

石家庄北郊土壤重金属分布特征及风险评价

姚 娜¹, 彭昆国¹, 刘足根¹, 李惠民¹, 胡林凯¹, 侯 红^{2*}

(1.江西省环境保护科学研究院,南昌 330029; 2.中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室,北京 100012)

摘要:以河北省石家庄市北郊为研究对象,采用随机布点的方法采集28个城郊土壤,分析了其中7种重金属(Pb、Cr、As、Cd、Ni、Zn和Cu)的总量。应用单污染指数法、内梅罗污染指数法、Hakanson潜在生态风险指数法和《污染场地风险评估技术导则》(报批稿)推荐的风险评价模型等对土壤重金属含量进行了风险评价。结果表明:研究区域土壤中部分重金属的平均含量高于河北省和全国土壤背景值,其中Pb、Cd和Cu均值为背景值的1.5~2.5倍,Cr、Ni和Zn均值为背景值的1.0~1.5倍,表明研究区域土壤受人为活动影响明显。土壤中各重金属的单项污染指数大小顺序为Cu>Ni>Cd>Zn>Cr>Pb>As,整个研究区土壤环境质量内梅罗污染指数为0.738,表明该区域土壤尚清洁。土壤中重金属的潜在生态风险指数大小顺序为Cd>Pb>Cu>As>Cr>Ni>Zn,平均潜在生态风险均值为90.5,处于轻微生态危害等级。研究区域内不同重金属对人体健康的致癌风险大小顺序为Cr>As>Ni>Cd,非致癌风险大小顺序为Cr>As>Ni>Cu>Cd>Zn,其中以Cr和As的致癌和非致癌风险最高,超过其风险阈值10E-06和1。当地土壤存在一定的潜在生态风险,需要采取适当的风险控制措施,以防止土壤继续污染,确保当地人群的健康权益。

关键词:城郊土壤;重金属;风险评价

中图分类号:X820.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)02-0313-09 doi:10.11654/jaes.2014.02.016

Distribution and Risk Assessment of Soil Heavy Metals in the North Suburb of Shijiazhuang City

YAO Na¹, PENG Kun-guo¹, LIU Zu-gen¹, LI Hui-min¹, HU Lin-kai¹, HOU Hong^{2*}

(1.Jiangxi Academy of Environmental Sciences, Nanchang 330029, China; 2.State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: This study focused on the distribution and risk assessment of soil heavy metals in the north suburb of Shijiazhuang city. Total concentrations of Pb, Cr, As, Cd, Ni, Zn and Cu in 28 soil samples randomly collected were analyzed. Single pollution index, Nemerow pollution index, Hakanson potential ecological risk index and technical guidelines for risk assessment of contaminated sites etc, were used to assess ecological and human health risk of heavy metals. Average contents of some metals investigated were higher than the soil background values of both Hebei Province and China. Contents of soil Pb, Cd and Cu were 1.5~2.5 times of the soil background values, and those of Cr, Ni and Zn were 1.0~1.5 folds of the soil background values, showing anthropogenic contamination of these metals. The single pollution index of heavy metals in the soils was in order of Cu>Ni>Cd>Zn>Cr>Pb>As. The Nemerow pollution index was 0.738 in the whole area, implying that the soil in this area was clean. However, the average potential ecological risk was 90.53, which indicated slightly ecological hazard; the risk was in order of Cd>Pb>Cu>As>Cr>Ni>Zn. The cancer risk of exposure was ranked as Cr>As>Ni>Cd, and the non-cancer risk of exposure as Cr>As>Ni>Cu>Cd>Zn. Therefore, Cr and As were the most potentially harmful metals among heavy metals investigated, and their concentrations in soil were higher than the US EPA soil management standards of 10E-06 and 1, respectively. In conclusion, heavy metals have certain potential ecological risks in the north suburb soils of Shijiazhuang and it is therefore necessary to prevent the soils from further pollution by heavy metals in this region.

Keywords: suburban soil; heavy metals; risk assessment

收稿日期:2013-06-03

基金项目:国家重大科学仪器设备开发专项(2011YQ14014908);江西省科技计划项目(JXHBKJ2011-2);江西省农田土壤重金属污染修复治理示范工程

作者简介:姚 娜(1983—),女,陕西西安人,硕士,工程师,主要研究方向为土壤环境化学。E-mail:249594717@qq.com

*通信作者:侯 红 E-mail:houhong@craes.org.cn

城郊土壤指城郊及周边外围区域、受一定人为活动影响的土壤。随着城市化、工业化的发展,以及城市产业布局的调整,大量工厂从中心城区迁出并转移到郊区,郊区工业“三废”的排放日益增多,再加上城郊原来农药、化肥的不合理使用,会导致重金属在城郊土壤中的蓄积,进而造成城郊土壤受到不同程度的污染。国内不少研究者对城郊土壤重金属含量开展的研究表明,我国各大城市城郊土壤普遍受到不同程度的重金属污染,主要污染元素为铅、镉和汞等,城郊土壤中重金属污染物含量普遍高于农村土壤,具有明显的人为富集特点^[1-3],并对周围环境和人群健康产生了危害。因此,针对城郊土壤重金属污染带来的环境及生态风险开展研究,成为环境土壤学的研究热点。目前国内学者已在土壤重金属污染来源^[4]、空间分布^[5]、形态变化^[6]、生态风险评价^[7]等方面开展了大量研究,其中城郊土壤污染物的生态风险评价倍受关注。当前,土壤生态风险评价方法主要包括标准比较法、指数法、模糊综合评价法、潜在生态风险指数法等,这些方法直观、定量地反映出污染物在空间上的变化趋势和污染程度,且根据实际情况将多种方法结合使用能够有效解决实际问题^[8]。城郊地区环境风险源类型多样、风险暴露途径复杂^[9],但综合考虑城郊工业、交通、商业交叉带活动对人体的健康风险评价的研究相对较少。

本文在借鉴国内外相关研究的基础上,采用多种评价方法对石家庄城郊土壤可能存在的生态风险进行评价,同时采用2009年环境保护部网站上的《污染场地风险评估技术导则》(报批稿)(以下简称“导则”)中推荐的风险评价模型对城郊工业区附近土壤的人体健康风险进行评价,通过分析城郊土壤的污染特征,综合评价城郊土壤生态和健康风险,以期为我国城郊土壤污染的环境风险控制提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于石家庄北部,属于北温带半干旱、半湿润季风气候区,日平均气温13.1℃,年降水量534 mm,平均海拔70 m,全年主导风向为西北风,土壤类型为褐土,pH值在7.2~7.6之间。研究区工业用地比例较高,占总土地面积的35%以上,主要沿交通干道分布,先后建立的印染、金属加工、制药、电镀、水泥、发电、纺织等企业极大地拉动了当地经济的发展,“十一五”期间,该区的生产总值年均增长12%以上。但由于部分企业经营粗放、污染防治措施不完善,导致

跑冒滴漏严重,废气和废水有组织和无组织的排放,对周边土壤造成不同程度的污染。另外,研究区交通便利,境内机场高速、省道贯通,平均每日车流量超过8万次,汽车尾气排放也是土壤污染物的主要来源。

1.2 样品的采集与处理

研究区土地功能类型主要包括居住-工业混合区、商业-交通-工业混合区、农业种植区等,总面积约50 km²。本研究按照典型性和代表性的原则,在每个土地功能区布设采样单元,采集土壤表层样品。采用随机布点的方法在工业区(含居住-工业混合区、商业-交通-工业混合区)和农业种植区分别设置20个和8个土壤采样点,工业区采集研究区内化工、纺织、电镀、金属加工、制药等企业附近30 m范围内的土壤,农业种植区采集耕层土壤,共采集土壤样品28个(图1),采样深度均为0~20 cm,每个土壤样品由5个分样组成,各分样混合后用四分法取1 kg土样装袋并带回实验室。

将采集的土壤样品置于阴凉通风处自然风干,剔除样品中的有机残渣、植物根系及可见侵入体,用木棍碾碎过100目筛备用。土壤重金属(Pb、Cr、As、Cd、Ni、Zn和Cu)全量测定采用湿式消解法(HNO₃-HClO₄-HF)进行前处理,用ICP-MS(Agilent 7500c)测定溶液中金属离子的浓度。

1.3 评价方法

1.3.1 污染现状评价

研究区污染现状采用单因子污染指数法和内梅罗污染指数法^[7]评价,评价标准参照《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)。

1.3.2 生态风险评价

研究区生态风险采用Hakanson潜在生态风险指数法评价^[7],Hakanson潜在生态风险指数法中重金属毒性响应系数分别为:Cd=30、As=10、Pb=Cu=5、Ni=Cr=2、Zn=1^[10]。

1.3.3 健康风险评价

1.3.3.1 模型假设

研究区健康风险评价采用《导则》推荐的健康风险评价模型,对研究区人体健康风险进行定量评价,由于《导则》的适用对象是工业污染场地(不适用铅污染场地),且未涉及到农田土壤。因此,人体健康风险评价仅针对20个工业区土壤采样点的Cr、As、Cd、Ni、Zn和Cu 6种重金属开展。

6种重金属均具有慢性非致癌风险,其中Cd、Cr、Ni和As具有致癌风险^[11],这些物质对人体健康的危

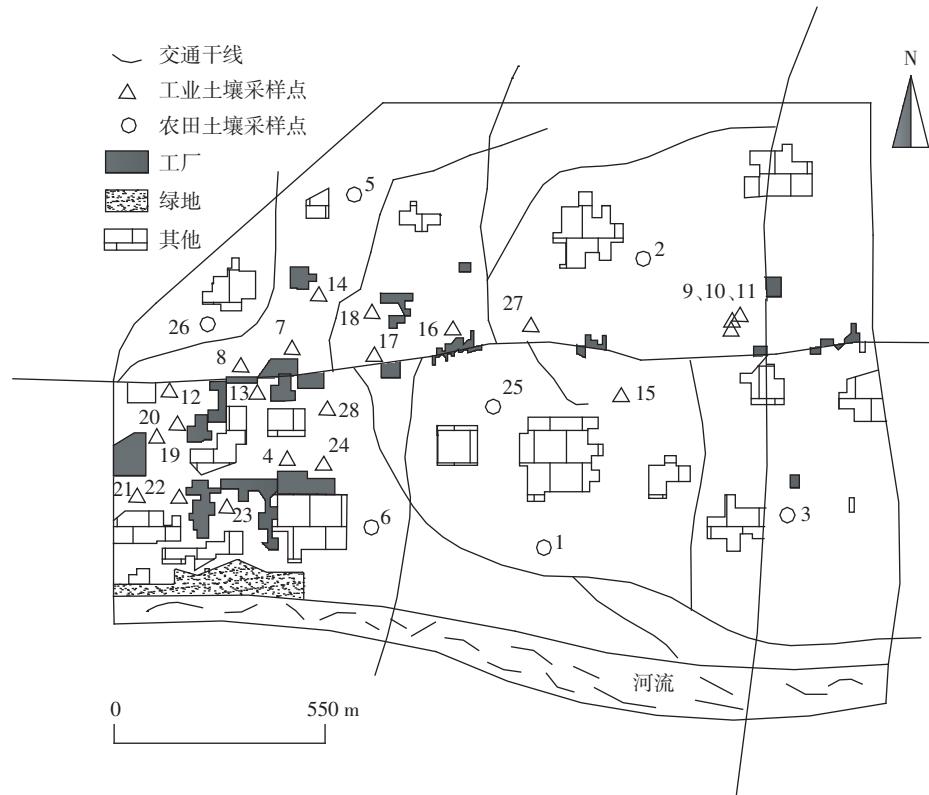


图1 土壤采样布点示意图

Figure 1 Soil sampling sites in the studied area

害主要包括经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触3种暴露途径,简单认为整个致癌和非致癌暴露风险可以通过不同元素在3种暴露途径的风险加和算出,不考虑各种金属进入人体的相互作用及污染物的毒性差异^[11]。

1.3.3.2 评价参数

暴露参数是健康风险评价中的主要技术参数,参数值选择的合适与否直接关系到评价结果的科学性、合理性^[12]。美国环保署(EPA)已就暴露参数提出了一些参考数据,由于人种和地区差异,很多参数不能代表我国人群的暴露特征。《导则》在综合国内外研究成果的基础上,提出的部分参数一定程度上更适用本研

究。因此,本研究中模型参数参考《导则》中的推荐值,土壤理化性质来自实际监测结果,污染物毒理学参数优先选择EPA毒理学参数数据库中的数据,部分风险评估模型参数及推荐值见表1。

1.3.3.3 暴露量计算

本研究主要考虑经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触3种暴露途径下的暴露量,在住宅和工业及其他用地方式下,3种暴露途径对应的土壤暴露量的计算公式见《导则》附录B。

1.3.3.4 风险值计算

现阶段《导则》中污染物Cd、Cr⁶⁺和Ni仅给出呼

表1 风险评估模型参数及推荐值

Table 1 Parameters and recommended values of health risk assessment model

参数符号	参数名称	单位	住宅类用地		工业/其他用地		数据来源
			成人	儿童	成人	儿童	
C	重金属浓度	mg·kg ⁻¹					监测数据
ED	暴露周期	A	24.0	6.00	25.0	—	导则
EF	暴露频率	d·a ⁻¹	350	350	250	—	导则
OSIR	每日摄入土壤量	mg·d ⁻¹	100	200	100	—	导则
E _v	每日皮肤接触事件频率	次·d ⁻¹	1.00	1.00	1.00	1.00	导则
SAF	暴露于土壤的参考剂量分配比例	无量纲	0.200	0.200	0.200	0.200	导则

吸吸入途径的致癌斜率因子,而As给出经口摄入、呼吸引入和皮肤接触途径的致癌斜率因子(表2),故Cd、Cr和Ni仅考虑呼吸吸入途径的致癌风险,As考虑经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触3种途径的致癌风险。6种金属均考虑3种途径的非致癌风险。

致癌健康效应被认为是无阈值效应,只要受到暴露,即使暴露的剂量很小但长期接触也存在致癌风险^[13],其计算公式:致癌风险=暴露剂量×致癌斜率因子×污染物浓度。

非致癌风险通常利用危害商来度量,即危害商=(暴露剂量×污染物浓度)/(污染物的参考计量×参考剂量分配系数)。一般认为,单个污染物的致癌可接受风险水平<10E-06时,该物质不具备致癌风险;单个污染物的非致癌可接受风险水平<1时,该物质不具有非致癌风险。

1.4 数据处理

数据统计和分析采用Microsoft Excel 2003和SPSS 13.0软件,图形绘制采用Origin 7.5和Auto CAD 8.0软件。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量分析

不同点位土壤样品中7种重金属含量情况见表3。由表可知,土壤中Pb、Cr、As、Cd、Ni、Zn和Cu7种

重金属的平均含量分别为56.3、98.3、6.48、0.170、44.7、81.4和41.7 mg·kg⁻¹,除As外,其他几种重金属的平均含量均高于河北省和全国土壤背景值,其中Pb、Cd和Cu均值为背景值的1.5~2.5倍,Cr、Ni和Zn均值为背景值的1.0~1.5倍。从土壤中7种重金属的变异系数来看,Pb、As、Cd、Zn和Cu的变异系数较大,尤其是Cu,说明这几种金属受人为因素影响较明显^[16]。

研究区土壤重金属含量主成分分析结果表明(图2),两种主成分分别解释土壤重金属变量的38.84%和18.24%。Cu、Zn和As在主成分1上有较高的正载荷,而因子变量Pb和Cd在主成分2上有较高的正

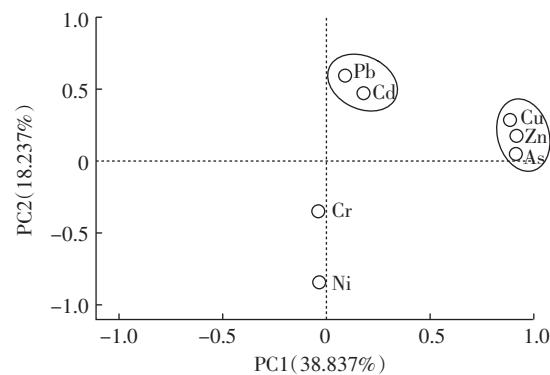


图2 表层土壤重金属在两种主成分中的载重份额

Figure 2 Loading of two principal components of soil heavy metals

表2 污染物的毒性参数

Table 2 Toxicity factors of pollutants

序号	污染物名称	经口摄入致癌斜率因子/mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹	呼吸吸入致癌斜率因子/mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹	皮肤接触致癌斜率因子/mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹	数据来源
1	As	1.50E+00		1.51E+01	1.50E+00 导则
2	Cd	无		1.47E+01	无 导则
3	Cr ⁶⁺	无		4.20E+01	无 导则
4	Ni	无		9.10E-01	无 导则

注:本文以Cr⁶⁺的参数作为总Cr的参数计算健康风险值。

表3 研究区土壤重金属含量特征描述
Table 3 Characteristics of heavy metal concentrations in soils

数据类型	重金属含量/mg·kg ⁻¹						
	Pb	Cr	As	Cd	Ni	Zn	Cu
最大值	189	115	17.9	0.280	60.6	197	169
最小值	34.5	75.8	4.22	0.050 0	34.6	58.8	20.4
平均值	56.3	98.3	6.48	0.170	44.7	81.4	41.7
标准差	28.5	9.73	2.51	0.080 0	8.48	27.1	32.0
变异系数/%	50.7	9.90	38.7	47.1	18.9	33.4	76.8
河北省背景值 ^[14]	21.5	68.3	13.6	0.090 0	34.1	78.4	21.8
全国背景值 ^[15]	26.0	61.0	11.2	0.097 0	26.9	72.4	22.6

载荷。由此表明 Cu 和 Zn 可能有相似的污染途径和来源,Pb 和 Cd 可能有相似的污染途径和来源^[17],Ni 和 Cr 在两个主成分中载荷都较低,且变异系数较小,可能受自然因素的影响较大。

2.2 土壤重金属污染评价

研究区土壤 pH 值在 6.5~7.5 之间,因此选用《土壤环境质量标准》二级标准的中间指标分析该区域 7 种重金属(Pb、Cr、As、Cd、Ni、Zn 和 Cu)的单项污染指数,结果表明,土壤中重金属的单项污染指数大小顺序为 Cu>Ni>Cd>Zn>Cr>Pb>As。从污染程度上看(图 3),仅 14# 和 24# 点位受到轻度 Cu 污染,这与采样点位于纺织厂和污水处理厂附近有关,含有 Cr、Co、Ni 和 Cu 的金属络合物是纺织品中重金属的主要来源之一^[18]。1#、2#、3#、4#、6#、18#、19#、20# 和 28# 受到轻度 Ni 污染,根据主成分分析结果和变异性可知,Ni 受环境因素影响较大^[19~20],其他点位土壤未受污染。

内梅罗污染指数法能够评价土壤整体的污染程度,该方法突出了高浓度污染物对土壤环境质量的影响,但是没有考虑土壤中各种污染物对作物毒害的差

别,只能反映污染的程度而难于反映污染的质变特征。从各点位内梅罗污染指数来看(图 4),内梅罗指数最高的是 14#, 其值为 1.30, 属于轻污染;1#、2#、3#、4#、5#、6#、18#、19#、20#、22#、23#、24#、25# 和 28# 内梅罗指数在 0.701~0.908 之间,属于警戒线;其他点位污染等级为安全。整个研究区土壤环境质量内梅罗污染指数为 0.738,表明区域土壤尚清洁。各污染物的分担率(表 4)结果显示 Cu 和 Ni 是土壤重金属风险指数的主要贡献因子,污染分担率分别为 24.1% 和 21.0%,其次是 Cd,为 15.0%,其他污染物的污染分担率均小于 15.0%。与潜在生态风险评价相比较,内梅罗污染指数评价时高估了高浓度污染物的影响作用,

表 4 研究区土壤重金属内梅罗污染指数

Table 4 Nemerow pollution index of heavy metals in soils

污染物	Cd	Cr	Pb	Cu	Zn	Ni	As
污染指数	0.762	0.535	0.465	1.23	0.603	1.07	0.440
分担率/%	15.0	10.5	9.10	24.1	11.8	21.0	8.62

注: 分担率=(某种污染物的内梅罗污染指数/各种污染物的内梅罗污染指数之和)×100%

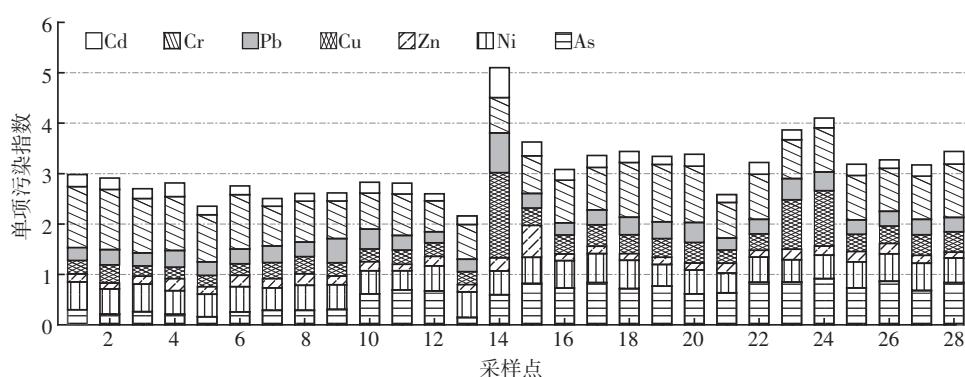


图 3 7 种土壤重金属单项污染指数

Figure 3 Single pollution index of seven heavy metals in soils

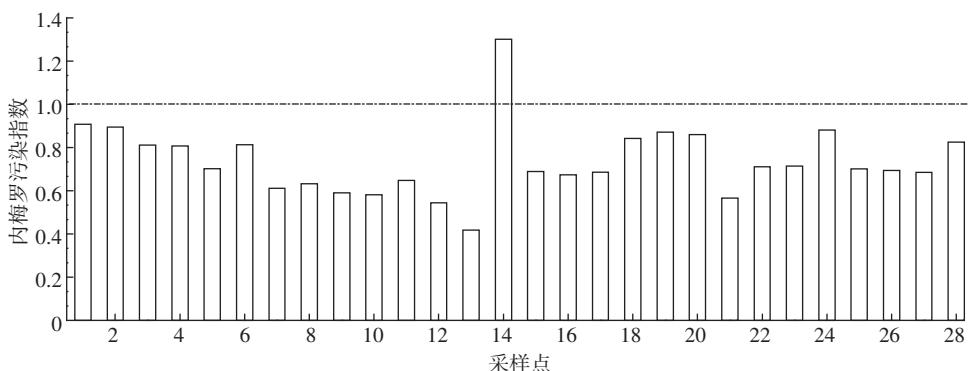


图 4 各点位土壤重金属内梅罗污染指数

Figure 4 Nemerow pollution index of heavy metals in each soil sample

因此,铜作为土壤重金属风险指数的主要贡献因子,与部分点位(如14#点位)超标有关;Ni则与其整体含量偏高有关。另外,评价区地处太行山东麓,受西部山脉屏障影响,各种尺度外来污染物输送明显,大气沉降可能是土壤中Ni的重要来源之一^[21-22]。

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

潜在生态风险指数法是瑞典学者Hakanson于1980年建立的一套应用沉积学原理评价重金属污染及生态危害的方法,与单因子污染指数和内梅罗污染指数评价方法不同,该方法在评价过程中综合考虑了重金属的毒性、在土壤中普遍的迁移转化规律、评价区域对重金属污染的敏感性,以及重金属区域背景值的差异,消除了区域差异影响,应用较为广泛^[23]。按照

Hakanson潜在生态风险指数法计算研究区土壤7种重金属(Pb、Cr、As、Cd、Ni、Zn和Cu)的潜在生态风险分析结果如表5所示。研究区土壤中7种重金属的潜在生态风险指数大小顺序为Cd>Pb>Cu>As>Cr>Ni>Zn,其中Cd为最主要生态风险贡献因子,潜在生态危害系数在14.7~91.7之间,属于低等-中等-可观风险因子等级,低等、中等、可观风险因子等级的比例分别为32.1%、7.14%、60.7%。7种重金属的综合潜在生态风险指数(RI)值在40.3~146范围内,其中71.4%的采样点处于低等级生态风险水平,28.6%的采样点处于中等生态风险水平。与区域土壤内梅罗污染评价结果一致,整个研究区土壤平均潜在生态风险均值为90.5,处于轻微生态危害等级,整体上看研究区土壤

表5 土壤重金属潜在生态风险指数
Table 5 Potential ecological risk of heavy metals in soils

编号	生态风险因子(E_i)							生态风险指数(RI)	风险等级
	Cd	Cr	Pb	Cu	Zn	Ni	As		
1	30.0	3.22	11.1	6.12	0.810	3.55	5.27	60.1	低等
2	21.3	2.92	8.19	8.26	0.960	3.51	4.97	50.1	低等
3	26.0	3.22	10.8	4.68	0.820	3.17	4.26	52.9	低等
4	20.8	2.76	16.7	5.25	1.06	3.13	5.97	55.5	低等
5	16.0	2.62	10.4	5.21	0.850	2.74	3.75	41.5	低等
6	25.8	2.92	15.9	5.18	0.930	3.17	3.82	57.6	低等
7	28.7	2.62	12.8	7.32	1.05	2.30	3.40	58.2	低等
8	28.7	2.91	16.1	7.78	0.920	2.38	3.38	62.1	低等
9	30.7	2.87	12.1	6.01	1.53	2.19	3.49	58.8	低等
10	61.3	2.69	12.5	5.85	1.24	2.10	4.79	90.5	低等
11	69.3	2.22	8.88	6.51	0.920	2.42	4.74	95.0	低等
12	67.3	2.91	13.1	6.15	0.700	1.80	3.10	95.1	低等
13	14.7	2.96	10.3	5.83	0.790	2.03	3.68	40.3	低等
14	59.7	2.76	18.4	38.8	2.51	2.05	13.2	137	中等
15	82.0	3.05	44.0	7.98	0.910	2.19	6.06	146	中等
16	73.0	3.19	9.14	8.67	0.760	2.48	4.70	102	低等
17	83.7	3.37	10.2	9.79	0.940	2.48	5.15	116	中等
18	71.7	3.31	9.23	8.53	1.11	3.18	4.83	102	低等
19	76.7	2.52	9.93	8.53	1.06	3.33	3.55	106	低等
20	61.3	2.77	9.67	9.40	1.26	3.27	5.17	92.9	低等
21	63.3	2.31	13.4	6.06	0.750	2.08	3.38	91.3	低等
22	84.3	2.93	9.30	7.55	0.920	2.62	5.17	113	中等
23	84.7	2.61	14.5	22.5	1.34	2.26	4.28	132	中等
24	91.7	2.72	12.5	25.2	1.19	2.56	4.29	140	中等
25	73.3	3.02	14.4	7.89	0.900	2.58	4.94	107	低等
26	86.3	3.19	14.4	7.89	0.930	2.50	3.68	119	中等
27	68.0	3.16	11.0	9.40	0.970	2.51	4.93	100	低等
28	83.7	2.86	8.02	9.31	0.910	3.10	5.53	113	中等
平均值	56.6	2.88	13.1	9.56	1.04	2.63	4.77	90.5	低等

环境质量较好。

2.4 健康风险评价

目前,对暴露量计算模型中暴露浓度的取值问题尚存在一些争议,US EPA 推荐采用重金属含量数据的 95%置信上限,即 95% UCL 计算风险^[24-25],但一些学者认为这样会高估风险发生的水平^[26-27]。本研究采用重金属平均值估算表层土壤健康风险^[24]。

2.4.1 致癌健康风险评价

研究区土壤 4 种致癌物通过口、皮肤接触和呼吸吸入途径造成的健康风险结果如表 6 所示。由表可知,不同金属对人体健康的致癌风险大小顺序为 Cr>As>Ni>Cd。其中住宅用地类型下,Cr 和 As 的致癌风险分别为 4.13E-05 和 1.66E-05; 工业及其他用地类型下,Cr 和 As 的致癌风险分别为 2.14E-05 和 4.83E-06,均超过其风险阈值 10E-06。表明研究区表层土壤中 Cr 和 As 可能存在对人体健康的致癌风险,其他金属对人体健康不会造成风险危害。

表 6 不同暴露途径下的致癌风险

Table 6 Carcinogenic risks of heavy metals under different exposure pathways

重金属	浓度/ mg·kg ⁻¹	用地类型	致癌风险			合计
			经口摄入	皮肤接触	呼吸吸入	
Cr	97.45	住宅	0.00E+00	0.00E+00	4.13E-05	4.13E-05
		工业及其他	0.00E+00	0.00E+00	2.14E-05	2.14E-05
As	6.67	住宅	1.56E-05	2.50E-08	1.01E-06	1.66E-05
		工业及其他	4.30E-06	6.68E-10	5.24E-07	4.83E-06
Cd	0.19	住宅	0.00E+00	0.00E+00	2.81E-08	2.81E-08
		工业及其他	0.00E+00	0.00E+00	1.45E-08	1.45E-08
Ni	41.28	住宅	0.00E+00	0.00E+00	3.78E-07	3.78E-07
		工业及其他	0.00E+00	0.00E+00	1.96E-07	1.96E-07

2.4.2 非致癌健康风险评价

研究区土壤 6 种非致癌物通过口、皮肤接触和呼吸吸入途径造成的健康风险结果如表 7 所示。由表可知,不同金属对人体健康的非致癌大小顺序为 Cr>As>Ni>Cu>Cd>Zn。其中住宅用地类型下,Cr 和 As 的非致癌风险分别为 2.79 和 1.64,超过非致癌风险阈值 1,表明研究区表层土壤中 Cr 和 As 可能存在对人体健康的非致癌风险。

2.4.3 不确定性分析

不确定性来源于风险评价的各个阶段,在确定暴露因子和毒性参考数据时,由于缺乏当地人群的暴露参数和体征参数,且我国尚没有一套统一的暴露因子

表 7 不同暴露途径下的非致癌风险
Table 7 Non-carcinogenic risks of heavy metals under different exposure pathways

重金属	浓度/ mg·kg ⁻¹	用地类型	非致癌风险			合计
			经口摄入	皮肤接触	呼吸吸入	
Cr	97.45	住宅	1.97E+00	1.92E-01	6.30E-01	2.79E+00
		工业及其他	2.00E-01	1.51E-04	2.54E-01	4.54E-01
As	6.67	住宅	1.35E+00	3.28E-03	2.88E-01	1.64E+00
		工业及其他	1.37E-01	2.58E-06	1.16E-01	2.53E-01
Cd	0.19	住宅	1.15E-02	1.12E-03	1.23E-02	2.49E-02
		工业及其他	1.17E-03	8.82E-07	4.95E-03	6.12E-03
Ni	41.28	住宅	9.61E-03	2.37E-01	3.82E-04	2.47E-01
		工业及其他	9.76E-04	1.86E-04	1.54E-04	1.32E-03
Zn	85.54	住宅	1.73E-02	4.21E-05	0.00E+00	1.73E-02
		工业及其他	1.75E-03	3.31E-08	0.00E+00	1.75E-03
Cu	47.87	住宅	7.24E-02	1.77E-04	0.00E+00	7.26E-02
		工业及其他	7.36E-03	1.39E-07	0.00E+00	7.36E-03

和毒性数据,当前的数据多采用美国毒理学数据库数据,对风险评估结果可能产生一定的影响。特别是用 Cr⁶⁺的参数作为总 Cr 的参数计算健康风险,将使评价结果过严,从而影响结论的准确性。另外,研究区潜在污染场地数量多且范围较大,而本研究的采样点位数相对较少,且每个行业仅选择 1~2 个企业进行调查采样,大多数样点都采自厂区外,不能排除企业内部以及同一行业不同企业之间的工艺差异产生的污染物的潜在风险等。因此,更为细致和深入的工作有待进一步开展。

3 结论

(1)研究区 6 种(除 As 外)金属的平均含量均高于河北省和全国土壤背景值,Pb、Cd 和 Cu 均值为背景值的 1.5~2.5 倍,Cr、Ni 和 Zn 均值为背景值的 1.0~1.5 倍,表明研究区域土壤受人为活动影响明显。

(2)土壤中重金属的单项污染指数大小顺序为 Cu>Ni>Cd>Zn>Cr>Pb>As,整个研究区域土壤环境质量内梅罗污染指数为 0.738,表明整个区域土壤尚清洁。Cu 和 Ni 是土壤风险指数的主要贡献因子,污染分担率分别为 24.1% 和 21.0%。

(3)土壤中重金属的潜在生态风险指数大小顺序为 Cd>Pb>Cu>As>Cr>Ni>Zn,其中 Cd 为最主要生态风险贡献因子。土壤平均潜在生态风险均值为 90.5,处于轻微生态危害等级,整体上看研究区土壤环境质量较好。

(4)不同金属对人体健康的致癌风险大小顺序为

$\text{Cr} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cd}$, 非致癌风险大小顺序为 $\text{Cr} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn}$ 。不同土地利用途径下, Cr 和 As 的致癌和非致癌风险分别超过其风险阈值 $10E-06$ 和 1, 表明研究区表层土壤中 Cr 和 As 存在对人体健康的致癌和非致癌风险。因此, 研究区需要采取一定的风险控制措施, 以防止土壤污染对当地人群造成危害。

(5) 单因子污染指数、内梅罗污染指数和潜在生态风险指数都有一定的局限性和不足之处, 没有绝对最佳的方法, 本研究区属于城郊地带, 人为活动既是土壤污染的主要来源, 也是土壤污染影响的主要对象。因此, 潜在生态风险指数法更适用于本研究区污染程度的判定, 并且可以根据不同重金属的潜在生态风险指数大小顺序确定污染防控的对象, 制定优先采取的污染防治措施。

参考文献:

- [1] 张磊, 宋凤斌, 王晓波. 中国城市土壤重金属污染研究现状及对策[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 258–260.
ZHANG Lei, SONG Feng-bin, WANG Xiao-bo. Heavy metal contamination of urban soils in China: Status and countermeasures[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(2): 258–260.
- [2] 史贵涛, 陈振楼, 李海雯, 等. 城市土壤重金属污染研究现状与趋势[J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18(6): 9–12.
SHI Gui-tao, CHEN Zhen-lou, LI Hai-wen, et al. Situation and trend of heavy metal contamination in urban soil[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2006, 18(6): 9–12.
- [3] 黄顺生, 吴新民, 颜朝阳, 等. 南京城市土壤重金属含量及空间分布特征[J]. 城市环境与城市生态, 2007, 20(2): 1–4.
HUANG Shun-sheng, WU Xin-min, YAN Chao-yang, et al. Heavy metal concentrations and their spatial distribution in urban soils of Nanjing[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2007, 20(2): 1–4.
- [4] 王玮. 石家庄土壤污染成因及防治策略分析[C]. 中国环境科学学会学术年会论文集, 2012: 2584–2588.
WANG Wei. Pollution causes and prevention strategy analysis of Shijiazhuang soil[C]. Proceedings of the Annual Academic Meeting of Chinese Society of Environmental Sciences, 2012: 2584–2588.
- [5] 柳云龙, 章立佳, 韩晓非, 等. 上海城市样带土壤重金属空间变异特征及污染评价[J]. 环境科学, 2012, 33(2): 599–605.
LIU Yun-long, ZHANG Li-jia, HAN Xiao-fei, et al. Spatial variability and evaluation of soil heavy metal contamination in the urban-transect of Shanghai[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(2): 599–605.
- [6] 王美青, 章明奎. 杭州市城郊土壤重金属含量和形态的研究[J]. 环境科学学报, 2002, 22(5): 603–608.
WANG Mei-qing, ZHANG Ming-kui. Concentrations and chemical associations of heavy metals in urban and suburban soils of the Hangzhou City, Zhejiang Province[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(5): 603–608.
- [7] 崔邢涛, 栾文楼, 郭海全, 等. 石家庄城市土壤重金属污染及潜在生态危害评价[J]. 现代地质, 2011, 25(1): 169–175.
CUI Xing-tao, LUAN Wen-lou, GUO Hai-quan, et al. Assessment of the heavy metal pollution and the potential ecological hazard in urban soil of Shijiazhuang City[J]. *Geoscience*, 2011, 25(1): 169–175.
- [8] 高瑞英. 土壤重金属污染环境风险评价方法研究进展[J]. 科技管理研究, 2012(8): 45–50.
GAO Rui-ying. Progress of environmental risk assessment methods on heavy metal contamination in soil[J]. *Science and Technology Management Research*, 2012(8): 45–50.
- [9] 袁承程, 刘黎明, 赵鑫, 等. 基于相对风险模型的长沙市城郊农业环境风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2013, 29(2): 158–163.
YUAN Cheng-cheng, LIU Li-ming, ZHAO Xin, et al. Environmental risk assessment of suburban agriculture based on relative risk model[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2013, 29(2): 158–163.
- [10] 熊俊, 王飞, 梅朋森, 等. 三峡库区香溪河消落区土壤重金属生态风险评价[J]. 环境科学研究, 2011, 24(11): 1318–1324.
XIONG Jun, WANG Fei, MEI Peng-sen, et al. Ecological risk assessment of heavy metal pollution in soils from the fluctuation belt of Xiangxi River in the Three Gorges Reservoir[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(11): 1318–1324.
- [11] 唐荣莉, 马克明, 张育新, 等. 北京城市道路灰尘重金属污染的健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2012, 32(8): 2006–2015.
TANG Rong-li, MA Ke-ming, ZHANG Yu-xin, et al. Health risk assessment of heavy metals of street dust in Beijing[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(8): 2006–2015.
- [12] 段晓丽, 聂静, 王宗爽, 等. 健康风险评价中人体暴露参数的国内外研究概况[J]. 环境与健康杂志, 2009, 26(4): 370–373.
DUAN Xiao-li, NIE Jing, WANG Zong-shuang, et al. Human exposure factors in health risk assessment[J]. *Journal of Environment and Health*, 2009, 26(4): 370–373.
- [13] 曹云者, 施烈焰, 李丽和, 等. 浑浦灌区表层土壤中多环芳烃的健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 542–548.
CAO Yun-zhe, SHI Lie-yan, LI Li-he, et al. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils from Hunpu wastewater irrigated area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2): 542–548.
- [14] 栾文楼, 温小亚, 崔刑涛, 等. 石家庄灌区表层土壤中重金属环境地球化学研究[J]. 中国地质, 2009, 36(2): 465–473.
LUAN Wen-lou, WEN Xiao-ya, CUI Xing-tao, et al. Environmental geochemistry of heavy metals in surface soils within sewage irrigation areas of Shijiazhuang City[J]. *Geology in China*, 2009, 36(2): 465–473.
- [15] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境出版社, 1990.
China National Environmental Monitoring Centre. The soil background values of China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [16] 王济, 张浩, 曾希柏, 等. 贵阳市城区路侧土壤重金属分布特征及污染评价[J]. 环境科学研究, 2009, 22(8): 950–955.
WANG Ji, ZHANG Hao, ZENG Xi-bai, et al. Distribution and pollution assessment of heavy metals in roadside soil of Guiyang City, China [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(8): 950–955.
- [17] Li F Y, Fan Z P, Xiao P F, et al. Contamination chemical speciation

- and vertical distribution of heavy metals in soils of an old and large industrial zone in Northeast China[J]. *Environmental Geology*, 2009, 54: 1815–1823.
- [18] 傅科杰, 杨立生, 童鲁波, 等. 纺织品中残留重金属的来源因素分析[J]. 检验检疫科学, 2004, 14(4):25–27.
FU Ke-jie, YANG Li-sheng, TONG Lu-bo, et al. Analysis of the source factors of heavy metal residues in textiles[J]. *Inspection and Quarantine Science*, 2004, 14(4):25–27.
- [19] Sutherland R A, Tolosa C A, Tack F M G, et al. Characterization of selected element concentrations and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 38(4):428–438.
- [20] Brit L S, Tom A, Eirik F, et al. Heavy metal surveys in Nordic lakes: Concentrations, geographic patterns and relation to critical limits[J]. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 2001, 30(1):2–10.
- [21] Kaasalainen M, Yli-Halla M. Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils[J]. *Environmental Pollution*, 2003, 126(2): 225–233.
- [22] Micó C, Recatalá L, Peris M, et al. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(5):863–872.
- [23] 徐燕, 李淑芹, 郭书海, 等. 土壤重金属污染评价方法的比较[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(11):4615–4617.
XU Yan, LI Shu-qin, GUO Shu-hai, et al. Comparison of assessment methods of heavy metal pollution in soil[J]. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 2008, 36(11):4615–4617.
- [24] U. S. EPA. Risk assessment guidance for superfund, Vol. I: Human health evaluation manual interim[S]. Washington, D. C.: Office of Emergency and Remedial Response, 1989:15–28.
- [25] 李如宗, 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价[J]. 环境科学, 2011, 32(9):2661–2668.
LI Ru-zong, ZHOU Ai-jia, TONG Fang, et al. Distribution of metals in urban dusts of Hefei and health risk assessment[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(9):2661–2668.
- [26] Ivan G, Rabia H. Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade(Serbia)[J]. *Journal of the Serbia Chemical Society*, 2008, 73(8–9):923–934.
- [27] Burmaster D E, Anderson P D. Principles of good practice for the use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessments[J]. *Risk Analysis*, 1994, 14(4):477–481.