蒲 佳,马 龙,吉力力·阿不都外力,等.常规方法对新疆地方土壤元素空间分析及重金属风险评价[J].农业环境科学学报,2018,37(6):1166-1176.

PU Jia, MA Long, JILILI · Abuduwaili, et al. The spatial analysis of soil elements and a risk assessment of heavy metals based on regular methods in the Xin-jiang local region[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(6): 1166–1176.

常规方法对新疆地方土壤元素空间分析 及重金属风险评价

蒲 佳 1,2,3, 马 龙 1,3*, 吉力力·阿不都外力 1,2,3, 刘 文 1,3

(1.中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室,乌鲁木齐 830011;2.中国科学院大学,北京 100049;3.中国科学院中亚生态与环境研究中心,乌鲁木齐 830011)

摘 要:结合数理统计学和地统计学方法对博斯腾湖流域绿洲表土 17 种元素进行分析,探讨其含量、空间变异性、空间分布特征,并用地累积指数法和潜在生态危害指数分析其污染状况。结果表明:17 种元素平均含量顺序为 Ca>Al>Fe>Mn>V>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>As>Co>Sb>Mo>Tl>Cd>Hg。其中常量元素 Al、Ca、Fe 含量远远超过新疆土壤背景值,除重金属元素 Co、Mo 含量低于背景值外,其余 12 种重金属元素存在不同程度的超标,Cd、Hg 超标率高达 77%、62%。表土元素的空间变异特征显示,Fe、Mn、V、Cr、Co、Zn、As、Tl 受结构性因素影响较大,其空间自相关性良好;Cu、Mo、Cd、Sb、Pb、Hg 在较小范围内的空间自相关性良好,说明整体结构性特征依然存在,部分区域随机因素(农田、交通、工业生产)影响较大,影响因素复杂。Fe 是地壳中稳定元素,受区域地质的影响。Al 变程较小,除了受成土母质影响,还受随机因素影响。Ca 是活动性元素,主要与风化淋溶、迁移、沉积等因素有关。空间分布结果显示大多数重金属在县城周边、交通干线以及工厂附近的区域含量高,As 在西北部和东南部含量高,既有自然来源,也有人为来源。利用内梅罗污染指数法计算 13 种重金属污染指数,结果表明 Co 无污染,Mn、Cu、Tl、Pb 的污染程度在警戒线内。V、Zn、Cr、Ni、As、Cd、Sb、Hg 的内梅罗污染指数在 1~2 之间,属于轻微污染程度,其中 Cd、Hg 的污染指数值接近 1.5,轻微污染程度稍高于其余重金属;单因子潜在生态风险结果显示 Cd、Hg 具有轻微生态风险,综合生态风险指数结果显示 27%的样点存在轻微生态风险,73%的样点存在中等风险,主要是 Cd、Hg 的风险值较高,应该引起有关部门的重视。

关键词:土壤;元素;重金属;空间分布;常规方法;风险

中图分类号:X820.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)06-1166-11 doi:10.11654/jaes.2017-1284

The spatial analysis of soil elements and a risk assessment of heavy metals based on regular methods in the Xinjiang local region

PU Jia $^{1,2,3},$ MA Long $^{1,3*},$ JILILI • Abuduwaili $^{1,2,3},$ LIU Wen 1,3

(1.State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, China; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3.Research Center for Ecology and Environment of Central Asia, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, China)

Abstract: Combining with mathematical statistics and geostatistical methods, we determined the content, spatial variability, and spatial distribution characteristics of 17 kinds of elements in topsoil in Bosten Lake Basin, and measured out the degree of heavy metal pollution through a Nemerow index and potential ecological risk index. The results showed (in order of decreasing prevalence): Ca>Al>Fe>Mn>V>

收稿日期:2017-09-20 录用日期:2017-12-22

作者简介:蒲 佳(1991—),女,四川南充人,硕士研究生,主要研究方向为干旱区生态与环境变化。E-mail:13009633640@163.com

^{*}通信作者:马 龙 E-mail:malong@ms.xjb.ac.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41501221);中国科学院西部之光项目(2015-XBQN-B-18);新疆维吾尔自治区优秀青年科技人才培养项目 (qn2015yx031)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41501221); West Light Foundation of the Chinese Academy of Sciences (2015–XBQN-B-18); Program of Fostering Excellent Young Technology Talent of Xinjiang Uygur Autonomous, China (qn2015yx031)

Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>As>Co>Sb>Mo>Tl>Cd>Hg. The content of Co and Mo was lowest in Xinjiang soil while average concentrations of Mn, V, Zn, Co, Ni, Cu, As, Sb, Tl and Pb were significantly lower than the soil background value in Xinjiang. The spatial variation of topsoil elements showed that Fe, Mn, V, Cr, Co, Zn, As and Tl were significantly affected by structural factors, and their spatial self-correlation was good. Cu, Mo, Cd, Sb, Pb and Hg showed good spatial self-correlation in the small scale, and seemed mainly affected by random factors (farmland, traffic, industrial production). Fe was a stable element in the earth's crust, which was influenced by the regional geology, Al concentrations seem primarily influenced by random factors besides the physical characteristics of the soil. Ca was an active element, mainly correlated to weathering patterns, migration, deposition of terrigenous detritus and other factors. Spatial distribution results showed that most heavy metal pollution was concentrated near high traffic, and industrial zones. High levels of As in the northwest and southeast region, for example, originated from natural and artificial sources. The values of Nemerow index for 13 kinds of heavy metals were calculated, which suggested little risk with Co, moderate or "warning" levels of Mn, Cu, Tl and Pb; V, Zn, Cr, Ni, As, Cd, Sb and Hg showed elevated pollution levels (Nemerow index values between 1 to 2), and Cd and Hg levels were significantly elevated. Single potential ecological risk results showed that Cd and Hg had a slight ecological risk, integrated potential ecological risk results showed that 27% of the samples had a slight potential ecological risk, and 73% had a medium risk (mainly from the higher risk associated with Cd and Hg), which should draw attention. Keywords: soil; element; heavy metal; spatial distribution; regular methods; risk

土壤作为一种重要的自然体, 是关系到人类生 存发展的重要资源,土壤中元素含量、空间结构以及 空间分布特征可以作为区分自然环境受人类活动影 响强度的重要依据,已经引起相关领域学者的广泛 关注[1-3]。研究表明重金属可通过施肥、污水灌溉、大气 沉降、动物粪便和生物体利用等途径进入土壤,导致 土壤中重金属含量超标,进而通过食物链和生物富集 作用危害人体健康[4-6]。

近些年来,国内外学者从不同角度分析了土壤中 元素特征,并着重研究危害较大的重金属元素,通过 BCR 法[7-9]分形态分析,多元统计分析法[10]分析其来 源,地统计分析法[11-12]分析其空间特征,并评价其潜在 生态风险。大多数研究集中于经济发展水平较高、受 人类活动影响强度大的地区。我国西北干旱区地处 内陆,随着西部大开发的进程不断深入,工农业生产 活动不断加强,人类活动对土壤的干扰日益突出。已 有对西北干旱区的绿洲表层土壤的重金属进行研 究[13-15],海米提等[16]对焉耆盆地表土的6种重金属的 来源、分布及风险进行了研究,本文在此基础上从全 元素角度分析,整体把握流域内绿洲土壤元素空间特 征及重金属污染特征。

本文选取天山南麓博斯腾湖流域绿洲区为研究 区域,通过数理统计学法和地统计学方法分析重金属 的含量特征、空间变异特征、空间分布特征,并用潜在 风险指数法、内梅罗污染指数法结合新疆土壤背景值 评价在西部大开发不断深化过程下,干旱区绿洲土壤 重金属含量与污染状况,为该区域的生态环境保护和 资源的可持续开发利用提供科学依据。

材料与方法

1.1 研究区概况

博斯腾湖流域(40°25′~43°21′ N,82°57′~90°39′ E)位于新疆维吾尔自治区巴音郭楞蒙古自治州(简 称巴州)境内,地处塔里木盆地和塔克拉玛干沙漠东 北缘。流域总面积为 7.7×10⁴ km², 开都河是流域的主 要水源地,发源于天山中段依连哈比尔尕山南坡,高 山区河流终年积雪,流经巴音布鲁克,最后注入焉耆 盆地的博斯腾湖。博斯腾湖是流域内最大的天然集水 区,水域辽阔,东西长约 55 km,南北宽约 20 km,水位 变化较大,水位 1 048.75 m,水面面积 1 002.4 km²,平 均水深 8.8 m,最大水深 17 m[17]。孔雀河为博斯腾湖的 出湖河流,流经库尔勒市。流域内还有黄水沟、清水 河、乌什塔拉河等,开都河中下游流经焉耆回族自治 县、博湖县,黄水沟流经和静县,清水河流经和硕县, 承担着流域内居民生产生活用水任务。本研究区位于 博斯腾湖流域焉耆盆地绿洲区(图 1),辖和静县、和 硕县、焉耆县、博湖县,区域内有 G314、G218、S206、 S325、S306纵横交错,是主要的人类活动区域,工农 业发展水平较高。

1.2 样品采集与分析测定

2016年6月在博斯腾湖流域内西边绿洲区等设 置 10 km×10 km 的网格,在北部按照 20 km 的间距沿 对角采样,总共77个采样点,主要涉及农田、林地、草 地等绿洲土壤。利用环刀采取表层 0~20 cm 土壤,标 记编号并装入塑料袋带回实验室,具体采样点位置见 图 1。样品经自然风干后去除植物残体和碎石,研磨

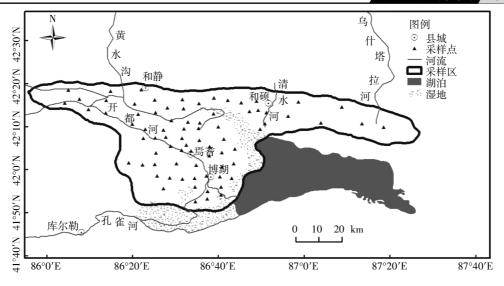


图 1 研究区及采样点分布示意图

Figure 1 Distribution of sampling sites in Bostan Lake Basin

过 100 目筛,经 105 ℃烘箱烘干后,取 0.1~0.2 g 样品 于消解罐中,用去离子水润湿后,加入2 mL HCl、4 mL HNO₃、2 mL HF-H₂O, 在德国 Berghof MWS-3 微波 消解装置中进行消解。升温至 120 ℃,保持 1 min,然 后再升温至 160 ℃, 保持 5 min, 最后再升温至 195 ℃,维持 25 min。消解后冷却至 80 ℃,将消解液转移 到聚四氟乙烯坩埚内,置于电热板上,逐渐升温加热 至 2 mL 左右,冷却后,加入 1%HNO3 定容至 25 mL, 摇匀待测。用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(美 国Leeman Labs Profile, ICP-AES)测得 Al、Ca、Fe、Mn、 V、Zn、As、Mo、Sb、Tl 共 10 种元素含量;用电感耦合等 离子体质谱仪(美国 Agilent Technologies, ICP-MS) 测得 Cr、Co、Ni、Cu、Cd、Pb 共 6 种元素含量;Hg采 用 AFS-920 型双道原子荧光仪测定其含量;采用美 国 SPEX CertiprePTM Custom Assurance Standard 多元 素标准溶液,中国土壤标准物质 GSS-12 作为标准参 考物质,测试完后取20%进行重复测定,使得误差小 于 5%。

1.3 数据处理

元素含量数据的描述性统计分析、正态分布检验 (k-s 检验)、等数理统计分析均在 SPSS 22.0 软件中完成。半方差函数模型在 Gs⁺9.0 中完成,反距离加权插值法(IDW)在 ArcGIS 10.3 地统计模块中进行。

1.4 重金属污染评价

1.4.1 内梅罗污染指数法

内梅罗污染指数是在单因子污染指数法的基础 上发展而来的,首先计算单个重金属的污染指数,其 计算公式如下:

$$P_i = C_i / S_i \tag{1}$$

式中: P_i 为元素 i 的污染指数值, C_i 为土壤样品中元素 i 含量的实测值, S_i 为元素 i 的背景值,本文中所有重金属的背景值均选取新疆土壤环境背景值[18]。在单因子污染指数法的基础上计算内梅罗综合污染指数,是目前比较常用的一种评价方法[19-20]。计算公式为:

$$P = \sqrt{\frac{P_{\text{imax}}^2 + P_{\text{iave}}^2}{2}} \tag{2}$$

式中:P为采样点的内梅罗综合污染指数, P_{inex} 为因子i的最大污染指数, P_{iave} 为因子i的平均污染指数。分成安全($P \le 0.7$)、警戒($0.7 < P \le 1$)、轻微污染($1 < P \le 2$)、中等污染($2 < P \le 3$)、重污染(P > 3)5 种水平。

1.4.2 潜在生态风险指数

潜在生态风险指数法(RI)是瑞典著名化学家 Hakanson 于 1980 年提出的[21]。该方法因综合考虑了 区域背景值、重金属的生态毒理学特征等而被广泛运用于水体、水环境沉积物和土壤中重金属的潜在生态 风险评价[22-24]。其计算公式如下:

$$RI = \sum_{i=1}^{m} E_{r}^{i} = \sum_{i=1}^{m} (T_{r}^{i} \times C_{f}^{i}) = \sum_{i=1}^{m} (T_{r}^{i} \times \frac{C^{i}}{C_{i}^{i}})$$
(3)

式中: C_i 为重金属i的污染指数;C为重金属i的实测含量; C_i 为重金属i的土壤背景值; E_i 为第i种重金属的单因子潜在生态危害指数; T_i 为第i种重金属的毒性系数。Hakanson 潜在生态风险评价标准是基于 As、Hg、Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 和 PCB 8 种元素,与本文所研究的重金属元素种类不完全相同,采用其原有的分级

标准会产生较大的偏差[23],因此本文参考 Fernandez 等[25]的方法(表 1)。

表 1 潜在生态风险指数法分级标准

Table 1 Classification criteria of the potential ecological risk index

| E_r^i | 单因子生态 风险程度 | RI | 综合潜在生态 风险程度 |
|-----------------------|---------------|---------------------|----------------|
| $E_r^i < 40$ | 无风险 | RI<100 | 低风险 |
| $40 \le E_r^i < 80$ | 轻微风险 | 100≤ <i>RI</i> <250 | 中等风险 |
| $80 \le E_r^i < 160$ | 中等风险 | 250≤ <i>RI</i> <550 | 高风险 |
| $160 \le E_r^i < 320$ | 高风险 | RI≥550 | 极高风险 |
| $E_r^i \geqslant 320$ | 极高风险 | | |

结果与讨论

2.1 流域土壤元素含量的统计学特征

博斯腾湖流域 77 个表层土壤样品中 17 种元素 含量统计结果见表 2。结果表明,17 种元素平均含量 顺序为 Ca>Al>Fe>Mn>V>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>As>Co> Sb>Mo>Tl>Cd>Hg。与新疆土壤元素背景值[18]相比, Al、Ca、Fe 含量远远超过背景值, Cr、Cd、Hg 平均含量 略高于背景值,其他11种元素平均含量均低于背景 值。其中,Co、Mo 元素含量未超标,12 种元素超标率 排序为 Cd>Hg>Cr>V>Sb>As> Zn=Ni>Tl>Pb>Cu>Mn, Cd、Hg 超标率达 77%、62%, Tl、Pb、Cu、Mn 的超标率 低于 10%。

变异系数(CV)是各元素标准偏差与平均值的百 分比,反映了不同采样点元素含量的离散程度,受人 类活动影响程度不同,元素的空间分布差异较大,CV 越大离散程度越高,反之则越低[26-27]。一般可将样本的 变异程度分为 3 级:CV<10% 为弱变异性,10% ≤ CV≤100%为中等变异性,CV>100%为强变异性。从 表 2 可看出,除了 Al 为弱变异外,其他 16 种元素均 为中等变异程度。变异系数最高的为 Mo, 达 46%。表 明博斯腾湖流域绿洲土壤样品中各元素在空间分布 上存在一定程度的差异但是并不显著。与新疆博尔塔 拉河流域[4]相比,土壤元素含量相近,空间分布特征 类似。

2.2 土壤元素的空间变异性

利用 SPSS 22.0 对元素含量数据进行正态分布检 验(k-s 检验),对于符合正态分布的含量数据[P(k-s)> 0.05|直接进行地统计学分析,服从正态分布的元素有 Al、Ca、Fe、V、Zn、Cr、Cu、As、Cd、Sb、Tl、Pb、Hg,将不符 合正态分布的 Mn、Co、Mo 经过 Minitab 17 软件进行 Johnson 变换后 P值均大于 0.05, 服从正态分布^[28]。Ni 经变换后仍然不符合正态分布,地统计分析的结果仅 供参考。

通过对17种元素进行半方差函数的曲线拟合, 确定了最优的理论模型和拟合曲线,半方差模型及其

表 2 流域表土元素含量统计结果

Table 2 Statistics results of element in topsoil of the Bostan Lake Basin

| | | | | 1 | | | | |
|---|--------|--------|--------|-------|------|-------|-------|---------|
| 元素 | 最大值 | 最小值 | 平均值 | 标准差 | CV/% | 超标率/% | 背景值 | P(k-s) |
| Al/mg·g ⁻¹ | 68.57 | 49.77 | 58.15 | 4.15 | 7 | 100 | 5.38 | 0.2 |
| $Ca/mg \cdot g^{-1}$ | 105.90 | 48.07 | 75.43 | 12.74 | 17 | 100 | 4.99 | 0.185 |
| $\text{Fe/mg} \cdot \text{g}^{-1}$ | 36.31 | 14.67 | 27.31 | 4.10 | 15 | 100 | 2.78 | 0.076 |
| $Mn/mg \cdot kg^{-1}$ | 793.13 | 264.25 | 559.50 | 86.81 | 16 | 1.3 | 688 | 0.003 |
| $V/mg \cdot kg^{-l}$ | 94.18 | 43.38 | 73.15 | 10.05 | 14 | 40 | 74.9 | 0.2 |
| $Zn/mg \cdot kg^{-1}$ | 85.80 | 18.07 | 57.21 | 14.21 | 25 | 21 | 68.8 | 0.182 |
| $Cr/mg \cdot kg^{-1}$ | 74.05 | 26.16 | 49.82 | 9.50 | 19 | 47 | 49.3 | 0.2 |
| Co/mg·kg ⁻¹ | 12.84 | 3.70 | 8.98 | 1.81 | 20 | 0 | 15.9 | 0.000 8 |
| $Ni/mg \cdot kg^{-1}$ | 35.40 | 9.25 | 23.14 | 5.17 | 22 | 21 | 26.6 | 0.009 |
| $Cu/mg \cdot kg^{-1}$ | 28.94 | 5.46 | 18.07 | 5.40 | 30 | 3 | 26.7 | 0.06 |
| $As/mg \cdot kg^{-1}$ | 13.79 | 4.65 | 9.64 | 2.25 | 23 | 0 | 11.2 | 0.057 |
| $Mo/mg \cdot kg^{-1}$ | 1.60 | 0.29 | 0.68 | 0.31 | 46 | 27 | 1.70 | 0 |
| $Cd/mg \cdot kg^{-1}$ | 0.26 | 0.06 | 0.15 | 0.04 | 24 | 77 | 0.12 | 0.2 |
| $Sb/mg \cdot kg^{-1}$ | 1.47 | 0.55 | 0.99 | 0.21 | 22 | 36 | 1.08 | 0.2 |
| $Tl/mg \cdot kg^{-1}$ | 0.58 | 0.31 | 0.44 | 0.05 | 11 | 8 | 0.52 | 0.2 |
| $Pb/mg \cdot kg^{-1}$ | 21.93 | 13.23 | 16.92 | 1.68 | 10 | 6 | 19.4 | 0.2 |
| $\mathrm{Hg/mg} \cdot \mathrm{kg}^{-1}$ | 0.032 | 0.009 | 0.019 | 0.005 | 28 | 62 | 0.017 | 0.47 |

注:n=77,P(k-s)>0.05 表示符合正态分布。

参数值如表 3 所示,部分元素变异函数模型如图 2 所示。元素 Al、Ca、Fe、V、Zn、Hg 的拟合结果均符合高斯模型。球状模型表明了元素的空间聚集分布程度,其空间结构是当采样间距小于变程时样点间的空间相关性随间距增大而降低^[29]。符合该分布的元素有 Mn、Ni、Sb、Tl。如果半方差函数模型是非水平直线型,基台值是渐近线的则为指数模型,符合该模型的元素有 Cr、Co、Cu、As、Cd、Mo、Pb。

当距离(h)为 0 时,半方差函数值 $\gamma(0)$ 称为块金值 (C_0) ,主要由测定误差和小于最小采样尺度的非连续性变异引起,属于随机性的变异因素;由结构性因素引起的变异函数值变化称为结构方差,用 C 表示。基台值 (C_0+C) 是半方差函数从初始的 C_0 随 h 增大而达到一个相对恒定的值,表示系统内的总变异[30]。从表 3 可看出,17 种元素的块金值都小于 1,说明本研究的土壤元素含量采样方案和采样间距较好地反映了研究区元素的变异程度。

土壤元素的空间分布是由区域的结构性因素(如成土母质、地形、气候等)和随机性因素(如工农业生产、交通等)共同作用的结果,结构性因素会使土壤元素的空间相关性增强,而随机性因素则会使其空间相关性减弱^[3]。块金值和基台值之比是反映区域化变量空间异质性程度的重要指标,该比值用以反映空间变异影响因素中区域结构性因素(成土母质、地形、气候

等)和随机性因素(人为活动等)的作用,称为块金效 应[32]。其比值越小,空间相关性越强。李哈滨等[30]研究 认为,当比值小于0.25,以结构性变异为主,具有强烈 的空间自相关性;0.25~0.75 为中等强度的空间相关 性;大于0.75 为弱的空间相关性,变量的空间变异以 随机性因素为主;如果接近于1,变量在研究尺度上 具有恒定的变异。研究区 16 种元素的块金效应均小 于 0.75, 其中 Fe、V、Zn、Co、Cu、As、Mo、Cd、Tl 的块金 效应小于 0.25, 具有较强的空间相关性; Al、Ca、Sb、Pb、 Hg 的块金效应大于 0.3, 具有中等强度的空间相关 性。变程是表示变量空间相关性范围的变量,变程以 内的元素具有空间自相关性,变程以外的则不存在空 间自相关。Fe、Mn、V、Cr、Co、Zn、As、Tl、Hg 的变程均 大于50km,在较大范围内存在相关性。说明Fe、Mn、 V、Zn、Cr、Co、As、Tl、Hg 受结构性因素影响较大,并且 其空间自相关性良好,空间分布未受到人为因素影 响。Cu、Mo、Cd、Sb、Pb 变程较小,仅在小范围内存在 空间相关性,说明整体结构还在,受区域随机因素(农 业灌溉、交通、工业生产)影响较大,影响因素复杂。Fe 的变程为 165.58 km, 变程较大, 是地壳中稳定元素, 是自然风化产物,受区域地质作用影响^[33]。Al 的变程 为 18.01 km, 变程较小,除了与成土母质有关,还受随 机因素的影响。Ca的变程为59.76 km,是活动性元素, 易在土壤中发生迁移,主要受成土母质的影响[29,34]。

表 3 表土元素半方差函数最优模型及拟合参数(n=77)

Table 3 Semivariance model and fitting parameters of elements in topsoil (n=77)

| 元素 | 理论模型 | 块金值 Co | 基台值 C ₀ +C | 块金效应 <i>C₀</i> (<i>C₀</i> +C) | 变程/km | 决定系数 R ² | 残差 RSS |
|---------------------|------|--------|-----------------------|--------------------------------|--------|---------------------|-----------|
| Al | 高斯模型 | 0.002 | 0.005 | 0.400 | 18.01 | 0.782 | 3.667E-06 |
| Ca | 高斯模型 | 0.019 | 0.048 | 0.397 | 59.76 | 0.909 | 1.107E-04 |
| Fe | 高斯模型 | 0.013 | 0.121 | 0.111 | 165.58 | 0.863 | 1.589E-04 |
| Mn | 球状模型 | 0.026 | 0.101 | 0.258 | 80.5 | 0.915 | 4.47E-04 |
| V | 高斯模型 | 0.012 | 0.068 | 0.174 | 133.71 | 0.819 | 1.244E-04 |
| Zn | 高斯模型 | 0.055 | 0.376 | 0.146 | 188.45 | 0.759 | 1.774E-04 |
| Cr | 指数模型 | 0.014 | 0.050 | 0.269 | 65.1 | 0.780 | 3.341E-04 |
| Co | 指数模型 | 0.018 | 0.093 | 0.192 | 59.1 | 0.854 | 8.77E-04 |
| Ni | 球状模型 | 0.031 | 0.107 | 0.288 | 117.1 | 0.758 | 8.786E-04 |
| Mo | 指数模型 | 0.008 | 0.067 | 0.120 | 11.7 | 0.695 | 3.71E-04 |
| Cu | 指数模型 | 0.010 | 0.128 | 0.079 | 5.7 | 0.028 | 7.464E-04 |
| As | 指数模型 | 0.049 | 0.199 | 0.247 | 632.4 | 0.710 | 5.217E-04 |
| Cd | 指数模型 | 0.009 | 0.066 | 0.137 | 6.9 | 0.087 | 1.785E-03 |
| Sb | 球状模型 | 0.028 | 0.061 | 0.458 | 32.5 | 0.893 | 1.649E-04 |
| Tl | 球状模型 | 0.006 | 0.027 | 0.209 | 117.6 | 0.835 | 4.303E-04 |
| Pb | 指数模型 | 0.005 | 0.011 | 0.420 | 43.5 | 0.699 | 1.549E-04 |
| Hg | 高斯模型 | 0.054 | 0.130 | 0.415 | 75.0 | 0.878 | 7.439E-04 |

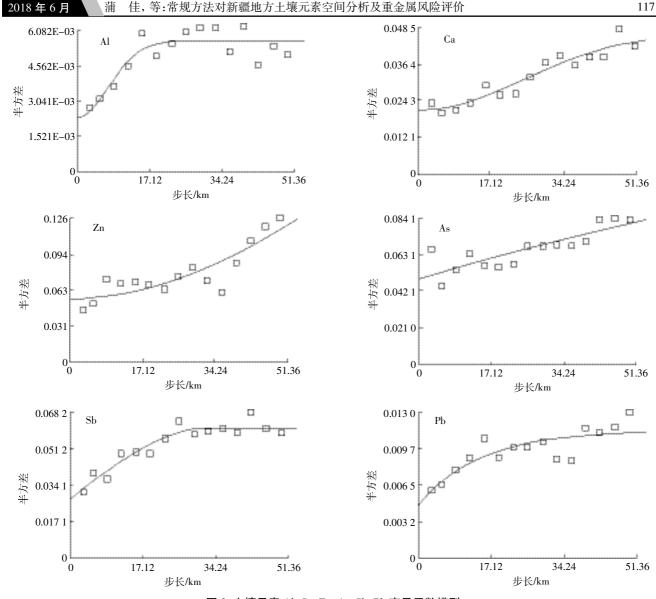


图 2 土壤元素 Al、Ca、Zn、As、Sb、Pb 变异函数模型

Figure 2 Semivariograms for element Al, Ca, Zn, As, Sb and Pb of topsoil

2.3 重金属空间分布特征及其影响因素分析

为分析重金属元素含量的分布特征,对 Mn、Zn、 V、Cr、Co、Ni、Cu、Tl、Mo、Sb、As、Cd、Pb、Hg 进行空间 分析,结果表明(图 3),Mn、Mo、TI的空间分布较为均 匀,区域之间的差异并不明显,仅在流域北部和硕县 境内含量稍高于其他地区,自然来源为主。Zn、V、Cr、 Co、Cu 的空间分布特征类似,在东部和北部区域县城 周边、交通干线附近含量较高。Sb、Hg、Cd、Pb 的空间 分布特征类似,呈斑块状分布,集中在和硕县、焉耆 县和博湖县周边局部地区,和局部工农业活动有关。 这说明交通尾气排放、城市和工厂固体垃圾堆放以及 农药化肥过量使用等造成区域重金属含量较高[5,15]。 As 的高值区分布在西部开都河出山口和东部县城、

街道周边,说明 As 既有自然来源,也有人为来源。研 究表明[35-36],天山山脉富含砷矿,在大气搬运、降水冲 刷、淋滤等作用下尘埃中与溶解出的 As 和其他重金 属元素被河流搬运沉积于博斯腾湖流域,可能是造成 区域As等重金属含量较高的重要原因。

综上所述,重金属含量在县城周边、省国道交通 干线附近以及局部的工厂附近具有较高值,东部地区 高于西部地区,东部的工农业、城镇等较西部密集,人 类活动的影响程度较高。

2.4 重金属污染特征

为分析不同环境介质中重金属的危害,众多科学 家提出了不同的评价方法,本文运用单因子和内梅罗 污染指数法以及潜在生态风险指数法评价博斯腾湖 1172 **农业环境科学学报** / 第 37 卷第 6 期

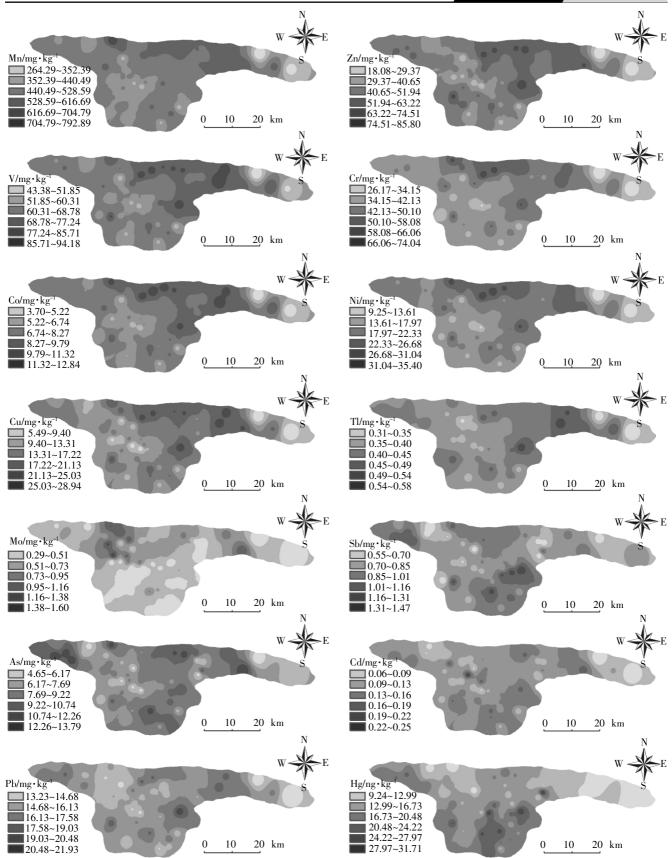


图 3 博斯腾湖流域绿洲表土重金属元素空间分布图

Figure 3 Spatial distribution of heavy metals in oasis topsoil of the Bosten Lake Basin

流域绿洲表层土壤中重金属的污染程度,综合两种评价结果,以准确把握流域绿洲土壤的质量状况,为生态环境保护提供参考。

2.4.1 内梅罗污染指数法

单因子指数结果显示(表 4), Co 的单因子指数小于 1, 没有污染, Mn、V、Zn、Cr、Ni、Cu、As、Cd、Sb、Tl、Pb、Hg 的单因子污染指数均值在 0~2 之间, 个别样点存在污染, 其中被污染的样点数排序为 Cd(58)>Hg(46)>Cr(36)>V(31)>Sb(28)>As(21)>Zn(17)>Ni(16)>Tl(6)>Pb(5)>Mn(3)>Cu(2)。根据单因子污染指数结果计算内梅罗综合污染指数值,并评价其污染程度。结果表明 Co 属于安全级别, Mn、Cu、Tl、Pb 的污染程度在警戒限内。V、Zn、Cr、Ni、As、Cd、Sb、Hg 的内梅罗污染指数在 1~2 之间,属于轻微污染程度稍高于Cd、Hg 的污染指数值接近 1.5,轻微污染程度稍高于

其余重金属。

Cd、Hg的内梅罗污染指数呈斑块状分布(图 4), 高值区均分布在流域东南部,集中在焉耆县和博湖县 县城周边、交通线附近,说明其多分布在受人类活动 影响强度高的区域。

2.4.2 潜在生态风险指数

利用潜在生态风险指数法计算的结果如表 5 所示,博斯腾湖流域绿洲表土 11 种重金属平均 E; 的大小排序为 Hg(45.39)>Cd(36.97)>As(8.60)>Pb(4.36)>Ni(4.35)>Cu(3.38)>Co(2.82)>Cr(2.02)>V(1.95)>Zn(0.83)>Mn(0.81),Cd 的平均 <math>E; 值为 36.97,约 37.7% 的样点 E; 值大于 40,存在轻微生态风险,Hg 的平均 E; 值为 45.39,最大值达到 74.7,约62.3%的样点风险值大于 40,存在轻微生态风险,其余重金属元素的 E; 值均小于 40,无生态风险。综合潜在生态风险指数 RI

表 4 博斯腾湖流域绿洲表土重金属内梅罗污染指数

Table 4 Nemerow pollution index of heavy metal in oasis topsoil of the Bosten Lake Basin

| 重金属 背景值/ mg·kg ⁻¹ 污染样点个数(F | | P _i 以及污染程度 | | | 力提四比粉 D | 运轨证从 | |
|--|----------------------|-----------------------|-----------|-------|-----------|------|----|
| | 乃架件点个数 $(P_i > 1)$ 一 | 范围 | 平均值 | 单因子污染 | - 内梅罗指数 P | 污染评价 | |
| Mn | 688 | 3 | 0.38~1.15 | 0.81 | 有 | 0.99 | 警戒 |
| V | 74.9 | 31 | 0.58~1.26 | 0.98 | 有 | 1.12 | 轻微 |
| Zn | 68.8 | 17 | 0.26~1.25 | 0.83 | 有 | 1.05 | 轻微 |
| Cr | 49.3 | 36 | 0.53~1.50 | 1.01 | 有 | 1.28 | 轻微 |
| Co | 15.9 | 0 | 0.23~0.81 | 0.56 | 无 | 0.70 | 安全 |
| Ni | 26.6 | 16 | 0.35~1.33 | 0.87 | 有 | 1.12 | 轻微 |
| Cu | 26.7 | 2 | 0.20~1.08 | 0.68 | 有 | 0.90 | 警戒 |
| As | 11.2 | 21 | 0.41~1.23 | 0.86 | 有 | 1.06 | 轻微 |
| Cd | 0.12 | 58 | 0.64~1.69 | 1.20 | 有 | 1.46 | 轻微 |
| Sb | 1.08 | 28 | 0.50~1.36 | 0.92 | 有 | 1.16 | 轻微 |
| Tl | 0.52 | 6 | 0.60~1.12 | 0.86 | 有 | 0.99 | 警戒 |
| Pb | 19.4 | 5 | 0.68~1.13 | 0.87 | 有 | 1.00 | 警戒 |
| Hg | 0.017 | 46 | 0.60~1.82 | 1.08 | 有 | 1.50 | 轻微 |

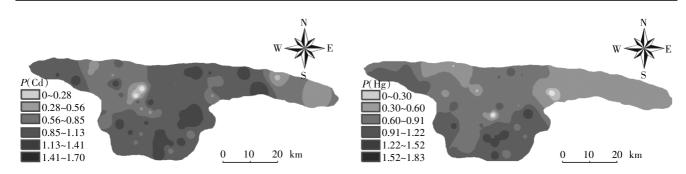


图 4 Cd、Hg 的内梅罗污染指数空间分布

Figure 4 Spatial distribution of Nemerow index of Cd and Hg element

表 5 博斯腾湖流域绿洲表土重金属元素潜在生态风险评价

| Table 5 The potential ecological risk assement of heavy metal in oasis topsoil of Bosten Lake Bas | Table 5 | The potential | ecological risk | assement of heavy | metal in oasis | topsoil of Bosten | Lake Basin |
|---|---------|---------------|-----------------|-------------------|----------------|-------------------|------------|
|---|---------|---------------|-----------------|-------------------|----------------|-------------------|------------|

| 重金属 背景值/ | | 毒性系数[37] | E以及风险程度 | | | 炉入污油 Ł 粉 DI | 综合风险程度 |
|---------------------|--------------------|----------|------------|-------|-------|-------------|----------------|
| 里並馮 | $mg \cdot kg^{-1}$ | 母注示数 | 范围 | 平均值 | 单因子风险 | 一综合污染指数 RI | 坏百八四 住皮 |
| Mn | 688 | 1.00 | 0.38~1.15 | 0.81 | 无 | 55.1~161.85 | 轻微~中等 |
| V | 74.9 | 2.00 | 1.16~2.51 | 1.95 | 无 | | |
| Zn | 68.8 | 1.00 | 0.26~1.25 | 0.83 | 无 | | |
| Cr | 49.3 | 2.00 | 1.06~3.00 | 2.02 | 无 | | |
| Co | 15.9 | 5.00 | 1.16~4.04 | 2.82 | 无 | | |
| Ni | 26.6 | 5.00 | 1.74~6.65 | 4.35 | 无 | | |
| Cu | 26.7 | 5.00 | 1.02~5.42 | 3.38 | 无 | | |
| As | 11.2 | 10.00 | 4.15~12.31 | 8.60 | 无 | | |
| Cd | 0.12 | 30.00 | 15.5~63.75 | 36.97 | 轻微 | | |
| Pb | 19.4 | 5.00 | 3.41~5.65 | 4.36 | 无 | | |
| Hg | 0.017 | 40.00 | 21.69~74.7 | 45.39 | 轻微 | | |

值范围为 55.1~161.85,按照综合风险程度标准,27% 的样点 RI值小于 100,为轻微风险;73%样点的 RI值介于 100~250 之间,为中等风险。总体上看,博斯腾湖流域表层土壤重金属 Cd、Hg 的风险程度较高,应该引起相关部门的重视,其他重金属并无较大程度的生态风险,由于该流域工农业生产等人类活动的影响程度小,经济欠发达,因此并未对流域土壤等生态环境造成较大风险。

从单因子 Hg(Cd 不满足插值要求)和综合潜在生态风险空间分布特征来看(图 5),东南部明显高于西北部,风险高值区域分布在焉耆县和博湖县周边、农田分布密集区域、工厂等周围。

3 结论

(1)利用经典统计学方法分析博斯腾湖流域表土中元素含量特征,结果显示 17 种元素平均含量顺序为 Ca>Al>Fe>Mn>V>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>As>Co>Sb>Mo>Tl>Cd>Hg。其中常量元素 Al、Ca、Fe 含量远超新

疆土壤背景值,除重金属元素 Co、Mo 含量低于背景值外,其余 12 种重金属元素存在不同程度的超标, Cd、Hg 超标率高达 77%、62%。

(2)利用地统计方法分析了土壤元素的空间变异特征、空间分布特征。结果表明 Fe、Mn、V、Cr、Co、Zn、As、Tl、Hg 受结构性因素影响较大,其空间自相关性良好;Cu、Mo、Cd、Sb、Pb 变程较小,仅在小范围内存在空间相关性,说明整体结构还在,受区域随机因素(农业灌溉、交通、工业生产等)影响较大,影响因素复杂。Al、Fe 是地壳中稳定元素,受区域地质的影响,Al变程较小,说明还受随机因素影响。Ca 是活动性元素,受土壤化学淋溶、风化影响为主。空间分布结果为大多数重金属元素在县城周边、工厂以及交通干线附近具有较高值,As 在西部农业稀疏区和东南部含量较高,为自然和人为双重来源。

(3)分别运用 2 种风险评价方法分析重金属的潜在生态风险;内梅罗污染指数法结果显示,Co属于安全级别,Mn、Cu、Tl、Pb的污染程度在警戒限内。V、

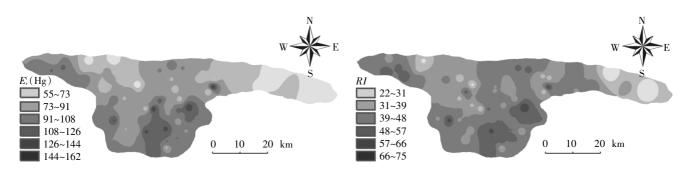


图 5 Hg 的潜在生态危害指数和综合生态危害指数的空间分布

Figure 5 Spatial distribution of potential ecological risk index of Hg element and integration

Zn、Cr、Ni、As、Cd、Sb、Hg的内梅罗污染指数在1~2之 间,属于轻微污染程度,其中Cd、Hg的污染指数值接 近 1.5,轻微污染程度稍高于其余重金属;单因子生态 风险结果表明 Cd、Hg 具有轻微生态风险,综合生态 风险结果为27%样点存在轻微风险,73%样点存在中 等风险。风险值的空间分布表现为东南部区域较高, 集中于焉耆县、博湖县县城周边城镇、交通干线附近 等。总体看来,博斯腾湖流域的 Cd、Hg 风险程度较 大,需要引起重视,其他重金属风险较低,人类工农业 生产活动并未对流域土壤产生较大危害。

参考文献:

- [1] Qing X, Zong Y T, Lu S G. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city(Anshan), Liaoning, Northeast China[J]. Ecotoxicol Environmental Safety, 2015, 120: 377-385.
- [2] Mazhari S A, Reza S A, Faezeh H. Heavy metals concentration and availability of different soils in Sabzevar area, NE of Iran[J]. Journal of African Earth Sciences, 2017, 134(Suppl C): 106-112.
- [3] Li H X, Ji H B. Chemical speciation, vertical profile and human health risk assessment of heavy metals in soils from coal-mine brownfield, Beijing, China[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2017, 183 (Part A):22-32.
- [4] Chen H M, Zheng C R, Tu C. et al. Heavy metal pollution in soils in China: Status and countermeasures[J]. AMBIO, 1999, 28(2): 130-134.
- [5] Zhang L, Song F B, Wang X B. Heavy metal contamination of urban soils in China: Status and countermeasures[J]. Ecology and Environment, 2004, 13(2):258-260.
- [6] Li Y P, Wang S L, Prete D, et al. Accumulation and interaction of fluoride and cadmium in the soil-wheat plant system from the wastewater irrigated soil of an oasis region in Northwest China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 595: 344-351.
- [7] 林承奇, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 九龙江表层沉积物重金属赋存形态及 生态风险[J]. 环境科学, 2017, 38(3):1002-1009. LIN Cheng-qi, HU Gong-ren, YU Rui-lian, et al. Speciation and ecological risk of heavy metals in surface sediments from Jiulong River[J]. Environment Science, 2017, 38(3):1002-1009.
- [8] Huang Z Y, Xie H, Cao Y L, et al. Assessing of distribution, mobility and bioavailability of exogenous Pb in agricultural soils using isotopic labeling method coupled with BCR approach[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 266: 182-188.
- [9] Xiao H F, Zang S Y, Guan Y, et al. Assessment of potential risks associated with heavy metal contamination in sediment in Aobaopao Lake, China, determined from sediment cores[J]. Ecotoxicology, 2014, 23(4):
- [10] Deng W B, Li X X, An Z S, et al. Identification of sources of metal in the agricultural soils of the Guanzhong Plain, Northwest China[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2017, 36(6): 1510-1516.
- [11] Wu C F, Wu J P, Luo Y M, et al. Statistical and geoestatistical charac-

- terization of heavy metal concentrations in a contaminated area taking into account soil map units[J]. Geoderma, 2008, 144(1/2):171-179.
- [12] Jose A R M, Manuel L A, Jose M G C. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geoestatistical methods to study spatial variations[J]. Environmental Pollution, 2006, 144(3):1001-1012.
- [13] 古力热·吾买尔. 新疆博尔塔拉河流域土壤重金属地球化学特征 及潜在生态风险评价[D]. 乌鲁木齐:新疆大学, 2015. GULIRE · Wumaier. Geochemical characteristics and potencial ecological risk of heavy metals in surfical soils of Bortala River Basin, Xinjiang[D]. Urumqi: Xinjiang University, 2015.
- [14] 丁之勇, 马 龙, 吉力力 · 阿不都外力, 等. 新疆博尔塔拉河湖流域 土壤元素空间变异性及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2017, 26 (6):939-948.
 - DING Zhi-yong, MA Long, JILILI · Abuduwaili, et al. Spatial variations and influence factor analysis of heavy metals in topsoil of Bortala River Basin, Northwest China[J]. Ecology and Environmental Science, 2017, 26(6):939-948.
- [15] 张兆永, 吉力力 · 阿不都外力, 姜逢清, 等. 艾比湖流域农田土壤重 金属的环境风险及化学形态研究[J]. 地理科学, 2015, 35(9):1198-1206.
 - ZHANG Zhao-yong, JILILI · Abuduwaili, JIANG Feng-qing, et al. Environment risk and chemical forms of heavy metals in farmland of Ebinur Basin[J]. Scientia Geographica Sinica, 2015, 35(9):1198-1206.
- [16] 海米提·依米提, 祖皮艳木·买买提, 夏库热·塔依尔. 焉耆盆地表层 土壤重金属的分布、来源及区域差异[J]. 生态学杂志, 2014, 33 (10):2789-2795.
 - YIMIT Hamit, MAMAT Zulpiya, TAYIR Xiakure. Spatial distribution, source and regional difference of soil heavy metals in Yanqi Basin, China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(10): 2789-2795.
- [17] Zhou H H, Chen Y N, Perry L, et al. Implications of climate change for water management of an arid inland lake in Northwest China[J]. Lake and Reservoir Management, 2015, 31(3):202-213.
- [18] 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: 329-368. China National Environmental Monitoring Center. The background concentrations of soil elements in China[M]. Beijing: Chinese Environ-

ment Sciences Press, 1990: 329-368.

- [19] 李春芳, 王 菲, 曹文涛, 等. 龙口市污水灌溉区农田重金属来源、 空间分布及污染评价[J]. 环境科学, 2017, 38(3):1018-1027. LI Chun-fang, WANG Fei, CAO Wen-tao, et al. Source analysis, spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in sewage irrigation area farmland soils of Longkou City[J]. Environmental Science, 2017, 38(3): 1018-1027.
- [20] Huang Y, Chen Q Q, Deng M H, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in Southeast China[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 207: 159-168.
- [21] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8):975-1001.

农业环境科学学报 第 37 卷第 6 期

- [22] Zhang Z, Li J Y, Mamat Z, et al. Sources identification and pollution e-valuation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China[J]. Ecotoxicol Environmental Safety, 2016, 126:94–101.
- [23] Zhang J, Deng H, Wang D, et al. Toxic heavy metal contamination and risk assessment of street dust in small towns of Shanghai suburban area, China[J]. Environmental Science Pollution Research International, 2013, 20(1):323-332.
- [24] Jilili A, Zhang Z Y, Jiang F Q. Assessment of the distribution, sources and potential ecological risk of heavy metals in the dry surface sediment of Aibi Lake in Northwest China[J]. PLoS One, 2015, 10(3): e0120001.
- [25] Fernandez J A, Carballeira A. Evaluation of contamination, by different elements, in terrestrial mosses[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2001, 40(4):461-468.
- [26] Zhou J, Feng K, Pei Z P, et al. Pollution assessment and spatial variation of soil heavy metals in Lixia River Region of Eastern China [J]. Journal of Soils and Sediments, 2016, 16(3):748-755.
- [27] Zhao K L, Fu W J, Ye Z Q, et al. Contamination and spatial variation of heavy metals in the soil-rice system in Nanxun County, Southeastern China[J]. International Journal Environment Research Public Health, 2015, 12(2):1577-1594.
- [28] Johnson N L. Bivariate distributions based on simple translation systems[J]. *Biometrika*, 1949, 36(3/4):297–304.
- [29] 刘 文, 吴敬禄, 马 龙. 乌兹别克斯坦表层土壤元素含量与空间结构特征初步分析[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(2): 282–289. LIU Wen, WU Jing-lu, MA Long. An initial analysis of topsoil element contents and its spatial distribution in Uzbekistan[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(2): 282–289.
- [30] 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 Ha-bin, WANG Zheng-quan, WANG Qing-cheng. Theory and methodology of spatial heterogeneity quantification[J]. *Chinese Journal*

- of Applied Ecology, 1998, 9(6):651-657.
- [31] Yan W, Liu D, Peng D, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in the farmland along mineral product transportation routes in Zhejiang, China[J]. Soil Use and Management, 2016, 32(3): 338-349.
- [32] Cambardella C A, Moorman T B, Parkin T B, et al. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(5):1501-1511.
- [33] Chen J, Ji J F, Qiu G, et al. Geochemical studies on the intensity of chemical weathering in Luochuan loess-paleosol sequence, China[J]. Science in China Series D-Earth Sciences, 1998, 41(3):235-241.
- [34] 马 龙, 吴敬禄, 曾海鳌, 等. 吉尔吉斯斯坦表土元素组合及分布特征[J]. 干旱区地理, 2014, 37(4):639-645.

 MA Long, WU Jing-lu, ZENG Hai-ao, et al. Element assemblages and its distribution of surface soil samples from Kyrgyzstan[J]. *Arid Land Geography*, 2014, 37(4):639-645.
- [35] 张兆永, 吉力力·阿不都外力, 姜逢清. 天山山地表层土壤重金属的 污染评价及生态风险分析[J]. 地球科学进展, 2014, 29(5):608-616.
 - ZHANG Zhao-yong, JILILI · Abuduwailil, JIANG Feng-qing. Assessment of heavy metal pollution in the soil of Tianshan Mountains and analysis of potential ecological risk[J]. *Advances in Earth Science*, 2014, 29(5):608-616.
- [36] 王连方, 郑宝山, 王生玲, 等. 新疆水砷及其对开发建设的影响(综合报告)[J]. 地方病通报, 2002, 17(1):21-24.
 WANG Lian-fang, ZHENG Bao-shan, WANG Sheng-ling, et al. Water arsenic and its effect on development of Xinjiang(Comphrehensive report)[J]. Endemic Diseases Bulletin, 2002, 17(1):21-24.
- [37] 徐争启, 倪师军, 庹先国, 等. 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, 2008, 31(2):112–115.

 XU Zheng-qi, NI Shi-jun, TUO Xian-guo, et al. Calculation of heavy metals toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 31(2):112–115.