

某铀矿周围与对照区饮用水的放射性水平及其健康风险评估

Radioactivity levels and health risk assessment of drinking water around a uranium mine and control area

Sun Xiaona, Tuo Fei, Chen Yuqin, Zhu Weishou, Lin Xiezhao, Zhang Na

引用本文:

孙小娜, 拓飞, 陈玉琴, 等. 某铀矿周围与对照区饮用水的放射性水平及其健康风险评估[J]. 国际放射医学核医学杂志, 2024, 48(2): 114–122. DOI: 10.3760/cma.j.cn121381–202306022–00391

Sun Xiaona, Tuo Fei, Chen Yuqin, et al. Radioactivity levels and health risk assessment of drinking water around a uranium mine and control area[J]. *International Journal of Radiation Medicine and Nuclear Medicine*, 2024, 48(2): 114–122. DOI: 10.3760/cma.j.cn121381–202306022–00391

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.3760/cma.j.cn121381–202306022–00391>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

去除水体中放射性核素的磁性纳米材料的研究进展

Research progress of magnetic nanomaterials for removing radionuclides from water

国际放射医学核医学杂志. 2020, 44(7): 441–446 <https://doi.org/10.3760/cma.j.cn121381–202003014–00051>

低剂量电离辐射职业接触人群的健康效应研究进展

Research progress in the health effects of radiation workers induced by low-dose ionizing radiation

国际放射医学核医学杂志. 2020, 44(8): 534–540 <https://doi.org/10.3760/cma.j.cn121381–201904013–00050>

^{18}F -FDG PET/CT代谢参数在子宫内膜癌术前风险评估中的价值

The value of ^{18}F -FDG PET/CT metabolic parameters in preoperative risk stratification of endometrial carcinoma

国际放射医学核医学杂志. 2018, 42(4): 301–306 <https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.1673–4114.2018.04.002>

门控心肌灌注显像负荷总积分及相位分析对冠状动脉病变程度的评估价值

Assessment of the value of summed stress score and phase analysis of gated myocardial perfusion imaging in the severity of coronary artery lesion

国际放射医学核医学杂志. 2018, 42(2): 115–120 <https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.1673–4114.2018.02.004>

放射性核素 ^{131}I 标记纳米材料在恶性肿瘤诊疗中的应用

Application of radionuclide ^{131}I labeled nanomaterials in the diagnosis and treatment of malignant tumor

国际放射医学核医学杂志. 2019, 43(3): 263–267 <https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.1673–4114.2019.03.011>

DTC患者术后继发性甲状旁腺功能减退对骨代谢的影响及其健康管理

Secondary hypoparathyroidism after DTC effects on bone metabolism and health management

国际放射医学核医学杂志. 2019, 43(3): 223–229 <https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.1673–4114.2019.03.005>

·基础研究·

某铀矿周围与对照区饮用水的放射性水平及其健康风险评估

孙小娜¹ 拓飞² 陈玉琴¹ 朱伟寿¹ 林燮钊³ 张娜¹

¹新疆维吾尔自治区疾病预防控制中心职业健康与辐射防护所, 乌鲁木齐 830011; ²中国疾病预防控制中心辐射防护与核安全医学所辐射检测与评价研究室, 北京 100088; ³新疆医科大学公共卫生学院卫管教研室, 乌鲁木齐 830017

通信作者: 孙小娜, Email: sunxiaona0102@126.com

【摘要】目的 调查某铀矿周围与对照区(察布查尔县和乌鲁木齐市)饮用水的放射性水平并进行健康风险评估。**方法** 完全随机采集 2020—2022 年某铀矿周围(51 份)和对照区[(察布查尔县(73 份)和乌鲁木齐市(52 份)]的饮用水样品共 176 份, 测定其总 α 和总 β 放射性水平及放射性核素²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra、⁴⁰K 的浓度。比较不同区域(铀矿周围、察布查尔县和乌鲁木齐市)、不同水源来源(地表水、地表水+地下水、地下水)、距铀矿不同距离(5、10、15、20、25 km)的饮用水的总放射性水平。采用美国国家环境保护局(USEPA)、国际放射防护委员会和 WHO 推荐的方法分别估算饮用铀矿周围和对照区饮用水所致成年人的年有效剂量; 采用 USEPA 提出的致癌风险因子评估居民终身致癌风险。对不同区域、不同水源、距铀矿不同距离的饮用水样品的总放射性水平进行单因素方差分析, 若分析显示差异存在统计学意义时, 进一步采用最小显著性差异法进行多重比较。**结果** 不同区域饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平差异均有统计学意义 [(0.13±0.04) Bq/L 对(0.12±0.08) Bq/L 对(0.08±0.03) Bq/L, $F=9.854$, $P<0.01$]、[(0.17±0.06) Bq/L 对(0.13±0.10) Bq/L 对(0.10±0.03) Bq/L, $F=10.522$, $P<0.01$]。不同水源来源的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平差异均无统计学意义 ($F=2.849$ 、 1.352 , 均 $P>0.05$)。距铀矿不同距离的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平差异均有统计学意义 [(0.16±0.02) Bq/L 对(0.07±0.02) Bq/L 对(0.11±0.02) Bq/L 对(0.15±0.03) Bq/L 对(0.14±0.03) Bq/L, $F=21.720$, $P<0.01$]、[(0.24±0.04) Bq/L 对(0.09±0.01) Bq/L 对(0.19±0.01) Bq/L 对(0.17±0.03) Bq/L 对(0.13±0.04) Bq/L, $F=46.364$, $P<0.01$]。距铀矿 5 km 处的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平均值均最高。176 份饮用水样品的总 α 放射性水平平均值为(0.11±0.06) Bq/L, 0.5% 的饮用水超过国家标准限值(0.5 Bq/L)。通过饮用水样品中总 α 放射性水平估算饮用该饮用水所致年有效剂量平均值为(0.040±0.003) mSv/年。通过饮用水样品中放射性核素²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra、⁴⁰K 浓度估算饮用该饮用水所致年有效剂量平均值分别为(0.030±0.004)、(0.018±0.003)、(0.084±0.04)、(0.005±0.003) mSv/年。饮用该饮用水所致居民终身致癌风险为 1.75×10^{-13} ~ 4.35×10^{-11} 。**结论** 某铀矿周围和对照区(察布查尔县和乌鲁木齐市)的饮用水放射性水平较低, 饮用该区域饮用水所致年有效剂量和终身致癌风险较低, 不会造成可观测到的不良健康效应, 对周围居民所造成的健康风险较低。

【关键词】 饮用水; 放射性核素; 总 α 和总 β ; 年有效剂量; 健康风险评估

基金项目: 新疆维吾尔自治区自然科学基金(2020D01C080)

DOI: [10.3760/cma.j.cn121381-202306022-00391](https://doi.org/10.3760/cma.j.cn121381-202306022-00391)

Radioactivity levels and health risk assessment of drinking water around a uranium mine and control area

Sun Xiaona¹, Tuo Fei², Chen Yuqin¹, Zhu Weishou¹, Lin Xiezhao³, Zhang Na¹

¹Occupational Health and Radiation Protection Institute of Xinjiang Uygur Autonomous Region Center for Disease Control and Prevention, Urumqi 830011, China; ²Department of Radiation Measurement

and Assessment, National Institute for Radiological Protection, Chinese Centre for Disease Control and Prevention, Beijing 100088, China; ³Health Management Teaching and Research Office of the School of Public Health, Xinjiang Medical University, Urumqi 830017, China

Corresponding author: Sun Xiaona, Email: sunxiaona0102@126.com

【Abstract】 Objective To investigate radioactive levels in drinking water around a uranium mine and control areas (Chabuchar County and Urumqi City) and conduct health risk assessment. **Methods** A total of 176 drinking water samples were randomly collected from the vicinity of a uranium mine (51 samples) and the control area (73 samples from Chabuchar County and 52 samples from Urumqi City) from 2020 to 2022. The radioactive levels of total α and total β and the concentrations of radionuclides ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K were determined. The total radioactive levels of drinking water from different areas (around the uranium mine, Chabuchar County, and Urumqi City), different water sources (surface water, surface water+groundwater, groundwater) and different distances from the uranium mine (5, 10, 15, 20, 25 km) were compared. Methods recommended by the United States Environmental Protection Agency (USEPA), the International Commission on Radiological Protection, and the World Health Organization were used to estimate the annual effective dose of adults exposed to drinking water in the vicinity of the uranium mine and control areas. Carcinogenic risk factors proposed by the USEPA were used to assess the lifelong carcinogenic risk of residents. Total radioactive levels were compared among drinking water samples from different regions, water sources, and distances from uranium mines through one-way ANOVA. Results that had statistically significant differences were further subjected to least significant difference test for multiple comparisons. **Results** The difference of total α and total β radioactive levels in drinking water samples from different regions were statistically significant ((0.13±0.04) Bq/L vs. (0.12±0.08) Bq/L vs. (0.08±0.03) Bq/L, $F=9.854$, $P<0.01$), ((0.17±0.06) Bq/L vs. (0.13±0.10) Bq/L vs. (0.10±0.03) Bq/L, $F=10.522$, $P<0.01$). There were no significant difference in total α and total β radioactive levels in drinking water samples from different water sources ($F=2.849$, 1.352; both $P>0.05$). The differences of total α and total β radioactive levels in drinking water samples with different distances from uranium deposits were statistically significant ((0.16±0.02) Bq/L vs. (0.07±0.02) Bq/L vs. (0.11±0.02) Bq/L vs. (0.15±0.03) Bq/L vs. (0.14±0.03) Bq/L, $F=21.720$, $P<0.01$), ((0.24±0.04) Bq/L vs. (0.09±0.01) Bq/L vs. (0.19±0.01) Bq/L vs. (0.17±0.03) Bq/L vs. (0.13±0.04) Bq/L, $F=46.364$, $P<0.01$). The average values of total α and total β radioactive levels in drinking water samples 5 km away from the uranium deposit are the highest. The average values of total α radioactive level in 176 drinking water samples was (0.11±0.06) Bq/L, and 0.5% of drinking water exceeded the national standard limit (0.5 Bq/L). The average annual effective dose caused by drinking water is estimated to be (0.040±0.003) mSv/years according to the total α radioactive level in drinking water samples. According to the concentrations of radionuclides ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K in drinking water samples, the average annual effective dose caused by drinking water were estimated to be (0.030±0.004), (0.018±0.003), (0.084±0.04), (0.005±0.003) mSv/years. The lifelong carcinogenic risk among residents caused by drinking this water ranged from 1.75×10^{-13} to 4.35×10^{-11} . **Conclusions** The radioactive level of drinking water around a uranium mine and the control area (Chabuchar County and Urumqi City) is low, and the annual effective dose and lifelong carcinogenic risk caused by drinking water in this area are low, which will not cause observable adverse health effects, the health risk to the surrounding residents is low.

【Key words】 Drinking water; Radioisotopes; gross α and gross β ; Annual effective dose; Health risk assessment

Fund program: Natural Science Foundation of Xinjiang Uygur Autonomous Region (2020D01C080)

DOI: [10.3760/cma.j.cn121381-202306022-00391](https://doi.org/10.3760/cma.j.cn121381-202306022-00391)

2023年WHO数据显示,每年约有140万人因水、环境卫生或个人卫生条件不足而病死^[1]。2018年第71届世界卫生大会指出,全球约有20亿人仍缺乏安全饮用水,这使其潜在疾病风险增加^[2]。随着科技的进步,放射性污染、微生物污染和化学性污染成为影响饮用水质的三大因素。

随着大量核电站的建设,铀作为核工业“粮食”,其需求量日益增加。21世纪初,虽然铀矿的开采方法由露天开采转为地浸开采,减少了环境污染,但是目前地浸开采特别是酸性溶液地浸开采,仍存在污染地下水的风险^[3]。何成垚等^[4]采用酸法地浸采铀技术和CO₂地浸采铀技术对新疆伊犁盆地某铀矿进行地浸采铀,由于这2种方法加入的溶浸剂不同,导致地下水的地球化学环境和污染特征存在显著差异,酸法采区地下水综合污染指数比CO₂采区高3~384倍,污染物主要来源于人为注入的化学试剂和含矿层中矿物反应释放的组分。本研究采集铀矿周围和对照区的饮用水,测量饮用水的放射性水平并评估其对周围居民产生的年有效剂量和健康风险,进而探讨特大型、采用环保工艺的铀矿对周围环境的影响,为铀矿开采后的环境污染评估和后期环境污染修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

MPC9604型流气式低本底 α 、 β 测量仪购自美国ORTEC公司;GEM50195型高纯锗 γ 能谱仪[相对3"×3"NaI(Tl)晶体探测效率为53%,对⁶⁰Co 1332 keV γ 射线的能量分辨率为1.71 keV,测量范围为50~2000 keV,积分本底为179计数/s,软件系统为Gamma Vision 6.08,8192道分析器]购自美国ORTEC公司;FP-40型陶瓷纤维马弗炉购自北京市永光明医疗仪器厂;一次性高密度聚丙烯扁桶(5 L,带密封盖)购自上海龙程塑料桶厂;玻璃烧杯(5 L,蜀牛牌)购自上海晖创仪器店;陶瓷蒸发皿(250 ml)购自思科实验器材;优级纯HNO₃和H₂SO₄均购自天津市科密欧化学试剂有限公司;水残渣中总 α 监测标准物质(FM241-017, ²⁴¹Am,比活度:14.7 Bq/L)、水残渣中总 β 监测标准物质(FM40-023, ⁴⁰K,比活度:16.1 Bq/L)、 ϕ 75 mm×70 mm模拟水体效率校准源(规格编号:12NST180101,证书编号:DYhd2018-0436)均由

中国计量科学研究院购买和认证。

1.2 采样区域

(1)铀矿区:在铀矿周围25 km半径内,完全随机采集饮用水51份。(2)对照区:随机采集察布查尔县饮用水73份和乌鲁木齐市饮用水52份。上述176份水样中,根据水源分为地表水96份、地表水+地下水10份、地下水70份。采样时间为2020—2022年。所有水样的采集均按照我国《生活饮用水标准检验方法 水样的采集与保存》(GB/T 5750.2-2006)^[5]推荐的采样指南和相关标准进行。

1.3 样品处理

采样时先将水龙头打开至中速水流,保证流水3 min后采样。先取1 L水样涮洗一次性高密度聚丙烯扁桶内壁2~3次后,再装样、标记、密封、记录、GPS定位。样品采集完成后24 h内验样,记录性状、pH值,按照1 L水样加入10 ml HNO₃的比例处理5 L扁桶中水样,摇匀、静置。样品容器的标记、记录单和GPS定位要保证一致,常温运输。

1.4 总 α 和总 β 的测量

取上述已按照比例加入HNO₃的水样1 L加入玻璃烧杯中,加入10 ml HNO₃,混匀,加热蒸发至5 ml,转移到已称重的陶瓷蒸发皿中,冷却至室温;加入1 ml H₂SO₄,充分混匀后,至红外线灯下加热、蒸干至烟雾赶尽,再将瓷蒸发皿和残渣放入350℃马弗炉灼烧1 h,置于干燥容器内冷却至室温。称重、铺样后,采用MPC9604型流气式低本底 α 、 β 测量仪进行总 α 和总 β 放射性测量,样品测量前后均进行本底测量。仪器校验采用水残渣中总 α 和总 β 监测标准物质,分别用50、100、150、180、200、300 mg标准物质进行仪器各道的校验,并形成校验报告。

饮用水中总 α 放射性活度浓度的计算公式见(1):

$$A_{\alpha} = \frac{(n_{x\alpha} - n_0) \times m_1 \times 1.02}{60 \times V \times m_2 \times \varepsilon_{\alpha i} \times F_{\alpha}} \quad (1)$$

式(1)中, A_{α} 为饮用水样品中总 α 的放射性体积活度,单位为Bq/L; $n_{x\alpha}$ 、 n_0 分别为饮用水样品的计数率、本底计数率,单位为计数/s; m_1 为饮用水样品中水样残渣的总质量,单位为mg; V 为分析水样的体积,单位为L; m_2 为制备样品源的水残渣质量,单位为mg,本实验取样量为150 mg; $\varepsilon_{\alpha i}$ 为与样品源质量厚度相对应的计数系统 α 的计数

效率; F_α 为总 α 放射性回收率。

饮用水中总 β 放射性活度浓度的计算公式见(2):

$$A_\beta = \frac{(n_{x\beta} - n_0 - n_{x\alpha} \times \delta) \times m_1 \times 1.02}{60 \times V \times m_2 \times \varepsilon_{\beta i} \times F_\beta} \quad (2)$$

式(2)中, A_β 为饮用水样品中总 β 的放射性体积活度, 单位为 Bq/L; $n_{x\beta}$ 和 n_0 分别为样品计数率、本底计数率, $n_{x\alpha}$ 为饮用水样品的总 α 放射性活度浓度计数率, 单位为 Bq; δ 为测量仪器 α 道到 β 道的窜道率; m_1 为饮用水样品中水样残渣的总质量, 单位为 mg; V 为分析水样的体积, 单位为 L; m_2 为制备样品源的水残渣质量, 单位为 mg, 本实验取样量为 150 mg; $\varepsilon_{\beta i}$ 为与样品源质量厚度相对应的计数系统 β 的计数效率; F_β 为 β 的放射性回收率。

1.5 放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 和 ^{40}K 的测量

从 5 L 扁桶中取 4 L 水样, 浓缩至 265 ml, 装入 $\phi 75 \text{ mm} \times h 70 \text{ mm}$ 的圆柱型聚乙烯样品盒中(提前记录样品盒空重)称重, 求样品净重, 密封, 放置 30 d 后待 ^{226}Ra 与子体平衡后, 使用 GEM50195 型高纯锗 γ 能谱仪测量样品。所用水样均测量 24 h, 样品测量前后均进行本底测量 24 h。

能量和效率刻度均采用 $\phi 75 \text{ mm} \times 70 \text{ mm}$ 模拟水体效率校准源。样品和水体校准源的规格重量相同, 测量条件相同, 测量时间均为 24 h。 ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 、 ^{40}K 的活度浓度分别由 ^{234}Th (92.8 keV)、 ^{228}Ac (911.2 keV)、 ^{214}Bi (609.3 keV)、 ^{40}K (1460.8 keV) 获得。测量后若结果低于探测下限, 则取探测下限的 1/2 量值^[6], 并用量值对周围居民产生的年有效剂量和终身致癌风险进行估算。

饮用水样品中放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 和 ^{40}K 活度的计算公式^[7] 见(3):

$$A_j = \frac{S_j \times (A_{ji} - A_{jih})}{A_{jis} \times V \times DF_j} \quad (3)$$

式(3)中, A_j 为饮用水样品中第 j 种核素的活度浓度, 单位为 Bq/L; S_j 为第 j 种核素效率刻度源的活度, 单位为 Bq; A_{ji} 为样品谱中第 j 种核素的第 i 个特征峰的计数率, 单位为计数/s; A_{jih} 为本底谱中第 j 种核素的第 i 个特征峰的计数率, 单位为计数/s; A_{jis} 为第 j 种核素效率刻度源的第 i 个特征峰的计数率, 单位为计数/s; V 为被测样品的体积, 单位为 L; DF_j 为放射性核素 j 的衰变校正因子。

探测下限的计算公式^[7] 见(4):

$$LLD = 2.83K/t_b \times \sqrt{N_b} \quad (4)$$

式(4)中, LLD 为探测下限; $K=1.645$, 为 95%CI 的取值; t_b 为本底谱测量时间, 单位为 s; N_b 为本底谱中相对于某一全能峰的本底计数。

1.6 饮用水引起辐射风险所致年有效剂量和终身健康风险的估算

水中放射性核素尤其是 α 放射性核素被人体摄入后, 会对人体造成内照射剂量。目前饮用水的放射性对人体造成的年有效剂量可通过 2 种方法计算: (1) 采用美国国家环境保护局的通用计算方法^[8]; (2) 采用国际放射防护委员会和 WHO 推荐的计算方法^[9]。成年人的日平均饮水量引自《中国人群暴露参数手册(成人卷)》^[10], 城乡为 2.799 L/d, 城市为 2.778 L/d。按照成年人计算年有效剂量估算风险时取 50 年^[11]。

成年人饮用该饮用水所致年有效剂量的估算公式见(5):

$$AED_1 = D_\alpha \times V \times A_\alpha \times 365 \quad (5)$$

式(5)中, AED_1 为饮用饮用水所致年有效剂量, 单位为 mSv/年; D_α 为总 α 剂量转换系数(3.58×10^{-4}), 单位为 mSv/Bq; V 为成年人日平均饮水量, 单位为 L; A_α 为饮用水中总 α 放射性体积活度, 单位为 Bq/L。

成年人饮用该饮用水所致年有效剂量的估算公式见(6):

$$AED_2 = V \times 365 \times D_j \times A_{ij} \quad (6)$$

式(6)中, AED_2 为饮用饮用水中放射性核素 j 所致年有效剂量, 单位为 mSv/年; V 为成年人日平均饮水量, 单位为 L; D_j 为各放射性核素 j 的剂量转换系数, 单位为 mSv/Bq; A_{ij} 为饮用水中放射性核素 j 的体积活度, 单位为 Bq/L。

居民饮用该饮用水导致终身致癌风险的估算公式见(7):

$$LTRA = AED \times DL \times RF \times 10^{-3} \quad (7)$$

式(7)中, $LTRA$ 为终身致癌风险; AED 为年有效剂量, 单位为 mSv/年; DL 为寿命, 50 年^[11]; RF 为致癌风险转换因子, 单位为 /Sv。

1.7 质量控制

检测所用仪器均经过中国计量科学研究院检定合格, 并且在检定有效期范围内使用。

1.8 统计学方法

应用 SPSS 25.0 软件对数据进行统计学分析。符合正态分布的数据以 $\bar{x}\pm s$ 表示。对不同区域、不同水源、距铀矿不同距离的饮用水中总放射性水平进行单因素方差分析,若分析显示差异存在统计学意义时,进一步采用最小显著性差异法(LSD)进行多重比较。 $P<0.05$ 为差异有统计学意义。

2 结果

2.1 不同区域饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平

不同区域饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平见表 1。不同区域饮用水样品中总 α 放射性水平差异有统计学意义($F=9.854, P<0.01$); 铀矿周围和察布查尔县饮用水样品中总 α 放射性水平均高于乌鲁木齐市,且差异有统计学意义(均 $P<0.01$,

表 1); 不同区域饮用水样品中总 α 放射性水平从高到低依次为铀矿周围>察布查尔县>乌鲁木齐市。不同区域饮用水样品中总 β 放射性水平差异有统计学意义($F=10.522, P<0.01$); 铀矿周围饮用水样品中总 β 放射性水平高于察布查尔县和乌鲁木齐市,且差异有统计学意义(均 $P<0.01$, 表 1); 不同区域饮用水总 β 放射性水平从高到低依次为铀矿周围>察布查尔县>乌鲁木齐市。不同区域饮用水样品中总 α 放射性水平超标 1 份,超标率为 0.5%(在察布查尔县); 总 β 放射性水平均在国家标准范围内。

2.2 不同水源来源的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平

不同水源来源的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平见表 2。不同水源来源的饮用水样品中总

表 1 不同区域饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平

Table 1 Total α and total β radioactivity levels in drinking water samples from different regions

项目	区域	样品数(份)	$\bar{x}\pm s$ (Bq/L)	\bar{x} 的 95% CI		最小值(Bq/L)	最大值(Bq/L)	超标样品数(份)	超标率(%)
				下限	上限				
总 α 放射性水平	铀矿周围	51	0.13±0.04 ^a	0.12	0.14	0.05	0.19	0	0
	察布查尔县	73	0.12±0.08 ^a	0.10	0.14	0.01	0.57	1	1.37
	乌鲁木齐市	52	0.08±0.03	0.07	0.09	0.04	0.14	0	0
	合计	176	0.11±0.06	0.10	0.12	0.01	0.57	1	0.50
总 β 放射性水平	铀矿周围	51	0.17±0.06	0.15	0.18	0.06	0.27	0	0
	察布查尔县	73	0.13±0.10 ^a	0.11	0.15	0.01	0.55	0	0
	乌鲁木齐市	52	0.10±0.03 ^a	0.09	0.11	0.07	0.20	0	0
	合计	176	0.14±0.08	0.12	0.14	0.01	0.55	0	0

注:在总 α 放射性水平中,^a表示与乌鲁木齐市比较,差异均有统计学意义($t=4.057, 3.703$, 均 $P<0.01$);在总 β 放射性水平中,^a表示与铀矿周围比较,差异均有统计学意义($t=2.788, 4.573$, 均 $P<0.01$)。饮用水样品中总 α 放射性水平 ≥ 0.5 Bq/L 为超标;总 β 放射性水平 ≥ 1 Bq/L 为超标。CI 为置信区间

表 2 不同水源来源的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平

Table 2 Total α and total β radioactivity levels in drinking water samples from different water sources

项目	水源类型	样品数(份)	$\bar{x}\pm s$ (Bq/L)	\bar{x} 的 95%置信区间		最小值(Bq/L)	最大值(Bq/L)
				下限	上限		
总 α 放射性水平	地表水	96	0.11±0.04	0.10	0.11	0.04	0.25
	地表水+地下水	10	0.08±0.02	0.06	0.09	0.06	0.12
	地下水	70	0.12±0.08	0.10	0.14	0.01	0.57
	合计	176	0.11±0.06	0.10	0.12	0.01	0.57
总 β 放射性水平	地表水	96	0.14±0.07	0.12	0.15	0.06	0.49
	地表水+地下水	10	0.11±0.05	0.08	0.14	0.08	0.20
	地下水	70	0.12±0.09	0.10	0.14	0.01	0.55
	合计	176	0.14±0.08	0.12	0.14	0.01	0.55

α 和总 β 放射性水平差异均无统计学意义($F=2.849、1.352$, 均 $P>0.05$)。不同水源来源的饮用水样品中,总 α 放射性水平从高到低依次为地下水>地表水>地表水+地下水。总 β 放射性水平从高到低依次为地表水>地下水>地表水+地下水。

2.3 距铀矿不同距离的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平

距铀矿不同距离的饮用水中总 α 和总 β 放射性水平见表3。距铀矿不同距离的饮用水中总 α 和总 β 放射性水平差异均有统计学意义($F=21.720、46.364$, 均 $P<0.01$)。距铀矿5 km处的饮用水中总 α 和总 β 放射性水平均值均最高。距铀矿不同

距离的饮用水中总 α 放射性水平从大到小依次为:5 km处>20 km处>25 km处>15 km处>10 km处;总 β 放射性水平从大到小依次为:5 km处>15 km处>20 km处>25 km处>10 km处。

2.4 经口饮水途径放射性核素的健康风险

环境放射性核素主要通过吸入、食入和皮肤3种途径对人体产生放射性剂量,饮用水主要通过经口饮水途径对人体产生放射性剂量。若饮用水存在放射性核素的污染,对人类生存存在一定的风险。可通过对饮用水中的放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 和 ^{40}K 的估算来评估饮用该饮用水所致居民的终身致癌风险。由表4可知,饮用不同区域的饮用

表3 距铀矿不同距离的饮用水样品中总 α 和总 β 放射性水平

Table 3 Total α and total β radioactivity levels in drinking water samples at different distances from uranium deposits

项目	距铀矿距离(km)	样品数(份)	$\bar{x}\pm s$ (Bq/L)	\bar{x} 的95%置信区间		最小值(Bq/L)	最大值(Bq/L)
				下限	上限		
总 α 放射性水平	5	11	0.16±0.02	0.15	0.17	0.13	0.19
	10	10	0.07±0.02	0.06	0.09	0.05	0.10
	15	10	0.11±0.02	0.10	0.13	0.08	0.14
	20	10	0.15±0.03	0.12	0.17	0.09	0.19
	25	10	0.14±0.03	0.12	0.16	0.09	0.17
	合计	51	0.13±0.04	0.12	0.14	0.05	0.19
总 β 放射性水平	5	11	0.24±0.04	0.21	0.26	0.15	0.27
	10	10	0.09±0.01	0.08	0.10	0.06	0.11
	15	10	0.19±0.01	0.18	0.21	0.17	0.21
	20	10	0.17±0.03	0.15	0.19	0.13	0.20
	25	10	0.13±0.04	0.11	0.16	0.09	0.20
	合计	51	0.17±0.06	0.15	0.18	0.06	0.27

表4 饮用不同区域的饮用水其放射性核素所致年有效剂量和终身致癌风险

Table 4 Annual effective dose and lifetime cancer risk caused by radioactive isotopes in drinking water from different regions

指标	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{40}K	总 α 剂量转换系数
致癌风险转换因子(/Sv) ^[8]	4.5×10^{-5}	2.3×10^{-4}	2.8×10^{-4}	6.2×10^{-6}	3.58×10^{-4}
剂量转换系数(mSv/Bq) ^[11]	1.73×10^{-9}	2.73×10^{-9}	1.04×10^{-8}	6.68×10^{-10}	—
年有效剂量(mSv/年)					
察布查尔县	0.029±0.003	0.017±0.003	0.081±0.020	0.007±0.003	0.044±0.007
铀矿周边	0.034±0.002	0.020±0.003	0.106±0.010	0.003±0.002	0.046±0.006
乌鲁木齐市	0.029±0.003	0.017±0.002	0.065±0.040	0.005±0.003	0.029±0.005
$\bar{x}\pm s$	0.030±0.004	0.018±0.003	0.084±0.040	0.005±0.003	0.040±0.003
终身致癌风险					
察布查尔县	2.50×10^{-12}	2.27×10^{-12}	4.20×10^{-11}	2.23×10^{-13}	—
铀矿周边	2.93×10^{-12}	2.68×10^{-12}	5.52×10^{-11}	1.04×10^{-13}	—
乌鲁木齐市	2.49×10^{-12}	2.26×10^{-12}	3.64×10^{-11}	1.77×10^{-13}	—
$\bar{x}\pm s$	2.62×10^{-12}	2.39×10^{-12}	4.35×10^{-11}	1.75×10^{-13}	—

注:—表示无此项数据

水,其放射性核素 ^{238}U 和 ^{232}Th 所导致的年有效剂量从高到低的区域为铀矿周边>察布查尔县和乌鲁木齐市;放射性核素 ^{226}Ra 所致的年有效剂量从高到低的区域为铀矿周边>察布查尔县>乌鲁木齐市;放射性核素 ^{40}K 所致的年有效剂量从高到低的区域为察布查尔县>乌鲁木齐市>铀矿周边。

3 讨论

此次调查的176份饮用水样品的总 α 放射性水平的平均值为 (0.11 ± 0.06) Bq/L,高于2002—2004年乌鲁木齐市饮用水中总 α 放射性水平 (0.05) Bq/L^[12],高于1995—2019年兰州市生活饮用水枯水期总 α 放射性水平 $[(0.041\pm 0.032)$ Bq/L]和丰水期总 α 放射性水平 $[(0.054\pm 0.040)$ Bq/L]^[13],高于2021年海阳核电站30 km范围内饮用水中枯水期总 α 放射性水平 $[(0.034\pm 0.023)$ Bq/L]和丰水期总 α 放射性水平 $[(0.054\pm 0.074)$ Bq/L]^[14]。此次调查的176份饮用水的总 β 放射性水平的平均值为 $[(0.14\pm 0.08)$ Bq/L],高于2002—2004年乌鲁木齐市饮用水中总 β 放射性水平 (0.06) Bq/L^[12],高于1995—2019年兰州市生活饮用水枯水期总 β 放射性水平 (0.086) Bq/L^[13];低于2021年海阳核电站30 km范围内饮用水中丰水期总 β 放射性水平 $[(0.18\pm 0.036)$ Bq/L]^[14]。饮用水中的总 α 放射性主要来源于天然铀、钍和 ^{226}Ra ,总 β 放射性主要来源于长寿命核素 ^{40}K 等。本研究结果显示,不同区域饮用水中放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 和 ^{226}Ra 所致的年有效剂量最高的区域均为铀矿周围,这说明铀矿周围饮用水的总 α 放射性水平主要来源于其放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 和 ^{226}Ra 。而放射性核素 ^{40}K 所致的年有效剂量最低的区域为铀矿周围,铀矿周围饮用水总 β 放射性水平最低,反映其放射性核素 ^{40}K 仅是其放射性贡献的一部分。本研究结果显示,饮用水的总 α 和总 β 放射性水平的平均值和不同区域的平均值均高于2002—2004年乌鲁木齐市和兰州市数据。本次调查结果高于既往数据(2002—2004年乌鲁木齐市数据)。原因一方面是,检测设备从2002—2004年的国产设备到现在使用的进口流气式低本底测量设备,探测的灵敏度有所提高,样品采集后及时加 HNO_3 处理,减少了储存容器(扁桶)对饮用水的放射性吸附。另一方面,乌鲁木齐市的水资源主要由两部分组成,地下水和地表水资源,由于乌鲁木齐市地处

祖国内陆,海洋湿气难以到达,所以乌鲁木齐市常年干旱少雨,再加上蒸发旺盛,导致乌鲁木齐市水资源总量较少。同时,据《新疆统计年鉴》(2011—2018年)^[15]记载,2011—2017年新疆维吾尔自治区水资源中,地表水量从1063.00亿 m^3 下降至963.96亿 m^3 ,地下水量从624.30亿 m^3 下降至586.98亿 m^3 ,新疆饮用水的水量在逐年减少,其放射性有一定的浓集。与兰州市的差异,可能与不同的地质地貌有关。需进一步的探讨,继续扩大调查样品量和样品的种类(结合对土壤和岩石等的分析),并连续的监测与比较,方可追溯数据差异的缘由。

不同水源来源的饮用水中,以地表水为水源的饮用水的总 α 放射性水平的平均值 $[(0.11\pm 0.04)$ Bq/L],高于2011—2017年北京市地表水总 α 放射性水平的平均值 $[(0.080\pm 0.078)$ Bq/L]^[16];其总 β 放射性水平的平均值 $[(0.14\pm 0.07)$ Bq/L],低于2011—2017年北京市地表水总 β 放射性水平的平均值 $[(0.23\pm 0.30)$ Bq/L]^[16]。以地下水为水源的饮用水,其总 α 放射性水平的平均值 $[(0.12\pm 0.08)$ Bq/L],高于2018—2019年北京市乡镇地下水总 α 放射性水平 $[0.050(0.052)$ Bq/L]^[17],高于2018年南京市地下水总 α 放射性水平的平均值 (0.081) Bq/L^[18],高于山东省淄博市部分地区地下水总 α 放射性水平平均值 (0.079) Bq/L^[19],其总 β 放射性水平的均值 $[(0.12\pm 0.09)$ Bq/L],高于2018—2019年北京市乡镇地下水总 β 放射性水平 $[0.048(0.038)$ Bq/L]^[17],低于2018年南京市地下水总 β 放射性水平的均值 (0.268) Bq/L^[18],高于山东省淄博部分地区地下水总 β 放射性水平的均值 (0.11) Bq/L^[19]。与地表水相比,地下水由于与外界交换较少,相对不易污染的埋藏特点,水中的总放射性主要受补给与排泄影响。地下水补给来源主要有大气降水、河水入渗补给、河渠入渗补给、侧向径流补给等。通过补给与排泄,地下水获得、消耗放射性核素,保持不断循环交替^[20]。对于地下水为主要水源的饮用水,需追踪当地降水和补给河流的水样进行放射性分析。

距铀矿5~25 km范围内采集的51份饮用水水样,总 α 和总 β 放射性水平均在国家限值范围内,距铀矿5 km处总 α 和总 β 放射性水平均最高 $[(0.16\pm 0.02)$ Bq/L、 (0.24 ± 0.04) Bq/L]。本研究结果显示,大型新型工艺开采下的铀矿,虽然其周

围 5 km 内的饮用水的总放射性最高,但均在国家限制范围内,其周围饮用水的放射性是安全的。

本研究以饮用水样品中总 α 放射性水平估算饮用该饮用水所致年有效剂量均值为 0.040 mSv/年,以各放射性核素估算饮用该饮用水所致年有效剂量均值为 0.005~0.084 mSv/年,饮用该饮用水其放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 所致年有效剂量均值分别为 0.030、0.018、0.084 mSv/年,均高于山东省淄博市部分地区地下水其放射性核素 ^{238}U 、 ^{232}Th 和 ^{226}Ra 所致年有效剂量(0.001 3、0.013、0.016 mSv/年)^[19],但均低于 WHO 建议的个人剂量控制值(0.1 mSv/年),按照 WHO 根据环境中天然放射性核素引起的人群长期受照个人剂量研究结果和辐射引发癌症风险的测算认为:饮用水中放射性核素所致个人受照剂量在 0.1 mSv/年时,不会造成可观测到的不良健康效应^[21]。故饮用此次调查的饮用水不会造成居民可观测到的不良健康效应。同时此次调查的饮用水中各放射性核素所致居民终身致癌风险为 1.75×10^{-13} ~ 4.35×10^{-11} ,远低于国际辐射防护委员会推荐的最大可接受风险水平(5.0×10^{-5})^[22],美国国家环境保护局推荐的最大可接受风险水平为 1.0×10^{-4} ^[23]。

综上,铀矿周围和对照区(察布查尔县和乌鲁木齐市的)饮用水放射性水平较低,饮用该区域的饮用水所致年有效剂量和终身致癌风险较低,不会造成可观测到的不良健康效应,对周围居民所造成的健康风险较低。

利益冲突 所有作者声明无利益冲突

作者贡献声明 孙小娜负责样品采集地点的确定,样品的采集、前处理、测量,数据的处理、统计、分析,论文的撰写及修改;拓飞负责论文的指导;陈玉琴和朱伟寿负责部分样品的采集、前处理、测量和数据的处理;林燮钊负责部分数据的分析;张娜负责部分样品的采集和前处理

参 考 文 献

- [1] WHO. Women and girls bear brunt of water and sanitation crisis—new UNICEF-WHO report[R]. Geneva: WHO, 2023.
- [2] WHO. Seventy-first World Health Assembly update[R]. Geneva: WHO, 2018.
- [3] 袁志华,孙占学,刘金辉,等.铀矿开采及生态修复技术研究进展[J].*有色金属工程*, 2022, 12(11): 146–154. DOI: 10.3969/j.issn.2095-1744.2022.11.19.
Yuan ZH, Sun ZX, Liu JH, et al. Research progress of uranium mining and ecological restoration technology[J]. *Nonferrous Met Eng*, 2022, 12(11): 146–154. DOI: 10.3969/j.issn.2095-1744.2022.11.19.
- [4] 何成垚,谭凯旋,李咏梅,等.新疆某铀矿酸法和 CO₂ 地浸采区地下水的污染特征及机理[J].*有色金属(冶炼部分)*, 2021, (6): 53–59. DOI: 10.3969/j.issn.1007-7545.2021.06.009.
He CY, Tan KX, Li YM, et al. Pollution characteristics and mechanism of groundwater of acid and CO₂ in-situ leaching mining area of uranium deposit in Xinjiang, China[J]. *Nonferrous Met: Extr Metall*, 2021, (6): 53–59. DOI: 10.3969/j.issn.1007-7545.2021.06.009.
- [5] 中华人民共和国卫生部,中国国家标准化管理委员会. GB/T 5750.2-2006 生活饮用水标准检验方法 水样的采集与保存[S].北京:中国标准出版社,2007.
Ministry of Health of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB/T 5750.2-2006 Standard examination methods for drinking water-Collection and preservation of water samples[S]. Beijing: Standards Press of China, 2007.
- [6] 夏春龙. 2014—2021 年辽宁某县县级水源地水质健康风险评估[J].*水利技术监督*, 2023, (4): 66–69. DOI: 10.3969/j.issn.1008-1305.2023.04.018.
Xia CL. Health risk assessment of water quality in a county-level drinking water source in Liaoning province from 2014 to 2021[J]. *Tech Superv Water Resour*, 2023, (4): 66–69. DOI: 10.3969/j.issn.1008-1305.2023.04.018.
- [7] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会. GB/T 16140-2018 水中放射性核素的 γ 能谱分析方法[S].北京:中国标准出版社,2018.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB/T 16140-2018 Determination of radionuclides in water by gamma spectrometry[S]. Beijing: Standards Press of China, 2018.
- [8] United States Environmental Protection Agency. Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides[R]. Washington: US EPA, 1999: 21–128.
- [9] United States Environmental Protection Agency. Limiting values of radionuclide intake and air concentration and dose conversion factors for inhalation, submersion, and ingestion[R]. Washington: USEPA, 1988.
- [10] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册(成人卷)[M].北京:中国环境出版社,2013: 91.
Ministry of Environmental Protection. Exposure factors handbook of Chinese population: adults[M]. Beijing: China Environmental Press, 2013: 91.
- [11] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. GB 18871-2002 电离辐射防护与辐射源安全基本标准[S].北京:中国标准出版社,2004.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. GB 18871-2002

- basic standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources[S]. Beijing: Standards Press of China, 2004.
- [12] 孙小娜, 库德热提, 张聚敬, 等. 2002至2004年乌鲁木齐市环境放射性调查与评价[J]. *中华放射医学与防护杂志*, 2006, 26(2): 172-173. DOI: [10.3760/cma.j.issn.0254-5098.2006.02.023](https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.0254-5098.2006.02.023).
Sun XN, Kuderetti, Zhang JJ, et al. Survey and assessment of environmental radioactivity in Ürümqi from 2002 to 2004[J]. *Chin J Radiol Med Prot*, 2006, 26(2): 172-173. DOI: [10.3760/cma.j.issn.0254-5098.2006.02.023](https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.0254-5098.2006.02.023).
- [13] 王延俊, 邬家龙, 孙卫, 等. 1995年—2019年兰州市生活饮用水和兰州段黄河水的放射性水平分析[J]. *中国卫生检验杂志*, 2021, 31(13): 1625-1628, 1633.
Wang YJ, Wu JL, Sun W, et al. Radioactivity analysis on domestic drinking water of Lanzhou City and Yellow River water of Lanzhou section from 1995 to 2019[J]. *Chin J Health Lab Technol*, 2021, 31(13): 1625-1628, 1633.
- [14] 李莉, 崔祖文, 王科霖, 等. 2021年海阳核电站周边饮用水中总 α 、 β 放射性水平分析[J]. *食品安全导刊*, 2022, (23): 107-110. DOI: [10.16043/j.cnki.cfs.2022.23.025](https://doi.org/10.16043/j.cnki.cfs.2022.23.025).
Li L, Cui ZW, Wang KL, et al. Analysis of total α and β radioactivity levels in drinking water around Haiyang nuclear power plant in 2021[J]. *China Food Saf Mag*, 2022, (23): 107-110. DOI: [10.16043/j.cnki.cfs.2022.23.025](https://doi.org/10.16043/j.cnki.cfs.2022.23.025).
- [15] 令彦强. 乌鲁木齐市城市节水管理研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2020. DOI: [10.27429/d.cnki.gxjdu.2020.000524](https://doi.org/10.27429/d.cnki.gxjdu.2020.000524).
Ling YQ. Study on urban water saving management in Urumqi [D]. Urumqi: Xinjiang University, 2020. DOI: [10.27429/d.cnki.gxjdu.2020.000524](https://doi.org/10.27429/d.cnki.gxjdu.2020.000524).
- [16] 王欢, 孙亚茹, 孔玉侠, 等. 2011—2017年北京市地表水与生活饮用水放射性水平调查[J]. *中国辐射卫生*, 2018, 27(5): 492-495. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714x.2018.05.020](https://doi.org/10.13491/j.issn.1004-714x.2018.05.020).
Wang H, Sun YR, Kong YX, et al. Investigation of radioactivity levels of surface water and drinking water in Beijing from 2011 to 2017[J]. *Chin J Radiol Health*, 2018, 27(5): 492-495. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714x.2018.05.020](https://doi.org/10.13491/j.issn.1004-714x.2018.05.020).
- [17] 马秀凤, 冯月, 汪喆, 等. 北京市乡镇级集中式饮用水总放射性监测分析[J]. *中国辐射卫生*, 2021, 30(5): 568-572. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714x.2021.05.009](https://doi.org/10.13491/j.issn.1004-714x.2021.05.009).
Ma XF, Feng Y, Wang Z, et al. Monitoring and analysis of gross radioactivity of centralized drinking-water of township in Beijing[J]. *Chin J Radiol Health*, 2021, 30(5): 568-572. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714x.2021.05.009](https://doi.org/10.13491/j.issn.1004-714x.2021.05.009).
- [18] 李林泽, 朱锐, 刘飞, 等. 南京市地下水总 α 、总 β 放射性水平研究[J]. *中国辐射卫生*, 2020, 29(5): 507-509, 514. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714x.2020.05.016](https://doi.org/10.13491/j.issn.1004-714x.2020.05.016).
Li LZ, Zhu R, Liu F, et al. Determination of gross- α and gross- β activities in groundwater of Nanjing City[J]. *Chin J Radiol Health*, 2020, 29(5): 507-509, 514. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714x.2020.05.016](https://doi.org/10.13491/j.issn.1004-714x.2020.05.016).
- [19] 亓恒振, 吕冬梅. 地下水天然放射性所致居民辐射剂量估算研究[J]. *地下水*, 2019, 41(6): 18-20. DOI: [10.19807/j.cnki.DXS.2019-06-006](https://doi.org/10.19807/j.cnki.DXS.2019-06-006).
Qi HZ, Lv DM. Study on the residents' radiation dose estimations caused by natural radioactivity in ground water[J]. *Ground Water*, 2019, 41(6): 18-20. DOI: [10.19807/j.cnki.DXS.2019-06-006](https://doi.org/10.19807/j.cnki.DXS.2019-06-006).
- [20] 张人权, 梁杏, 靳孟贵, 等. 水文地质学基础[M]. 7版. 北京: 地质出版社, 2018: 69.
Zhang RQ, Liang X, Jin MG, et al. Fundamentals of hydrogeology[M]. 7th ed. Beijing: Geology Press, 2018: 69.
- [21] WHO. Developing drinking-water quality regulations and standards: general guidance with a special focus on countries with limited resources[M]. Geneva: World Health Organization, 2018.
- [22] United States Environmental Protection Agency. Available information on assessing exposure from pesticides in food—a user's guide[R]. Washington: US EPA, 2000: 14-16.
- [23] United States Environmental Protection Agency. Superfund public health evaluation manual[R]. Washington: US EPA, 1986: 4-7.

(收稿日期: 2023-06-21)



微信公众号



官网二维码



微信服务号(微平台)