資 料

環境 γ 線線量率の高精度測定のためのデータ処理手順長岡 鋭*¹, 森内 茂*¹

(1994 年 3 月 23 日受理)

(1994 年 7 月 14 日再受理)

Procedure of Data Treatment for Measurement of Environmental
Gamma Ray Dose Rate with High AccuracyToshi NAGAOKA*¹ and Shigeru MORIUCHI*¹

The recent development of instruments for radiation measurement has made measurement of low-level environmental gamma ray dose rates simpler and easier. Many of these instruments are commercially available. However, it is still indispensable to separate unnecessary component from the measured data, or to make appropriate corrections considering the physical meanings of the measured quantity when one tries to measure environmental gamma ray dose rate with high accuracy. In this report, a procedure of data treatment for measurement of environmental gamma ray dose rates with high accuracy using a NaI(Tl) scintillation detector and spectrometric techniques is mentioned. It includes separation of unnecessary component involved in the measured pulse height spectra, correction of the angular response of the detector, calibration of the relation between pulse height and gamma ray energy, and the process of data treatment.

KEY WORDS : environmental radiation, γ ray, cosmic ray, dose rate, NaI(Tl) detector pulse height spectrum

I はじめに

広島、長崎の経験以来、日本は常に一般公衆と環境放射線（放射能）との関わりに関心を払い続けてきた。そして現在では、原子力施設の有無を問わず、全ての都道府県において何らかの形で環境中の放射線を測定できる体制にある。放射線測定器の進歩にも目覚ましいものがあり、環境放射線のような低レベルのものでも、高い精度を要求しなければ簡単に測定・読み取りができるような機種が市販されるようになってきている。言い換えれば、多くの人が特別な知識や技術を必要とせず放射線を

測定できるわけである。このような測定器の出現は、近年のエレクトロニクス技術の進歩に負うところも大きい。が、低レベルの環境放射線をより高い精度で測定・評価するために払われた多くの研究者達の努力によることは言うまでもない。

周知のように、「環境放射線」には α 線、 β 線、 γ 線、宇宙線など様々な種類があり、また被曝の形態も内部被曝と外部被曝とがある。本報告では外部放射線、とくに環境 γ 線による空気吸収線量率（以下「環境 γ 線線量率」）の測定・評価に着目して論を進める。環境放射線の高精度測定・評価に関する研究は、1960 年代以降大きな進展を見せ、様々な測定手法が開発された。例えば 1 気圧電離箱の感度不足を補うために開発された高圧電離箱¹⁾も成果の 1 つである。電離箱は γ 線及び宇宙線電離成分による線量率を測定するものであるが、環境 γ 線線量率に

*¹ 日本原子力研究所環境安全研究部環境物理研究室；
茨城県那珂郡東海村（〒319-11）
Department of Environmental Safety Research,
Japan Atomic Energy Research Institute; Tokai-
mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-11, Japan.

については, NaI(Tl) シンチレーション検出器(以下「NaI(Tl) 検出器」)を用いたものが現在最も高い精度を得られる測定技術と言えよう。中でも, ストリップ法³⁾, 逆行列法⁴⁾, スペクトル線量変換演算法(G(E)関数法)⁵⁻⁷⁾は環境 γ 線線量率の高精度測定・評価手法の代表的なもので, いずれも NaI(Tl) 検出器による波高分布スペクトルを用いるものである。これらの評価手法自体は難解な原理や演算を用いるものではないが, 市販の測定器による測定と異なるのは, 適用するデータ(即ち波高分布スペクトル)を自らの手で準備せねばならない点である。波高分析器を用いて測定した波高分布スペクトルには, 目的としている成分(前述のように, ここでは γ 線を主な測定対象としている)だけでなく, 後述する自己汚染や宇宙線による寄与分が含まれている。また, 検出器の形状, 寸法や γ 線入射方向によって感度が異なる。従って, γ 線のみによる線量率を評価する場合には, 測定に用いた検出器の特性を考慮し, 得られた波高分布スペクトルに含まれている情報の中から γ 線によるものだけを分離して評価する必要がある。市販の直読式測定器はそこまでは考慮していない。本報告ではこれらの点を考慮に入れ, 低レベルの環境 γ 線線量率を, NaI(Tl) 検出器によるスペクトロメトリー技術を用いて, 高い精度で評価する際に必要とされるデータの処理方法について述べる。

II 波高分布に含まれる成分の分離評価

スペクトロメトリー技術を用いて γ 線線量率の評価を行う場合に最も基本となるデータは, 言うまでもなく波高分布である。従って, 測定した波高分布がどのような成分を含んでいるのか, 即ち, 「この測定系では何を測

Fig. 1 Pulse height spectra observed with NaI(Tl) detector. (a) natural gamma ray component, (b) cosmic ray component below 3 MeV, (c) self contamination component due to ^{40}K .

っているのか」について十分な注意を払う必要がある。

最も主要な成分は, 一般に, 検出器の外部から入射する γ 線, 即ち測定目的としている環境 γ 線成分である。高精度測定を意図する場合には, この他に宇宙線成分と, 検出器の自己汚染成分を考慮に入れる必要がある。

Fig. 1 に NaI(Tl) 検出器で測定される波高分布の例を成分(環境 γ 線, 宇宙線, 自己汚染)別に模式的に示す。環境 γ 線成分は, 大地, 建材など周囲の物質に含まれている天然放射性核種から放出される γ 線によるものである。よく知られているように, 天然放射性核種はウラン系列核種, トリウム系列核種, ^{40}K が主要なものであり, 波高分布上にもそれらの特徴である全吸収ピーク(ウラン系列核種: 0.609, 1.76 MeV など, トリウム系列核種: 2.61 MeV など, ^{40}K : 1.46 MeV)が見られる。また, 天然放射性核種から放出される主要な γ 線の内最も高いエネルギーは ^{208}Tl (トリウム系列核種) からの 2.61 MeV であるため, 自然環境を対象として NaI(Tl) 検出器で測定した波高分布の内の環境 γ 線成分は 3 MeV を上限として考えればよいという特徴がある。

宇宙線成分は, 宇宙線粒子の中の電離成分が NaI(Tl) 検出器中を通過しそのエネルギー(の一部)を NaI(Tl) 結晶中で失うことにより波高分布を形成するものである。宇宙線粒子が検出器の中で失うエネルギーは通過する検出器の長さに比例する。宇宙線のエネルギー範囲は環境 γ 線成分の上限である 3 MeV 程度でとどまるものではなく, GeV オーダーを越すものも存在するが, 環境 γ 線線量率評価の上で注意を要するのは, 環境 γ 線のエネルギー範囲と重なる 3 MeV 以下の成分である。

自己汚染成分は, 検出器系に微量含まれる天然放射性核種から放出される β 線, γ 線を NaI(Tl) 検出器が検知するために形成されるものである。

通常的环境中で波高分布を測定してみると, 環境 γ 線成分が大半であるため, 宇宙線成分や自己汚染成分を認識しないことが多い。一般にはそれで不都合を感じないこともあるが, より高い精度を要求する場合や, 雪上や水上などのように γ 線線量率が非常に低い場合には宇宙線成分及び自己汚染成分を考慮し, 分離して評価する必要があるが生じる。

1. 宇宙線成分の分離評価

ここで言う「宇宙線成分」は, 環境 γ 線のエネルギー範囲と重なる 3 MeV 以下のものを指す。このエネルギー範囲における宇宙線成分を評価するためには, ある標準的な地点(例えば北緯 35 度の海面)における線量率または波高分布を予め求めておき, 緯度や高度による変動分を他の情報(例えば 3 MeV 以上の計数率)を用い

て補正する方法が実用的である。スペクトロメトリ技術を用いる上では、標準的な波高分布を準備しておくことが望ましい。

この標準的な宇宙線波高分布を評価する方法には、波高分布を 3 MeV 以上の高エネルギー側から外挿する GUSTAFSON らの方法⁹⁾、プラスチックシンチレータとの同時計数を用いる占部らの方法⁹⁾、 γ 線成分の無い上空での波高分布の高度変化特性を用いる URABE らの方法¹⁰⁾、モンテカルロ法とボルツマン輸送方程式を用いて数値計算する湊らの方法¹¹⁾、船上で測定した波高分布から自己汚染成分と海上での γ 線成分を差し引く長岡らの方法¹²⁾ などがある。Fig. 1 に示されている宇宙線波高分布は長岡らによるものである。0.5 MeV 付近に見られる小さなピークは、大気中の宇宙線のシャワー現象により形成された陽電子が消滅する際に放出する消滅 γ 線 (0.511 MeV) によるものである。なお、この波高分布を線量率に換算すると約 2 nGy/h となる。

標準的な宇宙線波高分布ができれば、次に測定地点に適合するよう補正する。この補正は、3 MeV 以上の計数率、即ち、環境 γ 線成分を全く含まない宇宙線のみ の計数率により正規化する方法がよく用いられる。例えば、3"φ 球形 NaI(Tl) 検出器の 3 MeV 以上計数率は、北緯 35 度の海面上で通常約 90 cpm である。従って、例えば測定した場所での 3 MeV 以上計数率が 100 cpm であれば、標準の宇宙線波高分布を 100/90 倍して用い ればよい。但し、この方法は、海面上という条件から大 きく外れ、その結果宇宙線波高分布の形が大きく変わる ような場合 (例えば高空や深いトンネル中など) での測 定に適用する際には注意を要する。

2. 自己汚染成分の分離評価

自己汚染成分は、検出器系に微量含まれる天然放射性核種からの放射線により形成されるものである。これは、実際に検出器の外部から入射した放射線に起因するものではないにもかかわらず、波高分布として計測されてしまうため、精度の高い測定を行う場合には分離評価して取り除く必要がある。外部からの γ 線を完全に遮蔽する厚い遮蔽体中に検出器を置いて測定した波高分布を自己汚染成分の近似として用いる場合もあるが、これは、遮蔽体自身が放射性物質を含まないとしても、自己汚染成分及び遮蔽体を透過した宇宙線による成分の合成である。従って、遮蔽体内での波高分布をそのまま検出器の自己汚染波高分布とすることはできない。

著者らが使用している NaI(Tl) 検出器を用い、厚さ 15cm の鉄室内での波高分布を測定すると、 ^{40}K の γ 線 (1.46 MeV) 以外に顕著なピークは検出されなかったの

で、ここでは自己汚染成分として ^{40}K のみを考慮する。もし ^{40}K 以外の成分が観測されるようであれば、次に述べる ^{40}K による自己汚染成分の評価に準じて評価すればよい。

通常、自己汚染としての ^{40}K は、NaI(Tl) 結晶、反射材、シンチレータ容器 (アルミニウム)、検出器の光学窓、光電子増倍管などの中に含まれると考えられる。低レベルの γ 線測定を目的とする場合には、これらの材料の中に含まれるカリウムが十分に低濃度であるものを選ばねばならない。例えば、検出器の光学窓にはカリウム含量の少ない石英ガラスなどを使用することが望ましい。また、NaI(Tl) 結晶、反射材、シンチレータ容器、光学窓など、NaI(Tl) 結晶に接している構造材中に ^{40}K が含まれていれば、 ^{40}K から放出される β 線によって波高分布のコンプトン部分が上方に膨らむ傾向を示す。この様な検出器は、その自己汚染成分を評価することが容易ではないし、低レベル γ 線用検出器として適していない。最近では、低レベル γ 線用の NaI(Tl) 検出器として注意深く作製されたものもあり、そのような場合には、 ^{40}K の起源は光電子増倍管の結晶側光電面ガラスが主なものである。そこで、光電面ガラスを模擬した円板状の ^{40}K 線源 (著者らは塩化カリウム KCl を用いた) を、Fig. 2 の様にシンチレータをはさんで光電子増倍管と反対側に置けば、KCl 円板と光電面ガラスのシンチレータに対する位置関係はほぼ同等と考えられる。従って、この状態で測定して得た波高分布から、KCl 円板の無い状態での波高分布を差し引けば、KCl 円板のみによる波高分布が得られ、これは光電面ガラスを線源とする ^{40}K (自己汚染) による波高分布と相似形であると考えられる。光電面ガラス中の ^{40}K による波高分布 (即ち自己汚染波高分布) は、KCl 円板のみによる波高分布に、KCl 円板の無い状態での ^{40}K の全吸収ピーク面積と KCl 円板のみによる波高分布の全吸収ピーク面積との比を乗じたものとして評価される。

Fig. 2 Illustrative figure for the geometry of the KCl disk source attached to the NaI(Tl) detector.

III 方向依存性の補正

IIに述べた波高分布に含まれる成分の分離評価に加えて考慮すべき点は、検出器の感度が γ 線の入射方向によって変化すること、即ち、検出器感度の方向依存性（以下「方向依存性」）である。

方向依存性の例を **Fig. 3** に示す。球形の NaI(Tl) 検出器の場合は、感度が γ 線入射方向によらずほぼ一定である。150°以上の入射角で、光電子増倍管の遮蔽効果により感度が下がるが、この方向の立体角は小さいため実用上は殆ど問題にならない。一方、環境モニタリング用にも普及している円筒形 NaI(Tl) 検出器の場合は、入射方向による感度変化が見られる。とくに、エネルギーが低いほど変化が大きい。その結果、同じ場所に検出器を置いても、球形検出器と円筒形検出器とで見掛け上測定値が異なったり、置く向きによって得られる結果が異なるようなことが生ずる¹³⁾。

特定の方向から入射する γ 線のみを測定対象とする場合にはその方向のみについて考慮すればよいが、環境放射線は全ての方向から入射し、しかも空気吸収線量の場合には線量と放射線入射量との比は入射方向に依存しない。言い換えれば、入射量が等しい場合、特定の方向からの入射がその場の空気吸収線量に別の方向より大きな（小さな）寄与を与えるところことはない（例えば実効線量当量の場合には入射方向に依存する）。そのため、検出器が強い方向依存性を持っているとデータの評価（空気吸収線量率への変換）が複雑になる。特殊な研究目的などの場合を除き、方向依存性の強い検出器を用いることは避けた方が無難である。従って、環境放射線を対象とした検出器は、方向依存性の無視できる球形のものか、その補正が比較的容易な円筒形のものが望ましい。

円筒形の検出器を用いる場合には、軸方向入射に対する感度と全方向入射に対する感度との比 f_{ang} を補正係数として用いることが一般的である。即ち、次式で与えられる f_{ang} を測定結果に乗じて補正する。

$$f_{ang} = \int_0^{180} D(\theta) d\theta \bigg/ \int_0^{180} R(\theta) D(\theta) d\theta$$

ここで、

θ : 入射角 (deg; 軸方向入射の時 0°)

$R(\theta)$: 検出器の相対感度 (軸方向入射の時 1.0)

$D(\theta)$: γ 線の入射方向分布

$D(\theta)$ については計算値^{14~16)}や実測値¹⁷⁾があるのでそれらを利用する。よく用いられる円筒形 NaI(Tl) 検出器についての f_{ang} の例を **Table 1** に示す。

Fig. 3 Relative angular response of the detector. (a) Intrinsic germanium detector, (b) 3'' dia. spherical NaI(Tl) detector, (c) 4''x4'' cylindrical NaI(Tl) detector.

IV 波高-エネルギー校正

NaI(Tl) 検出器は、結晶（シンチレータ）内で失われ

た2次電子エネルギーに応じてシンチレーション光を発生し、その光量に比例した波高のパルスを計数することで波高分布が得られる。しかし、シンチレータ内で失われる2次電子のエネルギーとシンチレーション光量とは厳密には比例せず、 γ 線エネルギーによって単位エネルギー当りの発光量（発光効率）が多少異なる。その結果パルス波高とエネルギーとが完全に比例するとして扱うことは誤差の要因の1つとなる。

この問題を比較的簡便に解決する方法の1つとして、エネルギーと波高との関係を波高=0に直線外挿し、波高=0でのエネルギー（-10数keV）を実効的な0エネルギーとして処理する方法⁹⁾がある。 $G(E)$ 関数法ではこの考え方を採用している。この方法では、実効0エネルギーの値を確認しておけば全吸収ピーク1点で波高（チャンネル）-エネルギー校正ができる。

波高-エネルギー校正の方法としては、波高分布上に現れる複数の全吸収ピークを用いて最小2乗法で校正することも一般的である。何れにせよ、波高のエネルギーとの関係を一貫した考え方で取り扱うことが重要である。

V 環境 γ 線線量率の評価手順

上述したような点を考慮に入れ環境 γ 線線量率を評価する手順例を示す。

(1) 波高分布を測定する。

測定した波高分布のチャンネル-エネルギー校正を行い、例えば1チャンネル当り10keVの波高分布に再整理しておくとし便利である。必要があればsmoothingを行う。

(2) 自己汚染成分を差し引く。

自己汚染成分の波高分布を10keV/チャンネルに整理して準備しておけば(1)の波高分布から単に差し引くのみである。

(3) 3MeV以下宇宙線波高分布を差し引く。

3MeV以上計数率などの情報を利用して標準波高分布（これも10keV/CHに整理して準備しておく）を補正し、差し引く。

(4) 線量率に換算する

$G(E)$ 関数法等を用いる。

(5) 方向依存性の補正をする。

(4)で得た値に f_{ang} を乗じる。

以上の手順により、目的としている γ 線のみによる線量率を評価できる。

VI ま と め

著者らが標準的に用いているスペクトロメトリ技術

Table 1 Angular response correction factor f_{ang} for cylindrical NaI(Tl) detectors. The axis of the detector is perpendicular to the ground.

Detector	f_{ang}
4" ϕ $\times$ 4" NaI(Tl)	0.92 (indoor)
	0.94 (outdoor)
3" ϕ $\times$ 3" NaI(Tl)	0.94 (outdoor)
2" ϕ $\times$ 2" NaI(Tl)	0.91 (outdoor)

を用いた環境 γ 線線量率評価の際のデータ処理方法・手順について述べた。近年、測定器の進歩で簡単に線量率測定が可能となっているが、常に測定値の意味、即ち「何を測っているか」を認識することが肝要である。

なお、測定値の精度を確認するためには、(1)強度及び精度の分った点線源を用いたシャドーシールド測定（ γ 線線源と検出器の間に何も置かない状態で、鉛ブロックなどで線源からの直達 γ 線を完全に遮蔽した状態での測定値との差をとることにより直達 γ 線のみを評価する測定法）、(2)トレーサビリティの明確な標準的測定器との比較測定、(3)高精度で値付けされた校正施設での測定、などの方法がとられる。何れの方法も有効であるが、適当なエネルギーや線量率を与えるシャドーシールド用線源、高精度の比較・校正用測定器・施設などが必ずしも万全に準備されているわけではない。現在のところ、複数機関の参加による定期的な比較測定の機会も殆ど無く、今後このような精度確認の体制整備が望まれる。

参 考 文 献

- 1) J.A. de CAMPO, H.L. BECK and P.D. RAFT; High pressure argon ionization chamber system for the measurement of environmental radiation exposure rates, U.S.A.E.C. Report HASL-260 (1972).
- 2) M. OKANO, K. IZUMO, H. KUMAGAI, T. KATOU, M. NISHIDA, T. HAMADA and M. KODAMA; Measurement of environmental radiation with a scintillation spectrometer equipped with a spherical NaI(Tl) scintillator, Natural Radiation Environment III. USDOE Report CONF-780422 (2), 896 (1980).
- 3) K. MILLER; A spectral stripping method for a Ge spectrometer used for indoor gamma exposure rate measurement, USDOE Report

- EML-419, New York, NY 10014 (1984).
- 4) S. MINATO and M. KAWANO; Evaluation of exposure due to terrestrial gamma-radiation by response matrix method, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **7**, 401 (1970).
 - 5) S. MORIUCHI and I. MIYANAGA; A spectrometric method for measurement of low-level gamma dose, *Health Phys.*, **12**, 541 (1966).
 - 6) 森内 茂; スペクトル-線量変換演算子による線量評価とその演算子の決定, JAERI 1209(1971).
 - 7) 森内 茂; スペクトル荷重関数方式による環境 γ 線線量測定器に関する研究, JAERI-M 7066 (1977).
 - 8) P. GUSTAFSON, J. KASTNER and J. LUETZELSCWAB; Environmental radiation: Measurements of dose rates, *Science*, **145**, 44 (1964).
 - 9) 占部逸正, 桂山幸典; 地上付近大気中における宇宙線の電離強度, 保健物理, **14**, 151 (1979).
 - 10) I. URABE and K. KATSURAYAMA; Ground level cosmic ray energy spectrum in the energy region 0 to 4 MeV—Observed with a spherical NaI(Tl) Spectrometer, *Radiat. Prot. Dosim.*, **1**, 183 (1981).
 - 11) 湊 進, 高森和英, 池辺幸正; $3''\phi$ 球形シンチレーション・カウンターによる屋内宇宙線線量評価法, 名古屋工業試験所報告, **32**, 14 (1983).
 - 12) 長岡 鋭, 斎藤公明, 森内 茂; $7.5\text{ cm}\phi$ 球形 NaI(Tl) シンチレーション検出器による地上レベルにおける 5 MeV 以下の宇宙線波高分布スペクトル, 保健物理, **23**, 201 (1988).
 - 13) T. NAGAOKA; Intercomparison between EML method and JAERI method for the measurement of environmental γ -ray exposure rate, *Radiat. Prot. Dosim.*, **18** (2), 81 (1987).
 - 14) H.L. BECK and G.D. PLANQUE; The radiation field in air due to distributed gamma ray sources in the ground, USDOE Report EML-195, New York (1968).
 - 15) H.L. BECK; The physics of environmental gamma radiation fields, Natural Radiation Environment II, U.S. Energy Research and Development Administration Report CONF-720805-P1 (1), 101 (1972).
 - 16) S. MINATO; Terrestrial gamma radiation field in the natural environment, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **8**, 342 (1971).
 - 17) 長岡 鋭, 坂本隆一, 斎藤公明, 森内 茂; 自然環境 γ 線線量率の入射方向分布の測定, 保健物理, **16**, 1 (1981).