JAEA-Research 2023-012 DOI:10.11484/jaea-research-2023-012



# 大気-土壌-植生モデルSOLVEG-Rを用いた OSCAARの再浮遊評価モデルの改良 (受託研究)

Improvement of the Resuspension Model for OSCAAR Using the Atmosphere-soil-vegetation Model SOLVEG-R (Contract Research)

中西千佳 太田 雅和 廣内 淳 高原 省五 Chika NAKANISHI, Masakazu OTA, Jun HIROUCHI and Shogo TAKAHARA

> 安全研究・防災支援部門 安全研究センター 原子炉安全研究ディビジョン

Reactor Safety Research Division Nuclear Safety Research Center Sector of Nuclear Safety Research and Emergency Preparedness

February 2024

ncy | 日本原子力研究開発機構

Japan Atomic Energy Agency

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。 本レポートはクリエイティブ・コモンズ表示 4.0 国際 ライセンスの下に提供されています。 本レポートの成果(データを含む)に著作権が発生しない場合でも、同ライセンスと同様の 条件で利用してください。(<u>https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.ja</u>) なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ウェブサイト(<u>https://www.jaea.go.jp</u>) より発信されています。本レポートに関しては下記までお問合せください。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 JAEA イノベーションハブ 研究成果利活用課 〒 319-1112 茨城県那珂郡東海村大字村松 4 番地 49 E-mail: ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en).

Even if the results of this report (including data) are not copyrighted, they must be used under the same terms and conditions as CC-BY.

For inquiries regarding this report, please contact Institutional Repository and Utilization Section, JAEA Innovation Hub, Japan Atomic Energy Agency.

4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1112, Japan

E-mail: ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2024

# 大気―土壌-植生モデル SOLVEG-R を用いた OSCAAR の再浮遊評価モデルの改良 (受託研究)

日本原子力研究開発機構 安全研究・防災支援部門 安全研究センター 原子炉安全研究ディビジョン

中西 千佳\*、太田 雅和+、廣内 淳、高原 省五

(2023年11月30日受理)

OSCAAR プログラムは日本原子力研究開発機構で開発した原子炉事故の確率論的リスク評価 プログラムである。OSCAAR プログラムに含まれる、土壌表面に沈着した放射性核種の再浮遊に よる長期被ばくに関するモデルを改良するために、セシウム 137 の再浮遊係数を計算した。再浮 遊係数の計算には、大気—土壌—植生の一次元モデル SOLVEG-R を用いた。風速は粒子の再浮 遊挙動に影響の大きい気象因子であることから、風速一定とした場合の再浮遊係数の年平均値を 計算した。高さ1 m における再浮遊係数の年平均値は、風速6 m s<sup>-1</sup>未満では変動幅が比較的小 さく、風速6 m s<sup>-1</sup>以上では風速の上昇に対応して顕著な増加傾向を示した。風速1 m s<sup>-1</sup>から7 m s<sup>-1</sup>での再浮遊係数の値は 10<sup>-9</sup>から 10<sup>-7</sup> m<sup>-1</sup>の範囲内であった。

本研究は原子力規制庁からの委託業務「令和4年度原子力施設等防災対策等委託費(被ばく解 析手法の整備)事業」の成果の一部をとりまとめたものである。

原子力科学研究所:〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方 2-4

- + 原子力科学研究部門 原子力科学研究所 原子力基礎工学研究センター 化学・環境・放射線 ディビジョン
- \* 株式会社ヴィジブルインフォメーションセンター

# Improvement of the Resuspension Model for OSCAAR Using the Atmosphere-soil-vegetation Model SOLVEG-R (Contract Research)

Chika NAKANISHI\*, Masakazu OTA+, Jun HIROUCHI and Shogo TAKAHARA

Reactor Safety Research Division Nuclear Safety Research Center Sector of Nuclear Safety Research and Emergency Preparedness Japan Atomic Energy Agency Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received November 30, 2023)

The OSCAAR program is a probabilistic risk assessment program for reactor accidents developed by Japan Atomic Energy Agency. To improve the model included in the OSCAAR program, which is about long-term exposure caused by the resuspension of radioactive materials deposited on soil surfaces, we calculated resuspension factors for Cs-137. The one-dimensional atmosphere-SOiL-VEGetation model, SOLVEG-R was utilized to compute resuspension factor. The wind velocity was kept constant in this study since it significantly affects particle resuspension behavior. Our calculations indicate that wind velocities below 6 m s<sup>-1</sup> resulted in little variation in the annual mean resuspension factor at a height of 1 m. However, as wind velocities increased above 6 m s<sup>-1</sup>, the resuspension factor significantly increased. The resuspension factors ranged from  $10^{-9}$  to  $10^{-7}$  m<sup>-1</sup> for wind velocities ranging from 1 m s<sup>-1</sup> to 7 m s<sup>-1</sup>.

Keywords: Resuspension, Soil Particle, Bioaerosol, Risk Analysis

Present study is entrusted from Nuclear Regulation Authority of Japan in the fiscal 2022.

+ Chemistry, Environment, and Radiation Division, Nuclear Science and Engineering Center, Nuclear Science Research Institute, Sector of Nuclear Science Research

\* Visible Information Center, Inc.

# 目次

1.	序詣	à1
2.	OSC	CAAR の概要
3.	SOI	WEG-R の概要
3.	.1.	再浮遊粒子の挙動モデル
3.	.2.	胞子の影響
4.	土壤	§中 Cs-137 量の計算値の評価
4.	.1.	計算条件
4.	.2.	計算結果7
5.	風速	『に対する感度解析11
5.	.1.	計算条件11
5.	.2.	計算結果11
6.	Cs-	137 再浮遊係数の算出
7.	まと	: め
謝辞	¥	
参考	含文献	t

## Contents

1.	Intro	duction1					
2.	About OSCAAR2						
3.	About SOLVEG-R						
	3.1.	Model of particle resuspensions4					
	3.2.	Influence of spores4					
4.	Eval	uation of the calculated value of Cs-137 amount in soil6					
	4.1.	Model setting and inputs6					
	4.2.	Results7					
5.	Sens	itivity analysis for wind velocity11					
	5.1.	Model setting and inputs11					
	5.2.	Results11					
6.	Calcu	ulation of Cs-137 resuspension factor22					
7.	Conc	lusion26					
Ack	Acknowledgements26						
Ref	erence	es27					

## Table list

表	4.1	計算条件及び設定値	9
表	4.2	土壌の積算深度別再浮遊係数(2012 年)	9
表	5.1	風速別大気中 Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布	14
表	5.2	風速1ms <sup>-1</sup> に対する風速別大気中Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布	15
表	6.1	風速一定条件での土壌表層 Cs-137 濃度計算結果	23
表	6.2	風速一定条件での大気中 Cs-137 濃度計算結果(高さ1m)	23
表	6.3	風速別の再浮遊係数(高さ1m)	23
表	6.4	再浮遊係数文献值	24

# Figure list

义	4.1	SOLVEG-R による土壌中 Cs-137 濃度の計算値と観測値の比較	
図	4.2	SOLVEG-R による土壌中の Cs-137 濃度計算値の深度分布	10
図	5.1	年ごとのアメダス浪江における風速の頻度分布	
図	5.2	年ごとの Cs-137 再浮遊フラックスの経時変化	
図	5.3	風速別 Cs-137 再浮遊フラックス	
図	5.4	Cs-137 再浮遊フラックスと降水量の経時変化	
図	5.5	Cs-137 再浮遊フラックスと日射量の経時変化	19
図	5.6	Cs-137 再浮遊フラックスと地表面気温の経時変化	19
図	5.7	風速に対する年平均 Cs-137 再浮遊フラックスの応答	
図	5.8	季節ごとの Cs-137 再浮遊フラックスの比較(2011 年)	
図	5.9	風速別の大気中 Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布	
図	5.10	レイヤー別大気中 Cs-137 濃度の年平均値	
図	6.1	風速別の再浮遊係数(高さ1m)	25
义	6.2	再浮遊係数の風速5ms <sup>-1</sup> 以上での直線近似結果(2011年、高さ1m)	25

#### 1. 序論

福島第一原子力発電所事故など、放射性核種の環境放出を伴う原子力災害後の長期的な放射線 被ばくにおいては、陸域に沈着した放射性核種(例えばセシウム 137 (Cs·137))を含む粒子が大 気中に再浮遊し、これを吸入等により摂取することによる被ばくは、主要な被ばく経路の1つと 考えられている(Anspaugh et al. (1975)<sup>1)</sup>; Garger (1994)<sup>2)</sup>; Gavrilov et al. (1995)<sup>3)</sup>)。これまで、 粒子の再浮遊の主な発生要因は、風による土壌粒子の舞い上がりと考えられてきたが、最近の研 究では、植物の花粉や真菌類の胞子といった生物由来の粒子状物質(以下、「バイオエアロゾル」 という。)の空気中への放出も大きな再浮遊の発生要因となりうることが報告されている

(Igarashi et al.  $(2019)^{4}$ ; Kinase et al.  $(2018)^{5}$ ; Kita et al.  $(2020)^{6}$ )

原子炉事故時の確率論的リスク評価プログラムである OSCAAR (Off-site Consequence Analysis code for Atmospheric Release in Reactor Accident) (本間ら (2000)<sup>7</sup>; 日本原子力研究 開発機構 放射線安全・防災研究グループ (2020)<sup>8</sup>) では、地表面に沈着した放射性核種が再浮遊 により空気中に漂っている場合の内部被ばくを、評価点周辺で放射性核種が一様な濃度で無限に 広がっている状態 (サブマージョン) を仮定した一律の線量換算係数を用いて評価する。そのた め、再浮遊粒子が空間内に非一様に分布している場合には、被ばく量を過少または過大に評価す る可能性があり、評価モデルの改良が求められている。

本稿では、原子力事故等によって環境中に放出される放射性核種について、地表付近の大気、 土壌及び植生間の移行を計算する陸域生態系モデル SOLVEG (Yamazawa (2001)<sup>9</sup>); Nagai (2005)<sup>10</sup>); Katata et al. (2011)<sup>11</sup>); Ota et al. (2016)<sup>12</sup>) に、バイオエアロゾルを含む再浮遊粒子挙 動を計算するスキームを追加したモデル SOLVEG-R (Ota et al. (2023)<sup>13</sup>) を用いて、実際の環 境に即した粒子の再浮遊挙動を解析する。さらに、再浮遊過程に影響を及ぼしうる主な気象要素 である風速に着目し、OSCAAR プログラム内で参照可能な風速別の年平均再浮遊係数を整備す る。

#### 2. OSCAAR の概要

日本原子力研究開発機構(以下、「原子力機構」という。)では、原子炉事故の確率論的安全評価研究の一環として、シビアアクシデント時に周辺環境への放出が予想される放射性核種による公衆の放射線影響及び経済損失を評価する計算コードシステム OSCAAR を開発した(本間ら(2000)<sup>7</sup>;原子力機構 放射線安全・防災研究グループ(2020)<sup>8</sup>)。

OSCAAR は以下の 6 つのモジュールから構成される。

(1) 大気中拡散・沈着解析 (ADD モジュール)

ソースターム情報や放出源周辺の気象データを基に、ガウスパフモデルによる放射性核種の 大気拡散計算を実施し、大気中の放射性核種濃度及び地表面への沈着量を計算する。

(2) 早期被ばく線量評価(EARLY モジュール)

ADD モジュールの計算結果を基に、事故後早期(事故後1日~1年)におけるプルーム由来の外部被ばく及び内部被ばく線量等を計算する。

(3) 長期被ばく線量評価(CHRONIC モジュール)

ADD モジュールの計算結果を基に、より長期(10年~生涯)にわたる被ばく線量を計算す る。対象とする被ばく経路は、地表面に沈着した放射性核種からの外部被ばく、地表面に沈着 した後に再浮遊した放射性核種の吸入摂取による内部被ばく、農作物や牧草への沈着及び経根 吸収によって植生に移行した放射性核種の経口摂取による内部被ばくの3通りである。本稿で 対象とする大気中に再浮遊した放射性核種による被ばくはこのモジュールで取り扱う。

(4) 防護対策による被ばく低減効果解析 (PM モジュール)

短期の防護対策(屋内退避、コンクリート屋内退避、避難、安定ヨウ素剤の投与)及び長期 の防護対策(食物摂取制限、一時移転、除染)を実施することによる被ばく低減効果を計算す る。

(5) 健康影響評価(HE モジュール)

米国の健康影響モデル (NUREG CR-4214 (Evans et al. (1985)<sup>14</sup>)) を基に、事故由来の被 ばくの早期影響、晩発性影響、遺伝的影響を計算する。

(6) 経済影響評価(ECONO モジュール)

住民の移動にかかる費用、食物の摂取制限による廃棄等の損失、健康障害による損失といっ た、事故の発生に伴う経済影響について計算する。

CHRONIC モジュールで扱う再浮遊係数  $K(m^{-1})$ は、時間依存性を示すことを仮定した以下の

式によって求められる(Lassey(1980)<sup>15)</sup>)。なお、再浮遊係数は、対象放射性核種の大気中濃度と 土壌中の放射性核種濃度の比として定義される。

$$K(t) = k_{1,i} \cdot e^{-\lambda_{r_{1,i}}t} + k_{2,i} \cdot e^{-\lambda_{r_{2,i}}t}$$

t	:	経過時間(年)
$k_{1,i}$	:	放射性核種 iの再浮遊係数の速い減衰項の初期値 (m-1)
$\lambda_{r1,i}$	:	放射性核種 iの速い減衰項の減衰定数 (年·1)
$k_{2,i}$	:	放射性核種 iの再浮遊係数の遅い減衰項の初期値 (m <sup>-1</sup> )
$\lambda_{r2,i}$	:	放射性核種 iの遅い減衰項の減衰定数 (年-1)

CHRONIC モジュールで設定される係数のデフォルト値は、 $k_{1,i}$ は 1.0×10<sup>-6</sup> m<sup>-1</sup>、 $k_{2,i}$ は 1.0×10<sup>-9</sup> m<sup>-1</sup>、 $h_{2,i}$ は 4.62 年<sup>-1</sup>、 $h_{2,i}$ は、6.93×10<sup>-3</sup> 年<sup>-1</sup>である。

上記の式から算出される再浮遊係数(及び再浮遊に起因する被ばく線量)は時間減衰のみの関数である。このため、被ばく線量計算においては、気象条件や除染等の周辺環境等の影響は考慮されない。

#### 3. SOLVEG-Rの概要

SOLVEG-R では、微気象要素及び放射性核種の大気・降水中濃度の時系列データを大気上端の 入力値・境界値として与え、その下の大気接地層(地上数十m程度)、土壌(地表面から数m程 度)及び植生の状態に関する力学方程式群を数値的に解くことで、大気-土壌-植生系内の熱・水 循環を計算する。また、土壌表面からの土壌粒子の再浮遊及び地表面に存在する真菌類による胞 子放出も計算する。大気中の放射性核種の拡散、土壌中における移流拡散についても明示的に計 算することが可能である。以下では、これらモデルが考慮する過程のうち、土壌表面から飛散す る土壌粒子及び真菌類胞子による放射性核種(Cs-137)の再浮遊プロセスについて概要を記す。

#### 3.1. 再浮遊粒子の挙動モデル

土壌粒子の再浮遊を駆動する主なメカニズムとしては、土壌粒子の空気力学的エントレインメ ント、サルテーションボンバートメント、団粒のディスインテグレーションの3つがあげられる (Shao (2008)<sup>16)</sup>)。土壌粒子の空気力学的エントレインメントは地表面に存在する微細粒子が地 表面付近の乱流に起因する応力を受けて空気中へと舞い上がる現象である。サルテーションボン バートメントは、比較的大きな土壌粒子(数十µm以上)が地表で跳躍した後、地表面に衝突し、 その衝撃で地表に存在している微細粒子が大気中に舞い上がる現象である。団粒のディスインテ グレーションは、団粒構造をとる大きな土壌粒子が跳躍し、地表面に衝突した際にその衝撃によ って団粒構造が壊れて微細粒子に分割され、それらの微細粒子が舞い上がる現象である。 SOLVEG-R は、Shao (2001)<sup>17</sup>の計算スキームを基にしたこれらの3プロセスを計算する。

SOLVEG-Rでは、地表面に沈着した放射性核種(ここでは Cs-137 を対象とする)の土壌中の 物理化学プロセスも考慮する。SOLVEG-R は土壌 A 層(土壌の最上層、落葉落枝などによる有機 物層の下に存在する鉱物土壌層)中に存在する Cs-137 を、土壌水中に存在する溶存態、土壌固相 に吸着している吸着態、土壌固相(粘土成分)に強く固定されている固定態の 3 種類に分けて扱 う。溶存体と吸着体の間の Cs-137 の交換は分配定数 K<sub>d</sub>[-]を用いて計算される。吸着体はある時 定数でもって固定体へと移行する。例えば事故時に土壌表層に沈着した Cs-137 は、土壌間隙水中 に水溶態として存在するものの、速やかに土壌固相に吸着し、その後固定態へと移行する。なお、 一般的に Cs の K<sub>d</sub>は大きな値を示すため、土壌に供給された Cs の大部分は固相に速やかに吸着・ 固定される。そのため、水の移動とともに土壌の下方に浸透する割合は少ない。

#### 3.2. 胞子の影響

事故時に地表面に沈着した Cs の再浮遊過程に関する既往研究のほとんどは、土壌粒子の再浮 遊を対象としてきた。一方で、福島第一原子力発電所事故後の研究から、バイオエアロゾルの放 出が大気中 Cs 濃度に影響を及ぼす可能性が指摘されている。例えば、森林林床などに生息するキ ノコ類の胞子が放射性セシウムを伴って大気中へ放出されていることが確認されており(Kinase et al. (2018)<sup>5</sup>; Kita et al. (2020)<sup>6</sup>)、特に雨季においてバイオエアロゾルが大気中に存在する再 浮遊粒子の大部分を占めている可能性が報告されている(Kita et al. (2020)<sup>6</sup>;南ら (2020)<sup>18</sup>)。 バイオエアロゾルは大気中に浮遊している生物由来の粒子の総称で、花粉、キノコやカビなど の真菌類の胞子、細菌やウイルスなどが含まれる。特にキノコは放射性セシウムの濃縮率が高い ため(村松・吉田 (1997)<sup>19</sup>)、その胞子が大気中へ放出されることで大気中 Cs 濃度が高められ、 事故後の長期被ばくに影響を及ぼす可能性がある。SOLVEG-R では、真菌類胞子の放出に伴う地 表面の Cs-137 の再浮遊を考慮している。原子力発電所の立地地域の周辺環境は、発電所ごとに違 いはあるものの、周辺に雑草地や森林が広がっていることが多い。したがって従来から考慮され てきた土壌粒子に加えて、バイオエアロゾルの放出を考慮することで、より現実に即した再浮遊 由来の大気中の放射性核種濃度の計算が可能と考えられる。

#### 4. 土壌中 Cs-137 量の計算値の評価

Ota et al. (2023)<sup>13</sup>は先に述べた SOLVEG-R の再浮遊モデルの開発において、同プログラムに より福島第一原子力発電所事故後の放射性核種(Cs-137)を含む大気中の再浮遊粒子について地 表大気中の濃度を計算し、これを観測値と比較することでモデル及びパラメータ値の妥当性を確 認している。ここでは再浮遊係数を算出する際に用いるもう一つの変数である Cs-137 の土壌中 濃度について、観測値との比較により妥当性を検証した。また、再浮遊係数の算出において、土 壌中の Cs-137 量として用いる土壌の深度範囲について検討した。

#### 4.1. 計算条件

計算条件の一覧を表 4.1 に示す。その他の計算条件は Ota et al. (2023)<sup>13)</sup>を参照した。

#### (1) 計算期間

計算期間は 2011 年から 2021 年の 11 年間とする。計算の時間ステップは 3 秒、出力は 1 時間毎とした。

#### (2) 計算体系

計算範囲は鉛直一次元で、メッシュは鉛直大気 11 層(0-4 cm、4-10 cm、10-20 cm、20-40 cm、40-70 cm、70-130 cm、130-220 cm、220-360 cm、360-500 cm、500-800 cm、800-1200 cm)、土壌 18 層(0-0.2 cm、0.2-0.32 cm、0.32-0.5 cm、0.5-0.8 cm、0.8-1.2 cm、1.2-1.8 cm、1.8-2.8 cm、2.8-4.4 cm、4.4-6.5 cm、6.5-10 cm、10-15 cm、15-22 cm、22-30 cm、30-40 cm、40-50 cm、50-65 cm、65-80 cm、80-100 cm)とした。

#### (3) 気象条件

基本的な気象データである気圧、気温、降水量は、2011年から2021年のアメダス浪江の観 測値(時間初めの10分平均値として1時間ごとに存在)<sup>20)</sup>を用いた。直達日射量及び放射収支 量といった微気象要素についてはアメダス観測値が得られないため、Ota et al. (2016)<sup>12)</sup>におい て作成したサブグリッドスケールの気象モデルによる計算値からなるデータセットを使用した。

#### (4) 地表面条件

① 粗度設定

評価点の地表面は裸地とした。地表面の粗度は 0.1 cm としたが、これは崔・神田 (1990)<sup>21)</sup> における 5 段階の粗度区分のうち、最小値に相当する(粗度区分 I)。なお、本計算は鉛直一 次元体系(水平方向の一様性)を想定しており、都市域など、地表面形状が水平方向に非一 様な状況は対象としない。

評価対象地点周辺には草地が存在し、そこからの植物の花粉や真菌類胞子の飛散を想定しているが、それらの草地による大気の運動量への影響はないものとする。

② 粒子径の設定

土壌の粒子径は土壌組成に依存する。Kajino et al. (2016)<sup>22)</sup>によれば、日本国内の土性は 大半の箇所が砂壌土 (Sandy loam) であり、本計算でも土性分類は砂壌土とした。砂壌土は 粘土とシルトの割合がそれぞれ 15%以下で、砂含量が 65~85%の土壌であり、砂質ローム とも呼ばれる。

粒子径の粒径分布は Ota et al. (2023)<sup>13)</sup>の値を用いた。本分布では、土壌の粒径分布は幾何 平均粒径と幾何標準偏差が異なる 4 つの粒径モードで構成されると仮定し、各モードについ て粒径 0.1~50 µm にわたり確率密度関数を用いて粒径分布を計算する。再浮遊後の粒子の 地表面への沈着速度は粒子径に依存する関数として算出されるが、このときの粒子径は全粒 径の幾何平均値から算出した 2.2 µm を仮定する。

③ 地表面 Cs-137 濃度の設定

土壌への Cs-137 の入力となる Cs-137 沈着量は、Ota et al. (2023)<sup>13)</sup>が示した 3 種類の観 測値のうち、最も沈着量の大きい F-PR サイト(福島県双葉郡双葉町郡山、37.448958°N, 141.023438°E)の沈着量である 1.1×10<sup>6</sup> Bq m<sup>-2</sup>とした。沈着時期は、福島第一原子力発電 所事故により周辺地域への放射性核種の沈着が起こったとされる時期を参考に、2011 年 3 月 15 日 0 時とした。

4.2. 計算結果

まず、土壤中 Cs-137 濃度の計算値と観測値を比較し、計算値を検証した。SOLVEG-R により 計算した土壤中の Cs-137 濃度と、原子力規制庁及び原子力機構による土壤中 Cs-137 濃度の観測 値(原子力規制庁(2021)<sup>23)</sup>(平成 25 年~平成 28 年);原子力機構(2021)<sup>24)</sup>(平成 29 年~令和 2 年))の比較を図 4.1 に示す。SOLVEG-R 計算値は 2011 年 3 月 15 日 1:00 から 2021 年 12 月 31 日 23:00 までの時系列計算結果であり、土壤深度 0~5 cm の層の空間平均値(積算値)を示 す。観測値は、2011 年から 2020 年までに実施された測定のうち、スクレーバープレートによる Cs-137 濃度測定結果を用いた。ただし Cs-137 の測定深度はデータごとに異なっており、事故直 後に測定された浪江地区のデータセットは深さ 0~6 cm の積算値、2013 年以降に測定された福 島県全域のデータセットは深さ 0~10 cm の積算値である。土壌の湿潤密度は、一般的な値とし て 2.7 g cm<sup>-3</sup>を使用した。観測値は放射壊変に対する補正を行った値である。SOLVEG-R 計算値 は事故直後の浪江のデータセットの値よりも一桁程度小さいものの、2013 年以降は福島県全域デ ータセットの観測値の変動範囲内であった。

次に、土壌中 Cs-137 濃度の深度分布を確認した。SOLVEG-R による 2012 年と 2021 年の土壌 中 Cs-137 濃度の深度分布の年平均値計算結果を図 4.2 に示す。なお、横軸は対数軸を示す。土 壌中の Cs-137 濃度の深度分布には経年による違いはあまり見られなかった。両年とも概ね深さ 5 cm までは指数関数的に減少しており、5 cm 以深はモデル計算で定義したバックグラウンド値(主 に核実験起源の Cs-137) でほぼ一定値を示した。全層に含まれる Cs-137 のうち、表層 5 cm 以 内に含まれている Cs-137 の割合は、2012 年、2021 年ともに 99%であった。原子力規制庁 (2022)<sup>25)</sup>は、平成 23 年度から令和 3 年度までの調査結果より、土壌中の放射性セシウムの 90% が含まれる地表面からの深度 L<sub>90%</sub> (cm)の幾何平均値を 4.85 cm と報告しており、今回の結果と一致している。

土壌の積算深度別に算出した再浮遊係数の年平均値(2012年)を表 4.2 に示す。土壌深度はス クレーバープレートによる採取可能な最浅深度である 1.0 cm、放射能測定法シリーズ No.35「緊 急時における環境試料採取法」における土壌採取深度である 5.0 cm (原子力規制委員会(2021)<sup>26</sup>)、 参考として 10 cm 及び 30 cm とした。再浮遊係数は土壌の積算深度に関わらずほぼ一定値を示し た。これは、2012年においては沈着した Cs-137の大半が表層 1 cm までに存在しており、積分 深度として 5 cm を採用すれば沈着量をほぼ全量評価できることを意味している。これは上述の L90%の観測値と矛盾しない結果であった。

以上より、土壌中の放射性セシウムの深度分布は、SOLVEG-R 計算値と観測値で同様の傾向を 示すことが示され、計算値の妥当性が確認できた。また、土壌中の Cs-137 はほとんどが深度 5 cm までに含まれていたことから、以降の計算では土壌中 Cs-137 量は、採取深度である 0~5 cm ま での積算値を用いることとした。

計算条件	設定値		
大気中鉛直メッシュ	11 (0.04, 0.1, 0.2, 0.4, 0.7, 1.3, 2.2, 3.6, 5.0, 8.0, 12.0 m)		
	18 (0.002, 0.0032, 0.005, 0.008, 0.012, 0.018, 0.028,		
土壌中鉛直メッシュ	0.044, 0.065, 0.1, 0.15, 0.22, 0.3, 0.4, 0.5, 0.65, 0.8, 1		
	m)		
計算期間	2011/1/1 1:00~2021/12/31 24:00		
使用した気象データ	アメダス浪江の時間観測データ		
バックグラウンドダスト濃度	$1.2  imes 10^{-8} \text{ kg m}^{-3}$		
バックグラウンド Cs-137 濃度	$4.8 \times 10^{-5} \mathrm{Bq} \;\mathrm{m}^{-3}$		
再浮遊粒子の沈着時の粒径	2.2 µm		
地表面状態	裸地		
土壌テクスチャ	砂壤土(Sandy loam)		
土壌乾燥バルク密度	$1.2  imes 10^3  m ~kg~m^{-3}$		
土壌水中の溶存体 Cs-137 拡散	9.2 m <sup>3</sup> lrg <sup>-1</sup>		
係数	2.5 m <sup>o</sup> kg <sup>-1</sup>		
土壌水中の分散長	5.0 cm		
土壤中 Cs-137 初期インベント			
リ(バックグラウンド濃度の算	$7.4 \text{ kBq m}^{-2}$		
出に使用)			
福島第一原子力発電所事故時	$1.1 \times 10^{6} \text{ Bg m}^{-2}$		
Cs-137 沈着量	1.1 ^ 10° DY III ~		

表 4.1 計算条件及び設定値(Ota et al. (2023)<sup>13)</sup>より)

## 表 4.2 土壌の積算深度別再浮遊係数(2012年)

· 建管土熔泥在 (am)	年平均再浮遊係数		
慎异上堪休皮(CIII)	(m <sup>-1</sup> )		
0~1	$1.8  imes 10^{-9}$		
$0{\sim}5$	$1.7  imes 10^{-9}$		
0~10	$1.7  imes 10^{-9}$		
0~30	$1.7  imes 10^{-9}$		





図 4.2 SOLVEG-R による土壌中の Cs-137 濃度計算値の深度分布

#### 5. 風速に対する感度解析

粒子の再浮遊に影響を与える風速を対象に、風速を変動させた場合の再浮遊係数の応答につい て解析した。ここではまず Cs-137 の再浮遊フラックスについて計算し、これを用いて大気中の Cs-137 濃度への影響及び再浮遊係数の算出を行った。

#### 5.1. 計算条件

計算条件のうち、前章と異なるものについて以下に示す。

#### (1) 計算期間

計算期間は2011年から2015年の1年ごと、5年間とする。計算開始時刻は各年の1月1日 0時とし、計算終了時刻は同年の12月31日24時とする。

#### (2) 気象条件

アメダス浪江における気象データ(1時間値、2011年から2015年分)に対して風速のみを 一定とした計算を実施した。風速は1ms<sup>-1</sup>刻みで1ms<sup>-1</sup>から7ms<sup>-1</sup>の範囲内で変化させた。 アメダスで観測していない日射量等は前章と同様に気象モデルによる計算値を用いる。アメダ ス浪江における2011~2015年の風速のヒストグラムを図5.1に示す。

#### (3) 地表面条件

地表面の Cs-137 濃度は、モデルが設定する土壌中 Cs-137 の初期インベントリ(バックグラ ウンド濃度)よりも十分に高い値として、計算開始時刻に地表面へ Cs-137 沈着量 1.0×10<sup>9</sup> Bq m<sup>-2</sup>を与えた。この沈着量は前章で与えた実測値に基づく沈着量 1.1×10<sup>6</sup> Bq m<sup>-2</sup>に比べて 1000 倍程度大きく、計算期間において土壌中 Cs-137 濃度の減少による影響を無視できる。再浮遊係 数の算出に用いる土壌中 Cs-137 濃度は、地表から 5 cm 深までの積算値とした。

## (4) 評価高さ設定

評価点の高さは被ばく線量評価の観点から、OSCAAR と同じく地上 1 m 付近とした。 SOLVEG-R モデルの鉛直メッシュでは、大気第6層(高さ 0.7~1.3 m 層)に相当する。

#### 5.2. 計算結果

#### (1) 再浮遊フラックス

まず、年ごとの Cs-137 の再浮遊フラックスの変動傾向について確認するため、2011 年~2015 年の各気象条件における再浮遊フラックスを計算した。土壌粒子由来フラックス、バイオエア ロゾル由来のフラックス及び全再浮遊フラックスの年ごとの経時変化を図 5.2 に示す。再浮遊 フラックスは季節変動を示し、夏季にはバイオエアロゾル放出による影響でフラックスが増加 し、冬季には土壌粒子の再浮遊による影響により細かいピークが発生してフラックス変動幅が 大きくなる傾向が見られた。2011 年から 2015 年の結果を比較すると、Cs-137 の再浮遊フラックスの値及び変動傾向はほぼ等しく、年度による違いは小さいことが確認できた。

次に、風速を一定とした場合の Cs-137 再浮遊フラックスの変動傾向を調べた。風速を一定と した場合の Cs-137 フラックスの経時変化を図 5.3 に示す。なお、放射壊変の影響により、フ ラックスは年間を通じてわずかに右下がりの傾向を示す。Cs-137の全フラックスは風速が大き いほど大きく、特に土壌粒子の再浮遊によるフラックスの増大が顕著になる。また、風速1m s<sup>-1</sup>のケース、風速3ms<sup>-1</sup>のケースでは、夏季にバイオエアロゾルの影響が表れ、Cs-137全フ ラックスが増加するといった季節変動がみられた。一方、風速が5ms<sup>1</sup>のケースでは、土壌粒 子の再浮遊由来フラックスが大きく、バイオエアロゾルの放出による全フラックスの季節変動 は現れなかった。しかし、土壌粒子の再浮遊由来フラックスは、他の風速ケースに比べて変動 幅が大きかった。これは、散発的にサルテーションが生じたためと考えられる。サルテーショ ンは粒径の大きな粒子が風によって跳躍する現象で、サルテーションボンバートメント、団粒 のディスインテグレーションによる再浮遊を引き起こす。サルテーションが発生した場合、空 気力学的エントレインメントのみの場合と比べ、地表面からの Cs-137 フラックスは大きく増 加する。風速7ms<sup>-1</sup>では、フラックスは年間を通じて風速5ms<sup>-1</sup>の場合よりも高い値でほぼ 一定となり、定常的にサルテーションが生じていたと考えられる。一方で、風速7ms<sup>1</sup>では7 月と9月に一時的な Cs-137 フラックスの大幅な減少がみられた。図 5.4 に示すように、1つ 目のフラックスの下向きのピークのある7月4日は、後述する9月21日を除いた年間最大時 間降水強度(14 mm h<sup>-1</sup>)を記録しており、2 つ目の下向きのピークのある 9 月 21 日は最大 53 mmh<sup>1</sup>の年間最大降水強度を記録していることから、いずれも降水の影響と考えられる。また、 Cs-137 再浮遊フラックスは、いずれの風速においても細かな変動を示した。図 5.5 に例として 7月21日から7月29日の風速1ms<sup>1</sup>及び7ms<sup>1</sup>での日射量とCs<sup>-137</sup>再浮遊フラックスを 示す。日射量と Cs-137 再浮遊フラックスは、昼間に大きく夜間に小さい日変動を示し、地表面 大気の温度と Cs-137 再浮遊フラックスについても図 5.6 に示すように同様の変動傾向がみら れた。日中は日射量の増加により地表面が温められて乱流が発生(風速が増加)するとともに 再浮遊フラックスも増加し、夜間には日射がなくなるため地表面が冷却されて地表付近の大気 が安定になり(風速が減少)、再浮遊フラックスも減少する日変動を示したと推察される。

また、図 5.7 に示すように、2011 年から 2015 年について、風速一定条件での Cs-137 再浮 遊フラックスの年間平均値を計算したところ、年による違いはほとんどみられなかった。

季節による影響を詳細に解析するため、バイオエアロゾル放出の多い夏季及び放出のない冬季の代表日における風速に対する Cs-137 再浮遊フラックスを図 5.8 に示す。冬季の代表値は 2011 年 2 月 15 日の日平均値を、夏季の代表値は 2011 年 8 月 15 日の日平均値を示した。全 Cs-137 フラックスは、風速が 5 m s<sup>-1</sup>以下の場合、冬季より夏季で大きな値が計算された。これは、前述のように夏季にバイオエアロゾル放出が起きた影響であった。一方で、土壌由来の Cs-137 フラックスは、同一風速下では夏季と冬季でほぼ等しい値を示した。

以上より、Cs-137 フラックスの季節変動は、風速が小さいほど夏季のバイオエアロゾル放出 の影響により変動幅が大きく、風速が大きい場合には年間でほぼ一定の値が計算されることが 分かった。よって、数か月程度といった短期的な被ばく線量評価のためのフラックスの評価に おいては、土壌粒子の再浮遊とバイオエアロゾル放出の双方の季節変動を考慮するとより正確 な値が得られると考えられる。

#### (2) 大気中 Cs-137 濃度

2011年における、大気中の Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布を図 5.9 に示す。なお、境界 条件から、高さ 10 m における Cs-137 濃度は概ね設定したバックグラウンド濃度に等しくな る。Cs-137 濃度の鉛直分布は地表面付近で高く、高度が上がるほど小さくなった。風速に対す る高さ別の大気中 Cs-137 濃度を表 5.1 に示す。地表面付近では風速が大きくなるほど Cs-137 濃度は高く、特に風速 7 m s<sup>-1</sup>における Cs-137 濃度は、風速 5 m s<sup>-1</sup>での Cs-137 濃度の約 8 倍 と非常に大きいものであった。風速に対する地表面または地上 1 m 高さ付近での大気中 Cs-137 濃度を図 5.10 に示す。表 5.1 に示すように、地表面のレイヤー1 では風速 1 m s<sup>-1</sup>から 5 m s<sup>-1</sup> の時、2.4 Bq m<sup>-3</sup>から 7.0 Bq m<sup>-3</sup>の範囲の値をとり、風速 7 m s<sup>-1</sup>では約 60 Bq m<sup>-3</sup>であった。 同様に、高さ 1 m 付近のレイヤー6 では風速 1 m s<sup>-1</sup>から 5 m s<sup>-1</sup>の場合、1.6 Bq m<sup>-3</sup>から 3.6 Bq m<sup>-3</sup>の範囲の値をとり、風速 7 m s<sup>-1</sup>では約 30 Bq m<sup>-3</sup>であった。大気中の Cs-137 濃度の鉛 直分布は大気乱流の状態によって変化するが、今回使用した気象条件下では年平均値で比較す ると地表面と高さ 1 m では 2 倍弱の差がみられることがわかった。

表 5.2 に風速 1 m s<sup>-1</sup>の場合の大気中 Cs<sup>-</sup>137 濃度に対する各風速での大気中 Cs<sup>-</sup>137 濃度の 比を示す。地表面付近での Cs<sup>-</sup>137 濃度は、風速 1 m s<sup>-1</sup>の濃度を 1 とした場合に風速 1 m s<sup>-1</sup>か ら 4 m s<sup>-1</sup>では 2 倍以内、風速 5 m s<sup>-1</sup>で 3 倍以内に収まるが、風速 6 m s<sup>-1</sup>以上では 10 倍以上 と大きく上昇した。地表面以外の高さでも、高さ 10 m のレイヤー11 を除き、風速 6 m s<sup>-1</sup>以上 ではすべて 5 倍以上の値を示した。(1)の結果を踏まえると、風速 5~6 m s<sup>-1</sup>を境に土壌粒子由 来の再浮遊フラックスが増加し、大気中 Cs<sup>-</sup>137 濃度も大きく増加することが分かった。

以上の解析結果から、高さ1m付近では、大気中Cs-137濃度は風速5ms<sup>-1</sup>以下で風速の差 に起因する変動幅は比較的小さいこと、一方、地表面の風速が6ms<sup>-1</sup>以上では、風速の増大に 伴う顕著な増加傾向を示すことが分かった。また、地表面近くでは評価高さに合わせた適切な レイヤーの濃度を選択する必要があることが明らかとなった。

- 13 -

レイヤー	レイヤー	百日	1	0	0	4	<b>₹</b>	0	<b>7</b>
No.	中点 (m)	項日	$1 \text{ m s}^{-1}$	$2 \mathrm{m s}^{-1}$	$3 \text{ m s}^{-1}$	4 m s <sup>-1</sup>	$5 \mathrm{m s}^{-1}$	$6 \text{ m s}^{-1}$	7 m s <sup>-1</sup>
1	0.00	平均濃度	2.4	3.4	3.4	3.1	7.0	29.9	55.9
1	0.02	標準偏差	2.9	4.3	4.1	3.1	6.3	8.7	17.9
0	0.07	平均濃度	2.3	3.3	3.3	3.0	6.8	29.2	54.5
2	0.07	標準偏差	2.9	4.2	4.1	3.0	6.1	8.4	17.4
9	0.15	平均濃度	2.3	3.3	3.2	2.9	6.5	28.0	52.1
ð	0.15	標準偏差	2.8	4.2	4.0	2.9	5.8	7.9	16.6
4	0.20	平均濃度	2.1	3.1	3.1	2.7	6.0	25.8	47.8
4	0.30	標準偏差	2.7	4.0	3.9	2.7	5.2	7.1	15.1
И	0.55	平均濃度	1.9	2.8	2.8	2.4	5.1	22.1	40.5
Ð		標準偏差	2.6	3.9	3.7	2.4	4.2	5.6	12.7
C	1.00	平均濃度	1.6	2.4	2.3	1.8	3.6	16.2	29.5
ю		標準偏差	2.4	3.7	3.4	2.0	2.6	3.7	9.4
7	1 75	平均濃度	1.3	2.0	1.8	1.3	2.4	11.5	21.3
1	1.75	標準偏差	2.2	3.3	2.9	1.5	1.6	2.4	7.0
Q	2.90	平均濃度	1.0	1.5	1.3	0.9	1.6	7.9	14.8
0		標準偏差	1.9	2.8	2.4	1.2	1.0	1.8	5.1
0	4 20	平均濃度	0.8	1.2	1.0	0.6	1.0	5.4	10.1
9	4.30	標準偏差	1.5	2.3	1.9	0.8	0.6	1.3	3.7
10	6 50	平均濃度	0.5	0.7	0.6	0.4	0.5	2.6	4.9
10	0.00	標準偏差	0.9	1.4	1.2	0.6	0.3	0.9	2.2
11	10.00	平均濃度	5E-05	5E-05	5E-05	5E-05	5E-05	5E-05	5E-05
11	10.00	標準偏差	3E-18	2E-06	3E-18	3E-18	2E-06	2E-06	2E-06

表 5.1 風速別大気中 Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布

※Eは10のべき乗を表す。例えば E-05は10の-5乗を示す。

レイヤー	レイヤー							
No.	中点 (m)	1 m s <sup>-1</sup>	$2 \text{ m s}^{-1}$	$3 \text{ m s}^{-1}$	4 m s <sup>-1</sup>	$5 \text{ m s}^{-1}$	6 m s <sup>-1</sup>	$7 \mathrm{~m~s^{-1}}$
1	0.02	1.0	1.4	1.4	1.3	2.9	12.5	23.4
2	0.07	1.0	1.4	1.4	1.3	2.9	12.5	23.2
3	0.15	1.0	1.4	1.4	1.3	2.9	12.3	23.0
4	0.30	1.0	1.4	1.4	1.3	2.8	12.1	22.4
5	0.55	1.0	1.5	1.5	1.2	2.7	11.6	21.2
6	1.00	1.0	1.5	1.4	1.1	2.2	10.0	18.2
7	1.75	1.0	1.5	1.3	1.0	1.8	8.6	16.0
8	2.90	1.0	1.5	1.3	0.9	1.5	7.5	14.1
9	4.30	1.0	1.5	1.2	0.8	1.3	6.8	12.7
10	6.50	1.0	1.5	1.2	0.8	1.1	5.8	10.9
11	10.00	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

表 5.2 風速1m s<sup>-1</sup>に対する風速別大気中 Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布

※濃度比が2倍以上の場合に黄色セル、5倍以上の場合に赤色セルで表示



出典:気象庁ホームページ(https://www.data.jma.go.jp/risk/obsdl/index.php)<sup>20)</sup>





図 5.2 年ごとの Cs-137 再浮遊フラックスの経時変化



図 5.3 風速別 Cs-137 再浮遊フラックス



図 5.4 Cs-137 再浮遊フラックスと降水量の経時変化



図 5.5 Cs-137 再浮遊フラックスと日射量の経時変化





図 5.7 風速に対する年平均 Cs-137 再浮遊フラックスの応答



図 5.8 季節ごとの Cs-137 再浮遊フラックスの比較(2011年)



図 5.9 風速別の大気中 Cs-137 濃度の年平均値の鉛直分布



図 5.10 レイヤー別大気中 Cs-137 濃度の年平均値

#### 6. Cs-137 再浮遊係数の算出

本章では、Cs-137 について風速に対する再浮遊係数の年平均値を算出し、OSCAAR で使用で きるデータファイルとして整備する。2章で記したように、OSCAAR は早期被ばく線量評価と長 期被ばく線量評価の機能を有している。土壌粒子等の再浮遊による被ばくは主に長期被ばく線量 に影響することから、ここでは再浮遊係数として年間平均値を整備する。

再浮遊係数の算出に用いる土壌中 Cs-137 濃度については、2011 年の気象条件での土壌 0~5 cm 深度における年間平均濃度を用いた。土壌中 Cs-137 濃度は計算期間における放射壊変、土壌 粒子の再浮遊、真菌類への移行、地下への浸透により経時変化する。土壌粒子の再浮遊フラック ス及び胞子の飛散量は風速により異なるため、土壌中 Cs-137 濃度も異なる。なお、5章に示すよ うに、土壌中 Cs-137 濃度は計算開始時刻に地表面に 1×10<sup>9</sup> Bq m<sup>-2</sup>を与えた場合の値である。表 6.1 に設定風速別の土壌中 Cs-137 濃度の値を示す。

再浮遊係数の算出に用いる大気中 Cs-137 濃度は OSCAAR における評価高さである 1 m に合わせ、5 章で算出したもののうち、第 6 層(0.7~1.3 m、中間高さ 1.0 m)の値を採用した。表 6.2 に設定風速別の大気中 Cs-137 濃度の値を示す。(表 5.1 のレイヤー6の値)。

風速別の大気中 Cs-137 濃度及び土壌中 Cs-137 濃度から算出した、高さ1mにおける風速別の再浮遊係数の平均値(2011年)を表 6.3 及び図 6.1 に示す。5章に示したように、地上1m高さにおいて、大気中 Cs-137 濃度は風速 6m s<sup>-1</sup>未満での変動幅は比較的小さく、風速 6m s<sup>-1</sup>以上では風速の上昇に伴う増加傾向を示すが、再浮遊係数についても同様の特徴が見られた。参考までに、風速と再浮遊係数を風速 5m s<sup>-1</sup>以上で直線近似した場合、近似曲線の傾きは 2×10<sup>-8</sup> m<sup>-2</sup> sとなった。図 6.2 に近似曲線を示す。

今回計算された再浮遊係数の値は、10<sup>-9</sup> m<sup>-1</sup>から 10<sup>-7</sup> m<sup>-1</sup>の範囲であった。本計算値は、表 6.4 に示す再浮遊係数の文献値と比較すると、事故後1年以降の値(10<sup>-10</sup> m<sup>-1</sup>~10<sup>-7</sup> m<sup>-1</sup>)と概ね同程 度であった。

設定風速 (m s <sup>-1</sup> )	土壤表層 Cs-137 濃度年平均値(Bq m <sup>-2</sup> ) (10 <sup>9</sup> Bq m <sup>-2</sup> 付加, 0-5cm)	標準偏差 (Bq m <sup>-2</sup> )
1	$9.9 \times 10^{8}$	$1.4 \times 10^{7}$
2	$9.8 \times 10^{8}$	$1.4 \times 10^7$
3	$9.9 \times 10^{8}$	$1.4 \times 10^{7}$
4	$9.8 \times 10^{8}$	$1.5 \times 10^{7}$
5	$9.6 \times 10^{8}$	$2.3 \times 10^{7}$
6	$8.8 \times 10^{8}$	$6.0 \times 10^{7}$
7	$7.7 \times 10^{8}$	$1.1 \times 10^{8}$

表 6.1 風速一定条件での土壌表層 Cs-137 濃度計算結果

表 6.2 風速一定条件での大気中 Cs-137 濃度計算結果(高さ1m)

設定風速 (m s <sup>-1</sup> )	大気中 Cs-137 濃度年平均値 (Bq m <sup>·3</sup> )	標準偏差 (Bq m <sup>-3</sup> )
1	1.6	2.4
2	2.4	3.7
3	2.3	3.4
4	1.8	2.0
5	3.6	2.6
6	16.2	3.6
7	29.5	9.2

表 6.3 風速別の再浮遊係数(高さ1m)

設定風速 (m s <sup>-1</sup> )	再浮遊係数 (m <sup>-1</sup> )	標準偏差 (m <sup>-1</sup> )
1	$1.6 \times 10^{-9}$	$2.4 \times 10^{-9}$
2	$2.5 \times 10^{-9}$	$3.7 \times 10^{-9}$
3	$2.3 \times 10^{-9}$	$3.4 \times 10^{-9}$
4	$1.9 \times 10^{-9}$	$2.0 \times 10^{-9}$
5	$3.7 \times 10^{-9}$	$2.7 \times 10^{-9}$
6	$1.8 \times 10^{-8}$	$3.0 \times 10^{-9}$
7	$3.7 \times 10^{-8}$	$6.3 \times 10^{-9}$

表 6.4 再浮遊係数文献值

著者	発行年	再浮遊係数 (m <sup>-1</sup> )	
Anspaugh et al. <sup>1)</sup>	1975	10-7~10-3	(事故直後)
		$9 \times 10^{\cdot 10} \sim 5.4 \times 10^{\cdot 8}$	(20 年後)
Garland and	1988	10×10 <sup>-9</sup>	(事故後数日から数か日)
Cambray <sup>27)</sup>			
Iranzo et al. <sup>28)</sup>	1994	初期:10-7オーダー	
		数か月後:10 <sup>-9</sup> オーダー	
		数年後:10-10から10-9オーダー	
$\operatorname{Garger}^{2)}$	1994	$4.2  imes 10^{-8}  imes 5.9  imes 10^{-7}$	(Cs-137)
Gavrilov et al. <sup>3)</sup>	1995	$3 \times 10^{-9}$	(モデル計算値)
Garger et al. <sup>29)</sup>	1996	$2.2 \pm 1.9 \times 10^{-10} \sim 7.7 \pm 3.5 \times 10^{-10}$ (Cs-137)	
Garger et al. <sup>30)</sup>	1997	およそ 10-8	(事故から3か月後)
		10-10	(事故から8年後)
Wagenpfeil et al. <sup>31)</sup>	1999	$1 \times 10^{-10} \sim 6 \times 10^{-10}$	(Cs-137、粒径 10μm 超)
Kashparov et al. <sup>32)</sup>	2000	$10^{-8} \sim 10^{-7}$	(森林火災由来)
Whicker et al. <sup>33)</sup>	2021	非擾乱の場合:	
		$2 \times 10^{-10}$ (森林) $\sim 2 \times 10^{-8}$ (低木偏在域)	
		擾乱の場合:	
		6×10 <sup>-10</sup> (森林)~1×10 <sup>-7</sup> (砂漠)	





7. まとめ

OSCAAR プログラムに含まれる地表面に沈着した放射性核種の再浮遊による被ばくモデルの 精緻化のため、Cs-137 を対象として風速別に再浮遊係数を整備した。

計算プログラム SOLVEG-R を用いて算出したところ、再浮遊係数は、風速 6 m s<sup>-1</sup>未満では変動幅が小さいが、風速 6 m s<sup>-1</sup>以上では風速の増加に対応して顕著な増加傾向を示した。しかしいずれの風速での値も、一般的な環境中での粒子の再浮遊係数の文献報告値の範囲内であった。また、年度による再浮遊係数の差はほとんど見られなかった。

今回得られた風速別の再浮遊係数は、今後 OSCAAR プログラムに導入することで大気中に再 浮遊した放射性核種由来の被ばく線量評価の精緻化に貢献できるものと考えられる。

#### 謝辞

原子力機構 原子力科学研究部門 原子力科学研究所 原子力基礎工学研究センター 化学・ 環境・放射線ディビジョン 環境動態研究グループの都築克紀博士には同グループの計算機の使 用に関してご協力いただきました。また、成果をまとめるにあたり、原子力機構 安全研究・防 災支援部門 安全研究センター 原子炉安全研究ディビジョン リスク評価・防災研究グループ の林奈穂氏には、有益な助言をいただきました。

本研究は原子力規制庁からの委託業務「令和4年度原子力施設等防災対策等委託費(被ばく解 析手法の整備)事業」の成果の一部を利用したものです。関係各位に深く感謝します。 参考文献

- Anspaugh, L. R., Shinn, J. H., Phelps, P. L., Kennedy, N. C. Resuspension and Redistribution of Plutonium in Soils. Health Physics. 1975, vol. 29, no. 4, pp. 571-582.
- Garger, E. K. Resuspension in the Outdoor Environment: Air concentrations of radionuclides in the vicinity of Chernobyl and the effects of resuspension. Journal of Aerosol Science. 1994, vol. 25, no. 5, pp. 745–753.
- Gavrilov, V. P., Klepikova, N. V., Troyanova, N. I., Rodean, H. C. Stationary model for resuspension of radionuclides and assessments of <sup>137</sup>Cs concentration in the near-surface layer for the contaminated areas in the Bryansk Region of Russia and Belarus. Atmospheric Environment. 1995, vol. 29, no. 19, pp. 2633–2650.
- 4) Igarashi, Yasuhito, Kogure, Toshihiro, Kurihara, Yuichi, Miura, Hikaru, Okumura, Taiga, Satou, Yukihiko, Takahashi, Yoshio, Yamaguchi, Noriko. A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Journal of Environmental Radioactivity. 2019, vol. 205–206, pp. 101–118.
- 5) Kinase, Takeshi, Kita, Kazuyuki, Igarashi, Yasuhito, Adachi, Kouji, Ninomiya, Kazuhiko, Shinohara, Atsushi, Okochi, Hiroshi, Ogata, Hiroko, Ishizuka, Masahide, Toyoda, Sakae, Yamada, Keita, Yoshida, Naohiro, Zaizen, Yuji, Mikami, Masao, Demizu, Hiroyuki, Onda, Yuichi. The seasonal variations of atmospheric <sup>134,137</sup>Cs activity and possible host particles for their resuspension in the contaminated areas of Tsushima and Yamakiya, Fukushima, Japan. Progress in Earth and Planetary Science. 2018, vol. 5, no. 12.
- 6) Kita, Kazuyuki, Igarashi, Yasuhito, Kinase, Takeshi, Hayashi, Naho, Ishizuka, Masahide, Adachi, Kouji, Koitabashi, Motoo, Sekiyama, Tsuyoshi Thomas, Onda, Yuichi. Rain-induced bioecological resuspension of radiocaesium in a polluted forest in Japan. Scientific Reports. 2020, vol. 10, no.1:15330.
- 7) 本間俊充, 石川淳, 富田賢一, 村松健. 軽水炉モデルプラントの広範な事故シナリオに対す る環境影響評価. JAERI-Research 2000-060, 2000, 80p.
- 原子力機構 安全研究・防災支援部門 安全研究センター リスク評価研究ディビジョン 放射 線安全・防災研究グループ. OSCAAR コードパッケージの使用マニュアル. JAEA-Testing 2020-001, 2020, 65p.
- 9) Yamazawa, Hiromi. A one-dimensional dynamical soil–atmosphere tritiated water transport model. Environmental Modelling & Software. 2001, vol. 16, no. 8, pp. 739–751.
- Nagai, Haruyasu. Incorporation of CO<sub>2</sub> Exchange Processes into a Multilayer Atmosphere–Soil–Vegetation Model. Journal of Applied Meteorology. 2005, vol. 44, no. 10, pp. 1574–1592.
- 11) Katata, Genki, Kajino, Mizuo, Hiraki, Takatoshi, Aikawa, Masahide, Kobayashi, Tomiki,

Nagai, Haruyasu. A method for simple and accurate estimation of fog deposition in a mountain forest using a meteorological model. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. 2011, vol. 116, no. D20.

- 12) Ota, Masakazu, Nagai, Haruyasu, Koarashi, Jun. Modeling dynamics of <sup>137</sup>Cs in forest surface environments: Application to a contaminated forest site near Fukushima and assessment of potential impacts of soil organic matter interactions. Science of The Total Environment. 2016, vol. 551–552, pp. 590–604.
- 13) Ota, Masakazu, Takahara, Shogo, Yoshimura, Kazuya, Nagakubo, Azusa, Hirouchi, Jun, Hayashi, Naho, Abe, Tomohisa, Funaki, Hironori, Nagai, Haruyasu. Soil dust and bioaerosols as potential sources for resuspended <sup>137</sup>Cs occurring near the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. Journal of Environmental Radioactivity. 2023, vol. 264: 107198.
- 14) Evans, J. S., Moeller, D., Cooper, D. Health effects models for nuclear power plant accident consequence analysis. Sandia National Laboratories,, Albuquerque, NM, 1985, NUREG/CR-4214.
- 15) Lassey, K. R. The Possible Importance of Short-term Exposure to Resuspended Radionuclides: Health Physics. 1980, vol. 38, no. 5, pp. 749–761.
- Shao, Yaping. Physics and Modelling of Wind Erosion. 2, Springer Dordrecht, 2008, XVI, 456p., (Atmospheric and Oceanographic Sciences Library), ISBN978-1-4020-8895-7.
- Shao, Yaping. A model for mineral dust emission. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. 2001, vol. 106, no. D17, pp. 20239–20254.
- 18) 南光太郎, 堅田元喜, 北和之, 反町篤行, 保坂健太郎, 五十嵐康人. 温帯落葉広葉樹林から放 出されたバイオエアロゾルの輸送過程の数値解析. エアロゾル研究. 2020, vol. 35, no. 3, pp. 208–218.
- 19) 村松康行,吉田聡. キノコと放射性セシウム. Radioisotopes. 1997, vol. 46, no. 7, pp. 450–463.
- 20) 気象庁. 過去の気象データ・ダウンロード.
   http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php, (参照 2023-11-08).
- 21) 崔恒,神田順.風荷重評価のための平均風速と乱れの強さの鉛直分布特性.日本風工学会誌.
   1990, vol. 1990, no. 45, pp. 23–43.
- 22) Kajino, M., Ishizuka, M., Igarashi, Y., Kita, K., Yoshikawa, C., & Inatsu, M.. Long-term assessment of airborne radiocesium after the Fukushima nuclear accident: resuspension from bare soil and forest ecosystems. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, vol.16, no.20, pp. 13149-13172.
- 23) 原子力規制庁. 放射性物質の分布状況等に関する調査.
   https://radioactivity.nra.go.jp/ja/list/338/list-1.html, (参照 2023-11-08).
- 24) 原子力機構. 放射性物質モニタリングデータの情報公開サイト.
   https://emdb.jaea.go.jp/emdb/, (参照 2023-11-08).

- 25) 原子力規制庁. 令和3年度東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の 分析データの集約事業 成果報告書. https://radioactivity.nra.go.jp/ja/list/646/list-1.html, (参照 2023-03-22).
- 26) 原子力規制委員会. 緊急時における環境試料採取法. 2021, 放射能測定法シリーズ 35. https://www.kankyo-hoshano.go.jp/wp-content/uploads/2021/06/No35.pdf, (参照 2023-11-08).
- 27) Garland, J. A., Cambray, R. S. Deposition, resuspension and the long term variation of airborne radioactivity from Chernobyl. France, Section Documentation -CEN/Cadarache, 1988, ISBN978-2-7272-0141-0.
- 28) Iranzo, Emma, Espinosa, Asuncion, Martinez, Javier. Resuspension in the Palomares area of Spain: A summary of experimental studies. Journal of Aerosol Science. 1994, vol. 25, no. 5, pp. 833–841.
- 29) Garger, E., Gordeev, S., Hollaender, W., Kashparov, V., Kashpur, V., Martinez-Serrano, J., Mironov, V., Peres, J., Tschiersch, J., Vintersved, I., Watterson, J. Resuspension and deposition of radionuclides under various conditions. Belarus, European Commission, Brussels (Belgium); Ministry for Emergency, Minsk (Belarus); Ministry for Emergency, Kiev (Ukraine); Ministry for Emergency, Mocsow (Russian Federation), 1996, INIS-BY-020.
- Garger, Evgenii K., Hoffman, F. Owen, Thiessen, Kathleen M. Uncertainty of the longterm resuspension factor. Atmospheric Environment. 1997, vol. 31, no. 11, pp. 1647– 1656.
- Wagenpfeil, F., Paretzke, H. G., Peres, J. M., Tschiersch, J. Resuspension of coarse particles in the region of Chernobyl. Atmospheric Environment. 1999, vol. 33, no. 20, pp. 3313–3323.
- 32) Kashparov, V. A., Lundin, S. M., Kadygrib, A. M., Protsak, V. P., Levtchuk, S. E., Yoschenko, V. I., Kashpur, V. A., Talerko, N. M. Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters. Journal of Environmental Radioactivity. 2000, vol. 51, no. 3, pp. 281–298.
- 33) Whicker, Jeffrey J., Breshears, David D., McNaughton, Michael, Chastenet de Gery, Mary Jo, Bullock, Christine. Radionuclide resuspension across ecosystems and environmental disturbances. Journal of Environmental Radioactivity. 2021, vol. 233: 106586.

This is a blank page.