

平成23年8月24日

原子力安全委員会 殿

原子力災害対策本部

現在の空間線量率から将来の空間線量率を予測する考え方について

除染に関する方針をとりまとめるにあたり、今後の除染による減衰効果を識別する観点から、現在の空間線量率から将来の空間線量率を予測するにあたって、以下の考え方を採用することとしたいが、これらの点について助言を求めます。

1. 今後の実施される除染の効果を評価するにあたっては、以下の理由から空間線量率に影響を与える主な放射性核種としてセシウム 134 及びセシウム 137 を考慮すること。
  - ✓ 事故によって外部に放出されたヨウ素 131 等半減期が短い核種については、事故後約 150 日経過した現在においては検出限界未満に減衰していること。
  - ✓ その他の核種としてストロンチウム 90 等が検出されているが、空間線量率への影響はセシウム 134 及びセシウム 137 に比べ小さいこと。
2. 放射性物質の減衰として、物理的半減期に加え、ウェザリング効果を加味すること。

## 今後の除染による効果を識別するための 将来の空間線量率の予測について

今後実施される除染の効果を識別するため、(1)～(4)に掲げる考え方を導入し、将来の空間線量予測を実施する。

### (1) 考慮する核種

主な放射性核種として  $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$  を考慮する。他の核種については、以下の通り  $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$  に比べ空間線量率に対する影響は小さいと考えられる。

- 事故によって外部に放出された  $^{131}\text{I}$  等半減期が短い核種については、事故後約 150 日経過した現在においては検出限界以下に減衰していること。
- その他の核種として、 $^{90}\text{Sr}$  等が検出されているが、空間線量率への影響は  $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$  に比べ小さいこと。

### (2) 物理的減衰の効果

- ①  $^{134}\text{Cs}$  および  $^{137}\text{Cs}$  による線量のみを考慮する。汚染に寄与する核種組成は、日本政府が IAEA 閣僚会議に提出した報告書の環境中への放出量を基に、汚染の発生から 5 カ月後の核種組成として  $^{134}\text{Cs} : ^{137}\text{Cs} = 1 : 1$  を利用する。
- ② 物理的半減期による減衰を考慮する。( $^{134}\text{Cs}:2.06\text{y}$   $^{137}\text{Cs}:30.17\text{y}$ )<sup>i</sup>
- ③ 無限平面に沈着した単位放射能から空間線量率を求める際の線量換算係数<sup>ii</sup> ( $^{134}\text{Cs}: 5.47\text{E}-9 (\text{mSv/h}) / (\text{Bq/m}^2)$ ,  $^{137}\text{Cs}: 2.00\text{E}-9 (\text{mSv/h}) / (\text{Bq/m}^2)$ ) から  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  が空間線量率に与える寄与率をそれぞれ 0.73 と 0.27 とする。この寄与率及び物理半減期による減衰から、空間線量率の減衰を算出する。

### (3) ウェザリング（降雨による流出などの影響）の効果

- ウェザリングの効果として、ウェザリングなしのケースをベンチマークとして、駒村ら<sup>iii</sup>による日本の農地における  $^{137}\text{Cs}$  の滞留半減時間の回帰式、Golikov らのチェルノブイリ事故後の経験式<sup>iv</sup>、の 2 種類の効果について検討した。  
なお、これらの他に、 $^{137}\text{Cs}$  の水溶液を土壤に散布し空間線量率を経時的に測定した実験により求めた Gale の式<sup>vi</sup>等があるが、今回は環境中の実測値を用いた上記 2 式を検討した。今後必要に応じその他の知見も活用すべきと考えられる。

A) 駒村らの  $^{137}\text{Cs}$  の滞留半減時間の回帰式

駒村らは日本の水田作土及び畑作土の  $^{137}\text{Cs}$  含量の経年的な推移をもとに、作土の  $^{137}\text{Cs}$  含量が半減する時間(滞留半減時間)を算定した。

表1 水田作土における  $^{137}\text{Cs}$  の滞留半減時間(年)

採取地	試料数	回帰式	相関係数	滞留半減時間
全国				
全データ	337	$Y=4.10e^{-0.038t}$	-0.543	18.1
年平均データ	36	$Y=5.14e^{-0.044t}$	-0.991	15.9

表2 畑作土における  $^{137}\text{Cs}$  の滞留半減時間(年)

採取地	試料数	回帰式	相関係数	滞留半減時間
全国				
全データ	226	$Y=4.08e^{-0.047t}$	-0.757	14.7
年平均データ	36	$Y=3.89e^{-0.038t}$	-0.977	18.4

以上から、保守的に  $^{137}\text{Cs}$  の滞留半減時間を 18.4 年と仮定する。このとき、ウェザリング効果の影響を次のように定式化する。

$$D_i(t) = D_i(0) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau_w} \cdot t\right) \cdot \exp(-\lambda_i \cdot t) \quad \dots (1)$$

となる。ここで、

$D_i(0)$  : 核種  $i$  による空間線量率の初期値

$\tau_w$  : ウェザリングによる半減期

$\lambda_i$  : 核種  $i$  の崩壊定数

である。

駒村らの回帰式からウェザリングによる半減期を求めると、47.2 年となる。

B) Golikov らのチェルノブイリ事故後の経験式

Golikov らは  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の寄与について以下の式を示した。

$$D(t) = D(0) \cdot \left\{ C_{w1} \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau_1} \cdot t\right) + C_{w2} \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau_2} \cdot t\right) \right\} \quad \dots (2)$$

$D(t)$  : 空間線量率

ここで、 $D(t)$ の10%値及び95%値、並びに平均値に対して(2)式のパラメータは以下の通りである。

表3 Golikov らによる回帰分析で求められたパラメータの値 (Golikov et al., 1993)

	10%値	平均	95%
$C_{w1}$	0.89	0.86	0.73
$C_{w2}$	0.11	0.14	0.27
$\tau_1$ (y)	1.5	1.8	2.3
$\tau_2$ (y)	10.2	15.2	19.7

- 2種類のウェザリング効果を比較検討した結果、将来の空間線量率の予測にあたっては、日本における測定値を用い、かつ、より保守的な駒村らの式を用いた。

#### (4) 自然放射線の取扱い

- 日本の年平均自然放射線量(外部被ばく)をバックグラウンドとして差し引いて減衰を計算する。

i 社団法人日本アイソトープ協会「アイソトープ手帳」11版

ii EPA, "External Exposure to Radionuclides in air, water, and soil," Federal Guidance Report No.12 (1993)

iii 駒村ら「わが国の米、小麦および土壌における $^{90}\text{Sr}$ と $^{137}\text{Cs}$ 濃度の長期モニタリングと変動分析」(平成18年3月農業環境技術研究所報告第24号)

iv Golikov, V.Yu., M. I. Balonov and A. V. Pnomarev, "Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident," The CHERNOBYL PAPERS Vol. 1, (1993).

vi Gale H.J., D.L.O. Humphreys and E.M.R. Fisher, "Weathering of Caesium-137 in Soil," Nature, No. 4916, 257-261 (1964).