

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20221012002

张博, 高柏, 马文洁, 等. 某铀矿及周边地区土壤放射性水平调查与评价[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(4): 369-383

Zhang B, Gao B, Ma W J, et al. Investigation and evaluation of soil radioactivity levels in a uranium mine and surrounding areas [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2023, 18(4): 369-383 (in Chinese)

某铀矿及周边地区土壤放射性水平调查与评价

张博¹, 高柏^{1,2,*}, 马文洁¹, 王师齐¹, 漆文斌¹

1. 东华理工大学水资源与环境工程学院, 南昌 330013

2. 东华理工大学, 核资源与环境国家重点实验室, 南昌 330013

收稿日期: 2022-10-12 录用日期: 2022-12-31

摘要: 为查明某铀矿及其周边土壤放射性污染特征, 本文对矿区废石场、工业场地和尾矿库周边土壤放射性水平进行现场调查, 结果表明, ^{238}U 比活度为 $595.5 \sim 2\,335.1 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$, ^{226}Ra 比活度为 $637 \sim 16\,551 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$; γ 辐射空气吸收剂量率分别为全国、世界平均水平的 11.91 倍、14.05 倍; 氡析出率范围为全国范围值的 0.34 倍 ~ 6.62 倍, 各源项的最大超标点位均位于尾矿库周边。通过对数据进行描述性统计分析发现, ^{226}Ra 比活度对放射性源项的拟合度高于 ^{238}U 。 ^{238}U 比活度与 ^{226}Ra 比活度、氡析出率、空气吸收辐射剂量率呈现弱相关性, ^{226}Ra 比活度、氡析出率、空气吸收辐射剂量率三者之间达到高度相关, 说明 ^{226}Ra 比活度对氡析出和空气吸收辐射剂量的产生具有重要作用。污染评价结果表明, 强潜在生态风险点位占比最大(47.37%), ^{226}Ra 对总风险的贡献率较高(最高 82.92%); 且由 ^{226}Ra 引发的健康风险值相较于 ^{238}U 高出 1 ~ 2 个数量级, 是主要的健康风险来源, 摄入途径是主要暴露途径; 研究区空气辐射最大年有效剂量达 24.66 mSv, 最大集体有效剂量为 4 476.32 人·Sv, 最大终生癌症风险为 9.53×10^{-2} ; 最大氡年释放量为 $4.57 \times 10^{12} \text{ Bq}$, 影响并辐射周边约 36 503 m^2 。研究结果可为矿区退役治理工程提供基础支撑。

关键词: 铀矿; 放射性核素; 吸收辐射剂量; 健康风险

文章编号: 1673-5897(2023)4-369-15 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Investigation and Evaluation of Soil Radioactivity Levels in A Uranium Mine and Surrounding Areas

Zhang Bo¹, Gao Bai^{1,2,*}, Ma Wenjie¹, Wang Shiqi¹, Qi Wenbin¹

1. School of Water Resources and Environmental Engineering, East China University of Technology, Nanchang 330013, China

2. State Key Laboratory Breeding Base of Nuclear Resources and Environment, East China University of Technology, Nanchang 330013, China

Received 12 October 2022 accepted 31 December 2022

Abstract: To investigate the radioactive contamination characteristics of a uranium mine and its surrounding soil, the radioactivity level of the soil around the waste rock quarry, industrial site, and tailing pond in the mine area was determined. The mass activity of radioactive ^{238}U and ^{226}Ra in the soils varied from 595.5 to 2 335.1 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ and

基金项目: 国家自然科学基金资助项目“鄱阳湖临水河水体中放射性核素铀的分布特征与形成机制”(42272301); 江西省重点研发计划“信江流域放射性污染调查及重点源污染控制技术研究”(2018ACG70023); 核资源与环境国家重点实验室开放基金计划“滴滤人工湿地协同生物可渗透反应墙技术修复稀土矿区地下水氮污染实验室研究”(2020NRE18)

第一作者: 张博(1998—), 男, 硕士研究生, 研究方向为土壤、地下水污染与防治, E-mail: 1289045265@qq.com

* 通信作者(Corresponding author), E-mail: gaobai@ecit.cn

637 to 16 551 Bq·kg⁻¹, respectively. The gamma absorbed dose rate in the air is 11.91 and 14.05 times higher than that of the national and worldwide average values, respectively; the radon precipitation rate ranges from 0.34 to 6.62 times of the national values. The descriptive statistics analysis exhibited that the fitting degree of ²²⁶Ra activity to the source items was higher than that of ²³⁸U. We further noticed, the activity of ²³⁸U was found in a weak correlation with ²²⁶Ra activity, whereas, a significantly high correlation was recognized among ²²⁶Ra mass activity, radon precipitation rate, and air absorbed radiation dose rate, indicating that the activity of ²²⁶Ra plays an important role in radon precipitation and air absorbed radiation. The assessment of pollution showed that most of the sampling sites (47.37%) exhibited high potential ecological risks. The contribution of ²²⁶Ra to the total risk is relatively high (up to 82.92%). The health risk value caused by ²²⁶Ra is 1 to 2 orders of magnitude higher than that of ²³⁸U, which is the main health risk source, and the main exposure route is ingestion. The maximum annual effective dose of air radiation in the study area reaches 24.66 mSv. The maximum collective effective dose, maximum lifetime cancer risk, and maximum annual radon precipitation are 4 476.32 man·Sv, 9.53×10⁻², and 4.57×10¹² Bq, respectively. It is concluded that the affected and radiated area is about 36 503 m². Importantly, this research could provide technical support for the mine decommissioning treatment strategies for better management of the environment.

Keywords: uranium mine; radionuclides; absorbed radiation dose; health risk

国民经济的发展和能源的短缺促使我国以铀资源为基础的核电工业迅速崛起,在此大环境下,我国对铀矿的开采活动不断增强。而在开采过程中,铀矿废渣、采矿废水和工艺废水在雨水淋滤及扩散作用下不断迁移、浓缩、富集,并进入水体、土壤、大气等环境中,以废气、废水及废渣等形式对矿区及其周边地区产生具有长期性、持续性的放射性污染,危害人体健康^[1-7]。

目前,国内外诸多专家学者对场地放射性污染调查与评价主要以放射性核素(²²⁶Ra、²³²Th、⁴⁰K、²³⁸U等)、辐射贯穿剂量率以及总 α 、总 β 为研究重点。如Noguera等^[8]对乌拉圭海岸带的天然放射性核素²²⁶Ra、²³²Th和⁴⁰K进行调查;蒋文波等^[9]对某退役铀矿周边土壤不同深度²²⁶Ra和²³⁸U特征进行研究;林武辉等^[10]探究大气中 γ 辐射空气吸收剂量率的波动机制。场地放射性污染评价方法主要是辐射危害指数法^[11]、镭当量活度^[12]、美国环境保护局(USEPA)推荐的放射性污染场地风险评估模型、地累积指数法等。Asad等^[13]运用辐射危害指数法和外部危险指数法对美国2个造船厂土壤的元素和放射性污染进行评估;余根铎^[14]估算了我国福建省天然 γ 辐射剂量率,并量化福建省人居环境安全性标准;哈日巴拉等^[15]运用USEPA建议的放射性健康风险模型评估我国巴彦乌拉铀矿周围饮用水中放射性和健康风险。

我国部分铀矿矿井、水冶生产设施于21世纪初开始相继停运,并对在线设备设施均进行了封存处理,但尾渣库、堆浸场、废石场等遗留场地有大量未

中和的废渣和废石,还有周边被污染的公路、工业建(构)筑物及各类污染设备、管线等,均存在着一定的辐射环境污染风险。因此,为查清退役铀矿山遗留物对周边环境产生的污染影响及范围,本文以铀矿区及周边环境放射性源项为研究对象,对研究区内各污染源项进行调查及统计性分析,查明各放射性污染之间的相互联系;采用潜在生态危害指数法、USEPA推荐的放射性污染场地风险评估模型以及国际辐射防护委员会(ICRP)提供的年有效剂量模型^[16]对研究区放射性污染强度范围进行调查;并针对特征放射性核素对人群可能造成的健康风险进行评价。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 样品采集与分析

研究区位于广西壮族自治区某退役铀矿,地处亚热带季风带,具有典型的山地立体气候,年平均降雨量为1 773.1 mm,属中高山地貌,平均海拔1 500~1 600 m,岩性主要为中粗粒、中细粒似斑状黑云母花岗岩及二云母花岗岩,均为燕山期,矿区内无大型地表水体,年均流量约0.5 m³·s⁻¹。

本次研究调查范围主要有坑井口、废石堆场、工业场地、堆浸渣场、尾矿库、建(构)筑物、设备器材和管线以及可能受到污染的地表水体和道路等。按照《环境核辐射监测规定》(GB 12379—1990)^[17],按设施周围东北、西南、东南、西北方位布设,共布设采样19个。每个点在10 m×10 m范围内,用铁锹,移植镢刀等物去除其外围富含有机质的杂填土,采取0

~ 10 cm 的表层土,每次采取约 1.0 ~ 2.0 kg 并用塑
封袋密封装入布制取样袋,排出空气压实在 1 000 mL 样品盒中,保证所取土壤样品接近场地样品源。
采样点位置如表 1 所示。

表 1 研究区采样点位置
Table 1 Location of sampling points in study area

序号 Serial number	名称 Name	区域 Region	位置(经纬度) Location (latitude and longitude)
1	老 1 堆废石场 Old 1 pile waste rock quarry	废石场 Waste rock quarry	110°31'1.93",26°9'4.39"
2	老 2 堆废石场 Old 2 pile waste rock quarry		110°30'59.46",26°9'5.92"
3	1392 废石场 1392 waste stone quarry		110°31'0.54",26°9'2.24"
4	1470 废石场 1470 waste stone quarry		110°30'58.46",26°9'2.87"
5	1490 废石场 1490 waste stone quarry		110°30'55.91",26°9'3.28"
6	1440 废石场 1440 waste stone quarry		110°31'23.56",26°9'39.48"
7	1480 废石场 1480 waste stone quarry		110°31'18.77",26°9'37.74"
8	1520 废石场 1520 waste stone quarry		110°31'18.70",26°9'36.15"
9	1560 废石场 1560 waste stone quarry		110°31'17.61",26°9'33.93"
10	水冶工业场地 Hydrometallurgical industrial site	工业场地 Industrial sites	110°31'7.50",26°8'54.27"
11	水冶辅助工业场地 Hydrometallurgical auxiliary industrial sites		110°31'3.44",26°8'55.03"
12	破碎工业场地 Crushing industrial sites		110°31'5.41",26°8'58.08"
13	旧破碎工业场地 Old broken industrial sites		110°31'7.46",26°9'0.44"
14	炸药库 Explosives depot		110°31'10.16",26°9'3.63"
15	西部工棚区 Western work shed area		110°31'11.01",26°9'1.62"
16	生活办公区 Living office area		110°31'12.36",26°9'0.13"
17	三期库坝下工业场地 Industrial site below the third phase of the reservoir dam		110°30'56.99",26°8'41.72"
18	一期尾矿库 Phase I tailings storage	尾矿库 Tailings pond	110°31'3.02",26°8'51.70"
19	二期尾矿库 Phase II tailings storage		110°30'59.85",26°8'47.33"

按照《岩石样品中 ^{226}Ra 的分析方法射气法》(GB/T 13073—1991)^[18]和《土壤中放射性核素的 γ 能谱分析方法》(GB/T 11743—2013)^[19]中规定的相对比较法求解样品中 ^{238}U 、 ^{226}Ra 放射性核素比活度,并分析扩展不确定度。将土壤样品经 100 °C 烘干、磨碎、过 60 目孔径筛。每个样品称取 100 g 放入 γ 能谱分析专用聚乙烯样品盒,用蜡密封后存放 3 周后,使放射系中铀、镭和它们的短寿命子体基本达到平衡至低本底 γ 能谱仪经刻度后,在相同条件下依次测量空样品盒、土壤粉末标准源和土壤样品能谱各 8 h,利用仪器自带解谱软件分别求出 ^{238}U 、 ^{226}Ra 子体中 γ 射线发射几率比较大的 92.6 KeV(^{238}U)、609.4 KeV(^{226}Ra)特征峰的全能峰净面积(将空样品盒测量值作为本底计数),根据测量时间,通过相对比活度法得到土壤 ^{238}U 、 ^{226}Ra 比活度,根据扩展不确定度公式求得高纯锗探测器测量的土壤样品 ^{238}U 、 ^{226}Ra 的扩展不确定度均分别 <4.15%、<6.15%,满足 GB/T 11743—2013 中扩展不确定度铀 <20%,镭 <10% 的要求。

按照《表面氡析出率测定》(EJ/T 979—1995)^[20]采用真空法取样,取样时记录气温、气压、湿度、风度、风向等数据,用以对测量结果进行分析比较。采用积累法对研究区表面氡析出率进行计算,测量结果符合铀尾矿、废石场表面氡析出率测量差不超过 10% 的要求。研究区 γ 辐射吸收剂量率使用 R-PD 型 γ 辐射剂量率仪(福州智元仪器设备有限公司,中国)测量,依据《环境地表 γ 辐射剂量率测定规范》

(GB/T 14583—1993)^[21],测量时探头在离地面 1 m 高处进行现场定点测量,连续测量 10 次并读数,取测量结果算术平均值作为该点 γ 辐射剂量率测量值, γ 辐射剂量率测量值总不确定度应不超过 20%。

1.2 评价方法

1.2.1 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法(potential ecological risk index)最早由瑞典科学家 Hakanson 提出。以各种重金属在环境中所具有性质及行为特点为基础,加入沉积学理论权重比例,对土壤或沉积物中的重金属污染进行定量评价。该方法不仅兼顾重金属在土壤中浓度,而且涵盖了环境中多种元素协同作用、毒理学特性、污染范围及浓度以及环境对重金属污染的响应效应等因素,因此在环境风险评价中得到了广泛应用^[22-23]。计算公式如下:

$$C_i^* = \frac{C_i}{C_n} \quad (1)$$

$$E_i^* = T_i^* \times C_i^* \quad (2)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i^* \quad (3)$$

式中: C_i^* 为单个污染物的污染系数; E_i^* 为单个污染物潜在生态风险系数; RI 为多种污染物的综合潜在生态风险系数; C_i 为污染物在 0 ~ 1 m 表层土壤中的实测值($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$); C_n 为污染本底值($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$); T_i^* 为污染物 i 的毒性响应系数。潜在生态风险评价等级如表 2 所示。

表 2 潜在生态风险评价等级
Table 2 Potential ecological risk evaluation level

单个重金属潜在生态风险系数 Individual heavy metal potential ecological risk factor	单个重金属潜在生态风险程度 Degree of potential ecological risk of individual heavy metal	多种重金属潜在生态风险指数 Multiple heavy metals potential ecological risk index	风险等级 Risk level
$E_i^* < 40$	轻微 Minor	$RI < 150$	轻微 Minor
$40 \leq E_i^* < 80$	中等 Moderate	$150 \leq RI < 300$	中等 Moderate
$80 \leq E_i^* < 160$	强 Strong	$300 \leq RI < 600$	强 Strong
$160 \leq E_i^* < 320$	很强 Very strong	$600 \leq RI$	很强 Very strong
$320 \leq E_i^*$	极强 Extremely strong		

1.2.2 放射性风险评价

^{226}Ra 、 ^{238}U 作为典型的放射性物质,其衰变过程中产生大量电离辐射,生物体长期暴露在高强度电离辐射中,会导致细胞突变,进而引发癌变以及死亡。故对研究区内 ^{226}Ra 、 ^{238}U 进行风险评估,采用 US EPA 推荐的放射性污染场地风险评估模型进行健康风险评估^[24],其基本公式为:

$$R = \sum (RE \times SF) \quad (4)$$

式中: R 为健康风险值, RE 为某一暴露途径的暴露量, SF 为某一暴露途径所对应的斜率因子。因此,通过计算放射性物质每种暴露途径的暴露量,再结合相应暴露途径的斜率因子即可得到该污染物质所造成的健康风险值。本文调查对象为某退役铀矿场地,考虑到调查结果和风险评估主要为污染退役治理提供依据,以外照射、污染土壤摄入和吸入 3 种暴露途径计算其健康风险,其暴露量计算公式为:

$$RE_{\text{外照射}} = C_{\text{土壤}} \times EF \times ED \times ET \times GSF_{\text{外照射}} \times ACF_{\text{外照射}} \times \left[\frac{1 - e^{-\lambda t}}{\lambda t} \right] \quad (5)$$

式中: $RE_{\text{外照射}}$ 为外照射暴露量($\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{g}^{-1}$); $C_{\text{土壤}}$ 为放射性污染物在表层土中的比活度($\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$); EF 为暴露频率($\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$); ED 为暴露期(a); ET 为暴露时间($\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$); t 为持续时间(a); λ 为衰变常数(a^{-1}); $GSF_{\text{外照射}}$ 为 γ 屏蔽系数(室外取 1.0); $ACF_{\text{外照射}}$ 为面积修正系数。

$$RE_{\text{摄入}} = C_{\text{土壤}} \times ED \times ET \times IRS \times \left[\frac{1 - e^{-\lambda t}}{\lambda t} \right] \quad (6)$$

式中: $RE_{\text{摄入}}$ 为土壤摄入暴露量(Bq); IRS 为每日摄入土壤量($\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$)。

$$RE_{\text{吸入}} = C_{\text{土壤}} \times EF \times ED \times ET \times IRA \times \frac{1}{PEF} \times \left[\frac{1 - e^{-\lambda t}}{\lambda t} \right] \quad (7)$$

式中: $RE_{\text{吸入}}$ 为土壤吸入暴露量(Bq); IRA 为每日呼吸量($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$); PEF 为颗粒物排放系数($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$)。健康风险计算时,土壤中放射性污染物的比活度取研究区中各点位 ^{226}Ra 、 ^{238}U 的表层土实测值,衰变常数 λ 以 $\lambda = 0.693/T_{1/2}$ ($T_{1/2}$ 为半衰期)计算。上述各参数的取值列于表 3。

1.2.3 辐射年有效剂量与终生癌症风险

使用空气中的吸收剂量率与有效剂量的转换系数(0.7 Sv)可计算出室外(废石场、工业场地、尾矿库及周边区域)和室内(住房、厂房)年有效剂量当量。室外和室内的占用系数分别为 0.2 和 0.8^[27-28]。辐

射年有效剂量当量(E)是由以下关系计算出来的:

$$E_{\text{室外}} (\text{mSv} \cdot \text{a}^{-1}) = D (\text{nGy} \cdot \text{h}^{-1}) \times 24 \times 365 \times 0.2 \times 0.7 \times 10^{-6} \quad (8)$$

$$E_{\text{室内}} (\text{mSv} \cdot \text{a}^{-1}) = D (\text{nGy} \cdot \text{h}^{-1}) \times 24 \times 365 \times 0.8 \times 0.7 \times 10^{-6} \quad (9)$$

式中: D 为测量的空气中的吸收剂量率平均值($\text{nGy} \cdot \text{h}^{-1}$)。空气吸收剂量率对人口造成的年有效剂量当量是通过将室外和室内的年有效剂量当量相加来计算,而其对人口的影响,通常用集体有效剂量(SC)来表征, SC 由公式(10)^[29]来估计:

$$SC = E \times N(P) \quad (10)$$

式中: $N(P)$ 是研究区周边人口。

一生中的终身癌症风险是指在一定的暴露水平下,一生中发生癌症的概率。它的计算是假设剂量和随机效应之间存在线性关系,它以一个数值表示,在一定数量的人以一定的剂量暴露于致癌物中,预计额外的癌症发生概率。终身癌症风险($ELCR$)是用公式(11)来计算的:

$$ELCR = E \times DL \times RF \quad (11)$$

式中: E 为年总有效剂量当量, DL 为人均寿命(据第七次全国人口普查,中国人均寿命为 77.3 a), RF 为风险系数(Sv^{-1}),即单位剂量当量的致命癌症风险。对于随机效应,ICRP 使用的数值为 0.05^[30]。

根据铀尾矿库氡析出率平均值,可估算铀矿各区域的氡年释放量。计算公式如下:

$$R_{\text{Total}} = \int_0^t J_{\text{AV 平均值}} S dt \quad (12)$$

式中: R_{Total} 表示待测区域的氡年释放量(Bq); $J_{\text{AV 平均值}}$ 表示待测区域的氡析出率平均值($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$); S 为待测区域的表面积(m^2); t 为估算时间,估算 1 年释放量时间 $t = 3.1536 \times 10^7 \text{ s}$ 。

2 结果与分析 (Results and analysis)

2.1 土壤放射性核素描述性统计

在对研究区放射性源项调查中, ^{238}U 比活度 $595.5 \sim 2\,335 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$, ^{226}Ra 比活度 $637 \sim 16\,551 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$,均高于全国、世界平均水平^[31],分别为全国、世界本底值的 15.08 倍~59.12 倍、17.45 倍~453.45 倍和 14.89 倍~58.38 倍、15.93 倍~413.78 倍; γ 辐射空气吸收剂量率分别为全国、世界平均水平^[32]的 11.91 倍、14.05 倍;氡析出率范围处于全国范围的 0.34 倍~6.62 倍(表 4)。由图 1 可知, ^{238}U 的样本特征基本服从正态分布,无异常值,平均值 $1\,454.2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 位于中位数上方,属右偏态分布,变异系数 0.38

为中等变异,表明样本梯度离散程度较大。 ^{226}Ra 比活度、 γ 辐射空气吸收剂量率、氡析出率样本均不服从正态分布,均值分别为 $2\ 962.3\ \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $1\ 179.9\ \text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $1.34\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,与中位数相差较大,变异系数分别为 1.51、0.82 和 0.90,样本离散程度较大,偏度及峰度均较高,表现出明显的不对称性,分布存在异常值,分别位于一期、二期尾矿库。由于尾

矿库表面覆盖厚度较小,氡析出率可随温度、气压变化或降水而有很大的变化^[34],当大气压力减少时,氡析出率增加;降雨会增加尾矿库的湿度,在一定的湿度范围内尾矿库表面的氡析出率随着温度的增加而增加。氡作为镭衰变的产物之一,在其衰变过程中会产生电离辐射,使空气辐射剂量率测量值升高,故而这三者在样本特征分布形式上有一定相似性。

表 3 健康风险评价参数取值^[25-26]Table 3 The values of health risk evaluation parameters^[25-26]

参数 Parameters	单位 Units	数值 Numerical value
暴露期(ED) Exposure period (ED)	a	25
暴露频率(EF) Exposure frequency (EF)	$\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$	250
暴露时间(ET) Exposure time (ET)	$\text{h}\cdot\text{d}^{-1}$	8
成人每日摄入土壤量(IRS) Daily ingestion of soil for adults (IRS)	$\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$	100
成人每日呼吸量(IRA) Adult daily respiratory volume (IRA)	$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$	14.5
γ 屏蔽系数(GSF _{外照射}) γ shielding factor (GSF _{ext})	量纲为 1 Dimensionless	1.0(表层 Surface)
颗粒物排放系数(PEF) Particulate emission factor (PEF)	$\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$	2.97×10^{11}
^{238}U 面积修正系数(ACF _{外照射}) ^{238}U area correction factor (ACF _{ext})	量纲为 1 Dimensionless	0.99
^{226}Ra 面积修正系数(ACF _{外照射}) ^{226}Ra area correction factor (ACF _{ext})	量纲为 1 Dimensionless	0.53
^{238}U 衰变常数(λ) ^{238}U decay constant (λ)	a^{-1}	1.55×10^{-10}
^{226}Ra 衰变常数(λ) ^{226}Ra decay constant (λ)	a^{-1}	4.33×10^{-4}
^{238}U 外照射斜率因子(SF _{外照射}) ^{238}U external irradiation slope factor (SF _{ext})	$\text{g}\cdot\text{Bq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$	3.35×10^{-9}
^{226}Ra 外照射斜率因子(SF _{外照射}) ^{226}Ra external irradiation slope factor (SF _{ext})	$\text{g}\cdot\text{Bq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$	6.75×10^{-7}
^{238}U 摄入斜率因子(SF _{摄入}) ^{238}U ingestion slope factor (SF _{in})	Bq^{-1}	1.26×10^{-9}
^{226}Ra 摄入斜率因子(SF _{摄入}) ^{226}Ra ingestion slope factor (SF _{in})	Bq^{-1}	7.96×10^{-9}
^{238}U 吸入射斜率因子(SF _{吸入}) ^{238}U inhalation shot slope factor (SF _{inh})	Bq^{-1}	6.39×10^{-7}
^{226}Ra 吸入射斜率因子(SF _{吸入}) ^{226}Ra inhalation shot slope factor (SF _{inh})	Bq^{-1}	7.61×10^{-7}

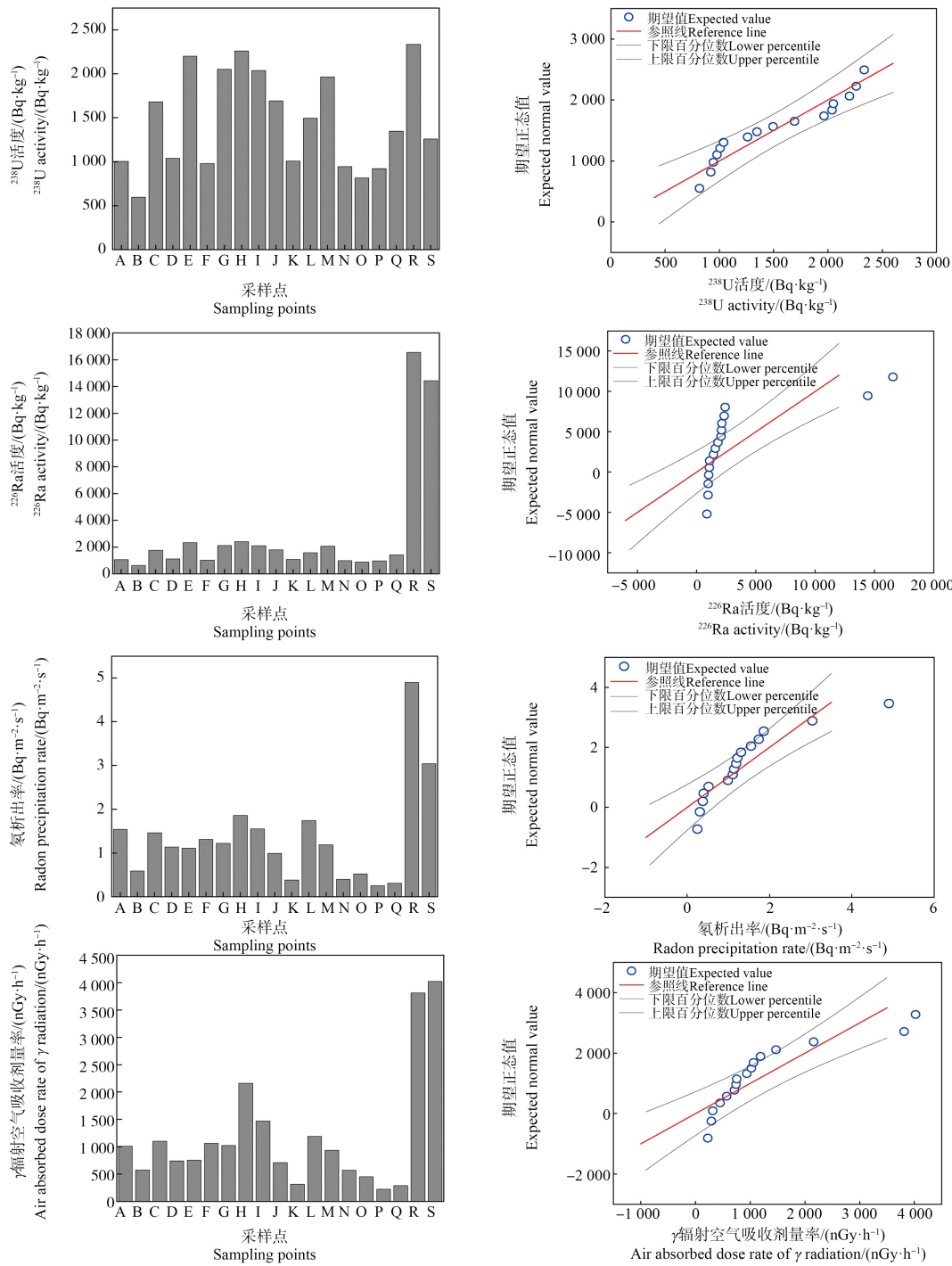


图 1 放射性源项柱状图和 Q-Q 图

注:A 为老 1 堆废石场,B 为老 2 堆废石场,C 为 1392 废石场,D 为 1470 废石场,E 为 1490 废石场,F 为 1440 废石场,G 为 1480 废石场,H 为 1520 废石场,I 为 1560 废石场,J 为水冶工业场地,K 为水冶辅助工业场地,L 为破碎工业场地,M 为旧破碎工业场地,N 为炸药库,O 为西部工棚区,P 为生活办公区,Q 为三期库坝下工业场地,R 为一期尾矿库,S 为二期尾矿库。

Fig. 1 Histogram of radioactive source term and Q-Q diagram

Note: A represents old 1-pile waste rock site; B represents old 2-pile waste rock site; C represents 1392 waste rock site; D represents 1470 waste rock site; E represents 1490 waste rock site; F represents 1440 waste rock site; G represents 1480 waste rock site; H represents 1520 waste rock site; I represents 1560 waste rock site; J represents hydrometallurgical industrial site; K represents hydrometallurgical auxiliary industrial site; L represents crushing industrial site; M represents old crushing industrial site; N represents explosives depot; O represents western shed area; P represents living office area; Q represents industrial site below the Phase III dam; R represents Phase I tailings pond; S represents Phase II tailings pond.

2.2 放射性核素间相互关系

放射性核素随人类活动在环境中的迁移范围也越来越广,因此区域放射性背景值也随之增高,造成环境放射性污染,影响人类的健康安全^[51]。所以,研究各放射性源项之间相互联系,对矿区退役治理工程建设具有重要意义。分别用²³⁸U、²²⁶Ra 比活度对氡析出率和 γ 辐射空气吸收剂量率作线性拟合图(图 2),如图 2 所示,用²³⁸U 比活度对氡析出率和 γ 辐射空气吸收剂量率进行拟合,可决系数分别为 0.27 和 0.19,用²²⁶Ra 比活度对氡析出率、 γ 辐射空气吸收剂量率拟合的可决系数为 0.79 和 0.85,可以看出²²⁶Ra 比活度对放射性源项的拟合度高于²³⁸U。在放射性物质的递次衰变中,母体原子数目不断减少,子体原子数目不断增加,在相当长的时间后,母体与子体的放射性比活度比例趋于稳定且不随时间的推移而产生变化,核素达到长期平衡的状态。²³⁸U、²²⁶Ra 的长期平衡往往需要 300 万年才能建立^[36],故而氡的析出很大程度上受它的母体²²⁶Ra 的比活度控制,与²³⁸U 比活度相关性不大。而²²⁶Ra 和氡的比活度与 γ 辐射空气吸收剂量率成正比,所以这 3 种放射性源项表现出较好的线性关系。

场地放射性源项相关性如图 3 所示,可进一步说明研究区各放射性源项相互联系。在 0.01 显著水平下,²³⁸U 比活度分别与²²⁶Ra 比活度、氡析出率、空气吸收辐射剂量率的相关系数为 0.35、0.52 和 0.44,呈现出正相关、弱相关性;²²⁶Ra 比活度分别与氡析出率、空气吸收辐射剂量率相关系数为 0.89、0.92,氡析出率与空气吸收辐射剂量率关系

数为 0.93,均达到高度相关,再次说明相比于²³⁸U 比活度的影响,²²⁶Ra 比活度对氡析出和空气吸收辐射剂量的产生具有重要作用。

2.3 场地潜在生态风险评价

潜在生态风险指数法作为环境土壤评价的重要方法,许多学者将其引入放射性土壤的评价体系中^[37]。根据《电离辐射防护与辐射源安全基本标准》^[38](GB 18871—2002)²²⁶Ra、²³⁸U 分别为极毒、低毒组别对其毒性响应系数进行赋值。研究区场地各区域采样点范围内²³⁸U 与²²⁶Ra 所造成的潜在生态风险评价结果列于表 5。潜在生态风险指数法评价结果表明,研究区各采样点 $E_i^{(238U)}$ 均<40,属于轻微潜在生态风险;研究区²²⁶Ra 潜在生态风险程度较高,不存在轻微潜在生态风险点位,中等潜在生态风险占比 42.11%,强潜在生态风险占比 36.83%,很强潜在生态风险占比 10.53%,一期尾矿库、二期尾矿库 $E_i^{(226Ra)}$ 分别为 1 190.12、1 025.01,属于极强潜在风险程度,占比 10.53%。RI 总风险结果表明,老 1 堆废石场、老 2 堆废石场、1470 废石场、1440 废石场、水冶辅助工业场地、炸药库、西部工棚区、生活办公区、三期库坝下工业场地点位属于轻微潜在生态风险,占比 47.37%;1392 废石场、1480 废石场、1480 废石场、1520 废石场、1560 废石场、水冶工业场地、破碎工业场地、旧破碎工业场地号点位属于中等潜在生态风险,占比 42.10%;位于尾矿库区域一期尾矿库、二期尾矿库点属于很强潜在生态风险,占比 10.53%。从评价结果来看,研究区中等潜在生态风险地区占比最大,且 $E_i^{(226Ra)}$ 与 RI 结果具有相似性,表明²²⁶Ra 对总风险的贡献率较高。

表 4 放射性源项背景值
Table 4 Background values of radioactive source terms

区域 Region	²³⁸ U/(Bq·kg ⁻¹) ^[31]		²²⁶ Ra/(Bq·kg ⁻¹) ^[31]		γ 辐射空气吸收剂量率 /(nGy·h ⁻¹) ^[32] Air absorbed dose rate of γ radiation/(nGy·h ⁻¹) ^[32]		氡析出率/(Bq·m ⁻² ·s ⁻¹) ^[31] Radon precipitation rate /(Bq·m ⁻² ·s ⁻¹) ^[31]	
	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值
	Scope	Mean	Scope	Mean	Scope	Mean	Scope	Mean
全国 National	1.80 ~ 520.0	39.50	2.40 ~ 134.60	36.50	—	99.10	0.74	
世界 World	40.00		40.00		—	84.00	—	
研究区 Research area	595.50 ~ 2 335.10	1 454.20	637 ~ 16 551	2 962.30	225 ~ 4 022	1 179.90	0.25 ~ 4.90	1.34

注:—代表尚无统一标准值。
Note: — means there is no uniform standard value yet.

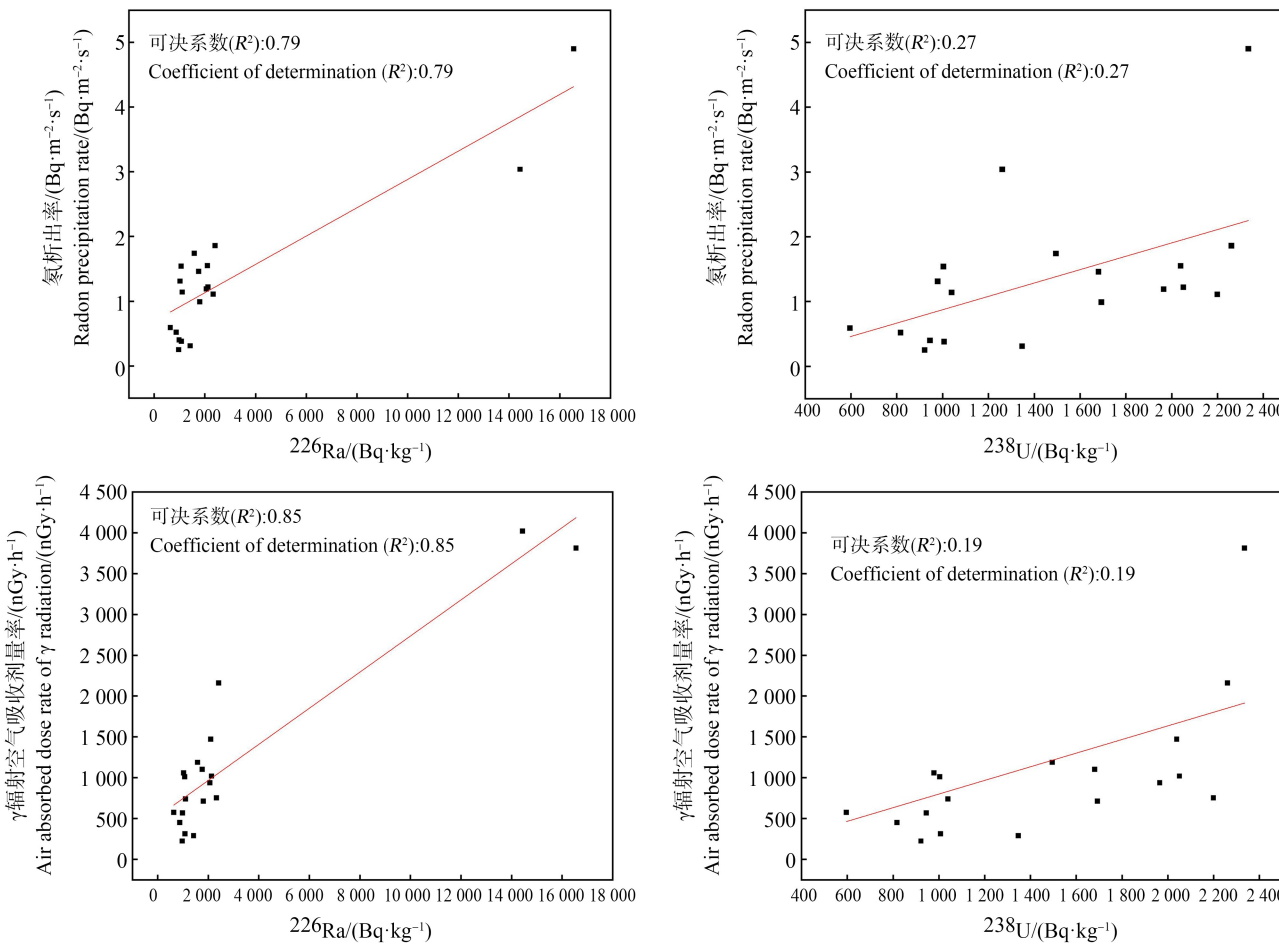


图 2 放射性源项线性拟合
Fig. 2 Linear fit of the radioactive source term

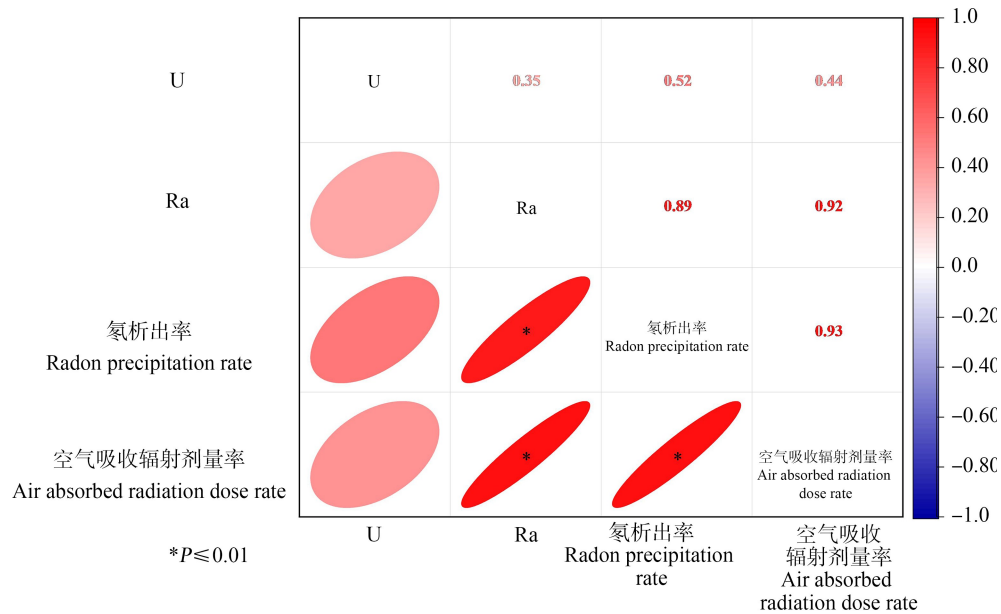


图 3 放射性相关系数
Fig. 3 Radiological correlation coefficient

表 5 场地潜在生态风险评价结果
Table 5 Results of potential ecological risk evaluation of the site

采样点 Sampling points	$E_i^{(238\text{U})}$	$E_i^{(226\text{Ra})}$	RI	风险等级 Risk level
老 1 堆废石场 Old 1 pile waste rock quarry	16.47	74.11	90.59	轻微 Minor
老 2 堆废石场 Old 2 pile waste rock quarry	9.78	44.33	54.11	轻微 Minor
1392 废石场 1392 waste stone quarry	27.59	122.41	150.00	中等 Moderate
1470 废石场 1470 waste stone quarry	17.06	76.83	93.89	轻微 Minor
1490 废石场 1490 waste stone quarry	36.11	161.86	197.98	中等 Moderate
1440 废石场 1440 waste stone quarry	16.07	71.12	87.19	轻微 Minor
1480 废石场 1480 waste stone quarry	33.68	147.88	181.55	中等 Moderate
1520 废石场 1520 waste stone quarry	37.13	167.64	204.77	中等 Moderate
1560 废石场 1560 waste stone quarry	33.47	146.00	179.47	中等 Moderate
水冶工业场地 Hydrometallurgical industrial site	27.79	125.19	152.98	中等 Moderate
水冶辅助工业场地 Hydrometallurgical auxiliary industrial sites	16.53	74.88	91.41	轻微 Minor
破碎工业场地 Crushing industrial sites	24.55	110.09	134.64	中等 Moderate
旧破碎工业场地 Old broken industrial sites	32.26	143.28	175.54	中等 Moderate
炸药库 Explosives depot	15.52	68.27	83.79	轻微 Minor
西部工棚区 Western work shed area	13.41	60.47	73.88	轻微 Minor
生活办公区 Living office area	15.13	67.36	82.50	轻微 Minor
三期库坝下工业场地 Industrial site below the third phase of the reservoir dam	22.11	98.96	121.07	轻微 Minor
一期尾矿库 Phase I tailings storage	38.34	1 151.77	1 190.12	很强 Very strong
二期尾矿库 Phase II tailings storage	20.69	1 004.31	1 025.01	很强 Very strong

2.4 US EPA 健康风险评价

研究表明,放射性辐射可对生物体产生不可逆转的伤害,一旦人体暴露在放射性环境中并达到一定辐射剂量,轻则引起恶心、呕吐、脱发等症状,严重则会导致细胞癌变等,最终造成休克甚至死亡。本

文使用 US EPA 推荐的健康风险模型对场地放射性核素对人体所造成的危害进行评估,评价结果列于表 6。结果表明,场地内²²⁶Ra 造成的健康风险值相较于²³⁸U 高出 1~2 个数量级,说明该场地主要风险来源于²²⁶Ra,最大风险点位位于尾矿库范围,最大

风险值为 1.16×10^{-4} , 是 US EPA 建议最大风险 (10^{-4})^[39] 的 1.16 倍, ^{238}U 最大风险值为 1.87×10^{-6} , 处于可接受范围内。其中, 以外照射途径造成的 ^{226}Ra 最大风险值为 3.36×10^{-5} , 占比 28.97%, 摄入途径最大风险值为 8.19×10^{-5} , 占比 70.6%, 吸入途径最大风险值低于 10^{-10} , 可忽略, 故而摄入是最主要的暴露途径。矿区工作人员作为场地内主要潜在暴露人群, 在工作时间内均受到不同途径的辐射暴露, 以每天工作 8 h 条件下估算每年潜在暴露剂量。结果表明, 场地 ^{226}Ra 对工作人员以外照射、摄入、吸入途径造成最大年暴露剂量分别为 49.78、10 292.65 和 1.68×10^{-3} Bq(外照射转化系数取辐射权重因子值 1.0), 最大总暴露量 10 342.43 Bq; ^{238}U 的 3 种途径最大暴露量分别为 13.12、1 542.11 和 2.36×10^{-4} Bq, 最大总暴露量 1 465.23 Bq, 进一步表明 ^{226}Ra 是场地内主要的风险来源。在铀矿开采和挖掘隧道等工程中, 将原本在地下, 对人类生活环境没有影响的放射性核素如 ^{238}U 、 ^{226}Ra 提升至地面, 进入人的生活环境。在矿区人员进行工作时, 采取了一定的辐射防护, 但依旧会以各种途径收到放射性辐射污染, 它不仅影响到矿工工人, 也为矿区周围的公众环境带来额外的放射性辐射照射。矿区周边经放射性核素污染的花岗岩被居民用作建筑耗材, 加大了放射性污染的风险程度。

2.5 辐射年有效剂量与氡的年释放量

本文采用 ICRP 推荐的估算模型对研究区空气

辐射年有效剂量进行计算并评估其终身癌症风险 (ELCR), 对场地氡析出率做量化处理, 计算其年释放量, 为进一步治理铀矿区退役工程提供参考。表 7、表 8 分别为研究区年有效剂量和氡年释放量评价结果。结果显示, 研究区室外有效剂量高于室内, 分别为 1.10 ~ 19.73、0.28 ~ 4.93 mSv, 远高于世界平均值(室外 0.072 mSv, 室内 0.412 mSv), 研究区最大年有效剂量达 24.66 mSv, 是世界平均水平年有效剂量 (0.484 mSv) 的 50.9 倍, 最大集体有效剂量为 4 476.32 人·Sv。终生癌症风险是指在一定的暴露水平下终生患癌的概率, 研究区最大终生癌症风险为 9.53×10^{-2} , 是世界平均水平 (1.694×10^{-2}) 的 5.64 倍。据计算, 研究区废石场区域面积约为 32 796 m², 氡年释放量 1.35×10^{12} Bq, 工业场地面积约为 47 044 m², 氡年释放量 1.07×10^{12} Bq, 尾矿库面积约 36 503 m², 氡年释放量 4.57×10^{12} Bq。从计算结果来看, 尾矿库依旧是空气辐射与氡释放的主要污染场地。研究表明, 大陆气团影响下的 γ 辐射空气吸收剂量率普遍高于海洋气团影响下的结果, 大陆气团与陆地下垫面长时间接触, 进而拥有更高浓度的陆地土壤中 ^{226}Ra 衰变而来的 ^{222}Rn 及其子体, 而海洋气团具有较高的湿度, 相应的 ^{222}Rn 及其子体浓度较低^[38]。部分研究将 γ 辐射空气吸收剂量率夏低冬高的季节特征归因为夏季更强的降雨清除效应^[40]。并且在小时尺度下白天温度上升, 由于蒸腾作用, 有利于土

表 6 场地放射性核素健康风险评价结果
Table 6 Results of health risk evaluation of radionuclides at the site

核素 Nuclide	比活度范围 /(Bq · kg ⁻¹) Activity range /(Bq · kg ⁻¹)	暴露途径 Exposure pathways	暴露量/Bq Exposure /Bq	最大总暴露量/Bq Maximum total exposure/Bq	风险值 Risk value	最大总风险 Maximum total risk
²²⁶ Ra	595.5 ~ 2 335.1	外照射 External irradiation	1.92 ~ 49.78		$1.29 \times 10^{-6} \sim 3.36 \times 10^{-5}$	
		摄入 Ingestion	396.13 ~ 10 292.65	10 342.43	$3.15 \times 10^{-6} \sim 8.19 \times 10^{-5}$	1.16×10^{-4}
		吸入 Inhalation	$6.45 \times 10^{-5} \sim 1.68 \times 10^{-3}$		$4.91 \times 10^{-13} \sim 1.28 \times 10^{-11}$	
²³⁸ U	637 ~ 16 551	外照射 External irradiation	3.35 ~ 13.12		$1.12 \times 10^{-8} \sim 4.39 \times 10^{-8}$	
		摄入 Ingestion	370.33 ~ 1 452.11	1 465.23	$4.67 \times 10^{-7} \sim 1.83 \times 10^{-6}$	1.87×10^{-6}
		吸入 Inhalation	$6.03 \times 10^{-5} \sim 2.36 \times 10^{-4}$		$3.85 \times 10^{-11} \sim 1.51 \times 10^{-10}$	

壤中水汽携带²²²Rn 上升至大气并释放,导致 γ 辐射空气吸收剂量率随之增加;温度变化也与大气稳定度密切相关,即白天温度上升促进垂向对流,而夜晚

温度下降不利于垂向对流。强对流有利于²²²Rn 及其子体核素的向上稀释扩散,并导致空气中放射性核素浓度降低,以及氡释放量的下降。

表 7 年有效剂量评价结果
Table 7 Annual effective dose evaluation results

点位 Point location	室外年有效剂量/mSv Outdoor annual effective dose/mSv	室内年有效剂量/mSv Indoor annual effective dose/mSv	年有效剂量/mSv Annual effective dose/mSv	集体有效剂量/(人·Sv) Collective effective dose/(man·Sv)	终生风险($\times 10^{-2}$) Lifetime risk ($\times 10^{-2}$)
老 1 堆废石场 Old 1 pile waste rock quarry	1.24	4.96	6.20	1 125.20	2.40
老 2 堆废石场 Old 2 pile waste rock quarry	0.71	2.83	3.54	642.18	1.37
1392 废石场 1392 waste stone quarry	1.35	5.42	6.77	1 228.71	2.62
1470 废石场 1470 waste stone quarry	0.91	3.64	4.54	824.70	1.76
1490 废石场 1490 waste stone quarry	0.92	3.69	4.62	838.06	1.78
1440 废石场 1440 waste stone quarry	1.30	5.20	6.50	1 179.74	2.51
1480 废石场 1480 waste stone quarry	1.25	5.01	6.26	1 136.33	2.42
1520 废石场 1520 waste stone quarry	2.65	10.59	13.24	2 402.88	5.12
1560 废石场 1560 waste stone quarry	1.81	7.22	9.03	1 638.27	3.49
水冶工业场地 Hydrometallurgical industrial site	0.87	3.49	4.37	792.43	1.69
水冶辅助工业场地 Hydrometallurgical auxiliary industrial sites	0.39	1.55	1.93	350.58	0.75
破碎工业场地 Crushing industrial sites	1.46	5.83	7.28	1 322.19	2.82
旧破碎工业场地 Old broken industrial sites	1.15	4.60	5.75	1 042.84	2.22
炸药库 Explosives depot	0.70	2.80	3.50	634.39	1.35
西部工棚区 Western work shed area	0.55	2.21	2.76	500.83	1.07
生活办公区 Living office area	0.28	1.10	1.38	250.42	0.53
三期库坝下工业场地 Industrial site below the third phase of the reservoir dam	0.35	1.42	1.77	321.64	0.68
一期尾矿库 Phase I tailings storage	4.68	18.71	23.38	4 243.71	9.04
二期尾矿库 Phase II tailings storage	4.93	19.73	24.66	4 476.32	9.53

表 8 氡年释放量评价结果

Table 8 Evaluation results of annual radon release

区域 Region	面积/m ² Area/m ²	氡析出率平均值/(Bq·m ⁻² ·s ⁻¹) Average radon precipitation rate/(Bq·m ⁻² ·s ⁻¹)	氡年释放量/Bq Annual release of radon/Bq
废石堆场 Waste rock dumps	32 796	1.31	1.35×10 ¹²
工业场地 Industrial sites	47 044	0.72	1.07×10 ¹²
尾矿库 Tailings pond	36 503	3.97	4.57×10 ¹²

3 讨论 (Discussion)

研究区放射性源项调查数据显示,²³⁸U 比活度 595.5 ~ 2 335.1 Bq·kg⁻¹,²²⁶Ra 比活度 637 ~ 16 551 Bq·kg⁻¹, 分别为全国、世界本底值的 15.08 倍 ~ 59.12 倍、17.45 倍 ~ 453.45 倍和 14.89 倍 ~ 58.38 倍、15.93 倍 ~ 413.78 倍; γ 辐射空气吸收剂量率分别为全国、世界平均水平的 11.91 倍、14.05 倍;氡析出率范围处于全国范围的 0.34 倍 ~ 6.62 倍,最大超标点位均位于尾矿库区域。

²³⁸U 比活度对氡析出率和 γ 辐射空气吸收剂量率拟合可决系数分别为 0.27、0.19,²²⁶Ra 比活度对氡析出率、 γ 辐射空气吸收剂量率可决系数为 0.79 和 0.85,²²⁶Ra 比活度对放射性源项的拟合度高于²³⁸U。²³⁸U 比活度与²²⁶Ra 比活度、氡析出率、空气吸收辐射剂量率呈现弱相关性(相关系数为 0.35、0.52 和 0.44),²²⁶Ra 比活度、氡析出率、空气吸收辐射剂量率三者之间达到高度相关(相关系数为 0.89、0.92 和 0.93)。

潜在生态风险指数法结果表明强潜在生态风险点位占比最大,²²⁶Ra 对总风险的贡献率较高;US EPA 健康风险评价结果显示²²⁶Ra 是主要的健康风险来源,摄入途径是最主要的暴露途径。研究区空气辐射最大年有效剂量达 24.66 mSv,是世界平均水平年有效剂量的 50.9 倍,最大集体有效剂量为 4 476.32 人·Sv,最大终生癌症风险为 9.53×10⁻²,是世界平均水平的 5.64 倍。研究区最大氡年释放量为 4.57×10¹² Bq,影响面积约 36 503 m²,各评价方法均表明尾矿库周边区域是污染最为严重地区。

通信作者简介:高柏(1964—),男,博士,教授,主要研究方向为地下水科学与工程。

参考文献 (References) :

[1] 王津,李红春,刘娟,等. 铀矿开采利用过程中的放射

性污染研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2013, 30(11): 1033-1036

Wang J, Li H C, Liu J, et al. Progress on radioactive pollution and related problems caused by uranium mining [J]. Journal of Environment and Health, 2013, 30(11): 1033-1036 (in Chinese)

[2] 刘娟,李红春,王津,等. 华南某铀矿开采利用对地表水环境质量的影响[J]. 环境化学, 2012, 31(7): 981-989
Liu J, Li H C, Wang J, et al. Environmental quality of surface waters in a uranium industrial site in South China [J]. Environmental Chemistry, 2012, 31(7): 981-989 (in Chinese)

[3] 朱琳,王斐. 环境中放射性污染的来源、特点、危害和防护[J]. 河南科技, 2014(13): 185
Zhu L, Wang F. Sources, characteristics, hazards and protection of radioactive pollution in the environment [J]. Journal of Henan Science and Technology, 2014(13): 185 (in Chinese)

[4] 徐园,孔海宇,王希涛,等. 水体环境中的放射性污染及测量[J]. 核安全, 2020, 19(1): 75-79
Xu Y, Kong H Y, Wang X T, et al. Radioactive pollution in water environment and its measurement [J]. Nuclear Safety, 2020, 19(1): 75-79 (in Chinese)

[5] 汪江英,朱建林,莫子奋,等. 土壤中铀的赋存形态及放射性污染治理研究进展[J]. 能源研究与管理, 2020 (4): 65-69
Wang J Y, Zhu J L, Mo Z F, et al. Advances in research on occurrence of uranium in soil and radioactive pollution control [J]. Energy Research and Management, 2020 (4): 65-69 (in Chinese)

[6] 刘畅荣,王志勇,崔娜. 铀矿区大气放射性污染的健康风险评价研究展望[J]. 工业设计, 2016(8): 180-181
Liu C R, Wang Z Y, Cui N. Prospect of health risk assessment of atmospheric radioactive pollution in uranium mining areas [J]. Industrial Design, 2016(8): 180-181 (in Chinese)

[7] Hossain K A, Kumar G A, Sumon R M, et al. An investi-

- gation on the possible radioactive contamination of environment during a steam-line break accident in a VVER-1200 nuclear power plant [J]. *Current World Environment*, 2019, 14(2): 299-311
- [8] Noguera A, Pereira H B, Fornaro L. Natural radionuclide survey in the coastal strip of the 290 Ramsar site, Uruguay [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(22): 755
- [9] 蒋文波, 高柏, 张海阳, 等. 某铀矿区周边土壤 ^{238}U 和 ^{226}Ra 分布特征及污染评价[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(4): 1799-1805
- Jiang W B, Gao B, Zhang H Y, et al. Distribution characteristics and pollution assessment of ^{238}U and ^{226}Ra in soils surrounding a uranium mining area [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(4): 1799-1805 (in Chinese)
- [10] 林武辉, 王诗玥, 黄亚萍, 等. 大气中 γ 辐射空气吸收剂量率的波动机制[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(3): 1097-1103
- Lin W H, Wang S Y, Huang Y P, et al. Mechanism of the variable γ radiation air absorbed dose rate in the atmosphere [J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(3): 1097-1103 (in Chinese)
- [11] Suresh S, Rangaswamy D R, Sannappa J, et al. Estimation of natural radioactivity and assessment of radiation hazard indices in soil samples of Uttara Kannada District, Karnataka, India [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2022, 331(4): 1869-1879
- [12] Beretka J, Matthew P J. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products [J]. *Health Physics*, 1985, 48(1): 87-95
- [13] Asad S. Investigation of elemental and radiological contamination of soils in two shipyards in Chittagong, Bangladesh [J]. *Radiochimica Acta International Journal for Chemical Aspects of Nuclear Science & Technology*, 2014, 102(8): 741-749
- [14] 余根铤. 福建省环境地表 γ 辐射剂量率估算与人居环境安全性评价[J]. *物探与化探*, 2021, 45(1): 192-199
- Yu G X. The environmental terrestrial gamma-radiation dose rate estimation and the living environment safety evaluation in Fujian Province [J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 2021, 45(1): 192-199 (in Chinese)
- [15] 哈日巴拉, 拓飞, 胡碧涛, 等. 巴彦乌拉铀矿周围饮用水中放射性及健康风险[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(9): 3583-3590
- Haribala, Tuo F, Hu B T, et al. Radioactivity and health risk of drinking water around Bayanwula uranium mining area [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(9): 3583-3590 (in Chinese)
- [16] Chandrasekaran A, Senthilkumar G, Thillaivelavan K, et al. Spatial distribution and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Yelagiri Hills, Tamilnadu, India [J]. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*, 2014, 1: 38-48
- [17] 国家技术监督局. 环境核辐射监测规定: GB 12379—1990[S]. 北京: 中国标准出版社, 1990
- [18] 国家技术监督局. 岩石样品中 ^{226}Ra 的分析方法射气法: GB/T 13073—1991 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1992
- [19] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤中放射性核素的 γ 能谱分析方法: GB/T 11743—2013[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014
- [20] 中国核工业总公司. 表面氡析出率测定: EJ/T 979—1995[S]. 北京: 中国核工业总公司, 1995
- [21] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 环境地表 γ 辐射剂量率测定规范: GB/T 14583—1993[S]. 北京: 中国标准出版社, 1993
- [22] 王漫漫. 太湖流域典型河流重金属风险评估及来源解析[D]. 南京: 南京大学, 2016: 6-7
- Wang M M. Risk assessment and source apportionment of heavy metals in typical rivers of Taihu Basin [D]. Nanjing: Nanjing University, 2016: 6-7 (in Chinese)
- [23] 阿卜杜萨拉木·阿布都加帕尔, 王宏卫, 杨胜天, 等. 准东地区土壤重金属污染特征及来源分析[J]. *中国矿业*, 2019, 28(11): 168-174
- Abdusalam A, Wang H W, Yang S T, et al. Pollution characteristics and source analysis of soil heavy metals in East Junggar region [J]. *China Mining Magazine*, 2019, 28(11): 168-174 (in Chinese)
- [24] 李战国, 朱勇兵, 李军, 等. ^{226}Ra 污染场地调查与健康风险评估[J]. *安全与环境学报*, 2020, 20(6): 2408-2415
- Li Z G, Zhu Y B, Li J, et al. Investigation and health risk assessment of ^{226}Ra in deserted contaminated site [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2020, 20(6): 2408-2415 (in Chinese)
- [25] U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). RAIS risk exposure models for radionuclides user's guide [EB/OL]. (2019-07-15) [2022-10-12]. https://rais.Ornl.gov/tools/rais_rad_risk_guide.html.
- [26] Oak Ridge National Laboratory. Area correction factors for contaminated soil for use in risk and dose assessment models [EB/OL]. [2022-10-12]. https://rais.ornl.gov/tools/ACF_FINAL.Pdf2014.
- [27] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR). 1993 Sources, effects and risks of ionizing radiation [R]. New York: UN-

- SCEAR, 1993
- [28] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR). 2000 Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR Report on the general assembly, with scientific annex [R]. New York: UNSCEAR, 2000
- [29] Abdurabu W A, Ramli A T, Saleh M A, et al. Terrestrial gamma dose rate, radioactivity and radiological hazards in the rocks of an elevated radiation background in Juban District, Ad Dali' Governorate, Yemen [J]. Journal of Radiological Protection: Official Journal of the Society for Radiological Protection, 2016, 36(1): 163-177
- [30] International Commission on Radiological Protection (ICRP). ICRP Publication 60: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annual of ICRP Reference [R]. Ottawa: ICRP, 1991
- [31] 全国环境天然放射性水平调查总结报告编写小组. 全国土壤中天然放射性核素含量调查研究(1983—1990年)[J]. 辐射防护, 1992, 12(2): 122-142
- The Writing Group for the Summary Report on Nationwide Survey of Environmental Radioactivity Level in China. Investigation of natural radionuclide contents in soil in China [J]. Radialization Protection, 1992, 12(2): 122-142 (in Chinese)
- [32] 潘自强, 修炳林. 联合国原子辐射效应科学委员会及其第49次会议[J]. 辐射防护, 2000, 20(5): 312-317, 320
- Pan Z Q, Xiu B L. United nations scientific committee on the effects of atomic radiation (UNSCEAR) and its forty-ninth session [J]. Radialization Protection, 2000, 20(5): 312-317, 320 (in Chinese)
- [33] Wang Z Y. Natural radiation environment in China [J]. International Congress Series, 2002, 1225: 39-46
- [34] 肖高平. 铀尾矿库氡析出率变化规律的研究及应用[D]. 衡阳: 南华大学, 2016: 31-45
- Xiao G P. Study on the variation characteristics of radon exhalation rate and its application in uranium tailings reservoir [D]. Hengyang: University of South China, 2016: 31-45 (in Chinese)
- [35] 朱国兴. 西南某磷矿周边环境放射性水平研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2018: 21-30
- Zhu G X. Study on the radioactivity level of the surrounding environment of a phosphate rock in southwest China [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2018: 21-30 (in Chinese)
- [36] 刘成, 杨亚新, 彭道峰, 等. 铀矿山废石堆表面氡析出率的变化规律[J]. 东华理工大学学报(自然科学版), 2013, 36(4): 385-389
- Liu C, Yang Y X, Peng D F, et al. Change regulation of the radon exhalation rate in the waste dump of uranium mine [J]. Journal of East China Institute of Technology (Natural Science), 2013, 36(4): 385-389 (in Chinese)
- [37] 李冠超, 蒋文波, 钟丽艳, 等. 某钼铌厂及周边土壤放射性水平调查与健康风险评估[J]. 有色金属(冶炼部分), 2021(12): 112-119
- Li G C, Jiang W B, Zhong L Y, et al. Investigation and health risk assessment of soil radioactivity level in tantalum-niobium plant and its surroundings [J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy), 2021(12): 112-119 (in Chinese)
- [38] 国家质量监督检验检疫总局. 电离辐射防护与辐射源安全基本标准: GB 18871—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004
- [39] Pawel D, Boyd M. Studies of radiation health effects inform EPA actions [J]. Journal of Radiological Protection: Official Journal of the Society for Radiological Protection, 2019, 39(4): S40-S57
- [40] 谢志辉, 刘春琼, 史凯. 成都市 PM_{10} 对大气辐射环境的影响[J]. 环境科学研究, 2016, 29(7): 972-977
- Xie Z H, Liu C Q, Shi K. Impacts of PM_{10} on the radiation environments of the atmosphere in Chengdu City [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(7): 972-977 (in Chinese)
- ◆