

# 宁夏铜银矿区大气降尘重金属污染的季节性特征及其风险评价

杜倩倩<sup>1,2,3</sup>, 孟晨<sup>1,2,3</sup>, 宋乃平<sup>1,2,3</sup>, 岳健敏<sup>1,2,3</sup>

(1. 宁夏大学 西北土地退化与生态系统恢复国家重点实验室培养基地, 宁夏 银川 750021; 2. 西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 宁夏 银川 750021; 3. 宁夏大学 生态环境学院, 宁夏 银川 750021)

**摘要:** [目的] 识别铜银矿区大气降尘重金属的污染特征及风险, 为矿区生态修复及风险管控提供科学依据。[方法] 以宁夏铜银矿尾矿堆积区为研究对象, 利用降尘缸在春、夏、秋、冬 4 个季节收集大气降尘, 进行重金属(Cd, As, Cu, Ni, Cr, Hg, Pb, Ag)测定, 并采用单因子污染指数、地积累指数、潜在生态危害指数评价、人体健康风险评价模型等方法, 分析大气降尘重金属污染的季节性特征及风险。[结果] ①研究区大气降尘量整体呈现春季>秋季>夏季>冬季的规律, 大气降尘重金属累积含量呈: 夏季>春季>冬季>秋季, 其中 As, Cu, Ni, Cr, Hg, Ag 含量均表现春、夏时期高于秋冬时期, 但 Cd, Pb 表现为秋冬时期大于春夏时期, 春夏时期的大气降尘重金属含量均超过宁夏土壤背景值; ②研究区不同季节的大气降尘重金属单因子污染指数和地积累指数表明 Cd, Cu, Ni, Cr, Hg, Ag, Pb 均有一定程度的污染, 其中 Cu, Pb 和 Ag 污染程度相对较高, Cr 污染最小。潜在生态风险评价发现季节顺序为: 春季>夏季>冬季>秋季; ③人体健康风险评价表明, 大气降尘重金属通过呼吸途径和手口途径引起非致癌健康风险, 其风险程度表现为: 春季>夏季>冬季>秋季, 引起的儿童非致癌健康风险显著大于成人。[结论] 研究区大气降尘重金属污染具有明显的季节性特征, 尾矿重金属在春、夏的污染水平较高, 需要在春季及夏季重点控制重金属的释放与扩散, 以降低对生态环境和居民健康的影响。此外, 儿童面临的非致癌健康风险显著高于成人, 需重点考虑儿童的健康防护。

**关键词:** 露天尾矿; 大气降尘; 重金属; 季节性特征; 风险评估

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2025)03-0098-11

中图分类号: X513, X826

**文献参数:** 杜倩倩, 孟晨, 宋乃平, 等. 宁夏铜银矿区大气降尘重金属污染的季节性特征及其风险评价[J]. 水土保持通报, 2025, 45(3): 98-108. Du Qianqian, Meng Chen, Song Naiping, et al. Seasonal characteristics and risk assessment of heavy metal pollution from atmospheric dust in a copper-silver mining area in Ningxia Hui Autonomous Region [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2025, 45(3): 98-108. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2025.03.024; CSTR: 32312.14.stbctb.2025.03.024.

## Seasonal characteristics and risk assessment of heavy metal pollution from atmospheric dust in a copper-silver mining area in Ningxia Hui Autonomous Region

Du Qianqian<sup>1,2,3</sup>, Meng Chen<sup>1,2,3</sup>, Song Naiping<sup>1,2,3</sup>, Yue Jianmin<sup>1,2,3</sup>

(1. Training Base of State Key Laboratory of Land Degradation and Ecosystem Restoration in Northwest China, Ningxia University, Yinchuan, Ningxia 750021, China; 2. Key Laboratory of Ministry of Education, Yinchuan, Ningxia 750021, China; 3. School of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan, Ningxia 750021, China)

**Abstract:** [Objective] The pollution properties and risks of heavy metals in atmospheric dust at copper-silver mining areas were delineated to provide a scientific underpinning for ecological modeling and risk control in mining

收稿日期: 2024-10-29

修回日期: 2025-01-24

采用日期: 2025-01-26

资助项目: 国家自然科学基金项目“覆沙黄土区固沙植物根土复合结构驱动优先流运动机理”(42407086); 国家重点研发计划项目(2018YFC1802906); 宁夏回族自治区教育厅高等学校科学研究项目(NYG2024005); 宁夏重点研发计划项目(2022BEG02003; 2021BEB04012); 国家自然科学基金项目(2022AAC03012)

第一作者: 杜倩倩(2000—), 女(汉族), 甘肃省庆阳市人, 硕士研究生, 研究方向为退化生态系统重建与管理。Email: duqianqian14@163.com。

通信作者: 孟晨(1990—), 男(汉族), 宁夏回族自治区银川市人, 博士, 副研究员, 主要从事退化生态系统重建与管理研究。Email: mengchen@nxu.edu.cn。

areas. [Methods] Atmospheric dust fall was collected using dustfall jars during the spring, summer, autumn, and winter seasons at a copper mine tailings accumulation area in Ningxia Hui Autonomous Region. Heavy metals (Cd, As, Cu, Ni, Cr, Hg, Pb, and Ag) were measured, and multiple assessments, including the single-factor pollution index, geoaccumulation index, potential ecological risk assessment, and human health risk assessment models were employed to analyze the seasonal characteristics and risks of heavy metal pollution in atmospheric dust fall. [Results] ① The overall atmospheric dust deposition in the study area exhibited the following ranking: spring > autumn > summer > winter, with the cumulative heavy metal content of atmospheric dust deposition exhibiting the following ranking: summer > spring > winter > autumn. As, Cu, Ni, Cr, Hg, and Ag contents were higher in spring and summer than autumn and winter. However, Cd and Pb contents were higher in autumn and winter than spring and summer. The heavy metal content of atmospheric dust deposited in spring and summer surpassed the background value in Ningxia region. ② The single-factor pollution index and geoaccumulation index indicated that Cd, Cu, Ni, Cr, Hg, Ag, and Pb in atmospheric dust exhibited varying degrees of pollution across different seasons, with Cu, Pb, and Ag showing relatively higher pollution levels and Cr showing the lowest. The potential ecological risk assessment demonstrated that the seasonal ranking was spring, summer, winter, and autumn. ③ Human health risk assessment revealed that heavy metals in atmospheric dust could cause noncarcinogenic health risks through respiratory and hand-mouth pathways, with a risk level exhibiting the following ranking: spring > summer > winter > autumn. Notably, the noncarcinogenic health risks were markedly greater in children than adults. [Conclusion] Heavy metal pollution in atmospheric dust in the study area has apparent seasonal properties, exhibiting distinct seasonal characteristics, with higher pollution levels in spring and summer. It is essential to control the release and dispersion of heavy metals during these seasons to mitigate their impact on the ecological environment and health of residents. Additionally, children face significantly higher non-carcinogenic health risks than adults, necessitating special attention to their health protection.

**Keywords: open-pit tailings; atmospheric dust fall; heavy metals; seasonal characteristics; risk assessment**

随着全球经济的快速发展,矿产资源的开采与利用在推动经济增长的同时,也带来了严重的环境问题<sup>[1]</sup>。露天尾矿导致重金属等污染物在地表富集,通过风蚀作用进入大气,并通过降尘作用输入至周边土壤,其对生态环境和人类健康的影响不容忽视<sup>[2]</sup>。重金属元素具有高度的毒性和不可降解性,能够通过风蚀、水蚀等途径在环境中持续存在并富集,最终对生态系统和人类健康造成威胁<sup>[3,4]</sup>。此外,大气降尘易沉降的特点容易造成近源污染<sup>[5]</sup>,并通过植物富集效应积累、食物链进入人体<sup>[6,7]</sup>,摄入过量的重金属元素会引起器官病变,呼吸系统、神经系统疾病,严重威胁人类健康<sup>[8]</sup>。因此,研究尾矿周边大气降尘重金属污染特征及风险,对于生态及人体健康安全都至关重要。

中国西北地区气候干旱、风沙频繁,生态环境脆弱,抗干扰能力低。该地区的矿产资源丰富,尤其是铜、银等金属矿藏的开采,给当地经济带来发展机遇。然而,早期对矿产资源的不合理开发,导致大量尾矿露天堆积,矿区土壤环境复杂<sup>[9]</sup>,形成严重的环境隐患。西北地区的季节性气候差异显著,但以往针对尾矿区重金属污染的研究集中在土壤,对大气重金属污染特征及风险的研究较少<sup>[10]</sup>。为此,本研

究以宁夏回族自治区中卫市岷岷子铜银矿区露天尾矿区为研究区,通过对不同季节的大气降尘量及重金属含量进行系统调查,结合地积累指数、潜在生态危害指数和人体健康风险评估法,揭示重金属污染的季节性分布规律,明确其对生态环境和人类健康的潜在危害,以期为西北地区露天尾矿的风险管控提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于宁夏回族自治区中卫市香山北麓的岷岷子铜银矿区<sup>[1]</sup>,矿区位于中卫市区15 km处,隶属中卫市常乐镇。经调查发现该铜银矿区总面积1.77 km<sup>2</sup>,达到了中型铜矿,小型银矿的规模,截至2017年具有I级铜资源3 781.0 t,伴生银金属量8 280 kg,II级铜资源3 347.75 t,伴生银金属量1 048 kg。分别于2008,2012,2013和2014年间断性开采,开采矿体深度0~40 m不等<sup>[1,4]</sup>。该地区是典型的大陆性季风气候,夏季炎热短暂,冬季寒冷漫长,且多风沙干旱少雨<sup>[11]</sup>。年平均气温8.5℃,年平均降水量170~560 mm,主要集中在6—8月<sup>[12]</sup>。主导风向为东风,其次为西北风,最大风速21 m/s,该

区域地形以山地和丘陵为主,平均海拔为 1 200 m<sup>[13]</sup>。研究区生物多样性单一,生态环境非常脆弱。该区主要野生植物资源有猫头刺、猪毛菜、柠条等,主要农作物有马铃薯、玉米、晒西瓜、大枣等<sup>[4]</sup>。主要矿产资源有煤炭、铁矿、石灰岩、铜矿等,周围人畜活动频繁<sup>[1,12]</sup>。

## 1.2 样品采集

集尘缸法是采集大气降尘的主要方法之一。采样点位于中卫香山岷峒子铜银尾矿区,为准确分析大气降尘重金属污染特征,以尾矿堆积库为中心,在直径 2 km 以内的 8 个方向(正东、正南、正西、正北、东南、西南、东北、西北)共设置 35 个样点。每个样点间隔 5 m 布设 3 个高 20 cm,直径 5 m 的 PVC 材质集尘缸。根据西北地区常年气象状况,以 3—5 月为春季,6—8 月为夏季,9—11 月为秋季,12 月至次年 2 月为冬季。每两个月记录 1 次,共取得 991 个地面样品。

## 1.3 样品处理及测定

将采集的样品风干研磨呈粉末状后过 0.149 mm 尼龙筛,称取 0.45 g 风蚀物,置于消解罐中,依次加入 1 ml HF, 1 ml HCL, 6 ml HNO<sub>3</sub> 摇匀,加盖<sup>[1]</sup>。开始消解程序,消解结束后,开盖。将消解罐置于赶酸仪内,于 120 °C 赶酸至约 2~3 ml,取出冷却,转移至 50 ml 容量瓶中,用蒸馏水定容至 45 ml,摇匀,在电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS)上测定。并且采用平行样分析,空白试验的质量控制方式。

## 1.4 研究方法

1.4.1 单因子污染指数 单因子污染指数用来表示某一单项污染对研究区域土壤污染的程度<sup>[14]</sup>。计算公式为:

$$P_i = C_i/S_i$$

式中: $P_i$ 为单一元素的污染指数; $C_i$ 为重金属*i*的实

测值; $S_i$ 为重金属*i*的评价标准<sup>[14]</sup>。本文采用宁夏土壤背景值<sup>[15]</sup>作为评价标准(表 1<sup>[4]</sup>)。

表 1 宁夏地区土壤重金属含量背景值  
Table 1 Soil background value of heavy metal content in Ningxia area

| 项目  | 重金属含量/(g · kg <sup>-1</sup> ) |      |      |      |    |       |      |       |
|-----|-------------------------------|------|------|------|----|-------|------|-------|
|     | Cd                            | As   | Cu   | Ni   | Cr | Hg    | Pb   | Ag    |
| 背景值 | 0.11                          | 11.9 | 22.1 | 36.6 | 60 | 0.021 | 20.6 | 0.166 |

1.4.2 地积累指数法 地积累指数( $I_{geo}$ )是评价沉积物、土壤、大气降尘中重金属污染程度的方法之一<sup>[16]</sup>。地积累指数考虑到人为污染因素和环境化学背景值,反映了重金属分布的变化特征<sup>[17]</sup>。其计算公式为:

$$I_{geo} = \lg \left( \frac{C_i}{kB_i} \right) \quad (1)$$

式中: $C_i$ 为大气降尘重金属元素*i*的实测含量(mg/kg); $B_i$ 为宁夏地区重金属元素的土壤背景值; $k$ 值取 1.5。 $I_{geo}$ 的详细分级与污染程度划分情况详见表 2。

1.4.3 潜在生态危害指数评价法 生态风险评价是指通过采集环境中的数据,来评价风险源在暴露过程中对区域生态环境可能造成的影响<sup>[6,18]</sup>。

$$C_j^i = C_s^i/C_n^i \quad (2)$$

式中: $C_j^i$ 为重金属*i*相对参比值的污染系数; $C_s^i$ 为重金属*i*的实测值(mg/kg); $C_n^i$ 为重金属*i*的评价参比值<sup>[19]</sup>,取宁夏地区土壤背景值。

$$E_r^i = T_r^i \cdot C_j^i \quad (3)$$

式中: $E_r^i$ 为单因子潜在生态风险指数<sup>[19]</sup>; $T_r^i$ 为重金属*i*的毒性响应系数,Cd, As, Cu, Ni, Cr, Hg, Pb 响应系数分别为 30, 10, 5, 5, 2, 40, 5<sup>[20]</sup>。

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (4)$$

式中:RI 为多元素环境风险综合指数。生态风险程度详见表 2。

表 2 不同重金属污染指数评价分级

Table 2 Classification and evaluation of different heavy metal pollution indices

| 单因子污染指数( $P_i$ )   | 等级   | 地积累污染指数( $I_{geo}$ ) | 等级      | 生态风险水平( $E_r^i$ )      | 等级 | 综合生态水平(RI)          | 等级   |
|--------------------|------|----------------------|---------|------------------------|----|---------------------|------|
| $P_i \leq 0.7$     | 清洁   | $I_{geo} \leq 0$     | 无污染     | $E_r^i < 40$           | 低  | $RI < 150$          | 轻度污染 |
| $0.7 < P_i \leq 1$ | 安全   | $0 < I_{geo} \leq 1$ | 轻度—中等污染 | $40 \leq E_r^i < 80$   | 中  | $150 \leq RI < 300$ | 中度污染 |
| $1 < P_i \leq 2$   | 轻度污染 | $1 < I_{geo} \leq 2$ | 中等污染    | $80 \leq E_r^i < 160$  | 较重 | $300 \leq RI < 600$ | 较高污染 |
| $2 < P_i \leq 3$   | 中度污染 | $2 < I_{geo} \leq 3$ | 中等—强污染  | $160 \leq E_r^i < 320$ | 重  | $RI \geq 600$       | 高度污染 |
| $P_i > 3$          | 重度污染 | $3 < I_{geo} \leq 4$ | 强污染     | $E_r^i \geq 320$       | 严重 |                     |      |
|                    |      | $4 < I_{geo} \leq 5$ | 强—极严重污染 |                        |    |                     |      |

1.4.4 人体健康风险评价法 人体健康风险评价主要侧重于人体的健康风险,是表征环境污染物对暴露于环境介质中的人体产生有害影响的程度<sup>[21]</sup>。本文采用美国环保署(USEPA)提出的健康风险评价模型<sup>[21]</sup>。

$$ADD_{oral\text{手口}} = (C_s \cdot IR_1 \cdot CF \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT) \quad (5)$$

$$ADD_{dermal\text{皮肤}} = (C_s \cdot SA \cdot CF \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT) \quad (6)$$

$$ADD_{inh呼吸} = (C_s \cdot IR_2 \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot PEF \cdot AT) \quad (7)$$

式中:  $C_s$  为土壤重金属含量(mg/kg); 其余涉及参数详见表 3。

采用危害商(HQ)、危害指数(HI)来评价重金属对人体造成的非致癌风险<sup>[1,21]</sup>, 具体计算公式为:

$$HQ_i = ADD_{非致癌} / RfD \quad (8)$$

$$HI = \sum_i^n HQ_i \quad (9)$$

式中:  $HQ_i$  为各重金属非致癌健康风险指数;  $ADD_i$  为重金属  $i$  的长期日平均暴露剂量[mg/(kg·d)];  $RfD_i$  指重金属  $i$  不会对儿童和成人造成有害影响的每日最大重金属吸收量[mg/(kg·d)](详见表 4);  $HI$  为非致癌总风险指数<sup>[21]</sup>。根据美国环境保护署的相关规定,  $HQ$  值越大, 对人体产生的风险程度越高<sup>[1]</sup>;  $HI$  的临界值为 1, 当  $HI < 1$  时, 代表人体健康未遭受任何非致癌风险; 当  $HI > 1$  时, 代表人类健康面临非致癌风险<sup>[21]</sup>。

表 3 人体健康风险评估模型参数

Table 3 Parameters of human health risk assessment model

| 评价参数  | 成人                        | 儿童                        |
|---|---------------------------|---------------------------|
| ED 暴露年限/a   | 24                        | 6                         |
| EF 暴露频率/(d·a <sup>-1</sup> )                          | 350                       | 350                       |
| SA 暴露皮肤面积/cm <sup>2</sup>                             | 5 700                     | 2 800                     |
| BW 体重/kg  | 70                        | 15                        |
| CF 单位转化因子/(kg·mg <sup>-1</sup> )                      | 10 <sup>-6</sup>          | 10 <sup>-6</sup>          |
| IR <sub>2</sub> 土壤日平均吸入量/(mg·d <sup>-1</sup> )        | 20                        | 7.65                      |
| IR <sub>1</sub> 土壤日平均摄入量/(mg·d <sup>-1</sup> )        | 100                       | 200                       |
| ABS 皮肤吸收系数  | 0.001                     | 0.001                     |
| PEF 灰尘扩散因子/(m <sup>3</sup> ·kg <sup>-1</sup> )        | 1.36×10 <sup>9</sup>      | 1.36×10 <sup>9</sup>      |
| AT 平均总暴露时间/d  | ED×365(非致癌)<br>70×365(致癌) | ED×365(非致癌)<br>70×365(致癌) |
| AF 皮肤对土壤的吸附系数/(mg·cm <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> ) | 0.07                      | 0.2                       |

表 4 重金属最大摄入量参考剂量(RfD)

Table 4 Reference dose for maximum inhalation of heavy metals

| 重金属元素 | RfD <sub>手口</sub>    | RfD <sub>皮肤</sub>     | RfD <sub>呼吸</sub>     |
|-------|----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Cd    | 0.001                | 1×10 <sup>-5</sup>    | 5.7×10 <sup>-6</sup>  |
| As    | 3×10 <sup>-4</sup>   | 1.23×10 <sup>-4</sup> | 1.23×10 <sup>-4</sup> |
| Cu    | 0.04                 | 0.012                 | 0.04                  |
| Ni    | 0.02                 | 5.40×10 <sup>-3</sup> | 9×10 <sup>-5</sup>    |
| Cr    | 3×10 <sup>-3</sup>   | 6×10 <sup>-5</sup>    | 2.86×10 <sup>-5</sup> |
| Hg    | 3×10 <sup>-4</sup>   | 2.10×10 <sup>-5</sup> | 8.57×10 <sup>-5</sup> |
| Pb    | 3.5×10 <sup>-3</sup> | 5.25×10 <sup>-4</sup> | 3.52×10 <sup>-3</sup> |
| Ag    | —                    | —                     | —                     |

### 1.5 数据处理

运用 Excel, SPSS 软件整理、分析数据, 并采用 oring2024 进行绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 大气降尘量及其重金属含量的季节性分布特征

2.1.1 大气降尘量的季节性分布特征 图 1a 为矿区大气降尘量的季节顺序, 平均降尘量总体呈现出春

季>秋季>夏季>冬季的特点, 冬季降尘量明显低于其他季节。图 1b 为研究区 2020 年 4 月至 2021 年 11 月降尘量月际含量变化。其中 2020 年 4 和 10 月降尘量最多, 2020 年 12 月、2021 年 11 月降尘量最低。1 a 内的降尘量顺序为: 春季>秋季>夏季>冬季。相关分析结果表明大气沉降量与风速呈正相关关系(表 5)。气象数据如图 2 所示, 每年的 3—5 月份风速明显大于其他时期, 11—12 月的风速为全年最低, 大气降尘量受风速影响, 呈现出春季>秋季>夏季>冬季的特征。

表 5 大气降尘量与气象因素的相关性分析

Table 5 Correlation analysis between atmospheric dust deposition and meteorological factors

| 指标   | 降尘量    | 风速      | 气温     | 降水量     | 相对湿度 |
|------|--------|---------|--------|---------|------|
| 降尘量  | 1      |         |        |         |      |
| 风速   | 0.154* | 1       |        |         |      |
| 气温   | 0.049  | 0.266** | 1      |         |      |
| 降水量  | 0.004  | 0.215** | 0.1    | 1       |      |
| 相对湿度 | -0.019 | -0.07   | -0.002 | 0.294** | 1    |

注: \*表示在 0.05 级别(双尾)相关性显著; \*\*表示在 0.01 级别(双尾)相关性显著。

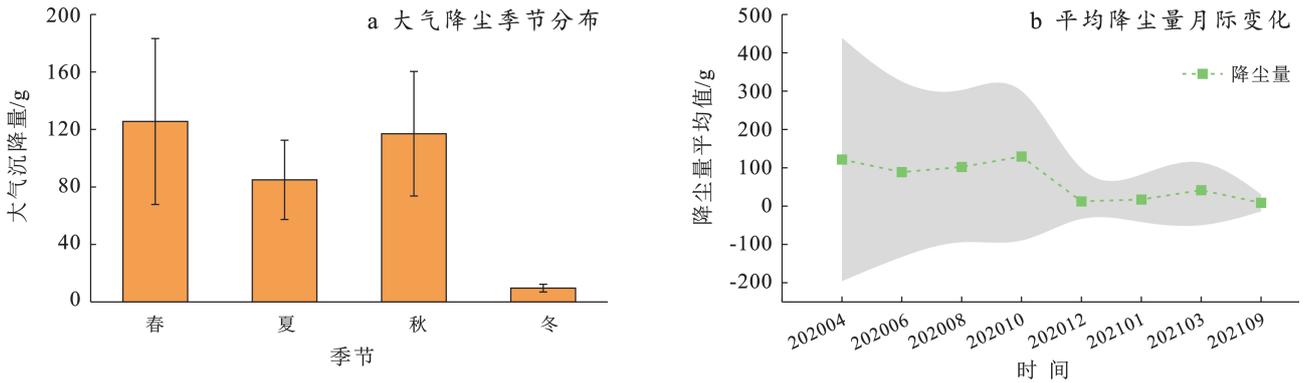


图 1 研究区大气降尘量变化趋势

Fig. 1 Trend of atmospheric dust reduction in study area

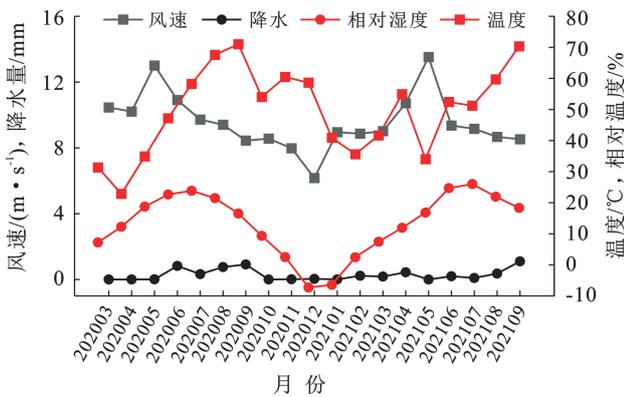


图 2 研究区气象信息变化

Fig. 2 Meteorological information change in study area

2.1.2 重金属含量变化特征 2020年4月至2021年11月的大气降尘重金属浓度如表6所示。由表6可知,春季和夏季研究区内各重金属均超过宁夏地区土壤背景值,秋季Cu, Pb, Ag含量为宁夏土壤背景值的1.64,8.26和2.11倍,冬季Cd, Cu, Pb, Ag含量为宁夏土壤背景值的1.76,2.37,5.18,2.46倍。由图3可以看出,重金属Cu, Ni, Cr, Pb, Ag的含量受研究区内风速的影响,As, Cu含量受相对湿度的影响。从变异系数看,Cu在春季和夏季的变异系数较大(>30%),属于高度变异。表明Cu极可能受到外源污染的影响。需要重点关注。由表6可知,As, Cu, Ni, Cr, Hg, Ag 6种金属元素含量均表现为春夏季节大于秋冬季节,Cu, Hg和Ag含量呈现春季>夏季>冬季>秋季的季节特征。Cd则表现为:冬季>夏季>春季>秋季。Pb表现为:秋季>冬季>夏季>春季,且秋冬季节含量显著高于春夏季节。

研究区内常年主导风向为东风,其次为西北风。由图4可知,春季盛行风向为东风,其次为西北风,风速最大可达21 m/s。夏季、秋季盛行风向为东风,冬季主导风向为西北风,其次为西风。秋冬季节风速不超过给18 m/s。

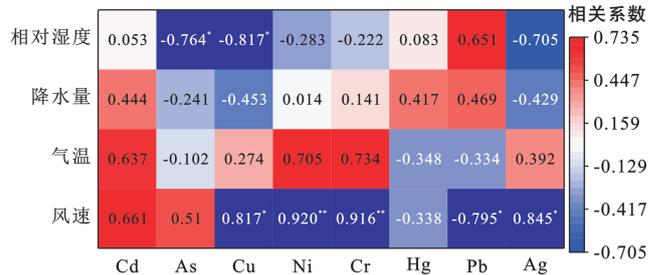


图 3 研究区重金属与气象因素的相关性

Fig.3 Correlation between heavy metals and meteorological factors in study area

### 2.2 大气降尘重金属污染生态风险评价

2.2.1 单因子污染指数 由图5可知,Pb秋冬季节为重度污染,污染程度显著大于春夏季节,其余金属均表现为春夏季节的污染程度相对严重。Cd四季表现出轻度污染,As, Cr, Ni, Hg秋冬时期处于安全水平。Cr, Ni均表现为夏季中度污染,春季轻度污染。As, Hg表现为春季中度污染,夏季轻度污染。Cu, Ag春夏季节表现为重度污染,秋冬季节为中度、轻度污染。重金属污染整体表现为:夏季>春季>冬季>秋季。应加强对研究区Cu, Ag, Pb的监测和污染防治。

2.2.2 地积累污染指数 由图6可知,研究区Ag的污染程度最为严重,表现为:春季>夏季>冬季>秋季的季节性特征。Pb和Cu的污染程度次之。Pb在冬季处于中度污染,秋季处于重度污染;Cu在春季和冬季都处于轻度污染。此外,Cr, Ni在夏季都处于轻度污染,Hg在春季处于轻度污染,Cd在冬季处于轻度污染。春季重金属污染程度表现为:Ag>Cu>Hg,夏季表现为:Ag>Ni>Cr,秋季表现为:Pb>Ag,冬季表现为:Pb>Ag>Cd>Cu。

2.2.3 潜在生态风险评价 由表7可知,春季Hg和Ag生态风险水平为重度污染,其他重金属均为轻度污染;夏季Cd, Hg和Ag的生态风险水平为中度污染,其他重金属均为轻度污染;秋季Pb为中度污染,其他元素均为轻度污染;冬季Cd为中度污染,其他元

素均为轻度污染。Hg, Ag春夏时期的潜在生态风险最高,Cd夏季和冬季存在一定的生态风险,Cr的污染程度最轻。As, Cu, Hg, Ag的潜在生态风险表现为:春季>夏季>冬季>秋季,Ni表现为:夏季>春季>冬季>秋季,Cr表现为:夏季>春季>秋季>冬

季,Cd的潜在生态风险为:冬季>夏季>春季>秋季,Pb的潜在生态风险为:秋季>冬季>夏季>春季。研究区大气降尘重金属元素潜在生态风险表现为:春季>夏季>冬季>秋季,说明As, Cu, Hg, Ag元素对矿区的生态风险贡献较大<sup>[21]</sup>。

表6 研究区重金属季节性分布特征

Table 6 Seasonal distribution characteristics of heavy metals in study area

| 项目      | Cd含量    | As含量      | Cu含量        | Ni含量      | Cr含量      | Hg含量      | Pb含量     | Ag含量      |         |
|---------|---------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|---------|
| 宁夏土壤背景值 | 0.11    | 11.9      | 22.1        | 36.6      | 60        | 0.021     | 20.6     | 0.166     |         |
| 最小值     | 0.008 9 | 5.031 3   | 9.222 3     | 3.852 3   | 7.771 2   | 0.016 2   | 10.643 3 | 0.193 1   |         |
| 最大值     | 0.551 8 | 138.826 4 | 1 478.206 3 | 301.706 9 | 445.983 7 | 0.369 5   | 78.102 6 | 4.437 5   |         |
| 春季      | 均值      | 0.140 6   | 22.152 5    | 91.941 5  | 43.904 8  | 67.737 1  | 0.042 8  | 27.378    | 0.721 7 |
|         | 变异系数/%  | 7.33      | 14.66       | 33.64     | 15.02     | 14.19     | 14.49    | 8.52      | 16.21   |
|         | 样本数     | 33        | 33          | 33        | 33        | 33        | 33       | 33        | 33      |
| 夏季      | 最小值     | 0.049 1   | 3.666       | 6.682 9   | 11.842 1  | 19.334 6  | 0.01     | 9.762 4   | 0.224 4 |
|         | 最大值     | 0.529 2   | 86.263      | 874.408 5 | 317.010 4 | 473.300 3 | 0.169 7  | 125.276   | 3.58    |
|         | 均值      | 0.178 5   | 14.590 8    | 65.076 6  | 90.748 2  | 141.881 6 | 0.027 8  | 41.930 6  | 0.661 6 |
|         | 变异系数/%  | 6.78      | 13.99       | 30.24     | 10.95     | 10.31     | 10.07    | 9.57      | 12.95   |
|         | 样本数     | 30        | 30          | 30        | 30        | 30        | 30       | 30        | 30      |
| 秋季      | 最小值     | 0.008 9   | 3.161       | 13.476 4  | 9.529 1   | 11.230 4  | 0.010 6  | 18.387    | 0.163 2 |
|         | 最大值     | 0.416 7   | 12.434      | 107.888 8 | 45.375 7  | 46.138 9  | 0.029 9  | 369.546   | 0.737 9 |
|         | 均值      | 0.103 2   | 6.916 7     | 36.297 1  | 28.371 1  | 35.13     | 0.016 5  | 170.227 7 | 0.350 4 |
|         | 变异系数/%  | 13        | 5           | 10        | 5         | 4         | 4        | 10        | 6       |
|         | 样本数     | 31        | 31          | 31        | 31        | 31        | 31       | 31        | 31      |
| 冬季      | 最小值     | 0.029 3   | 0.550 6     | 16.320 9  | 9.980 7   | 9.198 3   | 0.009 3  | 10.852 7  | 0.172 5 |
|         | 最大值     | 0.691     | 20.440 9    | 319.054 8 | 95.781 6  | 58.333 4  | 0.099 5  | 287.751 2 | 1.127 7 |
|         | 均值      | 0.194     | 8.362 9     | 52.459    | 31.725 3  | 34.814 8  | 0.020 4  | 106.611 1 | 0.409   |
|         | 变异系数/%  | 7         | 8           | 13        | 5         | 4         | 7        | 9         | 5       |
|         | 样本数     | 31        | 31          | 31        | 31        | 31        | 31       | 31        | 31      |

注:重金属含量单位为mg/kg。

2.2.4 人体健康风险评价 由表8可知,成人3种暴露途径下的单一金属致癌风险(HQ)和总非致癌风险均小于1,在可接受范围内。手口摄入是成人主要的暴露途径,其次是皮肤摄入和呼吸摄入。重金属多为春夏时期的非致癌风险高。对于成人,3种暴露途径下Pb秋冬时期的非致癌风险显著高于其他金属,As, Cr全年的非致癌风险较其他金属处于相对较高的水平。儿童春季As的非致癌风险值(HQ)为1.02,Cu在呼吸途径下四季的非致癌风险值(HQ)分别为4.22,3.53,1.46和1.84,超过了可接受范围(HQ<1)。手口暴露途径下As夏季和冬季的非致癌风险值(HQ)、Cr春夏时期的非致癌风险值(HQ)和Pb秋冬季节的非致癌风险值(HQ)接近于1。短期内不会造成人体非致癌风险,但仍需注意手口途径的影响。各重金属在3种不同暴露途径下的非致癌风险呈现出儿童高于成人的特征。Cu在非致癌风险暴露途径

表现为:呼吸>手口>皮肤,除Cu外其他金属的非致癌风险顺序为:手口>皮肤>呼吸。非致癌风险的季节特征为:春季>夏季>冬季>秋季。

### 3 讨论

研究区的大气降尘的季节特征为:春季>秋季>夏季>冬季,其中2020年4月降尘量最大,2021年11月降尘量最小,与陈峰<sup>[5]</sup>的研究结果相似。这是由于大气沉降量受气候条件影响,与风速呈正相关。宁夏地区春夏多风,冬季由于地表封冻,近地面风速小,故而降尘量显著减少<sup>[13]</sup>。姚喜军<sup>[22]</sup>研究发现下风向的降尘量大于上风向,崔文斌<sup>[12]</sup>也证明气象因素导致尾矿堆积区风蚀扬尘,重金属Cu在下风向有一定积累,与本文研究结果一致。张扣扣等<sup>[11]</sup>研究表明除尾矿堆积,中卫地区的有色金属炼制、工矿活动、燃煤也是Hg的主要来源。

表 7 研究区大气降尘重金属潜在生态风险评价结果

Table 7 Potential ecological risk assessment results of heavy metals in atmospheric dustfall in study area

| 季节 | 类型  | 生态风险水平 ( $E_i^d$ ) |       |        |       |       |        |       |        | 综合生态水平 (RI) |
|----|-----|--------------------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|--------|-------------|
|    |     | Cd                 | As    | Cu     | Ni    | Cr    | Hg     | Pb    | Ag     |             |
| 春季 | 最小值 | 16.72              | 4.24  | 2.09   | 1.91  | 0.85  | 34.66  | 2.70  | 22.08  | 85.25       |
|    | 最大值 | 64.22              | 94.11 | 271.50 | 41.22 | 14.87 | 703.78 | 5.56  | 400.98 | 1 596.24    |
|    | 均值  | 38.52              | 20.04 | 23.70  | 8.95  | 3.37  | 96.92  | 3.48  | 85.45  | 280.43      |
| 夏季 | 最小值 | 17.74              | 4.66  | 2.06   | 1.75  | 0.71  | 19.54  | 2.37  | 23.47  | 72.3        |
|    | 最大值 | 120.93             | 72.49 | 197.83 | 43.31 | 15.78 | 131.27 | 10.40 | 323.50 | 915.51      |
|    | 均值  | 47.13              | 13.54 | 19.82  | 14.53 | 5.47  | 53.24  | 5.58  | 63.37  | 222.68      |
| 秋季 | 最小值 | 2.43               | 2.66  | 3.05   | 1.30  | 0.37  | 20.23  | 4.46  | 14.74  | 49.24       |
|    | 最大值 | 113.65             | 10.45 | 24.41  | 6.20  | 1.54  | 56.94  | 89.70 | 66.67  | 369.56      |
|    | 均值  | 28.15              | 5.81  | 8.21   | 3.88  | 1.17  | 31.37  | 41.32 | 31.66  | 151.57      |
| 冬季 | 最小值 | 25.55              | 2.98  | 3.69   | 1.36  | 0.31  | 26.10  | 3.84  | 15.58  | 79.41       |
|    | 最大值 | 89.66              | 17.18 | 72.18  | 13.08 | 1.69  | 52.79  | 69.84 | 82.97  | 399.39      |
|    | 均值  | 49.16              | 9.29  | 10.34  | 3.93  | 1.12  | 34.76  | 27.64 | 33.11  | 169.35      |

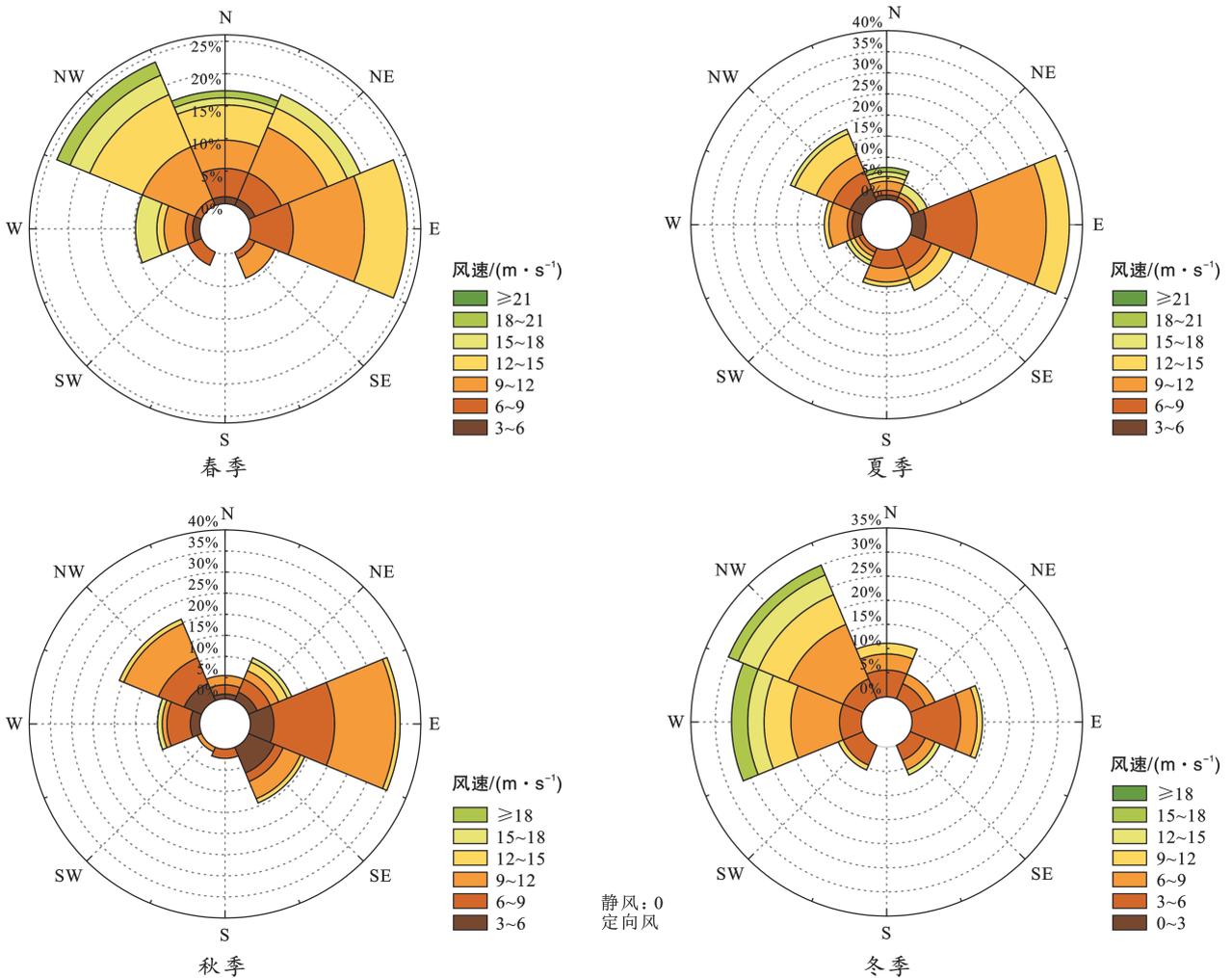


图 4 研究区风向风频分布图

Fig.4 Wind direction and frequency distribution in study area

表8 研究区重金属人体健康风险评估结果  
Table 8 Human health risk assessment results of heavy metals in study area

| 季节 | 元素 | 成人                    |                       |                       |                       | 儿童                    |                       |                       |                       |
|----|----|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
|    |    | HQ <sub>手口</sub>      | HQ <sub>皮肤</sub>      | HQ <sub>呼吸</sub>      | HI                    | HQ <sub>手口</sub>      | HQ <sub>皮肤</sub>      | HQ <sub>呼吸</sub>      | HI                    |
| 春季 | Cd | $1.93 \times 10^{-4}$ | $7.72 \times 10^{-5}$ | $4.99 \times 10^{-6}$ | $2.75 \times 10^{-4}$ | $1.81 \times 10^{-3}$ | $5.06 \times 10^{-4}$ | $8.91 \times 10^{-6}$ | $2.32 \times 10^{-3}$ |
|    | As | $4.34 \times 10^{-2}$ | $1.06 \times 10^{-3}$ | $3.91 \times 10^{-5}$ | $4.45 \times 10^{-2}$ | 1.02                  | $6.94 \times 10^{-3}$ | $6.97 \times 10^{-5}$ | 1.03                  |
|    | Cu | $3.59 \times 10^{-3}$ | $4.77 \times 10^{-5}$ | $5.27 \times 10^{-7}$ | $3.64 \times 10^{-3}$ | $3.35 \times 10^{-2}$ | $3.12 \times 10^{-4}$ | 4.19                  | 4.22                  |
|    | Ni | $4.49 \times 10^{-3}$ | $6.63 \times 10^{-5}$ | $1.47 \times 10^{-4}$ | $4.70 \times 10^{-3}$ | $4.19 \times 10^{-2}$ | $4.34 \times 10^{-4}$ | $2.62 \times 10^{-4}$ | $4.26 \times 10^{-2}$ |
|    | Cr | $4.62 \times 10^{-2}$ | $9.22 \times 10^{-3}$ | $7.13 \times 10^{-4}$ | $5.61 \times 10^{-2}$ | $4.31 \times 10^{-1}$ | $6.04 \times 10^{-2}$ | $1.27 \times 10^{-3}$ | $4.93 \times 10^{-1}$ |
|    | Hg | $2.32 \times 10^{-4}$ | $1.32 \times 10^{-5}$ | $1.19 \times 10^{-7}$ | $2.45 \times 10^{-4}$ | $2.16 \times 10^{-3}$ | $8.65 \times 10^{-5}$ | $2.13 \times 10^{-7}$ | $2.25 \times 10^{-3}$ |
|    | Pb | $5.62 \times 10^{-3}$ | $1.49 \times 10^{-4}$ | $8.21 \times 10^{-7}$ | $5.77 \times 10^{-3}$ | $5.24 \times 10^{-2}$ | $9.78 \times 10^{-4}$ | $1.47 \times 10^{-6}$ | $5.34 \times 10^{-2}$ |
| 夏季 | Cd | $2.37 \times 10^{-4}$ | $9.45 \times 10^{-5}$ | $6.11 \times 10^{-6}$ | $3.38 \times 10^{-4}$ | $2.21 \times 10^{-3}$ | $6.19 \times 10^{-4}$ | $1.09 \times 10^{-5}$ | $2.84 \times 10^{-3}$ |
|    | As | $2.94 \times 10^{-2}$ | $7.16 \times 10^{-4}$ | $2.64 \times 10^{-5}$ | $3.01 \times 10^{-2}$ | $6.87 \times 10^{-1}$ | $4.69 \times 10^{-3}$ | $4.71 \times 10^{-5}$ | $6.92 \times 10^{-1}$ |
|    | Cu | $3.00 \times 10^{-3}$ | $3.99 \times 10^{-5}$ | $4.41 \times 10^{-7}$ | $3.04 \times 10^{-3}$ | $2.80 \times 10^{-2}$ | $2.61 \times 10^{-4}$ | 3.5                   | 3.53                  |
|    | Ni | $7.29 \times 10^{-3}$ | $1.08 \times 10^{-4}$ | $2.38 \times 10^{-4}$ | $7.64 \times 10^{-3}$ | $6.80 \times 10^{-2}$ | $7.05 \times 10^{-4}$ | $4.25 \times 10^{-4}$ | $6.91 \times 10^{-2}$ |
|    | Cr | $7.49 \times 10^{-2}$ | $1.49 \times 10^{-2}$ | $1.16 \times 10^{-3}$ | $9.10 \times 10^{-2}$ | $6.99 \times 10^{-1}$ | $9.79 \times 10^{-2}$ | $2.06 \times 10^{-3}$ | $7.99 \times 10^{-1}$ |
|    | Hg | $1.28 \times 10^{-4}$ | $7.28 \times 10^{-6}$ | $6.57 \times 10^{-8}$ | $1.35 \times 10^{-4}$ | $1.19 \times 10^{-3}$ | $4.76 \times 10^{-5}$ | $1.17 \times 10^{-7}$ | $1.24 \times 10^{-3}$ |
|    | Pb | $8.99 \times 10^{-3}$ | $2.39 \times 10^{-4}$ | $1.32 \times 10^{-6}$ | $9.23 \times 10^{-3}$ | $8.40 \times 10^{-2}$ | $1.57 \times 10^{-3}$ | $2.35 \times 10^{-6}$ | $8.56 \times 10^{-2}$ |
| 秋季 | Cd | $1.41 \times 10^{-4}$ | $5.64 \times 10^{-5}$ | $3.65 \times 10^{-6}$ | $2.01 \times 10^{-4}$ | $1.32 \times 10^{-3}$ | $3.70 \times 10^{-4}$ | $6.51 \times 10^{-6}$ | $1.70 \times 10^{-3}$ |
|    | As | $1.26 \times 10^{-2}$ | $3.07 \times 10^{-4}$ | $1.13 \times 10^{-5}$ | $1.29 \times 10^{-2}$ | $2.95 \times 10^{-1}$ | $2.01 \times 10^{-3}$ | $2.02 \times 10^{-5}$ | $2.97 \times 10^{-1}$ |
|    | Cu | $1.24 \times 10^{-3}$ | $1.65 \times 10^{-5}$ | $1.83 \times 10^{-7}$ | $1.26 \times 10^{-3}$ | $1.16 \times 10^{-2}$ | $1.08 \times 10^{-4}$ | 1.45                  | 1.46                  |
|    | Ni | $1.94 \times 10^{-3}$ | $2.87 \times 10^{-5}$ | $6.35 \times 10^{-5}$ | $2.03 \times 10^{-3}$ | $1.81 \times 10^{-2}$ | $1.88 \times 10^{-4}$ | $1.13 \times 10^{-4}$ | $1.84 \times 10^{-2}$ |
|    | Cr | $1.60 \times 10^{-2}$ | $3.20 \times 10^{-3}$ | $2.47 \times 10^{-4}$ | $1.94 \times 10^{-2}$ | $1.50 \times 10^{-1}$ | $2.10 \times 10^{-2}$ | $4.42 \times 10^{-4}$ | $1.71 \times 10^{-1}$ |
|    | Hg | $7.52 \times 10^{-5}$ | $4.29 \times 10^{-6}$ | $3.87 \times 10^{-8}$ | $7.95 \times 10^{-5}$ | $7.02 \times 10^{-4}$ | $2.81 \times 10^{-5}$ | $6.91 \times 10^{-8}$ | $7.30 \times 10^{-4}$ |
|    | Pb | $6.66 \times 10^{-2}$ | $1.77 \times 10^{-3}$ | $9.74 \times 10^{-6}$ | $6.84 \times 10^{-2}$ | $6.22 \times 10^{-1}$ | $1.16 \times 10^{-2}$ | $1.74 \times 10^{-5}$ | $6.34 \times 10^{-1}$ |
| 冬季 | Cd | $2.47 \times 10^{-4}$ | $9.85 \times 10^{-5}$ | $6.37 \times 10^{-6}$ | $3.52 \times 10^{-4}$ | $2.30 \times 10^{-3}$ | $6.45 \times 10^{-4}$ | $1.14 \times 10^{-5}$ | $2.96 \times 10^{-3}$ |
|    | As | $2.01 \times 10^{-2}$ | $4.91 \times 10^{-4}$ | $1.81 \times 10^{-5}$ | $2.06 \times 10^{-2}$ | $4.71 \times 10^{-1}$ | $3.22 \times 10^{-3}$ | $3.23 \times 10^{-5}$ | $4.74 \times 10^{-1}$ |
|    | Cu | $1.56 \times 10^{-3}$ | $2.08 \times 10^{-5}$ | $2.30 \times 10^{-7}$ | $1.58 \times 10^{-3}$ | $1.46 \times 10^{-2}$ | $1.36 \times 10^{-4}$ | 1.83                  | 1.84                  |
|    | Ni | $1.97 \times 10^{-3}$ | $2.91 \times 10^{-5}$ | $6.43 \times 10^{-5}$ | $2.06 \times 10^{-3}$ | $1.84 \times 10^{-2}$ | $1.91 \times 10^{-4}$ | $1.15 \times 10^{-4}$ | $1.87 \times 10^{-2}$ |
|    | Cr | $1.54 \times 10^{-2}$ | $3.07 \times 10^{-3}$ | $2.37 \times 10^{-4}$ | $1.87 \times 10^{-2}$ | $1.44 \times 10^{-1}$ | $2.01 \times 10^{-2}$ | $4.24 \times 10^{-4}$ | $1.65 \times 10^{-1}$ |
|    | Hg | $8.33 \times 10^{-5}$ | $4.75 \times 10^{-6}$ | $4.29 \times 10^{-8}$ | $8.81 \times 10^{-5}$ | $7.78 \times 10^{-4}$ | $3.11 \times 10^{-5}$ | $7.66 \times 10^{-8}$ | $8.09 \times 10^{-4}$ |
|    | Pb | $4.46 \times 10^{-2}$ | $1.19 \times 10^{-3}$ | $6.52 \times 10^{-6}$ | $4.58 \times 10^{-2}$ | $4.16 \times 10^{-1}$ | $7.76 \times 10^{-3}$ | $1.16 \times 10^{-5}$ | $4.24 \times 10^{-1}$ |

注:HQ<sub>手口</sub>为手口途径下非致癌健康风险指数;HQ<sub>皮肤</sub>为皮肤途径下非致癌健康风险指数;HQ<sub>呼吸</sub>为呼吸途径下非致癌健康风险指数;HI为非致癌总风险指数。

对珠三角的大气中的As沉积研究发现工业是其主要来源<sup>[23]</sup>。大气中的Cd主要来自金属冶炼和煤炭燃烧<sup>[24]</sup>,Ni和Cr来源主要是成土母质,通过风蚀作用扩散到大气中<sup>[15]</sup>。燃料燃烧、汽车轮胎摩擦所导致的交通污染是Pb的重要来源之一<sup>[11]</sup>。Pb受风速和湿度的影响,逐渐集中在研究区边缘,秋冬气候干燥,风速较低不利于扩散,湿度高的环境条件一定程度上抑制土壤颗粒的悬浮<sup>[25]</sup>。

目前对大气降尘污染评价,多采用土壤重金属污染评价方法,张夏、田春晖等<sup>[16,26]</sup>通过地累积指数、潜在生态风险指数等评价矿区大气降尘的污染情况。单因子污染指数和地累积污染指数呈现相似的

结果,Ag, Cu, Pb的污染程度相对其他金属元素较为严重,潜在生态风险则表示Cu四季均为轻度风险,Pb仅在秋季表现为中度风险,但污染程度不高的Hg春夏时期为高风险,Cd夏季和冬季为中风险。其原因可能是评价方法的标准不同,单因子污染指数和地累积污染指数以土壤背景值作为评价标准,潜在生态风险指数不仅考虑了重金属的富集程度,还考虑了金属的生物毒性<sup>[15]</sup>,Hg, Cd的毒性系数较高,故结果具有差异性。

3种评价方法得出的季节顺序均表现为春夏季节高于秋冬季节,因此需要加强春夏季节对重金属的监测和防控。

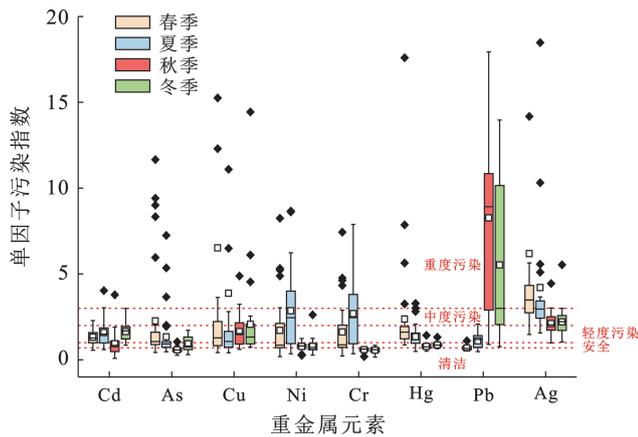


图5 研究区重金属单因子指数分析

Fig.5 Single factor index analysis of heavy metals in study area

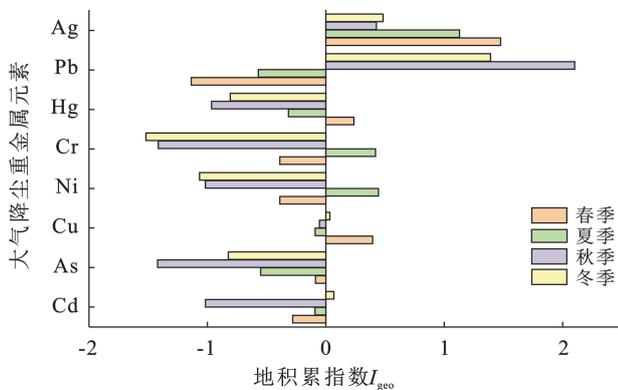


图6 研究区重金属地积累指数分析

Fig.6 Analysis of heavy metal accumulation index in study area

人体健康风险评价表明该地区的成人未面临非致癌风险,手口途径下,儿童春季面临As非致癌风险,呼吸途径下四季均面临明显的Cu非致癌风险,人体健康风险表现为:春季>夏季>冬季>秋季,与潜在生态风险评价结果相似。将Cu, As作为研究区的优先控制源,可直接降低研究区内儿童面临的非致癌风险<sup>[1]</sup>。生态风险高的Cd, Hg虽然毒性较强,但大气降尘中的含量相对较少,故对人体健康不构成威胁。本研究发现重金属Cu, Ag, Pb的含量在大气降尘中含量超标,降尘重金属可直接作用于土壤、生物、水源,应做出相应的管控措施<sup>[28]</sup>。污染防控时还应避免种植对污染环境的重金属富集作用较强的部分农作物<sup>[29]</sup>。Pb秋冬季节污染程度高但对人体健康不构成威胁,手口途径是其主要的非致癌途径<sup>[7]</sup>,很难通过食物链传递到人体,且人体对这三种重金属元素有一定的代谢能力。除Cu外3种暴露途径下的非致癌风险顺序为:手口>皮肤>呼吸,且儿童的风险高于成人,与陈峰、马昀的研究结果相似<sup>[1,4]</sup>。

本文使用美国环保署的土壤健康风险评价模

型,考虑到人体接触土壤颗粒和降尘颗粒的差异,可能导致低估了呼吸作用下的暴露风险。本研究关注了气象因子(风速、降水量、相对湿度、温度)对降尘量的影响,对其他影响因子关注较少。也未考虑到重金属之间的相互作用,采矿过程中遗留的微塑料可与重金属相互作用,产生复合毒性效应<sup>[30]</sup>,对环境造成不同的伤害。

## 4 结论

(1) 气象因子是影响大气降尘量的关键因素,大气降尘量的季节顺序为:春季>秋季>夏季>冬季,与研究区风速呈正相关。风速和湿度影响大气降尘重金属的含量,As, Cu, Ni, Cr, Hg和Ag等元素在春夏季节的浓度显著高于秋冬季节。

(2) 单因子污染指数和地积累污染指数均表明,Cd, As, Cu, Ni, Cr, Hg, Ag, Pb对环境造成了一定的污染。其中Cr的污染程度最轻,Cu, Ag污染持续时间长,Pb秋冬时期的污染程度严重,应该重点关注。潜在生态风险指数表示研究区春季生态风险最大,夏季次之,秋季和冬季较低。

(3) 人体健康风险评估结果表明,儿童春季面临As健康风险,四季面临Cu风险,风险显著高于成人,且该风险在春季最为突出。

(4) 在重金属污染管理中应优先关注春夏季节,加强监测和防控。并针对儿童的健康风险制定相应的防护措施,以减轻重金属对生态系统和人类健康的潜在危害。

## 参考文献(References)

- [1] 马昀.露天尾矿地表风蚀起尘机理及污染物风蚀扩散特征分析[D].宁夏银川:宁夏大学,2022.  
Ma Yun. Analysis of dust generation mechanism and pollutant diffusion characteristics of surface wind erosion of open-pit tailings [D]. Yinchuan, Ningxia: Ningxia University, 2022.
- [2] 戴青云,贺前锋,刘代欢,等.大气沉降重金属污染特征及生态风险研究进展[J].环境科学与技术,2018,41(3):56-64.  
Dai Qingyun, He Qianfeng, Liu Daihuan, et al. Progress in research on heavy metals in atmospheric deposition: Pollution characteristics and ecological risk assessment [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 41(3):56-64.
- [3] Li Yan, Zhou Shenglu, Jia Zhenyi, et al. Temporal and spatial distributions and sources of heavy metals in atmospheric deposition in western Taihu Lake, China [J]. Environmental Pollution, 2021,284:117465.

- [4] 陈锋. 宁夏某铜银矿区周边土壤重金属污染特征分析及生态健康风险评估[D]. 宁夏 银川:宁夏大学,2020.  
Chen Feng. Heavy metal pollution characteristics and ecological health risk analysis for soil in copper-silver mining neighboring region of Ningxia [D]. Yinchuan, Ningxia: Ningxia University, 2020.
- [5] 乔丽洁,李文斐,景琳,等. 西安市主城区大气降尘重金属的污染水平及生态风险评价[J]. 能源环境保护, 2020,34(4):86-91.  
Qiao Lijie, Li Wenfei, Jing Lin, et al. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals from urban atmospheric deposition in Xi'an [J]. Energy Environmental Protection, 2020,34(4):86-91.
- [6] 李萍. 兰州市大气降尘重金属污染规律研究及风险评价[D]. 甘肃 兰州:兰州大学,2014.  
Li Ping. Pollution evaluation and environmental risk assessment of heavy metal from atmospheric deposition in Lanzhou [D]. Lanzhou, Gansu: Lanzhou University, 2014.
- [7] Liu Xiaoyang, Bai Zhongke, Shi Huading, et al. Heavy metal pollution of soils from coal mines in China [J]. Natural Hazards, 2019,99(2):1163-1177.
- [8] 施宸皓,王云燕,柴立元,等. 洞庭湖湿地周围表层土壤重金属污染及其人体健康风险评价[J]. 中国有色金属学报,2020,30(1):150-161.  
Shi Chenhao, Wang Yunyan, Chai Liyuan, et al. Assessment of heavy metal and human health risk in surface soils around Dongting Lake wetland, China [J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 2020, 30 (1) : 150-161.
- [9] Yang Y, Zhao Y, Wang M, et al. Real-time detection method for heavy metal pollution in soil of mining area [J]. Global NEST: the International Journal, 2020: 570-578.
- [10] 董鑫,胡浩然,张晓晴,等. 基于Meta分析的矿区周边土壤重金属污染特征及风险评价[J]. 地学前缘,2024, 31(2):93-102.  
Dong Xin, Hu Haoran, Zhang Xiaoqing, et al. A Meta-analysis of the distribution characteristics and ecological risk of heavy metals in mining areas [J]. Earth Science Frontiers, 2024,31(2):93-102.
- [11] 张扣扣,贺婧,钟艳霞,等. 基于GIS对宁夏某铜银矿区周边土壤重金属来源解析[J]. 环境科学, 2022, 43(11):5192-5204.  
Zhang Koukou, He Jing, Zhong Yanxia, et al. Identification of soil heavy metal sources around a copper-silver mining area in Ningxia based on GIS [J]. Environmental Science, 2022,43(11):5192-5204.
- [12] 崔文斌. 宁夏某铜尾矿风蚀特征及潜力评价[D]. 宁夏 银川:宁夏大学,2021.  
Cui Wenbin. Wind erosion characteristics and potential evaluation of a copper tailings in Ningxia [D]. Yinchuan, Ningxia: Ningxia University, 2021.
- [13] 牛玉斌,樊瑾,李诗瑶,等. 宁东能源工业基地表层土壤粒径分布、养分、重金属含量与大气降尘的关联性[J]. 水土保持通报,2020,40(4):91-99.  
Niu Yubin, Fan Jin, Li Shiyao, et al. Correlation between particle size distribution, nutrient and heavy metals content of topsoil in Ningdong energy industrial base and atmospheric dustfall [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020,40(4):91-99.
- [14] 陶美霞,胡虎,胡兰文,等. 上饶市某铜矿废弃地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 生态环境学报, 2018,27(6):1153-1159.  
Tao Meixia, Hu Hu, Hu Lanwen, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in polluted abandon soil of Shangrao, Jiangxi [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018,27(6):1153-1159.
- [15] 姬丽,马琨,谢铁娜,等. 宁夏供港蔬菜田土壤重金属分布特征及生态风险评价[J]. 环境科学,2024,45(6): 3512-3522.  
Ji Li, Ma Kun, Xie Tiena, et al. Evaluation of heavy metal distribution characteristics and ecological risk of soil of vegetable land for Hong Kong in Ningxia [J]. Environmental Science, 2024,45(6):3512-3522.
- [16] 张夏,刘斌,肖柏林,等. 重庆主城大气降尘中重金属污染特征及评价[J]. 环境科学,2020,41(12):5288-5294.  
Zhang Xia, Liu Bin, Xiao Bolin, et al. Pollution characteristics and assessment of heavy metals in atmospheric deposition in core urban areas, Chongqing [J]. Environmental Science, 2020,41(12):5288-5294.
- [17] 罗鹏程,涂耀仁,孙婷婷,等. 太浦河水体与沉积物中重金属的季节变化特征与污染评价[J]. 环境科学,2023, 44(6):3184-3197.  
Luo Pengcheng, Tu Yaoren, Sun Tingting, et al. Seasonal variation characteristics and pollution assessment of heavy metals in water and sediment of Taipu River [J]. Environmental Science, 2023,44(6):3184-3197.
- [18] Ma Shanshan, Geng Shicong, Wang Guofeng, et al. Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in sediments of Wolong Lake [J]. IOP Conference Series (Earth and Environmental Science), 2021, 634(1):012012.
- [19] 包立旭,姜杰,孙国新. 黑龙江省黑土区土壤重金属污染及风险评价[J]. 环境科学与技术, 2024, 47(4): 205-216.  
Bao Lixu, Jiang Jie, Sun Guoxin. Soil heavy metal pollution and risk evaluation in black soil areas of Heilongji-

- ang Province [J]. *Environmental Science & Technology*, 2024,47(4):205-216.
- [20] Shen Fuzhen, Ge Xinlei, Hu Jianlin, et al. Air pollution characteristics and health risks in Henan Province, China [J]. *Environmental Research*, 2017, 156: 625-634.
- [21] 李甘雨,崔邢涛.唐山市大气降尘重金属污染特征与健康风险评价[J].*环境工程*,2023,41(12):278-287.  
Li Ganyu, Cui Xingtao. Characteristics of heavy metal elements pollution and health risk assessment of atmospheric dust-fall in Tangshan [J]. *Environmental Engineering*, 2023,41(12):278-287.
- [22] 姚喜军,张宇,吴全,等.鄂尔多斯市伊金霍洛旗煤矿区降尘特征研究[J].*干旱区资源与环境*,2017,31(9):81-86.  
Yao Xijun, Zhang Yu, Wu Quan, et al. Study on characteristics of dustfall in Yi Jin Huo Luo mine area, Ordos City [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2017,31(9):81-86.
- [23] Guo Tianci, Li Mingyue, He Shuidi, et al. Characterization of atmospheric arsenic wet deposition transport pathways and potential sources areas in the Pearl River Delta region [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2024.
- [24] Shao Xiao, Cheng Hongguang, Li Qian, et al. Anthropogenic atmospheric emissions of cadmium in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2013,79:155-160.
- [25] Qiu Kunyan, Xing Weiqin, Scheckel K G, et al. Temporal and seasonal variations of As, Cd and Pb atmospheric deposition flux in the vicinity of lead smelters in Jiyuan, China [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2016,7(1):170-179.
- [26] 田春晖,杨若杼,古丽扎尔·依力哈木,等.南京市大气降尘重金属污染水平及风险评价[J].*环境科学*,2018,39(7):3118-3125.  
Tian Chunhui, Yang Ruozhu, Gulizhaer Yilihamu, et al. Pollution levels and risk assessment of heavy metals from atmospheric deposition in Nanjing [J]. *Environmental Science*, 2018,39(7):3118-3125.
- [27] 顾佳,苏海涛,赵培松,等.长江中下游典型铜矿周边土壤重金属环境污染风险和来源分析[J].*金属矿山*,2024(7):268-275.  
Gu Jia, Su Haitao, Zhao Peisong, et al. Environmental pollution risk and source analysis of heavy metals in soils around typical copper deposits in the middle and lower reaches of the Yangtze River [J]. *Metal Mine*, 2024(7):268-275.
- [28] 刘巍,王涛,汪君,等.准东煤田露天矿区降尘、土壤重金属分布特征及生态风险评价[J].*中国矿业*,2017,26(1):60-66.  
Liu Wei, Wang Tao, Wang Jun, et al. Heavy metals distribution and ecological risk assessment of dust and soil in opencast mine of east Junggar basin in Xinjiang [J]. *China Mining Magazine*, 2017,26(1):60-66.
- [29] Xie Haijian, Shi Yanghui, Wang Liang, et al. Source and risk assessment of heavy metals in mining-affected areas in Jiangxi Province, China, based on Monte Carlo simulation [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024,31(14):21765-21780.
- [30] 王焯,安舒玉,刘蕾,等.水体微塑料与重金属的相互作用及其复合毒性效应研究进展[J].*应用化工*,2023,52(12):3444-3448.  
Wang Ye, An Shuyu, Liu Lei, et al. Progress on the interaction between microplastics and heavy metals in water bodies and their compound toxic effects [J]. *Applied Chemical Industry*, 2023,52(12):3444-3448.