

환경시료 중 Pu 측정에서 최소검출방사능 농도 산출에 대한 연구

이명호* · 조영현 · 최근식 · 이창우 · 신현상*
한국원자력연구소, *서울산업대학교 환경공학과
(2000. 10. 5 접수)

A Study of Determination of Minimum Detectable Activity at Measuring of Pu Isotopes in Environmental Samples

Myung-Ho Lee*, Young-Hyun Cho, Gun-Sik Choi,
Chang-Woo Lee and Hyun-Sang Shin*

Korea Atomic Energy Research Institute, P.O. Box 150, Yusung, Taejeon 305-600 Korea

*Dept. of Environmental Engineering, Seoul National Polytechnic University 172

Kongneung-dong, Nowon-gu, Seoul, Korea

(Received October 5, 2000)

요 약: 본 논문에서는 검출한계에 대한 기본개념을 기초로 백그라운드 측정시간과 시료측정시간을 고려한 검출한계치 유도과정을 기술하였다. 환경시료 중 Pu의 MDA값 결정에 영향을 미치는 여러인자들 중에서 시료량, 백그라운드 측정시간 및 시료측정시간 변화에 따른 MDA 변동값을 계산하였다. 환경시료에 대한 저준위 방사능 동위원소 측정시 본 연구결과를 통해 도출된 백그라운드 및 시료 측정시간의 적절한 배분에 의한 MDA 계산은 환경방사능 측정결과에 대한 신뢰도 평가에 활용이 가능하다.

Abstract: In this paper, the formula of lower limit of detection considering the measuring time of sample and background was derived using the basic concepts of lower limit of detection. Among parameters affecting the determination of MDA value, the MDA values were calculated with variation of amount of sample and measuring time of sample and background. The results of adequate division between the measuring time of sample and that of background studied in this research make it possible to evaluate confidence limits on the radioanalytical results in the environmental sample.

Key words: minimum detectable activity (MDA), plutonium, environmental radioactivity

1. 서 론

저준위 방사능이 함유된 환경시료에서 방사능 계측 시 방사능붕괴와 백그라운드 계수치의 통계학적 요동

특성으로 인해 실제로 방사능이 존재하지 않은 시료의 계수치가 백그라운드를 상회하는 경우가 종종 발생한다. 따라서 저준위 환경방사능 농도 측정시 방사능 존재여부를 판단하는 근거로 계측 통계학을 기초로한 검출한계치(lower limits of detection, LLD)를 정의한다.^{1,12} 그러나 검출한계치는 계측 통계학만을 바탕으로 정의된 것이며 다른 우연오차라든지 계통오차는 고려되지 않았으므로 방사선 계측기로 검출할 수

* Corresponding author
Phone : +82-(0)42-868-2324 Fax : +82-(0)42-863-1289
E-mail : mhleel@kaeri.re.kr

있는 절대적인 방사능 준위로서가 아니라 다만 최소 검출 방사능 농도를 설정하기위한 규제 지침으로 사용된다. 또한 검출한계치는 백그라운드 계수치와 검출 효율과 같은 계측시스템 인자들만을 기초로 설정되었으므로 저준위 방사능 측정결과에 대한 방사능 존재 여부를 신뢰성 있게 판단하기에는 부적합하다. 즉 검출한계치는 시료의 방사능 농도에 의존하지 않고 측정과정 자체의 검출능력에 의존하므로 실제 저준위 환경 방사능 분석에서는 검출한계치 대신에 최소 검출 방사능준위(minimum detectable activity level, MDA)를 많이 사용한다.¹³⁻¹⁹

MDA는 주어진 기계, 분석방법 및 시료 종류에 따라 실제로 얻어질 수 있는 방사능 농도준위로 방사능 측정분야에서 많이 사용되는 용어다. LLD는 측정한 계측기의 특성인 백그라운드 계수치나 계측효율을 고려하여 통계학적으로 산출된 값으로 분석화학에서 측정된 분석결과에 대한 신뢰도 평가에 사용된다. MDA는 LLD와 비교하면 약간 포괄적인 개념으로 LLD 산출시 사용된 검출기의 특성(백그라운드, 검출효율) 뿐만 아니라 시료크기, 시료측정시간, 자기흡수, 화학수율 및 방사능 농도결정에 영향을 주는 여러 요인들을 포함한다. 따라서 MDA는 계측기 특성 뿐 아니라 계측과정에 포함되는 많은 특수한 요인과 시료 자체의 특성에 따라 값이 변하기 때문에 분석방법을 개선하거나 측정장비를 교환할 경우 MDA값을 다시 산출해야만 한다.¹⁹

본 논문에서는 검출한계에 대한 기본개념을 기초로 백그라운드 측정시간과 시료측정시간을 고려한 검출한계치 유도과정을 기술하였고, 실제 환경시료중 Pu 분석에서 백그라운드 계측시간과 시료 측정시간의 변화에 따른 MDA값을 산출하여 저준위 뿐만 아니라 고준위 환경 방사능 분석시 Pu 측정결과에 대한 신뢰도 평가에 활용 가능하도록 하는데 목적이 있다. 본 연구 결과는 환경중 저준위로 존재하는 스트론튬, 아메리슘 및 테크네튬 등에 대한 MDA값을 산출하는데 활용이 가능하다.

2. 검출한계에 대한 이론적 고찰

Curie는 L_c 를 제1종 과오 위험도를 결정상수인 k_α 와 참 방사능이 영일 때 산출된 표준편차, 즉 방사능이 없는 시료의 순계수율의 표준편차인 σ_0 를 사용하

여 임계준의를 (1) 식으로 정의하였다.²

$$L_c = k_\alpha \sigma_0 \quad (1)$$

L_c 는 시료 중에 방사능의 존재 여부를 결정하는데 사용하며 측정치가 L_c 이하이면 '백그라운드와 비교하여 유의할 만한 차가 없다'라고 판단 가능하다. 따라서 L_c 는 시료의 계수율이 백그라운드와 비교하여 통계적인 차이가 있는가를 결정하는데 사용한다.

검출한계 L_D 는 시료에서 오는 신호가 검출된다고 확신할 수 있는 사전검출준위(a priori detection level)를 의미하며 검출한계를 의미하는 LLD로 정의하였다.² 제2종 과오를 통계학적으로 표현하여 L_D 를 수식으로 나타낸다[3]. 제2종 과오 위험도를 결정상수인 k_β 와 시료의 방사능 농도가 L_D 일 때 산출되는 표준편차인 σ_d 를 사용하면 검출한계는 (2) 식으로 표현할 수 있다.

$$L_D = LLD = L_c + k_\beta \sigma_d \quad (2)$$

(2) 식을 이용하여 다음과 같은 근사조건에서 LLD를 수치적으로 표현할 수 있다. 첫째로, 최대 허용 위험도 계수인 α, β 가 같고, 시료의 계수치와 백그라운드 계수치가 거의 같다고 가정할 경우, 오차를 결정하는 위험도는 동일한 값을 나타내며($k_\alpha = k_\beta = k$), 시료의 계수치와 백그라운드 계수치값의 차이가 0이 되기 때문에 시료의 계수치에 대한 표준편차의 변화가 작아 거의 일정하므로($\sigma_0 \approx \sigma_d \approx \sigma_S$) (2) 식은 (3) 식으로 변형된다.²

$$LLD = L_D = k_\alpha \sigma_0 + k_\beta \sigma_d = k(\sigma_0 + \sigma_d) = 2L_c = 2k\sigma_d \quad (3)$$

또한 시료와 백그라운드 표준편차가 같다고 가정했으므로($\sigma_0^2 = \sigma_S^2 + \sigma_B^2 = 2\sigma_B^2$) (3) 식은 (4) 식으로 변형된다.

$$LLD = L_D = 2\sqrt{2} k\sigma_B \quad (4)$$

둘째로, 최대 허용 위험도 계수인 α, β 가 같고 시료와 백그라운드의 표준편차가 다르다고 가정할 경우($\alpha = \beta, \sigma_0 \neq \sigma_d$), 시료의 순계수율 μ_d 는 $\mu_d = \mu_S - \mu_B$ 이고 L_D 를 나타낸다. 따라서 시료의 표준편차 (σ_d)는 (5) 식으로 쓸 수 있다. 여기서 μ_S 는 백그라운드를 포함한 계수율이고 μ_B 는 백그라운드 계수율이다.

$$\sigma_d^2 = \sigma_S^2 + \sigma_B^2 = \frac{\mu_S}{t_S} + \frac{\mu_B}{t_B} = \frac{\mu_d}{t_S} + \mu_B \left(\frac{1}{t_S} + \frac{1}{t_B} \right)$$

$$= \frac{L_D}{t_s} + \mu_B \left(\frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right) \quad (5)$$

방사능이 포함되지 않은 시료 즉 블랭크시료의 계수효율 μ_{0+B} , 계수시간을 t_{0+B} 라 하면 참 방사능이 영일 경우 순계수율 μ_0 는, $\mu_0 = \mu_{0+B} - \mu_B = 0$ 이며, 시료 계측시간 t_s 와 블랭크시료 계측시간 t_{0+B} 가 동일하다고 가정하면 블랭크 시료의 표준편차는 (6) 식으로 표현된다.¹⁶

$$\begin{aligned} \sigma_0^2 &= \frac{\mu_{0+B}}{t_{0+B}} + \frac{\mu_B}{t_B} = \mu_B \left(\frac{1}{t_{0+B}} + \frac{1}{t_B} \right) \\ &= \mu_B \left(\frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right) \end{aligned} \quad (6)$$

(6) 식에서 σ_0^2 을 (5) 식에 대입하면 (7) 식으로 나타낸다.

$$\sigma_d^2 = \frac{L_D}{t_s} + \sigma_0^2 \quad (7)$$

시료의 표준편차(σ_d)를 (7) 식에서 구해 (2) 식에 대입하면 (8) 식으로 표현할 수 있다.

$$L_D = L_C + k_\beta \sigma_d = L_C + k_\beta \left(\frac{L_D}{t_s} + \sigma_0^2 \right)^{\frac{1}{2}} \quad (8)$$

(8) 식의 양변을 제곱하여 정리하면 L_D 에 대한 이차방정식이 된다. k_β 대신에 k 를 대입한 후 이식을 이차방정식 근의 공식에 대입하여 L_D 에 대한 해를 구하고 정리하면 (9) 식으로 표현된다.

$$2L_C + \frac{k^2}{t_s} \quad (9)$$

또한 (6) 식에서 σ_0 값을 구해 (1) 식에 대입하면 L_C 값은 (10) 식으로 표현된다.¹⁹

$$L_C = k_\alpha \sigma_0 = k_\alpha (\mu_B)^{\frac{1}{2}} \left(\frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (10)$$

(10) 식의 L_C 값을 (9) 식에 대입하면 (11) 식으로 쓸 수 있다.

$$L_D = 2L_C + \frac{k^2}{t_s} = \frac{k^2}{t_s} + 2k(\mu_B)^{\frac{1}{2}} \left(\frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right)^{\frac{1}{2}}$$

$$= \frac{1}{t_s} \left\{ k^2 + 2k(\mu_B)^{\frac{1}{2}}(t_s)^{\frac{1}{2}} \left(1 + \frac{t_s}{t_B} \right)^{\frac{1}{2}} \right\} \quad (11)$$

3. 실험방법

실제 저준위 환경방사능 분석에서 편리하고 의미있는 MDA값을 산출하기 위해서 신뢰도를 95%로 설정하여 ($k_\alpha = k_\beta = k = 1.645$) 최소 검출 방사능 농도를 계산한다.² 환경시료 중 최소검출 방사능 농도의 의미인 MDA는 LLD에서 사용된 백그라운드 계수치와 계측 시간 뿐만 아니라 계측효율, 화학수율 및 시료량에 의존한다. 따라서 (4) 식은 (12) 식으로, (11) 식은 (13) 식으로 각각 다시 쓸 수 있다.

$$MDA_1 = \frac{4.65\sqrt{BGC}}{t_B \cdot E \cdot Y \cdot S} \quad (12)$$

$$MDA_2 = \frac{2.71 + 3.29(\mu_B)^{\frac{1}{2}}(t_s)^{\frac{1}{2}} \left(1 + \frac{t_s}{t_B} \right)^{\frac{1}{2}}}{t_s \cdot E \cdot Y \cdot S} \quad (13)$$

여기서 BGC는 백그라운드 계수치, t_s 는 시료 계측 시간, t_B 는 백그라운드 계측시간, μ_B 는 백그라운드 계수율, E는 계수효율, Y는 화학수율, S는 보정인자로 시료량과 측정중 반감기를 보정하는 인자이다. (12) 식은 시료와 백그라운드 표준편차가 같다고 가정할 경우이며, (13) 식은 시료와 백그라운드 표준편차가 다르다고 가정할 경우에 통계학적으로 유도된 검출한 계치에 MDA를 나타내기 위해 여러인자를 보정하여 수치적으로 표현한 것이다. 또한 시료의 측정시간과 백그라운드 측정시간을 동일하게 설정할 경우 (13) 식은 (14) 식으로 간단하게 표현할 수 있다.

$$MDA_3 = \frac{2.71 + 4.65(\mu_B)^{\frac{1}{2}}(t_B)^{\frac{1}{2}}}{t_B \cdot E \cdot Y \cdot S} \quad (14)$$

환경시료에 대한 Pu 동위원소 분석의 경우 알파방출 핵종인 Pu-239, 240 및 Pu-238은 TOPO 용매를 사용하여 화학적 순수분리 후 전기전착하여 알파스펙트로메타(EG & G, ORTEC, 676A)를 사용하여 정량하였다.²⁰ 알파스펙트로메타에 내장된 검출기인 Ion implanted surface barrier detector (면적: 450 mm²)를 사용하여 알파선을 계측하였다. 베타방출핵종인 Pu-

241은 알파선 측정이 종료된 전기전착판을 질산에 녹여서 이온교환수지로 철 및 니켈 등의 방해원소를 제거한 후 액체섬광계수기(Quantulus 1220)를 이용하여 정량하였다.²¹ Pu 분석시 화학수율(TOPO 용매추출 효율 및 이온교환수지 분리효율 포함)의 평균치인 65%, 알파스펙트로메타에서 측정된 백그라운드 계수율을 0.002 cpm 및 알파스펙트로메타의 측정효율의 평균치인 23%를 (13) 식에 대입하면 (15) 식으로 변형된다. 또한 Pu-241 측정의 경우 액체섬광계수기로 측정된 백그라운드 계수율을 1.5 cpm 및 측정효율의 평균치인 41%를 (13) 식에 대입하면 (16) 식으로 변형된다.

$$MDA_{Pu-239,240} (Bq/S) = \frac{2.71 + 3.29 (0.002 \text{ cpm})^{\frac{1}{2}} (t_s)^{\frac{1}{2}} \left(1 + \frac{t_s}{t_B}\right)^{\frac{1}{2}}}{t_s \cdot 0.65 \cdot 0.23 \cdot 60 \cdot S} \quad (15)$$

$$MDA_{Pu-241} (Bq/S) = \frac{2.71 + 3.29 (1.5 \text{ cpm})^{\frac{1}{2}} (t_s)^{\frac{1}{2}} \left(1 + \frac{t_s}{t_B}\right)^{\frac{1}{2}}}{t_s \cdot 0.65 \cdot 0.41 \cdot 60 \cdot S} \quad (16)$$

4. 결과 및 고찰

4.1. Pu MDA값 결정에 영향을 미치는 인자들

앞에서 기술한 (12), (13) 및 (14) 식들을 살펴보면 백그라운드 측정시간, 시료측정시간, 백그라운드 계수율, 검출기에 대한 계측효율, 핵종분석에 대한 화학수

율 및 시료량 등의 여러 인자가 MDA값 설정에 영향을 준다. Fig. 1은 분석시료량의 변화에 따른 알파스펙트로메타와 액체섬광계수기로 측정된 Pu 동위원소에 대한 MDA값의 변화를 나타내었다. 여기서 MDA값을 계산하기 위해서 사용된 공식은 백그라운드 측정시간과 시료측정시간을 동일하게 설정한 (14) 식을 사용하였으며 백그라운드 및 시료의 계측시간은 알파방출핵종에 대해서는 1,000분, 베타방출핵종에 대해서는 500분으로 각각 설정하여 MDA값을 계산하였다. Fig. 1에서 보면 액체섬광계수기로 측정된 Pu-241에 대한 MDA값은 알파스펙트로메타로 측정된 Pu-239, 240 및 Pu-238의 MDA값보다 높게 산출되었는데 검출기 특성(백그라운드 계수치, 계측효율) 및 측정시간의 차

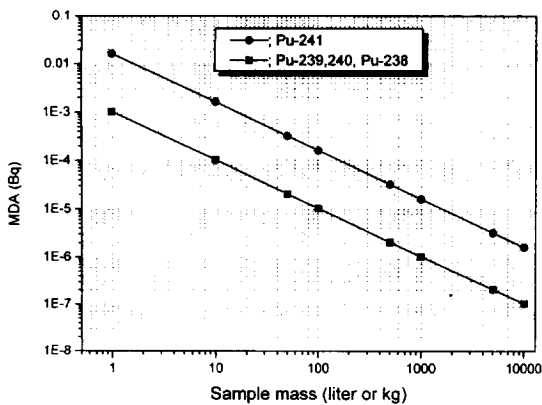


Fig. 1. MDA values plotted vs sample mass for measuring Pu-239, 240, Pu-238 and Pu-241.

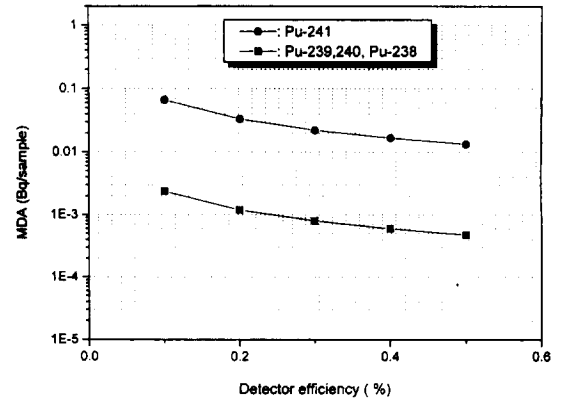


Fig. 2. MDA values plotted vs detector efficiency for measuring Pu-239, 240, Pu-238 and Pu-241.

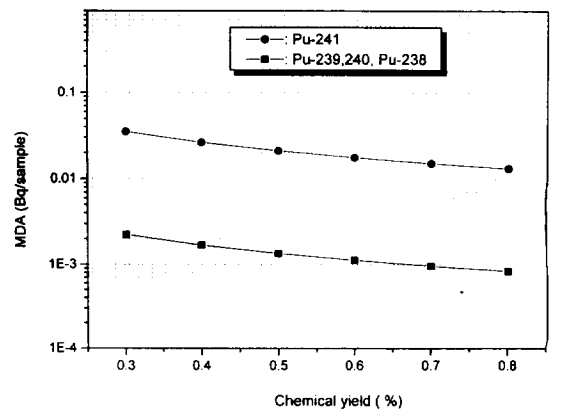


Fig. 3. MDA values plotted vs chemical yield for measuring Pu-239, 240, Pu-238 and Pu-241.

이로 설명이 가능하다. 비록 Pu-241에 대한 액체검광 계수기의 검출효율(41%)이 알파스펙트로메타(23%)보다 높아서 낮은 MDA값을 예상하지만 시료측정시간(500분)이 알파스펙트로메타(1,000분)보다 짧고 백그라운드 계수치(1.5 cpm)가 알파스펙트로메타(0.002 cpm)보다 높아서 결과적으로 Pu-241에 대한 MDA값은 Pu-239, 240의 MDA보다 높게 산출되었다. Fig. 2와 3은 검출기의 계측효율 및 핵종분석에 대한 화학수율 변화에 따른 Pu 동위원소들에 대한 MDA값의 변화를 나타내었다. 검출효율 및 화학수율 변화율은 시료량의 변화폭에 비해 미미할 뿐만 아니라, 숙련된 사람이 환경시료에 대하여 Pu 동위원소를 순수분리한 후 동일한 검출기를 사용하여 Pu 동위원소를 측정할 경우 검출효율 및 화학수율 변화율은 거의 무시할 정도여서 MDA값 결정에 크게 영향을 미치지 않는다고 사료된다. 따라서 Fig. 1, 2 및 3에서 보면 실제 환경시료에 대한 Pu 분석시 계측효율 및 화학수율 등의 인자들은 비교적 변동폭이 작아서 Pu의 MDA값 설정에 큰 영향을 주지 못하지만 분석시료량은 변동폭이 매우 커서 MDA값의 증감에 크게 관여함을 알 수 있다.

Fig. 4는 (14) 식을 사용하여 측정시간의 변화에 따른 MDA값의 변화를 나타내었다. 측정시간이 증가함에 따라 MDA값도 감소하는데 감소비율(기울기; -0.67)은 Fig. 1에 나타낸 분석시료량의 변화(기울기; -1.00)와 비교하면 완만하게 감소됨을 알 수 있다. 따라서 MDA값을 낮추기 위해서는 측정시간의 증가보다는 분석시료량의 증가가 더 효과적임을 알 수 있다. 또한 측정시간이 증가되면 백그라운드 계수치도 측정

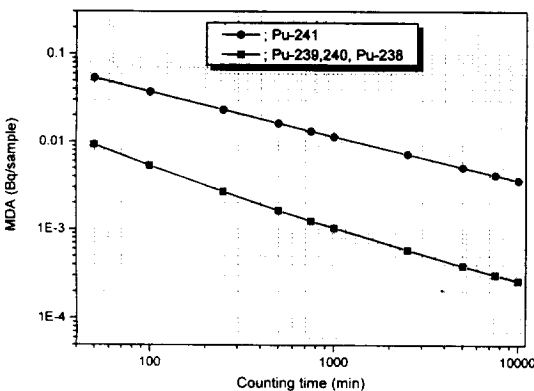


Fig. 4. MDA values plotted vs counting time for measuring Pu-239, 240, Pu-238 (1,000 min) and Pu-241 (500 min).

시간에 비례하여 약간 증가하므로 MDA값을 계산할 때 고려하여야 한다.

일반적인 환경방사능 분석 자료에 대한 MDA값을 산출할 경우 백그라운드 측정시간과 시료 측정시간을 고려한 (13) 식 보다는 간단한 (12) 식이나 (14) 식을 많이 사용한다. 그러나 좀더 정확하고 신뢰성 있는 MDA값을 계산하기 위해서는 시료계측시간과 백그라운드 계측시간을 고려하여 MDA값을 설정할 필요가 있다.

4.2. 백그라운드 계측시간과 시료계측시간을 고려한 Pu MDA값 결정

환경시료에서 알파방출 핵종인 Pu-239, 240, Pu-238 및 베타방출핵종인 Pu-241에 대하여 의미있는 MDA값을 계산하기 위해서는 화학수율, 측정효율, 백그라운드 계수율 뿐만 아니라 백그라운드 계측시간과 시료계측시간의 적절한 분배가 필요하다. 실제 환경시료 중 Pu 분석에서 백그라운드 계측시간과 시료계측시간의 결정은 MDA값 설정에 중요한 변수가 된다. 일반적으로 환경방사능 분석에서 Pu-239, 240 및 Pu-238의 MDA값을 계산할 경우 백그라운드 계측시간과 시료계측시간을 동일하게 1,000분으로 설정하여 MDA값을 산출한다. 그러나 농도가 높은 오염된 Pu를 측정할 경우 시료계측시간을 1,000분 정도로 길게 측정할 필요가 없다. 따라서 Pu에 대한 정확한 MDA값을 계산하고자 할 경우 백그라운드 계측시간과 시료계측시간을 적절하게 분배하여 최적의 MDA값을 산출해야만 한다.

(15) 및 (16) 식을 사용하여 백그라운드 계측시간을 1,000분으로 고정하고 시료계측시간을 변화시킨 경우와 시료계측시간을 고정하고 백그라운드 측정시간을 변화시킬 경우 Pu-239, 240 및 Pu-238의 MDA 변화값을 Table 1에 나타내었다. 또한 Table 2는 백그라운드 계측시간을 고정(500분)하고 시료계측시간을 변화시킨 경우와 시료계측시간을 고정하고 백그라운드 측정시간을 변화시킬 경우 Pu-241에 대한 MDA 변화값을 나타내었다. 또한 Table 1, 2에서 계산된 시간변화(시료, 백그라운드)에 따른 MDA 변동값을 Fig. 5 및 Fig. 6에 나타내었다. Fig. 5는 백그라운드 계측시간을 1,000분으로 고정하고 시료측정시간을 변화시켜서 얻은 Pu-239, 240 및 Pu-238에 대한 MDA 변화폭에 대한 기울기(-0.0027)가 시료측정시간을 고정하고 백

Table 1. MDA values of Pu-239, 240 and Pu-238 with variation of counting time of BG and sample

| BG (min) | Sample (min) | MDA (Bq/sample) |
|----------|--------------|-----------------|
| 1,000 | 50 | 8.419E-03 |
| 1,000 | 100 | 4.742E-03 |
| 1,000 | 250 | 2.368E-03 |
| 1,000 | 500 | 1.503E-03 |
| 1,000 | 750 | 1.195E-03 |
| 1,000 | 1,000 | 1.036E-03 |
| 1,000 | 2,500 | 7.346E-04 |
| 1,000 | 5,000 | 6.286E-04 |
| 1,000 | 7,500 | 5.925E-04 |
| 1,000 | 10,000 | 5.742E-04 |
| 20 | 1,000 | 2.679E-03 |
| 100 | 1,000 | 2.022E-03 |
| 250 | 1,000 | 1.462E-03 |
| 500 | 1,000 | 1.201E-03 |
| 750 | 1,000 | 1.094E-03 |
| 1,000 | 1,000 | 1.036E-03 |
| 2500 | 1,000 | 9.159E-04 |
| 5,000 | 1,000 | 8.703E-04 |
| 7,500 | 1000 | 8.543E-04 |
| 10,000 | 1,000 | 8.461E-04 |

Table 2. MDA values of Pu-241 with variation of counting time of BG and sample

| BG (min) | Sample (min) | MDA (Bq/sample) |
|----------|--------------|-----------------|
| 500 | 50 | 4.077E-02 |
| 500 | 100 | 2.930E-02 |
| 500 | 250 | 2.012E-02 |
| 500 | 500 | 1.628E-02 |
| 500 | 750 | 1.477E-02 |
| 500 | 1,000 | 1.397E-02 |
| 500 | 2,500 | 1.241E-02 |
| 500 | 5,000 | 1.185E-02 |
| 500 | 7,500 | 1.167E-02 |
| 500 | 10,000 | 1.156E-02 |
| 50 | 500 | 3.772E-02 |
| 100 | 500 | 2.794E-02 |
| 250 | 500 | 1.986E-02 |
| 500 | 500 | 1.628E-02 |
| 750 | 500 | 1.489E-02 |
| 1,000 | 500 | 1.414E-02 |
| 2,500 | 500 | 1.268E-02 |
| 5,000 | 500 | 1.216E-02 |
| 7,500 | 500 | 1.198E-02 |
| 10,000 | 500 | 1.189E-02 |

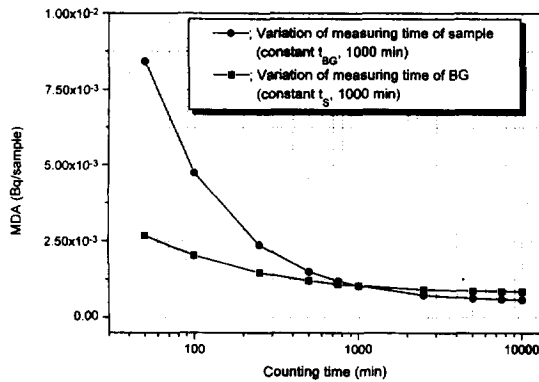


Fig. 5. MDA values for Pu-239, 240 and Pu-238 plotted vs counting time of BG and sample.

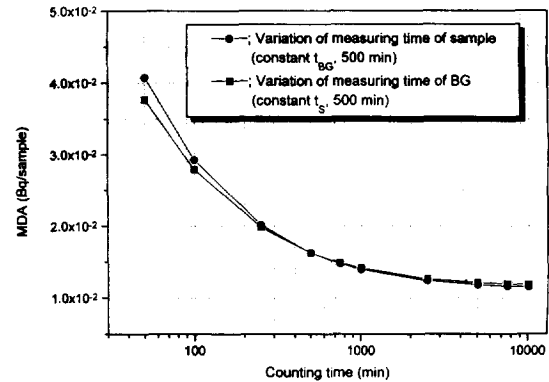


Fig. 6. MDA values for Pu-241 plotted vs counting time of BG and sample.

그라운드 측정시간을 변화시켜서 구한 MDA 변화폭에 대한 기울기(-0.00069)보다 약간 크게 나타남을 보여준다. 시간변화(시료, 백그라운드)에 따른 Pu-241

의 MDA 변동값도 비록 Pu-239, 240의 MDA 변동값보다는 적지만 비슷한 경향성을 나타내었다(Fig. 6).

Fig. 5에서 측정시간(백그라운드, 시료)이 1,000분

이하일 경우 백그라운드 계측시간을 1,000분으로 고정하고 시료측정시간을 변화(50-750분)시켜서 얻은 MDA값이 시료측정시간을 1,000분으로 고정하고 백그라운드 계측시간을 변화(50-750분)시켜서 구한 MDA값보다 약간 크게 산출되었다. 그러나 측정시간이 1,000분 이상일 경우 백그라운드 계측시간을 1,000분으로 고정하고 시료측정시간을 변화(2,500-10,000분)시켜서 얻은 MDA값이 시료측정시간을 1,000분으로 고정하고 백그라운드 계측시간을 변화시켜서 구한 MDA값보다 약간 작게 산출되었다. 따라서 Pu 방사능 농도가 높아서 오랜 시간을 계측할 필요가 없거나 긴급하게 Pu 분석이 요구될 때에는 즉 측정시간이 1,000분 이하로 설정하여 분석자료를 산출할 필요가 있을 경우 시료 측정시간을 고정하고 백그라운드 계측시간을 변화시켜 구한 MDA값을 설정하는 것이 타당하다. 또한 Pu 농도가 아주 낮아서 측정시간을 1,000분 이상으로 요구될 경우 백그라운드 측정시간을 고정하고 시료측정시간을 변화시켜 MDA값을 산출하는 것이 시료 측정시간을 고정하고 백그라운드 계측시간을 변화시켜 산출되는 MDA값보다 낮은 MDA값을 산출할 수 있다.

5. 결 론

실제 Pu, 아메리슘 및 스트론튬등의 저준위 환경방사능 분석에서는 백그라운드 측정시간, 시료측정시간, 백그라운드 계수율, 계측효율, 화학수율 및 시료량등의 여러인자가 MDA값 설정에 영향을 미치는데 그중에서 분석시료량의 증가가 MDA값을 낮추는데 가장 효과적이다. 그러나 시료량을 무조건 늘릴 경우 핵종 분석 조작이 번거롭고 분석에 사용되는 경비 및 분석 소요시간도 증가함을 고려해야 한다. 또한 백그라운드 및 시료계측시간을 무한정 길게 설정할 경우 MDA값은 낮게 계산되지만 분석소요시간 증가에 따른 분석 경비가 증가된다. 따라서 저준위 환경방사능 분석에서 MDA값을 산출할 경우 시료량, 백그라운드 계측시간 및 시료계측시간 등의 인자들의 증가에 따른 손익계산을 검토하여 적절한 MDA값을 설정해야 한다.¹⁸

Pu에 대한 MDA값을 구할 경우 백그라운드 계측시간과 시료계측시간의 결정은 MDA값 설정에 중요한 변수가 된다. 환경 중 Pu 농도가 아주 낮아서 측정시간을 1,000분 이상으로 요구될 경우 백그라운드 측정

시간을 고정하고 시료측정시간을 변화시켜 MDA값을 산출하는 것이 효과적이며 Pu 방사능 농도가 높아서 오랜시간을 계측할 필요가 없거나 긴급하게 Pu 분석이 요구될 때에는 시료 측정시간을 고정하고 백그라운드 계측시간을 변화시켜 구한 MDA값을 설정하는 것이 타당하다.

감사의 글

본 연구는 과학기술 연구부의 원자력연구 개발사업의 일환으로 수행되었습니다.

참고문헌

1. B. Altschuler and B. Pasternak, *Health Physics*, **9**, 293-298 (1963).
2. L. A. Currie, *Anal. Chem.*, **40**, 586-593 (1968).
3. B. S. Pasternack and N. H. Harley, *Nucl. Instr. and Meth.*, **91**, 533-540 (1971).
4. J. H. Head, *Nucl. Instr. and Meth.*, **98**, 419-428 (1972).
5. H. F. Show and L. A. Joseph, *Health Physics*, **72**, 282-285 (1977).
6. J. D. Jack and L. W. Robert, *Health Physics*, **32**, 1-14 (1977)
7. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), "Upgrading environmental radiation data", *Health Physics Society Committee Report-1*, Washington D.C. U.S.A., 1980.
8. J. A. Roderick, *Health Physics*, **42**, 230-231 (1982).
9. J. A. Roderick, *Health Physics*, **43**, 693-703 (1982).
10. National Council on Radiation Protection and Measurement (NCRP), "A handbook of radioactivity measurements procedure", Bethesda, MD, NCRP Report No. 58, 1985.
11. A. Brodsky, R. G. Gallagher, *Radiat. Protect. Mgt.*, **8**, 64-78 (1991).
12. H. Friedmann, *Health Physics*, **77**, 309-312 (1999).
13. R. Seymour, F. Sergeant, K. Knight and B. Kyker, *Radioactivity & Radiochemistry*, **3**, 14-28 (1992).
14. A. C. Donald, S. D. Stephanie and L. S. Edwin, *Health Physics*, **63**, 338-340 (1992).
15. J. S. Daniel and S. S. Paul, *Health Physics*, **63**, 360-361 (1992).
16. D. Mayer and L. Dauer, *Health Physics*, **65**, 89-91 (1993).

17. 이재기, “환경방사능 감시 워크샵: 환경방사능 검출한계에 대한 고찰”, 한국원자력안전기술원, 1996.
18. F. M. Cox and C. F. Guenther, *Health Physics*, **69**, 121-129 (1995).
19. 이명호, 신현상, 홍광희, 조영현, 이창우, *대한방사선방어학회*, **24**, 171-184 (1999).
20. M. H. Lee and M. Pimpl, *Appl. Radiat. Isot.*, **50**, 851-857 (1999).
21. M. H. Lee and C. W. Lee, *Radiochimica Acta*, **84**, 177-181 (1999).