ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第12期

Vol.37 No.12

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第37卷 第12期
2016年12月15日

目 次(卷终)

准东煤炭产业区周边土壤重金属污染与健康风险的空间分布特征

刘芳[1,2], 塔西甫拉提·特依拜[1*], 依力亚斯江·努尔麦麦提[1], 王楠[3], 杨春[1], 夏楠[1], 高宇潇[1]
(1. 新疆大学资源与环境科学学院, 绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830000; 2. 新疆应用职业技术学院园林园艺系, 奎屯 833200; 3. 卡拉麦里山有蹄类自然保护区昌吉管理站, 昌吉 831800)

摘要: 以新疆准东煤炭产业区周边土壤重金属为研究对象, 土壤按照 0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm 分层取样, 共采集 156 个土壤样品, 测定了 Zn、Cu、Cr、Pb、Hg 和 As 共 6 种重金属含量, 采用污染负荷指数(PLI)和美国环保署的健康风险模型评价了不同土壤深度重金属污染程度和对人体的健康风险, 进一步利用多元统计分析、地统计分析和 GIS 技术研究了评价结果的差异显著性、空间变异结构和分布格局, 并利用交叉验证方法检验了预测精度. 结果表明, Zn、Cu、Pb 的含量范围为 46.06~48.00、18.37~19.271、11.30~13.29 $mg \cdot kg^{-1}$, 与新疆背景值相比均未超标; Cr、Hg、As 的含量范围为 80.29~85.42、0.06~0.07、30.64~31.52 $mg \cdot kg^{-1}$, 与新疆背景值相比均超标, 且超标率为 60% 以上; 研究区土壤污染负荷(PLI)大小顺序为 $PLI_{0\sim10\ cm}$(1.35) > $PLI_{20\sim30\ cm}$(1.28) > $PLI_{10\sim20\ cm}$(1.25), 属于轻度污染; 非致癌风险(HI)大小顺序为 $HI_{0\sim10\ cm}$(2.53E-01)) > $HI_{20\sim30\ cm}$(2.48E-01) > $HI_{10\sim20\ cm}$(2.43E-01), 不存在非致癌健康风险; 致癌风险(TCR)大小顺序为 $TCR_{0\sim10\ cm}$(2.81E-05) > $TCR_{20\sim30\ cm}$(2.80E-05) > $TCR_{10\sim20\ cm}$(2.74E-05), 存在可接受的致癌风险; 方差分析得出不同土壤深度 PLI、HI 和 TCR 显著性水平分别为 0.863、0.134、0.056, 表明差异不显著; 地统计分析表明, 0~10 cm 土壤深度 Zn、Cu 和 As 含量高值区位于产业区附近及其北部, Pb 含量高值区组合成明显的"V"形高值带, Hg 含量高值区位于中南部, Cr 含量高值区以各产业区为中心向四周辐射状递减; PLI、HI 和 TCR 高值区均位于研究区西北和东北方向, PLI 随土壤深度增加中度污染区域逐渐减小, HI 和 TCR 随深度增加高值区面积无明显变化. 总之, 人口聚集的 6 个产业区附近及北部为重金属污染程度和人体健康风险高值区, 特别是 Cr、Hg、As 污染程度较严重, As 对人体健康风险贡献率最大, 应当引起重视.

关键词: 土壤; 重金属; 污染负荷; 健康风险; 地统计分析
中图分类号: X53; X820.4 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2016)12-4815-15 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201604222

Spatial Distribution Characteristics of Heavy Metal Pollution and Health Risk in Soil Around the Coal Industrial Area of East Junggar Basin

LIU Fang[1,2], Tashpolat Tiyip[1*], Ilyas Nurmamat[1], WANG Nan[3], YANG Chun[1], XIA Nan[1], GAO Yu-xiao[1]
(1. Key Laboratory of Oasis Ecology, Ministry of Education, College of Resources and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi 830000, China; 2. Department of Landscaping and Gardens, Xinjiang Applicational Vocational and Technical College, Kuitun 833200, China; 3. Changji Management Station, Mt. Kalamaili Ungulate Nation Reserve, Changji 831800, China)

Abstract: The soil around the coal industrial area of East Junggar Basin in Xinjiang was studied. A total of 64 soil samples were collected from the 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm layers of soil profile, and the contents of Zn, Cu, Cr, Pb, Hg and As were tested, respectively. Pollution Load Index (PLI) was employed to assess the heavy metal contents and the model of health risk assessment recommended by USEPA was adopted to evaluate the health risk due to exposure to heavy metals in different soil depths. The multivariate statistical analysis, geostatistical analysis and GIS technology then were used to study the differences, spatial variability structure and distribution pattern of the evaluated results, and cross-validation method was adopted to assess the prediction results and its stability. The results suggested that the ranges of Zn, Cu, Pb contents were 46.06-48.00 $mg \cdot kg^{-1}$, 18.37-19.271 $mg \cdot kg^{-1}$ and 11.30-13.29 $mg \cdot kg^{-1}$, which did not exceed the standard compared with the background values of soil in Xinjiang. The ranges of Cr, Hg, As contents were 80.29-85.42 $mg \cdot kg^{-1}$, 0.06-0.07 $mg \cdot kg^{-1}$, 30.64-31.52 $mg \cdot kg^{-1}$, all of which exceeded the standard compared with the background values of soil in Xinjiang, and the exceeded rate was 60%. The values of PLI were in the order of $PLI_{0\text{-}10\ cm}$(1.35) > $PLI_{20\text{-}30\ cm}$(1.28) > $PLI_{10\text{-}20\ cm}$(1.25), which belonged to slightly polluted level. The values of HI were in the order of $HI_{0\text{-}10\ cm}$(2.53E-01) > $HI_{20\text{-}30\ cm}$(2.48E-01) > $HI_{10\text{-}20\ cm}$(2.43E-01), which indicated there was no non-carcinogenic risk. The values of TCR were in the order of $TCR_{0\text{-}10\ cm}$(2.81E-05) > $TCR_{20\text{-}30\ cm}$(2.80E-05) > $TCR_{10\text{-}20\ cm}$(2.74E-05), which was the acceptable level of carcinogenic risk. According to One -way ANOVA analyses, there was no noticeable difference in the PLI, HI,

收稿日期: 2016-04-26; **修订日期**: 2016-07-09
基金项目: 国家科技支撑计划项目(2014BAC15B01); 国家自然科学基金项目(41561089); 教育部长江学者和创新团队项目(IRT1180)
作者简介: 刘芳(1982~), 女, 博士研究生, 讲师, 工程师, 主要研究方向为煤矿生态环境监测, E-mail: liufang821210@163.com
* 通讯联系人, E-mail: tash@xju.edu.cn

TCR (α is 0.863, 0.134, 0.056 respectively). Geo-statistical Analysis results implied that the regions with high contents of Zn, Cu and As were distributed near the coal industrial area and Northern part of study area in the 0-10 cm soil layer, Pb formed V-shaped high content ribbon, high content of Hg was located in the middle and Southern area, and high content of Cr was located in Coal Industrial Area and the anterior radial decline. High values of PLI, HI and TCR were found in north of the study area. The moderate pollution region of PLI decreased with the increase of soil depth, whereas HI and TCR showed no significant change. On the whole, high degree of heavy metals pollution and high possibility of health risk were mainly distributed around the six coal industrial areas which are in the high density population zone. Especially, the pollution of Cr, Hg, As was relatively serious and the health risk of As was the most serious which should be attached great importance to.

Key words: soils; heavy metals; pollution load; health risk; geostatistial analysis

煤炭产业区是以煤炭资源开发利用为主导的复合生态系统[1],人类生产活动给生态环境带来扰动,反之被改变的自然环境也对人类生活造成潜在影响[2]. 新疆准东(准噶尔盆地东部)煤田煤炭资源丰富,是我国目前最大的整装煤田和特大型能源基地,地区人口近10万人[3,4]. 自2006年大规模开发至今,已建成火烧山、五彩湾、大井、将军庙、北山和岌岌湖等一批具有世界水平的大型煤炭、煤电、煤化工产业园区. 近年来,部分学者研究发现该区域土壤已经受到了一定程度的重金属污染[5~8]. 土壤重金属除了影响土壤的正常功能,阻碍植物正常生长,破坏生态环境[9],同时具有一定的生物毒性,人体接触或摄入后会导致功能性障碍和不可逆损伤,危害人类健康[10]. 以往研究多以准东西部的五彩湾矿区为研究区,利用相关分析、主成分分析、因子分析等方法研究土壤重金属含量的相关性和来源[5,6];或侧重于利用内梅罗、地积累指数、生态风险指数法分析土壤重金属的累积状况和对自然环境所造成潜在危害[7,8],关于人口聚集的产业区周边土壤重金属污染对人类健康危害的相关研究却鲜见报道.

污染负荷指数(pollution load index, PLI)更适合于评价区域整体土壤重金属的污染程度,该方法通过采样点指数求出区域指数,能高度概括区域所包含的多种重金属的综合污染贡献程度[11~14];健康风险评价(health risk assessment)基于场地环境调查分析污染场地土壤对人群的主要暴露途径,是了解区域土壤重金属对人体非致癌和致癌水平的重要手段[16,17]. 例如,有研究者分别对河南省某棕地小区土壤重金属[18]、开封公园地表灰尘重金属[12]、某电镀厂周边土壤重金属[19]、长春城区近地表灰尘重金属[20]、某冶炼厂拆迁场地土壤重金属[10]、雅安市耕地土壤重金属[21]的污染程度及对人体健康风险进行了评价. 然而,大部分学者对人体健康风险的研究多侧重于利用传统统计方法进行数值上的计算和评价,较少从区域空间异质性角度对其空间分布特征展开分析.

国内外学者的大量研究成果表明地统计分析(geostatistial analyst)既可以对未采样点的位置进行预测,也可以对预测精度进行度量,是研究区域土壤重金属空间变异结构及其分布特征最为有效的方法之一[22~38]. 因此,本研究在调查采样的基础上,基于准东火烧山、五彩湾、大井、将军庙、北山和岌岌湖这6个主要产园区周边土壤中Zn、Cu、Cr、Pb、Hg和As这6种重金属含量数据,评价该区域不同土壤深度重金属的污染负荷以及对人体的健康风险,进一步利用多元统计分析、地统计分析方法、GIS技术分别研究了该区域重金属含量、污染负荷指数和健康风险指数在不同土壤深度的差异显著性、空间变异结构及分布格局,并利用交叉验证方法检验了预测精度,旨在为该区域土壤重金属污染及人体健康风险的基础研究提供积累,对当地生产安全、经济发展规划及其周边土壤重金属的污染防治提供一定参考.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于准东经济技术开发区所辖的准东煤田境内,横跨新疆准噶尔盆地东部的吉木萨尔县、奇台县和木垒县3县;北纬44°30′~45°00′之间,东经88°40′~91°20′之间,海拔300~600 m,总面积约1.3万km^2,北部为卡拉麦里山有蹄类自然保护区;该区域属于中温带干旱气候,冬寒夏热,年平均气温约3℃,干燥少雨,年降水量大约160~200 mm,且年季变化大,分布不均匀;日照丰富,日温差大,春夏季大风较多;地势由东南向西北倾斜,地形平坦开阔;土壤为荒漠盐碱土;无地表水流入,属于卡拉麦里平原区地下水子系统,生物主要依靠深层地下水缓慢补给维持;植被稀少,主要是琵琶柴、梭梭、蛇麻黄等旱生植物,生态环境极其敏感和脆弱.

1.2 土样采集与测定

在准东6个煤炭产业园区周围布设52个采样

点，产业园区及采样点位置如图 1 所示. 对开发时间较早、规模较大的五彩湾和火烧山产业园区周围的样点布置相对密集，所布设样点距离公路均超过 300 m，同时用 GPS 仪记录采样点地理坐标，采样时间为 2014 年 7 月. 每个样点按照 0～10 cm、10～20 cm 和 20～30 cm 土壤深度自下而上分层采样，每个样品重量约为 1 kg，共 156 个样品，样品保存和处理均采用非金属容器.

土样在室温下自然风干，剔除杂质并研磨过 100 目筛. 称取土壤样品0.500 0 g，置于聚四氟乙烯坩埚中，加入王水-氢氟酸-高氯酸组成的混合酸，放置电热板上进行消解，蒸至近干后，用体积分数为 10% 稀硝酸加热溶解，直至土壤消解至灰白色、消解液透明澄清，冷却后再用高纯水定容为 20 mL 的待测溶液. 将待测溶液送至新疆大学理化测试中心进行测定，Hg 和 As 通过北京普析通用 PF6-2 型双道全自动原子荧光光度计测定，检出限分别为 Hg < 0.001 $\mu g \cdot kg^{-1}$、As < 0.01 $\mu g \cdot kg^{-1}$，精密度 < 1.0%，测试线性范围 > 10^3；Zn、Cu、Cr 和 Pb 通过日立 Z-2000 型原子吸收分光光度计测定，检出限分别为 0.001、0.001、0.004、0.002 $mg \cdot kg^{-1}$，精密度 ≤1.0%，样品残留 ≤10^{-5}. 为保证分析的准确性，重金属含量测定全程做空白样，每个样品均采用 3 组平行实验，取均值作为样品测定最终含量. 样品

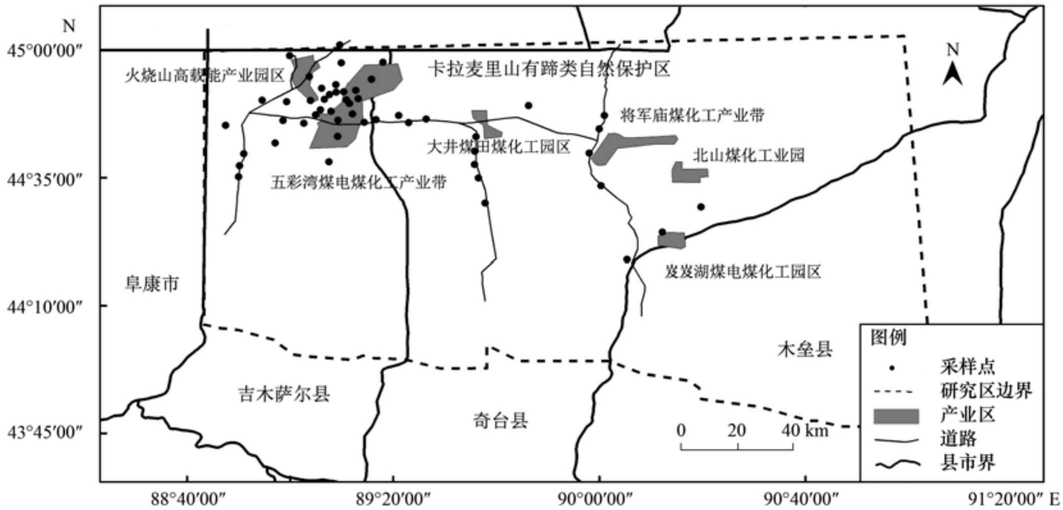


图 1　研究区域及采样点分布示意

Fig. 1　Sketch map of the study area and sampling sites

测试所使用的试剂均为优级纯，利用国家标准土壤物质(GSS-8)进行质量控制，各种金属的回收率均在国家标准参比物质的允许范围内，测试结果符合质量控制要求.

1.3　土壤重金属污染负荷

基于 Tomlinson 提出的污染负荷指数法分析研究区重金属的污染程度，其计算公式为[39]：

$$\mathrm{CF}_i = \frac{c_i}{c_{i0}} \tag{1}$$

$$\mathrm{PLI} = \sqrt[n]{\mathrm{CF}_1 \times \mathrm{CF}_2 \times \cdots \times \mathrm{CF}_n} \tag{2}$$

式中，CF_i 为土壤重金属 i 的污染系数，c_i 为土壤重金属 i 的实测含量，c_{i0} 为重金属 i 的背景值，PLI 为某采样点多种重金属的污染负荷指数，n 为重金属元素个数. PLI 分级标准按照已有研究将 Tomlinson 的二级分级细化为四级标准[12,40]：PLI≤1 为无污染，1 < PLI≤2 为轻度污染，2 < PLI≤3 为中度污染，PLI > 3 为强度污染.

1.4　土壤重金属健康风险

1.4.1　暴露量计算

国内健康风险评价主要采用美国环境保护署(US EPA)的 RAGS(risk assessment guidance for superfund)健康风险评估模型[41～45]为基本框架，对其中部分参数进行修正后应用[46]. 参考我国环境保护部最新颁布实施的《污染场地风险评估技术导则(HJ 25.3-2014)》对场地污染物受体人群及暴露情景的规定，研究区为工业区，一般根据成人期的暴露量来评价土壤重金属的非致癌风险和致癌风险，土壤重金属暴露途径和暴露量计算如下[47].

经口摄入途径的暴露量($\mathrm{ADD_{ing}}$)：

$$\mathrm{ADD_{ing}} = \frac{c \times \mathrm{IngR} \times \mathrm{CF} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{AT_{nc/ca}}} \tag{3}$$

经呼吸吸入途径的暴露量($\mathrm{ADD_{inh}}$)：

$$\mathrm{ADD_{inh}} = \frac{c \times \mathrm{InhR} \times \mathrm{EF} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{PEF} \times \mathrm{BW} \times \mathrm{AT_{nc/ca}}} \tag{4}$$

经皮肤接触途径的暴露量(ADD_{derm}):

$$ADD_{derm} = \frac{c \times SA \times CF \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT_{nc/ca}} \quad (5)$$

式(3)~(5)中,ADD 为重金属暴露量,$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$;c 为实测土壤重金属的浓度,$mg\cdot kg^{-1}$. 按照文献[47~49],式中的参数取值如下:IngR 为经口摄入频率,成人取 100 $mg\cdot d^{-1}$;CF 为转换系数,取 1×10^{-6} $kg\cdot mg^{-1}$;EF 为暴露频率,取 365 $d\cdot a^{-1}$;BW 为成人体重,取 60 kg;InhR 为呼吸频率,成人取 20 $m^3\cdot d^{-1}$;PEF 为灰尘排放因子,取 $1.36\times10^9 m^3\cdot kg^{-1}$;SA 为暴露皮肤表面积,成人取 4 350 cm^2;SL 为皮肤黏着度,取 0.2 $mg\cdot(cm^2\cdot d)^{-1}$;ABS 为皮肤吸收因子,取 0.001;ED 为暴露期,假定人的生命周期为 70 a,则成人期为 24 a;AT_{nc}和 AT_{ca}为重金属非致癌和致癌平均暴露时间,取值分别为 24×365 d 和 70×365 d.

1.4.2 健康风险表征

本研究中的 Zn、Cu、Cr、Pb、Hg 和 As 这 6 种重金属对人体都具有健康风险,其中 Cr、Pb 和 As 为美国毒物与疾病登记署列入的致癌风险物质[50]. 非致癌风险用风险商(HQ)和风险指数(HI)来表征,计算公式为[47]:

$$HQ_{ij} = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (6)$$

$$HI = \sum_{i=1}^{6}\sum_{j=1}^{3} HQ_{ij} \quad (7)$$

式中,HQ_{ij}为非致癌重金属 i 在第 j 种暴露途径下的单项非致癌风险指数(风险商);ADD_{ij}为非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的暴露量,$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$;RfD_{ij}为非致癌重金属 i 在 j 种暴露途径的参考剂量,$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$;HI 为 6 种重金属通过 3 种暴露途径所致的总非致癌风险指数;当 HQ_{ij}或 HI <1 时表示非致癌健康风险属于可接受风险水平;当 HQ_{ij}或 HI >1 时表示存在非致癌健康风险,值越大健康风险就越大.

致癌风险用风险指数(TCR)来表征,计算公式为[47]:

$$CR_{ij} = ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (8)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^{6}\sum_{j=1}^{3} CR_{ij} \quad (9)$$

式中,CR_{ij}为致癌重金属 i 在第 j 种暴露途径下的单项致癌风险指数;ADD_{ij}为致癌重金属 i 在第 j 种暴露途径的暴露量,$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$;SF_{ij}为致癌重金属 i 在 j 种暴露途径的斜率因子,$(kg\cdot d)\cdot mg^{-1}$;TCR 为 6 种重金属通过 3 种暴露途径所致的总致癌风险指数;当 CR_{ij}或 TCR $<10^{-6}$,无致癌风险;$10^{-6}<CR_{ij}$或 TCR $<10^{-4}$,人体可耐受的致癌风险;CR_{ij}或 TCR $>10^{-4}$,人体不可耐受的致癌风险. 6 种重金属 3 种暴露途径的参考剂量 RfD 和致癌风险斜率因子 SF 见表 1[47].

表 1 重金属不同暴露途径 RfD 和 SF

Table 1 Reference doses for non-carcinogen metals and slope factors for carcinogen metals

重金属	RfD/$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$			SF/$(kg\cdot d)\cdot mg^{-1}$		
	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触	经口摄入	呼吸吸入	皮肤接触
Zn	0.300	0.300	0.060	—1)	—	—
Cu	0.040	0.040	0.012	—	—	—
Cr	0.003	0.000 028 6	0.000 06	—	42.0	—
Pb	0.003 5	0.003 52	0.000 525	—	—	0.008 5
Hg	0.000 3	0.000 3	0.000 024	—	—	—
As	0.000 3	0.000 123	0.000 3	1.5	1.5	7.5

1)"—"表示 Cu、Hg、Pb、Zn 属于非致癌重金属,没有 SF 数据

1.5 土壤重金属空间分布

利用半变异函数对土壤重金属含量、污染负荷、人体健康风险数据进行空间变异结构分析,并通过交叉验证检验并确定拟合度较高的理论模型和基础参数,进一步使用普通克里金插值生成空间分布格局图.

半变异函数 $r(h)$ 是地统计学研究土壤重金属变异性的关键函数,反映了不同距离观测值之间的变化,是地统计学解释土壤空间变异结构的基础[51,52],计算公式如下[27~29]:

$$r(h) = \frac{1}{2N(h)}\sum_{i=1}^{N(h)}[Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (10)$$

式中,$r(h)$为半方差函数;h 为步长,描述分隔两样点的矢量,$N(h)$代表相距 h 的样点对数目,$Z(x_i)$和 $Z(x_i+h)$分别描述区域化变量 $Z(x)$在 x_i 和 x_i+h 处所取的实际测量值.

对样本数据进行异常值剔除和正态分布检验,是半变异函数分析和克里金插值得到有效结

论的前提,否则可能存在比例效应,会增大估计误差[53]. 异常值检验采用样本平均值(A)加减 3 倍标准差(SD)[54],通过计算表明本研究数据没有异常值; 正态分布检验利用偏度和峰度检验、K-S 检验、S-W 检验并结合 Q-Q 图,对非正态分布数据采取对数变换或幂变换,并对变换后数据再次进行检验.

1.6　数据处理

土壤重金属污染负荷和健康风险值计算在 Excel 2003 软件中进行,采样点分布图利用 ArcGIS 10.0 软件中的制图模块完成; 土壤重金属含量数据统计、单因素方差分析及正态分布检验使用 SPSS 19.0 统计软件完成; 空间变异结构分析及相关参数确定利用地统计软件 GS+9.0 完成; 空间分布格局图通过 ArcGIS 10.1 软件中的 Geostatistical Analyst 模块和 Spatial Analyst 模块来完成.

2　结果与分析

2.1　重金属含量统计分析

对研究区 0~10 cm、10~20 cm 和 20~30 cm 土壤深度的 Zn、Cu、Cr、Pb、Hg、As 含量进行描述性统计,并利用单因素方差分析(One-way ANOVA)检验重金属不同土壤深度含量差异显著性[23,30],结果如表 2 所示.

Zn、Cu、Pb 的含量范围分别为 46.06~48.00、18.37~19.27、11.30~13.29 mg·kg^{-1},均低于新疆土壤元素背景值 68.80、26.70、19.40 mg·kg^{-1}[55],超标率(超过新疆背景值样本数占总样本数的百分比)均小于 12%; Cr、Hg、As 的平均含量分别为 80.29 ~ 85.42、0.06 ~ 0.07、30.64 ~ 31.52 mg·kg^{-1},远远超过新疆背景值 49.30、0.02、11.2 mg·kg^{-1},且超标率均大于 60%,表明准东煤炭产业区周边土壤可能已受到这 3 种重金属污染.

变异系数(CV)反映重金属含量的离散性以及人为活动对重金属含量的影响,其值越大,表明受人为活动干扰越强烈. 根据 Wilding[56] 对变异系数的分类,CV < 15% 属于轻度变异,15% < CV < 36% 属于中等变异,CV > 36% 属于高度变异. 3 个土壤深度中,Zn、Cu、Pb 的变异系数均小于 36% 而大于 15%,属于中等变异性质,Cr、Hg、As 在 3 个土壤深度的变异系数均大于 36%,其中 Hg 在 0~10 cm 的变异系数最大为 143%,属于高度变异性质,表明这 3 种重金属的样本含量数据离散性比较大,受到外界煤矿开采的影响较大.

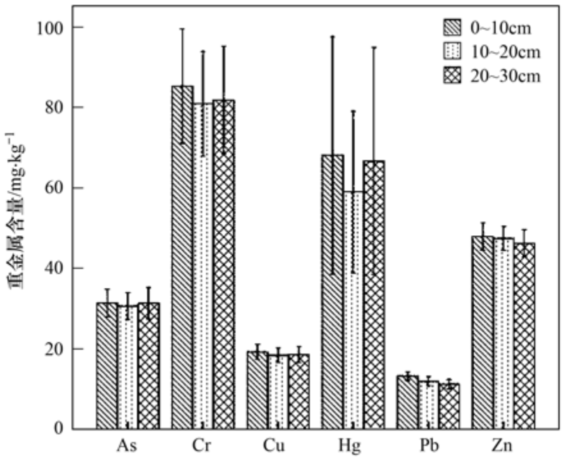
表 2　土壤重金属含量统计和土层变化方差分析(n=52)

Table 2　Analysis of statistical and soil layer variation of heavy metals contents in soil(n=52)

元素	土层 /cm	范围 /mg·kg^{-1}	均值 /mg·kg^{-1}	SD	CV/%	背景值 /mg·kg^{-1}	超标率/%	F 检验统计量	显著性水平
Zn	0~10	26.24~81.23	48.00	12.15	25	68.80	2	0.392	0.677
	10~20	25.60~72.94	47.49	10.38	22		4		
	20~30	24.55~86.06	46.06	11.66	25		2		
Cu	0~10	6.80~36.15	19.27	6.58	34	26.70	12	0.260	0.771
	10~20	6.31~39.64	18.37	6.32	34		8		
	20~30	9.47~51.18	18.53	7.01	35		4		
Cr	0~10	30.85~187.06	85.42	50.11	59	49.30	66	0.168	0.845
	10~20	29.74~174.91	80.29	45.63	57		60		
	20~30	26.67~191.90	81.11	47.20	58		60		
Pb	0~10	4.41~19.96	13.29	3.84	29	19.40	4	3.366	0.047
	10~20	3.37~21.02	11.93	3.97	33		2		
	20~30	0.82~17.44	11.30	4.04	34		0		
Hg	0~10	0.01~0.51	0.07	0.10	143	0.02	66	0.154	0.858
	10~20	0.00~0.27	0.06	0.07	117		64		
	20~30	0.00~0.59	0.07	0.09	129		64		
As	0~10	1.48~55.39	31.52	12.21	39	11.2	94	0.077	0.926
	10~20	3.20~59.37	30.64	11.70	38		96		
	20~30	3.53~71.29	31.44	13.62	43		98		

由图 2 可知,6 种重金属平均含量均在 0~10 cm 土壤最高,表明土壤表层更易受到煤炭生产影响导致土壤重金属积累; Zn、Cu、Pb 含量随深度的增加呈现逐渐降低的变化趋势,但 Cr、Hg、As 随土壤深度增加则表现为“高-低-较高”的变化趋势,即含量在 0~10 cm 表层和 20~30 cm 底层高于 10~20

cm 中层土壤. 单因素方差分析表明 Zn、Cu、Cr、Hg、As 的显著性水平均大于 0.05, Pb 的显著性水平为 0.047, 不同土壤深度重金属含量差异性不显著.



Hg 的含量放大1 000倍

图 2 重金属含量随土壤深度的变化

Fig. 2 Change of heavy metal content in different layers of soil

2.2 土壤重金属污染负荷

利用公式(1)和公式(2), 计算得到 Zn、Cu、Cr、Pb、Hg、As 的平均污染系数(CF)和研究区整体平均污染负荷指数(PLI), 如图 3 所示. 在 3 个土壤深度中, CF_{Zn}、CF_{Cu}、CF_{Pb} 均小于 1, 为无污染程度; CF_{Cr} 大于 1 小于 2, 属于"轻度污染"; CF_{As} 均大于 2 小于 3, 属于"中度污染"; CF_{Hg} 大于 3, 属于"强度污染". 不同土壤深度 PLI 大小顺序为 $PLI_{0\sim10\ cm}$(1.35) > $PLI_{20\sim30\ cm}$(1.28) > $PLI_{10\sim20\ cm}$(1.25), 总体上属于"轻度污染", 方差分析得出显著性水平为 0.863($P>0.05$), 各土层的 PLI 差别不显著.

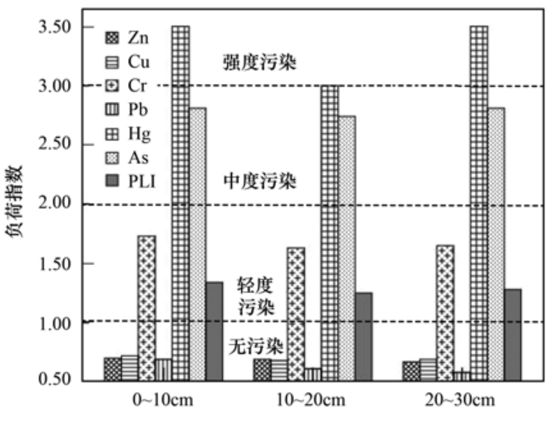


图 3 不同土壤深度重金属 CF 值和平均 PLI 值

Fig. 3 CF and the average PLI of soil heavy metals in different layers of soil

2.3 土壤重金属健康风险

2.3.1 非致癌风险

按照公式(3) ~ (7)计算得到研究区不同土壤深度针对成人经 3 种暴露途径的 6 种重金属的非致癌风险暴露剂量(ADD)、非致癌风险单项指数(HQ)和非致癌风险总指数(HI). 由表 3 可见, 3 个土壤深度 6 种重金属的 HQ 均小于 1, 属于"可接受风险水平"; 平均 HQ 大小顺序均为: $HQ_{As} > HQ_{Cr} > HQ_{Pb} > HQ_{Cu} > HQ_{Hg} > HQ_{Zn}$, 对 HI 的贡献率分别为 69.96% ~ 71.37%、26.09% ~ 26.88%、2.29% ~ 2.65%、0.32% ~ 0.33%、0.15% ~ 0.17%、0.10% ~ 0.11%, 表明研究区总致癌风险主要受重金属 As 和 Cr 经口摄入暴露途径(HQ_{ing})所贡献; 不同土壤深度 HI 大小顺序为 $HI_{0\sim10\ cm}$(2.53E-01) > $HI_{20\sim30\ cm}$(2.48E-01) > $HI_{10\sim20\ cm}$(2.43E-01), 属于"可接受风险水平", 方差分析得出显著性水平为 0.134($P>0.05$), 各土层的 HI 差别不显著.

2.3.2 致癌风险

按照公式(3) ~ (5)和公式(8)、(9)计算得到研究区不同土壤深度致癌重金属 Cr、Pb、As 的致癌风险暴露剂量(ADD)、致癌风险单项指数(CR)和致癌风险总指数(TCR). 从表 4 可知, 3 个土壤深度的 CR_{Cr} 和 CR_{Pb} 远小于 10^{-6} 数量级, 无致癌风险; CR_{As} 为 10^{-5} 数量级, 在 10^{-6} 和 10^{-4} 数量级之间, 存在"人体可接受的致癌风险". 不同土壤深度 TCR 大小顺序为 $TCR_{0\sim10\ cm}$(2.81E-05) > $TCR_{20\sim30\ cm}$(2.80E-05) > $TCR_{10\sim20\ cm}$(2.74E-05), 存在"人体可接受的致癌风险", 方差分析得出显著性水平为 0.056($P>0.05$), 各土层的 TCR 有一定差别, 但显著性不高, 可耐受致癌风险主要是 As 经通过经口摄入暴露途径所致, 应当引起重视.

2.4 重金属空间分布特征

2.4.1 土壤重金属的空间变异结构

利用 K-S 和 S-W 检验对研究数据进行正态分布检验, 若 P 值均大于 0.05, 则表示数据基本符合正态分布. 从表 5 中可以看出, Pb 和 As 含量数据在 3 个土壤深度均呈正态分布; Zn 和 Cu 含量数据在 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 土壤呈正态分布, 在 20 ~ 30 cm 土壤作对数变换后服从正态分布; Hg 含量数据经对数变换后呈正态分布; Cr 含量数据经过对数转换、Box-Cox 转换等方法后均不符合正态分布, 不适合半方差分析及普通克里金插值[32]; 3 个土壤深度的 PLI 和 HI 经对数变换后均呈正态分布, TCR 符合正态分布.

表 3　不同深度土壤重金属非致癌暴露量及风险指数

Table 3　Daily exposure and non-carcinogenic risk index for adults with heavy metals and pathway in soil at the six levels of soil depth

土层/cm	元素	ADD_{ing}	ADD_{inh}	ADD_{derm}	HQ_{ing}	HQ_{inh}	HQ_{derm}	HQ	HI
0 ~ 10	Zn	8.00E-05	3.22E-17	6.96E-07	2.67E-04	1.07E-16	1.16E-05	2.79E-04	2.53E-01
	Cu	3.21E-05	1.29E-17	2.79E-07	8.03E-04	3.23E-16	2.33E-05	8.26E-04	
	Cr	1.42E-04	5.74E-17	1.24E-06	4.73E-02	2.01E-12	2.07E-02	6.80E-02	
	Pb	2.22E-05	8.92E-18	1.93E-07	6.34E-03	2.53E-15	3.68E-04	6.71E-03	
	Hg	1.17E-07	4.70E-20	1.02E-09	3.90E-04	1.57E-16	4.25E-05	4.33E-04	
	As	5.24E-05	2.11E-17	4.56E-07	1.75E-01	1.72E-13	1.52E-03	1.77E-01	
10 ~ 20	Zn	7.92E-05	3.19E-17	6.89E-07	2.64E-04	1.06E-16	1.15E-05	2.76E-04	2.43E-01
	Cu	3.06E-05	1.23E-17	2.66E-07	7.65E-04	3.08E-16	2.22E-05	7.87E-04	
	Cr	1.35E-04	5.39E-17	1.16E-06	4.47E-02	1.88E-12	1.93E-02	6.40E-02	
	Pb	1.88E-05	8.01E-18	1.73E-07	5.69E-03	2.28E-15	3.30E-04	6.02E-03	
	Hg	1.00E-07	4.03E-20	8.70E-10	3.33E-04	1.34E-16	3.63E-05	3.69E-04	
	As	5.11E-05	2.06E-17	4.44E-07	1.70E-01	1.67E-13	1.48E-03	1.71E-01	
20 ~ 30	Zn	7.68E-05	3.09E-17	6.68E-07	2.56E-04	1.03E-16	1.11E-05	2.67E-04	2.48E-01
	Cu	3.09E-05	1.24E-17	2.69E-07	7.73E-04	3.10E-16	2.24E-05	7.95E-04	
	Cr	1.34E-04	5.45E-17	1.18E-06	4.50E-02	1.91E-12	1.97E-02	6.47E-02	
	Pb	1.99E-05	7.59E-18	1.64E-07	5.37E-03	2.16E-15	3.12E-04	5.68E-03	
	Hg	1.17E-07	4.70E-20	1.02E-09	3.90E-04	1.57E-16	4.25E-05	4.33E-04	
	As	5.25E-05	2.12E-17	4.57E-07	1.75E-01	1.72E-13	1.52E-03	1.77E-01	

表 4　不同土壤深度水平重金属致癌暴露量及风险指数

Table 4　Daily exposure and carcinogenic risk index for adults with heavy metals and pathway in soil

土层/cm	元素	ADD_{ing}	ADD_{inh}	ADD_{derm}	CR_{ing}	CR_{inh}	CR_{derm}	CR	TCR
0 ~ 10	Cr	4.88E-05	1.97E-17	4.25E-07	—	8.27E-16	—	8.27E-16	2.81E-05
	Pb	7.59E-06	3.06E-18	6.61E-08	—	—	5.62E-10	5.62E-10	
	As	1.80E-05	7.24E-18	1.56E-07	2.69E-05	1.09E-17	1.17E-06	2.81E-05	
10 ~ 20	Cr	4.59E-05	1.85E-17	3.99E-07	—	7.77E-16	—	7.77E-16	2.74E-05
	Pb	6.82E-06	2.75E-18	5.93E-08	—	—	5.04E-10	5.04E-10	
	As	1.75E-05	7.05E-18	1.52E-07	2.63E-05	1.06E-17	1.14E-06	2.74E-05	
20 ~ 30	Cr	4.63E-05	1.87E-17	4.03E-07	—	7.85E-16	—	7.85E-16	2.80E-05
	Pb	6.46E-06	2.60E-18	5.62E-08	—	—	4.78E-10	4.78E-10	
	As	1.80E-05	7.26E-18	1.57E-07	2.70E-05	1.09E-17	1.18E-06	2.80E-05	

利用 GS +9.0 地统计软件对 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 和 20 ~ 30 cm 土壤深度的 Zn、Cu、Pb、Hg、As 含量、污染负荷以及健康风险值数据(或对数变换数据)进行半变异函数分析,得到拟合模型和相关参数. 块金值 C_0 通常表示因非自然因素引起的重金属空间异质性程度; 结构方差 C 表示土壤母质等自然因素的影响程度; 基台值 $C_0 + C$ 表示系统总体变异程度,基底效应 $C_0/C_0 + C$ 表示人为等随机因素引起的重金属空间异质性在系统总异质性中的比重,可度量重金属空间相关性程度; 变程表明土壤重金属的空间相关性的距离界限,即允许的最小采样间距,要想所采样品代表研究区域的真实情况,采样间距应满足最小间距的需求[22]. 基底效应小于 25% ,说明各采样点重金属具有强烈的空间相关性,异质性受气候、地形、土壤类型等自然因素的控制; 比值在 25% ~75% 之间,说明重金属具有中等空间相关性,异质性受空间结构和人为活动的共同作用; 比值大于 75% ,说明重金属空间相关性很弱,异质性受人类活动的影响较大[35].

由表 6 可知,准东产业区周边土壤重金属含量、污染负荷以及健康风险数据主要符合指数模型、球状模型和线性模型; Cu 和 Pb 在 3 个土壤深度中的基底效应均小于 25% ,表明具有强烈空间相关性,空间异质性主要受自然因素影响; Zn 和 As 在 3 个土壤深度的基底效应均介于 25% ~75% ,属中等空间相关性,空间异质性受土壤自然因素和人为活动的共同影响; Hg 在 0 ~ 10 cm 表层土壤的基底效应为 45.1% ,呈中等空间相关性,而在 10 ~ 20 cm 和 20 ~ 30 cm 土壤的基底效应分别为 3.7% 和 0.1% ,呈强烈相关性,其异质性在土壤表层受到自然因素

表 5 研究数据正态分布检验

Table 5 Normal distribution test of the research data

土层/cm	元素	偏度	峰度	K-S 检验(P)	S-W 检验(P)	分布类型
0～10	Zn	-0.01	-0.27	0.142	0.129	正态
	Cu	0.18	-0.28	0.200	0.566	正态
	Cr	0.64	-1.10	0.000	0.000	非正态
	Pb	-0.59	-0.15	0.155	0.070	正态
	Hg	0.59	-0.12	0.200	0.066	对数正态
	As	-0.33	-0.04	0.200	0.442	正态
	PLI	0.040	-0.206	0.098	0.392	对数正态
	HI	-0.139	-0.501	0.200	0.642	对数正态
	TCR	-0.338	0.086	0.200	0.442	正态
10～20	Zn	0.15	-0.27	0.200	0.953	正态
	Cu	0.80	1.46	0.200	0.078	正态
	Cr	0.68	-1.07	0.000	0.000	非正态
	Pb	-0.21	-0.50	0.200	0.591	正态
	Hg	0.41	-0.93	0.200	0.224	对数正态
	As	-0.05	-0.02	0.200	0.988	正态
	PLI	0.210	0.140	0.075	0.424	对数正态
	HI	0.244	-0.526	0.200	0.447	对数正态
	TCR	-0.066	0.052	0.200	0.991	正态
20～30	Zn	-0.08	0.04	0.200	0.831	对数正态
	Cu	0.32	0.93	0.200	0.087	对数正态
	Cr	0.65	-0.95	0.000	0.000	非正态
	Pb	-0.72	-0.16	0.083	0.025	正态
	Hg	0.60	-0.19	0.200	0.493	对数正态
	As	0.61	1.06	0.120	0.050	正态
	PLI	0.318	-0.480	0.200	0.411	对数正态
	HI	0.430	-0.484	0.200	0.278	对数正态
	TCR	0.653	1.287	0.076	0.048	正态

表 6 土壤重金属空间变异参数[1)]

Table 6 Spatial variation and precision parameters of soil heavy metals

土层/cm	元素	模型	块金值 (C_0)	基台值 (C_0+C)	基底效应 (C_0/C_0+C)/%	变程/km	RSS	R^2
0～10	Zn	指数	84.000	168.10	50.0	0.4380	6.409E+03	0.279
	Cu	指数	6.1000	44.420	13.7	0.1148	0.651E+03	0.357
	Pb	指数	14.127	14.127	1.0	0.1832	0.611E+02	0.476
	Hg	球状	0.6791	1.5040	45.1	0.0935	1.952E-04	0.745
	As	球状	62.700	156.40	40.0	0.3000	2.844E+03	0.467
	PLI	指数	0.0064	0.0728	8.8	0.0848	4.879E-05	0.224
	HI	指数	0.0101	0.1042	9.7	0.3093	5.909E-05	0.335
	TCR	指数	0.0051	0.0126	40.1	0.3852	1.821E-21	0.474
10～20	Zn	球状	45.700	125.40	36.4	0.4551	6.261E+03	0.636
	Cu	球状	2.2000	40.170	5.4	0.0742	4.899E+02	0.206
	Pb	指数	15.305	15.305	1.0	1.6900	0.398E+02	0.496
	Hg	球状	0.0421	1.1081	3.7	0.1923	1.495E-05	0.368
	As	球状	49.600	156.00	31.8	0.2431	4.399E+03	0.674
	PLI	指数	0.0091	0.0742	12.3	0.0783	8.058E-05	0.212
	HI	指数	0.0184	0.0988	18.6	0.1399	6.533E-05	0.398
	TCR	指数	0.0042	0.0127	33.1	0.2601	2.818E-21	0.688
20～30	Zn	球状	0.0371	0.0750	49.3	0.6477	9.021E+03	0.364
	Cu	指数	0.0192	0.1191	15.9	0.2051	1.682E+03	0.212
	Pb	指数	16.500	16.500	1.0	1.6900	0.220E+02	0.485
	Hg	指数	0.0010	1.0923	0.1	0.0725	1.495E-04	0.534
	As	指数	51.700	184.50	28.0	0.4153	9.380E+03	0.574
	PLI	指数	0.0047	0.0788	6.0	0.3532	4.823E-05	0.021
	HI	球状	0.0105	0.1090	9.6	0.1787	1.696E-04	0.128
	TCR	指数	0.0039	0.0146	26.8	0.2620	1.187E-20	0.569

1) 由于 Cr 含量数据不符合正态分布,不进行该分析

和人为因素影响，在下层土壤中主要受自然因素影响；PLI 和 HI 在 3 个土壤深度的基底效应均小于25%，表明具有强烈的空间相关性；TCR 在 3 个土壤深度的基底效应均介于 25% ~75%，属中等空间相关性；研究区土壤重金属的允许最小采样间距处于 0.0742 ~1.6900 km 之间，其中 Pb 的变程最大，Cu 的变程最小.

利用半变异函数图及交叉检验评价半变异函数分析和空间插值的总体精度[23]，平均误差 ME 和标准平均误差 MSE 绝对值接近 0，均方根预测误差 RMSE 和平均标准预测误差 ASE 最接近，标准均方根预测误差 RMSSE 接近于 1，表明所选择的模型较好，预测精度越高[35,57]. 如表 7 所示，研究区重金属含量、污染负荷和健康风险的预测结果较符合以上标准，空间插值精度较高，可准确反映出无监测点区域的土壤重金属状况.

表 7　土壤重金属交叉验证精度参数

Table 7　Precision parameters of cross validation of heavy metals in soil

土层/cm	元素	平均误差（ME）	均方根预测误差（RMSE）	标准平均误差（MSE）	标准均方根预测误差（RMSSE）	平均标准预测误差（ASE）
0 ~10	Zn	0.509 7	11.533	0.039 0	0.960 7	12.004
	Cu	0.336 3	6.862 6	0.045 9	1.025 4	6.930 0
	Pb	0.045 6	4.252 1	0.011 2	0.986 6	4.309 6
	Hg	−0.104 3	0.105 8	−0.147 8	0.998 3	0.108 2
	As	−0.039 6	12.676	0.0047	1.119 1	11.040
	PLI	5.863 0E-03	0.338 5	−0.029 9	1.131 1	0.311 3
	HI	9.461 1E-03	0.080 9	−0.021 1	1.028 9	0.080 2
	TCR	1.550 5E-07	1.110 6E-05	0.015 0	1.104 3	9.8311E-06
10 ~20	Zn	−0.250 0	9.983 1	−0.010 0	1.097 6	9.128 9
	Cu	0.221 7	6.604 1	0.026 7	1.111 7	6.504 6
	Pb	−0.031 7	4.234 9	−0.007 8	1.019 2	4.150 4
	Hg	−0.002 0	0.076 4	−0.246 6	1.188 0	0.105 1
	As	−0.122 8	12.050	0.002 4	1.113 8	10.680
	PLI	−6.623 1E-03	0.333 1	−0.066 4	1.192 4	0.287 9
	HI	−1.546 9E-03	0.074 8	−0.034 3	1.025 5	0.075 7
	TCR	−2.785 2E-08	1.059 0E-05	0.005 6	1.079 7	9.658 8E-06
20 ~30	Zn	0.325 4	9.717 8	0.034 4	0.890 9	11.039
	Cu	0.226 6	7.185 3	−0.029 8	1.304 4	6.428 7
	Pb	0.015 3	4.205 6	0.002 9	1.001 0	4.198 3
	Hg	−0.011 0	0.103 6	−0.284 4	1.390 3	0.107 2
	As	0.180 2	14.873	0.015 7	1.206 3	12.648
	PLI	2.152 6E-02	0.345 3	0.001 5	1.006 1	0.353 6
	HI	1.867 7E-03	0.092 4	−0.010 2	1.079 8	0.089 0
	TCR	1.436 4E-07	1.346 0E-05	0.017 2	1.185 6	11036E-05

2.4.2　土壤重金属空间分布格局

根据原始数据和理论半变异函数模型的特征参数，采用 ArcGIS 10.1 软件地统计模块普通克里金插值得到研究区土壤重金属含量（0 ~10 cm）、污染负荷和健康风险空间分布特征图，由于 Cr 含量数据不符合正态分布，采用空间分析模块的反距离加权插值（IDW）方法得到其空间分布，如图 4 所示.

Zn、Cu 和 As 含量呈阶梯状分布格局，沿南北方向递减，高值区主要集中在火烧山、五彩湾、大井、将军庙、北山和岌岌湖产业区附近及其北部区域，研究区南部含量较低；Pb 和 Hg 含量呈现斑块状分布格局，Pb 含量高值区包括在火烧山和五彩湾产业区西北部、大井产业区南部以及将军庙产业区的东北部，组成明显的“V”形高值带；Hg 含量空间分布较均匀，方位变化不明显，在中南部区域呈现出大范围的高值区域，火烧山和五彩湾产业区以西、将军庙和北山产业区以北反而呈现较小面积的含量低值区，说明影响 Hg 在土壤中的累积因素较复杂，可能主要来源于面源污染；Cr 含量呈现多岛状分布格局，高值区位于研究区中部产业区附近，面积相对均较小，并以此为中心向四周辐射状递减. 总体来看，产业区附近重金属富集程度较为严重，呈现峰值区，反映了煤炭产业对土壤表层重金属含量分布的影响.

根据所有采样点土壤重金属 PLI 值（无强度污染）作出研究区 3 个土壤深度 PLI 等级分布，如图 5

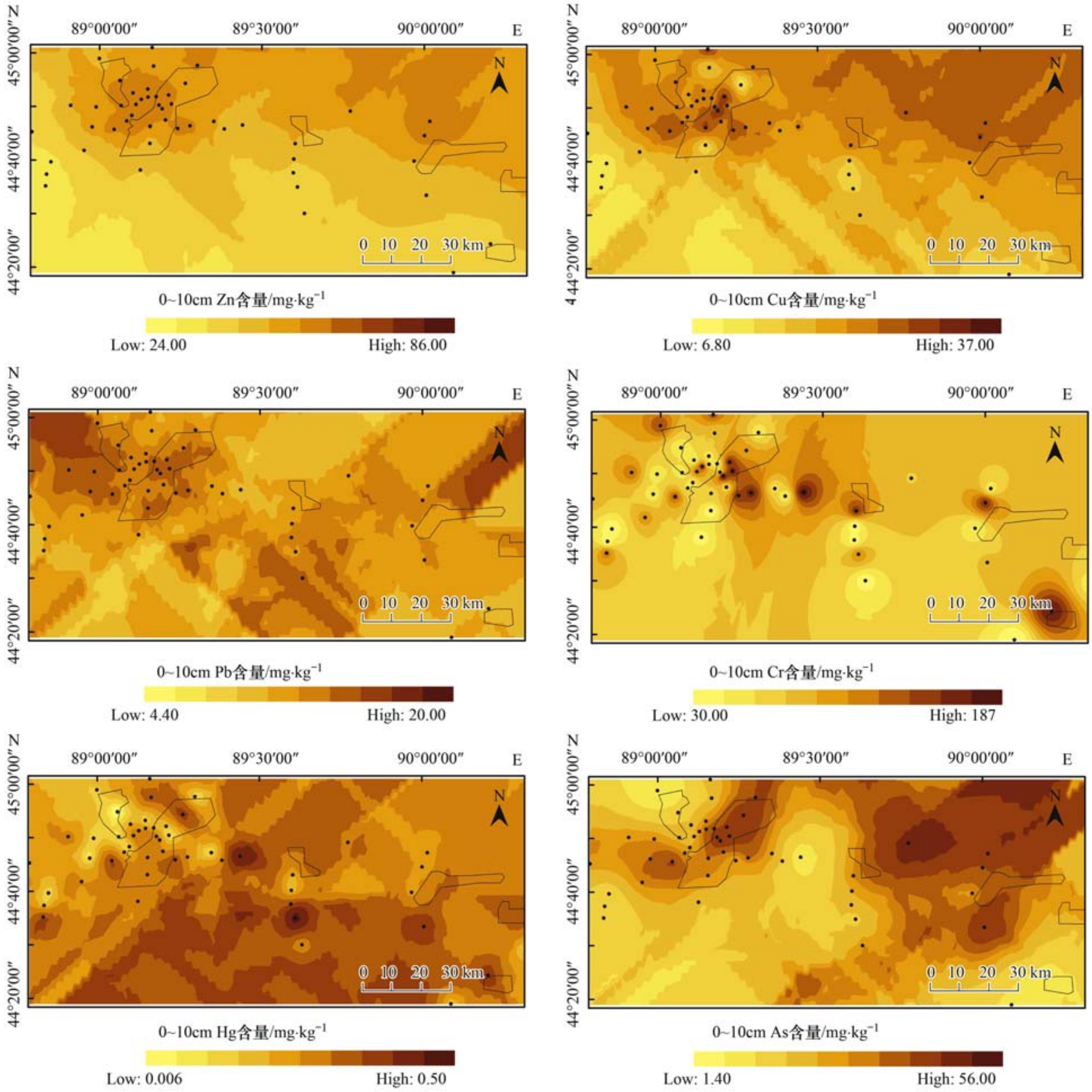


图 4 土壤重金属含量的空间分布(0 ~ 10 cm)

Fig. 4 Spatial distribution maps of heavy metal content in the 0-10 cm soil layer

所示. 可以看出,0 ~ 10 cm 表层土壤属于中度污染(2 < PLI≤3)的区域位于产业区周围及北部,面积大且呈现连续的斑块状分布,与轻度污染(1 < PLI≤2)区域相接,无污染(PLI≤1)区域面积小且较分散,位于研究区东、西部; 10 ~ 20 cm 土壤的 PLI 分布更为集中,中度污染区域呈现较大面积的岛状分布格局,主要分布于五彩湾、将军庙和北山产业区附近; 20 ~ 30 cm 土壤中度污染范围明显减少,仅分布在大井产业区附近,西北部的五彩湾等区域则为轻度污染区域且面积约占研究区面积的50%. 总体来看,随着土壤深度增加,属于中度污染的区域面积逐渐减小,而无污染(PLI≤1)和轻度污染(1 < PLI≤2)的区域范围逐渐变大,表明土壤表层重金属污染程度受到更多煤炭产业的影响, 20 cm 以下土壤深度的重金属污染则可能更多受到自然因素的影响而呈现更加均匀的分布特征.

根据所有采样点土壤重金属 HI 和 TCR 值作出的研究区 3 个土壤深度非致癌和致癌健康风险分布,如图 6 所示. HI 的高风险范围随土壤深度增加面积有所减小趋势,而 TCR 的这一趋势则不太明显; 结合重金属含量分布(图 4)可以发现,HI 和 TCR 的空间分布特征与 0 ~ 10 cm 土壤中 As 含量分

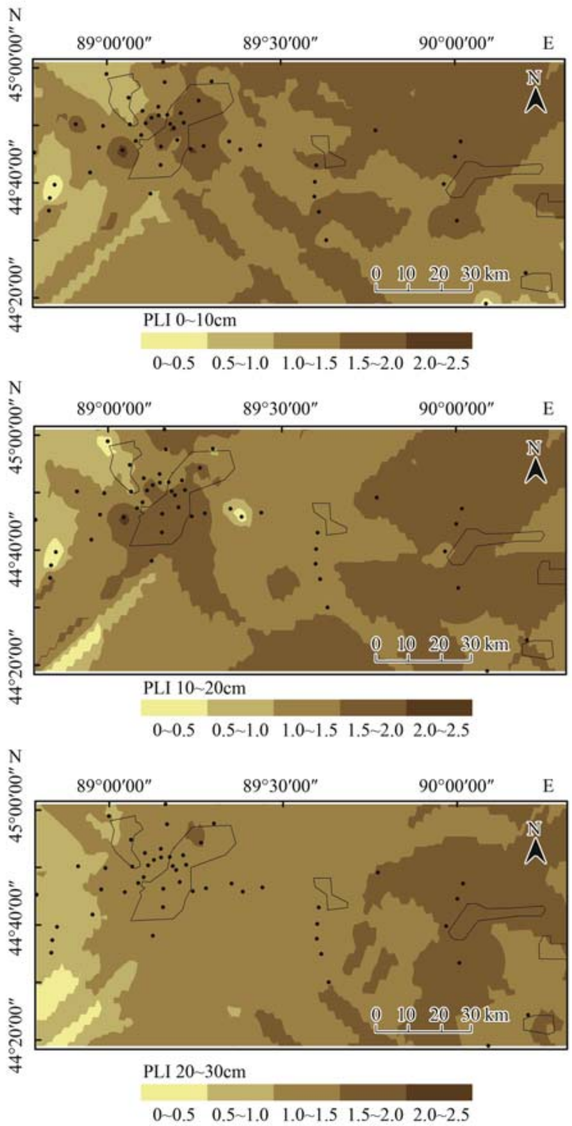


图 5　不同土壤深度重金属 PLI 空间分布

Fig. 5　Spatial distribution of PLI of heavy metals in different layers of soil

布极为相似，这与 As 对研究区健康风险特别是致癌风险的贡献率最大有关；在研究区中部出现两个明显的 TCR 孔穴状低值区，这可能与采样点分布距离有关，但具体原因还需进一步研究. 总体来看，HI 和 TCR 的分布格局随土壤深度变化较为平稳，健康风险呈现自北向南逐渐减小的趋势，具有一定梯度特征；人口聚集的产业区附近作为重金属含量和污染程度的高值区，对人体的健康风险同样相对较高，应当引起重视.

3　讨论

土壤重金属含量的增加主要是由于人为活动的影响造成的，如重工业或者矿区的开发等都会使大量的重金属流入表层土壤，导致该区域土壤中重金属含量剧增[31]. 准东煤炭产业区周边土壤 Zn、Cu、Pb、Cr、Hg、As 平均含量均在 0 ~ 10 cm 土壤最高，表明土壤表层更易受到煤炭生产影响，这与郑国璋[58]的研究结果相一致，即认为受人为活动干扰导致土壤重金属易在土壤表层积累. Zn、Cu、Pb 含量随深度的增加呈现逐渐降低的变化趋势，这与文献[59 ~ 62]研究得出土壤剖面金属含量基本呈现出由表向下逐渐减少的变化规律相一致；但 Cr、Hg、As 含量在 0 ~ 10 cm 表层和 20 ~ 30 cm 底层高于 10 ~ 20 cm 中层土壤，其原因是否受到当地植被根系对重金属的富集特性[63]或其他因素的影响还需今后进一步的研究和商榷.

尽管研究区的污染程度总体上属于“轻度污染”、非致癌和致癌风险均属于“人体可接受风险水平”，但 As、Cr、Hg 这 3 种重金属的含量严重超过新疆背景值且有不同程度的污染，并且人口聚集的 6 个产业区附近为重金属污染和人体健康风险峰值区，极有可能对该区域人群身体健康造成危害. 与刘硕等[30]对山东龙口煤矿的研究结论相一致，即 As 和 Cr 含量均远远超过当地土壤背景值，在中部桑园煤矿及其周围含量最高. As 基底效应表明其空间变异受到原始土壤结构和的准东煤矿产业的共同影响，并且王晓军[63]研究发现昌吉州土壤 As 含量总体高于新疆背景值，因此 As 的非致癌风险和致癌风险贡献率最高可能与当地土壤母质中 As 含量较高也有一定关系. Cr 具有较强变异性的特点，且在煤矿区域附近明显富集，可能与人类活动关系明显，姚峰等[6]也得出相同结论. 总之，准东地区 As、Cr、Hg 这 3 种重金属污染应当引起足够的重视并有必要开展更进一步的研究.

由于研究区干旱少雨，地形平坦，无草地、森林和农业用地，主要为煤炭产业、生活、运输、采掘和堆占等其土地利用方式. 阴俊齐等[64]研究得出准东矿区重金属污染分布受风向影响显著的结论. 准东地区 7 月的主导风向为东南风，降尘量高值区分布较为集中，主要位于煤矿开采区以及工业区附近. 因此研究区土壤重金属空间分布除了受土壤原始背景值及人类工业用地影响外，受降雨、地形因素的影响较小，主要受风速和风向的影响导致煤粉尘在风力作用下向矿区周边扩散.

本研究以 6 个产业区作为一个整体区域进行研究，考虑到产业发展时间及规模，本研究在西部五彩湾产业园区周围所布置的样本点较多且集中，而在

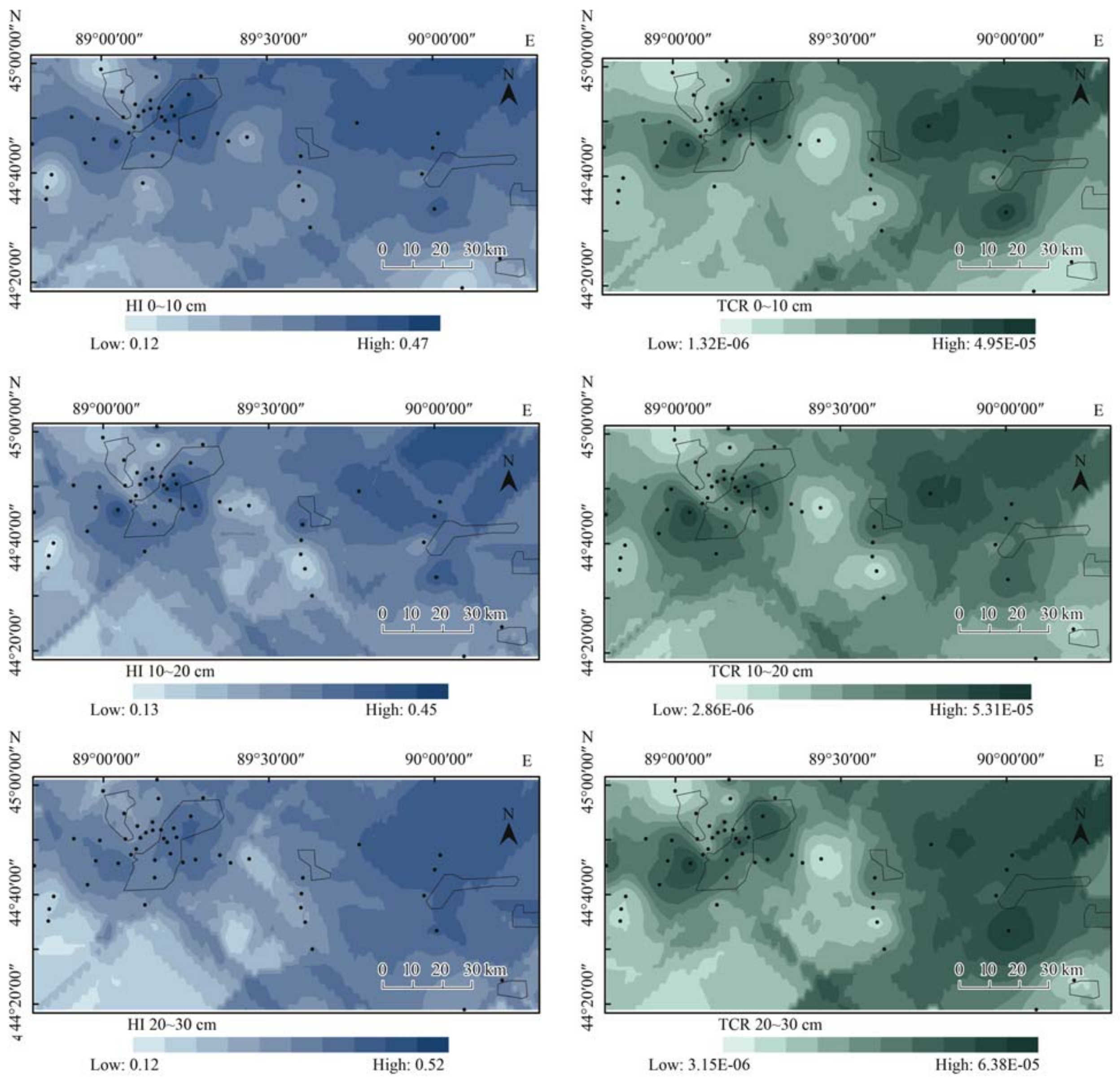


图 6 不同土壤深度重金属 HI 和 TCR 空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of non-carcinogenic and carcinogenic risk index of heavy metals in soil at different depths

东部其他产业区样本点布置较为稀少,这在某种程度上给结果造成一定的影响. 因此,要想更细致地掌握工业生产对土壤重金属的作用,在后续研究中还需要通过收集各工业企业的地理位置、生产规模、污染物排放量等方面的资料,同时提高采样点密度、进行更小尺度的详细研究来反映或对比分析每一个产业园区周围土壤重金属的空间变异结构.

4 结论

(1)准东煤炭产业区周边 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 和 20 ~ 30 cm 土壤深度的 Zn、Cu、Pb 的平均含量低于新疆背景值,含量随深度增加逐渐降低; Cr、Hg、As 的平均含量远远超过新疆背景值,含量随土壤深度增加呈现“高-低-较高”的变化趋势.

(2)研究区土壤中 Zn、Cu、Pb 为无污染程度,Cr 为轻度污染,As 为中度污染,Hg 为强度污染,研究区总体平均污染负荷为轻度污染; 6 种重金属的非致癌风险和研究区总体平均非致癌风险均为可接受风险水平; 致癌重金属 As 存在一定可接受的致癌风险,Cr 和 Pb 无致癌风险,研究区总体平均致癌风险为可接受致癌风险水平.

(3)半变异函数拟合最佳理论模型主要有指数模型、球状模型和线性模型; Cu、Pb、$Hg_{10\sim20\ cm}$、$Hg_{20\sim30\ cm}$具有强烈空间相关性,Zn、As、$Hg_{0\sim10\ cm}$具

有中等空间相关性,3 个土壤深度 PLI 和 HI 均具有强烈的空间相关性,TCR 属中等空间相关性. 不同重金属呈现出阶梯、斑块、岛状等空间分布格局,但综合所有重金属空间分布情况发现,6 种重金属在 0 ~ 10 cm 土壤重金属平均含量、PLI、HI 和 TCR 值最高,人口聚集的 6 个产业区附近为重金属含量和污染程度较高、人体的健康风险峰值区,特别是 Cr、Hg、As 污染程度较严重,As 对人体健康风险最大,应当引起重视并采取相应的防治措施.

参考文献：

[1] 王广成, 李鹏飞, 王菡, 等. 基于能值分析的煤炭矿区复合生态系统评价[J]. 生态学报, 2015, **35**(13): 4367-4376.
Wang G C, Li P F, Wang H, *et al*. Assessments of integrated ecosystems in mining areas based on emergy analysis[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, **35**(13): 4367-4376.

[2] 周政达, 王辰星, 付晓, 等. 基于 DPSIR 模型的国家大型煤电基地生态效应评估指标体系[J]. 生态学报, 2014, **34**(11): 2830-2836.
Zhou Z D, Wang C X, Fu X, *et al*. Evaluation index system on ecological effect of national large-scale coal-fired power base based on the DPSIR conceptual model[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, **34**(11): 2830-2836.

[3] 张莉, 周晶, 刘俊. 准东煤电煤化工开发建设中的生态环境问题探讨[J]. 新疆环境保护, 2013, **35**(3): 47-50.
Zhang L, Zhou J, Liu J. Discussion on the ecological environment problem of the coal electricity and coal chemical industry region in East Junggar Basion[J]. Environmental Protection of Xinjiang, 2013, **35**(3): 47-50.

[4] 昌吉回族自治州统计局. 昌吉回族自治州统计年鉴 2014[R]. 昌吉: 昌吉回族自治州统计局, 2014.

[5] 李长春, 张光胜, 姚峰, 等. 新疆准东煤田五彩湾露天矿区土壤重金属污染评估与分析[J]. 环境工程, 2014, **32**(6): 142-146.
Li C C, Zhang G S, Yao F, *et al*. Assessment of soil heavy metal pollution in area of Xinjiang Zhundong Wucaiwan surface coal mine[J]. Environmental Engineering, 2014, **32**(6): 142-146.

[6] 姚峰, 包安明, 古丽·加帕尔, 等. 新疆准东煤田土壤重金属来源与污染评价[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(11): 1821-1828.
Yao F, Bao A M, Guli·J P E, *et al*. Soil heavy metal sources and pollution assessment in the coalfield of East Junggar Basin in XinJiang[J]. China Environmental Science, 2013, **33**(11): 1821-1828.

[7] 夏军. 准东煤田土壤重金属污染高光谱遥感监测研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2014.

[8] 刘芳, 塔西甫拉提·特依拜, 依力亚斯江·努尔麦麦提, 等. 准东露天煤田周边土壤重金属污染及潜在生态风险[J]. 生态环境学报, 2015, **24**(8): 1388-1393.
Liu F, Tashpolat·T, Ilyas·N, *et al*. Pollution and potential ecological risk of soil heavy metals around the coalfield of East Junggar Basin[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, **24**(8): 1388-1393.

[9] 邹建美, 孙江, 戴伟, 等. 北京近郊耕作土壤重金属状况评价分析[J]. 北京林业大学学报, 2013, **35**(1): 132-138.
Zou J M, Sun J, Dai W, *et al*. Evaluation and analysis of heavy metals in cultivated soils in the suburbs of Beijing[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2013, **35**(1): 132-138.

[10] 莫小荣, 吴烈善, 邓书庭, 等. 某冶炼厂拆迁场地土壤重金属污染健康风险评价[J]. 生态毒理学报, 2015, **10**(4): 235-243.
Mo X R, Wu L S, Deng S T, *et al*. Health risk assessment of heavy metal in soil of demolished smelting site[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, **10**(4): 235-243.

[11] Liu D X, Ma J H, Sun Y L, *et al*. Spatial distribution of soil magnetic susceptibility and correlation with heavy metal pollution in Kaifeng City, China[J]. CATENA, 2016, **139**: 53-60.

[12] 段海静, 蔡晓强, 阮心玲, 等. 开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险[J]. 环境科学, 2015, **36**(8): 2972-2980.
Duan H J, Cai X Q, Ruan X L, *et al*. Assessment of heavy metal pollution and its health risk of surface dusts from parks of Kaifeng, China[J]. Environmental Science, 2015, **36**(8): 2972-2980.

[13] 张珍明, 林绍霞, 张清海, 等. 草海湖湿地重金属分布特征及污染负荷[J]. 水土保持研究, 2014, **21**(2): 279-284.
Zhang Z M, Lin S X, Zhang Q H, *et al*. Distribution pattern of the heavy metals and its pollution load in Caohai wetland[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2014, **21**(2): 279-284.

[14] 王婕, 刘桂建, 方婷, 等. 基于污染负荷指数法评价淮河(安徽段)底泥中重金属污染研究[J]. 中国科学技术大学学报, 2013, **43**(2): 97-103.
Wang J, Liu G J, Fang T, *et al*. Assessment of pollution characteristics of heavy metals in the sediments of Huaihe River (Anhui Section) by pollution load index[J]. Journal of University of Science and Technology of China, 2013, **43**(2): 97-103.

[15] Huang J H, Liu W C, Zeng G M, *et al*. An exploration of spatial human health risk assessment of soil toxic metals under different land uses using sequential indicator simulation[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, **129**: 199-209.

[16] Ran J, Wang D J, Wang C, *et al*. Heavy metal contents, distribution, and prediction in a regional soil-wheat system[J]. Science of the Total Environment, 2016, **544**: 422-431.

[17] 张兆永, 吉力力·阿不都外力, 姜逢清. 艾比湖流域大气降尘重金属的污染和健康风险[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(6): 1645-1653.
Zhang Z Y, Jilili·A, Jiang F Q. Pollution and potential health risk of heavy metals in deposited atmospheric dusts in Ebinur Basin, northwest China[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(6): 1645-1653.

[18] 陈星, 马建华, 李新宁, 等. 基于棕地的居民小区土壤重金属健康风险评价[J]. 环境科学, 2014, **35**(3): 1668-1074.
Chen X, Ma J H, Li X N, *et al*. Health risk assessment of soil heavy metals in residential communities built on brownfields[J]. Environmental Science, 2014, **35**(3): 1668-1074.

[19] 郭鹏然, 雷永乾, 周巧丽, 等. 电镀厂周边环境中重金属分布特征及人体健康暴露风险评价[J]. 环境科学, 2015, **36**(9): 3447-3456.
Guo P R, Lei Y Q, Zhou Q L, *et al*. Distribution characteristics of heavy metals in environmental samples around electroplating factories and the health risk assessment[J]. Environmental

Science, 2015, **36**(9): 3447-3456.

[20] 杨忠平, 王雷, 翟航, 等. 长春市城区近地表灰尘重金属健康风险评价[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(4): 1247-1255.
Yang Z P, Wang L, Zhai H, *et al*. Study on health risk of potentially toxic metals in near-surface urban dust in Changchun City[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(4): 1247-1255.

[21] 杨刚,伍钧,孙百晔,等.雅安市耕地土壤重金属健康风险评价[J].农业环境科学学报,2010,**29**(增刊):74-79.

[22] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 1999. 35-96.

[23] Dragović R, Gajić B, Dragović S, *et al*. Assessment of the impact of geographical factors on the spatial distribution of heavy metals in soils around the steel production facility in Smederevo (Serbia)[J]. Journal of Cleaner Production, 2014, **84**: 550-862.

[24] Yan W B, Mahmood Q, Peng D L, *et al*. The spatial distribution pattern of heavy metals and risk assessment of moso bamboo forest soil around lead-zinc mine in Southeastern China[J]. Soil and Tillage Research, 2015, **153**: 120-130.

[25] 李晋昌, 张红, 石伟. 汾河水库周边土壤重金属含量与空间分布[J]. 环境科学, 2013, **34**(1): 116-120.
Li J C, Zhang H, Shi W. Concentrations of soil heavy metals and their spatial distribution in the surrounding area of Fenhe Reservoir[J]. Environmental Science, 2013, **34**(1): 116-120.

[26] 周妍姿, 王钧, 曾辉, 等. 内蒙古土壤重金属的空间异质性及污染特征[J]. 生态环境学报, 2015, **24**(8): 1381-1387.
Zhou Y Z, Wang J, Zeng H, *et al*. Spatial characteristics of soil heavy metal pollution in Inner Mongolia, China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, **24**(8): 1381-1387.

[27] 王幼奇, 白一茹, 王建宇. 引黄灌区不同尺度农田土壤重金属空间分布及污染评价: 以银川市兴庆区为例[J]. 环境科学, 2014, **35**(7): 2714-2720.
Wang Y Q, Bai Y R, Wang J Y. Distribution of soil heavy metal and pollution evaluation on the different sampling scales in farmland on Yellow River Irrigation Area of Ningxia: a case study in Xingqing county of Yinchuan city[J]. Environmental Science, 2014, **35**(7): 2714-2720.

[28] 雷凌明, 喻大松, 陈玉鹏, 等. 陕西泾惠渠灌区土壤重金属空间分布特征及来源[J]. 农业工程学报, 2014, **30**(6): 88-96.
Lei L M, Yu D S, Chen Y P, *et al*. Spatial distribution and sources of heavy metals in soils of Jinghui Irrigated Area of Shaanxi, China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, **30**(6): 88-96.

[29] 刘硕, 吴泉源, 曹学江, 等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 环境科学, 2016, **37**(1): 270-279.
Liu S, Wu Q Y, Cao X J, *et al*. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soil of coal mining area in Longkou city[J]. Environmental Science, 2016, **37**(1): 270-279.

[30] 张连科, 李海鹏, 黄学敏, 等. 包头某铝厂周边土壤重金属的空间分布及来源解析[J]. 环境科学, 2016, **37**(3): 1139-1146.
Zhang L K, Li H P, Huang X M, *et al*. Soil heavy metal spatial distribution and source analysis around an aluminum plant in Baotou[J]. Environmental Science, 2016, **37**(3): 1139-1146.

[31] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(2): 692-703.
Zhang X M, Zhang X Y, Zhong T Y, *et al*. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2014, **35**(2): 692-703.

[32] 吴文勇, 尹世洋, 刘洪禄, 等. 污灌区土壤重金属空间结构与分布特征[J]. 农业工程学报, 2013, **29**(4): 165-173.
Wu W Y, Yin S Y, Liu H L, *et al*. Spatial structure and distribution characteristics of soil heavy metals in waste water irrigation district[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2013, **29**(4): 165-173.

[33] 孙贤斌, 李玉成. 淮南大通煤矿废弃地土壤重金属空间分布及变异特征[J]. 地理科学, 2013, **33**(10): 1238-1244.
Sun X B, Li Y C. The spatial distribution of soil heavy metals and variation characteristics of Datong abandoned coal mine area in Huainan city[J]. Scientia Geographica Sinica, 2013, **33**(10): 1238-1244.

[34] 王合玲, 张辉国, 秦璐, 等. 新疆艾比湖流域土壤有机质的空间分布特征及其影响因素[J]. 生态学报, 2012, **32**(16): 4969-4980.
Wang H L, Zhang H G, Qin L, *et al*. The characteristics of the spatial distribution of soil organic matter and factors influencing it in Ebinur Lake Basin of Xinjiang Autonomous Region, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, **32**(16): 4969-4980.

[35] 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 Y L, Zhang L J, Han X F, *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.

[36] 李东升. 基于 GIS 和地统计学的土壤重金属空间分布的插值与污染评价研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2012.

[37] 康彩霞. GIS 与地统计学支持下的哈尔滨市土壤重金属污染评价与空间分布特征研究[D]. 长春: 吉林大学, 2009.

[38] 刘庆, 杜志勇, 史衍玺, 等. 基于 GIS 的山东寿光蔬菜产地土壤重金属空间分布特征[J]. 农业工程学报, 2009, **25**(10): 258-263.
Liu Q, Du Z Y, Shi Y X, *et al*. Spatial distribution characteristics of soil heavy metals in vegetable growing area based on GIS in Shouguang city, Shandong province[J]. Transactions of the CSAE, 2009, **25**(10): 258-263.

[39] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, *et al*. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, **33**(1-4): 566-575.

[40] 陈彦芳, 马建华, 董运武, 等. 开封周边地区地表灰尘砷、汞背景值及其应用[J]. 环境科学, 2014, **35**(8): 3052-3059.
Chen Y F, Ma J H, Dong Y W, *et al*. Background values of As and Hg in surface dusts in the vicinity of Kaifeng City and their application[J]. Environmental Science, 2014, **35**(8): 3052-3059.

[41] US EPA. Risk assessment guidance for superfund, volume Ⅰ: human health evaluation manual (Part A)[R]. Washington,

DC：Office of Emergency and Remedial Response，1989.

[42] US EPA. Risk assessment guidance for superfund，volume Ⅰ：human health evaluation manual（Part B，Development of risk-based preliminary remediation goals）［R］. Washington，DC：Office of Emergency and Remedial Response，1991.

[43] US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites［R］. Washington，DC：Office of Emergency and Remedial Response，2002.

[44] US EPA. Risk assessment guidance for superfund，volume I：human health evaluation manual（Part E，Supplemental guidance from dermal risk assessment）［R］. Washington，DC：Office of Emergency and Remedial Response，2004.

[45] US EPA. Integrated risk information system［R/OL］. http://www.epa.gov/iris/index.html，2011.

[46] 徐猛，颜增光，贺萌萌，等. 不同国家基于健康风险的土壤环境基准比较研究与启示［J］. 环境科学，2013，**34**（5）：1667-1678.
Xu M，Yan Z G，He M M，*et al*. Human health risk-based environmental criteria for soil：a comparative study between countries and implication for China［J］. Environmental Science，2013，**34**（5）：1667-1678.

[47] HJ 25.3-2014，污染场地风险评估技术导则［S］.

[48] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册（成人卷）［M］. 北京：中国环境科学出版社，2013.

[49] Chen H Y，Teng Y G，Lu S J，*et al*. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China［J］. Science of the Total Environment，2015，**512-513**：143-153.

[50] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Known to be a human carcinogen［EB/OL］. http://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxorganlisting.asp? sysid=23，2014-09-20.

[51] 施加春，刘杏梅，于春兰，等. 浙北环太湖平原耕地土壤重金属的空间变异特征及其风险评价研究［J］. 土壤学报，2007，**44**（5）：824-830.
Shi J C，Liu X M，Yu C L，*et al*. Spatial variability and risk evaluation of soil heavy metals in Taihu lake region of north Zhejiang province［J］. Acta Pedologica Sinica，2007，**44**（5）：824-830.

[52] 李海光，施加春，吴建军. 污染场地周边农田土壤重金属含量的空间变异特征及其污染源识别［J］. 浙江大学学报（农业与生命科学版），2013，**39**（3）：325-334.
Li H G，Shi J C，Wu J J. Spatial variability characteristics of soil heavy metals in the cropland and its pollution source identification around the contaminated sites［J］. Journal of Zhejiang University（Agriculture & Life Sciences），2013，**39**（3）：325-334.

[53] 李哈滨，王政权，王庆成. 空间异质性定量研究理论与方法［J］. 应用生态学报，1998，**9**（6）：651-657.
Li H B，Wang Z Q，Wang Q C. Theory and methodology of spatial heterogeneity quantification［J］. Chinese Journal of Applied Ecology，1998，**9**（6）：651-657.

[54] 钱翌，于洪，王灵. 乌鲁木齐市米东区农田土壤重金属含量的空间分布特征［J］. 干旱区地理，2013，**36**（2）：303-310.
Qian Y，Yu H，Wang L. Spatia distribution of heavy metal content in the farm lands from Midong district of Urumqi［J］. Arid Land Geography，2013，**36**（2）：303-310.

[55] 国家环境保护局，中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值［M］. 北京：中国环境科学出版社，1990. 330-496.

[56] Wilding L P. Spatial variability：its documentation，accommodation and implication to soil surveys［A］. In：Nielson D R，Bouma J（Eds.）. Soil Spatial Variability［M］. Wageningen，Netherlands：Pudoc，1985. 166-193.

[57] 池建. 精通 ArcGIS 地理信息系统［M］. 北京：清华大学出版社，2011. 377-395.

[58] 郑国璋. 关中娄土剖面中重金属元素的垂直分布规律研究［J］. 地球学报，2008，**29**（1）：109-115.
Zheng G Z. The vertical distribution regularity of heavy metal elements in Guanzhong Tier soil profile［J］. Acta Geoscientica Sinica，2008，**29**（1）：109-115.

[59] 张爱星，聂义宁，季宏兵，等. 万庄金矿田土壤重金属的垂直分布及形态研究［J］. 环境科学与技术，2014，**37**（S2）：1-8.
Zhang A X，Nie Y N，Ji H B，*et al*. Vertical distribution，morphological characteristics of heavy metals in soils of Wanzhuang Gold mine field［J］. Environmental Science & Technology，2014，**37**（S2）：1-8.

[60] 白军红，赵庆庆，卢琼琼，等. 白洋淀沼泽化区域土壤重金属含量的剖面分布特征：以烧车淀为例［J］. 湿地科学，2013，**11**（2）：271-275.
Bai J H，Zhao Q Q，Lu Q Q，*et al*. Profile distribution of soil heavy metals in the paludification region of Baiyangdian Lake-a case study of Shaochedian Lake［J］. Wetland Science，2013，**11**（2）：271-275.

[61] 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，**57**（8）：1815-1823.

[62] Riba I，DelValls T A，Forja J M，*et al*. Influence of the Aznalcóllar mining spill on the vertical distribution of heavy metals in sediments from the Guadalquivir estuary（SW Spain）［J］. Marine Pollution Bulletin，2002，**44**（1）：39-47.

[63] 王晓军. 新疆昌吉典型地区几种土壤重金属元素含量分布及污染评价［D］. 乌鲁木齐：新疆农业大学，2011.

[64] 阴俊齐，程艳，刘江，等. 荒漠区露天煤矿开采过程中环境监测指标体系构建研究——以五彩湾矿区为例［J］. 新疆环境保护，2014，**36**（1）：1-9.
Yin J Q，Cheng Y，Liu J，*et al*. Study on construction of environmental monitoring index system of opencast coal mining process in desert area：a case study of Wucaiwan mine［J］. Environmental Protection of Xinjiang，2014，**36**（1）：1-9.

HUANJING KEXUE Vol. 37 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2016

CONTENTS

环境科学

(HUANJING KEXUE)

(月刊　1976年8月创刊)

2016年12月15日　第37卷　第12期(卷终)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly　Started in 1976)

Vol. 37　No. 12　Dec. 15, 2016

主　　管	中国科学院
主　　办	中国科学院生态环境研究中心
协　　办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院
主　　编	赵进才
编　　辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路18号,邮政编码:100085) 电话:010-62941102,010-62849343 传真:010-62849343 E-mail:hjkx@rcees.ac.cn http://www.hjkx.ac.cn
出　　版	科学出版社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717
印刷装订	北京北林印刷厂
发　　行	科学出版社 电话:010-64017032 E-mail:journal@mail.sciencep.com
订购处	全国各地邮电局
国外总发行	中国国际图书贸易集团有限公司 (北京399信箱)

Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
Editor-in -Chief		ZHAO Jin-cai
Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102,010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail:hjkx@rcees.ac.cn http://www.hjkx.ac.cn
Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing　100717, China
Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail:journal@mail.sciencep.com
Domestic		All Local Post Offices in China
Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号：ISSN　0250-3301 / CN　11-1895/X　　国内邮发代号：2-821

国内定价：120.00元　　国外发行代号：M 205

国内外公开发行