

## 不同基质<sup>241</sup>Am 标准物质粉末对水中总 α 放射性测量的影响

孙亚茹<sup>1</sup>, 范富有<sup>2</sup>, 王欢<sup>1</sup>, 姚美男<sup>1</sup>, 白斌<sup>1</sup>, 马永忠<sup>1</sup>

1. 北京市疾病预防控制中心, 北京 100013; 2. 中国计量科学研究院, 北京 100029

**摘要:** 目的 了解不同基质<sup>241</sup>Am 标准物质粉末对水中总 α 放射性测量的影响, 为 α 标准源的选取和使用提供参考。方法 使用低本底 α、β 测量仪测量不同基质<sup>241</sup>Am 标准物质的 α 计数效率, 通过加标实验测定水中 α 放射性化学回收率和全程效率。结果 4 种基质<sup>241</sup>Am 标准物质粉末的 α 计数效率从高到低依次为碳酸钙、碳酸钙和二氧化硅混合基质、硫酸钙和二氧化硅。厚源法测量水中总 α 放射性时如果默认化学回收率为 1, 采用碳酸钙基质的<sup>241</sup>Am 标准物质, 会导致总 α 放射性测量值偏低约 35%, 采用二氧化硅或者碳酸钙和二氧化硅混合基质的<sup>241</sup>Am 标准物质, 结果偏差约 10%。加入<sup>241</sup>Am 标准溶液、<sup>241</sup>Am 标准物质粉末(碳酸钙、二氧化硅以及混合基质)的 4 种加标水样测定的 α 放射性全程效率范围值为 6.34%~7.30%。结论 不同基质的标准物质对 α 粒子的自吸收程度不同, 对 α 化学回收率的影响程度不同。实验室在购买和使用 α 标准物质粉末时, 应尽可能了解基质的成分, 必要时通过测定全程效率确定水中总 α 放射性水平。

**关键词:** 总 α 放射性; <sup>241</sup>Am 标准物质; 化学回收率; 全程效率

中图分类号: X591 文献标识码: A 文章编号: 1004-714X(2024)03-0278-05

## Effects of <sup>241</sup>Am standard material powder with different matrices on the determination of gross alpha activity in water

SUN Yaru<sup>1</sup>, FAN Fuyou<sup>2</sup>, WANG Huan<sup>1</sup>, YAO Meinan<sup>1</sup>, BAI Bin<sup>1</sup>, MA Yongzhong<sup>1</sup>

1. Beijing Center for Disease Prevention and Control, Beijing 100013 China;

2. National Institute of Metrology, Beijing 100029 China

**Abstract:** **Objective** To understand the effects of <sup>241</sup>Am standard material powder with different matrices on the determination of gross alpha activity in water, and to provide a reference for the selection and use of alpha standard sources. **Methods** The alpha counting efficiency of <sup>241</sup>Am standard material powder with different matrices was measured by low-background alpha and beta measuring instrument. The radiochemical recovery rate and whole process efficiency of gross alpha activity in water were determined by spike experiments. **Results** The alpha counting efficiency of the <sup>241</sup>Am standard material powder with four matrices was in the descending order of calcium carbonate, calcium carbonate and silica mixed matrix, calcium sulfate, and silica. The default chemical recovery rate is 1 when gross alpha activity in water is measured by thick source method. The use of <sup>241</sup>Am standard material with calcium carbonate as a matrix resulted in about 35% decrease in gross alpha activity, and about 10% deviation was observed using <sup>241</sup>Am standard material with silica or calcium carbonate and silica mixed matrices. The whole process efficiency of alpha activity in four spiked water samples with <sup>241</sup>Am standard solution and <sup>241</sup>Am standard material powder with calcium carbonate, silica, or mixed matrix was 6.34%-7.30%. **Conclusion** Standard materials with different matrices demonstrate different self-absorption of alpha particles and various influence on the chemical recovery. When purchasing and using standard material powders for alpha activity measurement in laboratories, the composition of the matrix should be clarified as much as possible, and the gross alpha activity in water should be determined by measuring the whole process efficiency if necessary.

**Keywords:** Gross alpha activity; <sup>241</sup>Am standard material; Chemical recovery; Whole process efficiency

**Corresponding author:** MA Yongzhong, E-mail: myz0905@126.com

水中放射性一方面来自铀、镭等天然放射性核素,一方面来自核技术应用等人类活动排放的人工放射性核素<sup>[1]</sup>。水中总  $\alpha$  总  $\beta$  放射性测定是辐射环境监测工作的重要内容之一,是快速筛查放射性污染的重要手段,对保障人们饮用水安全具有重要意义<sup>[2-3]</sup>。我国饮用水标准 GB 5749—2022 参考世界卫生组织《饮用水水质准则》,将饮用水中总  $\alpha$  和总  $\beta$  指导值规定为 0.5 Bq/L 和 1.0 Bq/L。

水中总  $\alpha$  放射性测量与总  $\beta$  不同,因  $\alpha$  粒子质量大,射程短,样品自吸收对测量结果影响较大,测量方法按待测样品的厚度分为薄样法(GB 5750.13—2023 将其改为有效厚度法)、中层法、厚源法和标准曲线法<sup>[4-5]</sup>。薄样法探测下限高、样品厚度不易控制;中层法需要进行自吸收校正,过程繁琐;标准曲线法需要绘制不同铺样厚度的效率曲线,目前使用最多的是厚源法<sup>[6-8]</sup>。新修订的国标 GB/T 5750.13—2023 与 2006 版相比,总  $\alpha$  的测量方法中标准曲线法修改为厚源法。厚源法是直接用  $\alpha$  标准物质粉末制成与样品源质量厚度一致的标准源,测量标准源获得仪器的  $\alpha$  计数效率,从而计算出水样中总  $\alpha$  放射性活度浓度的方法。它是通过标准源的传递进行相对测量得到,标准源的选取是影响测量结果的关键。<sup>241</sup>Am 发射的  $\alpha$  粒子能量比较适中,通常被选作  $\alpha$  放射性的标准源<sup>[9-11]</sup>。本文探讨了不同基质的<sup>241</sup>Am 标准物质粉末对水中总  $\alpha$  测量的影响,为  $\alpha$  标准源的选取和使用提供参考。

## 1 材料与方法

**1.1 样品** 本底水样为实验室自来水,装入 10 L 聚乙烯桶中,加入硝酸酸化(按每 1 L 水样加 20 mL 硝酸的比例)、混匀,每个样品取 1 L 水样进行分析;加标水样为本底水样分别加入<sup>241</sup>Am 标准溶液、<sup>241</sup>Am 标准物质粉末,与本底水样按相同步骤浓集、制样和测量。

**1.2 测量仪器** LB6008 型六路低本底  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪,仪器的主探测器由直径 45 mm 低本底  $\alpha$ 、 $\beta$  闪烁体和 CR135 型低噪声光电倍增管组成,反符合探测器由 4 只 CR105 型光电倍增管探头和一块平行板塑料闪烁体组成<sup>[12]</sup>。样品盘有效面积  $A$  为 12.6 cm<sup>2</sup>,仪器的本底为放入空样品盘时测得的  $\alpha$  计数率。仪器由中国计量科学研究院检定,并定期进行本底测量和效率刻度。使用该仪器测量值参加 2022 年全国总  $\alpha$  总  $\beta$  放射性测量能力比对,结果为优秀。

## 1.3 标准源制备

**1.3.1 <sup>241</sup>Am 标准溶液** 由中国计量科学研究院制备,利用液体闪烁计数法测量<sup>241</sup>Am 的放射性比活度。

**1.3.2 <sup>241</sup>Am 标准物质粉末** 1~3 号<sup>241</sup>Am 标准物质粉末由中国计量科学研究院制备,基质分别选用碳酸钙粉末、碳酸钙和二氧化硅的混合粉末、二氧化硅粉末,采用掺标法将<sup>241</sup>Am 标准溶液分层布点加入到基质中,逐层烘干并叠加,密封后置于全自动翻转式振荡萃取器翻转振荡搅拌 400 h 以上,利用液体闪烁计数法测量得到 3 种标准物质粉末的<sup>241</sup>Am 放射性比活度<sup>[13]</sup>。4 号<sup>241</sup>Am 标准物质粉末由北京市疾控中心制备,基质选用硫酸钙粉末。准确称取 2.5 g 硫酸钙于 200 mL 烧杯中,加入 10 mL 体积分数为 50% 的硝酸溶液,搅拌后加入 100 mL 热水,在电热板上小心加热使固态盐全部溶解。把所有溶液转移至已恒重的瓷蒸发皿中,加入<sup>241</sup>Am 标准溶液,置于红外线干燥灯下缓慢加热至干,再置于马弗炉中 350 ℃ 下灼烧 1 h,冷却后称重。根据加入的<sup>241</sup>Am 标准溶液活度和灼烧后得到的硫酸钙残渣总质量,计算得到硫酸钙标准物质粉末的<sup>241</sup>Am 放射性比活度<sup>[14]</sup>。

**1.4 仪器的  $\alpha$  计数效率** 准确称取 10A mg <sup>241</sup>Am 标准物质粉末(1.3.2)于样品盘中,滴加无水乙醇制成标准源,置于 LB6008 型六路低本底  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪进行  $\alpha$  计数测量,按式(1)计算标准源在仪器上的  $\alpha$  计数效率:

$$\varepsilon_{\alpha} = \frac{n_s - n_0}{DA\alpha_s} \quad (1)$$

式中  $\varepsilon_{\alpha}$  为仪器测量标准源的  $\alpha$  计数效率;  $n_s$  为标准源的  $\alpha$  计数率, Bq;  $n_0$  为仪器的  $\alpha$  本底计数率, Bq;  $D$  为标准源的质量厚度, mg/cm<sup>2</sup>;  $A$  为样品盘的有效测量面积, cm<sup>2</sup>;  $\alpha_s$  为标准物质粉末的  $\alpha$  放射性比活度, Bq/mg。

**1.5 样品测定方法** 水样品前处理和制样参照 GB/T 5750.13—2023《生活饮用水标准检验方法第 13 部分:放射性指标》进行。将  $\alpha$  标准物质粉末(根据 1.3.2)制备成与样品源相同质量厚度(均为 10A mg)的标准源,测量标准源获得仪器的计数效率,按照式(2)计算水样中总  $\alpha$  放射性活度浓度。

$$A_{\alpha} = \frac{W(n_x - n_0) \times 1.02}{\varepsilon_{\alpha} F m V} \quad (2)$$

式中  $A_{\alpha}$  为水样总  $\alpha$  放射性活度浓度, Bq/L;  $W$  为水样残渣的总量, mg;  $n_x$  为样品源的  $\alpha$  计数率, Bq;

$F$  为  $\alpha$  放射性化学回收率;  $m$  为制备样品源的水样残渣的质量, 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。

$\alpha$  放射性化学回收率通过式(3)进行计算:

$$F = \frac{A_1 - A_2}{A_{sv}} \quad (3)$$

式中  $A_1$  为加标水样的放射性活度浓度 [代入式(2)计算, 忽略  $F$ ], Bq/L;  $A_2$  为本底水样的放射性活度浓度 [代入式(2)计算, 忽略  $F$ ], Bq/L;  $A_{sv}$  为加标水样中  $\alpha$  标准溶液的活度浓度, Bq/L。

$\alpha$  放射性全程效率  $E$  包括化学回收率和仪器的计数效率, 按照式(4)计算:

$$E = F\varepsilon_\alpha = \frac{(n_1 - n_0) W_1 - (n_2 - n_0) W_2}{mA_s} \quad (4)$$

式中  $W_1$  为加标水样的残渣总质量, mg;  $W_2$  为本底水样的残渣总质量, mg;  $n_1$  为加标水样的  $\alpha$  计数率, Bq;  $n_2$  为本底水样的  $\alpha$  计数率, Bq;  $A_s$  为加入  $\alpha$  标准物质的活度, Bq。

## 2 结果

2.1 仪器对不同基质 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数效率 使用 LB6008 型  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪各通道测量不同基质 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数率, 按照式(1)计算 $\alpha$ 计数效率, 结果见图 1。6 个通道的 $\alpha$ 计数效率呈现类似的规律: 1 号碳酸钙基质的 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数效率最高, 平均值为 12.06%; 3 号二氧化硅基质的 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数效率最低, 平均值为 7.26%; 2 号碳酸钙和二氧化硅混合基质的 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数效率介于碳酸钙基质和二氧化硅基质之间, 平均值为 8.81%; 4 号硫酸钙基质的 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计

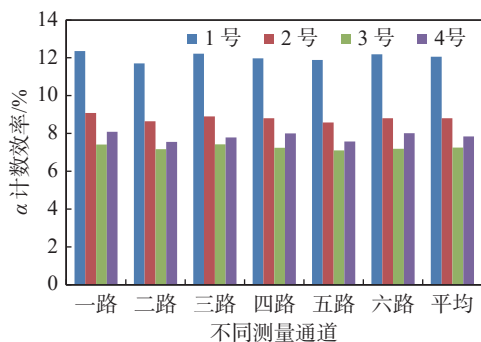


图 1 LB6008 型  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪各通道对不同基质 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数效率

Figure 1 The  $\alpha$  counting efficiency of  $^{241}\text{Am}$  standard material powder with different matrices measured by different channels of LB6008 type  $\alpha$  and  $\beta$  measuring instrument

数效率介于二氧化硅基质和碳酸钙、二氧化硅混合基质之间, 平均值为 7.84%。

2.2  $\alpha$  放射性化学回收率的测定 向本底水样中加入 $^{241}\text{Am}$ 标准标准溶液, 与本底水样按相同步骤浓集、制样, 置于 LB6008 型  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪一通道中进行 $\alpha$ 计数测量, 按照式(3)计算 $\alpha$ 放射性化学回收率。对同一加标样品, 根据不同基质 $^{241}\text{Am}$ 标准物质的 $\alpha$ 计数效率得到的 $\alpha$ 放射性化学回收率见表 1。通过硫酸钙标准物质测定的 $\alpha$ 化学回收率为 90.2%, 碳酸钙、二氧化硅以及混合基质标准物质的 $\alpha$ 化学回收率相对硫酸钙标准物质的化学回收率比值分别为 65.4%、109.0% 和 89.1%。

表 1  $\alpha$  放射性化学回收率 (%)

Table 1 Chemical recovery of gross alpha activity

标准物质粉末序号	基质	化学回收率	相对值
1号	碳酸钙	59.0	65.4
2号	碳酸钙和二氧化硅	80.4	89.1
3号	二氧化硅	98.3	109.0
4号	硫酸钙	90.2	100

2.3  $\alpha$  放射性全程效率的计算 向本底水样中分别加入 $^{241}\text{Am}$ 标准溶液、 $^{241}\text{Am}$ 标准物质粉末(碳酸钙、二氧化硅以及混合基质), 制成 4 种加标水样。加标准物质粉末时, 先用少量硝酸溶液尽量溶解(二氧化硅基质的标准物质不溶也没关系)后再加入本底水样。加标水样与本底水样按相同步骤浓集、制样, 置于 LB6008 型  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪一通道中进行 $\alpha$ 计数测量, 按照式(4)计算 $\alpha$ 放射性全程效率, 每一种加标水样由 3 名实验人员进行平行实验测量, 结果取平均值, 如表 2。

## 3 讨论

$\alpha$  粒子为带电荷粒子, 质量大, 射程短, 电离损失率较高。铺盘测量时, 下层样品发射的 $\alpha$ 粒子受到上层样品的阻挡会偏离初始方向或能量损失, 无法被测量仪器监测到, 这就是自吸收现象。对同一标准物质, 铺样的质量厚度不同, 自吸收程度也不同, 因而探测效率不同。对同一铺样厚度, 不同基质的标准物质对 $\alpha$ 粒子的阻挡能力不同, 探测效率也不一样。对比硫酸钙、碳酸钙、二氧化硅以及碳酸钙和二氧化硅混合基质 4 种标准物质的 $\alpha$ 计数效率, 可以看出碳酸钙基质的 $\alpha$ 计数效率明显高于其他 3 种基质的 $\alpha$ 计



表 2 α 放射性全程效率 (%)

Table 2 Whole process efficiency of gross alpha activity

加入标准源	标准溶液	碳酸钙基质标准粉末	二氧化硅基质标准粉末	混合基质标准粉末	相对标准偏差RSD
α放射性全程效率	7.30	6.89	6.34	6.55	6.20

数效率,说明碳酸钙对 α 粒子的自吸收程度要更弱一些。

α 放射性化学回收率应当是水样蒸发浓缩、转移等过程中造成的 α 放射性核素的损失,可能会因不同实验人员的操作不同略有差异。但根据不同基质<sup>241</sup>Am 标准物质的 α 计数效率得到的 α 放射性化学回收率并非真正意义上的化学回收率,它包含了不同基质对 α 粒子自吸收程度不同的影响,只有当标准物质的基质对 α 粒子的自吸收程度与水蒸发残渣相同或相近时,化学回收率才更接近理论值。水样处理时最后加入硫酸将残渣转化成硫酸盐的形式,因此我们认为硫酸钙基质的<sup>241</sup>Am 标准物质与水残渣的自吸收程度更接近,得到的化学回收率更有意义<sup>[15]</sup>。由于硫酸钙粉末容易吸水,不便保存和运输,硫酸钙标准粉末一般通过实验室自行制备。制备硫酸钙标准粉末需要<sup>241</sup>Am 标准溶液,涉及放射性溶液的开放操作,很多实验室不具备条件。相比之下,碳酸钙、二氧化硅以及碳酸钙和二氧化硅混合基质这类<sup>241</sup>Am 标准物质粉末不易吸水,比较稳定,容易买到。

厚源法测量水中总 α 放射性时很多实验室默认化学回收率为 1,如果采用碳酸钙基质的<sup>241</sup>Am 标准物质计算 α 计数效率,会导致总 α 放射性测量值偏低很多(约 35%),采用二氧化硅或者碳酸钙和二氧化硅混合基质的<sup>241</sup>Am 标准物质,结果偏差约 10%。这种情况下,测定 α 全程效率更有意义。全程效率综合考虑了化学回收率和仪器的计数效率,与标准物质的基质没有关系。<sup>241</sup>Am 标准物质粉末可以在溶了之后当标准溶液加标使用,因为<sup>241</sup>Am 标准物质粉末是通过掺标法制备,利用液闪进行定值,用硝酸即使不能溶解全部粉末,表面的<sup>241</sup>Am 也可以全部进入到溶液中,与加入标准溶液具有相同效果。建议实验室在购买和使用 α 标准物质粉末时,应尽可能了解基质的成分,必要时通过测定全程效率确定水中总 α 放射性水平。

**利益冲突** 本研究由署名作者按以下贡献声明独立开展,排名无争议。文章不涉及任何利益冲突

**作者贡献声明** 孙亚茹负责本研究的设计、测量、数据整理

与论文撰写;范富有、王欢和姚美男负责协同测量与数据整理;白斌协同负责方案设计;马永忠负责指导论文修改

### 参考文献

[1] 许一明. 地下水中总 α、总 β 放射性的测定及成果初步分析[J]. 水文, 2018, 38(3): 73-75. DOI: 10.3969/j.issn.1000-0852.2018.03.013.

Xu YM. Determination of gross α and β radioactivity in groundwater and preliminary analysis[J]. J China Hydrol, 2018, 38(3): 73-75. DOI: 10.3969/j.issn.1000-0852.2018.03.013.

[2] 尹亮亮, 吉艳琴, 申宝鸣, 等. 我国饮用水中总 α、β 放射性数据评价[J]. 中国辐射卫生, 2011, 20(1): 1-5. DOI: 10.13491/j.cnki.issn.1004-714X.2011.01.036.

Yin LL, Ji YQ, Shen BM, et al. Overview on the gross α, gross β survey data in the nationwide drinking water[J]. Chin J Radiol Health, 2011, 20(1): 1-5. DOI: 10.13491/j.cnki.issn.1004-714X.2011.01.036.

[3] 王丽琴, 屈喜梅, 焦玲, 等. 水中总 α、β 放射性测量概述[J]. 国际放射医学核医学杂志, 2012, 36(3): 164-168. DOI: 10.3760/cma.j.issn.1673-4114.2012.03.011.

Wang LQ, Qu XM, Jiao L, et al. Measurement of gross α and gross β radioactivity in water[J]. Int J Radiat Med Nucl Med, 2012, 36(3): 164-168. DOI: 10.3760/cma.j.issn.1673-4114.2012.03.011.

[4] International Organization for Standardization. ISO 10704: 2019 Water quality-gross alpha and gross beta activity-test method using thin source deposit[S]. Switzerland: ISO, 2019.

[5] 潘自强. 电离辐射环境监测与评价[M]. 北京: 原子能出版社, 2007: 296-306.

Pan ZQ. Monitoring and evaluation of ionizing radiation environment[M]. Beijing: Atomic Energy Press, 2007: 296-306.

[6] 马秀凤, 张馨蕊, 杜娟, 等. 能力验证样品中总 α 和总 β 放射性的测定[J]. 辐射防护通讯, 2023, 43(2): 20-24. DOI: 10.3969/j.issn.1004-6356.2023.02.004.

Ma XF, Zhang XR, Du J, et al. Determination of gross α and gross β radioactivity in proficiency test samples[J]. Radiat Prot Bull, 2023, 43(2): 20-24. DOI: 10.3969/j.issn.1004-6356.2023.02.004.

[7] 何贤文, 黄伊林, 彭崇, 等. 南宁地区饮用水源中的总放射性水平及剂量估算[J]. 中国辐射卫生, 2019, 28(5): 534-537. DOI: 10.13491/j.issn.1004-714X.2019.05.016.

He XW, Huang YL, Peng C, et al. Gross radioactivity level and does estimation for drinking water sources in Nanning, China[J]. Chin J Radiol Health, 2019, 28(5): 534-537. DOI: 10.13491/j.issn.1004-714X.2019.05.016.

[8] 唐辉, 李元东, 王亮, 等. 2016—2020 年四川省地级市(州) 饮用

- 水源总  $\alpha$ 、总  $\beta$  放射性水平及健康风险评估[J]. *中国环境监测*, 2023, 39(6): 210-217. DOI: [10.19316/j.issn.1002-6002.2023.06.23](#).
- Tang H, Li YD, Wang L, et al. Total  $\alpha$  and total  $\beta$  radioactivity levels and health risk assessment of drinking water source in prefecture-level cities (prefectures) of Sichuan province from 2016 to 2020[J]. *Environ Monit China*, 2023, 39(6): 210-217. DOI: [10.19316/j.issn.1002-6002.2023.06.23](#).
- [9] 林炳兴, 李光宪, 林立雄.  $\alpha/\beta$  粒子在不同类型探测器上的能量响应及其等效因子的一致性[J]. *辐射防护*, 2011, 31(5): 292-299,322.
- Lin BX, Li GX, Lin LX, et al. Energy response of detectors to alpha/beta particles and compatibility of the equivalent factors[J]. *Radiat Prot*, 2011, 31(5): 292-299,322.
- [10] Jobbágy V, Merešová J, Dupuis E, et al. Results of a European interlaboratory comparison on gross alpha/beta activity determination in drinking water[J]. *J Radioanal Nucl Chem*, 2015, 306(1): 325-331. DOI: [10.1007/s10967-015-3955-2](#).
- [11] 吕旭雅, 李慧萍, 马秀凤, 等. 2012—2021 年北京市水源放射性水平监测与评价[J]. *中国辐射卫生*, 2022, 31(4): 418-423. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714X.2022.04.006](#).
- Lyu XY, Li HP, Ma XF, et al. Monitoring and evaluation of radioactivity levels in water sources in Beijing, China, 2012-2021[J]. *Chin J Radiol Health*, 2022, 31(4): 418-423. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714X.2022.04.006](#).
- [12] 冯洪杰, 王新明, 曾宪恒. LB6008 型六路低本底  $\alpha$ 、 $\beta$  测量仪的性能评估[J]. *中国卫生检验杂志*, 2016, 26(21): 3060-3063.
- Feng HJ, Wang XM, Zeng XH. Performance evaluation of LB6008 six channel low background alpha and/or beta measuring instrument[J]. *Chin J Health Lab Technol*, 2016, 26(21): 3060-3063.
- [13] 赵清, 邱向平, 刘浩然. 总  $\alpha$  放射性标准源的制备[J]. *化学分析计量*, 2015, 24(5): 7-11. DOI: [10.3969/j.issn.1008-6145.2015.05.002](#).
- Zhao Q, Qiu XP, Liu HR. Preparation of total alpha standard source[J]. *Chem Anal Meterage*, 2015, 24(5): 7-11. DOI: [10.3969/j.issn.1008-6145.2015.05.002](#).
- [14] 中华人民共和国环境保护部. HJ 898—2017 水质 总  $\alpha$  放射性的测定 厚源法[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2018.
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. HJ 898—2017 Water quality-Determination of gross alpha activity-Thick source method[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2018.
- [15] 王利华, 陆照, 沈乐园. 厚源法测量水中总  $\alpha$  放射性[J]. *环境监测管理与技术*, 2019, 31(4): 43-45,56. DOI: [10.19501/j.cnki.1006-2009.2019.04.010](#).
- Wang LH, Lu Z, Shen LY. Determination of gross alpha activity in water by thick source method[J]. *Adm Techn Environ Monit*, 2019, 31(4): 43-45,56. DOI: [10.19501/j.cnki.1006-2009.2019.04.010](#).
- (收稿日期: 2024-01-12)

(上接第 277 页)

- [11] Bassinet C, Woda C, Bortolin E, et al. Retrospective radiation dosimetry using OSL of electronic components: results of an inter-laboratory comparison[J]. *Radiat Meas*, 2014, 71: 475-479. DOI: [10.1016/j.radmeas.2014.03.016](#).
- [12] 贾育新, 唐强, 麦维基, 等. 辐射事故中常用电子元件光释光特性研究[J]. *中国职业医学*, 2015, 42(3): 259-262. DOI: [10.11763/j.issn.2095-2619.2015.03.004](#).
- Jia YX, Tang Q, Mai WJ, et al. Characteristics of optically stimulated luminescence in some electronic components often used for radiation accidents[J]. *China Occup Med*, 2015, 42(3): 259-262. DOI: [10.11763/j.issn.2095-2619.2015.03.004](#).
- [13] 潘秋秋, 黄丽华, 冯丫娟, 等. 光致光与热释光剂量计部分性能比较[J]. *中国辐射卫生*, 2019, 28(3): 318-320. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714X.2019.03.027](#).
- Pan QQ, Huang LH, Feng YJ, et al. The comparison of partial performance between OSL dosemeter and TLD dosemeter[J]. *Chin J Radiol Health*, 2019, 28(3): 318-320. DOI: [10.13491/j.issn.1004-714X.2019.03.027](#).
- [14] Lee JI, Chang I, Pradhan AS, et al. On the use of new generation mobile phone (smart phone) for retrospective accident dosimetry[J]. *Radiat Phys Chem*, 2015, 116: 151-154. DOI: [10.1016/j.radphyschem.2015.05.004](#).
- [15] Smith RW, Eakins JS, Hager LG, et al. Development of a retrospective/fortuitous accident dosimetry service based on OSL of mobile phones[J]. *Radiat Prot Dosim*, 2015, 164(1/2): 89-92. DOI: [10.1093/rpd/ncu370](#).
- (收稿日期: 2024-01-08)