

· 调查与评价 ·

某铀矿山辐射环境历史演化

杨菲菲, 李旋, 金梦

(辽宁大学环境学院, 辽宁 沈阳 110036)

摘要: 调查了某铀矿山居民区环境空气中氡及其子体浓度、空气吸收剂量率和水中放射性核素含量。在已有资料的基础上, 对历史时期的辐射环境进行分析。结合实地监测数据, 对辐射剂量估算, 评价该矿山辐射环境的现状。结果表明, 该矿山排放的放射性物质确实对当地的居民产生了一定影响, 在所调查的时间段内, 该矿山评价区域由放射性物质排放所致关键子区居民的最大年有效剂量为 0.52 mSv。无论是历史时期还是现状, 其关键核素都是 ^{222}Rn 。指出, 为了进一步降低放射性物质对环境的影响, 首先应考虑减少 ^{222}Rn 的排放。

关键词: 铀矿山; 辐射环境; 氡及其子体; 空气吸收剂量率

中图分类号: TL75⁺; TD167 文献标识码: B 文章编号: 1006-2009(2009)06-0034-05

Historical Evolution of Radiation Environment in a Uranium Mine

YANG Feifei, LIXuan, JIN Meng

(Environment Institute of Liaoning University, Shenyang, Liaoning 110036, China)

Abstract It was investigated on the concentration of radon and its daughters in the air, radionuclide content in the water and absorbed dose rate of air in residential area around a uranium mine. Information in the past had been analyzed for learning the radiation environment history of the uranium mine. The radiation dose was estimated to evaluate the current situation of uranium mine environment according to monitoring. The results indicated that during the period of investigation, emission of radioactive substances from the key sub-area residents was 0.52 mSv and harmed to local inhabitants. The key isotope was ^{222}Rn both historical periods or current situation. It was important to reduce discharge of ^{222}Rn radioactive material to improve the environment.

Key words Uranium mine; Radiation environment; Radon and its daughters; Absorbed dose rate of the air

目前, 我国正在大力发展核电事业, 对铀矿资源的需求越来越大, 铀矿山开采力度随之逐年加大, 开采时产生的废石、废水和废气都大大增加。这必将对矿山周边环境造成影响。

现以我国开采历史较长的某典型铀矿山作为研究对象, 研究我国典型铀矿山辐射环境的历史及现状。按照核工业辐射环境质量评价的剂量估算模式基本要求, 以氡及其子体浓度和空气吸收剂量率为数据采集对象, 以矿区工作场所和周围几十公里范围为研究空间, 通过对矿山过去辐射环境监测资料的收集整理和现场数据的采集相结合, 评价该铀矿山辐射环境状态变化的历史和现状^[1-2]。

1 矿山概况

该矿是一个大型铀矿采选冶联合企业, 原有 8 个矿井, 一个水冶厂。从 1976 年后由于终止生产或政策等原因陆续关闭。1996 年, 由于核电建设的发展和国防军工对天然铀产品的需求增加而恢复生产。目前, 作为生产的矿井共 2 个, 其中一个矿井刚投产不久, 所获得的监测数据比较少。该矿山采用的主要采矿方法是水平分层干式充填法和留矿法。其生产工艺流程见图 1。

该矿山矿坑废水采用两级离子树脂吸附, 吸附后的饱和树脂送水冶厂淋洗, 处理后的废水一部分

收稿日期: 2008-12-02 修订日期: 2009-08-06

基金项目: 科技部国家社会公益基金资助项目 (2005DIB21221)

作者简介: 杨菲菲 (1984-), 女, 辽宁沈阳人, 硕士在读。

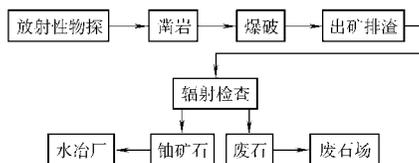


图 1 生产工艺流程

用于生产,剩余的排到地表水中。水冶车间废水经氯化钡除镭、石灰乳中和除铀和硫酸根离子后外排。生产过程中产生的废石集中堆放在废石场。

2 辐射剂量估算模式与参数的确定

现考虑的照射途径为氡及其子体引起的内照射和空气吸收剂量率引起的外照射。对于历史数据,主要采用核工业 30 a 辐射环境质量评价的剂量估算模式评价;对于现状数据(特别是实地监测数据),则使用总结出的剂量估算模式评价。

2.1 氡及其子体吸入所致内照射剂量估算模式与参数

氡为惰性气体,它与有机体组织部发生化学反应。因此,对肺来说氡的有效剂量只需要计算溶解在肺组织里的氡和肺内氡的 α 射线的贡献。ICRP(国际放射防护委员会)假设成年人肺内含氡气体总容积为 $3.2 \times 10^{-3} \text{ m}^3$,则在平衡状态下氡内照射所致个人有效剂量为^[3]:

$$H_E = 1.8 \times 10^{-10} C_{Rn} \times t \quad (1)$$

式中: H_E ——氡内照射所致年有效剂量, Sv;

C_{Rn} ——空气中氡浓度, Bq/m³;

t ——氡照射时间, h;

对矿区居民取全年的小时数。此式包括肺部和其他有危险关联的软组织。

目前,许多辐射环境监测只能得到氡浓度的资料,而无氡子体 α 潜能浓度资料。要估算矿山个人剂量就要用到平衡当量氡浓度^[4]这个量。平衡当量氡浓度的表达式为:

$$EC_{Rn} = F \times C_{Rn} \quad (2)$$

式中: EC_{Rn} ——平衡当量氡浓度, Bq/m³;

F ——平衡因子。矿山的平衡因子 F , 可以通过实测得到,也可以通过通风状况进行计算。一般理想通风时, $F = 0$ 绝对不通风时, $F = 1$; 如果没有通风资料,则可按 ICRP 第 24 号出版物的建议取 $F = 0.5$ 。

由平衡当量氡浓度估算矿山个人吸入氡子体

所致的内照射剂量,就要采用氡子体的吸入剂量转换因子,其公式^[5]为:

$$D_p = 8.76 \times 10^3 F \times C_{Rn} \times g_{Rn} \quad (3)$$

式中: D_p ——吸入氡子体所致年有效剂量, Sv;

g_{Rn} ——考虑了时间份额(室内、外分别为 0.8 和 0.2)的剂量转换因子, Sv/(Bq·h·m⁻³),对幼儿和少年取值 1.56×10^{-8} ,对成年人取值 6.44×10^{-9} 。按保守考虑,对于矿区各子区居民的最大个人剂量按幼儿的剂量转换因子进行计算。

2.2 外照射剂量估算模式与相关参数

在矿山,一般辐射场是变化的,而且是不均匀的,则通过每年几次空气吸收量率监测,可以估算出矿区居民个人全年的外照射量^[6]:

$$X = \sum \bar{X}_i \times t_i \quad (4)$$

式中: \bar{X}_i ——第 i 个监测场所的年平均照射量率, C/kg⁻¹·h⁻¹;

t_i ——居民在第 i 个监测场所的实际停留时间, h(居民取室外居留因子为 0.2)。得到全年的照射量 X 后,可以计算出各监测点的年有效剂量:

$$H_r = f \times K \times X \times W_R \quad (5)$$

式中: W_R ——辐射权重因子,对于 X 和 γ 射线一般取 1^[7];

X ——全年的照射量, C/kg

F ——由照射量转换为空气吸收剂量的转换系数;

K ——由空气吸收剂量来估算组织吸收剂量的平均符合因子,根据 UNSCEAR(联合国原子辐射效应科学委员会)1982 年的报告, $K = 0.7$ 。

3 辐射环境影响调查与评价

为了方便对历史和现状的辐射环境进行对比,选取该矿山的尾渣堆场为评价中心,评价半径是 80 km。以选取的评价中心为圆心,分别以 1 km、2 km、3 km、5 km、10 km、20 km、30 km、40 km、50 km、60 km、70 km、80 km 为半径作同心圆,再将其分为 22.5° 的扇形区,并以 16 个罗盘方位作为扇形的中心线,由相邻两个同心圆和辐射射线组成的区域即为各子区。半径 80 km 范围内共有 192 个子区。

3.1 辐射环境回顾评价

对该矿山的辐射环境回顾评价,其监测数据来自于《中国核工业三十年辐射环境质量评价》和该

矿山生产前期 (将近 40 a) 的环境影响报告书。由于该矿山在过去的 40 多年里经历了由投产 (20 世纪 60 年代初) 到生产高峰 (70 年代中后期) 再到停产 (90 年代中期) 的几个阶段, 因此将其历史回顾评价分为两个阶段。第一阶段为投产到生产高峰期, 称为生产前期; 第二阶段为逐渐关闭矿井到最终停产, 称为生产低潮期。

3.1.1 生产前期回顾评价

该矿山生产前期由氡及其子体吸入所致矿区居民年有效剂量和集体剂量见图 2 和图 3。

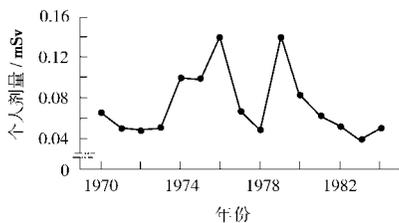


图 2 生产前期年有效剂量

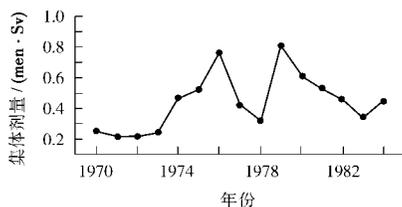


图 3 生产前期集体剂量

由图 2 和图 3 可见, 该矿山生产前期由氡及其子体吸入所致矿区居民最大年有效剂量出现在 1976 年和 1979 年, 其值为 0.14 mSv, 出现子区为 5-4 子区; 集体剂量最大出现在 1979 年, 其值为 0.82 m en·Sv。该矿山生产前期由氡及其子体所吸入致矿区居民年有效剂量逐年增长, 到 1977 年和 1978 年之所以下降, 主要是因为这两年该矿山在进行技术改造, 导致了产量下降, 同时对环境的影响也有所减少, 到 1979 年后年有效剂量开始逐渐下降; 而其集体剂量的变动与个人剂量相似。

3.1.2 生产低潮期回顾评价

在生产低潮期, 由氡及其子体吸入所致矿区居民年有效剂量见图 4。

由图 4 可见, 在这期间, 由于矿井的逐渐关闭, 使得矿区居民的年有效剂量有些波动, 但是其总体还是在增长。这主要是因为该矿山生产所产生的

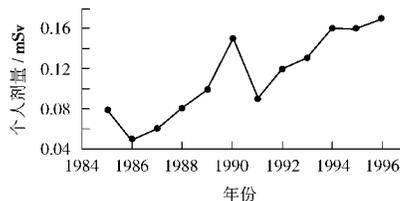


图 4 生产低潮期年有效剂量

废石和尾矿都在逐年增加, 且这些废石和尾矿基本都是直接堆放在地表面, 它们是铀矿山环境空气中氡及其子体的主要来源。该矿山在 20 世纪 90 年代初期完全停产, 所以在 1994 年—1996 年期间的个人剂量相差很小, 因为这时候的污染源主要是停产之后堆放在地表的废石与尾矿, 这些污染源项在停产后都没有进行治理, 而且停产之后也没有新的源项加入。在这段时期, 由氡及其子体吸入所致矿区居民年有效剂量最大值出现在 1996 年, 其值为 0.17 mSv, 出现子区为 5-4 子区。

由图 2 和图 4 可知, 该矿山在历史时期由氡及其子体吸入所致矿区居民个人剂量的最大值出现在 1996 年, 其值为 0.17 mSv。历史时期代表年份不同照射途径对个人剂量的贡献见表 1。

表 1 不同照射途径对个人剂量的贡献份额 %

年份	吸入	空气浸没 外照射	地表沉积 外照射	农产品 食入	动物产 品食入
1970	86.65	0.55	1.21	7.50	0.53
1971	88.42	0.36	0.85	6.84	0.32
1976	90.33	0.10	0.96	6.50	0.81
1979	96.50	0.06	0.66	2.33	0.13
1985	91.66	0.08	2.15	3.50	0.28
1986	90.38	0.25	1.86	4.06	0.77
1994	95.26	0.12	1.01	2.57	0.22
1995	92.75	0.15	1.35	3.96	0.64

由表 1 可见, 无论是在投产初期还是生产的高峰和低潮期, 由氡及其子体吸入所致矿区居民的个人剂量比其他途径的大得多。由此可以推断该矿山在历史时期的关键核素是 ^{222}Rn , 关键途径是氡及其子体的吸入, 关键子区为 5-4 子区。

3.2 辐射环境现状评价

由于国家对铀产品需求的增长, 该矿山于 20 世纪 90 年代末又先后回复了两个矿井的生产, 并按堆浸技术建起了水冶厂。在 2005 年—2008 年期间, 使用各种辐射监测仪器对该矿山的居民区

(特别是模式计算中的关键子区)进行连续测量。监测的项目包括:环境空气中氡及其子体浓度、空气吸收剂量率、水中放射性核素的含量等。此外将 80 km 外的某城市测量作为对照点数据,并通过计算辐射剂量(氡及其子体吸入所致内照射剂量和外照射剂量)来评价该矿山辐射环境的现状^[8]。

3 2 1 监测方法与仪器

表 2 监测仪器及其性能

项目	方法	仪器	检测限
天然 U(水)	极谱法	JP-303 极谱仪	0.2 $\mu\text{g/L}$
²²⁶ Ra(水)	射气闪烁法	FD-125 测氡仪器 FH 263B 定标仪	$7.4 \times 10^{-4} \text{ Bq/L}$
²³⁰ Th(水)	分光光度法	UV-8500	$0.05 \times 10^{-3} \text{ Bq/L}$
²¹⁰ Po(水)	恒温自沉积总 α 记数	FJ-2604 $\alpha\beta$ 放射性监测仪	$0.02 \times 10^{-3} \text{ Bq/L}$
²¹⁰ Pb(水)	谱法	FJ-2604 $\alpha\beta$ 放射性监测仪	$0.02 \times 10^{-3} \text{ Bq/L}$
大气氡浓度	双率膜法	FT-648 双滤膜测氡仪	3.3 Bq/m^3
氡子体浓度	三段法	FT-648 双滤膜测氡仪	$0.002 \times 10^{-6} \text{ J/m}^3$
空气吸收剂量率	直接测量	DHIII 高压电离室	$2 \times 10^{-8} \text{ Gy/h}$

3 2 2 实地监测结果分析

该矿山居民区氡及其子体浓度监测结果见表 3。

表 3 居民区氡浓度测量结果

监测点	测点数	空气氡浓度		子体浓度		年有效剂量 / (mSv)
		$I / (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})$	范围	范围	均值	
1号居民区	11	9.4~21.5	16.8	3.4~7.7	6.0	1.47
2号居民区	13	11.9~23.8	17.3	4.1~8.2	6.0	1.45
3号居民区	11	13.3~24.1	19.5	4.3~7.9	6.4	1.56
4号居民区	9	10.3~23.1	18.3	3.3~7.4	5.9	1.44
5号居民区	15	9.8~21.2	16.8	3.4~7.4	5.8	1.42
6号居民区	9	10.9~22.3	16.2	3.7~7.6	5.5	1.35
7号居民区	13	10.5~21.0	15.6	3.5~7.2	5.3	1.30
8号居民区	11	9.5~20.6	15.9	3.2~7.0	5.4	1.32
9号居民区	9	11.6~19.8	14.3	4.1~7.1	5.0	1.25
10号居民区	9	10.2~20.5	15.5	3.6~7.3	5.5	1.35
对照点	13	8.8~17.5	12.3	3.4~6.7	4.7	1.16

在所监测的各个居民区中,1号—5号居民区位于关键子区(5-4子区);6号—9号居民区则分别位于侧风向方向距评价中心较近的子区;10号居民区位于常年上风向距评价中心较近的子区。对于各个居民区,在相同的地点分别进行氡及其子体浓度测量和空气吸收剂量率测量。由于该矿区较大的河流有1号和2号河流,各矿井和水冶厂的

空气吸收剂量率采用 HDIII 高压电离室测量,探头距地面 1 m,移动测量,读数间隔 30 s,取测点范围值并求平均值^[9]。大气中氡浓度采用双滤膜吸附,高灵敏度环境测氡仪测量,取气高度 1.5 m,采样时间 10 min,测量时间 10 min。该矿山环境监测仪器见表 2。

废水基本全都排放入这两条河流中,而距离这两条河流较近的居民区主要有 3号、6号、7号和 10号居民区,所以采样的时候只采集了这些居民区的饮用水样品;其他居民区的主要饮用水为井水,经过该矿山安防部多年的监测发现,这些居民区井水中的放射性核素含量与对照点基本无区别。

由表 3 可以看出,处于关键子区的几个居民区环境空气中的氡及其子体浓度比其他居民区略高,氡及其子体浓度均值最高出现在 3号居民区。这主要是因为这些居民区所处的关键子区位于评价区最大风频的下风向处,含有氡及其子体的气载放射性流出物从矿井等源项排出之后,其放射性烟云会直接影响到 5-4子区的居民。而处于侧风和上风向的其他居民区环境空气中氡及其子体浓度相对就低一些,不过还是会受到一定程度的影响。从年有效剂量看出,该矿山由氡及其子体吸入所致关键子区居民最大年有效剂量为 0.40 mSv(扣除对照点年有效剂量后的值),在核工业辐射环境质量评价的管理限值(1 mSv)范围内,出现的监测点是 3号居民区。空气吸收剂量率监测结果见表 4。

由表 4 可见,评价区各居民区空气吸收剂量率均值都比对照点高。这主要是由于该居民区位于该矿山最大风频的下风向处,容易受到其放射性核素沉积的影响。此外,位于关键子区的其他居民区的空气吸收剂量率均值都比较高,由此可见经过多

表 4 居民区空气吸收剂量率 10^{-8} Gy/h

监测点	测点数	范围	均值	标准差	年有效剂量 ^①
1号居民区	11	12.7~19.6	16.6	2.0	0.20±0.02
2号居民区	13	11.0~21.3	17.8	1.7	0.22±0.02
3号居民区	11	16.2~25.0	20.6	2.6	0.25±0.03
4号居民区	9	17.5~22.8	19.7	2.4	0.24±0.03
5号居民区	15	13.4~21.9	17.5	1.6	0.21±0.02
6号居民区	9	10.9~20.2	16.3	2.3	0.20±0.03
7号居民区	13	11.0~20.4	14.1	1.5	0.17±0.02
8号居民区	11	14.1~19.8	17.0	1.2	0.21±0.01
9号居民区	9	9.20~18.1	13.2	2.5	0.16±0.03
10号居民区	9	8.50~19.6	13.5	2.8	0.17±0.03
对照点	13	4.90~16.5	10.6	2.8	0.13±0.03

① 单位为: mSv

年的放射性核素沉积, 关键子区受到该矿山的影响比其他子区的大。环境水体放射性核素含量监测结果表 5。

表 5 环境水体放射性核素含量监测结果 Bq/L

监测点	U ^①	²²⁶ Ra	²³⁰ Th	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
3号居民区 饮水	1.0×10^{-3}	0.02	0.01	—	—
6号居民区 饮水	2.0×10^{-3}	0.04	0.02	3.2×10^{-3}	2.0×10^{-3}
7号居民区 饮水	2.0×10^{-3}	0.03	0.02	2.7×10^{-3}	2.8×10^{-3}
10号居民区 饮水	2.0×10^{-3}	0.02	0.01	—	—
1号河汇入口上游	3.0×10^{-3}	0.05	0.02	6.1×10^{-3}	5.0×10^{-3}
1号河汇入口下游	4.1×10^{-2}	0.38	0.24	9.1×10^{-2}	7.1×10^{-3}
2号河汇入口上游	8.1×10^{-3}	0.16	0.05	1.1×10^{-1}	1.9×10^{-2}
2号河汇入口下游	1.3×10^{-1}	1.13	1.45	7.2×10^{-1}	3.1×10^{-2}
对照点	1.0×10^{-3}	0.02	0.01	—	—

① 单位为: mg/L。

《放射卫生防护基本标准》(GB 4792-84)规定, 有关公众²³⁸U (D类)和²²⁶Ra的导出食入浓度(DIC)值分别为 62 Bq/kg, 9.2 Bq/kg。由表 5 可见, 各监测点及对照点水中天然铀及²²⁶Ra的浓度均低于标准中规定的 DIC 值。所监测的居民区中, 各监测点水体中的放射性核素含量与对照点的基本没有区别。至于两条主要河流, 2号河流水体中的放射性核素含量明显比 1号河流高, 这主要是因为目前尚在生产矿井的废水主要排入 2号河流的支流, 而 1号河流主要受到的是未治理矿井流出的少量废水的污染。

3.2.3 模式监测结果分析

表 6 给出了最近几年由核工业 30 a 质量评价剂量估算模式估算得出的该矿山各照射途径对最

大个人剂量的贡献。

表 6 各照射途径对最大个人剂量的贡献 mSv

年份	吸入	空气浸没 外照射	地表沉积 外照射	农产品 食入	动物产 品食入
2003	0.19	1.8×10^{-8}	5.1×10^{-5}	1.5×10^{-2}	2.0×10^{-5}
2004	0.19	2.1×10^{-8}	7.2×10^{-5}	1.8×10^{-2}	3.1×10^{-5}
2005	0.21	3.0×10^{-8}	8.9×10^{-5}	2.3×10^{-3}	5.6×10^{-5}
2006	0.23	2.2×10^{-8}	1.1×10^{-4}	2.1×10^{-2}	8.5×10^{-5}
2007	0.25	3.3×10^{-8}	2.6×10^{-4}	2.6×10^{-2}	9.6×10^{-5}

由表 6 可见, 在评价区域内由氡及其子体吸入所致矿区居民最大个人剂量为 0.25 mSv, 出现在 5-4 子区的少年组。吸入内照射是该矿山的主要照射途径, 而²²²Rn 是关键核素。此外, 由模式估算可得该矿山最近几年由气载源项所致 80 km 范围内的集体剂量最大值为 $1.91 \text{ men} \cdot \text{Sv}$ 。

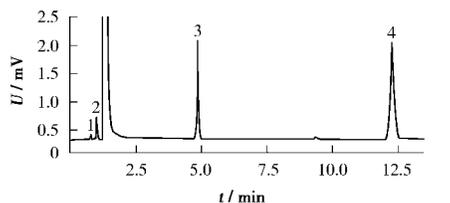
对比最近几年实地监测与模式估算的结果可以看出, 实地监测所得到的最大个人剂量大于模式估算的结果。对于氡及其子体吸入所致个人剂量, 各居民区除了受到矿井生产的影响外, 还受到该地区土壤中氡的地质潜势的影响; 且该地区属于丘陵地带, 地形复杂, 在使用大气运输模式估算各子区空气中氡的浓度时肯定会带来误差; 此外, 在实地监测的时候, 监测数据在时间和空间的代表性上也存在误差。对于空气吸收剂量率引起的外照射, 由于估算模式只计算了当年的地表沉积外照射的影响而忽略了放射性核素多年沉积带来的影响, 所以其值不具有可比性。

4 结论

在历史时期由模式估算可得, 该矿山由氡及其子体吸入所致矿区居民最大年有效剂量出现在 1996 年, 其值为 0.17 mSv, 出现子区为 5-4 子区; 该矿山最近几年由模式估算可得, 氡及其子体吸入所致矿区居民最大年有效剂量为 0.25 mSv, 出现子区还是 5-4 子区。但是, 由实际监测发现, 该矿山由氡及其子体吸入所致关键子区最大个人剂量比模式估算得到的结果大, 其值为 0.40 mSv。此外, 由最近几年实地监测得到的空气吸收剂量率对个人剂量的贡献可知, 由于多年放射性核素沉积的影响, 由外照射所致的个人剂量不能忽略。

总之, 无论是历史时期还是最近几年, 由内照

(下转第 46 页)



1—硫化氢; 2—甲硫醇; 3—甲硫醚; 4—二甲二硫。

图 4 低温富集效果

惰性处理的热脱附不锈钢管线系统对二硫化碳具有较强的吸附能力,且难以脱附。因此,建议不将二硫化碳作为热脱附法分析的目标物,或采用完全惰性化处理的热脱附不锈钢管线系统。

2.4 平均校正因子与检出限

用该方法分析含硫化物标准系列管,计算平均校正因子,见表 1。取 100 mL 气体样品逐级稀释后热脱附分析,以最低检出量确定各目标组分检出限,见表 1。

表 1 平均校正因子与检出限

化合物	保留时间 t/min	平均校正 因子	RSD %	检出限 m/ng
硫化氢	0.91	93.6	12.7	0.5
甲硫醇	1.50	40.1	14.3	0.1
甲硫醚	4.72	1.73 × 10 ³	16.3	0.1
二甲二硫	12.0	867	13.4	0.2

2.5 实际气样测定与加标回收试验

用玻璃针筒采集 100 mL 实际气体样品,密封后加入一定体积的含硫化物标准气体,缓缓推入 -70 °C 低温条件下的 TANEX 吸附管内,用该方法

分析,结果见表 2。

表 2 实际气样测定与加标回收试验结果

化合物	测定值 $\rho/(mg \cdot m^{-3})$	加标量 m/ng	回收率 %
硫化氢	—	7.71	78.3
甲硫醇	—	3.32	83.6
甲硫醚	—	6.85	86.7
二甲二硫	—	10.6	87.7

3 结语

通过低温下 TANEX 吸附管有效富集、热脱附/气相色谱法 (PFPD 检测器) 测定空气中含硫化物,灵敏度高,精密度佳,回收率良好,适用于空气中低浓度含硫化物的检测。

[参考文献]

[1] 吴春秀,王连生,费学宁. 恶臭污染控制技术新进展 [J]. 天津建设科技, 2006(5): 53-55

[2] 王令,丁忠浩. 恶臭污染分析及防治技术 [J]. 工业安全与环保, 2005 31(3): 28-30

[3] 许传经. 恶臭分析 [J]. 环境监测管理与技术, 1991, 3(3): 17-20, 31

[4] 国家环境保护局. GB/T 14678-93 空气质量 硫化氢、甲硫醇、甲硫醚和二甲二硫的测定 气相色谱法 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1993

[5] 许保鑫,李中昌,缪明明,等. 热脱附技术及其在环境监测和烟草行业中的应用 [J]. 云南化工, 2006, 33(5): 64-67, 73.

[6] 郑志锋,田森林. 吸附浓缩/热脱附——空气中挥发性有机物分析前处理技术 [J]. 云南环境科学, 2006 25(2): 44-46

[7] 吴彦名,戴军升,周亚康. 钢罐采样-GC/MS 法测定隧道空气中 VOCs [J]. 环境监测管理与技术, 2008, 20(2): 35-37

(上接第 38 页)

射和外照射所致矿区居民的最大年有效剂量都没有超过管理限值 (1 mSv)。该矿山居民区的关键途径是氡及其子体的吸入内照射,关键核素都是 ²²²Rn。

[参考文献]

[1] 国家环境保护局. 铀矿冶污染治理 [M]. 北京: 原子能出版社, 1993

[2] 李明亮. 环境氡气辐射规律及防治研究 [J]. 电力学报, 2006, 21(3): 285-287

[3] CHARLES M W. Radon exposure of the skin I Biological effects [J]. Journal of Radiological Protection, 2007(27): 231

- 252 -

[4] 张立国,郭秋菊. 北京地区大气氡水平测量 [J]. 中华放射医学与防护杂志, 2005 25(1): 81-82

[5] 潘自强. 中国核工业三十年辐射环境质量评价 [M]. 北京: 原子能出版, 1989

[6] 陈志勇,陈人强,王维谦,等. 三亚市环境辐射水平及居民受照剂量 [J]. 中国辐射卫生, 2002, 11(2): 101-104

[7] 宁凡江,龚俊勋. 放射工作人员个人剂量监测有关问题探讨 [J]. 中国辐射卫生, 2007, 16(2): 177-180

[8] 袁力. 浅谈环境监测方法确认及其应用 [J]. 环境监测管理与技术, 2008 20(5): 9-10

[9] 沙连茂,卫为强,宣义仁. 放射性环境监测中探测限附近测量数据的处理 [J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18(1): 38-43.