谢 青,任伯帜,曾方明.基于网络环境分析的锡矿山地区土壤重金属污染与生态风险评价 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):843-857.
Xie Q, Ren B Z, Zeng F M. Pollution and ecological risk assessment of heavy metal in soils in the Xikuangshan area based on network environ analysis [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):843-857.

基于网络环境分析的锡矿山地区土壤重金属污染与生态风险评价

谢 青[1],任伯帜[2*],曾方明[1] (1.湖南省地球物理地球化学调查所,地球化学过程与资源环境效应湖南省重点实验室,湖南 长沙 410114；2.湖南科技大学地球科学与空间信息工程学院,湖南 湘潭 411201)

摘要：以锡矿山地区为研究对象,分析表层(0~0.5m)、中层(1.0~1.5m)和深层(2.5~3.0m)土壤中 Zn、Pb、Cd、Hg、As、Mn 和 Sb 含量及污染特征,采用网络环境分析(NEA)等多种方法评价其生态风险,并基于绝对主成分-多元线性回归(APCS-MLR)受体模型解析风险来源.结果表明,研究区土壤中重金属含量总体表现为表层土壤高于下层土壤,除 Pb 外的其它元素平均含量均超过湖南省土壤背景值.随着土层深度的增加,重金属含量变化不显著,污染已迁移至深层.不同深度土壤中 Sb 和 Hg 具高毒性概率和高生态风险,As 具较高毒性概率和中等风险,Cd 存在强生态风险但毒性概率低.表层土壤植被对微生物的初始风险是植被对草食动物的 2.23 倍,是植被对肉食动物的 22.33 倍,Sb 的综合生态风险最高,土壤微生物是最高的风险受体.源解析表明,土壤 Zn、Pb、Cd 主要来自工矿冶炼和交通运输等大气沉降,其次受废石尾矿淋滤释放影响;As、Mn 和 Sb 主要受废石、尾矿淋滤释放的影响,其次是地质背景等自然源;Hg 来源于废石尾矿重金属的淋滤释放和污水灌溉等农业活动.

关键词：土壤重金属；网络环境分析；生态风险；源解析；锡矿山地区
中图分类号：X53 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0843-15

Pollution and ecological risk assessment of heavy metal in soils in the Xikuangshan area based on network environ analysis.

XIE Qing[1], REN Bo-zhi[2*], ZENG Fang-ming[1] (1.Hunan Provincial Key Laboratory of Geochemical Processes and Resource Environmental Effects, Geophysical and Geochemical Survey Institute of Hunan Province, Changsha 410114, China；2.School of Earth Sciences and Spatial Information Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：843~857

Abstract：Systematic analyses were conducted on total contents and pollution characteristics of Zn, Pb, Cd, Hg, As, Mn and Sb in surface (0~0.5m), middle (1.0~1.5m), and deep (2.5~3.0m) soils of the Xikuangshan area. Ecological risks of heavy metals (HMs) were evaluated by using potential ecological risk index (PERI), mean effect range median quotient (MERMQ) and network environ analysis (NEA), and their potential sources were apportioned and identified through an absolute principal component score-multiple linear regression (APCS-MLR) receptor model. The results showed that the HM contents in the surface layer were highest, and the average contents of all elements except Pb in soils exceeded the background values of Hunan Province. As the soil depth increased, the changes of HM contents were not significant, indicating contamination has diffused to deeper layers. The antimony mining area exhibited a high probability of toxic effect and severe ecological risk for Sb and Hg, moderate toxic probability and risk for As, and a high risk yet low toxic probability for Cd. In topsoil, the initial risk transmitted from vegetation to microorganisms was 2.23-fold that to herbivores and 22.33-fold that to carnivores. Notably, Sb posed the highest comprehensive ecological risk, and soil microorganisms were the most vulnerable ecological receptor. Source apportionment revealed that Zn, Pb and Cd in soils primarily originated from atmospheric deposition of industrial/mining smelting and transportation, and also impacted by the waste rocks/tailings leaching. As, Mn and Sb predominantly derived from waste rocks /tailings leaching, supplemented by natural resource of high geological background. Hg mainly stemmed from agricultural activities, particularly sewage irrigation, with secondary contributions from waste rocks /tailings leaching.

Key words：soil heavy metals；source analysis；ecological risk；network environ analysis；the Xikuangshan area

锡矿山地区长期的采冶活动释放出大量难降解的有害元素进入环境,在土壤中持续积累,对土壤生态系统构成重大威胁[1].矿区不同环境介质中锑及其伴生元素的含量水平与赋存形态[1-5]、污染来源

收稿日期：2025-07-02
基金项目：国家自然科学基金项目(41973078);湖南省科技厅重点研发项目(2022SK2073);湖南省地质院地勘单位改革发展资金项目(HNGSTP202470);湖南省科技创新计划资助项目(2022SK2090)
* 责任作者, 教授, m18229494547@163.com

及其迁移转化[5-7]、生态与健康风险评估[8-9]等一直是学者们的研究热点.过去大量固体废弃物(废矿石、矿渣和尾矿等)于地表随意堆放,在长期的风化、淋滤作用下,废弃物中硫化物矿物组分通过“产酸现象”释放出大量 Sb 及伴生元素,并向下迁移至深部土壤及地下水[10].地表径流-入渗等水文过程作用亦促使酸性废水中溶解态物质对更深层土壤及含水层的污染[11].项萌等[12]在对 Pb-Sb 冶炼区的研究中发现,剖面 60cm 以下,Sb、Pb 和 As 含量呈上升趋势,严重威胁地下水水质.以往研究多关注于表层(0~100cm)土壤污染问题,对深层(>100cm)土壤的研究极少[13].

土壤生态环境质量存在显著的不确定性和模糊性,以往研究多采用单一污染评价方法[14-18],难以全面反映复杂生态系统中风险的动态传递与累积效应.沈城等[19]基于单因子污染指数和潜在生态风险指数(PERI)评估指出,城市化影响下的近郊农田存在轻微的锑污染,生态风险较低.黄中杰等[4]采用地累积指数法和潜在生态风险指数法研究表明,锑矿区土壤具有极强的生态风险,其中 As 和 Pb 呈现轻至中度污染,Sb 和 Cd 为严重污染.网络环境分析(NEA)作为一种重要的生态分析方法[20-23],通过把控生态要素间的能量流,量化各要素间的相互作用和间接影响所诱发的生态风险[21-22],近年来常被用于评价土壤有机污染物的生态风险.相较于传统的单一风险评估方法,NEA 模型能够量化生态系统各组分的多层次风险,识别复杂生态系统内的风险流动路径[20,24-25],能够更全面、系统地评估土壤生态系统风险.

明确土壤重金属来源是有效防治污染的重要基础和前提,如何准确地辨析区域污染源成为土壤重金属污染治理的关键.目前,常用的源解析方法主要包括多元统计法、稳定性同位素示踪等[25-27].传统的主成分分析和因子分析等多元统计方法只能客观识别土壤重金属来源,无法直接量化不同来源的贡献比例,需要借助混合方法进一步分析[28].绝对主成分-多元线性回归模型(APCS-MLR)不依赖精确的源成分数据,仅需受体信息和大致来源组成即可估算来源的绝对贡献率[29-30].相比于正定矩阵(PMF)模型的操作复杂性与稳定同位素的昂贵成本,APCS-MLR 模型在兼具经济性和普适性的同时,可保证结果客观可靠,广泛应用于土壤重金属的源解析[29,31].

为深入了解典型锑矿区土壤中重金属污染、生态风险与来源,通过系统采集分析锡矿山地区土壤表层(0~0.5m)、中层(1.0~1.5m)和深层(2.5~3.0m)土壤中 Zn、Pb、Cd、Hg、As、Mn 和 Sb 含量的分布特征,综合 PERI 法、平均效应范围中值熵(MERMQ 法)和 NEA 法协同评估其生态风险与和生物危害效应,采用 APCS-MLR 模型对其来源进行探讨,刻画锡矿山地区不同深度土壤重金属分布及风险特征,旨在为锑矿区水土污染防治和生态风险管理提供参考.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

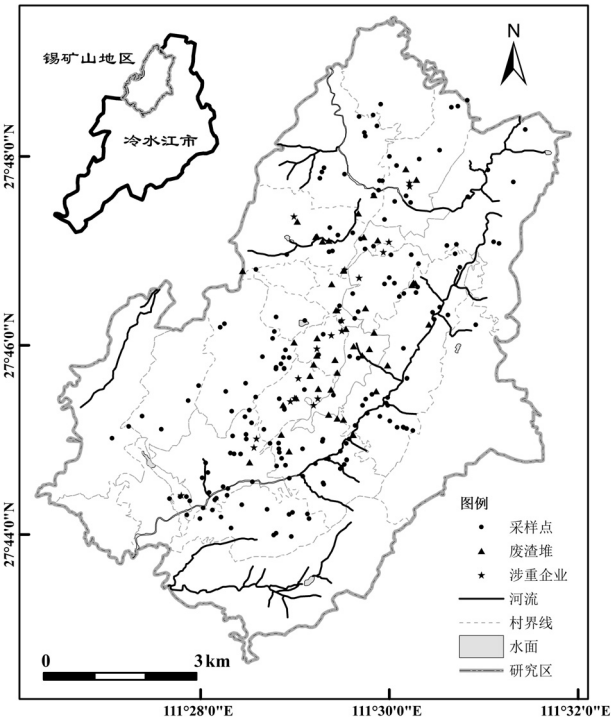


图 1 研究区地理位置及采样点示意

Fig.1 Geographical location and sample sites of the study area

锡矿山地区位于中国湖南省冷水江市(图 1),属亚热带大陆性季风气候,主导风向为东北风.其海拔高度 200~400m,地形由南向北逐渐抬升,成土母质为石灰岩风化物.锡矿山地区锑矿开采已有上百年,整治前多家采冶企业将各种废石、矿石风化产物、废渣(鼓风炉渣、还原炮渣、煤渣、脱硫石膏渣)等随意堆放于地表.矿山固体废弃物具有较高的 Sb、

As、Cd、Pb 等浸出性和危险等级[32-33],是周边环境污染的主要来源.

1.2　样品采集与测试

锡矿山地区空间差异性较大,采用“随机化”原则依实际情况灵活处理,使所布置的点位能充分反映研究区环境状况,共布设 181 个点位.根据污染特征划分土壤层次,自下而上分别采集表层(0~0.5m)、中层(1.0~1.5m)和深层(2.5~3.0m)土壤.采集过程中,均匀地刮取每一层厚度为 0.5m 的土壤,组成一个混合样,共采集了 543 件样品(图 1).每个样品采集 1kg 左右土壤装入样品袋,并采用 GPS 定位坐标经纬度.将采集的土壤样品置于通风良好、整洁、无尘、无易挥发性化学物质、无阳光直射的工作室中,移除植物叶片、碎石.待样品自然风干后,研磨过 100 目(孔径为 0.150mm)标准筛,装于牛皮纸袋内保存待测.

分析测试过程中,准确称取 0.5g 风干土样于聚四氟乙烯坩埚中,用几滴水润湿后加入 10mL 浓 HCl,于电热板上低温加热,蒸发至约剩 5mL 时加入 15mL 浓 HNO_3,继续加热至近粘稠状,加入 10mL HF 并继续加热,为了达到良好的效果,需经常摇动坩埚.用水冲洗内壁及坩埚盖,温热溶解残渣,冷却后,定容至 100mL 或 50mL.采用石墨炉原子吸收分光光度法(AA240Z)测定 Pb、Cd 的含量;采用原子荧光法(AFS 8220)测定总 Hg、As 和 Sb 含量;采用火焰原子吸收法(TAS-990AFG)测定 Zn 和 Mn 的总含量;采用玻璃电极法测定土壤 pH 值.分析过程中,采用试剂空白、20%平行和国家标准土样进行质量控制,校准曲线可决系数均大于 0.999,重金属加标回收率在 110%~120%之间,符合质量控制标准.

1.3　研究方法

1.3.1　潜在生态风险指数(PERI)

$$\mathrm{PERI}=\mathrm{Cf}\cdot T_r^i \tag{1}$$

$$\mathrm{RI}=\sum_{i=1}^{n}\mathrm{PERI} \tag{2}$$

式中:PERI 为个体潜在生态风险指数;Cf 为土壤样品中单个元素 i 的实测含量,mg/kg;T_r^i 是单个元素的生物毒性因子(Zn=1,Pb=5,Cd=30,Hg=40,As=10,Mn=1,Sb=5)[34-35];RI 为综合潜在生态风险指数,可反映研究区域整体污染状态.PERI 和 RI 等级划分如表 1 所示.

表 1　个体潜在生态风险指数(PERI)和综合潜在生态风险指数(RI)分级标准

Table 1　Grading of the single and comprehensive potential ecological risk index

污染程度	轻微风险	中等风险	强风险	很强风险	极强风险
PERI	PERI≤40	40<PERI≤80	80<PERI≤160	160<PERI≤320	PERI>320
RI	RI≤110	110<RI≤220	220<RI≤440	–	RI>440

1.3.2　平均效应范围中值熵(MERMQ)

$$\mathrm{MERMQ}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\dfrac{C_i}{\mathrm{ERM}_i}}{n} \tag{3}$$

式中:C_i 表示土壤中元素 i 的含量,mg/kg;n 为元素个数,ERM_i 为元素 i 的影响范围中值,Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 的中值分别为 410,218,9.6,0.71,70 和 49×10^{-6}[36].当 MERMQ<0.1,构成生态风险的可能性比较小,毒性概率小于 10%;0.11≤MERMQ<0.5 时,为低至中等优先级,毒性概率约为 30%;0.51≤MERMQ<1.5 时,表示中高优先级,存在中高毒性可能性在 50%左右;MERMQ>1.5 表示高优先级和高毒性概率(75%)[20].

1.3.3　网络环境分析(NEA)

网络环境分析用于检查生态系统中物质的结构和流动[37-38],更适合于复杂生态系统的风险评估[20,39].该方法通过对生态要素间能量流的控制,进而量化各要素间的相互作用和间接影响所诱发的生态风险[21-22],近年来多被用于评价土壤中有机污染物的生态风险.与现有的单一风险评估方法相比,NEA 模型能量化生态系统中各组分的多层次风险,识别复杂生态系统内的风险流动路径,对土壤生态系统的风险进行更全面的评估[20].基于 NEA 的生态风险评价步骤如下:

(1)基于网络控制分配(control allocation,CA)计算风险流:风险流基于信息的相互作用[21,40],通过能量或物质的流动,风险可以从土壤微生物或植被传播到其他微生物或植被,并通过生物消费关系在不同的生态组分之间传播[24].基于主导因素信息的分配和分散的风险流计算过程如下:

$$\mathrm{CA}=\left(ca_{ij}\right)\begin{cases}ca_{ij}=\dfrac{n_{ij}-n_{ij}^{'}}{\sum_{i=1}^{n}\left(n_{ij}-n_{ij}^{'}\right)},n_{ij}-n_{ij}^{'}>0\\ ca_{ij}=0,n_{ij}-n_{ij}^{'}\leqslant 0\end{cases} \tag{4}$$

$$N=\left(n_{ij}\right)=G^0+G^1+G^2+\ldots+G^m+=\left(1-G\right)^{-1} \tag{5}$$

$$N=\left(n_{ij}^{'}\right)=\left(G'\right)^{1}+\left(G'\right)^{2}+\left(G'\right)^{3}+\ldots+\left(G'\right)^{m}+ =\left(1-G'\right)^{-1} \quad (6)$$

$$G\left(G'\right)=\left[g_{ij}\right]\left(\left[g_{ij}\right]\right) \quad (7)$$

$$g_{ij}\left(g_{ij}\right)=\frac{f_{ij}}{T_j}\left(\frac{f_{ij}}{T_i}\right) \quad (8)$$

式中:CA 表示组分间的控制分配度,反映了生态组分 i 对组分 j 的影响强度;f_{ij} 表示从生态组分 j 到 i 的物质或能量流,T_i(或 T_j)为第 i(或 j)个生态组分流入或流出的总量,是能量矩阵中每一行(或列)值的累加.当环境受到特定干扰时,风险信息在不同的生态组成部分之间传递和解释.

(2)基于风险因子的范围性、概率性和特定生物的敏感性计算生态系统的初始风险(R_i)[21-22]:

$$R_i=\mathrm{RI}_x\cdot P_x\cdot S_{xi},0\leqslant R_i\leqslant 1 \quad (9)$$

$$\mathrm{RI}_x=\frac{\left|I_{tx}-I_{ox}\right|}{max\left(I_{tx},I_{ox}\right)},0\leqslant R_i\leqslant 1 \quad (10)$$

$$P_x=\sum_{1}^{\infty}X_{\tilde{A}}\left(x_i\right)\times P_i,0\leqslant P_x\leqslant 1 \quad (11)$$

$$P_i=\frac{\mathrm{SEG}_{\mathrm{Num}}\left\{X_1,\ X_2\ldots X_N\right\}}{\mathrm{SUM}_{\mathrm{Num}}\left\{X_1,\ X_2\ldots X_N\right\}} \quad (12)$$

式中:RI_x表示风险因子的范围,即量化的环境污染或被干扰后风险强度变化程度;I_{tx}为风险因子x经过干扰后的实测含量(mg/kg),I_{ox} 为风险因子 x 的背景值(mg/kg).S_{xi} 为生态成分 i 对风险指标 x 的敏感性,土壤微生物和植被的 S_{xi} 取值为 0.5 和 0.3[21,24].

P_x 为风险发生的概率,P_i 为风险存在的概率,反映为所测污染物含量落在评价准则区间的百分比;$\mathrm{SEG}_{\mathrm{Num}}$ 为落在分段区间内的监测值个数,$\mathrm{SUM}_{\mathrm{Num}}$ 为整个区域内监测总数.$X_{\tilde{A}}\left(x_i\right)$表示为污染物$i$对应的每个评价准则区间的隶属函数,呈三角形或半梯形展布.根据监测因子个数(X_N)和评价等级分类(Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ…),可构造模糊概率矩阵 $\hat{P}_f$ 见式(13).

$$\hat{\boldsymbol{P}}_{\boldsymbol{f}}=\left(\tilde{\boldsymbol{P}}_{\boldsymbol{x}}\right)=\begin{bmatrix}\boldsymbol{P}_{\boldsymbol{I},X_1} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{I},X_2} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{I},X_3} & \cdots & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{I},X_N}\\ \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{II},X_1} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{II},X_2} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{II},X_3} & \cdots & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{II},X_N}\\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots\\ \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{III},X_1} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{III},X_2} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{III},X_3} & \cdots & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{III},X_N}\\ \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{N},X_1} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{N},X_2} & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{N},X_3} & \cdots & \boldsymbol{P}_{\boldsymbol{N},X_N}\end{bmatrix} \quad (13)$$

(3)外部环境输入风险对不同生态组分造成的直接风险与间接风险评估:

$$\begin{cases}rf_{ji}=R_i\times ca_{ji}\\ rf_{kj}=rf_{ji}\times ca_{kj}\end{cases},i,j,k=1,2,\ldots n,0\leqslant rf_{ji},rf_{kj}\leqslant 1 \quad (14)$$

式中:rf_{ji}和rf_{kj}表示生态组分i分配给j和生态组分j分配给k的一定风险,ca_{ji}和ca_{kj}分别表示j对i和k施加的控制[22].当风险从生态组分 i 传递到 j (或 k)时,可分为直接风险(路径长度=1)和间接风险(路径长度>1)[21,24].

(4)基于矩阵 R 的综合风险评估:

$$R=[rn_{ij}]=R_f^1+R_f^2+\ldots+R_f^i+\ldots R_f^n=(1-\tilde{R}_f)^{-1} \quad (15)$$

1.3.4 绝对主成分-多元线性回归模型(APCS-MLR) APCS-MLR 模型[29,41]不仅可以识别污染源,也可计算各污染源的贡献率及每个因子对单个样本的源贡献率,其过程如下:

(1)将数据标准化后引入 0 浓度因子

$$A_{jk}=\sum_{k=1}^{n}w_{ij}\cdot Z_{ik} \quad (16)$$

$$Z_{ik}=C_i\cdot C_{ik}\div\delta_i \quad (17)$$

式中:A_{jk}是k样本的J主成分得分值;w_{ij}是污染因子a相对主成分J的因子系数;Z_{ik}是k样本的i污染因子含量标准化后的值;C_{ik}是k样本的i污染因子实测含量,C_i是a污染因子的算术平均值,δ_i是i污染因子的标准差.

$$S_{jk}=A_{jk}-A_{0j} \quad (18)$$

$$A_{0j}=\sum_{k=1}^{n}w_{ij}\cdot Z_{0j} \quad (19)$$

$$Z_{0j}=(0-C_i)\div\delta_i \quad (20)$$

式中:S_{jk}是k样本的J绝对主成分得分;A_{0j}是 0 值下的J主成分得分;Z_{0j}是i污染因子含量设为 0 时标准化后的值.

(2)以实测污染因子含量作为因变量,绝对主成分 APCS 为自变量进行多元线性回归分析:

$$C_{jk}=\sum_{j=1}^{n}S_{ji}a_{ji}+b_i \quad (21)$$

式中:C_{jk}是k样本i污染因子含量的实测值;S_{ji}是污染源J对污染因子i的回归系数;a_{ji}是k样本i污染因子的J绝对主成分得分值;b_i是i污染因子多元线性回归方程中的常数项,一般认为是未被识别源的贡献.

(3)污染源 J 对污染因子 a 的平均贡献率计算:

$$U_{ji}=\frac{\left|S_{ji}a_{ji}\right|}{\sum_{j=1}^{n}\left|S_{ji}a_{ji}\right|+\left|b_i\right|} \quad (22)$$

式中:U_{ji} 是 J 污染源对 i 污染因子的平均贡献率;S_{ji} 是 i 污染因子的 j 绝对主成分得分均值.

2　结果与讨论

2.1　不同土层重金属描述性统计特征

由表 2 可知,表层、中层和深层土壤样品的 pH 值范围分别为 4.56~9.66(平均 7.40)[42]、5.27~9.04(平均 7.39)和 5.70~9.15(平均 7.44),呈弱酸-弱碱性.土壤 pH 值的变化受酸性矿井水、尾矿和酸雨等影响[6],辉锑矿氧化也会产生酸性水[43].但地层中方解石等碳酸盐岩矿物(主要脉石矿物)可与之发生中和反应,使矿区水环境呈弱碱性[32].不同深度土壤 Zn、Pb、Cd、Hg、As、Mn 和 Sb 平均含量分别为 113.37~130.83、14.80~16.13、0.59~0.88、3.48~4.34、91.35~106.39、557.75~566.17 和 303.86~323.90mg/kg(表 2).在土壤剖面上,随深度的增加 Cd 含量逐渐降低,Zn、Pb、As 和 Sb 含量降低后趋于平缓,Hg 含量先下降后上升,Mn 含量则变化不大.不同元素受自身特性以及土壤属性、地形、覆盖植被和土壤母质等自然因素的叠加影响,呈现出不同的向下迁移方式[4,6],总体表现为表层土壤重金属含量高于下层土壤.

有研究表明,深层土壤受到人类活动影响较小[44],能够在一定程度上反映区域地质背景.相较于湖南土壤背景值和中国土壤背景值,不同深度土壤中 Zn、Cd、Hg、As 和 Sb 含量平均值均高于背景值,仅表、中层土壤中 Mn 含量平均值高于湖南省背景值而低于中国背景值,Pb 含量平均值低于中国和湖南省背景值.根据变异系数(CV)的分级(CV>90%为强变异,90%>CV>10%为中等变异, CV<10%为弱变异)[45],Zn 和 Mn 的变异系数范围分别为 77.48%~83.89%和 53.02%~56.08%,属于中等变异;Pb 的变异系数范围为 87.35%~95.98%,属于中等-强变异;Cd、Hg、As 和 Sb 元素变异系数都远大于 90%,属于强变异.由此可见,受区域高地质背景和强烈的人为活动影响[16],相对中国土壤背景值和湖南省土壤背景值,研究区土壤重金属元素极为富集.运用最小显著差异法 LSD 对不同深度土壤重金属含量进行多重配对比较分析,所有元素含量随土层深度的增加变化不显著.经过多年的采矿、冶炼等生产经营活动,土壤中 Cd、Hg、As 和 Sb 受到的影响最为强烈[16],污染超标已迁移至深层,可能对区域水土环境存在不同程度的潜在风险.

表 2　锡矿山地区不同深度土壤重金属含量描述统计(mg/kg)

Table 2　Description of soil heavy metals at different depths in the Xikuangshan area (mg/kg)

深度	参数	pH 值	Zn	Pb	Cd	Hg	As	Mn	Sb
表层[42]	均值	7.40	130.83	16.13	0.88	4.34	106.39	566.17	323.90
	最大值	9.66	800.00	91.80	9.08	52.40	758.00	1840.00	2760.00
	最小值	4.56	33.70	0.20	0.02	0.01	1.38	48.00	0.57
	标准差	0.62	109.76	14.90	1.51	8.88	147.57	317.49	524.14
	变异系数(%)	8.40	83.89	92.38	172.55	204.48	138.70	56.08	161.82
中层	均值	7.39	115.56	15.15	0.78	3.48	97.54	561.97	304.94
	最大值	9.04	667.00	81.75	28.30	63.10	687.00	1860.00	4110.00
	最小值	5.27	23.90	0.64	0.01	0.01	1.05	71.50	1.24
	标准差	0.56	89.54	13.23	2.41	8.01	139.76	297.97	589.11
	变异系数(%)	7.62	77.48	87.35	308.48	230.35	143.28	53.02	193.19
深层	均值	7.44	113.37	14.80	0.59	3.91	91.35	557.75	303.86
	最大值	9.15	690.00	87.32	11.70	69.50	654.00	2380.00	4100.00
	最小值	5.70	33.10	0.40	0.01	0.01	0.59	83.00	0.28
	标准差	0.54	92.18	14.20	1.40	8.91	134.17	322.61	620.79
	变异系数(%)	7.23	81.31	95.98	239.08	227.99	146.87	57.84	204.30
湖南省土壤背景值[46]		-	94.40	29.70	0.13	0.12	15.00	459.00	2.98
中国土壤背景值[47]		-	74.20	26.00	0.097	0.065	11.20	583.00	-
污染筛选值[48-49]		6.5-7.5	250.0	120.0	0.30	2.40	30.00	-	180.0
污染控制值[48-49]		-	500.0	700.0	3.00	4.00	120.0	-	360.0

注:-表示没有相关数据.

2.2　土壤重金属风险评价

2.2.1　潜在生态风险　如表 3 所示,不同深度土壤 Zn、Pb 和 Mn 的单项生态风险指数均小于 40,Cd、Hg、As 和 Sb 的潜在生态风险指数均值范围分别为

135.22~202.59、1302.16~1448.24、60.90~70.93 和 1019.65~1188.06.Zn、Pb 和 Mn 为低生态风险因子,As 表现为中等生态风险,Cd 为强生态风险,Hg 和 Sb 为极强生态风险.综合生态风险指数显示,研究区表层、中层和深层土壤样品中处于中等-极高风险的比例分别为 97.88%、97.24%和 98.90%,处于极强的生态风险中.

2.2.2 平均效应范围中值 由表 4 可见,不同深度土壤重金属的平均效应范围中值的大小依次为 Sb>Hg>As>Zn>Cd>Pb,Sb 和 Hg 均表现为高优先级和高毒性概率,As 为高-中高优先级,Zn 为低至中等优先级,Cd 和 Pb 为低优先级和低毒性概率.所有重金属的综合毒性效应均值分别为 2.46、2.16 和 2.24,为高优先级和高毒性概率(75%).由表层至深层,MERMQ 值处于 0.1~0.5(低至中等优先级)的样品占比分别为 25.00%、32.04%和 29.83%,产生毒性的可能性为 30%;处于 0.5~1.5(中高优先级)占比为 28.33%、27.62%和 32.04%,存在毒性概率为 50%;大于 1.5(高优先级)占比为 45.00%、40.33%和 37.02%,存在毒性概率为 75%.土壤重金属综合生态风险指数与平均效应范围中值的线性回归分析结果表明(图 2),表层土壤中二者为高相关性(R^2=0.967),重金属生态风险对生态物种影响较大;中、深层土壤中二者相关性中等,R^2 分别为 0.787 和 0.799,对生态物种具有一定影响[20].

表 3 锡矿山地区不同深度土壤重金属 PERI 和 RI 值分级统计

Table 3 PERI and RI values of soil heavy metals pollution at different depths in the study area

深度	指标	Zn	Pb	Cd	Hg	As	Mn	Sb	RI
表层	均值	1.47	2.82	198.85	1365.99	62.72	1.14	1188.06	2821.05
	最小值	0.36	0.03	4.62	1.67	0.62	0.10	1.91	77.37
	最大值	8.47	15.45	2095.38	17466.67	505.33	4.01	9261.74	18142.12
	超标率(%)	0.00	0.00	78.81	94.92	34.32	0.00	90.68	97.88
中层	均值	1.39	2.72	202.59	1448.24	70.93	1.23	1086.93	2814.03
	最小值	0.36	0.03	4.62	1.67	0.92	0.10	1.91	77.37
	最大值	8.47	15.45	2095.38	17466.67	505.33	4.01	9261.74	18142.12
	超标率(%)	0.00	0.00	75.14	93.37	38.67	0.00	87.85	97.24
深层	均值	1.20	2.49	135.22	1302.16	60.90	1.22	1019.65	2522.84
	最小值	0.35	0.07	2.31	1.67	0.39	0.18	0.94	59.42
	最大值	7.31	14.70	2700.00	23165.56	436.00	5.19	13758.39	23918.30
	超标率(%)	0.00	0.00	65.19	92.82	33.70	0.00	82.87	98.90

表 4 锡矿山地区不同深度土壤重金属毒性效应

Table 4 Toxic effects of soil heavy metals at different depths in the study areas

深度	指标	Zn	Pb	Cd	Hg	As	Sb	MERMQ/优先级划分占比(%)				
								均值	高(75%)	中高(50%)	低-中(30%)	低(10%)
表层	均值	0.32	0.07	0.09	6.12	1.52	6.61	2.46	37.02	32.04	29.83	1.10
	最小值	0.08	0.00	0.00	0.01	0.02	0.01	0.08				
	最大值	1.95	0.42	0.95	73.80	10.83	56.33	15.19				
中层	均值	0.28	0.07	0.08	4.90	1.39	6.22	2.16	40.33	27.62	32.04	0.01
	最小值	0.06	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.11				
	最大值	1.63	0.38	2.95	88.87	9.81	83.88	14.87				
深层	均值	0.28	0.06	0.07	5.50	1.31	6.20	2.24	45.00	28.33	25.00	1.67
	最小值	0.08	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.07				
	最大值	1.68	0.40	1.22	97.88	9.34	83.67	17.06				

2.2.3 网络环境分析 (1)重金属对土壤微生物和植被的风险:由于深层土壤生态功能弱、生物活性低,初始风险分析仅聚焦于表层土壤.在计算重金属对土壤生态组分的初始风险之前,需要确定风险因子范围(RI_x)和风险存在概率(P_x).基于 Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 的湖南省土壤背景值、农用地土壤污

染风险管控值[48]以及建设用地土壤污染风险管控值[49],将污染状态分为无污染(Ⅰ)、中度污染(Ⅱ)和重度污染(Ⅲ)3 个级别,构建出不同元素在每个评价准则区间的隶属函数(图 3),呈三角形或半梯形展布,得到重金属的平均隶属度(表 5).同时,根据评价等级将各元素含量划分为连续分割区间,基于监测值的分布情况得出不同的区间的分布概率,然后结合平均隶属度得到 3 个评价等级中各元素的模糊概率(P_x).结果显示,表层土壤中 Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 的 P_x 分别为 0.2220、0.0296、0.6878、0.5136、0.6381 和 0.5699,Cd、Hg、As 和 Sb 的 P_x 值较高,Zn、Pb 的较低.Cd、Hg、As 和 Sb 呈高污染风险,Zn 污染风险中等,Pb 污染风险极低.由于缺少 Mn 的风险筛选值和控制值,故未计算 Mn 的 P_x 值.

在模糊集理论的指导下,风险发生概率是多重的,直接决定了多重初始风险[21].物种组成和污染物的富集程度决定了各组分对风险的敏感性,影响着植被和土壤微生物敏感性(S_{xi})取值(0.3 和 0.5)以及初始风险(R_i)的计算[20-21,24].表层土壤植物中 Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 的 R_i 均值分别为 0.017、0.005、0.120、0.125、0.125 和 0.154(图 4a),微生物中 Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 的 R_i 均值分别为 0.029、0.008、0.200、0.208、0.208 和 0.257(图 4b).研究区表层土壤重金属对植物和微生物的累积初始风险值分别为 0.546 和 0.911,对土壤微生物的危害程度显著高于植物,这与其它研究结论一致[20-21,24].土壤微生物和植被对不同有机质的敏感性以及与土壤相互作用的环境有所区别,致使它们对重金属的风险响应程度存在一定差异[50].

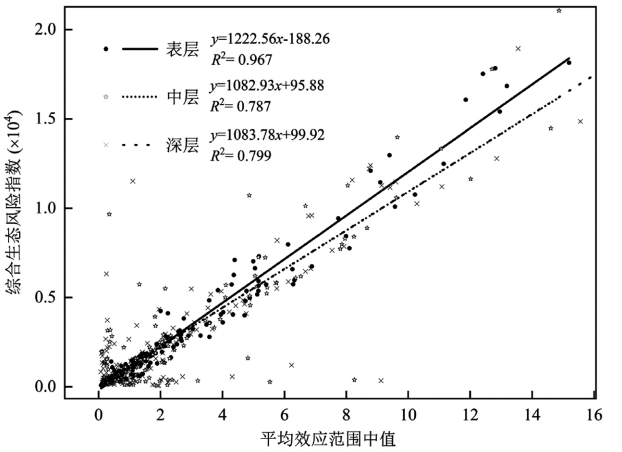


图 2　综合生态风险指数(RI)与平均效应范围中值(MERMQ)线性回归

Fig.2　Linear regression diagram of RI and MERMQ

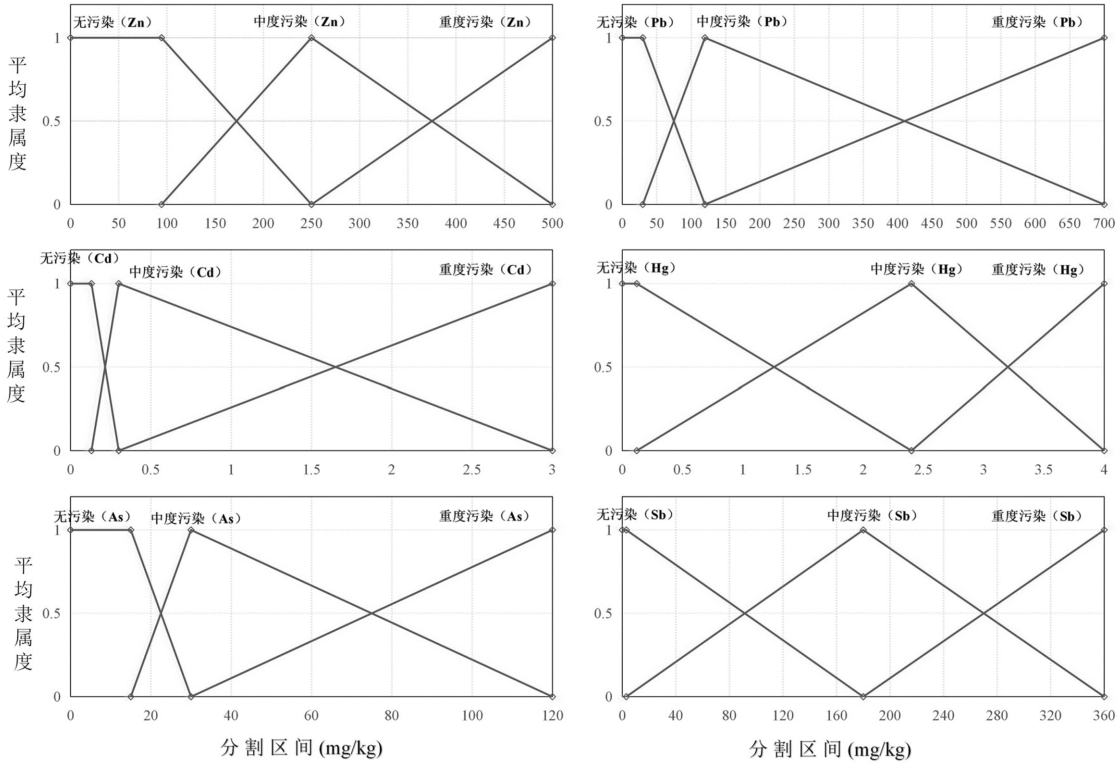


图 3　Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 的隶属函数

Fig.3　Membership functions of Zn, Pb, Cd, Hg, As, and Sb

表 5 锡矿山地区土壤重金属模糊信息、风险存在概率和风险发生概率

Table 5 Fuzzy information, probability of risk existence and probability of risk occurrence from soil heavy metals in the Xikuangshan area

元素	分割区间	分布情况		平均隶属度			模糊概率 (P_x)			$P_{x(II+III)}$
	(mg/kg)	数量	概率(Pi)	I	II	III	I(无污染)	II(中度污染)	III(重度污染)	
Zn	(0, 94.4]	83	0.4586	1	0	0	0.7780	0.1690	0.0530	0.2220
	(94.4, 150]	61	0.3370	0.8213	0.1787	0				
	(150, 250]	24	0.1326	0.3213	0.6787	0	0.8334	0.1373	0.0293	0.1666
	(250, 400]	6	0.0331	0	0.30	0.70				
	(400,500]	2	0.0110	0	0.80	0.20	0.8423	0.1190	0.0387	0.1577
	[500, ∞)	5	0.0276	0	0	1				
Pb	(0, 29.7]	158	0.8729	1	0	0	0.9704	0.0296	0.0000	0.0296
	(29.7, 60]	20	0.1105	0.8322	0.1678	0				
	(60, 120]	3	0.0166	0.3322	0.6678	0	0.9722	0.0278	0.0000	0.0278
	(120, 400]	0	0	0	0.7586	0.2414				
	(400, 700]	0	0	0	0.2586	0.7414	0.9704	0.0296	0.0000	0.0296
	[700, ∞)	0	0	0	0	1				
Cd	(0, 0.13]	25	0.1381	1	0	0	0.3122	0.5048	0.1830	0.6878
	(0.13, 0.30]	63	0.3481	0.5	0.5	0				
	(0.3, 1]	59	0.3260	0	0.8704	0.1296	0.4194	0.4553	0.1253	0.5806
	(1, 2]	13	0.0718	0	0.5556	0.4444				
	(2, 3]	7	0.0387	0	0.1852	0.8148	0.3923	0.5041	0.1036	0.6077
	[3, ∞)	14	0.0773	0	0	1				
Hg	(0, 0.12]	11	0.0608	1	0	0	0.4864	0.2290	0.2845	0.5136
	(0.12, 0.5]	42	0.2320	0.9254	0.0745	0				
	(0.5, 1]	34	0.1878	0.7237	0.2763	0	0.5180	0.2361	0.2459	0.4820
	(1, 1.5]	23	0.1271	0.4956	0.5044	0				
	(1.5, 2.4]	11	0.0608	0.1974	0.8026	0				
	(2.4, 4]	17	0.0939	0	0.5	0.5	0.5050	0.2381	0.2569	0.4950
	[4, ∞)	43	0.2376	0	0	1				
As	(0, 15]	52	0.2873	1	0	0	0.3619	0.2704	0.3677	0.6381
	(15, 30]	27	0.1492	0.5	0.5	0				
	(30, 50]	27	0.1492	0	0.8889	0.1111	0.4116	0.2434	0.3284	0.5718
	(50, 80]	14	0.0773	0	0.6111	0.3889				
	(80, 120]	13	0.0718	0	0.2222	0.7778	0.4309	0.2434	0.3450	0.5884
	[120, ∞)	48	0.2652	0	0	1				
Sb	(0, 2.98]	4	0.0221	1	0	0	0.4301	0.2563	0.3135	0.5699
	(2.98, 50]	65	0.3591	0.8672	0.1328	0				
	(50, 100]	23	0.1271	0.5932	0.4068	0	0.4914	0.2365	0.2721	0.5086
	(100, 180]	17	0.0939	0.226	0.774	0				
	(180, 270]	17	0.0939	0	0.75	0.25				
	(270, 360]	10	0.0552	0	0.25	0.75	0.5130	0.2342	0.2528	0.4870
	[360, ∞)	45	0.2486	0	0	1				

(2)生态要素间的风险流动:外部环境的能量输入来源于植被,输出来源于土壤微生物、草食动物和食肉动物.土壤重金属污染的生态风险除了直接影响土壤微生物和植被外,还可以通过生态组分之间的能量流动影响食物链和整个生态系统[51].由于研究区缺少该方面的资料,本研究借鉴相似文献并结合研究区实际情况,量化 4 个生态功能群的投入和产出,构建研究区功能群间的能量流矩阵模型[20-21,24,40].基于构建的能量流矩阵,构建控制分配(CA)矩阵模型来揭示一个组分对另一个组分的影响[21].构建的生态组分能量流矩阵模型和 CA 矩阵模型如图 5 所示.从外部环境输入到生态系统的能量为植被从外部环境接收到的能量,CA 值的大小表示从一个生态分量到另一个生态分量的风险输入强度.

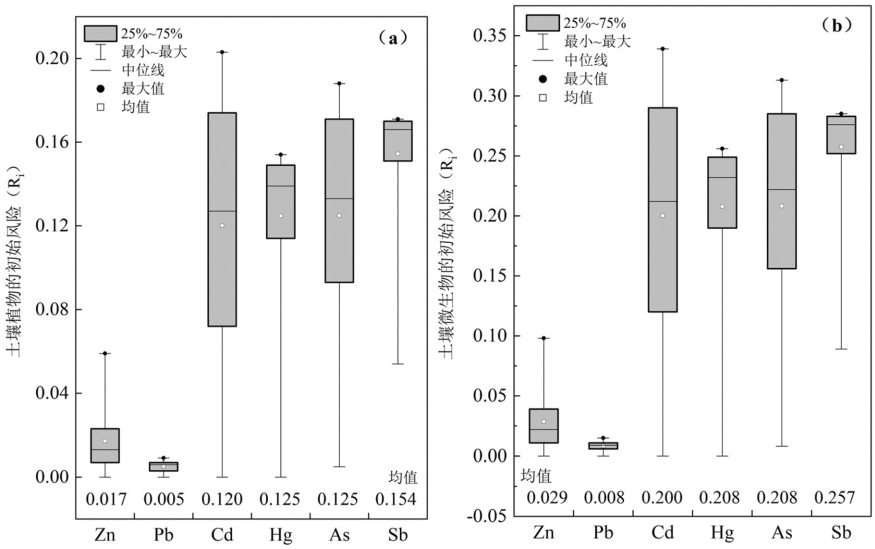


图 4　重金属对表层土壤植物(a)和微生物(b)的初始风险(R_i)

Fig.4　Initial risk (R_i) of heavy metals to soil vegetations (a) and microorganisms (b) in the surface soil

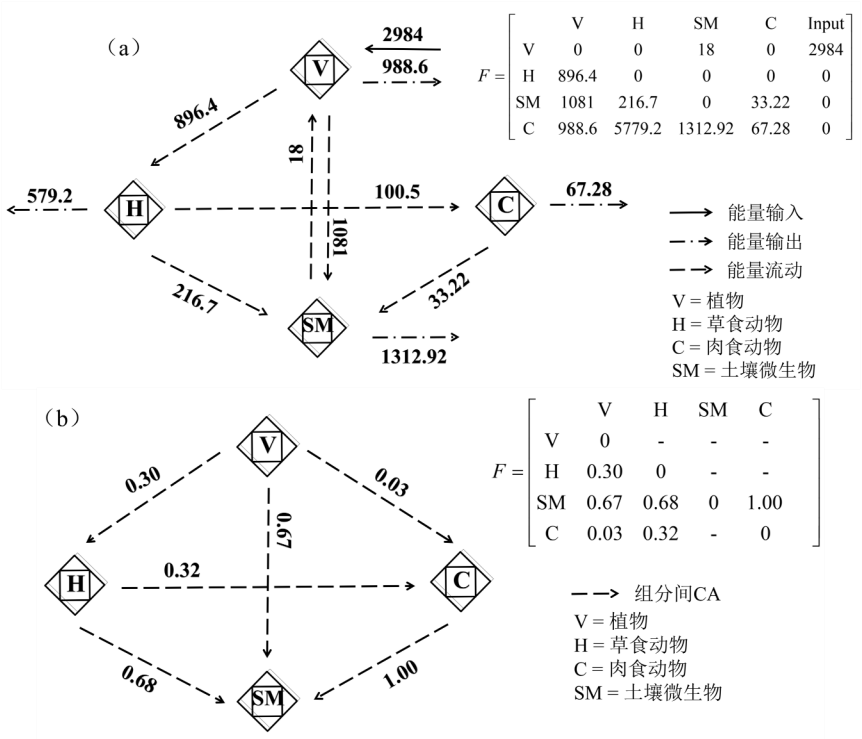


图 5　研究区生态组分间能量流动矩阵模型 [t(km^2·y)] (a)与 CA 矩阵模型(b)

Fig.5　Energy flow matrix [t/(km^2·y)] model (a) and Control allocation matrix model (b) among the ecological components in the study area

将输入生态组分的初始风险与风险流向路径上的 CA 相乘,可以量化不同生态组分之间的风险流量[21].由图 6 可见,表层土壤中 Zn、Pb、Cd、Hg、As 和 Sb 对植被直接输入风险依次为 0.017、0.005、0.120、0.125、0.125 和 0.154,对微生物的直接输入风险依次为 0.029、0.008、0.200、0.208、0.208 和 0.257.整个研究区 Sb 的输入风险最高,其次是 Cd、Hg 和 As,Zn 和 Pb 的输入风险较低.

土壤污染并不直接影响食草动物和食肉动物,而是通过食物链上的消费关系,间接影响生态组分之间的消耗效应,随着能量转移而承担风险[24,52-53].表层土壤污染对草食动物的间接风险(植被对草食

动物的直接风险)分别为 0.0051(Zn)、0.0015(Pb)、0.036(Cd)、0.0375(Hg)、0.0375(As)和 0.0462(Sb); 植被和草食动物对肉食动物的直接和间接相互作用的平均风险为 0.00214(Zn)、0.0007(Pb)、0.0151(Cd)、0.0158(Hg)、0.0158(As)和 0.0194(Sb). 具有最大风险的土壤微生物在整个生态系统中只接受风险,从不向系统中的其他组分输入风险[21].土壤植被对微生物的 R_i 是植被对草食动物的 2.23 倍,是植被对肉食动物控制的 22.33 倍,说明植被污染对土壤微生物构成强烈威胁[20].

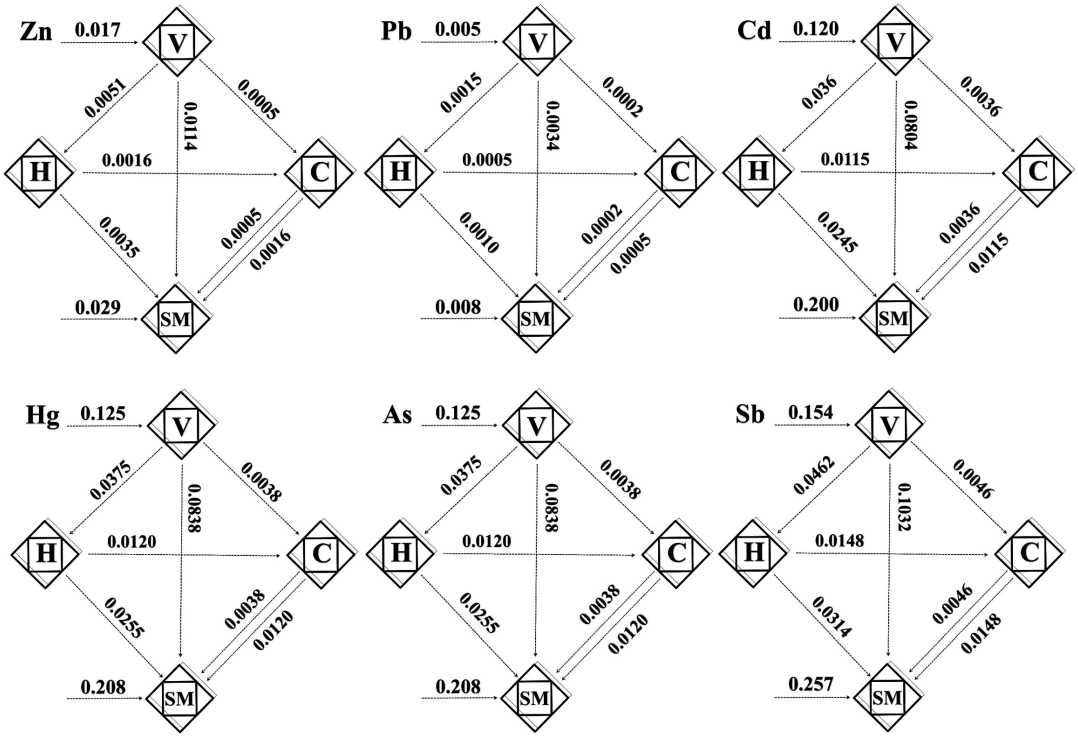


图 6 土壤重金属对生态组分的直接和间接风险流

Fig.6 Direct and indirect risk flows among ecological components from heavy metals in soils at different depths

“V”代表植物,“H”代表草食动物,“C”代表肉食动物,“SM”代表土壤微生物,箭头表示风险流向

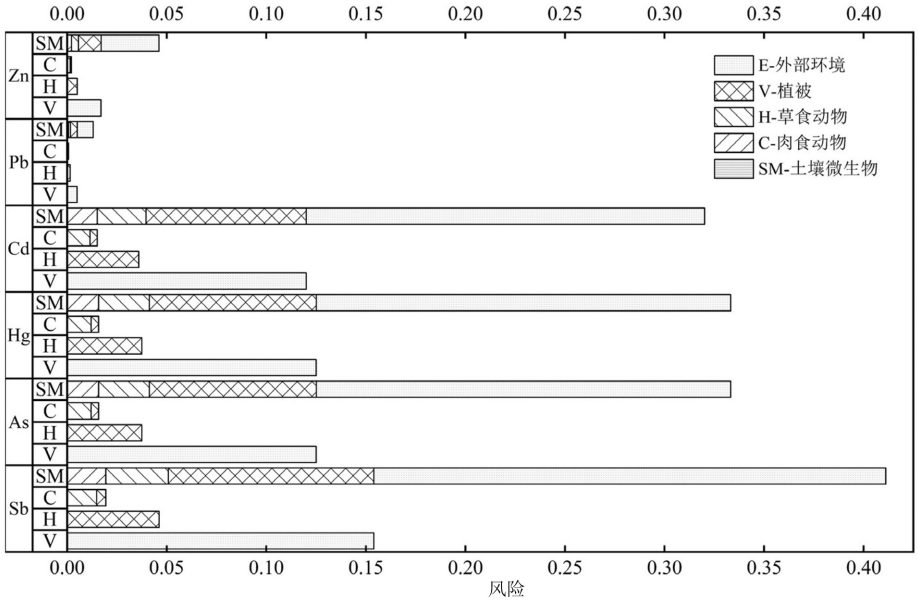


图 7 土壤重金属对生态组分直接风险与来自外部环境的综合输入风险的对比

Fig.7 Direct risks received by each ecological component from soil heavy metals and risks inputted by the external environment

由图 7 可见,生态系统中不同组分所承担的综合风险依次为肉食动物<草食动物<植被<土壤微生物,土壤微生物所承担的风险远高于其他生态组分,这归因于其同时受到来自植被、草食动物、肉食动物和外部环境的风险.Sb 污染对研究区的综合风险最高,Cd、Hg 和 As 次之,Zn、Pb 风险低.Sb 是研究区生态环境的主要风险元素,土壤中 Sb 对植被的综合风险为 0.154,仅来自于外部环境;对草食动物的综合风险为 0.0462,仅来自于植被;对肉食动物的综合风险为 0.0194,来自于植被(76.24%)和草食动物(23.76%);对土壤微生物的综合风险为 0.4110,来自于植被(25.49%)、草食动物(6.35%)、肉食动物(4.70%)和外部环境(63.46%).表层土壤重金属污染对土壤微生物的易损性是植被的 2.67 倍,是食草动物和肉食动物的 8.90 倍和 21.19 倍.

2.3　土壤重金属来源解析

基于主成分得分计算绝对主成分得分,获得多元线性回归方程中每个绝对主成分以及常数项的系数(表 6),构建 APCS-MLR 模型并分析结果.APCS-MLR 模型预测值与实测值的比值(P/O)以及决定系数(R^2),当 P/O 接近 1 且 R^2 大于 0.5 时,源分配结果被认为是可靠的[54].分析结果显示,APCS-MLR 模型预测值与实测值拟合良好,表层土壤除 As 外,其他元素的拟合系数 R^2 在 0.62~0.888 之间;中层土壤除 Cd 和 As 外,其他元素的拟合系数 R^2 在 0.536~0.966 之间;深层土壤除 As 外,其他元素的拟合系数 R^2 在 0.519~0.976 之间,说明通过研究构建的回归模型拟合较好,计算结果基本可靠.

由图 8 可见,表、中和深层土壤中 Zn、Pb 和 Cd 主要受污染源Ⅰ的影响,贡献率范围分别为 91.9%~70.3%、76.8%~65.1 和 54.4%~49.5%;污染源Ⅰ对表层和中层土壤 As 的贡献率也较高,分别为 35.4%和 38.2%.研究表明,辉锑矿伴生有毒砂、方铅矿等大量含 S 矿物,Zn、Pb 和 Cd 与含 S 矿物的冶炼密切相关[55],锑冶炼对土壤的污染大于采矿、废石尾矿堆放等活动的影响[4].此外,矿区交通运输产生的高浓度扬尘、汽车尾气的排放、煤炭燃烧等大气沉降,也是导致其积累的原因之一相关[6,56].污染源Ⅰ来源于矿区冶炼活动,并受到交通运输和大气沉降的共同影响.

污染源Ⅱ对 As、Mn 和 Sb 的贡献率较高,范围依次为 29.9%~32.5%、26.9%~38.9%和 33.9%~37.6%.土壤中 Mn 属于中等分异,与 Sb、As 呈一定的负相关关系.Mn 一般属于自然来源,在土壤中主要受控于地质背景[6,57].Sb 和 As 具有相似的地球化学性质,矿区 Sb 和 As 的积累与采矿活动密切相关,冶炼、开采、运输、废石尾矿堆积等是矿区重金属的主要来源[4,6,58].但受地质成因影响,Sb 和 As 也可以为自然来源,锑矿区周围土壤中的 Sb 和 As 会相应升高[59],在较深的土层包含来自母岩风化作用产生的 Sb[60].因此,污染源Ⅱ主要与高地质背景等自然因素有关.

表 6　APCS-MLR 模型对不同深度土壤重金属污染源的解析结果

Table 6　Analysis results of heavy metals pollution resource at different depths based on APCS-MLR

深度	元素	APCS1 系数	APCS2 系数	APCS3 系数	常数	R^2	P/O
表层	Zn	81.697	18.856	20.809	9.038	0.62	1.00
	Pb	11.166	−1.984	−2.946	0.264	0.618	1.00
	Cd	1.269	0.29	0.183	−0.909	0.753	1.00
	Hg	0.316	0.052	8.365	−2.416	0.888	1.00
	As	59.295	70.635	8.88	47.581	0.394	1.00
	Mn	50.239	−254.313	60.175	264.01	0.703	1.00
	Sb	120.561	384.442	114.362	386.445	0.638	1.00
中层	Zn	72.759	7.703	−0.261	1.944	0.668	1.00
	Pb	10.354	−2.62	−0.48	−3.594	0.653	1.00
	Cd	1.391	0.672	0.015	−1.001	0.411	1.00
	Hg	−0.255	−0.251	7.863	−1.329	0.966	1.00
	As	56.84	71.637	29.161	40.385	0.472	1.00
	Mn	64.732	−229.109	33.002	258.399	0.651	1.00
	Sb	104.368	418.426	−2.802	456.379	0.536	1.00
深层	Zn	79.042	18.143	2.196	19.837	0.775	1.00
	Pb	10.541	−3.824	−1.904	−0.037	0.641	1.00
	Cd	1.232	0.319	0.138	−0.876	0.836	1.00
	Hg	0.062	−0.133	8.796	2.108	0.976	1.00
	As	17.652	89.247	−6.751	109.722	0.462	1.00
	Mn	42.226	−232.146	−33.084	406.679	0.545	1.00
	Sb	82.368	438.798	−26.388	398.56	0.519	1.00

污染源Ⅲ对 Hg 的贡献最大,由表层至深层土壤其贡献率依次为 55.8%、40.7%和 38.8%.Hg 具有很高的稳定性,主要通过大气干湿沉降和径流进入土壤[61].煤炭燃烧、石化工业和有色金属采冶是我国土壤 Hg 的主要污染来源[61].土壤 Hg 的富集也受化肥农药施用、废水灌溉等农业活动的影响[62].Hg 含量高值点多分布于研究区废渣堆或东南部河流周边,长期的地表水径流和灌溉渗漏作用导致表层土壤中 Hg 富集并向下迁移,使得深层土壤 Hg 含量异常升高.因此,农用化肥施用和污水灌溉等农业活动是污染源Ⅲ的主要来源.

污染源Ⅳ对 Cd、Hg、As、Mn 和 Sb 的贡献率均较高,依次为 31.4%~35.2%、36.7%~56.4%、25.4%~55.8%、42.5%~63.4%和 38.6%~52.2%,对深层土壤中 Zn(17.2%)和中层土壤中 Pb(21.8%)也有一定贡献.研究显示,锑矿区土壤重金属污染来源主要来自尾矿砂、冶炼炉渣、冶炼砷碱渣、废石等的重金属浸出,含锑废水灌溉和大气锑尘沉降等[1,4,6].锑矿区堆积的废石尾矿中 Sb 和 As 含量相当高,并且含有一定量的 Zn、Pb、Cd、Hg、Cu、Mn、Cr 等元素[1],污染源 Ⅳ主要为废石(渣)和尾矿中重金属的淋滤释放.

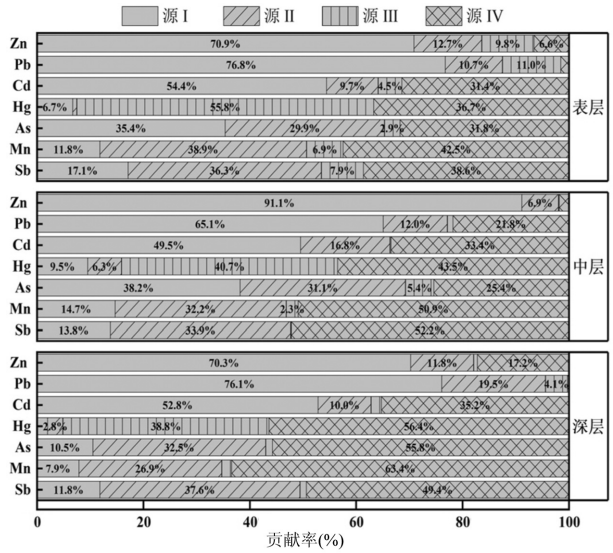


图 8 基于 APCS-MLR 模型的土壤重金属源贡献率

Fig.8 Source contribution rate of soil heavy metals based on APCS-MLR

可见,锡矿山地区土壤重金属污染除了源于人为活动的扩散释放外,富锑矿物岩石风化等自然源贡献不容忽视.研究区受冶炼活动影响的核心污染区面积相对较小且集中,高锑地质背景导致的土壤锑富集面积更为广阔.因此,制定科学合理的污染防治方案时,必须首先掌握区域表生环境重金属的主要来源,也需重视自然源的贡献.

3 结论

3.1 锡矿山地区不同深度土壤重金属含量总体表现为表层土壤高于下层土壤,除 Pb 外的其余元素平均含量都超过了湖南省土壤背景值.所有元素含量随土层深度的增加变化不显著,重金属污染已迁移至深层土壤.

3.2 锡矿山地区土壤中 Sb 和 Hg 存在高毒性概率和高风险,As 毒性概率较高且风险中等,Cd 具有强生态风险但毒性概率低,Zn 和 Pb 虽具有中低毒性概率但无生态风险;土壤植被对微生物的初始风险是植被对草食动物的 2.23 倍,是植被对肉食动物的 22.33 倍;Sb 污染对生态的综合风险最高,土壤微生物是最高的风险受体.

3.3 锡矿山地区不同深度土壤重金属存在多来源累积现象,主要有工矿冶炼活动和交通运输的大气沉降相关、化肥施用和污水灌溉等农业活动以及废石(渣)、尾矿中重金属的淋滤释放,同时自然源对土壤中重金属的富集也有较高的贡献.

参考文献:

[1] 何孟常,季海冰,赵承易,等.锑矿区土壤和植物中重金属污染初探[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2002,38(6):417-420.
He M C, Ji H B, Zhao C Y, et al. Preliminary study of heavy metal pollution in soil and plant near antimony mine area [J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), 2002,38(6):417-420.

[2] 赵清英,张泽民,谭 昭,等.西南三个典型锑矿区锑砷赋存形态与污染特征 [J]. 环境科学研究, 2023,37(7):1612-1625.
Zhao Q Y, Zhang Z M, Tan Z, et al. Speciation and environmental pollution characteristics in three typical antimony mining areas of southwest China [J]. Research of Environmental Sciences, 2023,37(7):1612-1625.

[3] 莫昌琍,吴丰昌,符志友,等.湖南锡矿山锑矿区农用土壤锑、砷及汞的污染状况初探 [J]. 矿物学报, 2013,33(3):344-350.
Mo C L, Wu F C,Fu Z Y, et al. Antimony, arsenic and mercury polluton in agricultural soil of antimony mine area in Xikuangshan, Hunan [J]. Acta Mieralogical Sinica, 2013,33(3):344-350.

[4] 黄中杰,邓仁健,周赛军,等.矿业活动对锑矿区土壤的重金属污染特征及生态风险影响 [J]. 土木与环境工程学报, 2020,42(4):194-200.
Huang Z J, Deng R J, Zhou S J, et al. Effects of mining activities on soil heavy metal pollution characteristics and ecological risk in antimony mining area [J]. Journal of Civil and Environmental Engineering, 2020,42(4):194-200.

[5] 宁增平,赵彦龙,肖青相,等.高锑地质背景区某锑冶炼厂周边土壤锑污染特征及其来源分析 [C]//中国矿物岩石地球化学学会第 17 届学术年会论文集.杭州, 2019:891-892.
Ning Z P, Zhao Y L, Xiao Q X, et al. Characterization of antimony pollution and source analysis in soils around an antimony smelter in a high-antimony geological background area [C]//Proceedings of the 17th Academic Annual Conference of the Geochemistry Society of China, Hangzhou, 2019:891-892.

[6] Li X, Yang H, Zhang C, et al. Spatial distribution and transport characteristics of heavy metals around an antimony mine area in

central China [J]. Chemosphere, 2017,170:17−24.

[7] 张　龙,宋　波,黄凤艳,等.湖南锡矿山周边土壤−农作物系统锑迁移转换特征及污染评价 [J]. 环境科学, 2022,43(3):1558−1566.
Zhang L, Song B, Huang F Y, et al. Characteristics of antimony migration and transformation and pollution evaluation in a soil−crop system around a Tin mine in Hunan Province [J]. Environmental Science, 2022,43(3):1558−1566.

[8] Wang N, Wang A, Kong L, et al. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment [J]. Science of The Total Environment, 2018,610−611:167−174.

[9] Guo W, Zhang Z, Wang H, et al. Exposure characteristics of antimony and coexisting arsenic from multi−path exposure in typical antimony mine area [J]. Journal of Environmental Management, 2021,289: 112493.

[10] Shu W S, Ye Z H, Lan C Y, et al. Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility [J]. Environment International, 2001,26(5/6):389−394.

[11] Cánovas C R, Macías F, Olías M, et al. Metal−fluxes characterization at a catchment scale: Study of mixing processes and end−member analysis in the Meca River watershed (SW Spain) [J]. Journal of Hydrology, 2017,550(1):590−602.

[12] 项　萌,张国平,李　玲,等.广西铅锑矿冶炼区土壤剖面及孔隙水中重金属污染分布规律 [J]. 环境科学, 2012,33(1):266−272.
Xiang M, Zhang G P, Li L, et al. Characteristics of heavy metals in soil profile and pore water around Hechi antimony−lead smelter, Guangxi, China [J]. Environmental Science, 2012,33(1):266−272.

[13] 冯　园,王　娟,张　倩.典型锑冶炼地块不同功能区土壤中锑、砷污染分布特征及风险评估 [J]. 中国地质, 2025,52(3):1107−1115.
Feng Y, Wang J, Zhang Q. Distribution characteristics and risk assessment of antimony and arsenic contamination in soils of different functional areas of typical antimony smelting sites [J]. Geology in China, 2025,52(3):1107−1115.

[14] 杨　安,邢文聪,王小霞,等.西藏中部河流,湖泊表层沉积物及其周边土壤重金属来源解析及风险评价 [J]. 中国环境科学, 2020,40(10): 4557−4567.
Yang A, Xing W C, Wang X X, et al. Source and risk assessment of heavy metals in surface sediments of rivers, lakes and their surrounding soils in central Tibet [J]. China Environmental Science, 2020,40(10):4557−4567.

[15] 雷国建,陈志良,刘千钧,等.广州郊区土壤重金属污染程度及潜在生态危害评价 [J]. 中国环境科学, 2013,33(S1):49−53.
Lei G J, Chen Z L, Liu Q J, et al. The assessments of polluted degree and potential ecological hazards of heavy metals in suburban soil of Guangzhou city [J]. China Environmental Science, 2013,33(S1): 49−53.

[16] 杨昱莹,刘　亮,陈　明,等.长三角地区南京市表土重金属污染特征及源解析 [J]. 中国环境科学, 2024,44(7):3910−3918.
Yang Y Y, Liu L, Chen M, et al. Characterization and source analysis of topsoil heavy metal pollution in Nanjing, Yangtze River Delta Region [J]. China Environmental Science, 2024,44(7):3910−3918.

[17] 赖涓涓,杨德钰,刘　亮,等.银川市浅层表土重金属污染特征及源解析 [J]. 中国环境科学, 2024,44(8):4496−4506.
Lai J J, Yang D Y, Liu L, et al. Characteristics and source identification of heavy metal pollution in shallow topsoil in Yinchuan City [J]. China Environmental Science, 2024,44(8):4496−4506.

[18] 韩　伟,徐仁廷,王乔林.典型峨眉山玄武岩区土壤重金属含量特征及污染风险评价 [J]. 中国环境科学, 2023,43(12):6500−6508.
Han W, Xu R T, Wang Q L. Characteristics of heavy metal content and pollution risk assessment in the soil of typical Emeishan Basalt Area [J]. China Environmental Science, 2023,43(12):6500−6508.

[19] 沈　城,朱旭东,吴　健,等.上海城郊农田土壤锑含量分布及生态风险 [J]. 环境污染与防治, 2023,45(4):544−548.
Shen C, Zhu X D, Wu J, et al. Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of antimony in urban suburb farmland soil [J]. Environmental Pollution & Control, 2023,45(4):544−548.

[20] Liu X, Chi H J, Tan Z Q, et al. Heavy metals distribution characteristics, source analysis, and risk evaluation of soils around mines, quarries, and other special areas in a region of northwestern Yunnan, China [J]. 2023,458:132050.

[21] Tang P Z, Liu J Z, Lu H W, et al. Information−based Network Environ Analysis for Ecological Risk Assessment of heavy metals in soils [J]. Ecological Modelling, 2017,344:17−28.

[22] Chen S P, Fath B D, Chen B. Information−based network environ analysis: a system perspective for ecological risk assessment [J]. Ecological Indicators, 2011,11(6):1664−1672.

[23] Baird D J, Van Den Brink P J. Using biological traits to predict species sensitivity to toxic substances [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2007,67(2):296−301.

[24] Lu J Z, Lu H W, Wang W P, et al. Ecological risk assessment of heavy metal contamination of mining area soil based on land type changes: An information network environ analysis [J]. Ecological Modelling, 2021,455:109633.

[25] 伟　韩,宋云涛,郭志娟,等.宣威地区土壤重金属潜在污染风险评价及影响因素解析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(5):2643−2653.
Han W, Song Y T, Guo Z J, et al. Evaluation and analysis influencing factors of potential heavy metal pollution risk in soil of Xuanwei City [J]. ChinaEnvironmental Science, 2025,45(5):2643−2653.

[26] 吴凯章,刘　明,罗中华,等.大宝山矿区周边大气重金属来源与风险评估 [J]. 中国环境科学, 2023,43(12):6270−6280.
Wu K Z, Liu M, Luo Z H, et al. Sources and risk assessment of atmospheric heavy metals in the vicinity of Dabao mountain mining area [J]. China Environmental Science, 2023,43(12):6270−6280.

[27] 张贺玉,张　静,卢少勇,等.哈素海表层沉积物重金属时空分布特征、生态风险评价及来源解析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2): 991−1003.
Zhang H Y, Zhang J, Lu S Y, et al. Spatial and temporal distribution characteristics, ecological risk assessment and source analysis of heavy metals in surfacesediments of Hasuhai Lake [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):991−1003.

[28] 王美华.PCA−APCS−MLR 和地统计学的典型农田土壤重金属来源解析 [J]. 环境科学, 2023,44(6):3509−3519.
Wang M H. Source analysis of heavy metals in typical farmland soils

based on PCA-APCS-MLR and geostatistics [J]. Environmental Science, 2023,44(6):3509-3519.

[29] Wang J, Wu H, Wei W, et al. Health risk assessment of heavy metal(loid)s in the farmland of megalopolis in China by using APCS-MLR and PMF receptor models: Taking Huairou District of Beijing as an example [J]. 2022,835:155313.

[30] 段海静,申浩欣,彭超月,等.基于APCS-MLR模型的开封市公交站周边灰尘重金属源解析及健康风险评估 [J]. 环境科学, 2024,45(6):3502-3511.
Duan H J, Shen H X, Peng C Y, et al. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in dust around bus stops in Kaifeng city based on APCS-MLR model [J]. Environmental Science, 2024, 45(6):3502-3511.

[31] 沈智杰,李杰芹,李彩霞,等.基于 APCS-MLR 和 PMF 模型的赤泥堆场周边耕地土壤重金属污染源解析 [J]. 环境科学, 2024,45(2):1058-1068.
Shen Z J, Li J Q, Li C X, et al. Pollution source apportionment of heavy metals in cultivated soil around a red mud yard based on APCS-MLR and PMF models [J]. Environmental Science, 45(2): 1058-1068.

[32] Zhou J W, Nyirenda M T, Xie L N, et al. Mine waste acidic potential and distribution of antimony and arsenic in waters of the Xikuangshan mine, China [J]. Applied Geochemistry, 2017,77:52-61.

[33] Guo X, Wang K, He M C, et al. Antimony smelting process generating solid wastes and dust: characterization and leaching behaviors [J]. J. Environ. Sci. (China), 2014,26(7):1549-1556.

[34] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980,14(8):975-1001.

[35] Suresh G, Ramasamy V, Meenakshisundaram V, et al. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments [J]. Applied Radiation and Isotopes, 2011,69(10):1466-1474.

[36] Long E R, Macdonald D D, Smith S L, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [J]. Environmental Management, 1995,19(1): 81-97.

[37] Bernard H. The structure of ecosystems [J]. Journal of Theoretical Biology, 1973,41(3):535-546.

[38] Patten B C. Systems approach to the concept of environment [J]. The Ohio Journal of Science, 1978,78(4):206-222.

[39] Brian D F, Bernard C P. Review of the foundations of network environ analysis [J]. Ecosystems, 1999,2(2):167-179.

[40] Fath B D, Scharler U M, Ulanowicz R E, et al. Ecological network analysis: network construction [J]. Ecological Modelling, 2007,208(1): 49-55.

[41] Sheng D R, Meng X H, Wen X H, et al. Contamination characteristics, source identification, and source-specific health risks of heavy metal(loid)s in groundwater of an arid oasis region in Northwest China [J]. Science of the Total Environment, 2022,841:156733.

[42] 谢 青,任伯帜.基于蒙特卡罗模拟和相对生物有效性的锑矿区健康风险评估 [J]. 中国有色金属学报, 2025,35(1):336-352.
Xie Q, Ren B Z. Health risk assessment for antimony mining area based on Monte Carlo simulation and relative bioavailability [J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 2025,35(1):336-352.

[43] 李立刚,周建伟,李伟洁,等.某特大型锑矿区废石中锑的释放规律 [J]. 地质科技情报, 2018,37(5):215-221.
Li L G, Zhou J W, Li W J, et al. Antimony release characteristics of waste rocks from an extra large antimony mining area [J]. Geological Science and Technology Information, 2018,37(5):215-221.

[44] 罗 超.黔西北地质高背景与污染叠加区土壤重金属迁移富集特征与来源解析 [D]. 贵州师范大学, 2025.
Luo C. Sources, Migration, and Enrichment of Heavy Metals in Soils in the Geological High Background and Pollution Overlay Area of Northwestern Guizhou [D]. Guizhou Normal University, 2025.

[45] 张长波,骆永明,吴龙华.土壤污染物源解析方法及其应用研究进展 [J]. 土壤, 2007,39(2):190-195.
Zhang C B, Luo Y M, Wu L H. Methods for source apportionment of soil pollutants and their advances in application to soil environmental research [J]. Soils, 2007,39(2):190-195.

[46] 潘佑民.湖南土壤背景值及研究方法 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 1988.
Pan Y M. Soil background value and research method in Hunan Province [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1988.

[47] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等.中国土壤环境背景值研究 [J]. 环境科学, 1991,12(4):12-20.
Wei F S, Chen J S, Wu Y Y, et al. Study on the background contents on 61elements of soils in China [J]. Environmental Science, 1991,12(4): 12-20.

[48] GB 15618-2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行) [S].
GB 15618-2018 Soil environmental quality-Risk control standard for soil contamination of agricultural land [S].

[49] GB 36000-2018 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行) [S].
GB 36000-2018 Soil environmental quality-Risk control standard for soil contamination of development land [S].

[50] Giller K E, Witter E. Mcgrath S P. Assessing risks of heavy metal toxicity in agricultural soils: do microbes matter? [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 1999,5(4):683-689.

[51] Fath B D. Distributed control in ecological networks [J]. Ecological Modelling, 2004,179(2):235-245.

[52] Rehman M U, Khan R, Khan A, et al. Fate of arsenic in living systems: Implications for sustainable and safe food chains [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,417(1):126050.

[53] Li Y N, Tan M T, Wu H F, et al. Transfer of Cd along the food chain: The susceptibility of Hyphantria cunea larvae to Beauveria bassiana under Cd stress [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,453:131420.

[54] Shi W C, Li T, Feng Y, et al. Source apportionment and risk assessment for available occurrence forms of heavy metals in Dongdahe Wetland sediments, southwest of China [J]. Science of the Total Environment, 2022,815:152837.

[55] Ran H Z, Guo Z H, Yi L W, et al. Pollution characteristics and source

identification of soil metal(loid)s at an abandoned arsenic-containing mine, China [J]. 2021,413:125382.

[56] 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.

[57] Xue J L, Zhi Y Y, Yang L P, et al. Positive matrix factorization as source apportionment of soil lead and cadmium around a battery plant (Changxing County, China) [J]. Environmental science and pollution research international, 2014,21(12):7698–7707.

[58] Zyskowski E, Wu F. Amarasiriwardena D. Investigation of pollution history in XKS mining area in China using dendrochronology and LA-ICP-MS [J]. Environmental Pollution, Environmental Pollution, 2021,269:116107.

[59] Gallagher M J, Stone P, Kemp A.E.S. Stratabound arsenic and vein antimony mineralisation in Silurian greywackes at Glendinning, south Scotland [J]. nstitute of geological sciences, 1983.

[60] Li X Y, Sun G Y, Lin Y, et al. Application of antimony stable isotopes in revealing the source and vertical migration of Sb in soil [J]. Environmental Science & Technology, 2025,59(12):6285-96.

[61] Wang Y Z, Duan X J, Wang L. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province [J]. 2020,710:134953.

[62] Zhang M, Chen G, Luo Z T, et al. Spatial distribution, source identification, and risk assessment of heavy metals in seawater and sediments from Meishan Bay, Zhejiang coast, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020,156(3):111217.

作者简介：谢　青(1993-),女,湖南汨罗人,博士研究生,主要研究方向为矿山环境保护.发表论文 10 篇.xieqing314934@outlook.com.