

博士論文

原子力発電所事故時の放出量推定手法
および
長期被ばく線量推定の検証に関する研究

金 敏植

原子力発電所事故時の放出量推定手法および
長期被ばく線量推定の検証に関する研究

目次

本論文の要旨

第1章 序論

1.1	研究背景	01-01
1.2	研究の目的	01-03
1.3	研究の流れ	01-04
1.4	論文の構成	01-05
1.5	まとめ	01-07
	第1章の参考文献	01-08

第2章 原子力発電所緊急時対応に関する既往研究

2.1	放出量推定に関わる既往研究	02-01
2.2	長期被ばく線量推定に関わる既往研究	02-06
2.3	まとめ	02-13
	第2の参考文献	02-14

第3章 原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)

3.1	放出量推定手法の概要	03-02
3.2	放出量推定手法の計算	03-05
3.3	まとめ	03-11
	第3の参考文献	03-12

第4章 放出量推定手法の検証

4.1	風洞実験データ近似式を用いた検証計算	04-01
4.1.1	風向変化による不確定性の評価	04-05
4.1.2	地形偏流による不確定性の評価	04-07
4.1.3	放出高さ推定誤差による不確実性評価	04-11
4.2	野外拡散実験データを用いた検証計算	04-12
4.2.1	ベルギーMOL試験炉野外拡散実験の概要	04-12
4.2.2	放出量推定検証計算結果	04-15
4.3	東京電力福島原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算結果	04-17
4.4	まとめ	04-20
	第4の参考文献	04-21

第5章 原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)

5.1	長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の概要	05-02
5.2	長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の 東京電力福島原子力発電所事故への適用	05-09
5.2.1	長期被ばく線量評価コード(ERMIN)のインストール	05-09
5.2.2	福島原発事故後の観測データ解析	05-12
5.2.2.1	沈着速度の比較	05-12
5.2.2.2	再飛散係数の比較	05-16
5.3	東京電力福島原子力発電所事故後の長期被ばく検証計算	05-18
5.4	まとめ	05-23
	第5の参考文献	05-24

第6章 結論

6.1	本論文のまとめ	06-01
6.2	今後の課題	06-03
6.2.1	放出量推定手法(STE)の汎用性確認	06-03
6.2.2	長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の適用拡大	06-03

付録

謝辞

目次

図 1.1.1	原子力発電所事故後の物理現象の流れ.....	01-2
図 1.3.1	全体研究の流れ.....	01-4
図 1.4.1	本論文のフローチャート.....	01-6
図 2.1.1	ベルギーで実施された Ar41 野外拡散実験の状況 (1991 年)	02-2
図 2.1.2	周辺で測定された結果と予測結果の比較.....	02-3
図 2.1.3	カルマンフィルターを用いた放出量推定のための位相空間モデル.....	02-3
図 2.1.4	位相空間モデルを用いた放出量推定結果と実測結果の比較.....	02-4
図 2.1.5	遠距離拡散被ばく評価システムの概要.....	02-5
図 2.1.6	RIMPUFF コード計算結果と航空機観測結果の比較.....	02-5
図 2.2.1	チェルノブイリ事故後の EU 全域へと広がった放射性物質文 (1986 年 4 月 26 日～5 月 4 日の計算結果).....	02-6
図 2.2.2	チェルノブイリ事故後の EU の表面汚染(137Cs).....	02-7
図 2.2.3	原発事故後のチェルノブイリ周辺で観測された 降雨量(mm/h)と 137Cs の沈着量の分布.....	02-9
図 2.2.4	放射性核種別の広域汚染分布.....	02-9
図 2.2.5	チェルノブイリ事故後の都市空間で観測された汚染分布(137Cs).....	02-10
図 2.2.6	地面からの深さによる土壌汚染濃度の変化.....	02-11
図 2.2.7	米国 NUREG/CR-7161 の沈着速度確率分布	02-12
図 3.1.1	放出量推定手法(STE)に必要な各種現象の説明	03-1
図 3.2.1	福島原子力発電所周辺モニタリングポストサイトマップ.....	03-3
図 3.3.1	W-SPEEDI、正規拡散式ほかの物理モデル利用を想定した 放出量推定手法 (STE) の計算フロー.....	03-5
図 3.3.2	地表沈着物質からの放射線影響を除去した空間線量測定方法の概要	03-6
図 3.3.3	放出量推定手法の計算フロー.....	03-8

図 3.3.4	発電所周辺の狭域（数 km）観測データ主体の利用を 前提とした新たな放出量推定手法.....	03-9
図 3.3.5	放出量推定システムの比較.....	03-10
図 4.1.1	原子力発電所の安全審査用風洞実験例（日本原子力発電東海第二発電所）	04-1
図 4.1.2	東海第二風洞実験データを近似する正規拡散式.....	04-2
図 4.1.3	東海第二風洞実験における濃度コンター及び観測点の配置.....	04-3
図 4.1.4	風洞近似式を用いた場合の横風方向濃度分布.....	04-4
図 4.1.5	正規拡散式を用いた場合の横風方向濃度分布.....	04-4
図 4.1.6	風向変化の可能性.....	04-5
図 4.1.7	風向変化に起因する不確定性の低減.....	04-5
図 4.1.8	風向変化に起因する不確定性の低減（3分間平均濃度）	04-6
図 4.1.9	風向変化に起因する不確定性の低減（1時間平均濃度）	04-6
図 4.1.10	敦賀風洞実験における濃度コンター.....	04-7
図 4.1.11	敦賀発電所風洞実験データを近似する正規拡散式.....	04-8
図 4.1.12	偏流考慮のない風洞近似式を用いた場合の横風方向濃度分布.....	04-8
図 4.1.13	各風下距離における偏流距離.....	04-9
図 4.1.14	偏流考慮のある風洞近似式を用いた場合の横風方向濃度分布.....	04-10
図 4.1.15	放出高さ別煙軸濃度分布.....	04-11
図 4.2.1	Ar41 放出条件	04-12
図 4.2.2	ベルギーMOL 試験炉の野外拡散実験状況.....	04-13
図 4.2.3	気象観測鉄塔.....	04-13
図 4.2.4	空間線量率測定点（B,A,C,D）：2001年3月午前中の実験.....	04-14
図 4.2.5	レーザーレーダによる空間断面濃度分布測定例.....	04-14
図 4.2.6	野外拡散実験領域の状況.....	04-15
図 4.2.7	線量率観測データと放出量推定後の線量率再計算結果の比較.....	04-16
図 4.2.8	基準化された放出率の比較.....	04-16
図 4.3.1	W-SPEEDI および本研究の放出量推定結果	04-18
図 4.3.2	福島第一原子力発電所で観測された空間線量率.....	04-19
図 5.1.1	長期被ばく評価に必要な各種現象の説明.....	05-1
図 5.1.2	ERMIN モデルの概要と本研究の内容.....	05-2
図 5.1.3	外部被ばく線量の評価方法の流れ.....	05-2

図 5.1.4	内部被ばく線量の評価方法の流れ.....	05-4
図 5.1.5	ERMIN の除染効果計算例.....	05-7
図 5.2.1	福島地域の日本版土地利用情報を ERMIN に入力した結果.....	05-10
図 5.2.2	福島地域で、事故後（平成 23 年 4 月 6 日から 4 月 29 日）に 実施された航空機観測結果.....	05-11
図 5.2.3	福島市の観測データ.....	05-12
図 5.2.4	福島市の沈着速度の解析結果とその変動原因推定.....	05-12
図 5.2.5	東海村の沈着速度の解析結果.....	05-13
図 5.2.6	東海村の沈着速度の解析結果とその変動原因推定.....	05-14
図 5.2.7	米国 NUREG/CR-7161 の沈着速度確率分布.....	05-14
図 5.2.8	NUREG/CR-7161 の沈着速度推奨値と東海村観測データの比較.....	05-15
図 5.2.9	福島市の観測データ.....	05-16
図 5.2.10	再飛散係数の解析結果とその変動原因推定.....	05-16
図 5.3.1	ERMIN 計算結果と観測値の検証計算を実施した地点.....	05-18
図 5.3.2	ERMIN モデル長期被ばく推定結果と観測値および Golikov 推定結果の比較.....	05-20
図 5.3.3	室内滞在時間の違いによる長期被ばく線量の違い.....	05-21
図 5.3.4	空間線量率と積雪量の時間変化.....	05-22

表目次

表 2.2.1	チェルノブイリ事故で放出された核種とその半減期.....	02-8
表 3.2.1	既存の広域観測データを利用した放出量推定技術と 本研究で開発した技術の比較.....	03-4
表 4.1.2	観測点別放出量推定結果.....	04-11
表 4.3.1	福島第一原発事故の放出量推定結果.....	04-17
表 4.3.2	原子力機構が放出量推定計算に使用した観測データ	04-17
表 5.1.1	(5.1.6)式と(5.1.7)式の経験常数	05-5
表 5.1.2	屋内の換気係数、再飛散係数、沈着速度.....	05-6
表 5.1.3	除染対策に必要な作業員数、作業時間、コスト、廃棄物量などの 計算に必要なデータベースの一例.....	05-8
表 5.2.1	国土地理院と ERMIN の土地利用分類対応表.....	05-9
表 5.3.1	福島地域の長期被ばく線量評価地点.....	05-18
表 5.3.1	Golikov 式の計算パラメータ.....	05-19

論文の内容の要旨

論文題目 原子力発電所事故時の放出量推定手法および長期被ばく線量推定の検証に関する研究

氏 名 金 敏植

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震では、福島第一原子力発電所から放射性物質が、漏えい・拡散した。この事故では、建屋から放出された放射性物質の量が不明であったことや、電源喪失で放射線観測データが不足したため、緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム（SPEEDI）の計算結果を避難計画の策定に活用することが出来なかった。また、降雨沈着などによって、地面に付着した放射性物質からの放射線（Ground-shine）が増加したため、本来、空間の放射性物質からの放射線量（Cloud-shine）からの放出量推定を困難にした。これらの問題を解決するためには、今回の事故で、有用性が確認された航空機、自動車などによる移動放射線観測データ（地表放射線量および空間放射線量）を用いて、迅速に放射性物質の放出量を推定する手法の開発が必要である。しかし、従来の数値気象・拡散モデル計算結果を利用する放出量推定手法では、多大な計算時間が必要である。この課題を解決する手段として、本研究では、原子力安全審査用拡散風洞実験データ（濃度分布）に基づく正規拡散式を用いた新たな放出量推定手法を用いて、拡散風洞実験データおよび野外観測データでこの手法の精度を検証し、不確定性を評価した。福島事故では、発電所周辺の狭域固定観測データと、航空機などの広域移動観測データがあったが、狭域固定観測データは、放出量推定計算にほとんど、利用されなかった。この理由は、通常的气流拡散計算モデルが広域気象・拡散現象を再現対象としており、狭域(10km以内)の地形および建物影響を再現することが困難であるためである。本研究で検証した手法は、既存の広域観測データを利用する放出量推定技術と比較して、次のような特徴がある。①拡散風洞実験データの近似式を拡散計算に用いるので、狭域の地形および建物影響を高精度で再現することが可能である。②気象条件（風向：16ケース×大気安定度：6ケース＝96ケース）毎の拡散計算結果（伝達係数）をデータベース化しておくため、通常のPCを用いて、数分以内に放出量推定計算が可能である。なお、本研究では、原子力研究開発機構が開発し、

公開しているWSPEEDIコードほかの拡散計算モデルを使用して、放出量推定を行った結果との比較検討も行った。また、この手法の不確定性とその低減対策も研究した。本研究結果から、次のことが分かった。

(1) この手法の不確定性を検証する計算を行い、風向変動に起因する放出量推定精度低下を改善する対策として、1時間平均観測データを用いることにより、精度改善が図れることを確認した。

(2) ベルギーMOL試験炉で実施されたAr41野外拡散実験データを用いて、放出量推定計算を行った結果、現地の空間放射線観測データ (Fluence rate) をファクター2 ($\pm 50\%$) 程度の精度で予測可能であることを確認した。

(3) 福島第一原発事故で観測された空气中濃度データを用いて、簡易モデル (正規拡散式) および詳細モデル (WRF/CHEM) で放出量推定計算を行った結果は、原子力研究開発機構ほか推定している数値と、ほぼ等価なオーダーとなった。

上記に加えて、福島第一原子力発電所事故では、広域に放射性物質が沈着したため、現在も、これらの地域から風が吹くと、土壌表面の放射性物質が再飛散し、空間線量が増加する傾向がある。従って、これらの影響を考慮した長期的な被ばく線量評価のため、EUで開発した長期被ばく評価モデル (ERMIN) が福島原子力事故で適用できるかを確認したのち、福島事故の長期被ばく線量の検証計算を行った。

本研究結果から、次のことが分かった。

(1) 福島市および東海村の再飛散係数解析結果および沈着速度は、事故後約1ヶ月以内については、ERMINモデルおよび文献値と整合している。

(2) 福島市および郡山市の長期被ばく線量観測値とERMINモデルの計算値は、ほぼ整合していることが確認できた。

(3) 除染対策を考慮した計算結果は、郡山市の除染効果をほぼ、再現していることが確認された。

第 01 章

序論

第 01 章 まえがき



本論文は、原子力発電所事故時の初期および中・長期の対応という課題に対し、原発事故の緊急時対応に迅速かつ容易に放出量の推定が可能な放出量推定手法 (STE) の検証を行うとともに、EU が開発した事故後長期被ばく線量評価コード (ERMIN) の検証を行った。

本章では、論文の序として研究背景・研究目的を述べ、本研究の構成を示す。

1.1 節では研究背景、1.2 節では研究目的、1.3 節は研究の流れ、1.4 節では本論文の構成について 1.5 節はまとめを記述する。



第1章 序論

1.1 研究背景

原子力発電所のように有害危険物質を扱うところで爆発事故等が生じると危険物質は風により拡散・輸送され風の乱れにより、大気中を拡散したのち、乾性沈着あるいは湿性（降水）沈着し地面の表土を汚染する（図 1.1.1）。さらに、危険物質が容易に分解等無害化しない場合、それらは長期にわたって風により再飛散し、人体に影響を与える可能性が高い。このため、爆発事故直後には有害危険物質の放出量を敏速に推定し、拡散・輸送経路の予測を行うことが、避難誘導計画の立案に必要である。さらには、再飛散現象を考慮した長期にわたる健康被害予測評価は、除染および避難解除計画の立案に必要である。

2011年3月11日に発生した三陸沖を震源とするマグニチュード Mw9.0 の東北地方太平洋沖地震の影響で、東京電力福島第一原子力発電所は津波の被害を受け、電源供給および核燃料冷却機能を喪失した。このため、東京電力福島第一原子力発電所から多量の放射性物資が漏洩・拡散した。この事故では、建屋ならびに原子炉格納容器の損壊という「過酷事故」のため、建屋から放出された放射性物質の量が不明であったことや、津波によるモニタリングポストの電源喪失により周辺の放射線観測データが不足したため、緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム(System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information : SPEEDI) [文 01.02](#), [文 01.03](#)による放射能強度の試算を避難計画の策定に活用することができなかった。また、降雨沈着などによって、地面に付着した放射性物質からの放射線（Ground-shine）が増加したため、本来、空間の放射性物質からの放射線量（Cloud-shine）からの放出量推定を困難にした。さらに、SPEEDI の気流拡散計算モデルが広域気象・拡散現象を再現対象としており、狭域（10km 以内）の地形および建物影響を再現することが困難であるため、発電所周辺の狭域固定観測データから放出量を推定することが困難であり、SPEEDI による被ばく評価計算結果が公開されたのは、事故後1ヶ月後であった。

この結果、今回の過酷事故で、有用性が確認された航空機・車両による移動観測データ（地表放射能および空間放射線量）および発電所周辺の固定観測データを用いて、迅速に放射性物質の放出源強度を推定する手法の開発が必要になった。しかし、従来の数値気象・拡散モデル計算結果を利用する放出量推定手法 [文 01.02](#), [文 01.03](#) では、多大な計算時間及び検討時間が必要である。この課題を解決する手段として、拡散風洞実験データ（濃度分布）に基づく正規拡散式を用いた新たな放出量推定手法(STE)を開発した [文 01.01](#)。

また、東京電力福島第一原子力発電所事故では、広域に放射性物質が沈着したため、土壌表面の放射性物質が再飛散し、空間線量が増加する傾向がある。従って、周辺地域の住民の安全を確保するためには長期的な被ばく線量評価が不可欠である。しかし、国内では再飛散を考慮した長期被ばく評価手法について、ほとんど研究例がないため、EU で開発された事故後長期被ば

く線量評価コード(ERMIN)を導入し、検証した文01.01)、文01.04)、文01.05)。

本研究では、上記の放出量推定手法(STE)の検証を行うとともに、EU で開発した長期被ばく評価モデル(ERMIN)を用い福島原子力事故で適用可能であるかについて検証を行った。

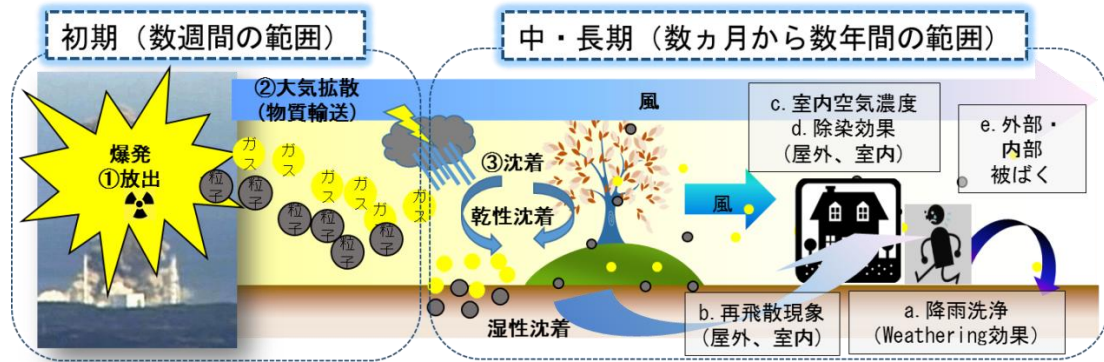


図 1.1.1 原子力発電所事故後の物理現象の流れ

1.2 研究目的

本研究は、原子力発電所緊急時対応という課題に対して放出量推定手法(STE)及びヨーロッパで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の検証することを目的にする。

①「原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)」の検証についてはまず、拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算を行い、その不確定性を評価する。次に野外拡散実験データを用いた検証計算並びに、東京電力福島原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行う。

②「原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)」については、東京電力福島原子力発電所事故後の避難解除計画へ適用することを目的として、長期被ばく評価にあたって、重要なパラメータである ERMIN と日本の沈着速度及び再飛散係数の比較検討を行う。

1.3 研究の流れ

図 1.3.1 に本研究まで至る全体研究の流れを示す。図 1.3.1 に示したように原子力発電所緊急時対応に可能な避難対策計画への貢献を図るためには、原発事故後の各段階別の技術が必要である。

東京電力福島第一原子力発電所事故では、放出源情報が無かったことや放射線観測データの不足等により、早期の放出量推定が困難となり、緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム(SPEEDI)の計算結果を避難計画の策定に活用することが出来なかった。このため、原発事故後の数週間の範囲内である初期段階では過酷事故に適用可能な放出量推定手法(STE)の開発を行った^{文01.01)}。さらに、原発事故後の数ヶ月から数年間の範囲である中・長期段階ではEUで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)を導入した^{文01.04)}。

本研究では第1段階として文科省研究で開発された放出量推定手法(STE)の検証を行う。第2段階としてはEUから導入した事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の検証を行う。

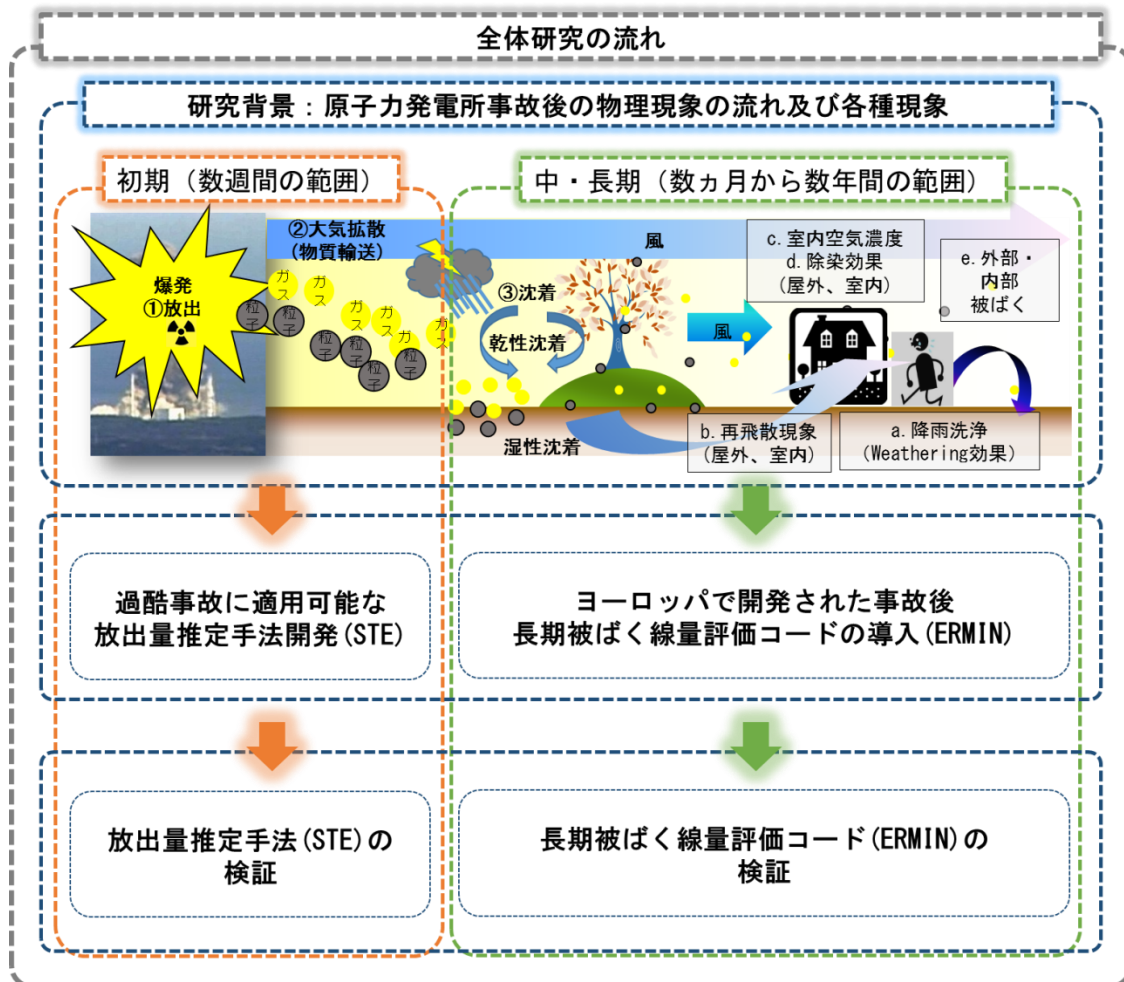


図 1.3.1 全体研究の流れ

1.4 論文構成

本論文は大きく2段階で分けており、第1段階には原発事故後の初期対応に必要な技術である放出量推定手法(STE)の検証について、第2段階には原発事故後の中・長期対応に必要な技術である長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)の検証について記述する。

本論文は本章を含めた全6章で構成されており、各章別における内容構成を以下に記述する。

第01章は序論であり、本論文における研究背景・研究目的・研究流れを述べ、本研究のフローチャートを示す。特に、研究背景では重大事故であった東京電力福島第一原子力発電所事故後の対応に関した不備と問題点を挙げ、本研究の目的を明らかにする。

第02章では、原子力発電所緊急時対応という課題に向け、放出量推定に関わる既往研究及び長期被ばく線量推定に関わる既往研究について記述する。

第03章から第04章にかけては、本研究の1段階として原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)について述べる。この放出量推定手法(STE)は、原子力発電所事故時の緊急時放射線影響予測のための、早期の放出量推定手法の実現するとともに東京電力福島第一原子力発電所事故のような排出量計測が難しい建屋放出に放出量推定が可能な放出量推定手法を目指し、操作性・高速性・汎用性のある放出量推定手法の開発が最終目標である。

第03章では、原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)に必要とされる基礎理論及び、放出量推定手法(STE)の概要について詳しく述べる。

第04章では、第03章で言及した「原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)」の検証について記述する。まずは、拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算を行った結果について述べる。特に風向変化・地形偏流による不確定性を評価する。次に2011年ベルギーのMOL試験炉で行われた野外拡散実験データを用いた検証計算結果について考察する。最後に、東京電力福島原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行い、日本原子力研究開発機構の放出量推定計算結果と比較した結果について述べる。

第05章では、本研究の第2段階として「原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)」について記述する。原発事故後の長期被ばくの線量評価という課題に対して、EUで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)について述べる。また、この長期被ばく評価コードを東京電力福島原子力発電所事故への適用することを目指し、ERMINコードのインストール作業をはじめ、東京電力福島原子力発電所事故後の得られた福島地域の観測データの解析を通して、ヨーロッパの沈着速度及び再飛散係数の比較検討を行った結果について述べる。最後に、東京電力福島原子力発電所事故後の長期被ばく検証計算を行いERMIN

の計算結果と福島地域の放射線観測データの比較を行い、ヨーロッパの降雨洗浄現象（Weathering factor）と日本の降雨洗浄現象の検討を行い、ERMIN コードが東京電力福島原子力発電所事故への適用可能性に対して妥当性について述べる。

第6章では、最後の結語として、本論文の結論と今後の展望について記述する。

以上のことをまとめ、図 1.4.1 に本論文のフローチャートを示す。

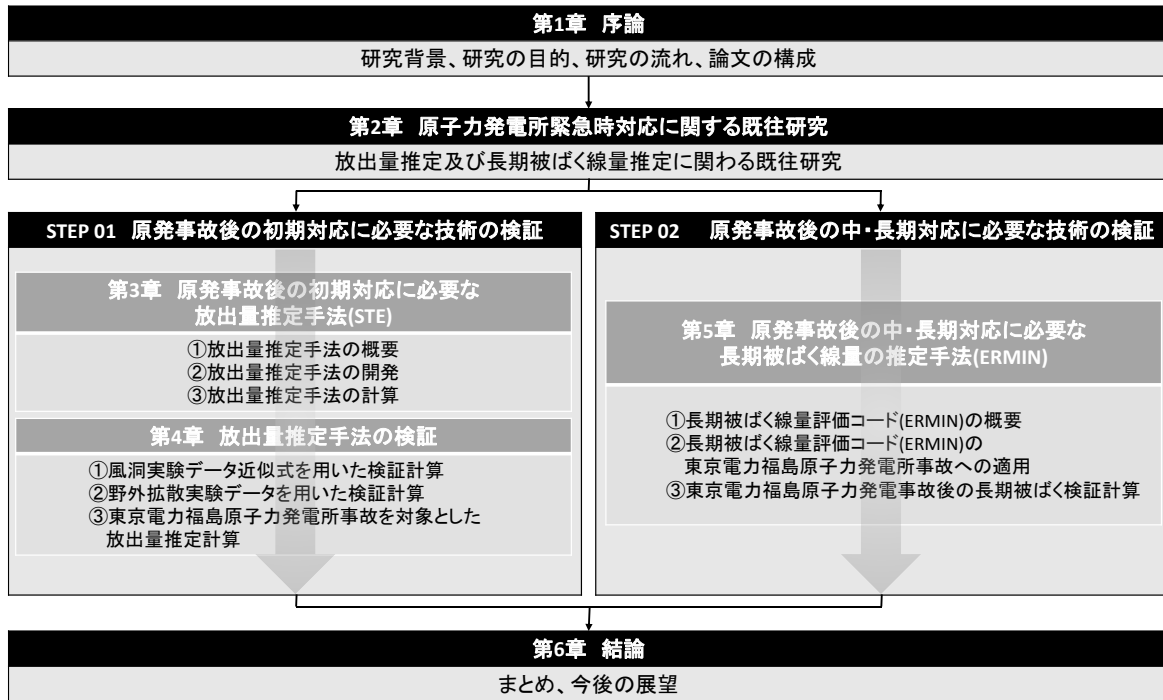


図 1.4.1 本論文のフローチャート

1.5 まとめ

本章では、研究背景、研究目的および本論文の構成を述べた。東京電力福島第一原子力発電所事故では、放射性物質が漏えい・拡散された。さらに、それらは広域に放射性物質が沈着したため、現在も東京電力福島第一原子力発電所の周辺には避難区域が設定されるなど社会・経済に大きな影響を与えている。

本研究の最終目標は、過酷事故評価における放出源強度推定手法の確立及び長期被ばく線量の評価であるが、本論文では、その第一歩として、文部科学省の「原子力発電所事故時の放出量および再飛散量推定手法高度化に関する研究」の成果である放出量推定手法(STE)及びヨーロッパで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の検証作業を行い、その結果を報告する。

【第1章の参考文献】

- 文 01.01) 東京大学、平成 24 年度文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブ「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」成果報告書、平成 25 年 3 月（国立国会図書館寄贈）
- 文 01.02) H. Ishikawa, M. Chino, "Development of World-wide version of System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information: WSPEEDI, (II) Long-range transport model and its application to dispersion of cesium-137 from Chernobyl," J. Nucl. Sci. Technol. 28, pp.642-655 (1991)
- 文 01.03) 山澤弘実,茅野政道,永井晴康,古野朗子, "緊急時環境線量情報予測システム(世界版)WSPEEDI の開発と検証," 日本原子力学会誌, 39, pp.881-892 (1997)
- 文 01.04) Description of the Modelling of Transfer and Dose Calculations within ERMIN v1.0 and associated data libraries (all v1.0), EURANOS(CAT2)-TN(05)-04
- 文 01.05) T.W. Charnock, The European model for inhabited areas(ERMIN)-developing a description of the urban environment, Radioprotection, Vol.45, No.5, 2010

原子力発電所緊急時対応に関する既往研究

第 02 章 まえがき



前章（1章）では、研究背景・研究必要性・研究の流れ・研究目的を述べ、本研究のフローチャートを示した。

本章では、原子力発電所緊急時対応に関する既往研究をまとめることで、本研究で検証する放出量推定手法(STE)及び長期被ばく線量の推定手法の新規性について記述する。

2.1 節では放出量推定に関わる既往研究、2.2 節では長期被ばく線量推定に関わる既往研究、2.3 節では結びとして本章の内容をまとめる。



第2章 原子力発電所緊急時対応に関する既往研究

前章（1章）では、本研究の概要と必要性を述べた。本章では原子力発電所緊急時対応に関する既往研究をまとめることで、本研究で検証する放出量推定手法(STE)及び長期被ばく線量の推定手法の新規性について記述する。

2.1 放出量推定に関わる既往研究

科学技術の発展により、人類はより豊かな生活ができる一方で、チェルノブイリ原子力発電所事故(1986年)、地下鉄サリン事件(1995年)、アメリカ同時多発テロ事件(2001年)、東京電力福島第一原子力発電所事故(2011年)のような安全事故あるいは人為的な行為によるテロなどの事件による危険性が増加している。これらの事件・事故以降に、大気拡散分野では有害ガス(CBRN: Chemical・Bio・Radioactive・Nuclear)の放出源推定に関する研究が進められている。

放出量の推定においてはまず、大気拡散計算が不可欠である。これまで大気拡散計算に関しては、簡易拡散式、拡散風洞実験、数値モデルなどの方法で研究が行われてきた。[文 02.04](#)特に古くから原子力分野で代表的に利用された簡易拡散式は正規型拡散式に基づくモデルであり、拡散パラメータ(拡散幅)として Pasquill-Gifford によって提案されたものがある。Pasquill-Gifford 線図は大気安定度別に、放出源からの距離及び拡散幅を示したものである。しかし、これは拡散幅及び正規型拡散式が平坦地の一様な気流場での拡散現象を対象としたものに限定されている。そのため、複雑な気流場、例えば複雑地形に建てられた発電所の拡散評価においては必ずしも十分とは言えない。国内においては横山[文 02.05](#)により、拡散実験から拡散パラメータの推定する研究が行われた。そのほか、火力発電所排煙の大気拡散予測のため臨海領域での拡散実験などがある[文 02.02](#)。このような観測値に基づき、拡散幅を決める手法は現在の環境影響評価(環境アセスメント)に多く用いられている。

原子力発電所事故における放出量の推定(Source Term Estimation(STE))は事故後に対する緊急時対応が目的であり、①放出源の位置(高さ・水平の位置)、②放出の開始及び終了時間(放出変化の流れ)、③放出量、④放出物質の種類を4つを推定すべきである。このSTEによく使われる手法としては粒子拡散モデルを活用して、任意の時間変化に対応して測定点から時間に遡って追跡する逆解析である[文 02.03](#)。これは順解析手法より迅速に解が解ける特徴をもつ一方で、乱流拡散効果を考慮できないため、乱流拡散効果が卓越する流れ場では正確に拡散源の特定ができない。

放出量推定技術は、市街地の CBRN テロ対策用に研究されており、原子力施設用に空間線量率から推定する技術は、世界的にも研究例が少なく、現状ではまだ、有効な STE 技術が確立していない。RISO 研究所の Lauritzen ら[文 02.07](#)は、カルマンフィルターを用いた放出量推定技術を開発し、ベルギーの原子力施設で実施された Ar41 の野外拡散実験で検証を行った。(図 2.1.1)

この研究では、周辺数 100m 範囲で測定された空間線量率を利用して RISO 研究所で開発された拡散モデル (RIMPUFF) で推定した放出量から計算した空間線量率と実際に周辺数 100m 範囲で測定された空間線量率を比較した結果、良い一致が確認された。(図 2.1.2)

RIMPUFF コードの放出量推定技術は、複数の測定結果を利用して目的変数の最適推定値を求めるカルマンフィルターを利用した位相空間モデルである。(図 2.1.3)

この位相空間モデルは、空間線量率を決定する未知変数である相対放出量 (Q/U)、放出高度 (h) および風向 (θ) を空間線量率の測定結果によりリアルタイムに最適推定する手法であり、その予測精度は、ベルギーの Ar41 野外拡散実験で確認した。この手法は、連続的な空間線量計測値を用いているため、不連続的で、データ数が少ない観測値からは、精度良い放出量の推定が困難である。(図 2.1.4)

本論文で検証した放出量推定手法は、観測データが不連続で、その個数が少ない場合でも、観測データが存在する時刻については、放出量推定が可能であることが特徴である。

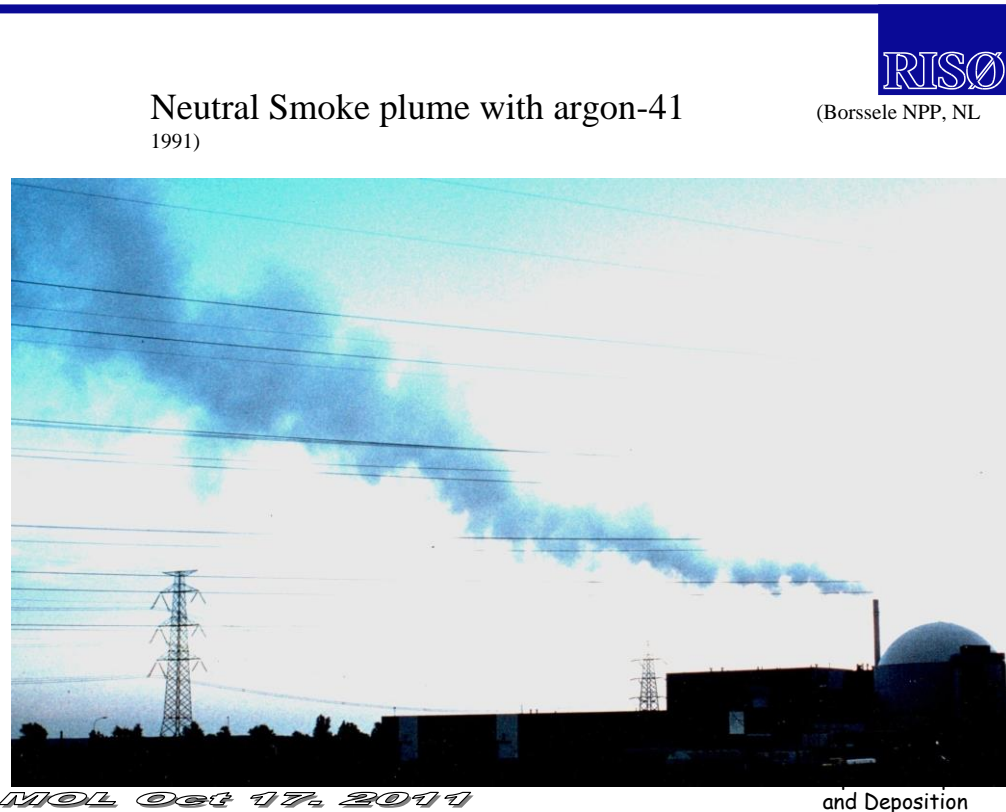
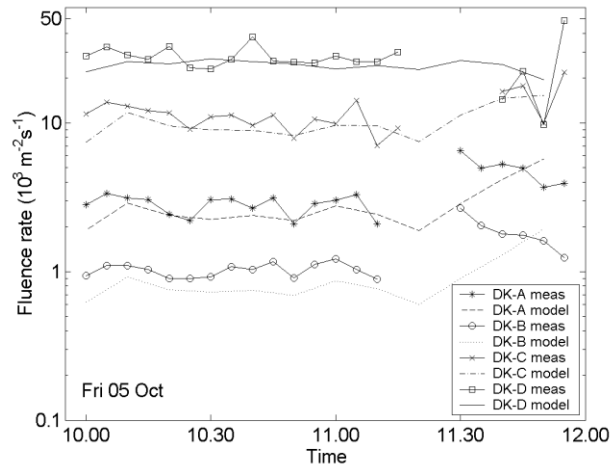


図 2.1.1 ベルギーで実施された Ar41 野外拡散実験の状況 (1991 年) [文 02.07](#)

Evaluation:

Photon fluence rates at the 4 nearest detector points compared to RIMPUFF model predictions:



SGK-GEN
MOL Oct 17, 2011

Atmospheric Dispersion
and Deposition

図 2.1.2 周辺で測定された結果と予測結果の比較 文 02.07)

Extended Kalman filter

$$\hat{X}_{t|t-1} = A \hat{X}_{t-1|t-1}$$

$$\Sigma_{t|t-1}^{xx} = A \Sigma_{t-1|t-1}^{xx} A^T + Q$$

Update

Prediction

$$(H_t)_{ij} = \frac{\partial h_i}{\partial x_j} (\hat{X}_{t|t-1})$$

$$\hat{X}_{t|t} = \hat{X}_{t|t-1} + K_t (Y_t - h(\hat{X}_{t|t-1}))$$

$$\Sigma_{t|t}^{xx} = \Sigma_{t|t-1}^{xx} - K_t H_t \Sigma_{t|t-1}^{xx}$$

$$K_t = \Sigma_{t|t-1}^{xx} H_t^T (H_t \Sigma_{t|t-1}^{xx} H_t^T + R)^{-1}$$

Sept. 2004

7/22

図 2.1.3 カルマンフィルターを用いた放出量推定のための位相空間モデル 文 02.07)

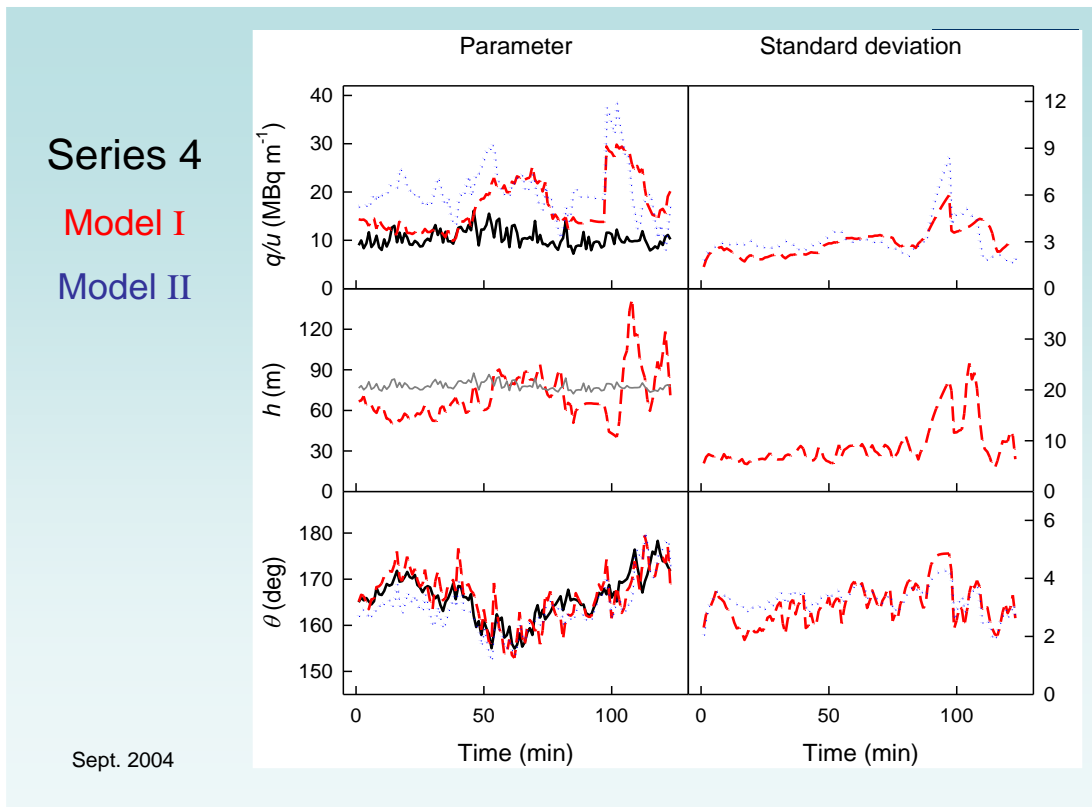


図 2.1.4 位相空間モデルを用いた放出量推定結果と実測結果の比較 文 02.07

また、RISO が開発した遠距離拡散モデル (RIMPUFF) は、地球規模の気象データおよび実サイトの気象観測データを用いて、気流計算を行い、その結果から、拡散・被ばく計算を行うシステムであり、このモデルを用いた緊急時対応システム (ARGOS) は、欧州各国で、緊急時対応システムとして運用されている。(図 2.1.5) しかしながら、この ARGOS システムは、まだ、放出量推定機能は整備されていない。

Today's ITC-based Decision Support System's "Atmospheric Dispersion Modules":

RISO

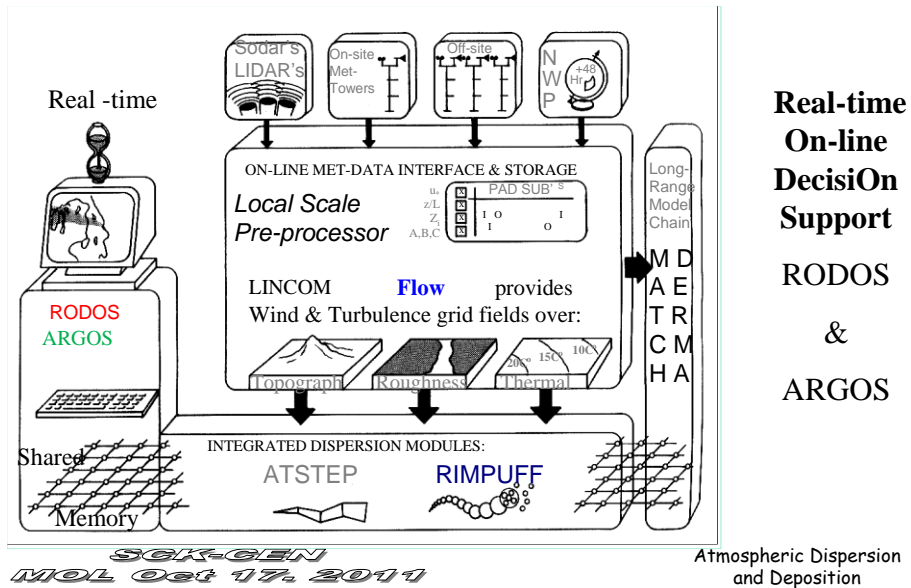
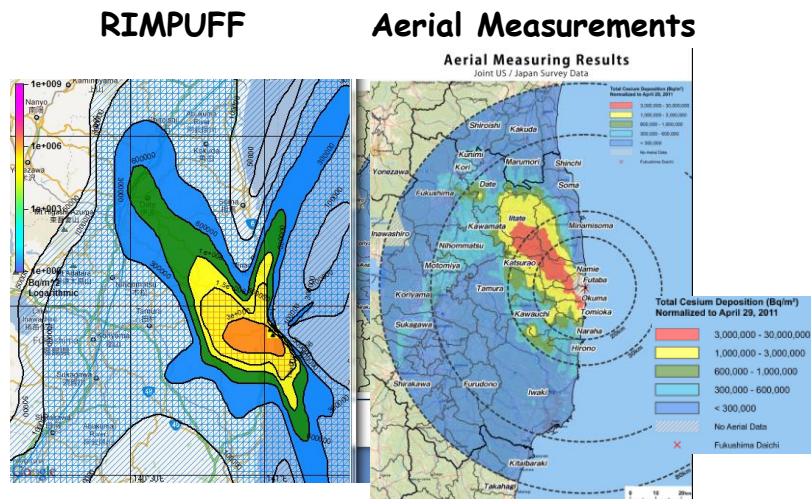


図 2.1.5 遠距離拡散被ばく評価システムの概要 [文 02.07](#)

このRIMPUFFモデルを用いて福島原発事故再現計算を行った結果、航空機による地表空間線量率測定結果と良い整合が見られた。(図 2.1.6)

Evaluation of Dispersion Models

RISO



25 SOK-GEN MOL Oct 17, 2011

図 2.1.6 RIMPUFF コード計算結果と航空機観測結果の比較 [文 02.07](#)

2.2 長期被ばく線量推定に関わる既往研究

有害危険物質を扱う施設で爆発事故等が生じると、危険物質は風により輸送・拡散され地面に沈着し、表土を汚染させたり、また再飛散現象が起こり、人体に悪影響を与える可能性が高いため長期的な影響評価が必要である。特に、原子力発電所のような放射性物質を扱うところで爆発事故が起きると大気に拡散された放射性物質が広域に沈着される。沈着された放射性物質の核種によっては数日から数十年間にわたり汚染地域に存在し、その周辺の住民に健康被害を及ぼすため長期にわたる被ばく線量の評価が必要である。

IAEA 報告書(2006) [文 02.13](#))によると、1986 年 4 月 26 日にチェルノブイリ原子力発電所 4 号炉から爆発事故がおき、放射性物質が 10 日間放出され大気を汚染し、それらはブルームになり EU の広域に広がったと報告されている。(図 2.2.1、図 2.2.2)チェルノブイリ原子力発電所周辺数 10km の範囲は、事故後 25 年が経過した現在も居住が制限されている。

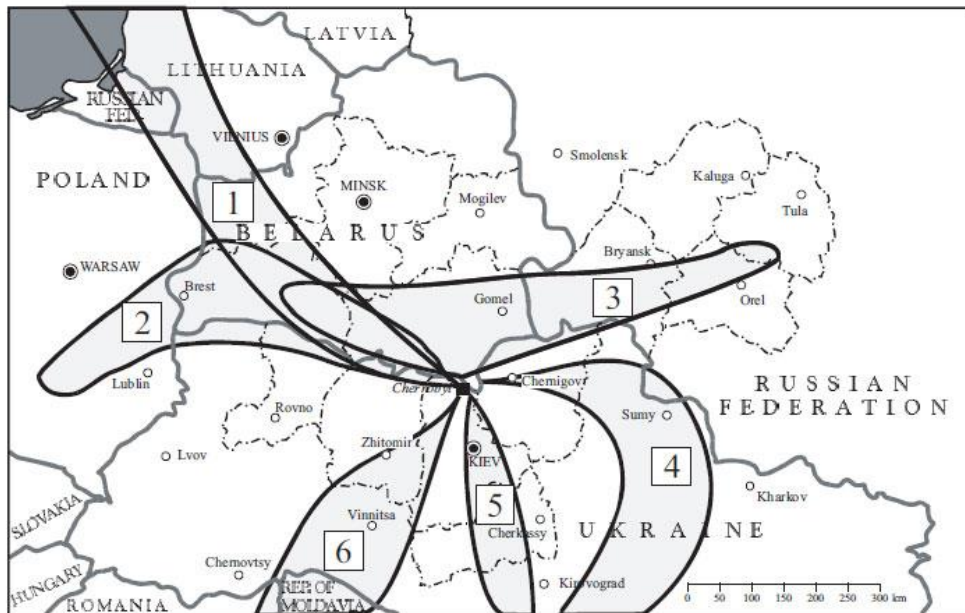


FIG. 3.2. Calculated plume formation according to the meteorological conditions for instantaneous releases on the following dates and times (GMT): (1) 26 April 1986, 00:00; (2) 27 April, 00:00; (3) 27 April, 12:00; (4) 29 April, 00:00; (5) 2 May, 00:00; and (6) 4 May, 12:00 [3.16].

図 2.2.1 チェルノブイリ事故後の EU 全域へと広がった放射性物質 [文 02.13](#)
(1986 年 4 月 26 日～5 月 4 日の計算結果)

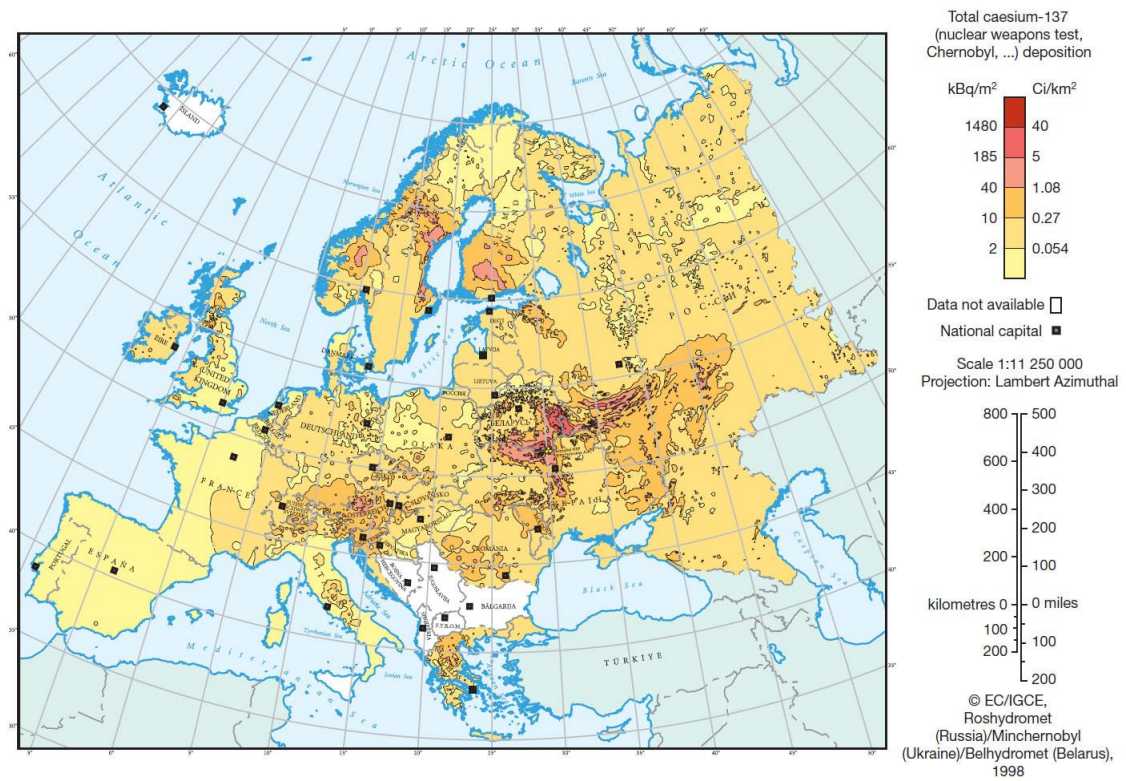


FIG. 3.5. Surface ground deposition of ¹³⁷Cs throughout Europe as a result of the Chernobyl accident [3.13].

図 2.2.2 チェルノブイリ事故後の EU の表面汚染 (137Cs) 文 02.13)

当時、脅威を与える放射性物質として大量に放出された核種は ^{131}I と ^{137}Cs が代表的であり、 ^{131}I の場合半減期が 8 日間であるが、 ^{137}Cs は約 30 年間である。(表 2.2.1)

表 2.2.1 チェルノブイリ事故で放出された核種とその半減期^{文 02.13)}

TABLE 3.1. REVISED ESTIMATES OF THE PRINCIPAL RADIONUCLIDES RELEASED DURING THE COURSE OF THE CHERNOBYL ACCIDENT^a

	Half-life	Activity released (PBq)
<i>Inert gases</i>		
Krypton-85	10.72 a	33
Xenon-133	5.25 d	6500
<i>Volatile elements</i>		
Tellurium-129m	33.6 d	240
Tellurium-132	3.26 d	~1150
Iodine-131	8.04 d	~1760
Iodine-133	20.8 h	910
Caesium-134	2.06 a	~47 ^b
Caesium-136	13.1 d	36
Caesium-137	30.0 a	~85
<i>Elements with intermediate volatility</i>		
Strontium-89	50.5 d	~115
Strontium-90	29.12 a	~10
Ruthenium-103	39.3 d	>168
Ruthenium-106	368 d	>73
Barium-140	12.7 d	240
<i>Refractory elements (including fuel particles)^c</i>		
Zirconium-95	64.0 d	84
Molybdenum-99	2.75 d	>72
Cerium-141	32.5 d	84
Cerium-144	284 d	~50
Neptunium-239	2.35 d	400
Plutonium-238	87.74 a	0.015
Plutonium-239	24 065 a	0.013
Plutonium-240	6 537 a	0.018
Plutonium-241	14.4 a	~2.6
Plutonium-242	376 000 a	0.00004
Curium-242	18.1 a	~0.4

^a Most of the data are from Refs [3.6, 3.7].

^b Based on $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ratio of 0.55 as of 26 April 1986 [3.8].

^c Based on fuel particle release of 1.5% [3.9].

また、チェルノブイリ事故後放出された大量の放射性物質は降雨沈着現象が原因となり、高汚染濃度 (hot spot) が観測された (図 2. 2. 3)。放射性物質の汚染分布は、放出時期の気象条件に影響されるため、図 2. 2. 4 に示すように放射性の核種によっては多少の差異が出る。

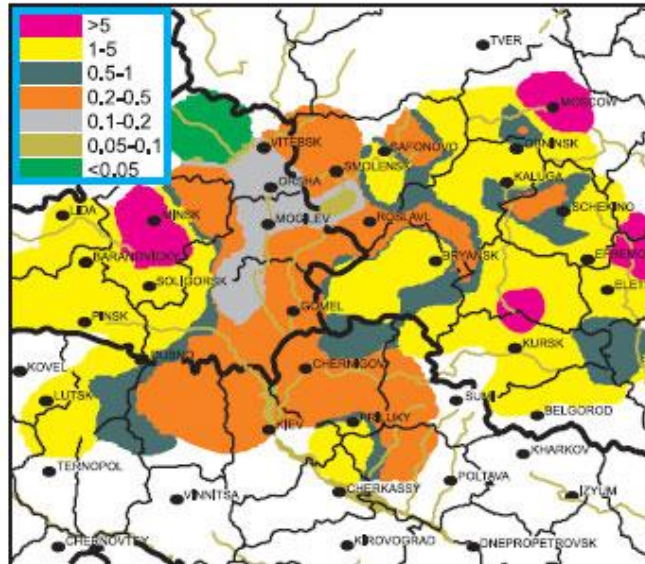


FIG. 3.3. Map of average precipitation intensity (mm/h) on 29 April 1986 in the area near the Chernobyl nuclear power plant [3.12].

図 2. 2. 3 原発事故後のチェルノブイリ周辺で観測された降雨量 (mm/h) と ^{137}Cs の沈着量の分布 文 02. 13

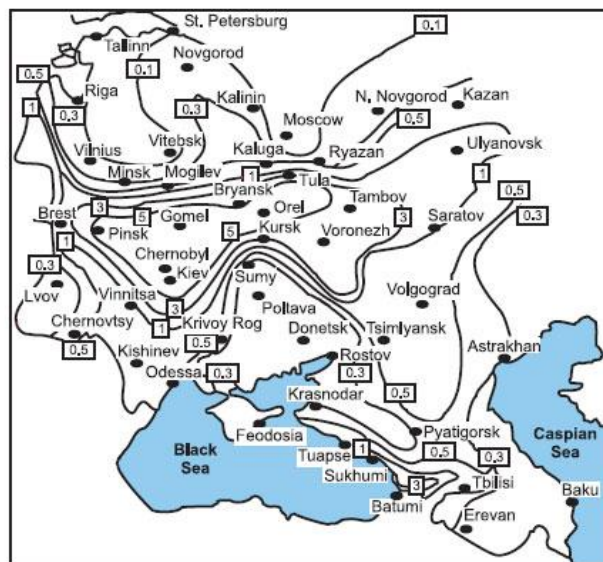


FIG. 3.7. Surface ground deposition of ^{131}I [3.18] (Ci/km^2 on 15 May 1986).

図 2. 2. 4 放射性核種別の広域汚染分布 文 02. 13

放射性物質の沈着の多くは農地 (e. g. 土の表面)、森林 (e. g. 木の葉)、あるいは都市空間 (e. g. 建物の屋根) であった。特に都市においては市街地被服状況・建物の部位などによって大きく違う傾向が観測値からみられた。



FIG. 3.10. Typical distribution of ^{137}Cs on different surfaces within settlements in 1986 and 14 years after deposition of the Chernobyl fallout. (a) Dry deposition; (b) wet deposition [3.23].

図 2.2.5 チェルノブイリ事故後の都市空間で観測された汚染分布 (^{137}Cs) [文 02.13](#)

また、土壌の場合、時間が経つと表土の粒子がだんだん奥へと入り込んでいくため、汚染濃度は時間変化とともに変化していくことが確認された。(図 2.2.6)

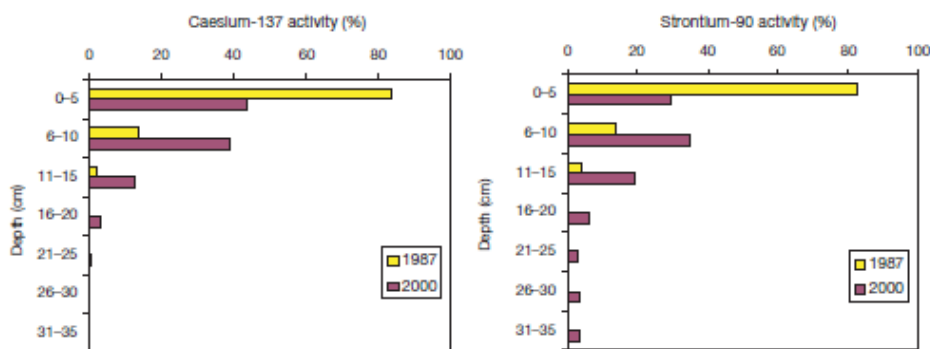


FIG. 3.19. Depth distributions of ^{137}Cs and ^{90}Sr measured in 1987 and 2000 in a soddy gley sandy soil (in per cent of total activity) in the Gomel region of Belarus [3.46].

図 2.2.6 地面からの深さによる土壌汚染濃度の変化^{文 02.13)}

これらのほかにも、農地・森林・水環境において長期にわたり汚染が続いたと報告されている。

上記で言及した背景の中、長期被ばくを評価するために EU では、チェルノブイリ事故後 ^{137}Cs の長期的な観測データに基づいた長期被ばく評価コード (ERMIN) を開発した。長期被ばく線量においては放射性物質核種がもつ半減期の他に、降雨洗浄現象 (Weathering factor)、再飛散によって大きく影響される。国内には、このような長期被ばく評価コードがないため、本論文では、この ERMIN コードに、福島地域の土地利用情報および土地汚染情報を入力して、長期被ばく計算を可能とした。

また、外部被ばく量の計算を行う際に大きく影響するのが沈着速度であり、内部被ばく量の計算の場合は再飛散係数が重要な要素である。EU では長期間にわたり放射線量の測定が行われ、その結果が Andersson ら^{文 02.10), 文 02.11), 文 02.12)}により、再飛散係数及び Weathering 係数として定式化された。

また、原子力分野での沈着速度は、空気中にある放射性物質が地表面などに付着する割合のことで、日本の緊急時被ばく評価システム (SPEEDI) および米国の事故時被ばく評価コード (RASCAL、MACCS 2) などの計算結果に影響する重要なパラメータである。米国原子力規制委員会 (以下、NRC) では、NUREG/CR-7161 でこれらの計算パラメータの不確定性に関して、定量評価を行っている (図 2.2.7)。^{文 02.08)} 図中の $A^{\sim}H$ は、世界各国の有識者が NRC に提案した沈着速度の確率分布であり、RSM は、NRC が設定した推奨値である。

国内においては、東京電力福島原子力発電所事故後、北ら^{文 02.14)}によって大気中への再飛散等による放射性セシウムの移行状況調査が行われ、福島地域で大気中の放射性セシウムによる放射能濃度、放射性セシウム沈着フラックス及びエアロゾル濃度等の測定を実施された。しかし

ながら、再飛散係数および沈着速度の解析結果は、まだ、公開されていない。本論文では、福島市および東海村で観測されたデータを用いて、再飛散係数および沈着速度の解析を行い、ERMIN コードおよびNUREG/CR-7161 で推奨されている数値との比較検討を行った。

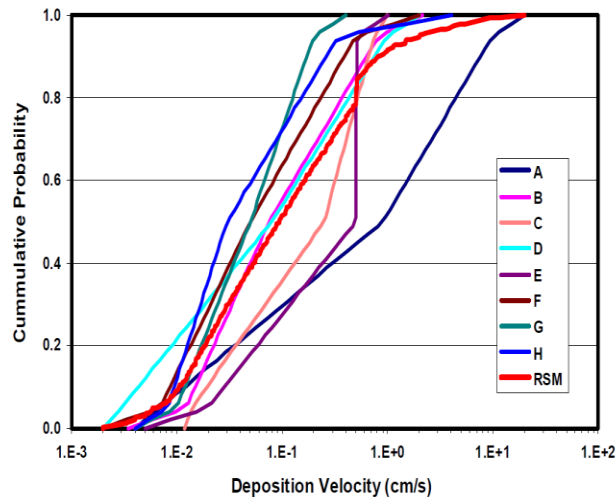


Figure 3-5. Expert and resampled data for deposition velocity corresponding to 1 μm particles over an urban terrain and a wind speed of 2 m/s

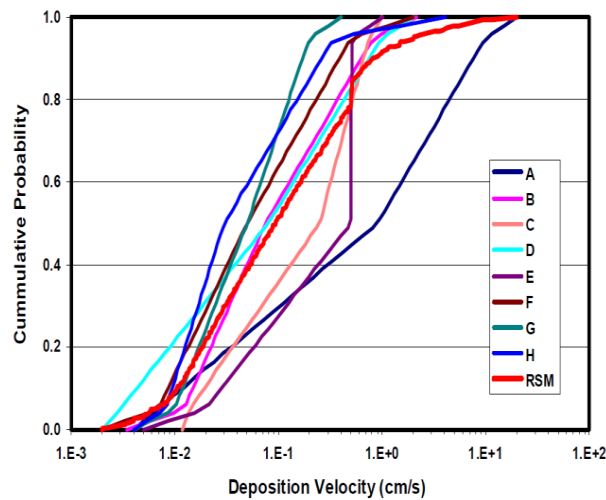


Figure 3-5. Expert and resampled data for deposition velocity corresponding to 1 μm particles over an urban terrain and a wind speed of 2 m/s

図 2. 2. 7 米国 NUREG/CR-7161 の沈着速度確率分布^{文 02.08)}

2.3 まとめ

放出量推定技術は、市街地の CBRN テロ対策用に研究されており、原子力施設用に空間線量率から推定する技術は、世界的にも研究例が少なく、現状ではまだ、有効な STE 技術が確立していない。放出量推定手法は、テロ発生時の放出位置および放出量を推定するために、各国で研究開発されているが、現在の放出量推定手法は、単位放出量で計算した放射線量率計算結果と観測結果の比で放出量を補正する方法であるため、福島原発事故のように、気象条件および放出条件が時間変化するときの放出量は推定困難である。

RISO 研究所の Lauritzen ら^{文 02.07}のカルマンフィルターを用いた放出量推定技術は複数の測定結果を利用して目的変数の最適推定値を求めるカルマンフィルターを利用した位相空間モデルである。この手法は、連続的な空間線量計測値を用いているため、不連続的で、データ数が少ない観測値からは、精度良い放出量の推定が困難である。本研究の放出量推定手法は、不連続かつ非定常な観測データにも適用可能な放出量推定手法であり、国際的にも実施例のない独創的な手法である。

EU ではチェルノブイリ事故後 ^{137}Cs の長期的な観測データに基づいた長期被ばく評価コード (ERMIN) を開発した^{文 02.11}。また、Andersson ら^{文 02.10, 文 02.12}により、再飛散係数及び Weathering 係数として定式化されている。しかし、ERMIN は EU の市街地を対象に開発されたものであるため、気候をはじめ環境的な要素が異なる日本で適用するためには、再飛散係数及び Weathering 係数の確認する必要がある。このため、本論文では、福島事故の観測データから、再飛散係数及び Weathering 係数の解析を行い、ERMIN コードの福島事故への適用性を検証した。

【第2章の参考文献】

- 文 02.01) F. Pasquill, Atmospheric dispersion parameter in Gaussian plume modeling Part II. Possible requirements for change in the Turner Workbook values. Report No. EPA-600/4-76-030b, US Environmental Protection Agency, Reserch Triangle Park, NC., 1976
- 文 02.02) 朝倉一雄, 四方浩, 火力発電所排煙の大気拡散予測手法の検討, 電力中央研究所報告、総合報告 : 211, 1982
- 文 02.03) 古野朗子, 芹野政道, 山澤弘美, 緊急時対応のための長距離大気拡散計算による放出源推定手法の開発、日本原子力学会和文論文誌、Vol. 5, No. 3, pp. 229-240, 2006
- 文 02.04) 環境保全対策研究会編 『二訂・大気汚染対策の基礎知識』 丸善
- 文 02.05) 横山 長之, 高度 500m までの気層中における乱流構造と拡散に関する実験研究, 1970
- 文 02.06) 東京大学, 平成 24 年度文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブ「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」成果報告書、平成 25 年 3 月 (国立国会図書館寄贈)
- 文 02.07) P. Astrup et al., Data assimilation in the early phase:Kalman filtering RIMPUFF, RIS0-R-1466(EN), 200
- 文 02.08) Bixler N. E. et al., Synthesis of Distributions Representing Important Non-Site-Specific Parameters in Off-Site Consequence Analysis, NUREG/CR-7161, SAND2010-3380P, 2013
- 文 02.09) F. S. Lien, W. L. Chen, M. A. Leschziner : Low-Reynolds-Number Eddy-Viscosity Modeling Based on Non-Linear Stress-Strain / Vorticity Relations, Proceedings of the 3rd Symposium, Engineering Turbulence Modeling and Measurements, Elsevier, pp.91-100, 1996
- 文 02.10) Lisbeth Warming, WEATHERING AND DECONTAMINATION OF RADIOACTIVITY DEPOSITED ON CONCRETE SURFACES, RISØ-M-2473
- 文 02.11) Description of the Modelling of Transfer and Dose Calculations within ERMIN v1.0 and associated data libraries (all v1.0), EURANOS(CAT2)-TN(05)-04
- 文 02.12) K.G. Andersson , J. Roed, C.L. Fogh, Weathering of radiocaesium contamination on urban streets, walls and roofs, Journal of Environmental Radioactivity 62 (2002) 49-60
- 文 02.13) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY VIENNA, ISBN 92-0-114705-8
- 文 02.14) 北 和之のほか, 放射性物質の土壌と森林からの再飛散, シンポジウム 福島第一原子力発電所事故による環境放射能汚染の現状と課題 - 今、大気環境から考える放射能汚染 -

第 03 章

原発事故後の初期対応に必要な 放出量推定手法(STE)

第 03 章 まえがき



前章（2章）では、原子力発電所緊急時対応という課題に向け、放出量推定に関わる既往研究及び長期被ばく線量推定に関わる既往研究と本論文の新規性について述べた。

本章（3章）から4章にかけては、本研究の第1段階として原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)について述べる。この放出量推定手法(STE)は、原子力発電所事故時の緊急時放射線影響予測のための、早期の放出量推定手法の実現するとともに東京電力福島第一原子力発電所事故のような排出量計測が難しい建屋放出に適用可能な放出量推定手法の実用化を目指し、操作性・高速性・汎用性のある放出量推定手法の検証が最終目標である。

本章では、原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)の概要について記述する。

3.1 節では放出量推定手法の概要、3.2 節では放出量推定手法の基礎理論、3.3 節では放出量推定手法の計算、3.4 節結びとして本章の内容をまとめる。



第3章 原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震の影響により、福島第一原子力発電所から放射性物質が、漏えい・拡散した(図3.1.1)。この事故では、建屋ならびに原子炉格納容器の損壊という「過酷事故」のため、建屋から放出された放射性物質の量が不明であったことや、電源喪失で周辺の放射線観測データが不足したため、緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム(SPEEDI)による放射線強度の計算結果を避難計画の策定に活用することが出来なかった。また、降雨沈着などによって、地面に付着した放射性物質からの放射線(Ground-shine)が増加したため、本来、空間の放射性物質に起因する放射線量(Cloud-shine)からの放出量推定を困難にした。このため原子力関連施設での過酷事故被ばく評価における放出源強度の推定手法の確立が求められている。

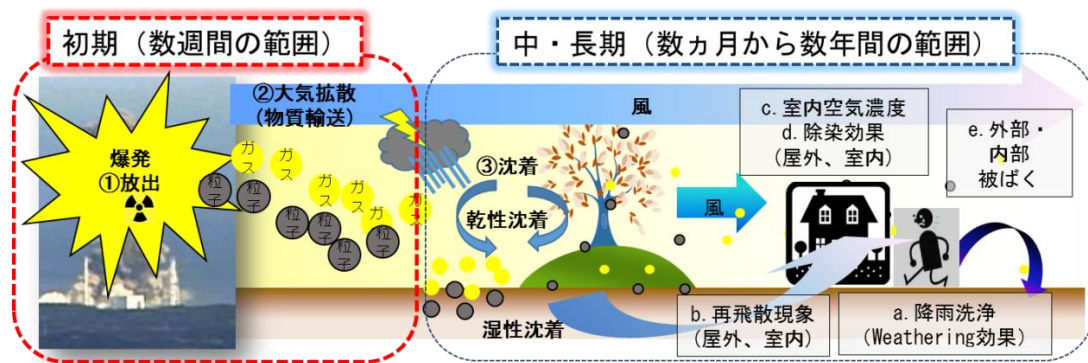


図3.1.1 放出量推定手法(STE)に必要な各種現象の説明

3.1 放出量推定手法の概要

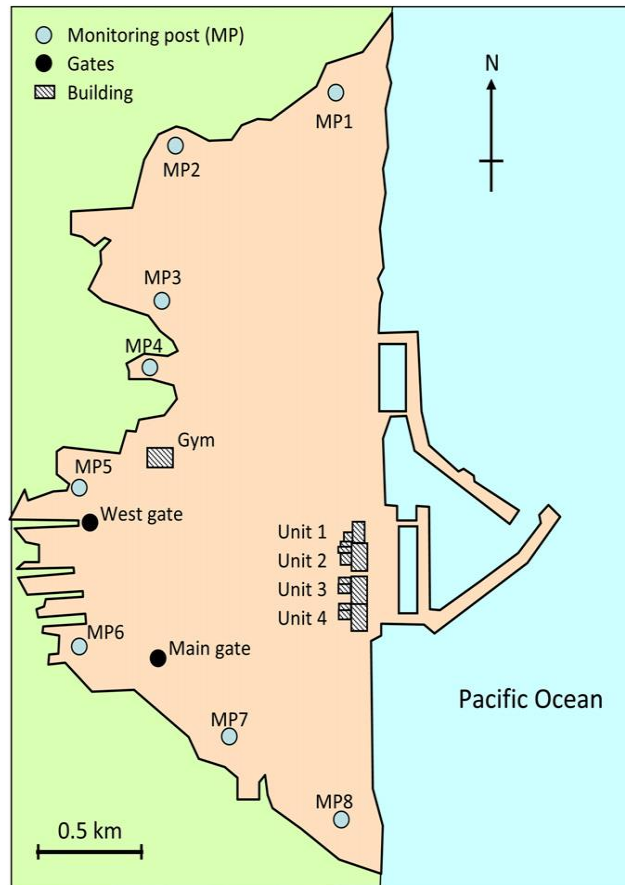
本研究の放出量推定手法は、観測データに基づいて、大気拡散物質の放出源強度を推定すること（逆解析）を目的とする。本研究で用いる逆解析手法は、単位放出源強度に基づく拡散シミュレーション結果から観測地点の大気拡散物質濃度の伝達係数を評価し、この伝達係数と観測値の残差を最小とする計算手法から放出源強度を求めるものである（文03.01）、（文03.02）、（文03.03）、（文03.05）。当然のことながら伝達係数の信頼性は、拡散シミュレーション・モデルの精度に大きく依存する。逆解析に用いる観測値は、放出源の近傍のみならず、遠隔の地点のものなど様々な地点の観測値が利用可能であるが、対応する拡散シミュレーションの精度は一般に放出源からの距離が大きくなるほど低下し、逆解析の信頼性も低下することが予測される。一般に広域（数10km 範囲）での気象モデル（W-SPEEDI、WRF ほか）に基づく拡散シミュレーションは、広域の大気拡散を対象とするため空間解像が粗く、発電所近傍（数 km）の観測データに基づく逆解析に利用するには問題がある（文03.06）、（文03.13）、（文03.14）。

本論文では、実用的な放出源強度推定手法を目標として、放出源近傍の狭域観測データを使用し、拡散シミュレーションとして、厳格な技術基準の下で実施された風洞拡散実験データを正規拡散式で近似する拡散モデルを用い、これらの検証計算を行った。検証計算については次章の4章で記述する。

本研究で対象とする主要な観測データは、放射線（主に γ 線）量である。そのため本論文では、まずは空間放射線量の観測値に基づく逆解析を検討対象とする。空間の放射線量は空間に分布する放射性物質から放射される放射線の積分量であるため、線量分布予測は放射性物質の空間濃度分布性状を必要とする。そのため本論文では、風洞実験データ（地表面濃度）から空間物質濃度を正規拡散式で近似した拡散モデルを使用した。ここでは、この正規拡散式で近似した拡散モデルに基づく逆解析を、元となる風洞拡散実験データで検証した結果を示す。放出源強度の推定は、気象現象の推移、放出過程とも非定常を対象とするが、放出源近傍の狭域を検討対象とするため、観測時間間隔（約1時間）内の気象変化、放出量変化を無視する「準定常」を仮定して行っている。

3.2 放出量推定手法の概要

迅速かつ信頼性の高い放射能影響予測を行うには、信頼性の高い数値気象・拡散モデル計算の開発のみならず、今回の事故で有用性が確認された航空機による放射線観測データ（空間放射線量）および発電所近傍の放射線観測データを用いて、拡散モデル計算の逆解析による迅速な放出源強度の推定手法が必要である。しかし、従来のWRF/ChemやSPEEDIなどの数値気象・拡散モデル計算^{文03.06}は、大型計算機で多大な計算時間が必要である。また数100kmにわたる広域を対象とするため、空間解像度が粗く、狭域(10km以内)の地形および建物影響を再現することが困難であり、図3.2.1に示すような発電所周辺の固定観測点（福島第一原子力発電所周辺の例）データの利用が困難である。本論文では、まずは迅速な放出量推定を行うことを優先し、全国の原子力発電所に関して実施済みの原子力安全審査用拡散風洞実験データに基づく正規拡散式と狭域の観測値データを用いた逆解析による放出量推定手法を用いて、その精度検証(Validation)を行った。



出典) Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident -Part.1 Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident

図 3.2.1 福島原子力発電所周辺モニタリングポストサイトマップ^{文03.06}。

本論文で検証した手法は、表 3.2.1 に示すように、広域観測データを利用する気象モデルに基づく既存の放出量推定技術と比較して、次のような特徴がある。

①拡散風洞実験データの近似式を拡散計算に用いるので、狭域の地形および建物の影響を高精度で再現することが可能である。

②気象条件（風向：16 ケース×大気安定度：6 ケース=96 ケース）毎の拡散計算結果（伝達係数）をデータベース化しておくため、通常の PC を用いて、数分以内に放出量推定計算が可能である。

なお、本研究で使用したプログラムは、準定常を仮定する正規拡散式を用いた拡散計算結果のみならず、原子力機構が開発し、公開している WSPEEDI コード^{文03.13)}、^{文03.14)}ほかの拡散計算数値モデルを使用して、これらのコードの計算結果（濃度、沈着量、放射線量）と広域観測データを比較して放出量推定を行う機能も有している。風洞実験データは濃度値であるが、本手法は、この濃度データに基づき修正した正規拡散式を用いて空間線量および沈着量を評価可能としているので、観測データの種類（濃度、沈着量、放射線量のいずれか）に制限はない。

表 3.2.1 既存の広域観測データを利用した放出量推定技術と本研究で開発した技術の比較

	観測点	拡散モデル	伝達係数	再現対象	時間スケール
本研究	狭域(数km以内)	風洞実験データに基づく近似式	データベース化(風向別)	・風向風速定常 ・地形、建物影響再現	数時間以内
既存の研究	広域(数km以上)	・ WSPEEDI ・ WRF/CHEM ・ RAMS/HYPACT	リアルタイム計算	・風向風速非定常 ・広域気象再現	数時間以上

3.3 放出量推定手法の計算

図 3.3.1 に、W-SPEEDI ほかの物理モデル利用を想定した一般的な放出量推定手法の計算フローを示す。この図に示すように、放出量推定 (STE: Source Term Estimation) 手法は、物理モデル (W-SPEEDI、正規拡散式ほか) で、矩形波的に単位放出量 (=1.0) を仮定して、実気象・拡散再現計算を行った伝達係数計算結果 (濃度、沈着量、放射線量) に放出量を乗じて算出される推定値と観測結果を相互比較して、両者の残差が最少となるように、放出量を算出する。この実気象・拡散再現計算では、図 3.3.1 の右端に示すような不確定要因 (Uncertainty) が含まれており、①濃度、②沈着量、③放射線量の順に、その誤差要因が蓄積され、増大する。このため、①濃度および②沈着量の計算結果と観測結果から放出量を推定する方が望ましいが、これら①、②の観測データの分析整理には、一般に 1 日程度の時間が必要であるため、観測データ数が限定される。

一方、③放射線量の観測は、空間線量計などを用いて、リアルタイムに多数点で行うことが可能であり、航空機および自動車などを用いた移動観測は、この観測方法が主体である。

ただし、③放射線量の観測データは、図 3.3.2 に示すように、地表に沈着した放射性物質に起因する地表沈着放射能 (Ground-shine) および空气中に拡散している放射性物質に起因する空气中放射能 (Cloud-shine) の合算値として観測されるため、その時刻の放出量推定計算では、観測値から Cloud-shine を抽出する必要がある。

このため、本研究では、フィルタリング信号処理技術を用いて、自動的に Cloud-shine を抽出する技術を利用している (図 3.3.2) ^{文 03.07}。この内容については付録に記載する。

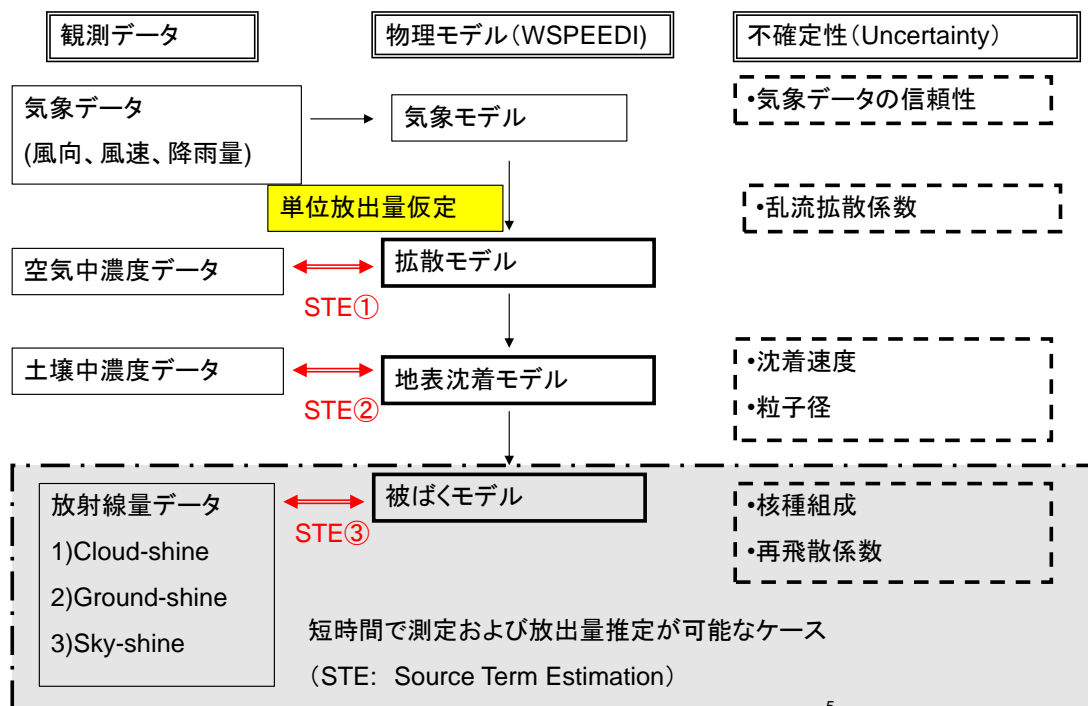


図 3.3.1 W-SPEEDI、正規拡散式ほかの物理モデル利用を想定した放出量推定手法 (STE) の計算フロー

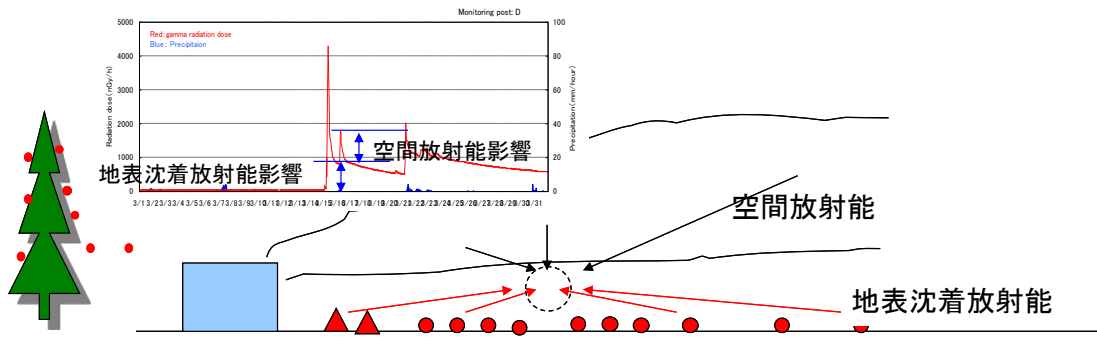


図 3.3.2 地表沈着物質からの放射線影響を除去した空間線量測定方法の概要 文 03.07

本放出量推定手法の具体的な計算式は以下に示す。

ここでは、連続放出を想定して（瞬間放出はその一部）、各時刻の放出量を観測値から推定する方法を説明する。

放出位置 (x_i, y_i, z_i) 、放出時刻 t_i における放出量 q_i とする。

観測位置 (x_k, y_k, z_k) 、観測時刻 t_k とするとき、 i と k との間の影響係数を ϕ_{ki} とかく。

ϕ_{ki} は、時刻 i に単位強度で放出された物質による観測位置 (x_k, y_k, z_k) 、観測時刻 t_k の濃度である。

観測位置 (x_k, y_k, z_k) ・観測時刻 (t_k) の計算値を F_k 、観測値を f_k とし、両者の残差ノルム π を次式で定義する。

$$\pi = \sum_k^N \{F_k - f_k\}^2 \quad \text{式(3.3.1)}$$

ここに、粒子法による計算値は次式で表される。

$$F_k = \sum_i^M \phi(x_k - x_i, y_k - y_i, z_k - z_i, t_k - t_i) \cdot q_i \quad \text{式(3.3.2)}$$

(2.1-2) 式を (2.1-1) 式に代入すると、次式となる。この π を最小にするように q_i を決める。

$$\pi = \sum_k^N \left\{ \sum_i^M \phi_{ki} q_i - f_k \right\}^2 ; \quad \frac{\partial \pi}{\partial q_i} = 0, \quad i = 1, 2, \dots, M \quad \text{式(3.3.3)}$$

$$\therefore \sum_k^N \sum_j^M \{ \phi_{ki} \phi_{kj} \} q_j = \sum_k^N \phi_{ki} f_k, \quad i = 1, 2, \dots, M \quad \text{式(3.3.4)}$$

式(3.3.4)の連立方程式から各時刻の放出量 q_i が得られる。

瞬間放出の場合は $\phi_{ki} = 0$ ($i \neq 1$) より、式(3.3.4)は次式となる。

$$q_1 = \sum_k \phi_{k1} f_k / \sum_k \phi_{k1}^2 \quad \text{式(3.3.5)}$$

式(3.3.4)が解を持つ為には、通常 $M < N$ すなわち観測点数(時刻も含めて)が決めるべき時刻数 M よりも大きくなければならない。もし、 $M > N$ の場合は適当な時刻 t_i に対して、 $t_i < t < t_{i+1}$ 間の放出量変化を例えば線形補間で近似し、

$$q_t = \{(t_{i+1} - t)q_i + (t - t_i)q_{i+1}\} / (t_{i+1} - t_i) \quad \text{式(3.3.6)}$$

q_i を未知量として(3.3.3)式の π を表すと次式を得る。

$$\pi = \sum_k^N \left\{ \sum_i^M \tilde{\phi}_{ki} q_i - f_k \right\}^2 \quad \text{式(3.3.7)}$$

$$\tilde{\phi}_{ki} \equiv \sum_{t_{i-1} < t < t_i} \{ \phi_{kt} \cdot (t - t_{i-1}) \} / (t_i - t_{i-1}) + \sum_{t_i \leq t < t_{i+1}} \{ \phi_{kt} \cdot (t_{i+1} - t) \} / (t_{i+1} - t_i)$$

以下(3.3.4)式と、同様の q_i に関する連立方程式が得られる。

$$\therefore \sum_k^N \sum_j^M \{ \tilde{\phi}_{ki} \tilde{\phi}_{kj} \} q_j = \sum_k^N \tilde{\phi}_{ki} f_k \quad , i = 1, 2, \dots, M \quad \text{式(3.3.8)}$$

$M=1$ の場合(瞬間放出)の場合は式(3.3.3)においてとなり、式(3.3.5)に一致する。

計算手順

- 1) 時刻 t における位置 x への各時刻 i の影響係数 ϕ_{ki} を求める。(これは通常の拡散計算で放出強度を1としたものに相当)
- 2) 式(3.3.4)から放出量を求める。

実際の計算では、各放出時刻において単位放出による拡散モデル(W-SPEEDI、正規拡散式ほか)で大気拡散計算を行い、各観測時刻の伝達係数を算出し、この伝達係数を用いて算出される濃度もしくは沈着量もしくは放射線量の計算結果と観測結果を比較し、両者の残差が最小となるよう放出量を算定する。即ち、残差法に基づく式(3.3.9)から導かれる連立方程式を解くことにより、各時刻の放出量が算出される。

$$\pi = \sum_j^N \left\{ \sum_i^M C'_{ij} Q_i - C_j \right\}^2 \quad \frac{\partial \pi}{\partial Q_i} = 0, \quad i = 1, 2, \dots, M \quad \text{式(3.3.9)}$$

C'_{ij} : 観測時刻及び地点 j に対する放出時刻 i の伝達係数、
 C_j : 観測値、 Q_i : 放出時刻 i の放出量、
 N : 観測時刻及び地点数、 M : 放出時間分割数

広域気象モデル (W-SPEEDI ほか) の利用を想定した計算フローを図 3.3.3 に示す。
 計算手順は、次のとおりである。

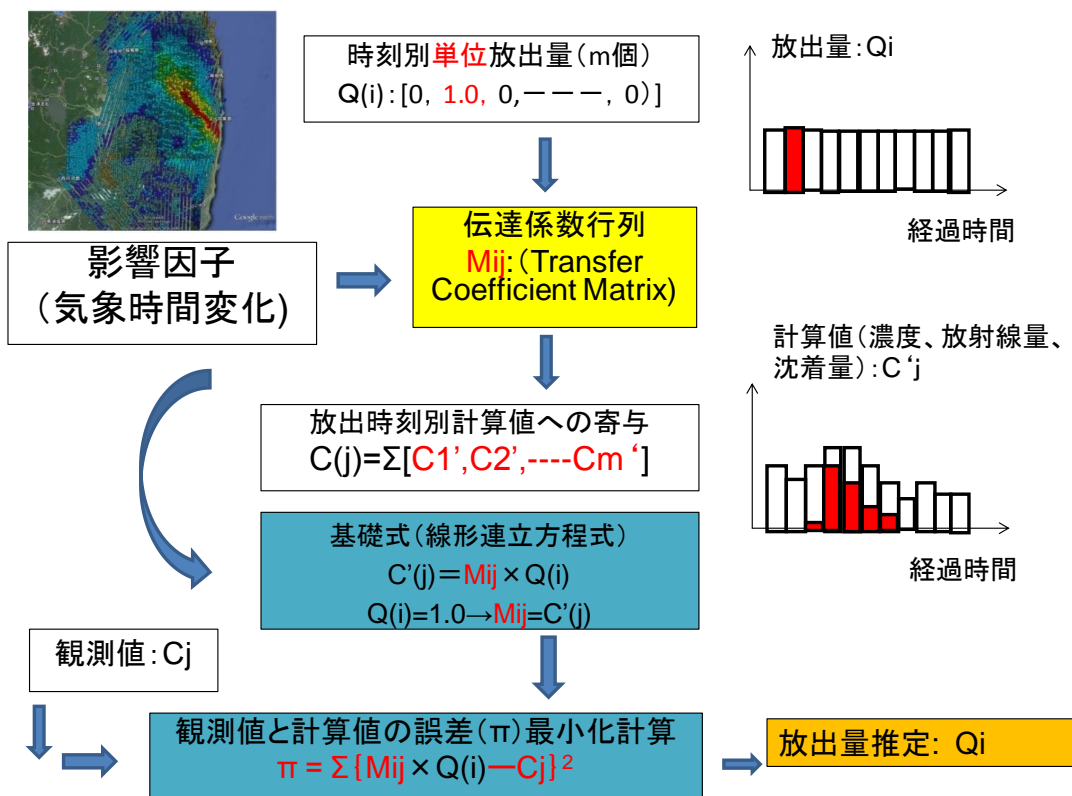


図 3.3.3 放出量推定手法の計算フロー

- ①一定放出量を仮定して、一定時間間隔 (数時間) で $i = 1 \sim M$ のそれぞれの i に対して、一定量の物質 ($Q(i)=1.0$) を放出し、非定常な気象条件で、大気拡散計算を行う。
- ② j 個の観測データ (観測地点×観測時刻数) について、各放出時刻別 (i) の伝達係数行列 C'_{ij} を計算する。
- ③すべての i と j における観測値(C_j)と伝達係数 C'_{ij} ×放出量 $Q(i)$ の残差合計が最小となるように、最小 2 乗法により時刻別放出量($Q(i)$)を計算する。

本研究では、発電所周辺の狭域 (数 km) 観測データ主体の利用を前提として、図 3.3.4 に示すような風洞実験結果を用いた放出源強度推定手法も使用している。

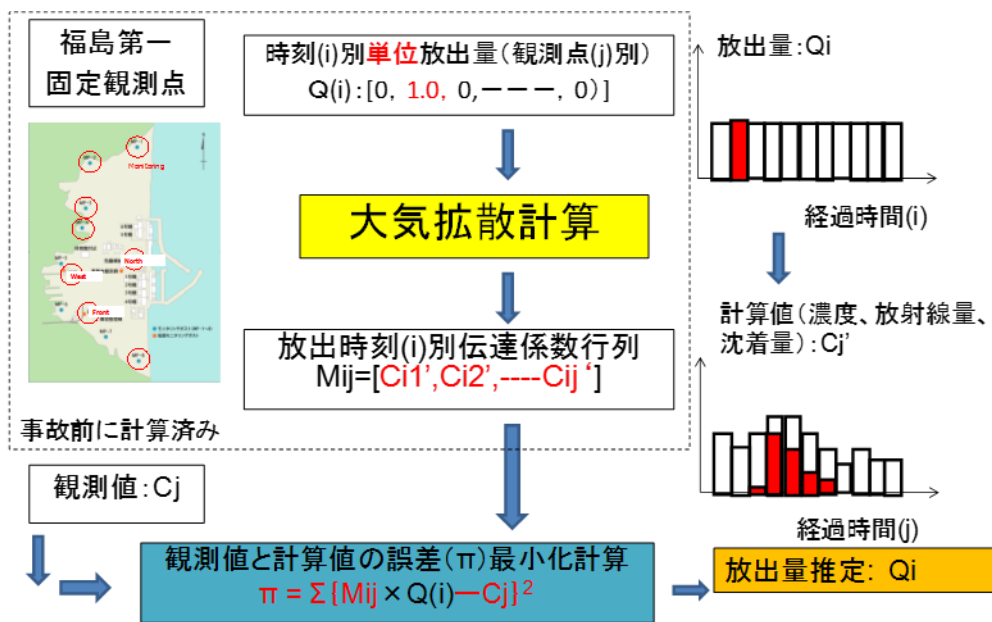


図 3.3.4 発電所周辺の狭域(数 km) 観測データ主体の利用を前提とした新たな放出量推定手法

この手法は、風洞実験結果から予め伝達係数行列を計算しておくことが可能であるので、観測値が得られれば、放出量に関する連立多元方程式を解くだけであるので、通常の PC を用いても、数分間で放出量推定が可能である。

ただし、この手法は、気象条件(風向、風速)及び放出源放出強度が一定であることを仮定としており(準定常仮定)、利用できる観測点の範囲は数 km 程度の狭域に限定される。

なお、濃度に関する伝達係数 C'_{ij} は放出源と観測点の距離とその間の平均風速による移流による時間遅れを考慮すべきであるが、狭域では移流時間が短いので、移流による時間遅れは無視できる(i 時点での放出源の観測点に対する影響は i 時点のみ)と仮定している。

伝達係数 C'_{ij} は、風洞実験に対応し 16 方位の風向別に求める。 C'_{ij} に対する風速の影響は拡散物質の空間濃度が風速変化に対して相似、すなわち風速に反比例する。(実際の計算では濃度は風速などで無次元化した無次元濃度を用い、伝達係数もこの無次元濃度に対応させるため風速変化の効果は陽に計算されない)。

沈着量、空間線量に対する伝達係数 C'_{ij} も同様の扱いとなる。(実際の計算で降雨により、湿性沈着が増える場合、濃度だけでなく沈着を考慮した伝達係数求め、湿性沈着の影響は考慮する)。

従来の広域気象モデルと広域観測データに基づく放出量推定手法と、本研究で使用した風洞実験近似式と狭域観測データに基づく放出量推定手法の比較を図 3.3.5 に示す。

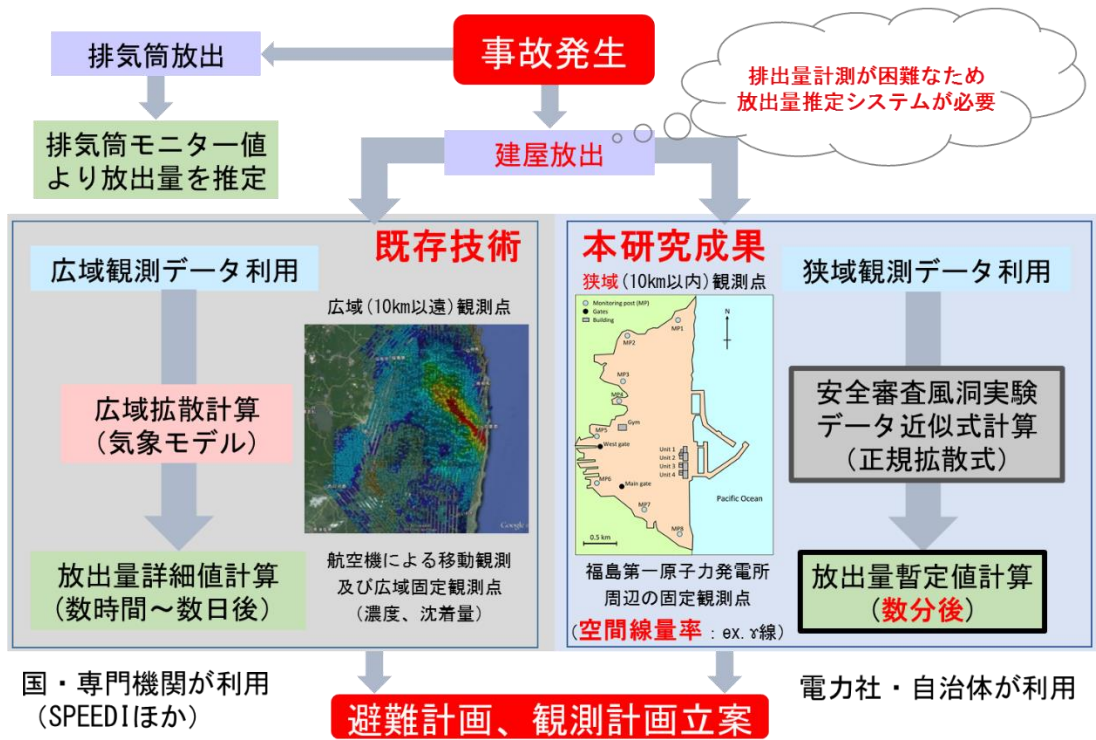


図 3.3.5 放出量推定システムの比較

3.4 まとめ

本章では、原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)の概要について述べた。

本研究では、実用的な放出量推定手法（即応解析手法）として、原子力発電所周辺の狭域観測データと風洞実験データの正規拡散近似式を用いる手法を使用する。

次章の 4 章では、ここで説明した放出量推定手法(STE)で拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算を行い、放出量推定結果の不確定性とその低減対策について述べる。また、MOL 試験炉で行われた野外拡散実験データを用いた検証計算結果及び、東京電力福島第一原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行いそれらの結果について考察する。

【第3章の参考文献】

- 文 03.01) 石田ほか、定常流れ場における非定常濃度応答計算法(第1報)非定常濃度応答計算法と再循環のある室内気流場の濃度計算例, 空気調和・衛生工学会論文集(114) pp19~28, 2006-09
- 文 03.02) 樋山恭助, 石田義洋, 加藤信介, “定常流れ場における非定常濃度応答計算法-マクロミクロ複合モデルによる複数室空間相互の汚染質輸送解析-,” 空気調和衛生工学会論文集, No. 131 pp. 11-19 (2008).
- 文 03.03) 石田義洋, 樋山恭助, 加藤信介, “定常流れ場における非定常濃度応答計算法-センシング情報を用いた応答係数法に基づく環境影響物質の発生源同定法-,” 空気調和衛生工学会論文集, No. 158 pp. 1-14 (2010).
- 文 03.04) 原子力安全委員会, “発電用原子炉の安全解析に関する気象指針, ” (1982).
- 文 03.05) 早川ほか、原子力緊急時対応システム MEASURES (その2) MEASURES の改良(線量同化)、日本原子力学会 2011 年秋季大会予稿集
- 文 03.06) Genki Katata, Masakazu Ota, Hiroaki Terada, Masamichi Chino, Haruyasu Nagai, “Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident -Part.1 Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident-,” Journal of Environmental Radioactivity 109 pp.103-113 (2012).
- 文 03.07) 東京大学、平成 24 年度文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブ「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」成果報告書、平成 25 年 3 月(国立国会図書館寄贈)
- 文 03.08) 原子力学会、発電用原子炉施設の安全解析における放出源の有効高さを求めるための風洞実験実施基準: 2009 (AESJ-SC-P003:2009) , 2009
- 文 03.09) 原子力安全委員会、発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針、昭和 57 年(平成 13 年改訂)
- 文 03.10) 林ほか、風洞及び野外拡散実験から求めた放出源有効高さ、JAERI-Tech 2001-034、日本原子力研究所、2001
- 文 03.11) 三菱重工株式会社、東海第二発電所大気拡散風洞実験報告書、平成 25 年 10 月(国立国会図書館寄贈)
- 文 03.12) 柿島ほか、発電用原子炉施設の安全解析のための風洞実験手法の研究、電力中央研究所総合報告: 219、1985
- 文 03.13) H. Ishikawa, M. Chino, “Development of World-wide version of System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information: WSPEEDI, (II) Long-range transport model and its application to dispersion of cesium-137 from Chernobyl,” J. Nucl. Sci. Technol. 28, pp. 642-655 (1991)
- 文 03.14) 山澤弘実, 茅野政道, 永井晴康, 古野朗子, “緊急時環境線量情報予測システム(世界版)WSPEEDI の開発と検証,” 日本原子力学会誌, 39, pp. 881-892 (1997)

第 04 章

放出量推定手法の検証

第 04 章 まえがき

▼▼

前章（3 章）では原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法 (STE) の基礎理論及び、放出量推定手法 (STE) の概要について述べた。

本章（4 章）では、「原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法 (STE)」を検証するため、拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算並びに野外拡散実験データを用いた検証計算を行いその妥当性について述べる。また東京電力福島第一原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行い、日本原子力研究開発機構の放出量推定計算結果と比較した結果について記述する。

4.1 節では風洞実験データ近似式を用いた検証計算、4.2 節では野外拡散実験データを用いた検証計算、4.3 節では東京電力福島原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算結果、4.4 節では結びとして本章の内容をまとめる。

▲▲

第4章 放出量推定手法の検証

4.1 風洞実験データ近似式を用いた検証計算

日本では、すべての原子力発電所において、建設前に、安全審査用拡散風洞実験が実施されており、この風洞実験では、図 4.1.1 に示すように、発電所構内の建物および周辺 5~10 km 範囲の地形を、高精度で再現した縮尺模型を用いて、建物および地形が放出ガスの拡散に及ぼす影響が精度良く再現されている。[文04.09](#) 野外と等価な乱流強度を再現した拡散風洞実験では、相似則である乱流レイノルズ数および無次元化濃度 ($U \cdot C \cdot t^2 / Q$) が、風速および模型縮尺に依存しないことが、理論的および実験的に確認されている[文04.09](#)。この考え方に基づいて、40 年以上前から、原子力発電所の安全審査では、拡散風洞実験で測定した濃度分布から求まる放出源有効高さをを用いて、年間 8760 時間の気象条件（風向、風速、大気安定度）について被ばく線量計算が実施されてきた[文04.10](#)。



図 4.1.1 原子力発電所の安全審査用風洞実験例（日本原子力発電東海第二発電所）

原子力発電所近傍の観測データは、濃度ではなく、空間線量率であるので、風洞実験データ（濃度）から伝達係数を求めることは出来ない。このため、本論文では、風洞実験結果を近似する正規拡散式を利用することとし、この拡散パラメータ（有効高さ： H_e 、拡散幅： σ_y, t 、 σ_z, t ）を調整して、風洞実験データ（濃度分布）を、近似する計算式（ $H_e \cdot \sigma$ モデル）を用いて、空間の濃度分布から空間線量率の伝達係数を計算して放出量推定計算を行う手法を開発した。この近似計算式の概要と風洞実験結果との比較例を、図 4.1.2 に示す[文04.10](#)。

風洞実験から求めた有効高さ (H_e) を用いて、正規拡散式で計算した濃度分布は、筑波山野外拡散実験結果の濃度分布と整合することが確認されている[文04.11](#)。

風洞実験データによる検証計算では、観測値に東海第二原発の風洞実験データを、伝達係数には風洞実験データを近似するように、次の補正を行った正規拡散式 4.1.1（風洞近似式）を用いた[文04.12](#)。風洞実験と正規拡散式は単位放出 ($Q_i=1.0$) であるため、放出量推定を行った際に、放出量推定値の真値は $Q_i=1.0$ である。

$$\frac{U \cdot C}{Q} = \frac{1}{\pi \cdot \sigma_{y,t} \cdot \sigma_{z,t}} \cdot \exp\left\{-\frac{y^2}{2\sigma_{y,t}^2}\right\} \cdot \exp\left\{-\frac{He^2}{2\sigma_{z,t}^2}\right\} \quad \begin{array}{l} He = \gamma \cdot Ho \\ \sigma_{y,t} = a \cdot \sigma_{y,p} + b \\ \sigma_{z,t} = c \cdot \sigma_{z,p} + d \end{array} \quad \text{式 (4.1.1)}$$

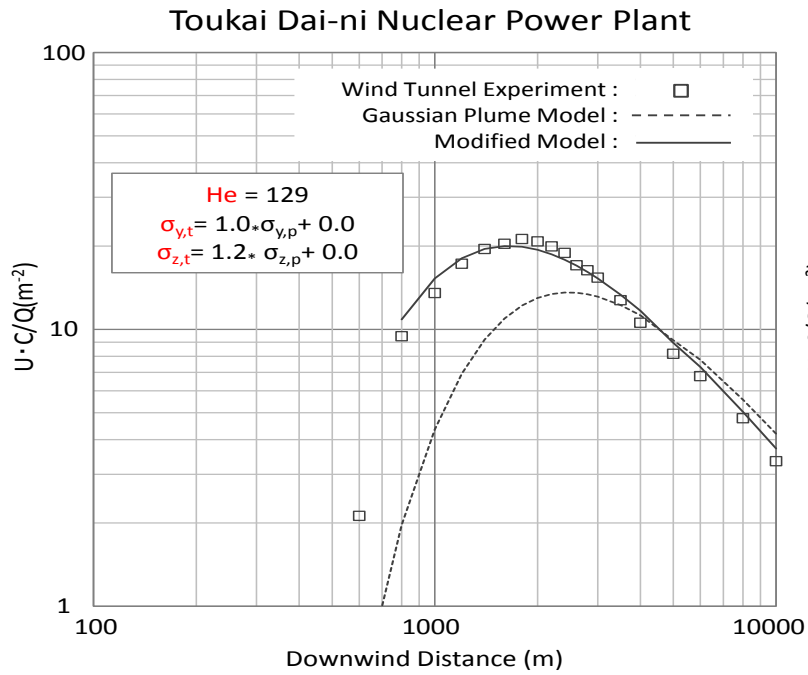
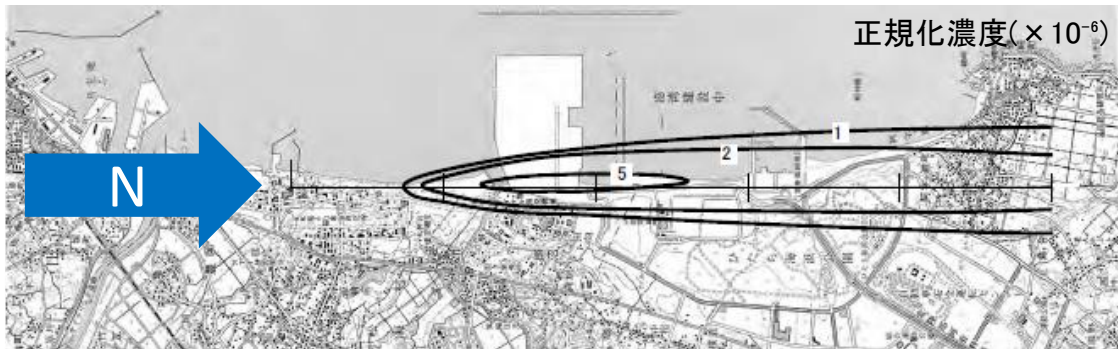


図 4.1.2 東海第二風洞実験データを近似する正規拡散式

図 4.1.3 に東海第二風洞実験（平坦地形、沸騰水型原子炉 BWR）における濃度コンター及び観測点の配置を示す。風向は N とし、観測点は横風方向 1480～1080(m) の 23 列、風下方向 400～10000 (m) の 20 行、全 460 点を用いた。

東海第二発電所は平坦地であるので、濃度コンターは正規分布に近い左右対称形となっている。

a) 濃度コンター



b) 観測点の配置

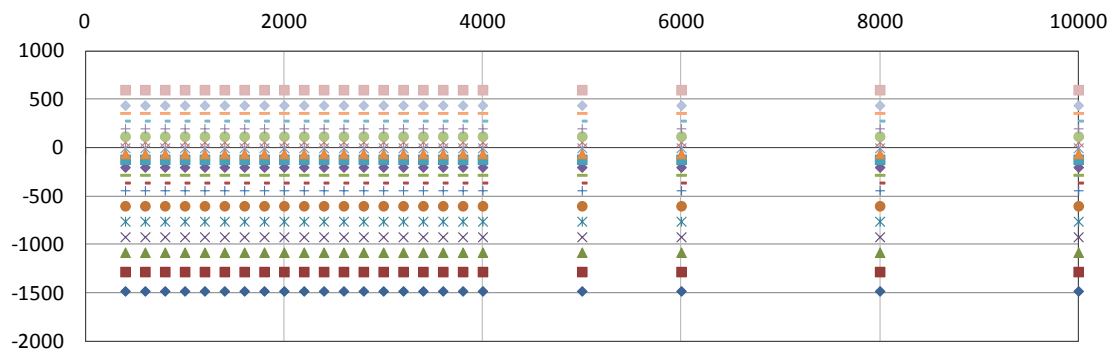


図 4.1.3 東海第二風洞実験における濃度コンター及び観測点の配置^{文 04.12)}

風洞実験データ近似式を用いた検証計算は、最初に、風洞実験データを観測値とし、風洞実験データ近似式の濃度分布計算結果を伝達係数として、放出量推定計算を行った。

風洞実験による観測値と風洞近似式による推定濃度分布の誤差評価は FAC2^{文 04.20), 文 04.21)}は式 4.1.2 で定義され、拡散モデルの濃度再現精度の指標として用いられる。

$$FAC2 = \frac{N}{n} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n Ni; \quad Ni \begin{cases} 1, \text{ for } 0.5 \leq \frac{Obs}{Cal} \leq 2.0 \\ 0, \text{ for, else} \end{cases} \quad \text{式 (4.1.2)}$$

n : 全観測点数、 Obs : 観測値、 Cal : 計算値

図4.1.4に、横風方向濃度分布を示す。風洞実験による観測値と風洞近似式による伝達係数はほぼ一致しているため、この近似式を用いた場合、放出量 $Q_i=0.97$ となり、本手法の物理的妥当性が確認された。

図4.1.5に、風洞実験を近似する補正を行わない正規拡散式（伝達係数）、観測値（風洞実験データ）および推定放出量を用いた場合の計算値に関する横風方向濃度分布を示す。風洞実験データによる観測値と正規拡散式による伝達係数は、差異が見られる。これらを用いて放出量推定を行う。有効高さ、拡散幅の補正を行わない正規拡散式の場合は、放出量 $Q_i=1.22$ となり、放出量推定精度が低下することが分かった。

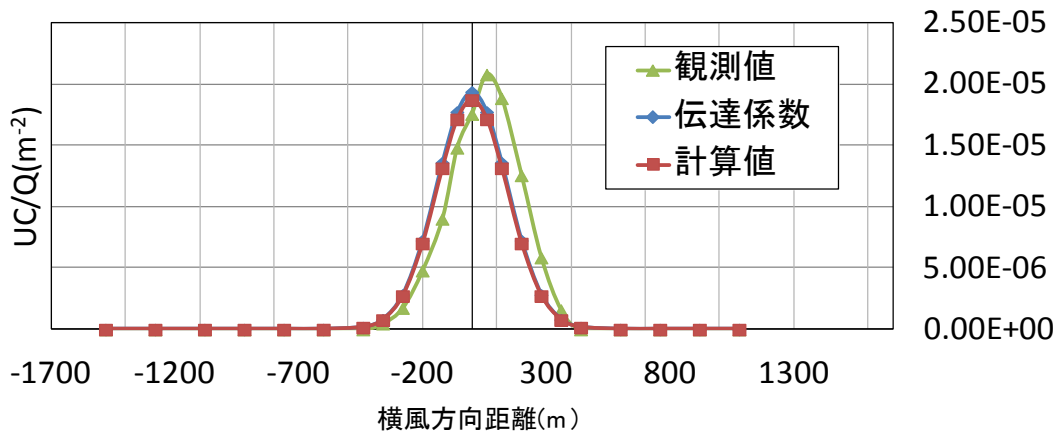


図 4.1.4 風洞近似式を用いた場合の横風方向濃度分布

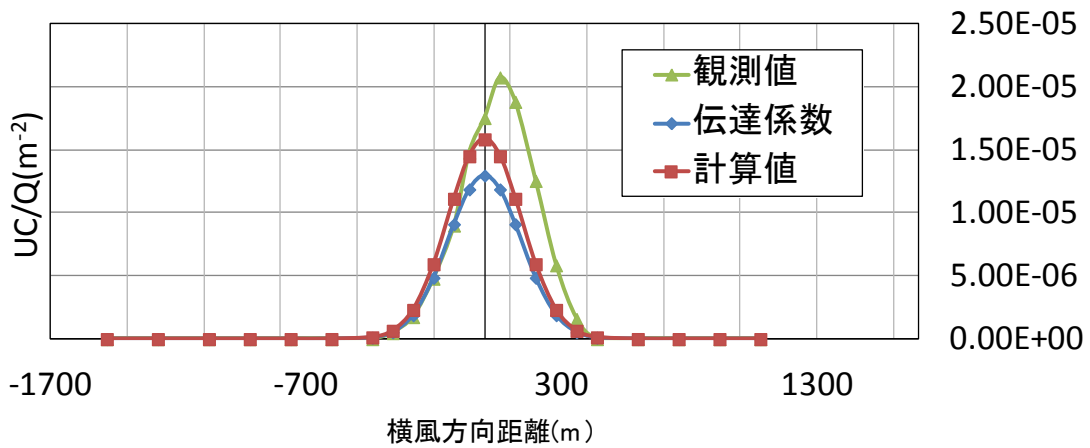


図 4.1.5 正規拡散式を用いた場合の横風方向濃度分布

4.1.1 風向変化による不確定性の評価

放出量推定結果に影響する主要な不確定性 (Uncertainty) としては、風向測定誤差、大気安定度測定誤差、放出高さ推定誤差、拡散モデル計算誤差、観測データ測定誤差、核種組成比や放射性汚染物質の沈着及び移行過程などの影響因子が考えられる。ここではまず、多数存在する不確定性の中でも特に可能性の高い風向変化による不確定性を中心に検証してその低減対策の検討を行ったのでそれについて述べる。

風向変化による不確定性の考え方を、図 4.1.6 に示す。気象観測データの風向は^{文 04.15)}

16 方位に記録され、最大で 11.25° の誤差を含み得るため、放出量推定結果の精度が低下することが考えられる。観測値に風向 ($N+11.25^\circ$)、伝達係数に風向 N の濃度分布を用い放出量推定を行った。同時に、この不確定性を低減させる手法も検討した。図 4.1.7 に風向変化に起因する不確定性の低減対策を示す。野外の拡散幅 (σ_y) は、観測時間中の風向変動幅 (σ_θ) に比例し、観測時間が長くなるほど増加するため、濃度分布が平滑化され、風向変化に起因する不確定性が低減され得る。風向変化による不確定性を低減させる対策として、観測値に風向 ($N+11.25^\circ$)、伝達係数に風向 N の濃度分布を用い、1 時間平均値について放出量推定を行った。

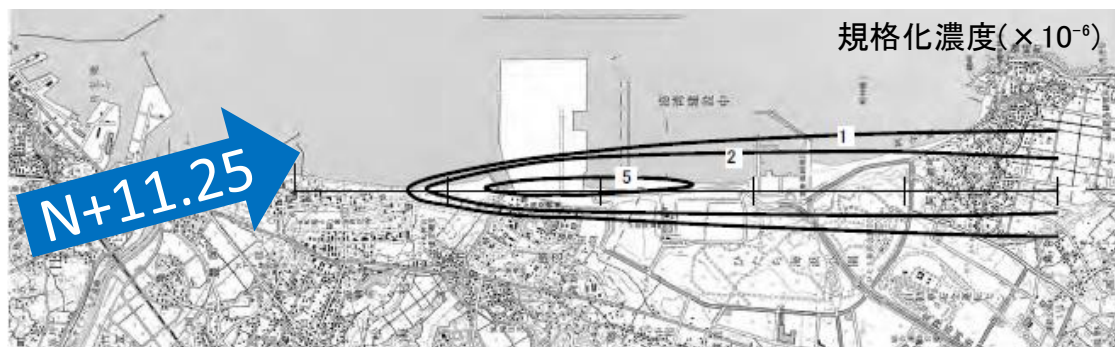


図 4.1.6 風向変化の可能性^{文 04.12)}

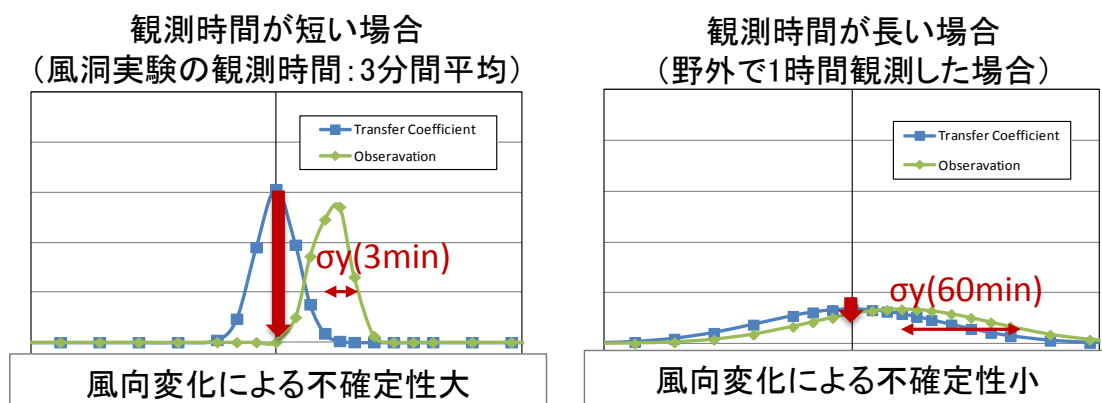


図 4.1.7 風向変化に起因する不確定性の低減

3 分間平均濃度値を用いた場合の横風方向の濃度分布を、図 4.1.8 に示す。風洞実験による観測値と風洞近似式による伝達係数計算値は、分布形状は相似であるが、煙軸は一致していない。これらを用いて放出量推定を行った結果、3 分間平均値を用いた場合、放出量推定結果は $Q_i=0.03 \times$ 真値、濃度分布計算値の推定誤差は $FAC2=3\%$ となり、推定精度が著しく低下した。

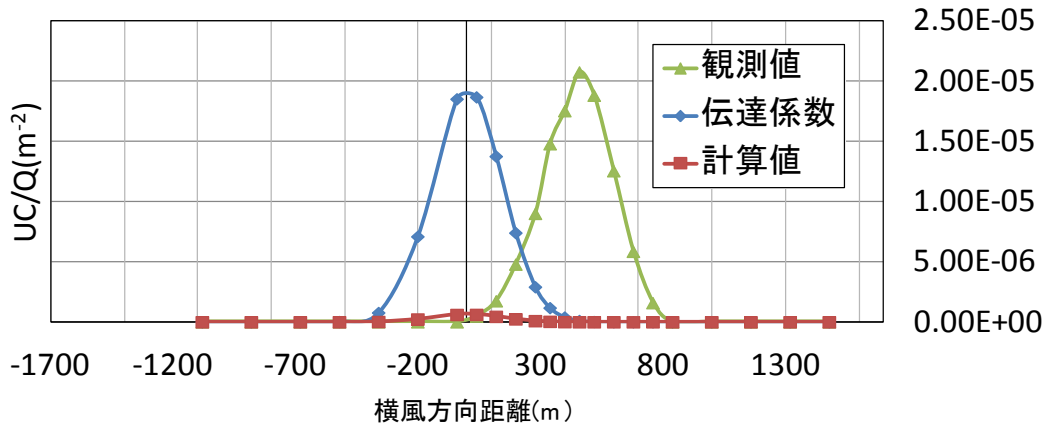


図 4.1.8 風向変化に起因する不確定性の低減 (3 分間平均濃度)

次に風向変化による不確定性の低減対策として、1 時間平均濃度の観測値と計算値を用いて、検証計算を行った。一時間平均濃度値を用いた場合の横風方向の濃度分布を、図 4.1.9 に示す。風洞実験による観測値と風洞近似式による伝達係数の相対誤差は減少している。この結果、風向変化が存在する場合も、一時間平均濃度値を用いれば、 $Q_i=0.78 \times$ 真値、 $FAC2=62\%$ となり、放出量推定精度が改善されることが分かった。

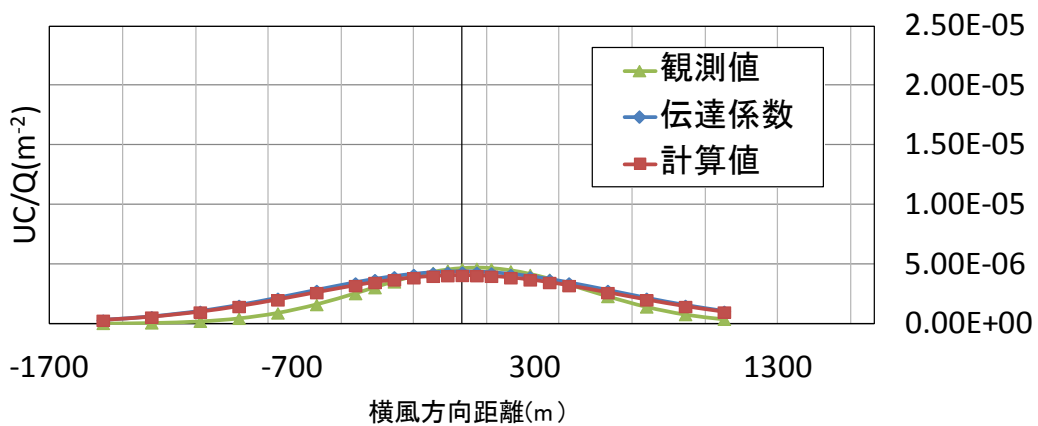


図 4.1.9 風向変化に起因する不確定性の低減 (1 時間平均濃度)

4.1.2 地形偏流による不確定性の評価

東海第二発電所の場合、比較的平坦な地形に位置しているため、地形の影響を受けた偏流を顧慮する必要はなかった。しかし、多くの発電所が平坦地に位置しているとは限らなく、複雑な地形に位置する発電所の場合は、上空風よりは地形に影響された下層偏流の影響が顕著に表される。ここでは、複雑地形に建設された敦賀原子力発電所の例を挙げて、偏流の影響を受けた場合の放出量推定精度の低減及び偏流の影響があった場合の改善対策について述べる。

図 4.1.10 に敦賀風洞実験における濃度コンターを示す(文 04.22)。

東海第二発電所の検証計算と同じく、観測値には敦賀原子力発電所風洞実験結果の濃度データを、伝達係数には風洞実験データに合うように補正を行った正規拡散式 4.1.1 (風洞近似式)を用いた。また、放出量推定には 552 点全点を用いる。

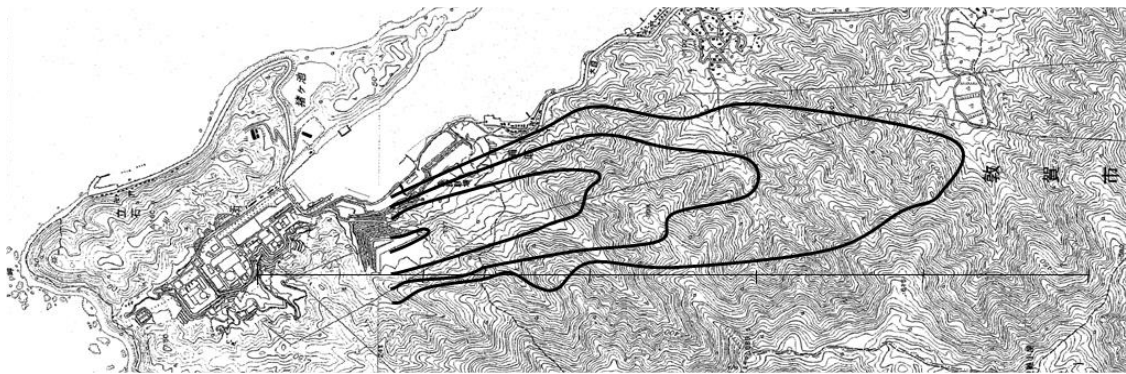


図 4.1.10 敦賀風洞実験における濃度コンター(文 04.22)

修正近似計算式による結果と風洞実験結果との比較を、図 4.1.11 に示す。

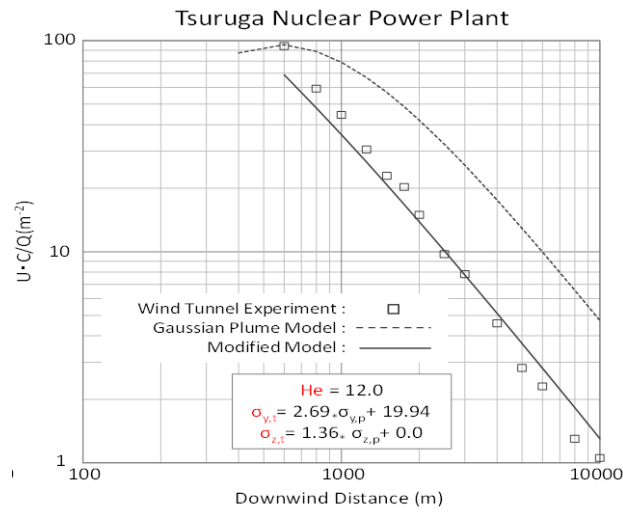


図 4.1.11 敦賀発電所風洞実験データを近似する正規拡散式

図 4.1.12 に、偏流考慮のない風洞近似式（伝達係数）、観測値（風洞実験データ）および推定放出量を用いた場合の計算値に関する横風方向濃度分布を示す。地形影響により偏流が生じ、観測値と伝達係数は濃度ピークに大きなずれが生じている。放出量推定の結果は $Q^*=0.35$ となり、 $FAC2=0.35$ となった。

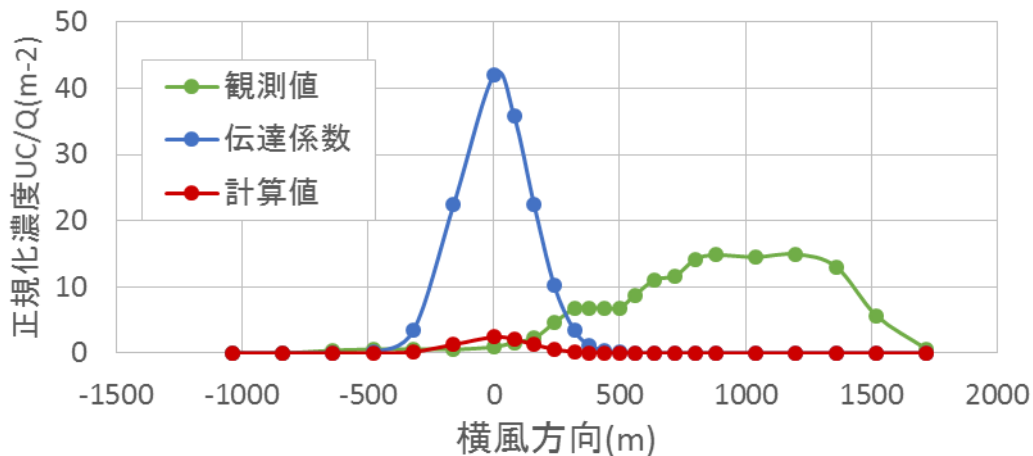


図 4.1.12 偏流考慮のない風洞近似式を用いた場合の横風方向濃度分布

この放出量推定精度の低減を回避するために、風洞実験により得られる偏流距離を考慮して再度放出量推定を行う。図 4.1.13 に各風下距離における偏流距離を示す。

放出源からの距離(m)	ドリフト(m)
200	0
250	0
300	0
350	60
400	120
450	120
500	120
600	120
700	120
800	180
900	180
1000	260
1250	320
1500	340
1750	480
2000	560
2500	560
3000	560
4000	720
5000	640
6000	640
8000	480
10000	480

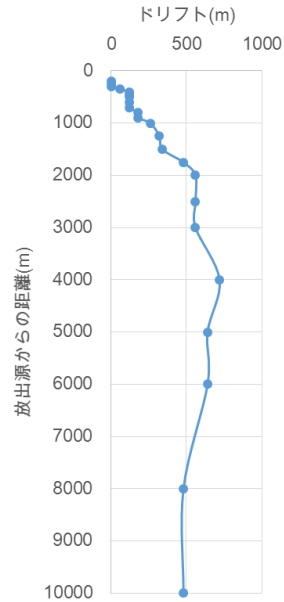


図 4.1.13 各風下距離における偏流距離

図 4.1.14 に、偏流考慮のある風洞近似式（伝達係数）、観測値（風洞実験データ）および推定放出量を用いた場合の計算値に関する横風方向濃度分布を示す。観測地と伝達係数の濃度ピークが移行し、概ね一致している。放出量推定の結果は $Q^*=0.76$ で、 $FAC2=0.81$ と大幅に改善された。複雑地形において偏流の考慮が有効であることが確認された。

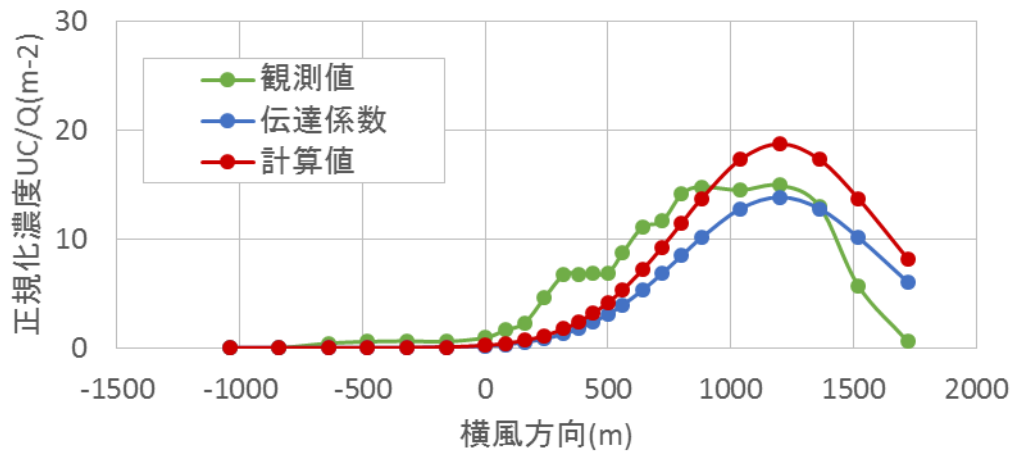


図 4.1.14 偏流考慮のある風洞近似式を用いた場合の横風方向濃度分布

4.1.3 放出高さ推定誤差による不確実性評価

事故時には排気塔高さからの放出に限らず、スタックの亀裂や原子炉建屋からの放出も十分に考えられ、有効高さの推定誤差が内在し得る。図 4.1.15 に放出高さ別煙軸濃度分布の計算結果と観測結果を示す。東海第二発電所の風洞近似式の有効高さを意図的に変更し、両者の伝達係数を用いて、放出量推定を行うことで放出高さ推定誤差による不確実性を検討した。放出高さの相違により風洞実験の濃度分布と大幅に相違するが、風下 200m 以遠では、拡散が十分に進み、両者の濃度分布が近づいている。従って、放出高さ推定誤差がある場合 (He=30m) でも、風下距離 2000m 以遠の濃度を用いて放出量推定を行うことにより、放出量推定精度が 0.13 から 0.49 に向上することが分かった。

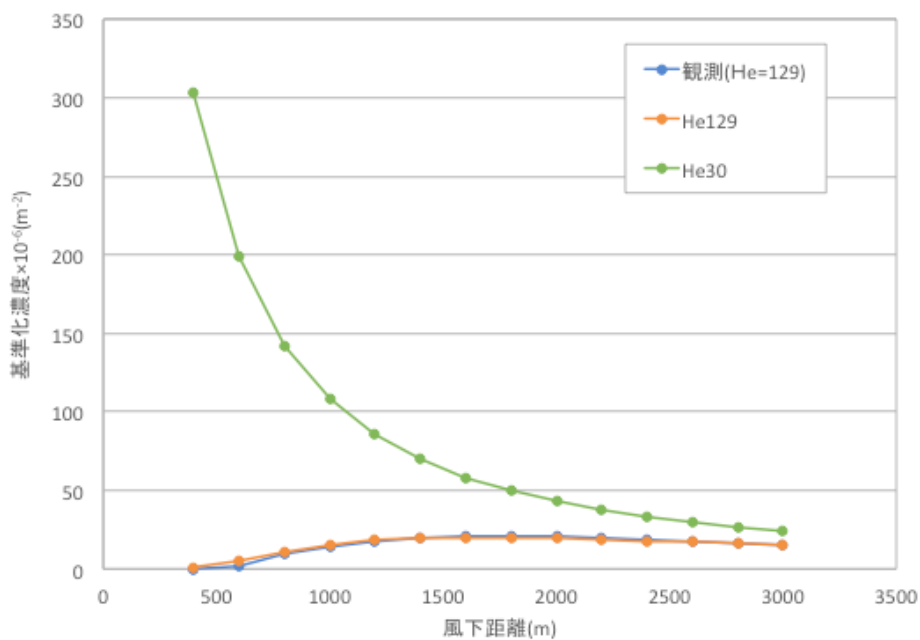


図 4.1.15 放出高さ別煙軸濃度分布

表 4.1.2 観測点別放出量推定結果

放出源高さ	放出場所特定の困難性	He129	He30
	対策前(風下1000m)		0.89
対策後(風下2000m)		1.07	0.49

4.2 野外拡散実験データを用いた検証計算

ベルギーの MOL 試験炉で、2001 年に実施された Ar41 野外拡散実験データを用いて、放出量推定手法の検証計算を行った。本章ではその内容について述べる。

4.2.1 ベルギーMOL 試験炉野外拡散実験の概要

野外拡散実験概要を次に記載する [文 04.14](#)。

- ・実施機関：ベルギー原子力研究所 (SCK)、デンマーク工科大学 RISØ 研究所 (DTU)
- ・実施場所：ベルギーMOL 試験炉
- ・実施期間：2001 年 10 月 4～5
- ・放出条件：高度 60m の排気筒から、 1.5×10^{11} (Bq/hr) の Ar41 を約 1 時間ずつ 4 回、一定放出 (図 4.2.1 参照)
- ・気象条件：各放出時間中は、風向、風速ともに、ほぼ一定
- ・地形条件：周辺は、平坦地であるが、建物および樹木 (約 10m 高さ) あり (図 4.2.2 参照)
- ・測定方法：気象データ (風向、風速) を気象鉄塔 (高度：8, 24, 48, 69, 78, 114m) で測定、空間線量率を排気筒風下 500m 付近で 4 点測定 (図 4.2.3 参照) および可視化白煙の空間濃度分布をレーザレーダで測定 (図 4.2.4、図 4.2.5 参照)

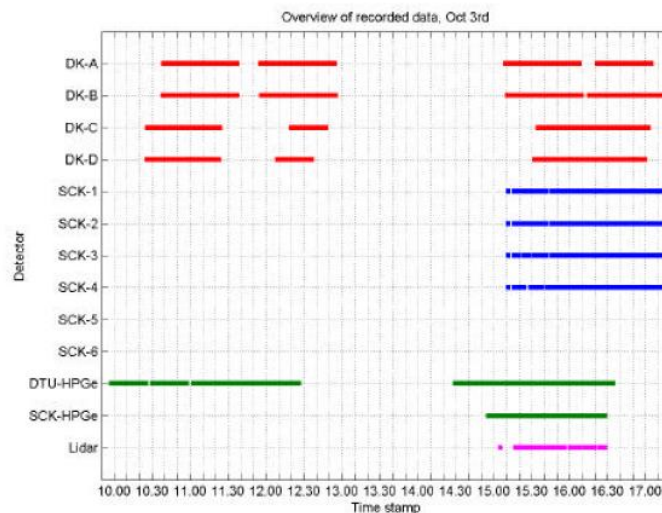


図 4.2.1 Ar41 放出条件 [文 04.14](#)

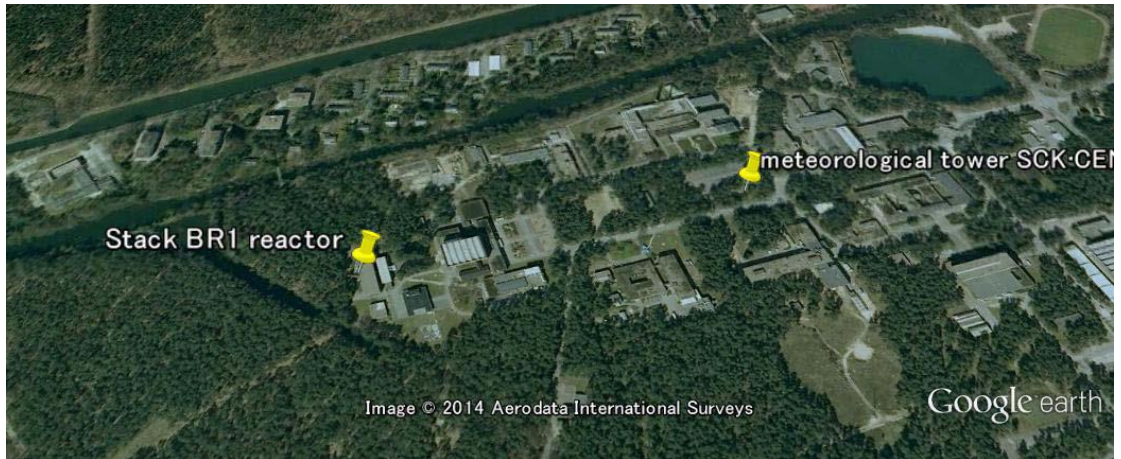


図 4.2.2 ベルギーMOL 試験炉の野外拡散実験状況^{文04.14)}



図 4.2.3 気象観測鉄塔^{文04.14)}

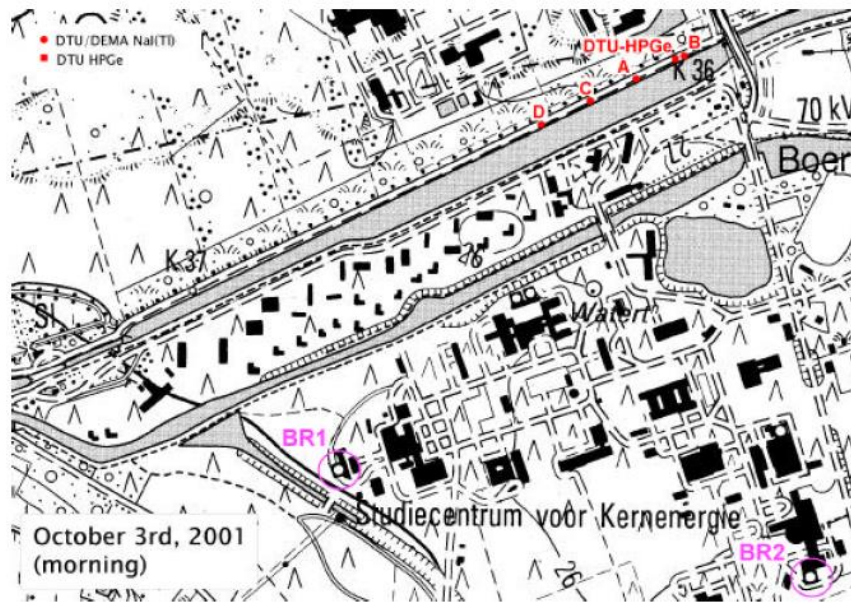


図 4.2.4 空間線量率測定点 (B, A, C, D) : 2001 年 3 月午前中の実験^{文 04.14)}

Crosswind Ar-41 + smoke plume Lidar scans:

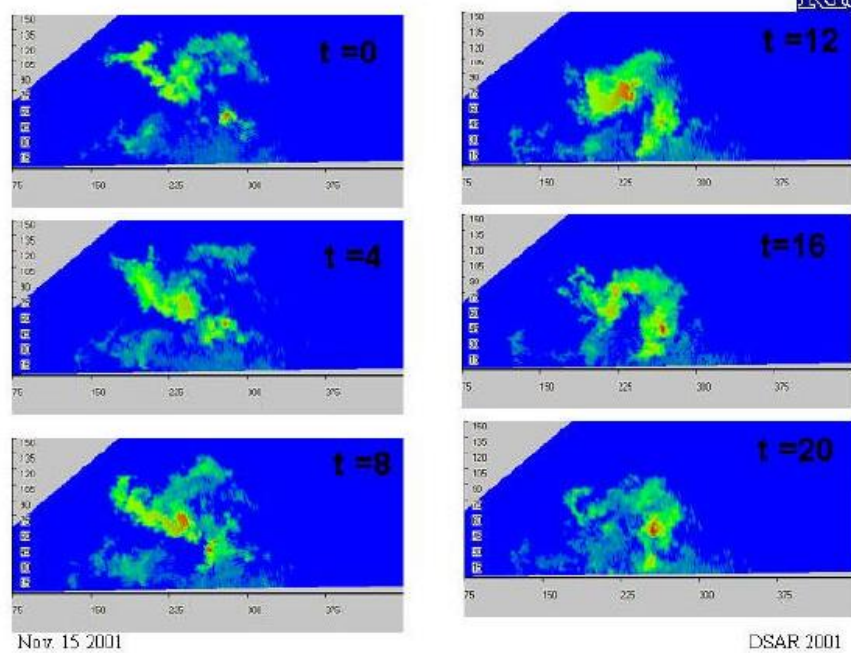


図 4.2.5 レーザーレーダによる空間断面濃度分布測定例^{文 04.14)}

4.2.2 放出量推定検証計算結果

ベルギーMOL試験炉の野外拡散実験領域を図4.2.6に示す。

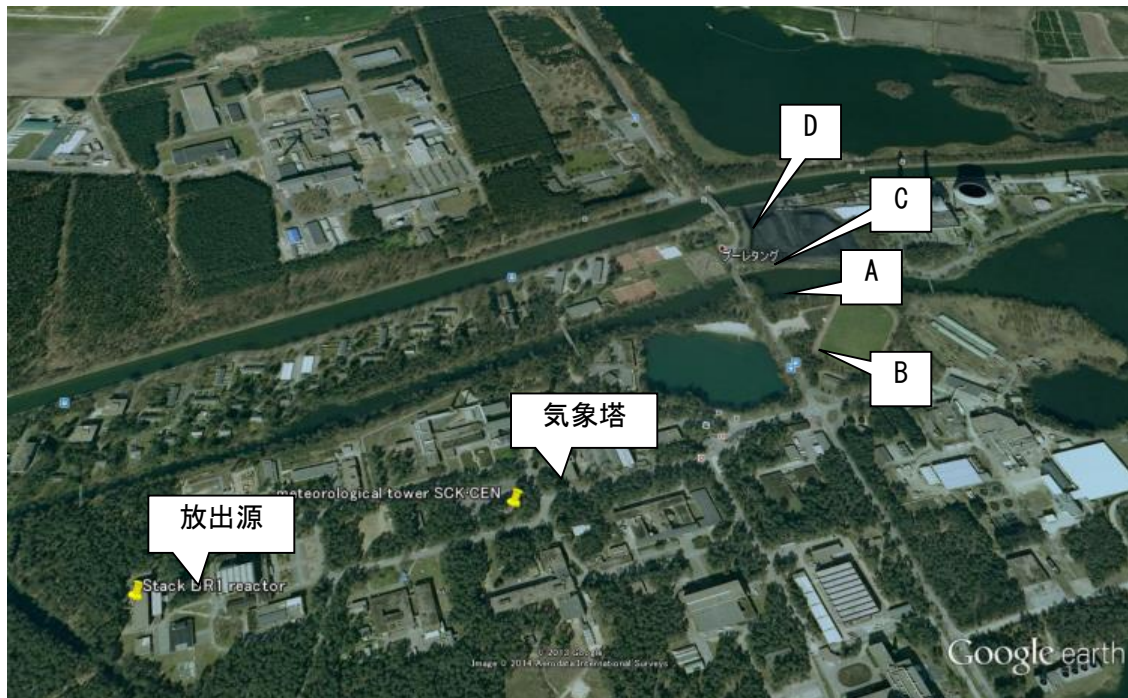


図4.2.6 野外拡散実験領域の状況

図4.2.7に線量率観測データ (Fluence rate: $\mu\text{m}^2/\text{s}$) と放出量推定後の線量率再計算結果 (Radiation dose: $\mu\text{Sv}/\text{hr}$) の比較を示す。観測値と計算結果は、単位系が異なるので、最大値が等価であると仮定して、放出量を推定した。図4.2.6の左側は、今回の気象/拡散計算による線量率の出力を伝達係数として放出量を推定し、推定した放出量を使って観測地点における線量率を再計算した結果を観測データと比較したものである。16:00, 17:00の両時刻とも、計算値と観測値の分布傾向は、グラフ上部に示す模式図のように分布形状に違いがある。つまり、計算と観測では煙軸がずれていることがわかる。これは、気象/拡散計算による風向が実際とずれていることに起因すると考えられる (16:00で 9° 、17:00で 12° のずれ)。そこで、同図右に示すように、計算と観測の間の風向のずれの角度の分だけ計算データを移動させると、計算と観測の煙軸が近づき、放出量の推定精度が大幅に向上することが分かった。

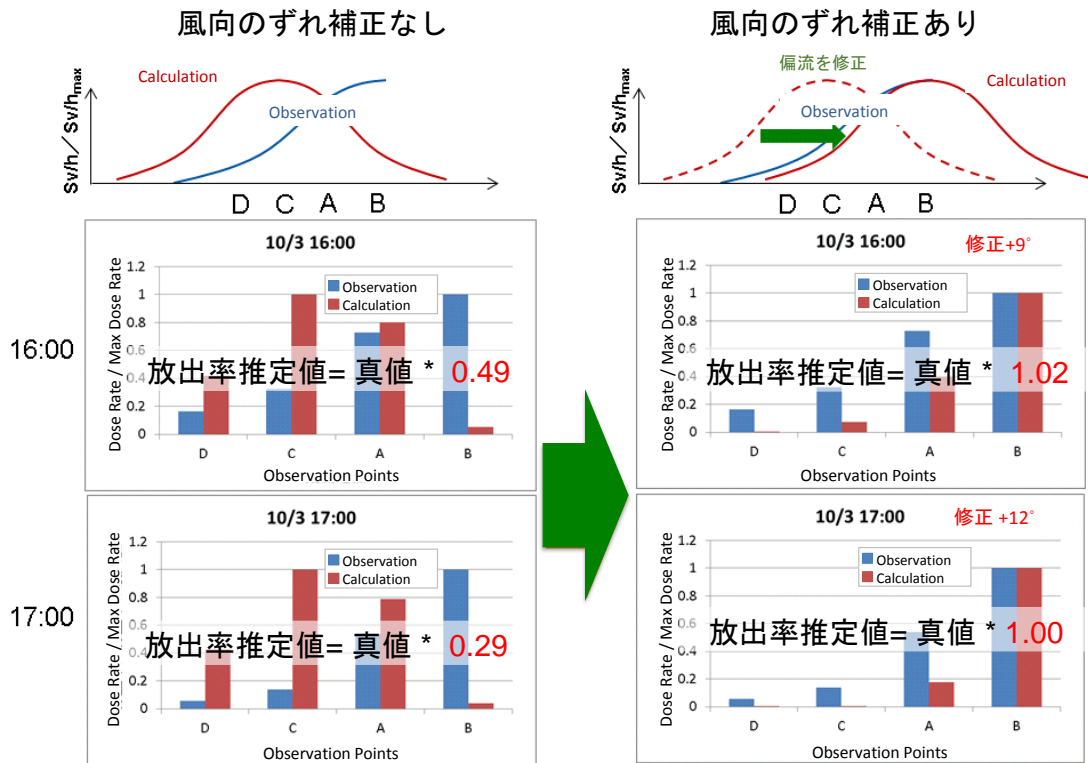


図 4.2.7 線量率観測データと放出量推定後の線量率再計算結果の比較

図 4.2.8 に 基準化された放出率の比較を示す。風向のずれを考慮しない場合（今回の気象／拡散計算の精度のままであれば）、1 時間後（17:00）の誤差は-45%であり、さらに、風向のずれを考慮すればその誤差は+25%となり、予測精度が向上することを確認できた。気象／拡散計算の精度を向上する方法としては、気象観測データと計算結果を強制的に整合させる 4 次元同化技術が有効である。

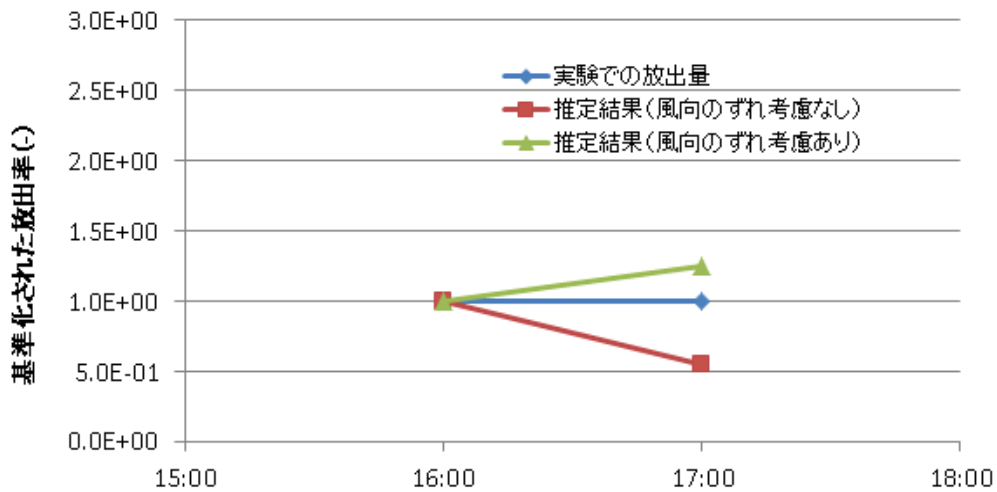


図 4.2.8 基準化された放出率の比較

4.3 東京電力福島原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算結果

福島第一原発事故では、表 4.3.1 に示すように、原子力機構（JAEA, 日本^{文04.06}）、ローレンスリバモア国立研究所（LLNL、米国）^{文04.18}、^{Charnock, 2010} および包括的核実験禁止条約機構（CTBTO、ノルウェー他）^{文04.19} 他が、それぞれ、異なる大気拡散計算手法で放出量推定計算を行い、公開論文として発表している。

放出量推定結果が報告されている。これらの推定結果は、異なる拡散モデルと観測データを用いて実施されたものではあるが、総放出量がオーダーとしては、ほぼ、近い値となっている。

表 4.3.1 福島第一原発事故の放出量推定結果

組織名	国名	総放出量 (I-131) Bq	総放出量 (Cs-137) Bq
原子力機 (Chino)	日本	1.2×10^{17} (3/11-4/10)	0.9×10^{16} (3/11-4/10)
LLNL (Sugiyama)	米国	7.4×10^{16} (3/11-3/16)	3.7×10^{15} (3/11-3/16)
CTBTO (Stohl)	ルウェー他	-	3.7×10^{16} (3/11-4/5)
IRSN	フランス	0.9×10^{17} (3/11-3/22)	1.0×10^{16} (3/11-3/22)

本研究では、放出量推定手法の妥当性を確認するために、原子力機構が放出量推定計算に使用した観測データ（表 4.3.2）の中で、信頼性の高い3月15日に東海村で観測されたヨウ素濃度を用いて、放出量推定計算を行った。

表 4.3.2 原子力機構が放出量推定計算に使用した観測データ

No.	Duration(JST)	¹³¹ I(Bq/m ³)	世界測地系	
			lat	lon
1	3/12 08:39-3/12 08:49	37	37.480423	141.000645
2	3/12 08:37-3/12 08:47	12	37.424684	141.011632
3	3/12 08:26-3/12 08:36	4.3	37.361959	141.003687
4	3/12 12:00-3/12 12:10	165	37.48886	140.969512
5	3/12 13:20-3/12 13:35	63	37.522116	140.980388
6	3/13 15:08-3/13 15:18	84	37.611869	140.956564
7	3/13 16:22-3/13 16:32	100	37.705213	140.861034
8	3/13 15:34-3/13 15:53	0.74	37.212145	140.999085
9	3/13 16:10-3/13 16:30	0.46	37.142543	140.996982
10	3/13 08:00-3/13 08:10	5.8	37.407699	140.97815
11	3/13 10:00-3/13 10:10	1.5	37.407699	140.97815
12	3/13 16:00-3/13 16:10	1.7	37.407699	140.97815
13	3/13 18:00-3/13 18:10	60	37.407699	140.97815
14	3/15 04:25-3/15 04:45	1260	36.461688	140.599422

本研究では、狭域観測データ（発電所周辺の空間線量率）と正規拡散式を用いて、短時間で放出量を推定する手法を開発した。この方法で、推定計算した福島事故の放出量推定結果を図 4.3.1 に示す。放出量推定計算結果は、原子力機構が広域観測データと気象モデル（W-SPEEDI）を用いて推定した結果とほぼ、等価な数値（3月15日の最大値： 10^{15} Bq/hr）となった。3月15日以外の放出量推定値は、原子力機構の結果と1桁以上の差異があるが、この原因は、原子力機構が発電所周辺よりも遠距離（50～200km）の観測値で推定を行ったためと考えられる。また、3月14日については、発電所周辺の観測データが不足しているため、正規拡散式による放出量推定は行っていない。

福島事故では、常設の固定観測データが利用できなかったため、東京電力のモニタリングカーを風向に応じて配置して、観測したデータが図 4.3.2 のように公開されており、この観測データを用いて、今回の放出量推定計算を行った。この計算条件は、次のとおりである。

- ・濃度計算：正規拡散式（1時間平均濃度）
- ・放射線量計算：正規拡散により得られた濃度の空間積分(GAMPUL code)
- ・放射線量観測値：東京電力が取得した観測値からクラウドシャインのみを取り出した線量率
- ・推定実施時刻：2011年3月15日午前

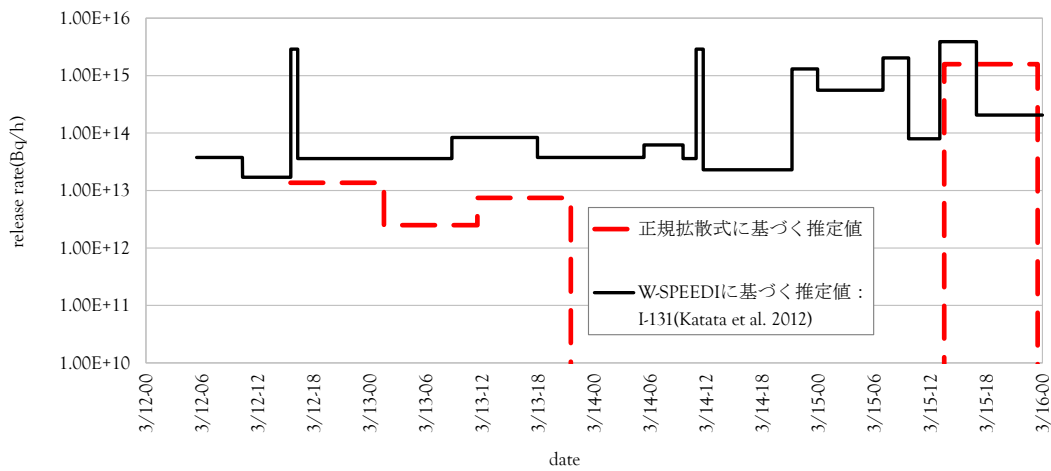


図 4.3.1 W-SPEEDI および本研究の放出量推定結果

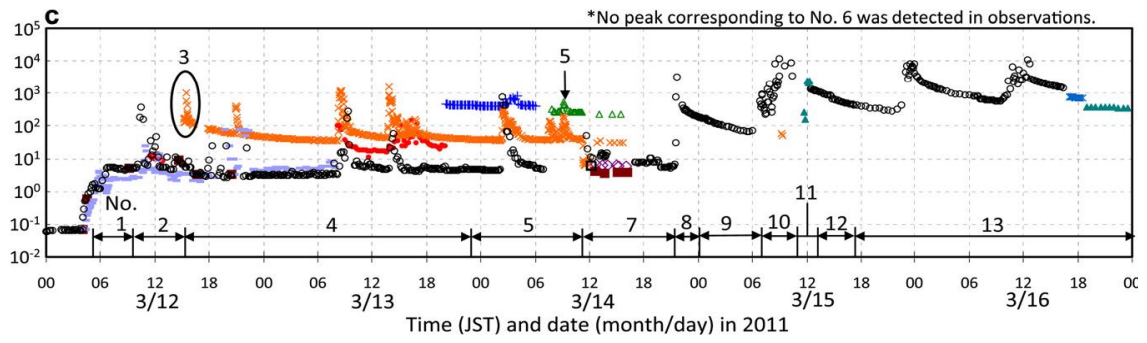


図 4.3.2 福島第一原子力発電所で観測された空間線量率

4.4 まとめ

本章では言及した「原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)」の検証について記述した。まずは、拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算を行った結果について述べた。特に風向変化・地形偏流による不確定性に評価を行った。次に2011年ベルギーのMOL試験炉で行われた野外拡散実験データを用いた検証計算結果について考察した。最後に、東京電力福島原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行い、日本原子力研究開発機構の放出量推定計算結果と比較した結果について述べた。

本研究結果から、次のことが分かった。

- 1) この手法の不確定性を検証する計算を行い、風向変動に起因する放出量推定精度低下を改善する対策として、1時間平均観測データを用いることにより、精度改善が図れることを確認した。
- 2) ベルギーMOL試験炉で実施されたAr41野外拡散実験データを用いて、放出量推定計算を行った結果、現地の空間放射線観測データ(Fluence rate)をファクター2(±50%)程度の精度で予測可能であることを確認した。
- 3) 福島第一原発事故で観測された空気中濃度データを用いて、正規拡散式で放出量推定計算を行った結果は、原子力機構ほか推定している数値と、ほぼ等価な値となった。

【第4章の参考文献】

- 文 04.01) 石田ほか、定常流れ場における非定常濃度応答計算法(第1報)非定常濃度応答計算法と再循環のある室内気流場の濃度計算例, 空気調和・衛生工学会論文集(114) pp19~28, 2006-09
- 文 04.02) 樋山恭助, 石田義洋, 加藤信介, “定常流れ場における非定常濃度応答計算法-マクロミクロ複合モデルによる複数室空間相互の汚染質輸送解析-,” 空気調和衛生工学会論文集, No. 131 pp. 11-19 (2008).
- 文 04.03) 石田義洋, 樋山恭助, 加藤信介, “定常流れ場における非定常濃度応答計算法-センシング情報を用いた応答係数法に基づく環境影響物質の発生源同定法-,” 空気調和衛生工学会論文集, No. 158 pp. 1-14 (2010).
- 文 04.04) 原子力安全委員会, “発電用原子炉の安全解析に関する気象指針, ” (1982).
- 文 04.05) 早川ほか、原子力緊急時対応システム MEASURES (その2) MEASURES の改良(線量同化)、日本原子力学会 2011 年秋季大会予稿集
- 文 04.06) Genki Katata, Masakazu Ota, Hiroaki Terada, Masamichi Chino, Haruyasu Nagai, “Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident -Part.1 Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident-,” Journal of Environmental Radioactivity 109 pp.103-113 (2012).
- 文 04.07) Masamichi Chino, Hiromasa Nakayama, Haruyasu Nagai, Hiroaki Terada, Genki Katata, Hiromi Yamazawa, “Preliminary estimation of release Amounts of 131I and 137Cs accidentally discharged from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant into the atmosphere,” Journal of Nuclear Science and Technology Vol.48 No.7 pp.1129-1134 (2011).
- 文 04.08) 東京大学、平成 24 年度文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブ「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」成果報告書、平成 25 年 3 月(国立国会図書館寄贈)
- 文 04.09) 原子力学会、発電用原子炉施設の安全解析における放出源の有効高さを求めるための風洞実験実施基準:2009 (AESJ-SC-P003:2009) , 2009
- 文 04.10) 原子力安全委員会、発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針、昭和 57 年(平成 13 年改訂)
- 文 04.11) 林ほか、風洞及び野外拡散実験から求めた放出源有効高さ、JAERI-Tech 2001-034、日本原子力研究所,2001
- 文 04.12) 三菱重工業株式会社、東海第二発電所大気拡散風洞実験報告書、平成 25 年 10 月(国立国会図書館寄贈)
- 文 04.13) 柿島ほか、発電用原子炉施設の安全解析のための風洞実験手法の研究、電力中央研究所総合報告:219、1985
- 文 04.14) M. Drews et al., Measurements of plume geometry and argon-41 radiation field at the BR1 reactor in Mol, Belgium, Nordic Nuclear Safety Research(NKS), NKS-55(ISBN

87-7893-109-6), 2002

- 文 04.15) 気象庁, “気象観測の手引き”, (1998)
- 文 04.16) P. Astrup et al., Data assimilation in the early phase: Kalman filtering RIMPUFF, RISO-R-1466 (EN), 200
- 文 04.17) A. Stohl et al., Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2, Atmos. Chem. Phys., 5, 2461-2474, 2005
- 文 04.18) G. Sugiyama, J. Nasstrom, R. Baskett, S. Larsen, B. Pobanz, and B. Eme, “National atmospheric release advisory center: Interagency modeling and atmospheric assessment center overview,” LLNL-BR-437312, (2010)
- 文 04.19) A. Stohl et al., The total release of xenon-133 from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, 112,
- 文 04.20) S. Hanna, J. Chang, “Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation,” Meteorol. Atmos. Phys., 116:pp.133-146, doi 10.1007/s00703-011-0177-1 (2012)
- 文 04.21) COST Action 732 Quality assurance and improvement of micro-scale meteorological models, “COST 732 Model evaluation case studies: Approach and results,” COST, (2010)
- 文 04.22) 三菱重工業株式会社技術本部長崎研究所, “敦賀発電所 3, 4 号機風洞実験報告書,” (2009)

原発事故後の中・長期状況に対応する評価 ：長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)

第 05 章 まえがき



前章（4章）では「原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)」の検証として、拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算並びに野外拡散実験データを用いた検証計算を行い、その不確定性を定量的に評価した。また東京電力福島第一原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行い、日本原子力研究開発機構の放出量推定計算結果と比較した結果、ほぼ等価なオーダーであることを確認した。

本章（5章）では、「原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)」の検証について記述する。原発事故後の長期被ばくの線量評価という課題に対して、ヨーロッパで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)について述べる。また、この長期被ばく評価コードを東京電力福島第一原子力発電所事故へ適用するため、東京電力福島第一原子力発電所事故後の観測データの解析を行い、チェルノブイリ事故後、欧州で観測された沈着速度及び再飛散係数の比較検討した結果について述べる。最後に、東京電力福島第一原子力発電所事故後の長期被ばく検証計算を行い ERMIN コードが東京電力福島第一原子力発電所事故への適用可能であることを確認した結果について述べる。

5.1 節では長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の概要、5.2 節では長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の東京電力福島第一原子力発電所事故への適用、5.3 節では東京電力福島第一原子力発電所事故後の長期被ばく検証計算、5.4 節では結びとして本章の内容をまとめる。



第5章 原発事故後の中・長期状況に対応する評価：長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)

有害危険物質を扱う施設で爆発事故等が生じると危険物質は風により輸送・拡散され地面に沈着し表土を汚染する。危険物質が容易に分解等無害化しない場合、それらは長期にわたって風により再飛散し、人体に影響を与える可能性が高い。このため再飛散現象を考慮した長期にわたる健康被害評価の重要性が指摘される。

福島第一原子力発電所事故では、発電所より放出された放射性物質が風により広域に拡散され、雨などによる降雨沈着によって放射性物質が地面に付着し表土が汚染された。風が吹くと土壌に沈着された放射性物質は再飛散され呼吸を通じて体内に摂取され人体に悪影響を与える可能性がある(図 5.1.1)。EU ではチェルノブイリ事故の経験から文 05.11) 原子力事故後の長期的な対策として住居地域モデル ERMIN (European Model for Inhabited areas) 文 05.01), 文 05.08), 文 05.12) を開発した。しかし、ERMIN モデル自体が名前のおりに EU の住居地域への適用を目的に開発されたため、気候および地形が異なる日本では沈着速度、再飛散速度が違う可能性があるため、東京電力福島第一原子力発電所事故後の長期被ばく線量の評価を行うためには、その適応可能性を検証する必要がある。

そのため、第5章ではチェルノブイリ事故後、EU で開発された長期被ばく評価コード(ERMIN) を用いて東京電力福島第一原子力発電所事故後に適用が可能であるかについて福島の放射線観測データの解析作業を通じて ERMIN モデルで提案されている沈着速度及び再飛散係数の検証作業を行った。さらに、福島地域の長期被ばく線量評価を行ったのでこれらについて述べる。

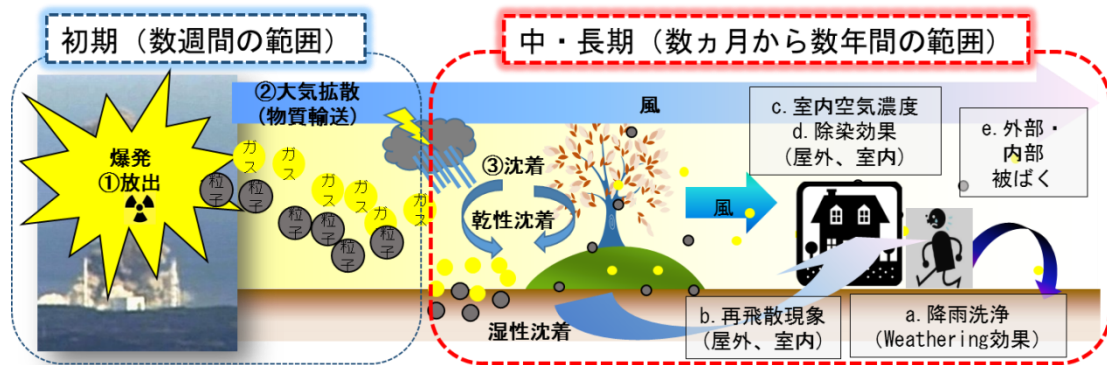


図 5.1.1 長期被ばく評価に必要な各種現象の説明

5.1 長期被ばく線量評価コード (ERMIN) の概要

ERMIN コードは、図 5.1.2 に示すように、入力データとしては対象地域の土地利用情報(地表面の状況や建物の状況などの環境設定)・原子力事故後の放射性物質の沈着状況(初期の沈着量)・除染に対する方法の入力が必要である。これらの情報を入力すると ERMIN コードでは①環境表面への初期沈着量の計算、②放射性物質の汚染濃度の計算、③濃度計算値(Bq/m²)から線量率(Sv)への換算計算、④除染対策の計算(除染効果・除染コスト・除染による廃棄物量)の順に計算が行われ、出力データとして外部・内部の被ばくを含めた長期被ばく線量、除染対策の効果(除染コスト・除染による廃棄物量)が得られる。文 05.01, 文 05.08

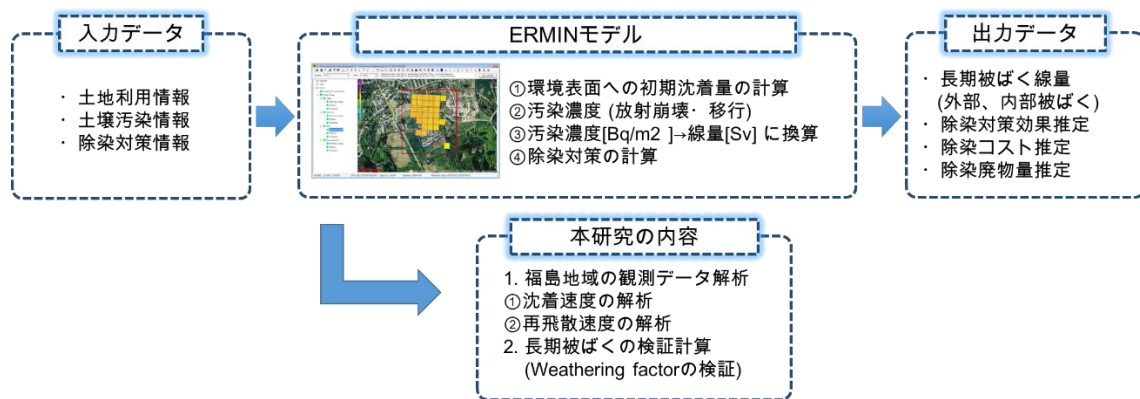


図 5.1.2 ERMIN モデルの概要と本研究の内容

次には ERMIN の主な計算について詳しく述べる。

①地面沈着現象を考慮した外部被ばく計算^{文 05.08}

長期被ばく線量のうち、外部被ばく線量は、図 5.1.3 の流れで計算される。

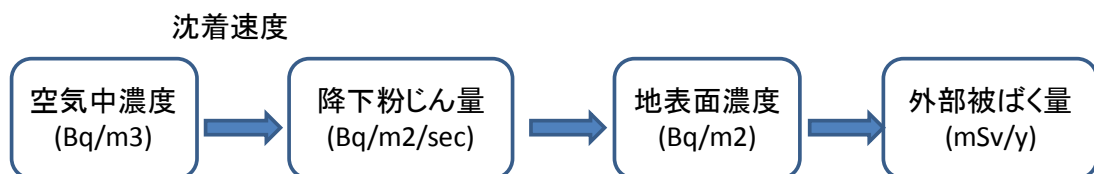


図 5.1.3 外部被ばく線量の評価方法の流れ

この外部被ばく線量評価に必要な沈着速度(V_d)を、福島地域の観測データ(空間濃度: Bq/m³、降下粉じん量: Bq/m²/hr)から、次の定義式を用いて解析した。

$$V_d(t:m/sec) = \text{降下粉じん量}(Bq/m^2/h) / \text{空気中濃度}(Bq/m^3) \dots\dots\text{式}(5.1.1)$$

この沈着速度については、過去の野外実験データなどから、0.01~1.0cm/sec のオーダが報告

されている(文 05.02), (文 05.03) (文 05.08)。また、この数値は、地表面粗度、風速、沈着物質などによって変化し、通常、重力沈降速度よりも大きな値となる。

②Weathering 現象を考慮した長期線量計算(文 05.08)

地面に沈着した放射性物質が、放射性減衰効果とは別に、降雨、再飛散などによって減少する現象を Weathering と言う。EU ではこの降雨洗浄効果については、チェルノブイリ事故後、欧州で観測されたデータを用いて開発された次の経験式があり(式(5.1.2)、式(5.1.3)、式(5.1.4))これが、ERMIN モデルに利用されている。

$$C_{PR_p}(t) = C_{PR_p}(0) \left[a_{1,PR} e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{\tau_{1,PR}}\right)} + a_{2,PR} e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{\tau_{2,PR}}\right)} \right] e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{T_{1/2_p}}\right)} \dots\dots\text{式(5.1.2)}$$

$$C_{PP_p}(t) = C_{PP_p}(0) \left[a_{1,PP} e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{\tau_{1,PP}}\right)} + a_{2,PP} e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{\tau_{2,PP}}\right)} \right] e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{T_{1/2_p}}\right)} \dots\dots\text{式(5.1.3)}$$

$$C_{PO_p}(t) = C_{PO_p}(0) \left[a_{1,PO} e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{\tau_{1,PO}}\right)} + a_{2,PO} e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{\tau_{2,PO}}\right)} \right] e^{\left(-\frac{\ln(2)_t}{T_{1/2_p}}\right)} \dots\dots\text{式(5.1.4)}$$

C(t) 時間 t のときの放射能の強さ(Bq)

a₁, a₂ 表面にそれぞれついている状況, a₁+a₂=1.

τ₁, τ₂ a₁ と a₂ (s)に対する Weathering 現象を考慮した半減期

T_{1/2} 半減期(s)

PR 舗装道路での放射能

PP 舗装面での放射能

PO 他舗装面での放射能

p 親核種

ERMIN では、放射性物質の移行過程を考慮して、多様な条件化で、Weathering 効果を定式化しているが、主要な条件は次のとおりである。

- a) 建物：形状、屋根、外壁、屋内壁面などの材質によって定式化
- b) 道路：舗装方法によって定式化
- c) 植生：樹木、草木などの種類によって定式化
- d) 土壌：種類、深度分布などによって定式化

この Weathering 評価式の妥当性については、節 5.3 東京電力福島第一原子力発電事故後の長期被ばく検証計算で ERMIN モデルの長期被ばく線量時間変化を計算した結果と放射線観測結果の比較により、検証する。

③再飛散現象(Re-suspension amount)を考慮した内部被ばく計算^{文05.08)}

長期被ばく評価の中で、内部被ばく線量は、図 5.1.4 に示すような方法で計算される。この計算では、地面から空気中へ再飛散する放射性物質の量を計算するために、再飛散係数を定量化する必要がある。この再飛散係数($k(t)$:/m)は、次の式(5.1.5)で定義される。

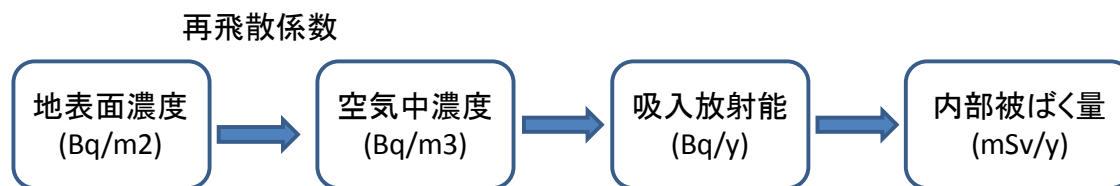


図 5.1.4 内部被ばく線量の評価方法の流れ

$$K(t:\text{m}^{-1}) = \text{大気中濃度}(\text{unit}/\text{m}^{-3}) / \text{地表面濃度}(\text{unit}/\text{m}^{-2}) \cdots \cdots \text{式}(5.1.5)$$

この再飛散係数についても、チェルノブイリ事故後、欧州で観測されたデータを用いて開発された次の経験式(5.1.6)があり、これが、ERMIN モデルに利用されている。

$$K(t) = a_{\text{RLO}} e^{(-b_{\text{RLO}}t)} \cdots \cdots \text{式}(5.1.6)$$

a_{RLO} (経験常数) = $3.1 \times 10^{-8} \text{m}^{-1}$ 、 $b_{\text{RLO}} = 0.51 \text{y}^{-1}$ である。

ただし、事故後 1 週間以内の短期的な観測データについては、次の経験式が提案されている。

$$K(t) = \frac{a_{\text{RSO}}}{t} \cdots \cdots \text{式}(5.1.7)$$

a_{RLO} (経験常数) = $1.2 \times 10^{-6} \text{m}^{-1}$ である。

(5.1.6)式と(5.1.7)式は、40 日後で一致するので、ERMIN コードでは、この日を境目として、両式を使い分けることになっている。

(5.1.6)式と(5.1.7)式の経験常数については、それぞれの不確かさ(Uncertainty)の標準偏差

(Standard deviation) が、表 5.1.1 で示されている。

表 5.1.1 (5.1.6)式と(5.1.7)式の経験常数^{文05.08)}

式	値	単位	標準偏差	文献
経験常数 a_{RLO} 式(5.4.2)	$3.1 \cdot 10^{-8}$	m^{-1}	$2 \cdot 10^{-8}$	Garland et al (1994)
経験常数 b_{RLO} 式(5.4.2)	0.51	$year^{-1}$	0.2	Garland et al (1994)
経験常数 a_{RSO} 式(5.4.3)	$1.2 \cdot 10^{-6}$	m^{-1}	$7 \cdot 10^{-7}$	Garland (1979, 1982)

さらに、ERMIN では屋内の換気係数、再飛散係数、沈着速度なども、次式(5.1.8)と表 5.1-2 で定義されており、屋内の長期被ばく評価も可能である。

$$C_i V(\lambda_d + \lambda_v) = \lambda_v f V C_0 + C_{ip} A R \dots\dots \text{式(5.1.8)}$$

ここで、 C_0 は、屋外の大気濃度であり、そのほかのパラメータは次に示す。

- C_i 室内空気中の粒子濃度 ($Bq \cdot m^{-3}$)
- λ_d 室内での沈着速度 (s^{-1})
- V 室内の体積 (m^3)
- λ_v 空気の換気率 (s^{-1})
- F フィルタ係数(無次元; 屋外から室内へ入り込んだ粒子)
- A 再飛散が生じる面の面積 (m^2)
- C_{ip} 汚染面積 ($Bq \cdot m^{-2}$)
- R 再飛散率 (s^{-1})

表 5.1.2 屋内の換気係数、再飛散係数、沈着速度^{文 05.08)}

内容	値	単位	標準偏差	文献
表面積と部屋面積の関係、 A/V^a	0.33	m^{-1}	0.08	
室内の再飛散率、R	$5 \cdot 10^{-4}$	h^{-1}	$2 \cdot 10^{-4}$	Thatcher et al (1995)
空気の換気率(per unit time) λ_v	0.4	h^{-1}	0.2	Andersen et al (1997) Hiemstra et al (1997) Janssen et al (1998) Stoop et al (1998) Malanca (1993)
フィルタ係数、f (0.5 - 5 μm)	1	-		Roed (1990a)
室内での沈着速度(per unit time)、 λ_d (エアロゾル AMAD < 2 μm)	0.4	h^{-1}	0.2	Lange (1995) Roed (1990a)
室内での沈着速度(per unit time)、 λ_d (エアロゾル AMAD 2 - 5 μm)	2.5	h^{-1}	1	Lange (1995) Roed (1990a)
室内での沈着速度(per unit time)、 λ_d (I_2)	5	h^{-1}	2	Cline et al (1965) Roed et al (1987) Kocher (1980)
室内での沈着速度(大きな粒子の場合)	40	h^{-1}		Lange, 1995; McMahon et al, 1979

④除染対策の放射線量低減効果・コスト・廃棄物量推定計算^{文 05.08)}

チェルノブイリ事故後、EU では、様々な除染対策が実施され、その線量低減効果が定量化されている。この結果が ERMIN には利用され、図 5.1.5 のような除染効果を計算し、表示する機能がある。

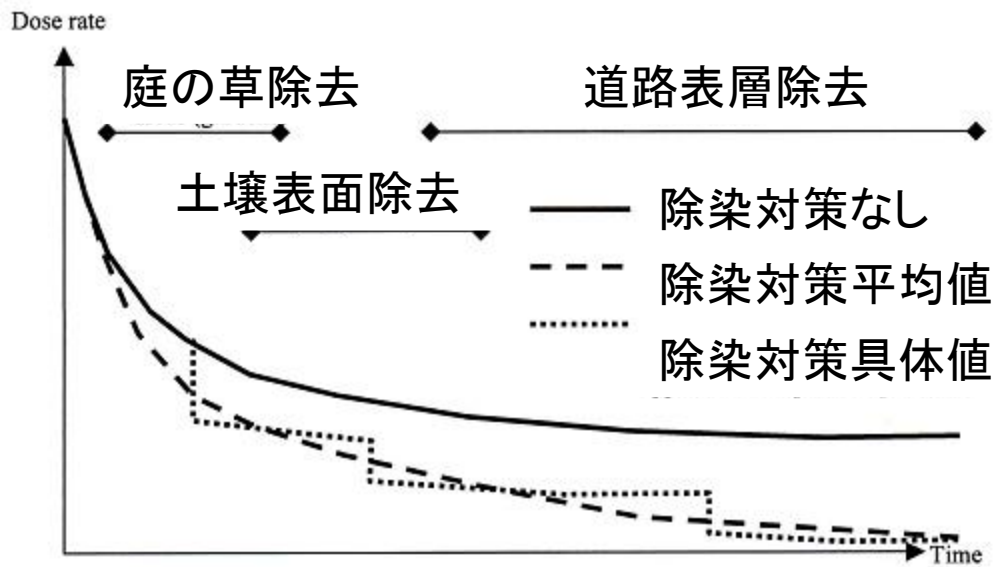


図 5.1.5 ERMIN の除染効果計算例^{文 05.08)}

EU では、除染対策に必要な作業員数、作業時間、コスト、廃棄物量なども、チェルノブイリ事故後、データ解析し、その結果を ERMIN に取り入れ、計算可能となっている。

また、これらの除染対策作業に伴って、作業員が受ける被ばく線量も計算可能である。

以上の計算に必要なデータベースの一例を、表 5.1-3 に示す。

表 5.1.3 除染対策に必要な作業員数、作業時間、コスト、廃棄物量などの
計算に必要なデータベースの一例^{文05.08)}

CM in compendium	CM split in ERMIN	Waste	Waste rate kg m ⁻²	DF	Cross contamination	Tasks	Team size	Work-rate m ² /team.hr	Equipment cost € m ⁻²	Material cost € m ⁻²	Labour cost € m ⁻²
Firehosing walls and roofs (ID:13)	Firehosing walls	water and dust	50 mass of dust negligible	DF same for all radionuclides. DF 1.3 to 1 week then falling linearly to 1 at 1 month	1.0 assuming no water captured	Fire hosing walls	5	8 10 ²	2 10 ²	0	2 10 ²
	Firehosing roofs	dust	2 10 ² assumed water is filtered	DF same for all radionuclides. constant 4 (as in Table C1)	0.05	Fire hosing roofs	1	1 10 ²	2 10 ²	0	4 10 ²
Roof brushing (ID:14)	Roof brushing	dust	55	DF same for all radionuclides. Constant 4 for 28 days (4 weeks) falling to 1 by 80 days (3 months)*	0.0 all water collected and filtered	Brushing roofs	2	8	6	0	9
Sandblasting walls (ID:15)	Sandblasting walls	water and dust	20 mass of dust negligible	DF same for all radionuclides. Constant 4 for 28 days (4 weeks) falling to 1 by 80 days (3 months)*	1.0 not possible to collect	Sandblasting walls	3	15	1 10 ²	0	7
High pressure hosing (ID:16)	High pressure hosing buildings (walls, roofs)	water and dust	6	DF same for most radionuclides DF 3, DF for plutonium 5 DF will be constant for 28 days and fall to 1 after 90 days after deposition*	1.0 as firehosing	High pressure hosing buildings	2	30	5 10 ²	0	2
Roof cleaning with pressurised hot water (ID:17)	Roof cleaning with pressurised hot water	dust	2 10 ² water filtered and considered clean	DF same for all radionuclides constant 5	0.0 collect in down pipes and filtered	Roof cleaning with pressurised hot water	2	3	2	0	2 10 ²
Treatment of walls with ammonium nitrate (ID:19)	Treatment of walls with ammonium nitrate	water and chemical waste	0.1	DF only applies to caesium DF of 1.7 falling to 1.2 after 730 days and 1 after 1825 (5 years) *	1.0	Treatment of walls with ammonium nitrate	1	12	1 10 ²	0.0 ignoring ammonium nitrate	3
Mechanical abrasion of wooden walls (ID:20)	Mechanical abrasion of wooden walls	Paint and dust	5 10 ²	DF same for all radionuclides, constant 2 for 180 days (6 months) falling to 1 after 730 days (2 years)	1.0	Mechanical abrasion of wooden walls	1	2	7 10 ²	1	2 10 ²
Vacuum cleaning (ID:22)	Vacuum cleaning interior surfaces	dust	1.5 10 ²	Assuming a constant DF of 7 for 21 days (3 weeks) reduced to 1 by 42 days (6 weeks)	0.0	Vacuum cleaning interior surfaces taking default as vacuuming carpets	1	1 2 10 ²	4 10 ²	0.0	6 10 ²
Washing (ID:23)	Washing interior surfaces	dust and water	50 dust assumed negligible	Assuming a constant DF of 2 for 21 days (3 weeks) reduced to 1 by 42 days (6 weeks)	0.0	Washing interior surfaces Taking as default washing floors, walls and ceilings	1	15	7 10 ²	0.0	3
Firehosing paved (ID:29)	Firehosing paved (roads, pavement, other paved)	water and dust	2 10 ²	DF same for all radionuclides DF assumed constant 3 (as Table C1) for 7 days and falling to 1 after 28 days from deposition. *	1.0	Firehosing paved-large scale (roads) using data for large areas	3	1 10 ²	1 10 ²	0.0	1 10 ²
Vacuum sweeping paved (ID:30)	Vacuum sweeping paved (roads, pavement, other paved)	dust	20 dust assumed negligible	DF same for all radionuclides DF assumed constant 3 (as Table C1) for 7 days falling to 1 after 28 days. *	0 assuming dry conditions	Vacuum sweeping-large scale (roads)	1	2 10 ²	2 10 ²	0	1 10 ²
High pressure hosing paved (ID:31)	High pressure hosing paved (road, pavement, other paved)	water and dust	1	DF same for all radionuclides DF assumed constant 4 for 7 days and falling to 1 to 28 days after deposition *	1.0 no collection	Vacuum sweeping-small scale (pavements, other paved)	1	3 10 ²	1 10 ²	0	8 10 ²
Peelable coatings (ID:49)	Peelable coating (walls, roofs, roads, pavements, other paved)	rubber like material	1	Constant DF of 3 for 21 days (3 weeks) falling off to 1 after 42 (6 weeks) days. This is a "within a few weeks" technique	0	Peelable coating walls	2	20	0	1	3
							2	10	0	1	7
						Peelable coating paved (roads, pavements, other paved)	2	50	0	1	1

5.2 長期被ばく線量評価コードの東京電力福島原子力発電所事故への適用

節 5.1 で述べた長期被ばく線量評価コード ERMIN を用いて、福島地域の長期被ばく線量計算を行うため、下記のような作業を行った。

- ① 日本土地利用データの入力
- ② 福島地域地表面の汚染データの入力

5.2.1 長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の入力

① 土地利用データの入力












土地利用データは、国土地理院が公開しているデータベースを利用した^{文 05.13)}。

国土地理院の土地利用分類と ERMIN コードの土地利用分類は異なるので、表 5.2-1 のような変換を行った^{文 05.08)}、^{文 05.13)}。

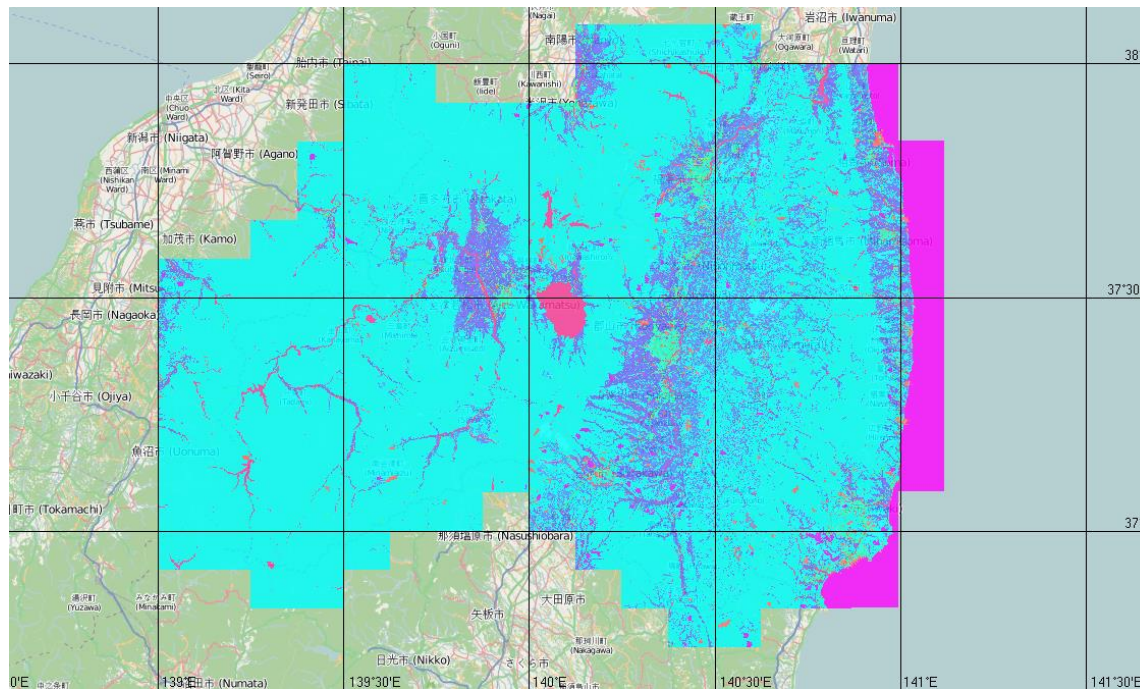
ERMIN は、市街地の住民に対する被ばく評価を主目的に開発されたため、市街地の分類は、日本版よりも細かく設定されている。

以上の変換作業により、福島地域の日本版土地利用情報を ERMIN に入力した結果を図 5.2.1 に示す。

表 5.2.1 国土地理院と ERMIN の土地利用分類対応表^{文 05.08)}

Ground Surface Condition Category	ARGOS Palette Value	Color
1：水田	1	
2：畑	2	
5：森林	5	
6：禿山	6	
7：市街地	7	
9：舗装道路	9	
A：開放空間	17	
B：河川および湖沼	18	
E：海岸地形	21	
F：海岸線	22	
G：ゴルフ場	23	

a) 福島地域全体



b) 福島第一原発周辺

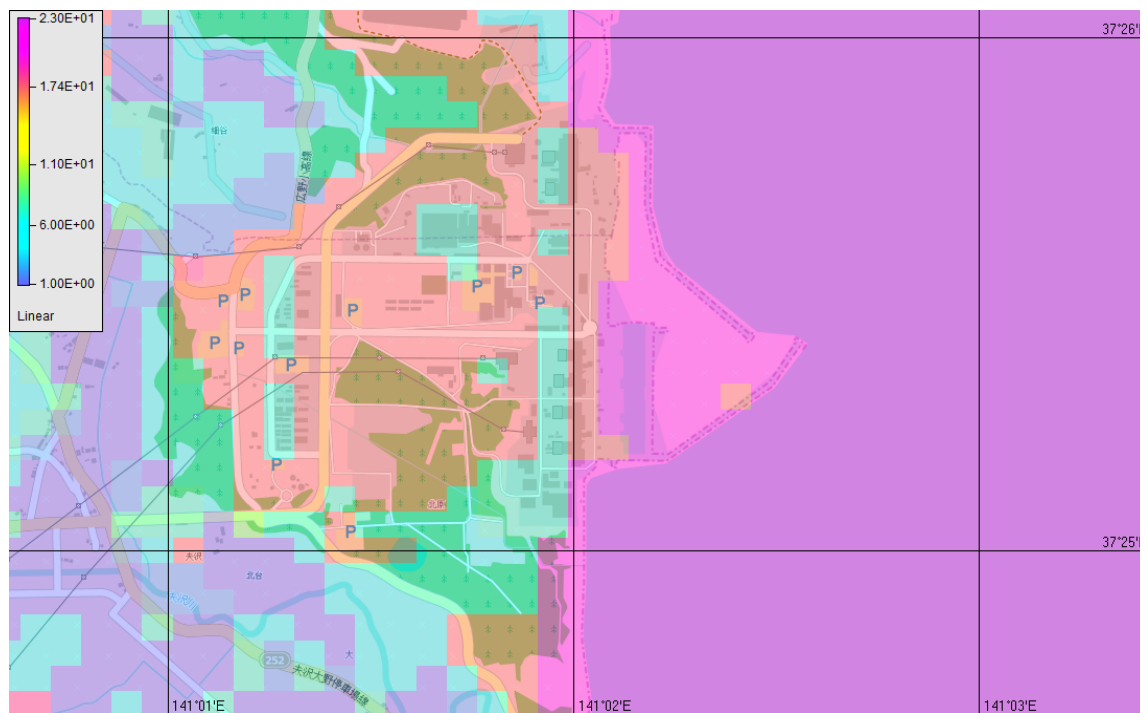


図 5. 2.1 福島地域の日本版土地利用情報を ERMIN に入力した結果

②地表面汚染データの入力

福島地域の土地汚染データは平成 23 年 4 月 6 日から 4 月 29 日にかけて文部科学省及び米国エネルギー省が行った航空機観測データ^{文 05.14} ($\mu\text{Sv/hr}$ 単位)を用いた (図 5.2.2)。この観測データ ($\mu\text{Sv/hr}$) は、ERMIN 内で、地表汚染濃度 (Bq/m^2) に変換され、長期間の降雨洗浄効果 (Weathering factor) が計算される。

また、この航空機観測データは、上空数百 m で測定された空間線量率 ($\mu\text{Sv/hr}$ 単位)を、地表 1 m 付近で測定された空間線量率で校正した数値であるが、公開されている固定点の空間線量率データと比較すると、日時、場所によって、多少の差異があった。

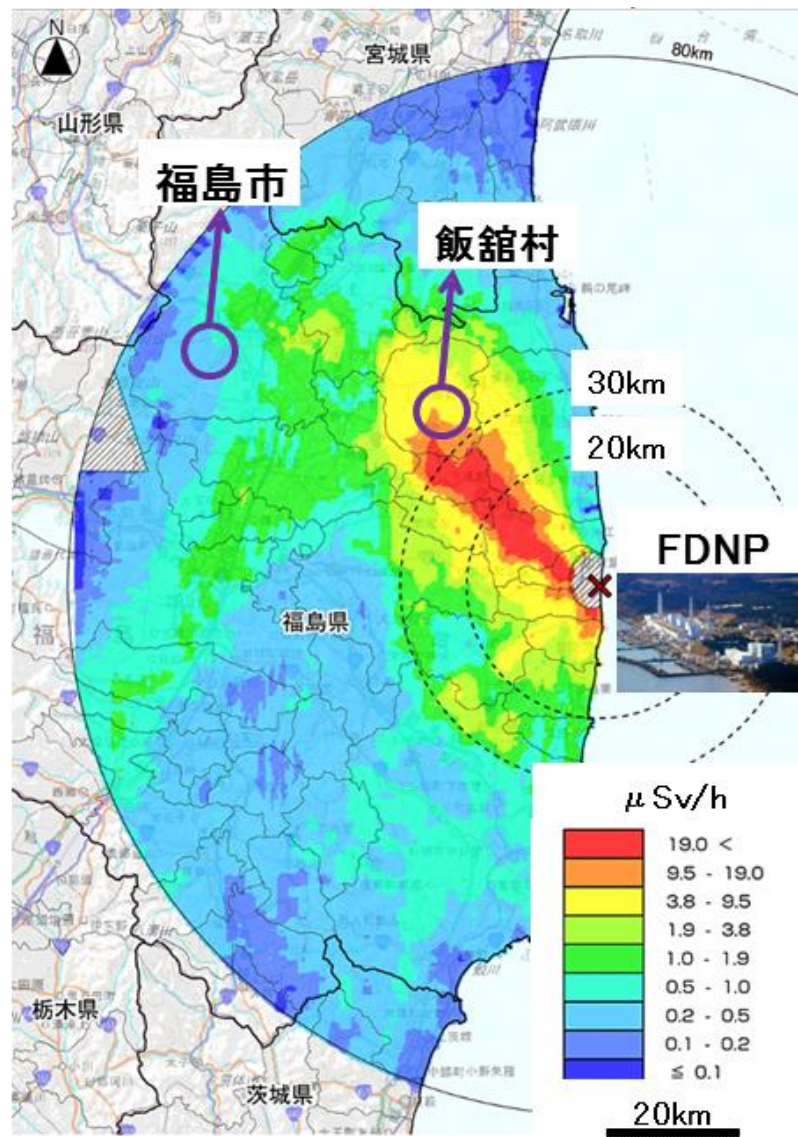


図 5.2.2 福島地域で、事故後（平成 23 年 4 月 6 日から 4 月 29 日）に実施された航空機観測結果^{文 05.14}

5.2.2 福島原発事故後の観測データ解析

5.2.2.1 沈着速度の比較(文 05.02), (文 05.03), (文 05.15), (文 05.16)

沈着速度の定義式(5.2.1)に従って、福島市及び東海村(原子力機構)の観測データを解析した。

$$V_d(t:m/sec) = \text{降下粉じん量}(Bq/m^2/h) / \text{空気中濃度}(Bq/m^3) \dots\dots\text{式}(5.2.1)$$

①福島市のデータ解析

観測データは、図 3.3.3-1 に示すように、降下粉じん量は、ガス放出期間(事故後約1ヶ月)とその後で、大差ないが、空気中濃度は大きく減少していることが分かる。

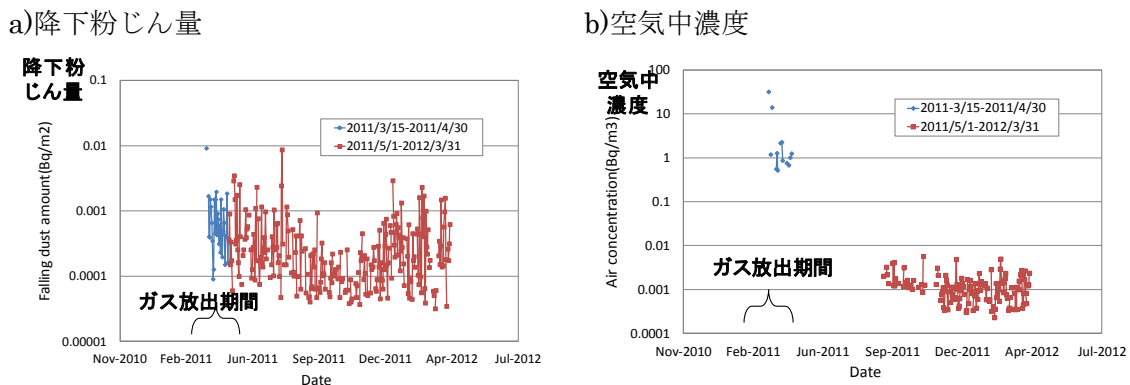


図 5.2.3 福島市の観測データ

これらの観測データを用いて、沈着速度を計算した結果を図 5.2.4 に示す。これらの結果からガス放出期間中の沈着速度は、ERMIN(文 05.08)他の文献値(文 05.02) (0.01~1.0cm/s)と整合していることが確認取れた。また、ガス放出期間後の沈着速度は、文献値よりも数桁大きな値となっていることがわかった。

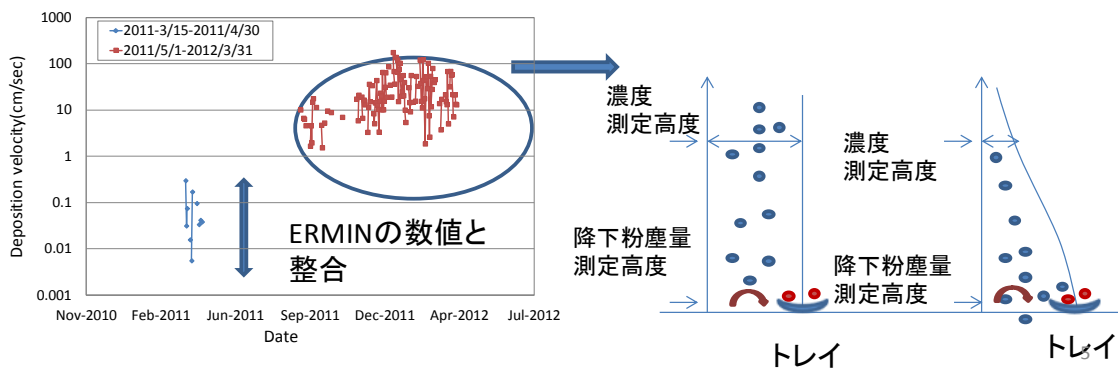


図 5.2.4 福島市の沈着速度の解析結果とその変動原因推定

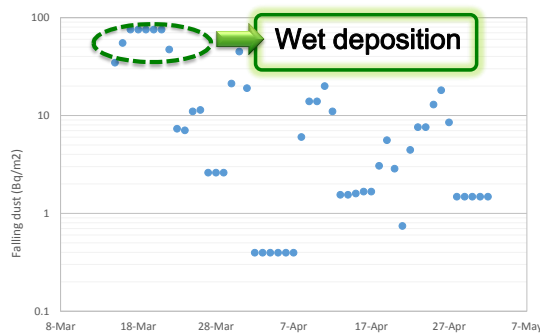
これらの変動原因としては、図 5.2.4（右側）に示すように、次の原因が考えられる。

- ・ガス放出期間中は、空気中濃度測定高度（約 1 m でパイプ吸引）と降下粉じん量測定高度（地表付近に置かれたトレイ）で、等価な空気中濃度分布が推定されるので、文献値の沈着速度が求められたのと同じ、一様な濃度条件となっている。
- ・ガス放出期間後は、きれいな空気が入り込み上空の空気中濃度が減少するが、地表付近には、再飛散に起因する放射性物質が存在するので、空気中濃度測定高度と降下粉じん量測定高度の空気中濃度に差異が生じ、文献値の沈着速度が求められた一様な濃度条件と異なっている。

②東海村のデータ解析^{文 05.15), 文 05.16)}

東海村のデータも式(5.2.1)に従い、解析を行った。観測データは、図 5.2.5 に示すように、降下粉じん量は、ガス放出期間（事故後約 1 ヶ月）とその後で、大差ないが、空気中濃度は大きく減少していた。

a)降下粉じん量



b)空気中濃度

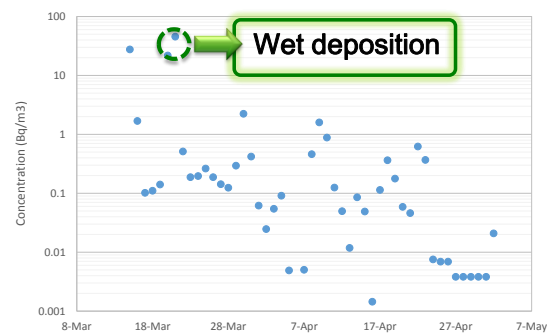


図 5.2.5 東海村の沈着速度の解析結果

これらの観測データを用いて、沈着速度を計算した結果、図 5.2.6 に示すように、ガス放出期間中の沈着速度は、降雨沈着時 (Wet deposition) を除いて、ERMIN 他の文献値 (0.01~1.0cm/s) と整合していることが確認できた。また、ガス放出期間後の沈着速度は、文献値よりも数桁大きな値となる場合があった。

これらの変動原因としては、図 5.2.6（右側）に示すように、次の原因が考えられる。

- ・ガス放出期間中は、空気中濃度測定高度（約 1 m でパイプ吸引）と降下粉じん量測定高度（地表付近に置かれたトレイ）で、等価な空気中濃度分布が推定されるので、文献値の沈着速度が求められたのと同じ、一様な濃度条件となっている。
- ・ガス放出期間後は、上空の空気中濃度が減少するが、地表付近には、再飛散に起因する放射性物質が存在するので、空気中濃度測定高度と降下粉じん量測定高度の空気中濃度に差異が生じ、文献値の沈着速度が求められた高さ方向に一様な濃度条件と異なっている。

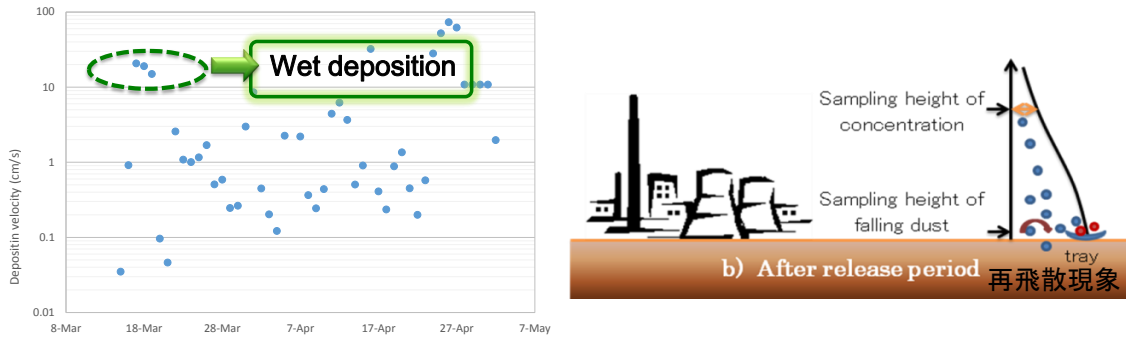


図 5.2.6 東海村の沈着速度の解析結果とその変動原因推定

沈着速度は、緊急時被ばく評価システム (SPEEDI ほか) および事故時被ばく評価コード (RASCAL、MACCS 2 ほか) の計算結果に影響する重要なパラメータであり、現在、米国原子力規制委員会 (NRC) では、NUREG/CR-7161 で、これらの計算パラメータの不確定性に関して、定量評価を行っている (文 05.02), (文 05.03)。NUREG/CR-7161 では沈着モデルの不確定性について図 5.2.7 に示すような沈着速度確率分布を約 10 名 (A~H) の専門家から集約し、その平均値 (RSM) を近似する経験式(5.2.2)で線量評価計算が行われている。

$$\ln(v_d) = a + b(\ln d_p) + c(\ln d_p)^2 + d(\ln d_p)^3 + e \cdot z_0 + f \cdot z_0^2 + g \cdot v \quad \dots \text{式(5.2.2)}$$

V_d : 沈着速度 (cm/s), d_p : 粒径 (μm), z_0 : 粗度長 (m), v : 風速 (m/s)

a) 粒径: $1 \mu\text{m}$ 、風速: 2m/s の場合

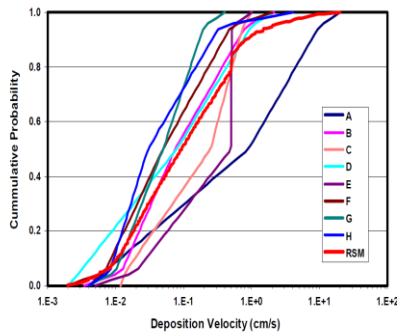


Figure 3-5. Expert and resampled data for deposition velocity corresponding to $1 \mu\text{m}$ particles over an urban terrain and a wind speed of 2 m/s

b) 粒径: $10 \mu\text{m}$ 、風速: 2m/s の場合

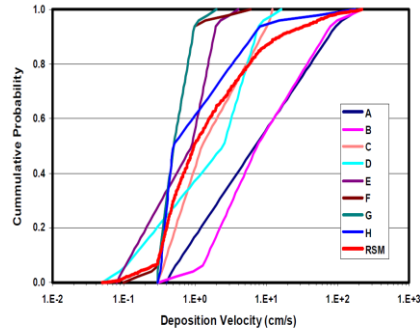


Figure 3-9. Expert and resampled data for deposition velocity corresponding to $10 \mu\text{m}$ particles over an urban terrain and a wind speed of 2 m/s

図 5.2.7 米国 NUREG/CR-7161 の沈着速度確率分布 (文 05.02)

NRC としては、全部の提案を公平に平均化した結果 (RSM) を推奨値式(5.2.2)としている。図 5.2.8 に示すように、東海村の観測データは、事故後 1 ヶ月以降の ^{137}Cs を除けば、粒径が 1 ~ $10\ \mu\text{m}$ の推奨値に対応しており、NUREG/CR-7161 の推奨式は物理的に妥当であることが分かった。

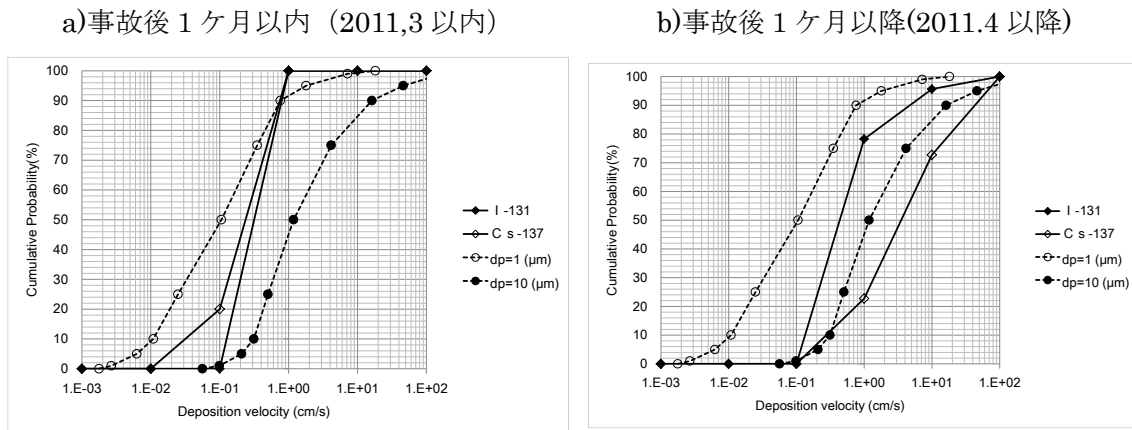


図 5.2.8 NUREG/CR-7161 の沈着速度推奨値と東海村観測データの比較 [文 05.02](#)

5.2.2.2 再飛散係数の比較

再飛散係数 (K : /m) の定義式 (6) に従って、福島市の観測データを解析した。

$$K(t:m^{-1}) = \text{空气中濃度 (Bq/m}^3\text{)} / \text{地表面濃度 (Bq/m}^2\text{)} \dots\dots \text{式 (5.1.5)}$$

観測データは、図 5.2.9 に示すように、地表面濃度は、ガス放出期間（事故後約 1 ヶ月）とその後で、大差ないが、空气中濃度は大きく減少していることが分かる。

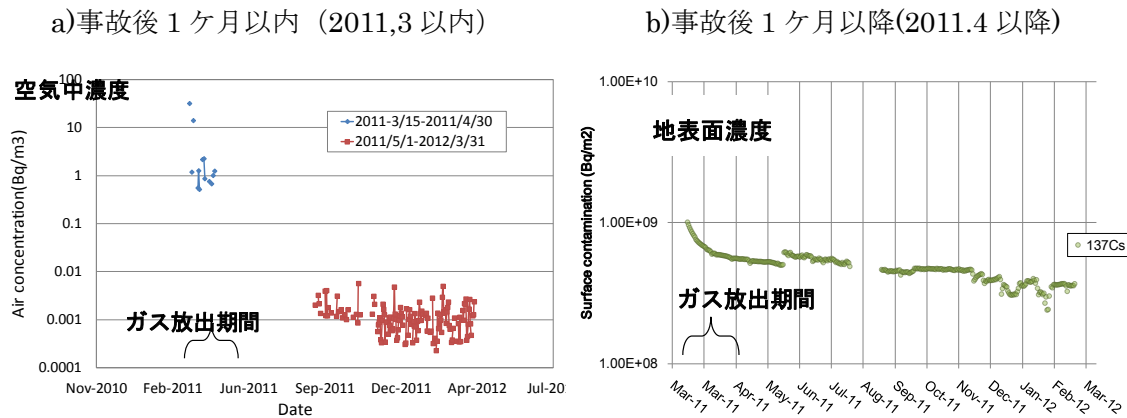


図 5.2.9 福島市の観測データ

これらの観測データを用いて、再飛散係数を計算した結果、図 5.2.10 に示すように、次のことが分かった。

- ・ガス放出期間中の再飛散係数は、ERMIN 他の文献値 ($10^{-8} \sim 10^{-10}/m$) と整合している。
- ・ガス放出期間後の再飛散係数は、文献値よりも数桁小さな値となる。

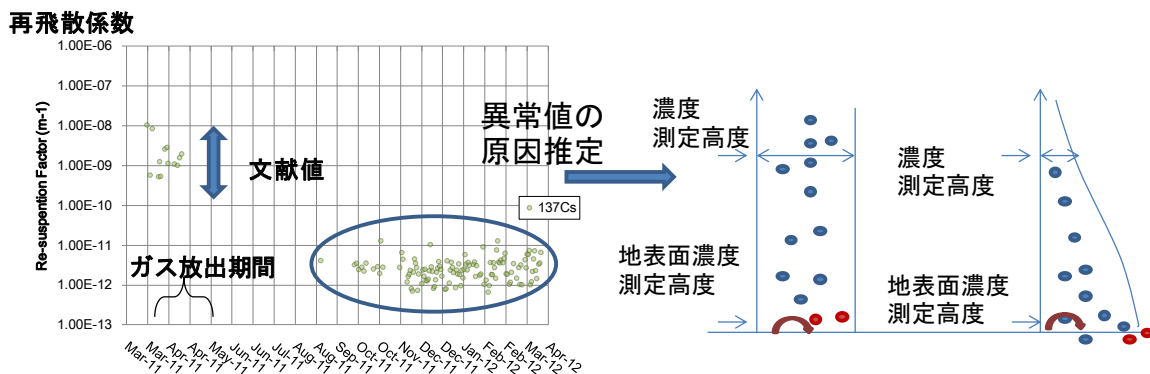


図 5.2.10 再飛散係数の解析結果とその変動原因推定

これらの変動原因としては、沈着速度の場合と同様に、図 5.2.9（右側）に示すように、次の原因が考えられる。

- ・ガス放出期間中は、空气中濃度測定高度（約 1 m でパイプ吸引）と降下粉じん量測定高度（地表付近に置かれたトレイ）で、等価な空气中濃度分布が推定されるので、文献値の沈着速度が求められたのと同じ、一様濃度条件となっている。
- ・ガス放出期間後は、上空の空气中濃度が減少するが、地表付近には、再飛散に起因する放射性物質が存在するので、空气中濃度測定高度と降下粉じん量測定高度の空气中濃度に差異が生じ、文献値の沈着速度が求められた一様濃度条件と異なっている。

5.3 東京電力福島第一原子力発電事故後の長期被ばく検証計算

次の7地点を対象として、事故後10年後までの長期被ばく評価計算を行った。

表 5.3.1 福島地域の長期被ばく線量評価地点

地点	緯度	経度
1. 福島市	37.763979	140.46776
2. 郡山市	37.396182	140.37721
3. 白河市	37.13124	140.19876
4. 会津若松市	37.491115	139.92848
5. 南会津町	37.200727	139.7688
6. 南相馬市	37.64043	140.97346
7. いわき市平	37.050517	140.8855

計算時の環境設定は、7地点とも市街地(Urban)に設定し計算を行った。また郡山市は、表 5.1.3 を参考し除染の計算(sandblasting walls)を加えた。

ERMIN モデルの計算結果は、事故後、1週間、1ヶ月、1年、10年後までの積算線量(μSv)として出力されるので、この積算線量を計算対象期間で除して、線量率($\mu\text{Sv/hr}$)に換算した。図 5.3.1 に示すように、福島市ほか7地点を計算対象として、ERMIN モデルで長期被ばく線量評価計算^{文 05.12)}を行い、観測値及び文献値 (Golikov 式)^{文 05.04)}との比較を行った。この検証計算は、福島事故直後の空間線量率変化傾向を検証するために、福島事故以前から、継続的な観測が実施されていた地点を選定した。

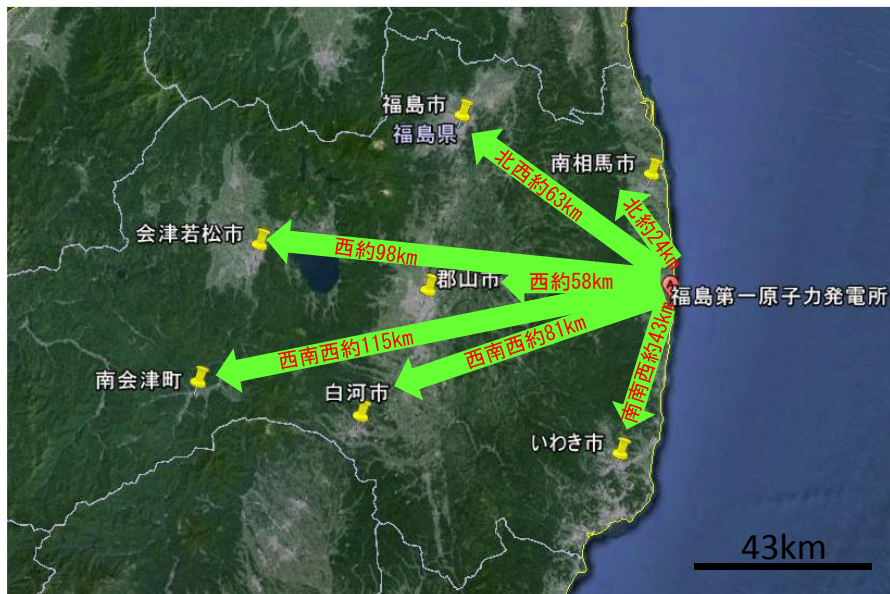


図 5.3.1 ERMIN 計算結果と観測値の検証計算を実施した地点

Golikov 式(5.3.1)は、チェルノブイリ事故後、ロシアの観測データを用いて開発された経験式であり、計算パラメータの確率値も表 5.3.1 のように定量化されているが、今回の計算では、平均値を使った。この推定値は、事故後、3 年以内については、福島地域の観測値よりも過大評価傾向にあることが分かった。

$$D(t)=D(0) \cdot \{C_{w1} \cdot \exp(-\ln 2 / \tau_1 \cdot t) + C_{w2} \cdot \exp(-\ln 2 / \tau_2 \cdot t)\} \dots\dots\text{式(5.3.1)}$$

ここで、D(0)は 空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) の初期値

表 5.3.1 Golikov 式の計算パラメータ

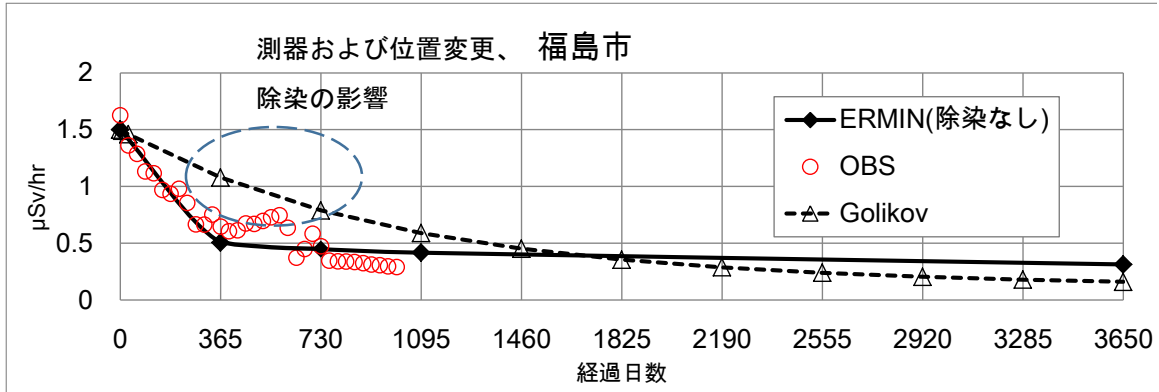
	10%値	平均	95値
C_{w1}	0.89	0.86	0.73
C_{w2}	0.11	0.14	0.27
$\tau_1(\text{y})$	1.5	1.8	2.3
$\tau_2(\text{y})$	10.2	15.2	19.7

福島市の場合、ERMIN の計算結果は、事故後 1 年以内は、実測値とよく整合しているように見えるが、2 年目は観測データが異常に変動しており、ERMIN の方が過小評価になる。この観測データの変動要因について、調査した結果、この観測点では、次のような変動要因があることが分かった。

- ①観測地点の移動を行い、地表条件が変化した。
- ②観測装置の変更を行った。
- ③除染工事を行った。(時期及び除染方法は不明)

郡山市の場合、2 年目以降に、観測値が急激に減少しており、除染工事が実施された時期と対応している。除染方法の詳細は不明であるが、住宅地域の代表的な除染方法であるサンドブラスト法を想定して、ERMIN コードで除染効果を考慮した計算を行った結果、観測値と良い一致が見られた。(図 5.3.2)

a)福島市



b)郡山市

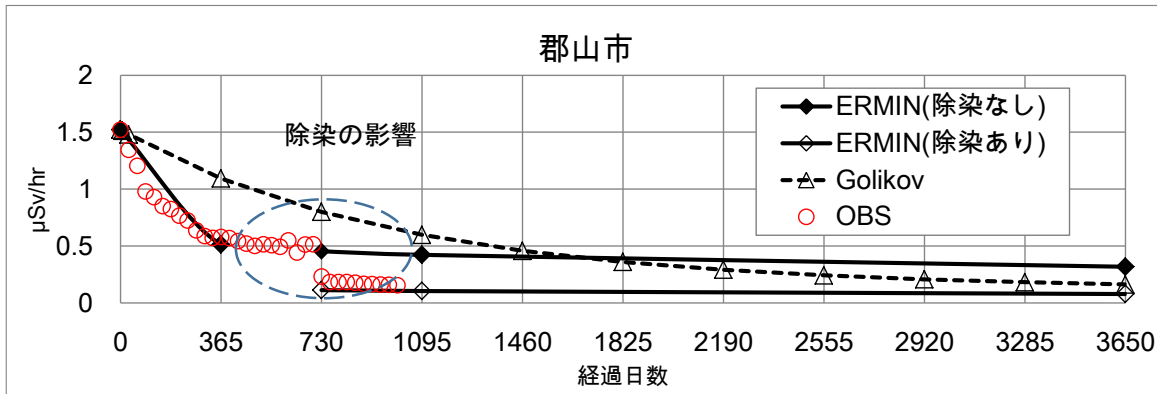


図 5.3.2 ERMIN モデル長期被ばく推定結果と観測値および Golikov 推定結果の比較

以上の結果から、ERMIN モデルの推定値は、福島地域の観測値をほぼ、整合していることが分かった。また、除染対策による放射線低減効果も再現可能であることが分かった。

次に、ERMIN モデルで、室内滞在時間と時間変化による長期被ばく線量の違いを評価した。ERMIN モデルでは、室内滞在時間を Indoor、Normal Living、Outdoor の3つのパターンに分け、長期被ばく線量を計算した結果を比較したのが図 5.3.3 である。ERMIN モデルでは、Normal Living が、1日の約90%を室内に滞在することを想定しているが、これは、NHKが全国調査した数値と対応している。[文 05.05](#) 上記の結果では、当然ながら屋外が屋内よりも2倍程度、高い線量となった。

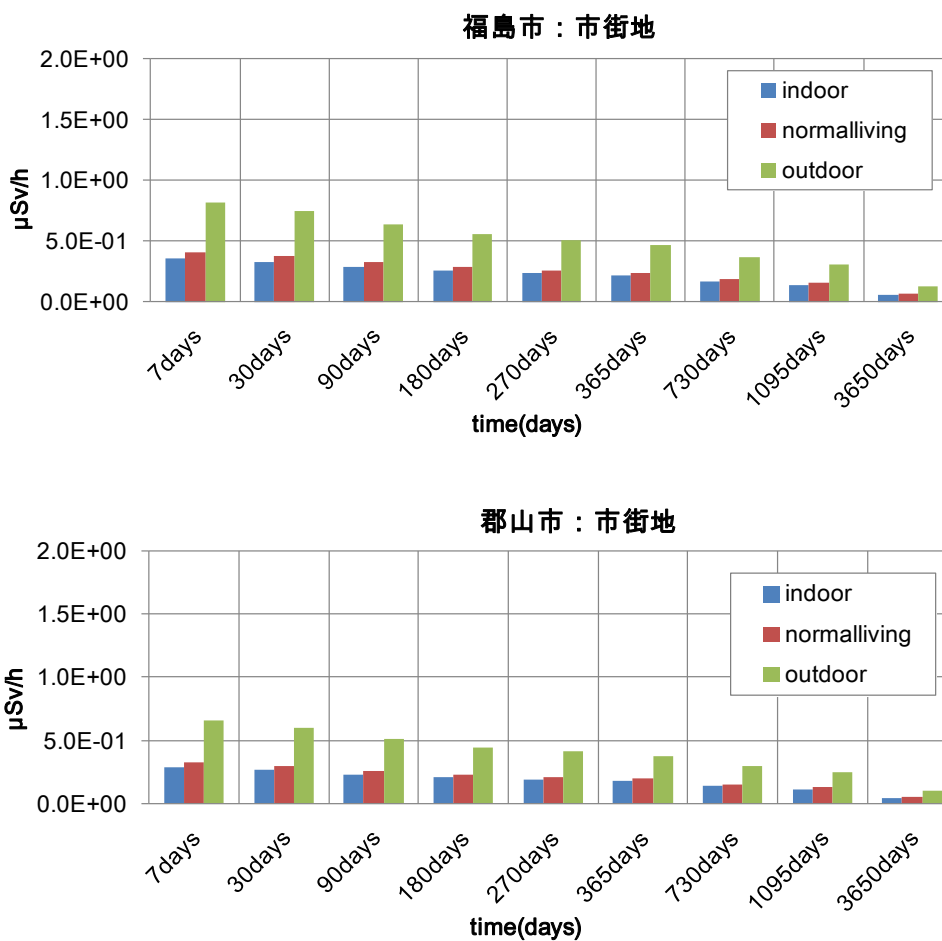


図 5.3.3 室内滞在時間の違いによる長期被ばく線量の違い

以上の検証計算を行った地点では、冬季積雪時に、一時的な空間線量率の低減傾向が観察されたので、その因果関係を検討した。図 5.3.4 に示すように、福島市における空間線量率の低減時期は、積雪時期と対応しており、この原因が積雪による放射線の遮蔽効果であることが分かった。

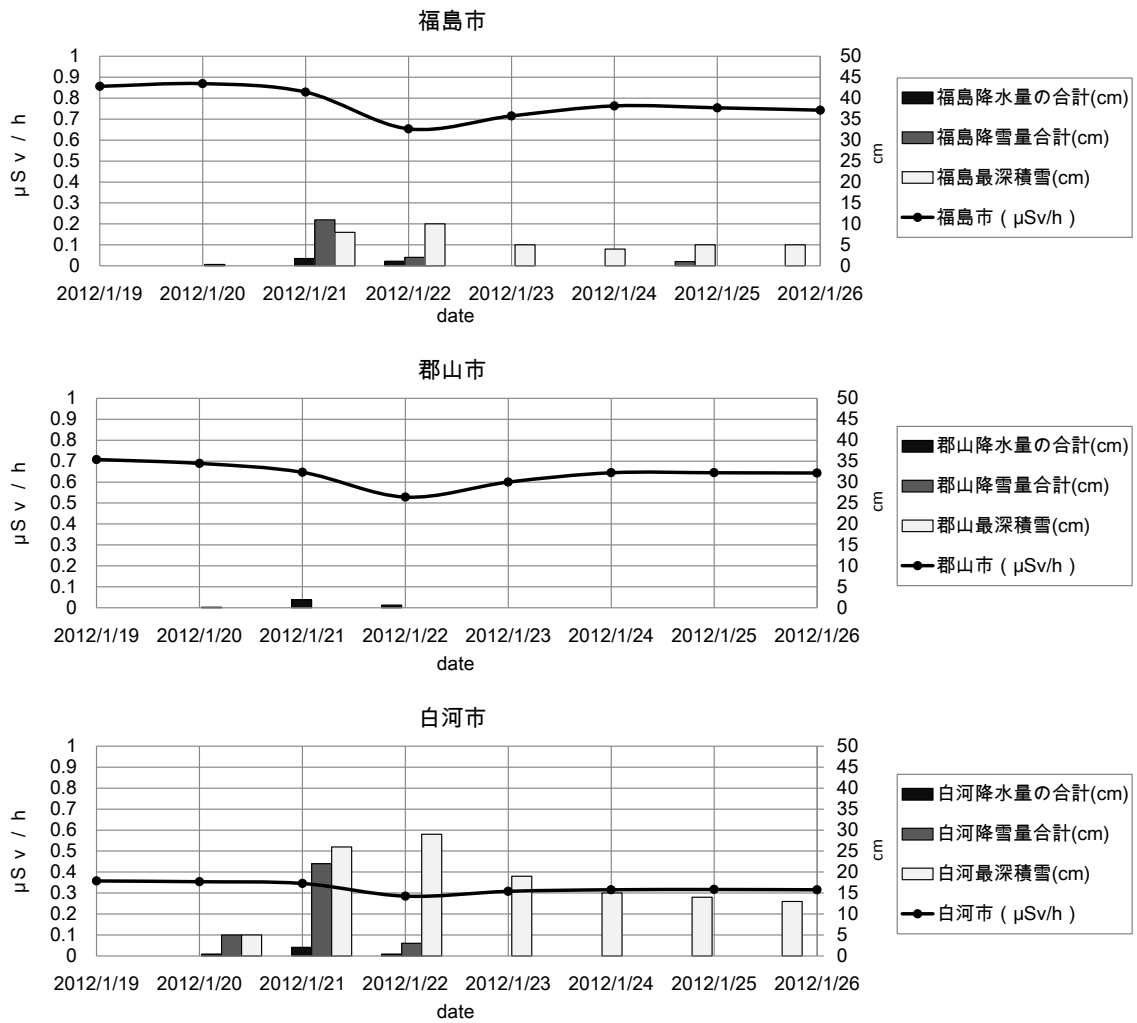


図 5.3.4 空間線量率と積雪量の時間変化

5.4 まとめ

本章では、本研究の第2段階として「原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)」というタイトルで、原発事故後の長期被ばくの線量評価という課題に対して、ヨーロッパで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の概要を述べた。また、この長期被ばく評価コードを東京電力福島第一原子力発電所事故への適用するため、東京電力福島第一原子力発電所事故後の得られた福島地域の観測データの解析を通して、ヨーロッパの沈着速度及び再飛散係数の比較検討を行った。

最後に、東京電力福島第一原子力発電所事故後のERMINの計算結果と福島地域の放射線観測データの比較を行い、ERMINコードが東京電力福島第一原子力発電所事故へ適用可能であることを確認した。

また、本研究結果から、次のことが分かった。

- (1) 福島市および東海村の再飛散係数解析結果および沈着速度は、事故後約1ヶ月以内については、ERMINモデルおよび文献値と整合している。
- (2) 福島市および郡山市の長期被ばく線量観測値とERMINモデルの計算値は、ほぼ整合していることが確認できた。
- (3) 除染対策を考慮した計算結果は、郡山市の除染効果をほぼ、再現していることが確認された。

【第5章の参考文献】

- 文 05.01) T.W. Charnock, The European model for inhabited areas(ERMIN)-developing a description of the urban environment, Radioprotection, Vol.45, No.5, 2010
- 文 05.02) Bixler N. E. et al., Synthesis of Distributions Representing Important Non-Site-Specific Parameters in Off-Site Consequence Analysis, NUREG/CR-7161, SAND2010-3380P, 2013
- 文 05.03) F. S. Lien, W. L. Chen, M. A. Leschziner : Low-Reynolds-Number Eddy-Viscosity Modeling Based on Non-Linear Stress-Strain / Vorticity Relations, Proceedings of the 3rd Symposium, Engineering Turbulence Modeling and Measurements, Elsevier, pp.91-100, 1996
- 文 05.04) Golikov V. Y. et al., Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident, The CHERNOBYL PAPERS Vol.2, 1993
- 文 05.05) 塩津弥佳のほか:生活時間調査による室内滞在時間量と活動量、日本建築学会計画系論文集,第511号, 45-52, 1998年9月
- 文 05.06) Lisbeth Warming, WEATHERING AND DECONTAMINATION OF RADIOACTIVITY DEPOSITED ON CONCRETE SURFACES, RISØ-M-2473
- 文 05.07) J. A. GARLAND and I. R. POMEROY, RESUSPENSION OF FALL-OUT MATERIAL FOLLOWING THE CHERNOBYL ACCIDENT, J. Aerosol Sci., Vol. 25, No. 5, pp. 793-806, 1994
- 文 05.08) Description of the Modelling of Transfer and Dose Calculations within ERMIN v1.0 and associated data libraries (all v1.0), EURANOS(CAT2)-TN(05)-04
- 文 05.09) K.G. Andersson , J. Roed, C.L. Fogh, Weathering of radiocaesium contamination on urban streets, walls and roofs, Journal of Environmental Radioactivity 62 (2002) 49-60
- 文 05.10) 北 和之のほか, 放射性物質の土壌と森林からの再飛散, シンポジウム 福島第一原子力発電所事故による環境放射能汚染の現状と課題 -今、大気環境から考える放射能汚染-
- 文 05.11) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY VIENNA, ISBN 92-0-114705-8
- 文 05.12) T.W. Charnock et al, Calculating the consequences of recovery, a European model for inhabited areas, Radioprotection, vol. 44, n° 5 (2009) 407-412
- 文 05.13) 国土地理院 土地分類図
<http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/landclassification/land/20-1/07.html>
- 文 05.14) 放射線モニタリング情報
<http://radioactivity.nsr.go.jp/map/ja/>
- 文 05.15) Takehisa OHKURA et al, Emergency Monitoring of Environmental Radiation and Atmospheric Radionuclides at Nuclear Science Research Institute, JAEA Following the Accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, JAEA-Data/Code 2012-010
- 文 05.16) 古田 定昭ほか, 福島第一原子力発電所事故に係る特別環境放射線モニタリング結果-中間報告

(空間線量率、空气中放射性物質濃度、降下じん中放射性物質濃度) 一, JAEA-Review2011-035

第 06 章

結論

第 06 章 まえがき

▼▼
本論文は、原子力発電所事故時の初期および中・長期の対応という課題に対し、原発事故の緊急時対応に迅速かつ簡易に放出量の推定が可能な放出量推定手法(STE)の検証を行うとともに、ヨーロッパから導入した事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の検証を行った。

本章は、各章の主たる内容及び結論を示し、今後の課題に関して述べる。▲▲

第6章 結論

6.1 本論文のまとめ

本論文は、「原子力発電所事故時の放出量推定手法および長期被ばく線量推定の検証に関する研究」という題目で、原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)並びに、原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)の検証を行った。

各章の結論を総括して、以下にまとめる。

第1章は序論であり、本論文における研究背景・研究目的・研究流れを述べ、本研究のフローチャートを示した。特に、研究背景では東京電力福島第一原子力発電所事故後の対応に関した不備と問題点を挙げ、本研究の目的を明らかにした。

第2章では、原子力発電所緊急時対応という課題に向け、放出量推定に関わる既往研究及び長期被ばく線量推定に関わる既往研究について記述し、本研究の新規性について述べた。

第3章から第4章にかけては、本研究の第1段階として原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)について述べた。この放出量推定手法(STE)は、原子力発電所事故時の緊急時放射線影響予測のための、早期の放出量推定手法の実現するとともに東京電力福島第一原子力発電所事故のような排出量計測が難しい建屋放出時に放出量推定が可能な放出量推定手法として操作性・高速性・汎用性のある放出量推定手法の実用化が最終目標である。

第3章では、原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)の概要及び、放出量推定手法(STE)の計算手法について詳しく述べた。本研究では、実用的な放出量推定手法(即応解析手法)として、原子力発電所周辺の狭域観測データと風洞実験データの正規拡散近似式を用いる手法を検証した。

第4章では、第3章で言及した「原発事故後の初期対応に必要な放出量推定手法(STE)」の検証について記述した。最初には、拡散風洞実験データ近似式を用いた検証計算を行った結果について述べた。特に風向変化・地形偏流による不確定性に評価を行った。次に2011年ベルギーのMOL試験炉で行われた野外拡散実験データを用いた検証計算結果について考察した。最後には、東京電力福島第一原子力発電所事故を対象とした放出量推定計算を行い、日本原子力研究開発機構の放出量推定計算結果と比較した結果について述べた。

本研究結果から、次のことが分かった。

(1)この手法の不確定性を検証する計算を行い、風向変動に起因する放出量推定精度低下を改善する対策として、1時間平均観測データを用いることにより、精度改善が図れることを確認し

た。

(2)ベルギーMOL 試験炉で実施された Ar41 野外拡散実験データを用いて、放出量推定計算を行った結果、現地の空間放射線観測データ (Fluence rate) をファクター 2 (±50%) 程度の精度で予測可能であることを確認した。

(3)福島第一原発事故で観測された空气中濃度データを用いて、簡易モデル (正規拡散式) および詳細モデル (WRF/CHEM) で放出量推定計算を行った結果は、原子力機構ほかが推定している数値と、ほぼ等価なオーダーとなった。

第 5 章では、本研究の第 2 段階として「原発事故後の中・長期対応に必要な長期被ばく線量の推定手法(ERMIN)」について記述する。原発事故後の長期被ばくの線量評価という課題に対して、ヨーロッパで開発された事故後長期被ばく線量評価コード(ERMIN)について述べた。また、この長期被ばく評価コードを東京電力福島第一原子力発電所事故への適用することを目指し、ERMIN コードのインストール作業をはじめ、東京電力福島原子力発電所事故後の得られた福島地域の観測データの解析を通して、ヨーロッパの沈着速度及び再飛散係数の比較検討を行った結果について述べた。最後に、東京電力福島第一原子力発電所事故後の長期被ばく検証計算を行い ERMIN の計算結果と福島地域の放射線観測データの比較を行い、ヨーロッパの降雨洗浄現象 (Weathering factor) と日本の降雨洗浄現象の検討を行い、ERMIN コードが東京電力福島第一原子力発電所事故への適用可能性について述べた。

本研究結果から、次のことが分かった。

- (1)福島市および東海村の再飛散係数解析結果および沈着速度は、事故後約 1 ヶ月以内については、ERMIN モデルおよび文献値と整合している。
- (2)福島市および郡山市の長期被ばく線量観測値と ERMIN モデルの計算値は、ほぼ整合していることが確認できた。
- (3)除染対策を考慮した計算結果は、郡山市の除染効果をほぼ、再現していることが確認された。

第 6 章では、最後の結語として、本論文の結論と今後の課題について記述する。

6.2 今後の課題

6.2.1 放出量推定手法(STE)の汎用性確認

本研究では、原子力発電所事故時の緊急時放射線影響予測のための、早期の放出量推定手法の実現するとともに東京電力福島第一原子力発電所事故のような排出量計測が難しい建屋放出に放出量推定が可能な放出量推定手法を目指し、操作性・高速性・汎用性のある放出量推定手法の検証研究が行われた。まず、放出量推定手法(STE)を検証するために、拡散風洞実験データを用い検証作業と不確定性の評価が行われた。また、野外実験データ、東京電力福島第一原子力発電所の線量データを用いて検証が行われた。しかし、原子力爆発事故の拡散・沈着過程は複雑な現象であり、必ずしも他の事例でも放出量推定ができるかは不明である。そのため、他の事例を用い検証ケースを増やす必要がある。また、東京電力福島第一原子力発電所事故の反省からモニタリングが重要であることがわかり、モニタリングの数を増やすなど充実されつつある。しかし、それでも事故時に流れるプルーム全体を捕まえるにはまだ不十分であり、放射線および気象観測データの選択、拡散計算モデルの精度によっては、放出量推定値が1桁程度、変化する可能性がある。そのため、これらの不確定性を考慮した検証作業を行い、汎用性を確認すべきである。

6.2.2 長期被ばく線量評価コード(ERMIN)の適用拡大

EUの長期被ばく線量評価コードであるERMINモデルは入力データとして、土地利用情報、土壌汚染情報、除染対策情報を入力すると長期被ばく線量の計算、除染対策効果の推定、除染コストの推定、除染廃棄物量の推定ができる。主に市街地を対象に作られたこのコードは計算条件として領域の種々のパラメーター（例えば、選んだ領域の家の構造、周りの状況（建物の密集状況、公園などの自然環境の状況など））の選択ができる。本研究の成果によりすでに、福島事故後の空気中濃度データ、土壌濃度データを用い放射性物質の沈着速度、再飛散の解析を行い、ERMINコードが福島事故の場合でも適応であることを確認済みである。また福島地域の屋外に対しての長期被ばく計算を行い計算値と事故後の観測データとの比較を行った結果、かなり良く整合していることが分かった。現状では福島地域の室内の観測データは不足しており、避難地域にある住宅を対象とした室内での長期被ばく計算も行われていない。そのため、日本の木造住宅を想定し室内における再飛散を考慮した長期被ばく計算を行う必要がある。既存の研究では、屋外の再飛散を考慮した長期被ばく線量の計算と屋外での実測が行なわれているものの、室内での長期被ばく評価を実施した研究は少ない。そのため、今後の課題として、室内の評価を行うためには家の構造や換気回数などの要素を考慮した上で長期被ばく線量の計算を行う必要がある。

付録

付録

移動観測データ利用システムの開発

福島第一原発事故における放出量推定の技術的課題と本研究で開発する対策を、図1に示す。

技術的課題	本研究で開発する対策
観測データの不足	自動車および航空機による移動観測データの利用
気象および放出条件の時間変化	時間変化を考慮した実用的な放出量推定手法の開発
空気中と地表からの空間放射線分離	フィルタリング技術の利用

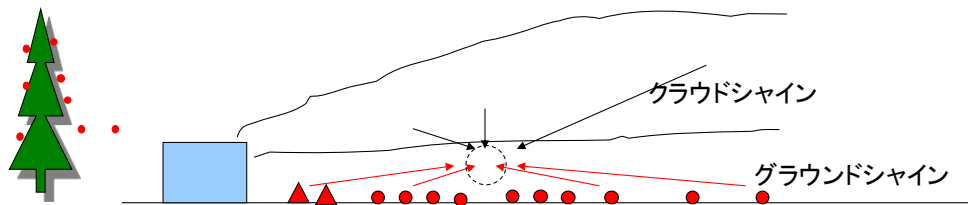


図1. 福島第一原発事故における放出量推定の技術的課題と本研究で開発する対策

1. フィルタリング処理技術を利用した福島第一原発事故観測データ解析

各モニタリングポストで観測されるγ線量データは、主に地表面（グランドシャイン）、空中浮遊物（クラウドシャイン）それぞれを線源とするγ線が混在した計測値である。しかし、当該時刻に放出された放射性物質の影響を受けるのは、それら観測データに内在するクラウドシャイン成分のみである。

そのため各地点の拡散放出量の推定精度を向上させるために、モニタリング実測γ線量データからクラウドシャイン成分のみを分離・抽出する必要がある。そこで、本作業項目では、物理モデルに基づく放出源推定手法（STE:Source Term Estimation）のための「フィルタリング処理」技術を開発した。その原理およびフィルタリング処理自動化に向けてのフローを図2に示す。

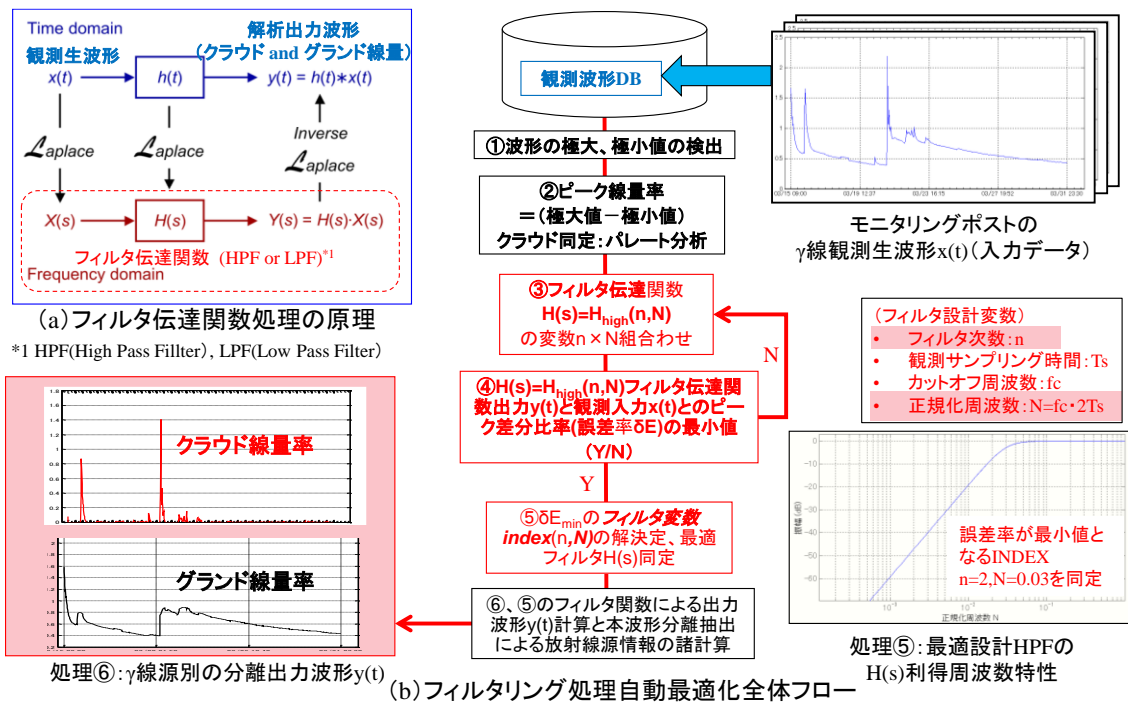


図2. フィルタリング自動処理フロー図

(図中(a)原理図、(b)自動処理全体タスクフロー図)

図2を用いて、フィルタリング処理の原理および自動化の手続きについて説明する。図中の実観測波形x(t)の特徴から、該当時刻に放出された放射性物質に起因しているパルス状波形部分をクラウドシャイン成分、一方、本波形のベース波形は該当時刻以前に一旦、地面に沈着したグランドシャイン成分からのγ線量が主体であると推測できる。つまり、これらの放射線成分は、時間波形の周波数（ライフタイム）で識別できる。このことから、両波形の分離・抽出には一般的な信号処理技術の「フィルタリング処理」が応用可能と思われる。

フィルタリング処理の原理は図3.2.2-2中の(a)で示している。具体的には、観測時間波

付録

形をラプラス変換により入力伝達関数に置き換え、更にクラウドシャインのみをフィルタリングするための伝達関数を定義し、入力とフィルタリングの伝達関数の積をとり出力波形伝達関数を求め、それを逆ラプラス変換する事でフィルタリング処理後の時間波形に復元される。その復元した出力波形は、観測生波形からクラウドシャイン成分のみを抽出した時間波形に等しい。

そして、図中(b)は本原理(a)に基づいて、クラウド線量の定量閾値設定および、各モニタリングポストのフィルタリング伝達関数の最適設定等のタスクシーケンスを自動化したフロー図である。これら全てをプログラム化したことで、短時間で高精度なクラウドシャインの同定の連続自動処理が可能となった。

2. フィルター処理技術を利用した福島第一原発事故観測データ解析

「フィルタリング伝達関数パラメータの自動最適化」と「解析処理タスクシーケンスの全自動化」の改良により、クラウドシャイの連続波形成分をピーク γ 線量率($\mu\text{Sv/h}$)平均精度1%以内(昨年度比の1/20)の高精度かつ短時間(1s/地点、昨年度比1/1800)で抽出可能になった。その結果を以下①に報告する。

また、 γ 線量率の時間積分によりクラウドシャイン γ 線積算値(μSv)を定量化し、放出量推定に利用できるようになった。その結果を以下②に報告する。

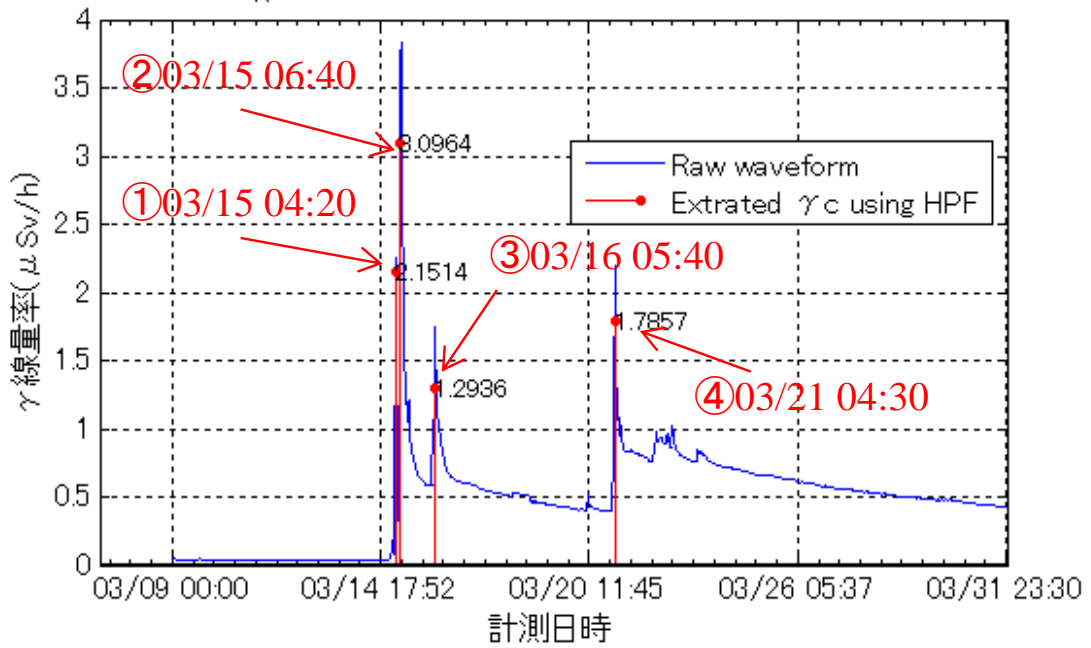
①クラウドシャイン γ 線量率時系列ピーク離散値と連続波形データの解析結果

東日本大震災(2011年3月11日)以降の福島第一原発事故により漏洩した γ 放射線の実際の観測例として、モニタリングポスト(a)「東海第二」MP-C と(b)「福島第一(現場)」MP-4の2箇所の γ 線観測波形を用いた。事故現場と各モニタリングポストの位置関係を図3.に示す。

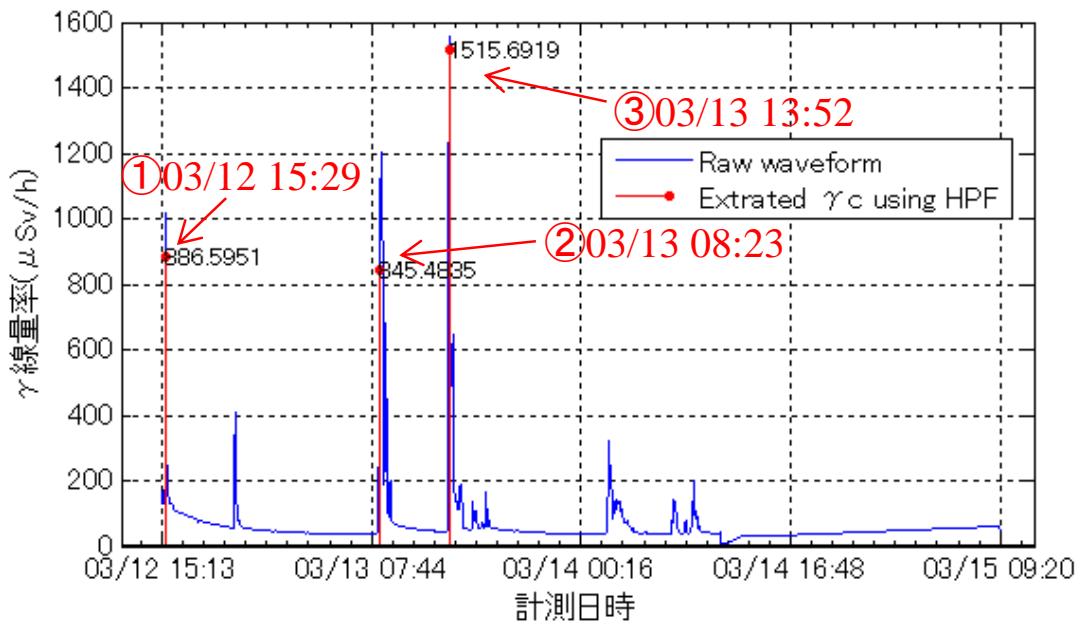


図3. 各モニタリングポストの位置関係

そして図4のフロー図(b)中のタスク①～②の段階で求めたクラウドシャインのピーク抽出結果（分散データ）を図4に、同時にタスク③～⑤で各観測点固有の最適フィルター伝達関数を決定し、各観測点におけるフィルタリング処理計算で抽出したクラウドシャインの連続波形データを図5の(a), (b)に示す。本図のフロー処理方法の詳細および条件・諸特性等は別途、参考資料Xに記載する。

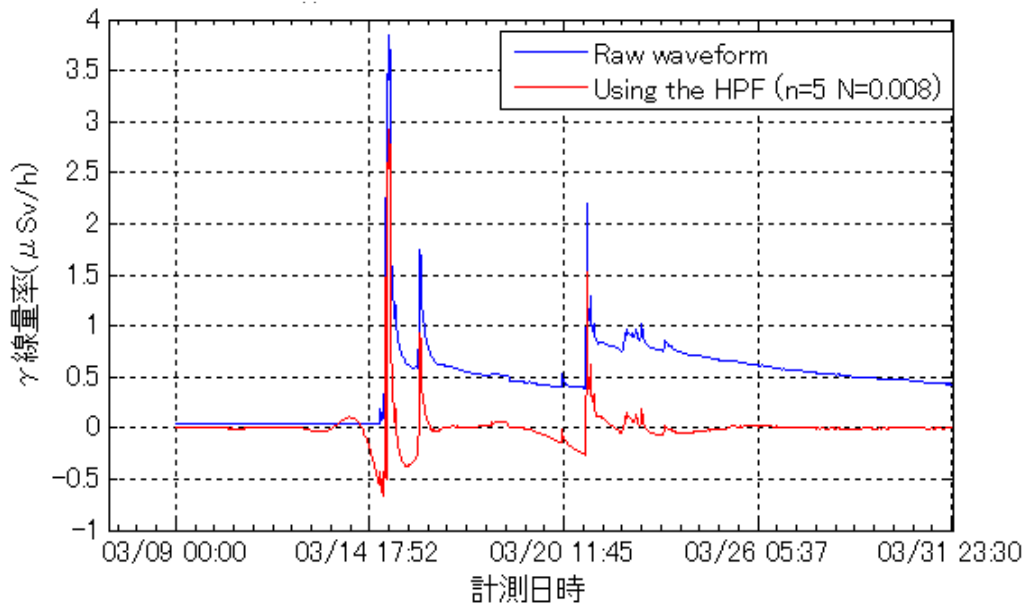


(a) 東海第二観測地点 ” MP-C” にて

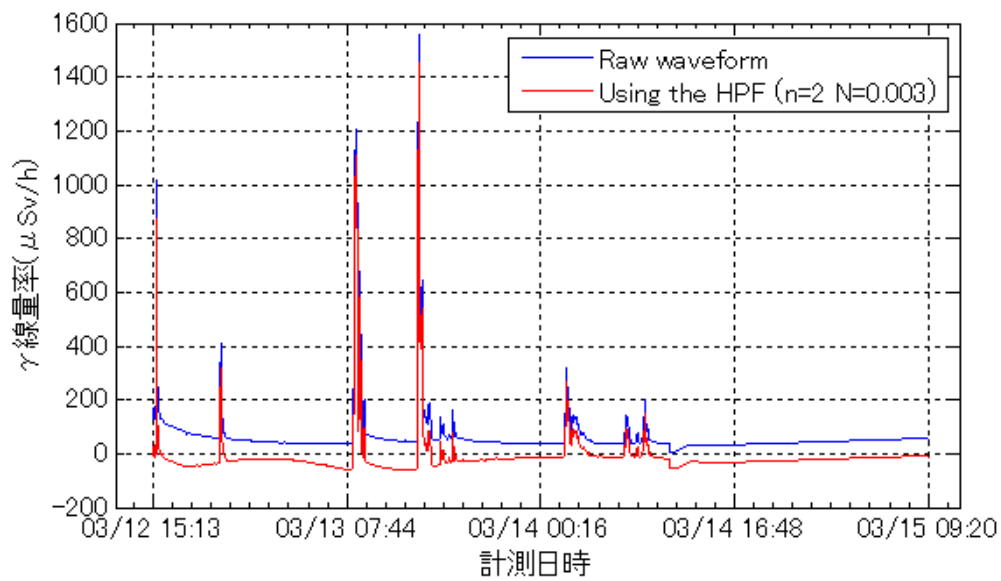


(b) 福島第一観測地点 ” MP-4” にて

図4. 各モニタリングポストの γ 線クラウドシャインピーク線量率（分散値）



(a) 東海第二観測地点 ”MP-C” にて

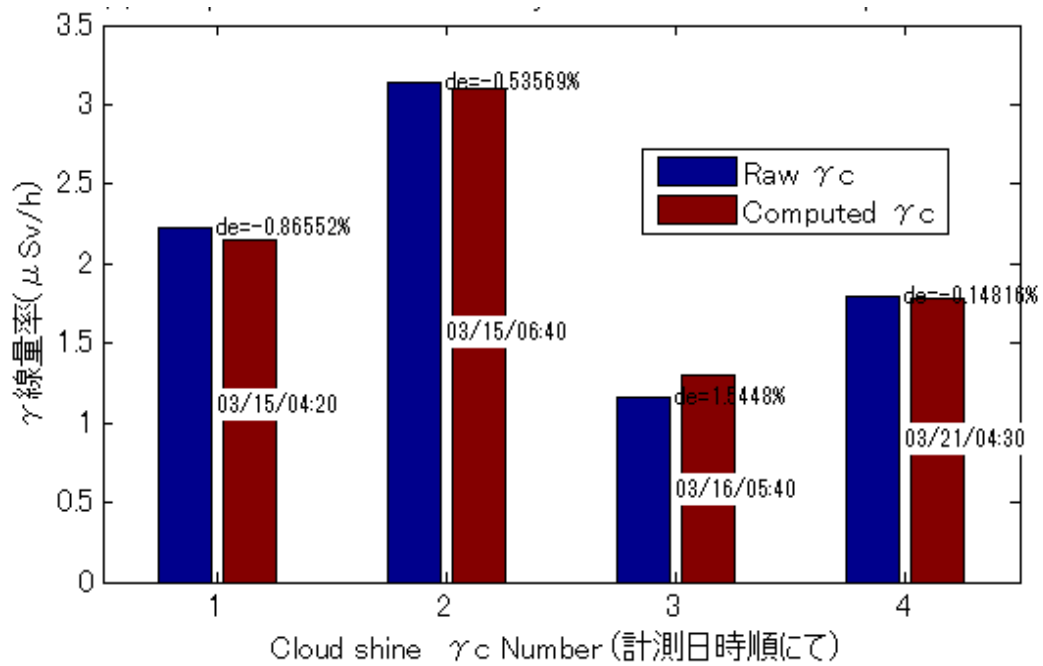


(b) 福島第一観測地点 ”MP-4” にて

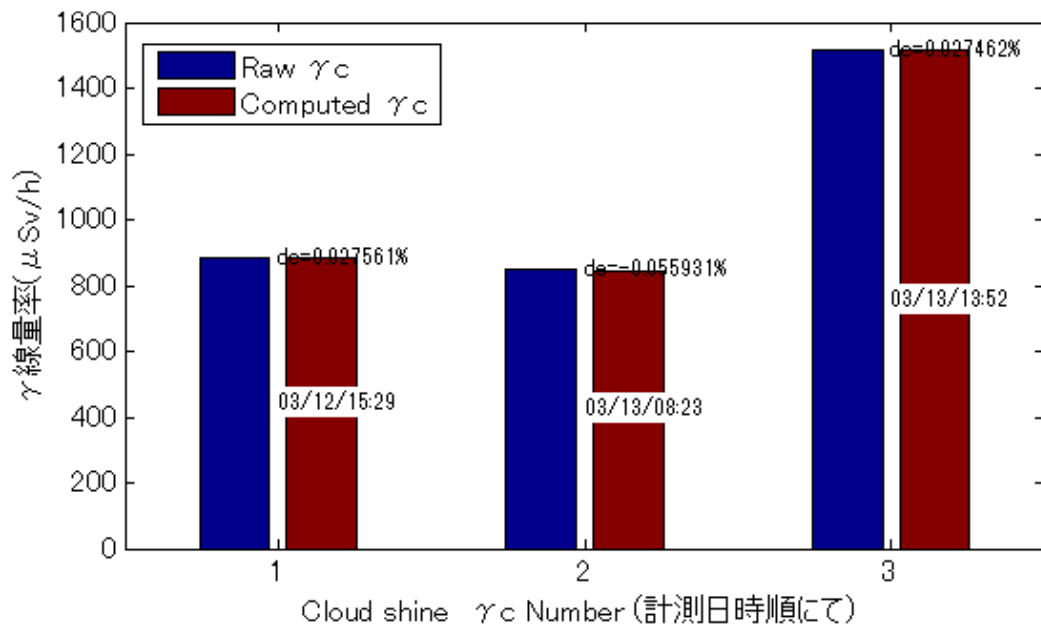
図5. 各モニタリングポストの γ 線クラウドシャイン連続波形（フィルタ処理）

付録

図 5 のフィルタリング処理後のクラウドシャイン波形（赤線）から求めた γ 線量率（波形上の極大値と隣接する極小値の差分：相対線量率；Computed γc ）と図 4 で求めた実測値の目視解析結果（Raw γc ）の比較を図 6 に示す。結果、いずれも波形上ピーク線量率の発生日（横軸）が計算上一致、発生日のピーク線量番号毎の線量率の比較検証により、そのフィルタリング処理による抽出精度は平均 1%以内で大小関係が一致していることが示された。



(a) 東海第二観測地点 ” MP-C” にて



(b) 福島第一観測地点 ” MP-4” にて

図 6. クラウドシャインの目視解析結果 (Raw γ_c) とフィルタリング処理結果 (Computed γ_c) の比較

②クラウドシャイン γ 線（時間積算値： μSv ）の解析結果

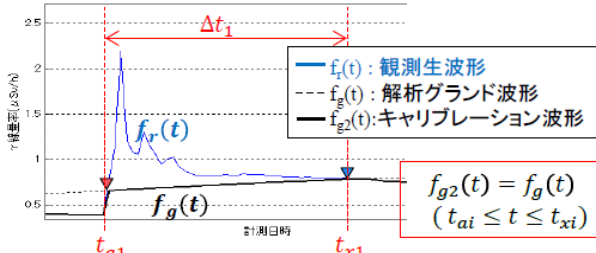
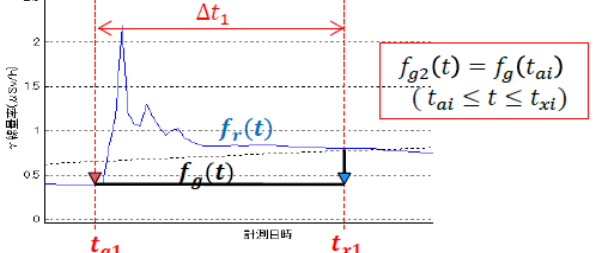
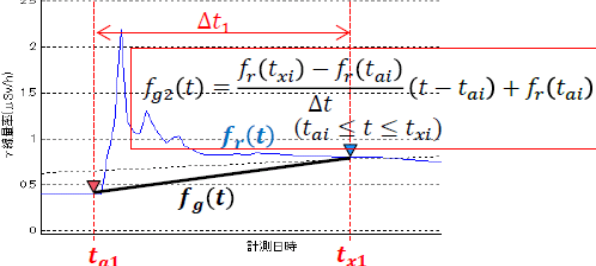
本年度研究で実施した「フィルタリング法」の改良で、フィルタリングの自動最適化により各モニタリングポスト固有観測条件にカスタマイズ可能となり一定の高精度でクラウドおよびグラウンドシャインの連続波形が短時間（1秒程度）で抽出できる。

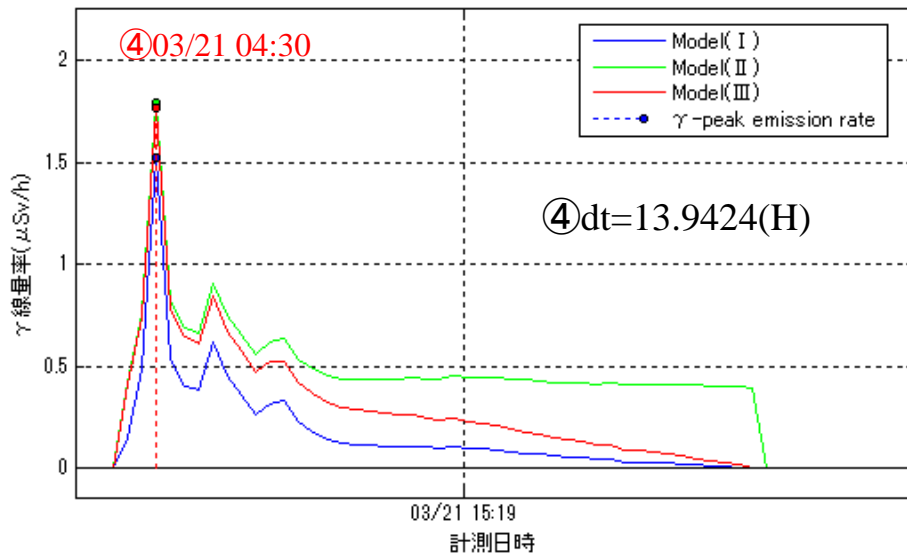
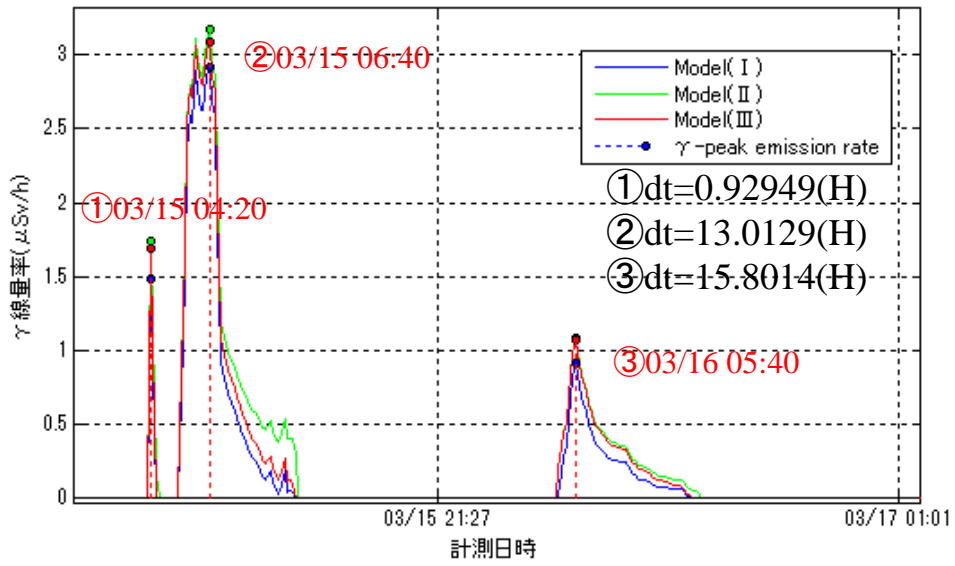
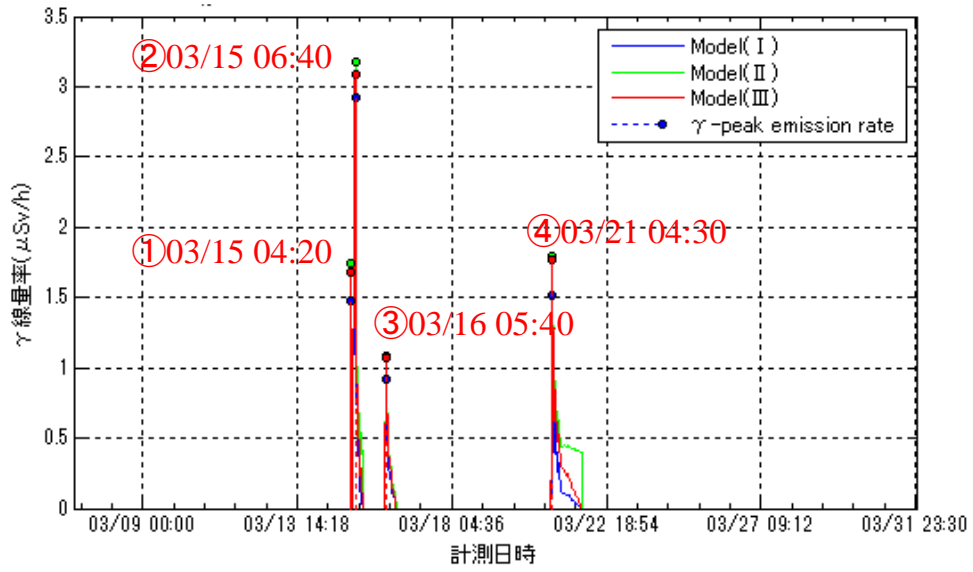
そして、これら成果を利用し、連続波形を放出時間で積分計算する事で、クラウドシャイン γ 線積算値（ μSv ）を定量推定できるようになった。そのための計算手順、前提条件の詳細は、参考資料Yに示す。

また、 γ 線積算値推定計算のためにはクラウドシャイン発生時間内における空中浮遊物（クラウドシャイン）と地表沈着（グラウンドシャイン）の分離モデルが必要であり、その時間内では両成分の線源が混在し、時間的にその線量比率がどのように変化しているかをモデルケースを仮定して分離計算しなければならない。表1に3種類の分離モデルを比較検討する。

表1のモデルに基づき、クラウドシャイン γ 線積算値の推定計算を行った。「東海第二」、「福島第一」の観測点における個々クラウドシャイン波形の結果を図7の(a), (b)に、それら γ 線積算値の分離モデル比較検討結果を図8に示す。

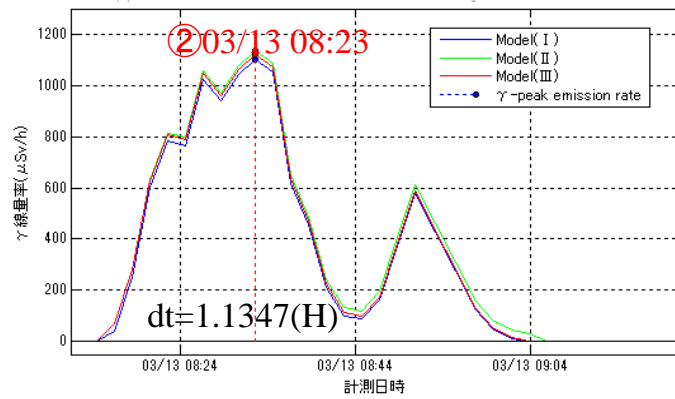
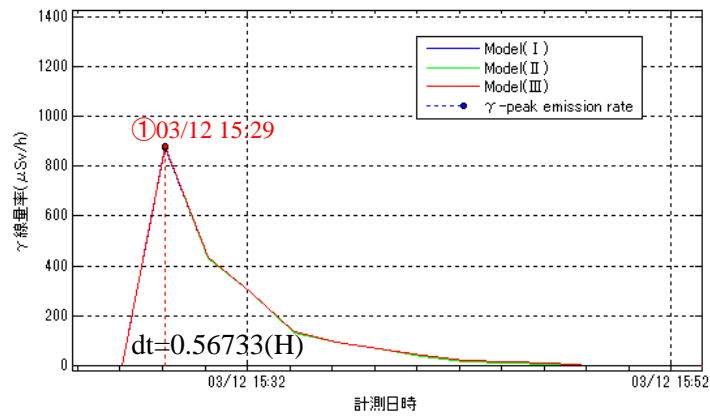
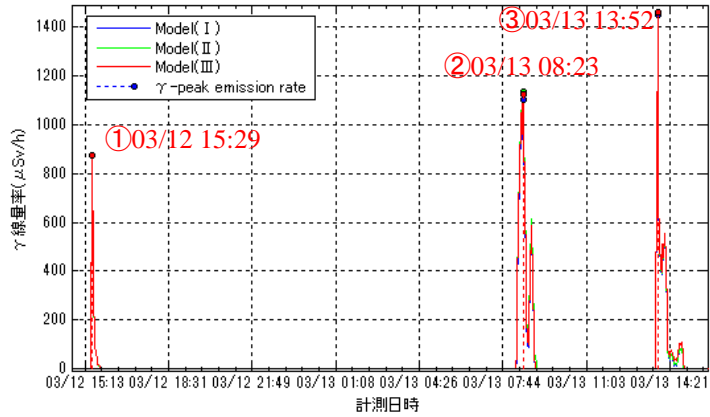
表1 クラウドシャイン発生時間内における γ 線源分離モデル

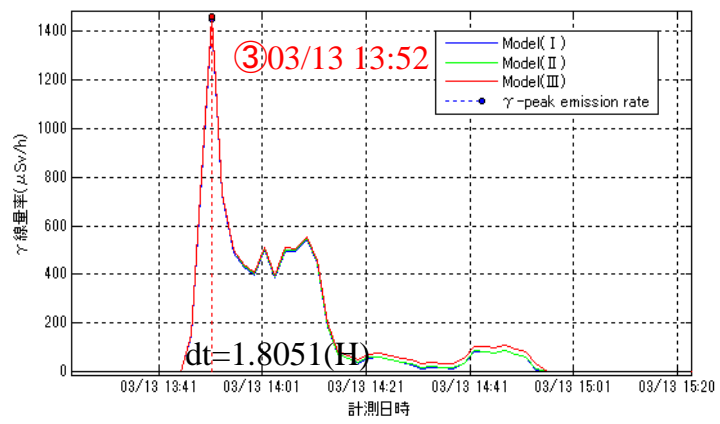
No.	クラウド γ 線量計算キャリブレーションのモデル図	キャリブレーション仮定事象
I	 <p> $f_{g2}(t) = f_g(t)$ $(t_{ai} \leq t \leq t_{xi})$ </p>	<p>共通モデル(I) Δtのクラウド放出時間内で、 幾らかのクラウド線量がグラ ンド成分に線源経路変換し、 両成分線量が混在している 仮定</p>
II	 <p> $f_{g2}(t) = f_g(t_{ai})$ $(t_{ai} \leq t \leq t_{xi})$ </p>	<p>線源変化なしモデル(II) Δtのクラウド放出時間内は、 全てクラウド線量であり、その 時間内での線源経路変換 (→クラウドシャイン)なしを仮 定</p>
III	 <p> $f_{g2}(t) = \frac{f_r(t_{xi}) - f_r(t_{ai})}{\Delta t} (t - t_{ai}) + f_r(t_{ai})$ $f_r(t) \quad (t_{ai} \leq t \leq t_{xi})$ </p>	<p>線形変化モデル(III) クラウドシャイン放出開始時 刻t_{ai}から終点時刻t_{xi}にかけ て線形にクラウドシャインへと 線源経路の変換過程にあり、 クラウドシャイン放出時間内 ではクラウドからの成分も僅 かに混在していると仮定</p>



(a) 東海第二観測地点 ”MP-C” にて

(上図：全体、中図：①～③拡大、下図：④拡大、dt:クラウドシャイン放出時間)

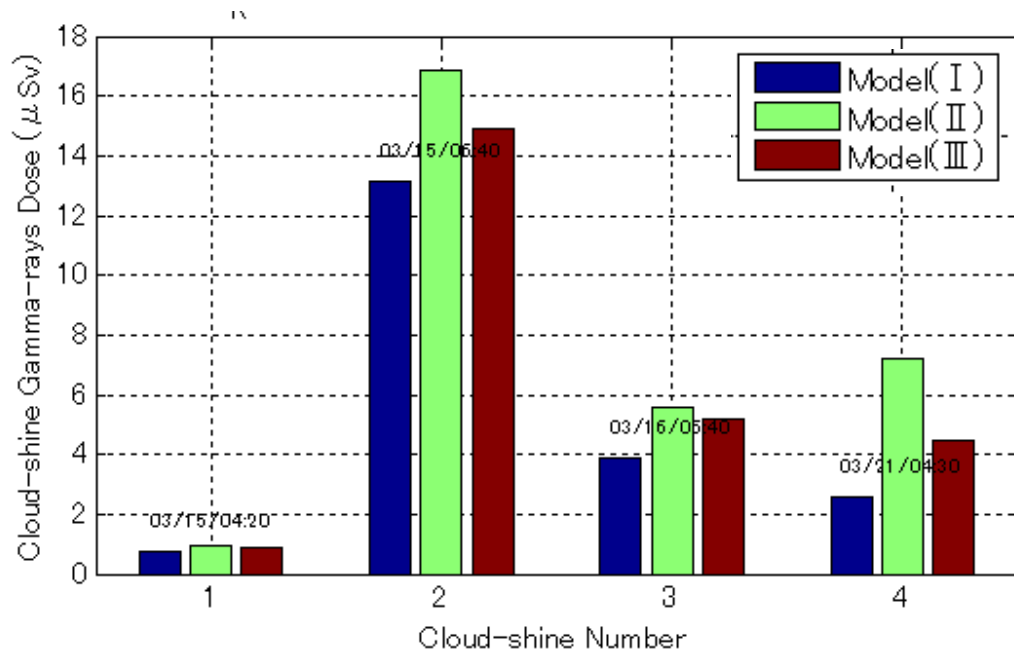




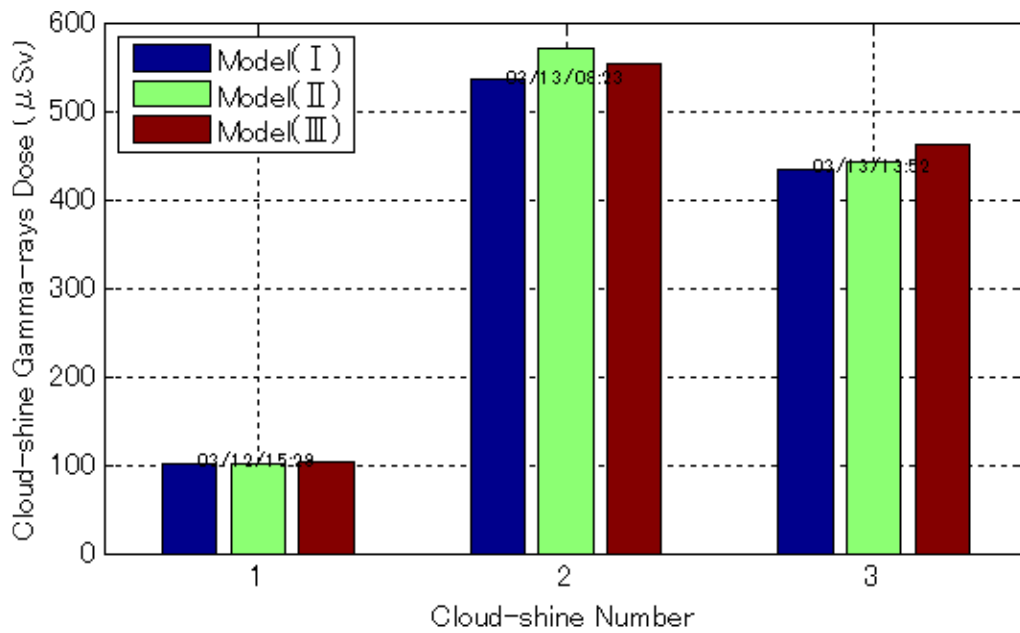
(b) 福島第一観測地点 ” MP-4” にて

(上図：全体、中上図：①拡大、中下図：②拡大、下図：③拡大、dt : Model (I) 積算時間)

図 7 個々のクラウドシャイン波形の各分離モデル解析結果



(a) 東海第二観測地点 "MP-C" にて



(b) 福島第一観測地点 "MP-4" にて

図 8. 個々のクラウドシャインγ線積算値の各分離モデル解析結果

付録

参考文献

- ・東京大学、平成 24 年度文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブ「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」成果報告書、平成 25 年 3 月（国立国会図書館寄贈）

謝辞

本論文は「原子力発電所事故時の放出量推定手法および長期被ばく線量推定の検証に関する研究」による成果をまとめたものである。

まず、本研究を進めるにあたり指導教員である東京大学生産技術研究所 加藤信介教授からは研究全般にわたり懇切丁寧にご指導を賜りました。筆者がこうして論文を書き上げることができましたのも、偏に先生のお力添えの賜であります。心から深く感謝申し上げます。

東京大学生産技術研究所 大岡龍三教授からは研究及び生活面において様々なご指導を賜りました。先生からは研究を続けていく上での基本的姿勢を学ばていただいたように思います。

東京大学生産技術研究所の沖大幹教授、東京大学大学院工学系研究科の赤司泰義教授、前真之准教授には、本論文審査において様々な視点から貴重なご助言とご指導を頂き、研究への姿勢、研究を他者に説明する姿勢に関して多くを学ばせて頂きました。

東京大学生産技術研究所 大場良二特別研究員には多大なるご指導を頂きました。同研究は貴殿不在であったなら成し遂げられなかったことでしょう。研究を心から愛し、邁進するその姿は著者に勇気と元気を与えてくれました。

東京大学生産技術研究所技術専門員 高橋岳生様、東京大学生産技術研究所 菊本英樹助教、山口大学 樋山恭助准教授には研究全般から研究室の生活面において様々にご配慮ご協力を頂きました。

女性職員 松永真由美様、水本京子様、森みゆき様、山田由美子様、竹内愛様、樋口敬子様には研究に際して必要となる経費の運用を円滑に進めて下さいました。書類作成においては、頓珍漢な著者にも暖かくご指導下さいました。

大浦理路様とは同研究の互いの支えとして苦楽を共にして参りました。様々な困難が在ったにも拘らず、心折れることなく卒業できるのも貴君のおかげであります。

文部科学省原子力基礎基盤戦略研究イニシアティブにより実施された「原子力発電所事故時の放出量及び再飛散量推定手法の高度化に関する研究」の放出量推定手法開発に携わった三菱重工業 原智宏様、基志川忍様、石岡昌人様、ENERGIS 糠塚重裕様、東京大学 大森敏明様、JAMSTEC 滝川雅之様、University of Surrey Alan Robins様、にデンマーク Prolog Development Center (PDC) 社のJan Pehrsson博士、RISO研究所のBent Lauritzen先生、Martin先生には大変お世話になりました。

研究室生活をともにした石田義洋先生、河野良坪様、川本陽一様、樋山恭助様、香月壮亮様、南有鎮様、卜震様、Mohamed M. Hefny様、Mai Van Khiem様、成旻起様、呉秉哲様、趙旺熙様、加用現空様、李時桓様、金鐘訓様、黄柔嫻様、永野秀明様、高橋祐樹様、安部諭様、黒澤徹也様、張偉榮様、宮内啓輔様、何佳様、金政一様、李榮玲様、刁芸婷様、万夢寅様、田中美穂様、朴炳龍様、中尾圭佑様、姜允敬様、黄孝根様、崔元準様、林侃様、尹航様、小林遼一様、河原大輔様、堀越和宜様、程烜様、陳石様、Madhavi Indraganti様、黄孝根様有馬雄祐様、中島慶悟様、Yucel Meral様、趙宇様、吉富透吾様、藤間久秀様、八重樫彩様、兒玉和夫様、王立様、小林美子様、杉崎奈緒子様、池田伸太郎様、鈴木新平様、王秋玥様、山本竜大様、小林真太郎様、谷本美咲様、高橋雄大様、横山広樹様、高須真里奈様、呉元錫様、朴星現様、蔡浩秉様、胥妍様、劉明哲様には研究や生活の様々な面で助けて頂きました。

皆様のおかげで楽しい研究生生活を送ることができました。深く感謝申し上げます。また、日々努力を惜しまない皆様が作る素晴らしい研究室の雰囲気の中であればこそ、本論文の執筆が可能であったのだと信じてやみません。

大学での恩師であり、日本留学を推薦していただいた日本工業大学の成田健一先生には研究を頑張るように激励していただきました。深く感謝申し上げます。

最後に、これまでの著者の人生における決断を受け入れ、いつも暖かく見守り続けてくれたご両親、兄、親友の朴贊洙には最大限の感謝を捧げます。

以上、お世話になったすべての方々に深甚の謝意を表すとともに、今後も日々研究に精進する決意を示す次第です。

2015年9月

金 敏植