



文章栏目: 土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201901186

中图分类号 X53

文献标识码 A

杨伟光, 陈卫平, 杨阳, 等. 新疆某矿冶区周边土壤重金属生物有效性及生态风险评价[J]. 环境工程学报, 2019, 13(8): 1930-1939.

YANG Weiguang, CHEN Weiping, YANG Yang, et al. Bioavailability and ecological risk assessment of heavy metals in soils around a mining area in Xinjiang, China[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(8): 1930-1939.

新疆某矿冶区周边土壤重金属生物有效性及生态风险评价

杨伟光^{1,2}, 陈卫平¹, 杨阳^{1,*}, 刘长峰^{1,2}, 马凌超¹

1. 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049

第一作者: 杨伟光(1988—), 男, 硕士研究生。研究方向: 土壤污染与生态风险评价。E-mail: wei_guangyang@sina.com

*通信作者: 杨阳(1990—), 男, 博士, 助理研究员。研究方向: 生态风险评价。E-mail: yyang@rcees.ac.cn

摘要 矿业活动对土壤系统良性运转带来较大的环境负荷, 矿区周边土壤重金属污染风险评估是土壤污染防治和资源可持续开发的关键。在应用单因子污染指数法、潜在生态风险指数法、风险评价编码法(RAC), 并结合空间分析和冗余分析手段的基础上, 对新疆某矿冶区周边土壤重金属生物有效性和生态风险进行了系统研究。结果表明: 研究区土壤 As、Cu、Mn 和 Cd 超标率分别为 88%、38%、49% 和 24%; 土壤 Mn、Zn、As 和 Cd 弱酸可溶态高值区主要集中在尾砂库和收砷房的附近区域。单因子污染指数评价揭示 As 和 Cu 污染累积较为严重。潜在生态风险评价显示, As、Cd 和 Cu 生态风险较高, Mn 为低生态风险。风险编码法(RAC)评价结果进一步揭示 Mn 和 Cd 具有显著的土壤迁移风险。冗余分析结果显示, 空间异质性是影响土壤重金属弱酸可溶态含量变异的主要因素。土壤 pH 和重金属弱酸可溶态是影响潜在生态风险指数(RI)的 2 个重要因素。综合风险评价手段与多尺度分析方法的联合应用有助于提高区域风险评价的准确性。

关键词 矿冶区; 土壤; 重金属污染; 风险评价编码法; 生物有效性; 生态风险

我国土壤重金属污染形势严峻, 矿区周边土壤污染事件频发^[1-2]。李乔等^[1]对新疆准东煤田周边农田土壤重金属研究发现, Cd 和 Hg 污染风险较高, 威胁农作物安全和人体健康。胡锋等^[2]对新疆伊犁矿区土壤重金属 Cd、Ni、Pb、Cr、Cu 和 Zn 进行风险评价, 结果显示 Cu 潜在生态危害程度最高。AOSTA 等^[3]对铅锌尾矿库周边土壤进行研究, 发现 Cd、Pb 和 Zn 的迁移风险较高, 对植物的危害较大。土壤重金属生态风险评估作为区域资源开发和污染控制策略指定的重要参考而受到国内外学者的广泛关注^[4-5]。

传统土壤重金属生态风险评价的方法(单因子指数法、富集系数法、污染负荷指数法和内梅罗综合指数法等)可对区域土壤重金属污染情况进行初步评估^[6]。但由于重金属活性、土壤理化性质和土壤背景值的显著差异, 单一方法的评价结果存在很大的不确定性, 难以充分反映区域土壤重金属污染的风险状况^[7]。潜在生态风险指数法考虑到不同地区土壤的背景值, 结合生态环境效应和

收稿日期: 2019-01-29; 录用日期: 2019-03-29

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0505702)

毒理水平对生态危害进行评估，具有简单、精确且相对快捷的特点^[8]。WANG 等^[9]应用潜在生态风险指数法对内蒙古某金矿区的某河段表层土壤重金属进行了风险评价；陈莹^[10]应用潜在生态风险指数法对陕西西部矿区土壤重金属污染进行了风险评估。然而重金属的释放迁移轨迹与方向和其存在的化学形态有密切关系^[11]。近年来，国外学者提出的风险评价编码法 (RAC) 可通过分析重金属形态分布特征来评价其对生态环境产生的风险^[12]，然而相关研究在国内还较薄弱。在欧共体改进的 BCR 法中，弱酸可溶态被确定为生物有效态，它和植物、生物中重金属含量间具有很强的相关性^[13]，可以反映重金属在土壤中的生物有效性。ZHANG 等^[14]研究发现铅锌矿区周围土壤 Ni 和 Cu 弱酸可溶态含量与玉米中的 Ni 和 Cu 含量呈显著相关 (相关系数分别为 0.75 和 0.62, $P < 0.01$)。LIAO 等^[15]对广东省南部大宝山矿区进行研究发现，BCR 法提取的土壤 Zn 和 Cd 弱酸可溶态含量与谷粒中 Zn 和 Cd 含量呈显著相关 (相关系数分别为 0.82 和 0.78, $P < 0.01$)，与芥菜中含量也呈显著相关 (相关系数分别为 0.87 和 0.69, $P < 0.01$)。因此，在进行重金属生态风险评价时，对重金属化学形态的考虑就显得尤为重要。

鉴于针对生态环境脆弱地区矿冶区土壤重金属生物有效性和土壤理化性质以及生态风险关系的综合风险评价研究较少，因此，本研究以新疆某矿冶区为例，综合潜在风险指数法和 RAC 风险编码法，结合空间分析，对区域土壤重金属污染进行综合评估，并应用冗余 (RDA) 分析识别了影响风险水平的关键土壤因子，研究结果既可为当地主要污染物控制及资源可持续发展提供科学支撑，也可为其他地区土壤重金属污染风险评估提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于新疆西北部某矿冶区，地形为西北高、东南低，属于温带大陆性半干旱气候。研究区有河流流经，土地利用类型以草地为主。区域降水量少，风沙大，植被稀少 (覆盖率低于 30%)，生态环境极为脆弱。矿冶区年可冶炼加工黄金 2 t，生产硫酸 3.5 万 t，产值达 4.4 亿元以上。矿冶区采用氯化挥发法提取黄金。频繁的矿业活动增加了区域环境重金属污染风险，已引起当地民众和政府部门的广泛关注。

1.2 样点分布

根据研究区地貌特征和常年盛行风向，围绕矿冶区在东 (E)、西 (W)、南 (S)、北 (N) 4 个方向，共设置 34 个样点，样点位置见图 1。应用矩形 (10 m × 10 m) 5 点混合采样法，采集表层土壤 (0~10 cm)。在矿冶区 E、S、N 3 个方向，采集 10 个土壤样品，编号为 N1~N10、E1~E10 和 S1~S10；在矿冶区 W 方向，采集 4 个土壤样品 (接近矿山)，编号为 W1~W4。

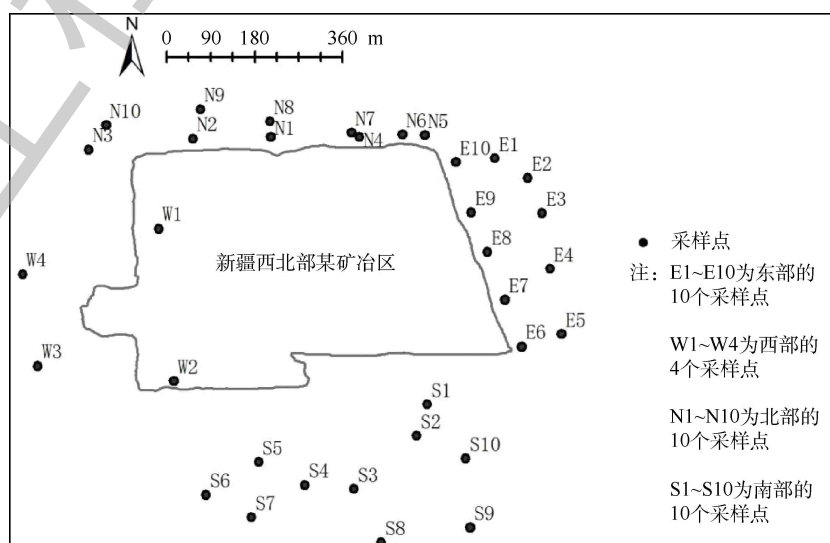


图 1 样点分布图

Fig. 1 Map of soil sampling

1.3 样品处理与分析

土壤样品经风干、研磨后,过2 mm筛,用于测定土壤pH和EC、有机质等基本土壤理化性质。土壤As采用王水(HCl-HNO₃, 3:1)进行水浴消解^[16];其余重金属采用四酸法(HCl-HF-HNO₃-HClO₄, 10:3:3:1)^[17]进行消解;采用BCR法^[18]对重金属的弱酸可溶态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)和残渣态(F4)进行形态分析。采用ICP-OES(Prodigy7, Leemanlabs, USA)测定Mn和Cu含量;采用ICP-MS(NexION 300x, PerkinElmer, USA)测定土壤Zn、Cr、Ni、Co、Cd和Pb含量;采用AFS(AF-610B, 北京瑞利)测定土壤As含量。在实验过程中,采用GBW07447(国家土壤标准物质)进行质量控制,测得标准回收率为85.3%~107.3%。

1.4 风险评价

1.4.1 单因子风险评价

单因子污染指数法^[19]计算方法见式(1)。

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

式中: P_i 为重金属元素污染指数; C_i 为重金属元素实测值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; S_i 为重金属元素的评价标准值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,本研究采用新疆土壤重金属背景值^[20]。

1.4.2 潜在生态风险指数评价

潜在生态风险评价^[21]计算方法见式(2)和式(3)。

$$E_r^i = T_r^i \cdot \frac{C_D^i}{C_R^i} \quad (2)$$

式中: E_r^i 为单项重金属潜在风险指数; T_r^i 为重金属的生物毒性响应因子^[22],反映了重金属在水相、固相和生物相之间的响应关系,Mn、Cu、Zn、Pb、Ni、Co、As和Cd的生物毒性响应因子分别为1、5、1、5、1、5、10和30; C_D^i 为重金属含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_R^i 为参照值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,本研究采用新疆土壤重金属背景值^[20]。

$$I_{RI} = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (3)$$

式中: I_{RI} 为重金属综合潜在风险指数。根据 E_r^i 和 I_{RI} ,可将重金属划分为低生态风险($E_r^i < 40$, $I_{RI} < 150$)、中等生态风险(E_r^i 为40~80, I_{RI} 为150~300)、高生态风险(E_r^i 为80~160, I_{RI} 为300~600)、较高生态风险(E_r^i 为160~320)、极高生态风险($E_r^i > 320$, $I_{RI} > 600$)^[23]。

1.4.3 RAC风险评价编码法

RAC风险评价编码法^[24]计算方法见式(4)。

$$F_{RAC} = \frac{C_{F1}}{C_{F1} + C_{F2} + C_{F3} + C_{F4}} \times 100\% \quad (4)$$

式中: C_{F1} 为弱酸可溶态含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_{F2} 为可还原态含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_{F3} 为可氧化态含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_{F4} 为残渣态含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; F_{RAC} 为单一重金属弱酸可溶态占4种形态总和的百分比。根据RAC风险指数,将风险划分为无风险($F_{RAC} < 1$)、低风险(F_{RAC} 为1~10)、中等风险(F_{RAC} 为10~30)、高风险(F_{RAC} 为30~50)以及极高风险($F_{RAC} > 50$)^[25]。

1.4.4 数据分析

应用普通Kriging(ArcGIS 10.4)进行空间插值分析。采用SPSS19.0和R3.4.3对数据进行统计分析。使用SigmaPlot12.5作图。重金属弱酸可溶态含量数据经对数转换后,进行正态分布检验(Shapin-wilk检验, $P < 0.05$)。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量特征

研究区土壤 pH 为 7.64~8.91, EC 为 77.3~1 402 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, 有机质为 14.7~32.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 这符合西北干旱区典型土壤基本特征^[26]。研究区土壤重金属全量与弱酸可溶态含量统计分析结果如表 1 所示。土壤重金属 As(1.7~1 730 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和 Cu(3.4~1 809 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 全量变幅较大, 变异系数分别为 114% 和 172%。研究区土壤 As 和 Cu 超标率分别为 88% 和 38%; Zn 与 Cd 在少数点位有超标现象, 超标率分别为 24% 和 6%, 而 Mn 超出背景值的比例为 49%。土壤 Mn、As、Cu 弱酸可溶态含量平均值较高, 分别为 8.94、4.51 和 3.95 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 土壤 Cu、Pb、Zn、Co 和 As 弱酸可溶态含量变异系数较大, 分别为 274%、208%、169%、137% 和 131%; 单因子污染指数评价显示, As 和 Cu 污染风险较高, 其风险指数值分别为 41.9 和 8.28; As(431) 的潜在生态风险指数最大, 其次为 Cd(107) 和 Cu(42.6); 而 Mn 的 RAC 风险指数最大, 为 22.1%, 其次为 As 和 Cd, 分别为 16.5% 和 13.1%。综上所述, 研究区土壤 As、Cu、Cd 和 Mn 存在一定污染风险, As 和 Cu 受人活动影响, 并存在显著累积现象。

表 1 土壤重金属全量与弱酸可溶态含量统计分析

Table 1 Statistical analysis of total and weak acid soluble fraction of heavy metals in soils

重金属元素	全量					弱酸可溶态		
	(平均值±标准差)/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	变异系数/%	超标率/%	单因子污染指数 (P_i)平均值	潜在生态风险指数 (E_{ip})平均值	(平均值±标准差)/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	变异系数/%	F_{RAC} 平均值/%
Mn	691±113	16	49	1.00	1.01	150±54.1	36.1	22.1
Co	19±13.1	69	0	1.19	6.11	0.123±0.169	137	0.477
Ni	35±19.1	54	0	1.00	6.82	0.811±1.02	126	1.99
Cu	221±381	172	38	8.28	42.6	4.3±11.9	274	0.77
Zn	136±95.4	70	6	1.98	2.03	3.46±5.85	169	1.65
As	469±535	114	88	41.9	431	28.6±37.6	131	16.5
Cd	0.4±0.285	71	24	3.33	107	0.051±0.032	62.7	13.1
Pb	31.1±30.7	98	0	1.60	8.24	0.273±0.576	208	0.703

注: 超标率参考农用地土壤风险管控标准(GB 15618-2018)^[27], 其中Mn超标率参考新疆土壤元素背景值^[20]。

2.2 土壤重金属生物有效性

应用 ArcGIS 空间分析模块绘制了土壤重金属弱酸可溶态含量空间分布图, 结果如图 2 所示。研究区土壤重金属弱酸可溶态含量空间分布格局整体上较为类似, 都是北边较低, 南边接近矿冶区的部分区域较高, 离矿冶区一定距离后由高向低转变。其中土壤 Co、Cu 和 Ni 弱酸可溶态含量高值区主要集中在接近矿冶区东南边的尾砂库区域, 如图 2(a)~(d) 所示。土壤 Pb 弱酸可溶态含量高值区主要集中在矿冶区南边偏西的收砷房附近, 如图 2(h) 所示。土壤 Mn、Zn、As 和 Cd 弱酸可溶态含量高值区主要集中在矿冶区南边偏西的收砷房和东南边的尾砂库区域附近, 如图 2(f)~(g) 所示。

进一步分析土壤 Mn、Cd、As 和 Cu 重金属形态分布特征, 结果如图 3 所示。弱酸可溶态所占比例从大到小依次为 Mn>Cd>As>Cu(平均值)。在不同的方位, 同一种金属的弱酸可溶态所占比例会有所不同, Mn 在南边、Cu 在东边、As 在西边均出现较大比例分布, 而 Cd 在不同区域相差较小。而重金属弱酸可溶态可以被生物直接吸收利用, 对生物的危害较大^[28]。因此, 土壤 Mn 相对于 Cd、As 和 Cu 对生物的危害较大。可还原态在土壤环境中一般比较稳定, 但随着 pH 和 Eh 等的

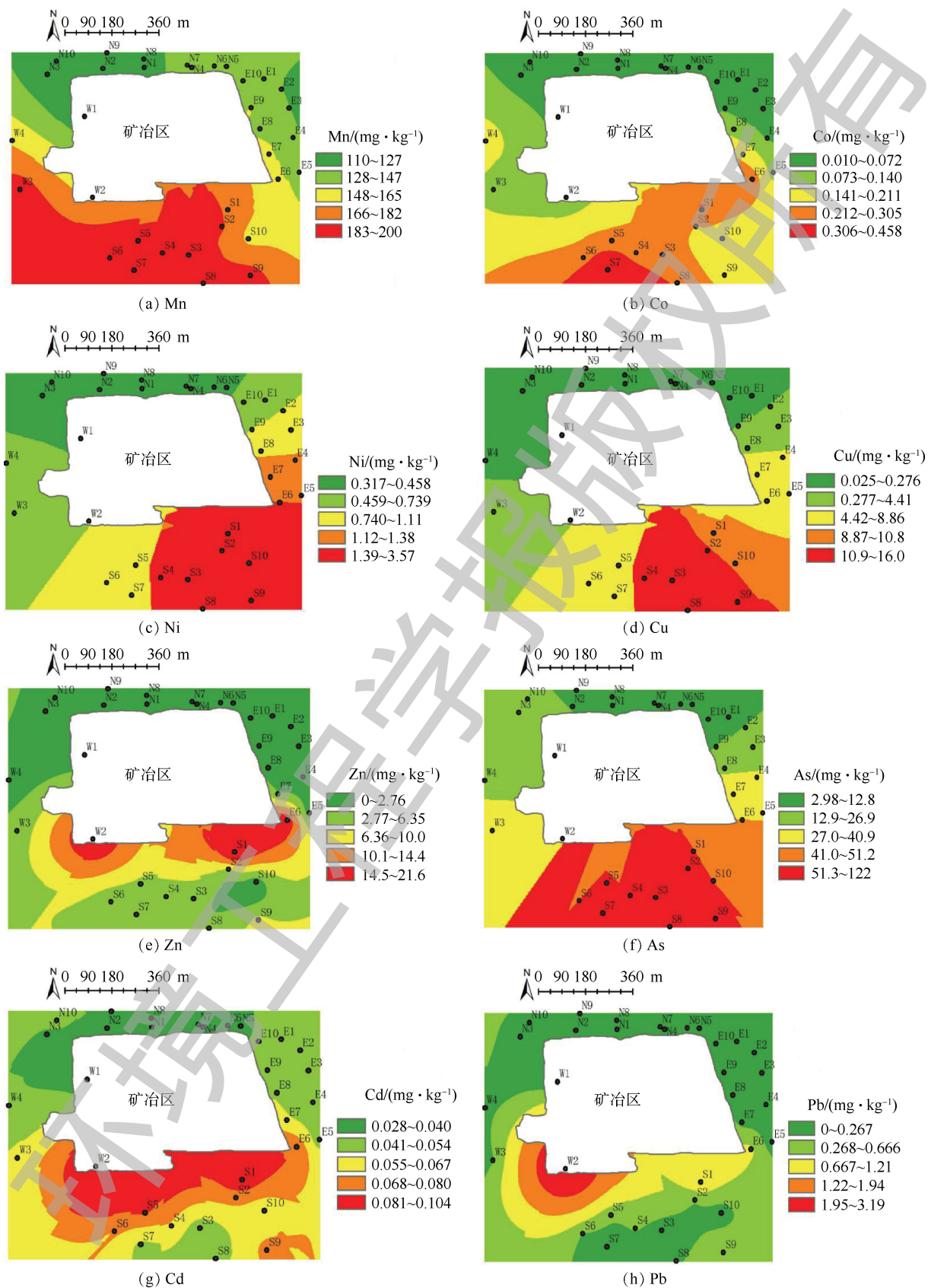


图2 重金属弱酸可溶态含量的空间分布特征

Fig. 2 Spatial distribution of weak acid soluble fraction of heavy metals in soils

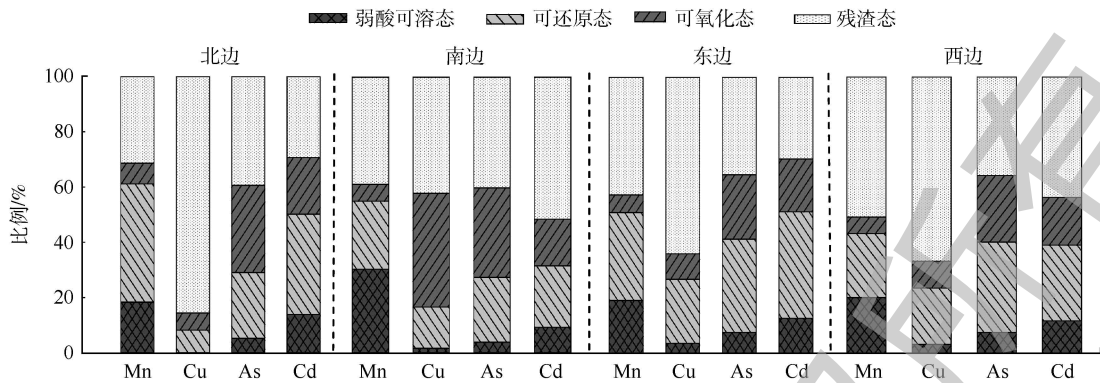


图 3 土壤重金属形态分布

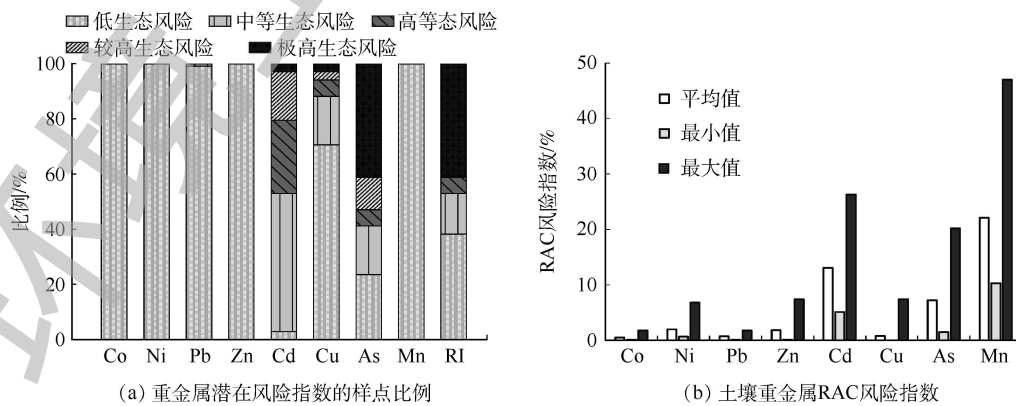
Fig. 3 Distribution characteristics of heavy metals forms in soils

改变，会被还原成弱酸可溶态，存在潜在对生物危害的风险^[29]。土壤 Mn、Cd、Cu 和 As 可还原态所占比例与弱酸可溶态类似，而分布却不同；Mn 可还原态比例在北边最高，As、Cd 和 Cu 均在东边和西边最高，说明除 Mn 潜在毒性风险在北边较高外，其余 3 种重金属的潜在毒性风险均在东边和西边较高。可氧化态比例以 As 和 Cu 在南边最大，Mn 和 Cd 相对较小。残渣态较为稳定，其中 Cu 在北边所占比例最大。李忠义等^[30]的研究也发现土壤 Cd、Zn 和 Cu 等重金属弱酸可溶态在靠近尾砂库附近区域含量较高。由此可见，区域矿业活动对土壤重金属生物有效性存在显著影响。

2.3 生态风险评价

单项重金属潜在生态风险指数评价结果如图 4(a) 所示。土壤 As 极高风险所占比例最大，为 41%，中等风险比例为 18%，而较高风险和高风险比例均未超过 10%；Cu 的中等生态风险与高生态风险所占比例分别为 18% 和 6%，而较高生态风险和极高生态风险比例各占 3%；Cd 中等生态风险样点所占比例最大，为 50%，高生态风险和较高生态风险所占比例分别为 27% 和 18%，极高生态风险比例仅为 3%；土壤 Pb 有 1 个样点处于中等风险水平，其余重金属元素均处于低生态风险水平。综合生态风险指数 (RI) 评价结果显示：研究区 8 种土壤重金属极高生态风险比例最大，约为 41%；其次为低生态风险，所占比例为 38%；中等生态风险和高风险比例分别为 15% 和 6%。其中 As、Cd 和 Cu 对区域土壤重金属潜在生态风险水平贡献率显著高于其他元素。

RAC 风险编码法评价结果如图 4(b) 所示。土壤 Cu、Zn、Pb、Ni 和 Co 所有样点 RAC 风险指数均小于 10%，处于低风险或无风险水平。值得注意的是，土壤 Mn 有 5 个样点风险指数为 30%~47%，处于高风险水平，27 个样点风险指数为 10%~30%，处于中等风险水平；土壤 Cd 有



(a) 重金属潜在风险指数的样点比例

(b) 土壤重金属RAC风险指数

图 4 土壤重金属潜在生态风险与 RAC 风险指数

Fig. 4 Potential ecological risk and RAC risk index of heavy metals in soils

24个样点风险指数为10%~30%，处于中等风险水平；土壤As的RAC风险指数范围为2%~20%，平均值为7%，有7个样点处于中等风险水平。由此可知，As和Cu潜在毒性风险较高，而Cd和Mn存在一定的迁移风险，应重点关注该4种重金属污染状况。

2.4 生态风险影响因子

应用RDA冗余分析法进一步探究了土壤pH和电导率(EC)对土壤重金属弱酸可溶态含量以及风险指数的影响，结果如图5所示。第1排序轴RDA1的贡献率达到65.1% ($R^2=0.69$, $P<0.01$)，8种重金属弱酸可溶态含量之间均呈现正相关关系，尤其是弱酸可溶态Co、Cu、Mn、Ni和弱酸可溶态Zn，以及弱酸可溶态As和弱酸可溶态Pb；弱酸可溶态Cd与弱酸可溶态Co、Mn、Ni等几种重金属弱酸可溶态含量无显著相关性，但弱酸可溶态As和Pb含量的相关性显著，此结果与方月梅等^[31]关于矿区重金属生物有效性关系的研究结论较为类似。

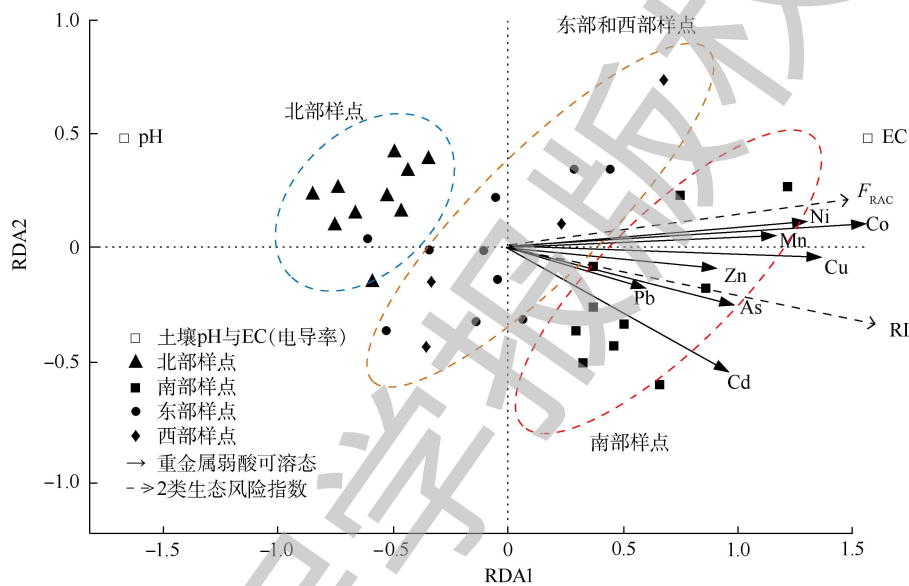


图5 土壤理化性质、重金属弱酸可溶态含量与生态风险指数的相关关系

Fig. 5 Relationship between physicochemical properties of soils, weak acid soluble fraction of heavy metals, and ecological risk index

土壤pH与8种重金属弱酸可溶态含量均呈现显著的负相关关系。而土壤电导率(EC)与8种重金属弱酸可溶态含量均无显著相关关系 ($r=0.496$)。样本点大致分为3类：第1类是与pH接近的样本点，这类样本大多采自矿区的北部，土壤pH高，而土壤重金属弱酸可溶态含量低；第2类聚集的样本点大多采自矿区的南面，土壤pH低，重金属弱酸可溶态含量却高；第3类聚集样本点大多采自矿区东部和西部，其土壤pH和土壤重金属生物有效性变化幅度较小。可见不同地理位置下土壤pH的差异与土壤重金属弱酸可溶态含量的变化显著相关，而不同地理位置土壤电导率(EC)的差异可以反映土壤重金属弱酸可溶态含量的变化。

潜在生态风险指数(RI)与土壤pH呈显著的负相关关系，另外As、Cu等8种弱酸可溶态含量总和与潜在生态风险指数和RAC风险指数均呈现显著的正相关关系。可见土壤pH的降低会显著提高土壤重金属弱酸可溶态含量，而土壤弱酸可溶态含量的升高会直接影响到对生物的危害程度，从而增加重金属污染物的生态风险^[32-33]。综上所述，研究区土壤重金属弱酸可溶态含量是影响土壤重金属污染风险的直接因素，而土壤pH是影响土壤重金属污染风险的间接因素。

3 结论

1) 基于全量的单因子污染指数和潜在生态风险指数法评价结果显示，As和Cu污染严重，潜

在生态风险较高;而基于生物有效性的RAC风险编码法评价结果显示,土壤Mn与Cd具有迁移风险,因此,应对研究区土壤As、Cu、Mn与Cd重点关注。

2) 矿业活动对周边土壤重金属生物有效性存在显著影响。土壤Co、Cu和Ni弱酸可溶态高值区主要集中在接近矿冶区东南部的尾砂库区域;Pb弱酸可溶态含量高值区主要集中在接近矿冶区南部偏西的收砷房区域,而Mn、Zn、As和Cd高值区集中在尾砂库和收砷房的附近区域。

3) 单因子污染指数、潜在生态风险指数、RAC风险指数,空间分析方法以及冗余分析方法的联合使用,有助于区域土壤重金属污染风险管控和科学决策。

参 考 文 献

- [1] 李乔,王淑芬,曹有智,等. 准东煤田周边农田土壤重金属污染生态风险评估与来源分析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(8): 1537-1543.
- [2] 胡锋,王兴磊,刘世辉,等. 伊犁矿区风险点土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 矿业安全与环保, 2018, 45(1): 69-73.
- [3] AOSTA J A, FA Z A, MAR T M, et al. Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals baviour in mine sites for future reclamation[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, 109: 8-17.
- [4] PANDEY B, AGRAWAL M, SINGH S. Ecological risk assessment of soil contamination by trace elements around coal mining area[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(1): 159-168.
- [5] 高宇潇,塔西甫拉提·特依拜,夏楠,等. 新疆准东五彩湾煤田区不同深度土壤重金属污染评价、来源分析与空间分布特征[J]. *中国矿业*, 2016, 25(9): 74-81.
- [6] 王显炜,徐友宁,杨敏,等. 国内外矿山土壤重金属污染风险评价方法综述[J]. *中国矿业*, 2009, 18(10): 54-56.
- [7] 张开军,魏迎春,徐友宁. 小秦岭金矿区土壤重金属生物有效性与影响因素[J]. *地质通报*, 2014, 33(8): 1182-1187.
- [8] 陈明,杨涛,徐慧,等. 赣南某钨矿区土壤中Cd、Pb的形态特征及生态风险评价[J]. *环境化学*, 2015, 34(12): 2257-2262.
- [9] WANG Q, LIU J F, CHEN Z, et al. A causation-based method developed for an integrated risk assessment of heavy metals in soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1396-1405.
- [10] 陈莹. 陕西西部矿区土壤重金属污染与生态风险评价[J]. *环境与发展*, 2017, 29(7): 35-36.
- [11] SEBEI A, HELALI M A, OUESLATI W, et al. Bioavailability of Pb, Zn, Cu, Cd, Ni and Cr in the sediments of the Tessa River: A mining area in the North-West Tunisia[J]. *Journal of African Earth Sciences*, 2018, 137: 1-8.
- [12] SUNDARY S K, NAYAK B B, LIN S, et al. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments: A case study: Mahanadi basin, India[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(2/3): 1837-1846.
- [13] FERNÁNDEZ-ONDOÑO E, BACCHETTA G, LALLEN A M, et al. Use of BCR sequential extraction procedures for soils and plant metal transfer predictions in contaminated mine tailings in Sardinia[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2017, 172: 133-141.
- [14] ZHANG M K, LIU Z Y, HUO W. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice[J]. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 2010, 41(7): 820-831.
- [15] LIAO J, WEN Z, RU X, et al. Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage:

- Public health implications in Guangdong Province, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 124: 460-469.
- [16] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤质量总汞、总砷、总铅的测定原子荧光法: GB/T 22105.2-2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [17] 国家环境保护局. 土壤质量铜、锌的测定火焰原子吸收分光光度法: GB/T 17138-1997[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997.
- [18] TOKALIOĞLU Ş, KARTAL Ş, GÜLTEKİN A. Investigation of heavy metal uptake by vegetables growing in contaminated soils using the modified BCR sequential extraction method[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 2006, 86(6): 417-430.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [22] 吕建树, 张祖陆, 刘洋, 等. 日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价[J]. *地理学报*, 2012, 67(7): 971-984.
- [23] 熊秋林, 赵佳茵, 赵文吉, 等. 北京市地表土重金属污染特征及潜在生态风险[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(6): 2211-2221.
- [24] LIU J L, LI Y L, ZHANG B, et al. Ecological risk of heavy metals in sediments of the Luan River source water[J]. *Ecotoxicology*, 2009, 18(6): 748-758.
- [25] 高彦鑫, 冯金国, 唐磊, 等. 密云水库上游金属矿区土壤中重金属形态分布及风险评价[J]. *环境科学*, 2012, 33(5): 1707-1717.
- [26] 迪娜·吐尔生江, 李典鹏, 胡毅, 等. 新疆奴拉赛铜矿周边土壤理化特征和重金属污染生态风险评价[J]. *农业资源与环境学报*, 2018, 35(1): 17-23.
- [27] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618-2018[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2018.
- [28] 李如忠, 徐晶晶, 姜艳敏, 等. 铜陵市惠溪河滨岸带土壤重金属形态分布及风险评估[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(1): 88-96.
- [29] LIU J J, NI Z X, DIAO Z H, et al. Contamination level, chemical fraction and ecological risk of heavy metals in sediments from Daya Bay, South China Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 128: 132-139.
- [30] 李忠义, 张超兰, 邓超冰, 等. 铅锌矿区农田土壤重金属有效态空间分布及其影响因子分析[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(5): 1772-1776.
- [31] 方月梅, 张晓玲, 刘娟, 等. 湖北省铜绿山矿区农业土壤重金属形态及生物有效性[J]. *地球与环境*, 2017, 45(6): 634-642.
- [32] ERIKSSON J E. The influence of pH, soil type and time on adsorption and by plants of Cd added to the soil[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1989, 48(3/4): 317-335.
- [33] 江嵩鹤, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 安溪铁观音茶园土壤重金属赋存形态及生态风险评价[J]. *地球与环境*, 2016, 44(3): 359-369.
- (本文编辑: 郑晓梅, 张利田)

Bioavailability and ecological risk assessment of heavy metals in soils around a mining area in Xinjiang, China

YANG Weiguang^{1,2}, CHEN Weiping¹, YANG Yang^{1,*}, LIU Changfeng^{1,2}, MA Lingchao¹

1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

*Corresponding author, E-mail: yyang@rcees.ac.cn

Abstract The mining activities bring heavy environmental loads on functions and structures of soil system. Ecological risk assessment is the prerequisite for pollution prevention and sustainable exploitation of resources. It provides a scientific basis for local government departments to carry out comprehensive management planning. Based on potential ecological and risk assessment code (RAC), redundancy and spatial analysis, and other methods, the bioavailability and ecological risk of soil heavy metals in a mining area in Xinjiang were visualized. The results showed that the exceeding standard rates of As, Cu, Mn and Cd in tested soil were 88%, 38%, 49% and 24%, respectively. The high-concentration zone for weak acid soluble fraction of Mn, Zn, As and Cd was mainly concentrated in the tailing dump and arsenic collection chamber area. The evaluation by single factor pollution index showed that the accumulation of As and Cu in local soil was serious. Potential ecological risk assessment indicated that As, Cd, Cu had high ecological risks, while all samples of Mn had low ecological risk. The results determined by risk assessment code (RAC) further presented the high potential transfer risk for Mn and Cd in soils. The redundancy analysis indicated that the spatial heterogeneity was the key reason leading to different weak acid soluble fraction of heavy metals in soils. Soil pH and weak acid soluble fraction are two major factors affecting the potential ecological risk index (RI) of heavy metals in soils. The combination of comprehensive risk assessment and multi-scale analysis could improve the accuracy of regional ecological risk assessment.

Keywords mining area; soils; heavy metal pollution; risk assessment code; bioavailability; ecological risk