10^{-5}	2.9×10^{-4}	1.0×10^{-3}	1.9×10^{-5}	1.7×10^{-3}
	风险	最大值	6.0×10^{-2}	3.5×10^{-4}	2.3×10^{-3}	9.0×10^{-4}	3.4×10^{-2}	1.5×10^{-1}	1.8×10^{-3}	1.1×10^{-1}
	平均值	4.4×10^{-2}	2.4×10^{-4}	2.4×10^{-4}	9.1×10^{-5}	3.0×10^{-3}	4.8×10^{-3}	1.1×10^{-4}	6.3×10^{-3}	
成人	单元素总	最小值	3.1×10^{-2}	1.8×10^{-3}	7.9×10^{-4}	2.9×10^{-4}	1.9×10^{-4}	8.3×10^{-3}	7.1×10^{-5}	3.6×10^{-2}
	风险	最大值	7.1×10^{-2}	5.0×10^{-3}	3.6×10^{-2}	9.5×10^{-3}	2.2×10^{-2}	1.2	6.9×10^{-3}	2.4
	(HQ)	平均值	5.3×10^{-2}	3.4×10^{-3}	3.7×10^{-3}	9.5×10^{-4}	2.0×10^{-3}	3.8×10^{-2}	4.2×10^{-4}	1.3×10^{-1}
	经口摄入	最小值	2.7×10^{-2}	1.8×10^{-3}	7.9×10^{-4}	2.8×10^{-4}	1.5×10^{-4}	8.1×10^{-3}	6.8×10^{-5}	3.6×10^{-2}
	风险	最大值	6.2×10^{-2}	4.9×10^{-3}	3.6×10^{-2}	9.4×10^{-3}	1.7×10^{-2}	1.1	6.6×10^{-3}	2.4
	平均值	4.6×10^{-2}	3.4×10^{-3}	3.7×10^{-3}	9.4×10^{-4}	1.5×10^{-3}	3.7×10^{-2}	4.1×10^{-4}	1.3×10^{-1}	
	吸入风险	最小值	3.1×10^{-4}	1.9×10^{-7}	8.3×10^{-8}	3.0×10^{-8}	1.6×10^{-6}	8.6×10^{-7}	2.5×10^{-8}	9.2×10^{-6}
	风险	最大值	6.9×10^{-4}	5.1×10^{-7}	3.8×10^{-6}	1.0×10^{-6}	1.9×10^{-4}	1.2×10^{-4}	2.5×10^{-6}	6.2×10^{-4}
	平均值	5.1×10^{-4}	3.5×10^{-7}	3.9×10^{-7}	1.0×10^{-7}	1.7×10^{-5}	3.9×10^{-6}	1.5×10^{-7}	3.5×10^{-5}	
	皮肤接触	最小值	3.8×10^{-3}	1.9×10^{-5}	7.2×10^{-6}	3.9×10^{-6}	4.1×10^{-5}	1.5×10^{-4}	2.7×10^{-6}	2.4×10^{-4}
	风险	最大值	8.6×10^{-3}	5.1×10^{-5}	3.3×10^{-4}	1.3×10^{-4}	4.8×10^{-3}	2.1×10^{-2}	2.6×10^{-4}	1.6×10^{-2}
	平均值	6.3×10^{-3}	3.5×10^{-5}	3.4×10^{-5}	1.3×10^{-5}	4.3×10^{-4}	6.8×10^{-4}	1.6×10^{-5}	9.0×10^{-4}	

表10 土壤重金属致癌健康风险指数

Table 10 Carcinogenic health risk index of heavy metals in soil

人群	统计值	吸入致癌风险				经口摄入致癌风险		皮肤接触致癌风险	
		Cd	Cr	Ni	As	Cd	As	Cd	As
儿童	最小值	1.54×10^{-11}	5.66×10^{-8}	5.01×10^{-10}	2.64×10^{-9}	6.04×10^{-8}	9.53×10^{-6}	1.63×10^{-9}	6.28×10^{-6}
	最大值	1.80×10^{-9}	1.28×10^{-7}	1.36×10^{-9}	1.76×10^{-7}	7.09×10^{-6}	6.36×10^{-4}	1.91×10^{-7}	4.19×10^{-4}
	平均值	1.60×10^{-10}	9.46×10^{-8}	9.38×10^{-10}	9.91×10^{-9}	6.30×10^{-7}	3.57×10^{-5}	1.70×10^{-8}	2.35×10^{-5}
成人	最小值	3.46×10^{-11}	1.28×10^{-7}	1.13×10^{-9}	5.96×10^{-9}	8.46×10^{-9}	5.56×10^{-6}	2.34×10^{-10}	3.75×10^{-6}
	最大值	4.07×10^{-9}	2.89×10^{-7}	3.07×10^{-9}	3.98×10^{-7}	9.93×10^{-7}	3.71×10^{-4}	2.74×10^{-8}	2.50×10^{-4}
	平均值	3.61×10^{-10}	2.13×10^{-7}	2.12×10^{-9}	2.24×10^{-8}	8.81×10^{-8}	2.08×10^{-5}	2.44×10^{-9}	1.41×10^{-5}

平均非致癌风险(HQ)的大小顺序为As>Cr>Pb>Cu>Ni>Cd>Zn>Hg;从最大值看,仅As和Pb的非致癌风险指数超过1,儿童和成人的As非致癌风险指数平均值分别为0.96和0.13,在采集的541件样品中,有111件样品的As对儿童的非致癌风险为不可接受,比例达20.5%,As对儿童存在较大非致癌风险;3件样品的As对成人的非致癌风险为不可接受,比例为0.6%。儿童和成人的Pb非致癌风险指数平均值分别为0.27和0.038,各有5件和1件样品超过非致癌风险的可接受范围。儿童的非致癌风险总指数(HI)平均值为1.68,可见该地区对儿童存在较高的非致癌风险,HI超过1的样品数量为515个,占比高达95.2%。从非致癌风险总指数平均值的组成上看(图6),As、Cr、Pb是影响研究区非致癌风险的主要因子。致癌风险评价结果同样显示儿童的风险性比成人要高,且风险的大小与暴露途径关系密切,经口摄入仍是风险的主要来源。成人与儿童的As致癌风险平均为 5.92×10^{-5} 和 3.49×10^{-5} ,尚在可接受范围内,但仍有29件样品对儿童的As致癌风险大于 10^{-4} ,15件样品对成人的致癌风险为不可接受。

结合前文所做的单因子指数和地质累积指数评价结果发现,在土壤中超标情况并不严重的As却对人体有着较大的健康风险,这与余志等(2019)的研究结果一致。利用健康风险评价计算公式可以推算出,当土壤中As含量为25 mg/kg时,儿童As的非致癌风险指数已超过1,而中国环保部公布的《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(2018)和《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》(2018)中规定的pH>7.5时As污染风险筛选值均为20 mg/kg,管控值分别为100 mg/kg(农用地)、120 mg/kg(一类建设用地)、140 mg/kg(二类建设用

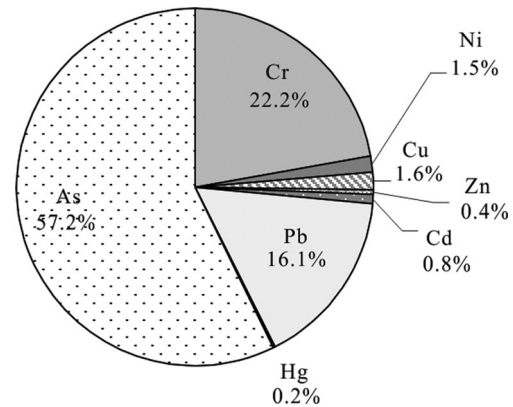


图6 8种重金属对儿童非致癌风险指数贡献率

Fig.6 Contribution rate of 8 heavy metals to children's non-carcinogenic risk index

地),可见当土壤中As达到对人体产生非致癌风险时,仅为筛选值的1.25倍,但土壤尚定义为安全利用类,存在较大隐患。农业用地土壤中的重金属主要通过其种植的农产品迁移到人体中,前人采用日均摄入量方式计算人食用农产品的健康风险,同样显示As具有较高的致癌风险(Li et al.,2011);邢怡等(2019)对保定东部小麦籽实进行安全性评价结果显示小麦样品中Cd、Pb存在超标,超标元素与本文中潜在风险评价和人体健康风险评价结果较为接近,综上说明食品污染物限量标准可较好地识别Cd与Pb的危害性,而As较难识别,As是在人体健康风险评价中危害性较高的元素,而在土壤污染管理时不能因As属于安全利用类就放松警惕。Cu、Zn在本区超标比例较高,但对生态系统和人体均不造成危害,食品污染物限量标准中无Cu、Zn的评价标准,这是由于Cu、Zn既是土壤污染元素也是养分元素,本身的危害性不高,若土壤中仅存在Cu、Zn的超标,可以考虑减弱对土壤的管控,减轻污染土壤管理的压力。

综上所述,单一的评价方法适用于针对某一特定需求来开展,污染土壤的科学管理需要多种评价方式结合,确定其污染程度、来源及危害性。不同规范指南中的参数、标准值选择等仍有待完善,不同评价方法间应相互借鉴,避免评价结果的差异性,并根据区域特性有所侧重。以本区为例,区内人口密集,多以耕地为主,因此在土地利用过程中应注意重金属对人体的健康危害,如As、Cd、Pb,同时结合单因子指数和地质累积指数评价可以发现这些元素在本区是由人为活动而富集的,因此As、Cd、Pb是本区应重点关注的污染元素,建议在新区的建设中采用表土剥离置换的方式对危害程度较高的土壤进行治理,而对危害程度稍低的土壤可以对其进行用地转变,将其作为绿化用地,或者采用农艺调控措施,种植其他作物,同时注意隔离防护,避免儿童至场地玩耍经口直接摄入污染物。

4 结 论

(1) 研究区土壤Cu、Zn、Cd、Pb高值区主要分布于研究区西部,与冶炼活动关系密切;As、Hg高值区主要位于研究区东南部,与唐河污染相关;Cr、Ni主要继承于成土母质。

(2) 研究区土壤中Cd、Cu、Pb、As等元素含量超过背景值与土壤污染风险筛选值,单因子污染指数与地质累积指数法在本区对重金属的污染种类识别结果相近,但由于背景值与风险筛选值的差异,各元素超标比例大小顺序有区别。地质累积指数污染比例大小为Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg>Ni>Cr,Cu、Cd、Zn、Pb、As极重污染比例分别为13.5%、10.2%、9.1%、10.9%和17.2%;单因子污染指数超标比例排序为Cd>As>Cu>Zn>Pb>Hg>Cr=Ni,其中Cd中、重度超标比例合计达19.4%。

(3) 研究区土壤中Cd和Hg具有较高的生态危害性,Cd中等—强生态危害占比为65.2%,Hg中等—强生态危害占比为71.3%。人体健康风险评价结果显示儿童的风险大于成人,非致癌风险因子主要为As、Cr和Pb,95.2%样品的儿童非致癌风险高于1;致癌风险传播途径主要以经口摄入与皮肤接触为主,29件样品中As对儿童具有致癌风险。Cd、As不仅是超标元素而且对生态和人体健康具有较高的风险,Hg虽然超标程度较低但对生态具有较高风险。

References

- Bao Liran, Deng Hai, Jia Zhongmin, Li Yu, Dong Jinxiu, Yan Mingshu, Zhang Fenglei. 2020. Ecological and health risk assessment of heavy metals in farmland soil in northwest Xiushan, Chongqing[J]. *Geology in China*, 47(6): 1625–1636(in Chinese with English abstract).
- Cai Kui, Duan Yamin, Luan Wenlou, Li Qian, Ma Yunchao. 2016. Geochemical behavior of heavy metals Pb and Hg in the farmland soil of Hebei plain[J]. *Geology in China*, 43(4): 1420–1428(in Chinese with English abstract).
- Chen Nengchang, Zheng Yuji, He Xiaofeng, Li Xiaofei, Zhang Xiaoxia. 2017. Analysis of the bulletin of national soil pollution survey[J]. *Journal of Agro-environment Science*, 36(9): 1689–1692(in Chinese with English abstract).
- Chen Weiping, Xie Tian, Li Xiaonuo, Wang Ruodan. 2018. Generalizaion of technical systems for soil pollution prevention and control in developed countries[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 55(3): 527–524(in Chinese with English abstract).
- Ferreira–Baptista L, Miguel E D. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment[J]. *Atmospheric Environment*, 39(25):4501–4512.
- Forstner U, Ahlf W, Calmano W. 1993. Sediment quality objectives and criteria development in Germany[J]. *Water Science and Technology*, 28(8): 307–314.
- Gu Yangguang, Gao Fudai. 2017. Spatial distribution and health risk assessment of heavy metals in provincial capital cities, China[J]. *Environmental Chemistry*, 36(1): 62–71(in Chinese with English abstract).
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 14(8): 975–1001.
- Han Chunmei, Wang Linshan, Gong Zongqiang, Xu Huaxia. 2005. Chemical forms of soil heavy metals and their environmental significance[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 24(12): 1499–1502(in Chinese with English abstract).
- Li Haitao, Feng Wei, Wang Kailin, Zhao Kai, Li Gang, Zhang Yuan, Li Muzi, Sun Lu, Chen Yichao, You Bing. 2021. Groundwater resources in Xiong'an New Area and its exploitation potential[J]. *Geology in China*, 48(4): 1112–1126(in Chinese with English abstract).
- Li G, Sun G, Williams P N, Nunes L, Zhu Y. 2011. Inorganic arsenic in Chinese food and its cancer risk [J]. *Environment International*, 37(7): 1219–1225.
- Li Ruzhong, Pan Chengrong, Xu Jingjing, Chen Jing, Jiang Yanmin. 2005. Contamination and health risk for heavy metals via consumption of vegetables grown in fragmentary vegetable plots from a typical nonferrous metals mine city[J]. *Environmental Science*, 34(3): 1076–1085(in Chinese with English abstract).
- Ma Xuemei, Tian Dazheng, Li Wei, He Jin. 2020. Geochemical evaluation of land quality in Quyang County[J]. *Geological Survey*

- and Research, 43(3): 230–239(in Chinese with English abstract).
- Ma Zhen, Xia Yubo, Li Haitao, Han Bo, Yu Xuezhong, Zhou Yalong, Wang Yushan, Guo Xu, Li Hongqiang, Pei Yandong. 2021. Analysis of natural resources and environment eco- geological conditions in the Xiong'an New Area[J]. *Geology in China*, 48(3): 677– 696(in Chinese with English abstract).
- Mehr M R, Keshavarzi B, Moore F, Moore F, Sharifi R, Lahijanzadeh A, Kermani M. 2017. Distribution, source identification and health risk assessment of soil heavy metals in urban areas of Isfahan Province, Iran[J]. *Journal of African Earth Sciences*, 132:16–26.
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. 2014. Technical Guidelines for Risk Assessment of Contaminated[S]: HJ 25.3– 2014. Beijing: China Environmental Science Press(in Chinese).
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. 2018. Soil Environmental Quality– Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land (GB15618–2018)[S]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese).
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. 2018. Soil Environmental Quality– Risk Control Standard for Soil Contamination of Development Land (GB36600–2018)[S]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese).
- Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. *Geological Journals*, 2: 109–118.
- National Health and Family Planning Commission of the People's Republic of China. 2017. National Food Safety Standard–Limits of Pollutants in Food (GB2762– 2017) [S]. Beijing: China Standard Press (in Chinese).
- Olawoyin R, Oyewole S A, Grayson R L. 2012. Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 85: 120–130.
- Praveena S M, Ismail S N S, Aris A Z. 2015. Health risk assessment of heavy metal exposure in urban soil from Seri Kembangan (Malaysia) [J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 8(11): 9753–9761.
- Qing X, Yutong Z, Shenggao L. 2015. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China [J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 120:377–385.
- US EPA. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual[R]. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- US EPA. 1996. Soil screening guidance: Technical background document [R]. Washington D. C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- US EPA. 2002. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites[R]. Washington D. C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- Wang Changyu, Zhang Surong, Liu Jihong, Xing Yi, Yang Junquan. 2019. Evaluation of the characteristic land resources with Zn, Se and their ecological effects in Raoyang county of Hebei province[J]. *Geological Survey and Research*, 42(1): 49– 56(in Chinese with English abstract)
- Wang Liting, Liu Renzhi. 2020. Research progress on soil pollution risk assessment[J]. *Chinese Journal of Environmental Management*, 12(2): 62–68(in Chinese with English abstract)
- Wang Ying, Zhang Xiaolan, Wang Ran. 2018. Soil pollution survey and management in Taiwan of China[J]. *Soils*, 50(1): 7– 15(in Chinese with English abstract)
- Wu Jinnan, Long Jian, Liu Lingfei, Li Juan, Liao Hongkai, Peng Siqing, Wan Hongfu. 2018. Spatial distribution and risk assessment of heavy metal pollution in farmland soil of a lead– zinc mining area[J]. *China Environmental Science*, 38(3): 1054– 1063(in Chinese with English abstract)
- Wu S, Peng S, Zhang X, Wu D, Luo W, Zhang T, Zhou S, Yang G, Wan H, Wu L. 2015. Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 148:71–78.
- Xia Jiaqi. 2019. Methods for derivation of site specific standard for management of contaminated agricultural Soil[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 35(3): 405–408(in Chinese with English abstract).
- Xing Yi, Zhang Surong, Liu Jihong, Wang Changyu. 2019. Effect of crop root soil on agricultural product safety: Take the eastern part of Baoding Hebei province as an example[J]. *Geological Survey and Research*, 42(3): 219–224(in Chinese with English abstract).
- Xu Xibo, Lü Jianshu, Xu Ruru. 2018. Source spatial distribution and risk assessment of heavy metals in Yiyuan county of Shandong province[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 34(9): 216–223(in Chinese with English abstract)
- Xu Zhengqi, Ni Shijun, Tuo Xianguo, Zhang Chengjiang. 2008. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index[J]. *Environmental Science & Technology*, 31(2): 112–115(in Chinese with English abstract).
- Yan Yijun, Xie Xianjun, Zheng Wenjun, Chi Zeyong, Liu Yaqing. 2017. Influence of irrigation practices on arsenic mobilization in near– surface soil of Datong basin, Northern China[J]. *Geological Science and Technology Information*, 36(3): 235–241(in Chinese with English abstract).
- Yu Jiawen, Zhou Jinlong, Zeng Yanyan, Jia Ruiliang. 2017. Comparative analysis of farmland soil heavy metals and health risk assessment[J]. *Xinjiang Agricultural Sciences*, 54(12): 2293–2303 (in Chinese with English abstract).
- Yu Zhi, Chen Feng, Zhang Junfang, Huang Daikuan, Yu Enjiang, Liu Hongyan. 2019. Contamination and risk of heavy metals in soils and vegetables from zinc smelting area[J]. *China Environmental Science*, 39(5): 2086–2094(in Chinese with English abstract).
- Zhang Jun, Wu Rong, Shen Lu, Luo Meng. 2019. Assessment and source analysis of heavy metal pollution in urban soil of Ma'anshan city[J]. *Journal of Yichun University*, 39(3): 88–92(in Chinese with English abstract).
- Zhao Qingling, Li Qingcai, Xie Jiangkun, Li Yuanzhong, Ji Yonghong, Pang Chengbao, Wan Miao. 2015. Characteristics of soil heavy metal pollution and its ecological risk assessment in south Jining district using methods of enrichment factor and index of

- geoaccumulation[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 34(1): 129–137 (in Chinese with English abstract).
- Zheng Shunan, Chen Chun, Zheng Xiangqun, Liu Shutian, Shi Rongguang, Liu Xiaowei, Shen Yue. 2013. Effect of simulated rain on leaching of cadmium from 22 typical soils and key factors identification[J]. *Environmental Chemistry*, (5): 867–873(in Chinese with English abstract).
- Zheng Shunan, Zhou Wei, Xue Yinghao, Yin Jianfeng, Huang Hongkun, Zheng Xiangqun. 2017. Effect of simulated rain on leaching behavior of mercury from 22 typical soils and key influence factors identification[J]. *China Environmental Science*, 37(9): 3489–3496(in Chinese with English abstract).
- Zhou Fang. 2014. Policy on prevention and cure of soil pollution in Japan[J]. *World Agriculture*, (11): 47–52 (in Chinese).
- ### 附中文参考文献
- 鲍丽然, 邓海, 贾中民, 李瑜, 董金秀, 严明书, 张风雷. 2020. 重庆秀山西北部农田土壤重金属生态健康风险评价[J]. *中国地质*, 47(6): 1625–1636.
- 蔡奎, 段亚敏, 栾文楼, 李倩, 马云超. 2016. 河北平原农田土壤重金属元素Pb、Hg地球化学行为的影响因素[J]. *中国地质*, 43(4): 1420–1428.
- 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 李小飞, 张晓霞. 2017. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. *农业环境科学学报*, 36(9): 1689–1692.
- 陈卫平, 谢天, 李笑诺, 王若丹. 2018. 欧美发达国家场地土壤污染防治技术体系概述[J]. *土壤学报*, 55(3): 527–542.
- 谷阳光, 高富代. 2017. 我国省会城市土壤重金属含量分布与健康风险评价[J]. *环境化学*, 36(1): 62–71.
- 韩春梅, 王林山, 巩宗强, 许华夏. 2005. 土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J]. *生态学杂志*, 24(12): 1499–1502.
- 李海涛, 凤蔚, 王凯霖, 赵凯, 李刚, 张源, 李木子, 孙璐, 陈一超, 尤冰. 2021. 雄安新区地下水资源状况、特征及可开采潜力[J]. *中国地质*, 48(4): 1112–1126.
- 李如忠, 潘成荣, 徐晶晶, 陈婧, 姜艳敏. 2013. 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*, 34(3): 1076–1085.
- 马雪梅, 田大争, 李伟, 何锦. 2020. 曲阳县土地质量地球化学评价[J]. *地质调查与研究*, 43(3): 230–239.
- 马震, 夏雨波, 李海涛, 韩博, 余学中, 周亚龙, 王雨山, 郭旭, 李洪强, 裴艳东. 2021. 雄安新区自然资源与环境-生态地质条件分析[J]. *中国地质*, 48(3): 677–696.
- 王昌宇, 张素荣, 刘继红, 邢怡, 杨俊泉. 2019. 河北省饶阳县富锌、硒特色土地及其生态效应评价[J]. *地质调查与研究*, 42(1): 49–56.
- 王立婷, 刘仁志. 2020. 土壤污染风险评价研究进展[J]. *中国环境管理*, 12(2): 62–68.
- 王滢, 张晓岚, 王冉. 2018. 中国台湾地区土壤污染调查和管理情况综述[J]. *土壤*, 50(1): 7–15.
- 吴劲楠, 龙健, 刘灵飞, 李娟, 廖洪凯, 彭四清, 万洪富. 2018. 某铅锌矿区农田重金属分布特征及其风险评价[J]. *中国环境科学*, 38(3): 1054–1063.
- 夏家淇. 2019. 农用地块土壤污染分类标准制订方法探讨[J]. *生态与农村环境学报*, 35(3): 405–408.
- 邢怡, 张素荣, 刘继红, 王昌宇. 2019. 农作物根系土对农产品安全的影响分析——以保定东部地区为例[J]. *地质调查与研究*, 42(3): 219–224.
- 徐夕博, 吕建树, 徐汝汝. 2018. 山东省沂源县土壤重金属来源分布及风险评价[J]. *农业工程学报*, 34(9): 216–223.
- 徐争启, 倪师军, 庾先国, 张成江. 2008. 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*, 31(2): 112–115.
- 严怡君, 谢先军, 郑文君, 池泽涌, 柳亚清. 2017. 灌溉活动对大同盆地表层土壤中砷迁移的影响[J]. *地质科技情报*, 36(3): 235–241.
- 於嘉闻, 周金龙, 曾妍妍, 贾瑞亮. 2017. 农田土壤重金属健康风险评价对比分析[J]. *新疆农业科学*, 54(12): 2293–2303.
- 余志, 陈凤, 张军方, 黄代宽, 于恩江, 刘鸿雁. 2019. 锌冶炼区菜地土壤和蔬菜重金属污染状况及风险评价[J]. *中国环境科学*, 39(5): 2086–2094.
- 张俊, 吴蓉, 沈露, 罗梦. 2017. 马鞍山城区土壤重金属污染评价及源分析[J]. *宜春学院学报*, 39(3): 88–92.
- 赵庆令, 李清彩, 谢江坤, 李元仲, 姬永红, 庞成宝, 万森. 2015. 应用富集系数法和地累积指数法研究济宁南部区域土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. *岩矿测试*, 34(1): 129–137.
- 郑顺安, 陈春, 郑向群, 刘书田, 师荣光, 刘潇威, 沈跃. 2013. 模拟降雨条件下22种典型土壤镉的淋溶特征及影响因子分析[J]. *环境化学*, (5): 867–873.
- 郑顺安, 周玮, 薛颖昊, 尹建锋, 黄宏坤, 郑向群. 2017. 模拟降雨条件下典型土壤汞淋溶风险研究[J]. *中国环境科学*, 37(9): 3489–3496.
- 周芳, 金书秦. 2014. 日本土壤污染防治政策研究[J]. *世界农业*, (11): 47–52.
- 中华人民共和国环境保护部. 2014. HJ 25.3–2014 污染场地风险评估技术导则[S]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 中华人民共和国生态环境部. 2018. GB15618–2018 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 中华人民共和国生态环境部. 2018. GB36600–2018 土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)[S]. 北京: 中国环境科学出版社.