doi: 10.11720/wtyht.2026.1382
翟富荣, 戴慧敏, 任柄璋, 等. 双阳河流域土壤—作物—人体系统中重金属元素地球化学特征及健康风险评价[J]. 物探与化探, 2026, 50(4): 783-793. https://doi.org/10.11720/wtyht.2026.1382
Zhai F R, Dai H M, Ren B Z, et al. Geochemical characteristics and health risk assessment of heavy metals in the soil-crop-human system in the Shuangyang River Basin[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2026, 50(4): 783-793. https://doi.org/10.11720/wtyht.2026.1382

双阳河流域土壤—作物—人体系统中重金属元素地球化学特征及健康风险评价

翟富荣[1,2,3], 戴慧敏[4,5], 任柄璋[1], 王艳[1], 秦天[1], 林曼旻[1], 冯兰梅[1], 张萍萍[6], 刘义[1], 梁帅[1,4]

(1. 中国地质调查局 廊坊自然资源综合调查中心, 天津 300300; 2. 中国地质大学(北京) 地球科学与资源学院, 北京 100083; 3. 中国地质科学院, 北京 100037; 4. 自然资源部 黑土地演化与生态效应重点实验室, 辽宁 沈阳 110034; 5. 中国地质调查局 沈阳地质调查中心, 辽宁 沈阳 110034; 6. 辽宁省自然资源事务服务中心, 辽宁 沈阳 110034)

摘 要: 重金属在土壤—作物—人体中的迁移与累积研究, 对于评估区域重金属累积程度、潜在生态风险和人体健康具有重要意义。本文基于 1∶5 万生态地球化学调查数据, 评价了双阳河流域土壤—作物—人体中重金属含量特征及健康风险。结果显示: 土壤样品中部分重金属已存在局部富集现象, 但未超过土壤污染风险筛选值; 作物籽实重金属含量均符合食品安全国家标准; 女性头发中重金属含量整体高于男性, 个别样品 Cd、Hg 含量高于参考值, 呈现相对富集特征, 年龄分布上, 41 ~ 50 岁年龄段重金属含量最高, 其他年龄段重金属含量均有不同程度的下降。作物对土壤重金属的生物富集系数(*BCF*)远小于 1, 人发对作物重金属的生物富集系数大于 1, 说明人发对重金属具有较强的浓缩和放大作用, 得出重金属在土壤—作物—人体中的迁移与积累呈“V”型模式。单项重金属富集能力及污染程度依次为 As>Ni>Cu>Cr>Cd>Pb>Zn>Hg, 其中 Cd 和 Hg 为单项重金属潜在生态危害主要元素。影响非致癌和致癌的不同途径的暴露量和风险指数为 ADD_{imouth}(经口摄入)>$ADD_{idermal}$(皮肤接触摄入)>$ADD_{ibreathe}$(呼吸吸入), 显示口摄入是研究区土壤—作物—人体中重金属产生健康风险的主要途径, 在重金属健康风险管理中应重点关注饮食暴露途径的风险。重金属健康风险指数为 As>Cr>Pb>Ni>Cu>Zn>Cd>Hg, 儿童日均暴露量和非致癌风险指数均高于成人, 说明重金属对成人健康不存在明显的非致癌风险, 但对儿童存在一定的非致癌风险, 这可能与儿童生理特征、暴露期限和饮食摄入量等有关, 应引起地方相关机构重视。本次研究结果为地方政府部门精准评估与预警人体健康风险、科学制定食品安全与环境标准提供了科学依据。

关键词: 重金属; 土壤; 作物; 人发; 生态效应; 人体健康

中图分类号: X142; X825; P632; P31 **文献标识码**: A **文章编号**: 1000-8918(2026)04-0783-11

0 引言

重金属具有毒性高、难降解等特点, 易转移到食物链中, 且在土壤中持续数十年甚至几个世纪, 对区域生态环境和人类健康产生长期影响, 因此土壤重金属含量特征及生态效应评价已成为地质、环境和农业等学科的研究热点[1-2]。重金属元素一般通过“土壤—作物—人体”或“土壤—作物—动物—人体”的食物链方式[3-6], 以及人体直接暴露在重金属源区时以人体皮肤接触和呼吸吸入的方式进入体内[7-8], 人体重金属摄入量主要取决于食物中的重金属含量水平, 间接取决于水和土壤中重金属含量水平。重金属在人体内累积可造成健康危害, 如 Hg 可导致

收稿日期: 2025-10-20; **修回日期**: 2026-06-01
基金项目: 中国地质调查局项目(DD20220855; DD20190520)
第一作者: 翟富荣(1983-), 女, 博士, 正高级工程师, 从事环境地质综合研究工作。Email: zfr750@163.com
通讯作者: 梁帅(1986-),男,博士,正高级工程师,从事基础地质和生态地质研究工作。Email: ls476476@163.com

“水俣病”，摄入过量 Cd 可导致“骨痛病”或引起肾功能障碍，Pb 会引起儿童智力障碍，过量的 Cr 会导致呼吸道疾病，过量的 Zn 会造成人体呕吐腹泻等症状，过量的 Cu 可以造成人体肝胆异常，同时对孕妇和胎儿也存在危害[9]。

本文基于双阳河流域土壤、作物籽实和人发等样品数据，探讨重金属元素在土壤—作物—人体系统中的含量分布特征及风险评价，以期为地方农业健康发展和地方病防治提供科学依据[10]。

1 研究区概况

双阳河地处黑龙江省黑土区核心地段，属寒温带大陆性季风气候，年均气温 1.2 ℃，年均降水量 488.2 mm，年均日照 2 730 h。地貌为小兴安岭松嫩平原漫岗丘陵地带，海拔 260 ~ 280 m，为黑龙江省作物品种积温区划第三积温带（2 300 ℃ ~ 2 500 ℃）。研究区耕地类型主要为旱地，其次为水浇地；种植作物以大豆、玉米和水稻为主。土壤类型以黑钙土和黑土为主，少量分布草甸土和沼泽土。区域上位于新华夏构造体系第二沉降带松嫩凹陷东北部，地表由更新统冲洪积地层覆盖，仅于高平原沟谷强烈切剖处露出地表。

2 材料与方法

2.1 样品采集与测试

土壤样品采用网格法布设，密度为 4 点/km^2，同一土地利用类型的地块内采集子样 4 ~ 6 个等量混合组成 1 件样品；利用铁锹挖取深度为 0 ~ 20 cm 采样坑，进行刻槽取样，用木质工具去除与金属采样器接触的土壤后，再采集样品；挑出根系、秸秆、石块、虫体等杂物，充分混合后用四分法留取 1.0 ~ 1.5 kg 装入棉布袋置于干净整洁的室内通风场地晾干；木棒敲碎后，过 20 目尼龙筛，混匀后取 200 g 收集于纸袋中。秋季作物收获盛期，在设计采样点地块内采用梅花点法采集 15 ~ 20 颗水稻或大豆穗、2 ~ 3 颗玉米穗，将作物籽实样品置于干净整洁的室内通风场地晾干，水稻用脱壳机脱壳制成糙米，大豆和玉米人工去壳或皮，取 200 g 收集于纸袋中。人发采集对象为常年居住在当地的人群，采集距头皮 2.5 cm 之内的发样（重约 5 ~ 10 g），发样先经 1% 的洗涤剂清洗，除去油脂等附着物，再用蒸馏水浸泡，冲洗干净，于 60 ℃ 烘干后收集于纸袋中。

样品测试由自然资源部沈阳矿产资源检测中心完成，土壤中重金属（Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb）总量采用混酸（HNO_3、HC1 和 HF）湿法消解，Hg 总量采用王水水浴消解，消解液经 0.45 μm 滤膜过滤后，用 2%HNO_3 溶液定容并于 4 ℃ 保存。作物籽实和人发中重金属（Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pb 和 Hg）总量采用混酸（HNO_3 和 $HC1O_4$）湿法消解（压力消解罐），消解液经 0.45 μm 滤膜过滤后，用 2% HNO_3 溶液定容并于 4 ℃ 保存。将样品与模拟胃液（0.4 mol·L^{-1} 氨基乙酸溶液，盐酸调节 pH=1.5）按 1∶100 的比例混合于离心管中，在 37 ℃、100 r/min 的条件下振荡提取 1 h，提取液离心并经 0.45 μm 滤膜过滤后，置于 4 ℃ 保存。

重金属总量消解液及模拟胃提取液中重金属检出限及分析方法见表 1，实验过程中，通过全程空白、平行样测定及标准物质同步分析等手段进行质量控制，其中，平行样测定的 *RSD* 在 5% 以下，标准物质测定的回收率在±10% 之内；测定过程中，通过内标进行质量控制，内标回收率在±20% 之内。

表 1 样品重金属元素检出限及分析方法

Table 1 The detection limits and analysis methods of heavy metal elements in samples

参数	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
土壤检出限/10^{-6}	1	0.03	5	1	0.000 5	2	2	4
生物检出限/10^{-6}	0.3	0.1	0.5	1	0.01	0.1	0.1	1.0
分析方法	AFS	ICP-MS	XRF	XRF	CV-AFS	ICP-MS	XRF	XRF

注：XRF—射线荧光光谱法；AFS—原子荧光光度法；ICP-MS—等离子体质谱法；VOL—容量法；ES—发射光谱法。

2.2 数据分析与研究方法

2.2.1 数据分析

本研究中描述性统计、Pearson 相关分析、方差计算等均通过 SPSS ver.21.0（IBM, New York, NY, USA）完成，在相关分析之前，将重金属含量进行对数转换以获得近似正态分布。I_{geo}、*RI*、*HQ* 和 *CI* 的计算通过 Excel 2010（Microsoft, Redmond, WA, USA）完成。

2.2.2 重金属污染程度评价

采用地累积指数法对研究区土壤重金属的污染

程度进行评价, 公式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_i}{k\text{B}_i}, \quad (1)$$

式中: C_i 为重金属元素 i 的实测值; B_i 为元素 i 的松嫩平原北部土壤重金属背景值[10]; k 为修正系数(取 1.5)[11-12]。污染程度划分方案见表 2。

2.2.3　重金属潜在生态风险评价

采用潜在生态危害指数法对研究区土壤重金属生态风险进行评价[13], 公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^{n} E_r^i = \sum_{i=1}^{n} (C_f^i \times T_r^i) = \sum_{i=1}^{n} \left(T_r^i \times \frac{C_i}{C_n^i} \right), \quad (2)$$

式中: RI 为总潜在生态危害指数; E_r^i 为单项重金属潜在生态危害指数; C_f^i 为重金属元素 i 的污染指数; C_i 为元素 i 的实测值; C_n^i 为元素 i 的松嫩平原北部土壤重金属背景值[10]; T_r^i 为重金属的生物毒性响应系数(Hg 取 40, Cd 取 30, As 取 10, Pb、Cu、Cr、Ni 取 5, Zn 取 1[14])。重金属潜在生态危害程度划分见表 3。

表 2　地累积指数污染程度划分标准

Table 2　Standards for dividing the pollution degree of the-land accumulation index

指数范围	污染程度
I_{geo}<0	无污染
0≤I_{geo}<1	轻污染
1≤I_{geo}<2	中污染
2≤I_{geo}<3	中—重污染
3≤I_{geo}<4	重污染
4≤I_{geo}<5	重—极重污染
I_{geo}≥5	极重污染

表 3　Hakanson 潜在生态危害评价指标

Table 3　Hakanson potential ecological hazard evaluation index

指标	等级				
	轻微	中等	强	很强	极强
E_r^i	<40	40 ~ 80	80 ~ 160	160 ~ 320	≥320
RI	<150	150 ~ 300	300 ~ 600	600 ~ 1 200	≥1 200

2.2.4　人体健康风险评价

采用美国环境保护局和中国生态环境部提出的健康风险评价模型[15-16], 对研究区成人和儿童的致癌和非致癌健康风险进行评价, 重金属以口摄入、呼吸吸入和皮肤接触 3 种方式进入人体。

3 种不同暴露途径下, 成人致癌和非致癌日均暴露量计算公式为:

$$ADD_{imouth} = C_i \times \frac{IngR \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-6}, \quad (3)$$

$$ADD_{ibreathe} = C_i \times \frac{InhR \times ED \times EF}{BW \times AT \times PET}, \quad (4)$$

$$ADD_{idermal} = C_i \times \frac{SA \times SL \times ABS \times ED \times EF}{BW \times AT} \times 10^{-6}, \quad (5)$$

式中: ADD_{imouth}、$ADD_{ibreathe}$ 和 $ADD_{idermal}$ 分别为重金属经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触摄入的日平均量(10^{-6}); C_i 表示重金属 i 的实测值(10^{-6}); $IngR$ 和 $InhR$ 代表经口途径的土壤摄入率(m^3/d)和经呼吸途径的土壤颗粒吸入率(mg/d); EF 为年暴露频率(d/a); ED 为暴露年限(a); SA 为裸露的皮肤面积(cm^2); AF 为皮肤附着因子(mg/cm^2); BW 为平均体重(kg); ABS 为皮肤吸收因子(mg/cm^2); AT 为平均暴露时间(d)。各参数取值见表 4[15-17]。

表 4　重金属健康风险暴露参数及取值

Table 4　Health risk exposure parameters and values of heavy metals

参数	参数名称	单位	成人	儿童
ED	暴露年限	a	30	10
EF	暴露频率	$d \cdot a^{-1}$	350	350
BW	平均体重	kg	62.7	16
AT(非致癌)	平均作用时间	d	9 125	2 190
AT(致癌)	平均作用时间	d	26 280	26 280
SA	皮肤表面积	cm^2	2 145	1 150
SL	皮肤附着因子	$mg \cdot cm^{-2}$	0.2	0.2
ABS	皮肤吸附因子	$mg \cdot cm^{-2}$	0.001	0.001
PET	地表灰尘排放因子	$m^3 \cdot kg^{-1}$	1.36×10^9	1.36×10^9
$IngR$	土壤摄取速率	$mg \cdot d^{-1}$	200	100
$InhR$	呼吸速率	$m^3 \cdot d^{-1}$	14.5	7.5

儿童致癌重金属日均暴露量与成人不同，其计算公式为：

$$LADD_{imouth}=C_i\times\frac{EF}{AT}\left(\frac{IngR_{child}\times ED_{child}}{BW_{child}}+\frac{IngR_{adult}\times ED_{adult}}{BW_{child}}\right)\times10^{-6},\quad(6)$$

$$LADD_{ibreath}=C_i\times\frac{EF}{PET\times AT}\times\left(\frac{InhR_{child}\times ED_{child}}{BW_{child}}+\frac{InhR_{adult}\times ED_{adult}}{BW_{child}}\right)\times10^{-6},\quad(7)$$

$$LADD_{idermal}=C_i\times\frac{EF\times SL\times ABS}{AT}\times\left(\frac{SA_{child}\times ED_{child}}{BW_{child}}+\frac{SA_{adult}\times ED_{adult}}{BW_{child}}\right)\times10^{-6},\quad(8)$$

致癌和非致癌风险计算公式为：

$$HQ=\sum HQ_i=\sum\frac{ADD_{imouth}+ADD_{ibreathe}+ADD_{idermal}}{RfD_i},\quad(9)$$

$$CR=\sum CR_i=\sum(ADD_{imouth}+ADD_{ibreathe}+ADD_{idermal})\times SF,\quad(10)$$

式中：HQ 为非致癌风险总指数；HQ_i 为单项金属元素 i 的非致癌风险；CR 为致癌风险总指数；CR_i 为单项金属 i 的致癌风险；SF 为致癌斜率因子；其余参数意义与前文一致。不同途径的参考计量及致癌斜率因子见表 5[16]。

表 5 不同暴露途径参考计量和致癌斜率因子

Table 5 Reference measurement and carcinogenic slope factor

重金属元素	参考计量 RfD/[mg·(kg·d)$^{-1}$]			致癌因子 SF/[(kg·d)·mg^{-1}]		
	口	呼吸	皮肤	口	呼吸	皮肤
As	3.0×10^{-4}	1.5×10^{-5}	3.0×10^{-4}	1.5	4.3×10^{-3}	1.5
Cd	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-5}	2.5×10^{-5}	6.1	6.3	6.1
Cr	3.0×10^{-3}	3.0×10^{-3}	2.5×10^{-5}	-	0.33	0.2
Cu	4.0×10^{-2}	-	4.0×10^{-2}	-	-	-
Hg	3.0×10^{-4}	3.0×10^{-4}	2.1×10^{-5}	-	-	-
Ni	2.0×10^{-2}	2.3×10^{-5}	8.0×10^{-4}	-	1.7	0.43
Pb	3.5×10^{-3}	3.5×10^{-3}	5.3×10^{-4}	-	-	-
Zn	3.0×10^{-1}	-	3.0×10^{-1}	-	-	-

注：“-”表示数据缺失。

3 作物—人体对环境中重金属的富集特征

3.1 土壤重金属背景值

土壤重金属含量统计显示（表 6）：Hg 和 Zn 含量均值低于黑龙江省土壤背景值，其余 6 种均值均高于黑龙江省土壤背景值；变异系数为 0.086~ 0.471，其中 As、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 为弱变异，Cd 为中等变异，Hg 为强变异；富集系数为 0.70 ~ 1.79，其中 Hg 富集系数最低，As 富集系数最高，富集能力为 As>Ni>Cu>Cr>Cd>Pb>Zn>Hg。研究区重金属含量范围均处于风险可控范围[18]。

表 6 土壤重金属含量及酸碱度统计（n=2 767）

Table 6 Statistics on soil heavy metal content and pH level (n=2 767)

重金属元素	最大值	最小值	平均值	标准差	背景值[10]	变异系数	富集系数	污染风险筛选值[18]
As	23.00	5.14	13.08	1.87	7.30	0.143	1.79	25~40
Cd	0.420	0.045	0.101	0.021	0.086	0.203	1.17	0.3~0.6
Cr	136.0	45.8	69.9	7.000	58.6	0.100	1.19	150~250
Cu	64.2	16.9	24.46	2.5	20.0	0.104	1.22	50~100
Hg	0.284	0.003	0.026	0.012	0.037	0.471	0.70	1.3~3.4
Ni	56.3	19.7	35.3	4.528	22.80	0.129	1.54	60~190
Pb	44.1	17.9	27.4	3.420	24.20	0.125	1.13	70~170
Zn	244.0	48.4	70.7	6.058	70.70	0.086	1.00	200~300
pH	9.35	5.16	6.96	0.92	-	0.132	-	-

注：各元素含量单位为10^{-6}，pH无量纲。

3.2 作物对环境重金属富集特征

作物籽实中重金属含量统计显示（表 7）：As 和 Cd 变异系数较大，达到强变异；As 含量为（0.003 ~ 0.379）$\times10^{-6}$，平均 0.052×10^{-6}，在水稻、大豆、玉米中

含量依次降低; Cd 含量为(0.002 ~ 0.078)×10^{-6}, 平均 0.017×10^{-6}, 在大豆、水稻、玉米中含量依次降低; Cr、Hg 含量均值为 0.110×10^{-6}、0.002×10^{-6}, 在水稻、玉米、大豆中含量依次降低; Cu、Ni、Zn 含量均值为 5.457×10^{-6}、2.436×10^{-6}、22.230×10^{-6}, 在大豆、水稻、玉米中含量依次降低; Pb 含量均值为 0.066×10^{-6}, 在玉米、水稻、大豆中含量依次降低。作物籽实中重金属含量均符合食品安全国家标准[19]。

表 7　作物重金属含量统计

Table 7　Statistics of heavy metal content in crops

作物	参数	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
大豆 (*n*=81)	最小值/10^{-6}	0.011	0.010	0.062	5.25	0.001	1.797	0.032	23.14
	最大值/10^{-6}	0.095	0.078	0.260	14.08	0.004	9.305	0.114	46.56
	平均值/10^{-6}	0.023	0.033	0.101	10.44	0.002	5.169	0.061	34.19
	变异系数	0.456	0.465	0.275	0.184	0.237	0.387	0.305	0.142
水稻 (*n*=61)	最小值/10^{-6}	0.043	0.002	0.093	0.871	0.002	0.162	0.031	6.98
	最大值/10^{-6}	0.379	0.013	0.305	3.622	0.005	1.308	0.154	19.18
	平均值/10^{-6}	0.116	0.004	0.128	1.691	0.003	0.325	0.070	12.16
	变异系数	0.562	0.436	0.291	0.319	0.229	0.569	0.474	0.163
玉米 (*n*=38)	最小值/10^{-6}	0.011	0.002	0.078	0.999	0.001	0.151	0.037	11.16
	最大值/10^{-6}	0.033	0.013	0.242	2.118	0.003	0.445	0.179	21.05
	平均值/10^{-6}	0.017	0.003	0.111	1.349	0.002	0.234	0.072	14.95
	变异系数	0.261	0.604	0.229	0.175	0.070	0.269	0.406	0.182
共计 (*n*=180)	最小值/10^{-6}	0.003	0.002	0.017	0.817	-	0.117	0.023	1.72
	最大值/10^{-6}	0.379	0.078	0.305	14.082	0.005	9.305	0.179	46.56
	平均值/10^{-6}	0.052	0.017	0.110	5.457	0.002	2.436	0.066	22.23
	变异系数	<0.5	<0.2	<1.0	-	<0.02	-	<0.2	-

3.3　人体对环境重金属富集特征

头发是人体重金属的排泄器官之一, 重金属含量实际上就是人体在一段时间里向头发排泄该元素的量, 可反映出该元素在体内的某些代谢状况。头发具有取材方便、不损伤人体、易于保存等优点, 是一种理想的活体检测材料和环境污染指示器[20-21]。样本测试结果显示(表 8): 个别样品的 Cd 或 Hg 含量超出参考值, 呈现相对富集特征, 其环境指示意义有待结合暴露途径与受体特征进一步评估; As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 等含量分布范围均处于健康人群的参考值范围内, 健康风险较低[22]。人发重金属含量受性别、年龄、居住环境、饮食和生活习惯等多种因素的影响[21,23], 研究区女性头发中除 Cr、Zn 含量低于男性外, 其余重金属含量均高于男性。相关性分析显示, 女性头发中 Ni、Pb 含量差别较大, As、Cd、Cr 与 Hg 之间, Cu 与 Ni 之间均存在显著相关性(p<0.05); 男性头发中 Cu、Hg、Ni、Pb 含量差别较大, Cu、Ni、Pb 与 Zn 之间存在显著相关性(p<0.01)。研究区人发重金属含量总体呈现出女性高于男性的特点, 这可能与女性的生活习惯、体质和运动量有

表 8　人发中重金属含量特征统计

Table 8　Statistical of characteristics of heavy metal content in human hair

样本	参数	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
25 (女)	最大值/10^{-6}	0.347	0.363	0.315	22.627	0.477	0.567	5.450	340.220
	最小值/10^{-6}	0.036	0.008	0.112	6.711	0.059	0.066	0.204	78.426
	平均值/10^{-6}	0.128	0.079	0.169	10.800	0.174	0.191	1.430	175.330
7 (男)	最大值/10^{-6}	0.464	1.159	0.653	15.045	0.580	1.379	5.416	154.713
	最小值/10^{-6}	0.177	0.081	0.142	7.307	0.074	0.138	1.488	95.977
	平均值/10^{-6}	0.280	0.354	0.232	9.321	0.179	0.373	3.023	120.688
32 (全)	最大值/10^{-6}	0.464	1.159	0.653	22.627	0.580	1.379	5.450	340.220
	最小值/10^{-6}	0.036	0.008	0.112	6.711	0.059	0.066	0.204	78.426
	平均值/10^{-6}	0.161	0.139	0.183	10.476	0.175	0.231	1.779	163.377
	标准差/10^{-6}	0.103	0.115	0.096	3.395	0.114	0.243	1.503	67.793
	变异系数	0.642	1.088	0.526	0.324	0.650	1.050	0.845	0.415
	参考值[22]	0.03~2.23	0.05~1.12	0.1~3.48	5.34~24.42	0.100~0.386	0.01~2.76	4.13~60.56	38.1~372.6

关, 造成体内重金属累积量高于男性[23]。

不同年龄组人发重金属含量统计见表 9: As 含量自 8 ~ 20 年龄段至 21 ~ 30 年龄段呈下降趋势, 21 ~ 30 年龄段至 61 ~ 70 年龄段呈上升趋势, 其后呈下降趋势, 需要说明的是 21 ~ 30 岁之间的有效样本数量太少, 可能对结果可靠性带来一定的影响; Cu 含量自 8 ~ 20 年龄段至 41 ~ 50 年龄段呈上升趋势, 自 41 ~ 50 年龄段至 51 ~ 60 年龄段、61 ~ 70 年龄段、大于 70 年龄段呈周期性降—升—降趋势; Cr、Hg、Ni、Zn 含量规律一致, 自 8 ~ 20 年龄段至 21 ~ 30 年龄段呈下降趋势, 自 21 ~ 30 年龄段至 41 ~ 50 年龄段呈上升趋势, 自 41 ~ 50 年龄段后呈下降趋势; Pb 含量变化不明显。除 As 外, 其他重金属含量整体随年龄的增长呈现增加后下降趋势, 41 ~ 50 年龄段重金属含量达到峰值, 其原因可能是早期随着年龄增加, 多数重金属在体内累积的缘故, 后期随着年龄的增长, 工作的强度、频率减弱导致饭量的缩减, 造成体内重金属含量递减[23-25]。人发中 As、Cu、Ni、Pb、Zn 含量与年龄之间的相关系数分别为−0.012、−0.295、−0.150、−0.010、−0.236, 呈弱负相关, Cd、Cr、Hg 含量与年龄之间的相关系数分别为 0.022、0.122、0.132, 呈弱正相关, 说明同一重金属在不同年龄段表现出不同的富集趋势。人发重金属含量在中年组最高, 青少年组和老年组含量有不同程度下降。

3.4 作物—人体系统对环境中重金属富集模式

作物从土壤中主动或被动吸收重金属, 但土壤重金属有效含量一般较低[26-27], 作物对重金属的生物富集系数 $BCF_{作物/土壤}$远小于 1(表 10), 所以作物籽实重金属含量相对远低于土壤; 人们摄食作物后, 重金属又富集在人体不同组织或器官中, 人发对作物的

表 9 不同年龄段人发重金属含量

Table 9 Human hair heavy metal content of different age groups 10^{-6}

年龄/岁	样本	参数	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
8~20	8	最小值	28.76	0.136	7.31	93.9	0.138	0.379	0.122	96.0
		最大值	362.96	0.207	16.43	198.7	0.444	3.128	0.192	290.5
		平均值	138.20	0.171	11.27	138.4	0.238	1.522	0.157	181.9
		标准差	106.33	0.023	3.44	39.8	0.106	0.931	0.022	74.4
21~ 30	1		16.92	0.122	7.98	196.8	0.073	0.490	0.180	150.2
41~50	3	最小值	77.54	0.158	14.74	73.8	0.299	2.974	0.122	100.2
		最大值	99.48	0.214	22.63	477.5	1.379	4.723	0.159	317.4
		平均值	86.15	0.180	17.47	228.6	0.748	3.983	0.141	216.1
		标准差	11.71	0.030	4.47	217.7	0.562	0.905	0.019	109.2
51~60	8	最小值	36.00	0.112	7.71	70.3	0.080	0.545	0.099	98.0
		最大值	578.00	0.288	11.73	342.0	0.437	5.450	0.183	340.0
		平均值	124.82	0.173	9.56	157.6	0.181	2.120	0.140	153.6
		标准差	184.34	0.056	1.51	90.5	0.115	2.096	0.028	77.3
61~70	8	最小值	8.11	0.129	6.71	121.1	0.066	0.204	0.105	78.4
		最大值	1 159.5	0.653	10.67	580.0	0.362	3.395	0.184	264.5
		平均值	241.42	0.213	8.56	231.7	0.146	1.532	0.136	147.6
		标准差	381.25	0.179	1.40	157.9	0.099	1.141	0.024	53.5
>70	3	最小值	24.37	0.125	7.56	58.8	0.098	0.773	0.108	106.0
		最大值	36.91	0.315	10.31	169.1	0.241	1.111	0.159	161.2
		平均值	32.14	0.200	9.27	131.2	0.154	0.893	0.132	135.4
		标准差	6.79	0.101	1.49	62.7	0.077	0.189	0.026	27.8

表 10 土壤—作物—人发系统重金属含量均值及参数统计

Table 10 Bioconcentration coefficients of heavy metals in crops and human hair

项目	含量均值/10^{-6}							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
土壤	13.08	0.10	69.90	24.50	0.02	35.25	27.43	70.65
作物	0.05	0.02	0.11	5.40	0.002	2.43	0.06	22.23
人发	0.16	0.14	0.18	10.40	0.18	0.23	1.80	163.40
$BCF_{作物/土壤}$平均值	0.005	0.135	0.002	0.225	0.090	0.081	0.003	0.329
$BCF_{人发/作物}$平均值	3.012	8.296	1.630	1.885	84.251	0.093	3.463	7.209

$BCF_{人发/作物}$多大于 1(表 10), 其含量相对高于作物(如图 1 中 M_i 所示 As、Cr、Cu、Pb 迁移含量变化), 甚至高于土壤含量(如图 1 中 M_j 所示 Cd、Hg、Zn 迁移含量变化), 说明人发对这些重金属具有较强的浓缩和放大作用[28]; 但也有低于作物含量的情况出现(如图 1 中 M_k 所示 Ni 迁移含量变化), Ni 的 $BCF_{人发/作物}$ 仅为 0.093, 右侧曲线向下偏斜(斜率较大), Ni 从土壤经作物到人发呈逐渐递减规律, 说明人发不是体内 Ni 积累和排泄的主要器官[29]。综合土壤—作物—人发等介质中重金属含量数据, 绘制重金属—迁移与积累模式(图 1), 整体呈不规则“V”字型[30]。

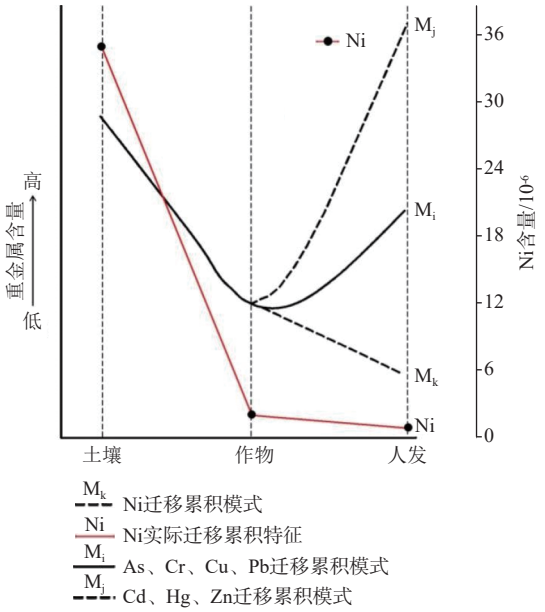


图 1　重金属在 SCHS 中的迁移积累一般模式

Fig. 1　General patterns of metal migration and accumulation in soil-crop-human body system

4　重金属生态健康风险评价

4.1　土壤重金属累积程度及潜在生态风险评价

土壤单项重金属地累积指数 I_{geo} 均值由高到低依次为 As>Ni>Cu>Cr>Cd>Pb>Zn>Hg(表 11), 其中 As 累积程度相对较高, 轻度累积率占总样品的 32.71%, Ni 累积程度其次, 轻度累积率占总样品的 32.38%。8 种重金属元素地累积指数均值都<0, 区域上整体处于无污染状态。其中针对部分轻度累积的 As、Ni 样品, 经复查样品点位多数分布在村庄周边或垃圾集中堆放点附近, 可能是生产、生活过程中产生的药品残留、垃圾污染所致。

土壤单项重金属潜在生态危害指数E_r^i为 Cd>Hg>As>Ni>Cu>Cr>Pb>Zn(表 12), 均 <40。As、Ni、Cu、Cr、Pb 和 Zn 全部样品都为轻微风险。Cd 和 Hg 指数范围为 15.63 ~ 93.49 和 3.37 ~ 151.52, 存在不同程度的生态风险, 均以轻微风险为主, 分别占总样品数的 80.01% 和 95.12%, 个别样品达到中等—强风险

表 11　土壤重金属地累积指数 I_{geo} 分级统计

Table 11　Classification statistics of cumulative index of heavy metal contaminated soil

重金属元素	I_{geo}指数均值	各级样本数						
		无累积	轻度累积	中度累积	中—重度累积	重度累积	重—极重度累积	极重度累积
As	−0.106	1862	905	0	0	0	0	0
Cd	−0.387	2572	192	3	0	0	0	0
Cr	−0.336	2724	43	0	0	0	0	0
Cu	−0.299	2715	51	1	0	0	0	0
Hg	−1.184	2741	16	8	2	0	0	0
Ni	−0.087	1871	896	0	0	0	0	0
Pb	−0.412	2746	21	0	0	0	0	0
Zn	−0.590	2765	1	1	0	0	0	0

表 12　土壤重金属的潜在生态危害指数E_r^i统计

Table 12　Statistics of potential ecological hazard index of heavy metals in soil

重金属元素	E_r^i指数范围	指数均值	各级样本数				
			轻微	中等	强	很强	极强
As	5.51 ~ 24.65	14.09	2767	0	0	0	0
Cd	15.63 ~ 93.49	35.01	2214	550	2	0	0
Cr	3.91 ~ 11.59	5.97	2767	0	0	0	0
Cu	4.22 ~ 16.04	6.12	2767	0	0	0	0
Hg	3.37 ~ 151.52	27.80	2632	127	2	6	0
Ni	4.08 ~ 11.69	7.33	2767	0	0	0	0
Pb	3.70 ~ 9.11	5.68	2767	0	0	0	0
Zn	0.68 ~ 3.45	1.00	2767	0	0	0	0
RI	70.21 ~ 394.78	107.54	2737	26	4	0	0

(可能是生产生活过程中产生的药品残留、垃圾污染所致), 因此 Cd 和 Hg 为研究区主要潜在危害元素, 应引起重视。研究区总潜在生态危害指数 *RI* 范围为 70.21 ~ 394.78, 存在不同程度的生态风险, 以轻微为主, 占比 97.50%, 随着危害程度的增高所占比例迅速减小。

4.2 人体健康风险评价

非致癌和致癌日均暴露量计算结果显示(表 13、表 14): 非致癌和致癌不同途径的暴露量由高到低均为 ADD_{imouth}>$ADD_{idermal}$>$ADD_{ibreathe}$, 口摄入的日均暴露量高出皮肤接触和呼吸吸入 2 个数量级以上。不同重金属非致癌与致癌日均暴露量由高到低均为 Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>As>Cd>Hg; 不同类型重金属元素的儿童日均接触剂量均高于成人, 且各暴露途径下儿童的接触水平亦普遍高于成人。

不同暴露途径的非致癌和致癌风险指数由高到低为 HQ_{imouth}>$HQ_{idermal}$>$HQ_{ibreathe}$(表 15、表 16), 口摄入远高于其他途径, 与日均暴露量计算结果一致, 说明口摄入是产生健康风险的最主要途径。US EPA (1989)模型提出当 *HQ* 或 HQ_i<1 时, 非致癌风险较小或可忽略, >1 时则表示存在非致癌风险[15]。不同重金属非致癌健康风险指数由高到低为 As>Cr>Pb>Ni>Cu>Zn>Cd>Hg, 除儿童总风险>1 外, 重金属单项和成人总风险指数均<1, 表明研究区重金属对成人的一般健康效应处于可接受范围, 但儿童的健康效应安全边际相对较窄, 需予以关注。研究认为 *CR* 或 CR_i 的可接受风险范围是 10^{-6} ~ 10^{-4}[31]。不同重金属的致癌健康风险指数由高到低为 As>Cd>Cr>Ni, Cd、Cr、Ni 3 种重金属单项致癌风险指数均低于 10^{-6} ~ 10^{-4}, 儿童风险指数高于成人; 总致癌风险指数成人和儿童分别为 2.78×10^{-5} 和 4.29×10^{-5}, 单项重金属致癌风险指数和总致癌风险指数均处于安全范围内, 表明研究区致癌风险较低, 不会对人体健康产生明显危害。儿童日均摄入量和健康效应评估值均高于成人, 表明其健康安全边际相对更窄, 说明同样环境条件下儿童的健康更易受到威胁, 可能与其生理特征、暴露期限和饮食摄入量等有关, 因此应注重儿童健康防范。

5 结论

1)双阳河流域土壤样品中部分重金属已存在局部富集现象, 但未超过土壤污染风险筛选值(GB 15618—2018); 作物籽实重金属含量均符合食品安

表 13 土壤重金属非致癌平均日暴露量

Table 13 Average daily non-carcinogenic exposure to heavy metals in soil mg·(kg·d)$^{-1}$

重金属元素	ADD_{imouth}		$ADD_{ibreathe}$		$ADD_{idermal}$		*ADD*	
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	5.33×10^{-5}	3.33×10^{-4}	2.57×10^{-15}	1.80×10^{-14}	1.03×10^{-7}	7.33×10^{-7}	5.33×10^{-5}	3.33×10^{-4}
Cd	4.07×10^{-7}	2.54×10^{-6}	1.97×10^{-17}	1.37×10^{-16}	7.91×10^{-10}	5.60×10^{-9}	4.07×10^{-7}	2.54×10^{-6}
Cr	2.84×10^{-4}	1.77×10^{-3}	1.37×10^{-14}	9.56×10^{-14}	5.51×10^{-7}	3.90×10^{-6}	2.84×10^{-4}	1.77×10^{-3}
Cu	9.92×10^{-5}	6.19×10^{-4}	4.79×10^{-15}	3.35×10^{-14}	1.93×10^{-7}	1.37×10^{-6}	9.92×10^{-5}	6.19×10^{-4}
Hg	1.05×10^{-7}	6.54×10^{-7}	5.06×10^{-18}	3.53×10^{-17}	2.04×10^{-10}	1.44×10^{-9}	1.05×10^{-7}	6.54×10^{-7}
Ni	1.43×10^{-4}	8.92×10^{-4}	6.91×10^{-15}	4.82×10^{-14}	2.78×10^{-7}	1.97×10^{-6}	1.43×10^{-4}	8.92×10^{-4}
Pb	1.11×10^{-4}	6.95×10^{-4}	5.38×10^{-15}	3.76×10^{-14}	2.16×10^{-7}	1.53×10^{-6}	1.11×10^{-4}	6.95×10^{-4}
Zn	2.86×10^{-4}	1.79×10^{-3}	1.38×10^{-14}	9.65×10^{-14}	5.56×10^{-7}	3.94×10^{-6}	2.86×10^{-4}	1.79×10^{-3}
ADD	9.76×10^{-4}	5.76×10^{-3}	1.45×10^{-13}	3.29×10^{-13}	1.90×10^{-6}	1.34×10^{-5}	9.76×10^{-4}	1.04×10^{-2}

表 14 土壤重金属致癌平均日暴露量

Table 14 Average daily carcinogenic exposure to heavy metals in soil mg·(kg·d)$^{-1}$

重金属元素	ADD_{imouth}		$ADD_{ibreathe}$		$ADD_{idermal}$		*ADD*	
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	1.85×10^{-5}	2.78×10^{-5}	8.92×10^{-16}	1.50×10^{-15}	3.58×10^{-8}	6.11×10^{-8}	1.85×10^{-5}	2.78×10^{-5}
Cd	1.41×10^{-7}	2.12×10^{-7}	6.84×10^{-18}	1.14×10^{-17}	2.75×10^{-10}	4.67×10^{-10}	1.41×10^{-7}	2.12×10^{-7}
Cr	9.84×10^{-5}	1.48×10^{-4}	4.76×10^{-15}	7.97×10^{-15}	1.91×10^{-7}	3.25×10^{-7}	9.84×10^{-5}	1.48×10^{-4}
Cu	3.45×10^{-5}	5.16×10^{-5}	1.66×10^{-15}	2.79×10^{-15}	6.70×10^{-8}	1.14×10^{-7}	3.45×10^{-5}	5.16×10^{-5}
Hg	3.64×10^{-8}	5.45×10^{-8}	1.76×10^{-18}	2.94×10^{-18}	7.08×10^{-11}	1.20×10^{-10}	3.64×10^{-8}	5.45×10^{-8}
Ni	4.77×10^{-5}	8.92×10^{-4}	2.40×10^{-15}	4.02×10^{-14}	7.08×10^{-8}	1.64×10^{-7}	4.77×10^{-5}	8.92×10^{-4}
Pb	3.87×10^{-5}	7.43×10^{-5}	1.87×10^{-15}	3.13×10^{-15}	7.50×10^{-8}	1.28×10^{-7}	3.87×10^{-5}	7.43×10^{-5}
Zn	9.94×10^{-5}	1.49×10^{-4}	4.79×10^{-15}	8.04×10^{-15}	1.93×10^{-7}	3.28×10^{-7}	9.94×10^{-5}	1.49×10^{-4}
ADD	3.37×10^{-4}	1.34×10^{-3}	1.64×10^{-14}	6.36×10^{-14}	6.33×10^{-7}	1.12×10^{-6}	3.37×10^{-4}	1.34×10^{-3}

表 15　土壤重金属非致癌健康风险指数

Table 15　Non-carcinogenic health risk index of heavy metals in soil

重金属元素	HQ_{imouth}		$HQ_{ibreathe}$		$HQ_{idermal}$		HQ	
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	1.78×10^{-5}	1.11×10^{-4}	1.71×10^{-10}	1.20×10^{-9}	3.43×10^{-4}	2.44×10^{-3}	1.78×10^{-1}	2.55×10^{-3}
Cd	4.07×10^{-4}	2.54×10^{-3}	1.97×10^{-12}	1.37×10^{-11}	3.16×10^{-5}	2.24×10^{-4}	4.38×10^{-4}	2.76×10^{-3}
Cr	9.42×10^{-2}	5.90×10^{-1}	4.57×10^{-12}	3.22×10^{-11}	2.20×10^{-2}	1.56×10^{-1}	1.62×10^{-1}	7.46×10^{-1}
Cu	2.48×10^{-3}	1.55×10^{-2}	-	-	4.83×10^{-6}	3.43×10^{-5}	2.48×10^{-3}	1.55×10^{-2}
Hg	3.50×10^{-4}	2.18×10^{-3}	1.69×10^{-14}	1.18×10^{-13}	9.71×10^{-6}	6.86×10^{-5}	3.50×10^{-4}	2.18×10^{-3}
Ni	7.15×10^{-3}	4.46×10^{-2}	3.00×10^{-10}	2.10×10^{-9}	3.48×10^{-4}	2.46×10^{-3}	7.45×10^{-3}	4.70×10^{-2}
Pb	3.17×10^{-2}	1.99×10^{-1}	1.54×10^{-12}	1.07×10^{-11}	4.08×10^{-4}	2.89×10^{-3}	3.17×10^{-2}	1.99×10^{-1}
Zn	9.53×10^{-4}	5.97×10^{-3}	-	-	1.85×10^{-6}	1.31×10^{-5}	9.54×10^{-4}	5.97×10^{-3}
HQ	1.33×10^{-1}	8.57×10^{-1}	4.71×10^{-10}	3.30×10^{-9}	2.23×10^{-2}	1.60×10^{-1}	3.70×10^{-1}	1.01

表 16　土壤重金属致癌健康风险指数

Table 16　Carcinogenic health risk index of soil heavy metal

重金属元素	CR_{imouth}		$CR_{ibreathe}$		$CR_{idermal}$		CR	
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	2.78×10^{-5}	4.17×10^{-5}	3.84×10^{-18}	6.45×10^{-18}	5.37×10^{-8}	9.17×10^{-8}	2.78×10^{-5}	4.17×10^{-5}
Cd	8.60×10^{-7}	1.27×10^{-6}	4.31×10^{-17}	7.18×10^{-17}	1.68×10^{-9}	2.85×10^{-9}	8.60×10^{-7}	1.27×10^{-6}
Cr	-	-	1.57×10^{-15}	2.63×10^{-15}	3.82×10^{-8}	6.50×10^{-8}	3.82×10^{-8}	6.50×10^{-8}
Ni	-	-	4.08×10^{-15}	6.83×10^{-14}	3.04×10^{-8}	7.05×10^{-8}	3.04×10^{-8}	7.05×10^{-8}
CR	2.86×10^{-5}	4.29×10^{-5}	5.65×10^{-15}	7.03×10^{-14}	1.24×10^{-7}	2.30×10^{-7}	2.78×10^{-5}	4.29×10^{-5}

全国家标准(GB 2762—2017)。女性头发重金属含量整体高于男性头发,个别样品 Cd、Hg 含量高于参考值,呈现相对富集特征,其环境指示意义有待结合暴露途径与受体特征进一步评估;年龄分布上,41 ~ 50 岁年龄段人发中重金属含量最高,其他年龄段重金属含量均有不同程度下降。

2)作物从土壤中主动或被动吸收重金属,作物对重金属的 $BCF_{作物/土壤}$远小于 1,作物籽实重金属含量相对远低于土壤;人们摄食作物后,重金属又富集在人体不同组织或器官中,人发对作物的 $BCF_{人发/作物}$多大于 1,其含量相对高于作物,甚至高于土壤含量,说明人发对这些重金属具有较强的浓缩和放大作用,得出重金属在土壤—作物—人体系统中的含量分配及迁移、累积特征整体呈不规则“V”字型。

3)土壤单项重金属富集能力及累积程度为 As>Ni>Cu>Cr>Cd>Pb>Zn>Hg,其中 Cd 和 Hg 为单项重金属潜在生态危害主要元素。非致癌和致癌不同途径的暴露量和风险指数为 $ADD_{imouth}>ADD_{idermal}>ADD_{ibreathe}$,显示口摄入是研究区土壤—作物—人体系统中重金属产生健康风险的主要途径,在重金属健康风险管理中应重点关注饮食暴露途径的风险。重金属健康风险指数为 As>Cr>Pb>Ni>Cu>Zn>Cd>Hg,儿童日均摄入量和健康效应评估值均高于成人,表明其健康安全边际相对更窄,可能与儿童生理特征、暴露期限和饮食摄入量等有关,应引起地方相关机构重视。

参考文献(References):

[1] 翟富荣, 梁帅, 戴慧敏. 东北黑土地地球化学调查研究进展与展望 [J]. 地质与资源, 2020, 29(6): 503−509, 532.
Zhai F R, Liang S, Dai H M. Geochemical survey of black land in Northeast China: Progress and Prospect[J]. Geology and Resources, 2020, 29(6): 503−509, 532.

[2] 梁帅, 戴慧敏, 翟富荣, 等. 兴凯湖西部土壤—植物系统中硒含量特征、成因来源及迁移转化主控因素 [J]. 地质通报, 2024, 43(1): 163−172.
Liang S, Dai H M, Zhai F R, et al. Analysis of selenium content characteristics, origin and main controlling factors of migration transformation in soil-plant system, in west Xingkai Lake[J]. Geological Bulletin of China, 2024, 43(1): 163−172.

[3] 李海华, 刘建武, 李树人, 等. 土壤—植物系统中重金属污染及作物富集研究进展 [J]. 河南农业大学学报, 2000, 34(1): 30−34.
Li H H, Liu J W, Li S R, et al. The present progness of research on heavy metal pollution and plant enrichment in soil-plant system[J]. Journal of Henan Agricultural University, 2000, 34(1): 30−34.

[4] 胡省英, 冉伟彦, 范宏瑞. 土壤—作物系统中重金属元素的地球化学行为 [J]. 地质与勘探, 2003, 39(5): 84−87.
Hu S Y, Ran W Y, Fan H R. Geochemical behaviour of heavy metals in soil-crop system[J]. Geology and Exploration, 2003, 39(5): 84−87.

[5] 陈文德, 彭培好, 李贤伟, 等. 岩—土—植系统中重金属元素的迁移转化规律 [J]. 土壤通报, 2009, 40(2): 369−373.
Chen W D, Peng P H, Li X W, et al. Migration and transformation of heavy metal elements in rock-soil-plant system[J]. Soil Bulletin,

2009, 40(2): 369−373.

[6] 梁帅, 戴慧敏, 刘国栋, 等. 黑龙江双阳河流域土壤—作物—人体系统中硒元素及生态环境与人体健康评价 [J]. 中国地质, 2022, 49(4): 1064−1074.
Liang S, Dai H M, Liu G D, et al. Geochemical characteristics and evaluation of ecological environment and human health of selenium in soil-crop-human system in Shuangyang River Basin, Heilongjiang[J]. Geology in China, 2022, 49(4): 1064−1074.

[7] 白志鹏, 贾纯荣, 王宗爽, 等. 人体对室内外空气污染物的暴露量与潜在剂量的关系 [J]. 环境与健康杂志, 2002, 19(6): 425−428.
Bai Z P, Jia C R, Wang Z S, et al. Relationship of exposure and potential dose of human exposed to indoor and outdoor air pollutants[J]. Journal of Environment and Health, 2002, 19(6): 425−428.

[8] 李婷, 吴明辉, 王越, 等. 人类扰动对重金属元素的生物地球化学过程的影响与修复研究进展 [J]. 生态学报, 2020, 40(13): 4679−4688.
Li T, Wu M H, Wang Y, et al. Advances in research on the effects of human disturbance on biogeochemical processes of heavy metals and remediation[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(13): 4679−4688.

[9] 常学秀, 文传浩, 王焕校. 重金属污染与人体健康 [J]. 云南环境科学, 2000(1): 59−61.
Chang X X, Wen C H, Wang H X. Effect of heavy metal pollution on human health and sustainable development[J]. Yunnan Environmental Science, 2000(1): 59−61.

[10] 张慧, 付强, 赵映慧. 松嫩平原北部土壤重金属空间分异特征及生态安全评价 [J]. 水土保持研究, 2013, 20(2): 165−169.
Zhang H, Fu Q, Zhao Y H. Spatial variability of soil heavy metals and ecological quality assessment in the northern Songnen Plain[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2013, 20(2): 165−169.

[11] 郭笑笑, 刘丛强, 朱兆洲, 等. 土壤重金属污染评价方法 [J]. 生态学杂志, 2011, 30(5): 889−896.
Guo X X, Liu C Q, Zhu Z Z, et al. Evaluation methods for soil heavy metals contamination: A review[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(5): 889−896.

[12] 徐燕, 李淑芹, 郭书海, 等. 土壤重金属污染评价方法的比较 [J]. 安徽农业科学, 2008, 36(11): 4615−4617.
Xu Y, Li S Q, Guo S H, et al. Comparison of assessment methods of heavy metal pollution in soil[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2008, 36(11): 4615−4617.

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

[14] 王茜, 张光辉, 田言亮, 等. 农田表层土壤中重金属潜在生态风险效应研究 [J]. 水文地质工程地质, 2017, 44(4): 165−172.
Wang Q, Zhang G H, Tian Y L, et al. Research on the potential ecological risk of farmland top-soil of heavy metals[J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 2017, 44(4): 165−172.

[15] Environmental Protection Agency. Human health evaluation manual[G]//Risk Assessment Guidance for Superfund. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response, U. S. Environmental Protection Agency, 1989.

[16] HJ 25.3—2014 污染场地风险评估技术导则 [S]. 2014.
HJ 25.3—2014 Technical guidelines for risk assessment of contaminated sites[S]. 2014.

[17] 王喆, 刘少卿, 陈晓民, 等. 健康风险评价中中国人皮肤暴露面积的估算 [J]. 安全与环境学报, 2008, 8(4): 152−156.
Wang Z, Liu S Q, Chen X M, et al. Estimates of the exposed dermal surface area of Chinese in view of human health risk assessment[J]. Journal of Safety and Environment, 2008, 8(4): 152−156.

[18] 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].

[19] GB 2762—2017 食品安全国家标准 食品中污染物限量 [S]. 2017.
GB 2762—2017 National food safety standards—Limits of contaminants in food[S]. 2017.

[20] 秦俊法, 李增禧, 楼蔓藤, 等. 头发元素分析的科学意义及医学应用价值 [J]. 广东微量元素科学, 2005, 12(5): 1−60.
Qin J F, Li Z X, Lou M T, et al. Scientific value and medical application of hair element analysis[J]. Guangdong Trace Elements Science, 2005, 12(5): 1−60.

[21] 秦俊法. 头发微量元素分析与疾病诊断 [M]. 郑州: 郑州大学出版社, 2003.
Qin J F. Analysis of trace elements in hair and disease diagnosis[M]. Zhengzhou: Zhengzhou University Press, 2003.

[22] 广东省卫生经济学会. T/GDWJ 003—2020 人体头发中 38 种微量元素健康评价阈值 [S]. 2020.
Guangdong Provincial Health Economics Association. T/GDWJ 003—2020 The health assessment threshold of 38 trace elements in human hair[S]. 2020.

[23] Perumal A S, Thangamani A. Atomic absorption spectrophotometric determination of heavy metals lead and chromium levels in human hair of people living in Katpadi and Yelagiri Hills of Vellore District[J]. International Journal of Research in Ayurveda and Pharmacy, 2011, 2(5): 1563−1570.

[24] 汪月华, 李青, 李秀峰. 重金属污染与儿童发中微量元素的关系研究 [J]. 环境与开发, 1999(4): 23−25.
Wang Y H, Li Q, Li X F. The correlation on heavy metal pollution and trace element content of hair samples from children[J]. Environment and Exploitation, 1999(4): 23−25.

[25] Karczewski J, Karczewska Z M, Szpakow A. Lead content in hair of students in France, Poland and Belarus[J]. Journal of Elementology, 2025, 30(1): 1-6.

[26] 梁帅, 戴慧敏, 张广阳, 等. 内蒙古赤峰锡伯河流域土壤—中药材系统中的重金属元素含量分布特征及生态效应评价 [J]. 地质与资源, 2023, 32(6): 779−788.
Liang S, Dai H M, Zhang G Y, et al. Heavy metal contents in soil-Chinese herbal medicine system in Xibo river Basin, Chifeng City, Inner Mongolia: Distribution characteristics and ecological effect evaluation[J]. Geology and Resources, 2023, 32(6): 779−788.

[27] 梁帅, 戴慧敏, 赵君, 等. 黑龙江双阳河流域土壤—水稻—人体系统锗的分布特征、迁移转化及影响因素 [J]. 物探与化探, 2022, 46(6): 1555−1564.
Liang S, Dai H M, Zhao J, et al. Distribution characteristics, migra-

tion transformation and influencing factors of Ge in soil-rice system in Shuangyang River Basin, Heilongjiang Province[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2022, 46(6): 1555−1564.

[28] 刘红, 马燕明, 何忠义, 等. 人发微量元素特征与地球化学环境的关系 [J]. 华东交通大学学报, 2000, 17(3): 63−67.
Liu H, Ma Y M, He Z Y, et al. The relationship of hair's trace elements and geochemical environment[J]. Journal of East China Jiaotong University, 2000, 17(3): 63−67.

[29] 中华人民共和国环境保护部. 国家污染物环境健康风险名录 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. National environmental health risk inventory of pollutants [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2009.

[30] 马建华, 马诗院, 陈云增. 河南某污灌区土壤—作物—人发系统重金属迁移与积累 [J]. 环境科学学报, 2014, 34(6): 1517−1526.
Ma J H, Ma S Y, Chen Y Z. Migration and accumulation of heavy metals in soil-crop-hair system in a sewage irrigation area, Henan, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(6): 1517−1526.

[31] 鲍丽然, 李瑜, 张风雷, 等. 重庆市表层土壤有机碳空间分布、影响因素及对碳减排的贡献 [J]. 中国地质, 2024, 51(5): 1501−1512.
Bao L R, Li Y, Zhang F L, et al. Spatial distribution, influencing factors and contribution to carbon emission reduction of topsoil organic carbon in Chongqing, China[J]. Geology in China, 2024, 51(5): 1501−1512.

Geochemical characteristics and health risk assessment of heavy metals in the soil-crop-human system in the Shuangyang River Basin

ZHAI Fu-Rong [1, 2, 3], DAI Hui-Min [4, 5], REN Bing-Zhang [1], WANG Yan [1], QIN Tian [1], LIN Man-Man [1], FENG Lan-Mei [1], ZHANG Ping-Ping [6], LIU Yi [1], LIANG Shuai [1, 4]

(1. *Langfang Natural Resources Comprehensive Survey Center*, *China Geological Survey*, *Tianjin* 300300, *China*; 2. *School of Earth Sciences and Resources*, *China University of Geosciences* (*Beijing*), *Beijing* 100083, *China*; 3. *Chinese Academy of Geological Sciences*, *Beijing* 100037, *China*; 4. *Key Laboratory of Black Soil Evolution and Ecological Effects*, *Ministry of Natural Resources*, *Shenyang* 110034, *China*; 5. *Shenyang Center of China Geological Survey*, *Shenyang* 110034, *China*; 6. *Liaoning Provincial Natural Resources Affairs Service Center*, *Shenyang* 110034, *China*)

Abstract: Investigating the migration and accumulation of heavy metals in the soil-crop-human system is of great significance for assessing the degree of regional heavy metal accumulate, potential ecological risks, and human health impacts. Based on data from 1∶50,000 eco-geochemical surveys, this study examined the heavy metal contents in the soil-crop-human system and associated health risks in the Shuangyang River basin. The results indicate the enrichment of some heavy metals in soil samples, although their contents fell below the risk screening levels of soil contamination. Heavy metal contents in crop seeds all complied with national food safety standards. Heavy metal contents in women's hair were generally higher than those in men's hair. In some samples, the cadmium (Cd) or mercury (Hg) content exceeded the reference range, showing relatively rich characteristics. In terms of age, the highest heavy metal contents were observed in people aged 41~50, while those of other age groups exhibited decreased heavy metal contents to varying degrees. Crops showed bio-concentration factors (*BCF*) of soil heavy metals far less than 1, while human hair exhibited *BCF*s of crop-hosted heavy metals exceeding 1, suggesting that human hair can significantly concentrate and amplify heavy metals. These results indicate a V-shaped pattern of heavy metal migration and accumulation in the soil-crop-human system. The enrichment capacity and contamination degree of individual heavy metals decreased in the order of As, Ni, Cu, Cr, Cd, Pb, Zn, and Hg, with Cd and Hg identified as the primary elements posing potential ecological hazards. The exposure levels and risk indices of non-carcinogenic and carcinogenic pathways decreased in the order of ADD_{imouth} (average daily dose via oral intake), $ADD_{idermal}$ (average daily dose via dermal contact), and $ADD_{ibreathe}$ (average daily dose via inhalation). This result reveals that oral intake represents the primary pathway of health risks associated with heavy metals in the soil-crop-human system in the study area. Therefore, emphasis should be placed on dietary exposure risks in the health risk management of heavy metals. The health risk indices of various heavy metals decreased in the order of As, Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Cd, and Hg. Additionally, children exhibited higher average daily exposure and non-carcinogenic risk indices than adults. While posing insignificant non-carcinogenic risks to adults, heavy metals carried a certain level of non-carcinogenic risks to children presumably due to their physiological characteristics, exposure duration, and dietary intake. This issue warrants attention from local agencies. The results of this study provide a scientific basis for local government departments to accurately assess and warn of human health risks and to develop scientifically robust standards of food safety and environmental protection.

Key words: heavy metal; soil; crop; human hair; ecological effect; human health

（本文编辑: 蒋实）