

山西省城市生活饮用水中总 α 放射性、总 β 放射性、铀和镭-226含量的调查与分析

杜滢鑫 郭一言 赵丹 王爱一 李小倩 靳璐
(山西省生态环境监测和应急保障中心(山西省生态环境科学研究院) 太原 030027)

摘要 为掌握山西省辖区内集中式饮用水源地放射性水平现状,了解饮用水中 α 放射性核素的情况,本研究采用厚源法测定了全省11个城市饮用水中总 α 放射性和总 β 放射性的活度浓度,采用激光荧光法测定铀的浓度,采用射气法测定镭-226的活度浓度。测量结果表明:总 α 放射性活度浓度检出值在0.058~0.284 Bq/L范围内,总 β 放射性活度浓度在0.071~0.209 Bq/L范围内,低于《GB5749—2022 生活饮用水卫生标准》中规定的限值,全省集中式生活饮用水未受到放射性污染。铀浓度范围为0.37~18.05 $\mu\text{g/L}$,镭-226活度浓度范围检出值范围为1.74~16.7 mBq/L,与全国环境天然放射性水平调查结果处于同一水平。不同城市的地下水中核素对总 α 放射性的贡献有较大不同,阳泉市地下水中总 α 放射性主要贡献者是镭-226,忻州市地下水中的总 α 放射性则主要取决于铀及其子体,而晋中、吕梁两市地下水受镭-226和铀这两种核素的共同作用。

关键词 饮用水,总 α 放射性,总 β 放射性,铀,镭-226

中图分类号 X837

DOI: 10.11889/j.1000-3436.2026-0025

CSTR: 32195.14.j.JRRRP.1000-3436.2026-0025

引用该文:

杜滢鑫,郭一言,赵丹,等.山西省城市生活饮用水中总 α 放射性、总 β 放射性、铀和镭-226含量的调查与分析[J].辐射研究与辐射工艺学报,XXXX,XX(XX):XXXXXX. DOI: 10.11889/j.1000-3436.2026-0025.

DU Yingxin, GUO Yiyang, ZHAO Dan, *et al.* Investigation and analysis of gross alpha, gross beta, uranium and ^{226}Ra levels in urban drinking water of Shanxi province[J]. Journal of Radiation Research and Radiation Processing, XXXX, XX(XX): XXXXXX. DOI: 10.11889/j.1000-3436.2026-0025.



Investigation and analysis of gross alpha, gross beta, uranium and ^{226}Ra levels in urban drinking water of Shanxi province

DU Yingxin GUO Yiyang ZHAO Dan WANG Aiyi LI Xiaolian JIN Lu

(Shanxi Eco-environment Monitoring and Emergency Support Center (Shanxi Academy of Ecological Environmental Sciences),
Taiyuan 030027, China)

ABSTRACT To assess the current status of radioactivity levels in centralized drinking water sources across Shanxi Province and to identify the primary contributors of gross alpha radioactivity in drinking water, this study determined the activity concentrations of gross alpha and gross beta in drinking water samples from 11 cities across the province using the thick source method. Uranium concentration was measured via laser-induced fluorescence,

第一作者: 杜滢鑫,男,1987年出生,2013年于陕西师范大学分析化学专业获理学硕士学位,研究领域为辐射环境监测, E-mail: doingthing@126.com

收稿日期: 初稿 2026-02-06; 修回 2026-03-12

First author: DU Yingxin (male) was born in 1987, and obtained his master's degree in analytical chemistry from Shaanxi Normal University in 2013, mainly engaged in radioenvironment monitoring, E-mail: doingthing@126.com

Received 06 February 2026; accepted 12 March 2026

and the activity concentration of radium-226(^{226}Ra) was quantified using the emanation method. The results indicate that: The radioactivity concentration of gross α (detected value) ranged from less than 0.058 Bq/L to 0.284 Bq/L, and the activity concentration of total beta radioactivity ranged from 0.071 Bq/L to 0.209 Bq/L. Both were lower than the limits specified in Standards for Drinking Water Quality (GB5749—2022), indicating no radioactive contamination in centralized drinking water across Shanxi Province. Uranium concentrations varied between 0.37 $\mu\text{g/L}$ and 18.05 $\mu\text{g/L}$, and ^{226}Ra activity concentrations (detected value) ranged from 1.74 mBq/L to 16.7 mBq/L, which is consistent with the results of the national survey on environmental natural radioactive levels. Notably, the dominant sources of gross α radioactivity in groundwater differ significantly among cities. In Yangquan City, the gross α radioactivity in groundwater is mainly derived from ^{226}Ra ; in Xinzhou City, uranium isotopes is the predominant contributor; whereas in Jinzhong and Lüliang Cities, gross α radioactivity arises from the combined contributions of both ^{226}Ra and uranium isotopes.

KEYWORDS Drinking water, Gross alpha activity, Gross beta activity, Uranium, ^{226}Ra

CLC X837

水是人类赖以生存的根本，饮用水的纯净卫生，更是当下人们不容回避的民生关切。城市集中式饮用水水源的水质好坏，直接牵动着千家万户的生活安全，也影响着社会的平稳运行。1988~1997年间，山西省卫生防疫站对我省部分地市不同水源的生活饮用水进行了总 α 和总 β 放射性的监测^[1]，初步掌握了生活饮用水中总 α 和总 β 浓度水平及其分布特点。但随着我省大规模的基础设施建设与放射性同位素技术的广泛应用，水体中放射性核素的浓度及其分布有可能已经发生了变化。2014~2016年，郭倩等^[2]采用固体蚀刻径迹探测器对山西省10个城市居民饮用水总 α 放射性活度的调查，发现其值高于1988~1997年的调查结果。这是否意味着我省饮用水受到了放射性污染，亦或仅仅是由于分析方法不同导致的误差，故而有必要对我省饮用水水源的放射性状况再次进行监测评估。鉴于总 α 和总 β 放射性指标在辐射环境监测中的初筛意义，通过此次调查，有助于掌握我省集中式饮用水水源放射性水平的现状，逐步建立我省饮用水放射性监测网络，向政府执行饮用水水源保护工作提供准确、可靠的监测数据和资料，为科学实施饮用水水源环境保护工作提供技术支持。考虑到饮用水中的 α 放射性主要来源于天然放射性核素，有代表性的天然放射性核素主要有 ^{226}Ra 、 ^{238}U 和 ^{232}Th ，其中 ^{226}Ra 和 ^{238}U 是总 α 放射性的主要贡献者^[3]。因此，本文除了考察总 α 和总 β 放射性活度浓度以外，还重点关注饮用水中的总U和 ^{226}Ra 含量。

山西拥有众多河流，是黄河与海河两大流域的分水岭。黄河流域水系遍布于省内西部和南部，

其中以汾河最长，流域面积最大，流量也最大。海河流域水系偏于省内北部及东部，较大的支流有桑干河、滹沱河和漳河。全省地下水资源储量约85.98亿 m^3 ，可采水资源约35.82亿 m^3 。目前全省11个地级城市共有42个地级城市集中式生活饮用水源地，其中地表水水源10个（河流型2个，湖库型8个），地下水水源32个。

根据城市居民生活饮用水水源类型、规模和分布情况，本研究于2019年丰水期（7~9月）对其其中25个城市集中式水源地进行了取样，取样方法依据《HJ61—2001 辐射环境监测技术规范》^[4]的有关要求执行。

1 材料与方法

1.1 仪器与设备

LB790 十路低本底 α/β 测量仪（德国，Berthold Technologies GmbH & Co.KG），AB6A 氮测量仪（加拿大，Pylon Electronics Inc），WGJ-III 微量铀分析仪（中国，杭州大吉光电有限公司）。ME204E/02 型分析天平（瑞士，METTLER TOLEDO公司，感量0.1 mg），TM0914型马弗炉（中国，北京盈安美诚科学仪器有限公司），坩埚（瓷质，300 mL），量筒（1 L），玛瑙研钵。

1.2 试剂与标准物质

本研究使用的 ^{241}Am 粉末标准源比活度为14.3 Bq/g（校准证书编号：DLhd202201621），由中国计量科学研究院提供； ^{40}K 粉末标准源比活度为14.7 Bq/g（校准证书编号：DLhd202201621），

由中国原子能科学研究院提供； ^{226}Ra 标准溶液比活度为 89.7 Bq/g （校准证书编号：GFJGJL1005230003731），由 Eckert & Ziegler Analytcs, Inc. 提供；铀标准溶液质量浓度为 $9.60 \times 10^{-4} \text{ g/g}$ （校准证书编号：GFJGJL1005240009171），由中核北方核燃料元件有限公司提供。硫酸为分析纯，实验室所用水均为 GWA-UN4-20（北京普析通用仪器有限责任公司，中国）制得的超纯水。

1.3 样品处理与测量方法

1.3.1 总α放射性与总β放射性

按照《HJ 898—2017 水质 总α放射性的测定 厚源法》^[5]和《HJ 899—2017 水质 总β放射性的测定 厚源法》^[6]进行。取 2L 酸化后的水样缓慢加热，蒸发浓缩至 100 mL 左右，转移至瓷坩埚后，加入 1 mL 浓硫酸（密度为 1.84 g/mL ），继续加热至烟雾散尽。将含有残渣的瓷坩埚置于马弗炉内 $350 \text{ }^\circ\text{C}$ 下灼烧 1 h。然后取出放入干燥器内冷却，冷却后准确称量残渣质量。

取 0.1 A mg （A 为样品盘活性区面积， mm^2 ）研细的残渣进行铺样，制成样品源，立即进行α放射性和β放射性测量，测量时间为 $240 \text{ min/次} \times 6$ 次。总α放射性活度浓度按式（1）计算；总β放射性活度浓度按式（2）计算。

$$C_\alpha = \frac{(R_x - R_0)}{(R_s - R_0)} \times \alpha_s \times \frac{m}{1000} \times \frac{1.02}{V} \quad (1)$$

$$C_\beta = \frac{(R_x - R_0)}{(R_s - R_0)} \times \beta_s \times \frac{m}{1000} \times \frac{1.02}{V} \quad (2)$$

式中： C_α 为总α放射性活度浓度， Bq/L ； C_β 为总β放射性活度浓度， Bq/L ； R_x 为样品源α/β计数率， s^{-1} ； R_0 为仪器α/β本底计数率， s^{-1} ； R_s 为α、β标准源的计数率； α_s 为总α标准源的放射性活度浓度， Bq/g ； β_s 为总β标准源的放射性活度浓度， Bq/g ； m 为水样残渣的总质量， mg ； V 为水样体积， L ；1.02为每 1 L 水样加入 20 mL 硝酸的体积修正系数。

1.3.2 铀

按照《HJ 840—2017 环境样品中微量铀的分析方法》^[7]之激光荧光法进行。水样经过孔径为 $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ 的过滤器过滤后，移取 5.00 mL 待测样品溶液于石英比色皿中，置于微量铀分析仪测量室内，测定并记录读数 N_0 。向样品内加入 0.5 mL 铀

荧光增强剂，充分混匀。注意观察，如产生沉淀，则应将被测样品稀释或进行其它方法处理，直至无沉淀产生，方可进入测量步骤。测定记录荧光强度 N_1 。再向样品内加入 $50 \text{ }\mu\text{L}$ $0.100 \text{ }\mu\text{g/mL}$ 铀标准工作溶液，充分混匀，测定记录荧光强度 N_2 。样品中铀浓度按式（3）计算。

$$C = \frac{(N_1 - N_0) \times C_1 V_1 K}{(N_2 - N_1) \times V_0} \times 1000 \quad (3)$$

式中： C 为水样中铀的浓度， $\mu\text{g/L}$ ； N_0 为样品未加铀荧光增强剂前测得的荧光强度； N_1 为样品加铀荧光增强剂后测得的荧光强度； N_2 为样品加铀标准工作溶液后测得的荧光强度； C_1 为测定荧光强度 N_2 时加入的铀标准工作溶液的浓度， $\mu\text{g/mL}$ ； V_1 为加入的铀标准工作溶液的体积， mL ； V_0 为分析用水样的体积， mL ； K 为水样稀释倍数。1 000 为单位换算系数。

1.3.3 镭-226

用量筒量取 5 L 待测水样于烧杯中，加入 5 mL（或 10 mL）浓硝酸，置于电热板上缓慢加热浓缩至约 50 mL，以不沸腾为宜。冷却后移入扩散管，用少量蒸馏水洗涤烧杯，合并洗涤液与浓缩液。然后驱尽扩散管中的氦并封住扩散管，记下封源时刻，放置 20 d 以上积累氦并分离测量。由于该方法无需经过共沉淀和对沉淀的溶解等步骤，因而在处理的过程中镭-226 不会损失，不需要进行回收率校正，同时也简化了处理过程。即使样品中有钍射气的存在，由于钍射气的半衰期只有 55.6 s，从分离到测量之前的 2~3 h 内，钍射气也基本衰变完全，不会对测量结果造成影响^[8]。样品中镭-226 活度浓度按式（4）计算。

$$C = \left[\frac{K(\bar{I} - I_0)}{1 - \exp(-\lambda t)} - C_b \right] / V \quad (4)$$

式中： C 为样品中镭-226 的浓度， Bq/L ； K 为闪烁室的刻度系数， Bq/cpm ； \bar{I} 为测得的平均计数率， counts/min ； I_0 为闪烁室的本底计数率， counts/min ； λ 为氦的衰变常数； t 为氦的积累时间， h ； C_b 为试剂空白， Bq ； V 为分样用样体积；

2 结果与讨论

本次城市集中式饮用水源地放射性水平调查涵盖山西全省境内 11 个地市，共采集不同点位样

品 25 个，其中地下水样品 21 个，地表水样品 4 个，分别以 M1~M25 表示。

2.1 总 α 放射性、总 β 放射性水平

山西省 11 个地市 25 份水样中总 α 放射性和总 β 放射性的测量结果见图 1 和图 2。其中，除 M23 号样品的总 α 放射性活度浓度小于探测下限（MDC，按照 HJ898—2017 附录 A 式 A.4 计算）外，其余样品总 α 放射性活度浓度的检出值范围为 0.058~0.284 Bq/L（平均值为 0.119 Bq/L），总 β 放射性活度浓度的检出值范围为 0.071~0.209 Bq/L（平均值为 0.116 Bq/L）， α/β 比值范围为 0.43~2.03（平均值为 0.96），均符合我国《生活饮用水卫生标准》

（GB 5749—2022）^[9] 和世界卫生组织（WHO）《饮用水水质准则》（第四版）^[10] 中总 α 放射性活度浓度 ≤ 0.5 Bq/L 和总 β 放射性活度浓度 ≤ 1 Bq/L 的指导值。所有水样的总 α 和总 β 放射性活度浓度都没有超标。总 α 放射性方面，除 M17 号样品外，其余样品均没有超过限值的 50%，总体水平与 1988~1997 年的调查结果相当，低于 2014 年郭倩、董晋阳的测量结果。这可能是因为饮用水中溶解的氢导致了固体径迹蚀刻法检测结果的偏高。总 β 放射性略高于 1988~1997 年的调查结果，但均没有超过指导值的 25%，说明我省的水源地饮用水水质状况良好。

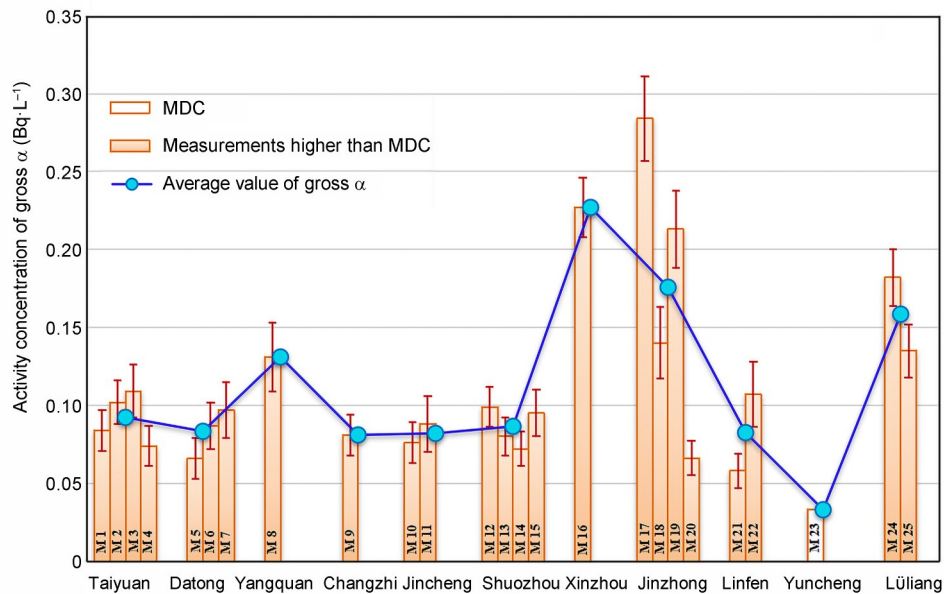


图 1 山西省各地市饮用水源地水样总 α 放射性活度浓度对比
Fig.1 Contrast of gross alpha activity in the drinking water from cities in Shanxi

由图 1 和图 2 可见，不同地区饮用水源地水样中总 α 和总 β 放射性含量差异较大，但大致趋势相同。总的来说，阳泉、忻州、晋中和吕梁四市的总 α 放射性水平相对较高，同时吕梁的总 β 放射性水平相对其他地市较高。

我国《地下水质量标准》（GB/T 14848—2017）^[11] 依据地下水中各种化学组分的含量，将地下水质量分为五类。从放射性指标来看，朔州、长治、临汾、晋城和运城五市的地下水质量最好，各样品的总 α 放射性和总 β 放射性均低于 0.1 Bq/L，可归为 I 类。大同市的两份地下水样品测量结果显示，其总 α 放射性低于 0.1 Bq/L，总 β 放射性低于

1.0 Bq/L，属于 II 类。位于太原市的 M1 号样品也属于 II 类。其余点位的地下水样品中总 α 放射性介于 0.1~0.5 Bq/L 之间且总 β 放射性均小于 1.0 Bq/L，划分为 III 类。将所有的 25 个水样按地下水、湖库型地表水与河流型地表水分为三类，结果见表 1。

由表 1 可以看出，本次调查的 25 个点位中，总 α 放射性与总 β 放射性在不同类型的水样中表现出不同的规律。总体来说，总 α 放射性在地下水中的活度浓度平均值最高，河流型地表水次之，湖库型地表水最低。总 β 放射性则有所不同，湖库型地表水中的总 β 活度浓度最高，河流型地表水和地下水样品中的总 β 放射性测量值相当。

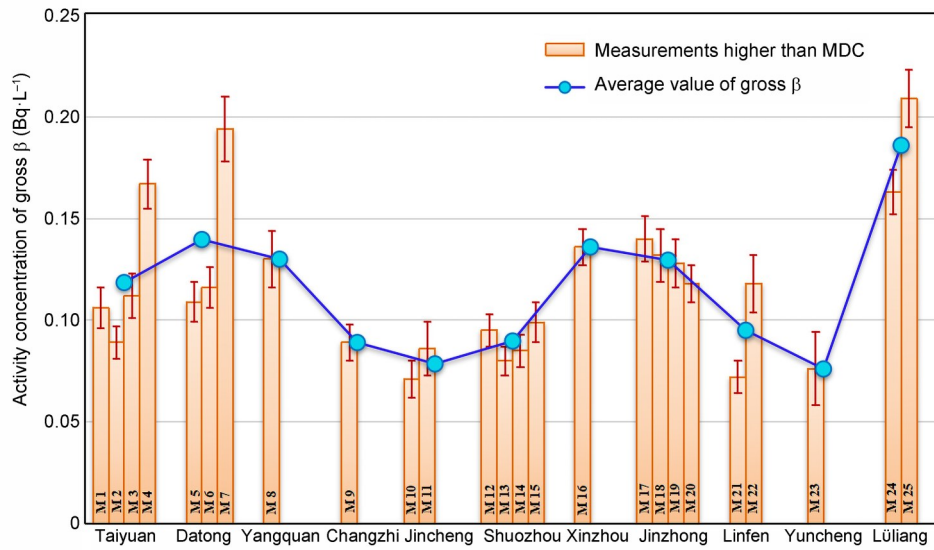


图2 山西省各地市饮用水源地水样总β放射性活度浓度对比
Fig.2 Contrast of gross beta activity in the drinking water from cities in Shanxi

表1 山西省不同类型水源地总α放射性、总β放射性活度浓度
Table 1 Gross α and gross β activity concentration of different types of water in Shanxi Province

水源类型 Water source type	样品数 / 个 Number of samples	总α活度浓度 / (Bq·L ⁻¹) Gross alpha activity concentration		总β活度浓度 / (Bq·L ⁻¹) Gross beta activity concentration	
		范围 Range	平均值 Average	范围 Range	平均值 Average
		地下水 Groundwater	21	<MDC~0.284	0.116
湖库型地表水 Lake and reservoir	3	0.066~0.097	0.079	0.118~0.194	0.160
河流型地表水 River	1	0.107		0.118	

2.2 镭-226和总铀

普遍认为，水中总α放射性来自铀、钍、镭等α放射性核素，总β放射性主要来自于天然钾-40^[12]，而正常情况下钾-40在自然界中的含量要远大于铀、钍、镭及其子体，因此，多数情况下水体中总α放射性低于总β放射性，即总α放射性与总β放射性的差值小于零。本研究对各点位样品的总α放射性测量值和总β放射性测量值进行成对样本t检验，判断二者的大小关系，结果见表2所示。我们注意到，此次调查的25份样品中，只有9份样品的总α测量值明显低于总β测量值，仅占全部样品数的36%。其余13份样品的总α放射性活度浓度和总β放射性活度浓度之间并没有明显的差别。另外有3份样品的总α测量值明显高于总β测量值，个别样品总α放射性甚至已经达到了总β放

射性的两倍（比如来自晋中市的M17号样品）。换言之，此次调查结果并不符合我们对于水样中总α放射性必然小于总β放射性的主观经验。特别是对于地下水类型的样品而言，大部分的地下水样品总α放射性活度浓度并不一定小于总β放射性活度浓度。这可能与我省的地质结构以及地下水化学基本特征有关。

山西省地下水主要是碳酸盐岩类岩溶裂隙水，这种类型的地下水广泛分布于我省太行、吕梁、太岳等山区以及部分石灰岩裸露和浅埋区，且流量集中，水质优良，已经成为我省各地市和企业的主要水源。从地下水化学的角度来说，我省地下水pH值范围为7.43~8.66，总体呈弱碱性。其中HCO₃⁻和SO₄²⁻是含量最高的阴离子^[13]。而镭是IIA族元素，铀是IIA族元素，二者作为主要的天然α放

射性核素，其化学性质都很活泼，在这样的地下水长期浸蚀下，铀会以 $\text{UO}_2(\text{OH})_3^-$ 、 $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ 、 $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ 等离子形式从地壳层进入水体^[14]，而镭以 Ra^{2+} 、 $\text{Ra}(\text{OH})_2$ 、 RaCO_3 、 RaSO_4 等形式进入水

体^[15]，从而造成地下水样品中总 α 放射性升高。基于上述分析，对地下水样品进行镭-226 含量分析和总 U 含量分析。结果如图 3、图 4，和表 3。

表 2 山西省饮用水源地水样总 α 放射性、总 β 放射性大小关系
Table 2 Relationship Between The Gross α and Gross β of drinking water in Shanxi Province

所在城市 City	样品编号 No.	样品类型 Sample type	总 α 放射性是否显著小于总 β 放射性(成对样本 t 检验)
太原 Taiyuan	M1	地下水 Groundwater	否 No
	M2	地下水 Groundwater	否 No
	M3	地下水 Groundwater	否 No
	M4	地表水 Groundwater	是 Yes
大同 Datong	M5	地下水 Groundwater	是 Yes
	M6	地下水 Groundwater	是 Yes
	M7	地表水 Groundwater	是 Yes
阳泉 Yangquan	M8	地下水 Groundwater	否 No
长治 Changzhi	M9	地下水 Groundwater	是 Yes
晋城 Jincheng	M10	地下水 Groundwater	否 No
	M11	地下水 Groundwater	否 No
朔州 Shuozhou	M12	地下水 Groundwater	否 No
	M13	地下水 Groundwater	否 No
	M14	地下水 Groundwater	是 No
	M15	地下水 Groundwater	否 No
忻州 Xinzhou	M16	地下水 Groundwater	否 No
晋中 Jinzhong	M17	地下水 Groundwater	否 No
	M18	地下水 Groundwater	否 No
	M19	地下水 Groundwater	否 No
	M20	地表水 Groundwater	是 Yes
临汾 Linfen	M21	地下水 Groundwater	否 No
	M22	地表水 Groundwater	否 No
运城 Yuncheng	M23	地下水 Groundwater	是 Yes
吕梁 Lüliang	M24	地下水 Groundwater	否 No
	M25	地下水 Groundwater	是 Yes

表 3 山西省地下水样品中镭-226、总 U 含量
Table 3 Radium-226 and Gross U of groundwater in Shanxi

所在城市 City	样品编号 Sample No.	样品类型 Sample type	^{226}Ra 活度浓度 / ($\text{mBq}\cdot\text{L}^{-1}$) Activity concentration of ^{226}Ra	总 U 浓度 / ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) Concentration of gross U
太原 Taiyuan	M1	地下水 Groundwater	9.63±1.66	1.66±0.58
	M2	地下水 Groundwater	13.2±2.01	1.62±0.13
	M3	地下水 Groundwater	9.04±1.62	2.83±0.18
大同 Datong	M5	地下水 Groundwater	<MDC	7.17±0.34
	M6	地下水 Groundwater	1.74±0.86	5.9±0.39
阳泉 Yangquan	M8	地下水 Groundwater	13.3±1.96	1.47±0.08
长治 Changzhi	M9	地下水 Groundwater	3.20±1.03	2.93±0.12
晋城 Jincheng	M10	地下水 Groundwater	5.01±1.22	1.62±0.13

续表

所在城市 City	样品编号 Sample No.	样品类型 Sample type	²²⁶ Ra 活度浓度 / (mBq·L ⁻¹) Activity concentration of ²²⁶ Ra	总U浓度 / (μg·L ⁻¹) Concentration of gross U
	M11	地下水 Groundwater	4.50±1.12	2.08±0.03
朔州 Shuozhou	M12	地下水 Groundwater	5.64±1.35	1.83±0.15
	M13	地下水 Groundwater	2.87±0.98	0.80±0.05
	M14	地下水 Groundwater	2.06±0.93	3.20±0.05
	M15	地下水 Groundwater	2.16±0.93	2.38±0.08
忻州 Xinzhou	M16	地下水 Groundwater	2.25±0.94	18.05±1.03
晋中 Jinzhong	M17	地下水 Groundwater	3.19±1.01	11.12±1.18
	M18	地下水 Groundwater	14.7±2.12	2.63±0.12
	M19	地下水 Groundwater	5.63±1.34	4.65±0.17
临汾 Linfen	M21	地下水 Groundwater	7.74±1.46	3.47±0.08
运城 Yuncheng	M23	地下水 Groundwater	2.99±1.06	0.37±0.03
吕梁 Lüliang	M24	地下水 Groundwater	9.53±2.00	3.87±0.16
	M25	地下水 Groundwater	16.7±2.26	5.43±0.24

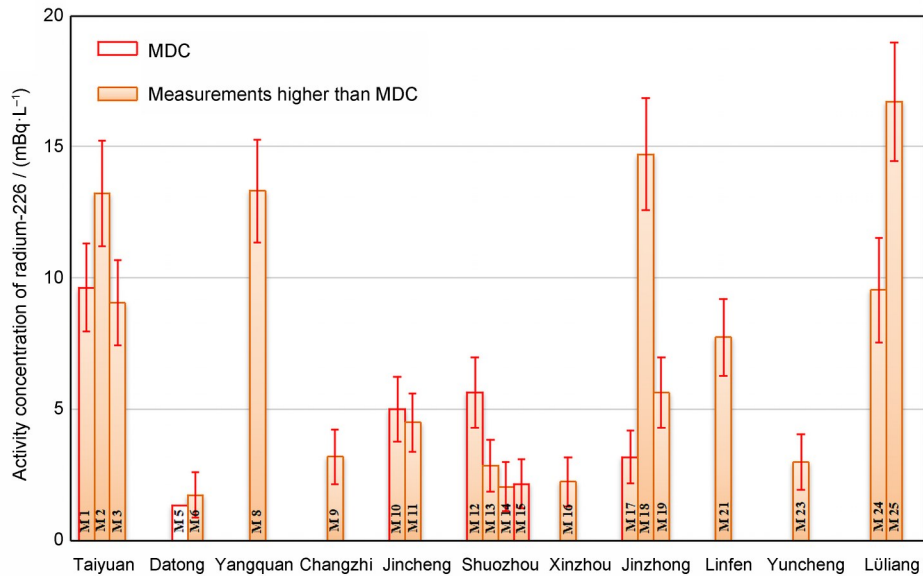


图3 山西省各地地下水中镭-226活度浓度
Fig.3 Concentration of ²²⁶Ra in the groundwater from cities in Shanxi

所有21个地下水样中镭-226的活度浓度检出值范围为1.74~16.7 mBq/L (平均值为6.50 mBq/L), 总U的浓度范围为0.37~18.05 μg/L (平均值为4.20 μg/L), 与全国环境天然放射性水平调查结果(镭-226: 0.50~178 mBq/L, U: 0.01~358.87 μg/L)^[16]处于同一水平。

从图3和图4可以看出, 不同城市地下水中的天然核素含量有较大不同。太原、阳泉、晋中、吕梁四市地下水中镭-226的含量相对较高, 大同、忻州、晋中、吕梁四市地下水中总U含量较高。

其中, 晋中和吕梁的总U和镭-226含量均较高, 导致了这两个城市地下水样品的总α放射性偏高。对于大同市和忻州市来说, 地下水样品总α放射性的主要贡献者为U及其子体, 而太原和阳泉的地下水样品总α放射性的主要贡献者为镭-226。总U含量和镭-226含量都低的城市(朔州、长治、晋城、运城), 总α放射性也都较低, 进一步说明了地下水中总α放射性的贡献主要来自U和镭-226。

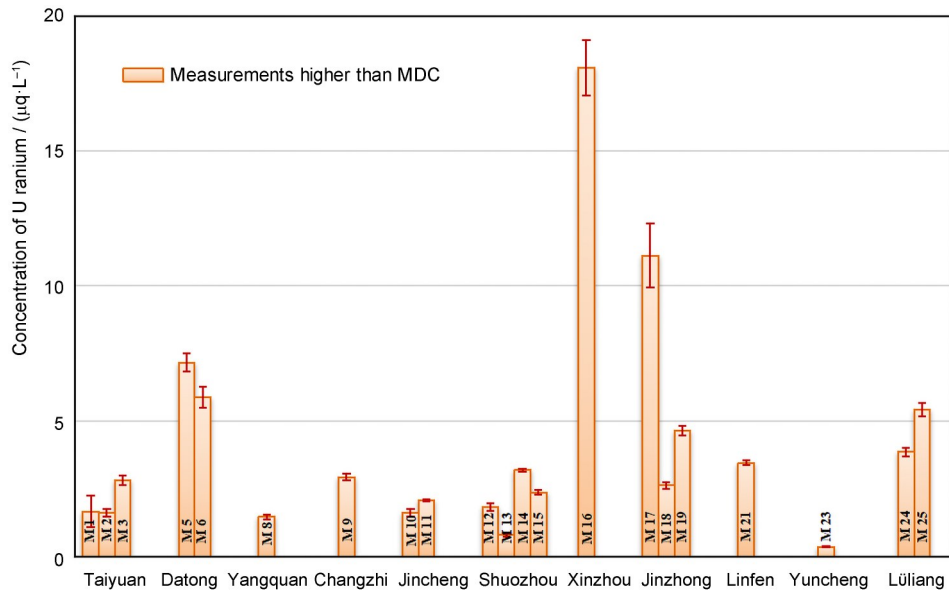


图4 山西省各地下水中总U浓度
Fig.4 Concentration of gross U in the groundwater from cities in Shanxi

3 结论

山西省11个地级市所调查的饮用水水源地监测的所有水样中总 α 的放射性水平检出值范围为0.058~0.284Bq/L, 总 β 的放射性水平范围为0.071~0.209 Bq/L, 各地市的饮用水源地水样中放射性水平虽不尽相同但都处于正常范围内, 所有监测点位的饮用水源地水样均未观察到放射性污染。总 α 放射性和总 β 放射性在不同类型水样中具有不同的规律, 在山西的地质环境条件下, 三种类型的水样中总 α 放射性高低顺序是地下水>河流水>湖库水, 总 β 放射性高低顺序是湖库水>河流水 \approx 地下水。

不同城市水源地饮用水中放射性核素的含量有较大差别。对于晋中市和吕梁市来说, 其地下水中总 α 放射性的贡献来自于镭-226和U这两种核素的共同作用。而阳泉市有所不同, 其地下水样品中总 α 放射性活度浓度较高的主要原因是含有较多的镭-226。忻州市地下水样品则因为总U含量最高, 从而导致其总 α 放射性活度浓度相对偏高。

山西省饮用水源地水中天然放射性核素总U和镭-226的含量均处于正常的本底水平, 尚未观察到有人为的放射性污染迹象。

作者贡献声明 杜滢鑫负责水中总 α 放射性、水中总 β 放射性和水中镭-226的分析, 并撰写和修改文章; 李小倩负责水中铀分析; 郭一言、赵丹负责

数据计算; 靳璐负责样品管理与试剂耗材保障; 王爱一提供专业技术指导。全体作者均已阅读并同意最终文本。

参考文献

- 冯斌, 白林凯. 山西省部分地市生活饮用水中总 α 、总 β 放射性水平分析[J]. 辐射防护通讯, 1999, 19(1): 35-36.
FENG Bin, BAI Linkai. Analysis of gross α and gross β in drinking water in Shanxi locality[J]. Radiation Protection Bulletin, 1999, 19(1): 35-36.
- 郭倩, 董晋阳, 郝雁敏, 等. 山西省主要城市居民饮用水总 α 放射性水平调查[J]. 山西师范大学学报(自然科学版), 2016, 30(4): 57-60. DOI: 10.16207/j.cnki.1009-4490.2016.04.014.
GUO Qian, DONG Jinyang, HAO Yanmin, et al. Investigation of the gross α -radioactivity level in drinking-water in major cities of Shanxi Province[J]. Journal of Shanxi Normal University (Natural Science Edition), 2016, 30(4): 57-60. DOI: 10.16207/j.cnki.1009-4490.2016.04.014.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risk of ionizing radiation: UNSCEAR 2024 report[R]. New York: United Nations, 2025: 179-180.
- 中华人民共和国生态环境部. 辐射环境监测技术规范: HJ 61—2021[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2021.
Ministry of Ecology and Environment of the People's

- Republic of China. Technical specification for radiation environmental monitoring: HJ 61-2021[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2021.
- 5 环境保护部. 水质 总 α 放射性的测定 厚源法: HJ 898—2017[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2017.
Ministry of Environmental Protection of The People's Republic of China. Water quality—Determination of gross alpha activity-Thick source method: HJ 898—2017 [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2017.
- 6 环境保护部. 水质 总 β 放射性的测定 厚源法: HJ 899—2017[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2017.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Water quality—Determination of gross beta activity-Thick source method: HJ 899—2017 [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2017.
- 7 环境保护部. 环境样品中微量铀的分析方法: HJ 840—2017[S]. 北京: 中国环境出版社, 2017.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Technical guidelines for environmental impact assessment Analytical methods for micro-quantity of Uranium in environmental samples: HJ 840—2017[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2017.
- 8 林立雄, 陈志东, 闫世平, 等. 广东省饮用天然矿泉水放射性水平调查[J]. 中国辐射卫生, 2010, **19**(2): 204-206. DOI: 10.13491/j.cnki.issn.1004-714x.2010.02.044.
LIN Lixiong, CHEN Zhidong, YAN Shiping, *et al.* Investigation on radioactivity level of drinking natural mineral water in Guangdong[J]. Chinese Journal of Radiological Health, 2010, **19**(2): 204-206. DOI: 10.13491/j.cnki.issn.1004-714x.2010.02.044.
- 9 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 生活饮用水卫生标准: GB 5749—2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022.
State Administration for Market Regulation, State Standardization Administration. Standards for drinking water quality: GB 5749—2022[S]. Beijing: Standards Press of China, 2022.
- 10 世界卫生组织. 饮用水水质准则[M]. 4th ed. 上海市供水调度监测中心, 上海交通大学译. 上海: 上海交通大学出版社, 2014: 155-156.
World Health Organization. Guidelines for drinking water quality[M]. 4th ed. Shanghai Water Supply Dispatch Monitoring Center, Shanghai Jiao Tong University trans. Shanghai: Shanghai Jiao Tong University Press, 2014: 155-156.
- 11 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 地下水质量标准: GB/T 14848—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, State Standardization Administration. Standard for groundwater quality: GB/T 14848—2017[S]. Beijing: Standards Press of China, 2017.
- 13 孙从建, 陈若霞, 张子宇, 等. 山西浅层地下水水化学特性时空变化特征分析[J]. 干旱区地理, 2018, **41**(2): 314-324. DOI: 10.13826/j.cnki.cn65-1103/x.2018.02.012.
SUN Congjian, CHEN Ruoxia, ZHANG Ziyu, *et al.* Temporal and spatial variation of hydrochemical characteristics of shallow groundwater in Shanxi Province [J]. Arid Land Geography, 2018, **41**(2): 314-324. DOI: 10.13826/j.cnki.cn65-1103/x.2018.02.012.
- 14 康明亮, 蒋美玲, 杨颀维, 等. 铀在北山地下水中的种态分布及溶解度分析[J]. 核化学与放射化学, 2013, **35**(3): 160-166.
KANG Mingliang, JIANG Meiling, YANG Zhuanwei, *et al.* Prediction of the species and solubility of uranium in Beishan groundwater[J]. Journal of Nuclear and Radiochemistry, 2013, **35**(3): 160-166.
- 15 Sturchio N C, Banner J L, Binz C M, *et al.* Radium geochemistry of ground waters in Paleozoic carbonate aquifers, midcontinent, USA[J]. Applied Geochemistry, 2001, **16**(1): 109-122. DOI: 10.1016/s0883-2927(00)00014-7.
- 16 何振芸, 罗国桢, 黄家矩. 全国环境天然放射性水平调查研究(1983—1990年)概况[J]. 辐射防护, 1992, **12**(2): 81-95.
HE Zhenyun, LUO Guozhen, HUANG Jiaju. Nationwide survey of environmental natural radioactivity level in China[J]. Radialization Protection, 1992, **12**(2): 81-95.