

土砂移動に着目した福島第一原子力発電所事故後の 放射性物質分布に関する解析手法の開発

山口正秋*¹ 前川恵輔*¹ 竹内真司*² 北村哲浩*^{1,3} 大西康夫*⁴

東京電力福島第一原子力発電所事故後に地表に降下した¹³⁷Csを対象に、主要な移行経路の一つと考えられる土砂移動（侵食、運搬、堆積）を考慮した移行解析のための簡易的な解析手法を考案した。本検討では、地理情報システム（GIS）のモデル構築機能を用いて、各関係機関がオンラインで提供する公開データを用いて解析を行うためのプログラムを構築した。試解析の結果、ダム湖や貯水池における顕著な堆積傾向や、シルト・粘土等の細粒物が粗粒の砂等に比べてより遠方まで運搬されるといった粒径毎の流送土砂量の違いなどが計算で再現され、定性的には既存の観測結果と概ね整合的であることが確認された。

Keywords: 福島第一原子力発電所事故, ¹³⁷Cs, 土壌流亡, 土砂移動, 地理情報システム

We developed a simple novel and fast simulation model to predict a long-term distribution of ¹³⁷Cs deposited on the land surface of Fukushima due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident triggered by a magnitude 9.0 earthquake and resulting tsunami on 11 March 2011. The model utilizes the Geographical Information System (GIS) to integrate online open data provided by individual institutes, and simulate mechanisms of soil erosion, transport and sedimentation. A preliminary calculation shows the significant deposition of sediments in lakes and reservoirs and eroded silt and clay tend to be transported downstream to river mouths than eroded sand. These results were found to be qualitatively consistent with existing data.

Keywords: Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (NPP) accident, ¹³⁷Cs, soil loss, sediment transport, GIS

1 はじめに

2011年3月11日に発生したマグニチュード9.0の東北地方太平洋沖地震後の津波によって発生した東京電力福島第一原子力発電所の事故では、多量の放射性物質が大気中に放出された（¹³¹Iと¹³⁷Csの推計値はそれぞれ 1.5×10^{17} Bqおよび 1.3×10^{16} Bq）[1]。大気中に放出された放射性物質はその後の降雨等によって地表に降下し、土壌や植生等に沈着した。事故直後には福島第一原子力発電所の北西方向を中心に比較的空間線量率の高い地域が認められた[2]。地表に降下した放射性物質のうち、とくに空間線量率への寄与が大きいのは¹³⁷Csおよび¹³⁴Csであり[3]、長期的には半減期の長い¹³⁷Csに注目することが重要である。日本付近に沈着している¹³⁷Csのうち、 5.6×10^{15} Bqが日本周辺の海域に、 1.0×10^{15} Bqが陸域に沈着したという推計値もある[4]。地表に沈着した放射性セシウムは、放射性壊変による減衰に加えて、表流水や表流水による土砂移動、地下水、風、動植物による擾乱等により環境中を移動し、長期的な空間線量率の分布に影響を与える可能性がある。したがって地表に沈着した放射性物質による被ばく線量等への長期的な影響を評価するためには、放射性セシウムの主要な移行経路を特定し、各経路について長期移行評価を行う必要がある。

一般に、環境中の放射性セシウムは土壌、とくに粘土粒子に強く吸着する性質があり、チェルノブイリ事故後の調査や解析でも報告されているように[5]、放射性セシウムが付着した土壌が表流水などによって侵食され、河川を通じて下流側へ移動する経路が主要な移行経路となっている可能性が高い。そこで、本検討では、予想される移行経路のうち、放射性物質が付着した土壌が表流水や河川などにより侵食され、下流側へ移動する経路に着目し、侵食、運搬、堆積の各土砂移動プロセスに伴う長期的な放射性物質の分布を予測するための手法について検討した。なお本検討では地表面を構成する土壌のうち、主として砂、シルト、粘土の動きを「土砂移動」として取り扱うこととする。

2 評価モデルおよび入力データ

2.1 モデル化の考え方および対象とするプロセス

表流水による土砂移動は、土砂の粒径や表流水の流速に依存した複雑なプロセスである一方、地表に降下した放射性物質の主要な移行経路となることが予想されるため、早期の簡易的な評価で全体の傾向を掴んだ上で、適宜調査結果などを反映し、段階的に詳細化することが求められる。本検討では、初期段階の評価として、概括的な分布傾向の把握を目的として、侵食、運搬、堆積の各プロセスについて評価を行うこととした。

このうち、表流水による侵食は、規模やプロセスに応じて、面状侵食、リル侵食、ガリー侵食、側方侵食、下方侵食等があるが[6]、土壌に沈着した放射性セシウムが概ね深さ5cm以内にとどまっていること[3]を考慮すると、放射性セシウムの移行には、深さ数cmで生じる面状侵食やリル侵食による土壌流亡が重要と考えられる。したがって、本検討では、様々な侵食形態のうち、面状侵食およびリル侵食を考慮することとする。

一方、表流水による土砂移動については、大きく掃流と浮流に分類され[7]、侵食された斜面上の土砂は、土砂の粒径等に応じて掃流形態もしくは浮流形態をとりながら下流

Development of a model to predict a radionuclide distribution based on soil migration after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident by Masaaki YAMAGUCHI (yamaguchi.masaaki@jaea.go.jp), Keisuke MAEKAWA, Shinji TAKEUCHI, Akihiro KITAMURA, and Yasuo ONISHI

*1 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門
Geological Isolation Research and Development Directorate, Japan Atomic Energy Agency
〒319-1194 茨城県那珂郡東海村村松 4-33

*2 日本大学文理学部
College of Humanities and Sciences, Nihon University.
〒156-8550 東京都世田谷区桜上水 3-25-40

*3 日本原子力研究開発機構 福島環境安全センター
Fukushima Environmental Safety Center, Japan Atomic Energy Agency
〒960-8034 福島県福島市置賜町 1-29

*4 パシフィックノースウエスト国立研究所
Pacific Northwest National Laboratory
902 Battelle Boulevard P.P. Box 999, MSIN K7-15, Richland, WA 99352
(Received 15 February 2013; accepted 4 October 2013)

側へ運搬され、一部の土砂はその途中で堆積する (Fig. 1)．本検討では、掃流、浮流の双方による土砂の運搬・堆積について考慮することとした．

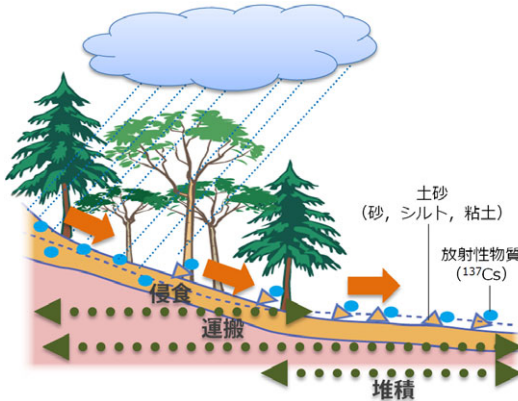


Fig. 1 Soil transport processes considered in this study

モデル化にあたっては、公開データや既存の研究に基づき入力データを設定することとした．土地利用図や土壤図、地形、降水量等、解析に必要なデータは、各関係機関のウェブサイトで公開されており (Table 1)、本検討ではそれらを利用した．

Table 1 Public databases used in this study

| 提供機関 | データベース | 利用データ | アドレス |
|-------|---------------------|---------------------|---|
| 国土交通省 | 水質水文データベース | 河川流量 | http://www1.river.go.jp/ |
| 気象庁 | 気象統計情報 | 10分間降雨量 | http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html |
| 国土地理院 | 基盤地図情報 | 10m数値標高モデルおよび水産線データ | http://fgd.gsi.go.jp/download/ |
| 国土交通省 | 国土数値情報 | 河川および土地利用 | http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/ |
| 国土交通省 | 土地総合情報ライブラリ | 土地分類基本調査 (土壤) | http://tochi.mlit.go.jp/kihon-info/tochi-bunrui |
| 文部科学省 | 放射性物質の分布状況等調査データベース | セシウム蓄積量 | http://radb.jaea.go.jp/mapdb/top.html |

2.2 計算対象領域

航空機モニタリングの結果[2]によれば、空間線量率が $1.9 \mu\text{Sv h}^{-1}$ を超える地域が福島第一原子力発電所の北西方向に、さらに $1.0 \mu\text{Sv h}^{-1}$ を超える地域が阿武隈低地沿いに広がっている．本検討ではこれらの領域を包含するように主要な河川の流域を抽出し解析領域を設定した (Fig. 2)．解析領域には太平洋に直接流入する各河川 (宇多川、真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川、井出川、木戸川、夏井川、鮫川) の流域、および阿武隈川流域が含まれており、東京電力福島第一原子力発電所からの距離は概ね 100km 以内である．太平洋側に直接流入する河川や阿武隈川の上流や支流については、平均勾配が 1% を超える急勾配である一方、阿武隈川の中流～下流の平均勾配は 0.1% 程度である．

2.3 モデルの構成および計算手順

本モデルは河川を明示的に考慮するものではなく、河川や斜面を含む対象領域全体に $100\text{m} \times 100\text{m}$ のメッシュを設

定した上で、地図上に記載のある河川についてはその下流方向に、それ以外の領域では地形の最大傾斜方向に土砂が移動することを仮定して計算することとした (Fig. 3)．計算はステップ 1～4 の順に実施し、ステップ 1 では、各セルからの 1 年あたりの流亡土量、すなわち各セルで 1 年間に侵食され得る土砂の量を土壌流亡予測式 (USLE: Universal Soil Loss Equation) [8, 9] を用いて計算した．次にステップ 2 では、各セルで運搬または堆積し得る土砂量を水理公式により計算した．さらに、ステップ 3 では、ステップ 1 および 2 の結果を用いて、上流から順番にセル間の土砂移動を計算することで、流域全体での土砂移動を計算した．最後にステップ 4 では、ステップ 3 で計算した土砂移動をセシウムの移動に置きかえることで、流域全体でのセシウムの移動を計算した．なお計算にあたっては、地理情報システム (GIS) のモデル構築機能を用いてモデルを構築した．

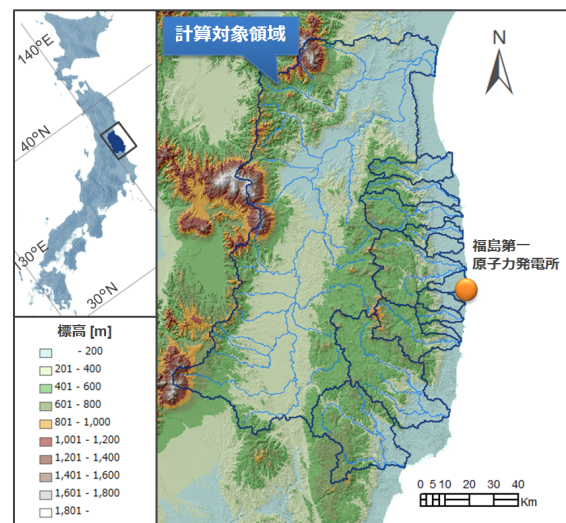


Fig. 2 Study Area

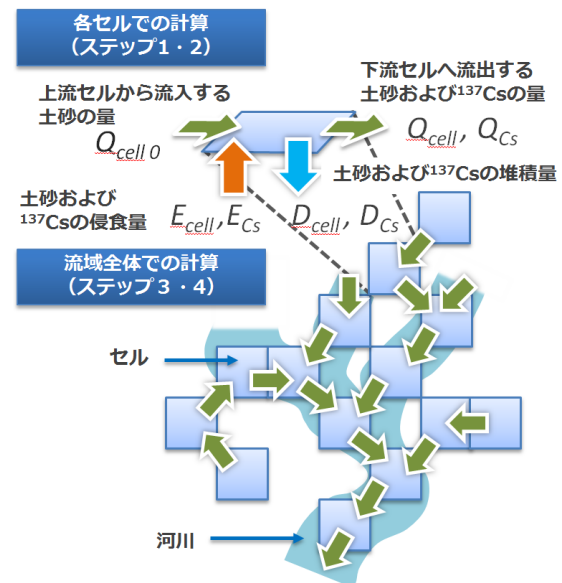


Fig. 3 Modeling concept of the soil transport calculations

2.4 計算方法および入力データ設定方法の詳細

ここでは、各ステップにおける計算方法および入力データの設定方法について記す．

2.4.1 各セルの年間流亡土量の計算（ステップ1）

本検討では、単位面積あたりの流亡土量を、土壌流亡予測式（USLE）を用いて計算した。USLE は米国農務省を中心に開発され[8, 9]、主として農地の侵食を引き起こす要因を定量的に評価し、農地の保全方法を検討する目的で用いられてきた。USLE は、日本においても農業や砂防の分野で多くの適用事例があり[10, 11, 12]、観測結果と整合的な結果が得られているほか、日本全国を対象とした、土壌係数や降雨係数等の入力パラメータの地域性に関する統計的な検討も行われている[13]。USLE は畑地土壌の侵食を予測するために作られたデータベースに基づく統計モデルであり、面状侵食およびリル侵食を対象としている。したがって、この手法によって本検討において着目している侵食プロセスを概ね網羅できると考えられる。

USLE では (1) 式に示す 5 つの係数の積によって、単位面積から 1 年間に流出する平均的な土砂の量（流亡土量） A ($\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$) を計算することができる。なお USLE の定義では、長さや面積に対して米国の慣習単位系が用いられているが、日本での適用事例との比較や、後述する運搬・堆積評価に用いるため、本検討では他の国内の事例にあわせて $\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ を用いた。

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

ここに、 R は降雨係数（Rainfall and Runoff Factor）、 K は土壌係数（Soil Erodibility Factor）、 LS は地形係数（Topographic Factor）、 C は作物係数（Cover and Management Factor）、 P は保全係数（Support Practice Factor）である。以下に各係数の定義と算出・設定方法を示す。

(1) 降雨係数 (R)

降雨係数 (R) は 降雨侵食指数 (Rainfall Erosion Index) と、融雪水や灌漑用水による表面流出が顕著な場合にはそれらの影響を示す指数を加えたものと定義されている（単位： $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{y}^{-1}$ ）[8, 9]。このうち 1 年間の降雨侵食指数 (EI) は、降雨エネルギー (E) と降雨強度 (I) の積を 1 年間で積算したものと定義されている。本検討では、融雪水や灌漑用水の影響は、広域的には十分小さいと仮定して、降雨係数を(2)式のように算出することとした。

$$R \doteq EI = \sum_{i=1}^j (E_{n-i} \cdot I_{30-i}) \quad (2)$$

ここに、 E_{n-i} は連続降雨 i における降雨エネルギー (MJ ha^{-1})、 I_{30-i} は連続降雨 i における最大 30 分間降雨強度 (mm h^{-1})、 j は対象年に降った連続降雨の回数を示す。このうち、降雨強度については、一連続降雨中の最大 30 分強度が最も流亡土量との相関が高いことが経験的に知られており[8, 9]、USLE においてはこの値を用いることとなっている。ここで、「連続降雨」は、無降雨期間が 6 時間以内でかつ合計雨量が 13mm 以上の降雨と定義されており[8, 9]、それ以外の降雨については計算から除外する。一方、降雨エネルギー E_n (MJ ha^{-1}) については、雨滴の運動エネルギーと雨量との積により、(3)式のように算出される[8, 9]。

$$E_n = E_k \cdot r \cdot 10 \quad (3)$$

ここに、 E_k は雨滴の運動エネルギー ($10^{-1} \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1}$)、

r は一連続降雨の積算雨量 (mm) である。さらに、雨滴の運動エネルギーについては、雨滴のサイズが降雨強度の増大にしたがって増加することから、雨滴の運動エネルギーは、降雨強度と相関することが知られており、(4)式のような回帰式が示されている[8, 9]。

$$E_k = 210 + 89 \cdot \log_{10} I \quad (4)$$

ここに、 E_k は雨滴の運動エネルギー ($10^{-1} \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1}$)、 I は各時間の降雨強度 (mm h^{-1}) である。

本検討では気象庁が公表している 10 分間雨量データ[14]のうち、本解析領域にある観測点で比較的欠測の少ない 23 地点分のデータ（2001～2011 年の 11 年分）を用いて降雨係数を算出することとした。なお、このデータの降水量には、降雪量も含まれているが、両者を区別できないため、降雪の場合も計算上は降雨として取り扱うこととする。Fig. 4 に各観測点のデータから計算した降雨係数の経年変化を示す。Fig. 4 のように降雨係数は経年変化や観測点毎の違いが大きい。本検討では簡略化のため、これらの観測点の経年変化に対する全データを平均した $336.6 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{y}^{-1}$ を降雨係数として設定して計算を行うこととした。なお降雨係数の計算に 60 分間雨量データを用いる方法もあるが、10 分間雨量データを用いると 60 分間雨量データを用いた場合に比べて 1.5 倍ほど高くなることが報告されており [15]、ここでは USLE の定義に従って 10 分間雨量データを使用することとする。

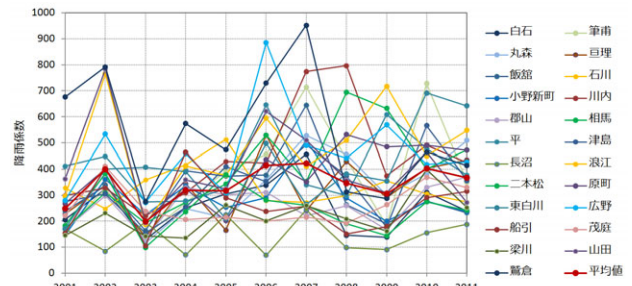


Fig. 4 Calculated annual R-factor for 24 stations

一方で、降雨強度と降雨エネルギーの関係には地域性があることが知られており、日本では同一の降雨強度に対して上述の(4)式を用いて推定される値よりも小さい降雨エネルギーが報告されており[16]、本検討では降雨エネルギーを大きく、すなわち実際よりも侵食量が多く見積もられる可能性がある。

(2) 土壌係数 (K)

土壌係数 (K) は、特定の土壌に対して、斜面長 22.1m、傾斜 9% の単位区画の裸地で観測される、降雨侵食指数 EI ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{y}^{-1}$) あたりの土壌流出率 ($\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$) と定義されている（単位： $\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）[8, 9]。土壌係数は試験区画の実測値により算出する方法や、土壌水分量等を使って計算式で算出する方法が一般的であるが、いずれも現地のデータが必要であることから、本検討では、国土交通省が公開している 20 万分の 1 土地分類基本調査（土壌図）[17,18]によって各地点の土壌分類を把握し、今井・石渡 [13] によって整理されている日本の各種土壌に対する土壌

係数を当てはめることとした。この土壌図では、対象地域は 34 種類の土壌に区分されている (Fig. 5a)。本検討では上記の 34 種類の各土壌に対して、今井・石渡 [13]で整理されている土壌係数を参考に Table 2 のように土壌係数を設定した。

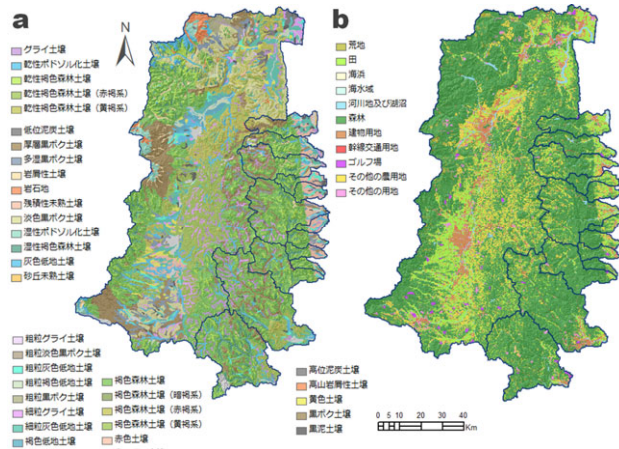


Fig. 5 Soil (a) and land use (b) distributions

Table 2 Selected values of K-factor for 34 soil types [13]

| 土壌区分 | 土壌係数 (K) | 土壌区分 | 土壌係数 (K) |
|----------------|----------|--------------|----------|
| グライ土壌 | 0.047 | 細粒灰色低地土壌 | 0.049 |
| 乾性褐色森林土壌 | 0.033 | 粗粒灰色低地土壌 | 0.046 |
| 乾性褐色森林土壌 (赤褐色) | 0.033 | 粗粒褐色低地土壌 | 0.048 |
| 乾性褐色森林土壌 (黄褐色) | 0.033 | 細粒グライ土壌 | 0.041 |
| 低位泥炭土壌 | 0.019 | 粗粒グライ土壌 | 0.047 |
| 厚層黒ボク土壌 | 0.013 | 褐色低地土壌 | 0.059 |
| 多層黒ボク土壌 | 0.012 | 褐色森林土壌 | 0.033 |
| 岩屑土壌 | 0.019 | 褐色森林土壌 (暗褐色) | 0.033 |
| 残積性未熟土壌 | 0.019 | 褐色森林土壌 (赤褐色) | 0.033 |
| 淡色黒ボク土壌 | 0.032 | 褐色森林土壌 (黄褐色) | 0.033 |
| 湿性褐色森林土壌 | 0.033 | 黒ボク土壌 | 0.011 |
| 灰色低地土壌 | 0.050 | 粗粒黒ボク土壌 | 0.011 |
| 高位泥炭土壌 | 0.019 | 粗粒淡色黒ボク土壌 | 0.011 |
| 高山岩屑土壌 | 0.032 | 黒泥土壌 | 0.03 |
| 砂丘未熟土壌 | 0.019 | 乾性ポドソル化土壌 | 0.019 |
| 赤色土壌 | 0.019 | 湿性ポドソル化土壌 | 0.019 |
| 黄色土壌 | 0.033 | 岩石地 | 0.019 |

なお上記の値は、USDA の手順[8, 9]に基づいて粒度組成、透水性、土壌構造、土壌有機物量から算出されたものであり、実際の侵食量をもとに検証された値ではない。

(3) 地形係数 (LS)

地形係数 LS は、斜面長係数 L (Slope-length Factor) と斜面勾配係数 S (Slope-steepness Factor) からなり (いずれも無次元)、このうち L は、対象とする斜面からの土砂流出量と、斜面長 22.1m の同一条件の斜面からの土砂流出との比、 S は対象とする斜面からの土砂流出と、同一条件の 9% 勾配の斜面からの土砂流出との比と定義されている。地形係数は、USLE の定義では、(5)式のように算出することになっており[9]、本検討ではこの方法に従って、基盤地図情報 (数値標高モデル) の 10m メッシュ標高データ[19]を用いて地形係数を算出することとする。

$$LS = \left(\frac{L}{22.1} \right)^M \cdot (65.41 \sin^2 \theta + 4.56 \sin \theta + 0.065) \quad (5)$$

ここに、 L は斜面長 (m)、 θ は勾配、 M は勾配に応じて設定される係数で、本稿では、USLE の定義にしたがって、

勾配 $\theta < 1.0\%$ のとき $M=0.2$ 、 $1.0\% \leq \theta < 3.0\%$ のとき $M=0.3$ 、 $3.0\% \leq \theta < 4.5\%$ のとき $M=0.4$ 、 $\theta \geq 4.5\%$ のとき $M=0.5$ と設定した。本検討における地形係数の計算結果を Fig. 6 に示す。本検討ではこの地形係数の計算結果を入力データとして使用した。なお、勾配 θ については、10m メッシュ標高データから算出するため、傾斜地にある水田等で局所的に平坦化されている場合には実際の勾配よりも大きな値が設定される可能性がある。

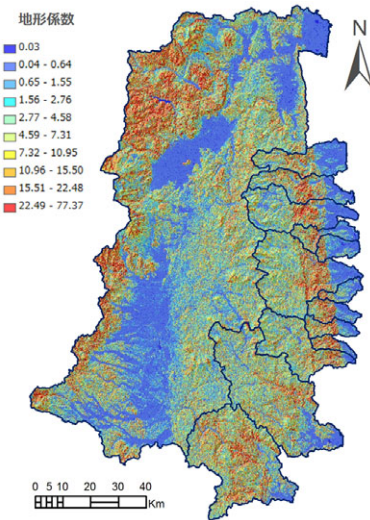


Fig. 6 LS-factor distributions

(4) 作物係数 (C)

作物係数 C は、特定の土地被覆を持った領域からの土砂流出と、同一条件の裸地からの土砂流出との比と定義されている (無次元)。作物係数は試験区画の実測値により算出する方法や、計算式から求める方法が一般的であるが、いずれも現地のデータが必要であることから、本検討では、国土数値情報 (土地利用細分メッシュデータ) (Fig. 5b) [20] によって各地点の土地利用区分を把握し、既存文献[10, 13]によって整理されている日本の各種土地利用に対する作物係数を当てはめることとした。本検討における作物係数の設定値を Table 3 に示す。

Table 3 Selected values of C-factor and P-factor for 10 land use types [10, 13, 20]

| 土地利用区分 | 作物係数 (C) | 保全係数 (P) |
|---------|----------|----------|
| 森林 | 0.006 | 1.000 |
| 田 (水田) | 0.300 | 0.350 |
| その他の農地※ | 0.400 | 0.660 |
| 建物用地 | 0.010 | 1.000 |
| 河川及び湖沼 | 0.000 | 1.000 |
| 荒地 | 0.050 | 1.000 |
| その他の用地 | 0.050 | 1.000 |
| 幹線交通用地 | 0.010 | 1.000 |
| ゴルフ場 | 0.020 | 1.000 |
| 海浜 | 0.050 | 1.000 |

※国土数値情報の土地利用図の凡例の名称であり、実際には畑で代表される

(5) 保全係数 (P)

保全係数 P は、横畝栽培、帯状栽培、整地などの土壌流出防止策が施された領域からの土砂流出と、傾斜方向に対して平行に植えられた農地からの土砂流出との比と定義さ

れている（無次元）。保全係数は試験区画の実測値により算出する方法や、計算式から求める方法が一般的であるが、いずれも現場のデータが取得されていないため、本検討では、作物係数と同様に、国土数値情報（土地利用細分メッシュデータ）[20] によって各地点の土地利用区分を把握し、水田については既存文献[21]の値を、畑地については既存文献[10]の値を用いることとした。一方その他の土地利用については土壌流出防止策が行われていないものとし、保全係数 1 を当てはめることとした。保全係数は、上記の 10 種類の土地利用区分に対して、Table 3 のように設定した。

2.4.2 各セルの土砂運搬・堆積能力の計算（ステップ 2）

ステップ 2 では、表流水による土砂の移動・堆積を考慮する。本モデルは河川とそれ以外の箇所を明示的に区別して取り扱うのではなく、河川を含むすべての領域において開水路を仮定した土砂移動解析を行っている。河川における土砂の移動形態は、それぞれ物理的な機構の異なる掃流（砂礫粒子に及ぼす流水の流れ方向の抵抗力による土砂移動）および浮流（流水の乱れによる拡散現象による土砂移動）に大別される[7]。こうした移動形態の違いは、主として粒径、粒子の形状、流速や乱流に伴う密度の変化等に依存し[22]、土砂により掃流または浮流双方の形態をとり得る場合もある。

掃流または浮流による土砂の移動量を予測するための手法として、古くから流砂量式と呼ばれる各種の水理公式が提案されている[22]。これらの式はいずれも、開水路における単位幅または単位河床面積における単位時間あたりの流砂量や再浮遊フラックス等を推定するもので、掃流、浮流に対して様々な流砂量式が提案されている。

本検討においては、河川や斜面を含む流域全体を流路（開水路）とみなした。また、簡易的に砂は掃流、シルトおよび粘土は浮流の形態で移動するものと仮定した上で、各種の流砂量式のうち、掃流については DuBoys 式[23] を、浮流については Partheniades-Krone 式[24, 25]を適用した。なお本検討では、地質学でよく使われている粒度区分（砂：2mm~63 μ m、シルト：63 μ m~4 μ m、粘土：4 μ m 以下）[26]を用いることとする。

DuBoys 式や Partheniades-Krone 式は、いずれも要求されるパラメータが少なく、結果的に不確実性を低くできる点、および現地データを使用せずに計算を行うことも可能であり、比較的迅速に計算を行うことができることから、簡易的な評価として、上記の 2 式を採用することとした。なお土砂移動の評価においてどのような流砂量式を採用すべきかについては国内外で多数の検討がある[7, 22]。

(1) 粒度組成の仮定

粒度組成については、地点毎に異なると考えられる。ここでは一つの代表例として、福島県の川俣町において採取された土壌の分析結果[27]を参考に、すべての解析領域において、斜面における砂（粒径：63 μ m~2mm）、シルト（粒径：4 μ m~63 μ m）、粘土（粒径：~4 μ m）の割合が重量比で 2:2:1 になるものと仮定して計算を行った。ここで、各粒度組成に対して、それぞれ中間値をとって各粒度階に対する代表粒径とし、以下に示す計算に用いることとした。ここで設定した砂、シルト、粘土の代表粒径は、そ

れぞれ 0.35mm、15 μ m、1 μ m である。砂、シルト、粘土の比率については、今後調査結果等をフィードバックしていく計画である。

(2) DuBoys 式による掃流砂量の計算

DuBoys 式は、過剰せん断応力を考慮し、非粘着性の土砂が、互いに重なった複数の層として滑りながら移動するという考え方に基いてモデル化されたものであり、掃流物質の流砂量の計算に有効であり[22]、多くの適用事例がある[28, 29]。DuBoys 式では、単位幅、単位時間あたりの流砂量 g_s ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) は、過剰せん断応力との関係により(6)式のように計算する。

$$g_s = \Psi_D \cdot \frac{\tau_0 \cdot (\tau_0 - \tau_c)}{g^2} \quad (6)$$

ここに、 Ψ_D は DuBoys の流砂量係数 ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)、 τ_0 は河床に働くせん断応力 (N m^{-2})、 τ_c は限界せん断応力 (N m^{-2})、 g は重力加速度 (m s^{-2}) である。このうち、 τ_0 については、勾配と径深に基づき設定した。なおこのパラメータは、後述する Partheniades-Krone 式においても使用するため、詳細な設定方法と設定値については後述する。一方、 Ψ_D および τ_c については、それぞれ既存の実験結果 [22] および Shield's ダイアグラム[22]をもとに設定した。本検討で設定した砂の代表粒径 0.35mm に対する Ψ_D および τ_c の値は、それぞれ 3.912 $\text{m}^3 \text{kg}^{-1} \text{s}^{-1}$ 、0.18 N m^{-2} である。一方河川以外の地表における限界せん断応力については、日本の黒ボク土の例 [30]で 0.26~0.84 N m^{-2} 、海外の事例[31]においても平均 3~4 N m^{-2} 程度の値が報告されており、いずれも上記の値よりも大きいことから、上記の例を参考に、河川以外のセルについては別途 0.26 N m^{-2} を設定することとした。本検討における入力データとその設定値を Table 4 にまとめた。

Table 4 Selected values of parameters for Duboys and Partheniades-Krone equations

| パラメータ | 記号 | 設定値 | 単位 | 備考 |
|---------------------|-------------|---|---|-------------------------|
| せん断応力 | τ_0 | Fig.9参照 | N m^{-2} | 勾配と径深により計算 |
| 限界せん断応力 (砂) | τ_c | 河川 0.18 斜面 0.26 | N m^{-2} | 文献 [22] 文献 [30] |
| 再浮遊限界せん断応力 (シルト・粘土) | τ_{cr} | 河川 0.06 斜面 0.26 | N m^{-2} | 文献 [34]、[35] 文献 [30] |
| 堆積限界せん断応力 (シルト・粘土) | τ_{cd} | 河川 0.043 斜面 0.26 | N m^{-2} | 文献 [34]、[35] 文献 [30] |
| 沈降速度 | w_s | 砂 5.0×10^{-2} シルト 2.0×10^{-4} 粘土 9.0×10^{-7} | m s^{-1} | 文献 [22] ストークスの式により計算 |
| DuBoysの流砂量係数 | Ψ_D | 3.912 | $\text{m}^3 \text{kg}^{-1} \text{s}^{-1}$ | 文献 [22] |
| 浮流物質濃度 | C_{ss} | 0.350 | kg m^{-3} | 文献 [33] |
| 侵食係数 | E | 4×10^{-6} | $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$ | 文献 [34] |

(3) Partheniades-Krone 式による浮流砂量の計算

Partheniades-Krone 式は、浮流を対象に、過剰せん断応力を基に河床における単位面積あたりの侵食もしくは堆積し得る土砂の量を再浮遊フラックスや堆積フラックスとして計算するものであり、国内外に多数の適用事例[28, 29, 30]がある。この式は、再浮遊フラックスを表す式と堆積フラックスを表す式の 2 式からなり、このうち再浮遊フラックス ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) は(7)式のように表わされる。

$$S_r = E \cdot \left(\frac{\tau_0}{\tau_{ce}} - 1 \right) \quad ; \tau_0 > \tau_{ce} \quad (7)$$

$$S_r = 0 \quad ; \tau_0 < \tau_{ce}$$

ここに、 τ_0 はせん断応力 (N m^{-2})、 τ_{ce} はシルトまたは粘土の再浮遊における限界せん断応力 (N m^{-2})、 E は侵食係数 ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)である。一方、堆積フラックス S_d ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)は(8)式のように表わされる。

$$S_d = W_s \cdot C_{ss} \cdot \left(1 - \frac{\tau_0}{\tau_{cd}} \right) \quad ; \tau_0 < \tau_{cd} \quad (8)$$

$$S_d = 0 \quad ; \tau_0 > \tau_{cd}$$

ここに、 τ_0 はせん断応力 (N m^{-2})、 τ_{cd} はシルトまたは粘土が堆積する際の限界せん断応力 (N m^{-2})、 W_s は沈降速度 (m s^{-1})、 C_{ss} は浮遊物質の濃度 (kg m^{-3})である。

上記の各パラメータのうち、せん断応力 (τ_0)は勾配と径深により算出した。なおこのパラメータは前述の DuBoys 式と共通のパラメータであり、その設定方法および設定値については後述する。また、沈降速度 W_s (m s^{-1})については、シルトおよび粘土のレイノルズ数が十分小さいため、ストークスの式が適用可能である。したがって、本検討では(9)式を用いて W_s を算出した。

$$W_s = \frac{g \cdot d^2}{18 \cdot \nu} \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1 \right) \quad (9)$$

ここに、 g は重力加速度 (m s^{-2})、 d は粒子径 (m)、 ν は動粘性係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)、 ρ_w は流体の密度 (kg m^{-3})、 ρ_s はシルトまたは粘土粒子の密度 (kg m^{-3})である。このうち、重力加速度 g は 9.8 m s^{-2} 、粒子径 d は上記の設定に従ってシルトが $1.5 \times 10^{-5} \text{ m}$ 、粘土は $1.0 \times 10^{-6} \text{ m}$ 、動粘性係数 ν は $1.0 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ 、粘土粒子の密度は $2,650 \text{ kg m}^{-3}$ 、流体の密度 ρ_w は $1,000 \text{ kg m}^{-3}$ である。この結果算出されたシルト、粘土の沈降速度は、それぞれ $2.0 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ 、 $9.0 \times 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ であり、本検討ではそれらを沈降速度 W_s の設定値とした。

さらに浮流物質濃度 (C_{ss})は阿武隈川における実測値[33]に基づいて $0.350 \text{ (kg m}^{-3}\text{)}$ を設定した。

また、シルトおよび粘土の再浮遊時の限界せん断応力 τ_{ce} (N m^{-2})や堆積時の限界せん断応力 τ_{cd} (N m^{-2})については、ニューベッドフォード湾および霞ヶ浦や沼沼等の底泥を使った実験で得られた値[34, 35]を参考に設定した。設定値はシルト、粘土ともに再浮遊時の限界せん断応力 τ_{ce} が 0.06 N m^{-2} 、堆積時の限界せん断応力 τ_{cd} は 0.043 N m^{-2} と設定した。また、上記の砂の場合と同様に、河川以外のセルについては別途 0.26 N m^{-2} を設定することとした。また侵食係数 E ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)は Teeter (1988) [34]の実験値に基づき $4.0 \times 10^6 \text{ kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$ と設定した。

本検討におけるパラメータとその設定値を Table 4 にまとめた。

(4) せん断応力 (τ_0)

せん断応力 (τ_0)は、上記の DuBoys 式および Partheniades-Krone 式の双方に共通して用いる入力データ

である。ここではその設定方法を示す。河床に作用するせん断応力は τ_0 (N m^{-2})は、(10)式のように表わされる[22]。

$$\tau_0 = \rho_w \cdot g \cdot R_b \cdot S_l \quad (10)$$

ここに、 ρ_w は流体の密度 (kg m^{-3})、 g は重力加速度 (m s^{-2})、 R_b は径深 (m)、 S_l は河床の勾配である。勾配 S_l は、河川に相当するセルについては 1km 区間の平均勾配を算出、河川以外のセルについては最大傾斜方向に隣接するセルとの標高差によって勾配を算出した。径深 (R_b)の算出方法については後述する。

一方、湖沼については底面せん断応力を求める(11)式[36]により算出した。

$$\tau_0 = \rho_w \cdot C_f \cdot u^2 \quad (11)$$

ここに、 ρ_w は流体の密度 (kg m^{-3})、 C_f は底面摩擦係数、 u は底面付近の流速 (m s^{-1})である。このうち底面摩擦係数 C_f および底面付近の流速 u は文献値[36]に基づき 0.0032 (無次元)、 $0.01 \text{ (m s}^{-1}\text{)}$ と設定した。本検討における限界せん断応力 (τ_0)の設定値を Fig. 7 に示す。

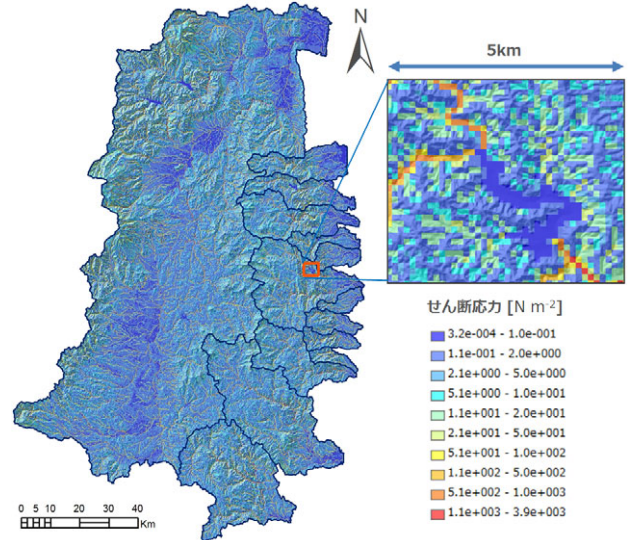


Fig. 7 Calculated shear stress distributions for Duboys and Partheniades-Krone equations

(5) 径深 (R_b)

河川と斜面を明示的に区別しない本モデルでは、解析領域内のすべてのメッシュに対して径深を設定する必要がある。通常径深は河川の断面測量によって断面積と潤辺長を計測し、その比をとることで求められるが、この方法で広範な解析領域内のすべてのメッシュに対して径深を設定することは困難であることから、本検討では簡易的な手法として、径深と流量および勾配との関係式を用いて各メッシュの径深を算出することとした。マンニングの式を仮定すると、流速 V は径深 R_b と勾配 S_l を用いて(12)式で表される。

$$V = \frac{1}{n} \cdot R_b^{\frac{2}{3}} \cdot S_l^{\frac{1}{2}} \quad (12)$$

ここに n はマンニングの粗度係数 (無次元)である。さてここで半円形の横断面を仮定し (流路断面積を A とする)、半円流路の径深を改めて R_b 、半円流路の潤辺長を S_w とお

けば、 $R_b = A/S_w$ と $S_w^2 = 2 \cdot \pi \cdot A$ の関係から $A = 2 \cdot \pi \cdot R_b^2$ とできる。流量 Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) は $Q = A \cdot V$ と書けるので、(12) 式とともに代入して(13) 式が導出できる。

$$R_b = \left(\frac{n \cdot Q}{2 \cdot \pi \cdot S_w^{\frac{1}{2}}} \right)^{\frac{3}{8}} \quad (13)$$

一方、斜面における地表水流は、斜面の条件によって、薄層流とリル等の channel flow のいずれかの形態をとることが知られており[37]、薄層流とリルによる水量の比較、シート侵食とリル侵食による土砂量の比較を行った水路実験では、水量、土砂量ともにリル侵食によるものが1オーダー大きくなることが指摘されている[38]。そこで、本検討では斜面流・表層流に対しては、複数の細溝（リル）に分かれて斜面上を流下するものとし、(14)式の流量 Q を、セルサイズ C_{size} (m) と細溝の間隔 I_{nt} (m) の商で求められるセルあたりの細溝の数で除することにより(14)式を用いることとした。なお細溝の横断面については河川と同様に半円径を仮定している。

$$R_b = \left(\frac{n \cdot \frac{1}{C_{size}/I_{nt}} \cdot Q}{2 \cdot \pi \cdot S_w^{\frac{1}{2}}} \right)^{\frac{3}{8}} \quad (14)$$

ここで斜面部の細溝の間隔 I_{nt} については、既存の実験・観察結果から数 10cm~1m 程度とされているものが多く、本検討では既往の実験結果[39]に基づき 1m と設定した。この結果、斜面についてはセルサイズ 100m の中を、100本の細溝に分かれて表面流出が生じることとなる。以下の解析では自然水路の標準値[40]としてマニング係数として $n = 0.030$ を用いた。

土砂移動が生じるのは主として出水時であることを考慮すると、 Q には出水時の流量を設定する必要がある。出水時の流量の算出にあたっては、国土交通省の水文水質データベース[41]で公開されている領域内の過去10年分の流量データを用い、流域面積との関係により回帰式を作成し、流域面積から出水時の流量を推定することとした。なお、対象領域については、57地点分の流量データが公開されているが、本検討では2000年以降の欠測期間が3年を超えない18地点のデータを用いた。

実際の土砂移動に対してどの規模の出水時が最も寄与するかについては、現場のデータにもとづく確認が必要である。本検討では、こうしたデータがないため、出水時と想定される流量を変化させ、それに応じた土砂移動量を確認した上で、出水時の流量を設定することとした。その結果、感度は低いものの、平均流量の2倍~3倍で最も流送土砂量が多くなることが確認された。そこでここでは平均流量の3倍を超える流量を「出水時の流量」と定義し、その期間の平均流量を「出水時の平均流量」として各地点について算出した。なお、阿武隈川における主な洪水時の流量[42]は、平均流量の10~40倍程度である。Fig. 8には、18地点のうちの「須賀川」における2009年の流量データと、出水時の平均流量の算出結果を例示する。

さて、年ごとに算出した各観測点の平均流量および出水時の平均流量は、10年間の平均値を各観測点の代表値とし、

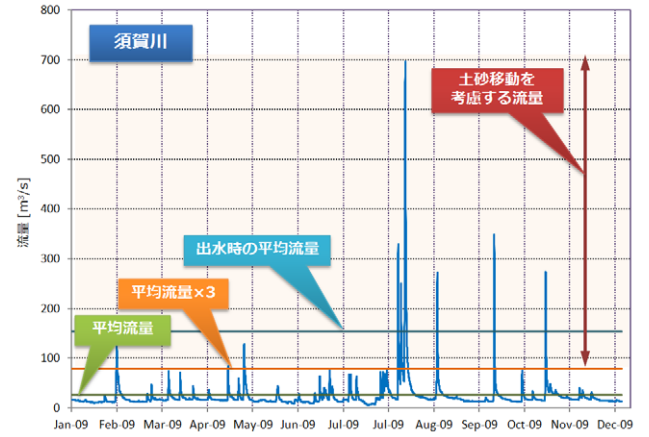


Fig. 8 Example of gauging data (Sukagawa)

各観測点の流域面積と比較した (Fig. 9)。この図により、各地点における平均流量および出水時の平均流量と各地点の流域面積との間には比較的高い相関関係が認められる。そこで両者の関係から回帰式を作成し、各点の流域面積から出水時の平均流量を算出し、領域内のすべてのメッシュに対して流量を与えることとした。

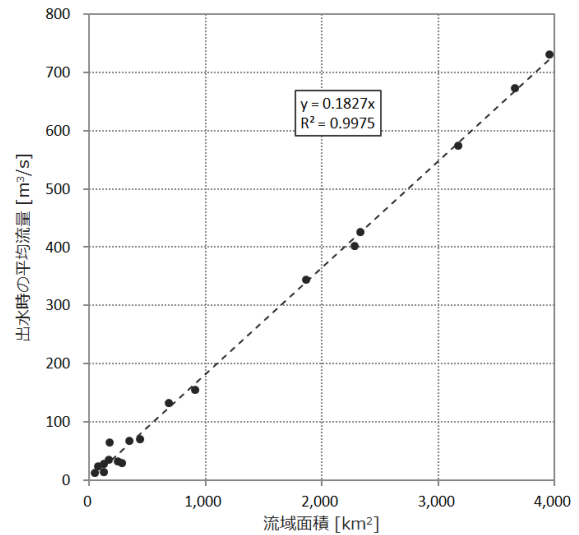


Fig. 9 Linear regression of drainage area and mean discharge during flooding

回帰式により出水時の平均流量 Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) は、(15)式のように表される。

$$Q = 0.1827 \cdot A_r \quad (15)$$

ここに、 A_r は各地点の流域面積 (km^2) である。本検討では、この式を使って流量を算出し、さらに(14)式を使って検討領域内のすべてのメッシュに径深 (m) を与えた。なお、浜通り側の諸河川については公開されている流量データがないため、(15)式を浜通り側の諸河川に対しても適用した。阿武隈川の流量データには、地形特性が浜通り側の諸河川に近い支流のデータも含まれるものの、定量的な議論のためには、浜通り側の河川への適用性について別途検証が必要である。Fig. 10に算出または設定した径深の分布を示す。

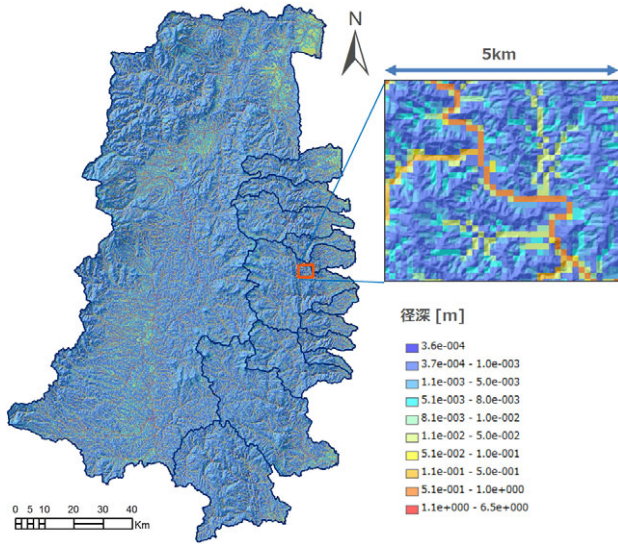


Fig. 10 Calculated hydraulic radius for each cell

2.4.3 流域全体における土砂移動の計算（ステップ3）

本検討では、平水時における表流水の有無に関わらず、すべての領域に $100\text{m} \times 100\text{m}$ のメッシュを設定し、河川に相当するセルではその下流方向にあるセルに、それ以外のセルでは、最大傾斜方向にあるセルに物質が移動するものとして計算を行った。ここで、河川については国土数値情報[43]の河川データを用いた。このデータは 2.5 万分の 1 地形図で表現されている平水時の川幅が 1.5m 以上の河川の河道中心線が線データで表現されているものであり、本検討では、この線データと交差するセルが河川に相当するものとした。

流域全体における土砂移動の考慮にあたっては、土砂を前述の粒度組成の定義に従って砂、シルト、粘土に分けた上で、それぞれについて計算を行った。ここでは各流域の最上流部に位置するセルから最下流部に位置するセルに至るまで、土砂の入出力をセル毎に順番に計算した (Fig. 3)。

このうち砂については、各セルを通過する土砂量 Q_{cell} (t y^{-1}) は、セルあたりの流砂量 (当該セルで運搬し得る土砂量) G_{cell} と入出力の大小関係によって(16)式のように 2 パターンの式で表すことができる。

$$Q_{cell} = Q_{cell0} + E_{cell} \quad ; Q_{cell0} + E_{cell} < G_{cell} \quad (16)$$

$$Q_{cell} = G_{cell} \quad ; Q_{cell0} + E_{cell} \geq G_{cell}$$

ここに、 Q_{cell0} は上流側から当該セルに流入する土砂量 (t y^{-1})、 E_{cell} は当該セルにおいて侵食される土砂量 (t y^{-1})、 G_{cell} はセルあたりの流砂量 (当該セルで運搬し得る土砂量) (t y^{-1}) である。このうち、 Q_{cell0} は当該セルの上流にある各セルを通過する土砂量 Q_{cell} を合計することで得られる値である。また E_{cell} は上述の土壌流亡予測式 (ステップ 1) によって得られる年間流亡土量 A ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) から算出される値である。さらに、 G_{cell} は前述の DuBoys 式で計算される単位幅あたりの流砂量 g_s ($\text{kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$) から算出される値である。 E_{cell} および G_{cell} の算出方法については後述する。

一方、シルトおよび粘土については Pathemoneades-Krone

式において侵食量と堆積量を考慮するため、各セルを通過する土砂量 Q_{cell} (t y^{-1}) は、セルあたりの堆積土砂量 D_{cell} と入出力の大小関係によって(17)式のように 2 パターンの式で表すことができる。

$$Q_{cell} = 0 \quad ; Q_{cell0} + E_{cell} \leq D_{cell} \quad (17)$$

$$Q_{cell} = Q_{cell0} + E_{cell} - D_{cell} \quad ; Q_{cell0} + E_{cell} > D_{cell}$$

ここに、 Q_{cell0} は上流側から当該セルに流入する土砂量 (t y^{-1})、 E_{cell} は当該セルにおいて侵食される土砂量 (t y^{-1})、 D_{cell} はセルあたりの堆積土砂量 (t y^{-1}) である。このうち、 Q_{cell0} は当該セルの上流にある各セルを通過する土砂量 Q_{cell} を合計することで得られる値である。また E_{cell} は上述の土壌流亡予測式 (ステップ 1) によって得られる年間流亡土量 A ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) および前述 Pathemoneades-Krone 式から導かれる単位面積あたりの堆積フラックス S_d から算出される値である。さらに、 D_{cell} についても前述の Pathemoneades-Krone 式で計算される単位底面積あたりの再浮遊フラックス S_r ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) から算出される値である。 E_{cell} および D_{cell} の算出方法については後述する。

(1) セルあたりの侵食量 (E_{cell})

砂、シルト、粘土の各粒径に対するセルあたりの侵食量 (E_{cell}) は、砂、シルト、粘土の割合 (%) と流亡土量 (t ha^{-1}) 等を考慮してそれぞれ算出した。このうち砂については、セル当りの侵食量 (E_{cell}) は(18)式のように表せる。

$$E_{cell} = A \cdot \frac{C_{size}^2}{10^4} \cdot \frac{R_d}{100} \quad (18)$$

ここに、 A は流亡土量 (t ha^{-1})、 C_{size} はセルサイズ (m)、 R_d は砂の割合 (%) であり、セルサイズは 100m 、砂の粒度組成は上記の定義にしたがって 40% とした。

一方 Pathemoneades-Krone 式で再浮遊フラックスを考慮するシルト・粘土については、さらにセル毎の再浮遊フラックス (R_{cell}) との大小関係に応じて 2 つのパターンで(19)式のように計算する。

$$E_{cell} = A \cdot \frac{C_{size}^2}{10^4} \cdot \frac{R_d}{100} \quad ; A \cdot \frac{C_{size}^2}{10^4} \cdot \frac{R_d}{100} - R_{cell} \leq 0 \quad (19)$$

$$E_{cell} = R_{cell} \quad ; A \cdot \frac{C_{size}^2}{10^4} \cdot \frac{R_d}{100} - R_{cell} > 0$$

ここに、 A は流亡土量 (t ha^{-1})、 C_{size} はセルサイズ (m)、 R_d は砂の粒度組成 (%), R_{cell} はセル毎の再浮遊土砂量であり、セルサイズは 100m 、シルトおよび粘土の粒度組成は上記の定義に従ってそれぞれ 40%, 20% とした。

(2) セルあたりの流砂量 (G_{cell})

セル間の移動を考慮して流域全体における土砂の運搬・堆積量を計算するためには、前述の DuBoys 式を用いて算出された単位幅 (m) における単位時間 (s) あたりの土砂量をメッシュ単位 ($100\text{m} \times 100\text{m}$ 単位)、年単位の値に変換する必要がある。本モデルでは、河川の有無、河川の幅に関わらず土砂の移動を $100\text{m} \times 100\text{m}$ のメッシュ間の移動で代表させるため (Fig. 11)、DuBoys 式で算出される単位幅

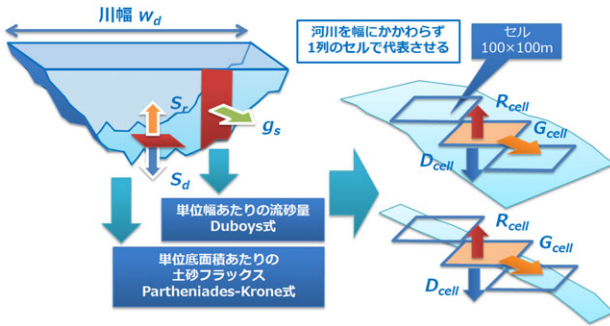


Fig. 11 Conversion of unit cross sectional value (g_s) and unit area values (S_d, S_r) into cell values ($G_{cell}, D_{cell}, R_{cell}$)

あたりの土砂量に、セル毎に算出される出水時の川幅をかけることで、当該セルを通過し得る土砂量を得ることができる。

したがって、1年間にセルを通過し得る土砂量 G_{cell} ($\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$) は(20)式のように表せる。

$$G_{cell} = g_s \cdot w_d \cdot T_{flood} \cdot 10^{-3} \quad (20)$$

ここに、 g_s は流砂量 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$)、 w_d は出水時の川幅 (m)、 T_{flood} は平均出水継続時間 (s) である。このうち、平均出水継続時間 T_{flood} (s) の算出方法については後述する。また、出水時の川幅 w_d (m) は、半円形の横断面を仮定すると、斜面に対しては上述のようにセルあたりの細溝の数を乗じることにより留意して、(21)式で計算することができる。

$$w_d = 4 \cdot R_b \quad (\text{河川・湖沼})$$

$$w_d = \frac{C_{size}}{I_{nt}} \cdot 4 \cdot R_b \quad (\text{斜面}) \quad (21)$$

(3) 再浮遊フラックス (R_{cell}) および堆積フラックス (D_{cell})

上述の流砂量と同様に、セル間の移動を考慮して流域全体における土砂の運搬・堆積量を計算するためには、前述の Partheniades-Krone 式を用いて算出された単位底面積 (m^2) における単位時間 (s) あたりの再浮遊フラックスや堆積フラックスをメッシュ単位 (100m×100m 単位)、年単位の値に変換する必要がある。本検討では、河川の有無、河川の幅に関わらず、セル毎に算出された単位面積あたりの再浮遊フラックスおよび堆積フラックスにセルサイズおよび、出水時の川幅を乗じて算出した (Fig. 11)。

このとき、年間のセルあたりの再浮遊フラックス R_{cell} ($\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$) および堆積フラックス D_{cell} ($\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$) は(22)式のように表せる。

$$R_{cell} = S_r \cdot C_{size} \cdot w_d \cdot T_{flood} \cdot 10^{-3}$$

$$D_{cell} = S_d \cdot C_{size} \cdot w_d \cdot T_{flood} \cdot 10^{-3} \quad (22)$$

ここに、 S_r は再浮遊フラックス ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)、 S_d は堆積フラックス ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) の計算結果、 T_{flood} は平均出水継続時間 (s)、 C_{size} はセルのサイズ (m)、出水時の川幅 w_d (m) であり、セルのサイズは 100m と設定した。

(4) 平均出水継続時間 (T_{flood})

出水の継続時間については、前述の流量データを用いて、

各観測点において流量が平均流量の 3 倍を上回った時間（ここでは年ごとの出水継続時間とする）を年ごとに集計した (Fig. 12)。図のように、出水の継続時間は、年ごと、地点ごとにばらつきがみられるが、本検討では簡易的にこれらを平均し、対象領域内のすべてのセルに対して平均出水時間 400 h ($=1.44 \times 10^6$ s) を設定した。

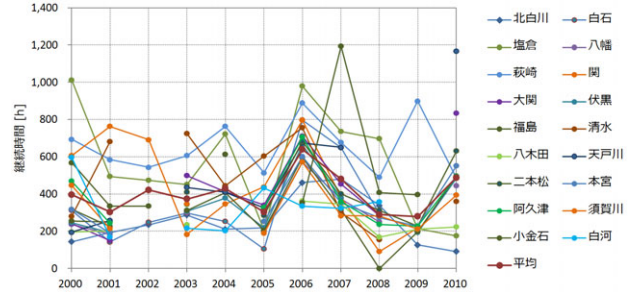


Fig. 12 Annual flood duration time at gauging stations

(5) 沈降速度による時間差の考慮

前述の Duboy 式や Partheniades-Krone 式による評価では、せん断応力の限界値との大小関係によって侵食量や堆積量、通過し得る土砂量等が計算されるが、土砂の沈降には一定の時間を要することから、Duboy 式や Partheniades-Krone 式の計算で特定のセルに堆積すると推定された土砂の全量が当該セルに堆積するとは限らない。実際には土砂が当該セルを通過する間の沈降距離とその場所の水深との関係によって堆積する土砂の量が決まると考えられる。そこで、本検討では上式で推定される堆積土砂量と実際に堆積する土砂量の割合を堆積率 (S_{rate}) と定義し (Fig. 13)、各セルの流速と水深（ここでは≒径深）、および沈降速度から堆積率を求めた。

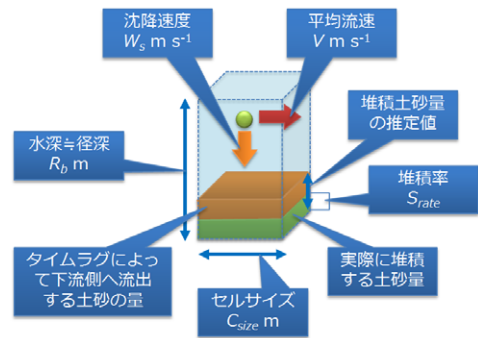


Fig. 13 Time lag of deposition due to falling velocity

ここでは、ある場所における沈降距離が水深以上となる場合には全量が堆積、沈降距離が水深を下回る場合には水深に対する沈降距離の割合に応じて堆積量が決まると仮定して沈降に伴うタイムラグを考慮することとする。この時、堆積率 (S_{rate}) は(23)式のように計算できる。

$$S_{rate} = \frac{1}{R_b} \cdot w \cdot \frac{C_{size}}{V} \quad ; w \cdot \frac{C_{size}}{V} \leq R_b \quad (23)$$

ここに、 R_b は径深 (m)（ここでは水深を径深で代用）、 w は沈降速度 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)、 C_{size} はセルサイズ（ここでは 100m）、 V は出水時の平均流速 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) である。 V は(12)式で計算さ

れる。

堆積率 (S_{rate}) を考慮すると、(20)式で計算される各セルの流砂量 G_{cell} および (22)式で計算される各セルの堆積フラックス D_{cell} に対して、それぞれ下限値と上限値が設定される。このうち、砂の流砂量 G_{cell} については、上流からの供給土砂量 Q_{cell0} に $1-S_{rate}$ を乗じることで流砂量の下限値が与えられ、(20)式で計算される G_{cell} がこの下限値を下回る場合には以下の式が成り立つ。

$$G_{cell} = Q_{cell0} \cdot (1 - S_{rate}) \quad ; G_{cell} < Q_{cell0} \cdot (1 - S_{rate}) \quad (24)$$

ここに、 Q_{cell0} は上流側から当該セルに流入する土砂量 ($t y^{-1}$)、 G_{cell} はセルあたりの流砂量 ($t y^{-1}$)、 S_{rate} は堆積率である。一方シルト・粘土の堆積フラックス D_{cell} については、上流からの供給土砂量 Q_{cell0} に S_{rate} を乗じることで堆積フラックスの上限値が与えられ、(22)式で計算される各セルの堆積フラックス D_{cell} がこの上限値を上回る場合には以下の式が成り立つ。

$$D_{cell} = Q_{cell0} \cdot S_{rate} \quad ; D_{cell} > Q_{cell0} \cdot S_{rate} \quad (25)$$

ここに、 Q_{cell0} は上流側から当該セルに流入する土砂量 ($t y^{-1}$)、 D_{cell} はセルあたりの堆積フラックス ($t y^{-1}$)、 S_{rate} は堆積率である。

(6) 湖沼の取り扱い

基盤地図情報の水崖線データ[44]により、解析領域内には $100m \times 100m$ のセルサイズよりも面積の大きな湖沼が 50 箇所確認できる。湖沼における水深や湖沼の幅、流速については河川や斜面とは異なるため、上述のマニング式を用いた方法で設定することはできない。そこで本検討では湖沼については別途値を設定することとする。このうち湖沼の水深は、福島県農村基盤整備課のデータ[45]に掲載されている 30 箇所については「利用水深」の値 (7.4~27.85m) を平均的な水深として個別に設定し、その他の湖沼については平均的な値である 10m を設定した。湖沼の幅については、径深の代わりに湖沼の水深を R_b として(21)式を用いて計算した。湖沼の流速については、文献値[36]を参考に、一律に $0.01 m s^{-1}$ を与えることとした。なお(11)式を用いて湖沼のせん断応力を計算すると、Table 4 で設定した限界せん断応力に比べて 2 ケタ程度小さい値となることから、湖沼における再浮遊は生じないこととなる。したがって、本計算では湖沼に流入した土砂から堆積量を差し引いた分が下流側へ流下することとなる。ダム堰堤を通過する土砂の量は、実際には堰堤の形状やダムの運用状況に依存するため、湖沼への堆積量を定量的に見積もるためにはこうした点を踏まえて湖沼毎に適切にモデル化する必要があり、現在複数のダムについて調査を進めており、今後モデルに反映していく予定である。

(7) 土砂収支 (B_{cell})

各セルの土砂収支 B_{cell} (t) は、各セルに上流から流入する土砂量 Q_{cell0} (t) と各セルの通過量 Q_{cell} (t) との差によって(26)式によって計算できる。

$$B_{cell} = Q_{cell0} - Q_{cell} \quad (26)$$

ここに、 Q_{cell0} は上流から各セルに流入する土砂量 ($t y^{-1}$)、

Q_{cell} は各セルを通過する土砂量 ($t y^{-1}$) である。ここで各セルの土砂収支 B_{cell} の値が負の場合は侵食が、正の場合は堆積が卓越することを意味する。したがって、堆積量を差し引いた各セルの正味の侵食量 E_{net_cell} (t) は(27)式のように表せる。

$$E_{net_cell} = -B_{cell} \quad ; B_{cell} < 0 \quad (27)$$

$$E_{net_cell} = 0 \quad ; B_{cell} \geq 0$$

ここに、 B_{cell} は各セルの土砂収支 ($t y^{-1}$) である。また、同様に侵食量を差し引いた各セルの正味の堆積量 D_{net_cell} (t) は(28)式のように表せる。

$$D_{net_cell} = B_{cell} \quad ; B_{cell} > 0 \quad (28)$$

$$D_{net_cell} = 0 \quad ; B_{cell} \leq 0$$

ここに、 B_{cell} は各セルの土砂収支 ($t y^{-1}$) である。

2.4.4 ^{137}Cs の移行評価 (ステップ 4)

本検討では、 ^{137}Cs が吸着した土砂が表流水による侵食、運搬、堆積に伴って移動すると仮定した上で、ステップ 3 で計算した土砂移動を ^{137}Cs の移動に置き換えることで、簡易的な移行評価を行った。本検討では、文部科学省が公表している土壌中の ^{137}Cs の沈着量の分布を初期値として、 ^{137}Cs の深度分布、土壌中の ^{137}Cs 濃度の粒度依存性、 ^{137}Cs の放射性壊変の各条件を考慮した上で、土砂移動に伴う ^{137}Cs の移行評価を行った。ただし、ここでは河口付近での海水との混合による脱離の影響や粘土の凝集については考慮していない。

本検討で行った ^{137}Cs の移行計算は、計算時間の短縮のため、以下のような簡略化した手法で行った。ここでは、各セルにおける正味の侵食量 E_{net_cell} ($t y^{-1}$) に対して、当該セルから ^{137}Cs が E_{Cs} ($Bq y^{-1}$) 流出する時、下流側のセルにおける ^{137}Cs の堆積量 D_{Cs} ($Bq y^{-1}$) は、(29)式のように表せる。この式では、各セルにおける ^{137}Cs の堆積量 D_{Cs} ($Bq y^{-1}$) が、当該セルの上流にあるすべてのセルの正味侵食量 E_{net_cell} ($t y^{-1}$) と ^{137}Cs 流出量 E_{Cs} ($Bq y^{-1}$) の積によって計算される上流側の侵食土砂量に対する平均的な ^{137}Cs 濃度 ($Bq t^{-1}$) に応じて決まるとの仮定のもとに計算を行う。

$$D_{Cs} = D_{net_cell} \cdot \frac{\sum E_{Cs}}{\sum E_{net_cell}} \quad (29)$$

ここに、 E_{Cs} は各セルにおける ^{137}Cs の流出量 ($Bq y^{-1}$)、 E_{net_cell} は各セルにおける正味侵食量 ($t y^{-1}$) であり、このうち E_{Cs} は各セルにおける粒径毎の ^{137}Cs 蓄積量とその深度分布によって算出されるもので、その算出方法は後述する。

本検討では上記の計算を砂、シルト、粘土の粒径毎に、1 年毎に放射性壊変を考慮して行った。本検討で用いた初期値の設定方法、 ^{137}Cs の深度分布の考え方、 ^{137}Cs 濃度の粒度依存性の考え方、および放射性崩壊の計算方法については以下に詳述する。

(1) 土壌中の ^{137}Cs 沈着量の初期値

^{137}Cs の移行評価にあたり、土壌中の ^{137}Cs 沈着量の初期

値については、2011年6月～7月にかけて文部科学省が行った放射性物質の分布状況等に関する調査結果[3](Fig. 14)を用いることとした。この調査は、福島第一原子力発電所から概ね100km圏内の約2,200箇所について、表層5cmの土壌を採取し、核種分析を実施したものであり、各地点について、単位面積(m^2)あたりに存在する ^{134}Cs および ^{137}Cs の放射能(Bq)を示す「沈着量」(深さ5cm)に換算した値が公開されている。本検討では、各点の ^{137}Cs の沈着量をクリギングにより内挿補間し、100mのメッシュデータを作成し(Fig. 14)、それを ^{137}Cs の初期値 R_A (Bq/m^2)として後述する移行評価に用いることとした。

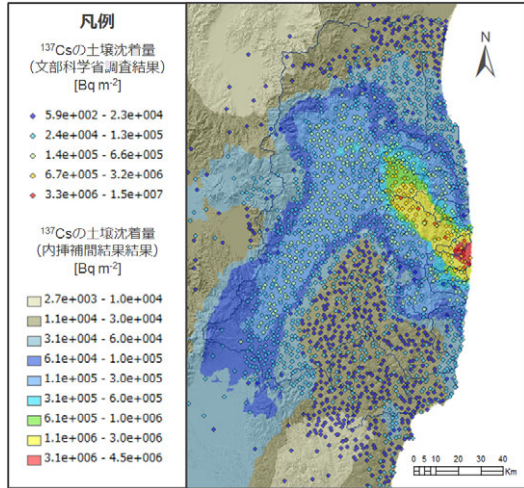


Fig. 14 Measured ^{137}Cs concentration (coloured dots)[3] and its interpolated result used for the calculation

なお土壌流亡予測式(USLE)では水域における土壌流亡を考慮できないことや、事故当時の水域へのフォールアウトの挙動については不明な点が多いため、本検討では上記の ^{137}Cs の土壌沈着量の分布のうち、河川および湖沼に相当するセルの初期値をゼロとして計算を行った。

(2) 深度分布を考慮した ^{137}Cs 流出量(E_{cs})

一般に、地表に沈着した放射性物質は、深さ方向に指数関数に従って濃度が減少することが知られ[46]、文部科学省が事故後に行った調査[3]においても、多くの地点でこの傾向が確認されている。そこで、本検討では、 ^{137}Cs が深度方向に指数関数に従って分布することを仮定して計算を行った。なお、計算では深度毎の濃度に応じた ^{137}Cs が土壌流亡に伴って流出し、下流側へ移動するものとする。一方放射性物質の地下への移動については考慮しないものとする。

深度 x (cm)における放射能濃度 C_x (Bq/kg)は(30)式のように表される[46]。

$$C_x = C_0 \cdot e^{-\alpha \cdot x} \quad (30)$$

ここに、 C_0 は $x=0$ (cm)における放射能濃度、 α は分布の特徴を表す係数である。係数 α の値は、放射性物質の物理化学特性や土壌の種類、沈着後の経過時間に依存するとされる[27]。Kato et al. [27]は、計算領域のほぼ中央部にあたる川俣町山木屋地区における表層土壌中 ^{137}Cs の深度分布の回帰により、 $\alpha=1.20$ を得ている(Fig. 15a)。本検討で

は(30)式を用いて各メッシュの ^{137}Cs の深度分布を定義し、土壌流亡に伴う ^{137}Cs の流出量を計算することとする。

土壌中の ^{137}Cs 濃度が(30)式に従って深度方向に指数分布する時(Fig. 15b)、 $1\text{m} \times 1\text{m}$ の領域が x_1 (cm)侵食される際に流出する ^{137}Cs の量 E_{cs} (Bq/y)は、(31)式のように表すことができる。本検討では、この式を用いて土壌流亡に伴う ^{137}Cs の流出量を計算することとする。

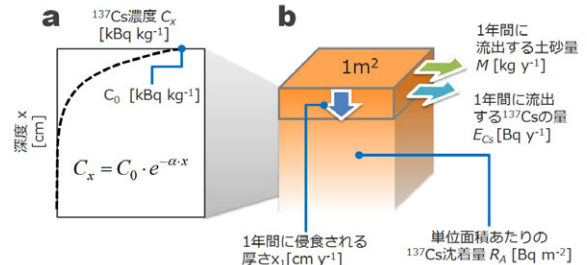


Fig. 15 Vertical distribution of ^{137}Cs

$$E_{cs} = M \cdot \frac{1}{x_1} \cdot \int_0^{x_1} C_0 \cdot e^{-\alpha \cdot x} dx \quad (31)$$

ここに、 M は流出する土砂量(kg/y)、 α は分布の特徴を示す係数、 C_0 は $x=0$ (cm)における放射能濃度(Bq/kg)を示す。このうち M (kg/y)については、ステップ1の土壌流亡解析の結果を用いて地点毎に設定する。また、 α についてはKato et al. [27]による設定値をもとに、すべての地点において $\alpha=1.20$ を用いることとする。さらに、 C_0 (Bq)については、前述の ^{137}Cs の沈着量 R_A (Bq/m^2)を用いて地点毎に下記のように計算する。

土壌に沈着した ^{137}Cs は、そのほとんどが地表下5cm以内にとどまっており[3]、Fig. 14の土壌中の ^{137}Cs 沈着量は、深度5cmまでの土壌試料を用いた分析値に基づいている。このことから、 ^{137}Cs がすべて地表下5cm以内にとどまっていると仮定することにより、 $1\text{m} \times 1\text{m}$ の領域が厚さ5cm(0.05m)侵食された場合の ^{137}Cs の流出量 E_{cs} は土壌中の ^{137}Cs 沈着量 R_A (Bq/m^2)に等しく、(31)式は上記の値を代入することで(32)式のように表せる。

$$R_A = \rho_s \cdot (1-\phi) \cdot 0.05 \cdot \frac{1}{5} \cdot \int_0^5 C_0 \cdot e^{-1.2 \cdot x} dx \quad (32)$$

ここに ρ_s は砂、シルトまたは粘土粒子の密度(kg/m^3)、 ϕ は空隙率である。この関係により、 $x=0$ cmにおける放射能濃度 C_0 (Bq/kg)は(33)式により計算することができる。

$$C_0 = \frac{120 \cdot R_A}{\rho_s \cdot (1-\phi) \cdot (1-e^{-6})} \quad (33)$$

ここに R_A は各地点における土壌中の ^{137}Cs 沈着量(Bq/m^2)、 ρ_s は砂、シルトまたは粘土粒子の密度(kg/m^3)、 ϕ は空隙率であり、 ρ_s は $2,650 \text{ kg}/\text{m}^3$ 、 ϕ は0.5とする。また、 R_A はFig. 14に示した土壌中の ^{137}Cs 沈着量の初期値(Bq/m^2)を基に地点毎に設定することとする。

(3) ^{137}Cs 濃度の粒度依存性の考慮

一般に土壌への放射性物質の吸着能は、細粒物ほど大きくなることが知られており[47]、分配係数の粒度依存性を

支配するパラメータとして、比表面積と粘土鉱物含有量などが重要とされている[48]。また、フォールアウトによる土壌中の ^{137}Cs 等の放射性物質が、細粒物ほど高濃度に存在していることが確認され、分級された土壌試料中の ^{137}Cs の濃度 C_n (mBq g^{-1})、比表面積（ここでは粒子 1g 当たりの表面積）との関係により(34)式のような回帰式が示されている[49]。なお、粘土鉱物含有量については、本解析の時点では現場のデータが利用できないため、簡易的に ^{137}Cs 濃度の粒度依存性が比表面積にのみ依存すると仮定した上で、(34)式の関係を用いて粒度依存性の補正を行うこととする。

$$C_n = 22.1 \cdot S_{sp}^{0.60} \quad (34)$$

ここに、 S_{sp} は比表面積 ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) であり、粒子を球体と仮定した場合の比表面積（ここでは粒子 1g 当たりの表面積）は、(35)式のように表される。

$$S_{sp} = \frac{3}{0.5 \cdot \rho_s \cdot d} \quad (35)$$

ここに d は粒径 (mm)、 ρ_s は粒子の密度 (kg m^{-3}) である。本検討では ρ_s は $2,650 \text{ kg m}^{-3}$ とした。また、分級試料 k の ^{137}Cs の濃度比 R_{ck} は、(36)式のように表される。

$$R_{ck} = \frac{C_{nk} \cdot \frac{R_{dk}}{100}}{\sum_{k=1}^i C_{nk} \cdot \frac{R_{dk}}{100}} \quad i = 1, 2, 3 \quad (36)$$

ここに C_{nk} は分級試料 k 中の ^{137}Cs 濃度 (mBq g^{-1})、 R_{dk} は分級試料 k の粒度組成 (%) であり、ここでは砂、シルト、粘土の比を 2 : 2 : 1 とする仮定により、砂、シルト、粘土の粒度組成をそれぞれ 40%, 40%, 20% とした。粒度依存性を考慮した ^{137}Cs 濃度比の計算結果を Table 5 に示す。本検討では、この濃度比を用いることとする。

Table 5 Grain size dependency of ^{137}Cs concentration

| 粒度区分 | 代表粒径 d mm | 粒子の密度 ρ_s kg m^{-3} | 比表面積 S_{sp} $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ | 濃度 C_n mBq g^{-1} | 粒度組成 R_d % | ^{137}Cs の濃度比 R_c - |
|------|----------------|--------------------------------------|---|---------------------------------|-----------------|-----------------------------------|
| 砂 | 0.35 | 2650 | 0.006 | 1.074 | 40 | 0.041 |
| シルト | 0.015 | 2650 | 0.151 | 7.107 | 40 | 0.271 |
| 粘土 | 0.001 | 2650 | 2.264 | 36.086 | 20 | 0.688 |

(4) ^{137}Cs の放射性壊変の考慮

^{137}Cs の放射性壊変については壊変法則[50]により考慮した。時刻 t (y) における放射エネルギー (Bq) は(37)式のように表される。本検討では、この式を用いて土壌に沈着している ^{137}Cs や、それが土砂とともに移動して堆積した後の ^{137}Cs について、その経過時間に応じて放射性崩壊を考慮した。

$$N_t = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (37)$$

ここに、 N_0 は時刻 $t = 0$ における放射エネルギー (Bq)、 λ は壊変定数であり、壊変定数 λ は(38)式のように表される。

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \quad (38)$$

ここに、 $T_{1/2}$ は ^{137}Cs の物理的半減期 (30.1y) である

(5) 空間線量率への換算

本検討では、 ^{137}Cs の移動評価によって年単位で計算される ^{137}Cs の沈着量 (Bq m^{-2}) の計算結果を既存の経験式に基づいて空間線量率に換算し、航空機サーベイ等の観測結果との比較を行うこととした。文部科学省が行った土壌調査の結果によれば、空間線量率 D ($\mu\text{Sv h}^{-1}$) と ^{134}Cs および ^{137}Cs の土壌沈着量 (Bq m^{-2}) との関係は、回帰式に基づき(39)式のように表現される[3]。本検討ではこの関係を用いて ^{137}Cs の沈着量を空間線量率に換算することとする。

$$D = \frac{N_{Cs134+Cs137}}{276,008} \quad (39)$$

ここに、 $N_{Cs134+Cs137}$ は放射性セシウム (^{134}Cs および ^{137}Cs) の沈着量 (Bq) である。なお、 $N_{Cs134+Cs137}$ は、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の存在比に基づき、時間ステップごとに ^{137}Cs の沈着量から推定することとした。

t 年後における ^{134}Cs と ^{137}Cs の存在比は、初期の存在比を 1 : 1 とした場合、両者の半減期の違いにより(40)式のように表現できる。

$$\left(\frac{N_{Cs134}}{N_{Cs137}} \right)_t = e^{-0.313t} \quad (40)$$

ここに、 t は経過時間 (y) である。

本検討では、この式を用いて、 t 年後の ^{137}Cs 沈着量 (Bq) をもとに ^{134}Cs と ^{137}Cs を合わせた沈着量 (Bq) を推定し、(39)式にもとづいて空間線量率への換算を行った。

2.5 計算ツール

本検討は、地理情報システムソフトウェアである ArcGIS (ArcEditor10) を用いて計算を行った。ArcGIS のバージョン 9 以降にはモデル構築機能 (ModelBuilder) が実装されており、入出力データや計算式、および空間解析やデータ編集などを行う既存のツール等を連結したワークフローを作成することで、視覚的にプログラミングを行うことができる。本検討では、このモデル構築機能を用いて、上記の流亡土量の計算や ^{137}Cs の移行計算等の処理を行う各種モデルを作成した。

3 解析の結果および考察

上述のように、本検討で用いるパラメータの中には、十分検証されていないパラメータも少なくないことから、本手法を定量的な議論に用いるためには、別途これらのパラメータの検証が必要である。本検討では、計算プログラムの動作を確認するとともに、手法の妥当性を確認するために試解析を実施し、土砂移動に関する既存の観測値や一般的な理解との定性的な比較を行った。

3.1 流亡土量の計算結果

ステップ 1 では、土壌流亡予測式 (USLE) にもとづいて単位面積あたりの年間流亡土量 A ($\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$) を計算した (Fig. 16)。ここで示した年間流亡土量の計算結果は、当該セルにおいて侵食され、移動する可能性のある土砂量を単位面積

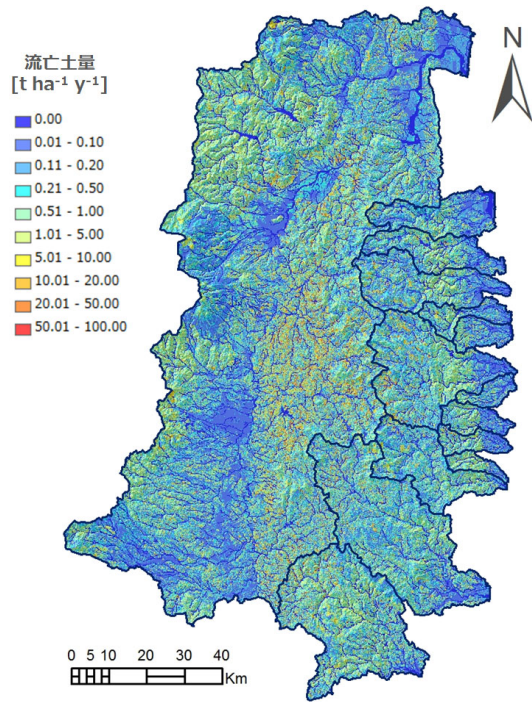


Fig. 16 Calculated distribution of annual soil loss

(ha) 単位で示したものである。したがって実際に移動する土砂の量は、このうち表流水によって運搬可能な土砂量であり、それらは年間流亡土量の計算結果を用いてステップ2およびステップ3で計算される。さらに、Fig. 17aには、流亡土量を阿武隈川と浜通り側の二級河川（宇田川、真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川、井出川、木戸川、夏井川、鮫川の値を合計）について集計し、それぞれ合計値を示した。図中の砂、シルト、粘土の比は、上述の定義にしたがって2:2:1となっている。図より、流域面積の大きな阿武隈川流域における流亡土量が、その他の浜通り側の河川における流亡土量の合計値に比べて大きいことが読み取れる。

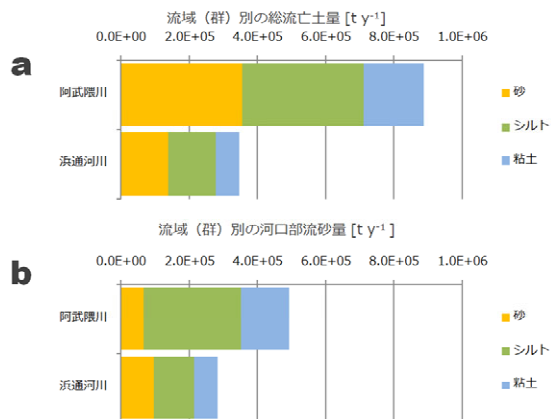


Fig. 17 Calculated annual soil loss (a) and sediment discharge (b) from Abukuma and other rivers

3.2 土砂移動の計算結果

ステップ3では、ステップ2で各セルに運搬または堆積し得る土砂の量をDuBoys式やPartheniades-Krone式等のシンプルな水理公式を使って計算した後、ステップ1とステ

ップ2の結果を用いて、上流から順番にセル間の土砂移動を計算することで、流域全体での土砂移動の計算を行った。Fig. 17 (b)には、各河川の河口部に相当するセルを1年間に通過する土砂の量 Q_{cell} ($t y^{-1}$) を河川毎（阿武隈川およびその他の河川の合計値）に集計した結果を、砂、シルト、粘土毎に色分けして示す。佐藤ほか（1996）[33] は、阿武隈川河口における河床の測量等に基づいて1985年から1995年にかけて上流から阿武隈川河口付近に供給された全粒径の土砂量の経年変化を明らかにしている。これによれば、阿武隈川河口に供給される土砂の量は、年ごとに異なるが、平均すると概ね $1.9 \times 10^5 m^3 y^{-1}$ 程度であることが分かる。これに対して、本検討で計算した阿武隈川河口の流砂量は砂、シルト、粘土を合わせた合計値で $4.9 \times 10^5 t y^{-1}$ となった。

次にFig. 18には、各セルを1年間に通過する砂（a）、シルト（b）、粘土（c）の量（セルあたりの年間流砂量） Q_{cell} ($t y^{-1}$) の計算結果を、約5km四方の狭い領域について例示する。この領域の中央部にはダム湖があり、河川はこのダム湖を挟んで図の北西から南東に向かって流れている。上流から下流にかけての流砂量の値の変化をみると、砂については河川のダム湖への流入部で急減する一方、シルトについては、流入部から流出部にかけて流砂量が徐々に低下する。また粘土についてはダム湖における顕著な流砂量の減少は認められない。このことは、流入する砂の大半がダム湖の流入部付近に堆積する一方、シルトについては湖沼の中心部にかけて堆積、粘土の多くがダム湖を通過することを意味している。

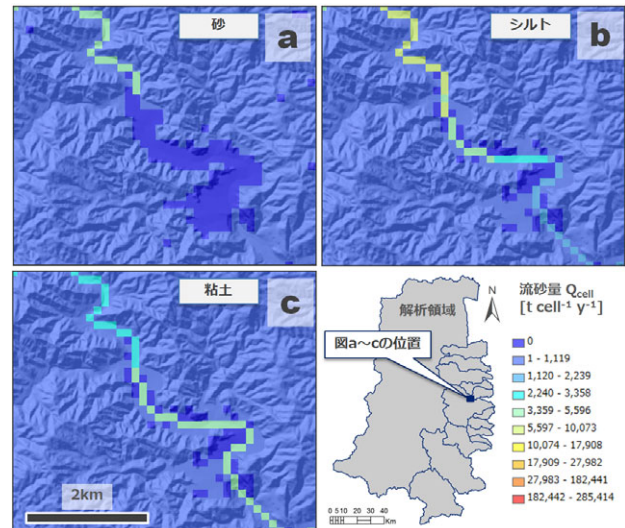


Fig. 18 Calculated annual Sediment discharge at each cell

Fig. 19は同じ領域について土砂収支 B_{cell} ($t y^{-1}$) の計算結果を砂（a）、シルト（b）、粘土（c）について示したものであり、負の値は侵食が、正の値は堆積が卓越することを意味する。図より、各粒径ともダム湖において堆積が卓越しているが、砂では顕著な堆積域が河川の流入部のみに見られる一方、シルトや粘土については堆積域が湖沼の中心部にかけて堆積することが読み取れる。このように、本モデルでは、定性的ではあるものの、砂、シルト、粘土のダム湖での異なる挙動が再現されていると考えられる。

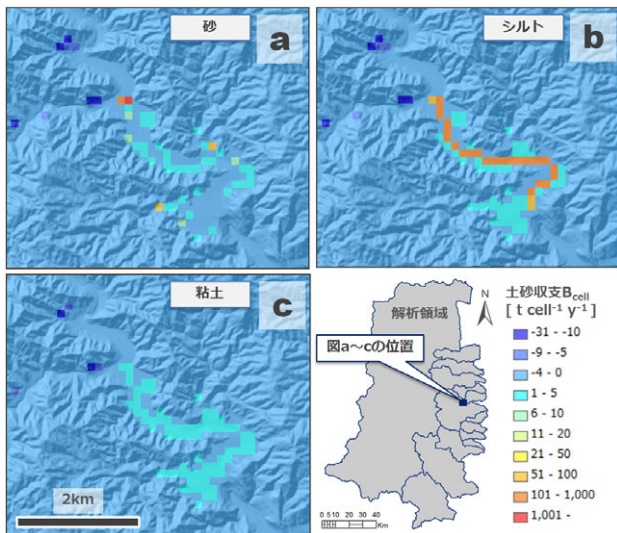


Fig. 19 Calculated distribution of sediment balance at each cell

3.3 土砂移動に伴う ^{137}Cs 移行の計算結果

最後にステップ4では、ステップ3で計算した土砂移動をセシウムの移動に置き換えることで、流域全体でのセシウムの移動を計算した。本検討では ^{137}Cs の移行計算は1年毎に事故後100年まで行った。このうち事故後2年後、20年後、50年後、100年後の ^{137}Cs 蓄積量の計算結果をFig. 20に示す。図から時間の経過とともに全体に ^{137}Cs 蓄積量が低下する一方で、発電所から北西方向にのびる地域では比較的長期にわたって ^{137}Cs 蓄積量の大きな地域が残存することが読み取れる。さらに、Fig. 20の ^{137}Cs 蓄積量の計算結果を図中に赤色の四角で示した約5km四方の狭い領域について拡大した図をFig. 21に示す。図は、事故後2年後、20年後、50年後、100年後における ^{137}Cs 蓄積量の計算結果を示している。前述のように、本検討では河川および湖沼の ^{137}Cs 蓄積量をゼロとした分布を初期値として計算を行っているが、2年後の分布はダム湖付近で比較的高い ^{137}Cs 蓄積量が認められる。時間の経過とともにダム湖の周囲では顕著に ^{137}Cs 蓄積量が低下する一方で、ダム湖では長期に渡って ^{137}Cs 蓄積量の高い状態が継続することから、周囲からダム湖への ^{137}Cs の流入が長期にわたって継続することを示唆する。次に上記の ^{137}Cs 蓄積量の経年変化を主な河川の流域(群)ごとに集計し、 ^{137}Cs 蓄積量の時系列変化を詳細に把握する。Fig. 22は流域(群)毎の ^{137}Cs 蓄積量の時系列変化を阿武隈川と浜通り側の二級河川に対して集計したものである。図中の実線は、本検討における時間ステップ毎の ^{137}Cs 蓄積量分布の計算結果を集計した ^{137}Cs 蓄積量の時系列変化である。さらにこの図ではこれに加えて土砂移動を考慮せず、 $t=0$ における ^{137}Cs 蓄積量分布(初期値)を使って(36)式による放射性崩壊のみを考慮した ^{137}Cs 蓄積量の時系列変化を破線で示した。前者が土砂移動を考慮した本検討の計算結果を示している一方、後者は地表に沈着した ^{137}Cs が長期に渡って一切移動せず、放射性崩壊のみで減少するという仮想的な状況を示している。したがって両者を比較することにより、土砂移動による影響の程度を把握することができると考えられる。

3.4 定量化のための課題

前述のように、本検討で用いたパラメータや前提条件の中には、十分検証されていないものも少なくない。したがって、本手法を定量的な評価に用いるためには、これらのパラメータや前提条件について検証するとともに、計算結果と実測値との比較を行うことが不可欠である。ここでは、今後この手法を定量的な評価に用いるために解決すべき課題を整理した。

土壌流亡予測式(USLE)はシンプルな係数の積によって流亡土量を算出するものであり、パラメータ設定が結果に与える影響は大きい。とくに流亡土量は移動し得る土砂量を決めるものであり、後続の計算結果に大きな影響を与えることになる。前述のように、各パラメータのうち土壌係数 K や降雨係数 R については観測値との比較と合わせてより対象地域に即した値を設定する必要がある。また、土地利用や土壌の分布については公開データの空間解像度が低く、設定上の土地利用や土壌の区分が実際の区分と異なる場所もあると考えられることから、実際の分布との対応については確認が必要である。さらに、降雨イベント毎の土砂流亡についてパラメータ $KLSCP$ の適用が妥当であるかの検証についても他の解析モデルの結果などとの比較により確認していく必要がある。

また本検討では比較的シンプルなDuBoys式やPartheniades-Krone式を用いて流砂量や再浮遊フラックス、堆積フラックス等の計算を行っているが、土砂移動については国内外で多数の水理公式が提案されており、対象地域の特徴に応じて最も再現性の良い公式を選択して計算を行うことが重要と考えられる。DuBoys式やPartheniades-Krone式は必要なパラメータが少ないが、それでも侵食係数 E やシルトおよび粘土の限界せん断応力については設定が困難であり、これらのパラメータについては国内外の文献値をもとに設定せざるを得なかった。こうしたパラメータについては現地に即したサイトスペシフィックなパラメータを実験や観測を通じて取得することが必要と考えられる。また、本検討では対象領域全域において表層土壌の粒度組成を一律(砂:シルト:粘土=2:2:1)として計算を行ったが、実際には地点ごとに異なると考えられることから、粒度組成についても現地調査等に基づき実際のサイトに即した設定を行う必要がある。

本検討で行った ^{137}Cs の移行評価は、 ^{137}Cs が吸着した土砂が表流水による侵食、運搬、堆積に伴って移動すると仮定した上で、 ^{137}Cs の深度分布、土壌中の ^{137}Cs 濃度の粒度依存性などを仮定して計算を行っており、河口付近での海水との混合による脱離の影響については考慮していない。

こうした様々な仮定や取り扱いが不確実性の要因となっている可能性もある。したがって ^{137}Cs の移行計算の精度を上げるためには、土壌中における ^{137}Cs の収脱着のプロセスを実験等で適切に把握してモデル中に取り込むことが必要である。とくに ^{137}Cs 濃度の粒度依存性については、本検討では堆積物の粘土鉱物種や比表面積に応じて ^{137}Cs の粒度依存性が決まると仮定して計算を行っているが、 ^{137}Cs 濃度の粒度依存性は粘土鉱物含有量にも関係するこ

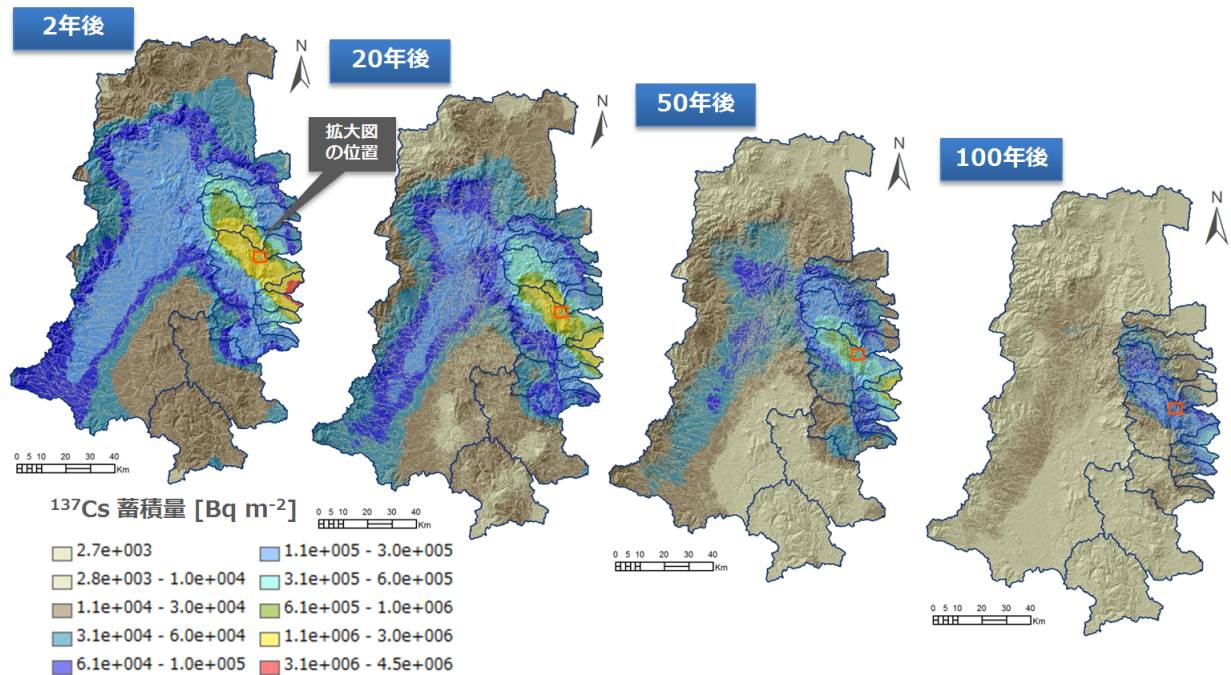


Fig. 20 Calculated temporal change of ¹³⁷Cs distribution

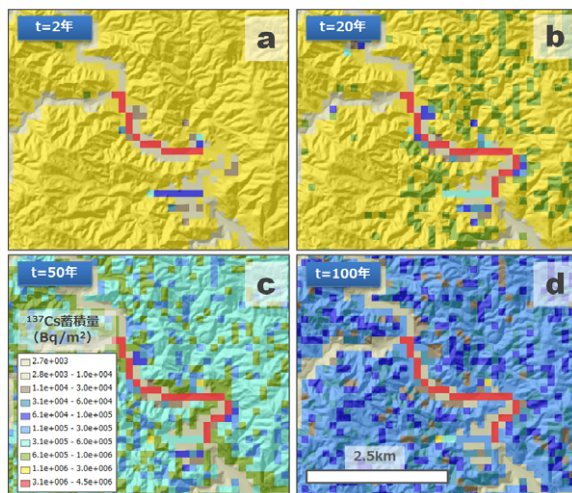


Fig. 21 Calculated temporal change of ¹³⁷Cs distribution (enlarged view)

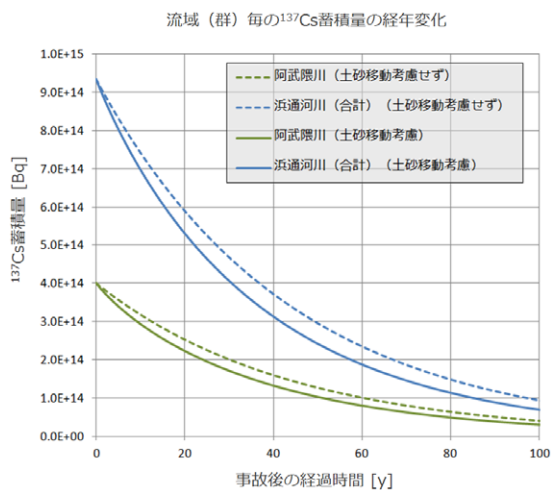


Fig. 22 Calculated temporal change of ¹³⁷Cs inventories in specific basins

とが知られていることから、分配係数等の現場データ取得とモデルの改良を行うことで不確実性を低減できると考えられる。

4 まとめ

本検討では東京電力福島第一原子力発電所事故後に地表に降下した ¹³⁷Cs を対象に、主要な移行経路の一つと考えられる土砂移動（侵食、運搬、堆積）に着目した移行解析を行うための手法を検討した。以下にその結果をまとめる。

1. 地理情報システム (GIS) を使ってモデルを構築し、各関係機関からオンラインで提供されている公開データのみを使って土砂移動に伴う ¹³⁷Cs の移行計算を行うための手法を考案した。

2. 試験解析の結果、ダム湖や貯水池における顕著な堆積傾向やシルト・粘土等の細粒物が粗粒の砂等比べてより遠方まで運搬されるといった粒径毎の流送土砂量の違いなどが再現され、定性的には既存の観測結果と概ね整合的であることが確認された。

3. 本手法を定量的な評価に用いるためには、パラメータの検証や計算結果と実測値との比較による妥当性の確認が必要である。また河川や湖沼については、現在別途河川・湖水専用モジュールを用いた解析を進めており、今後本方式による評価の検証を行うとともに、統合化・相互補完していく予定である。

謝辞

本解析の実施および報告書を取りまとめるにあたり、日本原子力研究開発機構地層処分研究部門、福島技術本部およびシステム計算科学センターの諸氏には数多くのご助言

をいただきました。また、匿名の2名の査読者には、査読を通じて多くのご教授を頂き、本論は著しく改善されました。ここに記して謝意を表します。

参考文献

- [1] Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., Yamazawa, H.: Preliminary Estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant into the atmosphere. *J. Nucl. Sci. Technol.* **48**, 1129-1134 (2011).
- [2] 文部科学省: 文部科学省及び米国エネルギー省航空機による航空機モニタリングの測定結果について (2011).
- [3] 文部科学省, 農林水産省: 東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果, 平成23年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」報告書, (2012).
- [4] Yasunaria, T.J., Stohl, A., Hayano, R.S., Burkhart, J.F., Eckhardt, S., Yasunari, T.: Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident, *PNAS* **108**, 19530-19534 (2011).
- [5] Onishi, Y., Voitsekhovich, O.V., Zheleznyak, M.J.: *Chernobyl – What Have We Learned?*, Springer (2007).
- [6] 熊木洋太, 鈴木美和子, 小原昇 編著: 技術者のための地形学入門, 山海堂, p. 212 (1995).
- [7] 河村三郎: 土砂水理学1, 森北出版社, p.399 (1982).
- [8] Wischmeier, W. H., Smith, D. D.: Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains—Guide for selection of practices for soil and water conservation, Agricultural Handbook No. 282. (1965).
- [9] Wischmeier, W. H., Smith, D.D.: Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537. (1978).
- [10] 鵜木啓二, 多田大嗣, 細川博明: USLEによる畑地流域からの土砂流出解析, 北海道開発技術研究発表会 (2009).
- [11] 吉迫宏, 小川茂男, 塩野隆弘: 棚田における土壌流出と土壌流亡予測式の係数算出, システム農学 **25**, 205 - 213 (2009).
- [12] 芝野博文, 土壌表層浸食と全流出土砂量の観測, *SABO* **102**, 2 - 9 (2012).
- [13] 今井啓, 石渡輝夫: 統計資料等を用いて整理した都道府県別の土壌侵食因子の地域性について, 寒地土木研究所月報 **645**, 49-54 (2007).
- [14] 気象庁: 気象統計情報, <http://www.jma.go.jp>
- [15] 辻修, 松田豊, 土谷富士夫: 60分間降雨量による降雨係数の算出, 帯大研報 I **17**, 49-56 (1990).
- [16] 三原義秋: 雨滴と土壌侵食, 農業技術研究所報告 A1, 1-59 (1951).
- [17] 国土交通省国土政策局国土調査課: 20万分の1土地分類基本調査(土壌図)「福島県」(1998).
- [18] 国土交通省国土政策局国土調査課: 20万分の1土地分類基本調査(土壌図)「宮城県」(1998).
- [19] 国土交通省国土地理院: 基盤地図情報(数値標高モデル)データ(10mメッシュ(標高)), <http://www.gsi.go.jp/kiban/>
- [20] 国土交通省国土計画局: 国土数値情報(土地利用細分メッシュデータ), <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html>
- [21] R.P.C. Morgan, *Soil Erosion and Conservation*, Blackwell Publishing (2005).
- [22] Vanoni, V.A., (eds). : *Sedimentation Engineering*, ASCE, p.745, (1975).
- [23] DuBoys, M. P. : Le Rohne et les rivières a lit affouillable, *Ann. Ponte Chauss.* **18**, 141-195 (1879).
- [24] Partheniades, E. : A Study of Erosion and Deposition of Cohesive Soils in Salt Water, Thesis U.C. Berkeley (1962).
- [25] Krone, R.B. : Flume Studies of the Transport of Sediment in Estuarial Shoaling Process, Final Report Prepared for Army Engineer District, San Francisco, 110p (1962).
- [26] Wentworth, C.K. : A Scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.* **30**, 377-392 (1922).
- [27] Kato, H., Onda, Y., Teramage, M. : Depth distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, *J. Environ. Radioact.* **111**, 59-64 (2012).
- [28] Onishi, Y., M., ASCE: Sediment Contaminant Transport Model, *J. Hydraul. Div.* **107**, 1089-1107 (1981).
- [29] Onishi, Y., Graber, H. C., and Trent, D. S. : Preliminary Modeling of Wave-Enhanced Sediment and Contaminant Transport in New Bedford Harbor, Coastal and Estuarine Studies, 42, 541-557 (1993).
- [30] 小谷義将, 加藤誠, 塩野隆弘, 西村拓, WEPPを用いた黒ボク土傾斜畑地における浸食量予測, 水土の知 **75**, 825-829 (2007).
- [31] Leonard, J., Richard, G.: Estimation of runoff critical shear stress for soil erosion from soil shear strength, *Catena* **57**, 233-249 (2004).
- [32] 矢野真一郎, Winterwerp, J.C., 田井明, 齋田倫範: 有明海・八代海における非線形潮汐の特性とその底質輸送への影響に関する数値実験, 土木学会論文集 B2 (海岸工学) **66**, 341-345 (2010).
- [33] 佐藤芳信, 真野 明, 沢本正樹: 阿武隈川河口の流送土砂, 海岸工学論文集 **43**, 621-625 (1996).
- [34] Teeter, A. M. : New Bedford Harbor Project-Acushnet River Estuary Engineering Feasibility Study of Dredging and Dredged Material Disposal Alternatives - Report 2, Sediment and Contaminant Hydraulic Transport Investigations, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, (1988).
- [35] 大坪国順: 底泥の物性及び流送特性に関する実験的

- 研究, 国立公害研究所研究報告 (1983).
- [36] 角哲也, 井口真生子, 藤井智康: 貯水池下流部に堆積した微細粒土砂の巻き上げ特性に関する実験的研究, 水工学論文集 **50**, 925-930 (2004).
 - [37] 芦田和男, 奥村武信, 田中健二: 斜面侵食に関する実験的研究, 京大防災研究所年報 **16B**, 449-470 (1973).
 - [38] Kavvas, M.L., Govindaraju, R.S: Hydrodynamic averaging of overland flow and soil erosion over rilled hillslopes, *Erosion, Debris Flow and Environment in Mountain Regions (Proceedings of Chengdu Symposium, July 1992)*, IAHS Publ. no.209 (1992).
 - [39] 深田三夫, 藤原輝男: リルの平面形態変化と流出土砂量との関係, 山口大学工学部研究報告 **41**, 49-57 (1990).
 - [40] 土木学会編: 水理公式集—昭和 60 年版一, 社団法人土木学会, 625p, (1985).
 - [41] 国土交通省: 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/>
 - [42] 真野明, 沢本正樹: 阿武隈川の土砂排出速度, 京都大学防災研究所年報 **41**, B2, 353-365 (1998).
 - [43] 国土交通省: 国土数値情報, <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>
 - [44] 国土交通省国土地理院: 基盤地図情報 (水崖線データ)
 - [45] 福島県農村基盤整備課, http://wwwcms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U000004&CONTENTS_ID=10212
 - [46] Beck, H.L. : Environmental gamma radiation from deposited fission products, 1960-1964. *Health Phys.* **12**, 13-32 (1966).
 - [47] Jackson, R. E., and Inch, K. J. : Partitioning of strontium-90 among aqueous and mineral species in a contaminated aquifer, *Environ. Sci. Technol.* **17**, 231-237 (1983).
 - [48] 田中忠夫, 山本忠利: 分配係数の土壌粒度依存性に及ぼす土壌物性の影響, 日本原子力学会誌 **30**, 10 (1988).
 - [49] He, Q., Walling, D. E. : Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments, *J.Environ. Radioact.* **30**, 117-137 (1996).
 - [50] 原子力ハンドブック編集委員会編: 原子力ハンドブック, オーム社, p. 1339 (2007).

