

廃止措置終了確認手順の検討 (受託研究)

Procedure on Confirmation of Completion of Decommissioning of Nuclear Facilities
(Contract Research)

島田 太郎 島田 亜佐子 三輪 一爾 鍋倉 修英
佐々木 利久 高井 静霞 武田 聖司

Taro SHIMADA, Asako SHIMADA, Kazuji MIWA, Nobuhide NABEKURA
Toshihisa SASAKI, Shizuka TAKAI and Seiji TAKEDA

安全研究・防災支援部門
安全研究センター
燃料サイクル安全研究ディビジョン

Fuel Cycle Safety Research Division
Nuclear Safety Research Center
Sector of Nuclear Safety Research and Emergency Preparedness

June 2024

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

JAEA-Research

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。（<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.ja>）
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（<https://www.jaea.go.jp>）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 研究開発推進部 科学技術情報課
〒 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 Library, Institutional Repository and INIS Section, Research and Development Promotion Department, Japan Atomic Energy Agency.

4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1112, Japan
E-mail: ird-support@jaea.go.jp

廃止措置終了確認手順の検討
(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 燃料サイクル安全研究ディビジョン

島田 太郎、島田 亜佐子、三輪 一爾*、鍋倉 修英**、佐々木 利久**、
高井 静霞、武田 聖司

(2024年3月14日受理)

原子力施設の廃止措置の終了確認について、平成 29 年に原子力規制委員会の検討チーム会合で提示された「サイト解放の流れ」をベースに、敷地土壌を対象に確認方法を検討し、手順として整理した。はじめに福島第一原子力発電所事故によって放出されフォールアウトとして地表に沈着した放射性核種をバックグラウンド放射能として除外し、敷地内の施設起源の放射能濃度分布を地球統計学的手法クリギングを用いて評価する。そのうえで、地表の浸透能を超えた降雨によって発生する地表流によって土砂が下流へ移動する現象を考慮して、評価した初期の放射能濃度分布が将来変化することを反映した被ばく線量評価方法について、一連の評価手順を示し、線量基準と想定した 0.01 mSv/y との比較方法を提案した。さらに、地下の放射能濃度分布評価についても、地下水の影響を受けた場合の評価手順の一例を示した。

本報告書は、原子力規制委員会原子力規制庁「原子力発電施設等安全技術対策委託費（廃止措置・クリアランスに関する検討）事業（平成 29 年度～令和 2 年度）」において実施した研究成果に関するものである。

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

* 日本アイソトープ協会

** ヴィジブルインフォメーションセンター

**Procedure on Confirmation of Completion of Decommissioning of Nuclear Facilities
(Contract Research)**

Taro SHIMADA, Asako SHIMADA, Kazuji MIWA*, Nobuhide NABEKURA**,
Toshihisa SASAKI**, Shizuka TAKAI and Seiji TAKEDA

Fuel Cycle 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 March 14, 2024)

We have studied the confirmation method for the termination of decommissioning of nuclear facilities based on the site release flow presented at the Nuclear Regulation Authority (NRA) study team meeting in 2017, and organized it as a procedure for the site soil. First, the effects of radionuclides released by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident are excluded as background radioactivity, and the distribution of radioactivity concentration of facility origin on the site is evaluated using geostatistical method kriging. Then, considering the downstream transport of sediment by surface runoff generated by rainfall that exceeds the infiltration capacity of the ground surface, a series of evaluation procedures are presented to evaluate the exposure dose reflecting future changes from the evaluated radioactivity concentration distribution, and a comparison method with the assumed 0.01 mSv/y as a dose criterion is proposed. Furthermore, an example of the procedure for evaluating the distribution of contamination in the subsurface was also presented for the case where groundwater is affected.

Keywords: Confirmation of Completion of Decommissioning, Nuclear Facility, Radioactivity Distribution, Site Release, Public Dose, Fall Out, Background Radioactivity

This work was performed by Japan Atomic Energy Agency under contract with Secretariat of Nuclear Regulation Authority, JAPAN.

* Japan Radioisotope Association

** Visible Information Center, Inc.

目 次

1. はじめに-----	1
2. 廃止措置終了確認-----	3
3. 廃止措置終了確認の全体評価フロー-----	9
4. バックグラウンド放射能濃度の設定手順-----	13
5. 放射能濃度分布の評価手順-----	25
6. サイト特性を反映した被ばく評価手順-----	32
7. 残された課題の整理-----	40
8. まとめ-----	43
謝辞-----	43
参考文献-----	44
付録 I ウィルコクソンの順位和検定を用いた統計仮説検定による BG 判定方法 -----	47
付録 II 外生ドリフトデータを用いた平均クリギングによるバックグラウンド放射能濃度評価 -----	51
付録 III $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いたバックグラウンド設定方法 -----	53
付録 IV 外生ドリフトクリギングを用いた放射能濃度分布評価方法 -----	69
付録 V 地下の放射能濃度分布評価方法 -----	83
付録 VI 放射能濃度分布の変化を考慮した被ばく評価方法 -----	97

Contents

1. Introduction	1
2. Confirmation of Completion of Decommissioning of Nuclear Facilities	3
3. Outline of Confirmation of Completion of Decommissioning of Nuclear Facilities	9
4. Procedure for Background Radioactive Concentration of Site Soil	13
5. Procedure for Evaluation of Distribution of Radioactivity of Site Soil	25
6. Procedure of Evaluation of Public Exposure Dose	32
7. Issues in the Future	40
8. Concluding Remarks	43
Acknowledgements	43
References	44
Appendix I Determination Methods for Background Radioactivity by Statistical Hypothesis Test Using Wilcoxon Rank Sum Test	47
Appendix II Evaluation of Background Radioactive Concentration Using Mean Kriging with External Drift	51
Appendix III Determination of Background Radioactive Concentration Using $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ Isotope Ratio	53
Appendix IV Evaluation of Radioactive Concentration Distribution Using Kriging with External Drift	69
Appendix V Evaluation of Radioactive Concentration Distribution under the Ground	83
Appendix VI Public Dose Evaluation Considering Temporal Change of Radioactive Concentration Distribution	97

表リスト

Table 1	表面に残存する核種と地表面を移行した核種から被ばくするシナリオの被ばく経路	38
Table 2	地下水移行シナリオ（No.10 以降は河川への移行を想定した場合）での被ばく経路	39
Table 3	地下水移行シナリオ（海洋への移行を想定した場合）での被ばく経路	39
Table 4	廃止措置終了確認手順の残された技術的課題	40

図リスト

Fig. 1	廃止措置規制制度の概要	5
Fig. 2	原子力施設のサイト解放基準について（案）におけるサイト解放の流れ	7
Fig. 3	廃止措置終了確認における全体評価フロー	12
Fig. 4	フォールアウトを考慮した BG 設定方法の全体フロー	14
Fig. 5	BG 参照エリアの選定方法	16
Fig. 6	候補となる BG 参照エリア内での試料採取点の選定方法のイメージ図	16
Fig. 7	事前サーベイ結果に基づく統計仮説検定のための代表点の選定方法の例	18
Fig. 8	事前サーベイの測定結果に基づきクリギングを実施するために選定した代表点の例	19
Fig. 9	1 m メッシュ内での試料採取点選定方法	19
Fig. 10	TIMS 測定のための土壌溶解及び溶媒抽出フロー	22
Fig. 11	1F 近傍と東海村（2 地点）で採取された土壌中の ^{135}Cs と ^{137}Cs の TIMS スペクトル	23
Fig. 12	廃止措置終了確認における放射能濃度分布評価の流れ	25
Fig. 13	事前サーベイによる敷地全体の計数率分布の例	27
Fig. 14	計数率データのヒストグラム例	27
Fig. 15	測定点間の距離に対する頻度分布	28
Fig. 16	選定した 50 点の代表点の例	28
Fig. 17	変換前後での標準誤差と片側 95%信頼区間の関係	31
Fig. 18	廃止措置終了確認における被ばく線量評価フロー	32
Fig. 19	CDecom コードの概要	33
Fig. 20	水みち上に設定された窪地の概念図	34
Fig. 21	窪地設定とそれに伴う水みちと斜面の再設定の概念図	34
Fig. 22	初期状態の鉛直放射能濃度分布	35
Fig. 23	土砂移動が生じた場合（流出）	36
Fig. 24	土砂移動が生じた場合（流入）	36
Fig. 25	廃止措置終了確認の流れ（案）での検討範囲	42

This is a blank page.

1. はじめに

原子力施設の廃止措置終了確認は、認可された廃止措置計画に従って実施した解体作業などが終了し、敷地や残存する施設について放射線による障害の防止の措置を必要としない状況にあることを確認するもので、廃止措置が終了し、設置許可や事業許可が失効する行政上の措置である¹⁾。令和4年3月、原子力規制委員会において、「廃止措置の終了確認における敷地土壌等の状況の判定に関するガイド」²⁾が制定され、「廃止措置対象施設の敷地に係る土壌及び当該敷地に残存する施設が放射線による障害の防止の措置を必要としない状況にあること」に係る判定に用いることができる判定方法が例示されている。

それ以前においては、廃止措置終了にあたっては、放射線障害防止上支障のない状態について具体的な基準が定められておらず、平成28年1月に実施されたIAEAの総合規制評価サービス(IRRS)³⁾において、原子力施設の廃止措置の終了を確認するための要件の一つである原子力施設の廃止措置の終了にあたり適合すべき基準の策定が勧告された。これを受け原子力規制委員会の検討チームにおいて、サイト解放に関する放射線防護の考え方が議論され、平成28年10月に「廃棄物の埋設に係る放射線防護基準及び原子力施設のサイト解放基準について(案)」⁴⁾が、平成29年11月に「原子力施設のサイト解放基準について(案)」⁵⁾が公表された。

日本原子力研究開発機構(原子力機構)安全研究センターでは、平成28年度より上記「廃棄物の埋設に係る放射線防護基準及び原子力施設のサイト解放基準について(案)」及び「原子力施設のサイト解放基準について(案)」をもとに、わが国の廃止措置終了確認の具体的方法について検討を進めてきた。いずれの文書も解放された敷地に残存する放射能による公衆の被ばくが基準線量以下であることを測定と評価によって確認することを求めている。近年多く発生する集中豪雨に伴い、終了確認時点の放射能濃度分布が地表面流及び土砂移動の発生によって経時的に変化し、終了確認時点の放射能濃度分布による被ばく線量よりも高くなるおそれがある。廃止措置終了確認後の被ばく線量を適切に評価するためには、これらを考慮した評価方法とその手順を新たに検討する必要がある。集中豪雨など地表の浸透能を超えた降雨による地表面流及び土砂移動の発生は、当該原子力施設の勾配や土質、降雨強度などサイトの特性に依存する。また、それによる放射能濃度分布の変化も廃止措置終了確認時の初期放射能濃度分布によって大きく異なる。従って、廃止措置終了確認時の放射能濃度分布をサーベイによって評価し、地表の浸透能を超えた降雨による放射能濃度分布の変化をサイトの特性に応じて評価できる方法を具体化し、手順として設定する必要がある。

加えて、原子力規制委員会検討チームが公表した「原子力施設のサイト解放基準について(案)」⁵⁾では、バックグラウンドに関して以下のように述べられている。「当該原子力施設を起源としない放射性物質による影響をバックグラウンドとする。なお、一部の施設においては、原子力施設のサイト内の放射性物質についての放射能濃度が、当該原子力施設を起源としない東京電力福島第一原子力発電所事故(1F事故)によるフォールアウトの影響を受けている場合があるが、それによる被ばくについて、現存被ばく状況として措置を採る必要がある場合においても、当該施設のサイト内はサイト周辺と同様の措置が採られることから、サイト解放基準の適合性の判断においては、これをバックグラウンドとして取り扱うことが適切である。」従って、事業者が検討したバックグラウンド放射能が適切に設定されているかを判断することが求められることから、バックグラウンド放射能を評価して敷地内の放射能から差し引き、施設起源の放射能濃度分布を設定する方法を検討する必要がある。

以上のような背景から、廃止措置終了確認の測定・評価においては、敷地土壌を対象として、

- (A) バックグラウンド参照エリアを設定して、差し引くことのできるバックグラウンドの対象核種の放射能濃度を設定する
 - (B) 敷地内の廃止措置終了確認時における放射能濃度の敷地内分布を放射線測定などにより評価し、バックグラウンドの対象核種について放射能濃度を差し引き、施設起源の敷地内放射能濃度分布を評価する
 - (C) その評価された放射能濃度分布に基づいて終了確認後の集中豪雨などによる放射能濃度分布の変化を評価して、終了確認後の時間経過の中で当該原子力施設敷地の跡地を利用する公衆の最大となる被ばく線量を評価して、最終的に基準線量を満足するかの判断を行う
- という評価を手法として検討し、(A) から (C) までの評価方法を一連の手順としてとりまとめた。

2. 廃止措置終了確認

2.1 原子炉等規制法における廃止措置終了確認の規定

核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律¹⁾（以下、「原子炉等規制法」という）においては、事業者は、認可された廃止措置計画に基づき、解体等の作業を実施し、その完了が見込まれると、終了確認を申請し、終了確認基準を満足することを原子力規制委員会が確認することにより、原子炉設置許可の効力が失われる。

原子力発電所の廃止措置の終了については、原子炉等規制法¹⁾第四十三条の三の三十四第八項及び第九項に以下のように定められている。なお、第三項で第十二条の六第三項から第九項までの規定を準用するとしていることから、読み替えて記載している*。

（発電用原子炉の廃止に伴う措置）

第四十三条の三の三十四 発電用原子炉設置者は、発電用原子炉を廃止しようとするときは、当該発電用原子炉施設の解体、その保有する核燃料物質の譲渡し、核燃料物質による汚染の除去、核燃料物質によつて汚染された物の廃棄その他の原子力規制委員会規則で定める措置（以下この条及び次条において「廃止措置」という。）を講じなければならない。

2 発電用原子炉設置者は、廃止措置を講じようとするときは、あらかじめ、原子力規制委員会規則で定めるところにより、当該廃止措置に関する計画（次条において「廃止措置計画」という。）を定め、原子力規制委員会の認可を受けなければならない。

3 発電用原子炉設置者は、前項の認可を受けた廃止措置計画を変更しようとするときは、原子力規制委員会規則で定めるところにより、原子力規制委員会の認可を受けなければならない。ただし、原子力規制委員会規則で定める軽微な変更をしようとするときは、この限りでない。

4 原子力規制委員会は、前二項の認可の申請に係る廃止措置計画が原子力規制委員会規則で定める基準に適合していると認めるときは、前二項の認可をしなければならない。

5 発電用原子炉設置者は、第二項の認可を受けた廃止措置計画について第三項ただし書の原子力規制委員会規則で定める軽微な変更をしたときは、その旨を原子力規制委員会に届け出なければならない。

6 発電用原子炉設置者は、第二項の認可を受けた廃止措置計画（第三項又は前項の規定による変更の認可又は届出があつたときは、その変更後のもの）に従つて廃止措置を講じなければならない。

7 原子力規制委員会は、前項の規定に違反して廃止措置を講じた発電用原子炉設置者に対し、核燃料物質若しくは核燃料物質によつて汚染された物又は発電用原子炉による災害を防止するために必要な措置を命ずることができる。

8 発電用原子炉設置者は、廃止措置が終了したときは、その結果が原子力規制委員会規則で定める基準に適合していることについて、原子力規制委員会の確認を受けなければならない。

9 発電用原子炉設置者が前項の規定による確認を受けたときは、第四十三条の三の五第一項の許可は、第四十三条の三の三十三第二項の認可に係る発電用原子炉については、その効力を失う。

*3 第十二条の六第三項から第九項までの規定は、発電用原子炉設置者の廃止措置について準用する。この場合において、同条第三項中「前項」とあるのは「第四十三条の三の三十四第二項」と、同条第四項中「前二項」とあるのは「第四十三条の三の三十四第二項及び前項」と、同条第五項及び第六項中「第二項」とあるのは「第四十三条の三の三十四第二項」と、同条第七項中「又

は」とあるのは「若しくは」と、「汚染された物」とあるのは「汚染された物又は発電用原子炉」と、同条第九項中「第三条第一項の指定」とあるのは「第四十三条の三の五第一項の許可は、第四十三条の三の三十四第二項の認可に係る発電用原子炉について」と読み替えるものとする。

すなわち、Fig. 1 に示す安全規制制度となっており、事業者が廃止措置終了確認の申請を行い、原子力規制委員会が確認することによって、廃止措置が終了して、原子炉の設置許可が失効されることになる。なお、平成 29 年 4 月に成立した改正原子炉等規制法では、原子炉等規制法第四十三条の三の三十三に廃止措置実施方針が新たに規定され、設置者は発電用原子炉の運転を開始しようとするときは、廃止措置実施方針を作成し、公表しなければならないこととなった。廃止措置実施方針には、廃棄する核燃料物質によって汚染された物の発生量の見込み、廃止措置に要する費用の見積り及びその資金の調達の方法その他の廃止措置の実施に関し必要な事項を定めなければならないとされた。

「実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則」⁶⁾においては、廃止措置の終了確認の基準は次のように定められている。

<p>(廃止措置の終了確認の基準)</p> <p>第二百一十一条 法第四十三条の三の三十四第三項において準用する法第十二条の六第八項に規定する原子力規制委員会規則で定める基準は、次の各号に掲げるとおりとする。</p> <p>一 核燃料物質の譲渡しが完了していること。</p> <p>二 廃止措置対象施設の敷地に係る土壌及び当該敷地に残存する施設が放射線による障害の防止の措置を必要としない状況にあること。</p> <p>三 核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物の廃棄が終了していること。</p> <p>四 第六十七条第一項に規定する放射線管理記録の同条第五項の原子力規制委員会が指定する機関への引渡しが完了していること。</p>
--

このうち、二の「廃止措置対象施設の敷地に係る土壌及び当該敷地に残存する施設が放射線による障害の防止の措置を必要としない状況にあること。」について、具体的な技術基準が定められていない。

2016 年 1 月にとりまとめられた IAEA の IRRS（日本への総合規制評価サービス）報告書³⁾においても、勧告番号 8 として、「原子力規制委員会は、原子力及び放射線施設の供用期間の全段階において廃止措置を考慮することに関する要件、廃止措置の終了後におけるサイトの解放に関する基準を規定すべきである。」と述べている。その根拠として、IAEA GSR Part 6⁷⁾における

- 要件 5：「規制機関は、施設の立地と設計の間の廃止措置の初期計画立案から、廃止措置活動の完了及び廃止措置の認可の終了までに至るまでの、施設の存続期間のすべての段階を通して、廃止措置のあらゆる側面を規制しなければならない。規制機関は、生じる放射性廃棄物の管理に関する要件を含む廃止措置の安全上の要件を規定して、関連する規制及び指針を適用しなければならない。規制機関はさらに、規制要件に適合されることを確実にするための措置を講じなければならない」
- 要件 5： 3.3 項「規制機関の責任には以下を含まなければならない。（中略）廃止措置の認可の終了、並びに、とりわけ施設及び／又はサイトが将来の利用に関わる制限を伴い解放される際の要件及び基準を規定すること。」
- 要件 15： 9.2 項「規制機関は、最終廃止措置報告書をレビューしなければならない、あらゆる規制要件並びに最終廃止措置計画及び廃止措置の認可で定められたように、及び最終状態の規

が満たされていることを確実にするために最終状態を評価しなければならない。このレビューと評価に基づき、規制機関は、廃止措置の認可の終了並びに施設及び／又はサイトの規制上の管理からの解放について決定しなければならない。」

- 要件 15: 「廃止措置活動の完了に際して、許認可取得者は、最終廃止措置計画に定められている最終状態の規準及びいかなる付加的な規制要件を満たしていることを立証しなければならない。規制機関は、最終状態の規準が順守されていることを確認しなければならず、廃止措置の認可の終了について決定しなければならない」を挙げている。

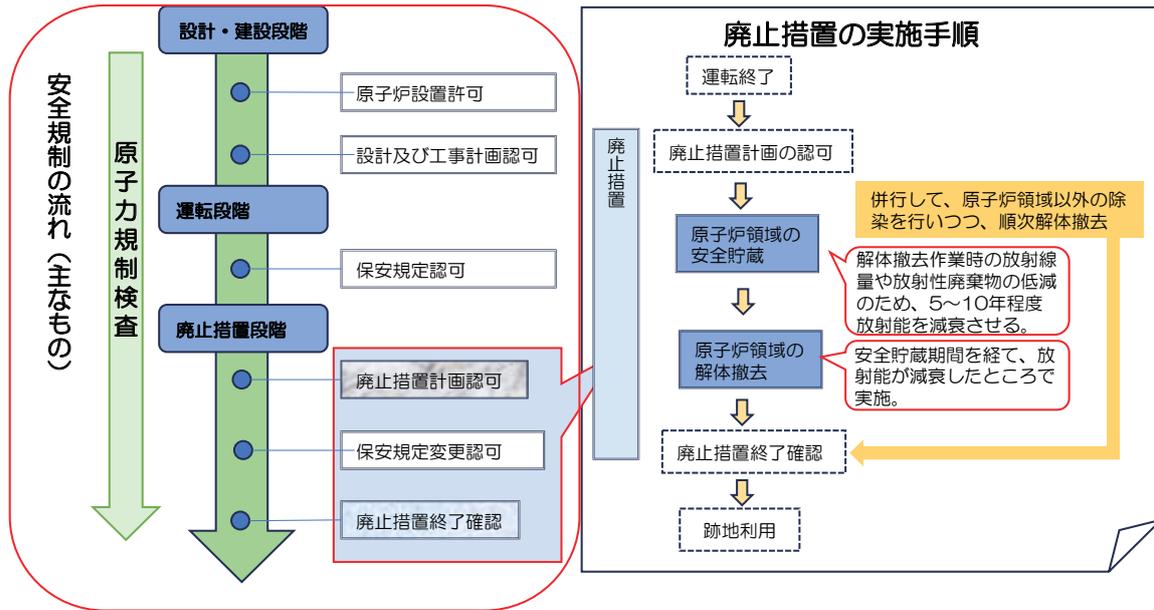


Fig. 1 廃止措置規制制度の概要⁸⁾

2.2 廃止措置終了確認に関するこれまでの検討

廃止措置終了確認に関する技術的な事項については、2005年に廃止措置計画認可制度が導入されて以降、これまでにいくつかの検討が実施されてきた。

(1) 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃止措置安全小委員会における検討

総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃止措置安全小委員会では、平成23年1月に「廃止措置の終了の確認に係る基本的考え方（中間とりまとめ）－主な論点と今後の検討の方向性について－」⁹⁾がとりまとめられた。検討対象を実用発電用原子炉施設及びふげんに絞り、終了確認の形態、判断基準、対象範囲、記録に加えて、ベースラインサーベイデータの必要性、終了確認の具体的な確認方法について論点が示され、今後の検討の方向性が論じられた。

このとき、独立行政法人原子力安全基盤機構がとりまとめた「平成20年度 廃止措置に関する調査報告書」¹⁰⁾が引用されている。そのうち、海外調査の一部は原子力機構へ委託された調査研究の報告書^{11), 12), 13), 14)}の記述が引用されている。また、これら委託研究のうち、米国を参考としたサイト解放に関する技術的検討については、JAEA-Review 報告書¹⁵⁾としてとりまとめられた。この中で米国におけるサイト解放のための放射線サーベイ及びサイト調査マニュアルであるMARSSIM¹⁶⁾における基本的なサイト解放検認フローをベースに、当時、敷地表層土壌にほとんど汚染が想定されないとした状況を前提として、わが国に適用する際の技術的留意点が検討され、廃止措置終了確認における検認の手順案が例示された。

(2) 原子力規制委員会における検討

廃止措置安全小委員会で中間とりまとめが行われた以降、1F の事故を受けて原子力規制委員会が発足したが、廃止措置終了確認については、特段の進展がなかった。しかし、上述したように、IAEA の IRRS³⁾において、廃止措置後のサイト解放の基準の策定が課題として勧告されたことを受け、「廃棄物埋設の放射線防護基準に関する検討チーム」及び「廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム」において、原子炉等規制法の規制から外れるにあたり適合すべき具体的な基準について、わが国の現状及び国際的な基準も留意しつつ検討が行われた。それらの検討の結果、平成 29 年 11 月 2 日の廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合において、原子力施設のサイト解放基準について（案）⁵⁾が原子力規制庁より提示された。この中では、Fig. 2 に示すサイト解放の流れが示された。線量拘束値 0.3 mSv/y を上限として ALARA の考え方を示した IAEA WS-G-5.1¹⁷⁾の考え方を採用しつつ、ALARA の適用を要しない水準として 0.01 mSv/y を下回ることが確認されれば、放射線防護に係る規制から完全に解放されるといった 2 段階の流れが示された。以下、その記述を引用する。

① サイト解放基準（資料 2）

汚染が地下に浸透し拡散するなどにより、後述する放射性物質についての放射能濃度が極めて低い状態にすることが困難な場合は、ALARA の考え方に従い、可能な限りの汚染の除去を行った上で、残存する放射性物質が生活環境に及ぶことがないように、その広がりを防ぐための固定化、その位置から生活圏への経路の遮断等の修復措置を合理的に達成できる限り実施することが重要である。事業者に対しては、こうした修復措置の実施とその有効性を示すことを要求する。

また、ALARA の考え方に従い修復措置を講じた上で、代表的個人の受ける被ばく線量が線量拘束値である 0.3 mSv/y 以下となることを要求する。これに加え、修復措置が有効であることを示すために必要と判断すれば、一定の期間モニタリング等を実施することを要求する。さらに、放射性物質についての放射能濃度が極めて低い状態にすることが困難な場合のサイト解放後には、土地の所有者がその事実を認知した上で適切な土地利用を行えるよう、放射性物質の存在が想定される位置や濃度、講じられた対策等の情報を記録として保存しておく必要がある。こうした考え方は、ICRP Publ.104¹⁸⁾が示す免除の状況となったと整理できる。これにより事業者に対する規制は終了するが、記録の保存という原子力規制委員会による管理は継続する。なお、代表的個人に対する線量を 0.3 mSv/y 以下にできない場合と公衆全体に対する ALARA の考え方に従った修復措置の有効性が認められない場合の両方又はいずれか一方の場合には、事業者は、廃止措置を終了させることはできず、原子炉等規制法に基づく管理を継続することになる。

② ALARA の適用を要しない水準（資料 2）

履歴から汚染がないか、サイト内の測定及び調査によって放射性物質についての放射能濃度が極めて低い状態であることが確認された場合又は仮に汚染があってもそれを除去した結果サイト内の放射性物質についての放射能濃度が極めて低い状態であることが確認された場合は、放射線防護に係る規制から完全に解放されるものとし、①で示した修復措置や記録の保存は必要ない。この際の具体的な水準としては、クリアランスで採用した線量 (0.01 mSv/y) と同等とする。

なお、「サイト解放の流れ」については、検討の途上であった平成 28 年 10 月 14 日に開催された廃棄物埋設の放射線防護基準に関する検討チーム会合での配布資料 5-1「廃棄物の埋設に係る放射線防護基準及び原子力施設のサイト解放基準について（案）⁴⁾」では、「0.01mSv/y のオーダー」

と記載されているが、Fig. 2 では「0.01mSv/y」と記載されており、すなわち「のオーダー」の部分
が削除されている。

また、バックグラウンドの取り扱いについては、以下のような記述がある。

③ バックグラウンドの考え方

当該原子力施設を起源としない放射性物質による影響をバックグラウンドとする。なお、一部の施設においては、原子力施設のサイト内の放射性物質についての放射能濃度が、当該原子力施設を起源としない 1F 事故によるフォールアウトの影響を受けている場合があるが、それによる被ばくについて、現存被ばく状況として措置を採る必要がある場合においても、当該施設のサイト内はサイト周辺と同様の措置が採られることから、サイト解放基準の適合性の判断においては、これをバックグラウンドとして取り扱うことが適切である。ただし、サイト解放後に 1F 事故によるフォールアウトの影響が残る環境について、関連する法律による規制を受ける場合はそれに従うこととなる。

なお、原子力施設のサイト解放基準について (案)⁵⁾は、平成 29 年 11 月に原子力規制委員会検討チーム会合で提示された段階であり、原子力規制委員会においては、まだ検討途上の位置づけである。今回検討のベースとした上記の記載やサイト解放の流れについては、今後変更される可能性があった。

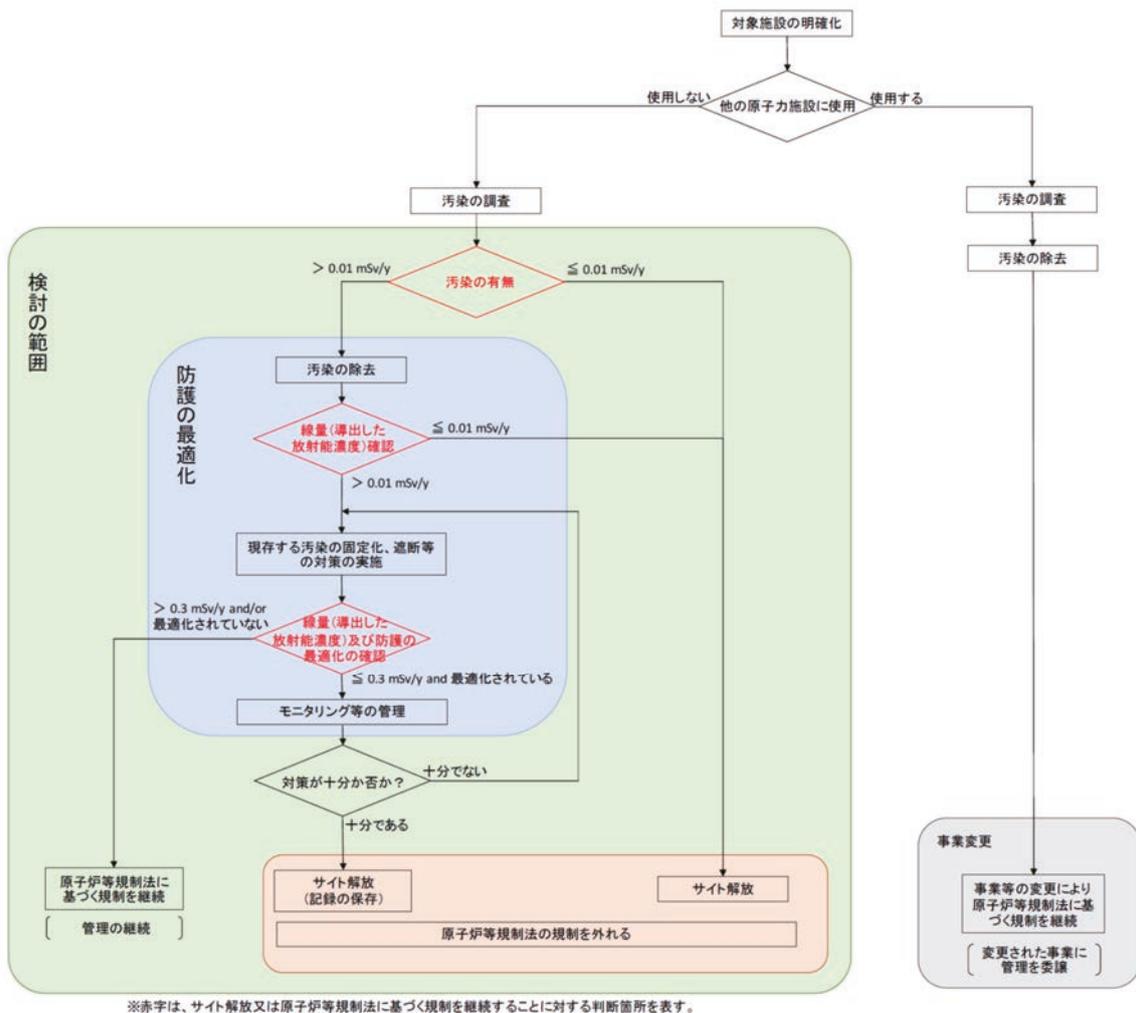


Fig. 2 原子力施設のサイト解放基準について (案)⁵⁾におけるサイト解放の流れ

2.3 廃止措置終了確認に関する敷地土壌等の状況の判定に関するガイド

令和4年3月30日、原子力規制委員会において、「廃止措置の終了確認における敷地土壌等の状況の判定に関するガイド」²⁾が制定された。事業由来汚染が存在しないこと、あるいは、事業由来汚染が適切に除去されていることについて、敷地土壌中の放射能濃度がクリアランス規則に規定された放射性核種に対する放射能濃度を超えていないことを確認するとしている。その放射線測定方法（放射線測定装置を用いて、放射性物質から放出される放射線を測定し、当該放射性物質の放射能濃度を求める方法）はクリアランスの測定及び評価方法にかかる審査基準¹⁹⁾に準じて実施することが示されている。また、残存施設の状況に係る判定方法も示され、残存施設のうち管理区域として利用されていた区域及び放射性物質の漏えいの履歴がある区域について、適切な方法により行われた放射線測定結果をもとに、事業由来汚染がないことを明らかにするとしている。

一方、「廃止措置対象施設又は敷地土壌が、フォールアウト由来の放射性物質、天然由来の放射性物質その他の放射性物質（事業由来汚染に係るものを除く。）により有意な影響を受けている場合には、適用しない。」としている。従って、フォールアウト等によるバックグラウンド放射能濃度がクリアランスレベルに対して有意な影響を受けている場合の判定方法は示されていない。

3. 廃止措置終了確認の全体評価フロー

本研究の検討範囲は、Fig. 2 に示したサイト解放の流れにおいて、「検討の範囲」として示された緑色の枠の中で、はじめの「汚染の有無」から「線量確認」までとした。本評価方法の特徴は、

- (A) 対象とする施設起源以外の 1F 事故によって放出されたフォールアウト核種をバックグラウンド放射能として差し引く
- (B) 敷地の土壌試料を採取する代表点測定の結果に加え、事前サーベイで得られた面的な計数率分布の情報を組み合わせて、地球統計学的手法クリギングの一手法である外生ドリフトクリギングによって、敷地全体の放射能濃度分布を評価して、この分布に基づき公衆の被ばく線量を評価して、基準線量である 0.01 mSv/y 以下になることを確認する
- (C) 評価時点での放射能濃度分布だけでなく、将来に大きな降雨イベントが生じたときに、地表流によって核種を含む土砂が勾配の下流側へ移動することによる放射能濃度分布の変化を評価して、公衆被ばく線量が現在の放射能濃度分布よりも増加したとしても基準線量以下であることを確認する

である。

(A) から (C) まで全体の一連の測定・評価の流れを示した廃止措置終了確認の全体評価フローを Fig. 3 に示す。各項目の詳細な方法については次章以降に記載する。なお、(C) については、福島第一原子力発電事故後に降雨によって窪地などに放射性物質が集まり、放射能濃度が高い地点が各地で報告されたという知見から新たに考慮する必要があるものとして、評価方法として新たに開発して加えたものである。

3.1 フォールアウトを考慮したバックグラウンド放射能濃度の設定 (A)

フォールアウトによる敷地土壌中のバックグラウンド (BG) 放射能濃度の設定を行うもので、BG 参照エリアを対象としたフォールアウト核種の測定・評価を行う。評価対象エリアの放射能濃度分布評価の作業と重なる部分もあるため、実際には (B) の施設起源の放射能濃度分布評価と並行して行うものである。対象とするフォールアウト核種は 1F 事故に伴って広範囲に飛散した放射性セシウムのうち、半減期が 30 年程度と比較的長く、放射性崩壊の中で γ 線を放出し、比較的検出が容易な ^{137}Cs とする。

BG 放射能濃度の設定の手順は以下の通りとした。

(1) BG 参照エリアの選定

原子力施設敷地の評価対象エリアの特徴に応じて、BG 参照エリアを敷地外側の領域から選定する。

(2) 評価対象エリア及び BG 参照エリアでの事前サーベイ

評価対象エリア及び選定された BG 参照エリアにおいて、 ^{137}Cs を弁別可能な放射線検出器を用いて、地表面の ^{137}Cs ピーク (661.7 keV) 計数率の平面的な分布を取得する。

(3) 事前サーベイの結果に基づく代表点の選定

事前サーベイで得られた計数率の頻度分布に基づいて、同様の頻度分布となるように、両エリアにおいてそれぞれ代表点を 60 点選定する。

(4) 選定した代表点での土壌試料採取と放射能濃度測定

選定した代表点において土壌試料を採取し、Ge 半導体検出器を用いて ^{137}Cs ピーク (661.7 keV) を測定し、 ^{137}Cs 標準体積線源を用いて、 ^{137}Cs 放射能濃度を決定する。

(5) BG 放射能濃度の設定

両エリアで測定・評価した ^{137}Cs 平均放射能濃度から、以下の濃度区分に応じて、BG ^{137}Cs 放射能濃度あるいは施設起源 ^{137}Cs 放射能濃度を設定する。

(a) 平均放射能濃度が 0.1 Bq/g 以下の場合

評価対象エリアの放射能濃度データ群と BG 参照エリアの各放射能濃度データに許容値 (0.01 Bq/g) を加えたデータ群に対して、2 群のノンパラメトリック検定を行う。対応のないデータ群に対応するウィルコクソン順位和検定を用いた統計仮説検定で、各データ群の代表値に差があることを帰無仮説とする。帰無仮説を棄却することで差がないと判定されれば、評価対象エリアのフォールアウト核種はすべてバックグラウンド放射能としてみなすことが可能であり、当該フォールアウト核種を評価対象エリアの放射能から除外することができる。

(b) 平均放射能濃度が 1.0 Bq/g 以上の場合

敷地内評価対象エリアの土壌中の ^{135}Cs と ^{137}Cs の同位体比を TIMS (表面電離型質量分析計) によって分析して、1F 事故起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ から、施設起源の放射能濃度を不確かさとともに保守側に評価して、対象エリアの放射能濃度として設定するものである²⁰⁾。

(c) 平均放射能濃度が 0.1 Bq/g を超え、1.0 Bq/g 未満の場合

BG 参照エリアの ^{137}Cs 平均放射能濃度を評価して、評価された平均放射能濃度を評価対象エリアの各点の放射能濃度から一律に差し引くものである。平均放射能濃度の評価には外生データを考慮した平均クリギング²¹⁾の手法を採用し、評価した平均値の推定分散平方根 σ を利用して、片側 95 %信頼区間下限値を BG 放射能濃度とする。

また、統計仮説検定で許容値を満たすと判定されない場合及び $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ を用いた施設起源放射能濃度の設定が適切に行えない場合は、BG 参照エリアの ^{137}Cs 平均放射能濃度を設定する方法を適用する。なお、平均放射能濃度に応じて方法を使い分けるのは、各方法の濃度適用範囲に制限があるためであり、その検討内容については付録 I~III に記載した。

3.2 施設起源の放射能濃度分布評価 (B)

施設起源核種の放射能濃度分布の評価は、大きく地表面の平面的な放射能濃度分布を対象とした評価と、地下の 3 次元的な放射能濃度分布の 2 つに分類される。

(1) 地表の放射能濃度分布評価

地表面の放射能濃度分布は以下の手順で評価する。

(a) 事前サーベイ

評価対象エリア全体を、 γ 線エネルギースペクトルを取得可能な放射線検出器によって、例えば 1 m 間隔で事前サーベイし、敷地全体の核種別の計数率分布を把握する。

(b) 事前サーベイ結果に基づく代表点の選定

この事前サーベイの結果をもとにして外生ドリフトクリギングによって放射能濃度分布を評価するために、クリギングを実行する上での前提条件 (データの正規性、バリオグラムの妥当性、主変数と外生変数の相関性) を満たすように代表点を選定する。

(c) 代表点における試料採取及び放射能濃度測定

選定した代表点について土壌の試料採取を行い、実験室において据え置き型の Ge 半導体検出器を用いて放射能濃度を評価する。

(d) 計数率分布を外生データとした外生ドリフトクリギングによる放射能濃度分布評価

測定して、これらの結果をもとに地球統計学的手法の一つである外生ドリフトクリギングによる放射能濃度分布を評価する。

(e) 放射能濃度分布評価の妥当性確認

クリギングによる放射能濃度分布評価においては、各評価点の放射能濃度評価値の信頼性を示す推定分散が同時に評価されることに加えて、代表点測定における放射能濃度の一つのデータが無いものとしてその点をクリギング評価して、その評価値と測定値とを比較する交差検証を行うことによって評価の信頼性を確認するものである。妥当性判断の指標は平均絶対誤差 (MAE) であり、測定結果の平均値と評価値との MAE をめやすとし、交差検証での MAE がこれを下回れば妥当と判断する。上回る結果となった場合には追加の測定点を選定し、その結果を含めた外生ドリフトクリギング評価を改めて行い、同様の妥当性評価を行う。

(f) 95%信頼水準を用いた放射能濃度分布

評価した放射能濃度分布は被ばく線量評価に適用することから、放射能濃度分布の保守性を確保するために、外生ドリフトクリギングにより放射能濃度評価値に対する推定分散が算出されることを利用して、推定分散の平方根を用いて 95%片側信頼区間上限値を利用することによって放射能濃度分布を与えるものである。

(2) 地下の放射能濃度分布評価

地下については、汚染履歴調査に加えて、敷地内外の地質構造の調査データや井戸及びモニタリング孔などでの観測結果に基づき、地下水流れを把握したうえで汚染源となる建屋の下流側においてボーリング調査を実施する。また、帯水層などで原子力施設由来の放射性物質が検出された場合には、その汚染源を調査によって特定する。敷地内の水理地質構造に基づいて地下水流動を評価し、ボーリング調査による複数地点の深度方向の放射能濃度分布などから、地下における放射能濃度分布について 3 次元クリギングを中心とした方法によって評価する。この際にも評価した各点の放射能濃度値の推定分散が同時に評価されることから、これらを用いた保守性を考慮して地下の放射能濃度分布として被ばく線量評価へ反映する。

3.3 核種移行・被ばく線量評価 (C)

上記で評価された廃止措置終了確認時点における初期の放射能濃度分布を継承し、サイト内の地表流・土砂移動を考慮した核種移行による放射能濃度分布の時間変化に基づく被ばく線量を評価するものである。地形勾配、土質、飽和度、植生、将来の降水量などを考慮して、WEPP コード²²⁾などにより地表面流及び土砂移動を評価したうえで、放射性核種を含む土壌と地表面流との間での分配平衡を仮定した核種移行、土砂そのものの移動による核種移行を評価して、将来の放射能濃度分布の変化を評価するものである。

(1) WEPP コードによる地表流・土砂移動評価

廃止措置対象サイトの数値標高データ (DEM) に基づいて、例えば地理情報システムの一つである ArcGIS²³⁾に搭載される水文解析機能によって領域全体を斜面、水みち、窪地、海洋 (放出点) といった地形要素に分類する。この際、地形要素の分類には GeoWEPP^{24), 25)}を用いることができる。WEPP コードでは、地形要素の設定に加えて土質、粒径分布、降水量を入力データとして、降雨イベントの 1 日ごとの地形要素別の地表流量、土砂移動量が算出される。

(2) PASCLR-Release による核種移行評価・被ばく線量評価

WEPP コードで計算された斜面、水みち、窪地、海洋への放出ごとの地表流量及び土砂移動量に基づき、PASCLR-Release コード²⁶⁾によって初期放射能濃度分布からの核種移行が評価される。このとき、移動する土砂の粒径に応じた放射能濃度、表層汚染の鉛直分布プロファイルが反映される (6 章参照)。また、地表及び地下の放射能濃度分布 (初期及び移動した放射性核種) からの地下水移行についても、3 次元地下水流動解析結果から得られる移行経路に沿った 1 次元核種移

行評価を行い、地表への流出点における核種移行フラックスの時間変化が評価される。

これらの経路による核種移行を反映させて得られた放射能濃度分布の変化に基づき、原子力施設敷地の跡地を利用する公衆に対する被ばく線量評価を行い、外部被ばくや農作物摂取、海産物摂取などの経路ごとの被ばく線量を算出する。各経路の被ばく線量評価結果をもとに、跡地を利用する代表的個人の被ばく線量として経路別の被ばく線量の重ね合わせなどを考慮して評価する。評価された代表的個人の被ばく線量が、基準線量と比較して基準を満足するかを判定する。

このとき、基準を満たさないと判定された場合には、「サイト解放の流れ」によれば、除染を実施するとともに、除染した後の終了確認時点での初期放射能濃度分布に基づき再度被ばく線量評価を実施して、基準線量と比較して基準を満たすかを判定する。それでも基準を満たさないと判定された場合には、現存する汚染の固定化、遮断等の対策を実施し、線量及び防護の最適化の確認により 0.3 mSv/y を上限として最適化された値を満たすことでサイト解放が認められるとされている。

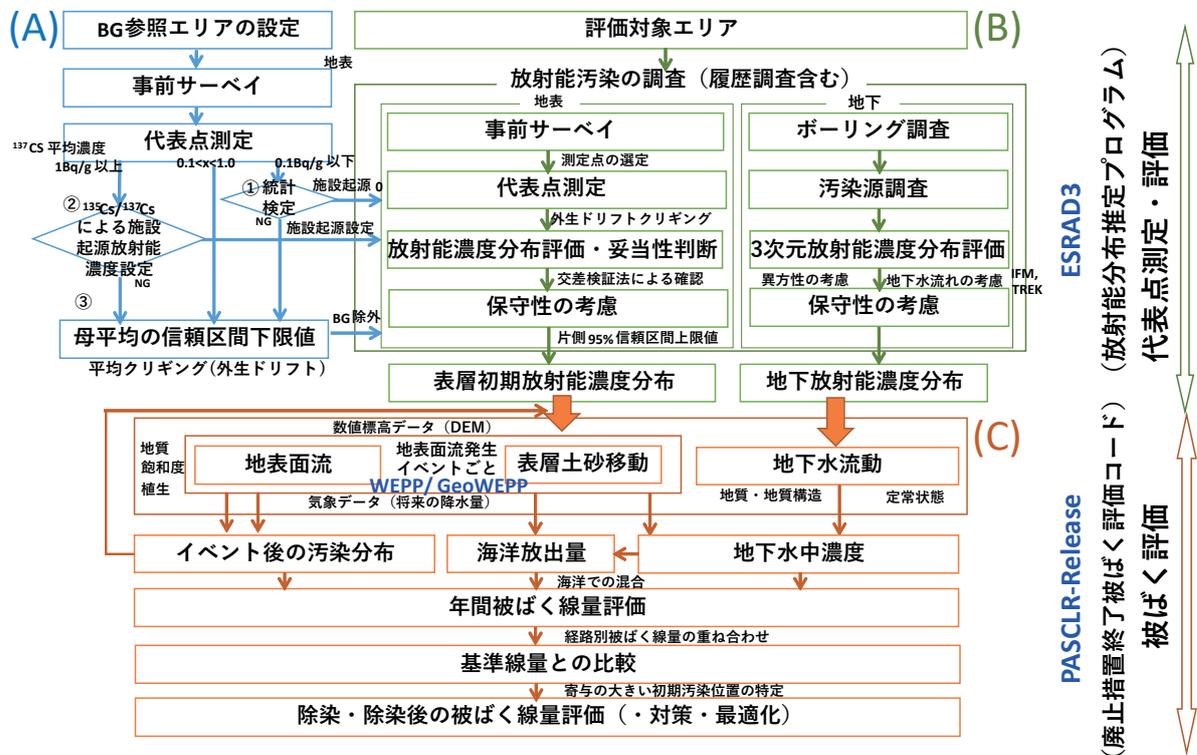


Fig. 3 廃止措置終了確認における全体評価フロー

4. バックグラウンド放射能濃度の設定手順

本章では、BG 参照エリアのフォールアウト核種である ^{137}Cs の土壤中放射能濃度を BG 放射能濃度として設定する方法について記述する。

BG 放射能濃度設定は、サイト敷地の評価対象エリア及びサイト外にフォールアウト起源の核種の存在があることが確認され、事業者がこれを BG として施設起源放射能から除外する必要がある場合に行われる。その際には、サイト敷地に限らずフォールアウト起源の核種が存在することを確認するために、敷地全体の事前サーベイを活用することが想定される。この事前サーベイには核種を弁別可能で γ 線エネルギースペクトルを取得可能な測定装置を適用するものとする。フォールアウトは敷地全体に様に与えられるが、植生、地形勾配などの影響で敷地内のフォールアウト核種の土壤中の放射能濃度は均一とならないため、敷地全体のフォールアウト核種の濃度分布を把握することが必要である。

一方、BG 参照エリアは、当該原子力施設外側で比較的近傍の場所を選定する必要があり、その選定には敷地内の上記情報が重要となる。

4.1 BG 放射能濃度設定方法の全体フロー

フォールアウトを考慮した BG 設定方法の全体フローを Fig. 4 に示す。BG 放射能濃度設定は、敷地内の評価対象エリアでの測定結果とともに判断することになるため、敷地内の事前サーベイ及び代表点測定と一体となった測定・評価が必要となる。従って、サイト敷地内の評価対象エリアで敷地内の放射能濃度分布を評価するのと並行して、フォールアウトを考慮した BG 放射能の設定を進めるものとした。

敷地内の事前サーベイ及び代表点測定の結果を利用して、外生ドリフトクリギングによってフォールアウト核種を含めた敷地内放射能濃度分布を評価する（詳細は第 5 章）。一方、BG 設定においては、敷地外から BG 参照エリアを選定し、事前サーベイ及び代表点測定を行い、平均放射能濃度を算出する。

適用可能な ^{137}Cs 放射能濃度が異なる手法であるため、0.1 Bq/g 以下、0.1 Bq/g を超え 1.0 Bq/g を超えない範囲、1.0 Bq/g 以上の 3 つの濃度範囲に場合分けして、BG 放射能濃度の設定を行う。各手法の適用範囲の検討結果を付録 I～III に記載した。

算出された平均値が 0.1 Bq/g 以下の場合 (①) は、評価対象エリアでの測定データ群と BG 参照エリアでの測定データ群に対して、2 群のノンパラメトリック検定であるウィルコクソンの順位和検定により、評価対象エリアの ^{137}Cs がフォールアウト起源の BG であることを判定する。評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が BG 放射能であると判定された場合は敷地内放射能濃度分布中の ^{137}Cs 濃度については 0 Bq/g と設定する。

平均値が 1.0 Bq/g 以上の場合 (②) は、土壤中の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比と評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度の測定結果を用いて、評価対象エリアの施設起源放射能を設定する。施設起源の ^{137}Cs 濃度が設定された場合には敷地内放射能濃度分布中の ^{137}Cs 濃度を施設起源 ^{137}Cs 濃度に置き換える。このとき、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比が同じとみなされる領域内で適用するものとする。

平均値が 0.1 Bq/g を超え 1.0 Bq/g を超えない範囲にある場合 (③) は、事前サーベイ及び代表点測定の結果を利用した平均クリギングによる平均値の片側 95%信頼区間下限値を BG 濃度と設定する。算出された BG 放射能濃度を敷地内放射能濃度分布中の各点の ^{137}Cs 濃度から一律に差し引いて、施設起源の ^{137}Cs 濃度分布を設定する。差し引いた値が負の値になる場合は ^{137}Cs 濃度を 0 Bq/g とする。

また、①でBGと判定されない場合、②で施設起源の¹³⁷Cs濃度が有意な値として評価できない場合については、③の方法によりBG参照エリアの平均放射能濃度を設定することも可能である。なお、①を適用してBG設定ができる場合、すべての¹³⁷Cs濃度を0にすることができ、③の方法を適用するよりも施設起源の¹³⁷Cs濃度を小さく見積もることが可能となる。②を適用してBG設定ができる場合、評価対象エリアの¹³⁷Cs濃度及び1F事故起源と施設起源の同位体比との差の関係にもよるが、③よりも②によって施設起源の¹³⁷Cs濃度を設定するほうが¹³⁷Cs濃度を少なく見積もることが可能となるケースもあることから、②で有意な値が設定できない場合に③を適用するという順に設定した。また、被ばく線量評価のための保守的な放射能濃度分布は、BG設定を反映した施設起源放射能濃度分布の評価結果に基づいて、評価の不確かさを反映して設定されるものとする。

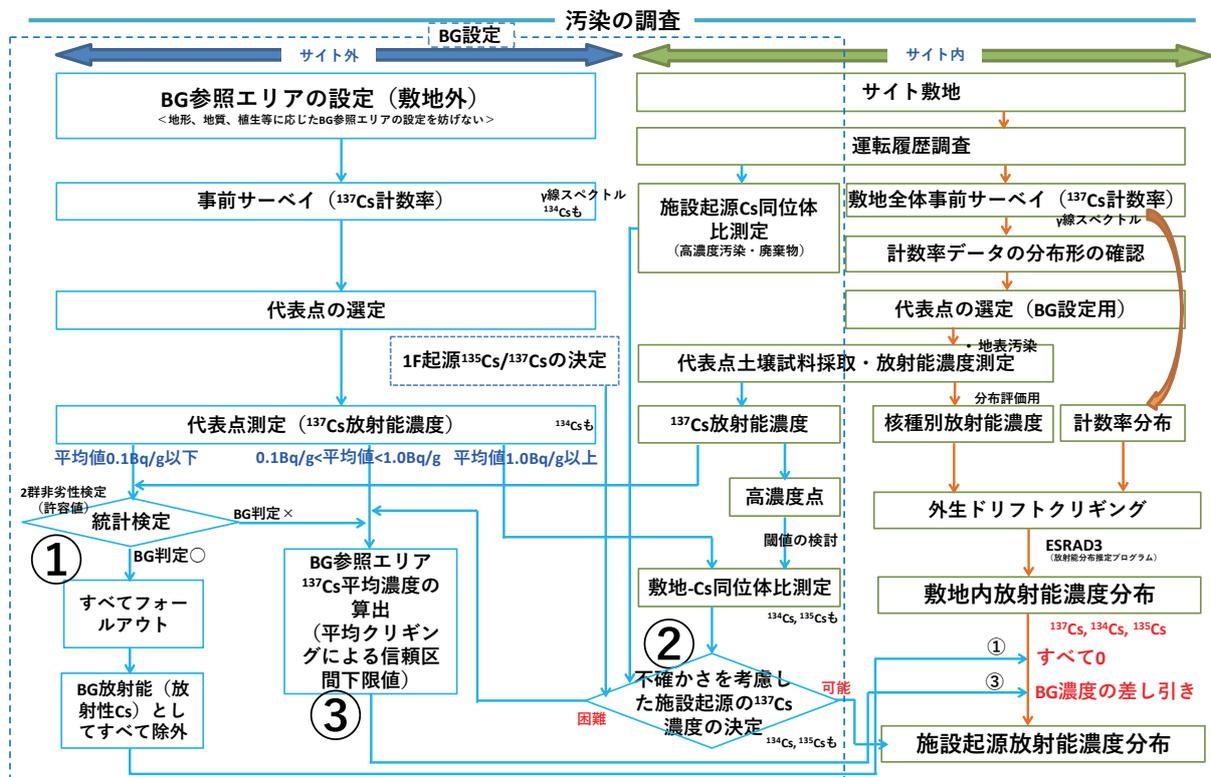


Fig. 4 フォールアウトを考慮したBG設定方法の全体フロー

¹³⁷Cs 平均放射能濃度が 0.1 Bq/g 以下であれば①の統計検定による方法、1.0 Bq/g 以上であれば②の ¹³⁵Cs/¹³⁷Cs 同位体比を用いて施設起源の ¹³⁷Cs 放射能濃度を決定する方法、0.1 Bq/g を超え 1.0 Bq/g を超えない範囲、また、①の統計検定でBGと判定できないとき及び②で有意な施設起源 ¹³⁷Cs 放射能濃度を決定できない場合に③のBG参照エリア ¹³⁷Cs 平均放射能濃度を平均クリギングによって求める方法でBG設定を行う。

4.2 BG 放射能濃度設定の手順

(1) 敷地内の事前サーベイ及び代表点測定

BG 放射能濃度設定を手順として便宜上先に示したが、実際的には敷地内の測定作業と並行して作業が進められる。敷地内の放射能濃度分布は、事前サーベイ（ γ 線エネルギースペクトルの取得できる放射線検出器を用いた 661.7 keV の計数率の面的測定）と代表点測定（事前サーベイ測

定結果に基づいて選定した代表点の試料採取による放射能濃度測定)の両方の測定結果を用いた外生ドリフトクリギングによって評価する。本手順の詳細は5章に示す。

(2) BG 参照エリアと比較するための敷地内評価対象エリアの選定

- (a) BG 参照エリアと比較するための評価対象エリアを敷地内から選定する。評価対象エリアの放射能濃度は BG 参照エリアの放射能濃度と比較して、BG 参照エリアよりも小さければ BG と判断されることから、評価対象エリアの放射能濃度が過小評価されることは許容されない。従ってフォールアウトの影響を人工的に排除していない箇所から選定することとし、1F 事故後に土壌の入れ替え、天地返し、植生の刈り取りの履歴の可能性が残されている場合、それらのエリアを除外する。
- (b) 評価対象エリア全域で、斜面方位やその勾配などの地形、土質や植生などの被覆状態に応じてフォールアウト核種の放射能濃度の傾向が異なる場合については、上記特性に応じた領域に分割する必要がある。

(3) 評価対象エリアに対する BG 参照エリアの選定

Fig. 5 に BG 参照エリアの選定方法を示す。具体的には以下の手順で実施する。

- (a) BG 参照エリアは基本的には敷地外で、敷地境界から 1 km 以内の範囲から選定することを基本とし、この範囲で少なくとも 3 地点の候補を挙げる。
- (b) 1km 以内の範囲のうち、地形、土質、植生等の観点で評価対象エリアと同一とみなせる領域を選定する。ここで地形とは主に斜面方位²⁷⁾をいう。
- (c) 各地点の広さはその後の統計仮説検定や平均クリギングによる平均濃度評価のため、少なくとも 20 m×20 m とする。
- (d) 各地点の線量率、フォールアウト核種に着目したγ線スペクトルに基づくピーク計数率及び試料採取による土壌の放射能濃度を少なくとも 5 点 (エリアの中心とその周囲の計 5 点) 測定し、5 点の放射能濃度測定結果の平均値を算出する。
- (e) 3 地点の中から最もフォールアウト核種の平均放射能濃度の低い地点を BG 参照エリアとする。
- (f) なお、評価対象エリアを地形、土質、植生等の観点で領域を分割した場合は、特性に応じて分割した領域に対する BG 参照エリアを設定することとなるが、各領域で上記のように 3 地点を候補とし、それぞれに対する測定を実施して、最も低い平均放射能濃度の地点を BG 参照エリアとする。

(a)については、平常時評価の大気安定度や敷地の風向風速により、境界から 1km 以内に最大濃度となる地点が存在する可能性もある。廃止措置計画申請書に記載される平常時の評価結果及び気象指針²⁸⁾に基づく評価により、1 km 以内に最大を示すことがないことも合わせて確認する。

(c)については、原子力科学研究所 (原科研) 敷地境界より 1 km 以上離れたフォールアウトの影響を受けた地点において、1m メッシュで採取した土壌試料を測定した結果、3 m×4 m の範囲でも土壌中放射能濃度が最大と最小で 3 倍以上のばらつきがあることから、20 m×20 m の範囲とした (付録 III 参照)。

(d)については、IAEA Technical Report Series No.486²⁹⁾ p.148 Fig.8.3 を参考に、次のように土壌試料を採取する。候補となっている BG 参照エリア内を代表する放射能濃度として、Fig. 6 に示すようにエリアの中央の点及び対角線上で中央から角までの 2/3 にあたる点を 4 点の計 5 点を設定し、U-8 容器を地面に差し込み土壌を採取する。採取した土壌試料の放射能濃度測定は次のように行う。

- はじめに日本分析化学会が頒布する放射性セシウムを含む標準土壌試料³⁰⁾ (U-8 容器) を実験室の遮蔽付き Ge 半導体検出器により測定し、値付けされた土壌に対する 661.7 keV の計数率を評価する。この際、放射能測定法シリーズ No.7 「ゲルマニウム半導体検出器によるγ線スペクトロメトリー」³¹⁾に従って測定・評価を行う。
- 次に採取した試料を封入した U-8 容器を同様に測定する。得られた計数率から標準試料の放射能濃度と計数率をもとに、試料ごとの放射能濃度を評価する。このとき標準試料の重量との比を用いて放射能濃度を補正する。重量差が大きい場合は土壌自身の遮蔽効果によって放射線検出への影響があることから、検出シミュレーションを行ってさらに補正を行うことが望ましい。これらを含めた測定誤差を評価しておく。5 点採取した試料はそれらの算術平均とその標準偏差を算出する。算術平均値を代表点の放射能濃度として設定する。

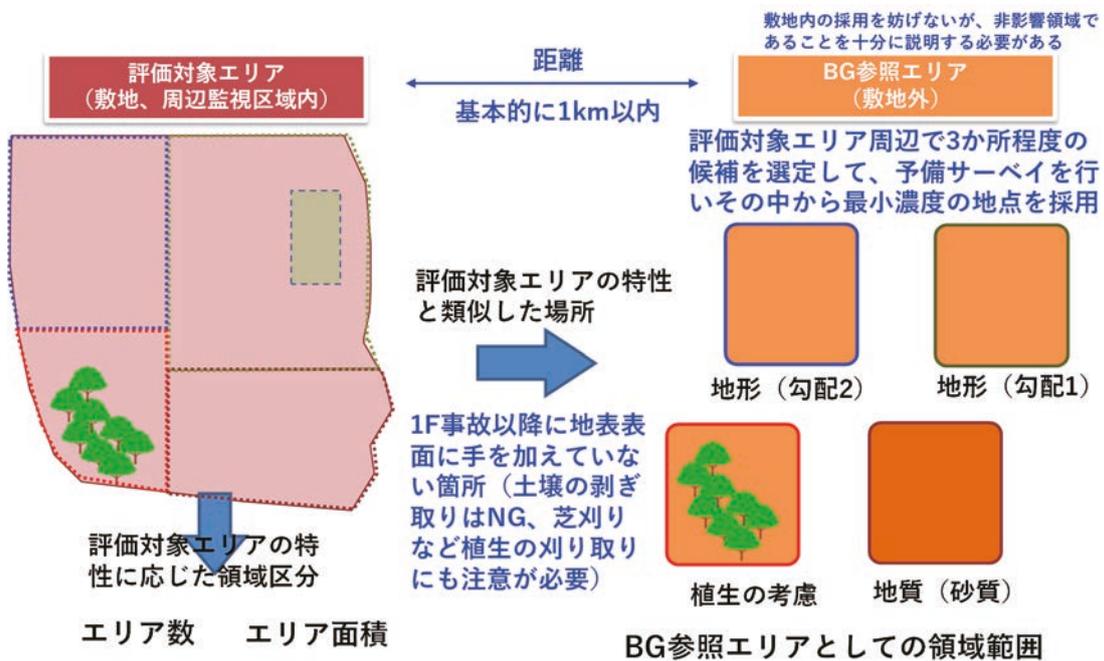


Fig. 5 BG 参照エリアの選定方法

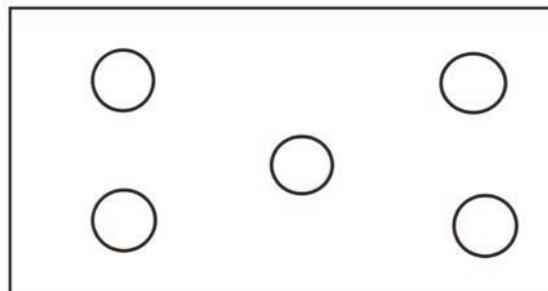


Fig. 6 候補となる BG 参照エリア内での試料採取点の選定方法のイメージ図

(4) 選定された BG 参照エリアのサーベイ計画の立案及び事前サーベイ

(a) BG 参照エリアの事前サーベイ領域の設定及び 1 m メッシュの設定

- BG 設定においては基本的な考え方として、BG 参照エリアの BG 濃度を過大に評価することを避けなければならない。一方、過小評価となるような扱いは許容される。
- BG 参照エリアの中に、1F 事故後に土壤の除染、入れ替え、天地返し、植生の刈り取りされた箇所がある場合、フォールアウトによる影響が排除・緩和されていることになる。これらの箇所を含めて評価すると過小評価になることを避けたい場合、除染等の履歴が明確である箇所であれば、根拠資料を示してそれらの箇所を除外しても良い。
- 設定された BG 参照エリア内を 1 m メッシュに分割する。基準点を決め、GPS を活用した位置情報で各メッシュの中央点座標を設定し、1 m メッシュ範囲を方向とともに設定する。

(b) 測定位置情報の計測及び記録

- GNSS レシーバーを用いた RTK (リアルタイムキネマティック) 測位方式による高精度な位置情報の取得及び記録を行う。以下では、Drogger DG-PRO1RWS³²⁾コンパクトパッケージを利用する場合の例を示す。GNSS レシーバーを移動局として放射線測定装置の検出部の中心線上に取り付ける。10 km 以内に基準局がある場合は利用し、ない場合には必要に応じて付近に自ら基準局を設置する。基準局はもう一台の GNSS レシーバーを用意し、単独測位により自己計測し、設定した位置精度を満たすと自動的に基準局として機能する。

(c) γ 線エネルギースペクトルを取得可能な放射線測定装置の選定

- ^{137}Cs を 661.7 keV のピークで検出可能な可搬型 Ge 半導体検出器、NaI 検出器、CeBr₃ 検出器、LaBr₃ 検出器、あるいはガンマカメラ (コンプトンカメラ、ピンホールカメラ、マルチコリメータ式カメラ (セシウムビューワ³³⁾など) などから選定する。実用的な測定時間で 1 m メッシュ内において ^{137}Cs 放射能濃度 0.01 Bq/g 程度の土壤で 661.7 keV ピークを検出できる検出器とする。 ^{137}Cs 放射能濃度が小さい場合には、検出効率の高い大型の検出器を持つ装置が望ましい。
- エネルギー校正を行うとともに、多数の検出器で構成されるマルチコリメータ式の検出器では、検出素子ごとに検出効率校正を行う。

(d) 測定条件の設定

- 選定した放射線測定装置の特性に応じた 1 m メッシュ内放射能濃度を代表できる測定高さ及び測定範囲の設定 (検出範囲を制限するコリメータの設置・設定)、検出下限値の設定とそれに対応する測定時間の設定を行う。
- 可搬型 Ge 半導体検出器を使用する場合、検出器を下向きに 1 m メッシュの中央部に配置し、検出部を地表面からの高さを 50~100 cm とし、1 m メッシュ内を視野角とするコリメータを設置する。このとき、検出器には GNSS レシーバーを取り付け、検出器の中心が 1 m メッシュの中央座標となっていることを確認する。検出部を地面に近い位置とすると検出部直下の領域に検出が集中し、1 m メッシュ内の周縁部の線源の影響を過小評価することに注意する。
- ガンマカメラを使用する場合 (以下、セシウムビューワの例を示す)、検出器を下向きに配置し、1 m メッシュ全体が視野角に収まる高さを事前に確認し、その高さとなっていることに注意する。また、ガンマカメラは指向性があるため、水平器を用いて検出器中央が鉛直下向きになっていることを確認する。
- γ 線エネルギースペクトル測定において、選定した放射線測定装置の特性に応じて検出

下限値を設定し、 ^{137}Cs の 661.7 keV ピークを検出可能な測定時間を設定する。

(e) 事前サーベイ

設定した測定条件に沿って、以下のように事前サーベイを実施する。

- ・ 設定した 1 m メッシュの中央点座標に検出器の中心が位置していること、検出器高さが計画どおりであることを確認するとともに、測定点位置情報を記録する。測定装置によっては GNSS レシーバーと連携できるものもあるので活用する。また、ArcGIS のアプリケーションとの連携で位置情報と計数率を合わせて取得し、地図上に表示させる機能などを活用する。また、ガンマカメラを使用する場合 1 m メッシュ内の分布を把握するため、検出器の方向が設定した方向と一致しているかを確認する。
- ・ 温度依存性のある検出器を用いる場合、測定中の気温、湿度などを計測し、記録する。
- ・ 所定の時間、測定を実施し、測定結果を保存する。
- ・ 検出器で得られた γ 線エネルギースペクトルから ^{137}Cs の 661.7 keV ピークを抽出して、計数率分布として整理する。

(5) 事前サーベイ結果に基づく BG 参照エリア代表点測定手順

(4)で得られた BG 参照エリアの 1 m メッシュの ^{137}Cs 計数率分布をもとに、BG 参照エリアの代表点を選定する。そして、代表点で土壤試料の採取を行い、採取した土壤試料の放射能測定を実施する。

(a) 統計仮説検定を行うことを想定した代表点の選定

統計仮説検定を行う際には、事前サーベイの結果を Fig. 7 に示すように昇順に並び替えて、頻度分布を維持するように等間隔で選定し、選定した計数率データを取得した点を代表点とする。仮想的な頻度分布を持つデータ群を対象とした検討範囲では、統計仮説検定によって BG と判定するためには 60 点程度のデータ群が必要であったことから、60 点を選定するものとした。

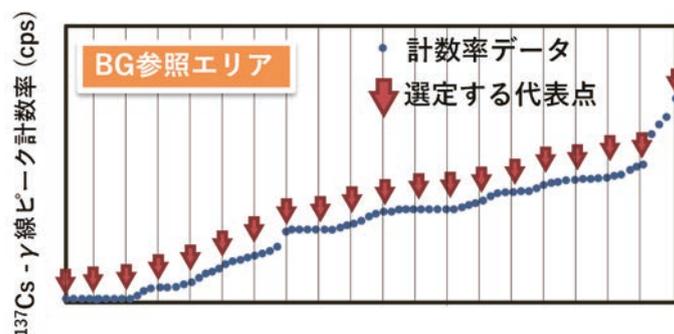


Fig. 7 事前サーベイ結果に基づく統計仮説検定のための代表点の選定方法の例

(b) 平均クリギングにより BG 参照エリア平均放射能濃度を評価することを想定した代表点選定

事前サーベイと代表点測定を組み合わせた外生ドリフトクリギングによって平均放射能濃度とその不確かさを評価することから、(a)の方法とは異なり、以下に示す方法により代表点を選定することとする。Fig. 8 に示すように事前サーベイにより敷地全体の計数率 (cps) 分布データが得られる。この分布データに基づき土壤放射能濃度を測定する代表点を選定する。クリギング評価での必要条件是、標本バリオグラムを作成する観点から次の点が挙げられる。

- ・ クリギングに必要な標本数は 50~300 点程度³⁴⁾
- ・ バリオグラムの各区間の測定点对の数が 30 以上³⁵⁾
- ・ 測定点对の最大距離の 1/2 以下をモデル作成に使用³⁵⁾

この条件を考慮し、主変数と外生変数の相関を適切に取得するための代表測定点を以下の手順で選定する。以下、標本数を 50 点とした場合の選定手順を示す。

- ① 計数率分布から特定した複数のピーク位置を選定
ピークが 1 点しかない場合は、ピーク周辺の高計数率地点を 5 点程度優先的に選定
- ② 4 隅の点を選定
- ③ 残りの点は、バリオグラムが極力密になるよう測定点間の距離を考慮して合計で 50 点になるように選定

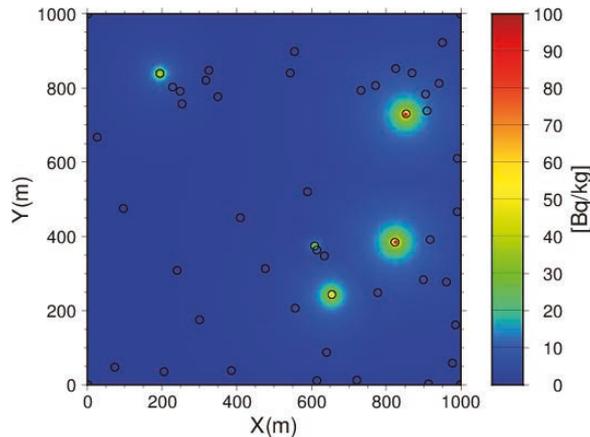


Fig. 8 事前サーベイの測定結果に基づきクリギングを実施するために選定した代表点の例

(c) 試料採取方法

いずれの代表点に対しても、Fig. 9 に示すように 1 m メッシュ内を代表する放射能濃度として、1 m メッシュ中央の点及び対角線上で中央から角までの 2/3 にあたる点を 4 点の計 5 点を設定し、U-8 容器を地面に差し込み土壌を採取する。

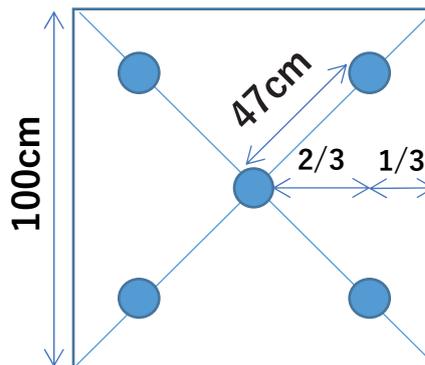


Fig. 9 1 m メッシュ内での試料採取点選定方法

(d) 放射能濃度測定

- ・ はじめに日本分析化学会が頒布する放射性セシウムを含む標準土壌試料³⁰⁾ (U-8 容器) を実験室の遮蔽付き Ge 半導体検出器により測定し、値付けされた土壌に対する 661.7 keV の計数率を評価する。この際、放射能測定法シリーズ No.7 「ゲルマニウム半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー」³¹⁾に従って測定・評価を行う。

- ・ 次に採取した試料を封入した U-8 容器を同様に測定する。得られた計数率から標準試料の放射能濃度と計数率をもとに、試料ごとの放射能濃度を評価する。このとき標準試料の重量との比を用いて放射能濃度を補正する。重量差が大きい場合は土壌自身の遮蔽効果によって放射線検出への影響があることから、検出シミュレーションを行ってさらに補正を行うことが望ましい。1 m メッシュで 5 点採取した試料はそれらの平均を取り、代表点の放射能濃度として設定する。
- ・ 平均クリギングを適用する場合、計数による測定誤差を試料ごとに記録し、代表点の放射能濃度として設定した値に対する誤差を評価する。
- ・ これを選定した代表点の数だけ繰り返し、統計仮説検定の場合は代表点の放射能濃度のデータセットを、平均クリギングの場合は代表点の放射能濃度とその誤差のデータセットを準備する。

(6) BG 参照エリアの放射能濃度測定結果に応じた BG 設定方法の選択

BG 参照エリアの放射能濃度の平均値及び中央値の値に応じて BG 設定方法①～③から選択するものとする。

- ・ 0.1 Bq/g 以下の場合、①統計検定による BG 判定を実施する。
- ・ 1.0 Bq/g 以上の場合、② $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いた施設起源放射能設定を実施する。
- ・ 0.1 Bq/g < 平均値及び中央値 < 1.0 Bq/g の場合、③平均クリギングによる（評価平均値 - 1.645 σ ）を BG 濃度とする方法を実施する。
- ・ ①統計検定によって BG と判定されない場合、②で有意な施設起源 ^{137}Cs 濃度が設定されない場合、③による方法を実施して、BG 濃度を設定する。
- ・ ②による施設起源 ^{137}Cs 濃度が過大と思われる場合、③による方法で BG 濃度設定を行うことを妨げない。

(7) 統計仮説検定を行うための評価対象エリアの代表点測定 (①)

(1)で実施した評価対象エリアの代表点測定は、外生ドリフトクリギングを適切に実施するために選定したものであり、BG 参照エリアのデータ群と統計検定を行うために選定されたものではない。特に測定値が高い箇所を優先して選定したものであり、頻度分布を維持したものではない。従って、BG 参照エリアのデータ群と統計検定を行うため、(5)(a)の Fig. 7 に示した方法に準じて代表点を選定し、試料採取及び Ge 半導体検出器による測定を行い、60 点の代表点放射能濃度データを準備する。

(8) ウィルコクソンの順位和検定を用いた統計仮説検定による BG 判定 (①)

- ・ BG 参照エリア、評価対象エリアともに統計検定を適用可能なデータであるかを確認する。ノンパラメトリックのウィルコクソンの順位和検定は外れ値の影響を受けにくいいため、外れ値の除外は行わない。また、測定誤差の大きいデータがある場合には、放射能濃度を測定し直すこととする。
- ・ 許容値（データ群の差を判定するために許容可能とする濃度：例えば 0.01 Bq/g であれば 1.7 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ に相当）を設定する。
- ・ 第 1 種過誤率（有意水準） α を片側 95 %信頼区間の考え方を参考に 0.05 と設定する。
- ・ ウィルコクソン順位和検定による統計的判定（BG 参照エリアの各放射能濃度データに許容値を加えたデータ群と評価エリアの放射能濃度データ群での p 値を算定し、p 値が $\alpha=0.05$ よりも小さく、帰無仮説を棄却すれば、対象エリアの ^{137}Cs はフォールアウトによる BG と判

- 定)を用いる。
- ・ 評価対象エリアによる ^{137}Cs が BG であると判定された場合、敷地内放射能濃度分布の評価結果に対して ^{137}Cs 濃度を 0 Bq/g と設定する。
 - ・ 帰無仮説を棄却できず BG であると判定できない場合は、③の方法に移行する。

なお、ウィルコクソンの順位和検定は、MARSSIM¹⁶⁾においても BG 放射能が存在する場合に、BG 参照エリアのデータ群と評価対象エリアのデータ群に有意な差があるかを判定するために用いられるノンパラメトリック（データに分布を仮定しない）統計検定手法である。データを順位に直してから和をとって検定をするため、順位和検定と呼ばれている。データの値から順位に変換するため、外れ値の影響を受けにくい検定方法である。

(9) $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いた施設起源放射能濃度設定方法 (②)

②である本方法は、1F 事故起源のフォールアウトセシウムの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比と施設起源セシウムの同位体比の差を用いて、評価対象エリアの土壤中に含まれる施設起源の放射性セシウムの濃度を設定する方法である。濃度決定の際には TIMS などによる同位体比測定における不確かさを考慮するものである。なお、上述したように施設起源の ^{137}Cs 放射能濃度を決定するものであり、次項(10)のように BG 放射能濃度を差し引く方法ではないことに注意する。

- (a) 評価対象エリアからの土壌試料の採取量を設定する。
- (b) 当該エリアの汚染に対応する施設起源試料を採取する。土壌中の放射能濃度が低い場合には、建屋内に残存する汚染、廃棄物試料（濃縮廃液など）を採取する。
- (c) 土壌の前処理方法のフローを Fig. 10(a)に示す。土壌の前処理の手順は以下の通りとする。
 - ① 土壌試料を目開き 2 mm のふるいにかき、小石や植物片などを除去する。
 - ② 土壌試料を Ge 半導体検出器で測定し、 ^{137}Cs 放射エネルギーを定量する。
 - ③ 土壌試料を蒸発皿に入れ、450°C で 3 時間加熱し、有機成分を灰化する。灰化前後の重量変化を記録する。
 - ④ 放冷後、 ^{137}Cs 放射能について Ge 半導体検出器で測定し、 ^{137}Cs が揮発していないことを確認する。
 - ⑤ 灰化した土壌は、20 g 以下となるように PTFE 容器に測り取り、50 ml の濃硝酸（特級試薬、60%）を添加する。
 - ⑥ PTFE 容器をステンレス製の密閉容器に封入し、200°C で 4 時間以上加熱する。ただし、耐熱温度が低い容器の場合は 150°C とする。
 - ⑦ 放冷後、硝酸と土壌を遠沈管等に移し、遠心分離する。
 - ⑧ 上澄みを 0.1 μm の親水性 PTFE メンブレンフィルターで吸引ろ過またはシリンジフィルターでろ過する。
 - ⑨ 水でフィルターを洗浄し、洗液も合わせる。
 - ⑩ 遠沈管に残った土壌成分に超純水を加え攪拌した後、遠心分離する。
 - ⑪ 上澄みを 0.1 μm のメンブレンフィルターで吸引ろ過またはシリンジフィルターでろ過する。
 - ⑫ 水でフィルターを洗浄し、洗液も合わせる。
 - ⑬ ⑨~⑪の作業を合計 3 回行った後、土壌も吸引ろ過する。
 - ⑭ ろ液を蒸発乾固する。
 - ⑮ 残渣を 3 M の硝酸溶液に溶解し、定容する。
 - ⑯ ろ過物である土壌を蒸発皿にあけ、100°C で乾燥し、放冷後、質量測定する。

⑰ ⑯の土壌を Ge 半導体検出器で測定し、 ^{137}Cs の抽出率を確認する。
 また、定容後に白色結晶が析出した場合は、 $0.3\ \mu\text{m}$ のメンブレンフィルターでろ過して除去する。白色結晶は Ge 半導体検出器で測定し、 ^{137}Cs が検出されるか確認する。⑮の工程で調製された 3 M 硝酸溶液を土壌溶解試料とし、これに対して BOBCalixC6 による Cs の分離精製を行う。溶媒抽出のフローを Fig. 10(b)に示す。0.015 M BOBCalixC6 の 1-オクタノール溶液は溶解後すぐに同量の 3 M 硝酸と振とうして予備平衡しておく。硝酸と振とうしておかない場合、1 日ほどで凝集沈殿するので必ず予備平衡する必要がある。ここで、水溶液と BOBCalixC6 溶液の容積比は、抽出及び洗浄では 1:1、逆抽出では 1:3 で行う。また、逆抽出は 50°C の恒温槽中で行う。1 回目の溶媒抽出工程が終了した後の有機相の同じ土壌溶解液の抽出工程への再利用は合計 5 回まで可能であり、この再利用により高価な BOBCalixC6 を節約可能である。ただし、クロスコンタミを避けるために異なる土壌溶解液への利用は避けるべきである。逆抽出後の水相は蒸発乾固して一つにまとめる。乾固後の残渣を 3 M 硝酸に溶解し、新しい BOBCalixC6 1-オクタノール溶液を用いて 2 回目の溶媒抽出を行う。2 回目の溶媒抽出における逆抽出後の水相を TIMS 測定の試料とする。

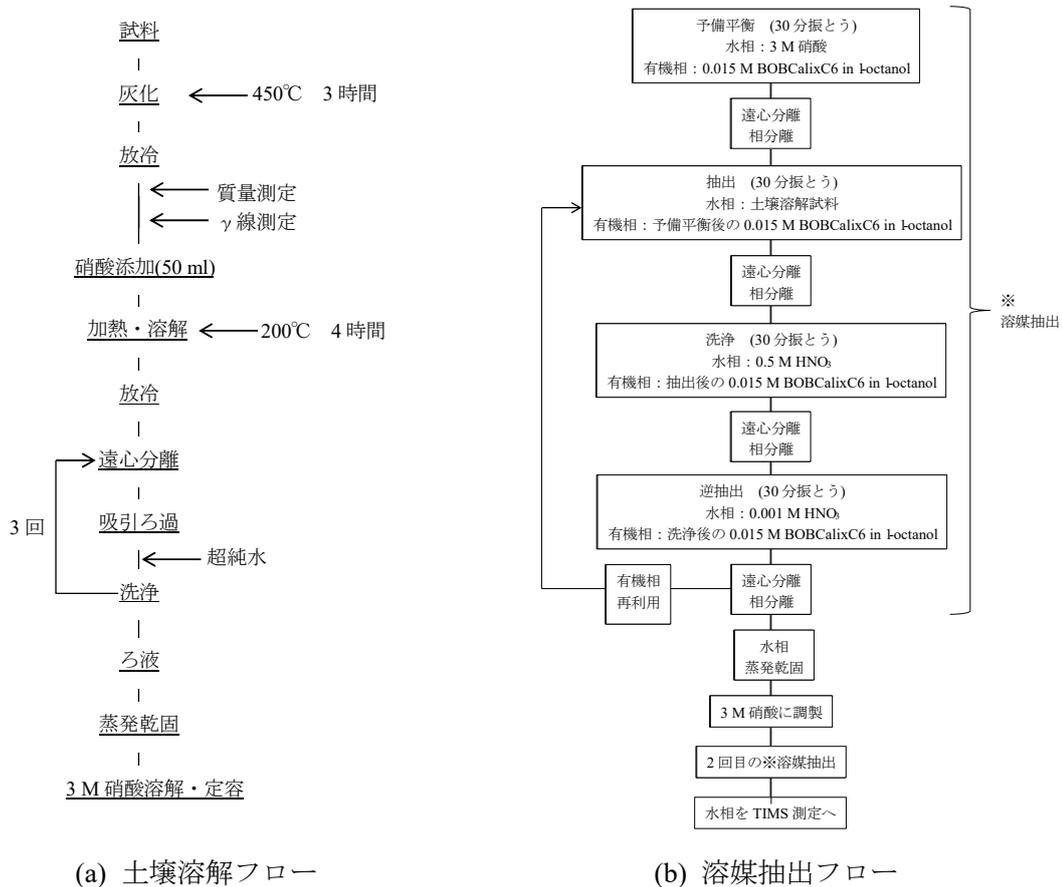


Fig. 10 TIMS 測定のための土壌溶解及び溶媒抽出フロー

(d) TIMS 測定によって得られるスペクトルからの同位体比とその不確かさの算出

Fig. 11 に 1F 近傍 (^{137}Cs : $2370\ \text{Bq/g}=7.4\times 10^{-10}\ \text{g/g}$) と茨城県東海村 (^{137}Cs : $1.5\ \text{Bq/g}=4.7\times 10^{-13}\ \text{g/g}$ と $0.5\ \text{Bq/g}=1.6\times 10^{-13}\ \text{g/g}$) で採取した土壌から Cs を分離・精製した試料の TIMS スペクトル (Finnigan MAT-261, Thermo Fisher Scientific 社製) を示す。土壌中には天然の ^{133}Cs が数 $\mu\text{g/g}$ 程度

存在するため、 ^{137}Cs 濃度の低い試料では ^{133}Cs のピークの裾が ^{135}Cs や ^{137}Cs のピークに重なり、精度が落ちることに留意する必要がある。ただし、質量分析計の性能向上により、最新機器のアバンダンス感度は改善されており、 ^{135}Cs や ^{137}Cs のピークが本グラフ (^{137}Cs : 0.5 Bq/g) よりも明瞭に現れると考えられる。

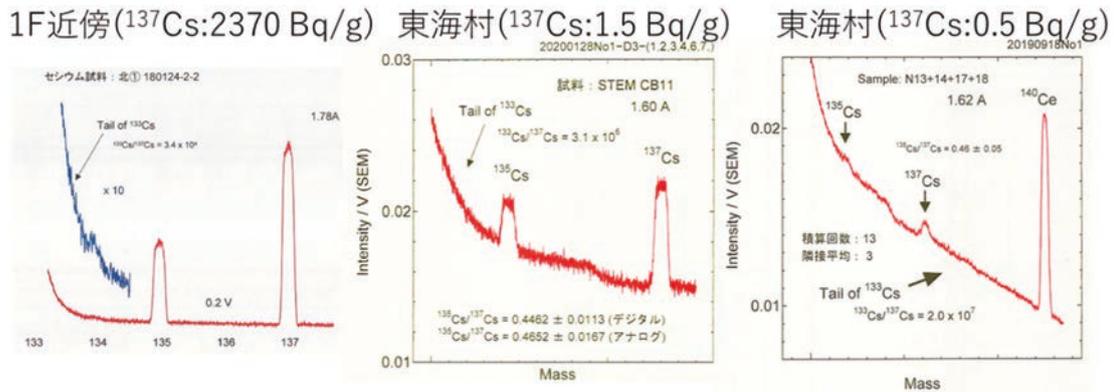


Fig. 11 1F 近傍と東海村 (2 地点) で採取された土壌中の ^{135}Cs と ^{137}Cs の TMS スペクトル

測定を繰り返すことにより標準偏差が評価される。また、予め濃度が既知の試料を同様の条件で繰り返し測定し、精度を評価する。

(e) 施設起源 ^{137}Cs 放射能濃度 (片側 95%信頼区間上限値) の設定

- γ_n : 施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比
- γ_{bg} : BG 起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比
- γ_{total} : 評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比
- $\sigma_{\gamma, n}$: 施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差
- $\sigma_{\gamma, bg}$: BG 起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差
- $\sigma_{\gamma, total}$: 評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差
- x_n : 施設起源の ^{137}Cs 濃度
- x_{total} : 評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度
- $\sigma_{x, n}$: 施設起源の ^{137}Cs 濃度の標準偏差
- $\sigma_{x, total}$: 評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度の標準偏差

とした時、(1)式と(2)式より施設起源の ^{137}Cs 濃度とその標準偏差が得られる。

$$x_n = \left(1 - \frac{\gamma_{total} - \gamma_n}{\gamma_n - \gamma_{bg}}\right) x_{total} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \sigma_{x, n}^2 = & \frac{1}{(\gamma_n - \gamma_{bg})^4} (\gamma_{bg} - \gamma_{total})^2 \times x_{total}^2 \times \sigma_{\gamma, n}^2 + (\gamma_n - \gamma_{bg})^2 \times x_{total}^2 \times \sigma_{\gamma, total}^2 \\ & + (\gamma_{total} - \gamma_n)^2 \times x_{total}^2 \times \sigma_{\gamma, bg}^2 \\ & + (\gamma_{bg} - \gamma_{total})^2 \times (\gamma_n - \gamma_{bg})^2 \times \sigma_{x, total}^2 \end{aligned} \quad (2)$$

(f) 得られた施設起源の ^{137}Cs 濃度 x と施設起源の ^{137}Cs 濃度の標準偏差 σ から、片側 95%信頼区間上限値 $= x + 1.645 \sigma$ を施設起源の ^{137}Cs 放射能濃度として設定する。

- (g) 敷地内放射能濃度分布のうち ^{137}Cs 濃度については、上記で評価された施設起源 ^{137}Cs 濃度に入れ替える。
- (h) 標準偏差が大きく片側 95%信頼区間上限値が有意な値として設定できない場合は、③の方法に移行する。
- (10) BG 参照エリアの事前サーベイと代表点測定の結果に基づく外生ドリフトデータを考慮した平均クリギングを適用して BG 放射能濃度を決定する方法 (③)
- ③となる本方法は事前サーベイによって面的な計数率分布となる外生ドリフトデータを取得し、その結果に基づきクリギングを行うための代表点 50 点を選定して、試料採取による放射能濃度測定の結果を合わせて、外生ドリフトデータを用いた平均クリギングを実施する。平均値とその推定分散の平方根から平均放射能濃度を決定し、バックグラウンド放射能濃度とするものである。このときの代表点は統計仮説検定による BG 判定の方法とは異なり、クリギング評価のための代表点選定方法であることに注意する。
- (a) BG 参照エリア全域 (1 m メッシュ) の各点の計数率と測定誤差を記載した外生変数の入力ファイルを作成する。
- (b) 代表点 (50 点) の放射能濃度測定値と測定誤差を記載した主変数の入力ファイルを作成する。
- (c) 各データに基づく頻度分布 (ヒストグラム) の分布形を確認し、正規分布ではない場合は変数変換を実施する。
- (d) 外生ドリフトデータを考慮した平均クリギングを実行し、平均値及び推定分散を算出する。
- (e) 算出された平均値とその推定分散平方根 σ を用いて片側 95%信頼区間下限値 = 平均値 - 1.645σ によって BG 濃度を決定する。
- (f) 評価対象エリアの放射能濃度分布評価結果から、BG 濃度を一律に差し引き、施設起源の放射能濃度分布を設定する。

なお、平均クリギングを適用した BG 放射能濃度を算出する方法については、付録 II に記載した。

5. 放射能濃度分布の評価手順

廃止措置終了確認後の被ばく線量評価を行うためには、その初期の放射能濃度分布を適切に評価して、サイト特性を反映した放射能濃度分布の変化を考慮する必要がある。そこで、事前サーベイと代表点測定を外生変数と主変数とした外生ドリフトクリギングを適用して、Fig. 12 に示すように廃止措置終了確認時点の初期放射能濃度分布の評価手順を作成した。

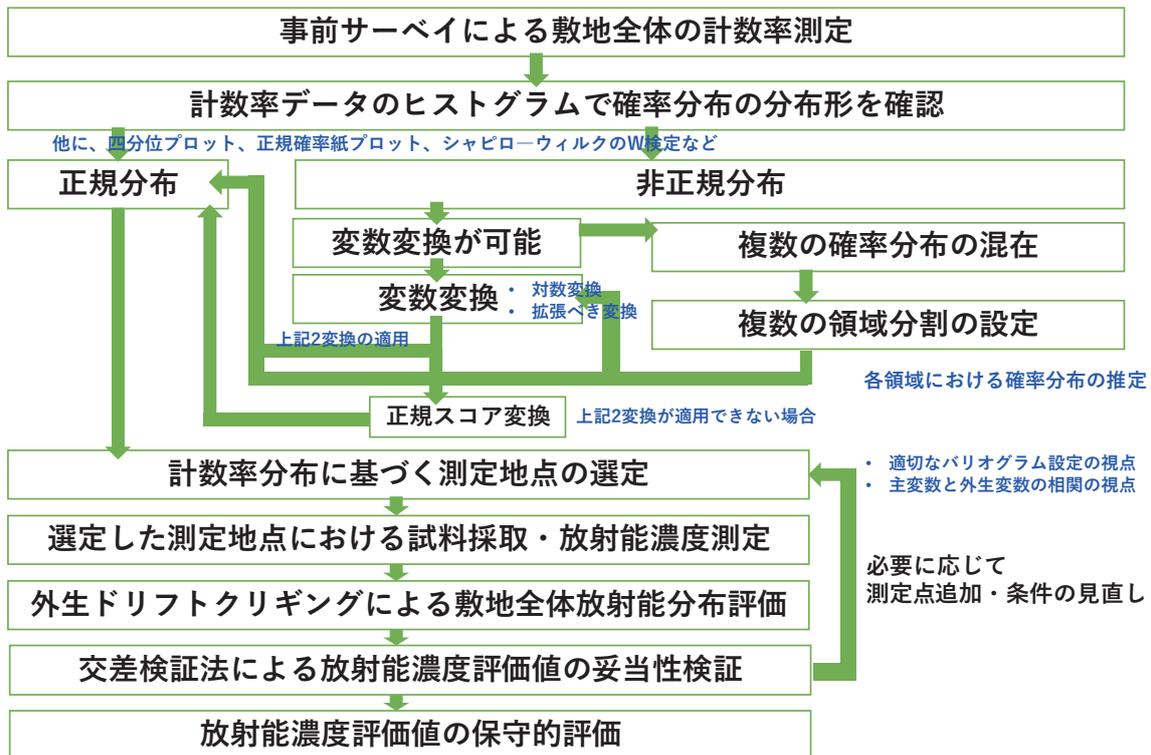


Fig. 12 廃止措置終了確認における放射能濃度分布評価の流れ

5.1 事前サーベイによる敷地全体の計数率測定・評価

5.1.1 敷地全体の事前サーベイ

(1) 測定位置情報の計測及び記録

GNSS レシーバーを用いた RTK 測位方式による高精度な位置情報の取得及び記録を行う。以下では、Droger DG-PRO1RWS コンパクトパッケージ³²⁾を利用する場合の例を示す。GNSS レシーバーを移動局として放射線測定装置の検出部の中心線上に取り付ける。10 km 以内に基準局がある場合は利用し、無い場合には必要に応じて付近に自ら基準局を設置する。基準局はもう一台の GNSS レシーバーを用意し、単独測位により自己計測し、設定した位置精度を満たすと自動的に基準局として機能する。

(2) γ 線エネルギースペクトルを取得可能な放射線測定装置の選定

^{137}Cs を 661.7keV のピークで検出可能な可搬型 Ge 半導体検出器、NaI 検出器、CeBr₃ 検出器、LaBr₃ 検出器、あるいはガンマカメラ（コンプトンカメラ、ピンホールカメラ、マルチコリメータ式カメラ（セシウムビューワなど））などから選定し、実用的な測定時間で 1 m メッシュ内において 0.01 Bq/g 程度の土壌中 ^{137}Cs 放射能濃度を検出できる検出器とする。 ^{137}Cs 放射能濃度が小さい

場合には、検出効率の高い大型の検出器を持つ装置が望ましい。

γ 線エネルギースペクトルを取得できる検出器では、エネルギー校正を行うとともに、多数の検出器で構成されるマルチコリメータ式の検出器では、各検出素子の検出効率校正を行う。

(3) 測定条件の設定

選定した放射線測定装置の特性に応じた1 m メッシュ内放射能濃度を代表できる測定高さ及び測定範囲の設定（検出範囲を制限するコリメータの設置・設定）、検出下限値の設定とそれに対応する測定時間の設定を行う。

- ・ 可搬型 Ge 半導体検出器を使用する場合、検出器を下向きに1 m メッシュの中央部に配置し、検出部を地表面からの高さを50~100 cm とし、1m メッシュ内を視野角とするコリメータを設置する。このとき、検出器にはGNSS レシーバーを取り付け、検出器の中心が1 m メッシュの中央座標となっていることを確認する。検出部を地面に近い位置とすると検出部直下の領域に検出が集中し、1 m メッシュ内の周縁部の線源の影響を過小評価することに注意する。
- ・ ガンマカメラを使用する場合（以下、セシウムビューワの例を示す）、検出器を下向きに配置し、1 m メッシュ全体が視野角に収まる高さを事前に確認し、その高さとなっていることに注意する。また、ガンマカメラは指向性があるため、水平器を用いて検出器中央が鉛直下向きになっていることを確認する。
- ・ γ 線エネルギースペクトル測定において、選定した放射線測定装置の特性に応じて検出下限を設定し、 ^{137}Cs の661.7 keV ピークを検出可能な測定時間を設定する。

(4) 測定

設定した測定条件に沿って、事前サーベイを実施する。

- ・ 設定した1 m メッシュの中央点座標に検出器の中心が位置していること、検出器高さが計画どおりであることを確認するとともに、測定点位置情報を記録する。測定装置によってはGNSS レシーバーと連携できるものもあるので活用する。また、ArcGIS のアプリケーションとの連携で位置情報と計数率を合わせて取得し、地図上に表示させる機能などを活用する。また、ガンマカメラを使用する場合1 m メッシュ内の分布を把握するため、検出器の方向が設定した方向と一致しているかを確認する。
- ・ 温度依存性のある検出器を用いる場合、測定中の気温、湿度などを計測して記録する。
- ・ 所定の時間、測定を実施して測定結果を保存する。
- ・ 検出器で得られた γ 線エネルギースペクトルから ^{137}Cs の661.7 keV ピークを抽出して計数率とその測定誤差を記録する。

事前サーベイによって取得した敷地全体の計数率分布の例を Fig. 13 に示す。

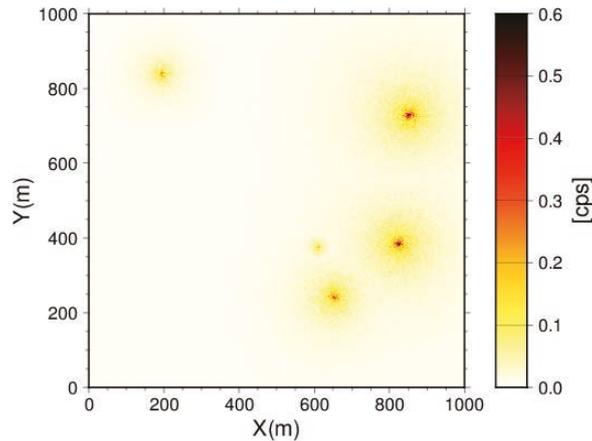


Fig. 13 事前サーベイによる敷地全体の計数率分布の例

5.1.2 計数率データのヒストグラムでの確率分布の分布型の確認

対数正規分布に従う物理量は、対数変換して正規分布に近づけることで統計的に扱いやすくなる。このため、事前サーベイの結果から Fig. 14 に示すように計数率データのヒストグラムを作成し確率分布の分布形により対数正規分布であるかの確認をする。さらに、四分位プロット、正規確率紙プロット、シャピロ-ウィルクのW検定やコルモゴロフ・スミルノフ検定を実施し、正規分布であるかないかを客観的に判断することとする。

結果が非正規分布であった場合は、変数変換によって正規分布に近づける必要がある。変数変換は、確率場が対数正規分布に従う場合に有効な対数変換、より一般的な確率場に適用可能なべき変換、正規スコア変換の3種類がある。なお、変換が必要かどうか、必要な場合にどのように変換すべきかは、変換した頻度分布に対し尤度関数を算出し、どの程度正規分布に近づくかで評価する。

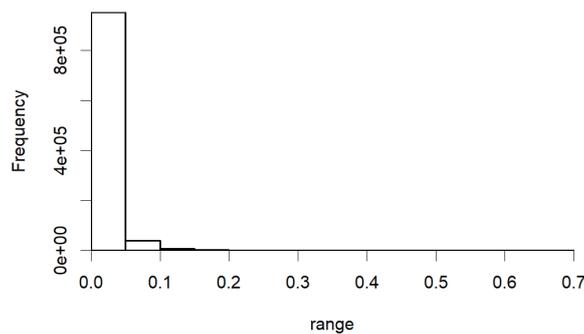


Fig. 14 計数率データのヒストグラム例

5.1.3 計数率分布に基づく測定地点の選定

事前サーベイにより敷地全体の計数率 (cps) 分布データが得られる。この分布データに基づき土壌放射能濃度を測定する代表点を選定する。クリギング評価での必要条件是、標本バリオグラムを作成する観点から次の点が挙げられる。

- ・ クリギングに必要な標本数は 50~300 点程度 ³⁴⁾
- ・ バリオグラムの各区間の測定点对の数が 30 以上 ³⁵⁾
- ・ 測定点对の最大距離の 1/2 以下をモデル作成に使用 ³⁴⁾

この条件を考慮し、主変数と外生変数の相関を適切に取得するための代表測定点を以下の手順で選定する。以下、標本数を 50 点としたときの例を示す。

① 計数率分布から特定した複数のピーク位置を選定

ピークが 1 点しかない場合は、ピーク周辺の高計数率地点を 5 点程度優先的に選定

② 4 隅の点を選定

③ 残りの点は、Fig. 15 に示すように測定点間の距離を考慮して合計で 50 点になるように選定
Fig. 16 に選定した 50 点の代表点の例を示す。

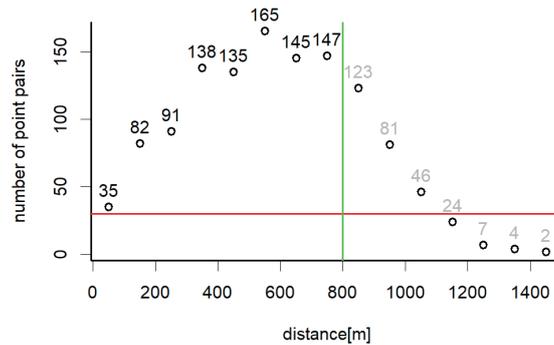


Fig. 15 測定点間の距離に対する頻度分布

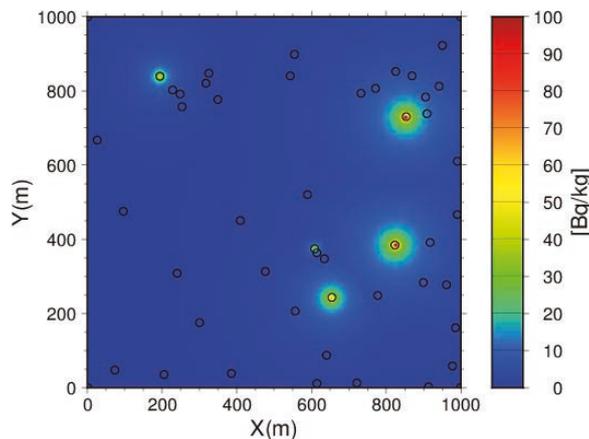


Fig. 16 選定した 50 点の代表点の例

5.2 選定した測定地点における試料採取・放射能濃度測定

5.2.1 試料採取の手順

- 対象となる 1m メッシュの中央、対角線上の 47cm 点の合計 5 点の採取点を設定する。
- 蓋を開けた U-8 容器を採取点の土壌に差し込み、満杯になるまで土壌を詰め込む (5 点)
- 実験室に持ち帰り後 U-8 容器を開封し、容器内で放射能濃度の偏りがないように、土壌試料を攪拌混合し、U-8 容器へ再封入する。
- なお、碎石などによって U-8 容器が土壌へ差し込めない場合については、10 cm 角の区画をスコップなどで 5 cm 深さまで掘削し、砂利を含めて回収しビニールバッグに封入する。実験室に持ち帰り後、粒径 2 mm 以上の砂利を除去し、攪拌混合して U-8 容器へ封入する。

5.2.2 土壌の放射能濃度測定の手順

- はじめに日本分析化学会が頒布する放射性セシウムを含む標準土壌試料 (U-8 容器) を実

験室の遮蔽付き Ge 半導体検出器により測定し、値付けされた土壌に対する 661.7keV の計数率を評価する。この際、放射能測定法シリーズ No.7「ゲルマニウム半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー」に従って測定・評価を行う。

- 次に採取した試料を封入した U-8 容器を同様に測定する。得られた計数率から、標準試料の放射能濃度と計数率をもとに試料ごとの放射能濃度を評価する。このとき標準試料の重量との比を用いて放射能濃度を補正する。重量差が大きい場合は土壌自身の遮蔽効果によって放射線検出への影響があることから、検出シミュレーションを行ってさらに補正を行うことが望ましい。1 m メッシュで 5 点採取した試料はそれらの平均を取り、代表点の放射能濃度として設定する。
- 計数による測定誤差を試料ごとに記録し、代表点の放射能濃度として設定した値に対する誤差を評価する。
- これを選定した代表点の数だけ繰り返し、代表点の放射能濃度とその誤差のデータセットを準備する。

5.3 外生ドリフトクリギングによる敷地全体放射能濃度分布評価

外生ドリフトクリギングによる敷地全体放射能濃度分布評価は、クリギングに基づく放射能濃度分布推定プログラム ESRAD3³⁰⁾を用いて実施する。

(1) 入力データの作成

- 外生ドリフトデータファイル（事前サーベイ結果）
敷地全体の 1 m メッシュごとの座標に対する事前サーベイの計数率及びその測定誤差を記載した ESRAD3 コードの入力ファイル（拡張子 [.drf]）を作成する。（5.1.1(4)参照）
- 代表点のデータファイル
敷地全体の 1 m メッシュごとの座標に対する土壌放射能濃度及びその測定誤差を記載した ESRAD3 コードの入力ファイルを作成する。（5.2.2 参照）

(2) 外生ドリフトクリギングの実行

ESRAD3 による外生ドリフトクリギングは、事前サーベイ及び代表点測定の両者のデータに測定誤差を有する場合、バリオグラム計算コードとクリギング計算コードをセットで M 個の外生ドリフトデータセット分の計算を実行し、その結果を結合する。

なお、外生ドリフトクリギングによる放射能濃度分布評価方法については付録 IV に記載した。

5.4 交差検証法による放射能濃度評価値の妥当性評価

クリギングを含む補間的な評価手法では、測定値 $v_\alpha (\alpha = 1, \dots, n)$ を使用して未測定点における評価値 $\hat{v}_i (i = 1, \dots, N \gg n)$ を得る。評価の妥当性を検証する方法として、以下に示す交差検証法 (leave-one-out 交差検証法) を適用する。

測定値のうち任意の 1 点 β を取り除き、 $n - 1$ 個の $v_\alpha (\alpha \neq \beta)$ を使用して検証すべき手法と同じ手順を行う。 n が十分であれば、測定点が 1 個少なくなったとしてもほとんど同じ推定結果が得られる。この場合、 β は未測定点として扱われるため、 \hat{v}_β と測定値 v_β を比較することで、未測定点 i における評価値 \hat{v}_i を（実在しない）測定値 v_i と比較することと同等の検証を行っている。よって、同じ手順を $\alpha = 1, \dots, n$ のすべてに対して行い \hat{v}_α を取得し、 v_α とそれぞれ比較することで推定結果全体の妥当性を検証できる。この時、測定点を 1 つ除いていることと、評価点が未測定点でなく測定点であること以外は、検証する推定結果と同一の方法を用いる。

交差検証における妥当性を判断するための評価関数は、濃度の大きい点をより重視する評価となる平均絶対誤差 MAE (Mean Absolute Error) を適用する。絶対誤差による評価の場合、最大・最

小値間の比率が大きいようなデータでは最大値付近での $|\hat{v}_\alpha - v_\alpha|$ に対して最小値付近での $|\hat{v}_\alpha - v_\alpha|$ は小さく、ほとんど無視されることから、濃度の大きい点をより重視する。

$$\text{MAE} = \frac{1}{n} \sum_{\alpha=1}^n |\hat{v}_\alpha - v_\alpha| \quad (3)$$

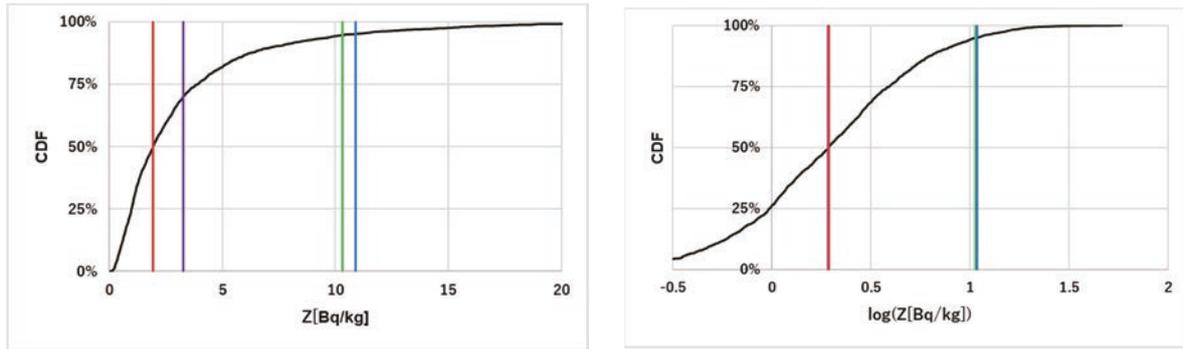
なお、評価関数 MAE は小さいほど良好と判断されるが、交差検証における妥当性を判断する目的から、妥当性判断のめやす値を設定する。妥当性判断のめやす値は、測定値の平均値を評価値とみなして測定値との MAE として設定する。ただし、測定点は高値を優先的に選定して平均値の補正が必要であるため、外生変数と主変数との相関をもとに、外生変数から推定した主変数の平均値を評価値（外生変数は測定誤差を考慮してランダムに値を変更した M 個分のデータセットがある）として測定値との MAE を求め、判断のめやすとして設定する。評価値とする平均値の算出方法は、測定値での回帰直線を使用するものとする。すなわち、測定値の回帰直線で各データごと（M 個）に外生変数から推定した値を平均するもので、主変数である測定値（放射能濃度）と外生変数である測定値（計数率）から回帰直線を求める。この回帰直線を使用し、M 個分の外生ドリフトデータから測定地点の放射能濃度を求めて平均する。平均した値を評価値として測定値との MAE を妥当性判断のめやす値として設定する。なお、設定しためやす値に対し、交差検証により求めた MAE が上回る場合には、分布評価が不適切と判断し、測定点を追加し、選定した測定地点における代表点試料採取・放射能濃度測定に戻り、再度評価を行う。

5.5 放射能濃度評価値の保守的設定

被ばく線量評価のための入力として用いる際には、評価値の誤差も考慮した保守的な値が必要となる。放射能濃度がその誤差（不確かさ）を考慮してもある範囲を超えないことを示す方法の例としては、クリアランスの測定及び評価方法に関する審査基準¹⁹⁾に採用されている片側 95%信頼区間の算出がある。この考え方を適用し、評価値の片側 95%信頼区間（両側 90%信頼区間に相当）を求める。

外生ドリフトクリギングの評価結果は確率変数であり、評価値がその確率分布の期待値、推定分散が分散（標準誤差の二乗）に相当する³⁷⁾。正規分布における片側 95%信頼区間上限値は、評価値 v と標準誤差 σ に対し $v + 1.645\sigma$ で得られる。被ばく評価を行う際には、この片側 95%信頼区間上限値を各評価点の値とし、これを初期放射能濃度分布として与える。

なお、分布が対数正規分布に従う場合には、対数変換を行わなければ正規分布には従わない。標準誤差と信頼区間幅は正規分布に従う確率分布でなければ線形的な関係を持たない。対数正規分布に従う確率分布の CDF（累積分布関数）とその分布を対数変換した分布の CDF を比較したものを Fig. 17 に示す。正規分布では、中央値と平均値が一致し、片側 95%信頼区間上限値と $v + 1.645\sigma$ が一致するが、対数正規分布の場合は一致しない。従って、片側 95%信頼区間上限を求める際には、計数率データのヒストグラムで確率分布の分布形を確認により適切な変数変換後に行い、元に戻した値を使用する必要があることに注意する。



(a) 元の分布（対数正規分布）

(b) 対数変換した分布（正規分布）

Fig. 17 変換前後での標準誤差と片側 95%信頼区間の関係

- 赤：中央値
- 青：片側 95 %信頼区間上限値
- 紫：平均値 ν
- 緑： $\nu + 1.645\sigma$ (σ ：標準誤差)

5.6 地下放射能濃度分布の評価

地下については、汚染履歴調査に加えて、敷地内外の地質構造の調査データや井戸及びモニタリング孔などでの観測を継続的に行っていると考えられることから、これらの観測結果を分析する。その上で汚染の可能性が否定できない場合には、サイト敷地内でボーリング調査を行うものとする。

地下水流れを把握したうえで汚染源と考えられる建屋の下流側においてボーリング調査を実施する。そして、帯水層などで原子力施設由来の放射性物質が検出された場合には、その汚染源を調査によって特定する。複数のボーリングコアの深度別の土壌中放射能濃度を放射能測定によって評価する。

(1) 3次元クリギングを用いた放射能濃度分布評価

これらボーリング調査による複数地点の深度方向の放射能濃度データをもとに、地下における放射能濃度分布について通常型 3次元クリギングを実行して、放射能濃度の空間分布を評価するとともに、各評価地点での推定分散を算出し、5.5と同様に評価値の不確かさと合わせて保守的な値を設定する。深さ方向には事前サーベイが行えないため、外生ドリフトクリギングは適用できない。（詳細は付録 V 参照）

(2) 地下水流動を考慮した地球統計学的な放射能濃度分布推定

本評価方法では、ある一時期の濃度測定データ及び地下水流動・物質移行に関する情報を入力とする。これに基づき各時刻の放出量を空間的な相関性を考慮して推定し、その結果から測定時の領域全体の濃度分布とその不確かさを評価する³⁸⁾。この際、推定値に対する非負の制限をギブスサンプリングによってベイズ推定に基づく統計的な厳密さを満たしたうえでかけることで、推定精度が向上する。さらに、汚染分布と地盤の透水性の空間分布を同時推定することにより、放射能濃度分布の予測精度が改善する（詳細は付録 V 参照）。

6. サイト特性を反映した被ばく評価手順

Fig. 18 に廃止措置終了確認における被ばく線量評価フローを示す。サイト特性を反映した被ばく評価では、さまざまな評価コードを適用し、総合的に組み合わせることによって核種移行及び被ばく線量を評価するものである。その際に必要なサイト特性データを取得する必要がある。

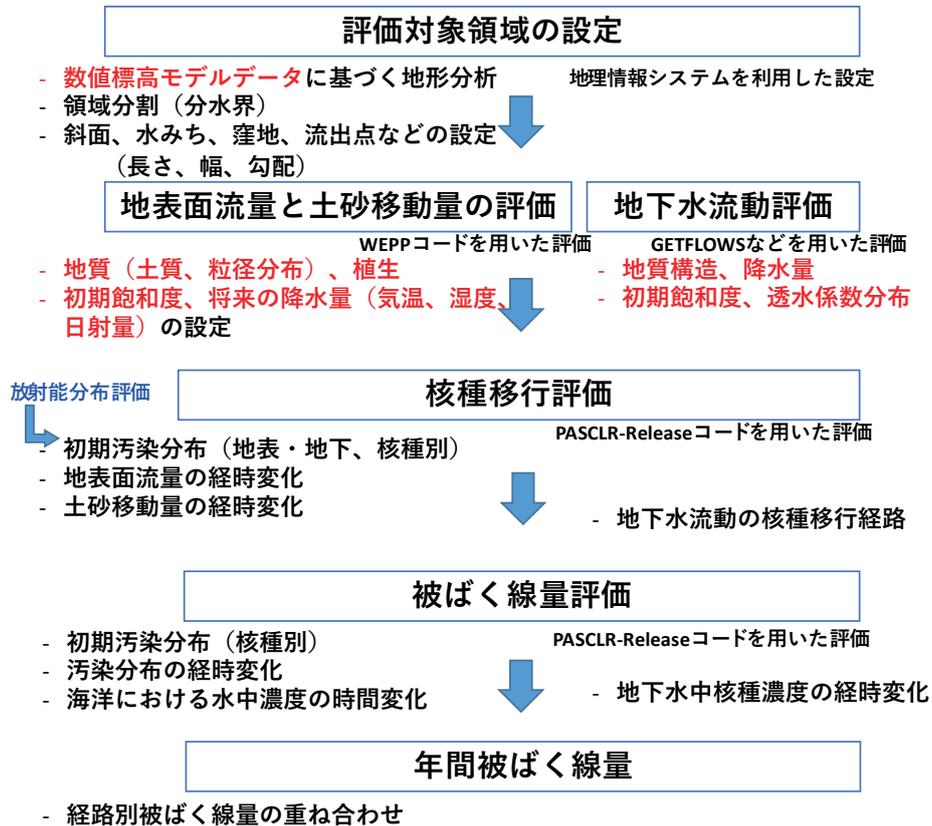


Fig. 18 廃止措置終了確認における被ばく線量評価フロー

Fig. 19 に示す CDecom は、原子力機構が開発を進めている放射能濃度分布評価プログラム ESRAD3 (5章参照)、サイト解放を対象とした線量評価コード PASCLR-Release (原子力機構が開発)、地表面流と土砂移動を評価可能な WEPP コード (米国農務省が開発)、地形要素の自動設定機能を有する GeoWEPP コード、CLIGEN 形式気候データ作成ツール (原子力機構が開発) を地理情報統合プラットフォーム ArcGIS (市販ソフトウェア: ESRI 社) 上で制御することで、初期の放射能濃度分布の設定から経時的な放射能濃度分布の変化を考慮した被ばく線量の評価までを実施可能なコードである³⁹⁾。

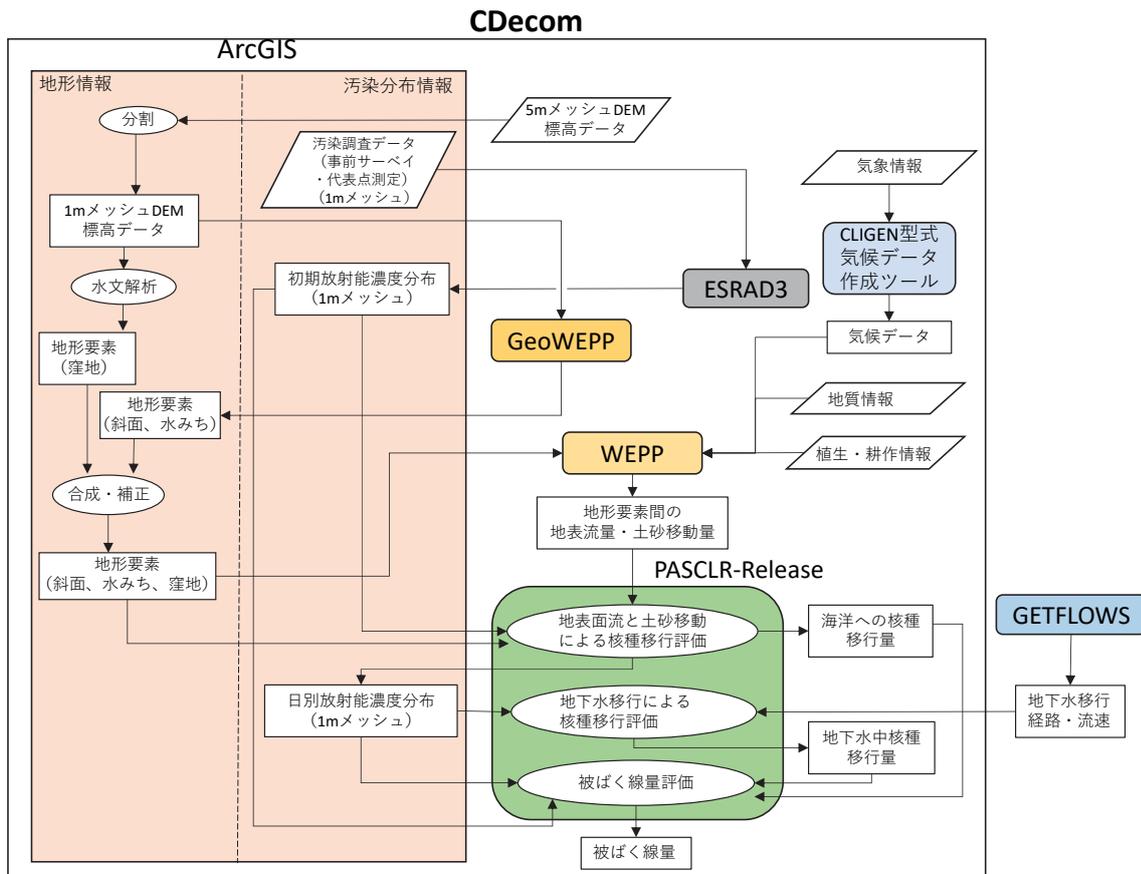


Fig. 19 CDecom コードの概要

ESRAD3 では、事前サーベイデータと代表点測定データをもとに 1m メッシュの初期放射能濃度分布を推定し、その結果は ArcGIS 上で管理される。CDecom 内におけるデータの処理方法は以下の通りである。

WEPP コードは、斜面、水みち、窪地という 3 種類の地形要素で生じる地表面流と土砂移動の量を評価する。WEPP の評価には、インプットとして評価対象サイトに含まれる地形要素のサイズを設定する必要がある。そこで、DEM データから斜面と水みちを自動設定する機能を有する GeoWEPP を適用する。ただし、GeoWEPP では窪地を設定することができないので、ArcGIS の水文解析機能を用いて DEM データから窪地を設定できるプログラムを作成する。GeoWEPP 及び ArcGIS の水文解析機能を用いて作成した斜面、水みち、窪地を ArcGIS 上で統合し、WEPP のインプットを作成する。地形要素を設定する際に利用する DEM データは、一般公開されている 5m メッシュの DEM データから作成した 1m メッシュの DEM データとする。これは、WEPP 出力を用いた核種移行評価を初期放射能濃度分布の空間解像度と同じ 1m メッシュで行うためである。

6.1 GeoWEPP と ArcGIS を適用した地形要素の設定

WEPP のインプットである地形要素の設定のためには、GeoWEPP により 1mDEM データをもとに作成した斜面と水みちに上記の定義により設定した窪地を重ねる必要がある。窪地を重ね合わせる際は、重ね合わせによってできた地形要素が WEPP の評価に適用できる形式である必要がある。具体的には、WEPP では斜面は地表面流や土砂移動が生じる上流端として扱っているため、窪地から流出した地表面流や土砂が斜面に流入するような地形要素の接続関係は設定できない。

このようなケースは、斜面内に水みちと接しない形で窪地が存在する場合に発生する。このため上記のような地形要素が設定されることを避け、WEPP のインプットとして適用できる地形要素を設定するために、上記定義に沿って設定した窪地の内、水みちと接続する窪地のみを GeoWEPP で設定した斜面と水みちに合成する。窪地の設定は以下の通り行う。

- ① GeoWEPP で設定された水みちにおいて、DEM データに基づき上流側から標高が極小となる地点を探し出す。
- ② その極小地点から下流側に向かって標高が最初に極大となる地点を探し出す (Fig. 20)。なお、Fig. 18 では水みちと窪地における傾きは滑らかに描かれているが、1 mDEM データに基づいてモデル化していることから、傾きは階段状の形状である。
- ③ この極大地点と極小地点の標高の差が入力で指定された値以上の場合、その極大地点より標高が低い地点 (1 m メッシュの点群) を窪地とする。この場合、窪地には、水みちだけでなく、その周辺の斜面も含まれる (Fig. 21)。
- ④ この結果、元の水みちは窪地の上流側と下流側の 2 つに分割される。また、元の斜面も上流側水みちに接続する斜面と下流側水みちに接続する斜面に分割される。
- ⑤ 1 つの水みち内に極小地点が複数あれば、窪地も複数設定される (③の条件を満たす場合) ことがあり得る。

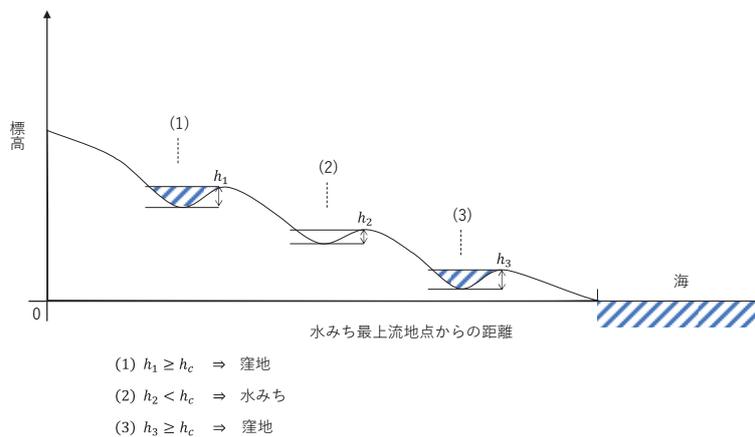


Fig. 20 水みち上に設定された窪地の概念図

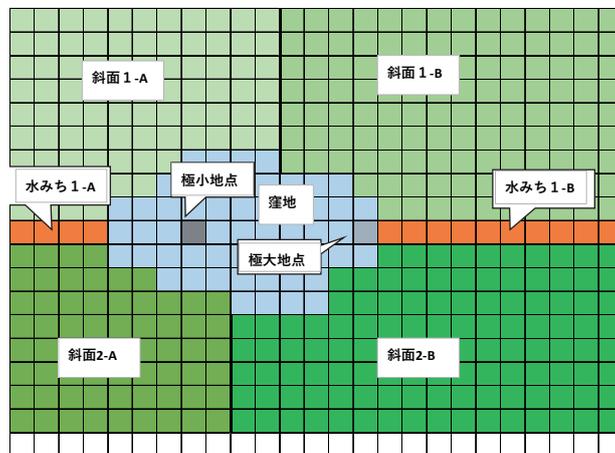


Fig. 21 窪地設定とそれに伴う水みちと斜面の再設定の概念図

6.2 核種移行評価

WEPP の評価において、入力の一つとして評価対象サイトの気象データを設定する。気象データは CLIGEN 形式であり、気象庁のデータ形式と異なるため変換が必要となる。CDecom の機能を用いて気象庁のウェブページにて公開されている過去の気象データから WEPP 用 CLIGEN 形式気候データを作成する。

PASCLR-Release では WEPP で評価した地表面流量と土砂移動量をもとに地表面における核種移行を評価する。この際、核種の鉛直分布と粒径ごとの核種濃度を反映した核種移行評価とする。地表面における核種移行は、初期放射能濃度分布と同じ 1m メッシュの範囲をコンパートメントとして評価する。

6.2.1 核種の鉛直分布の考慮

廃止措置終了確認の対象となるサイトにおいては、原子力施設の稼働中に大気中に放出された核種が地表面に沈着し、地下方向に移行する。この際、セシウムなどの収着性が高い核種はすぐには地下深部まで移行せず、地表面付近に高い放射性核種濃度を有する鉛直分布を持つことになる。核種が定常的に供給されている場合や、供給されてからあまり時間が経っていない場合は、地表面にピークを持つ放射能濃度分布となる。この場合、土砂移動により核種濃度が高い土粒子が移動することになる。従って、土砂移動による核種移行量を過小評価しないためには、実測データから地表面における核種分布を把握し、核種移行評価モデルに反映する必要がある。代表点測定で確認した地表汚染の鉛直分布を核種移行に反映するために、斜面上の放射能濃度分布の深さ方向のパラメータを設定できるようにモデルを新たに開発した。放射能の深度分布に関する取り扱いと評価パラメータを図示したものを Fig. 22～Fig. 24 に示す。

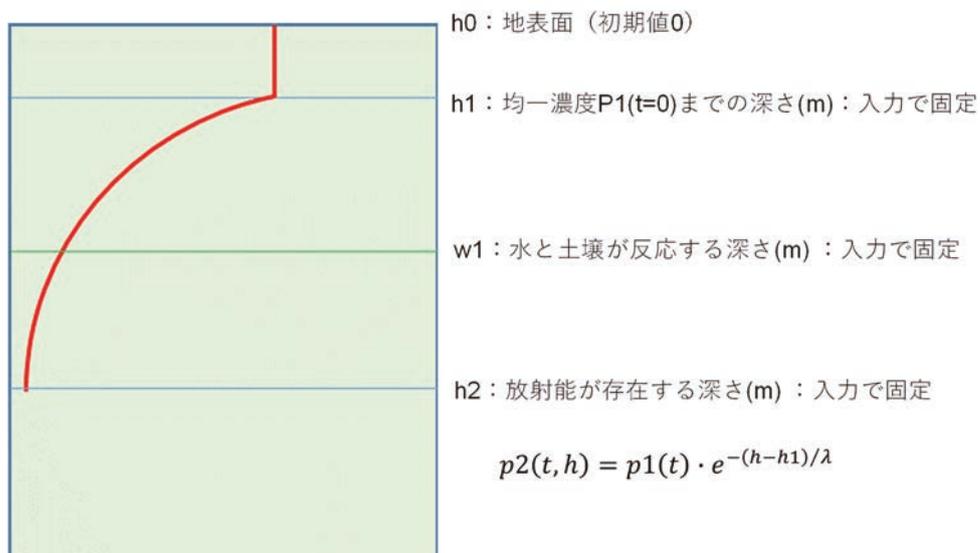


Fig. 22 初期状態の鉛直放射能濃度分布



Fig. 23 土砂移動が生じた場合（流出）

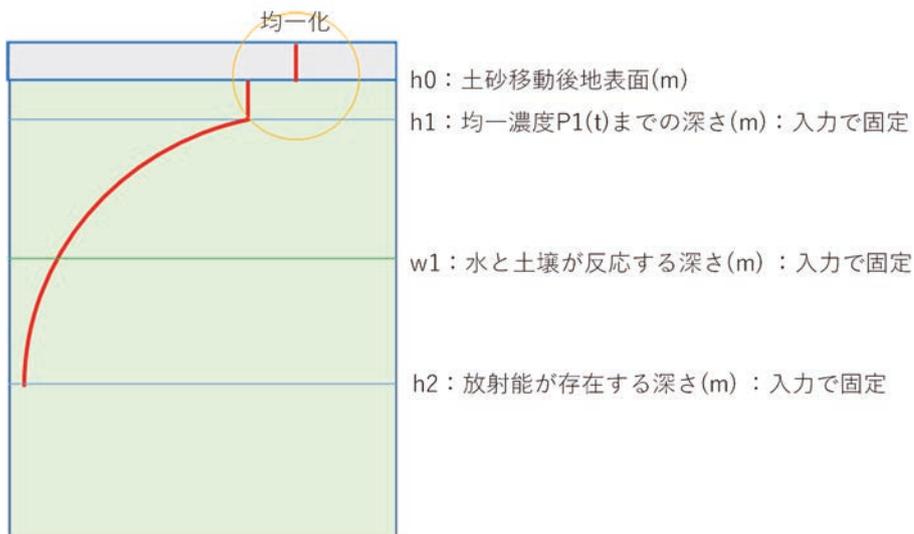


Fig. 24 土砂移動が生じた場合（流入）

6.2.2 粒径別核種濃度の考慮

土壌収着性が高い汚染核種の場合、土粒径が小さいほど放射能濃度、すなわち、重量に対する放射能が高くなる傾向がある。降雨による土砂移動を考えた場合、粒径が小さい方がホートン型地表流（降雨強度が浸透能を上回った際に生じる地表流）中に浮遊しやすいので、土砂移動による核種移行量を過小評価しないためには、粒径ごとに核種濃度を設定して小さい粒径の粒子に収着した核種の影響を反映する必要がある。土壌の粒径が小さいほどセシウム濃度が高くなる効果を反映して核種移行を評価するために、移動する土砂の粒径ごとにセシウム濃度を設定する機能を新たに開発して PASCLR-Release に組み込んだ。

粒径ごとの核種濃度の設定は、WEPP による評価で出力される 5 つの粒径区分を対象に行う。出力される 5 つの粒径区分は、WEPP の入力で設定する土質によって変化する。海岸立地を想定した砂丘砂層の場合は、0.002 mm、0.01 mm、0.03 mm、0.2 mm、0.3 mm の粒径ごとの土砂移動量が出力される。WEPP では降雨ごとに斜面下端からの土砂移動量と、斜面を長さ方向に 100 分割

した領域ごとの土砂移動量が出力される。粒径分布が出力されるのは斜面下端からの土砂移動量だけであるが、斜面を長さ方向に 100 分割した領域における土砂移動においても斜面下端と同じ粒径分布であると仮定して評価を行う。

6.3 被ばく線量評価

PASCLR-Release には、コンパートメントモデルによる核種移行評価結果を受けて、経時的に変化する放射能濃度分布をソースとした地下水移行による核種移行の評価機能を搭載している。地表面から浸透した核種が移行する経路として、CDecom の外部で計算した地下水流動解析コード GETFLOWS⁴⁰⁾の結果を引用することも可能である。さらに、PASCLR-Release では地表面における核種移行と地下水移行による核種移行に起因する被ばくを評価する機能を搭載する。これらの機能により、各評価経路による経時的な被ばく線量を評価し、廃止措置終了確認後において公衆の被ばく線量が基準線量以下であることを確認する。

6.3.1 被ばく経路

上記のように、廃止措置終了確認においては汚染箇所からの核種の移行方法として既存の PASCLR-Release で対象としている地下水移行に加えて地表面における移行も対象としている。そして、この 2 つの核種移行経路で移行時間のスケールが大きく異なる。

そこで、廃止措置終了確認では地表面に残存する核種及び地表面を移行した核種から被ばくするシナリオと地下水移行により移行した核種から被ばくするシナリオの 2 つのシナリオを設定し、それぞれのシナリオ内でインベントリの収支をとって被ばく線量を評価する。地表面に残存する核種及び地表面を移行した核種から被ばくするシナリオを Table 1 に、地下水移行により移行した核種から被ばくするシナリオを Table 2 と Table 3 に示す。

6.3.2 被ばく線量の算出

上記で設定したシナリオの被ばく経路ごとに、年間の被ばく線量の経時変化を評価するとともに、経路ごとの最大年間被ばく線量を得る。外部被ばく線量については、地表に沈着した放射能濃度分布及びその後地表流により変化した汚染変化に基づいて、評価地点の外部被ばく線量換算係数を地点周辺の地形勾配を考慮して算出して評価する。(付録 V 参照)

6.3.3 被ばく評価結果に基づく線量基準との比較

評価経路別の被ばく線量の時間変化を重ね合わせ、その最大値が 0.01 mSv/y 以下であることで、評価対象エリアの残存放射能によって公衆が受ける被ばく線量が基準線量以下であることが示される。初期の放射能濃度分布の評価において、95%信頼上限値を用いて放射能インベントリを評価しており、本被ばく線量評価における不確かさについては考慮せずに判断する。

Table 1 表面に残存する核種と地表面を移行した核種から被ばくするシナリオの被ばく経路

No.	作業内容	線源	被ばく形態
1	居住	サイト跡地土壌	外部
2			粉塵吸入
3			直接経口
4			ガス吸入
5			皮膚汚染
6	建設作業	サイト跡地土壌	外部
7			粉塵吸入
8			直接経口
9			ガス吸入
10			皮膚汚染
11	農耕	サイト跡地土壌	外部
12			粉塵吸入
13			直接経口
14			ガス吸入
15			皮膚汚染
16		サイト跡地で生産された農作物	経口
17	牧畜	サイト跡地土壌	外部
18			粉塵吸入
19			直接経口
20			ガス吸入
21			皮膚汚染
22		サイト跡地で生産された畜産物	経口
23	河川水面活動	河川水	外部
24	河川岸活動	河川水	外部
25			直接経口
26	漁網取扱	河川水がついた漁網	外部
27	塩摂取	塩	経口
28	海産物摂取	海水産物	経口
29	海水面作業	海水	外部
30	海岸活動	海岸砂	外部
31			直接経口
32	居住	送風塩	粉塵吸入
33	漁網取扱	海水がついた漁網	外部

Table 2 地下水移行シナリオ (No.10 以降は河川への移行を想定した場合) での被ばく経路

No.	作業内容	線源	被ばく形態
1	飲料水摂取	井戸水	経口
2			ガス吸入
3	淡水産物摂取	井戸水で養殖された淡水産物	経口
4	畜産物摂取	灌漑した土壌で生産された畜産物	経口
5		井戸水で飼育された畜産物	経口
6	農作物摂取	灌漑した土壌で生産された農作物	経口
7	農耕作業	井戸水で灌漑した土壌	外部
8			粉塵吸入
9			ガス吸入
10	河川水面活動	河川水	外部
11	河川岸活動	河川水	外部
12			直接経口
13	漁網取扱	河川水がついた漁網	外部

Table 3 地下水移行シナリオ (海洋への移行を想定した場合) での被ばく経路

No.	作業内容	線源	被ばく形態
1	塩摂取	塩	経口
2	海産物摂取	海水産物	経口
3	海水面作業	海水	外部
4	海岸活動	海岸砂	外部
5			直接経口
6	居住	送風塩	粉塵吸入
7	漁網取扱	海水がついた漁網	外部

7. 残された課題の整理

本検討では Fig. 25 に示す廃止措置終了確認の流れ（案）の中で、図中の赤点線枠で囲った部分について一連の手順を整備するため技術的な検討を行った。適用範囲の中でサイト特性を反映した 1F 事故起源の BG 放射能設定、被ばく線量評価を行うための手順が整理され、廃止措置終了確認における技術的方法として整備できたものとする。しかし、さらに適切に評価するために残された課題とそれに対する解決のための方針を Table 4 に示す。

Table 4 廃止措置終了確認手順の残された技術的課題 (1/2)

項目	課題	今後の方針案
TIMS 測定精度の向上	最新の TIMS では機器自身の測定精度向上に加えて、マスフィルターを搭載することができる。これらを適用することにより ^{133}Cs のテーリングを除去して、測定値に対する標準偏差を低減することが可能となる。	最新の機器の動向をとらえ、必要に応じて測定を実施して、有効性を確認し、標準偏差表の更新を図る。
外生ドリフトクリギングによる放射能濃度分布評価の検証	仮想的な放射能濃度分布を対象に測定される値を推定して評価を行い、その評価が真値をほぼ再現することを確認できたが、実フィールドでの測定結果での検証ができていない。1F 事故起源核種に対する測定結果は広い範囲で 1 m メッシュより大きな間隔での測定であり、本評価対象と異なるため、新たな測定が必要となる。	20 m 角の範囲に対して、事前サーベイと代表点測定を行うとともに、1 m メッシュで代表点測定を行った、外生ドリフトクリギングの評価結果と比較して、検証を行う。
斜面分割と勾配設定	傾斜方向の近い面を合わせて一つの斜面としてモデル化し、平均勾配として与えているため、均された設定となっている。	斜面分割の不確かさによる影響評価を行っておく。
植生・舗装などの表面被覆状態の考慮	本検討では裸地を前提とした評価方法の検討実施してきた。サイト内は裸地だけでなく植生、舗装、排水路など表面被覆がされており、これらを考慮する必要がある。	WEPP コードにおいては植生、排水路の設定などが可能であり、敷地内の被覆状態を反映した評価方法の整備とその妥当性を確認する試験が必要。
入力条件の取得	地質や初期条件の取得方法、将来評価の降水量設定方法が決められていない。	データ取得方法、不確かさを考慮した設定方法を検討する必要がある。
WEPP コードの評価時間単位	地表面流量の評価は 1 日の評価時間単位で行われるため、1 時間単位の降雨強度などの設定を変えても流量が変わらない場合がある。	地表面流量の違いによる影響評価を行っておき、必要に応じて補正する。

Table 4 廃止措置終了確認手順の残された技術的課題 (2/2)

項目	課題	今後の方針案
地下放射能濃度分布の評価	地下水流動を考慮した地球統計学的手法による地下の3次元放射能濃度分布評価にあたっては、水理地質構造及び地質の不均一性の設定の不確かさによって放射能濃度分布評価の精度に影響がある。また、汚染源が単一でない可能性を考慮する必要がある。	経時的な測定データを用いた水理地質構造の不確かさ（地質分布を含む）特に、測定データの不確かさに対する適切な取り扱い方法、汚染源の不確かさへの対応として、複数の汚染源を考慮する検討が必要。

さらに、本検討で対象とした赤点線枠以降の評価を行うにあたっての課題を以下に整理した。

- 現存する汚染の固定化、遮断等の対策が実施された場合の核種移行、被ばく線量評価方法の整備（主に地下汚染が対象）
 - 対策当初の有効性に加え、長期にわたる対策の機能劣化を考慮した評価
- 防護の最適化の確認方法の整備
 - 対策によって低減された線量（0.3 mSv/y 以下）とそれ以上の対策オプションを選択した際のコストと線量低減効果などから最適であると判断するための技術的知見の整備
- モニタリング等の管理の妥当性判断方法の整備
 - 固定化した汚染が漏えいしていないことを確認するモニタリング手法及び地点の妥当性を評価する方法
 - 将来モニタリングによって想定していたよりも早いあるいは多量の漏えいが検知された場合の処置方法
- 最適化できないとの判断で規制が継続する場合、制限付き解放の対応
 - 現状のサイト解放の流れ（案）では対象外の制限付き解放に関し、最適化できず炉規法の規制が継続となる場合のモニタリング等の管理の妥当性判断方法の整備、制限付解放へ拡張するための検討
- 廃止措置終了確認後に残されるリスク評価方法の整備
 - 最適化された線量を公衆が受けるリスクを評価する方法を整備し、土地の管理を引き継ぐ規制者へ共有
 - 廃止措置段階に把握した汚染のリスク管理

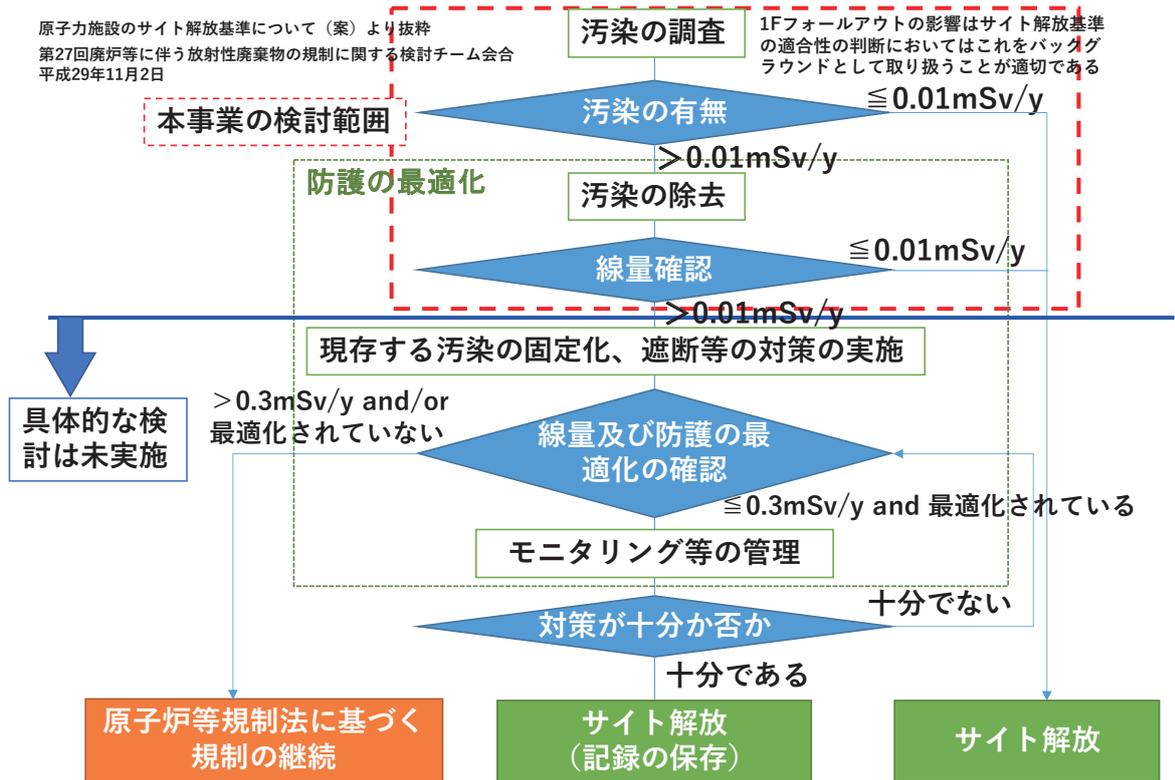


Fig. 25 廃止措置終了確認の流れ（案）での検討範囲

8. まとめ

原子力規制委員会検討チームで示されたサイト解放の流れに沿って、1F 事故起源核種によるバックグラウンド設定の考え方、事前サーベイに基づく代表点測定による敷地内の放射能濃度分布評価、廃止措置終了確認におけるサイト特性を考慮した被ばく評価方法と線量基準との判定までの一連の評価の流れについて、規制の観点から廃止措置終了確認手順としてとりまとめた。これによってサイト解放の流れに示された線量確認を、サイト特性を反映して実施することが可能になった。

一方、バックグラウンド放射能の設定において、TIMS など測定機器の精度向上に伴って施設起源放射能濃度に対する標準偏差表を適宜見直す必要があるなど、残された課題を抽出・整理した。さらにサイト解放の流れで本事業の検討の対象外であった、汚染の固定化などの実施以降の手順を検討するにあたっての技術的な課題についても整理した。

謝辞

本研究は、原子力規制委員会原子力規制庁の委託契約「原子力発電施設等安全技術対策委託費（廃止措置・クリアランスに関する検討）事業（平成 29 年度～令和 2 年度）」により実施したものである。ここに感謝の意を記します。

参考文献

- 1) 核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律，平成二十九年四月十四日公布（平成二十九年法律第十五号）改正，施行日平成 30 年 10 月 1 日。
- 2) 原子力規制委員会，「廃止措置の終了確認における敷地土壌等の状況の判定に関するガイド」，令和 4 年 3 月 30 日決定。
- 3) International Atomic Energy Agency, Integrated Regulatory Review Service (IRRS) Mission to Japan, IAEA-NS-IRRS-2016, 2016, 131p., <http://www.nsr.go.jp/data/000148261.pdf>, (2023 年 11 月 27 日閲覧)。
- 4) 原子力規制庁，「廃棄物の埋設に係る放射線防護基準及び原子力施設のサイト解放基準について（案）」，第 5 回廃棄物埋設の放射線防護基準に関する検討チーム会合配布資料 5-1（平成 28 年 10 月 14 日），<https://www.da.nra.go.jp/view/NRA023000012?contents=NRA023000012-002-003#pdf=NRA023000012-002-003>, (参照：2024 年 3 月 11 日)。
- 5) 原子力規制庁，「原子力施設のサイト解放基準について（案）」，第 27 回廃炉等に伴う放射性廃棄物の規制に関する検討チーム会合配布資料参考資料 27-2-3（平成 29 年 11 月 2 日），<https://www.da.nra.go.jp/view/NRA022011531?contents=NRA022011531-002-010#pdf=NRA022011531-002-010> (参照：2024 年 3 月 11 日)。
- 6) 原子力規制委員会，実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則。
- 7) International Atomic Energy Agency, Decommissioning of Facilities, General Safety Requirements Part 6, No. GSR Part 6, Vienna, (2014), 23p, <https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1652web-83896570.pdf>, (参照：2023 年 11 月 27 日)。
- 8) 原子力規制委員会，廃止措置段階の安全規制 概要，<http://www.nsr.go.jp/activity/regulation/reactor/haishi/haishi0.html>, (参照：2023 年 11 月 27 日)。
- 9) 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃止措置安全小委員会，廃止措置の終了の確認に係る基本的考え方（中間とりまとめ）－主な論点と今後の検討の方向性について－，2011 年 1 月。
- 10) 原子力安全基盤機構，平成 20 年度廃止措置に関する調査報告書，平成 21 年 11 月。
- 11) 日本原子力研究開発機構，平成 20 年度廃止措置基準化調査，原子力安全基盤機構からの受託研究，平成 21 年 3 月。
- 12) 日本原子力研究開発機構，平成 19 年度廃止措置基準化調査，原子力安全基盤機構からの受託研究，平成 20 年 3 月。
- 13) 日本原子力研究開発機構，平成 18 年度発電用原子炉廃止措置基準化調査，原子力安全・保安院からの受託研究，平成 19 年 3 月。
- 14) 日本原子力研究開発機構，平成 17 年度発電用原子炉廃止措置基準化調査，原子力安全・保安院からの受託研究，平成 18 年 3 月。
- 15) 助川武則ほか，原子力発電所のサイト解放に関する技術的課題の検討；米国の実績を参考としたサイト解放基準、手順、検認要件（受託研究），JAEA-Review 2009-075, (2010), 86p.
- 16) Nuclear Regulatory Commission, Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual, NUREG-1575 Rev.1, EPA 402-R97-016 Rev.1, DOE/EH-0624, Rev.1, August 2000. https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-09/documents/marssim_manual_rev1.pdf, (参照：2023 年 11 月 27 日)。
- 17) International Atomic Energy Agency, Release of Sites from Regulatory Control on Termination of Practices, Safety Guide, No. WS-G-5.1, Vienna, 2006, 37p, <https://www-pub.iaea.org/MTCD/>

- publications/PDF/Pub1244_web.pdf, (参照：2023年11月27日)。
- 18) International Commission on Radiological Protection, Scope of Radiological Protection Control Measures, ICRP publication 104. Ann. ICRP Vol.37, No. 5, 2007, 106p.
 - 19) 原子力規制委員会, 放射能濃度についての確認を受けようとする物に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価の方法に係る審査基準, 令和2年7月29日改正, <https://www.nra.go.jp/data/000322932.pdf>, (参照：2023年11月27日)。
 - 20) Asako Shimada et al., Determination of $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ isotopic ratio in soil collected near Fukushima Daiichi nuclear power station through mass spectrometry, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 58, No.11, 2021, pp.1184-1194.
 - 21) Tsutomu Ishigami and Taro Shimada, Study on application of kriging to evaluation of radioactivity concentration for ensuring compliance with the criterion of site release, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 52, No.9, 2015, pp.1186-1204.
 - 22) U.S. Department of Agriculture, The Water Erosion Prediction Project (WEPP), 2012, <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/west-lafayette-in/national-soil-erosion-research/docs/wepp/research/>, (参照：2023年11月27日)。
 - 23) ESRI ジャパン, ArcGIS, <https://www.esri.com/products/arcgis/>, (参照：2023年11月27日)。
 - 24) Renschler. C. S., Designing geo-spatial interfaces to scale process models. The GeoWEPP approach, Hydrological Processes, Vol.17, No.5, 2003, pp.1005-1017.
 - 25) 大澤和敏, 酒井一人, 池田駿介, WEPP モデルによる土壌侵食・土砂流出解析, 農業農村工学会誌, Vol. 81, No. 12, 2013, pp.13-16.
 - 26) 日本原子力研究開発機構, 平成31年度「廃止措置・クリアランスに関する検討」報告書, 2020.
 - 27) Mariko Atarashi-Andoh et al., Catchment-scale distribution of radiocesium air dose rate in a mountainous deciduous forest and its relation to topography, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 147, pp. 1-7, 2015.
 - 28) 原子力委員会, 発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針, 1977.
 - 29) International Atomic Energy Agency, Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring, Technical Report Series No.486, (2019), 247p, https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/DOC_010_486_web.pdf, (参照：2023年11月27日)。
 - 30) 日本分析化学会, 開発成果報告書「放射能分析用土壌認証標準物質」, 2013年12月17日改2, (2013), 67p, <http://www.jsac.or.jp/srm/RDJSAC0471.pdf>, (参照：2023年11月27日)。
 - 31) 原子力規制委員会原子力規制庁監視情報課, 放射能測定法シリーズ No.7「ゲルマニウム半導体検出器によるγ線スペクトロメトリー」, 令和2年9月改訂, (2020), 305p.
 - 32) Drogger 社, RTK GNSS receiver, https://www.bizstation.jp/ja/drogger/dg-pro1rws_index.html, (参照：2023年11月27日)。
 - 33) クロスレイテクノロジー株式会社, セシウムビューワ, <http://xrtec.co.jp/products/fd-08cs-v2>, (参照：2023年11月27日)。
 - 34) Tomislav Hengl, A Practical Guide to Geostatistical Mapping of Environmental Variables, EUR 22904 EN. Luxembourg (Luxembourg): Office for Official Publications of the European Communities, (2007), 143p.
 - 35) A. G. Journel and Ch. J. Huijbregts, "Mining Geostatistics", THE BLACKBURN PRESS, 1978.
 - 36) 石神努ほか, クリギングに基づく放射能分布推定プログラム ESRAD2 の開発 -使用手引-,

- JAEA-Data/Code 2015-019, (2015), 122p.
- 37) 石神努, 島田太郎, サイト解放検認のための測定点数の算出方法と判断手順の検討, JAEA-Research 2013-048, (2014), 40p.
 - 38) Shizuka Takai, Taro Shimada, Seiji Takeda, Katsuaki Koike, Evaluating the effectiveness of a geostatistical approach with groundwater flow modeling for three-dimensional estimation of a contaminant plume, Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 251, 2022.
 - 39) Kazuji Miwa et al., Development of dose evaluation method considering radionuclides migration on the surface of the site for confirmation of completion of decommissioning, MRS Advances, Vol. 7, 2022, pp. 165-169.
 - 40) 地圏環境テクノロジー, GETFLOWS, <https://www.getc.co.jp/ja/getflows/>, (参照: 2023年11月27日) .

付録 I

ウィルコクソンの順位和検定を用いた統計仮説検定による BG 判定方法

I.1 統計仮説検定による BG 判定方法の適用範囲の検討

米国のサイト解放に関する測定・評価マニュアル MARSSIM (Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual¹⁾) における BG 放射能を有する評価対象エリアの測定結果に基づいて基準放射能濃度を満足するか判定する統計仮説検定方法を参考に、対象エリアの放射能濃度が BG によるものと判定する方法について検討を進めてきた。具体的には、2 群の対応のないデータに対するノンパラメトリック検定であるウィルコクソン順位和検定 (Wilcoxon rank sum test) を採用し、BG 参照エリアと評価対象エリアの間に差があることを認める許容値を導入して、BG 参照エリアの各放射能濃度データに許容値を加えたデータ群と評価対象エリアの放射能濃度データ群とを比較するものである。この許容値はその濃度に相当する被ばく線量を許容するものであり、許容値を小さくすることが望ましいが、小さくすると有意差が認められず、帰無仮説を棄却することができないため、統計検定による判定の適用範囲が狭くなるという関係がある。例えば、¹³⁷Cs が 0.01 Bq/g という許容値は均一な平坦な放射能分布であった場合、1.7 μSv/y に相当する濃度となる。

(1) ウィルコクソン順位和検定と BG 判定方法の設計

上述したように 2 つの対応のないデータ群において、データに正規性がない場合に用いられる検定方法がウィルコクソン順位和検定である。これはデータの大きさの順位を利用する検定であり、2 群の平均値を比較する検定ではなく、中央値である。通常の有意差検定では帰無仮説 (H_0) は 2 群間の代表値に差がないことであり、対立仮説 (H_1) は 2 群間の代表値に差があると設定する。

その方法は、以下の通りである。両群のデータの小さい順に順位をつけ、データ数の少ない群 ($n_1 \leq n_2$) の順位和を W とする。ただし、同じ値のデータの場合、それらが異なると考えた場合の順位の平均値を与えることとする。例えば、同順位で 3 位のデータが 3 つある場合、 $(3+4+5)/3 = 4$ の順位を与える。両群の中央値が等しいとすると、

$$z = \frac{|W - n_1(n_1 + n_2 + 1)/2| - 1/2}{\sqrt{n_1 n_2 (n_1 + n_2 + 1)/12}} \sim N(0, 1) \text{ 分布 (正の部分)} \quad (\text{I-1})$$

この z スコアが正規分布の正の部分に相当する確率 p 値に換算し、設定した第 1 種の過誤 α (有意水準) と比較して、 p 値が小さければ、帰無仮説が棄却される。なお、同順位の処理についてはあくまで近似であり、特に同順位が多い場合には注意が必要とされている。

本評価では評価対象エリアの放射能濃度が BG 参照エリアの放射能濃度と同等以下でフォールアウト核種のみであることを判定するため、本検定を BG 判定に利用する場合、BG 参照エリアのデータ群の各データに許容値を加えたデータ群として置き換え、これを評価対象エリアのデータ群と比較する非劣性検定として設計することを考えた。すなわち、許容値を加えたデータ群の代表値と評価対象エリアのデータ群の代表値に差があることを帰無仮説とし、差がないことを対立仮説と設定し、帰無仮説を棄却することで BG であると判定する方法となる。

(2) 許容値の設定

許容値は上述したように BG 設定として許容する被ばく線量に直結する。廃止措置終了確認基準として 0.01 mSv/y が検討されており、この値を十分に下回る許容値とする必要がある。¹³⁷Cs が 0.01 Bq/g という許容値は広範囲に均一な放射能分布であった場合、基準線量の約 1/6 にあたる 1.7 μ Sv/y に相当することから、高くとも 0.01 Bq/g を超えないようにすることが望ましいと考えられる。

なお、基準線量 0.01 mSv/y の 1/10 とする場合、許容値の濃度は 0.007 Bq/g となる。

(3) 第 1 種過誤率 α (有意水準) の設定

第 1 種過誤は、本当は帰無仮説が正しいのに、検定において帰無仮説を棄却してしまう誤りのことで、本問題に対しては、本当は BG とは認められないのに、帰無仮説を棄却して、評価対象エリアの ¹³⁷Cs は BG によるものと判定されてしまうことを指す。許容される第 1 種の過誤の確率 α (有意水準) を設定することで、こうした可能性を制御することが可能である。一方、第 2 種の過誤は、本当は対立仮説が正しいのに、検定において帰無仮説を棄却しない誤りのことで、本問題に対しては、本当は BG であるのに、帰無仮説を棄却せず、評価対象エリアの ¹³⁷Cs は BG でないと判定されてしまい、施設起源の放射能とみなされる可能性があることを指す。この過誤率は β で表されるが、安全性の観点からは考慮する必要がない。なお、この過誤率 β もあわせて制御しようとする、必要なデータ数が増加する可能性がある。

クリアランス制度において、令和元年 9 月に改正された放射能濃度についての確認を受けようとする物に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価の方法に係る審査基準において、

「この際、クリアランスレベルを超えている確率を 0 にすることは不可能であるが、クリアランス対象物の放射能濃度を過小評価することなく、クリアランスレベルを超える物がクリアランスされてしまう確率を十分低く抑える必要がある。この「確率を十分低く抑える」ための判定基準として、計量学の分野において推定の不確かさに係る判定のめやすのひとつとして用いられている「信頼の水準が片側 95%の上側に限界のある区間の限界値 (以下「95%上限値」という。)」を参考とする」

との記述がある。また、

「こうした測定における不確かさの考え方については、ISO/IEC Guide 98-3ⁱⁱⁱ⁾及び 98-4ⁱⁱⁱⁱ⁾が発行されるなど、ISO 等において実用化される環境が整えられており、放射線計測分野においても ISO 11929^{iv),v),vi),vii)}が発行されている。」

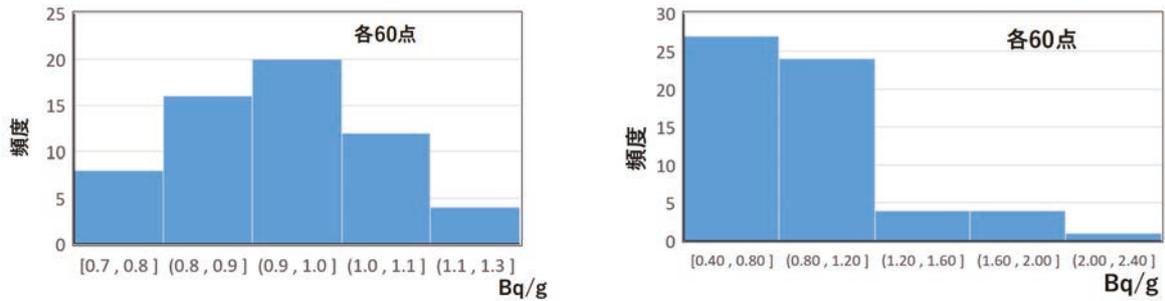
と述べられている。

本検討においても、その考え方を踏襲し、95%上限値である、片側 95%信頼区間上限値を採用し、第 1 種過誤率 α を 0.05 と設定することとした。

(4) 2 つのデータ群を想定したケース解析

上述した設定のもと、Fig. I.1 に示すように 2 つの仮想的なデータ群を用いて、BG 判定のためのウィルコクソン順位和検定について、Table I.1 に示す組み合わせでケース解析を実施した。BG

参照エリアと評価対象エリアのデータ群が同じであった場合を基本とし、BG 参照エリアの方が 10%高い値を示したケース、評価対象エリアの方が 5%高い値を示すケース、2 つの仮想的なデータ群が組み合わせられたケースを平均値が 1.0 Bq/g の場合と、データ群の値をすべて 1/10 とした平均値 0.1 Bq/g の場合を設定して評価した。



分布 A

分布 B

Fig. I-1 仮想的な 2 つの放射能濃度データ群 (A, B)

なお、上記データは BG 参照エリア及び評価対象エリアそれぞれに対して、事前サーベイを行って、Fig. I.2 に示すように、頻度分布を維持した上で代表点を選定し、その測定によって放射能濃度データが得られていることが前提である。

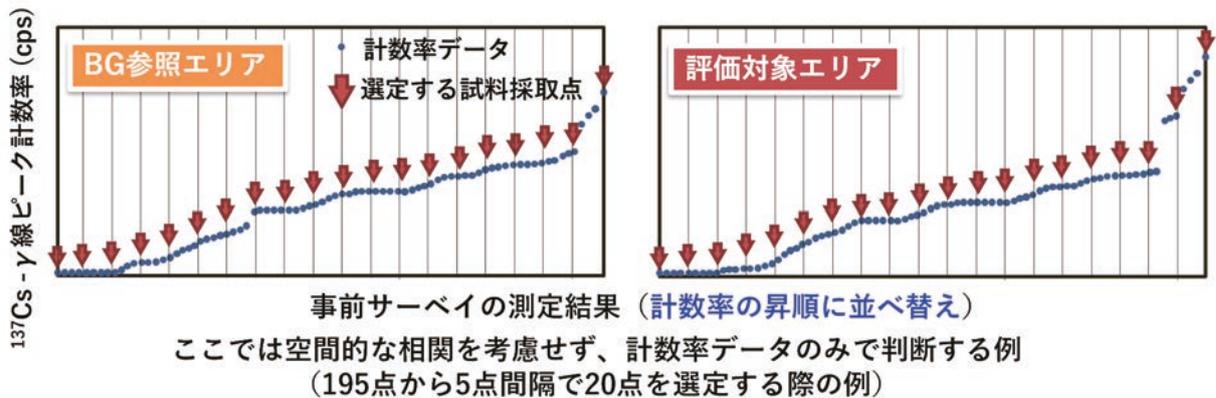


Fig. I.2 事前サーベイで取得された計数率分布に基づく代表測定点の選定方法の例

ケース解析した BG 判定結果を前掲した Table I.1 に示す。許容値が 0.01 Bq/g であり、各エリアの平均値が 1.0Bq/g 程度の場合、中央値で 1.01 と 1.00 の差を検定していることから、ばらつきの小さい分布 A 同士であれば BG 判定が可能な場合 (1-a, 1-d) もあるが、データのばらつきが大きい場合には BG と判定されないケース (1-b, 1-c, 1-e, 1-f) が占める結果となった。一方、0.1 Bq/g の範囲では、こちらもばらつきの大きい分布 B 同士では BG と判定されない (2-b) が、BG 参照エリアのデータが 10%高い場合 (2-c) には BG と判定され、また、両エリアで分布が異なる場合に BG と判定されるケースがある (2-e) など、BG と判定される可能性がある濃度範囲である結果となった。以上の結果から、ケース解析の範囲においては、BG 参照エリア及び評価対象エリアにおいて ^{137}Cs 平均放射能濃度が 0.1 Bq/g 以下の場合において、統計検定における BG 判定を行う

のが適当と考えられる。

Table I.1 ウィルコクソン順位和検定のケース設定と判定結果

ケース番号	対象領域の平均値	BG 参照エリアデータ群	評価対象エリアデータ群	BG 判定
1-a	1.0Bq/g	A	A	○
1-b		B	B	×
1-c		B (10%高)	B	×
1-d		A	A (5%高)	○
1-e		A	B	×
1-f		B	A	×
2-a	0.1Bq/g	A	A	○
2-b		B	B	×
2-c		B (10%高)	B	○
2-d		A	A (5%高)	×
2-e		A	B	○
2-f		B	A	×

付録 II

外生ドリフトデータを用いた平均クリギングによるバックグラウンド放射能濃度評価

平均クリギングは BG 参照エリアの平均濃度を測定点の位置と濃度の空間的相関を考慮して評価することが可能な方法である。さらに、事前サーベイ結果である外生データを考慮することができる外生ドリフトクリギングを併用することによって、事前サーベイ結果の面的な計数率分布の傾向を考慮した平均クリギングとして評価することが可能である。さらに、その評価値（平均値）とその不確かさ（推定分散）の算出において、測定誤差を考慮することも可能であり、求められる放射能濃度が低く、その測定誤差が比較的大きい範囲を取り扱う廃止措置終了確認において、適切な方法である。

これにより代表点での放射能濃度測定値の平均及びその標準偏差から平均値の信頼区間下限値をとる方法では考慮できない測定誤差を平均値の信頼区間評価に反映することができる。

平均クリギングでは、領域 R にわたる Z(x) の平均は次式で表される。

$$\bar{Z} = \frac{1}{R} \int_R dx Z(x) \quad (\text{II-1})$$

Z(x) の平均 \bar{Z} は次式で近似できる。

$$\bar{Z}_n^* = \sum_{\alpha=1}^n \bar{w}_\alpha Z(x_\alpha) \quad \sum_{\alpha=1}^n \bar{w}_\alpha = 1 \quad (\text{II-2})$$

推定量の分散

$$\sigma_n^2 = E \left[\left(\sum_{\alpha=1}^n \bar{w}_\alpha Z(x_\alpha) - m \right)^2 \right] \quad (\text{II-3})$$

を最小とする方法で評価し、

推定平均値：

$$m^* = \sum_{\alpha=1}^n \bar{w}_\alpha Z(x_\alpha) \quad (\text{II-4})$$

推定分散：

$$\sigma_n^2 = \sigma^2 - \sum_{\alpha, \beta=1}^n \bar{w}_\alpha \bar{w}_\beta \gamma(x_\alpha - x_\beta) \quad (\text{II-5})$$

$$\begin{aligned} \sigma^2 &= E[Z(x)^2] - \{E[Z(x)]\}^2 \\ &= \gamma(|x_\alpha - x_\beta| = \infty) \\ &= b + c \end{aligned} \quad (\text{II-6})$$

として評価するものである。

平均クリギングによって平均値とその不確かさを評価する例を以下に示す。Fig. II.1 に対象とした ^{137}Cs 放射能分布と事前サーベイに基づき選定した測定点を示す。事前サーベイと代表点測定の結果を用いた平均クリギングを実行した結果、Table II.1 に示す平均値と推定分散の平方根が得られ、BG 濃度は片側 95% 信頼区間下限値 (-1.645σ) を用いて、0.19 Bq/g となった。

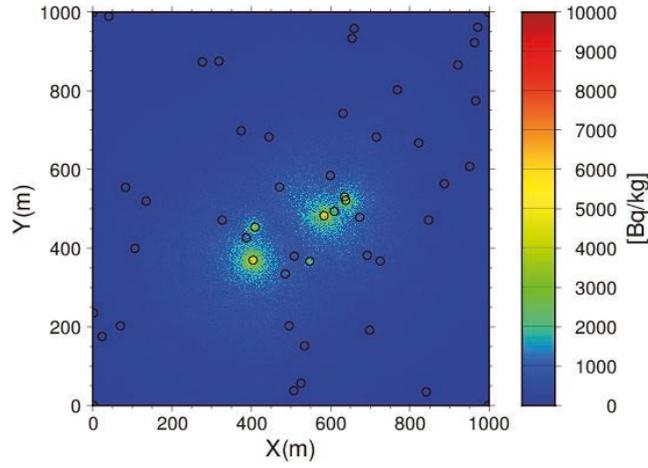


Fig. II.1 対象とした放射能分布と選定した測定点

Table II.1 平均クリギングによる BG 評価結果

	評価結果
評価した平均値 (Bq/g)	0.32
平均クリギングによる推定分散平方根 σ	0.076
BG=平均値-1.645 σ (Bq/g)	0.19

付録 III

 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いたバックグラウンド設定方法

Mikami ら^{viii)}により、東日本の広範囲において可搬型 Ge 半導体検出器を用いて測定された $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は狭い範囲内に収まっており、それぞれのインベントリの相関は $Y=1.07X$ ($R^2=1.00$) で示されると報告されている。さらに、Chino ら^{ix)}は、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を小数点以下 2 桁目まで判別して頻度分布をみると、2 つから 3 つのピークに弁別でき、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比が 1.00 以下、1.00-1.06、1.06 以上に分けて地図上に色分けして分布を示し、1F の各号機の放出イベントや気象条件等と関連付けて考察することで、1 号機、2 号機、3 号機起源を識別している。これらのことは、1F 事故起源の放射性同位体比として一定の値を設定でき、その同位体比測定の精度次第ではさらに細かい識別も可能となり得ることを示している。

このように $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は有用であるが、廃止措置終了確認時には ^{134}Cs が減衰しているために利用できない。一方、半減期の長い ^{135}Cs を用いた $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の利用が可能であると考えられる。1F 事故起源と廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を設定できれば、未知試料の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比に対して方程式を解くことでそれぞれの濃度を算出できる。

III.1 1F 敷地周辺で採取した土壌試料及び高線量地点での $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の測定

Fig. III.1 に示すように、1F フェンス脇の 5 地点で採取された土壌試料及び原科研内の 1F 事故起源核種の影響を受けた地点で採取した土壌試料 1 点について、TIMS を用いて、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を測定した。この際、土壌試料の前処理及び溶媒抽出は 4.2(9)に示した方法に従って実施した。TIMS は東京工業大学の Finnigan MAT-261, Thermo Fisher Scientific を用いた。

Table III.1 に各土壌試料の ^{137}Cs 放射能濃度と $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の測定結果を示す。主な汚染が 1 号炉起源と考えられる地点で採取された試料の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は 0.3735 ± 0.0001 、それ以外の 4 地点、10 試料の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の平均値は 0.3628 ± 0.0005 であり、TIMS を用いた $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の精度であれば 1 号機起源とそれ以外とを識別できることを示した。一方、原科研内の高線量地点で採取した試料の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は 0.3625 ± 0.0005 であり、1F 事故起源の同位体比と同等であり、1F 事故起源の放射性 Cs であることが確認された。

Fig. III.2 に試料の ^{137}Cs 放射エネルギーに対する TIMS 測定における測定誤差の関係を示す。今回の TIMS 測定の誤差は、それら平均で 0.00047 ± 0.00035 であった。このことから、TIMS 測定では、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の小数点以下 3 桁目が 1 以上異なれば識別が可能であることが分かった。

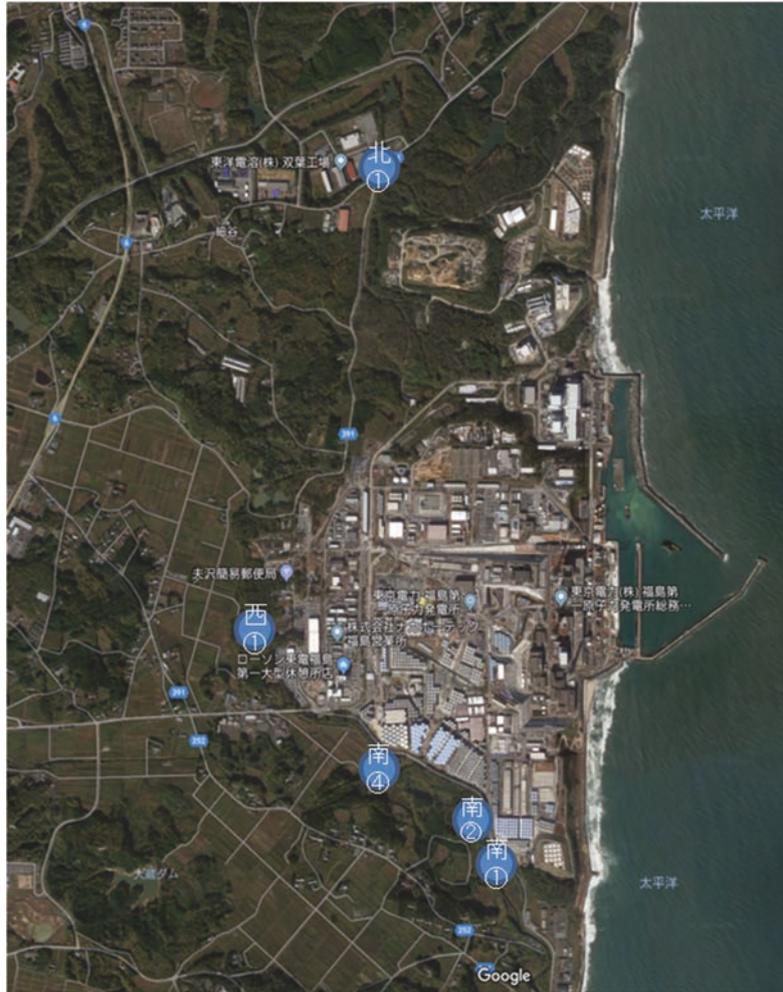


Fig. III.1 1F フェンス周辺での試料採取地点

Table III.1 土壤試料中の ^{137}Cs 濃度と $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 測定結果 (2011年3月11日に補正)

採取地点	土壤試料中 ^{137}Cs 濃度 Bq/g	$^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
北①-2	2370	0.3735±0.00024153
北①-10	9.96	-
西①-1	491	0.3630±0.00036229
西①-10	3.58	-
南②-2	3440	0.3622±0.00052331
南②-9	38.9	0.3627±0.00076484
南①-1	3590	0.3628±0.00028178
南①-10	17	-
南④-1	16900	0.3634±0.00020127
南④-3	14200	0.3630±0.00012076
南④-5	5870	0.3632±0.00024153
南④-10	617	0.3621±0.00040255
南④-15	112	0.3623±0.00140892
南④-20	70.9	0.3631±0.00048306
原科研	17.91	0.3625±0.00052331

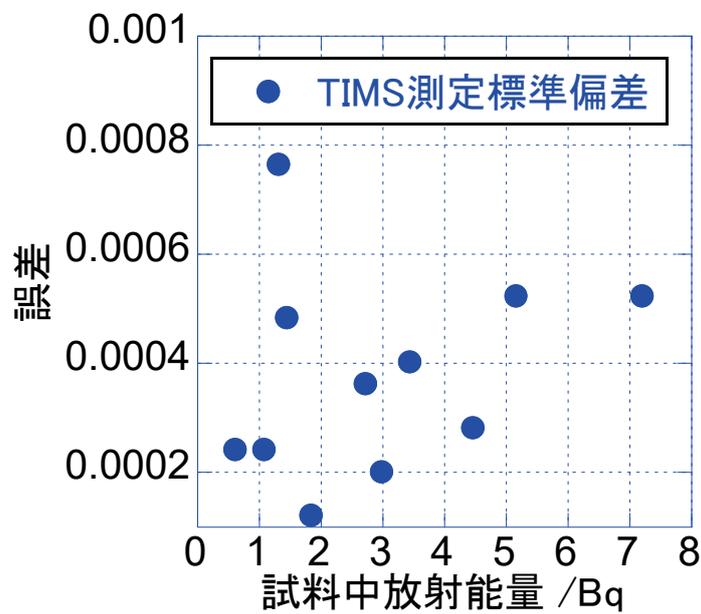


Fig. III.2 TIMS 測定における誤差の試料中 ^{137}Cs 量依存性

III.2 東海村の低線量地域での土壌試料を対象とした $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の測定

バックグラウンド相当と考えられる Fig. III.3 に示す東海村村内の低線量地域で試料を採取し、1F 事故起源による $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定を実施した。



Fig. III.3 東海村低線量地域での試料採取地点

試料採取方法は IAEA Technical Reports Series No.486³⁾に従い、U-8 容器を用いて深さ 5 cm の試料を採取した。各採取地点において、1 m 間隔で 3 m×4 m の範囲で試料を採取した。

採取地点 1 の写真を Fig. III.4 に示す。また、各採取点における 1 cm 高さでの空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)、1 m 高さでの空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) と ^{137}Cs 濃度 (Bq/g) の分布を Fig. III.5 に、空間線量率の頻度分布を Fig. III.6 に示す。



Fig. III.4 採取地点 1 の様子

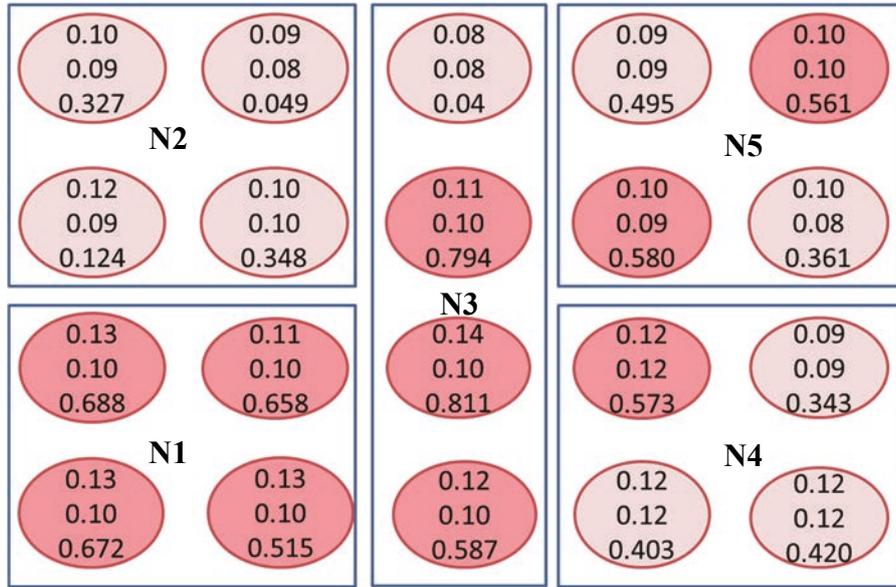


Fig. III.5 採取地点 1 の各採取点における 1 cm 高さでの空間線量率 (μSv/h) (上段)、1 m 高さでの空間線量率 (μSv/h) (中段) と ¹³⁷Cs 濃度 (Bq/g) (下段) の分布
 ● ¹³⁷Cs 濃度<0.5 Bq/g、● ¹³⁷Cs 濃度>0.5 Bq/g

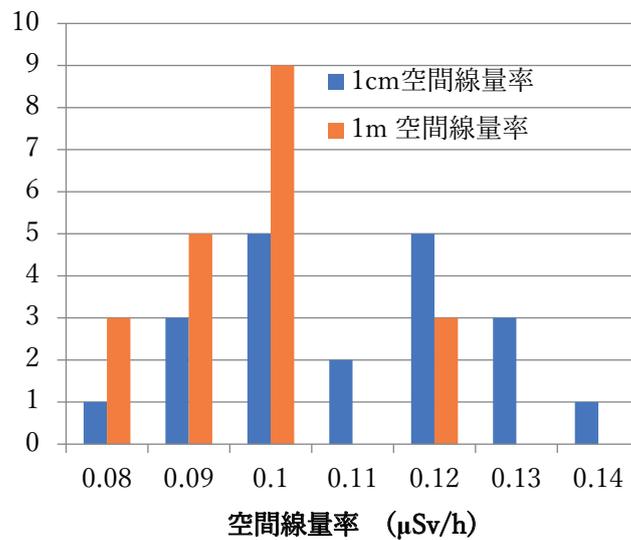


Fig. III.6 採取地点 1 での空間線量率の頻度分布

採取地点 1 の 1 cm 高さでの空間線量率は 0.08~0.14 μSv/h、1 m 高さでの空間線量率は 0.08~0.12 μSv/h、¹³⁷Cs 濃度は 0.04~0.811 Bq/g であった。このように、フォールアウトに起因する ¹³⁷Cs 汚染は、濃淡があった。また、空間線量率に対し、濃度の変化は大きく、例えば、1 cm 高さでの空間線量率が 0.10 μSv/h に対して ¹³⁷Cs 濃度は 0.348~0.58 Bq/g であった。概ね、¹³⁷Cs 濃度と空間線量率には相関がみられるが、1 cm 空間線量率が 0.11 μSv/h の地点で 0.794 Bq/g、0.12 μSv/h の地点で 0.403 Bq/g というように、必ずしも一致しない地点も観測された。これは、γ線のエネルギー

一を識別して空間線量率を求めるタイプの線量率計ではなかったため、⁴⁰K などの天然放射能の影響を考慮できなかったことなどが原因として考えられる。

Fig. III.5 において青枠で区切った各 4 つの試料を 1 つにまとめ、目開き 2 cm のふるいにかけて植物片や小石を取り除き、土壌試料とした。土壌試料には N1～N5 とナンバリングを行った。ビニール袋内で土壌試料をよく混合した後、U-8 容器に 5 cm 高さに詰めて Ge 半導体検出器で放射能濃度を測定した。また、土壌試料の重量と U-8 容器の面積 ($1.81 \times 10^{-3} \text{ m}^2$) から、 Bq/m^2 での ¹³⁷Cs 濃度も算出し、Table III.2 にまとめた。また、2011 年 3 月 11 日に戻した場合の ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比も併記した。¹³⁴Cs 濃度が低いため、25000 s の測定時間では ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比の相対標準偏差は 2.8～9.6%とやや大きな値となったが、採取点によらず ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比は誤差の範囲内で一致した。Chino らの結果と照らし合わせた場合には、2 号炉由来、あるいは、誤差の影響も含めると 3 号炉由来の可能性もある。採取したままの状態よりもやや高い ¹³⁷Cs 濃度となったのは、採取地点 1 の試料は小石をかなり含んでおり、¹³⁷Cs 濃度の低い石を除去したことで、濃度が上がったと考えられる。これらのうち、N1、N4、N5 の試料について化学分離を実施し、¹³⁵Cs/¹³⁷Cs 同位体比測定に供した。

Table III.2 採取地点 1 の土壌試料重量、¹³⁷Cs 濃度、¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 放射能比

	重量 /g	¹³⁷ Cs 濃度 Bq/g	¹³⁷ Cs 濃度 kBq/m ²	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
N1	193.928	0.787	21.1	1.07 ± 0.03
N2	266.383	0.245	9.03	1.07 ± 0.07
N3	227.675	0.597	18.8	1.04 ± 0.10
N4	218.053	0.491	14.8	1.11 ± 0.04
N5	191.793	0.639	17.0	1.11 ± 0.04

同様に、採取地点 2 の写真を Fig. III.7 に、各採取点における 1 cm 高さでの空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)、1 m 高さでの空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) と ¹³⁷Cs 濃度 (Bq/g) の分布を Fig. III.8 に、空間線量率の頻度分布を Fig. III.9 に示す。



Fig. III.7 採取地点 2 の様子

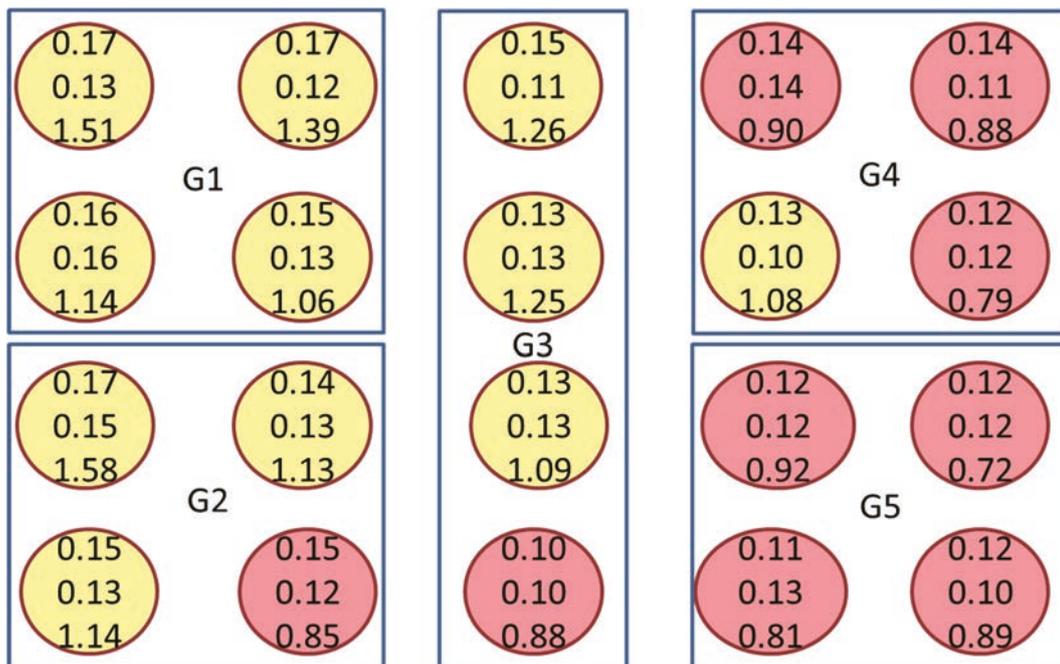


Fig. III.8 採取地点 2 での 1 cm 高さでの空間線量率 (μSv/h) (上段)、
 1 m 高さでの空間線量率 (μSv/h) (中段) と ¹³⁷Cs 濃度 (Bq/g) (下段) の分布
 ● 1 Bq/g > ¹³⁷Cs 濃度 > 0.5 Bq/g、● ¹³⁷Cs 濃度 > 1 Bq/g

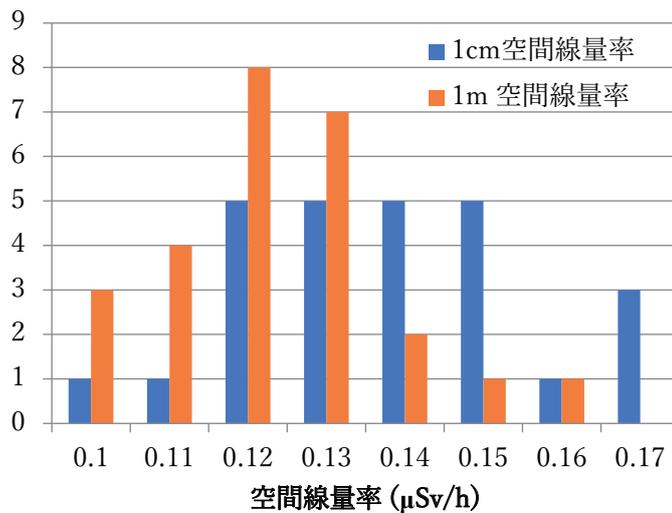


Fig. III.9 採取地点 2 での空間線量率の頻度分布

採取地点 2 の空間線量率や土壌中 ^{137}Cs 濃度は採取地点 1 と比べやや高く、1 cm 高さでの空間線量率は 0.1-0.17 $\mu\text{Sv/h}$ 、1 m 高さでの空間線量率は 0.1-0.16 $\mu\text{Sv/h}$ 、 ^{137}Cs 濃度は 0.72-1.58 Bq/g であった。採取地点 1 は小石が多く、踏み固められており、植物があまり生えていなかったが、採取地点 2 は植物で覆われており、樹木も生えていた。これらの樹木が Cs をトラップしたものと考えられる。

同様に、青枠で示した 4 試料ごとにまとめ、目開き 2 cm のふるいにかけて植物片や小石を分離した。まとめた土壌試料の重量と ^{137}Cs 濃度、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を Table III.3 に示す。採取地点 2 においても ^{137}Cs 濃度は 0.764~1.20 Bq/g とばらついているが、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は 1.01~1.04 の範囲に収まっており、誤差の範囲で一致した。採取したままで測定した場合よりもやや低い濃度となったのは、 ^{137}Cs を含む植物片を除去したためであると考えられる。これらのうち、G2、G4、G5 について化学分離を実施した。

Table III.3 採取地点 2 の土壌試料重量と ^{137}Cs 濃度

	土重量 /g	^{137}Cs 濃度 Bq/g	^{137}Cs 濃度 kBq/m ²	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
G1	260.107	1.20	37.0	1.01 ± 0.05
G2	264.378	0.998	31.3	1.02 ± 0.03
G3	237.137	1.02	24.9	1.02 ± 0.03
G4	265.157	0.887	32.0	1.04 ± 0.05
G5	249.543	0.764	22.6	1.03 ± 0.02

TIMS による $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定結果を Table III.4 に示す。

バックグラウンド相当濃度の地域では、土壌中に含まれる安定同位体の ^{133}Cs 濃度が相対的に高くなり、 ^{133}Cs のテーリングにより ^{135}Cs のピークの判別が難しくなっており、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比

測定標準偏差が大きくなった。また、採取地点 2 の試料についてはすべての試料で $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の値をつけられなかった。採取地点 1 と比べ採取地点 2 の ^{137}Cs 濃度は高かったが、有機物の含有量が多いなど、組成に違いがあった。それらのことが原因で分離精製がうまくいかなかったものと考えられる。

原科研構内の高線量地点において採取した 15 cm 深さの試料 (S(15 cm))、 ^{137}Cs 濃度 : 1.45 Bq/g) と、表層 3 cm の試料 (S(3 cm)) での $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は誤差の範囲内で一致した。グローバルフォールアウトと 1F 事故起源では浸透深さに違いがあると考えられるため、5 cm と 15 cm では混合割合が異なると考えられるが、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比が一致したことから、本地点においてはグローバルフォールアウトの影響は無視できると考えられる。

^{137}Cs 濃度が低くなると相対的に ^{133}Cs 濃度が増加すること、 ^{133}Cs のテーリングが不確かさ増大の原因であると考えられたため、2011/3/11 に換算した ^{137}Cs 濃度に対して $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差をプロットして相関関係を調べた。また、すべての ^{137}Cs 濃度範囲、 >100 Bq/g、 <100 Bq/g の 3 つのパターンで近似を行った。その結果、Fig. III.10 に示すように、 ^{137}Cs 濃度と $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差は

$$\begin{array}{lll} y = 0.0216 x^{-0.560} & R^2=0.55 & \text{すべての } ^{137}\text{Cs} \text{ 濃度} \\ y = 0.0535 x^{-1.21} & R^2=0.59 & ^{137}\text{Cs}<100 \text{ Bq/g} \\ y = 0.00542 x^{-0.359} & R^2=0.79 & ^{137}\text{Cs}>100 \text{ Bq/g} \end{array}$$

の関係式で表された。いずれも重相関係数が 0.5 以上であり、相関が認められた。そこで、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いた起源識別の検討において、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差をこの経験式を用いて設定することとした。この時、すべての ^{137}Cs 濃度で近似した場合と、廃止措置終了確認を行うエリアの ^{137}Cs 濃度はどんなに高くても 100 Bq/g 以下であると考えられるため、 $^{137}\text{Cs}<100$ Bq/g で近似した場合で得られた回帰曲線を用いた。

Table III.4 TIMS による $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定結果

試料番号	$^{133}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	$^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	測定日	2011/3/11 補正	備考
N4	1.3×10^7	0.49 ± 0.10	2019/9/13	0.40 ± 0.08	積算回数 4 回
N4	2.0×10^7	0.46 ± 0.05	2019/9/18	0.38 ± 0.04	積算回数 13 回
N5	1.3×10^8	0.67 ± 0.33	2019/11/20	0.55 ± 0.27	
G4	$>1.5 \times 10^6$	-	2019/12/3	-	
N1	$>1.4 \times 10^6$	-	2019/12/24	-	
G5	$>1.5 \times 10^7$	-	2019/12/26	-	
G2	$>5.2 \times 10^5$	-	2020/1/30	-	
S(15 cm)	3.1×10^6	0.4652 ± 0.0167	2020/1/28	0.3793 ± 0.0136	アナログ
S(15 cm)	3.1×10^6	0.4462 ± 0.0113	2020/1/28	0.3638 ± 0.0092	デジタル
S(3 cm)	3.7×10^5	0.4335 ± 0.0005	2018/12/25	0.3625 ± 0.0008	
1F_南①-1	2.1×10^3	0.4344 ± 0.0003	2019/1/10	0.3628 ± 0.0002	
1F_南②-2	6.0×10^3	0.4338 ± 0.0005	2019/1/15	0.3622 ± 0.0004	
1F_南②-9	5.4×10^3	0.4348 ± 0.0008	2019/1/29	0.3627 ± 0.0006	
1F_北①-2	3.4×10^4	0.4473 ± 0.0002	2019/1/16	0.3735 ± 0.0002	
1F_西①-1	6.9×10^3	0.4348 ± 0.0004	2019/1/16	0.3630 ± 0.0003	
1F_南④-1	1.5×10^3	0.4354 ± 0.0002	2019/1/21	0.3634 ± 0.0002	
1F_南④-3	2.3×10^3	0.4349 ± 0.0001	2019/1/22	0.3630 ± 0.0001	
1F_南④-5	9.3×10^3	0.4352 ± 0.0002	2019/1/22	0.3632 ± 0.0002	
1F_南④-10	3.7×10^4	0.4339 ± 0.0004	2019/1/23	0.3621 ± 0.0003	
1F_南④-15	2.6×10^5	0.4341 ± 0.0014	2019/1/24	0.3623 ± 0.0012	
1F_南④-20	3.1×10^5	0.4351 ± 0.0005	2019/1/24	0.3631 ± 0.0004	

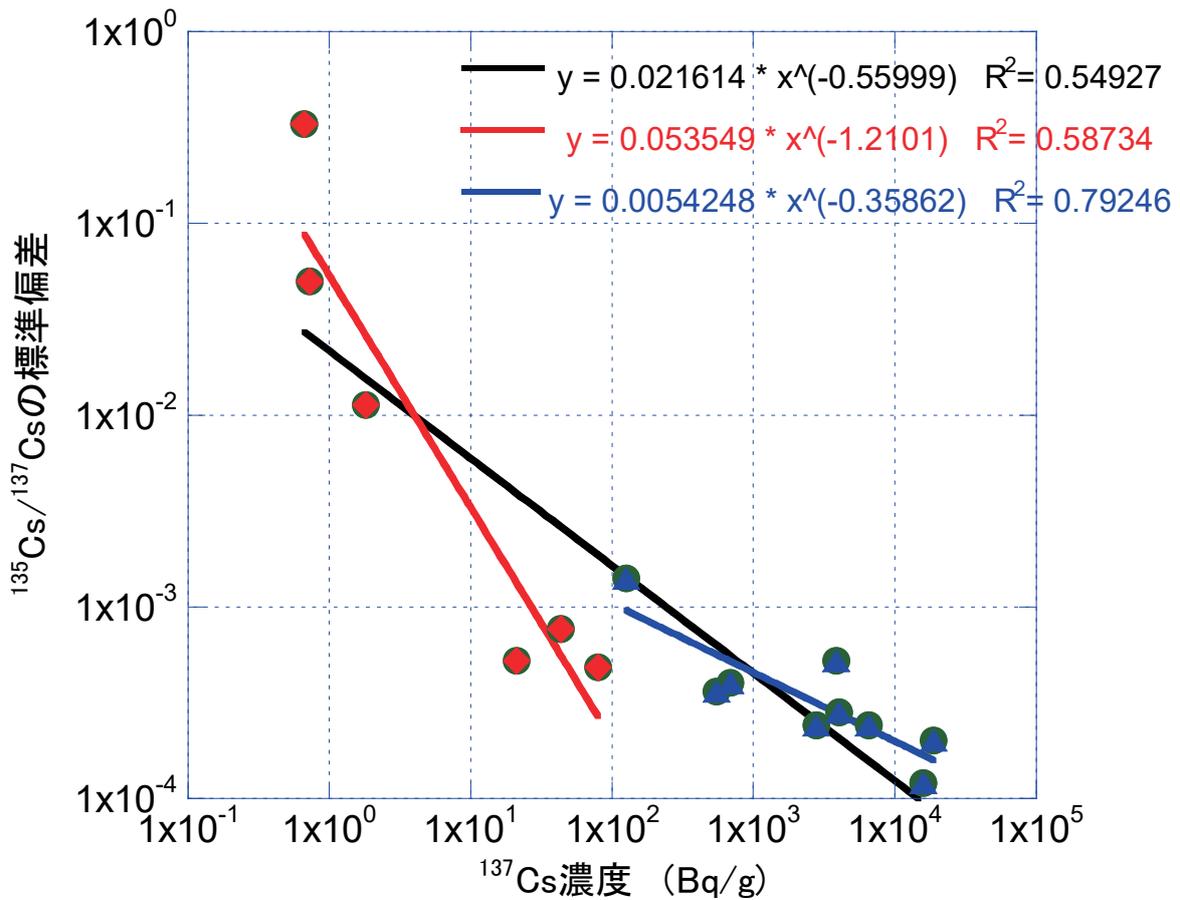


Fig. III.10 土壤中 ^{137}Cs 濃度と $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差の相関関係

廃止措置終了確認において、 ^{137}Cs の 0.01mSv/y 相当濃度は 0.07Bq/g と試算できることから、これを丸めた値である 0.1Bq/g の廃止措置施設起源の ^{137}Cs を $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比により識別可能か否かについて検討を行った。

廃止措置施設起源：

$$^{137}\text{Cs} \text{ 濃度} = x_n, \quad ^{135}\text{Cs} = y_n, \quad ^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = \gamma_n, \quad ^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} \text{ の標準偏差} = \sigma_n$$

BG 起源：

$$^{137}\text{Cs} \text{ 濃度} = x_{bg}, \quad ^{135}\text{Cs} \text{ 濃度} = y_{bg}, \quad ^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = \gamma_{bg}, \quad ^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} \text{ の標準偏差} = \sigma_{bg}$$

評価対象エリア：

$$^{137}\text{Cs} \text{ 濃度} = x_{total}, \quad ^{135}\text{Cs} \text{ 濃度} = y_{total}, \quad ^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = \gamma_{total}, \quad ^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} \text{ の標準偏差} = \sigma_{total}$$

とすると、

$$\gamma_n = y_n / x_n \quad \rightarrow \quad y_n = \gamma_n x_n$$

$$\gamma_{bg} = y_{bg} / x_{bg} \quad \rightarrow \quad y_{nbg} = \gamma_{bg} x_{bg}$$

$$\gamma_{total} = y_{total} / x_{total}$$

$$x_{total} = x_n + x_{bg} \quad \rightarrow \quad x_{bg} = x_{total} - x_n$$

$$y_{total} = y_n + y_{bg}$$

$$\begin{aligned} \gamma_{total} &= y_{total} / X_{total} = (y_n + y_{bg}) / X_{total} = (\gamma_n X_n + \gamma_{bg} X_{bg}) / X_{total} \\ &= (\gamma_n X_n + \gamma_{bg} X_{total} - \gamma_{bg} X_n) / X_{total} \end{aligned}$$

$$X_n \gamma_{total} = \gamma_n X_n + \gamma_{bg} X_{total} - \gamma_{bg} X_n$$

$$(\gamma_n - \gamma_{bg}) X_n = (\gamma_{total} - \gamma_{bg}) X_{total}$$

$$X_n = \{(\gamma_{total} - \gamma_{bg}) / (\gamma_n - \gamma_{bg})\} X_{total} = \{1 - (\gamma_n - \gamma_{total}) / (\gamma_n - \gamma_{bg})\} X_{total}$$

となり、それぞれの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比と評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が分かれば廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度を算出できる。

また、標準偏差を求める式より

$$\begin{aligned} \sigma_{x,n}^2 &= \left(\frac{\partial x_n}{\partial \gamma_n}\right)^2 \sigma_{\gamma,n}^2 + \left(\frac{\partial x_n}{\partial \gamma_{total}}\right)^2 \sigma_{\gamma,total}^2 + \left(\frac{\partial x_n}{\partial \gamma_{bg}}\right)^2 \sigma_{\gamma,bg}^2 + \left(\frac{\partial x_n}{\partial x_{total}}\right)^2 \sigma_{x,total}^2 \\ &= \frac{1}{(\gamma_n - \gamma_{bg})^4} \left\{ (\gamma_{bg} - \gamma_{total})^2 \times x_{total}^2 \times \sigma_{\gamma,n}^2 + (\gamma_n - \gamma_{bg})^2 \times x_{total}^2 \times \sigma_{\gamma,total}^2 \right. \\ &\quad \left. + (\gamma_{total} - \gamma_n)^2 \times x_{total}^2 \times \sigma_{\gamma,bg}^2 + (\gamma_{bg} - \gamma_{total})^2 \times (\gamma_n - \gamma_{bg})^2 \times \sigma_{x,total}^2 \right\} \\ &\quad \dots (III-1) \end{aligned}$$

となり、それぞれの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比とその標準偏差、評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が分かれば、廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差が算出できる。

そこで、実測値や経験式等から現実的な $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比やその標準偏差を設定して上記の式に代入し、廃止措置施設起源の ^{137}Cs が 0.1 Bq/g であるのに対し、標準偏差 $\sigma_{x,n}$ がどのような値をとるか試算した。ここで、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の標準偏差は土壌中の ^{137}Cs 濃度に影響され、また、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いた識別の不確かさは BG 起源と廃止措置施設起源の同位体比の差に影響される。そこで、評価対象エリアで採取された土壌中の ^{137}Cs 濃度と BG 起源と廃止措置施設起源の同位体比の差を変化させて、評価を行った。

まず、評価対象エリアの土壌中 ^{137}Cs 濃度 (x_{total}) について、BG 相当の 2 地点で採取した土壌中の ^{137}Cs 濃度が、0.04~1.58 Bq/g であったことに加え、廃止措置施設起源 (x_n) として 0.1 Bq/g を設定していることから、最小値は 0.15 Bq/g とした。一方、原科研構内の高線量地点で採取した土壌中の ^{137}Cs 濃度が 20 Bq/g 程度であったことから、最大値は 20 Bq/g とした。 ^{137}Cs 濃度測定の標準偏差は、測定時間を調整することで 0.01 は可能であると考えられるため、0.01 とした。評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は BG と廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比と ^{137}Cs 濃度を設定することで導出される。評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の標準偏差 (σ_{total}) は各 ^{137}Cs 濃度に対して上述で得られた経験式から求めた。

BG としては 1F 事故起源のみを考慮することとし、測定結果をもとに BG 起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比とその標準偏差は 0.3628 ± 0.0005 とした。

東海発電所の運転停止時 (1998 年 3 月) の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比が、1F 事故時 (2011 年 3 月) の 3 号炉と同程度の 0.345 の場合、13 年間の放射壊変により $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は 0.466 となり、その差は 0.121 である。他方、事故時における 1F の 1 号炉、2 号炉、3 号炉の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は西原らの ORIGIN 計算の結果^{xi)}から算出すると、それぞれ 0.391、0.336、0.345 となり、同位体比の差は 0.009~0.055 である。そこで、廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比として 1F 事故時の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$

同位体比である 0.3628 よりも 0.01~0.2 大きい $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を設定した。また、廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は、廃止措置施設で使用されていた廃棄物等を分析することで得るものとし、その場合は十分濃度の高い試料が得られるものと考えられるため、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の標準偏差は、高濃度領域での標準偏差と同程度となることを見込み 0.0005 とした。

以上の想定から設定したパラメータをまとめる。

- ・ 廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ とその標準偏差： $\{0.3628+(0.01\sim 0.2)\} \pm 0.0005$
- ・ 廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度：0.1 Bq/g
- ・ BG 起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ とその標準偏差：0.3628±0.0005
- ・ 評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ：他の設定から導出される
- ・ 評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の標準偏差： $y=0.0535 x^{-1.21}$ または $y=0.0216 x^{-0.56}$ より算出
- ・ 評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度とその標準偏差：0.15~20 Bq/g

設定したパラメータを用いて算出した、廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度 0.1 Bq/g に対する標準偏差を Table III.5 と Table III.6 に示す。

Table III.5 廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度 0.1 Bq/g に対する標準偏差

(評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差を $y=0.0535 x^{-1.21}$ で見積もった場合)

1F 事故起源と廃止措置施設 起源の同位体比差	評価対象エリアの土壌中 ^{137}Cs 濃度 x_{total} (Bq/g)						
	0.15	0.5	1	2	5	10	20
0.01	8.0	6.2	5.4	4.6	3.8	3.3	3.0
0.05	1.6	1.2	1.1	0.93	0.76	0.67	0.60
0.1	0.80	0.62	0.54	0.46	0.38	0.33	0.30
0.2	0.40	0.31	0.27	0.23	0.19	0.17	0.15

Table III.6 廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度 0.1 Bq/g に対する標準偏差

(評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差を $y=0.0216 x^{-0.56}$ で見積もった場合)

1F 事故起源と廃止措置施設 起源の同位体比差	評価対象エリアの土壌中 ^{137}Cs 濃度 x_{total} (Bq/g)						
	0.15	0.5	1	2	5	10	20
0.01	0.94	1.6	2.2	2.9	4.4	6.0	8.1
0.05	0.19	0.32	0.43	0.59	0.88	0.36	1.6
0.1	0.094	0.16	0.22	0.29	0.44	0.60	0.81
0.2	0.047	0.080	0.11	0.15	0.22	0.30	0.41

0.1 Bq/g を 95%信頼区間内で定量するためには 0.01 Bq/g 以下の標準偏差が要求されるが、Table III.5 及び Table III.6 の各条件のケースにおいて、それを満たす条件は得られなかった。しかし、

0.1 Bq/g に標準偏差の最大値を加えた値である $0.1 + \sigma$ の値を廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度として過大評価することは可能であると考えられる。

評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差を $^{137}\text{Cs} < 100 \text{ Bq/g}$ の領域の回帰曲線から算出した場合、 ^{137}Cs 濃度が低いところで急激に $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差が大きくなり、濃度が一桁変わると標準偏差はおよそ一桁変化する。この変化が大きく影響し、低濃度ほど廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度の不確かさが大きくなる傾向がみられた。他方、評価対象エリアの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差をすべての ^{137}Cs 濃度の回帰曲線で算出した場合、標準偏差の変化が緩やかであるため、その影響は小さく、低濃度ほど不確かさが小さくなる傾向がみられた。これは、廃止措置施設起源と 1F 事故起源の割合がどちらか一方に極端に寄っているよりも等量程度混合されていた場合の方が $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の変化が大きくなり、識別すべき値の差が広がることで識別がしやすいことによる。

III.3 TIMS による $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定精度が向上した場合の標準偏差の検討

測定機器の進歩が著しいことに鑑み、測定の不確かさが将来の廃止措置終了確認時には改善されている場合についても評価を行った。TIMS にマスマフィルターを搭載できれば、検出器に到達する ^{133}Cs 濃度を 4~5 桁低減できると見込まれる。これにより ^{133}Cs のテーリングを除去できれば、低濃度領域においても高濃度領域と同程度の標準偏差で同位体比測定が可能となる可能性がある。そこで、評価対象エリアでの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の標準偏差を ^{137}Cs 濃度によらず 0.0005 と設定して上記と同様の評価を行い、その結果を Table III.7 に示す。

Table III.7 廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度 0.1 Bq/g に対する標準偏差
(装置の性能向上を見込んだケース)

1F 事故起源と廃止措置施設 起源の同位体比差	評価対象エリアの土壤中 ^{137}Cs 濃度 x_n (Bq/g)						
	0.15	0.5	1	2	5	10	20
0.01	0.011	0.032	0.067	0.14	0.35	0.70	1.4
0.05	<u>0.0069</u>	<u>0.0068</u>	0.014	0.028	0.070	0.14	0.28
0.1	<u>0.0067</u>	<u>0.0038</u>	<u>0.0068</u>	0.014	0.035	0.070	0.14
0.2	<u>0.0067</u>	<u>0.0026</u>	<u>0.0035</u>	<u>0.0069</u>	0.018	0.035	0.07

このように低濃度領域においても高い精度で $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を測定できれば、下線で示すように 95%信頼区間として必要な 0.01 Bq/g の精度を有するケースも認められた。また、それ以外のケースに対して $0.1 + \sigma$ の値を廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度として過大評価することが可能である。

次に、評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が 0.5 Bq/g または 20 Bq/g であった場合に、0.1 Bq/g の廃止措置施設起源の ^{137}Cs を識別するために必要となる精度を求めた。設定条件は、上述の評価と同様で、BG 起源として 1F のみを仮定し、その同位体比を 0.3628、廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度は DCGL を丸めた値である 0.1 Bq/g、廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ は 1F よりも 0.05 大きい 0.4128

とした。

評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が 0.5 Bq/g の場合、

$$0.3628 \times 0.4 / 0.5 + 0.4128 \times 0.1 / 0.5 = 0.3728$$

となり、1F 事故起源の同位体比 0.3628 との差は $0.3728 - 0.3628 = 0.01$ となり、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ において 0.01 の相違を識別できる精度が必要となる。

評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が 20 Bq/g であった場合、

$$0.3628 \times 19.9 / 20 + 0.1 / 20 = 0.3631$$

となり、1F 事故起源の同位体比との差 $0.3631 - 0.3628 = 0.0003$ を識別できる精度が必要となる。

このように、評価対象エリアでの ^{137}Cs 濃度が低ければ、相対的に廃止措置施設起源の放射性 Cs の割合が大きくなり、同位体比が 1F 事故起源とは大きく異なる数値となる。他方、評価対象エリアでの ^{137}Cs 濃度が低くなると $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の精度が下がる。 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の精度をどこまで上げることができるかが、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比による識別をどこまで適用可能となるかのカギとなる。

III.4 グローバルフォールアウト ^{137}Cs による $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比評価への影響

ここまでの評価では BG として 1F 事故起源のみを考慮してきたが、実際にはグローバルフォールアウトなども存在するため、その影響の有無について評価を行った。

まず、グローバルフォールアウトの ^{137}Cs がどの程度存在するかについて文献等を調査した。JAEA-Review 「原子力科学研究所等の放射線管理」^{xii),xiii),xiv),xv),xvi),xvii),xviii),xix),xx),xxi),xxii)}に記載された 2007 年度から 2017 年度までの東海村近辺で採取された土壌試料の ^{137}Cs 濃度を Fig. III.11 に示す。

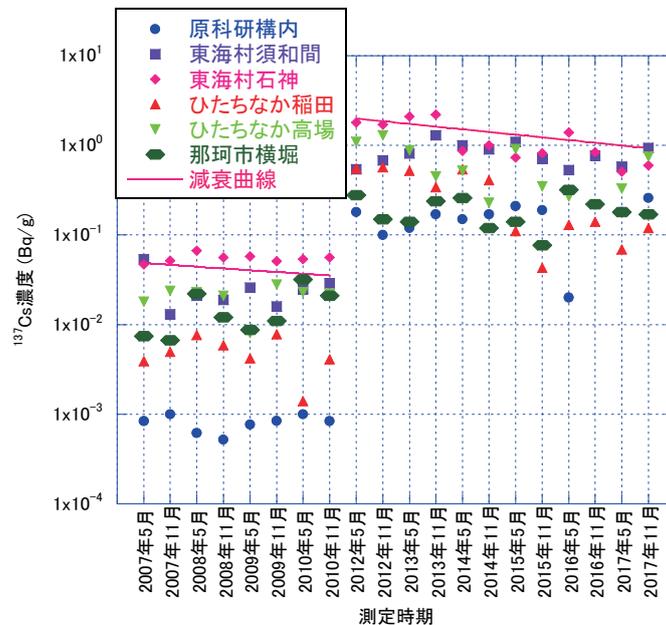


Fig. III.11 東海村近辺の土壌中 ^{137}Cs 濃度の変化

原子力科学研究所等の放射線管理 (2007 年度～2017 年度) JAEA-Review より値を抜粋

このように東海村近辺の土壤中 ^{137}Cs 濃度は 1F 事故により 1~2 桁上昇した。グローバルフォールアウトや 1F 事故起源に起因する ^{137}Cs 濃度は場所により大きく異なっており、1F 事故前で 2 桁ほど、1F 事故後で 1 桁ほどの違いがみられる。しかし、同じ地点での変動は比較的小さいことから、相当する地点での 1F 以前の ^{137}Cs 濃度の観測データがあれば、推定が可能であると考えられる。

グローバルフォールアウトの $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比は約 2.7 との報告もあり^{xxiii)}、たとえ少量でも存在すれば $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比に与える影響は大きいと考えられる。2003 年に核燃料サイクル工学研究所の敷地内で採取された 0-5 cm 深さの土壤に含まれる ^{137}Cs 濃度を定量し、2011/3/11 に換算したところ、0.027 Bq/g であった。この濃度を用いて、評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が 0.5 Bq/g と 20 Bq/g の場合に $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比がどの程度変化するかを試算した。

○評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が 0.5 Bq/g の場合：

$$0.3628 \times 0.373 / 0.5 + 0.4128 \times 0.1 / 0.5 + 2.7 \times 0.027 / 0.5 = 0.4990$$

となり、BG として 1F のみを想定した場合の 0.3728 とはかなり異なる $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比となる。さらに、廃止措置施設起源の $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比である 0.4128 よりも大きな値となった。

○評価対象エリアの ^{137}Cs 濃度が 20 Bq/g の場合：

$$0.3628 \times 19.873 / 20 + 0.4128 \times 0.1 / 20 + 2.7 \times 0.027 / 20 = 0.3662$$

となり、BG として 1F のみを考慮した場合の 0.3631 と 0.0031 ほど異なる。この $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比が得られた場合に、グローバルフォールアウトを考慮せずに $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比から廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度を見積もると、

$$0.3628 \times (20 - x) / 20 + 0.4128 \times x / 20 = 0.3662$$

$$x = 1.36$$

となり、廃止措置施設起源の ^{137}Cs 濃度を 10 倍以上過大に見積り、さらに不確かさが加算される。

以上の検討から、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比測定の精度を上げることと、グローバルフォールアウトの影響を正しく見積もることが、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比を用いた起源特定には必要となる。ただし、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比から算出された ^{137}Cs 濃度に標準偏差を加えた値を廃止措置施設起源とみなすという保守的な評価を行うことは可能である。

III.5 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比によるバックグラウンド ^{137}Cs 放射能濃度評価のまとめ

上記の検討の結果、現状の測定技術を適用する場合、 $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比にバックグラウンド参照エリアの ^{137}Cs 放射能濃度が 1 Bq/g 以上の範囲で $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比の標準偏差が 0.1 Bq/g 以下となり不確かさを含めた施設起源の ^{137}Cs 放射能濃度の決定が現実的に可能になると考えられる。したがって、バックグラウンド参照エリアの ^{137}Cs 放射能濃度が 1 Bq/g 以上の場合に $^{135}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 同位体比による方法を適用することとした。

付録 IV

外生ドリフトクリギングを用いた放射能濃度分布評価方法

IV.1 外生ドリフトクリギング

対象となるデータの期待値 D_Z （ドリフト）が定数でない場合、すなわち物理量が位置に依存する成分を含んでいる場合、通常であればクリギングには適さないが、回帰分析によりその成分を除去した上で取り扱う手法（普遍型クリギングや外生ドリフトクリギング）がある。推定の目標となる物理量（主変数）を Z とする時、その期待値 $D_Z = E[Z(x)]$ をドリフトと呼ぶ。ドリフトは位置 x に依存しないことがクリギングの前提であるため、通常型クリギングでは D_Z を定数と見なすことになる。一方で、 D_Z を位置 x に依存する成分（具体的には、 x の座標やそのべき乗など）を含む関数と見なし、除去した上で取り扱う手法を普遍型クリギングという。これとは別に、位置 x に依存する成分として対象区域の全評価点において取得済みの物理量 $s(x)$ を外生変数として利用する外生ドリフトクリギングの適用性を検討した。

本検討では、主変数と外生変数として、それぞれ以下の物理量を考える。

- 主変数 $Z(x)$ ：放射能濃度（Bq/kg）
- 外生変数 $s(x)$ ：10 cm 高さにおける ^{137}Cs のガンマ線ピーク（661.7 keV）計数率（cps）

$s(x)$ が $Z(x)$ と線形な関係を持つと仮定すると、ドリフトは次式で表される。 a と b はパラメータで、 a は定数項（バリオグラムに影響を与えない）、 $b \times s(x)$ は外生ドリフト項を表す。

$$D_Z(x) = E[Z(x)] = a + b \times s(x) \quad (\text{IV-1})$$

まず、パラメータ a, b を決定するため、主変数 $Z(x)$ を目的変数、外生変数 $s(x)$ を説明変数とした直線回帰分析を行う。目的変数の標本は測定値なので、まず測定値 $z_\alpha (\alpha = 1, \dots, n)$ の座標に一致する外生変数の値 $s_\alpha (\alpha = 1, \dots, n)$ を、データから抜き出す。

外生ドリフトを考慮する場合、物理量 Z は位置に依存する外生ドリフト成分 $b \times s(x)$ を持つものと見なされる。 $s(x)$ は二次定常性を満たさないため、それを成分に含む Z も二次定常ではない。そのため、バリオグラムを作成する際、まず外生ドリフト成分 $b \times s(x)$ を除去する必要がある。次式のように、外生ドリフト成分を取り除いた残差 Y で Z を置き換えると、

$$Y = Z - b \times s(x) \quad (\text{IV-2})$$

バリオグラムは次式のように定義できる。

$$\gamma_Y(x - x') = \frac{1}{2} E[(Y(x) - Y(x'))^2] \rightarrow \gamma_Y(h) \quad (\text{IV-3})$$

従って、

$$\begin{aligned}\sigma^2 &= E\left[(Y^*(x) - Y(x))^2\right] \\ &= -\sum_{\alpha=1}^n \sum_{\beta=1}^n w_{\alpha} w_{\beta} \gamma_Y(x_{\alpha} - x_{\beta}) + 2 \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} \gamma_Y(x_{\alpha} - x)\end{aligned}\tag{IV-4}$$

と表される。さらに、

- $\sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} = 1$
- $Z^*(x)$ を $Z(x)$ の不偏推定量 ($[Z(x)] = [Z^*(x)]$)

の2つの条件を課すと、次式で表される。

$$\begin{aligned}E[Z^*(x_i)] &= \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} E[Z(x_{\alpha})] = \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} s(x_{\alpha}) \\ E[Z(x_i)] &= s(x)\end{aligned}\tag{IV-5}$$

$$\therefore s(x) = \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} s(x_{\alpha})$$

よって外生ドリフトクリギングでは、 $\sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} = 1$ と $s(x) = \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} s(x_{\alpha})$ の制約条件を同時に満たす必要が生じる。そのためラグランジュ未定乗数を2つ (μ_0, μ_1) 定義し、式 IV-4 に $\mu_0(1 - \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha})$ と $\mu_1(s(x) - \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} s(x_{\alpha}))$ の項を加え、両辺を w_{α} で偏微分して整理すると、任意の α に対する以下のクリギング方程式が得られる。

$$\sum_{\beta=1}^n w_{\beta} \gamma_Y(x_{\alpha} - x_{\beta}) + \mu_0 + \mu_1 s(x_{\alpha}) = \gamma_Y(x_{\alpha} - x)\tag{IV-6}$$

本式は $\alpha = 1, \dots, n$ に対して同時に成立し、上記2つの制約条件も同時に成立する。未知数は、 $w_{\alpha}(\alpha = 1, \dots, n)$ 及び μ_0, μ_1 である。よって、連立方程式の数と未知数の数は、それぞれ $n + 2$ 個となる。行列形式で記述すると次式となる。

$$\begin{pmatrix} \gamma_Y(x_1 - x_1) & \gamma_Y(x_1 - x_2) & \dots & 1 & s(x_1) \\ \gamma_Y(x_2 - x_1) & \gamma_Y(x_2 - x_2) & \dots & 1 & s(x_2) \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 1 & 1 & \dots & 0 & 0 \\ s(x_1) & s(x_2) & \dots & 0 & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \dots \\ \mu_0 \\ \mu_1 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma_Y(x_1 - x) \\ \gamma_Y(x_2 - x) \\ \dots \\ 1 \\ s(x) \end{pmatrix}\tag{IV-7}$$

一方、推定分散は、次式で表される。

$$\sigma^2 = \mu_0 + \mu_1 s(x) + \sum_{\alpha=1}^n w_{\alpha} \gamma_Y(x_{\alpha} - x)\tag{IV-8}$$

IV.2 測定誤差を含む外生ドリフトクリギング

IV.1 で示した既存の外生ドリフトクリギングの手法では、主変数に含まれる測定誤差を考慮できるが、外生変数である計数率に含まれている測定誤差を考慮できない。そこで、本項では、外生変数に含まれる測定誤差を考慮しつつ外生ドリフトクリギングを行う方法として、下記の方法を考案し整備した。

外生ドリフトデータの誤差を考慮するために、外生ドリフトデータとして入力で与える各点でのデータ(誤差を含む)は Fig. IV.1 に示す確率密度関数で与えられる正規確率分布に従うとする。

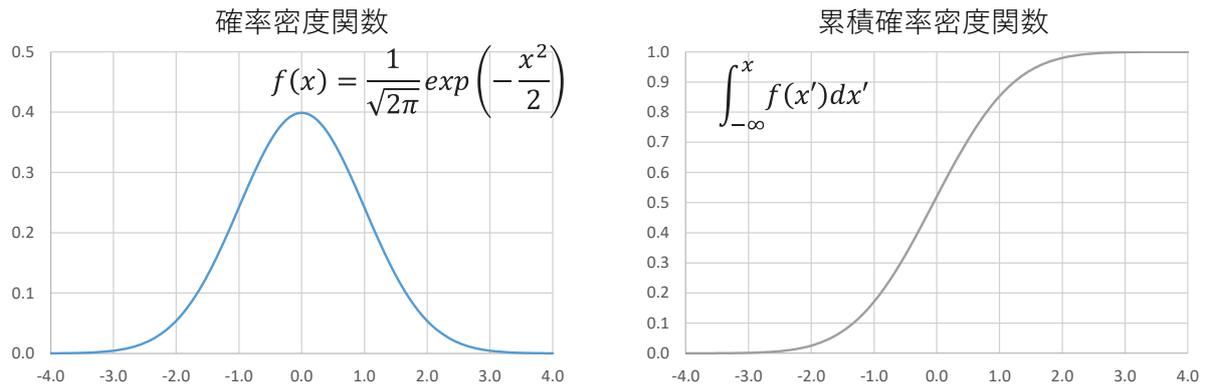


Fig. IV.1 標準正規分布の確率密度関数・累積確率密度関数

外生ドリフトデータは、この確率分布を有する確率変数からのサンプルデータであると解釈する。ここで、外生ドリフトデータを確率変数として扱う理由はデータに誤差が含まれるからであるが、その誤差は異なる地点の間で相関がない（独立である）と考えられる。外生ドリフトデータが Fig. IV.1 の分布に従うとき、この分布を考慮して外生ドリフトクリギングの解析解を得ることはできない。そこで、モンテカルロ法の考え方を採用する。すなわち、各点での外生ドリフトデータがこの分布に従う母集団の中から、ラテン超方格法を使用したコード（LHS コード^{xxiv}）を用いて M 回のサンプリングを行い、外生ドリフトデータセットを作成する。

これを踏まえ、位置 x に対応する誤差を含んだ測定値として、それぞれランダムな値を取る s' を標本数 M 個だけ生成したデータセットを作成する。ただし、LHS コードには有限な値の範囲を与える必要があるため、標準正規分布における累積値の 0.001、0.999 に相当する $\pm 3.09\sigma$ を与えた。

各サンプリングで選ばれた外生ドリフトデータ $s_l(x)$ (l はサンプリング番号を表す。 $l = 1, \dots, M$) を用いて外生ドリフトクリギングを行う。これにより、 M 個の評価値とその推定分散が得られる。具体的な計算式は次式で与えられる。

$$\text{評価値} : \bar{Z}_M^*(x) = \frac{1}{M} \sum_{l=1}^M Z_l^*(x) \tag{IV-9}$$

$$\text{推定分散} : \bar{\sigma}_M^2(x) = \frac{1}{M} \sum_{l=1}^M \sigma_l^2(x) + \frac{1}{M} \sum_{l=1}^M \{Z_l^*(x) - \bar{Z}_M^*(x)\}^2$$

ここで $Z_l^*(x)$ と $\sigma_l^2(x)$ は l 番目のサンプルデータにおける評価値と推定分散である。

IV.3 外生ドリフトクリギングを用いた評価例

(1) 対象とする放射能濃度分布（仮想データ）

原子力施設全体の敷地を想定し、評価領域は $1,000 \text{ m} \times 1,000 \text{ m}$ とする。評価点は、 $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ の間隔で設定し、 $1,000 \times 1,000 = 1,000,000$ 点をクリギングで評価する。仮想分布のパラメータを Table IV.1 に示す。上記の条件で、敷地内の数箇所に汚染源が存在するとして、下記 2 ケースの分布を作成した。

- ケース 1：放射能汚染源が局所的に集中している分布
- ケース 2：領域全体に放射能汚染源が分散している分布

それぞれのケースで放射能汚染源は、5 箇所とし、それぞれピークの放射能濃度を 100, 100, 70, 40,

20 Bq/kg とした。また、放射能濃度は、対数正規分布（対数変換をすることで正規分布となる）に従うようにした。

各ケースの放射能濃度分布を Fig. IV.2 に、そのヒストグラムを Fig. IV.3 に示す。

Table IV.1 仮想分布のパラメータ

パラメータ名	記号	単位	数値
評価エリア寸法	X	m	1,000
	Y	m	1,000
	S	m ²	1,000,000
評価点間隔 (評価点数)	X	m	1 (1,000 点)
	Y	m	1 (1,000 点)
	S	m ²	1 (1,000,000 点)
濃度の最小値	q_0	Bq/kg	0
濃度の最大値	q_1	Bq/kg	100

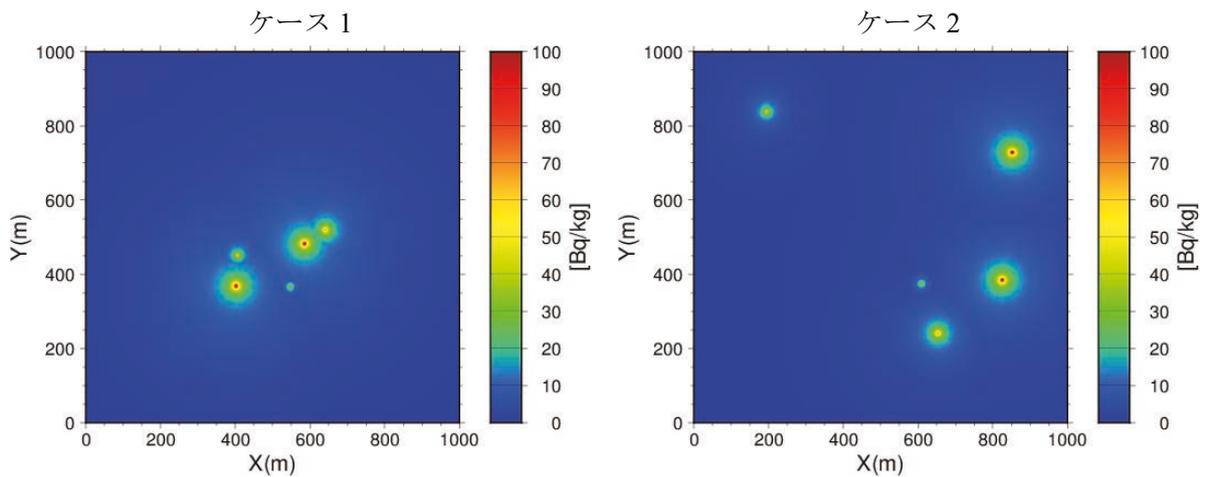


Fig. IV.2 仮想分布の放射能濃度 (Bq/kg)

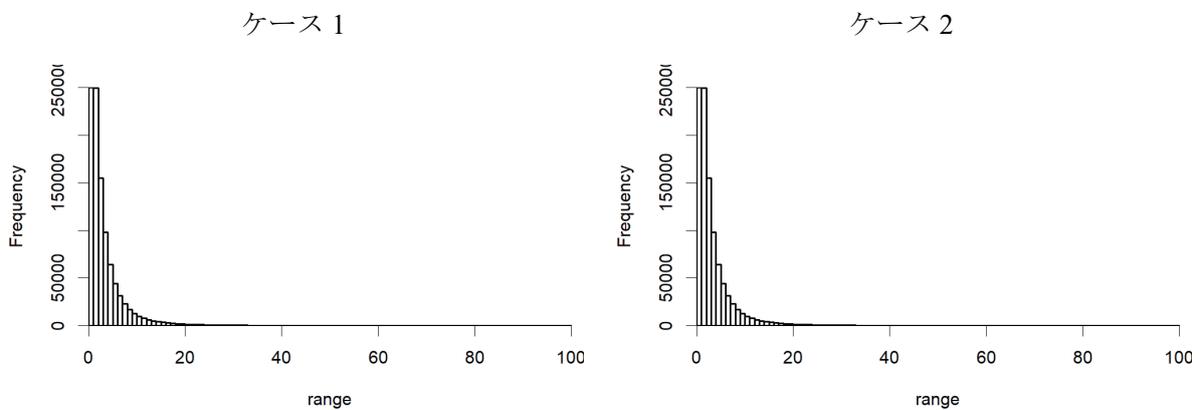


Fig. IV.3 放射能濃度 (Bq/kg) のヒストグラム

(2) 測定から得られるデータ

廃止措置終了確認においては2通りのデータが得られる。

- ① 事前サーベイにおいて取得される敷地全体の計数率 (cps) 分布データ
- ② 代表点測定によって取得される数十点の放射能濃度 (Bq/kg) 標本データ

(1)で示した仮想分布において、得られると想定されるデータを以下のように作成した。

①については、設定した放射能濃度の ^{137}Cs が存在する場合に、放射線測定により得られる γ 線の計数率分布をシミュレーションで算出した。この時、計数率分布は比較的小さい費用で密なデータが得られると期待されることから、仮想分布の評価点 (1,000,000 点) すべてについて測定値が得られたとした。②については、仮想分布から直接数値を抽出し、放射能濃度を得る。ただし代表測定点の取得点数は数十～数百程度に限られることから、仮想分布の評価点 (1,000,000 点) のうち、必要最小限度の点数のみを選定して抽出した。いずれの場合も、測定誤差と検出下限値を考慮して数値を決定する。

(a) 外生変数として使用する計数率分布

放射能濃度分布の核種が ^{137}Cs である場合に、放射線測定により得られる計数率分布として、実効線量算出用点減衰核積分コード QAD-CGGP2R^{xxv})で計数率の理論値を算出した。

評価点を中心とした 1 m×1 m の土壌を 1 セル (全部で 1,000,000 セル) として、1 セルあたりの計数率分布の計算条件を、Table IV.2 に示す。なお、 ^{137}M Ba (^{137}Cs 壊変時に 94.4%の確率で生じる) による γ 線放射 (661.7 keV) の寄与のみを考慮する。これを 1,000,000 セル分だけ繰り返し、各セルの計数率分布の寄与を合算したものを、真の計数率分布とする。

Table IV.2 QAD コードによる計算条件

1	物理量	計数率 (cps)
2	評価点	各セル中心 (1,000,000 個)
3	線源面積	1 m×1 m
4	線源厚さ	10 cm
5	土壌密度	1.7 g/cm ³
6	評価点位置	各セル中心の高さ 10 cm
7	1 セルあたりの線源分割数	10×10×5

真の計数率分布に対し、測定誤差と検出限界値を考慮して、計数率分布の測定値を算出した。まず、測定誤差として、理論値に対し下記の誤差 Δz に相当する標準偏差を持つ正規確率分布 (平均 0) に従う乱数を加える。相対誤差 $\Delta z/z$ についても仮想的に次式により算出した。

$$\frac{\Delta z}{z} (z_{\min} < z < z_{\max}) = 30\% - \frac{20\%}{z_{\max} - z_{\min}} (z - z_{\min}) \quad (\text{IV-10})$$

$$\frac{\Delta z}{z}(z \leq z_{\min}) = 30\%, \quad \frac{\Delta z}{z}(z \geq z_{\max}) = 10\%$$

すなわち、最大測定値 $z_{\max} = 0.5\text{cps}$ に対し 10%、最小測定値 $z_{\min} = 0.02\text{cps}$ に対し 30%の相対誤差を与え、その間は線形補間した。次に検出限界値を設定し、それ未満の値は検出下限値となるようにする。検出限界値は 0.02cps とした。このようにして得られた仮想的な計数率分布を Fig. IV.4 に、そのヒストグラムを Fig. IV.5 に示す。

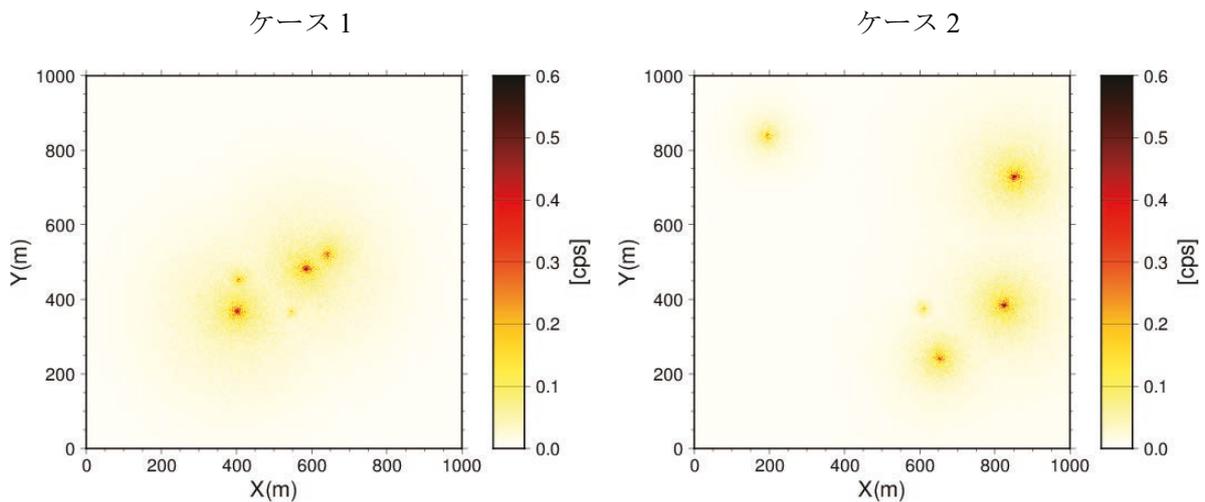


Fig. IV.4 計数率 (cps) 分布

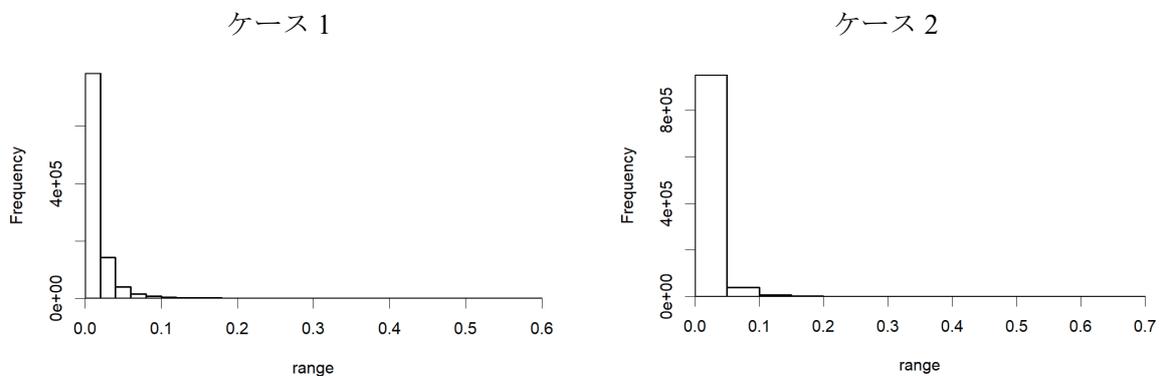


Fig. IV.5 計数率 (cps) のヒストグラム

(3) 代表点における測定結果の設定

代表点測定（放射能濃度測定）の位置を選定するため、まずクリギングの基礎となる標本バリオグラムの妥当性を確保する観点から、敷地面積・放射能濃度分布によらず必要な最小限度の標本数を文献から調査した。

Hengl, 2007^{xxvi})によれば、クリギングに必要な標本点は 50～300 点程度である。50 点と仮定し、各標本点の組み合わせからなる測定点对 1225 点から標本バリオグラムを作成する場合に、これが十分な測定点对の数であることを、以下の観点で検証する。Journel and Huijbregts 『Mining Geostatistics』(1978)^{xxvii})によれば、標本バリオグラムの各区間について、推奨される条件は以下の

2点である。

- 1) 標本バリオグラムの各区間に含まれる測定点对の数が 30 以上になるように区間幅を決める。
- 2) バリオグラムのフィッティングにおいて使用する標本バリオグラムは、測定点对の最大距離の 1/2 以下のものを使用する。

上記を検証するため、ケース 1、ケース 2 の放射能濃度分布について標本数を 50 点と仮定した上で代表測定点を決め、標本バリオグラムを作成するのに十分かどうかを判断する。

代表測定点の配置は、以下の手順で行う。

- ① (2)で取得した計数率分布 (Fig. IV.4) のピーク位置 (5 点) を取得する。
- ② 4 隅の各点を取得する。
- ③ 残りの点 (41 点) は、バリオグラム雲をプロットした際に横軸 (距離) に対しデータが密に分布するよう、ピーク位置からの距離を考慮しながら選定していく。

その際の配置を Fig. IV.6 に示す。背景は、真の放射能濃度 (Bq/kg) 分布である。

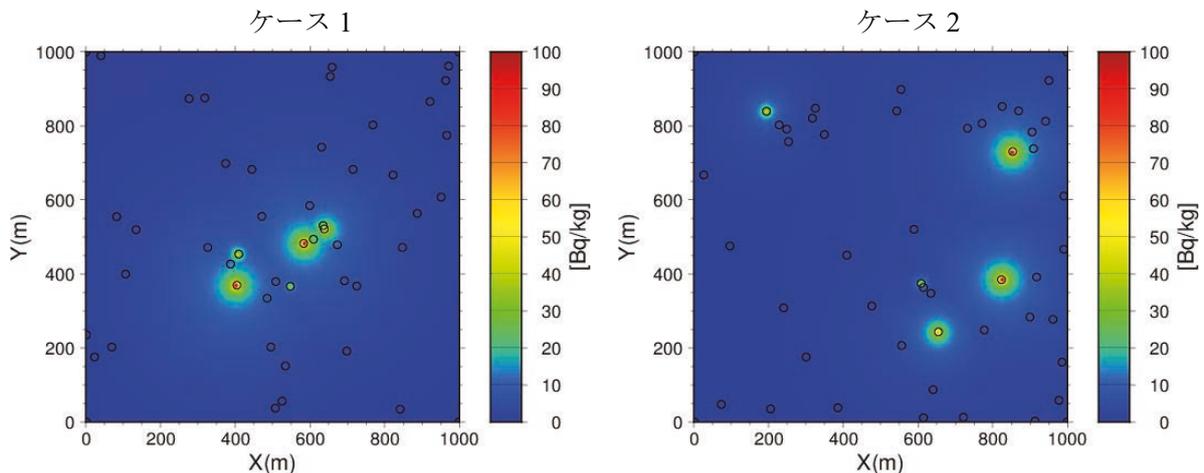


Fig. IV.6 代表測定点 (測定点数 : 50 点)

上記 Journal and Huijbregts, 1978 の 2) の条件から、最大距離は $1,000 \text{ m} \times \sqrt{2} \cong 1,400 \text{ m}$ の半分程度の距離である 800 m とし、標本バリオグラムの各区間幅は 100m (区間数 : 8) とする。この時、各区間における測定点对の数を距離 (横軸) に対してプロットしたものを、Fig. IV.7 に示す。800 m 以下の各区間においては、ケース 1、2 とともにすべての区間で 30 個を超えており、1) の条件を満たすため測定点数 50 は十分な個数と考えられる。

今回と異なる評価対象領域に対し上記の方法を適用する場合でも、標本バリオグラムの区間を今回と同様に最大距離の半分程度の距離を 8 分割した区間に設定すれば、評価対象領域の大きさに関係なく上記と同様の結論に至る。すなわち、敷地面積・放射能濃度分布によらず必要な最小限度の標本数は 50 点と考えられる。

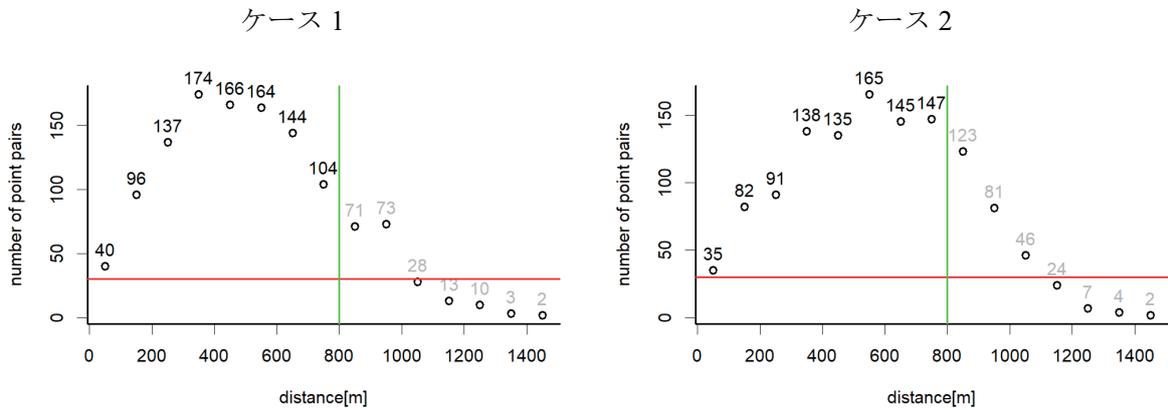


Fig. IV.7 標本バリオグラムの各区間内の測定点对数

代表測定点から得られる測定値は真の分布における該当測定点の真の値から抽出した数値に対し、計数率分布と同じ方法で測定誤差と検出限界値を考慮した値とする。検出限界値は、1 Bq/kgとする。測定誤差は $z_{\max} \geq 5 \text{ Bq/kg}$ に対し 10%、 $z_{\min} \leq 1 \text{ Bq/kg}$ に対し 30%とし、 $1 \text{ Bq/kg} < z < 5 \text{ Bq/kg}$ については式 IV-10 と同様にして線形補間した。

ケース 1 及びケース 2 の代表測定値（各 50 点）の放射能濃度測定値（Bq/kg）及び相対誤差の一覧を、Table IV.3 及び Table IV.4 に示す。また、ヒストグラムを Fig. IV.8 に示す。

各ケースのヒストグラムは、真の放射能濃度のヒストグラム（Fig. IV.3）を正しく反映し、対数正規分布の特徴が見られる。対数正規分布に従う物理量は、対数変換して正規分布に近づけることで統計的に扱いやすくなる。

Table IV.3 ケース 1 の代表測定点

No.	X (m)	Y (m)	濃度 (Bq/kg)	自然対数	相対誤差
1	583.5	482.5	86.2	4.46	10.0%
2	404.5	369.5	104.0	4.64	10.0%
3	638.5	521.5	50.2	3.92	10.0%
4	409.5	453.5	41.4	3.72	10.0%
5	547.5	366.5	40.6	3.70	10.0%
6	0.5	0.5	1.0	0.00	30.0%
7	999.5	0.5	1.0	0.00	30.0%
8	0.5	999.5	1.0	0.00	30.0%
9	999.5	999.5	1.0	0.00	30.0%
10	635.5	530.5	28.6	3.35	10.0%
11	609.5	493.5	25.6	3.24	10.0%
12	971.5	961.5	1.0	0.00	30.0%
13	673.5	478.5	12.4	2.52	10.0%
14	326.5	471.5	7.0	1.95	10.0%
15	599.5	584.5	7.6	2.03	10.0%
16	725.5	367.5	5.2	1.65	10.0%
17	485.5	334.5	9.8	2.29	10.0%
18	692.5	381.5	6.9	1.94	10.0%
19	698.5	191.5	2.2	0.78	24.1%
20	508.5	379.5	8.6	2.15	10.0%
21	471.5	555.5	7.1	1.96	10.0%
22	1.5	235.5	1.5	0.43	27.3%
23	534.5	151.5	3.0	1.10	20.0%
24	847.5	471.5	3.1	1.14	19.3%
25	387.5	426.5	12.6	2.54	10.0%
26	374.5	698.5	2.3	0.85	23.4%
27	495.5	202.5	4.7	1.55	11.5%
28	768.5	802.5	2.4	0.86	23.1%
29	631.5	742.5	2.8	1.02	21.2%
30	106.5	399.5	2.2	0.79	24.0%
31	318.5	875.5	1.1	0.09	29.5%
32	444.5	682.5	2.9	1.07	20.4%
33	715.5	682.5	5.2	1.64	10.0%
34	525.5	56.5	2.0	0.71	24.9%
35	966.5	774.5	1.0	0.00	30.0%
36	276.5	873.5	1.0	0.00	30.0%
37	841.5	34.5	1.0	0.00	30.0%
38	921.5	865.5	1.0	0.00	30.0%
39	82.5	554.5	1.4	0.32	28.1%
40	654.5	933.5	1.0	0.00	30.0%
41	822.5	667.5	3.0	1.09	20.1%
42	134.5	519.5	2.9	1.07	20.4%
43	69.5	202.5	1.9	0.62	25.7%
44	507.5	37.5	1.0	0.00	30.0%
45	23.5	175.5	1.6	0.46	27.1%
46	887.5	563.5	1.2	0.19	29.0%
47	659.5	958.5	1.0	0.00	30.0%
48	951.5	607.5	1.0	0.04	29.8%
49	40.5	989.5	1.0	0.00	30.0%
50	963.5	922.5	1.0	0.00	30.0%
最大値			104.0	4.64	
平均値			10.32	1.24	

Table IV.4 ケース 2 の代表測定点

No.	X (m)	Y (m)	濃度 (Bq/kg)	自然対数	相対誤差
1	823.5	384.5	96.9	4.57	10.0%
2	853.5	730.5	88.4	4.48	10.0%
3	654.5	243.5	62.6	4.14	10.0%
4	194.5	839.5	50.6	3.92	10.0%
5	608.5	374.5	36.6	3.60	10.0%
6	0.5	0.5	1.0	0.00	30.0%
7	999.5	0.5	1.1	0.11	29.4%
8	0.5	999.5	1.0	0.00	30.0%
9	999.5	999.5	1.2	0.20	28.9%
10	614.5	363.5	13.4	2.59	10.0%
11	634.5	347.5	4.4	1.49	12.8%
12	977.5	58.5	1.2	0.15	29.2%
13	73.5	47.5	1.0	0.00	30.0%
14	771.5	806.5	6.7	1.90	10.0%
15	732.5	793.5	5.9	1.78	10.0%
16	556.5	206.5	4.2	1.43	14.1%
17	990.5	466.5	4.0	1.37	15.2%
18	777.5	248.5	6.0	1.79	10.0%
19	905.5	783.5	11.4	2.43	10.0%
20	640.5	87.5	2.5	0.90	22.7%
21	589.5	520.5	2.6	0.97	21.8%
22	917.5	391.5	9.4	2.24	10.0%
23	961.5	277.5	4.3	1.46	13.5%
24	325.5	847.5	2.2	0.78	24.0%
25	349.5	776.5	1.2	0.21	28.8%
26	240.5	308.5	1.0	0.00	30.0%
27	985.5	161.5	3.2	1.18	18.8%
28	869.5	840.5	6.6	1.89	10.0%
29	543.5	840.5	1.3	0.24	28.6%
30	409.5	450.5	1.5	0.39	27.6%
31	317.5	820.5	1.7	0.53	26.5%
32	909.5	738.5	14.8	2.69	10.0%
33	26.5	667.5	1.0	0.00	30.0%
34	476.5	313.5	2.3	0.81	23.8%
35	825.5	852.5	7.3	1.99	10.0%
36	950.5	922.5	3.2	1.16	19.0%
37	228.5	802.5	7.6	2.03	10.0%
38	990.5	610.5	4.6	1.52	12.1%
39	913.5	2.5	1.4	0.36	27.8%
40	205.5	35.5	1.0	0.00	30.0%
41	385.5	38.5	1.0	0.00	30.0%
42	899.5	283.5	5.9	1.77	10.0%
43	300.5	175.5	1.0	0.02	29.9%
44	96.5	475.5	1.0	0.00	30.0%
45	248.5	791.5	4.0	1.38	15.1%
46	721.5	12.5	2.1	0.73	24.6%
47	614.5	11.5	1.9	0.62	25.7%
48	941.5	812.5	6.3	1.84	10.0%
49	554.5	898.5	1.9	0.65	25.4%
50	253.5	757.5	2.9	1.08	20.3%
最大値			96.9	4.57	
平均値			10.12	1.31	

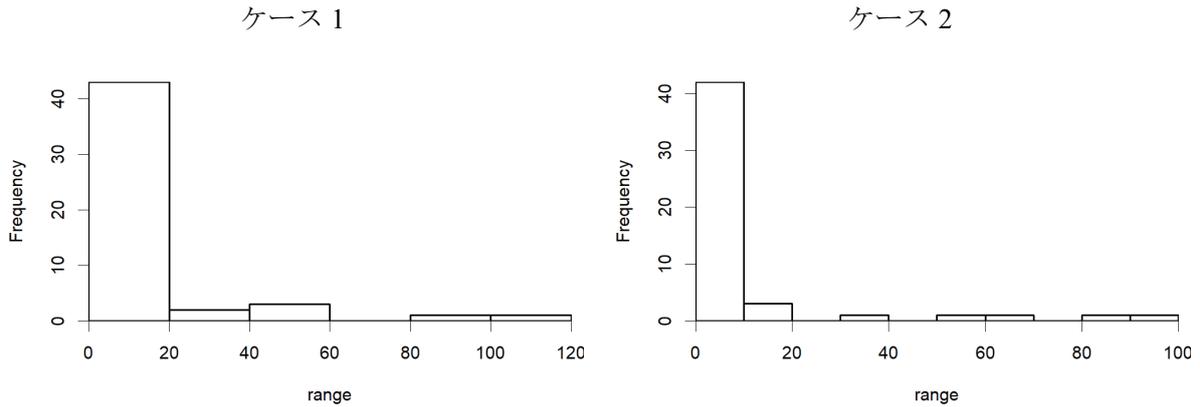


Fig. IV.8 代表測定値 (Bq/kg) のヒストグラム (測定点数 : 50 点)

(4) 放射能濃度分布の評価

(a) 回帰分析

クリギングに使用する外生ドリフト成分を求めるため、回帰分析を行う。まず、データが対数正規分布に従うことから、主変数・外生変数ともに (自然) 対数変換 ($v = \ln(v')$, $s = \ln(s')$) を行う。変換後の外生変数を横軸 ($x:s$) に、主変数を縦軸 ($y:v$) に取った散布図をプロットし、さらに最小二乗法により直線 ($v = a + bs$) でフィッティングした結果を Fig. IV.9 に示す。各測定値に含まれる bs の値が外生ドリフト成分であり、バリオグラム作成の際に差し引かれる。

ケース 1 及びケース 2 の両方で、汚染源のピーク位置を優先的に捉えた結果として、回帰直線の最小値付近のみならず最大値付近でも、不足なくデータが得られており、特に最大値付近ではデータが直線的に分布している。最小値付近ではばらつきが大きく、最大値付近に比べると誤差が大きいのが、外生変数・主変数が明確に線形な関係を持っていることは確認できる。いずれも、相関係数の二乗で定義される R^2 は 95 % 以上となっており、きわめて相関が高いといえる。

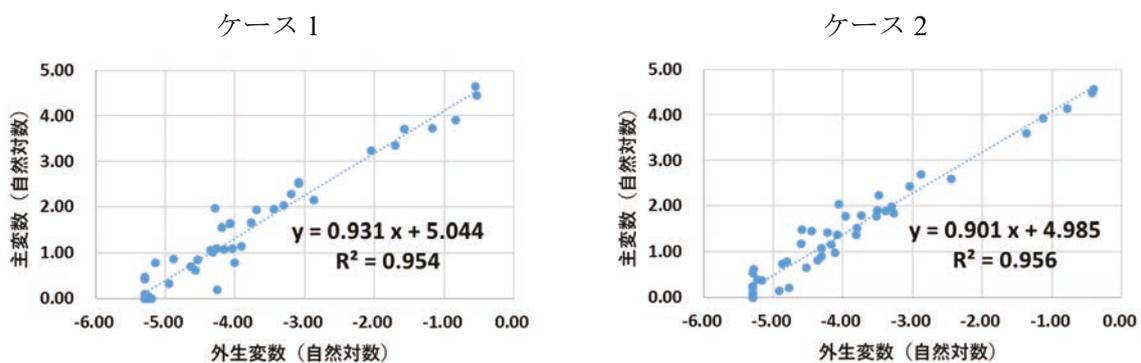


Fig. IV.9 散布図と回帰直線

(b) バリオグラムの作成

(a)で作成した代表測定値から外生ドリフト項を差し引いた残差を用いて、バリオグラムを作成する。標本バリオグラムの区間は、100 m ごとに 800 m までの 8 区間とした。関数形には Gauss 関数モデル (式(IV-11)) を使用し、最小二乗法でフィッティングした。作成したバリオグラムを、Fig. IV.10 に示す。ただし実際に外生ドリフトクリギングを行う際には外生変数の測定誤差を考慮し、ランダムに値を変更した M=100 回分の計算を行ったため、最終的に計算に使用したバリオグラムは Fig. IV.10 とわずかず異なる M 個のバリオグラムである。

$$\gamma(h) = c + b \left\{ 1 - \exp \left(- \left(\frac{h}{a} \right)^2 \right) \right\} \quad (IV-11)$$

結果として、両ケースともバリオグラムはほぼ平坦であり、外生ドリフト項を除いた残差には自己相関がほとんど無いと見られる。

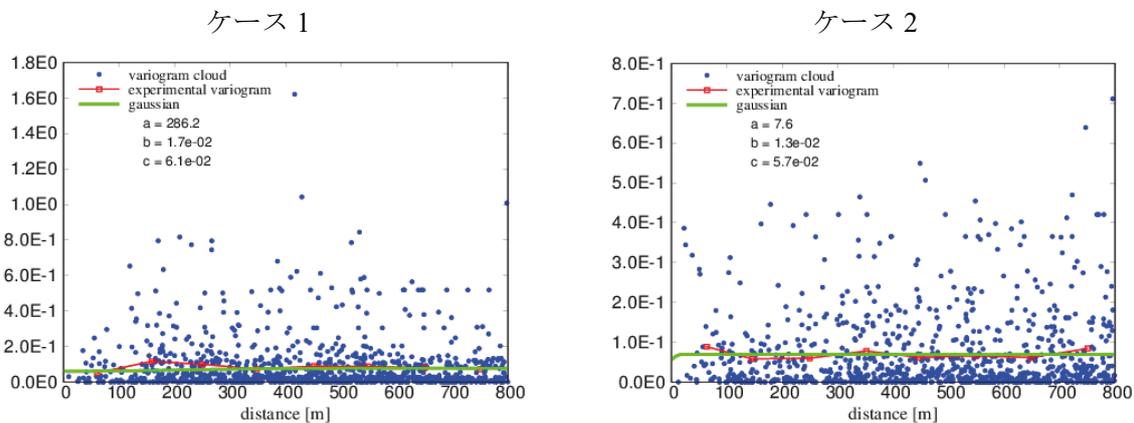


Fig. IV.10 外生ドリフト残差のバリオグラム

青色●：バリオグラム雲、赤色□：標本バリオグラム、緑色曲線：フィッティング結果

(c) 外生ドリフトクリギング

(b)で作成したバリオグラムを用いて外生ドリフトクリギングを実行する。式 IV-9 に示したように、測定誤差を考慮してランダムに値を変動させた M 個の外生ドリフトデータセットを用いて M 回分の計算を行い、その結果を統合する。主変数 v は対象となる物理量 v' を対数変換 ($v = \ln(v')$) した量なので、最終的な評価結果は $v' = \exp(v)$ の逆変換により求める。

また、本検討における推定分散は下記の手順で評価する。

- A) 対数変換した変数（正規分布に従うと仮定）について、M 個の外生ドリフトデータセットを用いてそれぞれ評価値と推定分散を算出
- B) M 個の推定結果それぞれについて、評価値に推定分散の平方根を加算する。
- C) 推定分散平方根を加算した評価値 M 個を平均する。
- D) 統合した分散を含む評価値を指数関数で逆変換した値を、評価値とする。
- E) B)において、加算を減算に置き換え、B)～D)の手順を繰り返す。

これにより、評価値の正負それぞれの方向に対する誤差の範囲を示す、非対称な評価値が1組得られる。上記を踏まえて評価値と推定分散を求めた結果を、Table IV.5、Table IV.6 と Fig. IV.11 に示す。

Table IV.5 外生ドリフトクリギングによる評価値（ケース1）

	真値	評価値	推定分散平方根（評価値に加算）	
			上側（+）	下側（-）
最大値（Bq/kg）	100.0	101.5	117.1	92.1
平均値（Bq/kg）	3.33	3.38	4.72	2.43

Table IV.6 外生ドリフトクリギングによる評価値（ケース2）

	真値	評価値	推定分散平方根（評価値に加算）	
			上側（+）	下側（-）
最大値（Bq/kg）	100.0	96.4	120.3	87.5
平均値（Bq/kg）	3.33	3.47	4.81	2.50

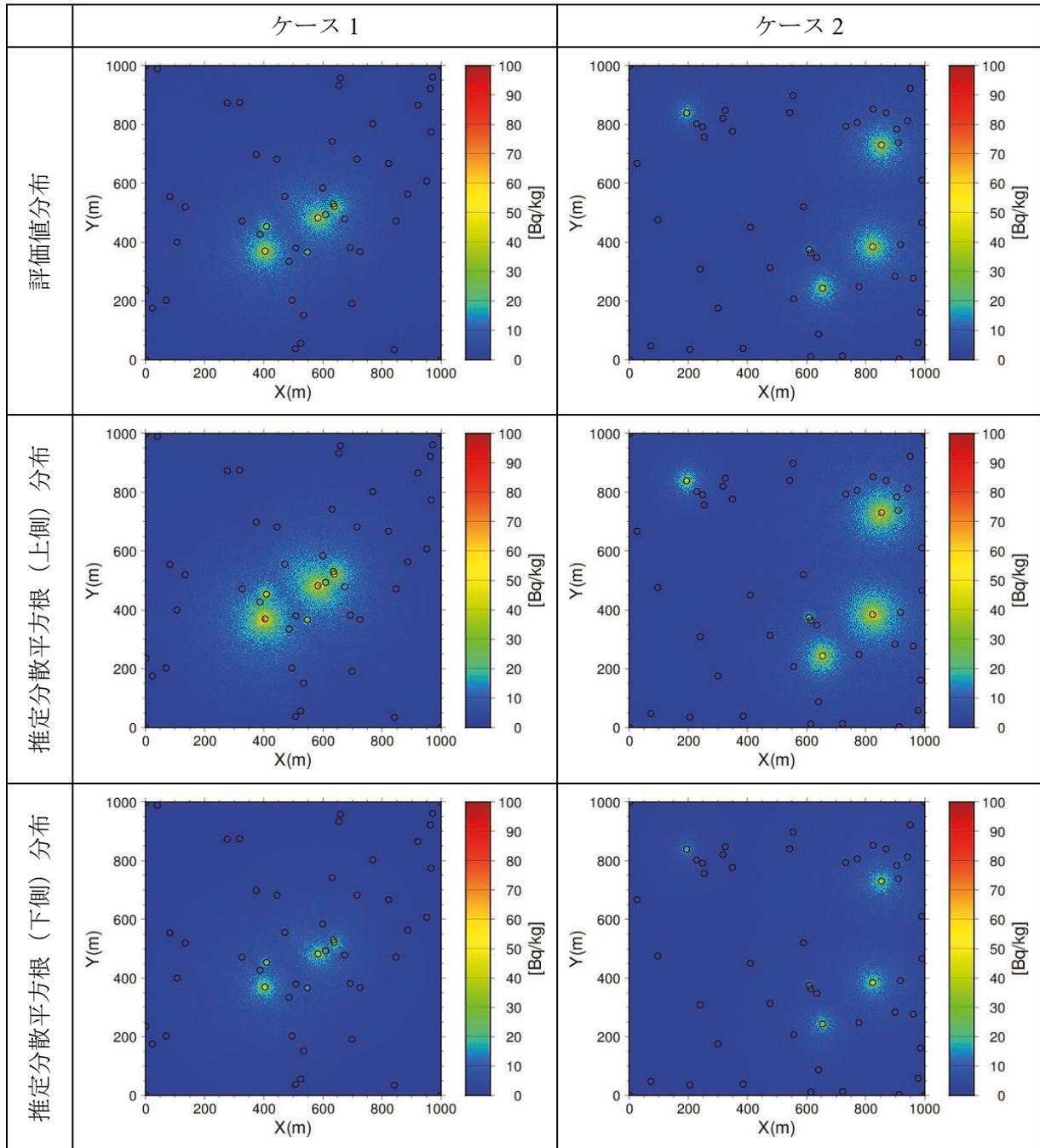


Fig. IV.11 外生ドリフトクリギングによって評価した放射能分布 (Bq/kg)

付録 V

地下の放射能濃度分布評価方法

原子力施設の廃止措置時に地下に放射能汚染の可能性が確認された場合、地下放射能濃度分布の推定は、線量評価を踏まえた廃止措置終了確認を行う上で重要である。放射能汚染の経緯の詳細が不明な場合、放射能濃度分布は複数のボーリングデータに基づき推定されると考えられる。このとき地下水流動が放射性物質の移行に大きく影響を与えていると想定される場合には、移流・分散・吸着の影響は測定データに対する空間的な内挿だけでは考慮できないため、放射能濃度分布推定にあたって地下水流動の影響を考慮する必要がある (Fig. V.1)。しかし、米国のサイト解放に関する測定・評価マニュアル MARSSIM (Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual)⁹⁾ や廃止措置の既往評価 (NEA, 2014)^{xxviii)} においても、地下水流動の影響を受けた放射能濃度分布推定に対する手法の提示はされていない。

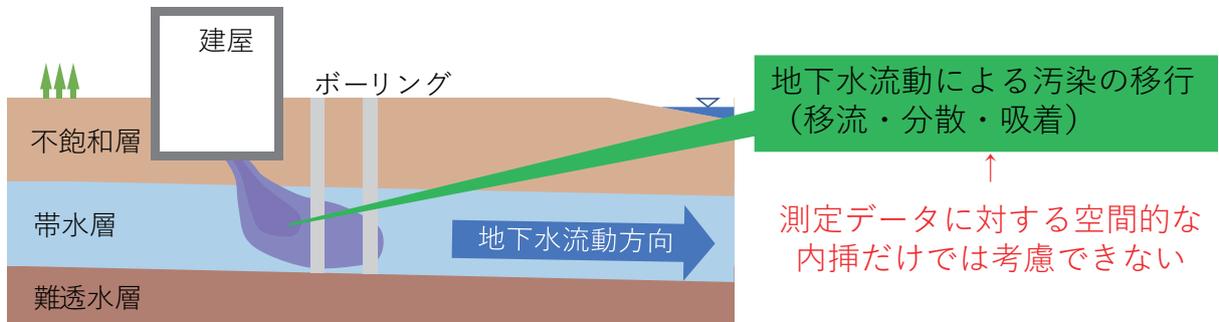


Fig. V.1 地下水流動の影響を受けた放射能濃度分布の概念図

クリギングによる分布推定コード ESRAD2^{xxix)} の 3 次元への拡張に加えて、地下水流動の影響を考慮するための手法を整備した。さらに、放射能汚染源が既知・各時刻の放出量が未知という条件のもと、地下水流動を考慮した地球統計学的手法の適用性検討を行い、仮想的なモデルでの検証によりその有用性を確認した上で、高精度な放射能濃度分布評価に向けて、既往の手法の改良 (推定値に対する非負の制限) 及び水理地質構造の不確かさを考慮できる手法を整備した。

V.1 地下での放射能汚染を想定した 3 次元クリギング

(1) 3 次元空間バリオグラムモデル

3 次元バリオグラムは 2 次元バリオグラムの拡張として次式で定義される。

$$\gamma(x_\alpha - x_\beta) = \left[\{z(x_\alpha) - z(x_\beta)\}^2 \right] / 2 \quad (\text{V-1})$$

ここで、 x_α は測定点等の位置座標であり、3 次元座標で表わされたものである。

(a) バリオグラム雲の算出

3 次元バリオグラムのバリオグラム雲については、従来の定義に基づき次式の非類似度をプロットする。

$$\gamma^*(x_\alpha, h) = \frac{(z(x_\alpha+h) - z(x_\alpha))^2}{2} \quad (\text{V-2})$$

$$h = x_\beta - x_\alpha \quad (\alpha, \beta = 1, \dots, n) \quad (\text{V-3})$$

(b) 標本バリオグラムモデル算出

(a)で得られる各バリオグラム雲を用いて、1次元、2次元、3次元の標本バリオグラムを算出する。

(c) 最小二乗法によるバリオグラムモデルのフィッティング

2次元と1次元のバリオグラムモデル関数に含まれるパラメータの値を、(2)で作成したバリオグラム雲に最もフィットするように最小二乗法を用いて設定する。

(d) 交差検証によるバリオグラムのフィッティング

(c)で設定した3次元バリオグラムモデル関数を初期関数として、3次元クリギングの交差検証計算を行い最適なバリオグラムモデルパラメータの値を設定する。等方バリオグラムモデルの場合、モデル関数に含まれるパラメータの数は3である。

(2) 通常型クリギングによる推定値の3次元化

クリギング計算コードを拡張し、3次元座標での測定データと3次元バリオグラムを使用して、通常型クリギングにより3次元座標での評価値を計算する。ここでは、3次元座標の書式で記載された入力ファイルを入力した場合に、従来のXY方向のみの通常型クリギング(2次元クリギング)と並行してZ方向も考慮した通常型クリギング(3次元クリギング)を実行する。ただし、外生ドリフトとして使用する線量率等のデータは、3次元方向の座標を取得できないことから、3次元クリギングでは外生ドリフト変数を使用しないものとした。

3次元クリギングと2次元クリギングは、基本的考え方が同じであることから、クリギング方程式は同じとなり次式で与えられる。

$$\sum_{\beta=1}^n w_\beta^i \{ \gamma(x_\alpha - x_\beta) - \sigma_\alpha^2 \delta_{\alpha\beta} \} + \mu_i = \gamma(x_\alpha - x_i) \quad (\text{V-4})$$

$$\sum_{\alpha=1}^n w_\alpha^i = 1 \quad (\text{V-5})$$

x_α, x_i はそれぞれ測定点、評価点に対する3次元座標である。点 x_i における評価値及びその推定分散は、それぞれ次式で与えられる。

$$z^*(x_i) = \sum_{\alpha=1}^n w_\alpha^i z(x_\alpha)$$

$$\sigma_i^2 = \mu_i + \sum_{\alpha=1}^n w_\alpha^i \gamma(x_\alpha - x_i) \quad (\text{V-6})$$

本式を用いて3次元の放射能濃度分布を評価する。

V.2 地下水流動を考慮した地球統計学的な放射能濃度分布推定

(1) 評価手順と必要な条件

評価手順と必要な条件をFig. V.2に示す。本手法は、ある一時期の濃度測定データ及び地下水流動・物質移行に関する情報を入力とする。これに基づき各時刻の放出量を空間的な相関性を考慮

して推定し、その結果から測定時の領域全体の濃度分布とその不確かさを評価する。

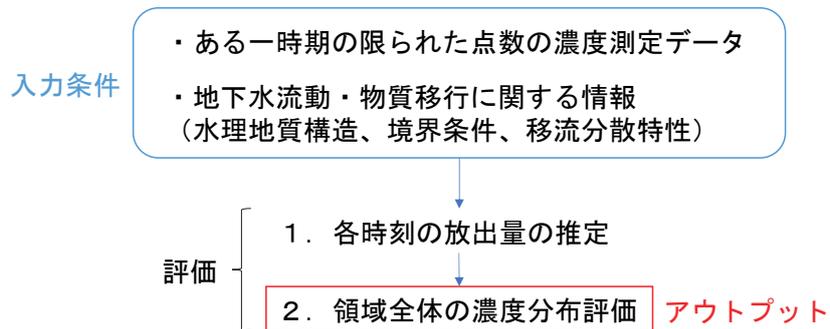


Fig. V.2 地下水流動を考慮した地球統計学的な放射能濃度分布推定の流れ

(2) 評価方法

地下水流動を考慮した地球統計学的な放射能濃度分布の推定手法^{xxx)}の概要を以下に示す。

● 前提

この手法では、定常な流れによる物質移行を前提とする。定常な流れにおいては、測定時における濃度分布 \mathbf{z} と各時刻の放出量 \mathbf{s} は線形の関係にある (Fig. V.3)。

$$\mathbf{z} = H\mathbf{s} \tag{V-7}$$

H : 単位濃度が放出した場合の各時刻の濃度分布

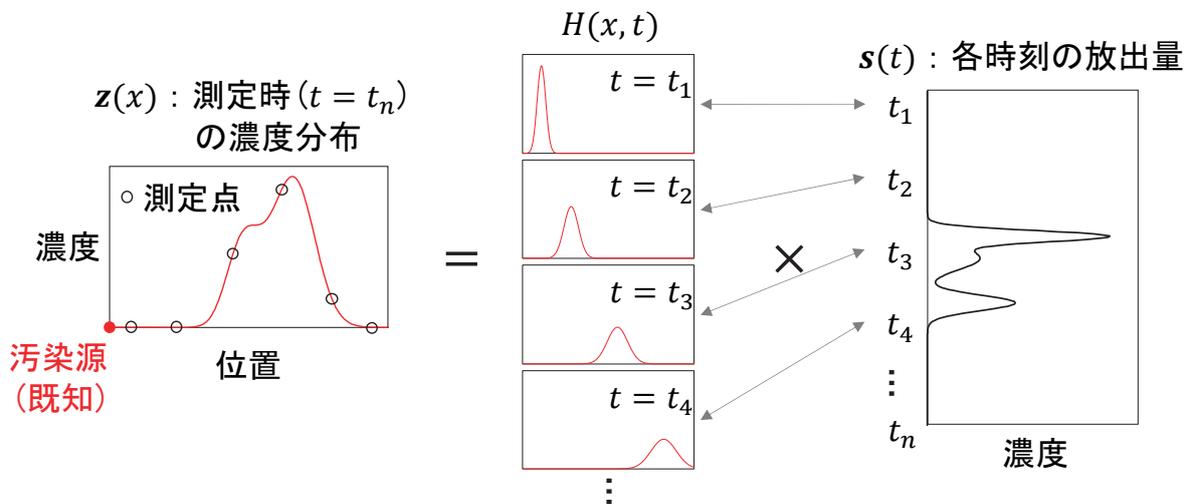


Fig. V.3 定常な流れにおける放射能濃度分布と放出量の関係

放射能汚染源・水理地質構造が既知の場合、 H を解析的に求めることができる。これを用いて測定点における放射能濃度から放射性物質放出量を逆解析し、推定した放出量から領域全体の放射能濃度分布を求める。

● 計算の流れ

放射能濃度分布及び放出量が正規分布に従うと仮定し、平均と共分散を定義する。それぞれの

平均は空間的／時間的な傾向を表す関数（ドリフト）で表す。以下、測定値に対応する変数には*を付けて、推定値には $\hat{}$ を付けて表す。

$$\mathbf{s} = X_s \boldsymbol{\beta}_s + \boldsymbol{\varepsilon}, \boldsymbol{\varepsilon} \sim N(0, Q_s) \quad (\text{V-8})$$

$$\mathbf{z}^* = H^* \mathbf{s} + \mathbf{v}, \mathbf{v} \sim N(0, R) \quad (\text{V-9})$$

- X_s : \mathbf{s} に対する全体の傾向（ドリフト）の基底関数
 $\boldsymbol{\beta}_s$: \mathbf{s} に対する全体の傾向（ドリフト）の係数
 $Q_s(\theta_s)$: \mathbf{s} の共分散 (θ_s : パラメータ)
 R : \mathbf{z}^* に対する測定値の推定値の誤差 ($R = \sigma_R^2 I$: 各誤差は独立と仮定)

① 放出量の推定

放出量は、測定値が \mathbf{z}^* であるときに放出量が \mathbf{s} である確率 $p(\mathbf{s}|\mathbf{z}^*)$ （事後確率）を最大にするように求める。ベイズの定理より、事後確率は以下の関係で表される。

$$p(\mathbf{s}|\mathbf{z}^*) \propto p(\mathbf{z}^*|\mathbf{s})p(\mathbf{s}) \quad (\text{V-10})$$

$p(\mathbf{z}^*|\mathbf{s})$: 尤度（放出量が \mathbf{s} であるときに測定値が \mathbf{z}^* である確率）

$p(\mathbf{s})$: 事前確率

事前確率及び尤度は、以下のように表される。ここで、 m_t は時間方向の分割数、 n は濃度の測定点数を表す。

$$p(\mathbf{s}) = \frac{1}{(2\pi)^{m_t/2}} |Q_s|^{-1/2} \exp\left[-\frac{1}{2}(\mathbf{s} - X_s \boldsymbol{\beta}_s)^T Q_s^{-1} (\mathbf{s} - X_s \boldsymbol{\beta}_s)\right] \quad (\text{V-11})$$

$$p(\mathbf{z}^*|\mathbf{s}) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2}} |R|^{-1/2} \exp\left[-\frac{1}{2}(\mathbf{z}^* - H^* \mathbf{s})^T R^{-1} (\mathbf{z}^* - H^* \mathbf{s})\right] \quad (\text{V-12})$$

事後確率の負の対数値は、以下のように表される。

$$L_{s, \boldsymbol{\beta}_s} = \frac{1}{2}(\mathbf{s} - X_s \boldsymbol{\beta}_s)^T Q_s^{-1} (\mathbf{s} - X_s \boldsymbol{\beta}_s) + \frac{1}{2}(\mathbf{z}^* - H^* \mathbf{s})^T R^{-1} (\mathbf{z}^* - H^* \mathbf{s}) + \text{const.} \quad (\text{V-13})$$

放出量の推定では、 $L_{s, \boldsymbol{\beta}_s}$ を最小にする \mathbf{s} を以下の流れで求める。

i) 共分散関数のパラメータ θ_s の推定

\mathbf{s} に対する時間的相関を表すパラメータ θ_s は、制限付き最尤法により $\int L_{s, \boldsymbol{\beta}_s} d\boldsymbol{\beta}_s$ を最小にするような値として、Fisher scoring法により反復的に求める^{xxxii)}。

ii) 放出量の推定

放出量の推定値が測定濃度の線形結合 $\hat{\mathbf{s}} = \Lambda_s \mathbf{z}^*$ で表せると仮定する。このとき、推定分散（推定値と測定値の差の平方根の期待値）を最小とする $\hat{\mathbf{s}}$ は、以下の連立方程式を解くことで求められる。ここで M_s はラグランジュの未定乗数を表す。

$$\begin{pmatrix} \Sigma & H^* X_s \\ (H^* X_s)^T & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \Lambda_s^T \\ M_s \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} H^* Q_s \\ X_s^T \end{pmatrix}, \Sigma = H^* Q_s H^{*T} + R \quad (\text{V-14})$$

推定分散は以下のように表される。

$$V_{\hat{\mathbf{s}}} = Q_s - Q_s H^{*T} \Lambda_s^T - X_s M_s \quad (\text{V-15})$$

② 濃度分布の推定

推定放出量を用いた濃度分布の推定方法として、Shlomi and Michalak(2007)^{xxx} では 2 つの方法が提案されている。

● Inverse/Forward Modeling (IFM)

推定放出量を用いて(V-7)式から直接濃度分布を推定する。

$$\hat{\mathbf{z}} = H\hat{\mathbf{s}} \quad (\text{V-16})$$

$$V_{\hat{\mathbf{z}}} = HV_{\hat{\mathbf{s}}}H^T \quad (\text{V-17})$$

● Transport-Enhanced Kriging (TREK)

Inverse/Forward Modeling に対し、濃度分布の空間的な相関 $Q_z(\theta_z)$ を考慮する。すなわち、

$$L_{s,\beta_s} = \frac{1}{2}(\mathbf{z} - H\hat{\mathbf{s}})^T(HV_{\hat{\mathbf{s}}}H^T)^{-1}(\mathbf{z} - H\hat{\mathbf{s}}) + \frac{1}{2}(\mathbf{z} - X_z\beta_z)^T Q_z^{-1}(\mathbf{z} - X_z\beta_z) + const. \quad (\text{V-18})$$

を最小にするような \mathbf{z} を求める。これは推定放出量を用いた濃度分布の推定方法と同様の手順で求めることができる。解くべき連立方程式は以下のように表される。

$$\begin{pmatrix} Q_z + HV_{\hat{\mathbf{s}}}H^T & X_z \\ X_z^T & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \Lambda_z^T \\ M_z \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} Q_z \\ X_z^T \end{pmatrix} \quad (\text{V-19})$$

濃度分布の推定値と推定分散は以下のように表される。

$$\hat{\mathbf{z}} = \Lambda_z^T H\hat{\mathbf{s}} \quad (\text{V-20})$$

$$V_{\hat{\mathbf{z}}} = Q_z - Q_z \Lambda_z^T - X_z M_z \quad (\text{V-21})$$

ただし TREK では空間的な相関がデータから適切に推定できない場合、推定精度が落ちる可能性がある。

V.3 非負の制限を設けた地下での放射能分布評価

V.2 に示した従来の評価手法では、得られる推定値に制限が設けられておらず、負値を含む可能性があり物理的に正しくない結果となるおそれがある。またこの場合、推定値の不確かさが大きくなることが指摘されている。

以下に、ベイズ推定に基づく非負の制限（ギブスサンプリング）を設けた場合の地下放射能濃度分布評価について、方法と適用例を以下に示す。

(1) 評価方法

V.2 に示した従来の評価手法では、各時刻の放出量を正規分布として推定する。このうち非負の部分から再度サンプリングすることで、非負の制限を設けることができる。しかし制限をかけると正規分布でなくなるため、直接サンプリングするのが困難である。直接サンプリングが難しい確率分布から近似的にサンプリングする方法としてギブスサンプリング^{xxxiii}がある。これを適用し、モンテカルロ近似により求めたい分布からのランダムなサンプリングを多数繰り返すことで、最終的な分布形を求める。ただし初期のサンプリング結果は初期値の影響を受けるため棄却する (Fig. V.4)。

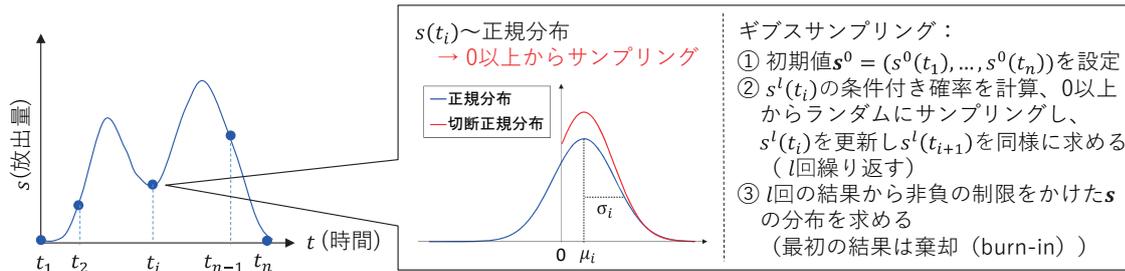


Fig. V.4 ギブスサンプリングによる放出量推定（非負の制限）の概要

(2) 適用例（実際の汚染事例：カナダ・Gloucester 処分場）^{xxxiii}

・事例概要

Gloucester 処分場はカナダ オンタリオ州のオタワ南部に位置し、1957 年から 1980 年にかけて市の産業廃棄物処分場として使用された（※放射性廃棄物は含まない）。1969 年の初めから 1980 年までには、研究所・大学・病院からの有害廃棄物が、サイト西側に位置する Special Waste Compound エリア（約 3,000m²）（SWC）において処分された。この廃棄物には主に有機溶剤が含まれ、その他に DDT（有機塩素系の殺虫剤、農薬）、ヒ素、シアン化合物、硫酸塩、フッ化水素酸、金属炭酸塩、防腐剤が含まれていた。Special Waste Compound における処分は、4 m 以上の深さのトレンチの掘削・トレンチ内での廃棄物の爆破という手順で行われていた。処分量・処分間隔等の情報は不明であるが、1978 年 5 月におよそ 1 トンの有機溶剤が処分されたという報告がある。

漏えい発覚後に Fig. V.5 に示すようにサイトの複数の位置でスラグ試験・揚水試験・多深度濃度測定が行われ、それらの詳細は NHRI（カナダ環境省所管国立水文学研究所）の報告書^{xxxiv}で公開されている。濃度の測定データは計 17 種の化学物質に対して公表されており、これに 1,4-ジオキサンも含まれる。1,4-ジオキサンは大気中に揮発しにくく、親水性が高く土壌等への固体への吸着・濃縮がほとんど生じず、加水分解・光分解・生物分解を受けにくい。Gloucester 処分場では、帯水層で 1,4-ジオキサンが地下水によって数百 m にわたって移行していることが確認されている。

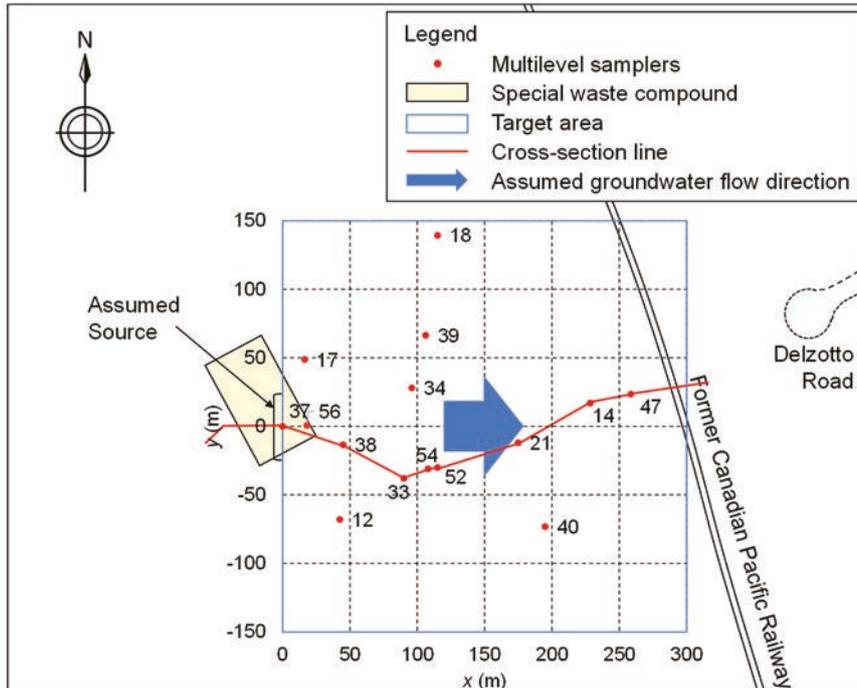


Fig. V.5 Gloucester 処分場の平面図：化学物質汚染源（Special waste compound）・観測井戸の位置（Jackson et al. (1985)^{xxxiv}）に基づき作成

検討は水に可溶性 3 つの化学物質を対象に、以下の流れで実施した。

- ① 放出量の推定（1,4-ジオキサン（14DNE）≒保存性のトレーサー）
- ② 遅延係数・放出量の推定（テトラヒドロフラン（THF）・ジエチルエーテル（DEE））
- ③ 化学物質濃度分布の推定（3 つの化学物質を対象）

・解析条件

● 地下水流動・物質移行モデル

当サイトを対象とした先行研究では、帯水層より上部を均一な直方体で模擬し、3次元理論解で化学物質移行を評価している（Woodbury, 1998^{xxxv}；Michalak and Kitanidis, 2002^{xxxvi}）。本検討ではこれら先行研究と比較するために、Fig. V.6 に示すように同様のモデルで化学物質移行を評価した。

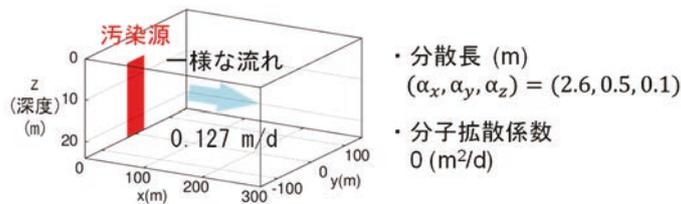


Fig. V.6 解析モデル（Gloucester 処分場、カナダ）

● 土壌への収着性（遅延係数）

14DNE、THF、DEE に対する遅延係数は、土壌中の有機炭素含有量より次式で評価できる。

$$R_f = 1 + \rho_b \cdot K_p / \varepsilon, \quad K_p = f_{oc} \cdot K_{OC} \tag{V-22}$$

$$\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49. \tag{V-23}$$

土壌の真密度を $\rho_b = 2,000 \text{ kg/m}^3$ 、帯水層中の間隙率を $\varepsilon = 0.35$ とし^{xxxiv)}、土壌中の有機炭素含有量 f_{oc} の不確かさを考慮すると、遅延係数はそれぞれ以下のように評価される。これを踏まえ、14DNE は遅延係数を 1（収着なし）、THF、DEE については推定値にばらつきがあることから、14DNE に対する放出ピークを再現するように遅延係数を評価した（Table V.1）。

Table V.1 土壌中の有機炭素含有量に基づく遅延係数の推定値

Contaminant	14DNE	THF	DEE
$\log K_{OW}$	-0.27	0.46	0.89
R_f ($f_{oc} = 0.0035$)	1.0	1.1	1.3
R_f ($f_{oc} = 0.01$)	1.1	1.4	1.8

● 測定濃度

当サイトでは地下水中化学物質濃度の多深度測定（GC/MS）が行われている。測定時期は 1982 年、1994 年-1996 年のデータがあるが、1983 年以降は土壌・地下水の浄化等が行われており^{xxxiv,xxxvii)}、定常の仮定が成り立たないと考えられることから、1982 年のデータを使用した。また深度方向の測定間隔は観測孔によって異なる（1~4 m 以上）。今回の解析では、±2 m で平均化したデータ（計 66 点）を使用した（Fig. V.7）。

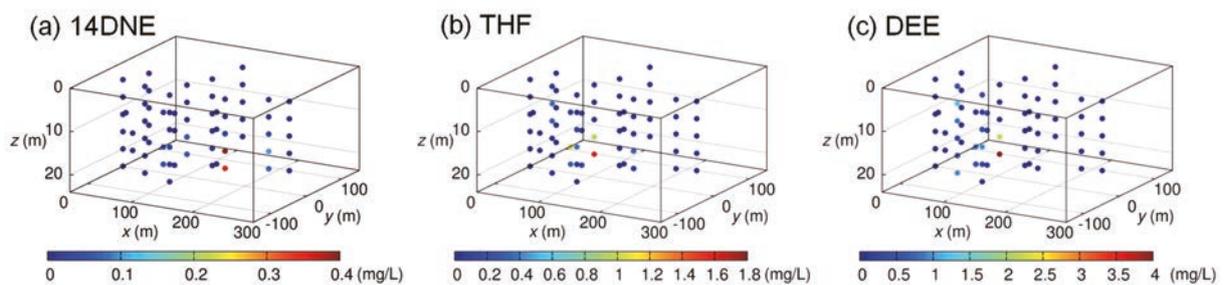


Fig. V.7 解析に使用した地下水中の化学物質濃度（1982年に測定、±2 m 間隔で平均化）

・評価結果

① 放出量の推定（14DNE）

14DNE に対する放出量の推定結果を Fig. V.8 に示す。制限を設けない場合には、不確かさが大きく推定結果は負値を含む。一方非負の制限を設けた場合、大規模な投棄時期の後に放出ピークが推定される。

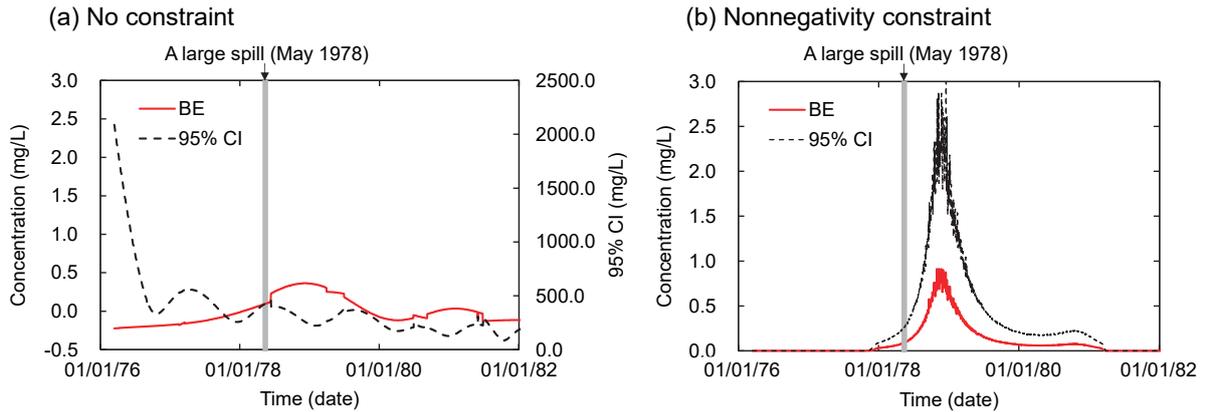


Fig. V.8 14DNE に対する放出量の推定結果 ((a) 制限なし、(b) 非負の制限あり)

② 遅延係数・放出量の推定 (テトラヒドロフラン (THF)、ジエチルエーテル (DEE))

THF 及び DEE では、14DNE で推定した大規模な漏えいのピークに対応するように、遅延係数の値を推定した。その結果、THF・DEE とともに遅延係数は 1.7 と推定され、有機炭素含有量から推定される範囲 (THF: 1.1~1.4、DEE: 1.3~1.8) に概ね収まる。推定放出量を Fig. V.9 に示す。

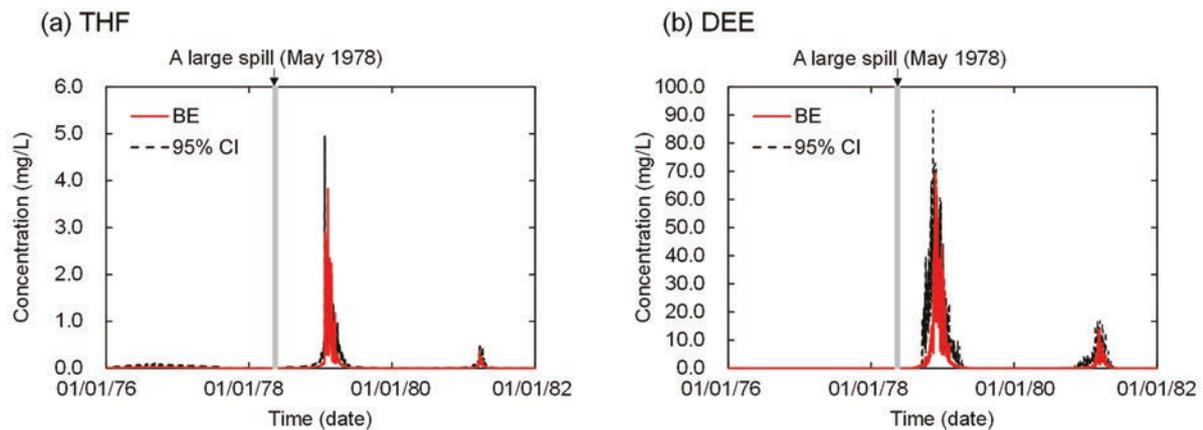


Fig. V.9 (a) THF 及び(b) DEE に対する放出量の推定結果

③ 化学物質濃度分布の推定 (14DNE、THF、DEE)

3つの化学物質に対し、化学物質濃度分布を推定した結果を Fig. V.10 に示す。また測定値と推定値との比較を Fig. V.11 に、測定値の再現性を Table V.2 に示す。値に制限がない場合に比べ、非負の制限を設けることで MAE が低減し、(14DNE: 0.5 倍、THF: 0.3 倍、DEE: 0.5 倍)、すべての化学物質に対し 0.6~0.77 と比較的高い相関係数が得られる。

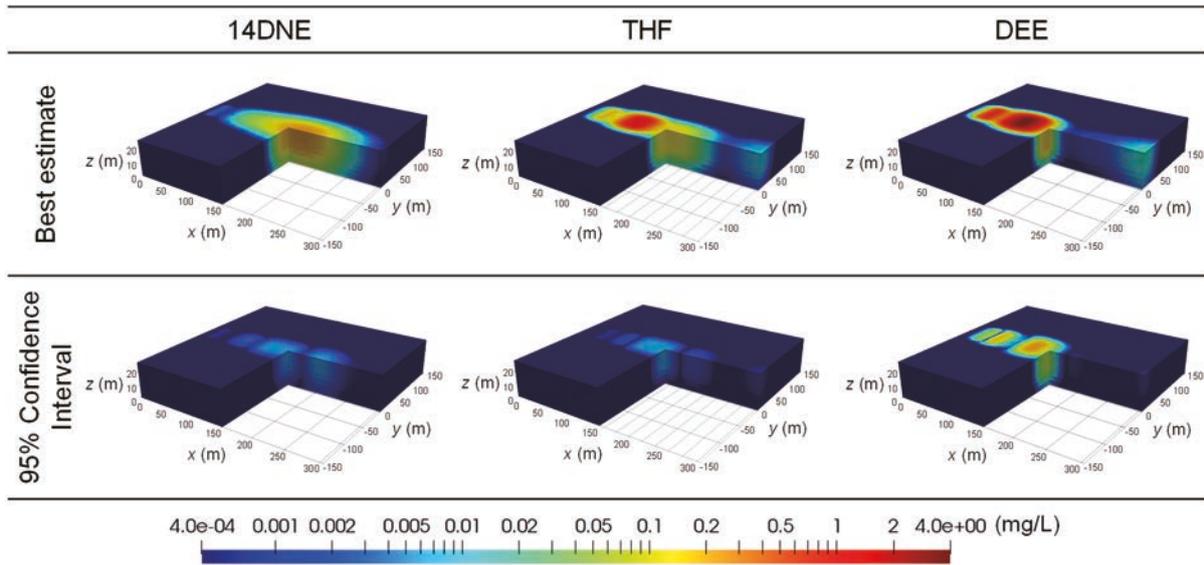


Fig. V.10 推定した化学物質濃度分布 (14DNE、THF、DEE)

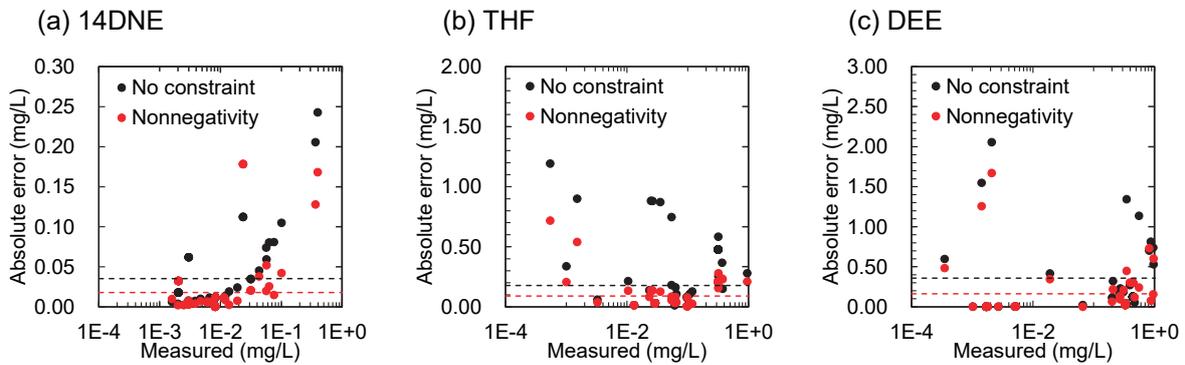


Fig. V.11 推定値と測定値の比較 (14DNE、THF、DEE)

Table V.2 測定値に対する推定値の MAE 及び相関係数 (r)

		14DNE	THF	DEE
制限なし	MAE (mg/L)	3.4×10^{-2}	2.7×10^{-1}	3.6×10^{-1}
	r	0.60	0.40	0.59
非負の制限	MAE (mg/L)	1.8×10^{-2}	9.0×10^{-2}	1.6×10^{-1}
	r	0.77	0.60	0.71

V.4 地下放射能濃度分布と透水量係数分布の同時推定

従来の地球統計学的な放射能濃度分布評価では、放出履歴の不確かさのみが考慮され、もう 1 つの支配的な不確かさである水理地質構造を既知と仮定する点が課題である。

水理パラメータのうち最も影響が大きいものとして、透水性 (透水量係数 (2 次元) または透水係数 (3 次元)) が挙げられる。通常透水性の空間分布は、揚水試験やトレーサー試験によって評価される。しかし、放射能汚染が生じている地盤での広範囲でのトレーサー試験は、場の擾乱につながるため難しい。一方、放射能濃度であれば、モニタリングのため経時的なデータが広範囲

で取得される可能性があり、これを活用することで放射能濃度分布と透水量係数分布の両者を精度良く推定できる可能性がある。

そこで、地下水位と経時的な放射能濃度の測定データを活用し、上述した放射能濃度分布推定と透水量係数分布の推定を繰り返すことで、両者の推定精度を向上させる手法を開発した。方法と適用例を以下に示す。

(1) 評価方法^{xxxviii)}

本手法では、測定初期の放射能濃度分布 (z_0) と透水量係数分布 (r) の推定を反復的に繰り返すことで、両者の不確かさを考慮した放射能濃度分布の将来予測 (z) を行う。解析の流れを Fig. V.13 に示す。透水量係数分布 r は、上述した放射能濃度分布推定において未知のパラメータを r 、データを地下水測定 (地下水位 ϕ または放射能濃度 z_0^*) と扱うことで、同様の手法で統計学的に求めることが可能である。詳しくは Takai et al. (2023)^{xxxviii)} を参照されたい。

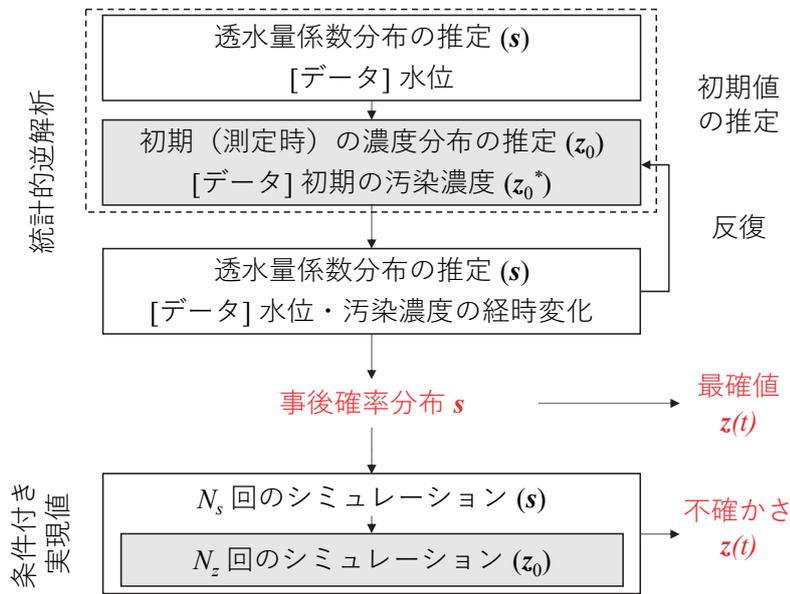


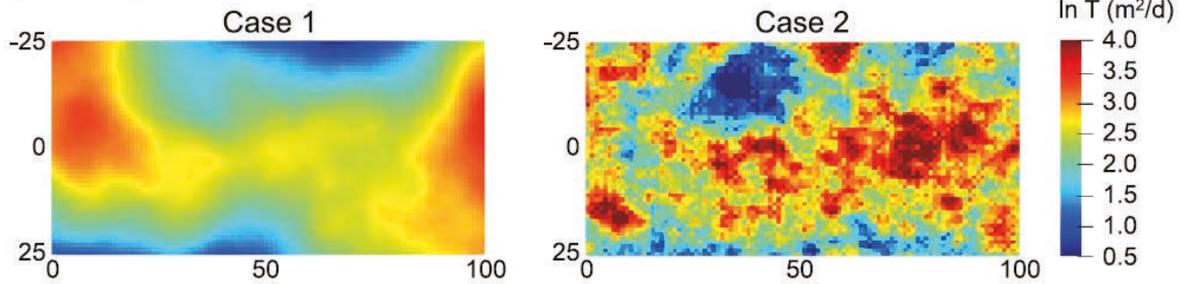
Fig. V.13 放射能濃度分布と透水量係数分布の同時推定の流れ

(2) 適用例 (仮想モデル：2次元・帯水層汚染)

・解析条件

2次元の不均質な帯水層 (100 m×50 m) において汚染が生じており、揚水に伴う水位低下及び放射能濃度の経時変化を複数点で測定することを想定した。地下水流動解析は、原子力機構で開発中の多孔質媒体に対する浸透流・塩分濃度解析コード 3D-SEEP^{xxxix)} により実施した。また単純化のため、収着及び減衰は考慮しないものとした。解析条件を Fig. V.14 及び Fig. V.15 に示す。

(a) True log-transmissivity distribution



(b) True distribution of initial contaminant plume

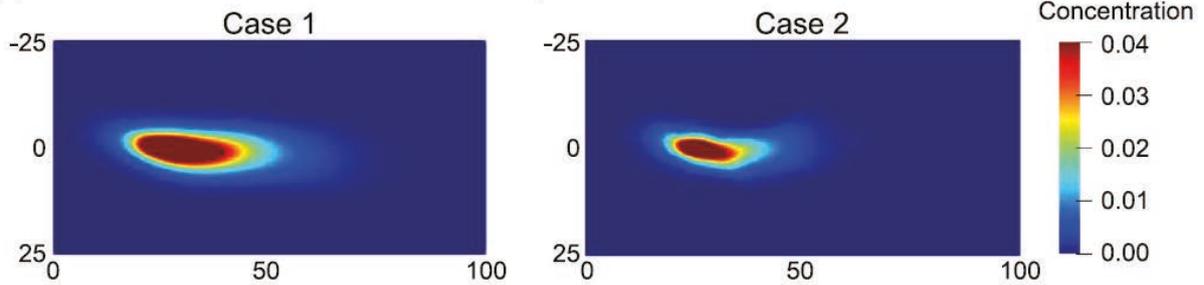


Fig. V.14 解析モデル（放射能濃度分布と透水量係数分布の同時推定）

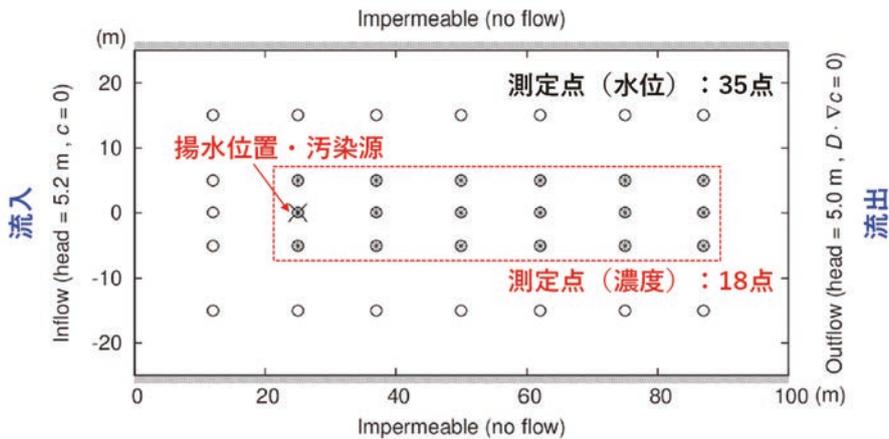


Fig. V.15 測定条件（放射能濃度分布と透水量係数分布の同時推定）

・解析結果

①透水量係数分布

水位のみを使用した場合、揚水位置から離れた位置では再現性が低く、推定した分布は真値に比べ平滑化される (Fig. V.16)。一方、水位と放射能濃度の両者を使用した場合、推定した分布は真値に近づき、透水性の高い領域が再現される。また、地下水測定データについても再現性が向上する (Fig. V.17)。

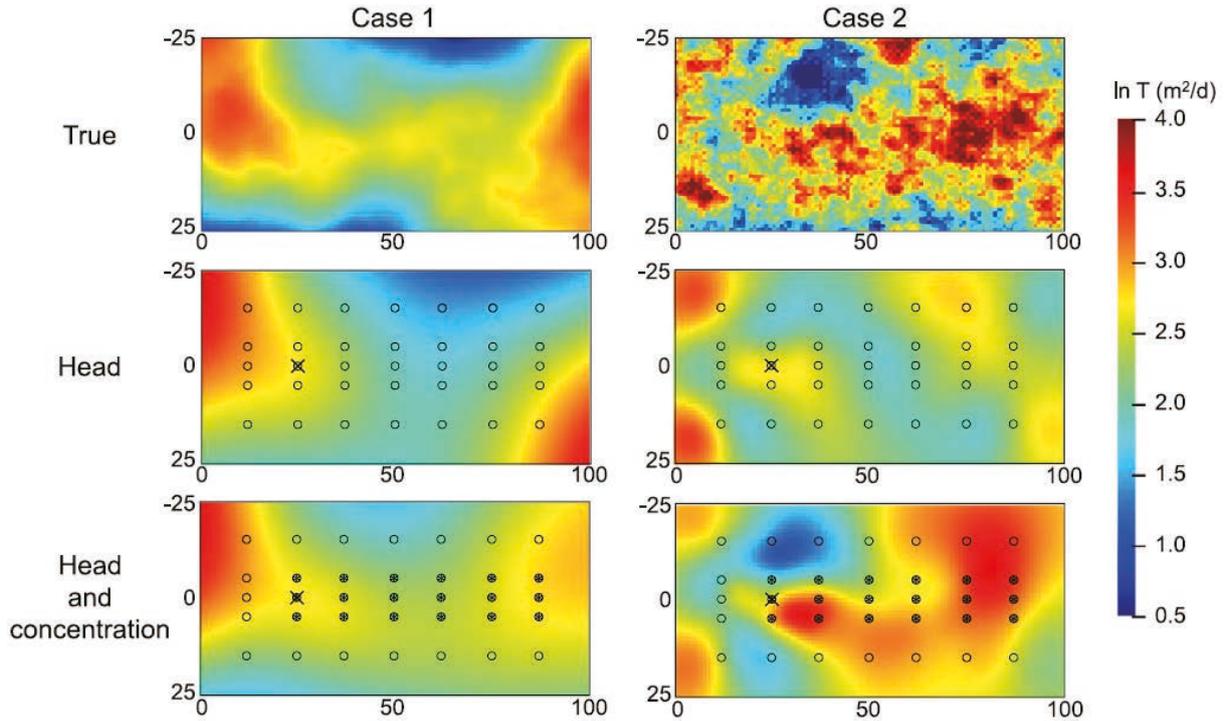


Fig. V.16 透水量係数分布の推定結果

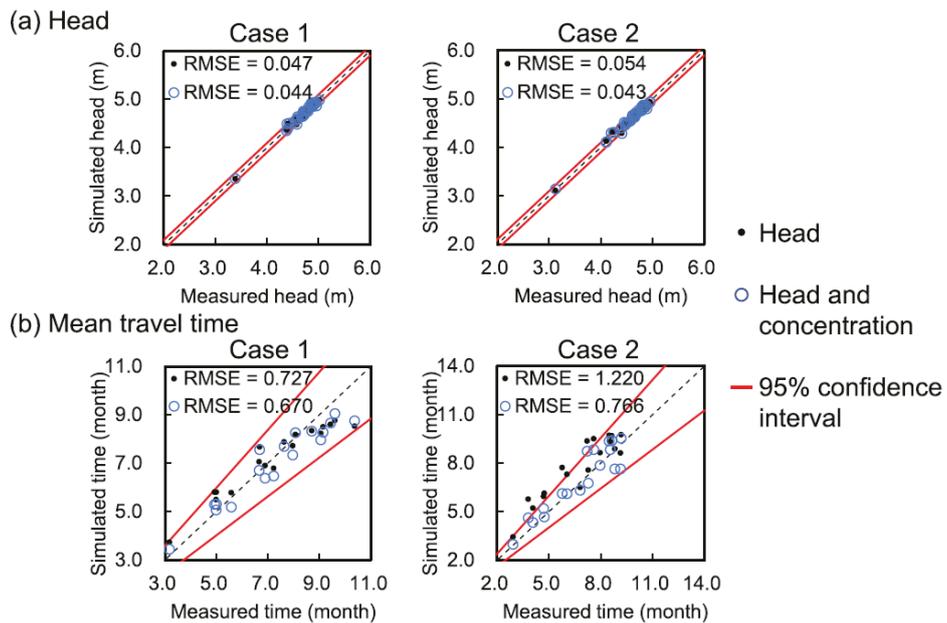


Fig. V.17 測定データ（地下水位及び放射能濃度）の再現性

②放射能濃度分布

放射能濃度分布の推定結果を Fig. V.18 及び Fig. V.19 に示す。水位のみを使用した場合には Case 1、2 とも、初期の分布は比較的再現性が高いが、将来予測に大きなずれが生じている。一方、水位と放射能濃度の両者を使用した場合、放射能濃度分布の予測精度（真値との相関係数（時間平均））は Case 1 : 0.72 から 0.97、Case 2 : 0.67 から 0.97 と大幅に向上する (Fig. V.20)。

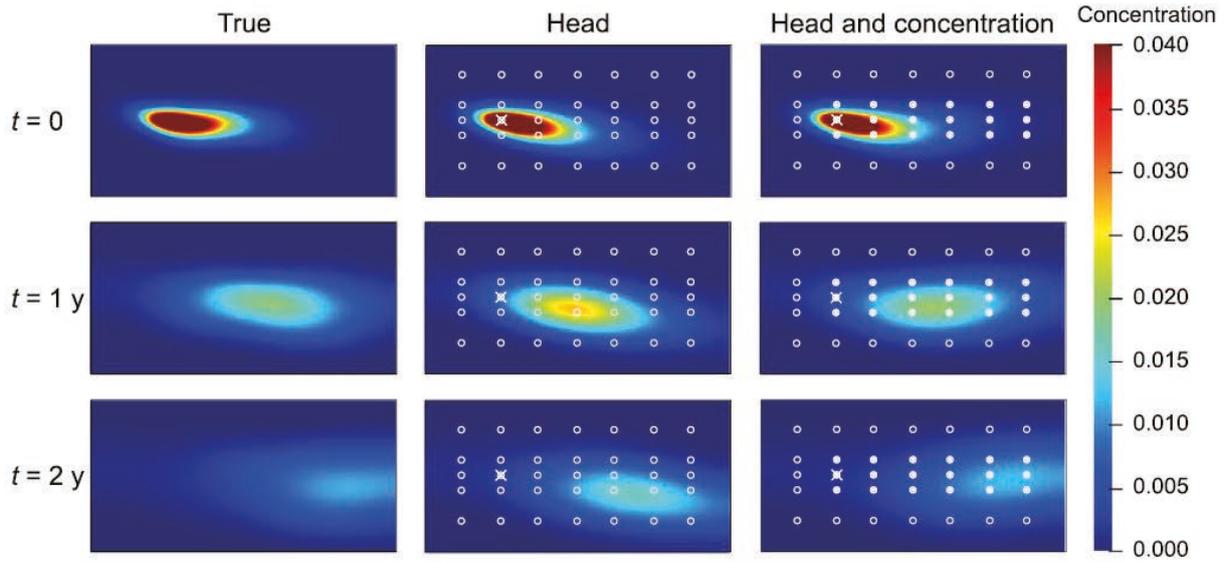


Fig. V.18 放射能濃度分布の推定結果 (Case 1)

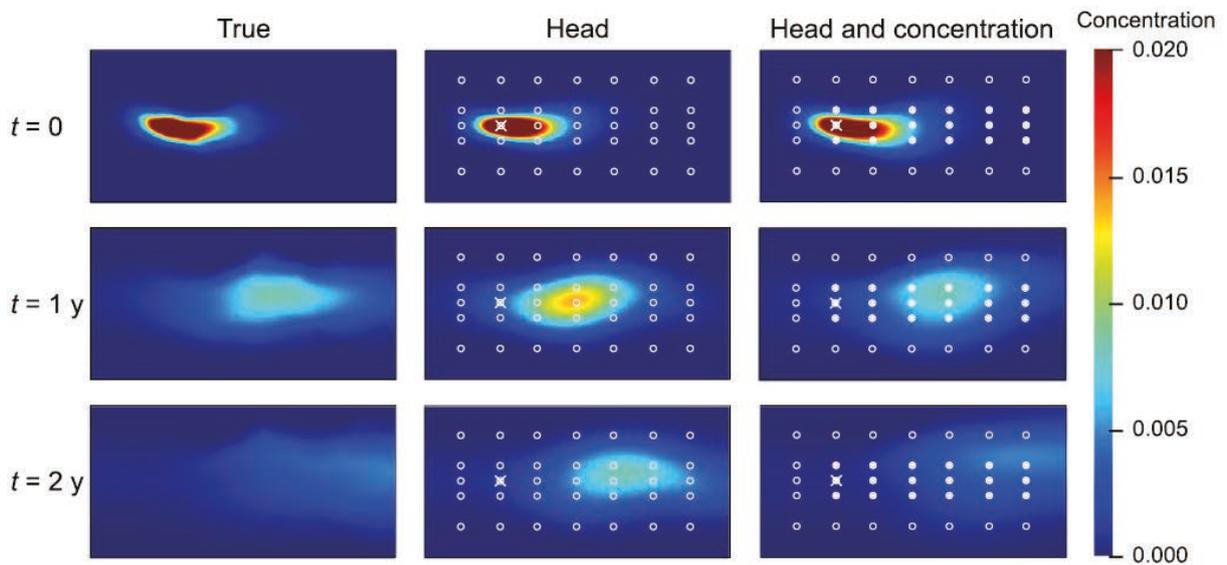


Fig. V.19 放射能濃度分布の推定結果 (Case 2)

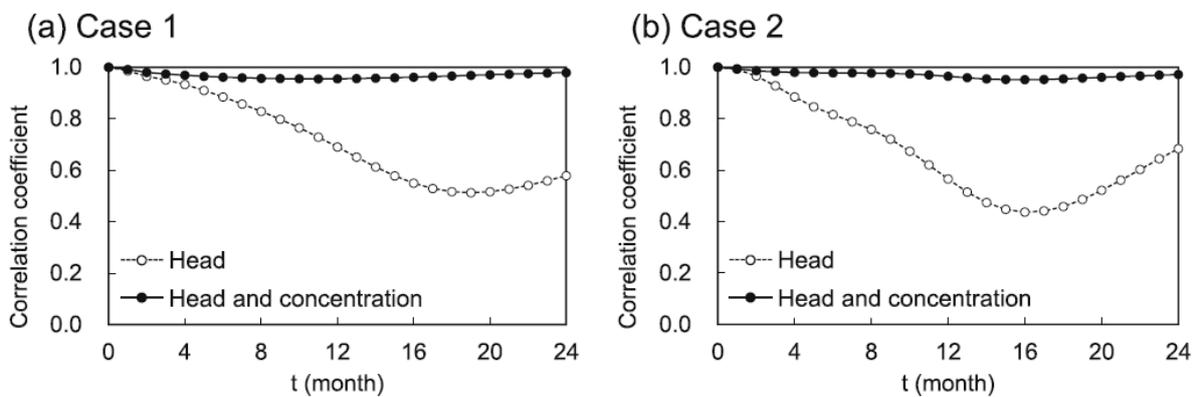


Fig. V.20 放射能濃度の予測精度 (真値との相関係数)

付録 VI

放射能濃度分布の変化を考慮した被ばく評価方法

VI.1 外部被ばく線量評価方法

従来の外部被ばく線量の評価においては、線源体系の経時的な変化はなく核種濃度も均一であった。本評価方法では経時的に変化する放射能濃度分布からの外部被ばく線量を評価するため、評価点と汚染との距離に応じた外部被ばく線量のライブラリを作成した。この際、複数の 1m メッシュの放射能濃度分布からの被ばく線量の積算値として任意の評価点における外部被ばく線量を近似できるモデルとした。

その評価方法と整備の内容は次のとおりである。

- ① 1 m メッシュを区分単位とした。
- ② 1 mDEM の値を用いて高さを考慮した。1 m メッシュ内は水平とした。
- ③ ライブラリは QAD-CGGP2R^{xxv)} で作成した。

条件は次のとおりである (Fig. VI.1)

- 土壌と空気の 2 層の平板モデルとした。
- 方形 1m² を円 1m² に近似した (等価円柱モデル)。この近似による誤差の大きさは、後述するように (等価円柱モデルによる値) / (直方体モデルによる値) の 1 からのずれが 1% 以下となった。
- 面積 1m² の円柱状で、深さは表面及び 1 cm 厚さの刻みとする。最大 20 cm 深さまでとする。位置範囲を変えたケースを設定した (方形では角度依存があること、点線源では、1 点代表では近似が粗い、または積分処理が必要となる)。
- 評価点は、空気中で高さ と半径方向の格子点とした。
- 線量換算係数は、ICRP Pub. 74^{xl)} の人体前方からの照射条件 (AP) での実効線量を使用した。
- 物質は土壌のかさ密度 1.6 g/cm³、空気密度 1.205 × 10⁻³ g/cm³ とした。
- ビルドアップ係数は AIR を用いた。
- 評価点は次のとおりとした。

高さ (cm) : 30 点

1, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 150, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 2000, 3000, 4000, 5000, 6000, 7000, 8000, 9000, 10000

半径 (cm) : 23 点

0, 50, 100, 150, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 2000, 3000, 4000, 5000, 6000, 7000, 8000, 9000, 10000, 20000

- 線源は、次のとおりとした。

層 : 21 個

線源エネルギー (MeV) : 28 点

0.01, 0.02, 0.03, 0.04, 0.05, 0.06, 0.07, 0.08, 0.09, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0, 1.173, 1.25, 1.332, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 4.0, 5.0

- 作成ファイルは次のとおりである。
 - 線量率の種別ごとにファイル化
 1. タイトル
 2. 線源層数、エネルギー数、高さ数、半径数
 3. 線源層情報
 4. エネルギー情報
 5. 高さ情報
 6. 半径情報
 - 7-1 線源層ループ（範囲記載）
 - 7-1-1 エネルギーループ（エネルギー記載）
 - 7-1-1-1 高さループ（半径情報ループ）
 - 7-1-1-1-1 高さ情報 半径ループ（1行）

④ 求める線量

上記③のライブラリを用い、線源位置と評価位置の関係から線量率の寄与を内挿により求め、寄与する線源領域からの線量率を合算する (Fig. VI.2)。ただし、線源位置中心と評価位置の間に別の 1m メッシュの土地が存在する場合や線源位置より低い評価点の場合には、寄与はなしとした。

⑤ 結果は ArcGIS[®]との接続を考慮し、1mDEM のテキスト出力と同じ形式に編集した。

⑥ ある汚染範囲の中で被ばく線量が最大となる点を自動抽出する。ここでは、メッシュ中心からある高さ（例；1 m）地点の線量データについてソートされた結果、また、ArcGIS の機能を用いて等高線のカラーマップが表示されるようにした。

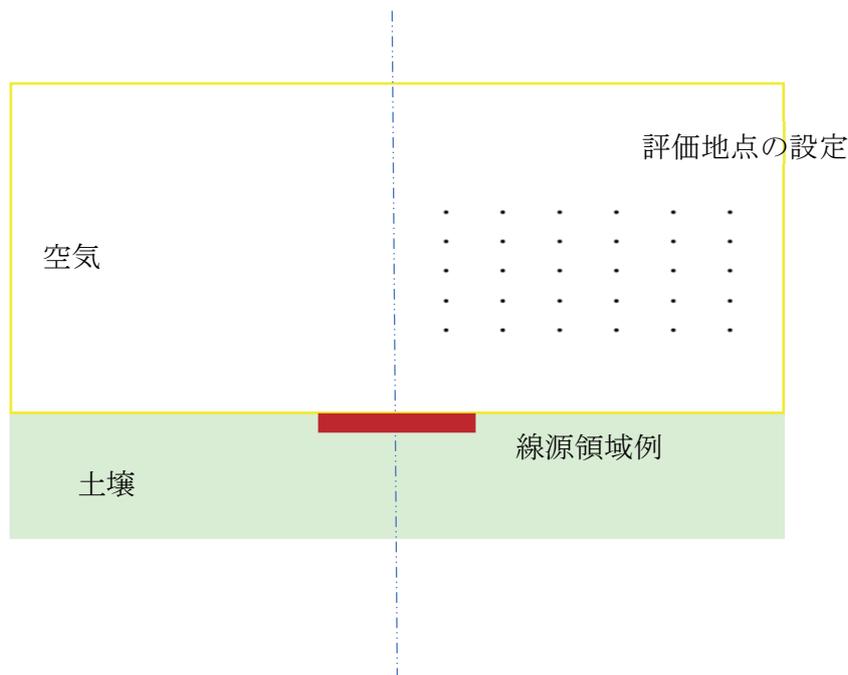


Fig. VI.1 外部被ばく線量評価ライブラリの体系の概要

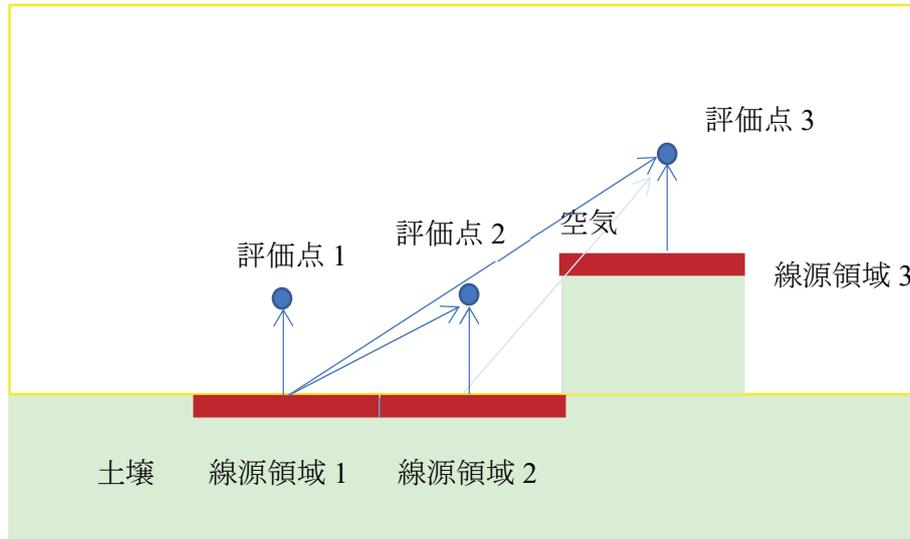


Fig. VI.2 線量率寄与集計方法

土壌中の 1m^2 メッシュ放射能濃度分布からの外部被ばく線量評価機能として、線量計算コード QAD-CGGP2R を用いて線量換算用ライブラリを作成した。その際、線源として設定している土壌中の方形 1m^2 メッシュを円 1m^2 メッシュで近似したことからの近似による影響を評価するため方形 1m^2 メッシュと円 1m^2 メッシュのそれぞれの場合について、地表面から高さ 1m での線量率について、両結果を比較した。ここでは、これらの計算内容を示す。

(1) 計算条件

①線源条件は次のとおりである。

- 線源核種は ^{137}Cs (γ 線エネルギー： 661.7keV) とした。
- 方形 1m^2 メッシュの場合は、地表面から深さ 1cm までの直方体からなる均一体積線源、円 1m^2 メッシュの場合は、地表面から深さ 1cm までの円柱からなる均一体積線源とした。線源深さを地表面から深さ 1cm としたのは次の理由による。線量換算係数用ライブラリは深さ 1cm 刻みで作成されており、土壌中線源の中で線量率に最も寄与すること、また、深くなるほど線源から評価地点までの距離が長くなるため方形メッシュと円メッシュの線量率に及ぼす影響の違いが小さくなるからである。
- 線源範囲は、単一の方形 1m^2 メッシュと円 1m^2 メッシュとした。複数に線源がある場合は、単一の線源モデルの積算の平均から求まる。

②評価地点は次のように設定した。

- 地表面高さ 1m の地点で、地表面上の線源中心位置からの距離を $0\sim 10\text{m}$ の範囲で変化させた (Fig. VI.3 の X 軸上の地点)。

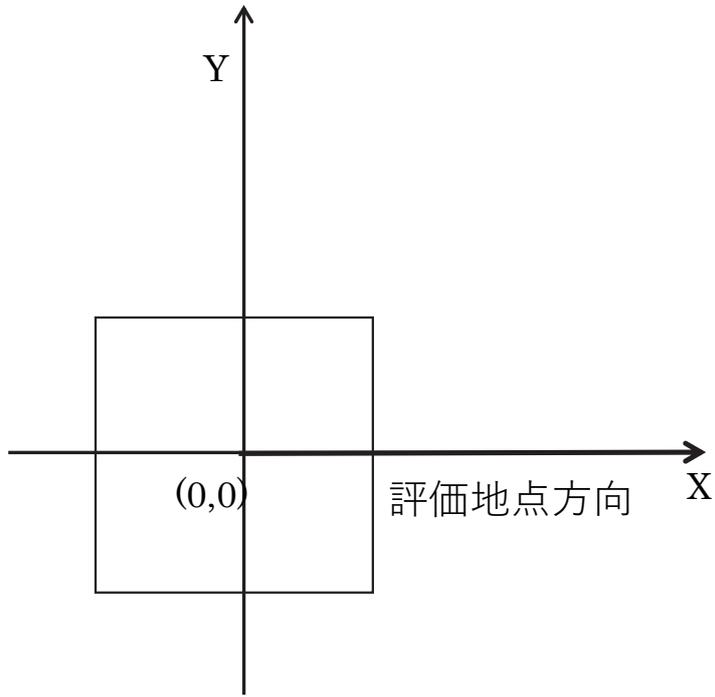
③線量換算係数には、ICRP Pub.74 の人体前方からの照射条件での実効線量を使用した。

(2) 計算結果

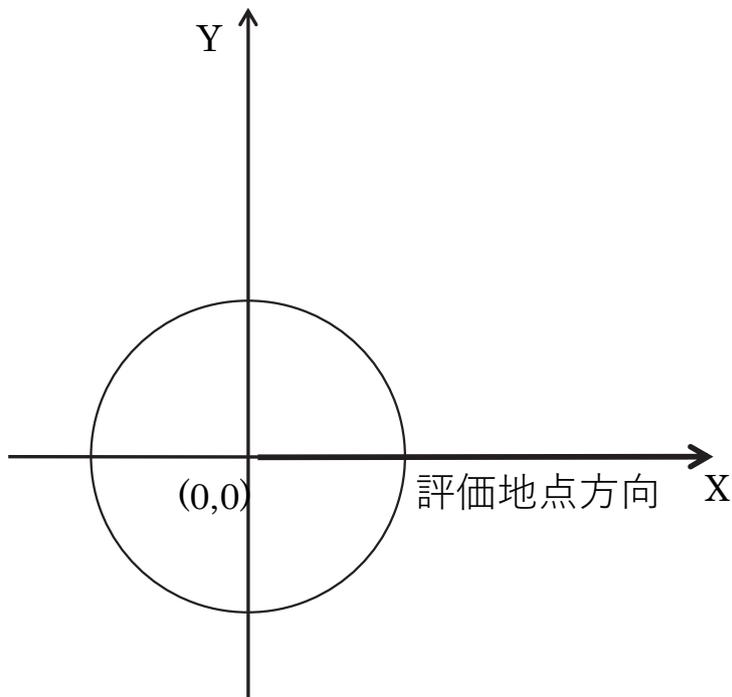
地表面上の線源中心位置から距離ごとの実効線量率の計算結果を Table VI.1 に示す。方形メッシュと円メッシュによる結果の相違は、線源中心真上の地点で最も大きくなり 0.5%である。距離が増えるにつれてこの相違は小さくなり、2 m を超えると相違は 0.1%以下である。

Table VI.1 地表面上の線源中心位置から距離ごとの実効線量率の計算結果

地表面上の線源中心 位置からの距離 (m)	実効線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)		円 1 m ² メッシュ/ 方形 1 m ² メッシュ (-)
	円 1 m ² メッシュ	方形 1 m ² メッシュ	
0	8.401E-08	8.360E-08	1.005
0.5	7.169E-08	7.142E-08	1.004
1.0	4.825E-08	4.815E-08	1.002
1.5	3.034E-08	3.032E-08	1.001
2.0	1.972E-08	1.972E-08	1.000
3.0	9.754E-09	9.757E-09	1.000
4.0	5.673E-09	5.675E-09	1.000
5.0	3.668E-09	3.668E-09	1.000
6.0	2.546E-09	2.547E-09	1.000
7.0	1.860E-09	1.860E-09	1.000
8.0	1.410E-09	1.410E-09	1.000
9.0	1.101E-09	1.101E-09	1.000
10.0	8.786E-10	8.786E-10	1.000



(a) 方形 1 m^2 メッシュの直方体線源



(b) 円 1 m^2 メッシュの円柱線源

Fig. VI.3 線源形状と評価地点の関係
(評価地点を X 軸上に設定)

VI.2 サイト特性が核種移行及び被ばく線量に与える影響の検討

サイト特性として、サイトに残存する表層汚染の鉛直分布と、サイトを構成する土壤の粒径の2つについて、核種移行に与える影響を PASCLR-Release を用いて評価した。また、仮想的なサイトを対象として核種移行評価を行い、核種移行に伴う放射能濃度分布変化が被ばく線量に与える影響を評価した。

(1) 鉛直放射能濃度分布が核種移行に与える影響の検討

廃止措置終了確認においては、対象サイト内における代表点測定により土壤中の放射能分布を取得する。CDecom を構成する PASCLR-Release においては鉛直分布を反映した核種移行を評価可能である。

ここでは、ある斜面の地表 10 cm に ^{137}Cs が存在する場合を想定し、放射能の鉛直分布を反映した場合と反映しない場合の核種移行量の比較を行い、鉛直分布が核種移行量に与える影響を確認する。放射能の鉛直分布は、1F 事故後に環境中で取得されたデータをもとに関数として設定する。核種濃度の鉛直分布は、1F 事故以後の 1F から 80 km 圏内における土壤中の ^{137}Cs の鉛直分布に関する研究^{xiii)}において、スクレーパープレートにより測定した緩衝深度（地表面の濃度に対して $1/e$ の濃度になる深度）が約 1 cm であったことが報告されている。そこで PASCLR-Release においては、土壤中の濃度分布として地表面の濃度に対して $\exp(-\alpha \cdot x)$ の関数で表現することとし、 α として緩衝深度の逆数（ x =緩衝深度の時に地表面の放射能濃度に対して $1/e$ となるように α を設定）の 1 を設定した。この際、地表面のみで生じる土砂の流出及び堆積による鉛直放射能濃度分布への影響範囲を表層のみにとどめるため、表層 1cm（上層）においては核種濃度が均一に分布し、1 cm から 10 cm（下層）までは $\exp(-\alpha \cdot x)$ の分布とすることにした。地表面流と土砂移動による核種移行を評価する際の気象条件として、25 mm/h の降水が 4 時間連続する日が 10 日間続く場合（総降水量 1000 mm）を設定した。この気象条件はある程度の核種移行が生じるように設定した値であり、25 mm/h というのは一般的に強い雨と表現される降水である。土質は仮想的なサイトにおけるボーリング調査から設定した砂丘砂層（砂 89%、粘土 11%）を設定した。地表 10 cm における ^{137}Cs の平均濃度は 100 Bq/g とした。 ^{137}Cs が存在する斜面は、仮想的なサイトの DEM データから設定した約 500 m² の斜面とした。

^{137}Cs の鉛直分布を考慮せず 10cm 中に均一に ^{137}Cs が存在する場合の 10 日間の核種移行評価の結果を Table VI.2 に示す。 ^{137}Cs の鉛直分布を考慮して、1 cm までは均一分布、1~10 cm は $\exp(-\alpha \cdot x)$ の分布とした場合の 10 日間の核種移行評価の結果を Table VI.3 に示す。10 日間に流出した核種量については、Table VI.2 では 1.20×10^8 Bq であり Table VI.3 では 1.56×10^8 Bq であることから、鉛直分布を考慮したほうが 30% 多くなった。また、鉛直分布を考慮した場合、初期状態の斜面に含まれる総核種量に対する核種流出率は 0.5% 多くなる結果であった。さらに、本解析条件の場合、表面 1 cm 中の核種の流出率が大きくなることが確認された。

Table VI.2 鉛直分布を考慮しない場合の 10 日間の核種移行評価の結果

経過日数	10 cm 中核種量 (×10 ⁸ Bq)	10 日間の流出量 (×10 ⁸ Bq)	流出率 (%) ※
0	61.3	1.20	1.95
10	60.1		

※初期状態の斜面中の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.3 鉛直分布を考慮した場合の 10 日間の核種移行評価の結果

経過 日数	核種量 (×10 ⁸ Bq)			10 日間の流出量 (×10 ⁸ Bq)			流出率 (%) ※		
	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total	1cm	1-10 cm	total
0	6.38	54.9	61.3	0.621	0.935	1.56	9.73	1.70	2.54
10	5.76	54.0	59.7						

※初期状態の斜面中各層の総核種量に対する核種の流出率

(2) 粒径分布が核種移行に与える影響の検討

評価対象サイトによって土質は異なるので土壤中の粒径分布も異なる。サイト固有の条件を考慮した安全評価のためには、土質を反映した核種移行評価が必要である。CDecom を構成する WEPP コードにおいては入力情報として土壌の構成を設定可能であり、入力情報に基づいて土砂移動量中における粒径分布が出力される。PASCLR-Release では粒径分布に応じて核種濃度を設定し、核種移行評価可能である。

ここでは、ある斜面の地表 10cm に ¹³⁷Cs が均一に存在する場合を想定し、核種濃度の粒径依存性を反映した場合と反映しない場合の核種移行量の比較を行い、核種濃度の粒径依存性が核種移行量に与える影響を確認する。土粒子の粒径が小さいほどセシウムの濃度は高くなるという知見がある。実際の土粒子への核種の収着には化学的なメカニズムが複雑に関係しているが、本検討ではひとつのモデル化の方法として粒径ごとの比表面積比による濃度の設定方法を適用した。土粒子に付着するセシウムの濃度は比表面積比の 0.65 乗に比例することを示した He and Walling (1996)^{xliiii}を参考にして、WEPP で評価対象としている 5 つの粒径に対して汚染土壌中のセシウムの分配比を設定した。

核種濃度の粒径依存性を考慮した核種移行評価を複数の土質を対象にして行った。土質として砂丘砂層(砂 89%、粘土 11%)の他に、粘土の割合が 50%及び 100%の土壌を設定して評価を行った。粘土が 45%以上含まれる土壌は重粘土という土性に属し、保肥力は高いが排水効率が低いので、農地に利用する際は明渠や暗渠などにより排水が必要とされている。地表 10 cm における ¹³⁷Cs の平均濃度は 100 Bq/g とした。

砂丘砂層における核種移行において、核種濃度の粒径依存性を考慮しない場合の 10 日間の核種移行評価結果を Table VI.4 に示す。砂丘砂層における核種移行において、核種濃度の粒径依存性として比表面積比の 0.65 乗の関係を仮定した場合の 10 日間の核種移行評価結果を Table VI.5 に示す。粘土の含有率が 50%である土壌における核種移行において、核種濃度の粒径依存性として比表面積比の 0.65 乗の関係を仮定した場合の 10 日間の核種移行評価結果を Table VI.6 に示す。粘

土の含有率が 100%である土壌における核種移行において、核種濃度の粒径依存性として比表面積比の 0.65 乗の関係を仮定した場合の 10 日間の核種移行評価結果を Table VI.7 に示す。

Table VI.4 と Table VI.5 を比較すると、核種濃度の粒径依存性を考慮した方が 10 日間の核種流出量が約 13%少ない。これは、砂丘砂層は粒径が大きい砂の割合が高いため、粒径依存性を考慮したことにより粒径が大きく核種濃度が低い土粒子が核種移行への寄与が反映されたためである。一方、土壌中における粒径が小さい粘土の割合を高くしていくと、流出する核種量が多くなっていくことが Table VI.5～Table VI.7 より確認された。粘土の割合が 50%の土壌の場合、10 日間の核種流出量が 1.56×10^8 Bq であり砂丘砂層の場合の 1.20×10^8 Bq と比較して 30%多くなった。粘土の割合が 100%の土壌の場合、10 日間の核種流出量が 2.33×10^8 Bq であり砂丘砂層の場合の 1.20×10^8 Bq と比較し約 94%多くなった。

核種移行を引き起こす土砂移動の発生量及び移動土砂中の粒径分布は、植生によっても影響をうける。そこで、植生による土砂移動への影響を確認するために、植生として WEPP コードのデータベースに含まれている裸地、農地（トウモロコシ）、森林を設定した際の土砂移動量及び移動土砂中の粒径分布の評価を WEPP コードにより行う。斜面及び気象条件は同条件とした。

植生ごとの斜面下端からの土砂流出量及び移動土砂中の粒径分布を Table VI.8 に示す。地表に植物があると土砂移動量が減少する傾向がみられた。特に森については裸地に比べて 3 割ほど土砂流出量が減少している。また、移動土砂中の粒径分布も植生に応じて微妙に異なり、森においては粒径が小さい粒子の移動土砂中に占める割合がわずかに高くなる傾向が見られた。これらのことから、土砂移動による核種移行評価においては植生も考慮することが重要であると考えられる。

Table VI.4 核種濃度の粒径依存性を考慮しない場合（砂丘砂層）

経過日数	10cm 中核種量 ($\times 10^8$ Bq)	10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)	流出率 (%) ※
0	61.3	1.20	1.95
10	60.1		

※初期状態の斜面中の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.5 核種濃度の粒径依存性を考慮した場合（砂丘砂層）

経過日数	10cm 中核種量 ($\times 10^8$ Bq)	10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)	流出率 (%) ※
0	61.3	1.04	1.70
10	60.2		

※初期状態の斜面中の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.6 核種濃度の粒径依存性を考慮した場合（粘土 50%）

経過日数	10cm 中核種量 ($\times 10^8$ Bq)	10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)	流出率 (%) ※
0	61.3	1.56	2.54
10	59.7		

※初期状態の斜面中の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.7 核種濃度の粒径依存性を考慮した場合（粘土 100%）

経過日数	10cm 中核種量 ($\times 10^8$ Bq)	10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)	流出率 (%) ※
0	61.3	2.33	3.81
10	58.9		

※初期状態の斜面中の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.8 植生ごとの土砂移動量及び移動土砂中の粒径分布

植生	流出土砂量 (kg)	移動土砂中の各粒径 (mm) の割合 (%)				
		0.002	0.01	0.03	0.2	0.3
裸地	303.5	0.029	0	0	0.475	0.497
農地 (トウモロコシ)	297.9	0.029	0	0	0.477	0.494
森	208.2	0.0358	0	0	0.584	0.381

ここまでで、別個に核種移行に与える影響を確認してきた鉛直放射能濃度分布と核種濃度の粒径依存性について、両方を考慮した場合の核種移行量を評価し、土砂流出量の総量に対して鉛直放射能濃度分布と粒径依存性が土砂移動量にどのように影響を与えるかを検討した。土質は砂丘砂層に加えて粘土の割合が 50%と 100%の土壌を設定した。

土質として砂丘砂層を設定し、鉛直分布と粒径依存性を考慮した場合の 10 日間の核種移行評価の結果を Table VI.9 に、粘土の割合が 50%の土壌を設定した場合の核種移行評価結果を Table VI.10 に、粘土の割合が 100%の土壌を設定した場合の核種移行評価結果を Table VI.11 に示す。

Table VI.9 の 10 日間の流出量 (total: 1.41×10^8 Bq) は、鉛直放射能濃度分布と粒径依存性を考慮しない Table VI.2 の 10 日間の流出量 (total: 1.20×10^8 Bq) と比較して約 18%多くなった。ここで、Table VI.9 の 10 日間の核種流出量が、Table VI.3 で示す鉛直分布のみを考慮した場合の核種移行量 (total: 1.56×10^8 Bq) よりも少ないのは、核種濃度の粒径依存性を考慮したためである。砂丘砂層は粒径が大きい砂の割合が高いため、粒径依存性を考慮したことにより粒径が大きく核種濃度が低い土粒子が核種移行への寄与が反映された。土壌中の粘土の割合を上げていくと、核種濃度の粒径依存性が核種移行量を増やす方向に影響し、Table VI.11 に示す粘土の割合が 100%の時の核種流出量は 2.66×10^8 Bq となり、鉛直放射能濃度分布と粒径依存性を考慮しない場合と比較して約 2.2 倍の核種流出量となった。

Table VI.9 鉛直分布と粒径依存性を考慮した場合の 10 日間の核種移行評価の結果（砂丘砂層）

経過 日数	核種量 ($\times 10^8$ Bq)			10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)			流出率 (%) ※		
	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total
0	6.38	54.9	61.3	0.471	0.935	1.41	7.38	1.70	2.29
10	5.91	54.0	59.9						

※初期状態の斜面中各層の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.10 鉛直分布と粒径依存性を考慮した場合の 10 日間の核種移行評価の結果（粘土 50%）

経過 日数	核種量 ($\times 10^8$ Bq)			10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)			流出率 (%) ※		
	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total
0	6.38	54.9	61.3	0.683	1.27	1.96	10.7	2.32	3.19
10	5.70	53.6	59.3						

※初期状態の斜面中各層の総核種量に対する核種の流出率

Table VI.11 鉛直分布と粒径依存性を考慮した場合の 10 日間の核種移行評価の結果（粘土 100%）

経過 日数	核種量 ($\times 10^8$ Bq)			10 日間の流出量 ($\times 10^8$ Bq)			流出率 (%) ※		
	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total
0	6.38	54.9	61.3	1.37	1.29	2.66	21.5	2.34	4.34
10	5.01	53.6	58.6						

※初期状態の斜面中各層の総核種量に対する核種の流出率

(3) 放射能濃度分布変化による被ばく線量への影響の検討

仮想的なサイトを対象として、サイト内における経時的な放射能濃度分布変化を評価し、放射能濃度分布変化を考慮した被ばく線量への影響を評価した。評価対象サイトとして、海に面した約 200 m \times 200 m の範囲を設定して地形要素の設定をした。設定した地形要素を Fig. VI.4 に示す。仮想的なサイトにおいては、8 つの斜面、3 本の水みち、1 つの窪地が設定された。設定された地形要素における地表面流量と土砂移動量を WEPP コードにより評価した。評価対象サイトの土質は砂丘砂層とした。

本検討では、WEPP 評価に用いる降雨条件として保守的な条件と現実的な条件のふたつを設定した。保守的な条件は、「50 mm/h の降水が 1 時間発生する日が 10 日連続した場合」を 6 回繰り返し年間降水量が 3000 mm となるように設定した。年間降水量の 3000 mm はわが国の平均年間降水量の 1718 mm 及び最大年降水量の 4477.2 mm（鹿児島県屋久島）を考慮して、降水量が大きい地域を想定して設定した。50 mm/h は、一般的に用いられる 1 時間雨量の予報用語では激しい雨と表現されている。現実的な降雨条件は、水戸における 1 年間の降水データを用いた。

WEPP による地表面流と土砂移動の評価結果を用いて、PASCLR-Release により核種移行を評価した。地表面流と土砂移動による核種移行を PASCLR-Release で評価するためには、各地形要素における水と土砂の分配係数を設定し、どのような仮定の下で核種が移行するかを設定する必要がある。

ある。水と土砂の間の平衡状態に関する分配係数の設定条件を Table VI.12 に示す。この条件により、サイト内における専有面積が広くインベントリが大きい斜面においては核種が地表面流と土砂移動により移行し、間欠的に多量の水が短時間流れる水みちにおいては上流から地表流により流入した核種が下流に流れることとなり、窪地への核種の集中による被ばく線量の上昇を確認する意味では保守的な設定となる。評価対象サイト内の全地形要素に 100 Bq/g の ^{137}Cs を設定した。核種移行評価の結果及び被ばく線量への影響の検討は上記 2 つの降雨条件について行った。



Fig. VI.4 仮想的なサイトにおける地形要素

Table VI.12 土砂と水との間の平衡状態に関する Kd の値 (m³/kg)

地形	区分	土壌中の水	ホートン型地表流	側方流
斜面	被覆土砂層	0.27	0.27	0.27
	放射エネルギー均一土壌層 (表面付近)	0.27	0.27	0.27
	放射エネルギーが存在し、移動水と反応する下部土壌層	0.27	0.27	0.27
	放射エネルギーが存在するが、移動水と反応しない下部土壌層	0	0	0
水みち	被覆土砂層	0.27	0	0
	放射エネルギー均一土壌層 (表面付近)	0.27	0	0
	放射エネルギーが存在し、移動水と反応する下部土壌層	0.27	0	0
	放射エネルギーが存在するが、移動水と反応しない下部土壌層	0	0	0
窪地	被覆土砂層	0.27	0.27	0.27
	放射エネルギー均一土壌層 (表面付近)	0.27	0.27	0.27
	放射エネルギーが存在し、移動水と反応する下部土壌層	0.27	0.27	0.27
	放射エネルギーが存在するが、移動水と反応しない下部土壌層	0	0	0

備考：0 は土壌が水と反応しないことを示す。

(a) 年間 3000mm の降雨条件による試解析

保守的な降雨条件を設定し WEPP 評価を行い、その結果を用いて PASCLR-Release により核種移行評価を行った。ここでは、核種が集中しやすく被ばく線量評価において重要な地形である窪地に着目して核種移行量を整理する。放射能濃度分布変化による被ばく線量への影響の検討は、放射能濃度分布を設定した仮想的なサイトにおける空間線量率をもとに行う。

設定した降雨条件の降雨が発生する前後の窪地中の核種量を Table VI.13 に示す。表中の「窪地中核種量」と「核種の流入量」は、窪地中の深度 (1 cm 及び 1-10 cm) 及び窪地に流入した土砂による堆積土ごとに示している。Table VI.13 では、窪地土壌中の各深度 (1 cm 及び 1-10 cm) で核種

量が増加した。これは、厚さ 10 cm の窪地土壌と窪地中の水が分配平衡の関係になるように設定しているため（Table VI.12）、窪地に水として流入した核種が二つの層の土壌に分配されたためである。また、土砂流入により核種を含む堆積土が窪地中に生じた。

Table VI.13 保守的な降雨条件による窪地中核種量の変化

状態					核種の流入量 (×10 ⁸ Bq)			
	1 cm	1-10 cm	堆積土	total	1 cm	1-10 cm	堆積土	total
初期状態	7.34	63.2	-	70.5	50.8	85.7	0.425	137
3000mm 降雨後	58.1	149	0.425	207				

初期状態における評価対象サイト内の空間線量率を Fig. VI.5 に示す。初期状態においては、Fig. VI.4 で示した地形要素を設定した範囲の表層土壌 10 cm 中に 100 Bq/g の ¹³⁷Cs が均一に分布している（Fig. VI.5 において濃い緑色で示される空間線量率が 0 μSv/h の範囲は、初期放射能濃度分布を設定していない）。空間線量率は方法により地形の起伏を考慮して計算しているため、空間線量率の分布が生じる。地形要素と照らし合わせると、窪地内の一部は空間線量率がやや低くなった。

年間降水量 3000 mm の降雨（50 mm/h が 1 時間で 10 日間連続を 6 サイクル繰り返す）後の評価対象サイト内の空間線量率を Fig. VI.6 に示す。窪地中の空間線量率が上昇し、周囲の地形と比較しても 2 倍程度となった。

窪地中の核種量の変化及び空間線量率の変化より、降雨により窪地中に核種が集中し空間線量率が上昇することが示された。保守的に設定した降雨条件で 1 年間降雨が発生した場合で、窪地中の空間線量率は数倍高くなるので、被ばく評価においては放射能濃度分布変化を考慮する必要がある。

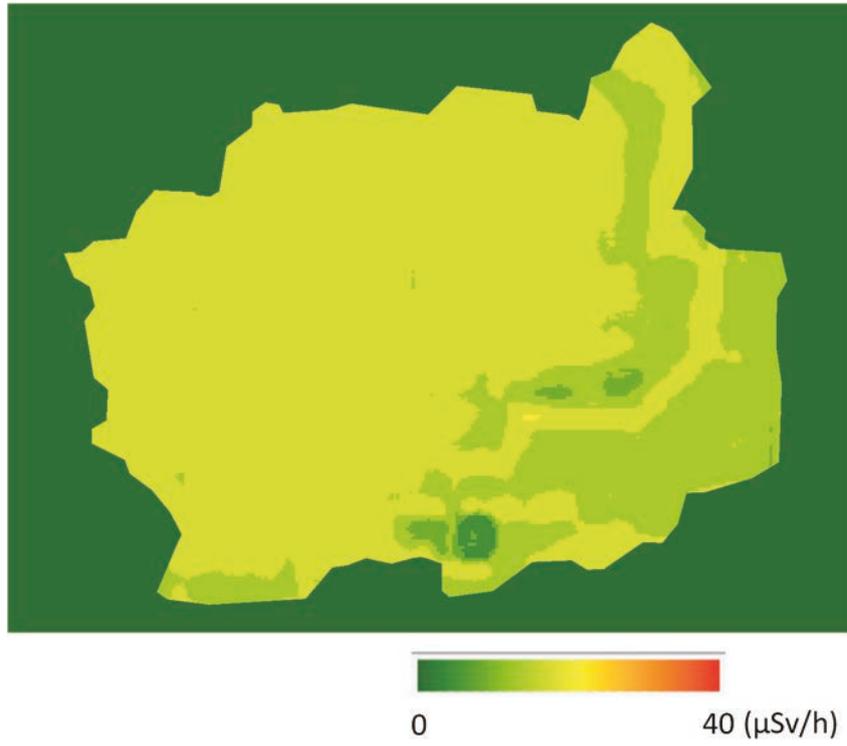


Fig. VI.5 初期状態における空間線量率

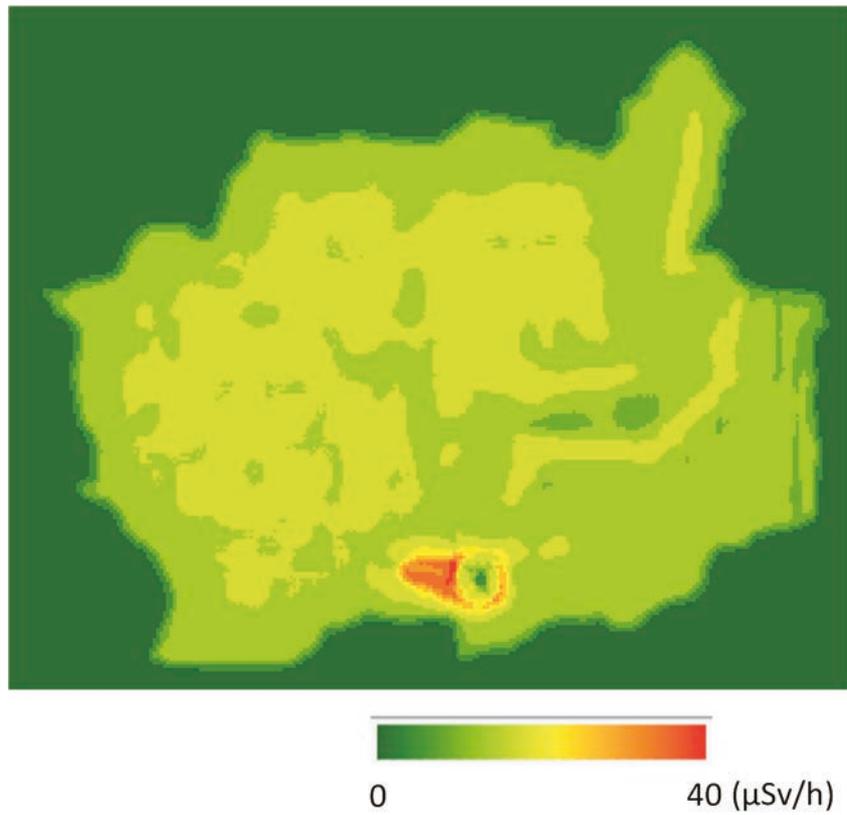


Fig. VI.6 3000mm 降雨後における空間線量率

(b) 気象データに基づく年間降雨条件による試解析

現実的な降雨条件を設定し WEPP 評価を行い、その結果を用いて PASCLR-Release により核種移行評価を行った。ここでは、核種が集中しやすく被ばく線量評価において重要な地形である窪地に着目して核種移行量を整理する。放射能濃度分布変化による被ばく線量への影響の検討は、放射能濃度分布を設定した仮想的なサイトにおける空間線量率をもとに行う。

設定した降雨条件の降雨が発生する前後の窪地中の核種量を Table VI.14 に示す。表中の「窪地中核種量」と「核種の流入量」は、窪地中の深度（1 cm 及び 1-10 cm）ごとに示している。本降雨条件では、窪地への土砂流入がなかったため堆積土は存在しなかった。窪地土壌中の各深度（1 cm 及び 1-10 cm）で核種量が増加した。これは、厚さ 10 cm の窪地土壌と窪地中の水が分配平衡の関係になるように設定しているため、窪地に水として流入した核種が 2 つの層の土壌に分配されたためである。1 年間の降雨により、窪地中の核種量は約 7.6 % 増加した。次に、1 年後の評価対象サイト内の空間線量率を Fig. VI.7 に示す。窪地中の核種量は増加したものの窪地中の空間線量率の有意な上昇は確認されなかった。

しかし、複数年の核種移行による窪地への核種の集中を考えた場合、窪地中の空間線量率が初期状態よりも上昇することも考えられる。また、窪地中の核種量自体は増加しているため、内部被ばく線量の評価においては、やはり放射能濃度分布の変化を考慮する必要があると考えられる。

Table VI.14 気象データに基づく降雨条件による窪地中核種量の変化

状態	窪地中核種量 (×10 ⁸ Bq)			核種の流入量 (×10 ⁸ Bq)		
	1 cm	1-10 cm	total	1 cm	1-10 cm	total
初期状態	7.34	63.2	70.5	2.68	2.74	5.42
1 年後	10.0	65.9	75.9			

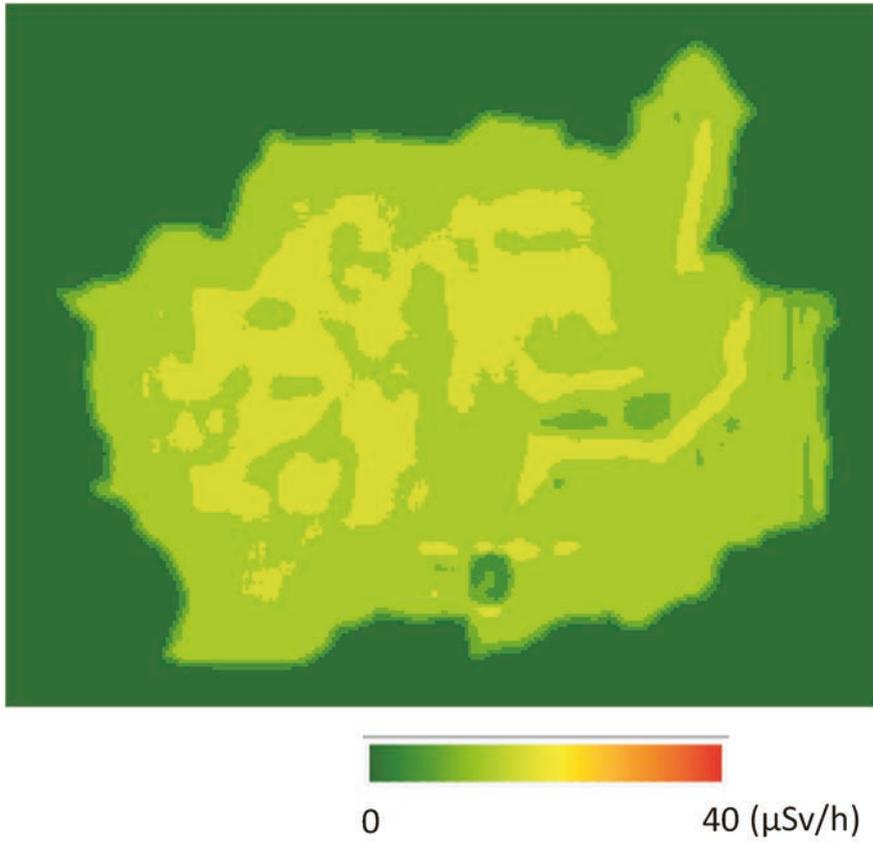


Fig. VI.7 気象データに基づく降雨条件での1年後における空間線量率

付録 I～VI の参考文献

- i) Nuclear Regulatory Commission, Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual, NUREG-1575 Rev.1, EPA 402-R97-016 Rev.1, DOE/EH-0624, Rev.1, August 2000. https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-09/documents/marssim_manual_rev1.pdf, (参照 : 2023 年 11 月 27 日) .
- ii) International Organization for Standard/International Electrotechnical Commission, ISO/IEC Guide 98-3: 2008 (JCGM/WG1/100), Uncertainty of measurement—Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement, Switzerland, 120p. (2008).
- iii) International Organization for Standard/International Electrotechnical Commission, ISO/IEC Guide 98-4:2012, Uncertainty of measurement -- Part 4: Role of measurement uncertainty in conformity assessment, Switzerland, 49p. (2012).
- iv) International Organization for Standardization, ISO 11929: 2010, Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the confidence interval) for measurements of ionizing radiation—Fundamentals and application, Switzerland, 60p. (2008)
- v) International Organization for Standardization, ISO 11929-1: 2019, Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation—Fundamentals and application—Part 1: Elementary applications, Switzerland, 41p. (2019).
- vi) International Organization for Standardization, ISO 11929-2: 2019, Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation—Fundamentals and application—Part 2: Advanced applications, Switzerland, 40p. (2019).
- vii) International Organization for Standardization, ISO 11929-3: 2019, Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation—Fundamentals and application—Part 3: Applications to unfolding methods, Switzerland, 39p. (2019).
- viii) S. Mikami, T. Maeyama, Y. Hoshide, R. Sakamoti, S. Sato, N. Okuda, S. Demongeot, R. Gurriaran, Y. Uwamino, H. Kato, M. Fujiwara, T. Sato, H. Takemiya, K. Saito, Spatial distribution of radionuclides deposited onto ground soil around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant and their temporal change until December 2012, J. Environ. Radioact., 139, pp.320-343, (2015).
- ix) M. Chino, H. Terada, H. Nagai, G. Katata, S. Mikami, T. Torii, K. Saito, Y. Nishizawa, Utilization of $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ in the environment to identify the reactor units that caused atmospheric releases during the Fukushima Daiichi accident, Scientific Reports, 6, 31376 (2016).
- x) U. Barnekow, S. Fesenko, V. Kashparov, G. Kis-Benedek, G. Matisoff, Yu. Onda, N. Sanzharova, S. Tarjan, A. Tyler, B. Varga, Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring, Technical Reports Series No.486. IAEA.
- xi) 西原健司, 岩元大樹, 須山賢也, “福島第一原子力発電所の燃料組成評価”, JAEA-Data/Code 2012-018, (2012), 190p.

- xii) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2017 年度", JAEA-Review 2018-034, (2019), 123p.
- xiii) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2016 年度", JAEA-Review 2017-036, (2018), 133p.
- xiv) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2015 年度", JAEA-Review 2016-033, (2017), 180p.
- xv) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2014 年度", JAEA-Review 2015-033, (2016), 185p.
- xvi) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2013 年度", JAEA-Review 2014-059, (2015), 194p.
- xvii) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2012 年度", JAEA-Review 2013-048, (2014), 197p.
- xviii) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2011 年度", JAEA-Review 2012-041, (2013), 181p.
- xix) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2010 年度", JAEA-Review 2012-001, (2012), 181p.
- xx) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2009 年度", JAEA-Review 2010-074, (2011), 168p.
- xxi) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2008 年度", JAEA-Review 2009-040, (2010), 168p.
- xxii) 原子力科学研究所 放射線管理部ほか, "原子力科学研究所等の放射線管理; 2007 年度", JAEA-Review 2008-063, (2009), 161p.
- xxiii) T. Lee, T-L. Ku, H-L. Lu, J-C. Chen, "First detection of fallout Cs-135 and potential applications of $^{137}\text{Cs}/^{135}\text{Cs}$ ratios", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57, pp.3493-3497, (1993).
- xxiv) Ronald L. Iman and Michael J. Shortencarier, "A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models", NUREG/CR-3624, SAND83-2365, (1984).
- xxv) Y. Sakamoto, S. Tanaka, "QAD-CGGP2 and G33-GP2: Revised Versions of QAD-CGGP and G33-GP" (Codes with the Conversion Factors from Exposure to Ambient and Maximum Dose Equivalents), JAERI-M 90-110, (1990), 95p.
- xxvi) Tomislav Hengl, "A Practical Guide to Geostatistical Mapping of Environmental Variables", Office for Official Publications of the European Communities (2007).
- xxvii) A. G. Journel and Ch. J. Huijbregts, "Mining Geostatistics", THE BLACKBURN PRESS (1978).
- xxviii) OECD/NEA, Nuclear Site Remediation and Restoration during Decommissioning of Nuclear Installations, A Report by the NEA Co-operative Programme on Decommissioning (2014).
- xxix) 石神努, 島田太郎, 関優哉, 向井雅之, クリギングに基づく放射能分布推定プログラム

- ESRAD2 の開発－使用手引－, JAEA-Data/Code 2015-019, (2015), 122p.
- xxx) S. Shlomi and A. M. Michalak, A geostatistical framework for incorporating transport information in estimating the distribution of a groundwater contaminant plume, *Water Resour. Res.*, 43 (2007).
- xxxii) P. K. Kitanidis, Quasi-linear geostatistical theory for inversing, *Water Resources Research*, 31(10), pp.2411–2419 (1995).
- xxxiii) A. M. Michalak, A Gibbs sampler for inequality-constrained geostatistical interpolation and inverse modeling, *Water Resources Research*, 44 (2008).
- xxxiiii) S. Takai, T. Shimada, S. Takeda, K. Koike, Evaluating the effectiveness of a geostatistical approach with groundwater flow modeling for three-dimensional estimation of a contaminant plume, *Journal of Contaminant Hydrology*, 251 (2022).
- xxxv) Jackson, R. E., Patterson, R. J., Graham, Bahr, J., Belanger, D., Lockwood, J., Priddle, M., Contaminant hydrogeology of toxic organic chemicals at a disposal site, Gloucester, Ontario: 1. Chemical concepts and site assessment, National hydrology research institute, NHRI Paper No. 23, IWD Scientific Series, No. 141, 114p (1985).
- xxxvi) A. Woodbury, E. Sudicky, T. J. Ulrych, R. Ludwig, Three-dimensional plume source reconstruction using minimum relative entropy inversion, *J. of Cont. Hydrol.*, 32, 131 (1998).
- xxxvii) A. M. Michalak, and P. K. Kitanidis, Application of Bayesian inference methods to inverse modeling for contaminant source identification at Gloucester Landfill, Canada, in *Computational Methods in Water Resources XIV*, 2, edited by S. M. Hassanizadeh et al., pp.1259–1266, Elsevier, Amsterdam, Netherlands (2002).
- xxxviii) Franz Environmental Inc., Risk management plan: former Gloucester landfill, Final Report presented to Transport Canada (2007).
- xxxix) S. Takai, T. Shimada, S. Takeda, K. Koike, Joint Clarification of Contaminant Plume and Hydraulic Transmissivity via a Geostatistical Approach Using Hydraulic Head and Contaminant Concentration Data, *Mathematical Geosciences*, (2023).
- xl) H. Kimura, et al., The 3D-SEEP Computer Code User's Manual, JAERI-M 86-091, (1986), 52p.
- xli) ICRP, Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74. *Ann. ICRP* 26 (3-4), (1996).
- xlii) ESRI ジャパン, ArcGIS - ArcGIS Pro 3.2 逆引きガイド, https://www.esri.com/cgi-bin/wp/wp-content/uploads/documents/arcgis_pro_user_guide.pdf. (参照 : 2024 年 5 月 30 日) .
- xliii) 斎藤公明, 青木和弘, 谷畑勇夫, 土壤中における放射性物質の深度分布の確認, <https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/result/pdf/pdf05/02-03.pdf> (参照 : 2024 年 2 月 26 日) .
- xliiii) Q. He, D. E. Walling, Interpreting Particle Size Effects in the Adsorption of ¹³⁷Cs and Unsupported ²¹⁰Pb by Mineral Soils and Sediments. *Journal of environmental radioactivity*. Vol.30, No.2, pp.117-137, (1996).

This is a blank page.

