

doi: 10.12029/gc20221228002

王仁琪, 谭科艳, 孙倩, 李航, 张隆隆, 王玉, 袁欣, 朱晓华, 蔡敬怡. 2024. 河北省张家口坝上典型莜麦产区重金属元素健康风险评估[J]. 中国地质, 51(1): 264–275.

Wang Renqi, Tan Keyan, Sun Qian, Li Hang, Zhang Longlong, Wang Yu, Yuan Xin, Zhu Xiaohua, Cai Jingyi. 2024. Health risk assessment of heavy metals in typical oats production region of Bashang area in Zhangjiakou, Hebei Province[J]. Geology in China, 51(1): 264–275(in Chinese with English abstract).

河北省张家口坝上典型莜麦产区重金属元素 健康风险评估

王仁琪^{1,2}, 谭科艳^{1,2}, 孙倩^{1,2}, 李航^{1,2}, 张隆隆^{1,2},
王玉^{1,2}, 袁欣^{1,2}, 朱晓华^{1,2}, 蔡敬怡^{1,2}

(1. 中国地质科学院国家地质实验测试中心, 北京 100037; 2. 自然资源部生态地球化学重点实验室, 北京 100037)

摘要:【研究目的】为研究张家口坝上地区典型粮食作物莜麦产区重金属元素健康风险,以张北县莜麦农田为研究对象,系统采集莜麦籽实及其根系土、地下水和大气沉降样品,分析重金属元素对人体健康风险。【研究方法】采用致癌和非致癌健康风险模型评价研究区地下水、大气沉降和土壤重金属的人体健康风险,采用单一目标危害商数与综合目标危害商数评价研究区莜麦籽实重金属含量的人体健康风险。【研究结果】研究区地下水中致癌风险元素 Cr、非致癌元素 Pb 和 Cu 存在一定的健康风险,Pb 元素是造成地下水重金属健康风险的主导因素;区内大气重金属不存在非致癌健康风险,Cr、As 和 Ni 元素存在一定的致癌风险;研究区莜麦根系土壤对人体健康尚不存在致癌和非致癌风险,部分莜麦籽实样品显示有一定的人体健康风险,其中 Cu、Zn、Ni 元素在儿童中目标危害商数均大于 1,重金属中单一目标危害商数与综合目标危害商数均是儿童大于成人。【结论】通过对张家口坝上典型莜麦产区的重金属元素进行综合健康风险评估,区内重金属元素对人体有的健康风险较小,但需要关注对儿童健康的影响,并对部分重金属元素风险进行监测。

关键词: 重金属; 莜麦; 籽实; 地下水; 地球化学; 健康风险评估; 张北县; 河北省; 环境地质调查工程

创新点: (1)本研究系统评价了典型农作物及其根系土、大气和地下水的重金属元素人体健康风险。(2)通过综合评价研究区重金属健康风险,确定了健康风险元素及其影响。

中图分类号: X820.4; X50 文献标志码: A 文章编号: 1000-3657(2024)01-0264-12

Health risk assessment of heavy metals in typical oats production region of Bashang area in Zhangjiakou, Hebei Province

WANG Renqi^{1,2}, TAN Keyan^{1,2}, SUN Qian^{1,2}, LI Hang^{1,2}, ZHANG Longlong^{1,2},
WANG Yu^{1,2}, YUAN Xin^{1,2}, ZHU Xiaohua^{1,2}, CAI Jingyi^{1,2}

(1. National Research Center for Geoanalysis, Chinese Academy of Geological Sciences, Beijing 100037, China; 2. Key Laboratory of Eco-Geochemistry, Ministry of Natural Resources, Beijing 100037, China)

收稿日期: 2022-12-28; 改回日期: 2023-04-13

基金项目: 中国地质调查局项目(DD20190655)资助。

作者简介: 王仁琪,男,1999年生,硕士生,地球化学专业,主要从事环境地球化学研究;E-mail: renqiwang1999@163.com。

通讯作者: 谭科艳,女,1979年生,博士,研究员,主要从事环境地球化学和环境污染修复研究;E-mail: tankeyan2017@163.com。

Abstract: This paper is the result of environmental geological survey engineering.

[Objective] With the purpose of evaluating health risk of heavy metals in the typical Oats Production Region of Bashang area in Zhangjiakou, oats fields in Zhangbei County were selected as the research site, and atmospheric dry and wet depositions, groundwater samples, topsoils and oats point-to-point samples were systematically collected to determine health risk of heavy metals. **[Methods]** Health risk assessment mode were used to evaluate non-carcinogenic and carcinogenic risks of topsoils, air depositions and groundwater samples, single target hazard quotient (THQ) and comprehensive target hazard quotient (TTHQ) were used to assess the health risk of heavy metals in oats to human health. **[Results]** The result showed that carcinogenic element Cr, and non-carcinogenic elements Pb and Cu in the groundwater of study area pose health risks, with Pb being the major factor contributing to the health risk of heavy metals in groundwater. There was no non-carcinogenic health risk of heavy metals found in the atmosphere. Among the carcinogenic elements, Cr, As and Ni posed certain carcinogenic risk. There was no carcinogenic or non-carcinogenic risk of heavy metals in the soil samples of the study area; Cu, Zn and Ni in some oats seed samples exhibited health risks to both adults and children, with mean values of THQ for children being higher than 1, and THQ and TTHQ risk values were both higher in children than adults. **[Conclusions]** Through the comprehensive health risk assessment of heavy metals in typical oats production region of Bashang area in Zhangjiakou, it was found that heavy metals in this area pose relatively little health risks to humans, but attention needs to be paid to their impact on children's health, and some heavy metals need to be monitored for risk.

Key words: heavy metal; oats; seed; ground water; geochemistry; health risk assessment; Zhangbei County; Hebei Province; environmental geological survey engineering

Highlights: (1) The study systematically evaluated the human health risks of heavy metal elements in typical crops and their root soil, atmosphere and groundwater. (2) The study evaluated the health risk of heavy metal elements in the research area, and determined the health risk elements with their impact.

About the first author: WANG Renqi, male, born in 1999, master candidate, major in geochemistry, mainly engaged in environmental geochemistry research; E-mail: renqiwang1999@163.com.

About the corresponding author: TAN Keyan, female, born in 1979, professor, mainly engaged in environmental geochemistry research; E-mail: tankeyan2017@163.com.

Fund support: Supported by the project of China Geological Survey (No.DD20190655).

1 引言

近年来,大气沉降被认为是农耕区土壤重金属的重要来源,并且呈现出逐年累加的趋势(Cai and Li, 2022; 刘进等, 2022)。京津冀地区及周边大气污染突出,灰霾污染严重,近年已有明显好转,京津冀周边地区土壤重金属来源研究表明,重金属颗粒物通过大气沉降的方式进入农田系统(杨晓燕等, 2021),加剧了农田土壤重金属的负荷量,对生态系统造成风险并通过食物链威胁人体健康(Feng et al., 2019; 张夏等, 2020)。除大气沉降外,地下水作为华北地区农业灌溉和饮用水的主要来源,其中的重金属元素也会通过农业灌溉的方式进入农田系统,加剧土壤环境问题,影响农产品安全和人体健康,尤其是儿童健康,引发区域性健康问题(Zhang and Gao, 2015; Drobnik et al., 2018; Liu et al., 2018a; Yang et al., 2018; Mahmood et al., 2019)。

重金属污染的毒性及其强度取决于暴露的途径、持续时间和含量等,重金属通过各种方式直接或间接地进入环境中,不仅会被作物吸收,还可进入地下水、大气等系统,通过呼吸、皮肤、口摄入等途径进入人体,并长期积累,严重危害人体健康(Amin and Ahmad, 2015; Wang and Chen, 2015; Abbas et al., 2016)。近年来,国内外学者在不同区域、不同自然条件和不同环境背景下的重金属污染对人体健康的风险展开研究(Hong et al., 2018; 杨安等, 2020; Yang et al., 2020; Tan et al., 2021)。

随着 2022 年北京冬季奥运会的成功举办,作为承办地之一的张家口地区迎来了前所未有的发展契机,同时也对该区的生态环境提出了更高的要求(Liu et al., 2018b; Wang et al., 2022)。河北省张家口地区是我国北方典型的生态脆弱区,是京津地区重要的生态屏障,也是全国生态建设的重要地区之一(Sun et al., 2016; Shan et al., 2019; 徐超璇等,

2020)。张家口地区的生态环境已经成为研究的热点与重点,但是,以往研究侧重于单一环境的影响评价和风险识别,缺乏针对研究区的表层环境重金属污染的综合研究和健康风险评价(Liang et al., 2015; 刘超等, 2018; 田雅楠等, 2019; 左璐等, 2022)。

本文通过对张北县莜麦农田的重金属元素对人体健康的风险进行评价,为研究区表层环境重金属污染防治、生态环境保护和居民食品安全评价提供科学合理依据。

2 研究区概况

本研究区位于河北省张北县,内蒙古高原南缘的坝上地区,为坝上第一县。其地理坐标为 $114^{\circ}10' \sim 115^{\circ}27'E$, $40^{\circ}57' \sim 41^{\circ}34'N$,总面积 4230 km^2 ,平均海拔 $1400 \sim 1600 \text{ m}$,属于寒温带半干旱大陆性季风气候(何锦等, 2022)。

张北县地势东南高、西北低,西部为玄武岩熔岩台地,北部为波状高平原,地势开阔平坦,中部滩涂地、岗梁、湖淖相间分布,南部坝头为丘陵、台地。张北县大面积被第四系和新近系覆盖,出露地层主要白垩系张家口组郭家屯超单元,主要岩性为二叠世—三叠世的花岗岩、渐新世—中新世玄武岩(赵嘉伟等, 2022)。研究区以干旱、大风天气为主、

降雨稀少,年平均降水量 380 mm ,年蒸发量 1655 mm ,平均风速 $2.4 \sim 5.5 \text{ m/s}$,平均气温 $1.2 \sim 3.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。由于降水集中在7、8月,水资源匮乏,发育季节性河流,在流过程中下渗或蒸发,地下水埋深大于 100 m (王宝钧等, 2008)。受气候条件影响,研究区土壤类型以栗钙土、草甸土为主,土壤冻结期较长,土地退化情况严重。张北县自然植被以温带干草原为主,伴生一定数量的灌丛、半灌丛,土地利用类型主要为草地、林地和耕地(李婧欣, 2009)。本研究在张北县县域内选取莜麦相对连片农田区域,采集了莜麦籽实样品43件和对应的根系土样品43件,13件地下水样品,4件大气沉降样品,采样点位见图1。

3 材料与方法

3.1 样品采集与处理

本研究参照《生态地质调查技术要求(1:50000)(试行)》(DD 2019-09)、《多目标区域地球化学调查规范(1:250000)》(DZ/T 0258-2014)、《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295-2016)技术要求,采集样品。

地下水样品全部采自灌溉水井,原则上每个行政村采集1个样品,空间上尽量做到均匀分布。采

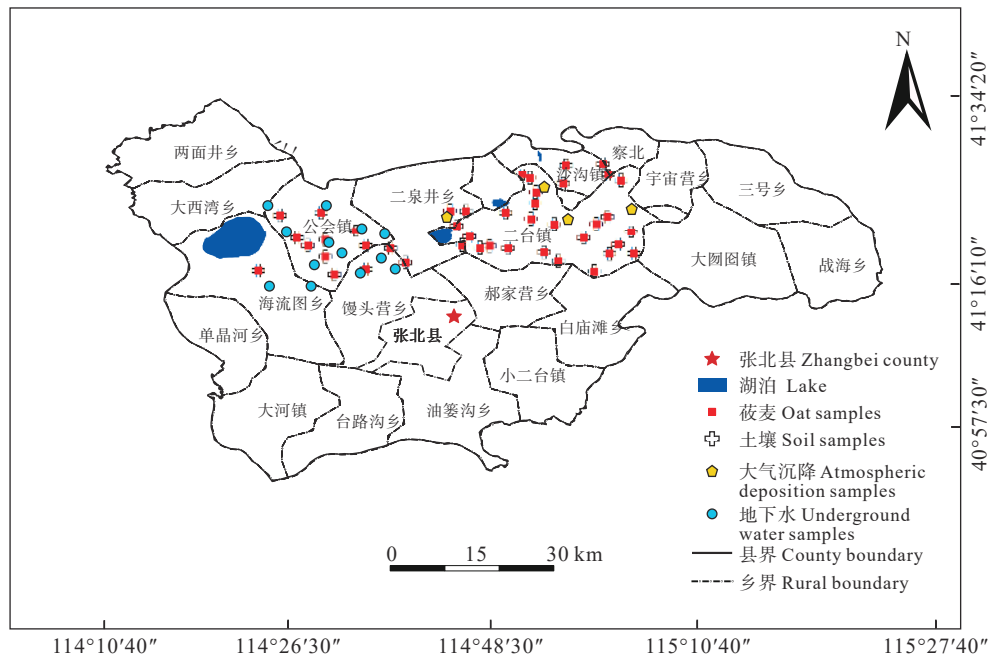


图1 研究区样品采样点位图

Fig.1 Geographic Map of the sampling sites of samples

样过程中,使用水质分析仪测定并记录水体温度、pH 等基本指标。将地下水样品装于干净的取样瓶中,加入硝酸使其 pH 值小于 2,并放于车载冷藏箱中,于 4 °C 保存。

采用湿法接收大气干湿沉降,选择直径 40 cm,高为 200 cm 的白色聚乙烯塑料桶作为大气沉降收集缸。使用前经 10% HCl 溶液浸泡 24 h,用纯净水洗净之后晾干备用。放置在距离地面 5~12 m 的屋顶平台,四周无树木、建筑物等高大遮挡物。为避免平台扬尘影响,沉降收集缸使用支撑物架高 10 cm,并向桶内加入 2~4 L 纯净水避免“二次起尘”。在桶口处加套尼龙网罩盖,防止扰动或异物进入。装置取样时间为 2020 年 4 月 29 日至 2021 年 5 月 4 日。再将回收的大气沉降缸静置,并对上部溶液澄清后,用虹吸法转移上清液,记录转移的上清液体积并对上清液进行取样分析,剩余的沉淀物和少量悬浊液进行转移、过滤、烘干、称重和分析。

当莜麦进入收获期时,选择相对独立完整的地块,按照“随机”、“等量”和“多点混合”的采样原则采集 5~10 个子样,再等量混匀组成 1 个 500~1000 g 混合样品。根系土壤样品则是将各子样等量混匀在干净的塑料布或塑料盆中,四分法获得 1 个湿重大于 1.5 kg 的混合样品。采集的土壤样品带回实验室自然风干,碾压土块,剔除土壤以外的杂物。将样品平铺在制样板上,用木棍、塑料棍碾压,用静电吸附的方法将植物残体清楚,并剔除石块和新生体。压碎的土样不断碾压过筛,直至全部样品通过 2 mm(10 目)孔径筛为止。

土壤及农作物、地下水和大气沉降样品由国家地质实验测试中心和河北省地质实验测试中心实验室进行实验测试,测试过程严格执行实验室测试质量管理规范,采取重复性检验和异常点检查、密码抽样、外部控制等手段,严格控制分析质量。其中准确度采用 $RE = \Delta \lg C = |\lg C_i - \lg C_s|$ 检验,精密度均采用 $RD(\%) = 100 \cdot |C_1 - C_2| / (C_1 + C_2)$ 检验,其中, C_i 为实测含量; C_s 为标准物质含量; C_1 为本实验中的样品测量含量; C_2 为内检重复性样品测量含量。各元素 $RE < 5\%$, $RD < 10\%$, 报出率大于 90%, 各项分析数据均符合《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T0295-2016)和《生态地球化学评价样品分析技术要求》(DD2005-3)质量要求,测试质量精准。

采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)、原子

荧光光谱法(AFS)、方法测定各元素指标。样品分析指标检出限如表 1 所示。

3.2 评价方法

3.2.1 地下水重金属健康风险评价

对于研究区地下水重金属元素可能带来的健康风险,本文利用美国国家环保署(USEPA)1986 年提出的人体健康风险评价模型对其进行评价。饮水途径是人体暴露于水中重金属元素最主要的方式,因此本文主要针对通过饮水途径而可能导致的地下水重金属元素健康风险开展评价(Muhammad et al., 2011)。

根据世界卫生组织(WHO)下属的国际癌症研究机构(IARC)基于化学物质对人类致癌性资料和对实验动物致癌性资料提出的致癌污染物分类,将评价模型分为非致癌重金属评价模型与致癌重金属评价模型(师环环等, 2021),二者通过饮水途径导致的健康风险根据公式(1)和(2)得出:

$$R_i^c = \frac{1 - \exp(-D_i q_i)}{L} \quad (1)$$

$$R_j^n = \frac{D_j \times 10^{-6}}{R_{fDj} L} \quad (2)$$

式中, R_i^c 、 R_j^n 各代表致癌重金属 i 和非致癌重金属 j 经饮水途径产生的年平均致癌风险值,单位为 a^{-1} ; D_i 和 D_j 分别代表致癌重金属 i 和非致癌重金属 j 经饮水途径产生的单位体重的日均暴露剂量,单位为 $mg/(kg \cdot d)$; q_i 为致癌重金属 i 经饮水途径产生的致癌强度系数,As (1.5)、Cd (6.1)、Cr (41),单位为 $mg/(kg \cdot d)$; R_{fDj} 表示非致癌重金属 j 经饮水途径产生的健康风险系数,Cu (5×10^{-3})、Pb (1.4×10^{-3})、Zn (3×10^{-1})、Ni (2×10^{-2})、Hg (3×10^{-4}),单位为 $mg/(kg \cdot d)$; L 表示人均寿命,取值为 70 a。

其中, D_i 和 D_j 的计算公式如下:

表 1 元素分析方法及检出限

Table 1 Analysis methods and detection limits

分析项目	分析方法	检出限/(mg/kg)
As	氢化物-原子荧光光谱法(HG-AFS)	0.23
Cd	电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)	0.01
Cr	电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)	0.13
Cu	电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)	1.00
Hg	氢化物-原子荧光光谱法(HG-AFS)	0.05
Ni	电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)	0.05
Pb	电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)	0.05
Zn	电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)	4.00

$$D_{ijj} = \frac{\omega \rho_{ijj}}{A} \quad (3)$$

式中, ω 表示人均日饮水量一般成年人取 2.2 L/d, ρ_{ijj} 代表重金属元素 ijj 的质量浓度, 单位为 mg/L; A 代表人均体重, 成年人取值为 70 kg (刘彬等, 2023)。

评价地下水中重金属元素由饮水途径而形成的健康风险, 可计算健康风险总值 ($R_{\text{总}}$), 即致癌重金属引起的致癌风险值 (R_c) 与非致癌重金属引起的健康风险值 (R_n) 之和, 计算公式如下:

$$R_{\text{总}} = R_c + R_n = \sum_{i=1}^n R_i^c + \sum_{j=1}^k R_j^n \quad (4)$$

关于健康风险总值对于人体危害的程度, 国际放射防护委员会 (International Commission on Radiological Protection, ICRP) 给出的最大可接受风险水平为 $5 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$; 美国国家环境保护局给出的上限为 $1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ 。

3.2.2 大气沉降重金属健康风险评价

大气沉降物主要通过 3 种途径进入人体: 经手口途径摄入、经呼吸途径摄入和经皮肤直接接触途径摄入, 其中存在的微量重金属等致癌风险物质, 会对人体健康产生危害 (于泮等, 2021)。本研究中的 8 种重金属均具有非致癌风险, As、Cr、Ni 和 Cd 这 4 种重金属元素还具有致癌风险 (Li and Ji, 2017; Wang et al., 2018)。本研究采用暴露风险评价模型研究人体在大气环境中通过呼吸作用导致的日均暴露量 (ADD_{inh})、致癌风险 (CR) 和非致癌风险 (HI) (Cai et al., 2019), 具体计算公式如下:

$$\text{ADD}_{\text{inh}} = \frac{C_i \times \text{IR}_{\text{inh}} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{PEF} \times \text{BW} \times \text{AT}} \quad (5)$$

式中: ADD_{inh} 代表重金属经吸入方式导致的日均暴露量 (Chai et al., 2015), mg/(kg·d), C_i 代表重金属元素的含量, mg/kg; 其余参数意义及取值见表 2 (郭志娟等, 2021)。

致癌重金属 As、Cd、Cr 和 Ni 的暴露日均吸入量的计算公式如下:

$$\text{LADD}_{\text{inh}} = \frac{C \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{AT}_{\text{致癌}} \times \text{PEF}} \times \left\{ \frac{\text{IR}_{\text{inhchild}} \times \text{ED}_{\text{child}}}{\text{BW}_{\text{child}}} + \frac{\text{IR}_{\text{inhadult}} \times \text{ED}_{\text{adult}}}{\text{BW}_{\text{adult}}} \right\} \quad (6)$$

式中: LADD_{inh} 代表基于人体生命周期的呼吸途径终生日平均暴露量, mg/(kg·d); C 代表重金属元素的含量, mg/kg; IR_{inhchild} 和 IR_{inhadult} 分别代表儿童

表 2 重金属健康风险暴露参数

Table 2 Parameters of health risk assessment of soil heavy metals

参数名称	符号	成人参考值	儿童参考值	单位
每日空气呼吸量	IR _{inh}	14.5	7.5	m ³ /d
暴露皮肤表面积	SA	5373.99	2848.01	cm ²
皮肤黏附系数	AF	0.07	0.2	mg/(cm ² ·d)
皮肤吸收因子	ABS	As 0.03; Cd 0.001; Cr 0.001; Cu 0.06; Hg 0.05; Ni 0.001; Pb 0.006; Zn 0.02;	—	无量纲
地表灰尘排放因子	PEF	1.36×10 ⁹	1.36×10 ⁹	m ³ /kg
暴露频率	EF	350	350	d/a
暴露年限	ED	24	6	a
平均体重	BW	61.8	19.2	kg
平均暴露时间	AT	致癌 27740 非致癌 9125	致癌 27740 非致癌 9125	d

和成人的吸入率; ED_{child} 和 ED_{adult} 分别代表儿童和成人的暴露周期; BW_{child} 和 BW_{adult} 分别代表儿童和成人的平均体重; 其余参数意义及取值见表 2 (郭志娟等, 2021)。

健康风险可根据重金属元素的致癌性分为致癌风险和非致癌风险 (Li and Ji, 2017), 其计算公式如下: 非致癌风险:

$$\text{HI} = \sum \text{HQ}_i = \sum \left\{ \frac{\text{ADD}}{\text{RfD}} \right\}_i \quad (7)$$

式中, HI 为非致癌风险指数, HQ 为非致癌性风险商; RfD 为非致癌重金属不同暴露途径的参考剂量值, mg/(kg·d); i 为与之对应的重金属, 大气沉降的暴露是由呼吸作用导致, 因此 ADD 只需计算 ADD_{inh}。

致癌风险:

$$\text{CR} = \sum \text{Risk}_i = \sum \{ \text{LADD} \times \text{SF} \}_i \quad (8)$$

式中, CR 为致癌风险指数, SF 为致癌性风险商; LADD 为不同途径终生日平均暴露量, mg/(kg·d); 由于目前只有呼吸吸入致癌斜率系数参考值, 暂未考虑手口摄入和皮肤接触这两种摄入途径导致的致癌风险; Risk 为人体致癌风险, i 为与之对应的重金属, 其余参数意义及取值见表 3 (郭志娟等, 2021)。

3.2.3 土壤重金属健康风险评价

健康风险评价就是将人体健康与环境污染相关联, 定量评价环境污染对人体健康的危害, 美国

表 3 重金属不同暴露途径参考计量及致癌斜率因子

重金属	参考计量RfD/(mg/(kg·d))				致癌斜率因子SF /((kg·d)/mg)		
	经口摄入	皮肤接触	呼吸吸入 (成人)	呼吸吸入 (儿童)	经口摄入	皮肤接触	呼吸吸入
As	3.0×10^{-4}	3.0×10^{-4}	3.52×10^{-6}	5.86×10^{-6}	1.5	1.5	4.3×10^{-3} (土壤) / 15.1 (大气)
Cd	1.0×10^{-3}	2.5×10^{-5}	2.35×10^{-6}	3.91×10^{-6}	6.1	6.1	6.30 (大气)
Cr	3.0×10^{-3}	7.5×10^{-5}	2.35×10^{-5}	3.91×10^{-6}	—	—	42 (大气)
Cu	4.0×10^{-2}	4.0×10^{-2}	4.0×10^{-2}	4.0×10^{-2}	—	—	—
Hg	3.0×10^{-4}	2.1×10^{-5}	7.04×10^{-5}	1.27×10^{-5}	—	—	—
Ni	2.0×10^{-2}	8.0×10^{-4}	2.11×10^{-5}	3.52×10^{-5}	—	—	0.84 (大气)
Pb	3.5×10^{-3}	5.3×10^{-4}	8.21×10^{-5}	1.37×10^{-4}	—	—	—
Zn	3.0×10^{-1}	3.0×10^{-1}	3.0×10^{-1}	3.0×10^{-1}	—	—	—

国家环境保护局(USEPA)发布的健康风险评价模型广泛应用于土壤环境健康评价领域(Li et al., 2018)。土壤中污染物迁移到达和暴露于人体的方式, 主要包括直接暴露途径(经口摄入土壤、皮肤接触土壤、吸入土壤颗粒物)和间接暴露途径(吸入室外空气来自表层及下层土壤的气态污染物及吸入室内空气来自下层土壤的气态污染物), 间接暴露途径当前难以定量评价, 故本研究考虑直接暴露途径。

在污染物直接暴露途径中, 土壤重金属通过口直接摄入、皮肤接触摄入和呼吸吸入 3 种途径进入人体, 对人体健康的风险可分为致癌风险和非致癌风险两类。目前国际健康风险评价模型包括致癌风险评价模型和非致癌风险评价模型, 其计算方法如下:

首先计算不同途径的土壤暴露量, 计算公式如下:

$$CDI_{ing} = \frac{C_i \times IR_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (9)$$

$$CDI_{derm} = \frac{C_i \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (10)$$

$$CDI_{inh} = \frac{C_i \times IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (11)$$

式中: CDI_{ing} 、 CDI_{derm} 和 CDI_{inh} 分别代表重金属经口摄入、皮肤接触摄入和吸入土壤颗粒物导致的日均暴露量, $mg/kg \cdot d$ (刘蕊等, 2014); 其余参数意义及取值见表 2。

非致癌风险评价计算公式:

$$HI = \sum \frac{CDI_{ing}}{RfD_{ing}} + \frac{CDI_{derm}}{CDI_{derm}} + \frac{CDI_{inh}}{RfD_{inh}} \quad (12)$$

$$THI = \sum HI_i \quad (13)$$

致癌风险评价计算公式:

$$CR = CDI_{ing} \times SF_{ing} + CDI_{derm} \times SF_{derm} + CDI_{inh} \times SF_{inh} \quad (14)$$

$$TCR = \sum CR_i \quad (15)$$

式中: HI 和 THI 表示某重金属暴露途径的非致癌风险指数和总非致癌风险指数; CR 和 TCR 表示某重金属的致癌风险指数和总致癌风险指数; SF 为致癌斜率因子; RfD 为暴露途径的参考计量, 参照生态环境部发布的《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ25.3-2019)中的风险评价模型参数推荐值, 具体参数意义及取值见表 3。

3.2.4 莜麦籽实重金属健康评价

以上健康风险评价是基于表层环境中的重金属含量进行的评价, 而针对直接从口摄入进入人体的莜麦, 采用的是综合目标危险商法(TTHQ)和单一目标危险商数(THQ)进行评价, 以污染物暴露剂量与参考剂量的比值来表征非致癌风险水平, 若 THQ 与 TTHQ 值小于 1, 则表示没有健康风险或健康风险较低, 若 THQ 与 TTHQ 值大于 1, 则表明该污染对人体有一定的健康风险, 值越大, 风险越高。计算公式如下:

$$THQ = \frac{EF \times ED \times C_{oat} \times IR_{oat}}{RfD \times BW \times AT} \times 10^{-3} \quad (16)$$

$$TTHQ = \sum_i^n THQ \quad (17)$$

式中: C_{oat} 表示莜麦籽实的重金属含量; IR_{oat} 为莜麦的日摄取速率, 取值为 $375 \times 10^3 mg/d$ (成人)和 $289.61 \times 10^3 mg/d$ (儿童); EF 取 365; ED 取 70 a; AT 为平均暴露时间, 取 $ED \times 365$; RfD 取经口摄入途径, 其他参数意义及取值见表 2 和表 3。

4 结果与讨论

4.1 地下水重金属健康风险评价

研究区地下水各重金属元素的健康风险值差异较大(图 2), 致癌重金属 As 和 Cr 经饮水途径引起的健康风险分别为 $2.02 \times 10^{-7} \sim 4.31 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ 和 $3.50 \times 10^{-6} \sim 5.64 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$, 均值分别为 $1.07 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ 和 $1.46 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$, 风险等级 $\text{Cr} > \text{As}$ 。As 的均值均低于各类标准的风险值, Cr 的均值超过了瑞典环保局提出的最大可接受风险值($1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$), 未超过美国国家环境保护局给出的风险上限($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$)。

具体到所有的样品, 以瑞典环保局($1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$) 风险上限为界, 50.00% 的样品中 Cr 的健康危险风险值高于 $1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$, 所有样品中 As 的健康危险风险值均低于 $1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ 。

对于非致癌重金属 Cu、Ni、Pb 和 Zn, 经饮水途径引起的健康风险均值分别为 $1.64 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ 、 $8.89 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ 、 $4.10 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ 和 $9.75 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 风险等级 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Zn}$, Pb、Cu 的均值超过了瑞典环保局提

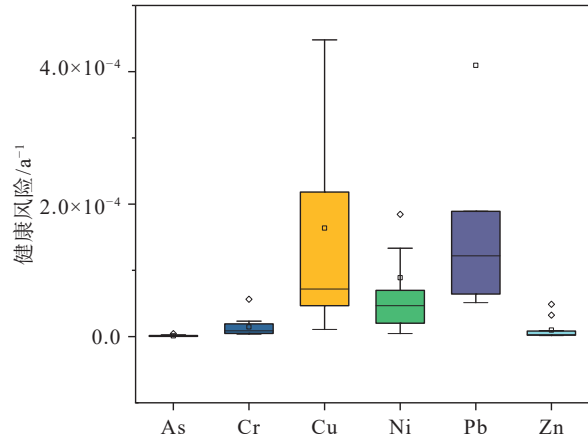


图 2 研究区地下水重金属元素对人类健康风险值图
Fig.2 Boxplot of health risk of heavy metals in groundwater of study area

出的最大可接受风险值($1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$)和美国国家环境保护局给出的风险上限($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$); Ni 的均值超过了瑞典环保局提出的最大可接受风险值($1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$), 未超过美国国家环境保护局给出的风险上限($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$); Zn 的均值低于各项风险值。具体到所有的样品, 如图 3 所示, 以瑞典环保局($1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$) 风

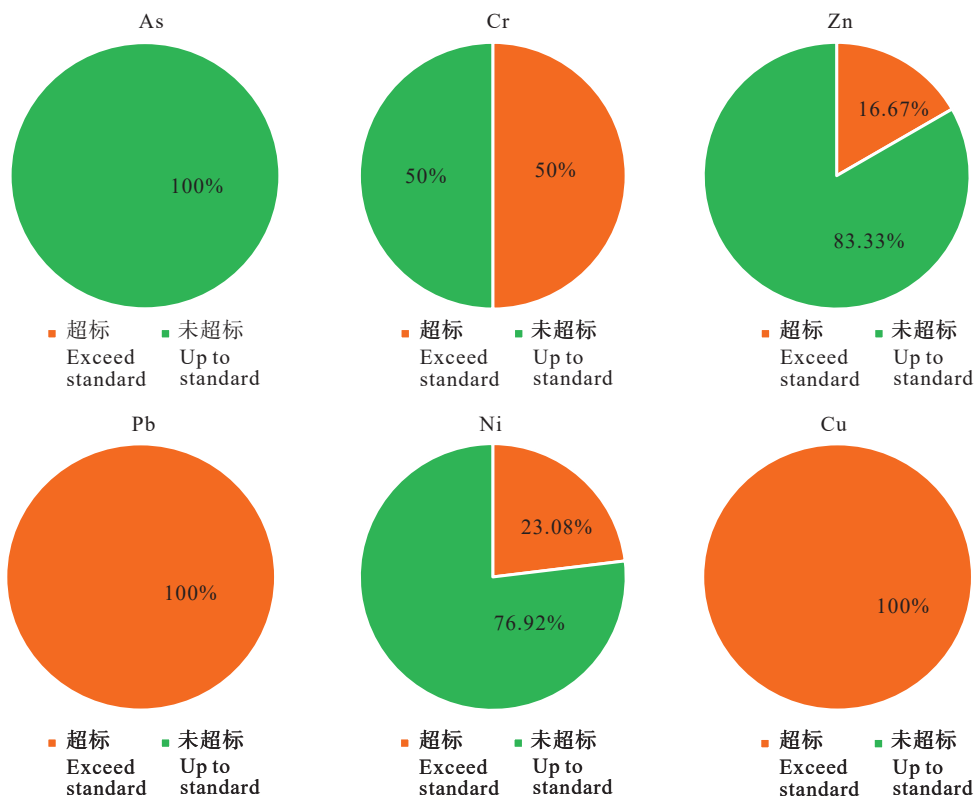


图 3 地下水重金属健康风险超标率
Fig.3 Health risk exceed standard rate of heavy metals in groundwater

险上限为界,所有样品中 Pb 和 Cu 健康危险风险值均高于 $1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$, 23.08% 的样品中 Ni 的健康危险风险值高于 $1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ 。16.67% 的样品中 Zn 的健康危险风险值高于 $1 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ 。

研究区所有样品的地下水重金属健康风险总值分布区间为 $2.20 \times 10^{-5} \sim 2.27 \times 10^{-3}$, 均值为 4.94×10^{-4} , 均值超过了瑞典环保局提出的最大可接受风险值和美国国家环境保护局给出的风险上限。检出的 6 个重金属元素中, 风险值由高到低依次为 Pb、Cu、Ni、Cr、Zn 和 As, 其中 Pb 的贡献率最大(图 4), 平均为 59.55%, 其次为 Cu, 平均为 23.82%。这说明研究区地下水中 Pb 的含量较高, 是造成当地地下水重金属健康风险的主导因素, 从研究区的地质背景可知 Pb 的含量偏低(何锦等, 2022), 研究区地下水样品中 Pb 重金属超标可能与人类活动有关, 该区域的地下水用水安全应引起高度重视。

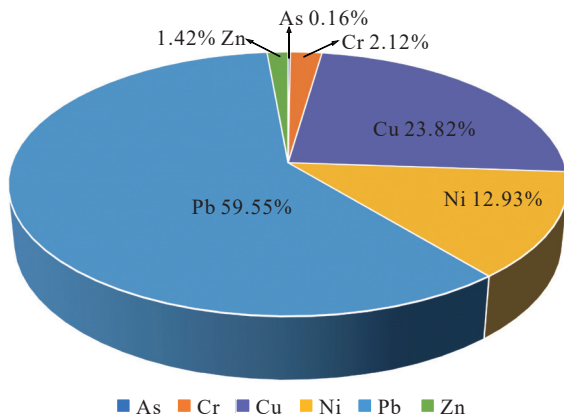


图 4 研究区地下水重金属健康风险总值贡献率
Fig.4 Contribution rate of total health risk of heavy metals in groundwater in study area

4.2 大气沉降健康风险评价

根据大气沉降重金属暴露途径剂量的计算公式可得到表 4, 结果表明: 对于成人和儿童, 8 种重金属非致癌重金属日均暴露剂量排序均为: $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Hg}$; 致癌重金属呼吸途径终生日平均暴露量排序为 $\text{Cr} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cd}$ 。

表 5 为研究区不同途径的大气沉积健康风险评价指数。8 种重金属中对于成人和儿童的 HI 值都小于 1, 这说明研究区不存在因大气沉降导致的非致癌性健康风险。儿童和成人的非致癌风险指数 HI 排序均为: $\text{Cr} > \text{As} > \text{Pb}$, 最低的两种重金属 $\text{Cd} > \text{Zn}$; 4 种致癌重金属的致癌风险指数排序为: $\text{Cr} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cd}$ 。其中, Cr、As 和 Ni 元素的 $\text{CR} > 10^{-4}$, 存在一定的致癌风险, Cd 元素的 $10^{-6} < \text{CR} \leq 10^{-4}$, 是可以接受的正常自然致癌风险。

4.3 土壤重金属健康风险评价

4.3.1 非致癌健康风险评价

土壤重金属非致癌健康风险模型的日暴露风险评价结果如表 6 所示, 土壤重金属以农作物形式经口直接摄入的平均日暴露量远高于经皮肤接触和呼吸吸入的平均日暴露量; 3 种不同途径非致癌平均日暴露量由高到低顺序为 $\text{ADD}_{\text{ing}} > \text{ADD}_{\text{derm}} > \text{ADD}_{\text{inh}}$, 不同重金属 3 种途径平均日摄入量由高到低顺序为 $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Hg} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{As}$ 。

所有土壤重金属的儿童单一途径平均日暴露量及平均日暴露量总量均高于成人。非致癌健康风险评价结果如图 5 所示, 同一元素不同暴露途径下非致癌健康风险指数均表现为 $\text{HQ}_{\text{ing}} > \text{HQ}_{\text{derm}} > \text{HQ}_{\text{inh}}$, 说明经口摄入是土壤重金属非致癌风险的主要途径, 不同暴露途径的非致癌健康风险存在

表 4 研究区大气干沉降重金属儿童与成人暴露剂量

Table 4 Children and adults exposure doses of study area in bulk air depositions

暴露途径/(mg/(kg·d))		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
ADD _{inh}	成人	1.60×10^{-9}	8.24×10^{-11}	2.21×10^{-8}	5.45×10^{-9}	7.77×10^{-12}	5.51×10^{-9}	5.96×10^{-9}	2.46×10^{-8}
	儿童	6.67×10^{-10}	3.43×10^{-11}	9.20×10^{-9}	2.27×10^{-9}	3.23×10^{-12}	2.30×10^{-9}	2.48×10^{-9}	1.02×10^{-8}
LADD _{inh}		1.79×10^{-5}	9.21×10^{-6}	2.47×10^{-4}	—	—	6.17×10^{-5}	—	—

表 5 研究区大气沉降重金属健康风险指数

Table 5 Health risk index of heavy metals in study area

项目	暴露途径/(mg/(kg·d))		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
HI	呼吸摄入	成人	3.23×10^{-1}	6.64×10^{-3}	5.94×10^{-1}	1.65×10^{-2}	3.73×10^{-2}	1.39×10^{-2}	1.36×10^{-1}	3.31×10^{-3}
		儿童	4.28×10^{-2}	8.80×10^{-3}	7.87×10^{-2}	2.18×10^{-3}	4.94×10^{-3}	1.84×10^{-3}	1.80×10^{-2}	4.38×10^{-4}
CR			1.08×10^{-3}	2.32×10^{-5}	4.15×10^{-2}	—	—	2.07×10^{-4}	—	—

表 6 土壤重金属非致癌平均日暴露量 (mg/(kg·d))

Table 6 Non-carcinogenic average daily exposure doses for soil heavy metal (mg/(kg·d))

重金属	成人				儿童			
	ADD _{ing}	ADD _{inh}	ADD _{iderm}	ADD _{adult}	ADD _{ing}	ADD _{inh}	ADD _{iderm}	ADD _{child}
As	2.62×10^{-5}	1.52×10^{-9}	4.63×10^{-6}	3.09×10^{-5}	1.01×10^{-5}	1.07×10^{-9}	1.14×10^{-6}	1.12×10^{-5}
Cd	3.32×10^{-7}	1.92×10^{-11}	1.95×10^{-8}	3.52×10^{-7}	1.27×10^{-7}	1.36×10^{-11}	4.79×10^{-9}	1.32×10^{-7}
Cr	1.36×10^{-4}	7.87×10^{-9}	7.99×10^{-7}	1.37×10^{-4}	5.21×10^{-5}	5.56×10^{-9}	1.96×10^{-7}	5.23×10^{-5}
Cu	4.51×10^{-5}	2.61×10^{-9}	1.59×10^{-5}	6.10×10^{-5}	1.73×10^{-5}	1.84×10^{-9}	3.90×10^{-6}	2.12×10^{-5}
Hg	7.09×10^{-8}	4.10×10^{-12}	2.08×10^{-8}	9.18×10^{-8}	2.72×10^{-8}	2.90×10^{-12}	5.11×10^{-9}	3.23×10^{-8}
Ni	5.85×10^{-5}	3.38×10^{-9}	3.44×10^{-7}	5.88×10^{-5}	2.24×10^{-5}	2.39×10^{-9}	8.43×10^{-8}	2.25×10^{-5}
Pb	7.53×10^{-5}	4.36×10^{-9}	2.66×10^{-6}	7.80×10^{-5}	2.89×10^{-5}	3.08×10^{-9}	6.51×10^{-7}	2.95×10^{-5}
Zn	1.42×10^{-4}	8.20×10^{-9}	1.67×10^{-5}	1.58×10^{-4}	5.43×10^{-5}	5.79×10^{-9}	4.09×10^{-6}	5.84×10^{-5}
ADD	4.83×10^{-4}	2.80×10^{-8}	4.10×10^{-5}	5.24×10^{-4}	1.85×10^{-4}	1.97×10^{-8}	1.01×10^{-5}	1.95×10^{-4}

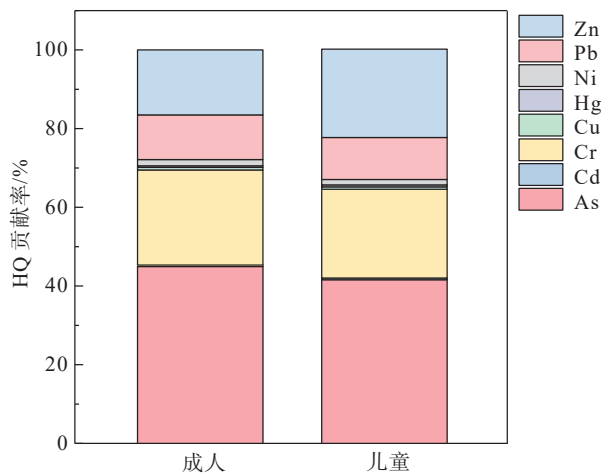


图 5 成人和儿童土壤重金属 HQ 贡献率

Fig.5 HQ contribution rate for soil heavy metals of adults and children

差异。

无论是儿童还是成人,各单项土壤重金属非致癌风险指数平均值均小于 1,不同重金属非致癌风险由高到低为 As > Cr > Zn > Pb > Ni > Cu > Hg > Cd,反映研究区各单项土壤重金属对人体健康尚不存在非致癌风险。

成人非致癌健康风险指数 HQ_{adult} 介于 0.051~0.1456,平均值为 0.0837, HQ_{adult} 均小于 1,表明研究区内土壤中 8 种重金属对成人的非致癌健康风险较小,可忽略不计。

儿童重金属非致癌健康风险指数 HQ_{child} 介于 0.1510~0.4412,平均值为 0.2492,儿童的非致癌风险指数均大于成人,由于行为和生理特征,儿童比成人单位体重对环境污染物的敏感性更高。

从非致癌风险指数 HQ 平均值构成比例看,区内土壤重金属中主要非致癌因子为 As、Cr、Zn、Pb,4 个元素 HQ 之和占非致癌风险指数 HQ 的 96%

以上。

4.3.2 致癌健康风险评价

由于目前除了 As、Cd 以外其他 6 种重金属没有致癌斜率因子,本研究仅评价了土壤 As 和 Cd 暴露产生的致癌风险。与非致癌健康风险模型日暴露风险评价结果相同,致癌平均日暴露量由高到低顺序为 ADD_{ing} > ADD_{derm} > ADD_{inh},土壤重金属以农作物形式经口直接摄入途径是患癌风险指数值 (CR) 的主要贡献因子。

研究区致癌健康风险模型评价结果显示,成人致癌风险指数值 (CR_{adult}) 分布在 3.90×10^{-8} 和 2.30×10^{-6} ,平均值为 1.19×10^{-7} ,研究区 43 件样本 CR_{adult} 值介于可接受的范围 10^{-6} ~ 10^{-4} ,土壤暴露不会对成人身体致癌健康造成显著风险影响。儿童 CR_{child} 值分布在 1.02×10^{-5} ~ 2.93×10^{-5} ,平均值为 1.76×10^{-5} ;样品 CR_{child} 值均处于 10^{-6} ~ 10^{-4} ,土壤暴露不会对儿童身体致癌健康造成显著风险影响,其中各单项重金属 As、Cd 儿童致癌风险指数均在可接受范围内,但平均值高于成人水平。因此,总体上研究区土壤重金属含量引起的致癌总风险可接受,但需注意对儿童的影响。

4.4 苜蓿籽实重金属健康风险评价

采用单一目标危害商数 (THQ) 与综合目标危害商数 (TTHQ) 对研究区苜蓿籽粒重金属含量进行健康风险评价如表 7,若 THQ 与 TTHQ 值大于 1,则表明该污染对人体有一定的健康风险。研究区所有的苜蓿籽实样品 Cd、Hg 和 Pb 在成人和儿童的 THQ 均远小于 1,均在 0.1 以下;Cr 在成人和儿童的 THQ 小于 1,均值分别为 0.12 和 0.30,这说明研究区苜蓿籽实中 Cd、Cr、Hg 和 Pb 重金属含量对成人和儿童均无人体健康风险;As、Cu 和 Zn 的

表 7 研究区莜麦籽实单一与综合目标危害商数

Table 7 Harm quotient of single and comprehensive target of Oats in study area

项目	元素	人群	最大值	最小值	均值	>1占比
单一目标危害商数 (THQ)	As	成人	0.87	0.08	0.27	0
		儿童	2.16	0.20	0.68	18.60%
	Cd	成人	0.06	0.01	0.03	0
		儿童	0.16	0.03	0.07	0
	Cr	成人	0.12	0.12	0.12	0
		儿童	0.30	0.30	0.30	0
	Cu	成人	0.86	0.29	0.55	0
		儿童	2.13	0.72	1.36	90.70%
	Hg	成人	0.04	0.02	0.03	0
		儿童	0.10	0.05	0.07	0
	Ni	成人	2.12	0.26	0.61	11.63%
		儿童	5.27	0.65	1.51	67.44%
	Pb	成人	0.17	0.03	0.07	0
		儿童	0.43	0.09	0.18	0
	Zn	成人	0.63	0.24	0.42	0
		儿童	1.57	0.60	1.03	58.14%
单一目标危害商数 (TTHQ)	成人	4.24	1.12	1.90	100%	
	儿童	10.54	2.77	4.72	100%	

成人 THQ 均小于 1, 儿童中 THQ > 1 占比分别为 18.60%、90.70% 和 58.14%, 范围分别为 0.20~2.16、0.72~2.13 和 0.63~1.57; Ni 元素在成人的 THQ 均值小于 1, 但范围在 0.26~2.12, 大于 1 的占比为 11.63%, 在儿童的 THQ 均值大于 1, 范围在 0.65~5.27, 大于 1 的占比为 67.44%, 对成人有一定的健康风险, 对儿童的健康风险较大。

从综合目标危害商数来看, 成人和儿童的 TTHQ 均值分别为 1.90 和 4.72, 范围分别在 1.12~4.24 和 2.77~10.24, TTHQ 大于 1 的占比为 100%。

对莜麦籽实重金属含量健康风险评估结果表明, 部分莜麦籽实中的 As、Cu 和 Zn 对儿童有一定的健康风险, 而部分莜麦籽实中的 Ni 不仅对儿童的健康风险较大, 对成人也有一定的健康风险, 相比于 As、Cu 和 Zn, 健康风险更严重, THQ > 1 所占比例更高。对所有重金属的 THQ 和 TTHQ 而言, 风险均值儿童均高于成人, 需要关注重金属污染, 尤其是 Ni、As、Cu 和 Zn 元素对儿童的健康风险。

5 结论

(1) 研究区地下水中致癌风险中 Cr 元素超过限制标准, 非致癌元素中 Pb 和 Cu 超过最大可接受风险值, Pb 元素是造成地下水重金属健康风险的主导因素; 大气沉降中重金属不存在非致癌健康风险,

Cr、As 和 Ni 元素存在一定致癌风险。

(2) 研究区莜麦根系土壤重金属对人体健康不构成致癌和非致癌风险, 不同重金属非致癌风险由高到低为 As > Cr > Zn > Pb > Ni > Cu > Hg > Cd; 儿童的致癌和非致癌风险指数均大于成人, 儿童比成人对环境污染物的敏感性更高。

(3) 研究区莜麦籽实中部分样品对人体有一定的健康风险, 重金属中单一目标危害商数 (THQ) 与综合目标危害商数 (TTHQ) 均是儿童大于成人。

References

- Abbas A, Al-Amer A M, Laoui T, Al-Marri M J, Nasser M S, Khraisheh M, Atieh M A. 2016. Heavy metal removal from aqueous solution by advanced carbon nanotubes: Critical review of adsorption applications[J]. *Separation and Purification Technology*, 157: 141-161.
- Amin N U, Ahmad T. 2015. Contamination of soil with heavy metals from industrial effluent and their translocation in green vegetables of Peshawar, Pakistan[J]. *RSC Advances*, 5(19): 14322-14329.
- Cai K, Li C. 2022. Ecological risk, input flux, and source of heavy metals in the agricultural plain of Hebei Province, China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(4): 2288.
- Cai K, Li C, Na S. 2019. Spatial distribution, pollution source, and health risk assessment of heavy metals in atmospheric depositions: A case study from the sustainable city of Shijiazhuang, China[J]. *Atmosphere*, 10(4): 222.
- Chai Y, Guo J, Chai S, Cai J, Xue L, Zhang Q. 2015. Source

- identification of eight heavy metals in grassland soils by multivariate analysis from the Baicheng–Songyuan area, Jilin Province, Northeast China[J]. *Chemosphere*, 134: 67–75.
- Drobnik T, Greiner L, Keller A, Grêt–Regamey A. 2018. Soil quality indicators–From soil functions to ecosystem services[J]. *Ecological Indicators*, 94: 151–169.
- Feng W, Guo Z, Peng C, Xiao X, Shi L, Zeng Peng Z, Ran H, Xue Q. 2019. Atmospheric bulk deposition of heavy metal (loid) s in central south China: Fluxes, influencing factors and implication for paddy soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 371: 634–642.
- Guo Zhijuan, Zhou Yalong, Wang Qiaolin, Wang Chenwen, Song Wentao, Liu Fei, Kong Mu. 2021. Characteristics of soil heavy metal pollution and health risk in Xiong'an New District[J]. *China Environmental Science*, 41(1): 431–441 (in Chinese with English abstract).
- He Jin, Zheng Yidi, Deng Qijun, He Xueqin. 2021. Groundwater origin and hydrochemical characteristics in cenozoic basaltic aquifer in North China: A case study of Zhangbei County, Hebei Province[J]. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 52(1): 181–193 (in Chinese with English abstract).
- Hong H, Dai M, Lu H, Liu J, Zhang J, Yan C. 2018. Risk assessment and driving factors for artificial topography on element heterogeneity: Case study at Jiangsu, China[J]. *Environmental Pollution*, 233: 246–260.
- Li H, Ji H. 2017. Chemical speciation, vertical profile and human health risk assessment of heavy metals in soils from coal–mine brownfield, Beijing, China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 183: 22–32.
- Li Jingxin. 2009. Study on Evaluation of Ecological Security in the Northern Farming–pastoral Transitional Zone—Taking Zhangbei County as an Example[D]. Beijing: Beijing Forestry University (in Chinese with English abstract).
- Li T, Song Y, Yuan X, Li J, Ji J, Fu X, Zhang Q, Guo S. 2018. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessment of heavy metals in rice (*Oryza sativa* L.): A probabilistic–based analysis[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66(22): 5683–5690.
- Liang Q, Xue Z J, Wang F, Sun Z M, Yang Z X, Liu S Q. 2015. Contamination and health risks from heavy metals in cultivated soil in Zhangjiakou City of Hebei Province, China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 1–11.
- Liu Bin, Cui Xingtao, Wang Xueqiu, Hu Qinghai. 2023. Source identification and health risk assessment of heavy metals in groundwater of Yongqing County, Hebei Province[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 39: 741–749 (in Chinese with English abstract).
- Liu Chao, Huo Yongwei, Xu Yueqing, Huang An, Sun Peiling, Lu Longhui. 2018. Changes in cultivated land and influencing factors before and after the implementation of grain for green project in Zhangjiakou city[J]. *Journal of Natural Resources*, 33(10): 1806–1820 (in Chinese with English abstract).
- Liu Jin, Pan Yuepeng, Shi Huading. 2022. Atmospheric deposition as a dominant source of cadmium in agricultural soils of north China[J]. *Journal of Agro–Environment Science*, 41(8): 1698–1708 (in Chinese with English abstract).
- Liu Q, Wang F, Meng F, Jiang L, Li G, Zhou R. 2018a. Assessment of metal contamination in estuarine surface sediments from Dongying City, China: Use of a modified ecological risk index[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 126: 293–303.
- Liu R, Liu J, Zhang Z, Borthwick A G, Cai Y, Dong L, Du X. 2018b. Risks of airborne pollution accidents in a major conurbation: Case study of Zhangjiakou, a host city for the 2022 Winter Olympics[J]. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 32: 3257–3272.
- Liu Rui, Zhang Hui, Gou Xin, Luo Xuqiang, Yang Hongyan. 2014. Approaches of health risk assessment for heavy metals applied in China and advance in exposure assessment models: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 23(7): 1239–1244 (in Chinese with English abstract).
- Mahmood Q, Shaheen S, Bilal M, Tariq M, Zeb B S, Ullah Z, Ali A. 2019. Chemical pollutants from an industrial estate in Pakistan: A threat to environmental sustainability[J]. *Applied Water Science*, 9: 1–9.
- Muhammad S, Shah M T, Khan S. 2011. Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan[J]. *Microchemical Journal*, 98(2): 334–343.
- Shan H, Bingsheng X, Ling L, Geng W, Yan L. 2019. Practical study on standardization of local ecological civilization—A case study of Zhangjiakou[C]//IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing, 295(2): 012080.
- Shi Huanhuan, Pan Yujie, Zeng Min, Huang Changsheng, Hou Qingqin, Pi Pengcheng, Peng Hongxia. 2021. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater of Leizhou Peninsula[J]. *Environmental Science*, 42(9): 4246–4256 (in Chinese with English abstract).
- Sun P, Xu Y, Yu Z, Liu Q, Xie B, Liu J. 2016. Scenario simulation and landscape pattern dynamic changes of land use in the poverty belt around Beijing and Tianjin: A case study of Zhangjiakou city, Hebei Province[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 26: 272–296.
- Tan B, Wang H, Wang X, Ma C, Zhou J, Dai X. 2021. Health risks and source analysis of heavy metal pollution from dust in Tianshui, China[J]. *Minerals*, 11(5): 502.
- Tian Yanan, Zhang Menghan, Xu Dangfei, Zhang Shengwei. 2019. Landscape ecological security patterns in an ecological city, based on source–sink theory[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 39: 2311–2321 (in Chinese with English abstract).
- Wang Baojun, Song Cuier, Fu Hua. 2008. Analysis on the environment features and problems in the Beijing–Zhangjiakou region[J]. *Arid Zone Research*, 25(4): 537–543 (in Chinese with English abstract).
- Wang C, Zhou S, Song J, Wu S. 2018. Human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban soils of Nanjing,

- China[J]. *Science of the Total Environment*, 612: 750–757.
- Wang J, Chen C. 2015. The current status of heavy metal pollution and treatment technology development in China[J]. *Environmental Technology Reviews*, 4(1): 39–53.
- Wang M, Zhao W, Li L, Liu T, Wang L, Shen N, Hong J, Zhao W, Hu Z. 2022. Air quality assessment and Gray model prediction for the 2022 Winter Olympics in Zhangjiakou, China[J]. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 15(7): 1303–1315.
- Xu Chaoxuan, Lu Chunxuan, Huang Shaolin. 2020. Study on ecological vulnerability and its influencing factors in Zhangjiakou area[J]. *Journal of Natural Resources*, 35(6): 1288–1300 (in Chinese with English abstract).
- Yang An, Wang Yihan, Hu Jian, Liu Xiaolong, Li Jun. 2020. Evaluation and source of heavy metal pollution in surface soil of Qinghai–Tibet plateau[J]. *Environmental Science*, 41(2): 886–894 (in Chinese with English abstract).
- Yang S, Liu J, Bi X, Ning Y, Qiao S, Yu Q, Zhang J. 2020. Risks related to heavy metal pollution in urban construction dust fall of fast-developing Chinese cities[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 197: 110628.
- Yang Q, Li Z, Lu X, Duan Q, Huang L, Bi J. 2018. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 642: 690–700.
- Yang Xiaoyan, Jia Qiumiao, Sun Dali, Hu Yongfeng, Lü Xiaojian. 2021. Research on the relationship between urbanization and atmospheric environmental quality in the economic development of major cities in Beijing–Tianjin–Hebei region[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 40(2): 273–284 (in Chinese with English abstract).
- Yu Feng, Wang Wei, Yu Yang, Wang Denghong, Liu Shanbao, Gao Juanqin, Lü Binting, Liu Lijun. 2021. Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in soils from Jiulong Li–Be mining area, western Sichuan Province, China[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 40(3): 408–424 (in Chinese with English abstract).
- Zhang J, Gao X. 2015. Heavy metals in surface sediments of the intertidal Laizhou Bay, Bohai Sea, China: Distributions, sources and contamination assessment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1–2): 320–327.
- Zhang Xia, Liu Bin, Xiao Bolin, Wang Jia, Wan Da. 2020. Pollution characteristics and assessment of heavy metals in atmospheric deposition in core urban areas, Chongqing[J]. *Environmental Science*, 41(12): 5288–5294 (in Chinese with English abstract).
- Zhao Jiawei, Zhang Yunpeng, Liu Zhiyuan, Chai Quan, Wei Yunfei. 2022. Radon distribution characteristics and controlling factors in the soil of Zhangbei, Hebei Province[J]. *Computing Techniques for Geophysical and Geochemical Exploration*, 44(3): 375–380 (in Chinese with English abstract).
- Zuo Lu, Sun Leigang, Lu Junjing, Xu Quanhong, Liu Jianfeng, Ma Xiaoqian. 2022. MODIS–based comprehensive assessment and spatial–temporal change monitoring of ecological quality in Beijing–Tianjin–Hebei region[J]. *Remote Sensing for Natural Resources*, 34(2): 203–214 (in Chinese with English abstract).

附中文参考文献

- 郭志娟, 周亚龙, 王乔林, 王成文, 宋云涛, 刘飞, 孔牧. 2021. 雄安新区土壤重金属污染特征及健康风险[J]. *中国环境科学*, (1): 431–441.
- 何锦, 郑一迪, 邓启军, 何雪琴. 2022. 我国北方新生代玄武岩地下水化学特征及其成因——以河北省张北县为例[J]. *吉林大学学报:地球科学版*, 52(1): 181–193.
- 李婧欣. 2009. 北方农牧交错带生态安全评价研究——以张北县为例[D]. 北京: 北京林业大学.
- 刘彬, 崔邢涛, 王学求, 胡庆海. 2023. 河北省永清县地下水重金属来源识别及健康风险评价[J]. *生态与农村环境学报*, 39(6): 741–749.
- 刘超, 霍永伟, 许月卿, 黄安, 孙丕苓, 卢龙辉. 2018. 生态退耕前后张家口市耕地变化及影响因素识别[J]. *自然资源学报*, 33(10): 1806–1820.
- 刘进, 潘月鹏, 师华定. 2022. 华北地区农田土壤镉来源及大气沉降的贡献[J]. *农业环境科学学报*, 41(8): 1698–1708.
- 刘蕊, 张辉, 勾昕, 罗绪强, 杨鸿雁. 2014. 健康风险评估方法在中国重金属污染中的应用及暴露评估模型的研究进展[J]. *生态环境学报*, 23(7): 1239–1244.
- 师环环, 潘羽杰, 曾敏, 黄长生, 侯清芹, 皮鹏程, 彭红霞. 2021. 雷州半岛地下水重金属来源解析及健康风险评价[J]. *环境科学*, 42(9): 4246–4256.
- 田雅楠, 张梦晗, 许荡飞, 张圣微. 2019. 基于“源–汇”理论的生态型市域景观生态安全格局构建[J]. *生态学报*, 39(7): 2311–2321.
- 王宝钧, 宋翠娥, 傅桦. 2008. 京张区域生态与环境特征及问题分析[J]. *干旱区研究*, 25(4): 537–543.
- 徐超璇, 鲁春霞, 黄绍琳. 2020. 张家口地区生态脆弱性及其影响因素[J]. *自然资源学报*, 35(6): 1288–1300.
- 杨安, 王艺涵, 胡健, 刘小龙, 李军. 2020. 青藏高原表土重金属污染评价与来源解析[J]. *环境科学*, 41(2): 886–894.
- 杨晓燕, 贾秋森, 孙大利, 胡永锋, 吕晓剑. 2021. 京津冀主要大城市经济发展中城市化与大气环境质量的关系[J]. *岩矿测试*, 40(2): 273–284.
- 于泓, 王伟, 于扬, 王登红, 刘善宝, 高娟琴, 吕秉廷, 刘丽君. 2021. 川西九龙地区锂铍矿区土壤重金属分布特征及生态风险评价[J]. *岩矿测试*, 40(3): 408–424.
- 张夏, 刘斌, 肖柏林, 王佳, 万达. 2020. 重庆主城大气降尘中重金属污染特征及评价[J]. *环境科学*, 41(12): 5288–5294.
- 赵嘉伟, 张云鹏, 刘志远, 柴泉, 魏云飞. 2022. 河北省张北地区土壤氡分布特征及控制因素研究[J]. *物探化探计算技术*, 44(3): 375–380.
- 左璐, 孙雷刚, 鲁军景, 徐全洪, 刘剑锋, 马晓倩. 2022. 基于MODIS的京津冀地区生态质量综合评价及其时空变化监测[J]. *自然资源遥感*, 34(2): 203–214.