

原子力事故時における放射性物質の
大気拡散予測に関する研究

寺田 宏明

目次

第 1 章	序論	1
1.1	本研究の背景	1
1.1.1	原子力エネルギーの利用	1
1.1.2	原子力事故時の環境影響評価	3
1.1.3	大気拡散計算モデル	6
1.1.4	緊急時大気拡散予測システムの開発経緯と課題	9
1.2	本研究の目的	12
1.3	本論文の構成	13
第 2 章	原子力事故時の大気拡散予測モデルの開発	15
2.1	WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルに要求される要件	15
2.2	モデル構成と計算フロー	15
2.3	気象場計算	17
2.3.1	WSPEEDI-I の風速場モデル WSYNOP の概要と問題点	17
2.3.2	大気力学モデル MM5 の要件適合性	18
2.3.3	MM5 の導入	19
2.4	大気拡散計算	25
2.4.1	WSPEEDI-I の拡散モデル GEARN の概要と問題点	25
2.4.1.1	基礎方程式	25
2.4.1.2	大気中濃度と地表沈着量	28
2.4.1.3	線量	30
2.4.1.4	GEARN の問題点	30
2.4.2	WSPEEDI-II の拡散モデルの開発	31
2.4.2.1	移流及び乱流拡散	31
2.4.2.2	湿性沈着	32
2.4.2.3	ネスティング拡散計算	33
2.5	まとめ	35
第 3 章	WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルの検証	36
3.1	諸言	36
3.1.1	これまでのモデル検証	36
3.1.2	チェルノブイリ原子炉事故データによる検証の目的	36
3.1.3	六ヶ所再処理施設起源 ⁸⁵ Krデータによる検証の目的	37
3.2	チェルノブイリ原子炉事故データによる検証	38

3.2.1	測定データ	38
3.2.1.1	REM	38
3.2.1.2	Atlas	40
3.2.1.3	KNMI 降水量	40
3.2.2	計算条件	40
3.2.2.1	計算領域及び格子解像度	40
3.2.2.2	MM5 物理過程モデル	41
3.2.2.3	MM5 入力データ	41
3.2.2.4	ソースターム	41
3.2.2.5	その他の計算条件	42
3.2.3	広域計算	43
3.2.3.1	地上大気中濃度	43
3.2.3.2	降水量	48
3.2.3.3	地表沈着量	51
3.2.4	放出点周辺域計算	54
3.2.5	広域と放出点周辺域のネスティング拡散計算	56
3.2.5.1	計算ケース	56
3.2.5.2	放出点周辺域の沈着分布の再現性	56
3.2.5.3	広域の沈着分布の再現性	63
3.2.5.4	ネスティング拡散計算の数値計算上の利点	63
3.3	六ヶ所再処理施設起源 ^{85}Kr データによる検証	65
3.3.1	測定データ	65
3.3.2	2008 年 4 月及び 9 月の事例解析の計算条件	67
3.3.3	気象場の水平格子解像度に関する感度解析手法	70
3.3.4	結果と考察	72
3.3.4.1	解析事例の気象場の再現性と ^{85}Kr 拡散状況	72
3.3.4.2	解析事例の大気中濃度の再現性と水平拡散の影響	78
3.3.4.3	風速場の格子解像度が大気中濃度計算値に与える影響	81
3.3.4.4	水平拡散パラメータの補正の検討	83
3.4	まとめ	87
第 4 章	福島第一原子力発電所事故のソースターム推定と大気拡散解析	88
4.1	諸言	88
4.2	ソースターム推定	89
4.2.1	逆推定法	89
4.2.2	環境モニタリングデータ	90
4.2.3	大気拡散計算	91

4.2.4	測定値と計算値の比較	92
	(1) 大気中濃度	92
	(2) 空間線量率	93
4.2.5	推定結果	95
4.2.6	炉内事象との比較と推定結果の不確かさ	97
4.3	推定ソースタームの検証と大気拡散解析	98
4.3.1	計算条件	98
4.3.2	測定データ	103
4.3.3	推定ソースタームによる日降下量の再現性	103
4.3.4	ソースタームの修正とその日降下量計算結果への影響	107
	(1) 3月21日	107
	(2) 3月30日	108
	(3) 4月6日以降	109
4.3.5	修正ソースタームを用いた計算の再現精度	112
4.3.6	^{137}Cs の日ごとの輸送及び地表沈着状況	114
4.3.7	東日本における地表沈着分布の形成過程	115
4.4	まとめ	117
第5章 結論		118
参考文献		122
論文目録		131
謝辞		134

第1章 序論

1.1 本研究の背景

1.1.1 原子力エネルギーの利用

人類は、自然界から得られるエネルギーを生活、産業、娯楽等に利用し、人口を増加させ、生産及び消費活動を拡大し、発展させてきた。人類によるエネルギー利用は、旧石器時代における火の利用に始まり、産業革命以前は、馬や牛等の家畜の労働力、薪や木炭等の植物エネルギー、水車や風車等を用いた自然エネルギーを利用していた。18世紀後半には、人類のエネルギー利用において大きな転換点である産業革命が訪れた。蒸気機関の利用の広がりにより、工業や輸送手段のためのエネルギー源として石炭の利用が加速された。その後増大するエネルギー需要に対応するため、石油、天然ガス等の化石燃料の他、原子力、水力、地熱等、様々なエネルギー源を開発し、大量消費してきた。図 1.1 に世界の人口と一次エネルギー消費量の推移を示す。これに見られるように、人口の増大に伴いエネルギーの消費は増加の一途をたどっている。また、図 1.2 は、世界のエネルギー種別消費量の推移である。2012年時点において、石油、石炭、天然ガスは全体の87%に及ぶ。水力発電は6.7%で、これに次いで4.5%の割合を占めるのが原子力である。近年、風力や太陽光等の再生可能エネルギーの開発が進められているが、現在のところその割合は2%に満たない。

原子力は、1951年に米国アイダホ州の実験炉 EBR-I での世界初の原子力発電（森，1986）以来、世界の多くの国で継続的に利用されてきた。日本では、1963年に日本原子力研究所（現、日本原子力研究開発機構（以降 JAEA, Japan Atomic Energy Agency と記す。)) が動力試験炉（JPDR, Japan Power Demonstration Reactor）で初の原子力発電に成功（日本原子力研究所，1986）した後、1966年に茨城県の東海発電所で商業用原子力発電が開始された（森，1986）。図 1.3 に、世界の運転中発電用原子炉数の推移を示す。1970年代及び1980年代に急激に増加し、1990年以降、世界では400基以上の原子炉が稼働している。近年の日本の原子炉数の増加は停滞しているのに対して、中国、韓国、台湾及びインドの合計の原子炉数の増加傾向は著しく、2010年以降、合計数は日本を越える状況となっている。

2011年に東京電力福島第一原子力発電所で発生した事故の後、ドイツ、スイス、イタリアでは原子力発電の廃止が決定された。しかし、アメリカでは低コストのシェールガス開発が注目されている中でも2013年3月には原子炉の新規着工が行われ、中国、韓国、インドの他、ベトナムやインドネシア等の東南アジア諸国でも原子力発電所の建設が計画されている（日本原子力産業協会，2013）等、世界において原子力の利用は依然伸展する傾向が継続していると言えよう。

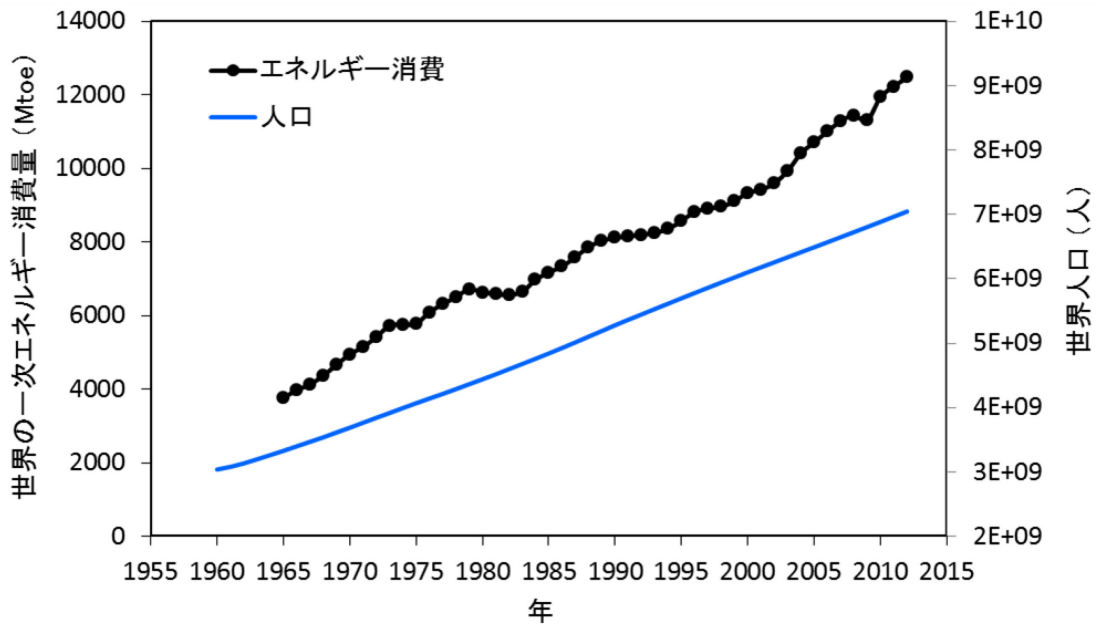


図 1.1 世界の人口と一次エネルギー消費量総計の推移。(World Bank, 2013; BP p.l.c., 2013)

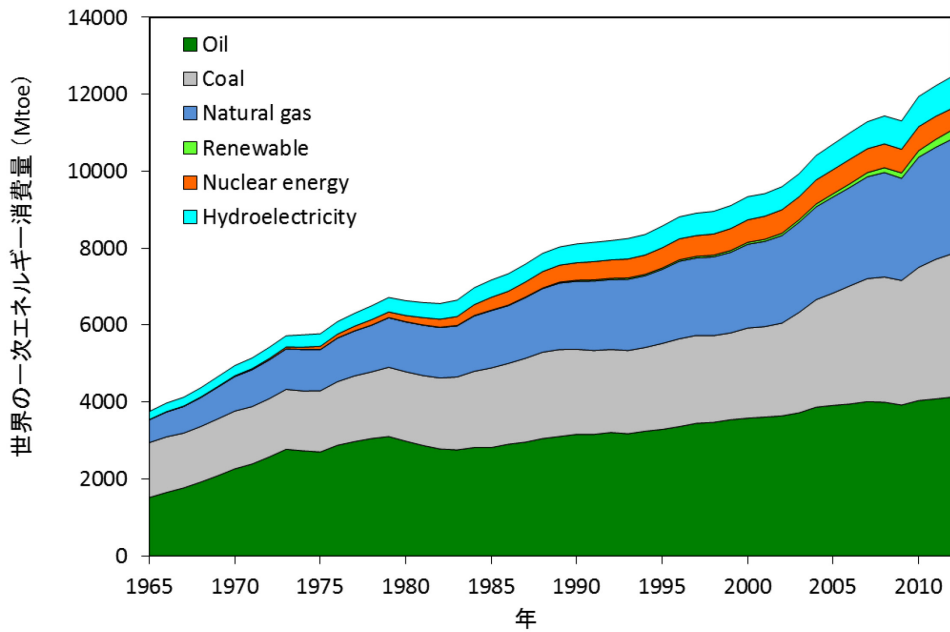


図 1.2 世界の一次エネルギー消費量の推移。(BP p.l.c., 2013)

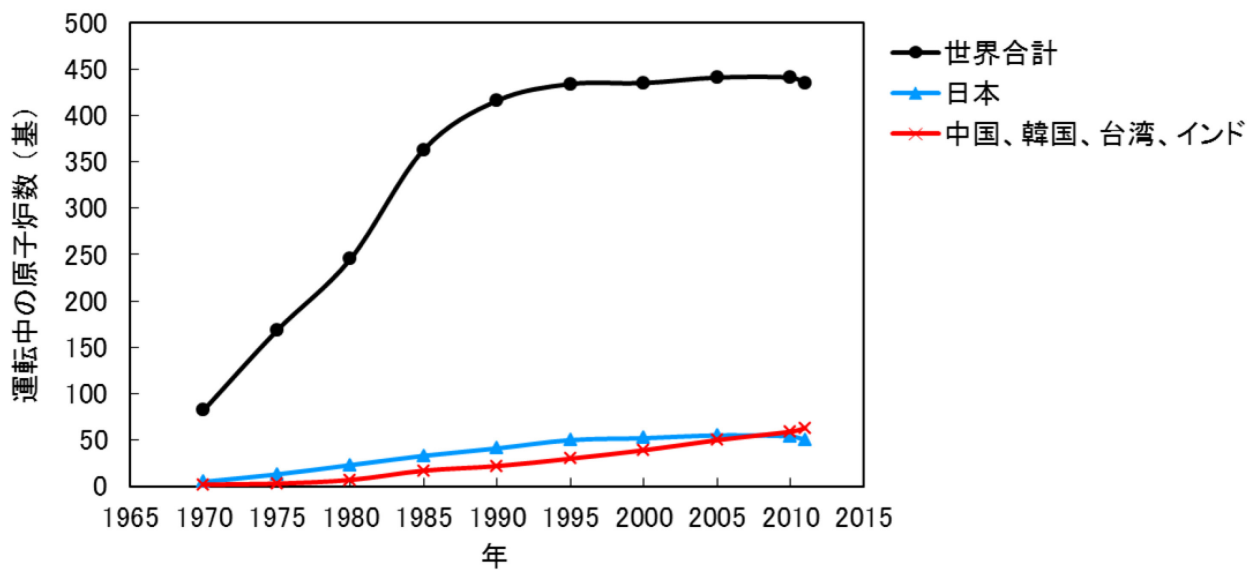


図 1.3 各年の末日時点で送電網に接続された原子炉の基数。(IAEA, 2006; IAEA, 2012)

1.1.2 原子力事故時の環境影響評価

原子力施設においては、事故の発生を防ぐための誤操作防止や地震対策等の安全対策が講じられているだけでなく、万一の事故発生時にも放射性物質の外部への放出を防ぐため多重の障壁が施されている（原子力安全研究協会，2008）。しかし、現実には放射性物質の環境への放出を伴う事故がこれまでに複数回発生している。これまでに発生した、放射性物質の大気放出を伴う事故の主な事例を表 1.1 に示す。本論文では、放射性物質の漏えい・放出が発生した事象を広義の原子力事故として扱う。表に記したスペインのアルヘシラスの製鋼所における医療廃棄物の誤焼却による放射性セシウムの放出のように、原子力関連施設以外において放射性物質が放出される事故も発生している。また、原子力施設における不測の事故とは異なるが、北朝鮮は、これまで 2006 年、2009 年、2013 年に地下核実験を実施したと発表をしている（外務省，2013；首相官邸，2013）。2013 年には、核実験に起因すると考えられる地震波の観測後 7 週間以上が経過してからであるが、日本の高崎市における大気サンプリング観測で微量ながらも放射性希ガスが検出されており、核実験による核分裂生成物が大気中へ漏えいした可能性が高いことが報告されている（CTBTO, 2013）。

前節で述べた世界的な原子力施設の増加に加えて、非原子力施設における放射性物質の事故放出、地下核実験に至るような国際情勢の緊張等により、放射性物質の大気放出の潜在的な可能性は増大している。先述したように、アジア地域では原子力施設が著しく増加する傾向にある。これらの地域は、比較的日本に近い（例えば、韓国の釜山にある古里原子力発電所からの距離は、対馬までおよそ 70 km、九州北部及び山口県までおよそ 200 km である）ことと、偏西風及び季節風の風上域に位置することから、ひとたび放射性物質の大量放出を伴う大規模事故が発生すれば、日本にまで放射性物質が輸送される可能性は十分考えられる。

表 1.1 放射性物質の大気放出が発生した主な原子力事故

発生年	発生場所	原因及び内容
1952	カナダ チョークリバー、研究用原子炉 NRX	制御棒誤操作、燃料棒溶融
1957	旧ソビエト連邦 ウラル地方、軍事用原子力施設	放射性廃液タンクの冷却設備故障、爆発
1957	イギリス 旧ウィンズケール（現：セラフィールド）、軍事用原子炉	誤操作による減速材（黒鉛）燃焼、燃料棒破損
1961	アメリカ アイダホ州、研究用原子炉 SL-1	制御棒誤操作、爆発
1979	アメリカ ペンシルバニア州、スリーマイル島（TMI）原子力発電所 2 号機	装置故障及び誤操作、炉心部分溶融
1986	旧ソビエト連邦 ウクライナ共和国、チェルノブイリ原子力発電所 4 号機	操作手順違反、燃料及び原子炉の破損、減速材（黒鉛）及び建屋の火災
1997	日本 東海村、核燃料再処理工場アスファルト固化施設	アスファルト固化体の化学反応による発熱、建屋の火災及び爆発
1998	スペイン アルヘシラス、製鋼所	医療用セシウム線源の焼却炉による誤溶融
1999	日本 東海村、核燃料加工施設	作業手順違反、ウラン溶液の臨界
2011	日本 福島県、福島第一原子力発電所	全電源及び冷却剤喪失、炉心溶融及び水素爆発

原子力施設等の事故により放射性物質が大気中に放出されると、その放射性物質が出す放射線により一般公衆が被ばくする可能性がある。事故後の公衆の放射線防護対策において考慮すべき主要な被ばく経路は、放射性プルームからの放射線（クラウドシャイン）及び地表沈着核種からの放射線（グラウンドシャイン）による外部被ばくと、放射性プルーム通過時の吸入、及び飲食物の経口摂取による内部被ばくである。これら以外にも、プルーム通過時に皮膚及び衣服に付着した放射性物質による外部被ばくや、再浮遊した地表沈着核種の吸入による内部被ばくもあり、これらを無視できない可能性がある。前者はプルームの吸入と相似とみることができるが、被ばく時の着衣の状況や除染の有無の影響が大きく、後者は地表沈着核種からのグラウンドシャインと相似とみることができるが、再浮遊は地表面状態等に依存するため、ともに合理的な見積もりには十分な検討が必要である。こういった放射線被ばくは、ALARA (As Low As Reasonably Achievable)の原則 (ICRP, 1977)に基づき、社会的・経済的条件を考慮しつつ、合理的に達成可能な限り低減することが求められ、そのためには、避難・屋内退避、安定ヨウ素剤の服用、飲食物の摂取制限等の対

策を適切に実施することが必要となる。また、事故後の住民の被ばく線量評価のための調査を行う上では、重点的に調査を実施すべき地域を選定する必要がある。こういった対策や活動を検討、実施する上で、放出された放射性物質の環境中濃度及び線量の分布の現況を正確に把握・評価した上で、将来予測をすることが重要であり、そのための基本情報を与えるものは、一つは緊急時モニタリングであり、もう一つは大気拡散計算である。

緊急時モニタリングには、モニタリングポスト、モニタリングカー、航空機等による空間線量率測定と、大気、降水、飲料水、湖沼水、河川水、海水、土壌、植物、農畜産物、魚介類等の環境試料中の放射性物質濃度の測定（ダストサンプリングや降下物測定はこれに含まれる）があり、国の統括により地方自治体、原子力事業者及び関係公共機関等により実施される（原子力規制委員会、2013）。各モニタリング手法にはそれぞれ異なる特徴がある。航空機モニタリング（鳥居ら、2012）では、空間線量率等の広範囲な空間分布が得られるが、測定値はある一定の面積の平均的な測定値であり、長時間の飛行サーベイが必要なため時間解像度には限界がある。また、上空において測定した計数率から地表における空間線量率や地表沈着量への換算を行うため、他の測定手法に比べて含まれる不確かさが増える。地上での空間線量率の測定では、測定間隔を短くすることで時間解像度はある程度までは高くできるが、同時に測定する地点数を増やすのは限界があるため、空間分布は離散的となり全体像は把握しにくい。環境試料中濃度の測定は、濃度を直接測定するため正確性は高いが、空間線量率の測定に比べて、試料の採取、処理及び分析に、時間と専門性を有するマンパワーを要するため、必然的に時空間解像度は低くなる。

2011年3月11日に発生した大規模地震と津波により引き起こされた福島第一原子力発電所事故においては、事故後まもなくから事業者、地方自治体、原子力関連機関等により緊急時モニタリングが実施された。膨大で貴重なデータが取得されたが、地震及び津波により、モニタリングポストや測定資機材等の破損や流出、広範囲な長期停電によるモニタリング設備への電力供給の停止、道路橋梁の破損及び瓦礫の飛散等による測定地点間の移動における障害等の問題が発生し、サイト近傍では測定者の大量被ばくのおそれもあった。このため、事故直後に迅速に十分な測定を行うのは非常に困難であったと考えられ、本来期待される時空間分解能の測定結果が得られたとは言い難い。航空機モニタリングは、3月17日には米国エネルギー省（U.S.DOE, United States Department Of Energy）により開始され広範囲な空間線量率分布が得られたが、文部科学省との共同実施体制が取られたのは4月以降であり、日本単独によるモニタリングは早期には実施されなかった。また、このような種々のモニタリング結果の多くはインターネット上のWebサイトに掲載されたが、不鮮明な図や画像化された表等の数値データとして扱えない形式の資料がほとんどで、正確な情報の取得、直感的な理解、図形作成や解析等の二次利用が困難な場合もあり、今後検討すべき課題を示した。

一方、特にモニタリング体制が十分に整うまでの緊急時初期において、放出された放射性物質の大気拡散及び地表沈着の全体像をリアルタイムに把握し、将来予測を行うには、大気拡散計算が有効な手段となる（茅野、1990）。この大気拡散計算の結果は、緊急時モニ

タリング結果の解析・評価や、効果的かつ効率的なモニタリング計画を策定する上でも重要な情報となる。ただし、定量的評価における放出地点、放出核種、放出率の時間変化、放出形態等の放出源情報（以降、ソースターム）の必要性や、計算モデル、入力データ、及び条件設定等に起因する計算の不確かさ等の制約があることに留意する必要がある。

福島第一原子力発電所事故では、緊急時環境線量情報予測システム SPEEDI (System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information) (文部科学省, 2007) が、「環境放射線モニタリング指針」(原子力安全委員会, 2010a) であらかじめ定められた方法により、事故直後から単位放出による予測結果を関係各所に毎日提供し、また各所の依頼による仮定条件に基づく予測結果を提供した。単位放出の計算結果は緊急時モニタリングを優先的に実施する区域の選定に使用された (文部科学省, 2012a)。この SPEEDI による予測は、定量的な結果ではないものの一定の信頼性を有するものであり、他の情報と組み合わせた検討がなされていれば各種対策の判断材料になり得た (茅野, 2013)。また、3月15日以降、後述する世界版 SPEEDI (WSPEEDI, Worldwide version of SPEEDI) により、SPEEDI の計算範囲を超える広域の単位放出や仮定条件による予測結果も提供された (文部科学省, 2012b; 原子力安全委員会, 2012)。3月23日にはこれら SPEEDI 及び WSPEEDI の計算結果と環境モニタリング結果から推定された放出量を用いて作成された甲状腺被ばく線量分布図が発表され、4月12日には放出量の推定結果が発表された。SPEEDI の事故対応への利用については、東京電力福島原子力発電所事故調査委員会 (国会事故調) では避難判断に利用するには限界があるとされたが、原子力安全に関する IAEA (International Atomic Energy Agency) 閣僚会議に対する日本国政府の報告書、東京電力福島原子力発電所における事故調査・検証委員会 (政府事故調)、及び福島原発事故独立検証委員会 (民間事故調) では SPEEDI を活用すべきであったと結論づけられている。

1.1.3 大気拡散計算モデル

大気拡散計算では、一定の仮定の下、大気環境中における物質の輸送及び地表沈着を近似や単純化により定式化 (モデル化) し、数値的手法により特定の条件下での解を求める。ある地点から放出された物質の大気拡散を計算するモデルでは、ガウスプルームモデル (Pasquill, 1974) が開発の歴史が古く、現在でも発電プラントの立地安全評価などで広く用いられている。このモデルは、拡散方程式の一つの解析解を用いて大気中濃度と線量を計算するモデルであり、放射性プルーム (放射性雲) が風下方向に直線的に伸びると仮定し、流れに直交する方向の濃度分布をガウス分布で表現したものである。このモデルでは平坦地形、一様かつ定常な気象場、定常放出を仮定しているため、複雑な地形の影響及び気象・拡散状況の時空間変化を考慮できない。

このような、解析解として得られた分布型に風速、放出量、大気安定度等の値を代入して濃度を求めるモデルに対して、計算技術の発達や計算機性能の向上にともない、複雑な地形や非定常状態を考慮可能な大気拡散の数値計算を行うモデルが開発されてきた。大気拡散の数値計算モデルは、風速や乱流等の時空間変動を計算する気象モデルと、放射性物

質の濃度・線量を計算する拡散モデルから構成される。まず気象モデルの計算を行った後その結果を用いて拡散モデルの計算を行うオフライン型モデルと、気象モデルと拡散モデルが一体となったオンライン型モデルがあり、後者は輸送中の複雑な物理・化学的变化を考慮する必要のある大気汚染研究でよく利用される (Grell et al., 2000)。

気象モデルには、目的や要件に応じて次の2種のモデルが主に利用される。一つは、気象機関による数値予報データ等の風速を高解像度の解析対象領域の格子点に内挿し、変分解析により最小の修正を加えることで質量保存則を満たす風速場を診断的に計算するものであり、質量保存風速場モデルと呼ばれる。このモデルにより、局所的な地形の影響を考慮した質量保存則を満たす3次元風速場が得られる。もう一方の気象モデルは、大気力学モデルである。このモデルは、気象機関による全球規模から総観規模の客観解析あるいは数値予報の結果を初期値・境界条件として、大気運動の力学方程式や熱力学方程式を数値的に時間積分することにより、風速場、温位、気圧等の気象変数を計算するものである。雲・降水、大気放射、地表面、大気境界層等の各過程の詳細な考慮が可能であり、大気境界層乱流や雲・降水等の時空間変動を計算できる。数値気象予報データを入力データとして用いることで、気象場の将来予測が可能である。このモデルでは、対象とする大気運動のスケールに応じた様々な近似がなされる。高・低気圧等、数1000 km以上の水平スケールの現象を対象とする場合、大気の鉛直運動が水平方向に比べて無視できるため静力学平衡を仮定した気象モデルでも良い精度を示すが、積雲対流を扱うような10 km程度以下の水平スケールでは、静力学平衡が成り立たないため、大気の鉛直運動を精緻に扱う非静力学モデルを用いる。一般的に質量保存風速場モデルに対して大気力学モデルの計算負荷は大きなものとなる。

こういった気象モデルにより計算された気象場に基づき放射性物質の大気拡散を計算する拡散モデルは、Fick型の拡散式から定常的な拡散を仮定して得られたガウス型分布の解析解を用いるモデル(解析解拡散モデル)と、微分方程式を数値的に解く方法や計算機内で放出した多数の粒子の輸送を計算する方法によるモデル(数値解拡散モデル)に大きく分類できる。

解析解拡散モデルとしては、放射性プルームを連続的に放出された多数の気塊(パフ)の集まりとして考えるパフモデル(Ramsdell et al., 2012)がある。濃度は全てのパフについて積算することにより求められる。あらかじめ用意された時空間的に変動する風速場を用いて個々のパフの移動を計算するが、それぞれのパフはガウス型分布を持つと仮定するため、プルーム主軸の時空間変化を考慮できる以外はガウスプルームモデルと同様の制限がある。モデルの簡潔さから解析解拡散モデルの計算コストは低い。

一方、数値解拡散モデルには、オイラー型差分モデルとラグランジュ型粒子モデルがある。オイラー型差分モデルは、対象領域を3次元格子で区切った計算セルに分割し、各セル内での濃度変動を、移流拡散方程式を差分近似することで数値的に計算するもので、放出源が空間的広がりをもつ酸性雨等の大気汚染研究に一般的に用いられてきた(Byun and Schere, 2006; Carmichael et al., 1991; Chang et al., 1987)。ラグランジュ型粒子モデルは、放出

された物質を多数の仮想粒子で表現し、それらの粒子位置の時間発展を追跡し、粒子分布から濃度を計算する。このモデルは特に放出直後の放出地点近傍における拡散を正確に表現できることから、放出源が工場や原子力施設の排気筒等のような点状の場合に適用されてきた (Chino et al., 1995; Jones et al., 2007; Stohl et al., 2005; Sullivan et al., 1993)。数値解拡散モデルは、気象モデルによる計算結果を利用することで、時々刻々変化する気象場に応じた詳細さや精度で物質の大気拡散を計算することが可能である。数値解拡散モデルは詳細な大気拡散計算が可能であるが、一般的には解析解拡散モデルに比べて計算コストが高くなる。

大気中に拡散した放射性物質の一部は、直接あるいは降水に取り込まれて地表面に沈着する。大気乱流や重力沈降により地表付近まで輸送された放射性物質は、分子拡散（気体状物質）、ブラウン拡散及び慣性衝突（粒子状物質）、湿潤面での溶解、植物の気孔からの吸収等の過程により大気中から除去される。これを乾性沈着という。一方、雲粒核の形成や、雲水・雨水等の降水粒子への衝突や溶解等により大気中から除去され、降水として地表に降下するのを湿性沈着という。これらの沈着過程は解析解拡散モデルでも考慮可能であるが、数値解拡散モデルではより詳細に考慮することが可能となる。例えばパフモデルでは乾性沈着による大気中からの放射性物質の除去を個々のパフに対して計算するため、地表付近の濃度減少が分布全体から補償され分布型が変化しないソースデプレッションモデルを用いることになるが、数値解拡散モデルでは計算セル内濃度あるいは仮想粒子に対して除去を計算するため、濃度減少を周辺の高濃度域から補償するサーフィスデプレッションモデルを用いることが可能である。

図 1.4 に様々な気象現象と大気環境問題の時空間スケールを示す。この図から分かるように、気象現象及び大気環境問題の時空間スケールは非常に幅広い。大気環境問題において重要な大気拡散は、様々なスケールの気象現象の複合的な影響を受け非常に複雑なものとなる。したがって、大気拡散計算モデルは、対象とするスケールや目的に応じて、気象現象及び物質の大気輸送・地表沈着過程を適切にモデル化して考慮することが求められる。本研究では水平空間スケールで数 10 km から数 1000 km 程度、時間スケールで数時間から数日程度の大気拡散予測を対象とする。

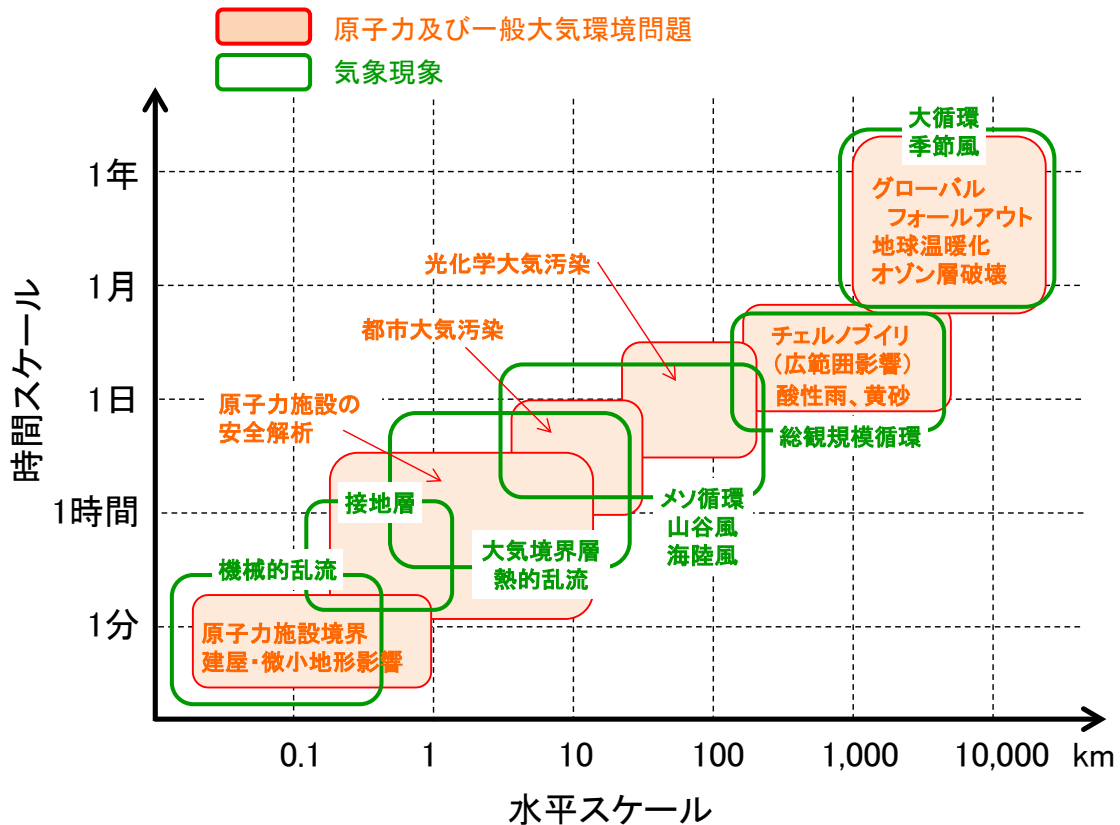


図 1.4 気象現象と大気環境問題の時空間スケール。

1.1.4 緊急時大気拡散予測システムの開発経緯と課題

放射性物質の大気放出を伴う原子力事故が発生した際の大気拡散の解析や予測、線量評価において、特に原子力施設近傍への影響評価には、簡便性、即時性や過去の利用実績等からガウスプルームモデルが利用される場合がある。例えば日本の原子炉立地時の安全審査では「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」(原子力安全委員会, 2001)に基づき、ガウスプルームモデルと実際のサイトの地形を使った風洞実験を組み合わせた解析が実施されてきた。この安全解析では、平均的な気象場による定常状態の拡散を仮定して、平常運転時及び事故時に放出される放射性物質による最大濃度地点における1年間の平均的な濃度や被ばく線量を計算し、これが法令や指針による基準値より十分に低いことを確認することで安全を担保している。また地表沈着は考慮されていない。

しかしながら、日本の原子力施設の多くは沿岸と山地の複合による複雑な地形に立地しており、実際の事故時には、この地形の影響を受けた海陸風や山谷風等、気象現象の非一様・非定常性を考慮する必要がある。また、チェルノブイリ原子炉事故や福島第一原子力発電所事故で見られるような空間的に非均一な汚染分布をもたらす沈着過程や、事故が長期間継続する場合、放出率や放出核種組成比等の放出状況の変化も考慮する必要がある。したがって、原子力事故が発生した際、出来る限り現実的な放射性物質の環境中分布に基づく影響評価を早期に行うためには、大気拡散の数値計算が必要となる。また、計算機性

能の向上や、気象学分野において多数の研究者等に利用されるコミュニティモデル開発の伸展により、大気力学モデルによる気象予測が近年一般的になってきている。こういった理由から、現在世界各国で開発が進められている原子力事故時の意思決定支援を目的とする緊急時大気拡散予測システムでは、大気力学モデルと数値解析モデルの組み合わせによる詳細な数値計算モデルの利用が増えている。

ここで、世界の主な原子力緊急時の大気拡散予測システムについて概説する。米国では、スリーマイル島原子力発電所事故以前の 1972 年からローレンスリバモア国立研究所 (LLNL, Lawrence Livermore National Laboratory) において先進的に緊急時システムの整備が進められてきた。現在、LLNL の米国大気放出勧告センター (NARAC, National Atmospheric Release Advisory Center) により、世界で原子力事故が発生した際には 24 時間 365 日即座に大気拡散予測を開始することができる運用体制がとられている (Sugiyama et al., 2010)。NARAC の大気拡散計算モデルは、COAMPS 等の気象予測モデル、質量保存風速場モデル ADAPT、及びラグランジュ型粒子拡散モデル LODI により構成される (Bradley, 2007)。また、米国原子力規制局 (U.S.NRC, United States Nuclear Regulatory Commission) では、パフモデルを用いた RASCAL (U.S.NRC, 2011) を原子力事故時の線量評価システムとして整備している。欧州では、チェルノブイリ原子炉事故による放射能汚染を経験して以降、越境事故の国内への影響評価の必要性が注目されるようになり、欧州連合を中心に利用される RODOS (Forschungszentrum Karlsruhe, 2006)、北欧諸国を中心に利用される ARGOS (Prolog Development Center, 2011) 等の緊急時大気拡散予測システムが開発されてきた。RODOS には、気象データ前処理プログラム RMPP と、近距離拡散用にパフモデル RIMPUFF 及びパフ・粒子モデル DIPCOT、長距離拡散用に差分型モデルの MATCH 等が整備されている。ARGOS では、気象予測モデル HIRLAM と、RIMPUFF、MATCH に加えて DERMA、SNAP 等の数値解拡散モデルが利用可能とされている。

日本においては、1979 年の TMI 事故以降、国内の原子力緊急時に対応するため、SPEEDI が整備されてきた。TMI 事故の翌年 1980 年から日本原子力研究所にて開発が開始され、1984 年に第 1 版が完成した (茅野ら, 1984)。1985 年からは原子力安全技術センターへの移管と運用システムの整備が開始され、1986 年からは、原子力安全技術センターが文部科学省 (福島第一原子力発電所事故後は原子力規制委員会) からの委託を受けて平常時から 24 時間体制で運用している (文部科学省, 2007)。この SPEEDI による大気拡散予測結果は、日本の原子力防災対策の意思決定を行う上で重要な情報として利用されるものとして位置づけられてきた (原子力安全委員会, 2010a, 2010b)。SPEEDI は、日本国内の原子力施設で放射性物質の大気放出を伴う事故が発生した場合、事故地点を含む 25~100 km 四方の領域を対象として、放射性物質の大気中濃度、地表沈着量、及び線量を迅速に予測することを目的としている。現在のモデル構成は、静力学気象モデルの PHYSIC、質量保存風速場モデル WIND21、ラグランジュ型粒子拡散モデルの PRWDA21 となっている (須田, 2006)。

SPEEDI の完成後、1986 年にチェルノブイリ原子炉事故が発生した。この事故により大気中に放出された放射性物質は、国境を越えて地球上の広い範囲に拡散した。この事故を

契機に、大規模原子力事故による国境を越えるような広範囲な環境汚染を迅速に予測する必要性が認識されるようになった。この要請に応えるため、地球上の任意地点での原子力事故に対応出来る大気拡散予測システムである WSPEEDI の開発が JAEA において進められた。WSPEEDI の第 1 版 (WSPEEDI-I) (Chino et al., 1995) は、計算モデルの開発と検証、気象データのオンライン取得や計算結果可視化等の計算支援機能を含むシステム化を経て、1997 年に完成した。WSPEEDI-I は、質量保存風速場モデル WSYNOP (Ishikawa, 1994a) と、それに引き続き放射性物質の大気拡散を計算するラグランジュ型粒子拡散モデル GEARN (Ishikawa, 1994b) から構成されている。詳細は後述するが、このモデルでは対象領域の高解像度な地形の影響を考慮して質量保存則を満たすように計算された 3 次元風速場を用いて粒子法による拡散計算が行われるため、放射性プルームの分岐や山越え、風速の鉛直シアーによる 3 次元的な変形等の複雑な拡散現象を計算可能である。また、沈着過程も考慮されている。WSPEEDI-I はこれまで、チェルノブイリ原子炉事故や欧州における広域野外拡散実験 ETEX (Nodop et al., 1998) への適用により、長距離大気拡散モデルの計算性能が検証された (Ishikawa, 1994b; Ishikawa, 1995; 山澤ら, 1997; Yamazawa et al., 1998)。また 1998 年のスペイン、アルヘシラスでの ^{137}Cs 誤焼却事故では、事故当初不明であった放出量の推定と大気拡散解析が行われた (山澤, 1999)。

これまでのモデル検証や適用を通じて明らかとなった WSPEEDI-I の大気拡散予測モデルの課題を以下に列挙する。

- 質量保存風速場モデルが拡散モデルに提供できる気象変数は入力気象データに含まれる変数に限られ、通常は風速場と地表での降水量である。このため、大気境界層内での乱流拡散過程や降水による湿性沈着過程は拡散モデル内で簡略にモデル化され、予測結果の再現性を低下させる要因となる。
- 質量保存風速場モデルは、現況解析を行うものであるため、時間解像度を入力気象データより向上させることはできず、高解像度計算時も地形の影響しか考慮しないことから、計算される気象場の精度は入力気象データの精度と解像度に依存する。
- 放出点周辺域の詳細計算には高解像度化が有効であるが、同時に計算コストの増大をもたらす。長期間計算では、遠方へ流出した放射性物質の放出点周辺域への再流入を考慮する必要があるが、単一領域しか計算できないモデルでは、遠方までを含む広域全体を高解像度で計算する必要があり、計算コストが高くなり迅速な影響評価の障害となる。
- 原子力事故は、発生原因、特徴、規模により放出量が様々であることから、対象とする大気拡散現象のスケールは幅広いものとなる。また、一つの事故においても、例えば避難勧告の計画策定と環境モニタリングのバックグラウンドを超える拡散範囲の確認ではその目的により対象とすべきスケールは異なる。しかし、これまでのモデル検証では、水平スケールで数 1000 km 規模の長距離拡散より小さいスケールの検証は十分でない。

また、緊急時対応のための実運用システムとしては、以下の機能が必要とされる。

- チェルノブイリ原子炉事故やアルヘシラス ^{137}Cs 誤焼却事故等の越境型の原子力事故では、

事故発生当初にソースタームは得られず、福島第一原子力発電所事故においても入手は不可能であった。信頼性の高い定量的な影響評価を迅速に行うには、事故後早期にソースタームを推定する機能が必要である。

- 大気拡散計算では使用するモデルやパラメータの違いにより予測結果が大きく異なる場合がある。将来予測結果の確度評価のためには、異なる予測システム間で予測情報を交換し比較できる機能が必要である。
- 緊急時において迅速かつ正確なシステム操作を容易に実施するため、データ自動収集・変換等を行う入力気象データ処理機能や、GUI (Graphical User Interface) による計算実行、図形出力等を行うシステム操作機能等の計算支援機能が必要となる。

1.2 本研究の目的

放射性物質の大気放出を伴う原子力事故時において、公衆の放射線被ばくを低減するための防護活動を効果的に実施するには、まず放射能及び放射線量の環境中分布の現況を把握し、これに基づき将来の分布を予測する必要がある。現況把握には、緊急時モニタリングが正確性に優れるが、環境試料の採取・分析や実効的なモニタリング体制の構築に時間を要することや、離散的な時空間分布と測定範囲の限界といった制限がある。そこで、大気拡散計算による汚染の現況と将来予測の情報が、事故初期の防災対策やモニタリング計画の策定を行う上で重要となる。放射性物質の大気拡散及び地表沈着計算では、様々なスケールの気象現象を考慮することが必要であるが、一方で緊急時対応モデルとしての迅速性を有することが必要とされる。また、モデルの予測精度や適用限界が、客観的に評価し明らかにされている必要がある。さらに、事故直後にはソースタームの入手が困難なことを考えると、後から得られる環境モニタリング結果を組み合わせることによるソースタームの推定等に利用可能なモデルであることが重要である。ソースタームが得られて初めて、環境モニタリングから得られる現実の状況との対比による大気拡散の解析が可能となる。

これまで、地球上の任意の地点の原子力事故に対応可能な広域大気拡散予測システムとして WSPEEDI が開発されてきた。初版である WSPEEDI-I の計算モデルには、質量保存風速場モデルとラグランジュ型粒子拡散モデルが用いられている。このモデル構成は、モデルの簡潔性により計算速度が速い利点があるが、先述したように、大気乱流や降水に関するパラメータが十分得られないため乱流拡散や湿性沈着モデルを簡略化したことにより拡散計算の精度が低下する、気象場の精度が入力気象データの精度や解像度に依存するため局地域拡散計算の精度が低下する、高解像計算時に計算コストが増大する、といった課題がある。

そこで本研究では、WSPEEDI-I の課題を解決し、地球の任意地点における原子力事故により放出された放射性物質の数 10 km から数 1000 km 程度の水平空間スケールの大気拡散を実時間で予測することを目的とする。この目的のため、(1) メソスケール (水平空間スケール : 2~2000 km) 気象現象を考慮し、対象スケールに必要な解像度で効率的な計算が

可能な大気拡散予測モデルの開発、(2) 実際の放射性物質の大気放出事例によるモデルの性能評価、(3) モデルの適用による福島第一原子力発電所事故の放出率推定と大気拡散解析を行う。

大気力学モデルは、各種物理過程をモデル内で詳細に扱うことから、物理法則に基づいた気流、乱流、雲・降水等の高解像度予測が可能であり、これを用いることで、大気拡散計算の精度向上が期待される。そこで、本研究ではまず、大気力学モデルの導入と拡散モデルの改良により、メソスケール気象現象（山谷風や海陸風等の局地循環、大気境界層乱流、及び雲・降水過程）を考慮した対象スケールに必要な解像度による計算と、広域と放出点周辺の狭域の間の物質の流入・流出を考慮した計算が可能な大気拡散予測モデルを開発する。この大気拡散予測モデルは、SPEEDI が対象としている局地スケールの大気拡散を包含しつつ、WSPEEDI-I の適用可能スケールを拡張したものであり、WSPEEDI 第 2 版 (WSPEEDI-II) の計算モデルとして用いるものである。

実際の事故や野外拡散実験等で得られた実測データを用いて計算モデルを検証することはモデルの予測結果の信頼性を把握するために重要である。本研究で開発した WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルを二つの実放出ケースへ適用し、モデルの再現性を評価する。本研究と並行して行われた研究において、ETEX データを用いた大気中濃度の予測精度の評価が行われたが (Furuno et al., 2004)、この検証では地表沈着量については評価されていない。本研究で実施する第 1 の検証ケースでは、チェルノブイリ原子炉事故時の ^{137}Cs の地上大気中濃度及び地表沈着量の測定データを用いて、主に地表沈着量の再現性の評価を行う。第 2 の検証ケースでは、青森県六ヶ所村の再処理施設から試験運転により管理放出された ^{85}Kr の大気中濃度測定値を用いて、数 100 km (中距離) から数 1000 km (長距離) の水平空間スケールにおけるモデルの再現性を評価する。

事故直後にソースタームが不明な場合、その正確かつ迅速な推定が定量的な汚染予測のために必要となる。そこで、SPEEDI 及び本研究で開発した WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルと環境モニタリングの組み合わせにより、福島第一原子力発電所事故で大気放出された放射性物質の放出率を逆推定し、推定放出率を用いた大気拡散計算により推定結果の検証及び地表汚染分布の形成過程の解析を行う。

1.3 本論文の構成

第 1 章では、放射性物質の大気放出を伴う原子力事故時の環境影響評価における大気拡散計算の必要性を述べ、原子力緊急時の大気拡散予測システム SPEEDI 及び WSPEEDI の開発の経緯と、これまでの利用から明らかになった課題を示した上で、本研究の目的と意義を述べた。

第 2 章では、本研究で開発する WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルに要求される要件を満たすために必要な気象場計算モデルの高度化と放射性物質の拡散モデルの改良について述べる。

第3章では、チェルノブイリ原子炉事故及び六ヶ所村再処理施設起源 ^{85}Kr 広域拡散の二つの実放出ケースへの適用による WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルの性能評価について述べる。

第4章では、SPEEDI 及び WSPEEDI-II による大気拡散計算と環境モニタリングを組み合わせることで、福島第一原子力発電所事故の放出率を推定する。また、日本全国の降下量測定値と、この放出率推定結果を用いた東日本域大気拡散計算の結果を比較することで、推定放出率の妥当性を検証する。さらに、大気拡散計算結果に基づき、測定された広域の地表沈着分布の形成プロセスを解析する。

第5章では、本論文の各章から得られた結論をまとめ、今後の課題を示す。

第2章 原子力事故時の大気拡散予測モデルの開発

2.1 WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルに要求される要件

原子力緊急時の大気拡散予測システムで利用される計算モデルは、放射能及び線量の環境中分布を計算する上で、正確性と迅速性の両方を可能な限り高いレベルで実現することが求められる。本研究において開発する WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルは、以下の機能及び性能を有するものとする。

対象スケールと解像度：地球上の任意の場所について、水平方向はおよそ数 10 km から数 1000 km 程度（半球規模）の範囲、鉛直方向は対流圏内（大気境界層及び自由大気）における大気拡散を計算可能とする。この幅広いスケールについて、気象現象の再現と大気中濃度・地表沈着量・線量の空間分布及び時間変化の把握に必要な解像度で計算可能とする。

気象現象の考慮：全球数値予報データ等の入力気象データで表現される高・低気圧等の総観規模の気象現象だけでなく、山谷風や海陸風等の局地循環、大気境界層乱流、雲・降水等のメソスケール気象現象をモデル内で計算し、その大気拡散への影響を考慮可能とする。

将来予測：入力データとして用いる気象機関による数値予報データの予報期間（気象庁による数値予報格子点値 GPV (Grid Point Value) の場合は最大およそ 1 週間程度）の気象場を、統計手法や外挿でなく、物理法則に基づき将来予測できることとする。

迅速性：大気拡散予測モデルは、屋内退避、避難、安定ヨウ素剤の服用、飲食物の摂取制限等の事故直後から検討、実施される対策に対して有用な情報を提供する必要がある。事故発生から予測結果の提供までの時間的裕度は、事故発生地点及び対象範囲によって異なるが、上記で述べた空間スケールにおける輸送時間が数時間から数日程度であることから、最新の計算機性能と並列計算技術を用いた場合、数時間～半日程度で結果を提供するのに必要な計算速度を持つものとする。

2.2 モデル構成と計算フロー

図 2.1 に WSPEEDI-I 及び後述する WSPEEDI-II のモデル構成とデータフローを示す。WSPEEDI-I の大気拡散予測モデルでは、気象場計算モデルとして質量保存風速場モデル WSYNOP (Ishikawa, 1994a)、放射性物質の大気拡散計算モデルとしてラグランジュ型粒子モデル GEARN (Ishikawa, 1994b) が利用されている。まず、気象データ（気象庁 GPV、再解析データ等）と地形データ（標高、土地利用等）を入力として WSYNOP により対象領域の 3 次元風速場を計算する。地表降水量についてはモデル格子点への内挿のみ行う。この風速場及び降水量に加えて、地形データ、ソースターム、核種物理データ（半減期、線

量換算係数) を入力として、GEARN により放射性物質の移流、拡散、地表沈着過程を計算し、大気中濃度、地表沈着量、線量を出力する。線量計算では、計算された大気中濃度及び地表沈着量を基に、空気吸収線量率、外部被ばく実効線量、吸入による内部被ばくの実効線量及び等価線量を計算する。本研究で開発した WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルでは、まず入力気象データと地形データ（標高・土地利用等）から作成した初期値・境界値を入力データとして、大気力学モデル MM5 により気象場を計算する。GEARN は、MM5 が出力する気象変数（風速 3 成分、鉛直拡散係数、対流性・非対流性に区別された地表降水量、雲量、雨や雪等の混合比）の他、WSPEEDI-I と同様、地形データ、ソースターム、核種物理データを入力として、放射性物質の大気拡散を計算し、大気中濃度、地表沈着量、線量を出力する。

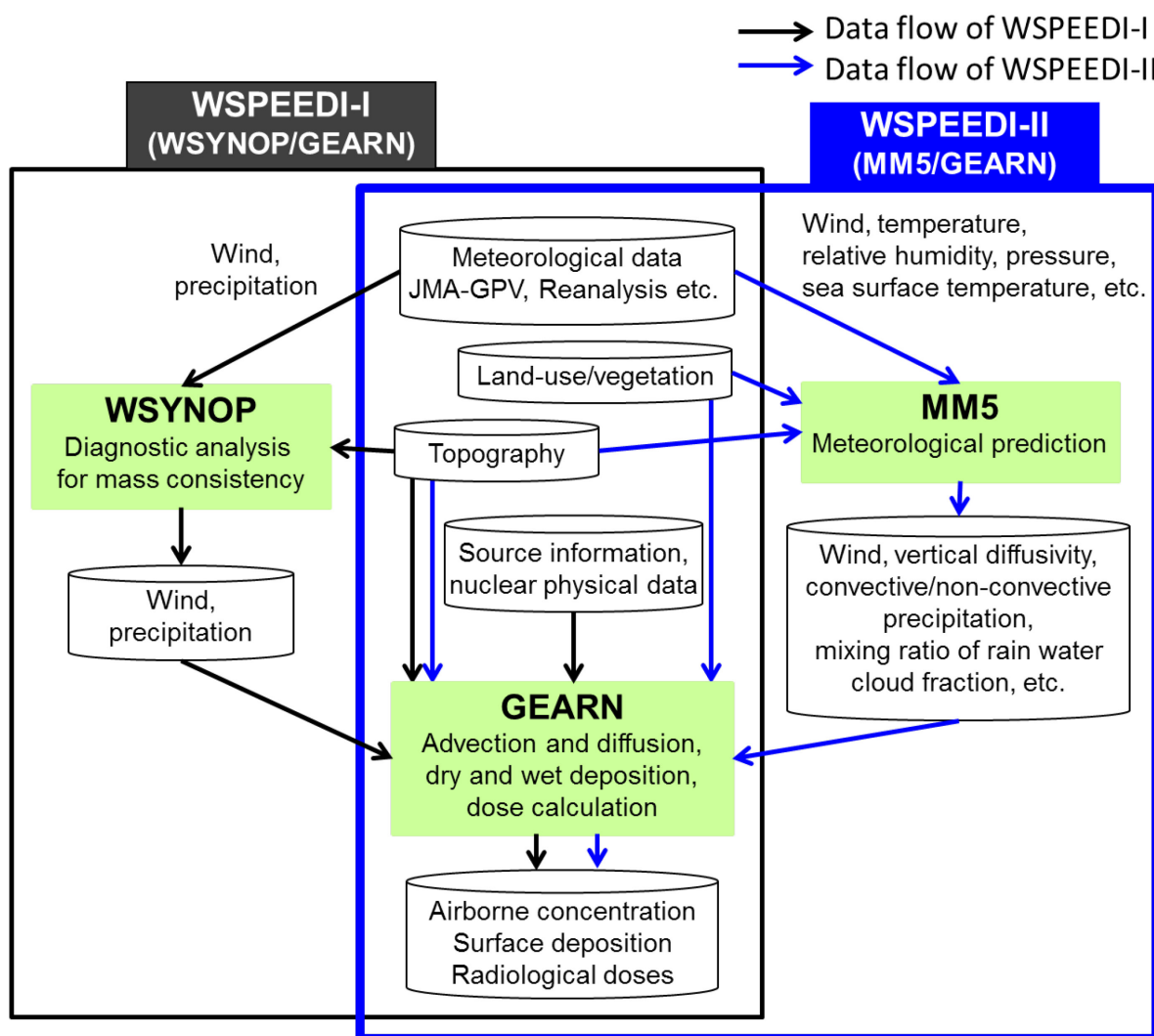


図 2.1 WSPEEDI-I と WSPEEDI-II のモデル構成とデータフロー。

2.3 気象場計算

ここでは、WSPEEDI-I の気象場計算の問題点と、WSPEEDI-II の計算モデル開発によるその改善について述べる。

2.3.1 WSPEEDI-I の風速場モデル WSYNOP の概要と問題点

WSPEED-I では、3次元質量保存風速場モデル WSYNOP により気流場を計算する。WSYNOP は、水平方向には、地図投影法により地球の曲面を平面に変換する座標系を用い、鉛直方向には、地形の起伏を考慮するため次式で表される地形準拠 z^* 座標系を用いている。

$$z^* = (z - z_g) / h, \quad h = (z_t - z_g) / z_t \quad (2-1)$$

ここで、 z はデカルト座標系における鉛直方向の高度、 z_g は標高、 z_t は計算領域上端高度である。この (x, y, z^*) 座標系により、モデル解析空間は直方体となる。予測変数の定義点の配置は Arakawa-C グリッドである。

WSYNOP による風速場の計算では、まず、低解像度の入力風速場データの風速場を、大気拡散計算を行う高解像度のモデル格子上に内挿する。この内挿された初期風速場 (u, v, w^*) は質量保存則を満たしておらず、拡散計算における誤差の要因となる。そこで、空気密度 ρ の空間変化を考慮した質量保存則

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\rho h u}{m} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\rho h v}{m} \right) + \frac{h}{m^2} \frac{\partial \rho w^*}{\partial z^*} = 0 \quad (2-2)$$

を満たすように初期風速場を修正する。 m は地図投影による水平距離の歪みを補正する係数であり、投影空間における距離の実空間における距離に対する比を意味する。風速場の修正は、質量保存則を付帯条件とした変分解析により行う。数値解法については Ishikawa (1994a) に詳細な記述がある。

2.1 節で述べた WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルの要件のうち、迅速性に関しては、WSYNOP の簡潔性による比較的低い計算コストは利点となるが、他の要件に対して以下の問題点がある。

対象スケールと解像度：WSYNOP は、上記で述べた変分解析を各時刻の風速場に対して診断的に行うため、時間解像度は入力気象データと同じとなり向上させることはできない。空間解像度は、高解像度の標高データを利用することで向上させることができるが、WSYNOP は質量保存則を満たすための最小の修正を行うのみであるため、計算される風速場の精度は入力気象データの解像度と精度に依存する。湿性沈着計算に必要な降水量はモ

デル格子点に内挿するだけであり、その精度は風速場同様、入力気象データに依存する。WSPEEDI の将来予測の計算で入力として用いる気象庁全球 GPV は、6 時間間隔の時間解像度、緯経度 1.25°間隔（北緯 35 度地点で東西約 110 km、南北約 140 km 間隔）の空間解像度を持つ（2004 年時点。2013 年現在は 0.5°間隔）。しかし、近隣国で発生した事故の日本への影響（例えば、韓国南部に位置する原子力発電所から 200 km 程度離れた九州北部への影響）の詳細な評価にはこの解像度では十分でない。

気象現象の考慮：上記で挙げたような水平空間スケールで数 100 km 程度以下の大気拡散計算においては、山谷風、海陸風等の局地循環、積乱雲の発達等のメソスケール気象現象が重要となる。これらの気象現象は、主に地形（標高）、海陸分布及び土地利用・植生分布に依存する地表面状態（粗度、アルベド、熱容量等）、日射による地表面の加熱等の大気放射の影響を受けた熱的じょう乱に起因するが、全球 GPV では十分表現されず、WSYNOP による変分解析でも計算されない。また、気象庁全球 GPV に含まれている気象変数は、地表及び気圧面における風速、海面更正気圧、地表面気圧、気温、相対湿度、上昇流、地表降水量であり、大気境界層乱流に関する情報は含まれておらず得られない。降水についても、GPV から得られるのは地表における降水量だけであり、雲、降水の 3 次元分布等の詳細な情報は得られない。また、積雲が発生している場所における大気拡散では、積雲対流による物質の鉛直輸送への影響も考えられるが、全球 GPV 及びそれを入力として WSYNOP で計算した風速場では考慮されない。

将来予測：WSYNOP は、数値予報データを入力とすることで将来の風速場を解析することはできるが、物理法則に基づいた将来予測はできない。

2.3.2 大気力学モデル MM5 の要件適合性

ペンシルバニア州立大学と米国大気研究センターにより開発された大気力学モデル MM5 (Grell et al., 1994) のソースコードが利用手順書、入力データ等とともに整備され、研究目的の利用に対して無償公開されている。以下では、2.1 節で述べた WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルに求められる要件に対する MM5 の適合性と、2.3.1 節で述べた WSYNOP の問題点の MM5 導入による解決の可能性について述べる。

対象スケールと解像度：MM5 は地球表面の曲率や地形の起伏を考慮可能な座標系を用いており、地球上の任意の場所の半球規模までの範囲について、任意の解像度で計算可能である。鉛直方向は成層圏までを計算対象としている。密度変動を許す完全圧縮性モデルであり、静水圧平衡を近似しない非静力学モデルであることから、大気の鉛直運動のスケールが水平スケールと同程度になるような局所域計算にも適している。したがって、本研究で対象とするスケールの気象場計算に適用可能である。ただし、MM5 は、建物及び微地形の影響が重要となるようなスケールの局所域計算、気流場の数分以下の短時間変動の再現には適していない。こういった微スケールの計算には、DNS (Direct Numerical Simulation) 及びその近似モデルである LES (Large Eddy Simulation) 等の流体モデルが適しているが、熱

的要因やメソ以上のスケールの気象現象の考慮が難しく、計算コストも非常に大きいものとなる。

気象現象の考慮：MM5は、複雑な地形を考慮した計算領域における大気の力学過程に加えて、大気放射、地表面熱収支、大気境界層、降水等の物理過程とその相互作用を考慮して気象場を計算する。これにより、本研究で対象とするスケールの大気拡散において重要な山谷風や海陸風等の局地循環、大気境界層乱流、降水現象の時空間変化、及び降水を予測することが可能である。したがって、MM5で計算される気象変数の利用により、上記で上げたような気象現象の大気拡散計算への影響を考慮可能となる。

将来予測：MM5は、運動量や熱エネルギー、質量、水蒸気等の保存式を時間方向に数値積分することで、各種気象変数の時間発展を計算する予報型の気象モデルである。したがって、初期・境界値を気象機関による数値予報データから得れば、その予報期間に対応する期間の将来予測が可能である。また、計算結果の出力時間間隔を任意に設定可能であるため、必要とする気象場の時間変動を拡散計算で考慮できる。4次元データ同化機能により、数値予報データに反映されている総観規模の気象場の特徴を保持することで、将来予測の信頼性を担保できる。

迅速性：MM5は複雑な計算モデルであり計算コストはWSYNOPに比べて大きいですが、大型計算機上での並列計算、及びネスティング計算による効率的な高解像度計算が可能であることから、最新の計算機性能及び計算技術の利用を前提とすると、必要な計算速度での計算は実現可能である。

以上の検討の結果、MM5は先述した要件の多くを満たし、WSYNOPの問題点を解決可能と考えられることから、WSPEEDI-II大気拡散予測モデルの気象場計算モデルとして利用するのに適していると判断した。

2.3.3 MM5の導入

ここでは、MM5の概要と、その導入による改良の具体的内容について述べる。MM5は、全球の地形データ（標高、海陸分布、土地利用・植生）から、最大で半球規模までの任意の範囲を任意の解像度の計算領域として切り出して計算することができる。これにより計算領域内の複雑な地形や海陸分布、土地利用・植生に依存する地表面状態の空間分布を考慮できる。予測変数の定義点の配置はArakawa-Bグリッドである。座標系は、水平方向はWSYNOPと同様の地図投影座標を用いており、鉛直方向は地形準拠 σ 座標を用いている（図2.2及び2.3）。 σ は次式により定義される。

$$\sigma = (p - p_t) / (p_s - p_t) \quad (2-3)$$

ここで、 p はある σ 面の気圧、 p_t と p_s は、それぞれ参照状態（reference state）での計算領域上端及び地表における気圧である。 p_t を適切に設定（例えば100 hPa程度）することで、成層圏下部までを計算対象範囲に含むことができる。

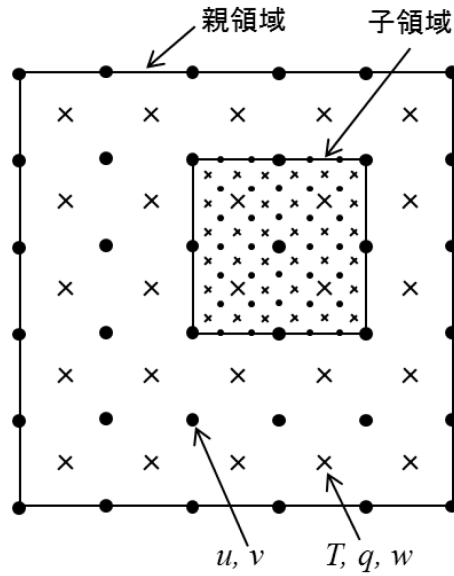


図 2.2 MM5 の水平座標系とネスティング計算における計算領域の配置（親領域と子領域の格子幅の比が 3 の場合の例）。 u 、 v 、 w は風速 3 成分、 T は気温、 q は水蒸気、雲水、雨水等の水物質の混合比。 u 、 v は●の位置で定義され、 T 、 q 、 w は×の位置で定義される。（Dudhia et al., 2005 を基に作成）

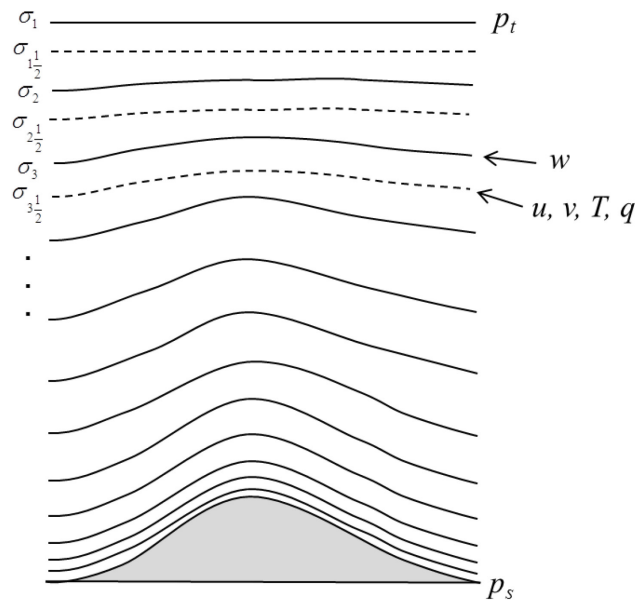


図 2.3 MM5 の鉛直座標の概念図。 u 、 v 、 w は風速 3 成分、 T は気温、 q は水物質の混合比。実線は鉛直速度 w が定義されるフルシグマレベル、破線は u 、 v 、及び T 、 q 等のスカラー量が定義されるーフシグマレベル（各フルシグマレベル間の中央）を示す。（Dudhia et al., 2005 を基に作成）

MM5 は完全圧縮性非静力学メソスケール気象モデルである。風速、気圧、気温、相対湿度等の気象要素を含む数値予報や客観解析による気象格子点データ及び海面温度データを初期・境界値として、3次元の運動方程式、気体の状態方程式、連続の式、熱力学方程式を有限差分法で数値的に解くことにより、対応する風速3成分、気温、気圧等の気象変数の時間発展を予測する。完全圧縮性モデルは密度の時空間変化を許すものである。厳密な連続の式と気体の状態方程式から気圧を予報することができ、密度変化が無視できない対流圏全層を含む範囲の計算にも適している。非静力学モデルは、大気の鉛直方向の運動方程式を静力学平衡の式に置き換える静力学近似を用いないため、鉛直運動のスケールが水平スケールよりはるかに小さいという静力学近似で前提とする制限がなくなり、水平格子解像度を小さくできる。これにより、例えば数 km 格子解像度による数 10 km 範囲の計算というような高解像度局所域計算が可能となる。したがって、水平方向には数 10 km 四方の局地域から数 1000 km 四方の半球規模まで、鉛直方向には地表面の起伏を考慮しつつ成層圏までを計算対象範囲とし、WSYNOP ではできなかった入力気象データよりも時空間解像度の高い気象場の将来予測を行うという WSPEEDI-II の要件を満たすことができる。

さらに、MM5 は、大気放射、地表面エネルギー収支、大気境界層、降水の各過程について以下の内容の計算を行う。

大気放射過程：短波放射には太陽光の反射、吸収、散乱過程を、長波放射には、雲、二酸化炭素等のガス、水蒸気による吸収と放出過程を考慮して地球表面への下向き放射量を計算する。これは地表面過程のモデルへ入力され、地表面過程のモデルで計算された地球表面から大気への放射量が放射モデルへ入力される。

大気境界層過程：地表付近の温位や風速等の大気状態、地表面過程モデルで計算される熱や運動量フラックスを基に、混合層高さや鉛直拡散係数を決定し、境界層内の乱流輸送の影響を受ける気温、運動量、水分の鉛直勾配を計算する。MM5 には種々のモデルが用意されているが、本研究では MRF-PBL (Hong and Pan, 1996) と Eta-PBL (Janjic, 1990; Janjic, 1994) を用いた。これら 2 スキームの概要を述べる。

MRF-PBL は、地表付近の大気の風速や温位から診断的に決定した混合層高度によって、予め決めたプロファイル関数に基づき拡散係数を計算する。詳細は Hong and Pan (1996) に記載があるが、例えば混合層内の運動量の乱流拡散係数は次式で計算される。

$$K_M = k w_s z \left(1 - \frac{z}{h}\right)^p \quad (2-4)$$

ここで k はカルマン定数 (=0.4)、 p はプロファイルを決定するべき指数であり 2 が用いられる。 z は地上高度、 h は混合層高度である。混合層内の風速スケール w_s は以下で表される。

$$w_s = u_* \phi_m^{-1} \quad (2-5)$$

ここで u_* は摩擦速度、 ϕ_m は接地層上端での風速プロファイル関数である。 ϕ_m は、不安定及び中立条件では

$$\phi_m = \left(1 - 16 \frac{0.1h}{L}\right)^{-1/4} \approx \left(1 - 12 \frac{0.1h}{L}\right)^{-1/3} \quad (2-6)$$

安定条件では

$$\phi_m = \left(1 + 5 \frac{0.1h}{L}\right) \quad (2-7)$$

である。ここで、 L は Monin-Obukhov の長さである。接地層高度は $0.1h$ とされている。

Eta-PBL は、2 次の乱流クロージャーモデル (Mellor and Yamada (1974, 1982) によるレベル 2.5 モデル) に基づくものである。風速 3 成分及び温位の平均値を U, V, W, Θ 、平均値からの変動をそれぞれ u, v, w, θ とする。運動量、熱エネルギー、混合比、質量の保存式のレイノルズ応力方程式で、3 次モーメントを 2 次モーメントでパラメタライズして得られた以下の乱流運動エネルギーの時間発展方程式及びその他の 2 次の乱流統計量に関する代数方程式を支配方程式とする。

$$\frac{d}{dt} \left(\frac{q^2}{2} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left[lq S_q \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{q^2}{2} \right) \right] = P_s + P_b - \varepsilon, \quad (2-8)$$

$$P_s = -\overline{wu} \frac{\partial U}{\partial z} - \overline{wv} \frac{\partial V}{\partial z}, \quad P_b = -\beta g \overline{w\theta_v}, \quad \varepsilon = q^3 (B_l l)^{-1}, \quad (2-9)$$

$$-\overline{wu} = K_M \frac{\partial U}{\partial z}, \quad -\overline{wv} = K_M \frac{\partial V}{\partial z}, \quad -\overline{w\theta_v} = K_H \frac{\partial \Theta_v}{\partial z}, \quad (2-10)$$

$$K_M = lq S_M, \quad K_H = lq S_H, \quad (2-11)$$

$$S_M (6A_1 A_2 G_M) + S_H (1 - 3A_2 B_2 G_H - 12A_1 A_2 G_H) = A_2, \quad (2-12a)$$

$$S_M (1 + 6A_1^2 G_M - 9A_1 A_2 G_H) - S_H (12A_1^2 G_H + 9A_1 A_2 G_H) = A_1 (1 - 3C_1), \quad (2-12b)$$

$$G_M = \frac{l^2}{q^2} \left[\left(\frac{\partial U}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial V}{\partial z} \right)^2 \right], \quad G_H = -\frac{l^2}{q^2} \beta g \frac{\partial \Theta_v}{\partial z} \quad (2-13)$$

ここで、 S_q 、 β 、 A_1 、 A_2 、 B_1 、 B_2 、 C_1 は経験的定数であり、 $\frac{q^2}{2}$ は乱流運動エネルギー、 l は乱流長さスケールである。 Θ_v, θ_v は仮温位、 K_M, K_H が運動量及び熱の鉛直乱流拡散係数である。 P_s 、 P_b はシアー及び浮力による乱流運動エネルギー生成項、 ε は消滅項である。乱流長さスケール l は以下の診断式から求められる。

$$l = \frac{l_0 \kappa z}{\kappa z + l_0}, \quad l_0 = \alpha \left[\int_{P_T}^{P_S} |z| q dp \right] / \left[\int_{P_T}^{P_S} q dp \right] \quad (2-14)$$

ここで、 P_S と P_T はそれぞれモデル下端と上端の気圧であり、 κ はカルマン定数、 α は経験的定数である。 l_0 の上限値を約 80 m とする。鉛直乱流拡散係数は、以下の手順により計算される。まず式 (2-14) により、乱流長さスケールを診断的に計算し、これを用いて式 (2-13) から G_M, G_H を求める。続いて式 (2-12) の連立方程式を解くことで S_M, S_H が計算される。これらを用いて式 (2-11) から K_M, K_H が計算できる。これらの乱流拡散係数により式 (2-10) の乱流フラックスが求められ、式 (2-9) の各量、つまり乱流運動エネルギーの時間発展方程式である式 (2-8) の外力項を定量化できる。これにより乱流運動エネルギーが予報的に計算される。

地表面過程：地表面におけるエネルギー収支を計算するモデルのうち Five-Layer Soil model (Dudhia, 1996)では、大気放射モデルからの地球表面への短波・長波放射と、大気境界層モデルからの地表大気の状態（温位、風速、水蒸気量）を入力として、土壌及び地表面温度と、地表及び海面における運動量、顕熱、潜熱フラックスを、地表面熱収支式と地中熱伝導方程式により計算する。

降水過程：格子解像スケールの降水過程を扱う雲物理モデルと、格子で解像されない（格子間隔より小さなスケールの）降水を扱う積雲対流モデルにより計算される。雲物理モデルについては、MM5には様々なモデルが用意されているが、複雑なモデルでは、3次元格子内の水蒸気、雲水、雲氷、雨、雪、あられの混合比について、それぞれの相互作用（凝結、融解、蒸発による相変化、捕集、着氷、雲粒と雨滴間の変換等）考慮した保存式を解くことにより予測する。雲物理モデルの再現性は第3章で比較検討する。一方、積雲対流モデルは、サブグリッドスケールの積雲対流による上昇・下降流や補償流をパラメタライズすることで、格子解像スケールの予測変数にフィードバックするものである。対流雲内から外への質量、熱、水分の輸送（デトレインメント）が雲物理モデルへ渡される。両モデルで計算された雲に関する情報（雲量や雲水の分布）は大気放射モデルにおける雲による放射への影響の計算で使われる。数 km メッシュより高解像度の計算では、積雲による鉛直流への影響が雲物理モデルにより直接計算され、積雲を解像できない程度の格子解像度の計算では、積雲対流による上昇・下降流が鉛直フラックスの形で計算される。

各過程の計算においては、土地利用・植生や海陸分布に対応して設定された粗度、アルベド、熱容量、蒸発効率、射出率等のパラメータが利用されるため、地表面状態の空間非

一様性が考慮される。MM5 はこれらの各物理過程の相互関係（図 2.4）を考慮して気象場を計算する。

MM5 は、地形の起伏だけでなく、日射の時間変化、土地利用・植生や海陸分布に依存する地表面状態の水平分布を考慮して、運動量、熱、水分の移流・拡散、及び様々な物理過程の計算により気象場を予測する。したがって、MM5 により予測される気象場を大気拡散計算で用いることにより、総観規模からメソスケールまでの気象現象を考慮することができ、先述した WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルの要件を満たすことが可能となる。拡散モデルにおける気象場の利用の具体的内容については 2.4.2 節で述べる。

気象場の将来予測を行う場合、その予測精度は大気拡散計算の精度に大きな影響を及ぼす。この気象予測の信頼性を担保するため、MM5 ではナッジング手法による 4 次元データ同化の利用が可能である。ナッジングとは、解析値あるいは観測値とモデルによる予測値の誤差に一定の係数をかけた外力項を運動量や熱エネルギー、水蒸気等の保存式に付加することで、予測値を解析値あるいは観測値に近づける操作を行うものである。客観解析値や数値予報値を用いる「解析値ナッジング」は、高・低気圧の移動のような大規模場の特徴を保持するためのものであり、離散的な観測値を用いる「観測値ナッジング」は、大規模解析及び全球数値予報には反映されていない局地的な現象を取り込むためのものである。WSPEEDI-II では、気象予測において気象庁 GPV による解析値ナッジングを実施することで、GPV の大規模場の特徴を保持した気象場に基づく大気拡散の将来予測が可能である。

MM5 は、MPI (Message Passing Interface) を用いた複数 CPU 上での並列計算に対応した計算コード群により構成されている。また、効率的な高解像度計算のため、ネスティング計算機能が実装されている。MM5 のネスティング計算には、1-way ネスティングと 2-way ネスティングの 2 種の方法がある。図 2.2 に示すような、格子解像度の低い広域計算領域（親領域）の内側に入れ子状に設定した高解像度の局地域計算領域（子領域）の 2 領域の計算の場合、1-way ネスティングでは、まず親領域の計算を行った後に、その計算値を境界条件とした子領域の計算を行う。2-way ネスティングでは、その後、子領域の計算値を親領域内の子領域の範囲の計算値へフィードバックさせることにより両領域で整合性のある気象場を計算する。計算結果は、親領域と子領域それぞれの領域について個別に出力される。この、MM5 の並列計算機能及びネスティング機能を利用することで、WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルは高解像度計算に必要な気象場を迅速に得ることが可能である。

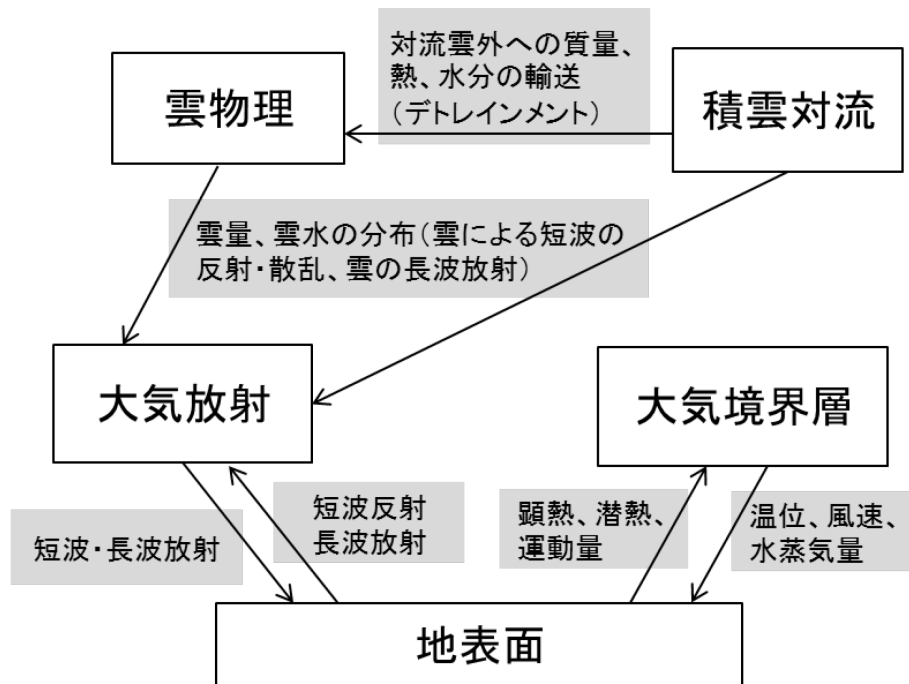


図 2.4 MM5 の各物理過程の相互関係。

2.4 大気拡散計算

ここでは、WSPEEDI-I の拡散モデルの概要及び問題点と、WSPEEDI-II の拡散モデル開発における問題点改善の具体的内容を述べる。

2.4.1 WSPEEDI-I の拡散モデル GEARN の概要と問題点

2.4.1.1 基礎方程式

WSPEEDI-I の放射性物質の大気拡散を計算するモデル GEARN は、ラグランジュ型粒子拡散モデルである。図 2.5 に GEARN の水平及び鉛直方向の座標系を示す。水平方向の座標系は WSYNOP 及び MM5 と同じく地図投影法による座標系 (x, y) を用いている。予測変数の定義点の配置は、WSYNOP と同じ Arakawa-C グリッドである。鉛直座標は WSYNOP と同じ地形準拠 z^* 座標系を用いている。

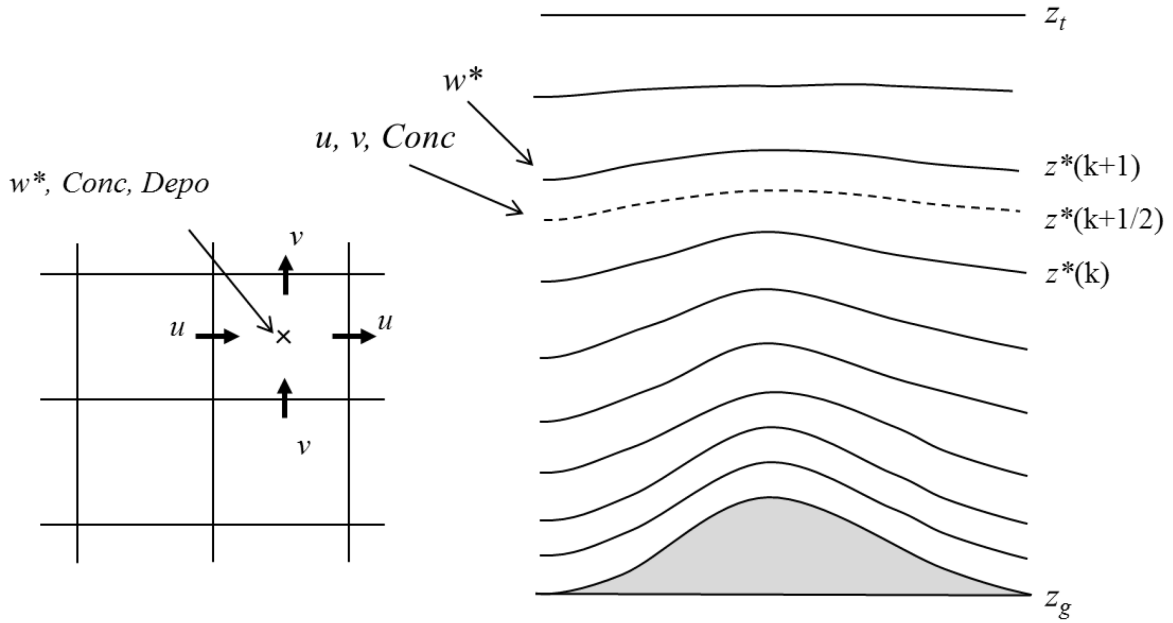


図 2.5 GEARN の水平方向（左）及び鉛直方向（右）の座標系。Conc、Depo はそれぞれ放射性核種の大気中濃度及び地表沈着量。鉛直座標の実線は w^* が定義される層を示し、破線は $u, v, Conc$ が定義される層を示す。

GEARN は、大気中に放出された放射性物質を多数の仮想粒子で模擬し、粒子の移動を追跡することにより放射性物質の大気中濃度、地表沈着量、線量を求める。放出源は任意地点からの点状放出とし、核種ごとに時間変動する放出率を設定する。また、放出高度の時間変動も設定可能である。粒子の移動は時間ステップ幅 Δt ごとに次式により計算する。

$$\begin{aligned}
 x_{t+\Delta t} &= x_t + mu\Delta t + mR_x, \\
 y_{t+\Delta t} &= y_t + mv\Delta t + mR_y, \\
 z_{t+\Delta t}^* &= z_t^* + w^*\Delta t + R_z^*
 \end{aligned}
 \tag{2-15}$$

ここで、 (x_t, y_t, z_t^*) 及び $(x_{t+\Delta t}, y_{t+\Delta t}, z_{t+\Delta t}^*)$ はそれぞれ時刻 t 及び $t+\Delta t$ における粒子の位置座標、右辺第 2 項は、WSYNOP により計算された平均風 (u, v, w^*) による各方向の粒子の移動量（移流項）である。右辺第 3 項は、大気乱流による拡散過程及び格子スケールより小さなスケール（サブグリッドスケール）の気流による粒子の移動量（拡散項）である。 R_x, R_y, R_z^* の各成分は以下の式で表される（Ahlstrom et al., 1977）。

$$\begin{aligned}
R_x = R_y &= \sqrt{24K_h \Delta t} (0.5 - R(0)), \\
R_{z^*} &= \left(\frac{\partial K_{z^*}}{\partial z^*} \right) \Delta t + \sqrt{24K_{z^*} \Delta t} (0.5 - R(0))
\end{aligned}
\tag{2-16}$$

ここで $R(0)$ は区間 $0 \sim 1$ の一様乱数である。

水平方向の拡散係数 K_h は次式 (Pasquill, 1974) を用いて水平方向の広がり幅 σ_h から求める。

$$K_h = \frac{1}{2} \frac{d\sigma_h^2}{dt} \tag{2-17}$$

σ_h は対象とするスケールによって 2 種のモデルから選択できる。一つはこれまで長距離拡散計算で使用し検証されてきた Gifford (1982) によるもので、次式により表される。

$$\sigma_h^2 = 2K_L t + \frac{v_0^2}{\beta^2} (1 - e^{-\beta t})^2 + \frac{K_L}{\beta} (-3 + 4e^{-\beta t} - e^{-2\beta t}) \tag{2-18}$$

ここで、 t は粒子の輸送時間、 K_L はラージスケールの渦拡散係数、 v_0 は粒子の初期速度、 β は時間スケールの逆数である。これは、ブラウン運動する粒子に関する確率微分方程式 (Langevin 方程式) を出発点として導出した粒子の平均二乗偏差の理論式であり、式中のパラメータは拡散実験等の実測データへのフィッティングにより決定される。本研究では、Gifford (1982) により求められた $K_L = 5 \times 10^4 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ 、 $v_0 = 0.15 \text{ m s}^{-1}$ 、 $\beta = 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ を使用している。このフィッティングした数式が時間のみに依存する関数になることから、緊急時の拡散予測において簡便なモデルである。もう一方の σ_h のモデルは、一般的に近距離拡散で用いられるパスキル・ギフォード線図 (Gifford, 1975) によるものであり、大気安定度ごとの σ_h の風下距離に対する変化が、およそ 1 km 四方の平坦な草地における拡散実験から経験的に求められている。この範囲を超えるスケールにおける σ_h は外挿されている。本研究では地表粗度による修正は行っていない。図 2.6 に、Gifford (1982) とパスキル・ギフォード線図による K_h の、放出後の経過時間に対する変化を示した。

鉛直拡散係数は次式により決定している (Ishikawa and Chino, 1991)。

$$K_{z^*} \cong \frac{f_L}{h^2} |u| \leq 50 \tag{2-19}$$

ここで、 $|\mu|$ は風速の絶対値、上限値 $50 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ は計算安定性のため便宜上決めた値である。 f_L は地表から 900 m 上空まで（大気境界層）で 20 m、900~1000 m（遷移層）で 1.2 m、1000 m 以上（自由大気）で 0.37 m が用いられる（山澤ら, 1997）。

粒子放射能の放射性崩壊は、核種ごとの減衰率 $\tau = e^{-\lambda \Delta T}$ を乗ずることにより計算する。ここで ΔT は出力時間幅(s)、 λ は崩壊定数(s^{-1})である。

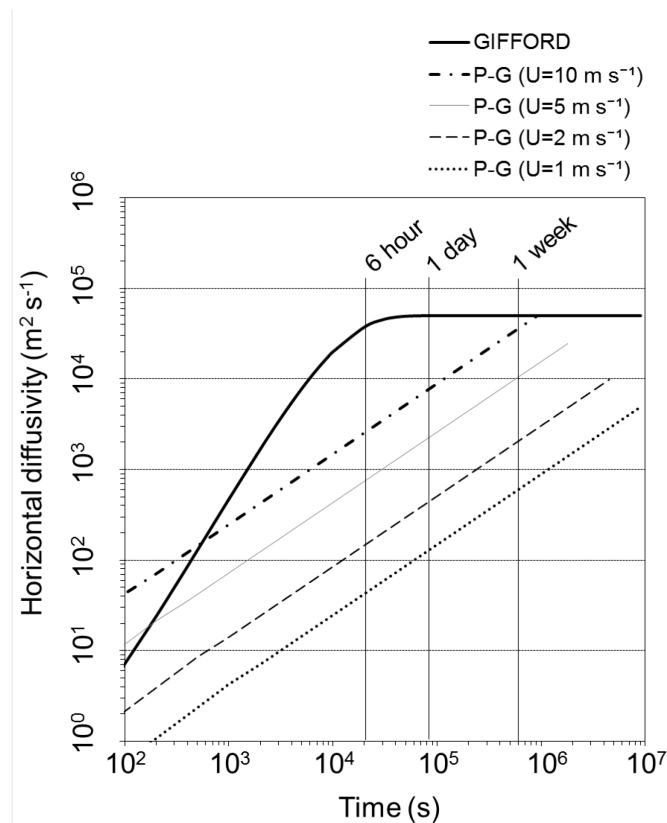


図 2.6 Gifford (1982) (GIFFORD) とパスキル・ギフォード線図 (P-G) による水平拡散係数の放出後の輸送時間に対する変化。P-G では大気安定度を中立とし、代表的な風速の 4 ケース (1、2、5、10 m s^{-1}) について示した。(Terada et al., 2013 より引用)

2.4.1.2 大気中濃度と地表沈着量

出力時間幅 ΔT (s)間における各セル内のある核種の平均濃度 C_{ijk} (Bq m^{-3}) は、各粒子の持つ放射能の各セルへの寄与を積分することにより次式から計算する。

$$C = \frac{1}{V} \sum_{m=1}^M \left[\sum_{n=1}^N (b_n q_n \Delta t) \right] / \Delta T \quad (2-20)$$

ここで、 V (m^3)はセルの体積であり $V = h\Delta x\Delta y\Delta z^*/m^2$ で定義される。 q_n (Bq) は n 番目の粒子の持つ放射エネルギー、 b_n は対象セルへの q_n の分配割合、 M は ΔT 間の計算ステップ数、 N は対象セル及び隣接セルに含まれる粒子数である。分配割合 b_n は、各粒子が粒子位置を中心としたセルと同じ形と体積を持つと仮定し、対象セルと重なる部分をセルの全体積で除することにより求める。

乾性沈着による粒子の持つ放射エネルギーの減少は、次式により計算する。

$$\frac{dq_n}{dt} = -kv_g q_n, \quad k = \frac{2}{\Delta z} \left(1 - \frac{z_p}{\Delta z}\right) \quad (2-21)$$

v_g (m s^{-1}) は核種により異なる乾性沈着速度であり、例えば ^{131}I 及び ^{137}Cs についてはそれぞれ $3 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ 及び $1 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ (Shemel, 1980) としている。 k は粒子の地上からの距離 z_p に伴い減少する寄与率、 Δz は最下層の厚さであり、モデル最下層に存在する粒子のみが乾性沈着に寄与すると仮定している。

湿性沈着による粒子の持つ放射エネルギーの減少は、洗浄係数 Λ (s^{-1}) を用いて次式により計算される。

$$\frac{dq_n}{dt} = -\Lambda q_n \quad (2-22)$$

Λ は次式により計算している。

$$\Lambda = \alpha\gamma^\beta \quad (2-23)$$

ここで、 γ (mm h^{-1}) は降水強度である。 α と β は核種について異なる係数であり、例えば ^{131}I 及び ^{137}Cs については $\alpha = 5.0 \times 10^{-5}$ 、 $\beta = 0.8$ を用いている (ApSimon, 1985)。降水洗浄は、地表で降水が計算された地点の地表から計算領域上端までの気柱に存在する全ての粒子を対象に計算する。

ΔT 間における各地上第 1 層セルの接地面への放射能沈着量 C_g (Bq m^{-2}) は、各粒子の放射能沈着量の対象セルの接地面への寄与を積分することにより、次式で計算される。

$$C_g = \frac{1}{S} \sum_{m=1}^M \left[\sum_{n=1}^N (b_{g,n} q_d \Delta t) \right]_m \quad (2-24)$$

S (m^2) は、地上第 1 層セルの接地面積で $S = \Delta x\Delta y/m^2$ により計算する。 q_d (Bq s^{-1}) は ΔT 間の乾性及び湿性沈着により地上第 1 層セルの接地面に沈着した放射エネルギー、 $b_{g,n}$ は対象セル

への q_n の分配割合であり大気中濃度計算で用いた b_n に準じている。

2.4.1.3 線量

空気吸収線量率及び外部被ばく実効線量の計算は、大気中核種については濃度が空間に無限に一様分布するとしたサブマージョンモデル、地表沈着核種については無限均一面線源を仮定して計算する。内部被ばくは大気中核種の吸入による被ばくのみを対象とし、サブマージョンモデルにより核種ごとの実効線量と決定臓器に対する等価線量を計算する。ある核種による各種線量の計算式は以下となる。

$$\text{空気吸収線量率 } (\mu \text{ Gy h}^{-1}) : D_{air} = df_{air} C_{air} + df_{gr} C_g$$

$$\Delta T \text{ 間の外部被ばく実効線量 (mSv) : } D_{ext} = (df_{ext,air} C_{air} + df_{ext,gr} C_g) \Delta T / 3600$$

$$\Delta T \text{ 間の内部被ばく線量 (実効線量または等価線量) (mSv) : } D_{in} = df_{in} l C_{air} \Delta T / 3600$$

ここで、

C_{air} : ある核種の地上濃度

C_g : ある核種の地表沈着量

df_{air} : 大気中濃度から空気吸収線量率への換算係数 ($\mu \text{ Gy h}^{-1} \text{ Bq}^{-1} \text{ m}^3$) (Jacob et al., 1990)

df_{gr} : 地表沈着量から空気吸収線量率への換算係数 ($\mu \text{ Gy h}^{-1} \text{ Bq}^{-1} \text{ m}^2$) (Jacob et al., 1990)

$df_{ext,air}$: 年齢ごとの大気中濃度から外部被ばく実効線量への換算係数 ($\text{mSv h}^{-1} \text{ Bq}^{-1} \text{ m}^3$) (Jacob et al., 1990)

$df_{ext,gr}$: 年齢ごとの地表沈着量から外部被ばく実効線量への換算係数 ($\text{mSv h}^{-1} \text{ Bq}^{-1} \text{ m}^2$) (Jacob et al., 1990)

df_{in} : 年齢ごとの内部被ばく線量 (実効線量または等価線量) への換算係数 (mSv Bq^{-1}) (ICRP, 1995a; ICRP, 1995b)

l : 年齢ごとの呼吸率 ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$) (ICRP, 1994)。

2.4.1.4 GEARN の問題点

2.1 節で述べた WSPEEDI-II の要件のうち、対象スケールと解像度、及び将来予測に関する要件については、MM5 で計算する気象場を入力として用いることで満たすことができる。ここでは、その他の要件の観点から、WSPEEDI-I の拡散モデル GEARN の問題点について述べる。

気象現象の考慮 : 2.3.1 節で述べた通り、WSYNOP で計算される風速場にはメソスケール気象現象の影響が反映されていないため、GEARN の移流項の計算でその影響を考慮で

きない。また、WSYNOP からは大気境界層乱流の情報を得られないため、大気境界層の構造と乱れの度合いを GEARN 内で式 (2-19) により決定している。WSPEEDI-I では通常予測期間が 1 日を超える長距離拡散を計算することが想定されている。そのような大気拡散においては、鉛直拡散は日々変化する大気境界層高度の最大値に対応するとして、式 (2-19) で設定した各層の高度は時空間的に変化せず、各層で一定の係数と風速の絶対値の関数による鉛直拡散係数が用いられてきた (山澤ら, 1997)。しかし、現実には、大気境界層の構造や乱れの強さは、地表面状態、日射、雲の分布、熱や水分の輸送等の影響により時空間的に変動し、大気境界層内での物質の拡散に大きな影響を及ぼすが、WSPEEDI-I ではこれを考慮できないため、拡散計算の精度低下につながる。WSYNOP では降水過程を計算しないため、入力気象データに含まれる地表降水量をモデル格子点に内挿したものしか利用できない。このため、GEARN による湿性沈着計算では、地表で降水が発生している地点の上空に存在する全ての放射性物質に対し、式 (2-23) により地表降水量のみから決定した洗浄係数を用いて降雨沈着を計算するモデルとなっている。しかし実際には、降水現象の種類と放射性物質の大気中分布状況により降雨沈着の発生する高度は異なる。雲頂高度が低い層雲による降水が発生している状況で、その雲頂より高い高度を放射性物質が輸送された場合、WSPEEDI-I のモデルでは降雨沈着を過大評価することになる。

なお、乾性沈着過程においては、地表付近の風速や安定度等の気象条件、土地利用や植生等の地表面状態への依存性が考慮されていない。また、放射性物質が気体状か粒子状かの明確な区別はされておらず、湿性沈着過程における気体状放射性物質と降水粒子の気液平衡反応、及び粒子状放射性物質の粒径による除去効率の違い等は考慮されていない。これらは今後のモデル開発における課題であるが、これまでの事故では広域の沈着分布への寄与は乾性沈着に比べて降水による湿性沈着が支配的であると考えられ、また、計算に必要なガス・粒子比や粒径分布等のパラメータが緊急時には即座に十分には得られない場合が多いことから、本論文では対象としない。

迅速性：WSPEEDI-I の計算モデルを用いて放出点周辺の高解像度計算を行う場合、計算期間が長期間（気象場に依存するがおよそ数日以上）になると、遠方へ流出した放射性物質の放出点周辺域への再流入を考慮する必要があるが、単領域・単解像度計算しかできないため遠方までを含む広域全体を高解像度で計算せざるを得ず、計算コストが膨大になる。一方で、初期の拡散はその後の遠距離拡散に影響するため、長距離拡散現象であっても放出点近傍の高解像度計算が重要である。

2.4.2 WSPEEDI-II の拡散モデルの開発

WSPEEDI-II の拡散モデルは、WSPEEDI-I の GEARN に対して、前節で述べた問題点を改善し、機能・性能の要件を満たすための改良を実施することにより開発する。

2.4.2.1 移流及び乱流拡散

水平スケールで数 10 km から数 1000 km スケールの物質の大気拡散計算においては、山

谷風や海陸風等の局地循環、大気境界層乱流といったメソスケール気象現象を考慮することが重要となる。これを実現するため、WSPEEDI-II の拡散モデルでは、MM5 で計算した 3 次元の風速場及び鉛直拡散係数を GEARN で読み込み、これらを用いて式 (2-15) 右辺第 2 項の平均風による移流項と、右辺第 3 項及び式 (2-16) のサブグリッドスケールの鉛直拡散項 R_z を計算する。

先述のとおり、変数定義点の配置が MM5 は Arakawa-B グリッド、GEARN は Arakawa-C グリッドと異なり、鉛直座標が MM5 は σ 座標、GEARN は z^* 座標と両モデルで異なっている (図 2.2、2.3 及び 2.5)。鉛直座標の σ 及び z^* の値は各モデルで個別に設定され、計算条件によって異なる。このため、全ての変数を鉛直方向に対数線形内挿する。

水平風速は水向方向に線形内挿した後に鉛直内挿を行う。この GEARN の格子点上に内挿された風速場は質量保存を満たしていない。これは、式 (2-2) の質量保存則を用いて、モデル最下層から水平風の収束発散を積算して鉛直風 w^* を計算することで解消した。これにより MM5 が計算した鉛直風を利用しないことになるが、質量保存則を満たす 3 次元風速場に基づく放射性物質の移流計算が可能となる。

鉛直拡散係数は、MM5 の通常の計算結果ファイルには含まれない。これを利用するため、MM5 の大気境界層モデル内で計算される 3 次元の鉛直拡散係数を出力変数に追加し、これを GEARN で気象場入力時間間隔ごとに読み込んで鉛直拡散項の計算で使用することにした。これにより、大気境界層乱流の時空間変化、例えば混合層高度や拡散係数の日中と夜間及び陸上と海上での違い等を考慮可能となる。

2.4.2.2 湿性沈着

実際の事故時において、例えば放射性物質の化学形とその比率や粒径等、詳細な沈着モデルで必要となるパラメータを正確に得ることは困難と考えられることから、WSPEEDI-I で用いていた洗浄係数による簡潔な湿性沈着モデル (式 (2-22)) を、WSPEEDI-II でも用いることとした。

先述したとおり、WSPEEDI-I の大気拡散予測モデルでは、降水に関するパラメータは地表における降水量しか得られず雲・降水の 3 次元分布を考慮できないため、地表における降水が計算された場所の上空で降雨が発生していない高度を放射性物質が輸送されている場合でも沈着を計算してしまう問題があった。一方、MM5 からは、雲物理モデルにより計算される非対流性の地表降水量及び 3 次元計算セル内の雨、雪、あられ等の混合比と、積雲対流モデルにより計算される対流性の地表降水量及び 3 次元の雲量が得られる。これらの情報を利用して、モデルの簡潔性を保ちつつ、降水の種類と 3 次元分布を考慮できるように洗浄係数を改良した。

改良版の湿性沈着モデルでは、地表での降水が発生し、かつ、その地点の上空で降水が発生している高度あるいは雲頂より低い高度を放射性物質が輸送される場合のみ沈着が発生するとした。改良した洗浄係数を次式で表す。

$$\Lambda = \alpha(\gamma_{con} \cdot F_{con} + \gamma_{non} \cdot F_{non})^\beta, \quad (2-25)$$

where $F_{con} = 0$ when $z > \text{cloud top height}$,

$$F_{non} = 0 \quad \text{when } \Delta(q_{rain} + q_{snow} + q_{graupel}) = 0,$$

otherwise $F_{con} = F_{non} = 1$

ここで、 γ_{con} (mm/h)と γ_{non} (mm/h)はそれぞれ地表における対流性及び非対流性の降水強度である。 z は仮想粒子が存在する高度である。 $\Delta(q_{rain} + q_{snow} + q_{graupel})$ (kg/kg) は雨、雪、あられの混合比の合算の気象場入力間隔の間の増分である。 F_{con} 、 F_{non} はそれぞれ対流性及び非対流性降水による沈着計算を制御する係数（1あるいは0）である。雲頂高度は、気象場入力間隔の間に雲量が増加しているセルの最高高度と定義した。この沈着モデルでは、対流性降水による沈着は、粒子位置の高度が雲頂高度より高い場合は $F_{con} = 0$ とすることで計算しない。非対流性降水による沈着は、粒子が存在する計算セル内の雨、雪、あられの混合比の合算が気象場入力間隔の間に増加していない場合は $F_{non} = 0$ とすることで計算しない。 α 、 β は、 F_{con} 及び F_{non} を全ての計算セルで1とした場合に旧モデルと同じ沈着量が計算されるように、2.4.1.2節で述べた WSPEEDI-I のモデルと同じ値を用いた。この沈着モデルにより、対流性及び非対流性という降水の種類ごとに降水強度と3次元分布を考慮した湿性沈着計算を可能とした。この改良の影響は、層雲等の雲長高度の低い雲による降雨帯において放射性プルームが雲頂より上空を輸送される場合に顕著となる。

2.4.2.3 ネスティング拡散計算

ネスティング機能を持つMM5の導入により、放出点周辺域と広域について対象スケールに必要な解像度による効率的な気象予測が可能になった。さらに本研究では、各スケールに適した解像度による放出点周辺域から広域まで一貫性のある大気拡散計算、及び放射性物質の広域からの再流入を考慮した放出点周辺域の効率的な高解像度大気拡散計算を実現するため、ネスティング拡散計算機能をGEARNに追加した。計算手順は以下の通りである：

- (1) MM5のネスティング計算による2領域（図2.7における親領域と子領域）に対応する領域の大気拡散を、GEARNにより異なるプロセッサ上で同時に計算する。親領域の計算を“GEARN-Out”、子領域の計算を“GEARN-In”と呼ぶ。
- (2) 仮想粒子はGEARN-Inでのみ放出点で発生させる。子領域内に存在する粒子の輸送及び沈着は、高解像度の子領域の気象場を用いてGEARN-Inで計算する。子領域の外側かつ親領域内に存在する粒子の輸送及び沈着計算は、粗い格子解像度の親領域の気象場を用いてGEARN-Outで計算する。
- (3) 両領域で整合的な輸送計算を行うためには、仮想粒子の情報を交換する必要がある。

これを MPI (Message Passing Interface) による通信を用いた並列計算手法により実現するため、GEARN-In と GEARN-Out の間で仮想粒子の位置及び放射エネルギー等の情報を交換する。(4) 大気中濃度、地表沈着量、線量は、親領域及び子領域それぞれにおける粒子分布から個別に計算する。GEARN-Out の、子領域の範囲の大気中濃度、地表沈着量、及びそれらに基づく線量は、GEARN-Out の子領域範囲の計算セルに対応する GEARN-In の計算結果の空間平均値を GEARN-In から MPI 通信による受信して、子領域の範囲内のセル値として埋め込む。

上記手順 (3) の粒子情報の交換は、子領域の内側に図 2.7 で示した重複領域を配置し、親領域あるいは子領域から重複領域に流入した粒子について、GEARN-Out の時間ステップと同じ間隔で行う。粒子が重複領域内に存在する間は、GEARN-Out と GEARN-In の両方で粒子の移動を計算し、完全にどちらかの領域に移動した時点で他方の計算からは除外する。この重複領域は、両領域の境界に接する親領域の計算セルの大気中濃度及び地表沈着量に寄与する粒子の情報を GEARN-Out に持たせるために設定するものである。重複領域の幅 $\Delta X_{overlap}$ (m) は、粒子が領域間を移動する際 GEARN-Out の時間ステップ間に少なくとも 1 回以上重複領域に入るように次式で決定する。

$$\Delta X_{overlap} = \Delta X_{Mother} + \frac{1}{2}(R_{nest} - 2)\Delta X_{Nest} \quad (2-26)$$

ここで、 ΔX_{Mother} (m) と ΔX_{Nest} (m) はそれぞれ親領域と子領域の水平格子幅であり、 R_{nest} は ΔX_{Mother} の ΔX_{Nest} に対する比である。 R_{nest} が 3 の場合、 $\Delta X_{overlap} = \Delta X_{Mother} + \Delta X_{Nest} / 2$ となる。

以上の手順により、改良版 GEARN は、MM5 のネスティング計算による広域と局所域の気象場に基づき各計算領域の大気拡散を独立して計算しつつ、放射性物質の流入・流出の情報交換を行うことで領域間の整合をとる。これにより、放出点周辺域と広域で一貫した大気拡散計算を可能とした。

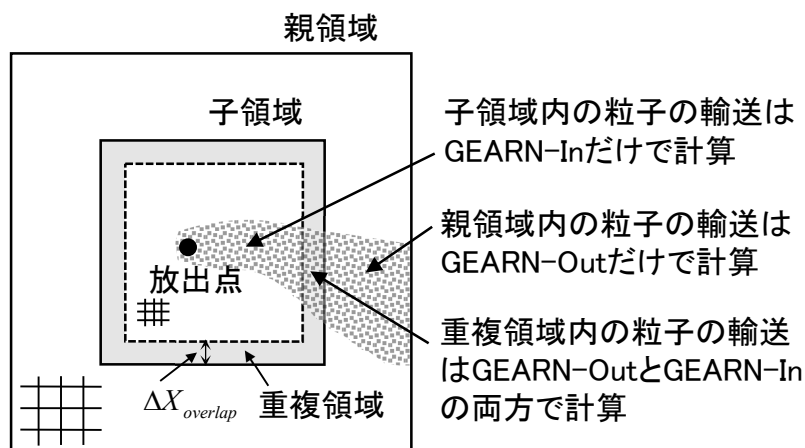


図 2.7 GEARN のネスティング拡散計算の概念図。

2.5 まとめ

地球上の任意地点における事故により放出された放射性物質の大気中濃度、地表沈着量、線量の時空間分布を迅速に予測するため、世界版緊急時環境線量情報予測システム第2版 WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルを開発した。モデル開発においては、質量保存風速場モデル WSYNOP とラグランジュ型粒子拡散モデル GEARN で構成される初版システム WSPEEDI-I の計算モデルの課題：

- ・大気境界層乱流と降水に関する情報が得られないため乱流拡散及び湿性沈着過程の精度が低下すること
- ・気象場の精度が入力気象データの精度及び解像度に依存すること
- ・高解像度計算時に計算コストが増大すること

を解決して WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルに求められる要件を満たすため、力学過程及び物理過程を考慮して任意の解像度で気象予測が可能な大気力学モデル MM5 を導入し、GEARN を改良した。これにより以下の改良点が得られた。

- (1) MM5 により計算した3次元の風速場及び鉛直拡散係数を GEARN に取り込み、これらに基づき移流項及び鉛直拡散項を計算することで、メソスケール気象現象を反映した気流場に基づく移流計算と、大気境界層乱流の時空間変動を考慮した乱流拡散計算を実現した。
- (2) MM5 で計算した対流性・非対流性の地表降水量、3次元計算セル内の雨、雪、あられの混合比及び雲量を GEARN に取り込み、降水の種類と雲・降水の3次元分布を考慮した洗浄係数を計算して降水沈着を計算することで、降水の種類（対流性・非対流性）ごとに降水強度と3次元分布を考慮した湿性沈着計算を可能とした。
- (3) 放出点周辺域と広域の大気拡散計算を、領域間の物質の流入・流出を考慮しながら同時に行うネスティング拡散計算機能を開発して GEARN に追加した。これにより、両領域で統合的な大気拡散計算を行うことで、放射性物質の広域からの再流入を考慮した放出点周辺域の効率的な高解像度大気拡散計算を可能とした。

第3章 WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルの検証

3.1 諸言

3.1.1 これまでのモデル検証

チェルノブイリ原子炉事故以降、国際的なモデル比較研究として、国際原子力機関 IAEA、世界気象機関 WMO、欧州委員会 EC の共催により ATMES (Atmospheric Transport Model Evaluation Study) (Klug et al., 1992) 及びその後継プロジェクトの ETEX (European Tracer Experiment) が実施されてきた。ATMES は、チェルノブイリ原子炉事故時の測定データを用いて各国の長距離大気拡散モデルの比較、評価を行うために実施された国際プロジェクトである。ETEX では、フランス西部の Rennes からの人工トレーサガスの 12 時間放出及び欧州約 2000 km 四方内に配置された 168 地点での大気中濃度測定が実施され、これと並行して、参加機関による長距離大気拡散モデルを用いた実時間濃度予測が行われた。これらのプロジェクトに参加することで WSPEEDI-I の大気拡散予測モデルの精度検証が行われた。そこで、WSPEEDI-I からのモデルの予測性能の改善を検証する観点から、第2章で述べた WSPEEDI-II の大気拡散予測モデルも同じデータを用いて性能評価を行う。

先述したように、本研究と並行して、WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルの ETEX データによる大気中濃度の予測精度の評価が行われ、Furuno et al. (2004) がその結果を報告している。この検証では、WSPEEDI-I と WSPEEDI-II によるトレーサガスの地上大気中濃度計算値が統計手法を用いて測定値と比較された。その結果得られた知見は以下に要約される：

気象場計算に質量保存風速場モデルを用いる WSPEEDI-I では、計算された風速場の精度は、入力データとして用いた地球規模の数値予報データの精度と分解能に依存するため、WSPEEDI-I の空間分解能を上げて精度向上には結びつかなかった。また、時間分解能も 6 時間に限定された。これに対して、WSPEEDI-II を用いて、気象場の出力間隔を 1 時間、水平格子解像度を WSPEEDI-I のおよそ 1/3 にした GEARN による濃度分布の計算結果は、特に分布の周縁部で測定との一致度が改善し、新モデルによる性能向上が明らかになった。これらは主に高分解能計算によるトレーサガスの挙動の再現と、鉛直拡散係数の適切なモデル化による過度の鉛直拡散の抑制によるものである。

3.1.2 チェルノブイリ原子炉事故データによる検証の目的

ETEX で得られた測定データは、化学的に安定で水への溶解度も低く降水による除去が発生しないトレーサガスの大気中濃度のみであるため、地表沈着量の検証には利用できない。そこで本研究では、チェルノブイリ原子炉事故時の ^{137}Cs の大気中濃度と地表沈着量の測定値を用いて、WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルの検証を行う。検証は、3段階に分けて行う。まず、欧州全体での再現性を評価するため、6000 km×6000 km の領域を 30 km 格子

で分割した広域拡散計算を行い、 ^{137}Cs の地上大気中濃度や地表沈着量の測定値と比較する。次に、チェルノブイリを中心に $1720\text{ km} \times 1720\text{ km}$ の領域を 10 km 格子で分割した高分解能局地計算を行い、放出点周辺の地表沈着分布の再現性を検証する。最後に、第2章で述べたネスティング拡散計算機能を用いて、上記の 6000 km 四方領域を親領域、 1720 km 四方領域を子領域として、放出点付近を高分解能で計算し、かつ親領域から子領域への放射性物質の再流入を考慮した大気拡散計算を実施する。これにより、ネスティング拡散計算による放出点周辺域及び広域の地表沈着分布の再現性を評価する。

3.1.3 六ヶ所再処理施設起源 ^{85}Kr データによる検証の目的

青森県六ヶ所村に建設中の使用済み核燃料再処理施設（以降、六ヶ所再処理施設、RRP, Rokkasho Reprocessing Plant）において、2006年から実際の使用済み燃料を用いたアクティブ試験が実施されている。使用済み燃料が再処理されると、放出量管理の下、 ^{85}Kr 、 ^3H 、 ^{14}C 、 ^{129}I 等の放射性核種が大気中に放出される。その中で ^{85}Kr は、半減期10.76年の放射性希ガスであり、主に燃料のせん断、溶解の工程で発生するため断続的に大気中に放出される。アクティブ試験による ^{85}Kr の放出は2006年から2008年まで発生した。この ^{85}Kr の大気中濃度は、バックグラウンド値の把握のため、2006年以降文部科学省により日本国内数地点で測定されている（文部科学省, 2012c）。この測定により、2008年に六ヶ所村から200~2000 kmの地点でバックグラウンドレベルを有意に超える ^{85}Kr 大気中濃度の上昇が検出された。濃度上昇が見られた期間に他に主要な放出事象がなかったことから、この上昇は六ヶ所再処理施設から放出された ^{85}Kr に起因すると考えられる。既知のポイントソースから放出された大気輸送物質の中距離（水平距離で数100 km程度）スケールの範囲における大気中濃度測定値は限られている。 ^{85}Kr は反応性が低いので、その測定データは中距離スケールの大気拡散過程の検証にとりわけ有用である。

WSPEEDI-IIの要件は、水平空間スケールで数10 km程度から数1000 kmの大気拡散に適用可能であることである。したがって、この幅広いスケールについて、サブグリッドスケールの気流場の乱れによる拡散効果を粒子拡散モデルの水平拡散項により適切に表現する必要がある。この水平拡散項を定量化するための水平拡散パラメータには様々なモデルが提案されてきた。2章で述べたパスキル・ギフォード線図の他に、Briggs (1973) では都市と郊外で異なるパラメータが提案されている。しかし、これらはともに、比較的近距离スケール（典型的には風下距離10 km程度まで）の大気拡散を対象としている。これまでWSPEEDIによる長距離拡散計算では、2章で述べたGifford (1982) による水平拡散パラメータ（以降、GIFFORDと称する。）を使用してきた。このパラメータはこれまで長距離拡散計算への適用において使用され、検証されてきた (Ishikawa, 1995; Furuno et al., 2004) が、数100 km程度の中距離スケール以下では、利用可能なデータが極めて限られることからほとんど検証されていない。GIFFORDの数式のフィッティングに用いられた拡散データは、微スケール乱流からメソスケール循環までの幅広い空間スケールの大気運動の影響を受けた大気拡散現象について得られたものである。しかし、比較的高解像度で気象場が計算される場合、

数格子にわたる程度の空間スケールの大気運動による拡散効果は、格子解像スケールの平均風により陽に表現される。このような場合にGIFFORDを用いると、拡散効果が重複して考慮されることになる。

そこで、六ヶ所再処理施設起源 ^{85}Kr の放出データを用いてWSPEEDI-II大気拡散予測モデルにより計算した ^{85}Kr 地上大気中濃度を測定値と比較することにより、長距離スケールから中距離スケールの大気拡散予測におけるモデルの再現性を評価する。さらに、 ^{85}Kr 地上大気中濃度の気象場水平格子解像度に対する感度解析を実施して、GIFFORDを用いて計算される大気中濃度の水平格子解像度への依存性を調べ、高解像度計算時に二重に考慮されてしまう拡散効果を低減するための経験的手法によるGIFFORDの修正を検討する。

3.2 チェルノブイリ原子炉事故データによる検証

3.2.1 測定データ

3.2.1.1 REM

大気中濃度の計算結果との比較に用いた測定値は、REM (Radioactivity Environmental Monitoring) Data Bank (Raes et al., 1989; Raes et al., 1990) のPart-Iである。以降、REM-1と称す。このデータには、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{131}I の地表付近の大気中濃度が含まれている。本研究で用いた80地点の測定点を図3.1の白色の点で示す。測定値の放射性セシウムの大気中濃度は、エアフィルターを用いてサンプリングされた粒子状物質の放射能分析による結果である。サンプリングの時間間隔及びフィルター交換時刻は測定地点により異なる。後者についてはUTC (Coordinated Universal Time) かローカルタイムかが不明な場合もあるため、最大3時間の誤差の可能性がある。

地表沈着量の統計比較に用いた観測データは、REM Data BankのPart-II (De Cort et al., 1990)である。以降、REM-2と称す。REM-2には、欧州3231地点における ^{137}Cs と ^{134}Cs の積算沈着量の測定値が含まれている。REM-2に含まれる様々な手法による測定値のうち、観測データの品質の統一性のため、本研究では採取された表層土壌試料の放射能分析によるデータのみ用いた。本研究で使用した測定地点の位置を図3.2の黒色の点で示す。この測定地点の空間分布には大きな非一様性が見られる。アイルランド島、ドイツ西部、イタリア北西部、ハンガリー、ギリシア、ベラルーシ、ウクライナでは多くの測定地点があるが、グレートブリテン島、フランス、フィンランド、ポーランド、ルーマニアでは測定地点は少なく、スペイン、ポルトガル、ノルウェー、スウェーデンについては測定地点がない。試料採取の正確な日時は記録がないが、各地点における主要なプルームの通過後に実施されたものと考えられる。

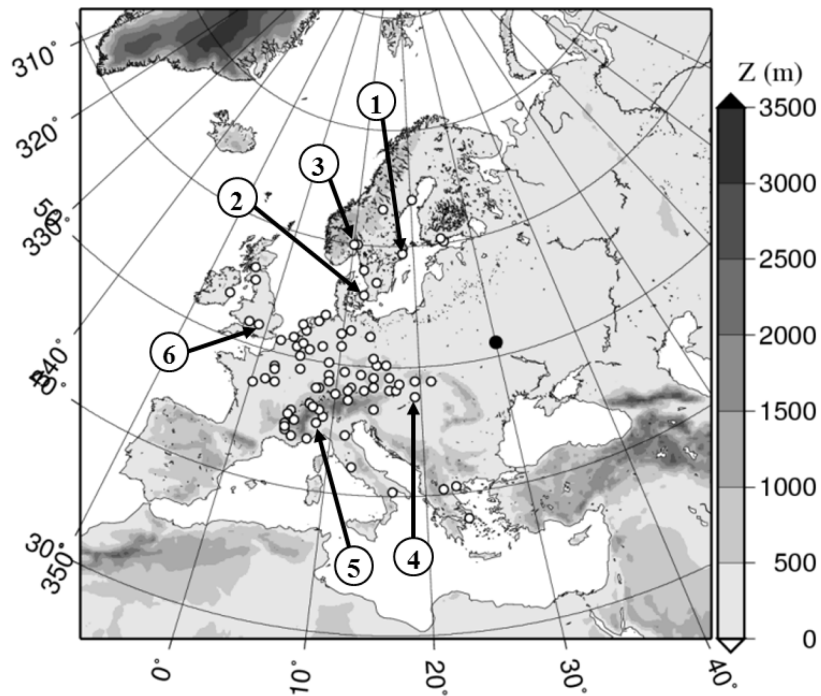


図 3.1 ^{137}Cs 濃度測定地点(白丸)及びチェルノブイリ原子力発電所の位置 (黒丸)。図中の番号は濃度の時間変化を比較した測定地点。灰色網掛けは標高を示す。(Terada et al., 2004 を基に作成)

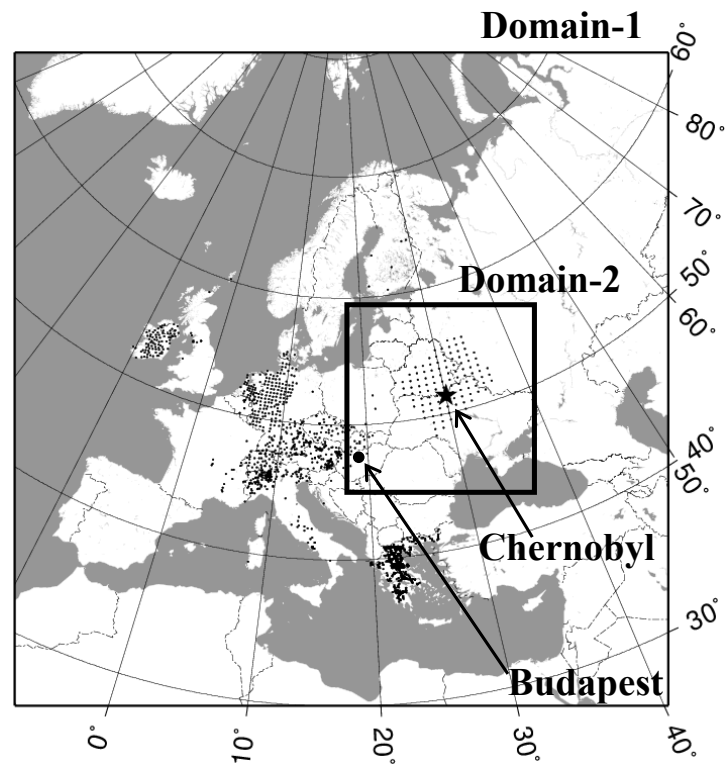


図 3.2 チェルノブイリ原子炉事故シミュレーションの計算領域と、計算値との比較に使用した ^{137}Cs 地表沈着量測定地点 (黒点)。(Terada and Chino, 2005 を基に作成)

3.2.1.2 Atlas

^{137}Cs 地表積算沈着量の空間分布の比較には、Atlas of Caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident (De Cort et al., 1998) を用いた。以降、Atlas と称す。Atlas には欧州全体、国、地方の各スケールの計 60 枚の ^{137}Cs 地表沈着量分布図 (1986 年 5 月 10 日時点に崩壊補正) 及び事故以前の ^{137}Cs 地表沈着量分布図がある。このデータは、ベラルーシ、ロシア、ウクライナ、欧州連合の参加による共同プログラムの下、各国から提供された測定値に基づいて作成された。

3.2.1.3 KNMI 降水量

MM5 による計算結果との比較、及び WSPEEDI-I の大気拡散予測モデルによる計算で入力データとして用いた降水量観測値は、ATMES で共通入力データとして使用された Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI) による解析データ (Scheele and Verver, 1990) である。これは、欧州の約 1600 地点における観測値から Cressman 最適内挿法により作成された客観解析値であり、空間解像度は経度 1° 間隔、緯度 0.5° 間隔、時間解像度は 6 時間間隔の積算降水量が含まれている。データ存在範囲は、北緯 $35^\circ\sim 70^\circ$ 、東経 $10^\circ\sim 40^\circ$ である。

3.2.2 計算条件

3.2.2.1 計算領域及び格子解像度

計算領域として、事故発生から 2 週間程度の期間に大きな濃度変動と地表沈着が見られた範囲を含むよう、水平方向には $6000\text{ km} \times 6000\text{ km}$ の領域とした (図 3.2 の Domian-1)。また、ネスティング計算のための放出点周辺域には、チェルノブイリを中心とする $1720\text{ km} \times 1720\text{ km}$ の領域を設定した (図 3.2 の Domian-2)。水平解像度は Domain-1、Domain-2 についてそれぞれ 30 km 、 10 km とした。MM5 の水平格子数は、Domain-1 が (200, 200)、Domain-2 が (172, 172) となる。鉛直方向は、MM5 では、雲物理モデルによる降水計算の安定性から、Domain-1、Domain-2 とともに、モデル上端高度を成層圏下部に達する 100 hPa 面 (およそ地上 16 km) として、低層ほど細かい不均等間隔で 23 層 (σ 座標: 地表から 1.00、0.99、0.98、0.96、0.93、0.89、0.85、0.80、0.75、0.70、0.65、0.60、0.55、0.50、0.45、0.40、0.35、0.30、0.25、0.20、0.15、0.10、0.05、0.00) に分割した。GEARN の鉛直計算格子は、Domain-1、Domain-2 とともに、対流圏内の解像度を高く確保するよう、地表から 7500 m ままでを低層ほど細かい不均等間隔で 20 層 (z^* 座標: 地表から 0、100、229、387、574、790、1034、1308、1611、1942、2303、2692、3111、3558、4034、4540、5074、5637、6229、6850、7500 m) に分割した。地図投影図法には、高緯度域において歪みの少ないポーラステレオ図法を用いた。

3.2.2.2 MM5 物理過程モデル

雲物理過程のモデルは、Goddardスキーム (Tao and Simpson, 1993)をコントロール条件とするが、3.2.4.2節の降水量の再現性評価において他のスキームについて比較検討した。積雲対流モデルには、30 km程度の水平格子解像度の計算に適しているとされ、WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルのETEXデータによる検証 (Furuno et al., 2004) で使用されたGrellスキーム (Grell et al., 1994) を使用した。大気境界層過程のモデルは、ETEXデータによる検証で新モデルによる改善の効果が見られ、計算コストも低いMRF-PBL (Hong and Pan, 1996) を用いた。その他、大気放射過程と地表面過程のモデルについても、ETEXデータによる検証で用いられたCloud-radiation (Grell et al., 1994) とFive-Layer Soil model (Dudhia, 1996) を使用した。

3.2.2.3 MM5 入力データ

MM5 の初期値・境界値及び解析値ナッジングに用いる気象格子点データには、欧州中期気象予報センター (ECMWF, European Center for Medium-Range Weather Forecasts) による再解析データ (ERA-15, ECMWF 15 year re-analysis data)を用いた。この空間解像度は、水平方向は緯経度 1.125°間隔、鉛直方向は 1000 hPa から 10 hPa までの 17 気圧面及び地表であり、時間分解能は 6 時間間隔 (00、06、12、18 UTC) である。使用した変数は、気圧面データから得られる風速 3 成分、気温、相対湿度、ジオポテンシャルハイトと、地表データからの 10 m 風速、2 m 気温、海面更正気圧である。下部境界条件として用いる海面温度データ (SST, Sea Surface Temperature) には、米国環境予測センター (NCEP, National Center for Environmental Prediction) による Reynolds optimally interpolated SST を利用した。緯度経度 1°間隔、1 週間間隔のデータである。標高と土地利用データは、アメリカ地質調査所 (USGS, U.S. Geological Survey) による空間解像度 10 分の 24 区分データを使用した。

3.2.2.4 ソースターム

チェルノブイリ原子炉事故の ^{137}Cs のソースタームは、大気輸送モデル評価プロジェクト ATMES (Klug et al., 1992) によるものを用いた。 ^{137}Cs 放出率の時間変動を図 3.3 に示す。放出期間は 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 7 日 00UTC までで、 ^{137}Cs の合計放出量は 73.5 PBq である。放出高度は、放出開始から最初 6 時間は地上 1500 m、その後 4 月 28 日 00UTC までは 600 m、それ以降は 300 m である。放出地点の緯経度は、3.2.3 節で述べる広域シミュレーションでは北緯 51.138°、東経 30.036° (図 3.1 の黒丸) としていたが、3.2.4 節及び 3.2.5 節で述べる放出点周辺域の計算では、放出地点位置の精度を高めるため、北緯 51.383°、東経 30.1° (図 3.2 の星印) に変更した。GEARN の計算で発生させる粒子数は 11 日間で 100 万個とした。

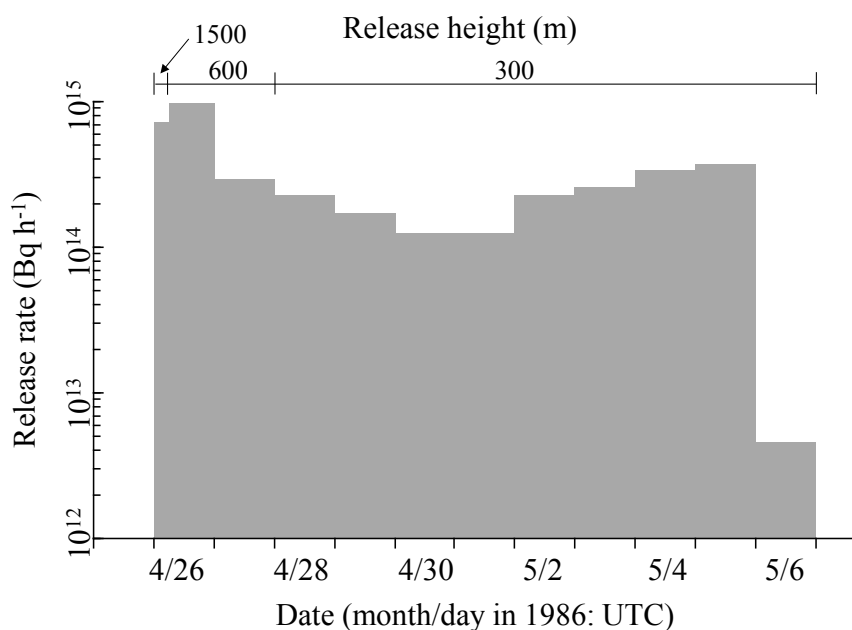


図 3.3 チェルノブイリ原子炉事故における ^{137}Cs の放出率と放出高度の時間変動。(Terada and Chino, 2008 を基に作成)

3.2.2.5 その他の計算条件

計算期間は 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 11 日 00UTC までの 15 日間とし、MM5 はスピナップのため 1986 年 4 月 25 日 12UTC を計算開始時刻とした。MM5 の時間ステップは、Domain-1 で 90 s、Domain-2 で 30 s とし、GEARN の時間ステップは Domain-1 で 120 s、Domain-2 で 60 s とした。ただし、3.2.5 節でのネスティング拡散計算では、GEARN の Domain-2 の GEARN の時間ステップを、Domain-1 と Domain-2 の格子解像度比と同じにするため 40 s とした。MM5 で計算した気象場の GEARN への入力時間間隔は、Domain-1 及び Domain-2 の拡散計算で考慮すべき総観規模及びメソスケールの気象現象の変動を表現できるように、それぞれ 3 h 及び 1 h とした。GEARN の濃度平均時間及び出力時間間隔は、粒子法の統計誤差を抑えることと、測定値の時間解像度との対応から、6 時間間隔とした。解析値ナッジングによる風速場、気温、比湿の計算値の補正は、Domain-1 の MM5 計算のみで ERA-15 を用いて 6 時間ごとに実施した。

比較のため、WSPEEDI-I の計算モデル (WSYNOP/GEARN) による計算も行った。この計算では、WSYNOP から GEARN への入力時間間隔は ERA-15 の時間解像度の 6 時間である。湿性沈着の計算に必要な降水量は ERA-15 には含まれていないため、KNMI 降水量データを用いた。この降水量データの存在範囲は計算領域より少し小さいため、データの存在しない Domain-1 の周縁部の降水量は常にゼロとした。その他の計算条件は WSPEEDI-II (MM5/GEARN) の Domain-1 のものと共通である。

OECD/NEA (Organisation for Economic Co-operation and Development, Nuclear Energy Agency), (2002) によると、チェルノブイリ原子炉事故においては、 ^{137}Cs のような揮発性成分は、爆発により破砕した燃料の破片とは異なりエアロゾル粒子に付着しており、破砕燃料起源の粒子の粒径が約 $10\ \mu\text{m}$ 程度であるのに対してエアロゾル粒子は $0.4\text{--}0.7\ \mu\text{m}$ 程度であった。大気乱流において直径 $1\ \mu\text{m}$ に満たない粒子の重力落下による終端速度は小さく無視できるので、 ^{137}Cs を計算対象とする本研究では重力落下は考慮しなかった。地表沈着核種の再飛散過程については、Ishikawa (1995) による大気拡散シミュレーションの結果では、大気中濃度への寄与は最大でも $10^{-2}\ \text{Bq m}^{-3}$ のオーダーと評価されており、本研究では影響は小さいとして考慮しなかった。

3.2.3 広域計算

3.2.3.1 地上大気中濃度

ここでは、広域の Domain-1 の計算結果の大気中濃度、降水量、沈着量の再現性を評価した。まず、計算された ^{137}Cs プルームの全体的特徴を述べる。図 3.4 に、モデル最下層の ^{137}Cs 濃度計算結果の水平分布図を示す。ここで、例えば“April 30”と記された図は、1986年4月29日18 UTC から4月30日00 UTC までの6時間平均濃度である。プルームの輸送状況は、まず、4月26日の放出開始直後の数時間に放出された放射性物質はチェルノブイリから北西方向へ輸送され、スカンジナビア半島に広がった。その後4月27日頃までに放出された放射性物質は、欧州中央部から西部へ輸送され、フランス、ドイツ、イタリアのほぼ全域に広がった。4月28日頃から5月3日頃までに放出されたものは、東欧及びチェルノブイリ南方へ輸送され、欧州東部、ギリシア、トルコに拡散した。5月4日頃から5月6日頃にかけて放出された放射性物質は、最初サイト南西方向に輸送された後、サイト北方へ輸送された。その後プルームは南北方向に細長い分布となり、欧州東部及び北部に拡散した。この結果は、WSPEEDI-I を用いて実施された過去の研究 (Ishikawa, 1995) と同様であった。

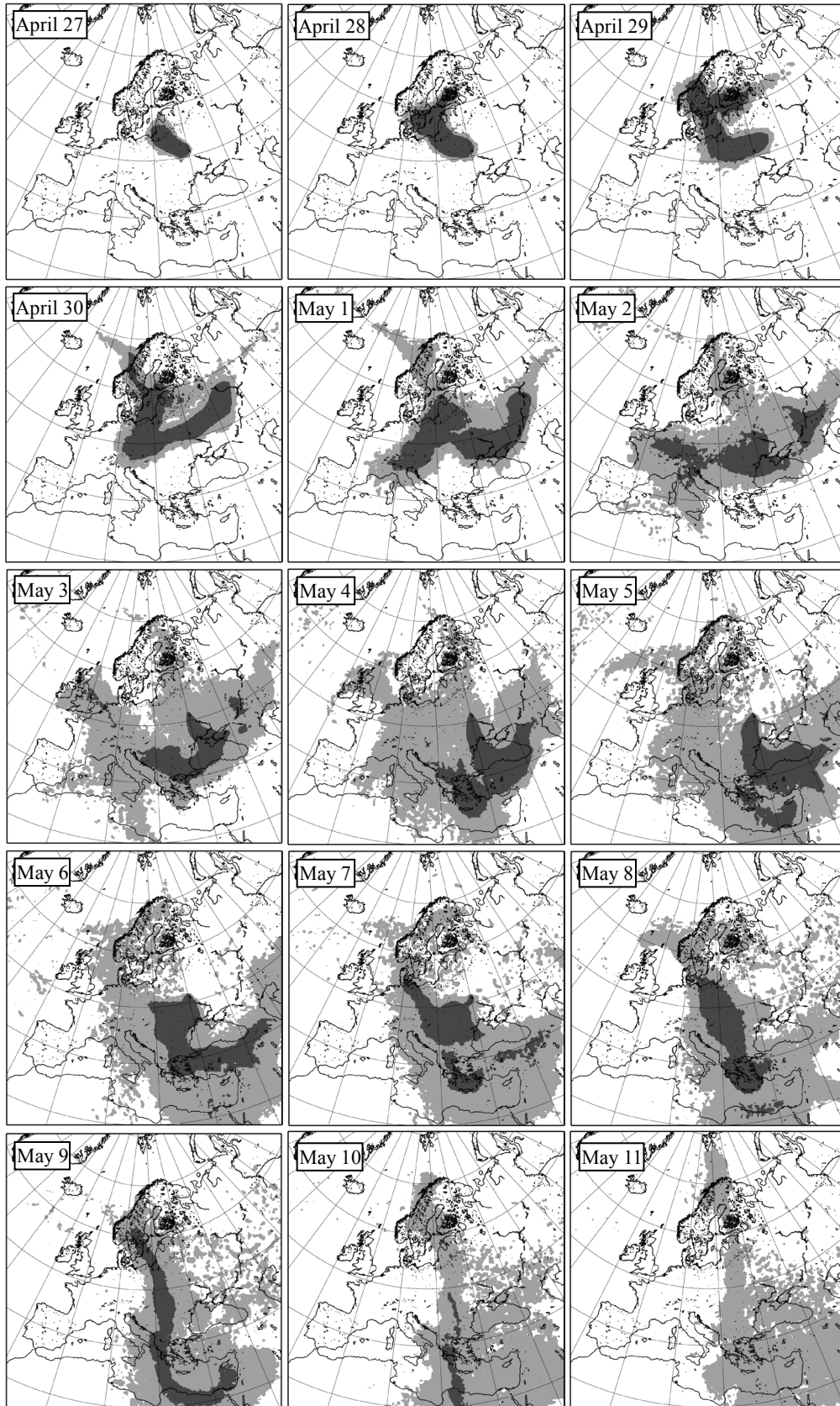


図 3.4 WSPEDI-II により計算した ^{137}Cs 地上大気中濃度分布。薄灰色は $10^{-2}\sim 1 \text{ Bq m}^{-3}$ 、濃灰色は 1 Bq m^{-3} 以上の濃度を示す。(Terada et al., 2004 より引用)

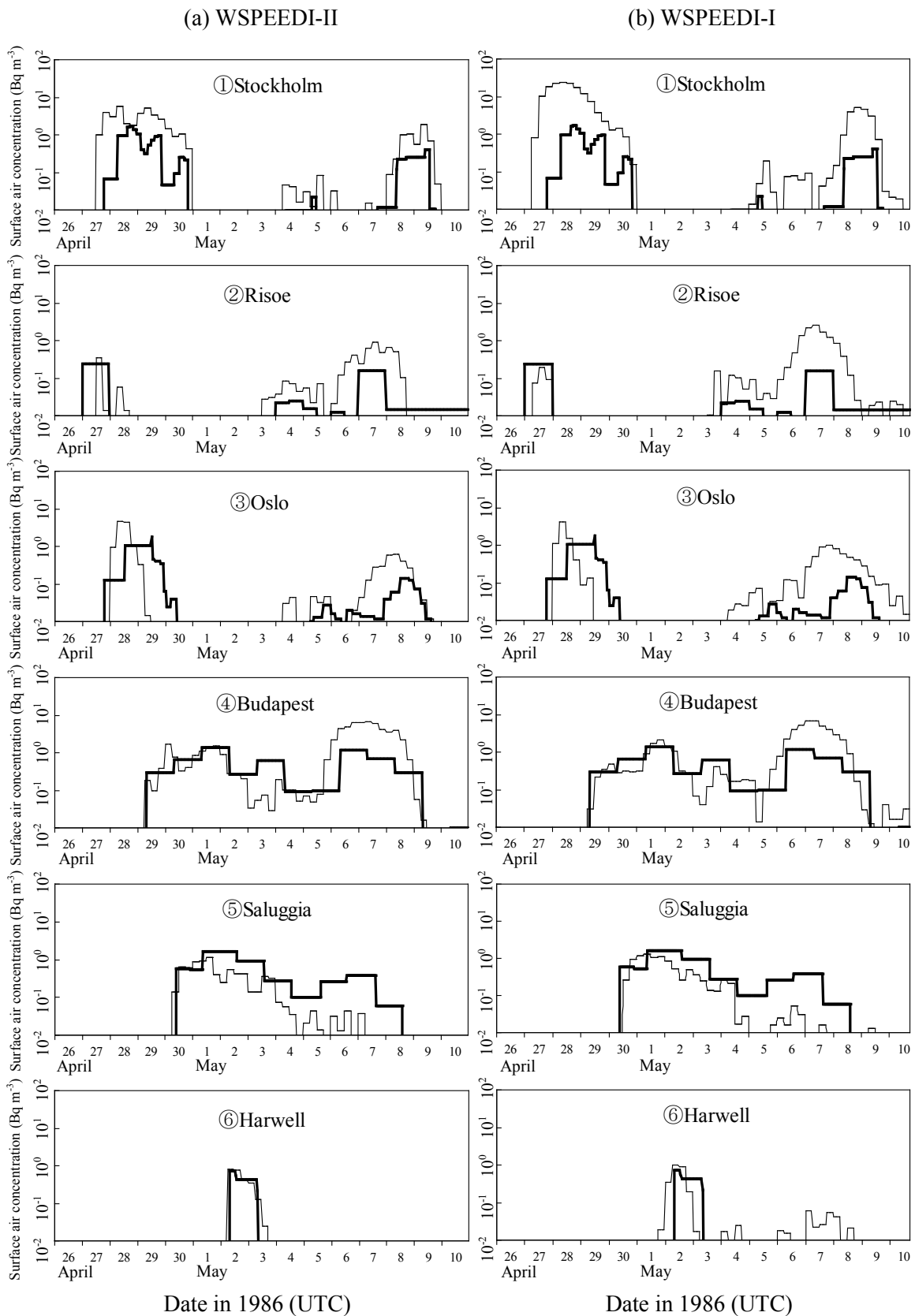


図 3.5 ^{137}Cs 地上大気中濃度の測定値（太実線）と計算値（細実線）の比較。(a)左列は WSPEEDI-II、(b)右列は WSPEEDI-I による結果。(Terada et al., 2004 を基に作成)

次に、 ^{137}Cs 地上大気中濃度の時間変化を計算結果と REM-1 測定値で比較する。チェルノブイリ原子炉事故の発生前の欧州での ^{137}Cs 地上大気中濃度のバックグラウンド値は 10^{-6} Bq m^{-3} から 10^{-5} Bq m^{-3} 程度であったが、REM-1 測定値の下限值が 10^{-2} ~ 10^{-3} Bq m^{-3} であったことを考慮し、本研究では 10^{-2} Bq m^{-3} 以上の濃度値について比較した。図 3.5 に、測定地点における ^{137}Cs 地上大気中濃度の計算値と測定値の時間変化の比較を示す。計算値は、測定地点を含む最下層セルの平均濃度である。比較地点は図 3.1 の①~⑥で示した 6 地点である。図 3.5a と図 3.5b の比較から、WSPEEDI-II による計算結果は WSPEEDI-I に比べて全体的に測定値と良く一致していることが分かる。プルーム到達時刻の測定値と計算値での差異は最大で半日程度である。①Stockholm、②Risoe、③Oslo において 4 月下旬と 5 月初旬に測定された 2 回の大きな濃度上昇を、WSPEEDI-I と WSPEEDI-II はともに計算しているが、①Stockholm では 4 月 27 日から 29 日、②Risoe では 5 月 6 日から 8 日、③Oslo では 5 月 6 日から 10 日にかけて、WSPEEDI-I の結果は WSPEEDI-II に比べて過大評価している。両モデルによる計算結果は、④Budapest と⑤Saluggia では、概ね測定値と良く一致しているが、5 月 5 日から 8 日の期間は、④Budapest では過大評価、⑤Saluggia では過小評価している。⑥Harwell では、WSPEEDI-II は測定値の時間変化を非常に良く再現しているが、WSPEEDI-I は 5 月 4 日から 8 日にかけて少し過大評価している。以上の比較結果より、WSPEEDI-II は、 ^{137}Cs の地上大気中濃度の空間分布、プルームの到達時刻、高濃度の継続期間を、WSPEEDI-I と比べて高い再現性で計算可能であることが示された。

次に、日平均濃度を統計解析により比較した。REM-1 観測値は、エアフィルター交換の時刻が測定地点ごとに異なるため、日平均値を計算する際の区切り時刻は、各地点のフィルター交換時刻を基に決定した。例えば、毎日 9 時前後にフィルターが交換された地点では、各日 9 時から翌日 9 時までの平均値を比較した。付帯情報として「測定限界以下」と明記された測定値は日平均計算の対象から除外した。また日平均の計算において欠損期間が存在した場合は比較の対象から除外した。統計解析による比較は測定値が 10^{-2} Bq m^{-3} 以上の点について行った。図 3.6 に日平均 ^{137}Cs 地上大気中濃度の計算値と観測値の散布図を示す。比較したデータ点は 507 個となり、 10^{-2} Bq m^{-3} 未満の計算値（散布図の横軸上にプロット）は、WSPEEDI-I、WSPEEDI-II とともに 53 個であった。散布図から、WSPEEDI-II の結果には WSPEEDI-I に比べて全体的にやや過小評価傾向が見られるが、ばらつきは同程度である。計算結果の比較を、相関係数（Pearson's correlation coefficient : PCC）及び FA2, FA5, FA10（計算値と測定値の比がそれぞれ 1/2~2、1/5~5、1/10~10 の範囲に入る割合）の統計指標により行った。PCC は測定値と計算値の相関の強さを表し、以下の式で計算される。

$$\text{PCC} = \frac{\sum_i (\text{CAL}_i - \overline{\text{CAL}})(\text{OBS}_i - \overline{\text{OBS}})}{\sqrt{\sum_i (\text{CAL}_i - \overline{\text{CAL}})^2 \sum_i (\text{OBS}_i - \overline{\text{OBS}})^2}} \quad (3-1)$$

ここで、 CAL は計算値、 OBS は測定値、 \overline{CAL} 、 \overline{OBS} はそれぞれの平均値である。これらの統計指標の結果を表 3.1 にまとめた。FA2 では WSPEEDI-II の WSPEEDI-I に対する優位性は見られないが、FA5、FA10、及び PCC_{\log} (各値の対数についての PCC) では WSPEEDI-II の結果は WSPEEDI-I より高い値となった。先述の大気中濃度の時間変動の比較結果と合わせると、WSPEEDI-II は広域の地上大気中濃度について、WSPEEDI-I と比較して高い再現性を示した。

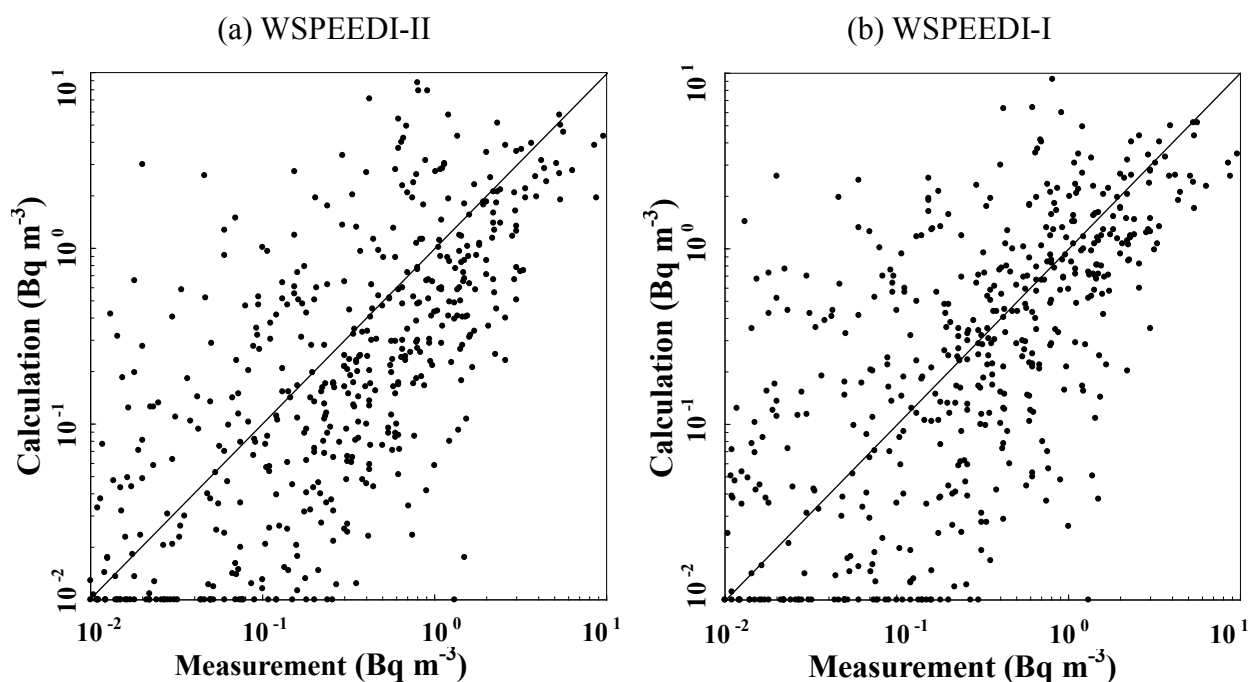


図 3.6 (a) WSPEEDI-II と(b) WSPEEDI-I による日平均 ^{137}Cs 地上大気中濃度の計算値と測定値の散布図。実線は測定と観測が一致する直線を示す。(Terada et al., 2004 を基に作成)

表 3.1 日平均 ^{137}Cs 地上大気中濃度の計算値と測定値の比較結果 (Terada et al., 2004 を基に作成)

Models	FA2	FA5	FA10	PCC_{\log}^a
WSPEEDI-II	32.2%	69.6%	84.6%	0.638
WSPEEDI-I	39.5%	68.8%	82.6%	0.630

^a PCC_{\log} は測定値及び観測値の対数についての相関係数

3.2.3.2 降水量

降水量の再現性を評価することは、湿性沈着計算の精度を評価する上で非常に重要である。本研究では、MM5 に用意されている雲物理モデルのうち、Warm-Rain (Hsie and Anthes, 1984)、Simple-Ice (Dudhia, 1989)、Mixed-Phase (Reisner et al., 1998)、Goddard (Tao and Simpson, 1993)、Reisner-2、Schultz (Schultz, 1995)の 6 スキームによる降水量の計算精度を比較した。Warm-Rain は、水蒸気、雨水、雲水の混合比を考慮しているが、氷相過程は考慮されていない。Simple-Ice は Warm-Rain に融解層以下では雲氷と雪は即座に雲水と雨に融解するとして氷相過程を追加したスキームである。Mixed-Phase は Simple-Ice に過冷却を追加したモデルであり、雲氷と雪の混合比も計算するが霰は含まれない。Goddard、Reisner-2、Schultz は水蒸気、雲氷、雲水、雨水、雪に加えて霰の混合比も計算するスキームである。Goddard は雲解像スケールの計算に適しており、Reisner-2 は Mixed-Phase をベースとして雲氷の数密度も計算する。Schultz は同じく霰まで扱う詳細なスキームであるが計算負荷が小さい。

地表での降水量の空間分布の再現性を比較するため、1986 年 4 月 25 日 12UTC から 5 月 10 日 00UTC までの積算降水量の水平分布図と、日降水量の Figure of Merit in Space (FMS) を比較した。FMS は、ある基準値を超える測定値と計算値の空間分布の重なり度合いを示す指標であり、次式により計算される。

$$FMS = \frac{A_c \cap A_o}{A_c \cup A_o} \quad (3-2)$$

ここで、 A_c と A_o はそれぞれ計算値と測定値の基準値の等値線で囲まれた領域の面積である。また、降水量の過大評価、過小評価の傾向を評価するために次式で計算される mean bias error (MBE) についても比較した。

$$MBE = \frac{1}{N} \sum_i (CAL_i - OBS_i) \quad (3-3)$$

ここで、 CAL は計算値、 OBS は測定値、 N はデータ点の総数である。比較では、MM5 により計算された Domain-1 の対流性降水と非対流性降水の合算値を、KNMI 降水量データの格子点に内挿して比較した。海上の KNMI 降水量データは観測値の欠如から信頼性が低いため、比較対象から除外した。

図 3.7 に陸上における積算降水量の分布を示す。Goddard スキームによる結果は、KNMI 降水量データにおけるスカンジナビア半島、フィンランド、フランス、ドイツでの高い降水量分布や黒海の北西域からバルト海への伸びる低い降水量分布を良く再現しているのに対し、Warm-Rain スキームの結果ではこれら地域で過小評価している。この 2 モデル以外の 4 モデルによる結果は、Goddard と同等の結果を示した。図 3.8 に日降水量の FMS の日々変化の 6 モデル間の比較結果を示す。基準値には、KNMI 降水量データの下限値の 0.3 mm と、

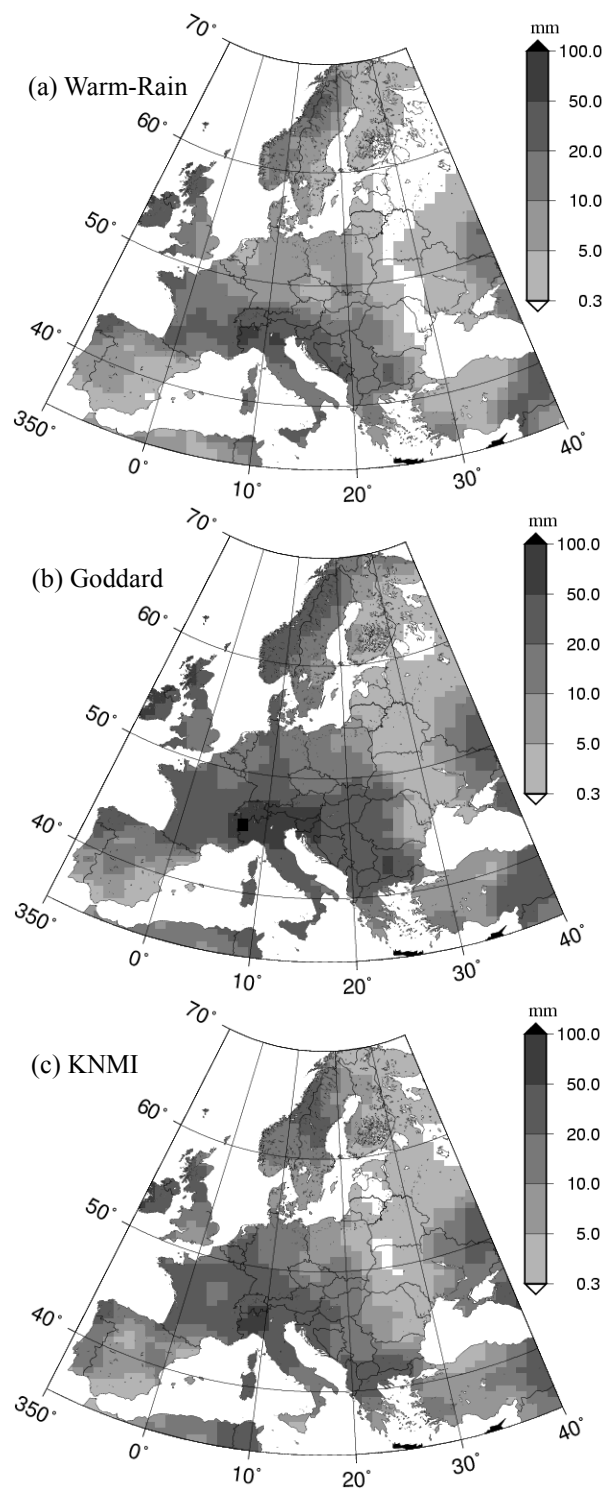


図 3.7 1986 年 4 月 25 日 12UTC から 5 月 11 日 00UTC までの積算降水量の水平分布（海上についてはマスクした）。上から Warm-Rain (a)、Goddard (b)を用いた計算結果と KNMI 降水量データ(c)。(Terada and Chino, 2005 より引用)

図 3.7 において、局地的な分布を示す下限値の 5 mm を用いた。基準値 0.3 mm の結果では、Warm-Rain 以外の 5 スキームは同等の変動パターンを示したが、Warm-Rain スキームはほぼ全ての日で他のスキームより低い FMS を示している。FMS の全期間平均値は、Warm-Rain が 44.0 % に対して、Goddard が最高値の 48.9 % を示した。基準値 5 mm の結果では全般的に絶対値は 0.3 mm より低くなったが変動パターンは大きく変わらず、Warm-Rain 以外の氷相過程を含むスキームは Warm-Rain と比べて高い値を保持している。図に示さないが、MBE は、Warm-Rain 以外のスキームの結果は ± 1 mm 程度の幅で日ごとに変動しながらも全体的に大きな過大・過小評価の偏りはなかったのに比べて、Warm-Rain スキームの結果では計算期間通じて -1.5 mm から -1 mm 程度の幅で過小評価を示した。以上の比較結果から、氷相過程を考慮したスキームは、Warm-Rain より高い精度で降水分布を再現できることが示された。

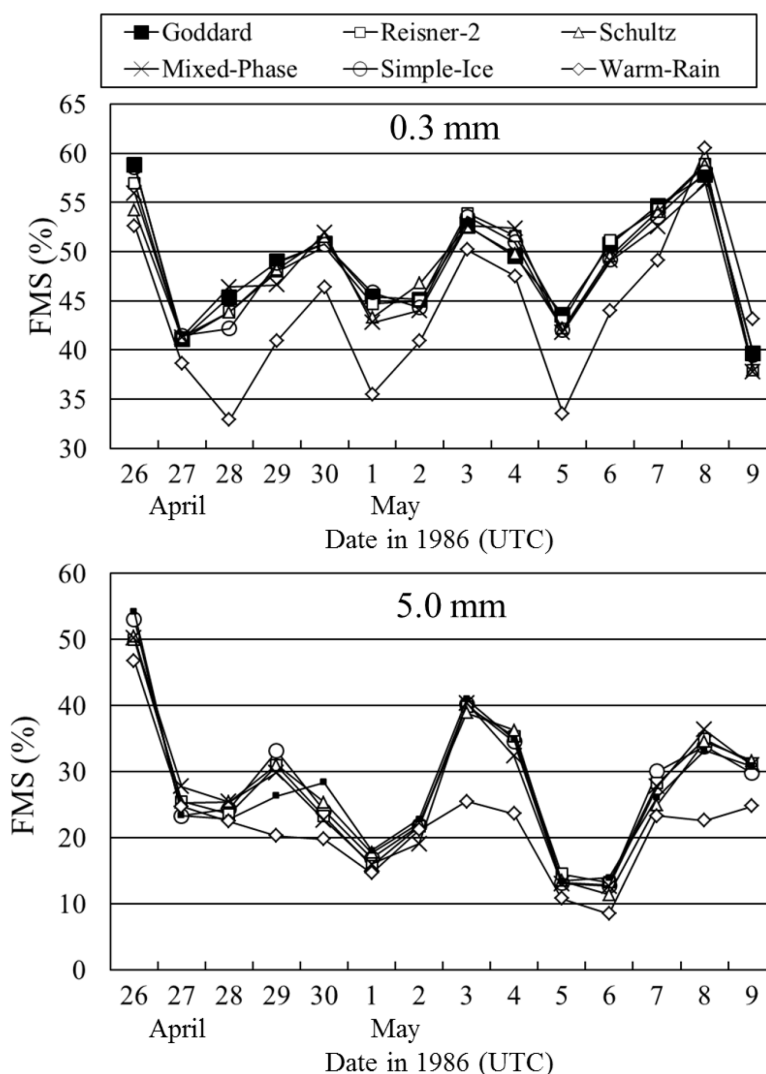


図 3.8 各雲物理スキームを用いた MM5 計算結果と KNMI 降水量データの比較による日降水量 FMS の日々変化。FMS の基準値は 0.3 mm (上) と 5.0 mm (下)。

3.2.3.3 地表沈着量

前節の結果を基に、Goddard と Warm-Rain の 2 つの雲物理スキームを用いた場合の地表沈着量の再現性を評価する。今後、例えば Warm-Rain モデルを用いた MM5 の気象場計算結果を GEARN の入力として使用する WSPEEDI-II の計算ケースを Warm-Rain ケースと称する。

まず、1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 10 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の計算値を REM-2 測定値と統計解析により比較した。REM-2 との統計解析は、GEARN のある計算セル内に存在する測定値の平均値を計算値と比較した。合計 791 個のセルについて比較した。あるセル内の測定値の数は測定地点の分布に応じてセルごとに異なっていた。計算では事故発生前の ^{137}Cs 地表沈着量バックグラウンド値は考慮していないので、Atlas から見積もったバックグラウンド値を REM-2 測定値から差し引いて比較した。統計解析による比較では、mean bias error (MBE)、normalized mean square error (NMSE)、PCC、FA2、FA5、FA10、FMS を用いた。FMS の基準値は、バックグラウンド値の最大値から 3 kBq m^{-2} とした。NMSE は以下の式により計算される。

$$\text{NMSE} = \frac{1}{N \overline{CALOBS}} \sum_i (\text{CAL}_i - \text{OBS}_i)^2 \quad (3-4)$$

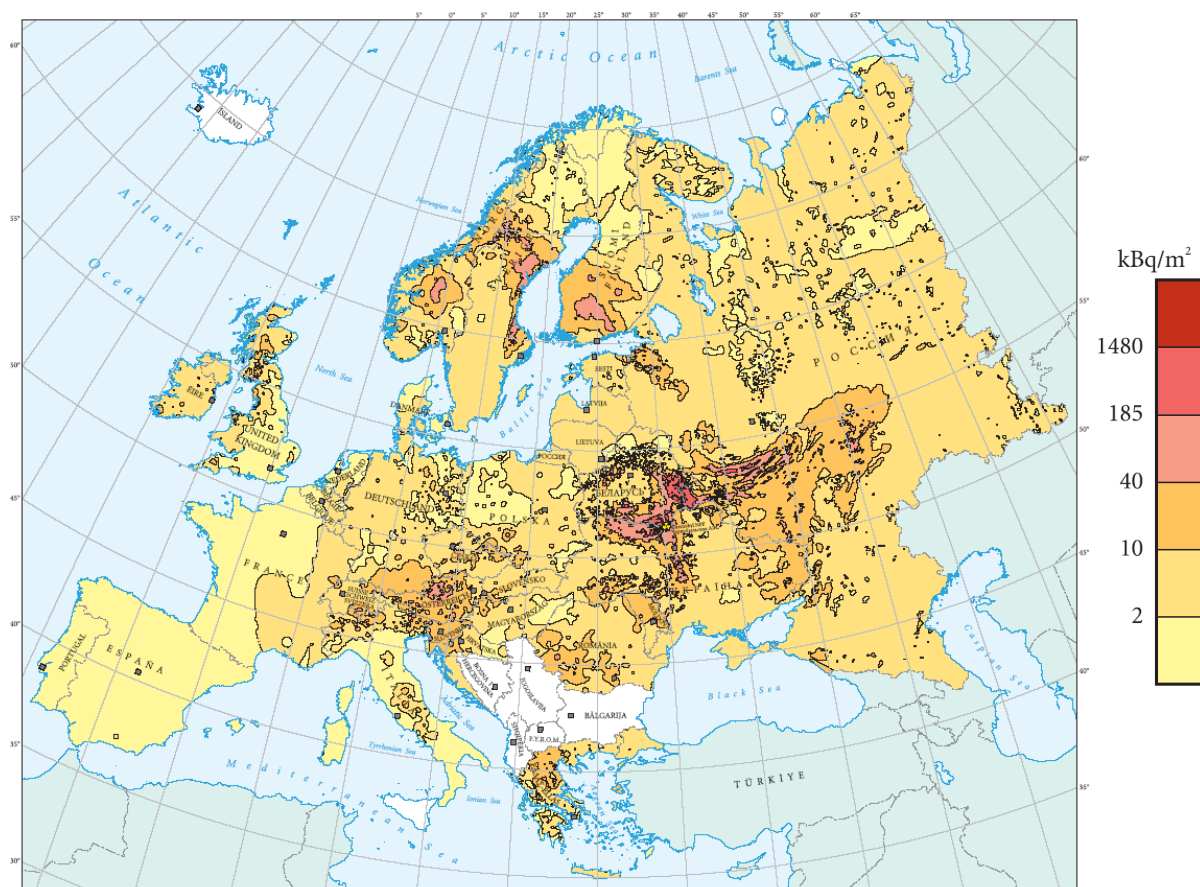
ここで、 CAL は計算値、 OBS は測定値、 \overline{CAL} 、 \overline{OBS} はそれぞれの平均値、 N はデータ点の総数である。

表 3.2 に、統計解析結果をまとめた。Goddard と Warm-Rain の両ケースはともに負の MBE を示したことから過小評価傾向があるが、全ての統計指標で Goddard ケースが良い一致度を示しており、特に MBE、NMSE、FMS で差が大きい。FMS が Warm-Rain ケースより Goddard ケースで高いという結果と、前節の降水予測精度の比較結果から、日降水量で 5 mm 程度の弱いながらも局地性を示す降水域分布の再現性が重要である。計算終了時点（1986 年 5 月 11 日 00UTC）の全沈着量に対する湿性沈着量の割合は、Goddard ケースでは 78%、Warm-Rain ケースでは 68%であり、いずれのケースでも湿性沈着が支配的であった。これより、MBE で示される Warm-Rain ケースの過小評価は、前節で示した Warm-Rain スキームによる降水量の過小評価の寄与が大きいことが示唆される。

表 3.2 Goddard 及び Warm-Rain ケースの ^{137}Cs 地表沈着量の計算値と REM-2 測定値の比較 (Terada and Chino, 2005 を基に作成)

Case	MBE (kBq m^{-2})	NMSE	PCC	PCC_{\log}	FA10 (%)	FA5 (%)	FA2 (%)	FMS (%)
Goddard	-8.7	14.8	0.232	0.470	79.4	65.0	33.4	45.0
Warm-Rain	-10.6	19.6	0.209	0.436	77.5	62.1	28.2	32.5

次に、地表沈着量の空間分布を比較した。図 3.9 は Atlas 測定値、図 3.10 は Goddard ケースによる計算結果である。バックグラウンド値は計算値には含まれていないため、バックグラウンド値と同等である 2 から 10 kBq m⁻² の沈着量レベルでの差異は重要ではない。計算値と測定値の比較から、スカンジナビア半島、フィンランド、オーストリアで 10 kBq m⁻² 以上の沈着量が計算され、計算結果は測定値のリージョナルスケールの分布の特徴を再現できていることが分かる。しかし、チェルノブイリの北東、スカンジナビア半島、フィンランド、オーストリアで測定された 40 kBq m⁻² 以上の沈着量は計算されなかった。また、測定結果ではチェルノブイリ周辺には 40 kBq m⁻² 以上の沈着量の「蝶型」分布が見られるが、これも計算では再現されなかった。このように、計算では地表沈着分布の主要な特徴は再現されたが、いくつかの地域で過小評価した。この要因としては、局所的な気流及び降水の時空間変動の再現性の問題が考えられ、解像度が十分でない可能性がある。また、地表沈着量だけでなく、先述したように大気中濃度でも過小評価が見られたことから、放出率の不確かさの影響も考えられる。OECD/NEA (2002) によると、推定された放出率には 50%程度の誤差が含まれると評価されている。



© EC/IGCE, Roshydromet (Russia)/Minchernobyl (Ukraine)/Belhydromet (Belarus), 1998

図 3.9 Atlas 測定値による ¹³⁷Cs 地表沈着量分布図。白抜きは測定値が無い地域。(De Cort et al., 1998)

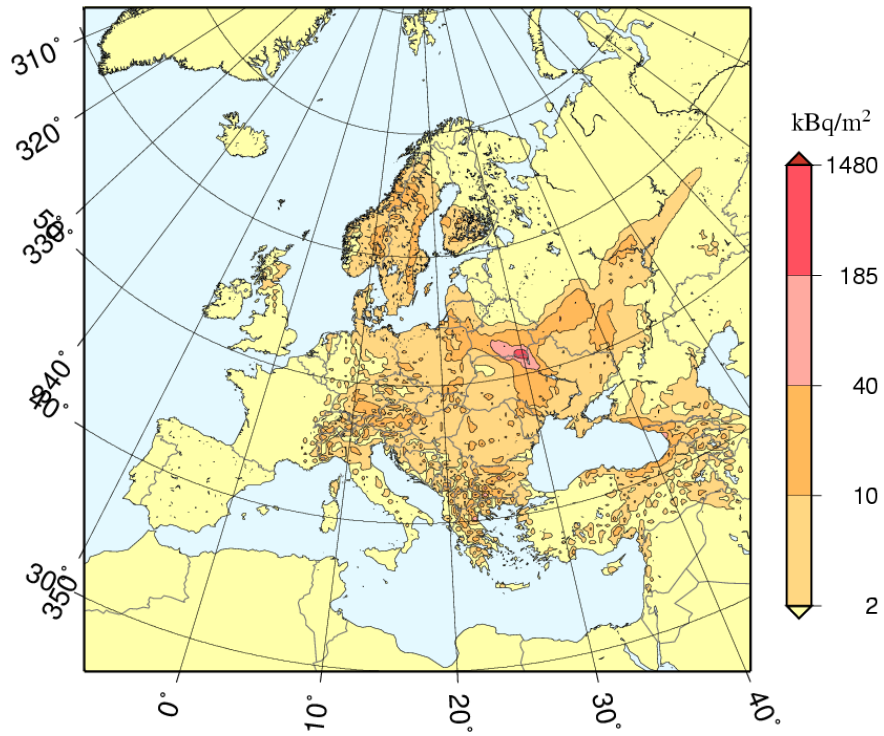


図 3.10 Goddard ケースによる 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 11 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の計算結果。(Terada and Chino, 2005 より引用)

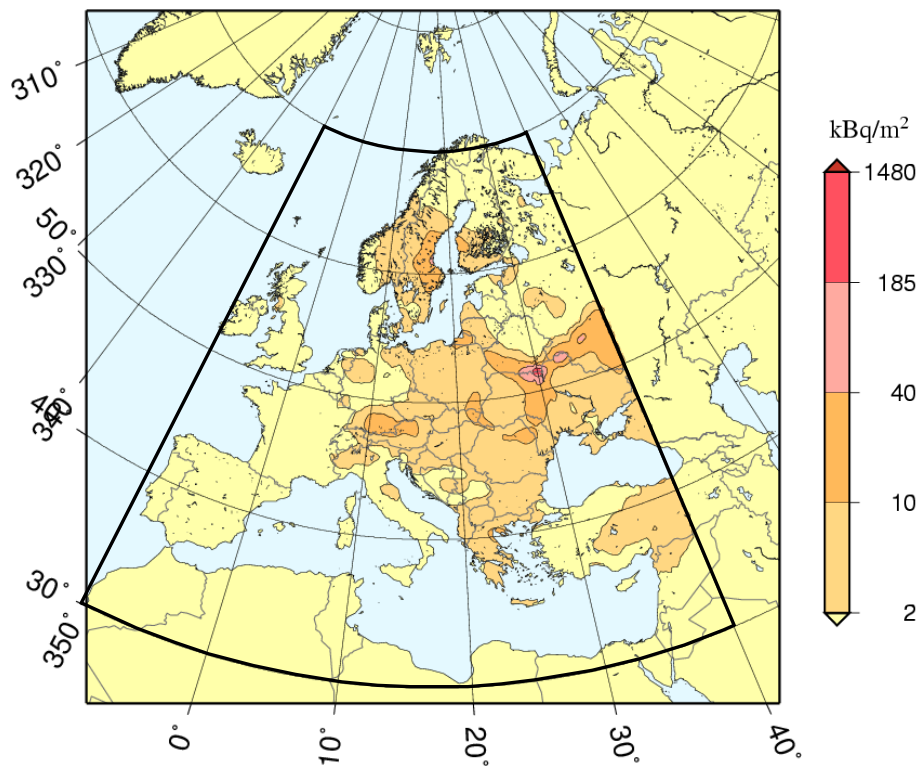


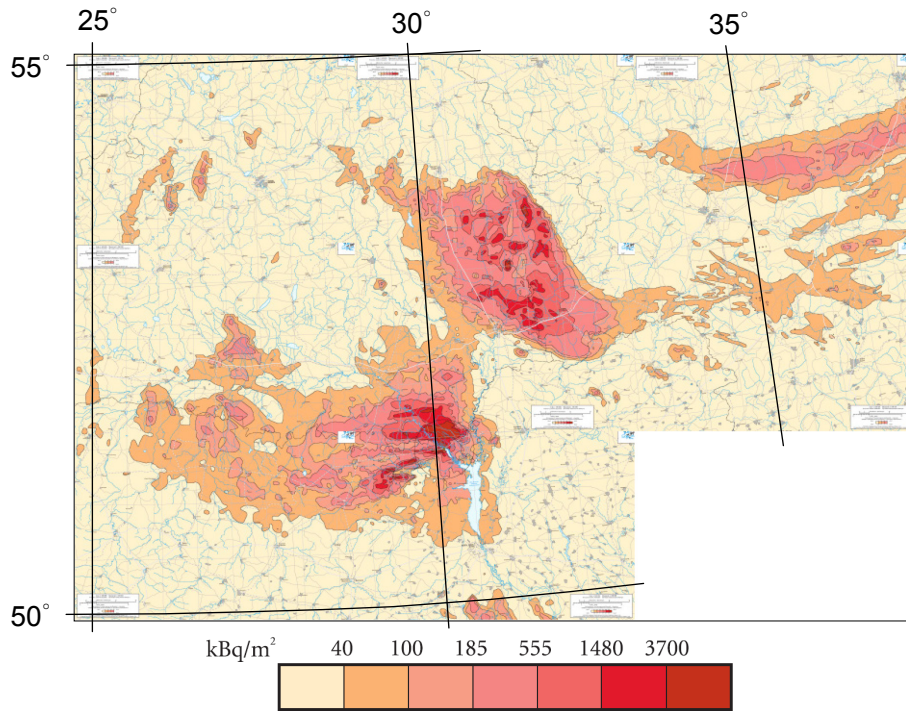
図 3.11 WSPEEDI-I による 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 11 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の計算結果。太実線の枠は KNMI 降水量データの存在範囲。(Terada and Chino, 2005 より引用)

さらに、WSPEEDI-II と WSPEEDI-I による再現性を比較した。WSPEEDI-I を用いて計算した ^{137}Cs 地表沈着量分布を図 3.11 に示す。WSPEEDI-I では KNMI 降水量データを用いて湿性沈着を計算したため、図 3.11 の黒実線で囲んだ KNMI 降水量データの存在範囲が比較対象範囲となる。図 3.9、3.10、3.11 の比較から、WSPEEDI-II と WSPEEDI-I の計算結果は、ともに主要な広域地表沈着分布を再現しているが、例えば、Atlas に見られるノルウェー南部の 10 kBq m^{-2} を超えるスポット状の沈着分布は WSPEEDI-I では計算されておらず WSPEEDI-II では計算されている。これは、MM5 により計算された降水分布に対応している。WSPEEDI-II では湿性沈着計算に降水量の計算値を用いているが、降水量測定値を用いた WSPEEDI-I よりも詳細で現実に近い沈着分布が計算された。

3.2.4 放出点周辺域計算

前節で示した通り、広域の Domain-1 の計算では、WSPEEDI-II でもチェルノブイリ周辺の詳細な沈着分布が計算されなかった。その要因の一つとして解像度が十分でない点を挙げた。解像度（ここでは水平格子解像度と時間解像度を指す）を向上させることで、気象計算において、特に地形や土地利用等の地表面状態の分布をより正確に考慮できることと、より小さなスケールの物理現象をモデル解像できることから、局地性の高い気流場及び雲物理過程による降水の再現性の向上が見込め、この高解像度気象場を利用することで大気拡散及び地表沈着計算の精度向上が期待できる。そこで、MM5 のネスティング機能により計算した高解像度の気象場を用いて放出地点周辺域の ^{37}Cs 地表沈着量を計算し、再現性を評価した。放出点周辺域 Domain-2 の高解像度気象場は、1-way ネスティング計算により、コントロール条件 (Goddard ケース) の Domain-1 の計算結果を空間内挿して作成した初期・境界条件を用いて計算した。この気象場を用いて、GEARN により Domain-2 のみについて大気拡散計算を実施した。

図 3.12 は Atlas による 8 枚のローカルスケールの分布図を並べたチェルノブイリ周辺における ^{137}Cs 地表沈着量の測定値である。図 3.13 に Domain-2 の計算結果を示す。Domain-2 の計算により、測定値に見られるチェルノブイリ周辺の「蝶型」の地表沈着分布が再現され、先に示した WSPEEDI-I 及び WSPEEDI-II による Domain-1 の計算より高精度な地表沈着分布が計算された。これは、既往の広域拡散シミュレーションでは再現されなかったものである。この沈着分布改善の要因は 3.2.5 節で述べる。この Domain-2 の計算結果においても、地表沈着量を過小評価している点が見られる。測定値では 100 kBq m^{-2} を超える沈着量の領域がチェルノブイリ北東域に広範囲に広がっているが、計算結果では 2 つの狭い範囲に限られている。また、測定値には沈着量が 3700 kBq m^{-2} 以上の領域がチェルノブイリ近傍に見られるが、これは計算されていない。この過小評価の要因としては、Domain-2 から流出した ^{137}Cs の再流入が考慮されていないことが可能性として考えられる。



© EC/IGCE, Roshydromet (Russia)/Minchernobyl (Ukraine)/Belhydromet (Belarus), 1998

図 3.12 Atlas 測定値によるチェルノブイリ周辺の ^{137}Cs 地表沈着量の測定結果。(De Cort et al., 1998)

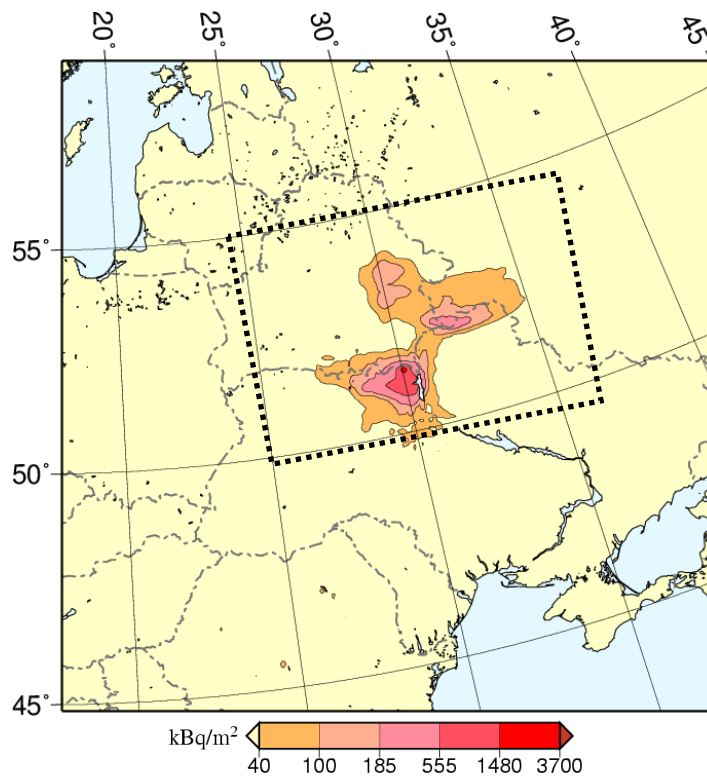


図 3.13 1-way ネスティング気象計算結果を用いた Domain-2 における 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 11 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の計算結果。点線枠は図 3.12 のおおよその範囲を示す。(Terada and Chino, 2005 より引用)

3.2.5 広域と放出点周辺域のネスティング拡散計算

前節で、放出点周辺域の地表沈着量の過小評価の要因として広域から放出点周辺域への再流入プルームの影響を指摘した。この広域からの再流入を考慮可能な GEARN のネスティング拡散計算機能を用いてチェルノブイリ原子炉事故の大気拡散計算を実施し、モデルの再現性を検証した。

3.2.5.1 計算ケース

表 3.3 に示す 3 ケースの計算を実施した。NEST-MPI ケースは本研究で開発したネスティング拡散計算機能を用いるものである。Domain-2 からのフィードバックも考慮した両領域で整合性のある気象場を得るため、2-way ネスティング計算により MM5 で Domain-1 と Domain-2 の両方について同時に計算する。この 2 領域の気象場計算結果を用いて GEARN により領域間で粒子情報を交換しながら同時に ^{137}Cs の大気拡散を計算する。D1-30KM ケースは Domain-1 のみについて気象場及び大気拡散を計算する。これは 3.2.3.3 節での計算に相当する。NEST-D2 ケースでは、NEST-MPI ケースと同様 MM5 の 2-way ネスティングにより計算された気象場のうち Domain-2 の気象場を用いて、GEARN により Domain-2 のみの大気拡散を計算する。このケースは 3.2.4 節の計算に相当する。NEST-MPI ケースと NEST-D2 ケースの Domain-2 の結果を比較することにより、放射性物質が Domain-2 から Domain-1 へ流出した後 Domain-2 に再流入する影響を評価する。また、NEST-MPI ケースと D1-30KM ケースの Domain-1 の結果を比較することで、ネスティング拡散計算の広域への影響を評価する。

3.2.5.2 放出点周辺域の沈着分布の再現性

図 3.14 に(a) Atlas による ^{137}Cs 地表沈着量の測定値 (図 3.9 のヨーロッパスケールの図の拡大)。と、(b) NEST-MPI、(c) D1-30KM、(d) NEST-D2 の各ケースによる計算開始から 1986 年 5 月 10 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量分布の計算結果を示す。計算結果は海上についてはプロットしていない。図 3.14a に見られるように、チェルノブイリ周辺に沈着量 40 kBq m^{-2} を超える地域による「蝶型」分布が形成されている。これは、図 3.14b の NEST-MPI ケースの計算結果により再現されている。また、他の地域でも計算値は測定値と良い対応が見られる。図 3.14c に D1-30KM ケースの計算結果の子領域に対応する範囲を示す。このケースでは、チェルノブイリから北西方向の北緯 $50^{\circ}\sim 55^{\circ}$ 、東経 $20^{\circ}\sim 25^{\circ}$ の地域において、測定値は 10 kBq m^{-2} 以下に対して計算では $10\sim 40 \text{ kBq m}^{-2}$ と過大評価している。また、チェルノブイリから北東方向の北緯 $52^{\circ}\sim 54^{\circ}$ 、東経 $30^{\circ}\sim 35^{\circ}$ の測定値が 40 kBq m^{-2} を超えている地域も再現されなかった。図 3.14d の NEST-D2 ケースの計算結果では、「蝶型」の地表沈着分布は再現しているが、測定値と比較するとチェルノブイリの北、東、及び南西方向の地域で過小評価が見られる。

表 3.3 WSPEEDI-II の計算条件

ケース	計算領域		水平格子幅	解析値ナッジング
	MM5	GEARN		
NEST-MPI	Domain-1 と	Domain-1 と	30 km (Domain-1)	Domain-1 のみ
NEST-D2	Domain-2	Domain-2 のみ	10 km (Domain-2)	使用
D1-30KM	Domain-1 のみ	Domain-1 のみ	30 km	使用

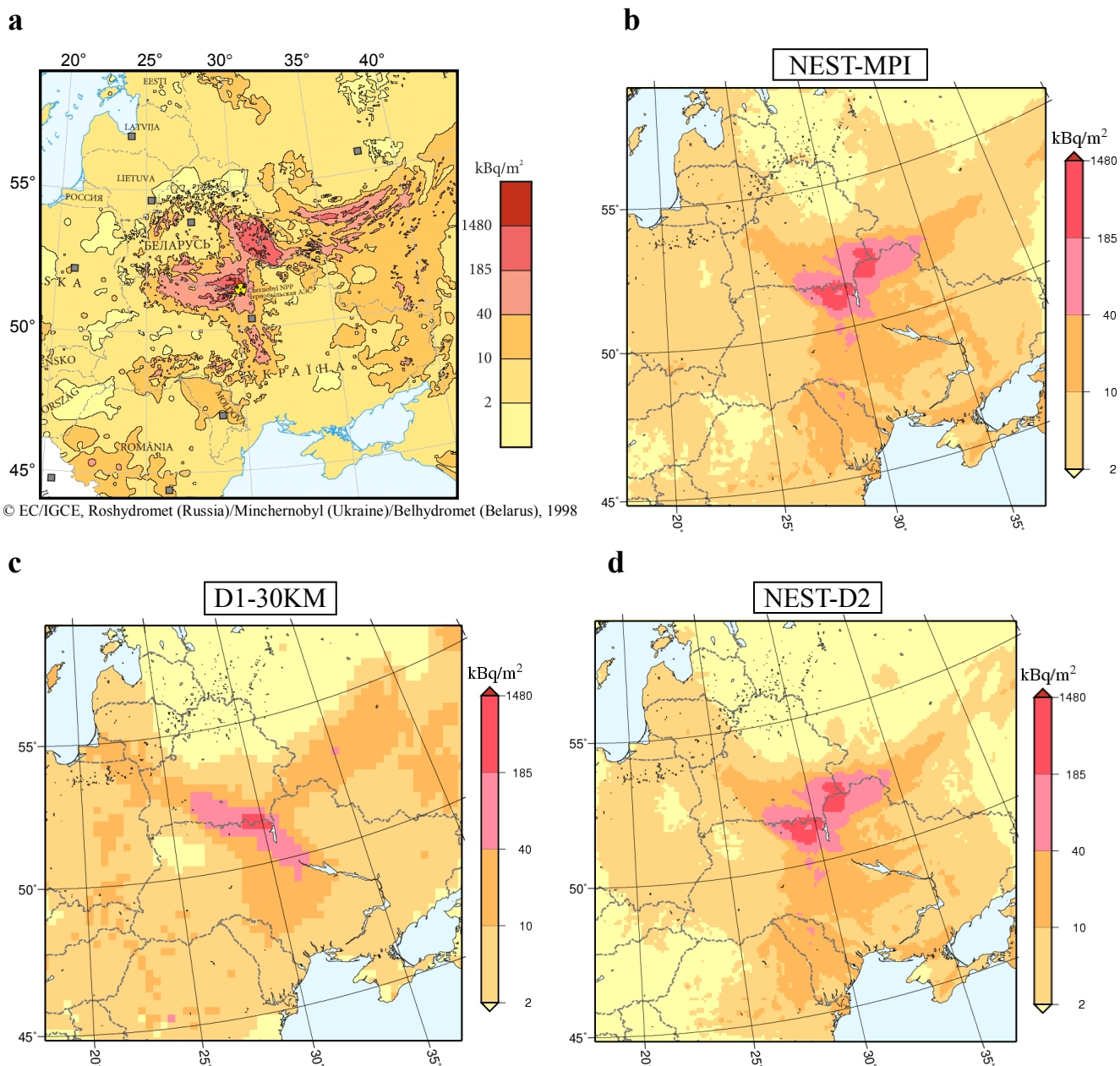


図 3.14 ^{137}Cs 地表沈着量の Atlas 測定値 (De Cort et al., 1998) (a) と、1986年4月26日00UTC から5月11日00UTCまでの積算値の計算結果(b~d)。(Terada and Chino, 2005 より引用)

図 3.15 に、NEST-MPI ケースによる 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 3 日後まで 1 日ごとの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の分布を示す。これより、チェルノブイリ周辺の「蝶型」地表沈着分布の基本的な形状は、放出開始から 3 日後までに形成されたことが示唆される。この沈着分布の形成過程をさらに詳細に調べるため、4 月 26 日、27 日、28 日の日ごとの乾性及び湿性沈着量と非対流性及び対流性降水の水平分布について、NEST-MPI ケースによる計算結果を図 3.16 に、D1-30KM ケースの結果を図 3.17 に示す。これらの図の比較から、日ごとの乾性沈着量の分布は両ケースで類似していることが分かる。また結果は示さないが、地上及び上空の日平均濃度の比較においてもこの計算ケース間でのプルーム挙動の類似性が見られた。これより、4 月 26、27 日はチェルノブイリから北西方向に輸送され、4 月 28 日は北東方向へ輸送されたという放射性プルームの輸送経路は、両ケースで同等であると示唆される。2 ケース間での主要な差異は、NEST-MPI ケースでは 4 月 28 日にチェルノブイリの北東域において数 10 mm の日降水量の非対流性成分が計算されたのに対して、D1-30KM ケースは非対流性及び対流性成分のどちらも同地域において計算されなかった点である。したがって、「蝶型」沈着分布のうちチェルノブイリ北東域の高い沈着量の分布が形成された主な要因は、MM5 のネスティング計算により再現された 4 月 28 日の非対流性降水による湿性沈着であることが結論づけられる。NEST-MPI ケースで非対流性降水を現実的に計算できたのは、ネスティング手法による高解像度計算に起因すると考えられる。一般的に高解像度化により計算精度の向上が期待できることから、ネスティング計算は、他の地域や期間においても湿性沈着の高精度な計算に有効であると考えられる。

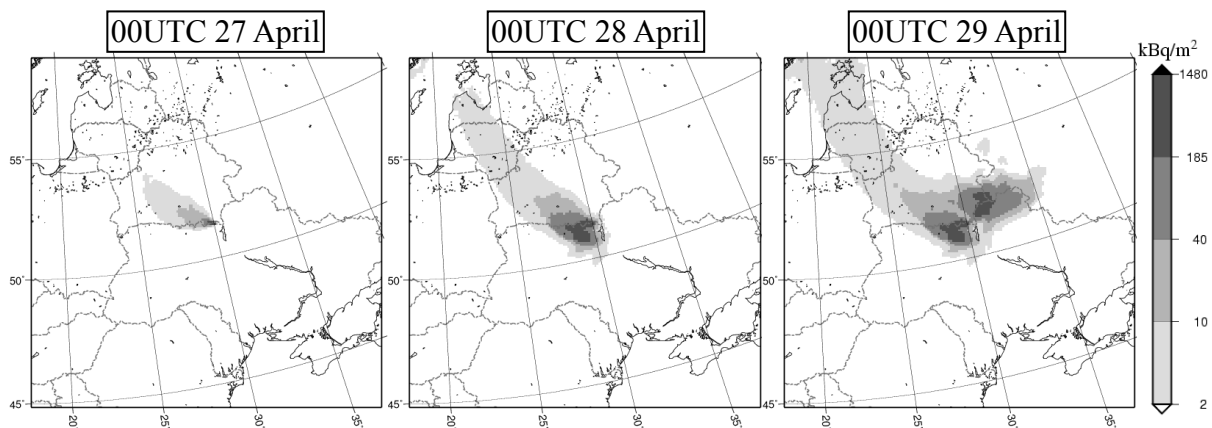


図 3.15 NEST-MPI ケースにより計算された、1986 年 4 月 26 日 00UTC から 1 日後（1986 年 4 月 27 日 00 UTC : 左）、2 日後（1986 年 4 月 28 日 00 UTC : 中央）、3 日後（1986 年 4 月 29 日 00 UTC : 右）までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量分布。(Terada and Chino, 2008 より引用)

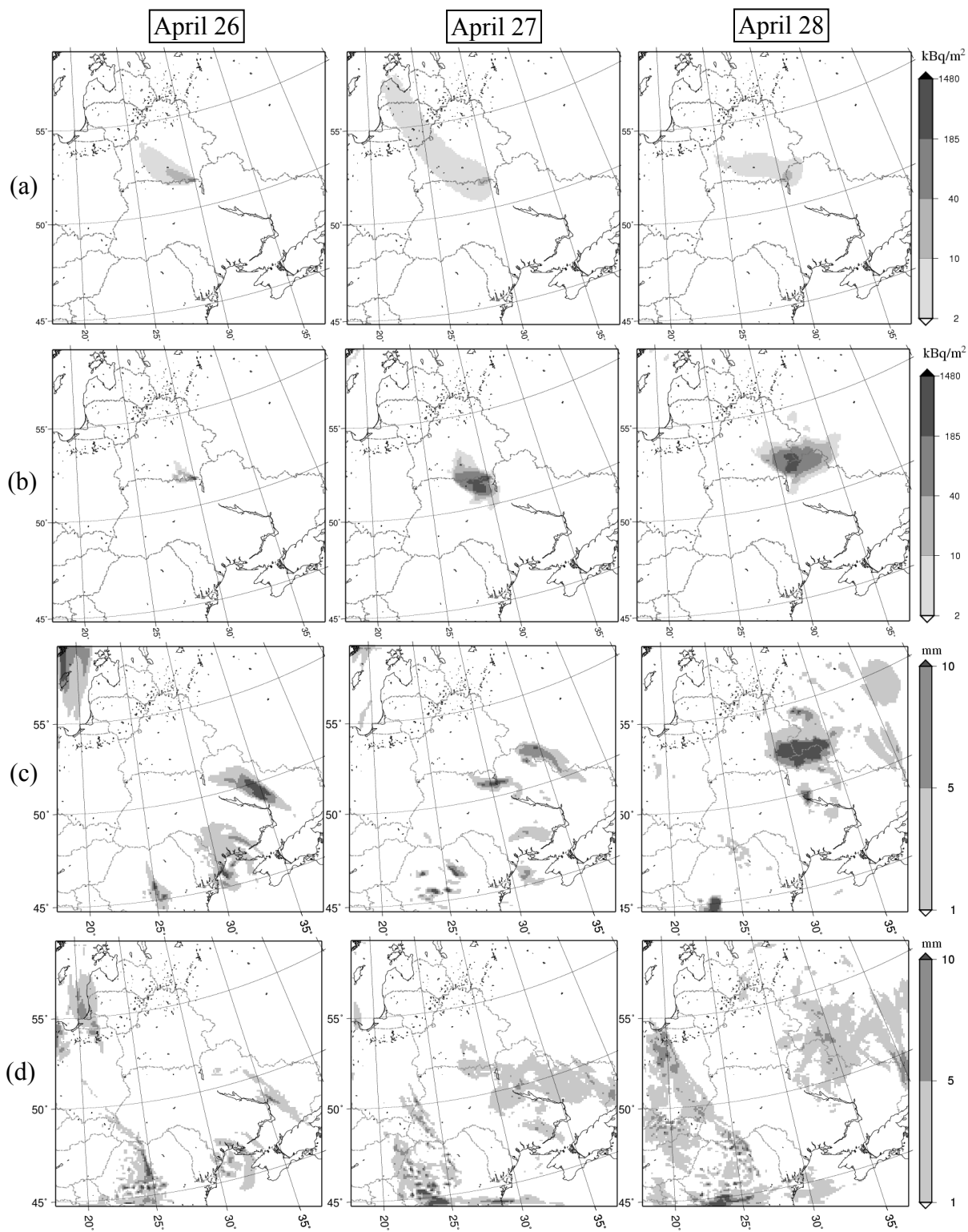


図 3.16 NEST-MPI ケースにより計算された日ごとの乾性沈着量(a)、湿性沈着量(b)、降水量の非対流性成分(c)、及び対流性成分(d)の分布。左から 1986 年 4 月 26、27、及び 28 日の結果。(Terada and Chino, 2008 より引用)

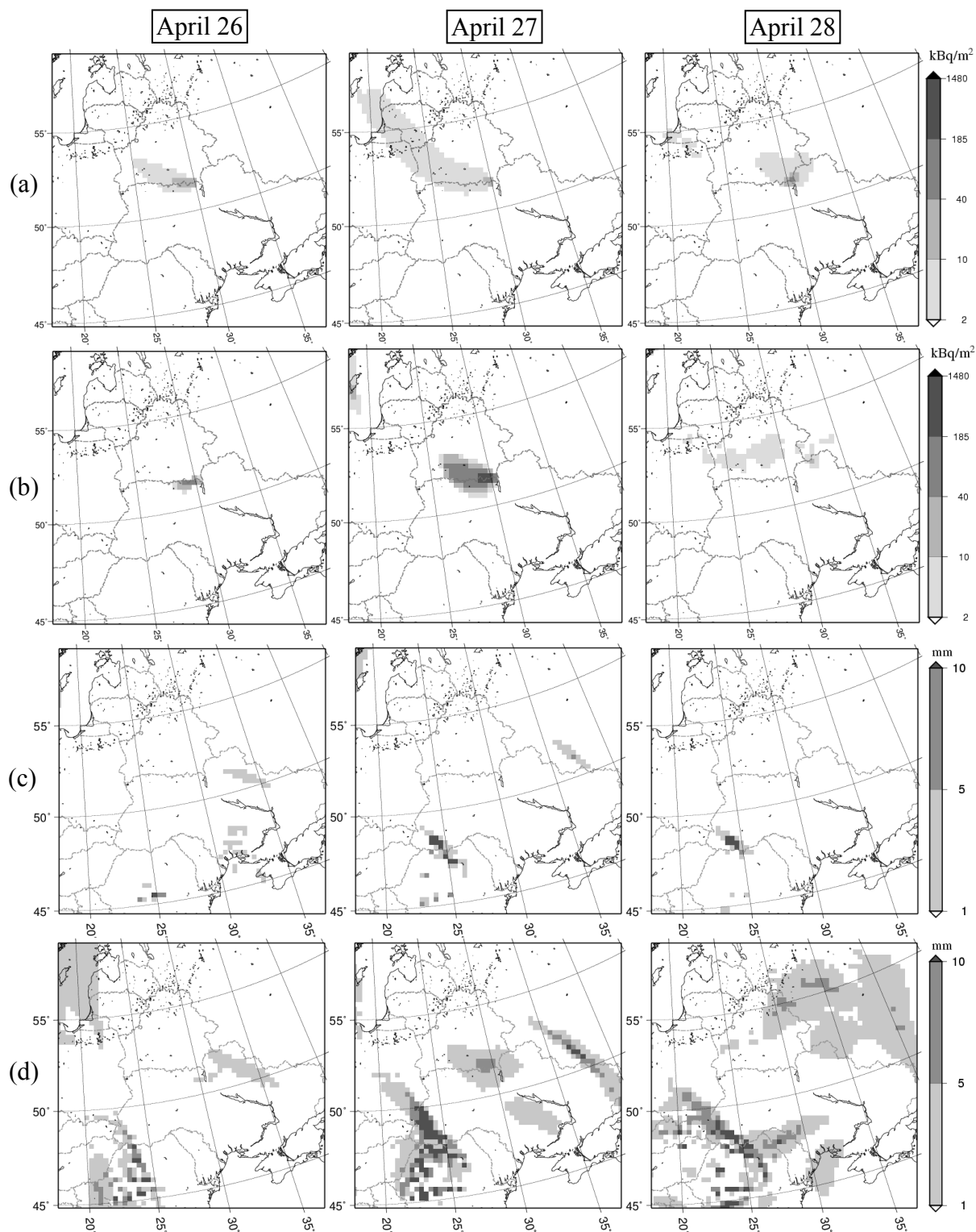


図 3.17 D1-30KM ケースにより計算された日ごとの乾性沈着量(a)、湿性沈着量(b)、降水量の非対流性成分(c)、及び対流性成分(d)の分布。左から 1986 年 4 月 26、27、及び 28 日の結果。(Terada and Chino, 2008 より引用)

広域から放出点周辺域への放射性物質再流入の影響を評価するため、1986年4月26日00UTCから5月10日00UTCまでの積算 ^{137}Cs 地表沈着量について、NEST-MPIケースとNEST-D2ケースの計算結果の差の相対値（NEST-MPIケースで規格化）の分布を図3.18に示す。この値は、 $([\text{NEST-D2}] - [\text{NEST-MPI}]) / [\text{NEST-MPI}]$ で定義したもので、子領域へのプルームの再流入を考慮しないことに起因する過小評価の度合いの指標であり、小さいほど再流入プルームの寄与が大きいことを示す。これによると、放出点から直接到達した高濃度プルームが主に地表沈着に寄与したチェルノブイリの近傍、北西域、及び南側では再流入プルームの寄与は大きくない。しかし、チェルノブイリの北、東、及び南西方向の領域内側の境界付近では-80%より小さい地域が見られ、NEST-MPIケースの計算で考慮した再流入プルームの寄与が大きい。

図3.19に、Budapestにおける ^{137}Cs 地上大気中濃度の時間変化を示す。この地点は、子領域内にあるREM-1及びREM-2の測定地点である（図3.2に位置を示す。）。1986年5月2日から4日の期間、NEST-D2ケースは過小評価しているが、NEST-MPIケースの結果は測定値をおおよそ再現している。この結果からも、親領域から子領域への再流入プルームの考慮による改善が示唆される。ただし、4月29日の最初の濃度上昇開始の遅れはNEST-MPIケースでも改善されなかった。地上天気図と計算結果の風速場及び地上濃度分布の時間変化の解析から、事故直後から4月29日までのプルーム輸送の状況は以下であったと考えられる。事故発生前から北大西洋上でアイスランド付近を中心に低気圧が停滞しており、4月26日未明の事故発生から4月28日朝まではチェルノブイリの北西から西方向にプルームは輸送された。4/28午前中からチェルノブイリ北側のベラルーシで低気圧が発生し、低気圧南側の南西風により北東方向へのプルームの輸送が開始した。この時点までにチェルノブイリ北西域に輸送されていたプルームは、低気圧西側の北よりの風で南方向へ吹き流され、チェルノブイリの西南西に位置するBudapestへ到達した。これより、Budapestでの濃度上昇は、総観規模の気流場の影響を受けたものであったと考えられる。地形等に起因する局地風は、ネスティング計算により格子分解能が向上することで改善されると期待されるが、上記のプルーム輸送に寄与したような総観規模の気流場はネスティング計算では改善されにくい。また、濃度上昇が親領域から再流入したプルームによるものではないため、GEARNにネスティング機能を追加したことによる改善は得られなかったと考えられる。Budapestにおける ^{137}Cs 地表沈着量の放出開始から2週間後までの積算値は、NEST-D2ケースでは 0.86 kBq m^{-2} 、NEST-MPIケースでは 2.21 kBq m^{-2} と計算された。一方、REM-2による測定値では1986年5月14日時点で 5.20 kBq m^{-2} であり、Atlas測定データによるチェルノブイリ原子炉事故発生前の ^{137}Cs 地表沈着量バックグラウンド値おおよそ 2.5 kBq m^{-2} を差引くと、 2.7 kBq m^{-2} となり、NEST-MPIケースによる計算結果はほぼ測定値と一致した。

以上の結果から、広域から局所域への再流入による大気中濃度及び地表沈着量への寄与は無視できず、本研究で開発したネスティング拡散計算によりこの寄与を考慮することで局所域の再現性が改善されることが示された。

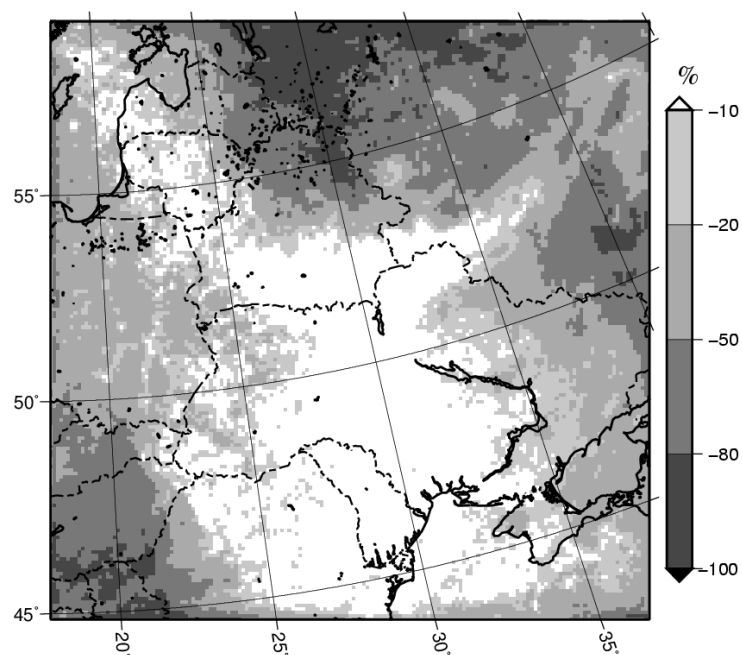


図 3.18 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 11 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の NEST-MPI ケースと NEST-D2 ケースによる計算結果の差の相対値。(Terada and Chino, 2008 より引用)

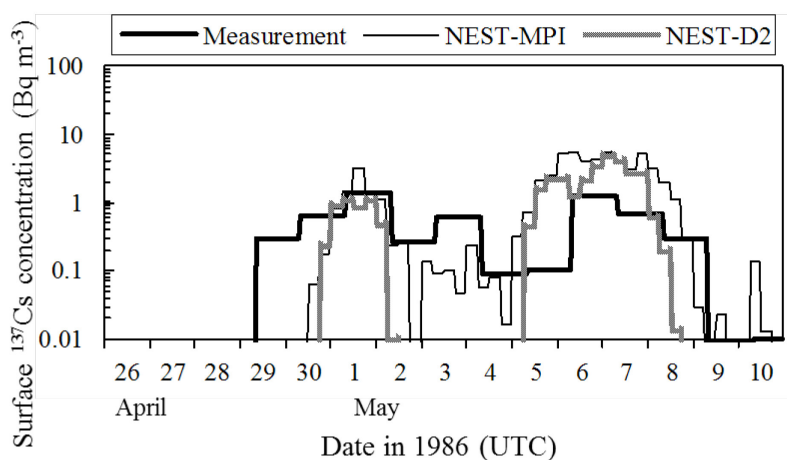


図 3.19 Budapest(図 3.2)における ^{137}Cs 地上大気中濃度の時間変化の比較。測定値は REM-1、計算値はモデル最下層の 6 時間平均濃度。(Terada and Chino, 2008 を基に作成)

3.2.5.3 広域の沈着分布の再現性

1986年4月26日00UTCから5月10日00UTCまでの積算¹³⁷Cs地表沈着量のD1-30KMと、NEST-MPIケースによるDomain-1の計算結果をそれぞれ図3.20と図3.21に示す。これらの計算結果とAtlas測定値(図3.9)を、チェルノブイリからおよそ1000km以上遠方の地域に着目して比較する。

D1-30KMケースの結果は、3.2.3.3節で述べたのと同様、全体的に過小評価の傾向が見られるものの、スカンジナビア半島、フィンランド、オーストリア、チェルノブイリ北東域等で測定値と同様に10kBq m⁻²を超える沈着量が計算され、広域の沈着分布を良い精度で再現している。NEST-MPIケースでも、オーストリアとチェルノブイリ北東域でD1-30KMケースより沈着量が少し低いものの、放出点からおよそ1000km以上離れた地域でD1-30KMケースと同等の分布が計算された。また、放出点周辺域の沈着量は、ネスティング拡散計算によるDomain-2の計算結果を空間平均したものであるが、前節で述べた詳細な沈着分布を保持しており、広域全体の分布図の中で両スケール沈着分布の特徴が同時に示されている。

Domain-1全体の沈着量の総量は、両ケースではほぼ同等であったが、Domain-2の範囲内と、Domain-2より外側のDomain-1の範囲内の沈着量の総量の比は、D1-30KMケースでは1:1.4、NEST-MPIケースでは1:1であり、NEST-MPIケースで計算された沈着量の総量は、Domain-2の範囲内ではD1-30KMケースに比べて高く、Domain-2より外側では低かった。この結果より、NEST-MPIケースでは、沈着量が放出点周辺域で増加し遠方で減少したために、遠方の地域での過小評価がD1-30KMより大きくなったことが示唆される。

3.2.5.4 ネスティング拡散計算の数値計算上の利点

本研究で開発したモデルを原子力緊急時対応に適用する際には、予測精度だけでなく計算速度も非常に重要なモデル性能となる。そこで、大型並列計算機SGI Altix3700B×2上で、NEST-MPIケースと、Domain-1全域をDomain-2の10km格子解像度で計算するケースの計算を実行し、モデル実行時間を比較した。後者のケースでは時間ステップをMM5は30秒、GEARNは40秒とし、モデルオプション等の他の計算条件はD1-30KMケースと同じとした。前者のNEST-MPIケースにおいては、MM5の2領域ネスティング計算は64個のCPUを用いた並列計算により2.4時間で終了し、GEARNのネスティング計算は2個のCPUを使用した並列計算により2.6時間要した。これらから、NEST-MPIケースの計算所要時間はMM5とGEARN合わせて5時間以内であった。これに対して後者のケースでは、MM5計算に128個のCPUによる並列計算で7.5時間必要とした。MM5の並列化効率を100%と仮定すると、前者のケースと同じ64個のCPUを使用した場合のMM5の計算所要時間は、15時間程度と予想される。GEARNによる大気拡散計算には10.2時間を要したため、合計モデル実行時間は最大で計25時間程度となる。したがって、ネスティング拡散計算によりモデル実行時間は、親領域全体を子領域と同じ解像度で計算するのに比べておよそ1/5に短縮された。

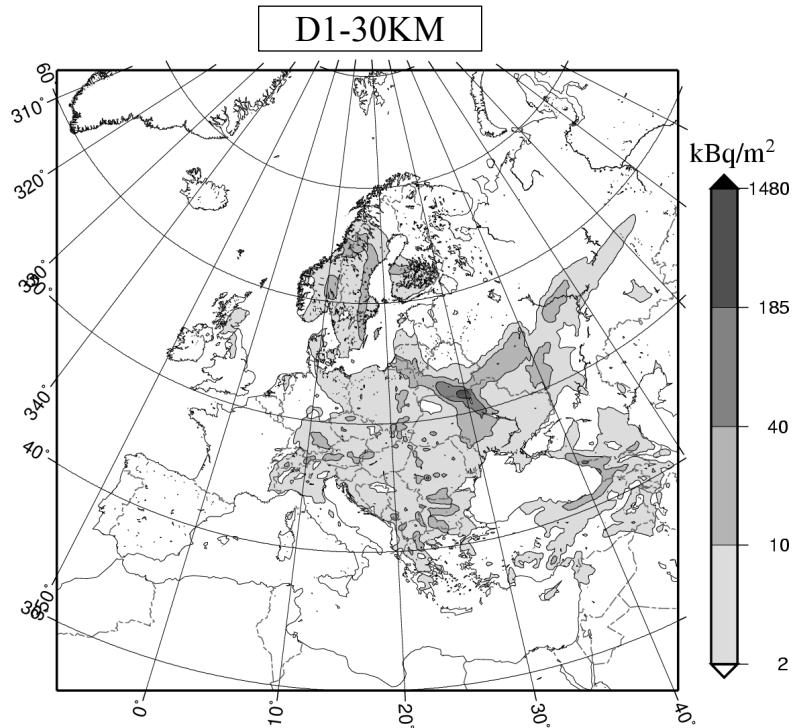


図 3.20 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 10 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の D1-30KM ケースによる計算結果。海上はプロットしていない。(Terada and Chino, 2008 より引用)

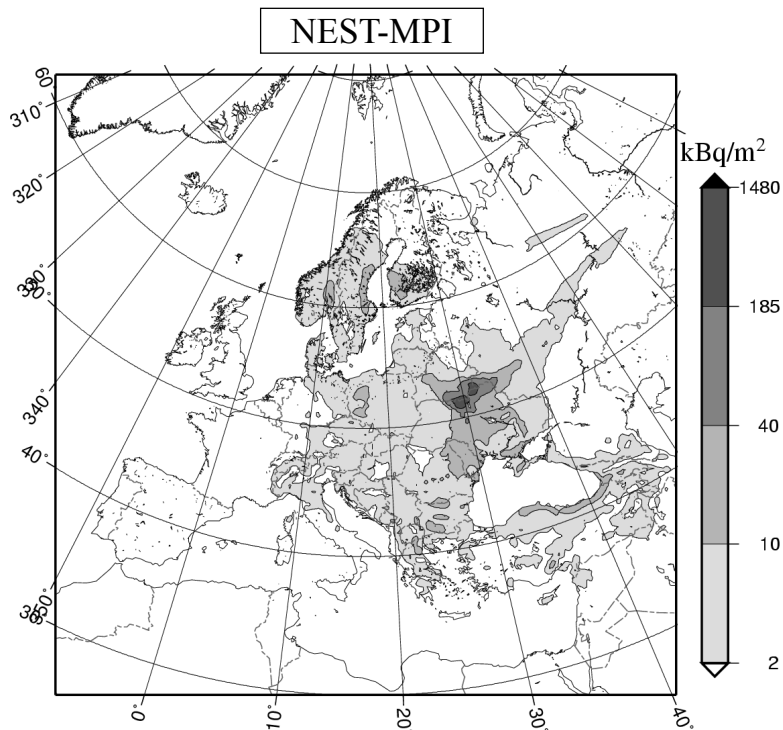


図 3.21 1986 年 4 月 26 日 00UTC から 5 月 10 日 00UTC までの積算 ^{137}Cs 地表沈着量の NEST-MPI ケースによる計算結果。海上はプロットしていない。(Terada and Chino, 2008 より引用)

3.3 六ヶ所再処理施設起源 ^{85}Kr データによる検証

3.3.1 測定データ

計算結果との比較に用いた ^{85}Kr 地上大気中濃度の測定値の概要について述べる。この測定は、気象研究所により 1995 年からつくばで開始され (Igarashi et al., 2000)、2006 年には ^{85}Kr 地上大気中濃度の連続測定システムが気象研究所と日本分析センターによって開発され連続観測が開始された (Aoyama et al., 2008)。この連続測定は現在、文部科学省の委託により日本分析センターが日本全国の数地点において継続的に実施している (文部科学省, 2012c)。大気試料は活性炭が充填された吸着容器に 1 L min^{-1} の流量で 1 週間継続して収集される。その大気試料中の ^{85}Kr 量がガスクロマトグラフィーと GM 計数管により分離・測定され濃度が得られる。測定地点の位置を図 3.22 に示す。大気試料のサンプリングは通常札幌、秋田、千葉において実施されるが、2007 年 7 月から 2008 年 6 月まではバックグラウンドレベルの緯度分布の把握のため、千葉、太宰府、南城で実施された。

本研究において比較に用いた測定値を表 3.4 にまとめた。以降では、時刻は日本標準時 (UTC + 9 h) で記す。各地点のバックグラウンド値は、ピーク値が測定されたサンプリング期間の前後 4 サンプルング期間ずつ、合計 8 サンプルング期間 (およそ 2 ヶ月間) の測定値の平均値とした。本研究では、 ^{85}Kr 地上大気中濃度の測定値のバックグラウンド値からの上昇分がバックグラウンド値の不確かさの 2 倍を超えたケースを計算値との比較対象とした。南城については、測定値の上昇分 (0.06 Bq m^{-3}) はバックグラウンド値の不確かさの 2 倍 (0.064 Bq m^{-3}) よりわずかに低い、この測定値も比較に用いた。

計算した気象場の再現性の検証のため、気象庁による地上天気図とラジオゾンデによる高層気象観測値を用いた。比較に用いた高層気象観測地点の位置は図 3.22 に示した。札幌と秋田の高層気象観測と ^{85}Kr 地上大気中濃度測定 of the サンプリング地点は同一地点ではないが、両地点間の距離はおよそ 2 km 程度であり、互いに近い場所に位置している。ラジオゾンデ観測は、三沢では防衛省、その他の地点では気象庁により実施された。

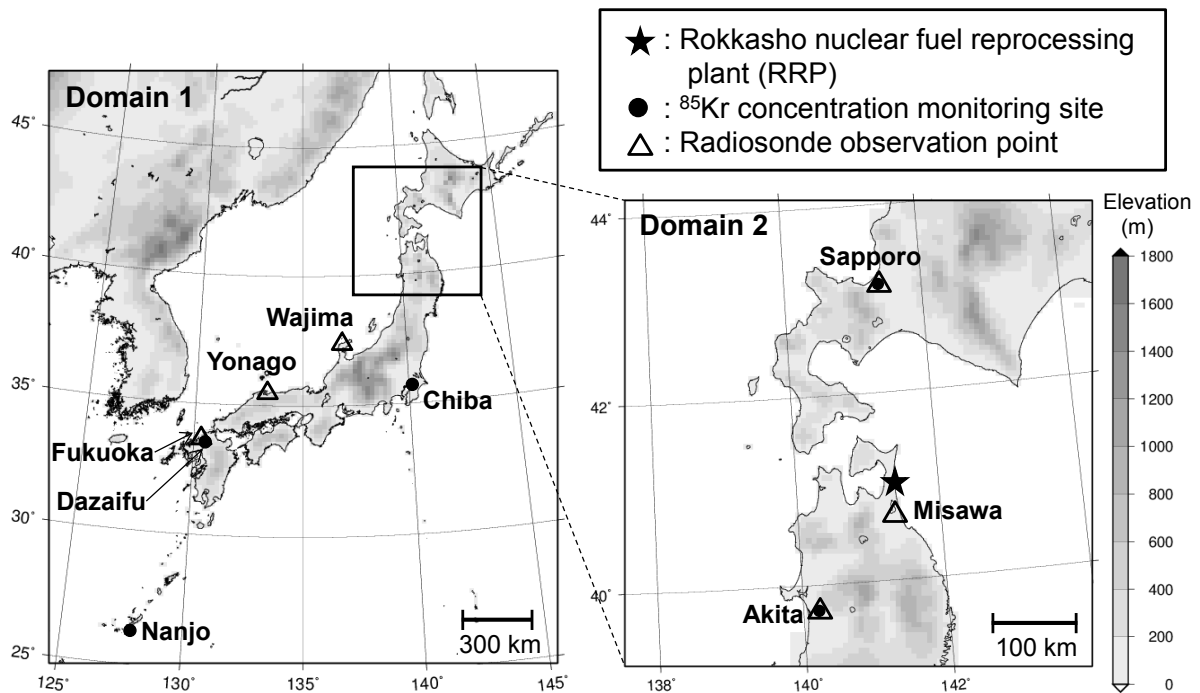


図 3.22 事例解析に用いた計算領域と六ヶ所再処理施設、⁸⁵Kr 地上大気中濃度、及びラジオゾンデ高層気象観測地点の位置。(Terada et al., 2013 より引用)

表 3.4 計算結果との比較に用いた週平均 ⁸⁵Kr 地上大気中濃度の測定値

サンプリング地点	RRP からの距離 (km)	サンプリング期間 (月/日 時刻 : 2008 年)	⁸⁵ Kr 大気中濃度測定値 (Bq m ⁻³)	⁸⁵ Kr 大気中濃度バックグラウンド値 (Bq m ⁻³)	⁸⁵ Kr 濃度測定値のバックグラウンド値からの増分 (Bq m ⁻³)
Sapporo	230	(1) 9/8 14:12 – 9/16 13:55	1.54 ± 0.045	1.44 ± 0.041	0.10
		(2) 9/16 14:33 – 9/22 12:52	4.08 ± 0.100	1.44 ± 0.041	2.64
Akita	170	9/18 14:50 – 9/25 13:27	1.54 ± 0.049	1.42 ± 0.044	0.12
Dazaifu	1200	4/7 14:13 – 4/14 13:20	1.95 ± 0.039	1.50 ± 0.032	0.45
Chiba	600	(1) 4/7 9:46 – 4/14 9:10	1.61 ± 0.034	1.51 ± 0.032	0.10
		(2) 4/14 10:25 – 4/21 9:13	1.61 ± 0.033	1.51 ± 0.032	0.10
Nanjo	2000	4/9 13:58 – 4/16 13:20	1.53 ± 0.032	1.47 ± 0.032	0.06

3.3.2 2008年4月及び9月の事例解析の計算条件

WSPEEDI-II 計算モデルの再現性を評価するため、 ^{85}Kr が六ヶ所再処理施設から実際に放出され ^{85}Kr 大気中濃度上昇が測定された、以下の2ケース

Sep-SAP ケース：2008年9月に札幌と秋田で濃度測定値が上昇

Apr-DAZ ケース：2008年4月に太宰府、千葉、南城で濃度測定値が上昇

の大気拡散シミュレーションを実施した。計算領域を図 3.22 に示す。使用した地図投影法は、ランベルト正角図法である。気象場は Domain 1 及び Domain 2 の2領域 2-way ネスティングで計算した。 ^{85}Kr の大気拡散は Domain 1 及び Domain 2 について個別に計算した。MM5 の初期・境界条件は気象庁 GPV の GSM (Global Spectral Model) 日本域データと、NCEP (National Center for Environmental Prediction) による日ごとの全球海面温度データ (RTG-SST, Real Time Global Sea Surface Temperature : 緯度経度ともに 0.5° 間隔) から作成した。GSM の初期化サイクルは1日4回 (3時、9時、15時、21時)、GSM 日本域データの時間解像度は気圧面 3h、地上 1h であり、空間解像度は経度 0.25° 間隔、緯度 0.2° 間隔である。初期値と 3h 予報値を交互に利用して 3h 間隔の境界値および解析値ナッジング用データを作成し、Domain 1 の計算についてのみ、3h ごとに風速、気温、比湿に対して解析値ナッジングを行った。MM5 から GEARN への気象場の入力は 1h ごと、GEARN の出力は 3h ごととした。その他の計算設定を表 3.5 に示す。時間ステップは水平拡散による移動距離が水平格子幅より小さくなるように決定した。MM5 の大気境界層過程のモデルには、3.2 節のチェルノブイリ原子炉事故データによる検証の実施以降、計算機性能が向上したことから、MRF-PBL より計算コストは大きい精緻なモデルである Eta-PBL を用いた。雲物理モデルには、3.2 節の比較で Goddard と同等の再現性を示した Schultz を用いた。

^{85}Kr の放出点は六ヶ所再処理施設の主排気筒 (北緯 40.9613° 、東経 141.3280° 、地上 150 m) とした。 ^{85}Kr の放出率は、日本原燃による 1h ごとデータをを用いた (図 3.23)。表 3.5 に示した両計算ケースの計算開始時刻の 1ヶ月以上前から放出はなく、大気中濃度測定値の上昇に影響する全ての放出が計算で考慮されている。

水平拡散パラメータの違いによる影響を評価するため、表 3.6 に示したように、両計算ケースについて4種の水平拡散パラメータを用いた計算を実施した。「GIFFORD」は、Gifford (1982) による水平拡散パラメータ、「P-G」はパスキル・ギフォード線図によるものである。この「P-G」を用いる際の気象安定度は、本研究で対象とするような広い計算領域における代表的な安定度を定めるのは難しいため、中立で一定とした。なお、本研究の解析対象期間の 2008年4月及び9月の放出点周辺の気象観測 (時間値) では、中立が最も多く出現していた (青森県, 2009)。「GIFFORD-mod」は GIFFORD に対して 3.3.4.4 節で述べる補正を実施したものである。「 $K_h=0$ 」では、水平拡散係数 K_h を常にゼロとした。Sep-SAP ケースの GIFFORD を用いた Domain 1 の計算は、気象場の格子解像度が札幌における大気中濃度計算値に与える影響を評価するために実施した。

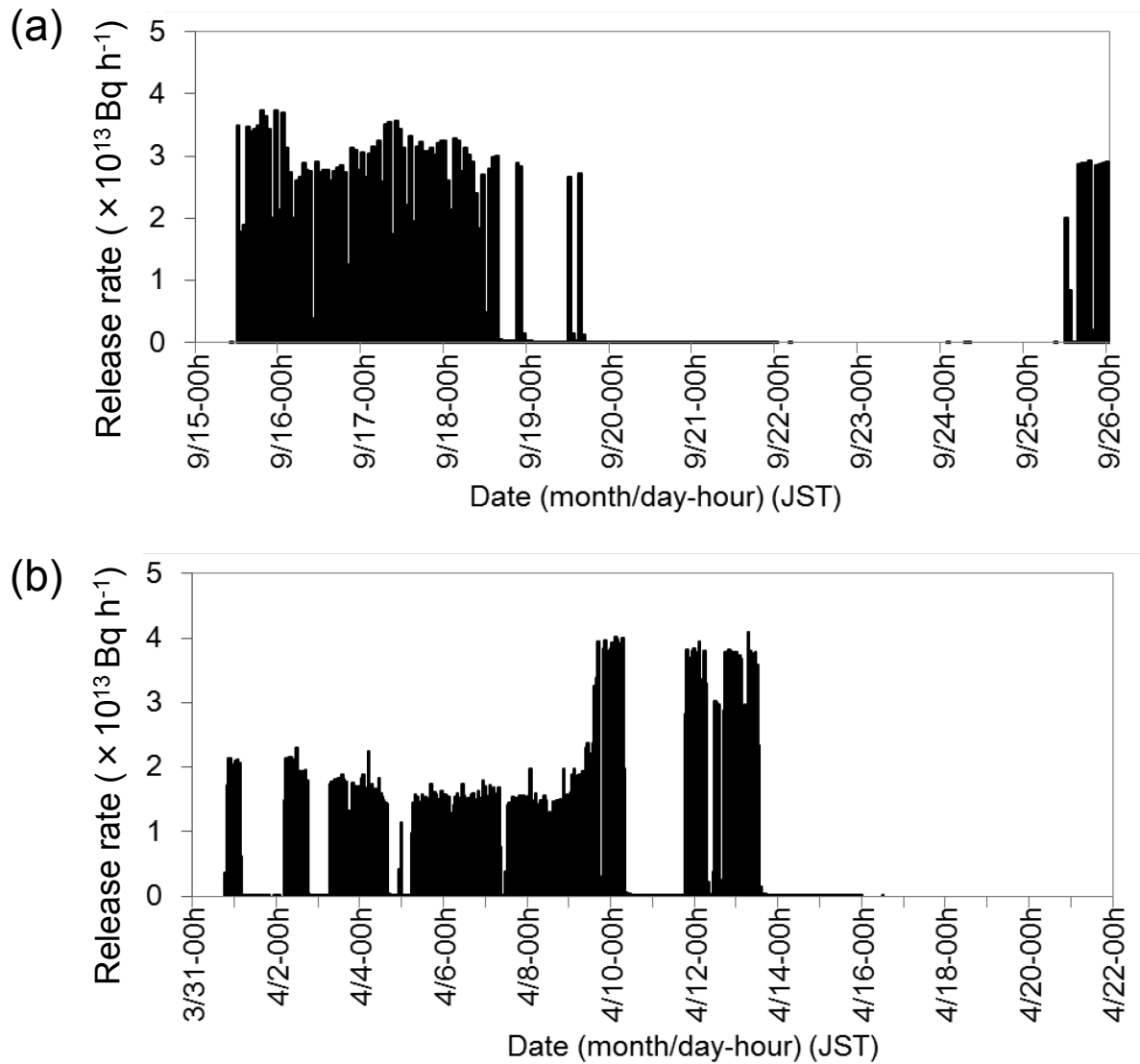


図 3.23 六ヶ所再処理施設からの ^{85}Kr 放出率の時間変化。(a) 上は 2008 年 9 月 15 日 9 時から 9 月 26 日 0 時、(b) 下は 2008 年 3 月 31 日 18 時から 4 月 22 日 0 時。(Terada et al., 2013 より引用)

表 3.5 Sep-SAP 及び Apr-DAZ ケースの計算条件 (Terada et al., 2013 より引用)

	Domain 1	Domain 2
Simulation period	Sep-SAP case: 9 JST on September 15 – 0 JST on September 26, 2008 Apr-DAZ case: 18 JST on March 31 – 0 JST on April 22, 2008	
Horizontal grid number	120 × 140	91 × 91
Horizontal grid distance	18 km	6 km
Time step	45 s	15 s
Vertical level	MM5: 23 half-sigma levels ^a from surface up to 100 hPa GEARN: 20 levels from surface up to 10 km (bottom layer with 100 m thickness)	
Physical model options for MM5		
Radiation	Cloud-radiation scheme (Grell et al., 1994)	
Planetary boundary layer	Eta-PBL (Janjic, 1990; Janjic, 1994)	
Cloud microphysics	Schultz scheme (Schultz, 1995)	
Cumulus parameterization	Grell scheme (Grell et al., 1994)	
Land surface	Five-layer soil model (Dudhia, 1996)	

^a Sigma values were set as 1.00, 0.99, 0.98, 0.96, 0.93, 0.89, 0.85, 0.80, 0.75, 0.70, 0.65, 0.60, 0.55, 0.50, 0.45, 0.40, 0.35, 0.30, 0.25, 0.20, 0.15, 0.10, 0.05, and 0.00.

表 3.6 水平拡散パラメータと計算領域の設定

(a) Sep-SAP ケース

水平拡散パラメータ	計算領域	水平格子幅
GIFFORD	Domain 1	18 km
	Domain 2	6 km
GIFFORD-mod		
P-G	Domain 2	6 km
K _h =0		

(b) Apr-DAZ ケース

水平拡散パラメータ	計算領域	水平格子幅
GIFFORD		
GIFFORD-mod	Domain 1	18 km
P-G		
K _h =0		

3.3.3 気象場の水平格子解像度に関する感度解析手法

気象場の水平格子解像度が大気中濃度計算値に与える影響を調べるため、MM5 及び GEARN の水平格子解像度（以降、 Δx ）を 54、27、18、6、2 km と変化させて、仮想放出条件による六ヶ所再処理施設を放出点とする ^{85}Kr の大気拡散計算を実施した。水平拡散パラメータには GIFFORD を用いた。この感度解析のための計算領域を図 3.24 に、モデル計算設定を表 3.7 にまとめた。地図投影法は、全ての計算領域で同じランベルト正角図法である。

Apr-DAZ ケースは、中距離から長距離スケールの大気拡散現象を対象としており、計算された ^{85}Kr の輸送経路が解析期間において直線的で蛇行が少なかった（3.3.4.1 節参照）。これより、この Apr-DAZ ケースの気象条件を感度解析に用いた。Domain C ($\Delta x=18$ km) の大気拡散計算で用いる気象場には、Apr-DAZ ケースの Domain 1 の計算結果を使った。Domains D と E (Δx はそれぞれ 6 km 及び 2 km) の気象場は、Domain C の計算結果を用いた 1-way ネスティング計算により計算した。Domain A 及び Domain B (Δx はそれぞれ 54 km 及び 27 km) は、Domain C とほぼ同じ範囲に設定し、初期・境界条件をそれぞれ個別に GPV から作成して MM5 の計算を実施した。これは、最初に実施した 2008 年 4 月及び 9 月の事例解析で再現性を確認（3.3.4.1 節参照）した Domain C の気象場を有効に利用するためである。Domains A、B、及び C については、MM5 計算において GPV データを用いた解析値ナッジングを実施した。

表 3.7 で示した感度解析で用いた放出率は、日本原燃から提供を受けた ^{85}Kr 放出率（図 3.23）の Apr-DAZ ケースの計算期間（2008 年 3 月 21 日 18 時から 4 月 22 日 0 時まで）の平均値である。放出期間は、Apr-DAZ ケースの気象場を用いて、一定時間（初回 6 h ごと、その後 3 h ごとに詳細化）で区切った放出期間を様々に変えた大気拡散計算によるパラメータスタディにより決定した。この解析で太宰府での濃度上昇に決定的な影響を与えた期間に決定した。MM5 と GEARN の他の計算条件は前節の事例解析と同じとした。

上記計算条件により 2~27 km の Δx で計算された地上大気中濃度を、54 km の Δx （以降、基準格子解像度として Δx_{ref} と記す。）で計算された大気中濃度と比較するため、2~27 km の各 Δx で計算された大気中濃度を空間平均することにより Δx_{ref} の解像度の濃度値に変換した。この平均化した濃度データを、最大濃度セルの位置が Δx_{ref} で計算された結果と一致するように水平方向に平行移動させた。移動させた格子数は、27km 及び 18 km の Δx の結果との比較では、ほとんどの時刻で 0 から 1 格子、 $\Delta x=6$ km の結果との比較では、ほとんどの時刻で X 方向に 1~2 格子、Y 方向に 7~8 格子、 $\Delta x=2$ km の結果との比較では、ほとんどの時刻で X 方向に 3~4 格子、Y 方向に 9~10 格子であった。この処理は、異なる計算領域で計算された気流場の差異に起因するプルーム位置の差の影響を低減するために実施した。比較に用いる大気中濃度の下限値は 0.01 Bq m^{-3} とした。この下限値は、 ^{85}Kr 濃度の測定下限値、及び粒子モデルによる拡散計算の統計誤差が最大でおよそ 15%となる濃度値に対応する。

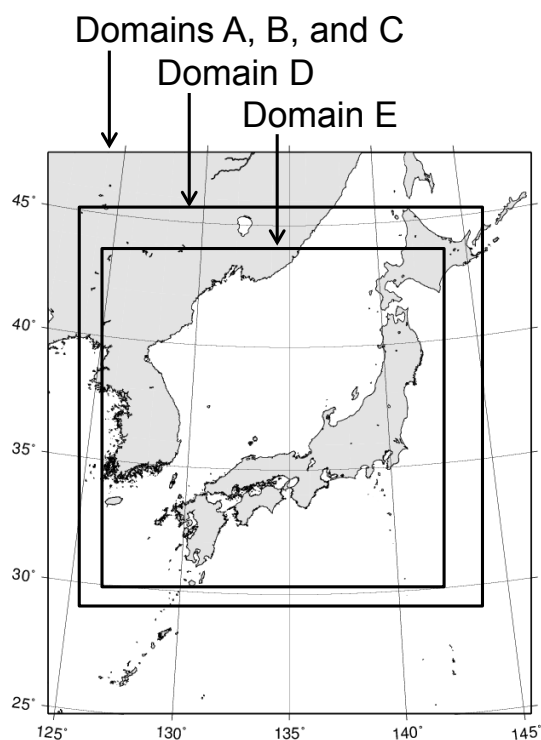


図 3.24 感度解析の計算領域。(Terada et al., 2013 より引用)

表 3.7 感度解析のための大気拡散計算の計算条件 (Terada et al., 2013 より引用)

	Domain A	Domain B	Domain C	Domain D	Domain E
Simulation period	0 JST on April 10—0 JST on April 14, 2008				
Horizontal grid number	40 × 47	80 × 94	120 × 140	298 × 298	760 × 760
Horizontal grid distance	54 km	27 km	18 km	6 km	2 km
Time step	150 s	80 s	45 s	15 s	10 s
Cumulus parameterization for MM5	Grell scheme (not used for Domain E)				
Hypothetical release condition of ^{85}Kr					
Release rate	$10^{13} \text{ Bq h}^{-1}$ (constant)				
Release period	0—6 JST on April 10, 2008				

3.3.4 結果と考察

3.3.4.1 解析事例の気象場の再現性と⁸⁵Kr 拡散状況

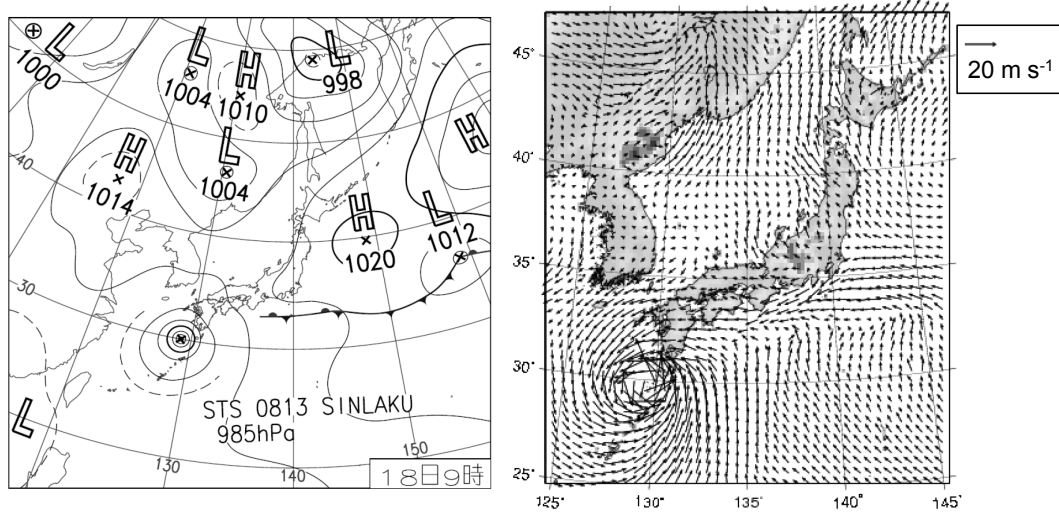
気象場の再現性を検証するため、MM5 の最下層の風速場を、各日 9 時の気象庁地上天気図と比較した。この定性的検証により、MM5 が台風、高・低気圧、前線の位置とそれらに対応する風速場を概ね再現していることを確認した。代表的な比較結果の例を図 3.25 に示す。地上天気図から解析した総観規模の気象場と計算された⁸⁵Kr プルームの動きは以下のとおりである（図 3.26）。

- (1) Sep-SAP ケース：2008 年 9 月 15 日から 18 日に、移動性高気圧が北日本からカムチャッカ半島の南へ、低気圧が中国北東部からオホーツク海に移動した。9 月 17 日から 20 日には、東シナ海から台風が接近して南日本を通過した。⁸⁵Kr プルームは、9 月 15 日午後から 18 日深夜までの間、六ヶ所再処理施設から北西～北東の範囲で方向を変えながら、主に北海道西部に輸送された。その後、9 月 19 日から 20 日までの間に、風向は南西風から北東風まで時計回りに変わり、プルームはサイトの北東から南西に方向を変えながら輸送された。9 月 20 日 9 時から 9 月 25 日 12 時までの間、⁸⁵Kr 放出率が低いかあるいは放出が無かったため、サイト周辺を除いて 1 Bq m^{-3} 以上の濃度は計算されなかった。
- (2) Apr-DAZ ケース：計算期間中、高低気圧が東シナ海から太平洋へ西・南日本を何度か通過した。計算開始から 4 月 6 日までは、西風の卓越によりプルームはサイトから東方向へ輸送された。4 月 7 日からプルームはその輸送方向を東から北西まで反時計回りに変え始め、4 月 10 日朝までの間に日本海北部の広い範囲に拡散した。4 月 10 日の昼頃からは放出率が大きく低下した一方、それまでに日本海北部に広がっていたプルームが、日本を西から東へ移動する低気圧の北西域の北東風により、九州、沖縄を含む西日本に直線的なルートで輸送された。4 月 11 日夜から 12 日は、サイトから放出されたプルームは西風により太平洋上に輸送された。その後、4 月 13 日には東風により北及び東日本を通過し日本海北部に輸送された。4 月 14 日から 15 日には、南北方向に細長い分布となり、東日本から北日本に広く拡散した。

モデルでの水平拡散の扱いが地上濃度の計算精度に与える影響を議論するには、プルーム輸送に影響する風速場と鉛直拡散が良い精度で計算されている必要がある。そこで、鉛直拡散の妥当性を評価するため、札幌と太宰府における濃度上昇に寄与したプルームの経路に沿って計算値とラジオゾンデによる観測値を比較することで温位の鉛直分布の再現性を評価し、その温位鉛直分布と⁸⁵Kr の鉛直拡散状況の整合性を調べた。Sep-SAP ケースでは、9 月 18 日 9 時に、六ヶ所再処理施設から札幌に向かう直線的なプルームの分布が計算された（図 3.26(a)）。このプルーム輸送経路に近い高層気象観測点である三沢と札幌における温位鉛直分布の計算値と観測値の比較結果と⁸⁵Kr 大気中濃度の鉛直断面を図 3.27(a)に示す。放出点に近い三沢での温位は、地表から 200 m までの層で約 2 K 程度過小評価しているものの、温位一定の混合層は再現されており、大気中濃度の鉛直分布からは、この混合

層内に高濃度プルームが分布している計算結果が得られている。札幌での温位鉛直分布の比較からは、およそ 600 m 上空に見られる逆転層は明確には再現されていないがその下層の分布は良く一致している。プルームは鉛直方向にあまり拡散しておらず、この逆転層より低層に分布している。Apr-DAZ ケースでは、4 月 10 日から 12 日かけて、六ヶ所再処理施設から太宰府までのプルーム輸送が計算された (図 3.26(b))。この輸送経路に比較的近い三沢、輪島、福岡における温位鉛直分布の観測値と計算値の比較結果と ^{85}Kr 大気中濃度の鉛直断面を図 3.27(b)に示す。温位の鉛直分布は、特に三沢で 2 K 程度の過小評価がみられるものの、地表から 500 m 程度までにおいて形成されている混合層は概ね再現されており、その混合層内を高濃度プルームが輸送された様子が計算されていることが確認できる。

(a) 9 JST Sep. 18



(b) 9 JST Apr. 10

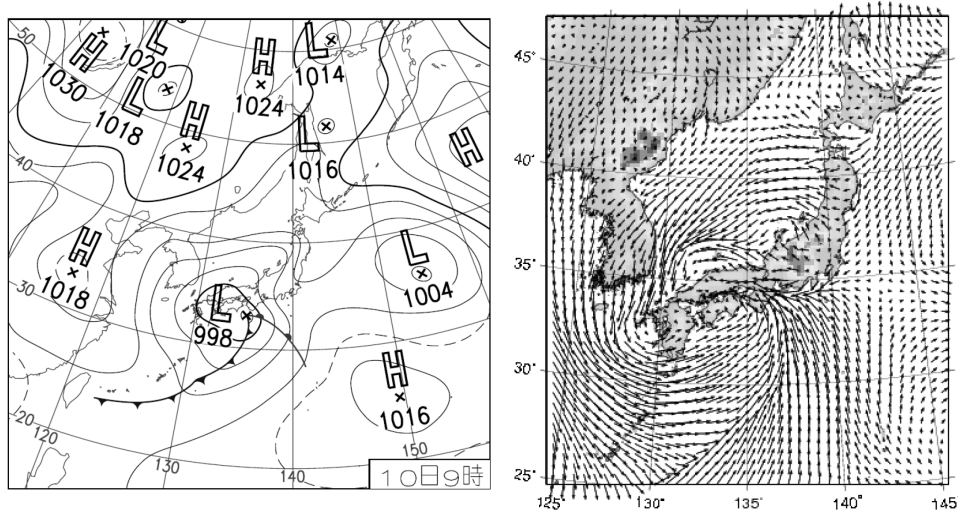


図 3.25 2008 年(a) 9 月 18 日 9 時と(b) 4 月 10 日 9 時における地上天気図 (左図) と MM5 により計算したモデル最下層における風速場 (右図のベクトル)。(Terada et al., 2013 より引用)

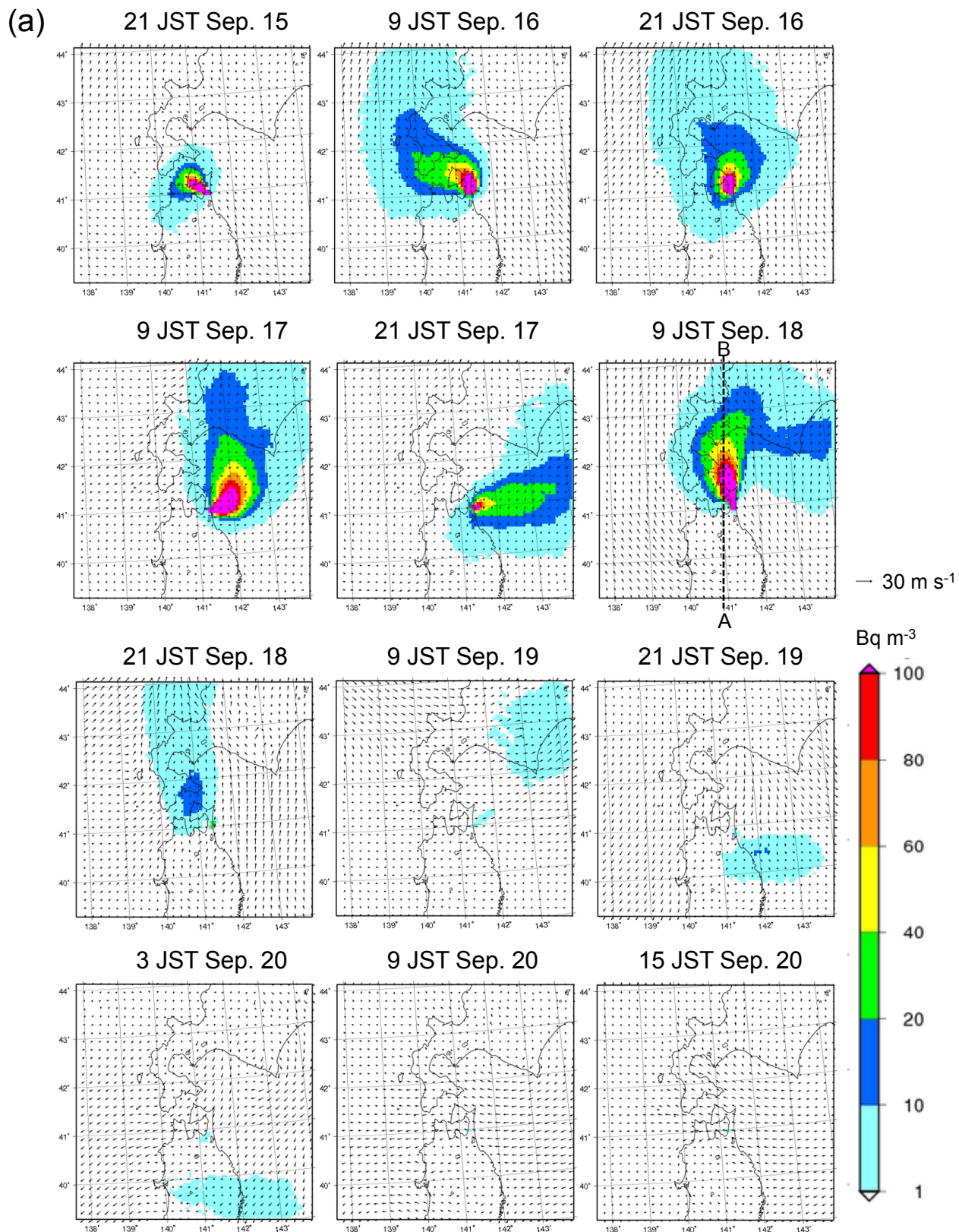


図 3.26 (a) Sep-SAP ケースと(b) Apr-DAZ ケースで GIFFORD を用いて計算された 3 時間平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度 (色コンター) とモデル最下層の風速場 (ベクトル矢印)。破線は図 3.27 の X-Z 断面の位置。(Terada et al., 2013 Supplemental data より引用)

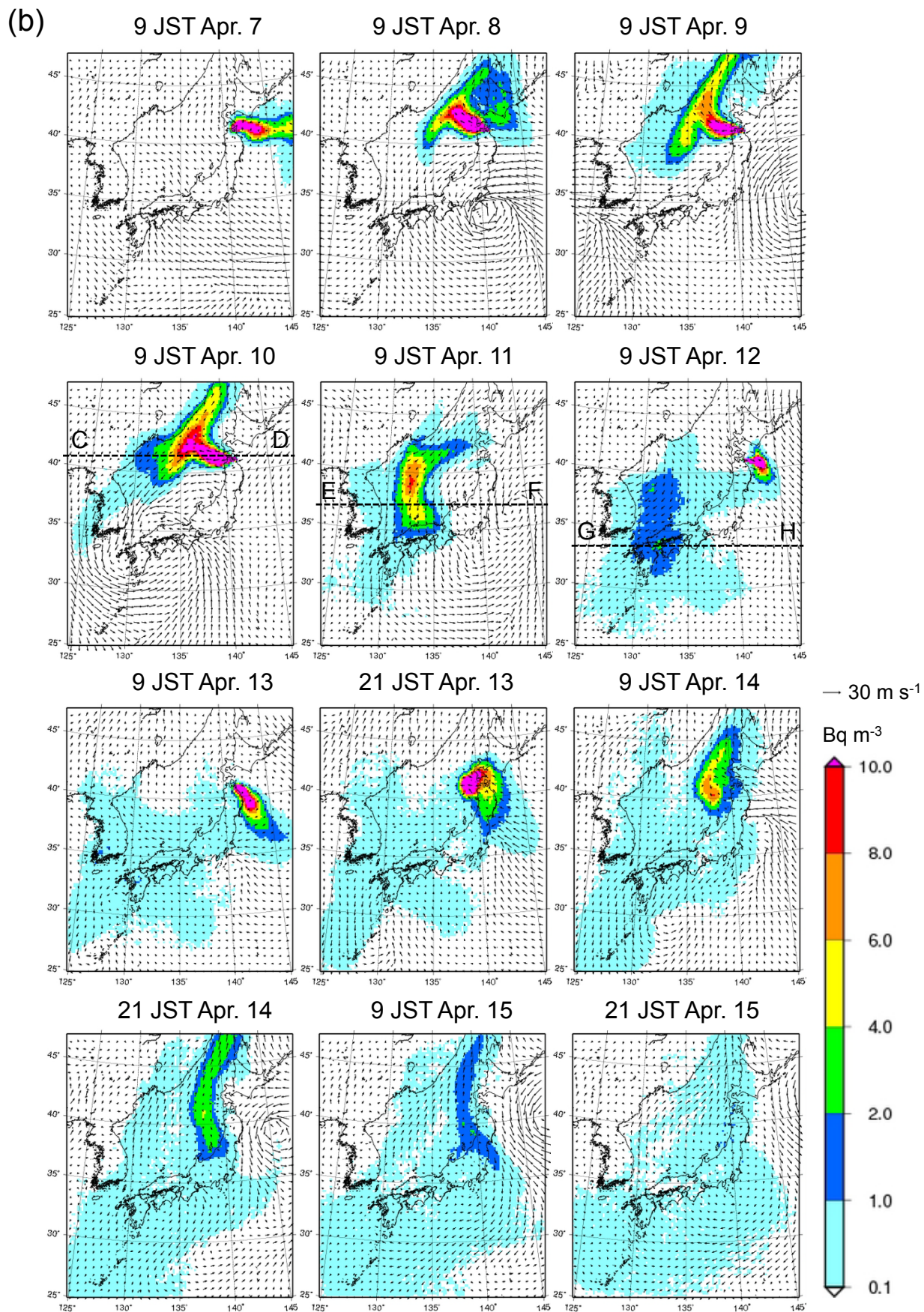


図 3.26 (続き)

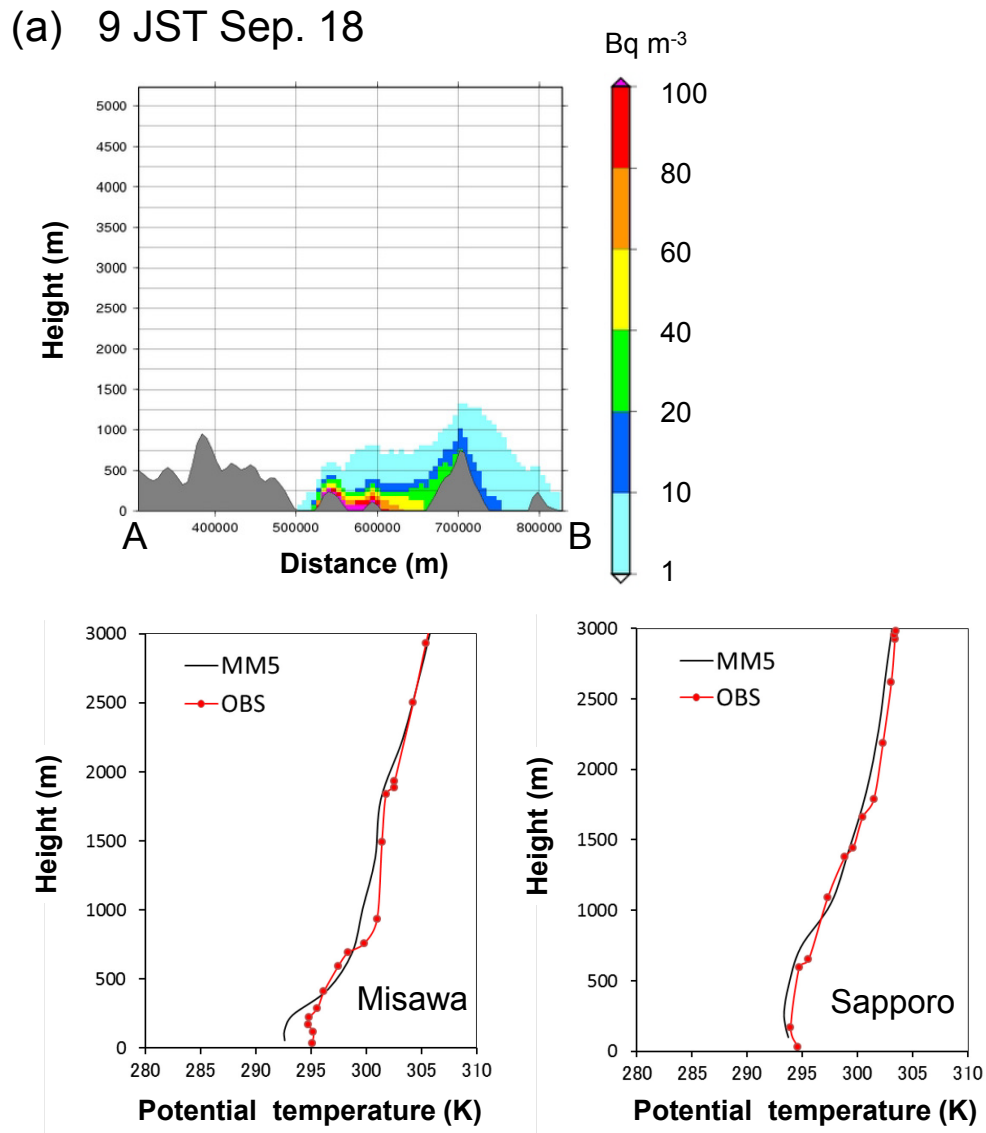
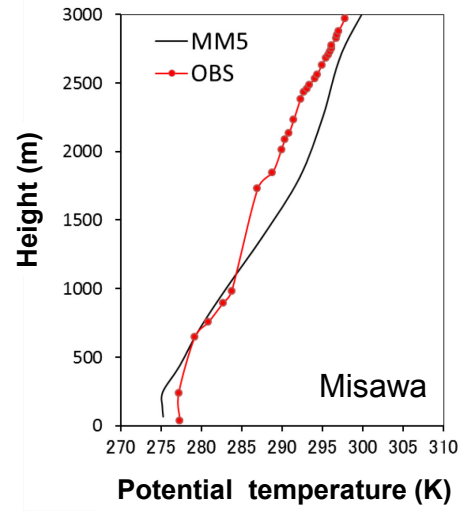
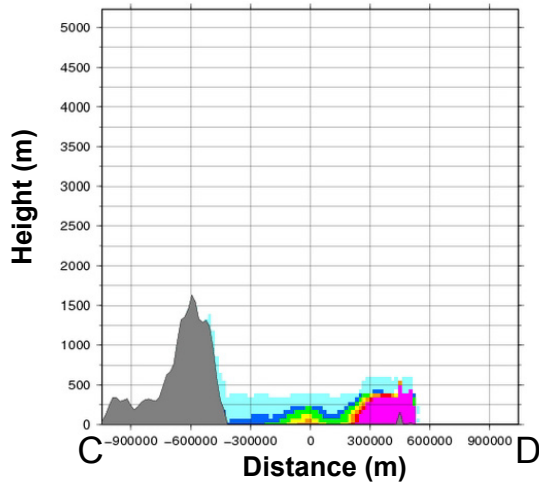


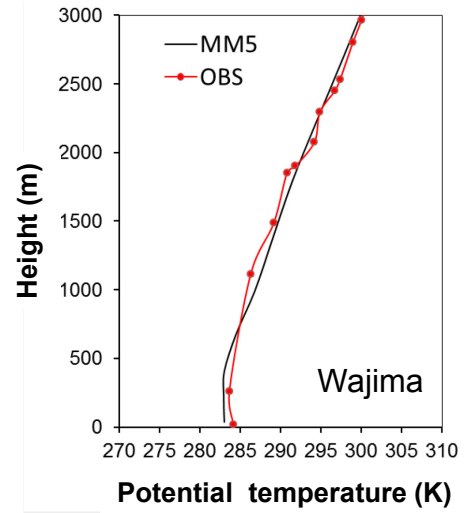
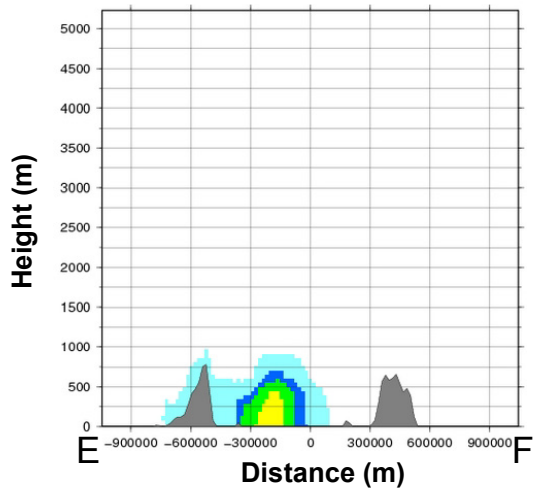
図 3.27 (a) Sep-SAP ケースと(b) Apr-DAZ ケースの GIFFORD を用いて計算された 3 時間平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度の X-Z 断面図と、温位鉛直プロファイルの計算値とラジオゾンデ観測結果の比較結果の例。X-Z 断面の位置は図 3.26 に破線で示した。(Terada et al., 2013 Supplemental data より引用)

(b)

9 JST Apr. 10



9 JST Apr. 11



9 JST Apr. 12

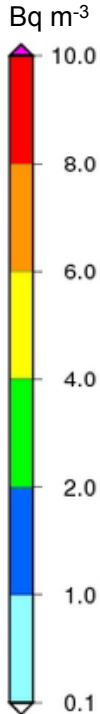
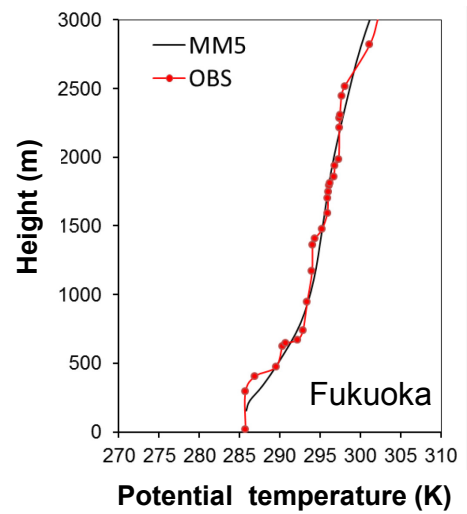
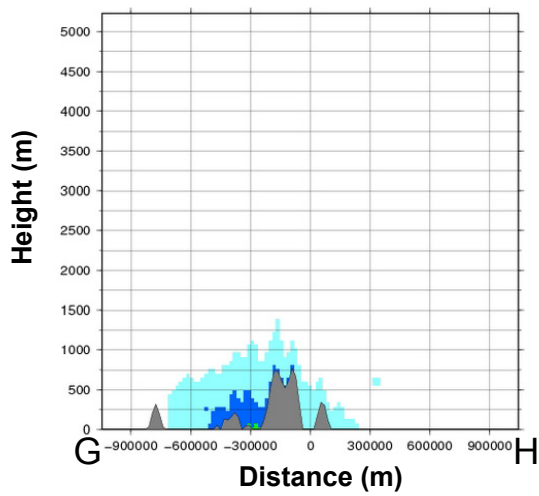


図 3.27 (続き)

3.3.4.2 解析事例の大気中濃度の再現性と水平拡散の影響

Sep-SAP ケースと Apr-DAZ ケースの計算における地上大気中濃度の再現性及び異なる水平拡散係数 (GIFFORD、P-G、 $K_h=0$) が再現性に与える影響を調べるため、3 時間平均の計算値を 1 週間のサンプリング期間で平均した ^{85}Kr 地上大気中濃度 (以降、週平均濃度) を測定値と比較した結果を図 3.28 に示す。この図において、例えば「Sapporo (1)」は表 3.4 で示した札幌におけるサンプリング期間 (1) の ^{85}Kr 濃度を意味する。Sep-SAP ケースの結果から、GIFFORD を用いた計算結果と、P-G 及び $K_h=0$ を用いた計算結果は、Sapporo (2) の測定値に対して、それぞれ同程度の過小評価と過大評価を示した。また、Sapporo (1) と Akita の測定値を GIFFORD を用いた計算結果はおおよそ再現したが、P-G と $K_h=0$ を用いた計算値は過小評価した。Apr-DAZ ケースの結果から、Dazaifu の測定値を GIFFORD を用いた計算結果はおおよそ再現したが、P-G と $K_h=0$ を用いた計算値は大きく過大評価した。また、Chiba (2) 及び Nanjo の測定値を全ての計算値は過大評価しているが、GIFFORD に比べて、P-G と $K_h=0$ を用いた計算値は過大評価が大きかった。

^{85}Kr 地上大気中濃度の測定値に対する計算値の比を放出点からの距離に対してプロットすることで、大気中濃度の再現性と、その放出点からの距離との関係を調べた (図 3.29)。GIFFORD を用いた計算結果は、放出点からの距離が 300 km 程度より近い地点の測定結果である Sapporo(2)、Akita の測定値を過小評価しているが、全地点においてファクター 2 以内で一致している。P-G と $K_h=0$ を用いた結果は、600 km 以上遠方で過大評価する傾向が見られる。

各測定地点における ^{85}Kr 地上大気中濃度の時間変化と週平均濃度の関係を把握し、濃度の時間変化の水平拡散係数による違いを比較するため、図 3.30 に、各地点における 3 時間平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度の計算値の時間変動を示す。全体的傾向として、GIFFORD を用いた結果に比べて P-G、 $K_h=0$ を用いた結果は大きなピーク値を示した。図 3.30 の(a)札幌、(b)秋田における大気中濃度の時間変化から、図 3.28 の Sapporo (1) と Akita の週平均濃度の上昇は、それぞれ札幌における 2008 年 9 月 16 日午前と、秋田における 9 月 20 日の濃度上昇によるものであったことが示唆される。これらの濃度上昇は、Sep-SAP ケースの ^{85}Kr 地上大気中濃度計算値の水平分布 (図 3.26) から、プルームの周縁部が上記の期間にサンプリング地点を通過したことによるものであった。図 3.28 で、この Sapporo (1) と Akita の週平均濃度を P-G 及び $K_h=0$ を用いた計算結果が大きく過小評価したのは、それぞれ、P-G では水平拡散係数が放出後数時間～数日の期間で GIFFORD より小さいこと (図 2.5)、及び、 $K_h=0$ では常に拡散係数をゼロとしたことにより、水平方向の拡散幅が狭くなったことに起因すると考えられる。

以上の結果から、GIFFORD を用いた計算結果は全般的に良い再現性を有していたが、放出点からの距離が数 100 km 程度の地点で過小評価する傾向が見られた。水平拡散と Δx の地上濃度に対する影響を評価する観点から、Sapporo (2) と Dazaifu を比較する。これらの濃度上昇は、計算された地上大気中濃度分布 (図 3.26) より、放出点から直線的な輸送されたプルームの中心付近が通過したことにより起因したと考えられる。GIFFORD を用いた濃度

計算値は、 Δx が 6 km の Domain 2 の計算では Sapporo (2) をやや過小評価したが、 Δx が 18 km の Domain 1 の計算では Dazaifu が測定値と良く一致した (図 3.28)。

Δx が地上大気中濃度の計算に与える影響を評価する観点から、Sep-SAP ケースの札幌における 3 時間平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度の時間変化を、Domain 2 (Δx : 6 km) と Domain 1 (Δx : 18 km) の計算値で比較した (図 3.31)。Domain 2 の計算値は、サンプリング地点の札幌を含むセルを中心とした 9 セル平均値を計算して Domain 1 の計算値と比較した。2 つの計算結果の時間変化のパターンは類似しているが、 Δx が 18 km の低解像度計算に比べて、 Δx が 6 km の高解像度計算の方が濃度ピーク値を 60~70 %程度低く計算した。

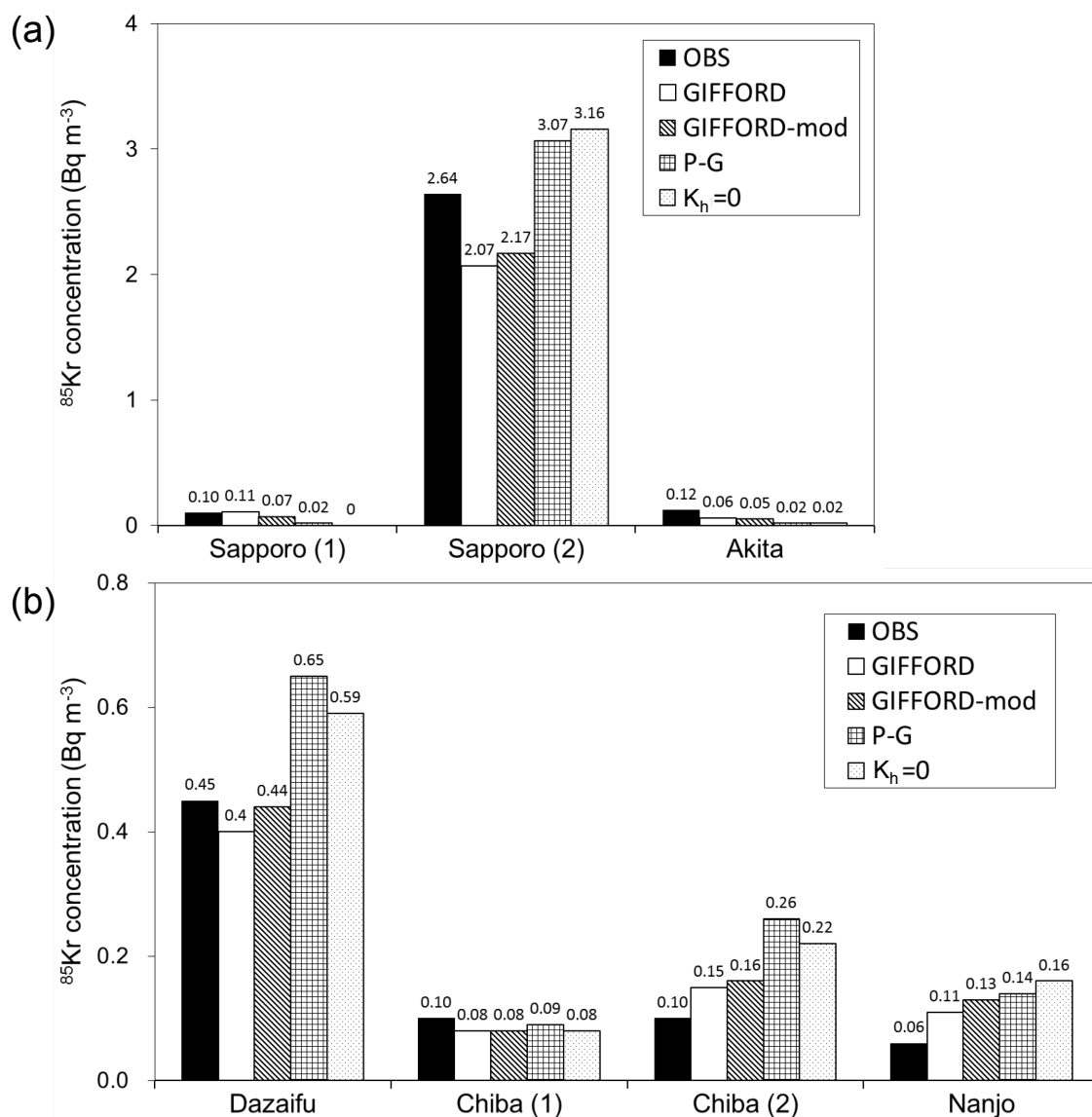


図 3.28 ^{85}Kr 週平均濃度の計算値と測定値 (OBS) の比較。(a)は Sep-SAP ケース、(b)は Apr-DAZ ケースの結果。札幌と千葉のサンプリング地点名後の括弧内の数字は表 3.4 のサンプリング期間番号に対応する。(Terada et al., 2013 より引用)

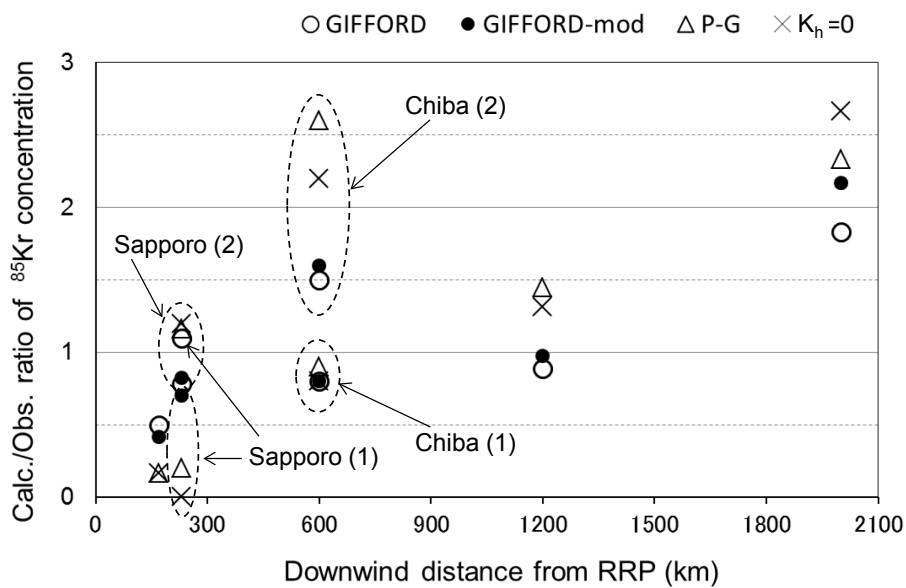


図 3.29 ^{85}Kr 地上大気中濃度計算値の測定値に対する比の放出点からの風下距離に対するプロット。(Terada et al., 2013 より引用)

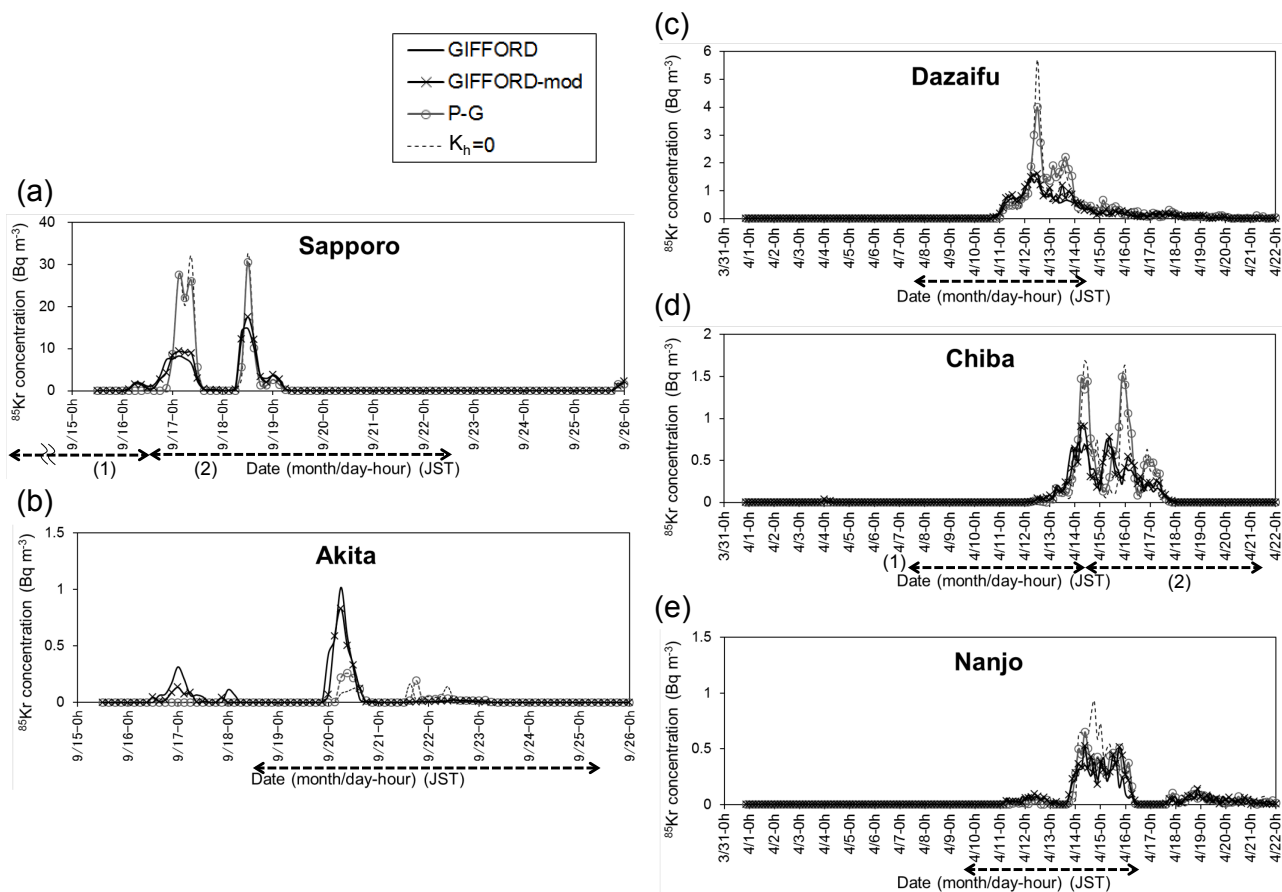


図 3.30 (a) 札幌、(b) 秋田、(c) 太宰府、(d) 千葉、(e) 南城における 3 時間平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度の計算結果。横軸下の破線両矢印は表 3.4 のサンプリング期間を示す。(Terada et al., 2013 より引用)

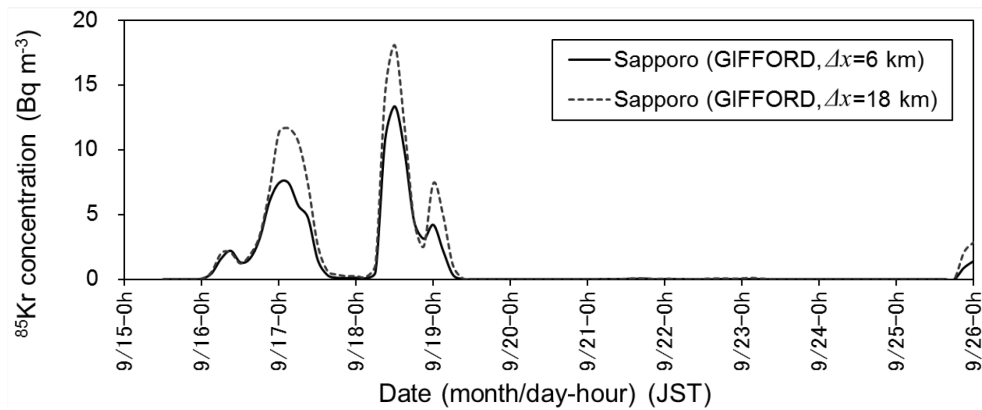


図 3.31 GIFFORD を用いて計算した札幌における 3 時間平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度の時間変動。実線は Domain 1 (Δx : 6 km)、破線は Domain 2 (Δx : 18 km) の計算結果。(Terada et al., 2013 より引用)

3.3.4.3 風速場の格子解像度が大気中濃度計算値に与える影響

3.1.3 で指摘した GIFFORD を用いて計算される大気中濃度の水平格子解像度への依存性が、前節の解析からも示唆された。これを詳細に評価するため、3.3.3 節で述べた手法により、2~54 km の水平格子解像度に対する大気中濃度計算値の感度解析を行った。放出開始 2008 年 4 月 10 日 0 時から 12、24、36、48 h 後の地上大気中濃度計算値について、 Δx_{ref} を用いた結果に対する 2~27 km の各 Δx を用いた結果の散布図を図 3.32 に示す。いくつかの例外はあるが、多くの結果で決定係数 R^2 が 0.64 以上、つまり相関係数 (PCC) が 0.8 以上の良い相関を示した。さらに、全ての散布図の回帰直線の切片が最大濃度の 10%未満となった。しかし回帰直線の傾きにはばらつきがある結果となった。この回帰直線の傾きと Δx の関係を図 3.33 に示す。もし地上大気中濃度の計算結果に Δx に対する依存性がなければ、異なる Δx を用いて計算された結果全てにおいて回帰直線の傾きは 1 になるはずである。しかし、図では Δx が小さくなるにつれて傾きも小さくなっており、これは GIFFORD を用いて計算した大気中濃度は、 Δx_{ref} の 54 km より Δx が小さくなると、 Δx_{ref} を用いて計算された結果に比べて過小評価する傾向があることを意味している。図 3.33 で示された Δx に対する傾きの変化は、次式で示す Δx の関数で近似できる。

$$f(\Delta x) = 1 - \frac{1}{2} \exp\left(-\frac{\Delta x}{A}\right) \quad (3-5)$$

ここで、 A は 5~30 (km) の定数。この定数による式 (3-5) の変化の幅を図 3.33 中の曲線で示した。

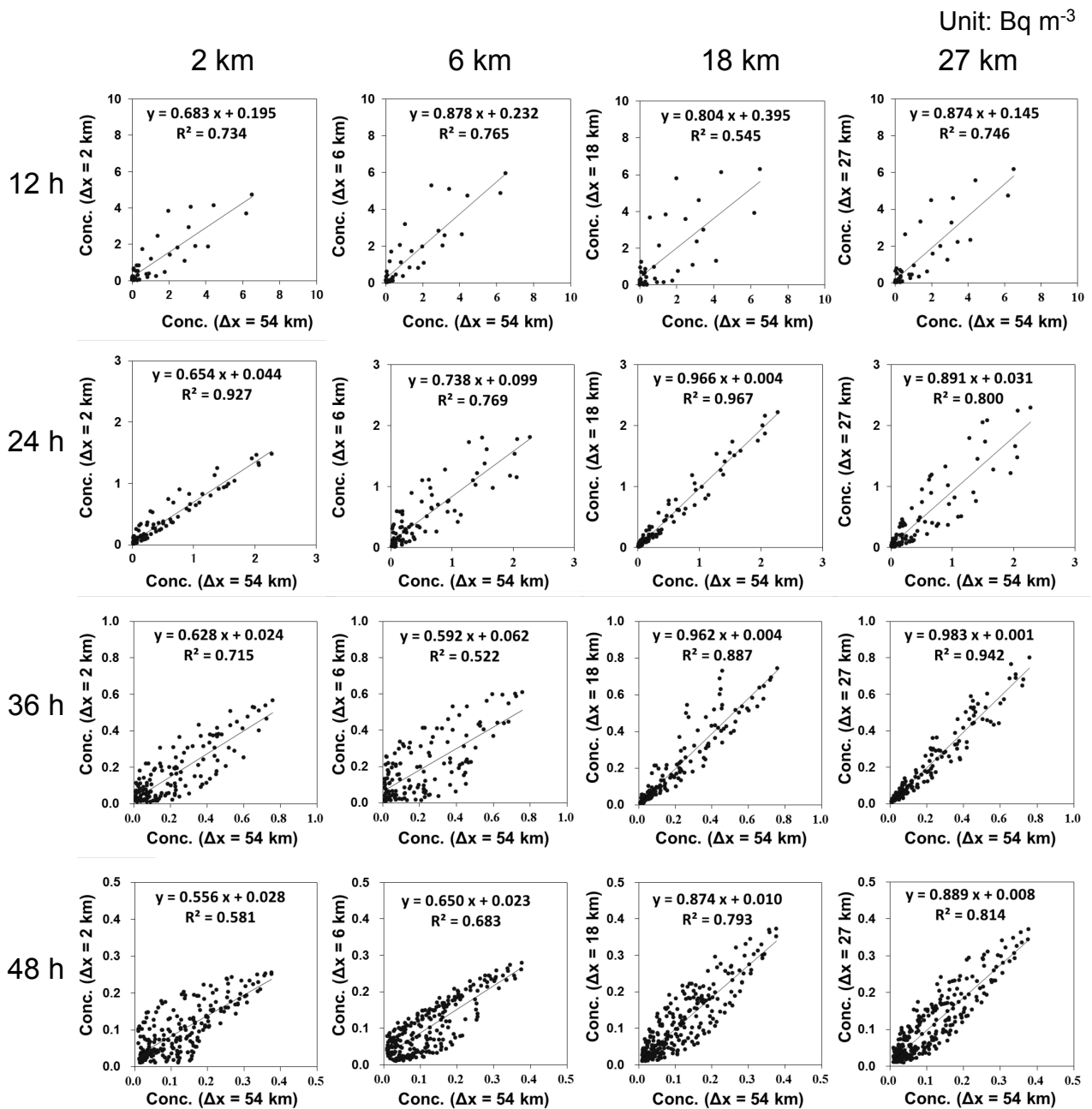


図 3.32 ⁸⁵Kr 地上大気中濃度の Δx_{ref} (54 km) を用いた計算結果に対する 2~27 km の各 Δx を用いた計算結果の散布図。上段から下段に向けて 2008 年 4 月 10 日 0 時の放出開始から 12、24、36、48 h 後の結果、左列から右列に向けて、2、6、18、27 km の Δx を用いた計算結果との比較。各散布図内に線形回帰直線、回帰式、及び決定係数 R^2 を示した。(Terada et al., 2013 より引用)

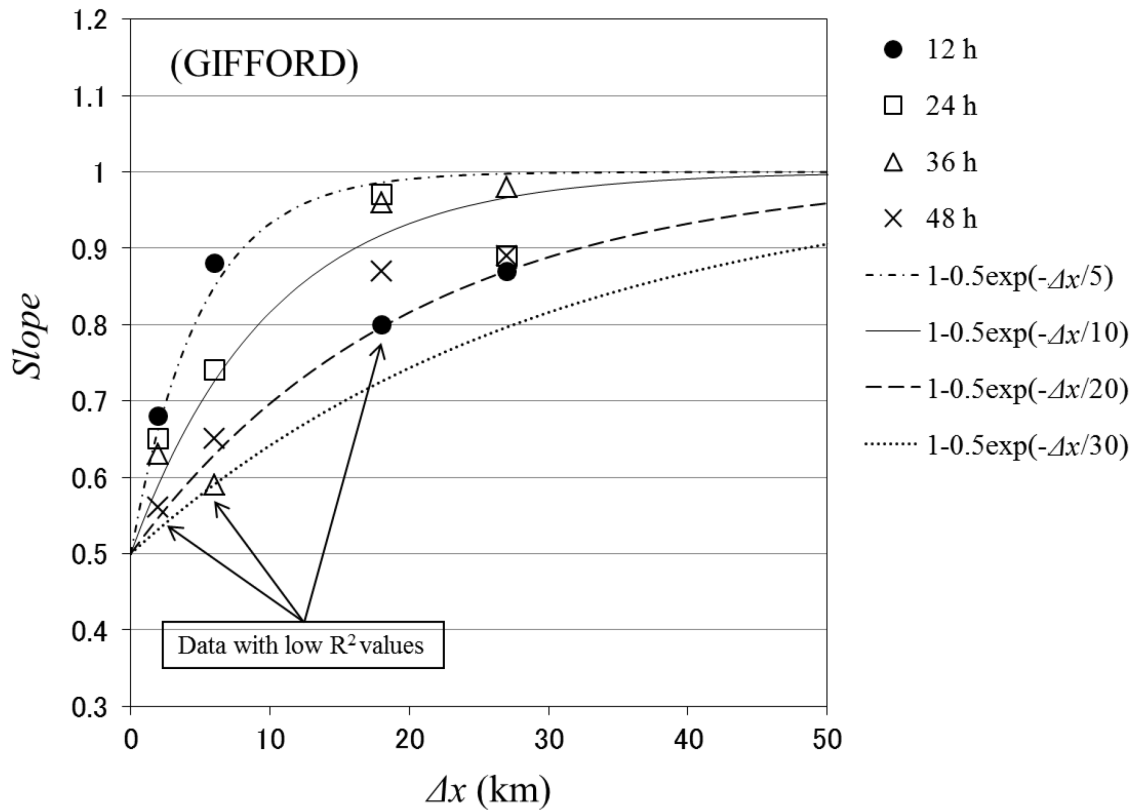


図 3.33 散布図 (図 3.32) の回帰直線の傾きの Δx に対する変化。(Terada et al., 2013 を基に作成)

3.3.4.4 水平拡散パラメータの補正の検討

前節で示したように GIFFORD を用いて計算した大気中濃度は Δx に対する依存性を示した。ここでは、この依存性の解消を目的とした GIFFORD の補正について検討する。以降の議論において、大気中濃度と拡散パラメータの関係を表すために、ガウスプルームモデルを用いる。このモデルを中距離から長距離拡散現象に適用するにはモデルの仮定から限界があるが、現実における大気中濃度と拡散パラメータの基本的な関係がモデルでも保持されていると仮定する。

ガウスプルームモデルによる濃度分布は次式で表される。

$$\chi(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \quad (3-6)$$

ここで、 $\chi(x, y, z)$ (Bq m^{-3}) は位置 (x, y, z) における大気中濃度、 Q (Bq s^{-1}) は一定の放出率、 σ_y と σ_z (m) はそれぞれ y 方向、 z 方向の濃度分布の標準偏差、 U (m s^{-1}) は x 方向の平均風速である。式中の σ_y^2 として、GIFFORD の平均二乗変位 σ_h^2 を適用する。 σ_h^2 の補正式を、前節で示した回帰直線の傾きの Δx に対する変化を表す式 (3-5) を基に、次式で表す。

$$\sigma_h^{*2} = \left[1 - \frac{1}{2} \exp\left(-\frac{\Delta x}{A}\right) \right] \sigma_h^2 \quad (3-7)$$

ここで、 σ_h^{*2} は補正された GIFFORD の平均二乗変位、 A は式 (3-5) と同様に、5 から 30 (km) の値をとる定数とする。補正した水平方向の濃度分布の標準偏差 σ_y^* を式 (3-7) から以下で表す。

$$\sigma_y^* = \alpha \sigma_y \quad (3-8)$$

$$\text{where } \alpha = \sqrt{1 - \frac{1}{2} \exp\left(-\frac{\Delta x}{A}\right)}$$

補正された水平拡散パラメータ σ_y^* を用いて計算される大気中濃度 χ^* の式は、式(3-6)で σ_y に代えて σ_y^* を用いることで得られる。この χ^* の式に式(3-8)を代入し式(3-6)で除することで以下の式を得る。

$$\frac{\chi^*}{\chi} = \frac{1}{\alpha} \exp\left[\beta \left(1 - \frac{1}{\alpha^2} \right) \right] \quad (3-9)$$

$$\text{where } \alpha = \sqrt{1 - \frac{1}{2} \exp\left(-\frac{\Delta x}{A}\right)}, \quad \beta = \frac{y^2}{2\sigma_y^2}$$

ここで、式 (3-9) の χ^*/χ が、図3.32の散布図の回帰直線の傾きで近似できるという考えに基づき、次式で示される拡散パラメータ補正の効果を評価するための指標を導入する。

$$I = \text{Slope} / \frac{1}{\alpha} \exp\left[\beta \left(1 - \frac{1}{\alpha^2} \right) \right] \quad (3-10)$$

この指標 I は、大気中濃度計算値の格子解像度依存性を低減する補正の効果が高い時、1 に近づく。

A は5~30 kmの値を取ることから、仮に $A=20$ kmとする。図3.33で示した R^2 が0.64より低い点を除外した場合、指標 I の1からの偏差の絶対値の合計(以降、 I の偏差。)は、 $\beta=0.89$

の時に最小値の0.81となった。 A と β をそれぞれ20 km、0.89とした場合の指標 I のプロットを図3.34に示す。 I は、2~27 kmの Δx において0.8~1.2程度の幅はあるものの均等に1に近い分布となった。 $A=20$ km以外に、 $A=5$ 、10、30 kmの場合の指標 I の分布を調べたところ、 $A=20$ の場合が2~27 kmの Δx 全体において補正が最も効果的であった。例として、 $A=5$ の場合の I の偏差の最小値は1.03 ($\beta=1.25$) となり、6 kmより大きい Δx で I は平均的に1より小さくなった。 $A=30$ の場合、 I の偏差の最小値は0.83 ($\beta=0.81$) となり、18 kmより大きい Δx で I は平均的に1より大きい分布となった。この結果より、以降では $A=20$ を用いる。

$A=20$ を代入した式 (3-7) により補正したGIFFORD (以降、GIFFORD-mod。)による大気中濃度の Δx 依存性の変化を評価するため、前節で示した Δx に関する大気中濃度の感度解析をGIFFORD-modを用いて再度実施した。GIFFORD-modを用いた大気中濃度計算値から作成した散布図における回帰直線の傾きの Δx に対するプロットを図3.35に示す。回帰直線の傾きは、図3.33に比べて全体的に増加して1に近くなった。 R^2 が0.64未満(図内で指示)及び Δx が2 kmの場合の傾きは0.9より小さく改善が十分でないが、他の傾きは0.9~1.1の範囲に入っている。

GIFFORD の補正による大気中濃度の再現性の変化を評価するため、GIFFORD-mod を用いた Sep-SAP ケースと Apr-DAZ ケースの大気拡散計算を実施した。3 時間平均大気中濃度は、札幌(図 3.30a) と太宰府(図 3.30c) において、GIFFORD による結果よりわずかに高いピーク値を示した。週平均濃度は GIFFORD による計算結果に対して Sapporo (2) 及び Dazaifu でそれぞれ 5 %及び 10 %増加して測定値と一致するようになった(図 3.28、図 3.29)。Sapporo (1) と Akita の週平均濃度の小さな上昇は、GIFFORD を用いた結果より絶対値は小さくなったが、GIFFORD-mod を用いた結果でも再現されている(図 3.28a)。

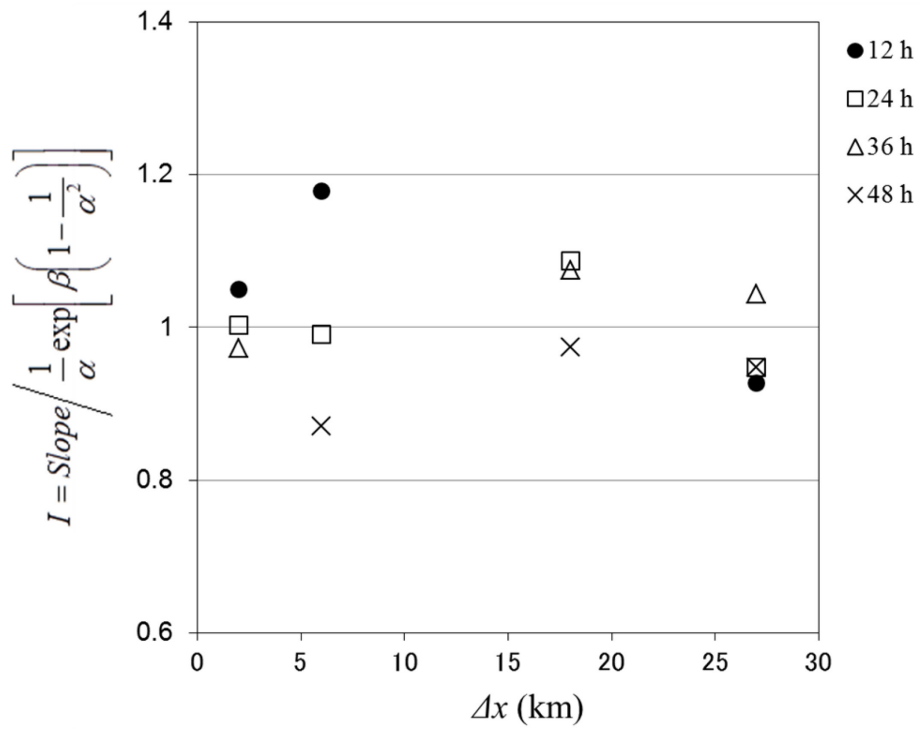


図 3.34 A と β がそれぞれ 20、0.89 の場合の指標 I の Δx に対するプロット。(Terada et al., 2013 より引用)

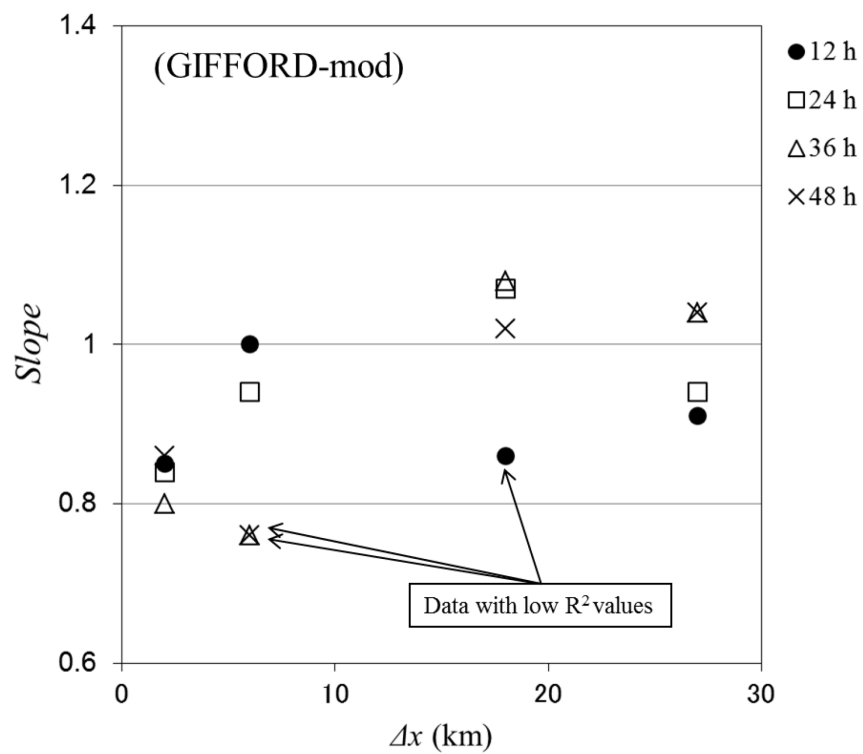


図 3.35 図 3.33 と同様。ただし GIFFORD-mod を用いた計算結果より作成。(Terada et al., 2013 より引用)

3.4 まとめ

チェルノブイリ原子炉事故と六ヶ所再処理施設起源⁸⁵Krのデータを用いて、本研究で開発したWSPEEDI-II大気拡散予測モデルの検証を行った。

チェルノブイリ原子炉事故データによる検証では、水平格子解像度30 kmによる欧州6000 km四方の広域計算により、¹³⁷Csの地表沈着量の計算値は、過小評価傾向はあるものの、降水量に測定データを用いたWSPEEDI-Iと比較してもより詳細で実測に近い広域の主要な沈着分布を再現した。さらに、本研究で開発したネスティング拡散計算機能を用いて、広域を親領域、放出点を含む1720 km四方領域を子領域として、子領域を10 kmの高分解能で計算し、かつ親領域から子領域への放射性物質の再流入を考慮した計算を行った。MM5の雲物理モデルで扱う格子解像スケールの降水の詳細な分布が放出点周辺で計算されたことで、WSPEEDI-I及びWSPEEDI-IIの広域計算では再現できなかった放出点周辺の詳細な蝶形の沈着分布を再現できた。上記の2領域ネスティング計算のモデル計算時間はMM5とGEARNを合わせて数時間であった。本研究で開発したネスティング拡散計算機能により、モデル計算時間は広域全体を高解像度で計算するのに比べて1/5程度に短縮された。

六ヶ所再処理施設起源⁸⁵Krデータによる検証では、長距離(数1000 km)スケールから中距離(数100 km)スケールにおける地上大気中濃度の再現性を評価するため、放出点から230 km離れた札幌と1200 km離れた太宰府で測定値が上昇した2ケースの再現計算を実施した。GIFFORD水平拡散パラメータを用いて計算した週平均地上大気中濃度は、両ケースの全測定地点で、測定値をファクター2程度の不確かさで再現したが、放出点からの距離が数100 km程度の地点で過小評価が見られた。GIFFORDを用いた濃度計算値の水平格子解像度への依存性を調べるため、後者の再現計算ケースを用いて2 kmから54 kmまでの格子解像度に対する地上大気中濃度の感度解析を行ったところ、高解像度ほど濃度計算値が低下した。この感度解析結果を基に、格子解像度の向上に対してGIFFORDを補正係数により低下させる経験的な簡易修正を実施した。この修正により、およそ5 km程度より低格子解像度の計算で、濃度計算値が修正前に比べて5~10%増大し、再現性が向上した。

第 4 章 福島第一原子力発電所事故のソースターム推定と大気拡散解析

4.1 諸言

2011年3月11日（本章では、時刻は全て日本標準時：UTC + 9 h）に発生したマグニチュード9.0の地震及び津波により引き起こされた福島第一原子力発電所（以降、FNPP1）における事故は、放射性物質が大気中に月単位の長い期間放出される事態となった。この放出に起因する公衆の被ばく線量を評価することは喫緊の課題である。この課題に対処するためには、放出された放射性物質の環境中の時空間分布を再構築する必要があるが、これを行う際、正確性が優れるが時空間的に離散的な環境モニタリングデータと、3次元の大気中濃度及び2次元の地表沈着量の時間変化を計算できる大気拡散計算を組み合わせた利用が、両者の特長を生かし欠点を補う点で非常に効果的である。しかし、大気拡散計算に必要なソースターム（ここでは、放出核種、放出率、放出期間等）は、スタックモニター及び炉内事象解析により提供されることが期待されていたが、実際には事故初期において事業者、政府を含むどの機関においても入手できなかった。

JAEAでは、原子力安全委員会（NSC: Nuclear Safety Commission of Japan）との協力により、事故後ソースタームの推定が進められた。3月23日には、暫定的な推定結果を用いてSPEEDIにより計算された3月12日6時から24日0時までの乳児の甲状腺等価線量の積算値の分布図がNSCから公表された（NSC, 2011）。その後、4月12日には、3月11日から4月5日までの ^{131}I と ^{137}Cs の大気中への総放出量が暫定的推定値としてNSCから発表された（原子力安全委員会, 2011）。推定対象核種が ^{131}I と ^{137}Cs であるのは、軽水型原子炉の事故で放出されることが多い、被ばくへの寄与が大きい（ ^{131}I は吸入による内部被ばく、 ^{137}Cs は外部被ばく）、環境モニタリングデータの数が豊富等の理由からである。この推定されたソースタームの科学的根拠を提示するため、推定内容をまとめてChino et al. (2001)として発表した。この推定結果を本論文では「暫定ソースターム」と称する。この暫定ソースタームは国内外において最初に推定されたものである。

暫定ソースタームの推定では、環境モニタリングデータと、SPEEDI及び本研究で開発したWSPEEDI-IIの大気拡散予測モデルによる単位放出（ 1 Bq h^{-1} ）を仮定した大気拡散計算を組み合わせることにより放出率を推定する逆推定法を用いた。この手法はこれまで、チェルノブイリ原子炉事故（Chino et al., 1986）、東海村JCO臨界事故（Hirao and Yamazawa, 2010）等、他の事故でも適用されてきたものである。

その後、ソースタームの精度向上に向けて、さらなる推定が実施された。Katata et al. (2012b)では、地表沈着核種のグラウンドシャインに起因する空間線量率を計算値と測定値で比較することにより、FNPP1の北西域における高線量地帯を形成した大量放出が、3月15日の午前と午後の2回に分けて発生したものであることが推定された。また、Katata et al. (2012a)では、2011年3月28日に東京電力株式会社（TEPCO: Tokyo Electric Power

Company) (TEPCO, 2011a)、6月3日に経済産業省 (METI: Ministry of Economy, Trade and Industry) (METI, 2011a) により追加公開された新たな環境モニタリングデータを用いて、事故初期の3月12日朝から3月14日深夜までのソースタームの推定が実施された。

しかし、推定されたソースタームは、大気拡散計算の誤差、推定に使用可能な環境モニタリングデータの低い時空間密度、空間線量率を逆推定に用いる場合の放射性核種組成比の仮定等に起因する誤差を含んでいるため、推定で用いていない大気拡散計算と環境モニタリングデータによる検証が必要である。

そこで本章では、まず出発点となる暫定ソースタームの推定について述べる。次に、暫定ソースタームに Katata et al., (2012a; 2012b) で推定された3月12日から15日の推定値を合わせたソースタームを用いて、WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルにより3月12日から5月1日までの¹³¹Iと¹³⁷Csの大気拡散計算を実行し、この計算結果と東日本における日降下量及び月間降下量の測定値を比較することにより、推定したソースタームの妥当性を検証する。計算と測定に差異があり、ソースタームの推定に使用していない環境モニタリングデータが存在する場合、予測精度が向上するようにソースタームを修正する。さらに、大気拡散計算結果に基づいて、東日本域に¹³⁷Csの大量沈着をもたらした大気拡散過程を解析する。

4.2 ソースターム推定

4.2.1 逆推定法

逆推定法は、環境モニタリングデータと単位放出 (1 Bq h^{-1}) を仮定した大気拡散計算を組み合わせることで放射性核種の放出率(Bq h^{-1})を計算するものである。放出率は、下式で示すようにサンプリング地点における¹³¹Iと¹³⁷Csの大気中濃度の測定値を計算値で除することにより得られる。

$$Q_i = M_i / C_i \quad (4-1)$$

ここで、 Q_i は核種*i*の大気に放出された時点での放出率(Bq h^{-1})、 M_i は測定された核種*i*の大気中濃度(Bq m^{-3})である。 C_i は核種*i*の希釈率(h m^{-3})であり、単位放出の仮定の下で計算された大気中濃度に等しい。大気中濃度の測定値が利用できない場合においても、プルーム中及び地表面の放射性核種による空間線量率の測定値と、放射性ヨウ素と放射性セシウムの組成比を仮定した単位放出による計算から見積もった値を比較することにより放出率を推定することができる。総放出量は、次式に従い放出率を時間積算することで推定される。

$$S_i = \sum [Q_{i,j} \times T_j] \quad (4-2)$$

ここで、 S_i は核種 i の総放出量 (Bq)、 $Q_{i,j}$ は継続時間が T_j (h) である時間 j における核種 i の放出率 (Bq h⁻¹) である。

4.2.2 環境モニタリングデータ

ソースターム推定で主に用いた環境モニタリングデータは、放射性ヨウ素及びセシウムの地上大気中濃度である。大気試料サンプリングは、固定モニタリング局、可搬型サンプラー、サンプラーを備えたモニタリングカー等により行われた。測定は、エア及びダストサンプラーによって採取された大気試料（空気及び粒子状物質）を、NaI (TI) シンチレーション検出器を用いて核種分析して放射エネルギーを定量する方法により行われた。ヨウ素は大気中でガス態と粒子態の化学形をとることが知られており、環境モニタリングではこの両方を測定する必要がある。ソースターム推定では、化学形別の測定値があるものはその合計値を比較に用いた。一部のデータではこの化学形に関する情報が明記されていないものがあつたが、原子力安全委員会による環境放射線モニタリングに関する指針（原子力安全委員会, 2010a）によってガス状ヨウ素を捕集するための活性炭カートリッジを備えたダストサンプラーを使用することが推奨されていることから、ガス状及び粒子状の両方が採取されたと考えられるため、両者の合計値を示すものとして使用した。

図4.1は、推定に用いた測定値のサンプリング地点の位置とサンプリング期間を示している。ソースタームの推定に用いた測定データは、MEXT (2011b) によるサイト周辺（図4.1の地点c～f）における測定値、日本分析センター (2011) による千葉市（図4.1の地点a）での測定値、及びOhkura (2012) による東海村（図4.1の地点b）での測定値である。データの特徴として、数が少なく全時間帯を網羅していない点が挙げられる。このようなデータによるソースターム推定においては、推定時刻が間欠的になり、それらの時刻間の放出率は内挿によってしか得られず誤差が大きくなる。また、各時刻につき1地点の地上濃度のみと比較するため、プルーム主軸の濃度で比較できていないことによる誤差が生じる可能性が考えられる。この測定データの特徴は、本研究による推定結果の不確かさの要因の一つとなっている。

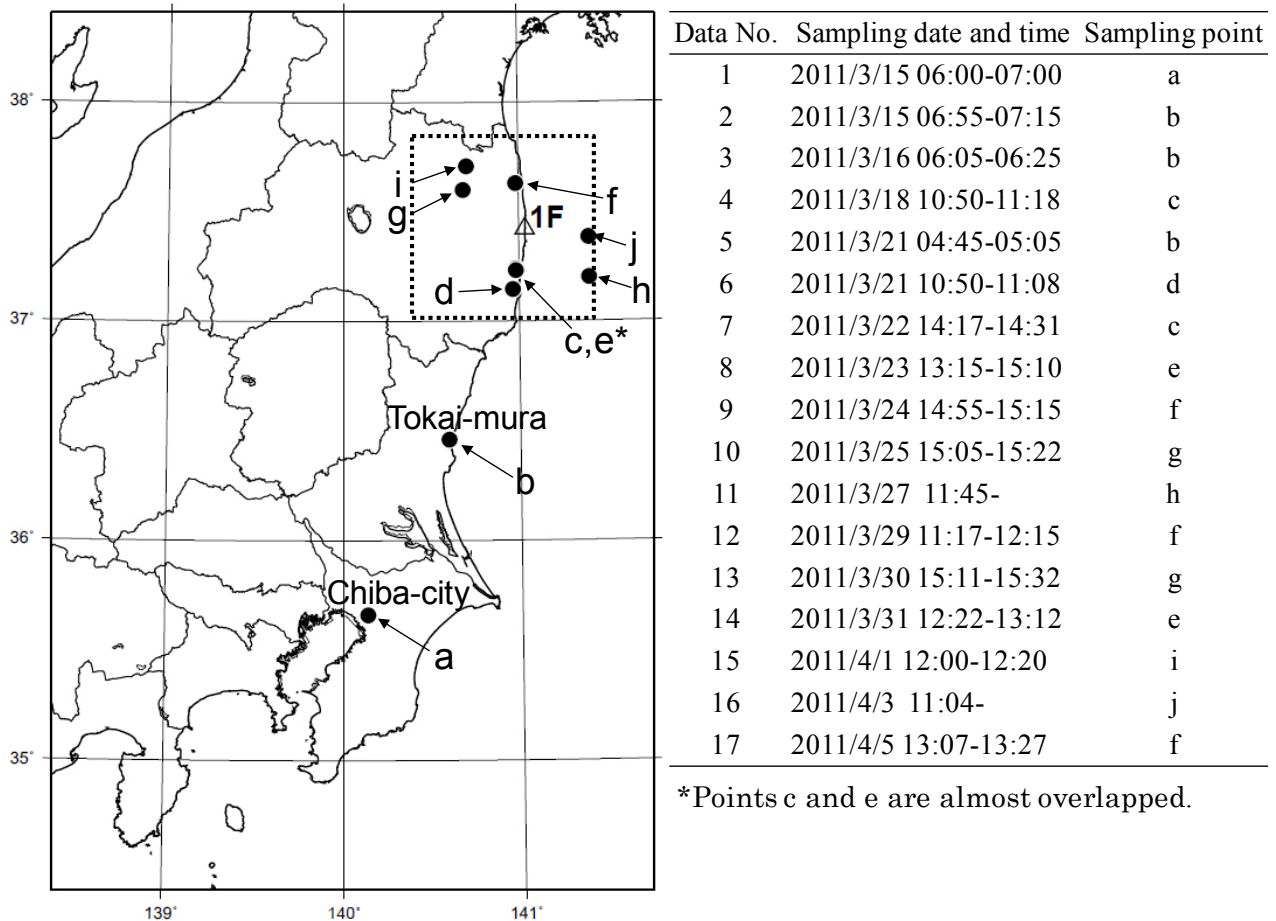


図4.1 放出率の推定に用いた大気中濃度測定値のサンプリング地点及びサンプリング期間（日本標準時）。△（1F）は福島第一原子力発電所、点線の四角はSPEEDIの計算領域を示す。（Chino et al., 2011より引用）

4.2.3 大気拡散計算

大気拡散計算に用いたモデルは、SPEEDIと本研究で開発したWSPEEDI-II大気拡散予測モデルである。放出点を含む100 km四方の範囲の測定値との比較では、SPEEDIによる大気中濃度と空間線量率の計算結果を利用した。さらに、図4.1で示すSPEEDIの計算領域より遠方の地点a（千葉市）と地点b（東海村）で得られた大気中濃度測定データを用いた推定では、WSPEEDI-II大気拡散予測モデルを用いた。

SPEEDIの計算は、気象予測モデルPHYSICと大気拡散モデルPRWDA21により計算された。モデルの詳細は永井ら（1999）で記述されているため、モデルの概要と計算条件のみを表4.1にまとめた。なお、3.3節の六ヶ所再処理施設起源⁸⁵Krの大気拡散計算で再現性が確認できたことから、WSPEEDI-II大気拡散予測モデルのMM5で用いる物理過程モデルは、このケースと同じ設定とした。

表4.1 SPEEDIとWSPEEDI-IIによる大気拡散計算の概要 (Chino et al., 2011より引用)

	SPEEDI	WSPEEDI-II
Meteorological data	GPV(GSM-Japan) by the Japan Meteorological Agency (3-hourly and 0.25 deg.×0.2 deg. resolution)	
Topographical data	Digital National Land Information by Geospatial Information Authority of Japan	Global 2-min. resolution data by the U.S. Geological Survey
Computational grid	100×100×30 (2-km horizontal resolution)	130×190×30 (3-km horizontal resolution)
Computational domain	100 km×100 km×4 km area including the east side of Fukushima Pref.	390 km×570 km×10 km area including the Tohoku and Kanto region
Meteorological prediction model	PHYSIC: Atmospheric dynamic model by JAEA	MM5: Atmospheric dynamic model
Atmospheric dispersion model	PRWDA21: Lagrangian particle random-walk model by JAEA	GEARN: Lagrangian particle random-walk model by JAEA

4.2.4 測定値と計算値の比較

(1) 大気中濃度

放射性核種の大気中濃度の測定値としては、短時間サンプリングによる時系列データと時間積算値の2種のデータが利用可能であった。時系列データとの比較では、測定と計算のピーク値を式 (4-1) に適用した。東海村のJAEAにおける比較の例を図4.2に示す。測定と計算の濃度ピークは3月15日の7～9時頃に見られる。時間積算値との比較では、サンプリング期間で平均した大気中濃度計算値を式 (4-1) に適用した。

図 4.2 に示すように計算結果は概して測定値と良く一致したが、プルームの到達時刻と位置に小さな差異が生じることもあった。さらに、大気中濃度測定値の空間分布の密度はプルームの位置を正確に把握するには十分でなかった。このような制限に対処するため、ある濃度測定時刻に異なる地点で測定された複数の濃度データが利用可能な場合は、プルームの周縁部で得られたデータにより生じる誤差を避けるために、最大値のみをその時刻に分布しているプルームを特徴づけるのに利用した。また、計算されたプルームの到達時刻や分布等の再現性に問題があると考えられる場合は、測定値の空間分布及び時間変動、風速場の変動状況と再現性、及びプルーム輸送状況の解析を基に、計算結果と測定結果の分布を合理的に調整して比較した。

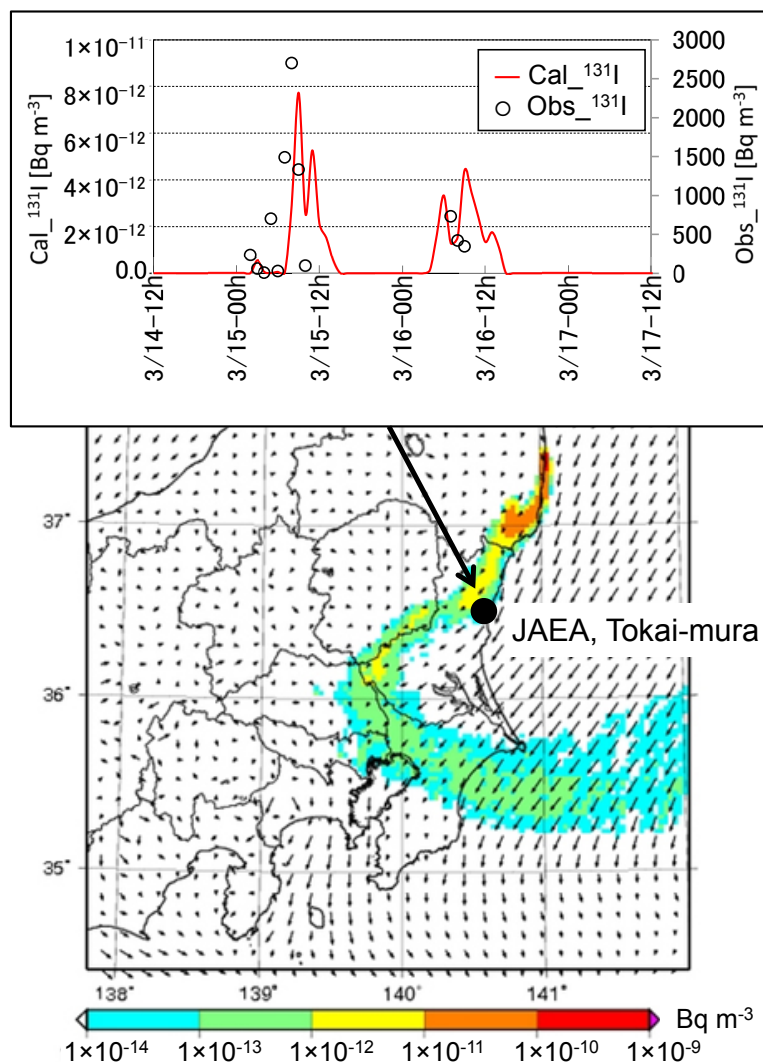


図4.2 ^{131}I 大気中濃度の時間変動のWSPEEDI-IIによる計算結果とJAEA（東海村）での測定値の比較（上）及び3月15日7時の地上風速場と大気中濃度分布の計算結果（下）。（Chino et al., 2011より引用）

(2) 空間線量率

SPEEDIによる大気拡散計算によると、3月15日の日中に放出された高濃度プルームは北西方向に輸送され、降水により大量の地表沈着を生じた後、3月16日には太平洋に吹き戻された。この計算結果と空間線量率の測定値の時間変化から、3月15日の日中の放射性核種の大気放出が、発電所北西域における大量の地表沈着及びそれに起因するグラウンドシャインにより長く継続する空間線量率の上昇をもたらしたことが示唆された。しかし、3月15日の日中に測定された大気中濃度データはなかったため、この期間の ^{131}I と ^{137}Cs の放出率は、プルームがこの地域を通過した後（3月17日）のグラウンドシャインによる空間線量率分布の測定値（文部科学省，2011）と計算値との比較により推定した。

計算では、この地域の降水中及び植物に付着した放射性核種濃度の測定値を基に、放出された放射性核種の放射能比 $^{131}\text{I}:$ $^{132}\text{I}:$ $^{134}\text{Cs}:$ ^{137}Cs を 1:1:0.1:0.1 と仮定した。この仮定は、他の短半減期核種の寄与を考慮しないため、上記 4 核種の放出率を過大評価することになる可能性がある。計算で用いる降水量は、地上観測値から内外挿した。

図 4.3 は SPEEDI による計算結果と測定による空間線量率の分布である。実測と単位放出を仮定した線量率計算値の比はおおよそ 10^{16} であり、SPEEDI は空間線量率の空間分布を良く再現していることを示している。3 月 15 日以外については空間線量率による放出率の推定はできなかった。これは、3 月 15 日以前は大量の沈着は見られず短半減期核種の存在による不確かさが相対的に大きくなるため、また、3 月 15 日以降は地表沈着核種からもたらされる空間線量率が高過ぎるため、クラウドシャインで付加される空間線量率をそれらから弁別するのが困難であるためである。

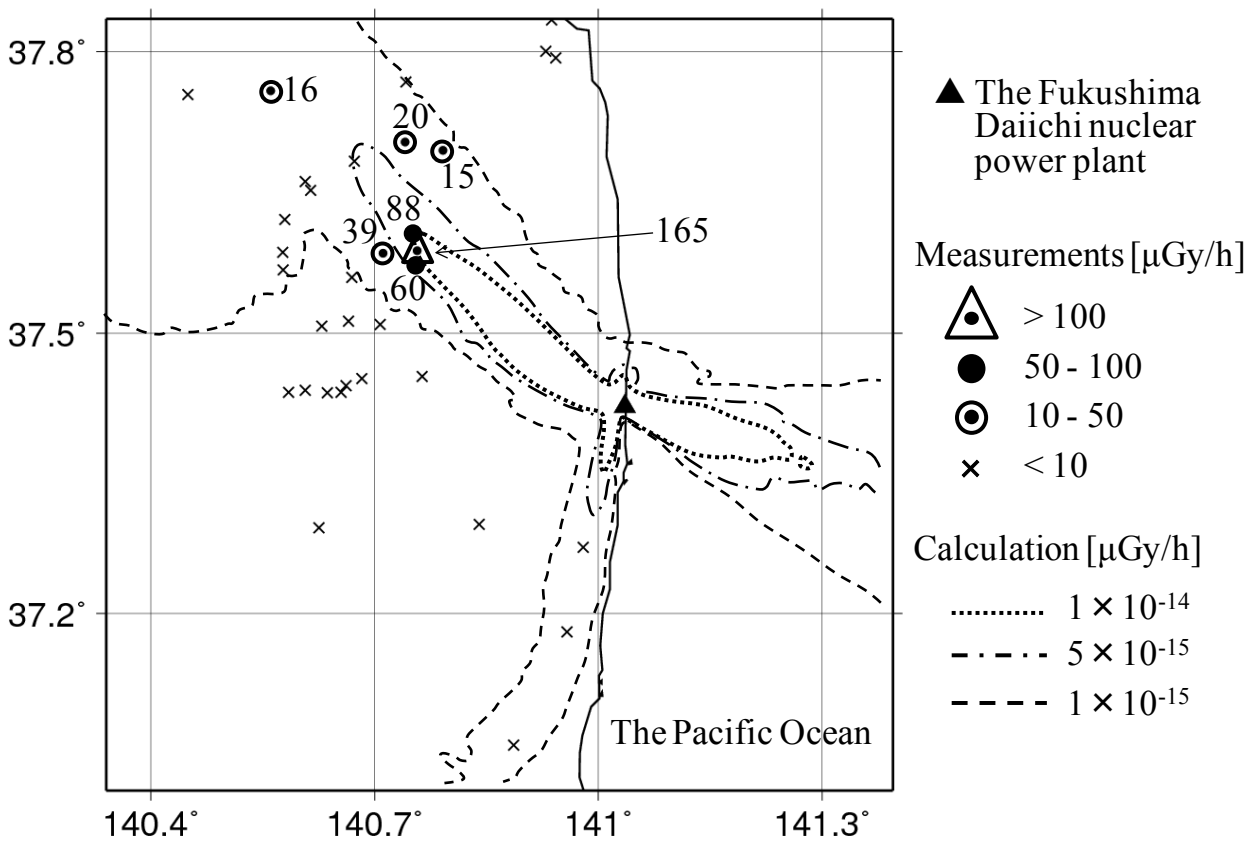


図4.3 発電所周辺域における3月17日の空間線量率の計算値と測定値の比較。(Chino et al., 2011より引用)

4.2.5 推定結果

^{131}I の放出率の推定結果を表4.2に示す。「Released time of sampled air（採取空気塊の放出時刻）」は、サンプリング期間から連続放出により計算されたプルームの動きをさかのぼることによって決定した。大気中に放出された ^{131}I と ^{137}Cs の総放出量を見積もるためには、各推定放出率の放出継続時間が必要である。これは、ある時刻の推定放出率は、前後の「採取空気塊の放出時刻」の中間時刻を区切り時刻とした期間継続すると仮定して決定した。

1号機からの放出によるものと考えられる最初の放出率は、3月12日10時から3月14日23時まで継続すると仮定した。3月15日の日中の、 ^{131}I 放出率が 10^{16} Bq h^{-1} の大量放出の継続時間は、総放出量に対する寄与が大きいと、様々な放出期間による大気拡散計算を試験的に実行して検討した。その計算結果から、3月15日の12～15時頃に放出されたプルームが北西方向に流れ、同日夜間に湿性沈着により高線量地帯を生じたことが示された。しかし、それはこの大量放出が12時に開始したことを意味するものではない。なぜなら、仮に朝からこの大量放出が継続していたとしても、午前中に放出されたプルームは風向の違いにより発電所の北西域での降水には出会わず、環境モニタリングデータにその痕跡を残すことはなかったと考えられるからである。この放出開始時刻を決定するための明確な証拠はないが、06:10に2号機の圧力抑制室付近で爆発音があったという報告があり、9時から正門における空間線量率の測定値が急上昇した。したがって、 ^{131}I で 10^{16} Bq h^{-1} の放出率を伴う放出は、安全側の評価となるように9～15時の6時間継続したと推定した。

図4.4に、推定した ^{131}I と ^{137}Cs の放出率の時間変動を示す。 ^{137}Cs の放出率は、大気中濃度測定値から得た ^{137}Cs に対する ^{131}I の放射能比から計算した。横棒を伴う18個のプロットが放出率を示しており、17個は大気中濃度測定値から、1つは空間線量率分布から推定した。プロットの無い期間は、測定がプルームを捉えられなかったことを意味する。同じ時間帯に複数の大気中濃度測定値が利用可能な場合は、推定放出率の最大値がプロットされている。

^{131}I の放出率の時間変化をみると、3月12日10時から15日9時までは $10^{13}\sim 10^{14}\text{ Bq h}^{-1}$ の比較的小さい放出率が継続し、その後3月15日9時から15時に 10^{16} Bq h^{-1} の大量放出となった。3月15日15時から3月25日0時までは、 10^{14} Bq h^{-1} のオーダーで定常的な推移となった。その後さらに放出率は下がり、3月30日の一時的な上昇を除くと $10^{12}\sim 10^{13}\text{ Bq h}^{-1}$ のオーダーで推移した。4月4日9時には 10^{11} Bq h^{-1} のオーダーまで減少した。

$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は、最初から3月21日3時までは10～100未満であったが、3月21日3時から21時は131まで増加して ^{137}Cs の放出率は ^{131}I に対して小さくなった。その後 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は次第に減少して3月28日10時以降は1～5程度となり、 ^{137}Cs の放出率は ^{131}I と同オーダーとなった。

式(4-2)によると、3月12日10時から4月6日0時までの大気中への ^{131}I と ^{137}Cs の総放出量は、それぞれおよそ $1.5\times 10^{17}\text{ Bq}$ 及び $1.3\times 10^{16}\text{ Bq}$ と計算された。

2011年4月12日に、原子力安全委員会はこの推定に基づき、上記と同じ期間の大気中への ^{131}I と ^{137}Cs の総放出量の暫定値としてそれぞれ 1.5×10^{17} 及び 1.2×10^{16} Bqと発表した(NSC, 2011)。 ^{137}Cs の総放出量の本研究の結果とのわずかな差異は、追加された環境モニタリングデータに基づく ^{131}I と ^{137}Cs の放射能比の変更によるものである。

表4.2 ^{131}I 大気中濃度の測定値及び計算値、 ^{131}I 放出率推定値、 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比、採取空気塊の放出時刻、及び推定放出期間 (Chino et al., 2011より引用)

Dust sampling data	Calculations	Release rate	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	Released time	Duration	
No.	(Bq m ⁻³)	(Bq m ⁻³)	(Bq h ⁻¹)	of sampled air		
1	6.8	3.0×10^{-13}	2.3×10^{13}	10	3/14 21:00	3/12 10 to 3/14 23
2	2800	8.0×10^{-12}	3.5×10^{14}	8.8	3/15 1:00	3/14 23 to 3/15 09
-	Estimated from air dose rate		1.0×10^{16}	10	3/15 13:00	3/15 09 to 3/15 15
3	830	4.0×10^{-12}	2.1×10^{14}	70	3/16 4:00	3/15 15 to 3/17 06
4	33	8.0×10^{-14}	4.1×10^{14}	41 ^{b)}	3/18 8:00	3/17 06 to 3/19 15
5	1900	5.0×10^{-12}	3.8×10^{14}	11	3/20 22:00	3/19 15 to 3/21 03
6	1420	1.0×10^{-11}	1.4×10^{14}	131 ^{c)}	3/21 8:00	3/21 03 to 3/21 21
7	410	1.0×10^{-12}	4.1×10^{14}	87 ^{c)}	3/22 9:00	3/21 21 to 3/22 23
8	355 ^{a)}	5.0×10^{-13}	7.1×10^{14}	80	3/23 12:00	3/22 23 to 3/24 00
9	193	1.0×10^{-12}	1.9×10^{14}	66	3/24 12:00	3/24 00 to 3/25 00
10	555	1.0×10^{-11}	5.6×10^{13}	45	3/25 12:00	3/25 00 to 3/26 11
11	20	5.0×10^{-12}	4.0×10^{12}	23	3/27 9:00	3/26 11 to 3/28 10
12	75	1.0×10^{-11}	7.5×10^{12}	1.6	3/29 10:30	3/28 10 to 3/30 00
13	180	1.0×10^{-12}	1.8×10^{14}	1.3	3/30 14:00	3/30 00 to 3/31 00
14	24	1.0×10^{-12}	2.4×10^{13}	5.3	3/31 9:30	3/31 00 to 3/31 22
15	1.78	1.0×10^{-12}	1.8×10^{12}	1.1	4/1 9:30	3/31 22 to 4/02 09
16	8.84	5.0×10^{-12}	1.8×10^{12}	3.1	4/3 8:00	4/02 09 to 4/04 09
17	6.99	1.0×10^{-11}	7.0×10^{11}	4.9	4/5 10:00	4/04 09 to 4/06 00

^{a)}Two hourly data, 530 and 180 Bq m⁻³, were averaged.

^{b)}Interpolated from the ratios of No. 3 and 5 because only ^{131}I was measured.

^{c)}Applied the $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ratio measured at other points because only ^{131}I was measured.

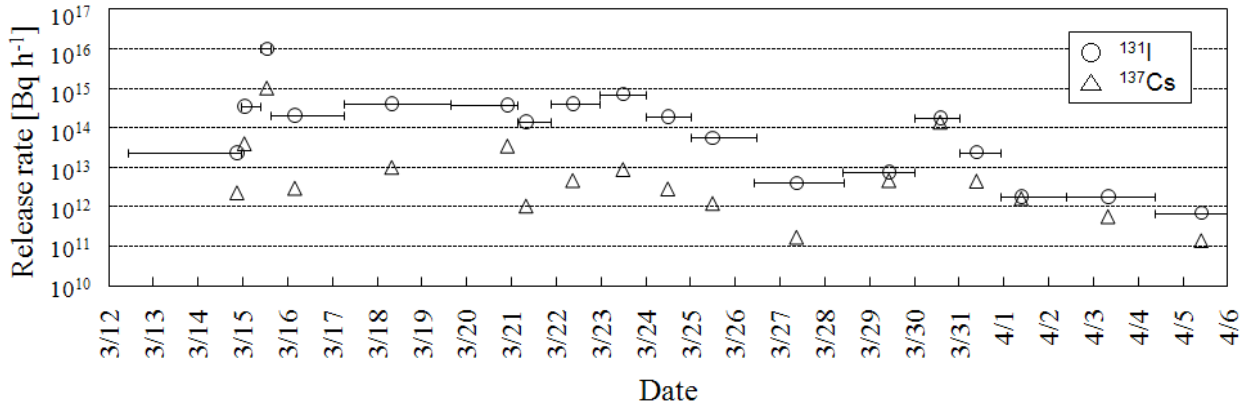


図4.4 ¹³¹Iと¹³⁷Csの放出率推定値の時間変化。¹³¹Iのプロット上の横棒は推定放出期間。
(Chino et al., 2011より引用)

4.2.6 炉内事象との比較と推定結果の不確かさ

推定した放出率の時間変化は、全ての損傷した原子炉からの放出の影響を含んでおり、個々の原子炉に関する情報は含まない。¹³¹I放出率が $10^{13} \sim 10^{14} \text{ Bq h}^{-1}$ の最初の放出は、おそらく3月14日以前の1号機と3号機で実施されたウェットウェルベントによる放出に対応すると考えられる。また、水素爆発による短時間の大量放出が発生した可能性もある。3月15日の¹³¹I放出率が $10^{16} \text{ Bq h}^{-1}$ の大量放出は、推定当時は2号機の圧力抑制室の損傷による可能性が考えられたが、現在では格納容器損傷の可能性が指摘されている（東京電力福島原子力発電所における事故調査・検証委員会，2012）。3月16～24日の¹³¹Iの放出率は $10^{14} \text{ Bq h}^{-1}$ のオーダーであり、3月24日以降は減少し、4月初旬には $10^{11} \sim 10^{12} \text{ Bq h}^{-1}$ となった。この時間変化は、3月24日以降、損傷した原子炉の冷却が安定して放射性物質の大気放出が減少したことを示唆している。

推定された放出率には、大気拡散計算の精度と環境モニタリングデータの存在範囲が時空間的に限られていることに起因する不確かさが含まれている。上記の推定では、計算されたプルームの空間分布及び到達時刻における計算と測定での差異を目の子勘定で調節したが、第3章のモデル検証の結果から大気拡散計算にはおおよそファクター5程度の再現精度が期待できること、測定値と比較する際の計算値の読み取り精度がファクター5程度であること等から、推定放出率には少なくともファクター5程度の誤差があると考えられる。また、核種ごとに大気中への放出総量を計算する際、大気中濃度測定値が無い期間の放出率は内外挿したため、本推定で用いた測定データでは検証できない乖離を生じた可能性がある。特に3月12～14日にはベント及び水素爆発による短期間の大量放出が発生した可能性があるが、環境には痕跡がなく確認できなかった。この3月12～14日及び3月15日の放出については、本研究による推定に続いて行われたKatata et al. (2012a; 2012b) による研究により、サイト周辺の大気中濃度及び空間線量率の測定値を用いてさらに詳細な放出率が推定された。

4.3 推定ソースタームの検証と大気拡散解析

本節では、本研究で開発した WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルによる東日本域の大気拡散計算と、全国で測定された降下量の測定値により、4.2 節及び Katata et al. (2012a; 2012b) により推定されたソースタームの妥当性を検証する。検証結果に基づきソースタームを修正し（以降、「修正ソースターム」と呼ぶ）、この修正ソースタームと WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルにより、広域の地表沈着分布の形成過程を解析する。

4.3.1 計算条件

計算期間は 2011 年 3 月 12 日 5 時から 5 月 1 日 0 時までとした。計算領域は本州の東部を含むエリアである（図 4.5）。用いた地図投影法は、ランベルト正角図法である。MM5 と GEARN のモデル設定を表 4.3 にまとめた。

気象場の予測精度向上のため、FNPP1 及び福島第二原子力発電所（以降、FNPP2。図 4.5 の 1 番）における風速風向と、気象庁の AMeDAS 地上気象観測データを用いて 4 次元データ同化（解析値ナッジング及び観測値ナッジング）を実施した。解析値ナッジングについては、3 h ごとの 3 次元解析値によるもの（3D analysis nudging）の他に、別ファイルに用意した 1 h ごとの地上解析値を用いたナッジング（surface analysis nudging）も実施した。

本計算の水平格子解像度が 3 km であるため、Gifford (1982) による水平拡散パラメータは第 3 章で検討した補正の効果が十分得られない可能性があることと、サブグリッドスケールの乱流が平均風によってある程度表現されると期待できることから、水平拡散係数にはパスキル・ギフォード線図を使用した。湿性沈着パラメータについては、 $\alpha=5.0 \times 10^{-5}$ 、 $\beta=0.8$ を用いた。本節における大気拡散計算では、GEARN の乾性沈着スキームに修正を加えた。これまでの計算では、草原のような丈の短い植生についての乾性沈着速度（ ^{131}I 及び ^{137}Cs についてそれぞれ $3 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ 及び $1 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ ）を用いてきたが、森林では高いキャノピー高度及び葉面積密度から草原より乾性沈着速度が大きいことが知られている (Sportisse, 2007)。これを簡易的に考慮するため、MM5 計算で地表の植生カテゴリーが森林のセルに対しては 5 倍の乾性沈着速度を用いた (Katata et al., 2012a; 2012b)。

大気拡散計算で用いたソースタームは、4.2 節で述べた暫定ソースタームの 3 月 12 日から 15 日の推定値を Katata et al. (2012a; 2012b) による推定結果で置き換えたものである。

（以降、「推定ソースターム」と呼ぶ）。このソースタームの 3 月 12 日 5 時から 5 月 1 日 0 時までの時間変化と値を図 4.6 と表 4.4 に示す。推定ソースタームの 4 月 6 日 0 時以降には、暫定ソースタームの 4 月 4 日 9 時から 6 日 0 時までの放出率（表 4.4 の 28 番）を 5 月 1 日 0 時まで外挿して使用した（図 4.6b）。3 月 12 日の 1 号機及び 3 月 14 日の 3 号機の水素爆発を仮定した体積源は Katata et al. (2012a) と同様の設定とし、それぞれ $(x, y, z)=(100, 100, 100 \text{ m})$ 及び $(100, 100, 300 \text{ m})$ とした（表 4.4 の 3 番及び 6 番）。3 月 17 日 0 時までの放出高度は Katata et al. (2012a) と同様に設定し（表 4.4）、3 月 17 日以降の放出高度は、漏洩場所

を原子炉格納容器と仮定して 20 m とした。ただし放出高度は長距離拡散計算の結果には大きく影響しない。

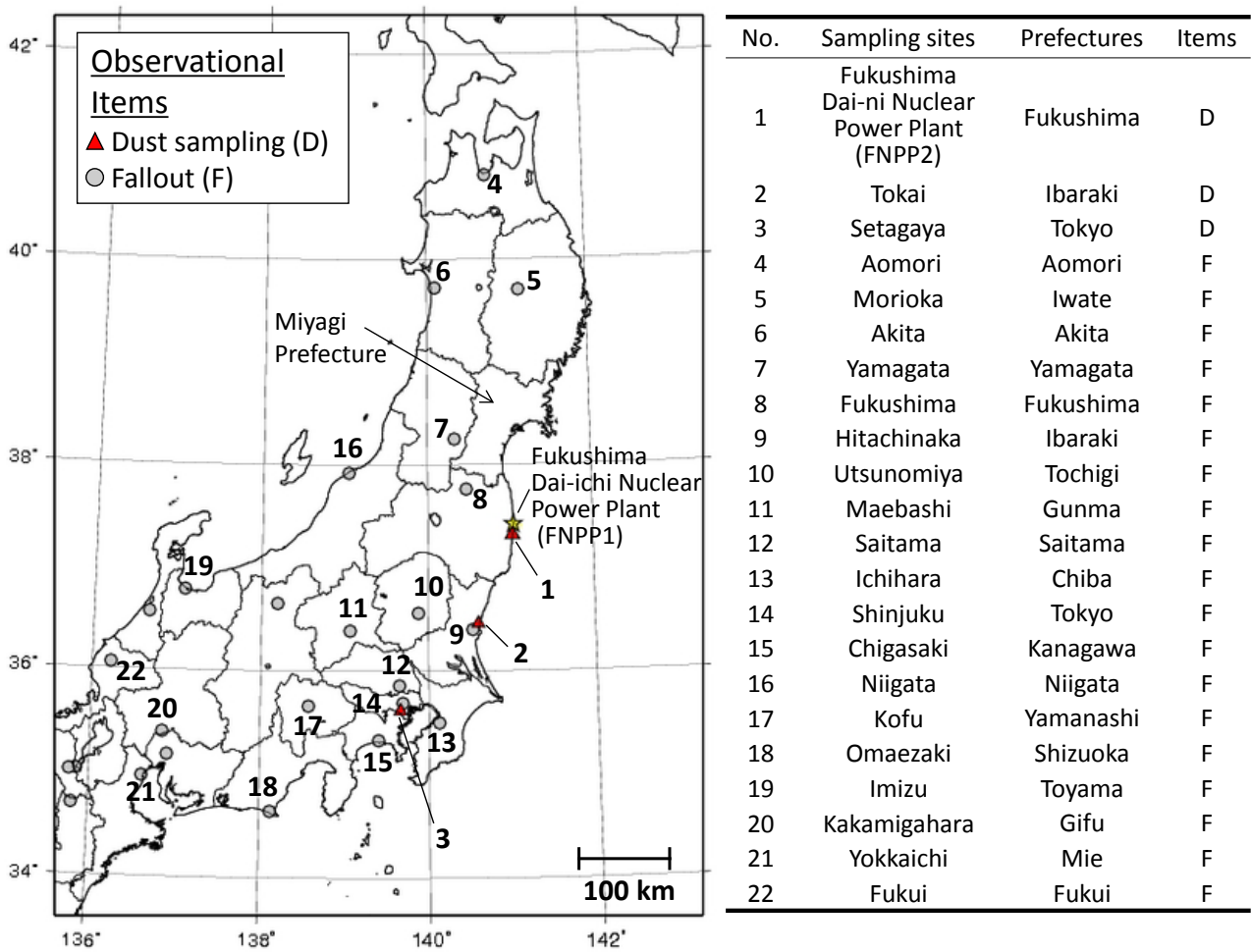


図 4.5 WSPEEDI-II の計算領域とソースタームの検証及び修正に用いた環境モニタリング地点の位置。三角が大気中濃度、灰色の丸が降下量の測定地点。図右側の表には測定地点名を示した。(Terada et al., 2012 より引用)

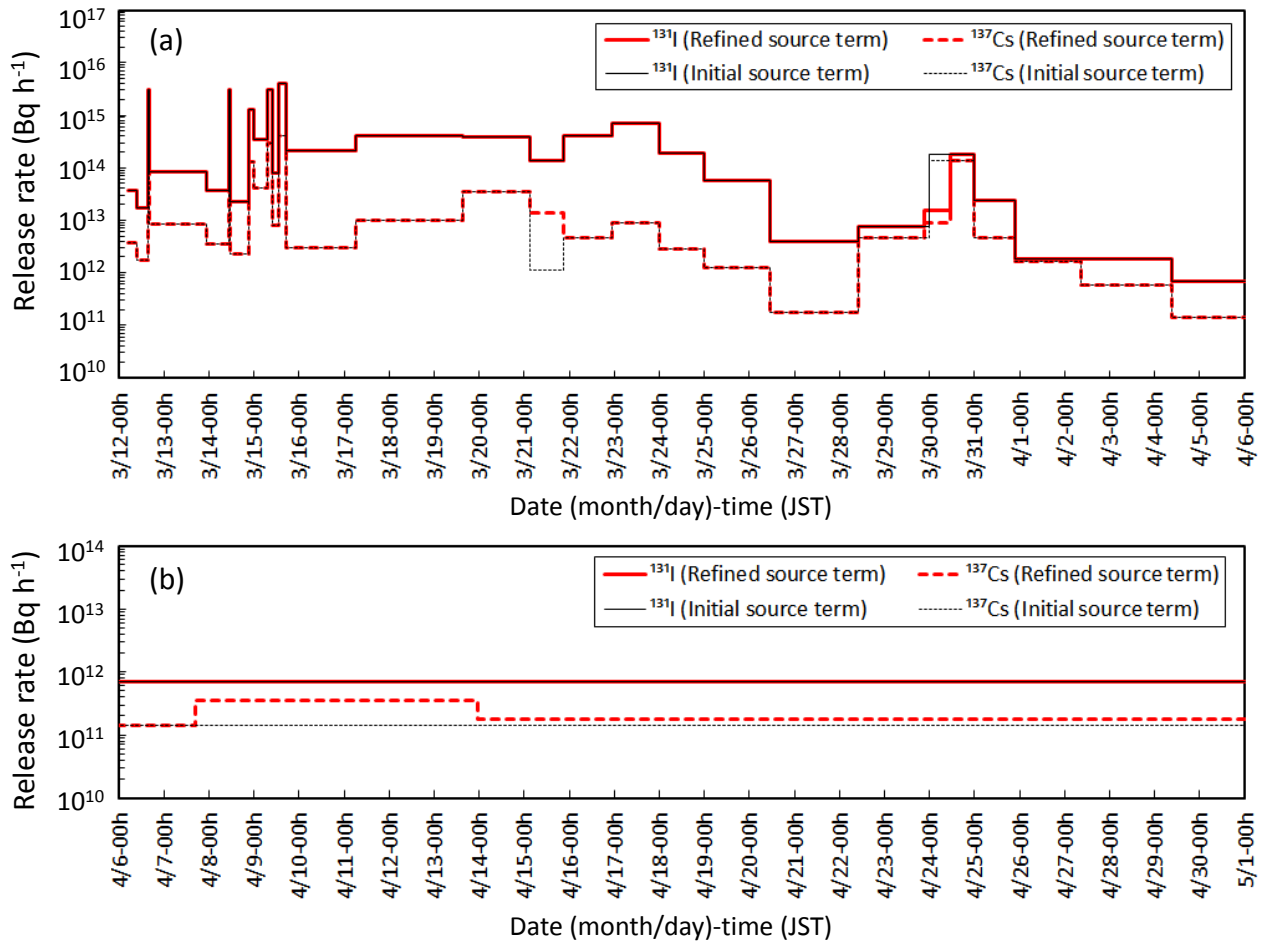


図 4.6 2011 年 (a) 3 月 12 日 5 時から 4 月 6 日 0 時と (b) 4 月 6 日 0 時から 5 月 1 日 0 時の ^{131}I と ^{137}Cs の推定ソースターム (Initial source term、黒線) 及び修正ソースターム (Refined source term、赤線) による放出率の時間変化。(Terada et al., 2012 より引用)

表4.3 東日本域大気拡散計算のモデル設定 (Terada et al., 2012を基に作成)

Simulation period for GEARN	5 JST on March 12 to 0 JST on May 1, 2011
Simulation area	690 km × 960 km in eastern Japan
Horizontal grid cell	230 × 320
Spatial resolutions	3 km
Vertical levels of MM5	31 sigma levels ^a from surface to 100 hPa
Vertical levels of GEARN	29 levels from surface (with a bottom layer of 20-m thickness) to 10 km
Time step	9 s for MM5 and 12 s for GEARN
Boundary and initial conditions	GPV of Meso-scale model (MSM) (0.1° × 0.125° for pressure level, 0.05° × 0.0625° for the surface layer) by the Japan meteorological agency
3D/surface analysis nudging ^b	Utilized at 3-h (for 3D analysis nudging) / 1-h (for surface analysis nudging) intervals with wind data from MSM objectively analyzed by observation data at FNPP1 (surface), FNPP2 (120 m), and surface weather stations by the Japan meteorological agency
Observation nudging ^b	Utilized at 1-h intervals with wind data at FNPP1 (surface) and FNPP2 (120 m)
Physical model options for MM5	
Radiation	Cloud-radiation scheme (Grell et al., 1994)
Planetary boundary layer	Eta-PBL (Janjic, 1990; Janjic, 1994)
Cloud microphysics	Schultz scheme (Schultz, 1995)
Cumulus parameterization	Grell scheme (Grell et al., 1994)
Land surface	Five-layer soil model (Dudhia, 1996)

^a Sigma values were set as 1.0, 0.9974, 0.9945, 0.9917, 0.9863, 0.9727, 0.9592, 0.9459, 0.9327, 0.9003, 0.8687, 0.8380, 0.8080, 0.7504, 0.6957, 0.6190, 0.5482, 0.4822, 0.4215, 0.3658, 0.3148, 0.2682, 0.2256, 0.1868, 0.1515, 0.1194, 0.9035, 0.6409, 0.4041, 0.1910, and 0.0.

^b Wind data at FNPP1 and FNPP2 were provided from METI (2011b).

表 4.4 3月12日5時から5月1日0時までの放出期間、放出継続時間、¹³¹I放出率、¹³¹I/¹³⁷Cs放射能比、放出高度、及び各ソースタームが推定された研究（括弧内の値は暫定ソースタームの推定値）（Terada et al., 2012 を基に作成）

No.	Release period (month/day time JST)	Release duration (h)	Release rate of ¹³¹ I (Bq h ⁻¹)	¹³¹ I/ ¹³⁷ Cs	Release height (m)	References
1	3/12 05:00–3/12 09:30	4.5	3.7×10^{13}	10	20	Katata et al. (2012a)
2	3/12 09:30–3/12 15:30	6	1.7×10^{13}	10	120	Katata et al. (2012a)
3	3/12 15:30–3/12 16:00	0.5	3.0×10^{15}	10	Volume source ^a	Katata et al. (2012a)
4	3/12 16:00–3/13 23:00	31	8.4×10^{13}	10	120	Katata et al. (2012a)
5	3/13 23:00–3/14 11:00	12	3.6×10^{13}	10	120	Katata et al. (2012a)
6	3/14 11:00–3/14 11:30	0.5	3.0×10^{15}	10	Volume source ^a	Assumed same as No. 3
7	3/14 11:30–3/14 21:30	10	2.3×10^{13}	10	20	Chino et al. (2011)
8	3/14 21:30–3/15 00:00	2.5	1.3×10^{15}	10	120	Katata et al. (2012a)
9	3/15 00:00–3/15 07:00	7	3.5×10^{14}	8.8	120	Chino et al. (2011)
10	3/15 07:00–3/15 10:00	3	3.0×10^{15}	10	20	Katata et al. (2012b)
11	3/15 10:00–3/15 13:00	3	8.0×10^{13}	10	20	Katata et al. (2012b)
12	3/15 13:00–3/15 17:00	4	4.0×10^{15}	10	20	Katata et al. (2012b)
13	3/15 17:00–3/17 06:00	37	2.1×10^{14}	70	20	Chino et al. (2011)
14	3/17 06:00–3/19 15:00	57	4.1×10^{14}	41	20	Chino et al. (2011)
15	3/19 15:00–3/21 03:00	36	3.8×10^{14}	11	20	Chino et al. (2011)
16 ^b	3/21 03:00–3/21 21:00	18	1.4×10^{14}	10 (131)	20	Terada et al. (2012)
17	3/21 21:00–3/22 23:00	26	4.1×10^{14}	87	20	Chino et al. (2011)
18	3/22 23:00–3/24 00:00	25	7.1×10^{14}	80	20	Chino et al. (2011)
19	3/24 00:00–3/25 00:00	24	1.9×10^{14}	66	20	Chino et al. (2011)
20	3/25 00:00–3/26 11:00	35	5.6×10^{13}	45	20	Chino et al. (2011)
21	3/26 11:00–3/28 10:00	47	4.0×10^{12}	23	20	Chino et al. (2011)
22	3/28 10:00–3/29 21:00 (3/28 10:00–3/30 00:00)	35 (38)	7.5×10^{12}	1.6	20	Chino et al. (2011)
23 ^c	3/29 21:00–3/30 11:00	14	1.5×10^{13}	1.7	20	Terada et al. (2012)
24	3/30 11:00–3/31 00:00 (3/30 00:00–3/31 00:00)	13 (24)	1.8×10^{14}	1.3	20	Chino et al. (2011)
25	3/31 00:00–3/31 22:00	22	2.4×10^{13}	5.3	20	Chino et al. (2011)
26	3/31 22:00–4/2 09:00	35	1.8×10^{12}	1.1	20	Chino et al. (2011)
27	4/2 09:00–4/4 09:00	48	1.8×10^{12}	3.1	20	Chino et al. (2011)
28	4/4 09:00–4/7 17:00 (4/4 09:00–4/6 00:00)	80	7.0×10^{11}	4.9	20	Chino et al. (2011)
29 ^d	4/7 17:00–4/13 23:00	150	7.0×10^{11}	2.0	20	Terada et al. (2012)
30 ^d	4/13 23:00–5/1 00:00	409	7.0×10^{11}	4.0	20	Terada et al. (2012)

^a Volume sources with the sizes of (x, y, z) = (100, 100, 100 m) and (100, 100, 300 m) were assumed for hydrogen explosions at Unit 1 (No. 3) and 3 (No. 6), respectively.

^b The ¹³¹I/¹³⁷Cs radioactivity ratio was decided on the basis of dust sampling data at FNPP2 (TEPCO, 2011b), Tokai (Furuta, et al., 2011) and Setagaya (Tokyo Metropolitan Government, 2011).

(次ページ冒頭に続く)

(前ページ表 4.4 の続き)

^c The ¹³¹I release rate was estimated from the concentration of ¹³¹I at FNPP2 by dust sampling from 9:27 to 9:35 on March 30 to be, 1490 Bq m⁻³ (TEPCO, 2011b), and that by calculation assuming unit release to be, 1.0 × 10⁻¹⁰ Bq m⁻³. The release time of sampled air was estimated to be 8:00 on March 30.

^d The ¹³¹I/¹³⁷Cs radioactivity ratios were determined from the dust sampling data at Tokai (Furuta et al., 2011). Release times of the plumes for Nos. 29 and 30 were estimated at 0:00 on April 10 and 22:00 on April 17, respectively.

4.3.2 測定データ

推定ソースタームの検証に用いた測定データは、¹³¹I 及び ¹³⁷Cs の日降下量及び月間降下量 (MEXT, 2011c) である。これらは暫定ソースタームの推定には使用しなかったデータである。サンプリング地点を図 4.5 に示す。日降下量測定のためのサンプリングはバルクサンプラーにより行われ、サンプリング期間は各日の 9 時から翌日 9 時までの 24 h とされた。今後、例えば「3 月 18 日の日降下量」は 3 月 18 日 9 時から 19 日 9 時までの降下量を意味する。福島県及び静岡県では日降下量と月間降下量の測定が異なる地点で実施されたが (図 4.12)、計算領域内のその他の県は同一地点で測定された。日降下量の測定は、宮城県と福島県を除く 45 地点では 3 月 18 日に開始された。宮城県では地震被害により測定が実施されず、福島県では 3 月 27 日から開始された。宮城県では月間降下量の測定も同様の理由により実施されなかった。航空機モニタリングにより測定された ¹³⁷Cs の地表沈着量分布図 (MEXT, 2011d) も計算結果との比較に用いた。推定ソースタームの修正には、FNPP2 (TEPCO, 2011b)、東海村 (Furuta et al., 2011)、世田谷 (Tokyo Metropolitan Government, 2011) におけるダストサンプリングによる大気中濃度測定値を用いた (図 4.5 の 1~3 番)。MM5 による降水量計算結果の検証には、気象庁による 1 h 毎の観測結果を、日降下量と同様に毎日午前 9 時から 24 h 積算することで作成した日降水量を用いた。気象場の比較と解析には、気象レーダーによる降水強度分布の観測値と気象庁の地上天気図も用いた。

4.3.3 推定ソースタームによる日降下量の再現性

3 月 18 日から 4 月 30 日までの ¹³¹I 及び ¹³⁷Cs の日降下量の推定ソースタームを用いた計算結果と測定値を比較した散布図及び統計値をそれぞれ図 4.7a と表 4.5 に示す。表 4.5 において、FA2、FA5、FA10 はそれぞれ測定値の 1/2~2 倍、1/5~5 倍、1/10~10 倍の範囲に入る計算値の全計算値に対する割合を示す。統計比較は、測定値と計算値の両方が下限値を超えたデータ点に対して実施した。下限値は、計算領域内の測定地点における日降下量測定値の最低値 0.24 Bq m⁻² (3 月 19 日、岩手県) を有意とするため、0.1 Bq m⁻² とした。

さらに、計算値と測定値の一致度の評価の信頼性を増強するため、Bland and Altman (1986) に基づく Bland-Altman プロットを図 4.8 に示す。¹³¹I と ¹³⁷Cs の日降下量の測定値と計算値の差が、測定値が大きくなるにつれて増大する傾向が見られたため、測定値及び計算値の対数の差 ([計算値の対数]-[測定値の対数]) を縦軸にプロットした。図 4.7 との一貫

性のため、通常の Bland-Altman プロットで用いられる 2 変数の平均値ではなく測定値自体を横軸にとり、散布図と同様に計算値と測定値がともに 0.1 Bq m^{-2} を超えるデータ点をプロットした。図 4.8 には、測定値及び計算値の対数の差の平均（以降、MD と記す）と標準偏差（以降、SD と記す）も示した。

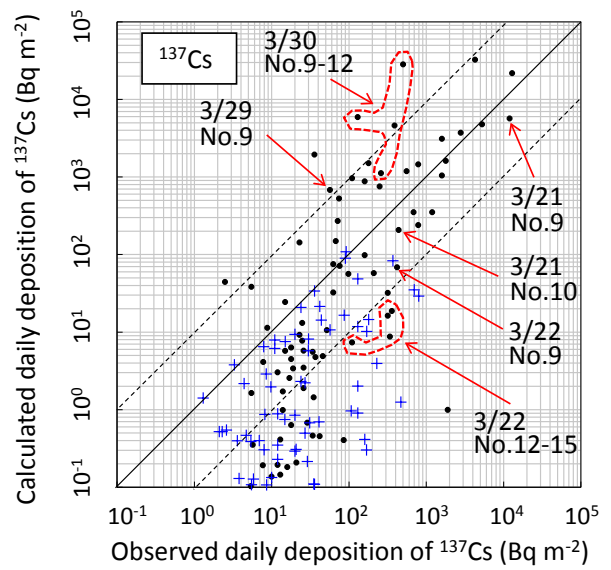
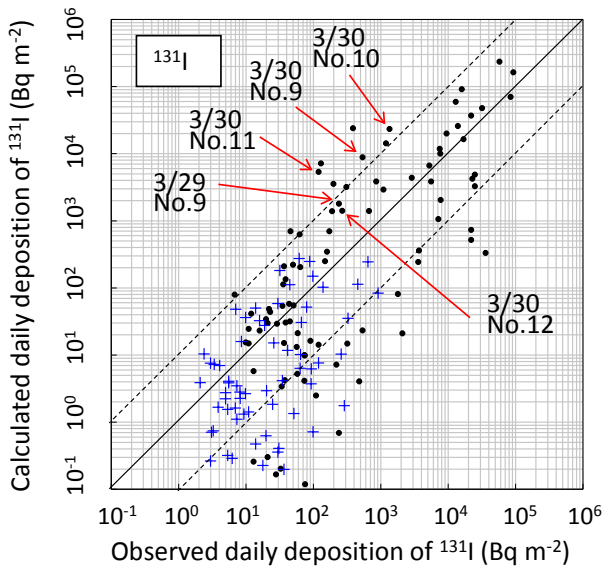
表 4.5 から、 ^{131}I の日降下量については、測定値と推定ソースタームによる計算値には良い相関が見られ、FA10 は 67.3%、PCC は 0.76 である。一方、 ^{137}Cs については ^{131}I に比べると相関が低く、FA10 は 54.5%、PCC は 0.54 である。また、 ^{131}I に比べて、4 月 6 日以降（図 4.7a の十字で示す点）の ^{137}Cs の日降下量は、過小評価する傾向が見られる。推定ソースタームを用いた計算結果の Bland-Altman プロットの図 4.8a において、 ^{131}I と ^{137}Cs の比較結果の間で、SD には明確な差異は見られないが、 ^{137}Cs の MD は ^{131}I に比べて小さく、 ^{137}Cs の計算値は ^{131}I より大きな負のバイアスの傾向を持っている。以上の結果は、 ^{131}I と比較して ^{137}Cs の日降下量の計算結果と測定値の一致度が低いことを示しているが、大気拡散計算の精度は両核種で大きな差はないと考えられることから、この差異は主に推定ソースタームの誤差に起因するものと推測される。

^{137}Cs 日降下量の計算値と測定値の差異は、3 月 21、22、29、30 日及び 4 月 6 日以降の関東地方の測定地点において見られた。図 4.9 は、特に大きな差異が見られた 3 月 22 日と 30 日の推定ソースタームによる ^{137}Cs 日降下量分布の計算値と測定値の比較結果である。図 4.7a 及び図 4.9a から、3 月 22 日では、ひたちなか、さいたま、市原、新宿、茅ヶ崎で 1 オーダー程度の過小評価が見られる。図 4.7a 及び図 4.9b から、3 月 30 日では、ひたちなか、宇都宮、前橋、さいたまで 1 オーダー程度の過大評価が見られる。また、図は示さないが 4 月 8～11 日でも過小評価が見られた。

表 4.5 2011 年 3 月 18 日から 4 月 30 日までの ^{131}I 及び ^{137}Cs 日降下量の統計比較結果 (Terada et al., 2004 を基に作成)

ソースターム	核種	FA2 (%)	FA5 (%)	FA10 (%)	PCC
推定ソースターム	^{131}I	23.5	51.6	67.3	0.76
	^{137}Cs	19.6	39.9	54.5	0.54
修正ソースターム	^{131}I	23.5	53.6	68.6	0.77
	^{137}Cs	23.8	46.3	62.6	0.74

(a) Initial source term



(b) Refined source term

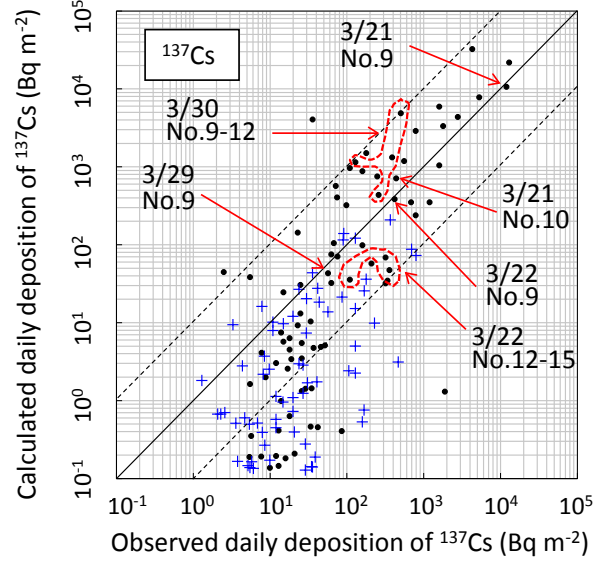
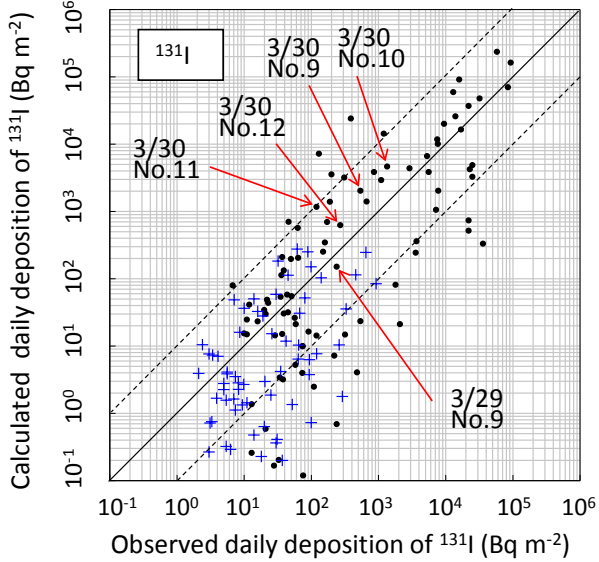
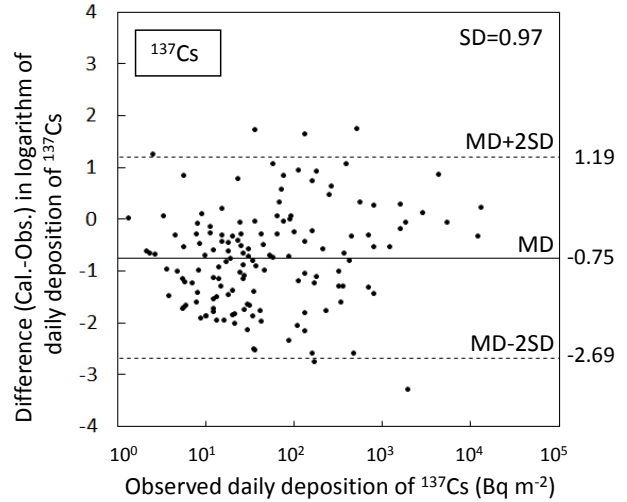
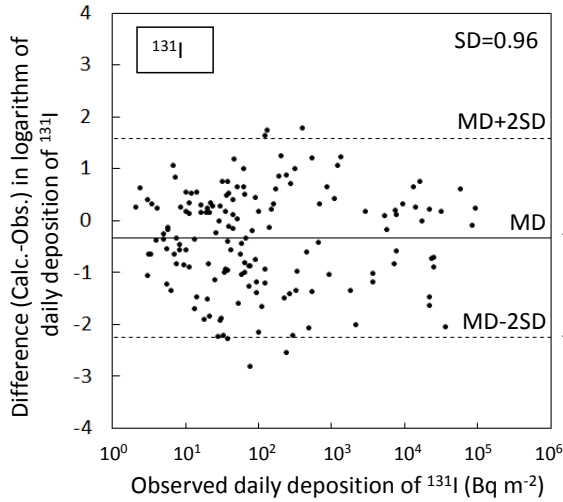


図 4.7 ^{131}I 及び ^{137}Cs の日降下量 (Bq m^{-2}) について、(a) 推定ソースターム及び (b) 修正ソースタームによる計算結果を測定値と比較した散布図。点 (黒) と十字 (青) はそれぞれ 4 月 5 日までと 4 月 6 日以降の結果を示す。実線は測定と観測が一致する直線を示し、2 本の破線で挟まれた範囲はファクター 10 の領域を示す。本文で説明された日付及び図 4.5 の測定地点番号が図内に示されている。(Terada et al., 2012 より引用)

(a) Initial source term



(b) Refined source term

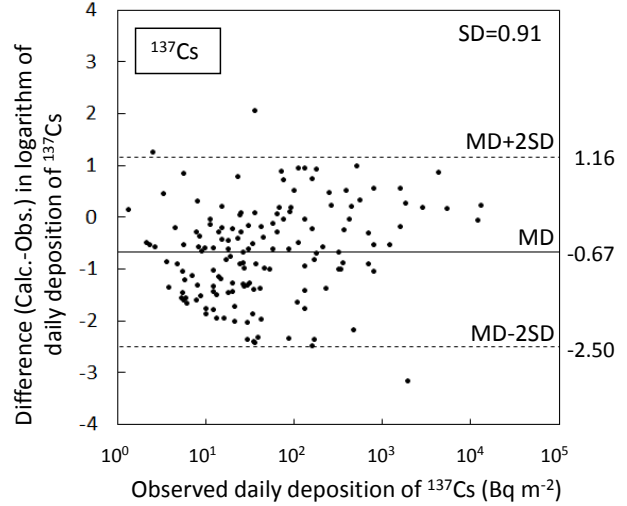
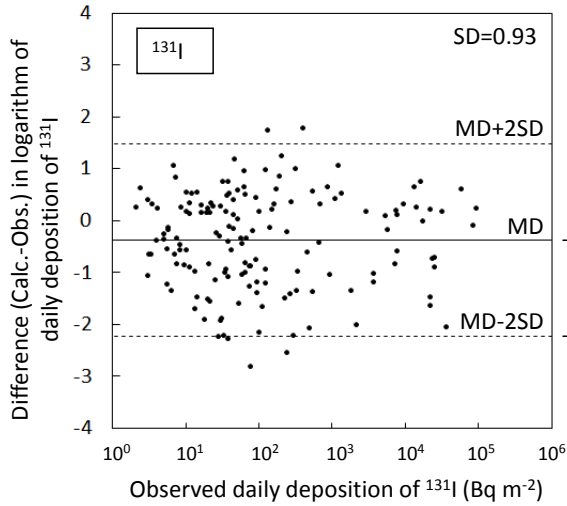


図 4.8 ^{131}I 及び ^{137}Cs の日降下量の計算値と測定値の対数の差の Bland-Altman プロット。
(a)は推定ソースターム、(b)は修正ソースタームによる結果。実線及び図右端の値は差の平均(MD)を示し、その上下 2 本の破線及び図右端の値は MD+2SD 及び MD-2SD (SD は差の標準偏差) を示す。(Terada et al., 2012 より引用)

☆ Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FNPP1)

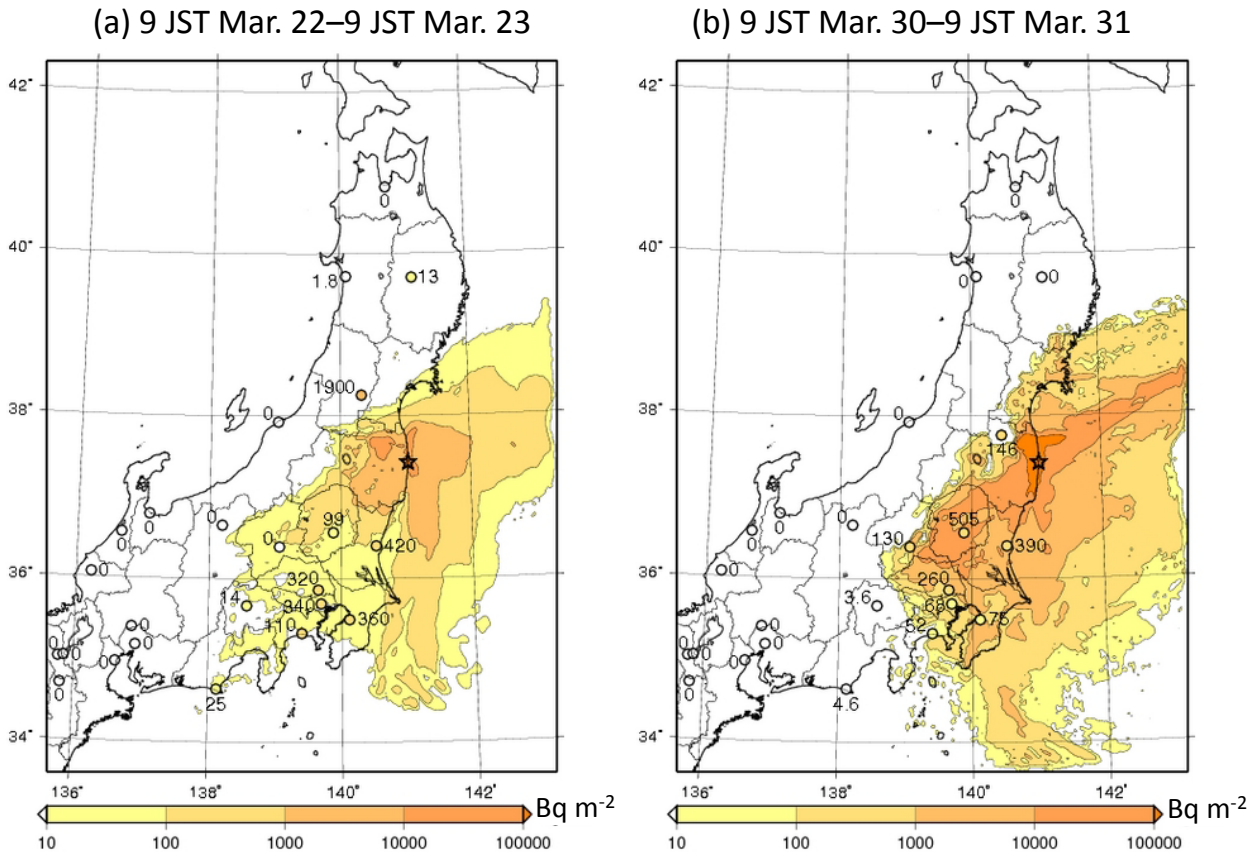


図 4.9 3月22日(a)と3月30日(b)の¹³⁷Cs日降下量(Bq m⁻²)の推定ソースタームによる計算値(色ベタ塗り)と測定値(色塗り円と数値)の比較。測定で降下量が検出されなかった点には0と記した。(Terada et al., 2012 より引用)

4.3.4 ソースタームの修正とその日降下量計算結果への影響

推定ソースタームを用いた計算による¹³¹I及び¹³⁷Csの日降下量を測定値と比較した結果、3月21、22、29、30日、及び4月6日以降で計算値と測定値に差異が見られた。この期間について、ソースタームの推定以降に公開され新たに利用可能となったデータ及びこれまでに推定に使用されていない環境モニタリングデータがある。これらの環境モニタリングデータを用いて、上記期間の日降下量に影響を与えるソースタームの修正を行った。

(1) 3月21日

推定ソースタームを用いた大気拡散計算は、3月21及び22日の関東地方での日降下量について、¹³¹Iは良く再現したが、¹³⁷Csは過小評価した(図4.7aと図4.9aの3月22日)。推定ソースタームの3月21日の3~21時(表4.4の16番)の¹³¹I/¹³⁷Cs放射能比(131)は、暫定ソースターム推定時の¹³¹I放出率の推定に用いた大気中濃度測定値に¹³⁷Csの測定値が

なかったため、他の地点における大気中濃度測定値から決定したものである（表 4.2）。この $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比の推定誤差が、上記の ^{137}Cs 日降下量の過小評価に影響した可能性が考えられる。一方、3月21日の6～22時のFNPP2、東海村、世田谷における大気中濃度測定値は、3月21日3～21時に放出された放射性プルームの影響を受けたものと推定されるが、これまでソースターム推定には用いられていない。これらの大気中濃度測定値の $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比が1.5～19.1の幅で存在し（表 4.6）、平均値が6であったことから、3月21日の3～21時の $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比の概算値として、推定ソースタームの131から10に変更した。この変更は、この期間の ^{137}Cs 放出率が推定ソースタームよりおよそ10倍程度増加することを意味する。

この修正ソースタームを用いた ^{137}Cs の日降下量の計算結果と測定値の比較から、3月21日（図 4.10e）はひたちなかと宇都宮で、3月22日（図 4.10f）はひたちなか、さいたま、市原、新宿、及び茅ヶ崎で日降下量が増加し、散布図の比較（図 4.7a と図 4.7b）から、これら全ての点の測定値との誤差がファクター10以下となった。

表 4.6 2011年3月21日3～21時の $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比の修正に用いた測定値

Sampling location	Sampling period (month/day time JST)	Concentration of ^{131}I (Bq m^{-3})	Concentration of ^{137}Cs (Bq m^{-3})	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$
Tokai	3/21 05:56-08:55	397.9	31.1	12.8
	3/21 08:55-12:00	120.4	6.3	19.1
	3/21 12:00-21:00	12.5	1.9	6.6
FNPP2	3/21 10:40-10:50	225.0	47.1	4.8
	3/21 18:11-18:19	158.0	33.1	4.8
Setagaya	3/21 08:00-10:00	15.6	6.8	2.3
	3/21 10:00-12:00	11.9	5.6	2.1
	3/21 12:00-14:00	8.5	3.1	2.7
	3/21 14:00-16:00	2.4	1.6	1.5
	3/21 16:00-18:00	1.8	0.9	2.0
	3/21 18:00-20:00	2.1	0.5	4.2
	3/21 20:00-22:00	2.0	0.3	6.7

(2) 3月30日

大気拡散計算によると、プルームは3月30日の午前中は関東地方に流れたが、午後になるとFNPP1の北西に方向を変えた（4.3.6節）。しかし、推定ソースタームの3月30日午前及び午後の放出率は、後者の期間の大気中濃度測定値のみを用いて推定された。これにより、3月29日と30日の関東地方の ^{131}I と ^{137}Cs の日降下量において、推定ソースターム

を用いた計算値と測定値に差異が生じた可能性が考えられる(図 4.7a と図 4.9b)。そこで、暫定ソースタームの推定では使用されていない FNPP2 における大気中濃度測定値を用いて 3 月 30 日午前の放出率を推定した。 ^{131}I の放出率は、暫定ソースタームの推定時と同様に、測定された大気中濃度をサンプリング地点における単位放出 (1 Bq h^{-1}) を仮定した計算値で除す逆推定法により、 $1.5 \times 10^{13} \text{ Bq h}^{-1}$ と推定した。測定値と計算値の具体的数値は表 4.4 の脚注に記載した。 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は測定値から 1.7 と計算された。このソースタームを、3 月 29 日 21 時と 3 月 30 日 11 時の間に追加した(表 4.4 の 23 番)。この修正により、3 月 30 日午前の ^{131}I と ^{137}Cs の放出率は、推定ソースタームに比べておよそ 1 オーダー小さい値となった。

図 4.7a と図 4.7b の比較及び図 4.9b と 4.10 の比較から、修正ソースタームを用いた計算による 3 月 29 日及び 30 日の関東地方における ^{131}I と ^{137}Cs の日降下量は、推定ソースタームによる計算結果に比べて明らかに減少し、3 月 29 日はひたちなかで、3 月 30 日はひたちなか、宇都宮、前橋、さいたまで測定値との誤差がファクター 10 以下となった。

(3) 4 月 6 日以降

推定ソースタームを用いた計算結果において、4 月 6 日以降のうち特に 4 月 8~11 日の日降下量は、 ^{131}I は比較的良く一致したが ^{137}Cs は過小評価した(図 4.7a)。これは、推定ソースタームにおいて、4 月 5 日 13:07~13:27 の大気中濃度測定値から求めた $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比 4.9 が 5 月 1 日 0 時まで継続すると仮定したことに起因する可能性がある。大気拡散計算によるプルーム輸送状況の解析から、東海村における大気中濃度測定値 (Furuta et al., 2011) の 4 月 8 日 9 時から 4 月 10 日 9 時、及び 4 月 17 日 9 時から 4 月 19 日 9 時の期間の上昇は、FNPP1 からの放射性プルームによるものと推測された。そこで、これらの期間の $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を、東海村における大気中濃度測定値から得た値の平均により求めると、前者の期間は 1.64 と 2.43 からおよそ 2.0、後者の期間は 4.61 と 3.19 からおよそ 4.0 となった。これより、 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を 4 月 7 日 17 時から 4 月 13 日 23 時までの放出期間に対しては 2.0 (表 4.4 の 29 番)、4 月 13 日 23 時から 5 月 1 日 0 時までの放出期間に対しては 4.0 (表 4.4 の 30 番) という値に修正した。この修正により、特に、4 月 7 日 17 時から 4 月 13 日 23 時までの ^{137}Cs 放出率がおよそ 2.5 倍増加した(図 4.6b)。

この修正ソースタームを用いた計算により、4 月 8 日の山形、福島、ひたちなか、宇都宮、4 月 9 日のひたちなか、宇都宮、市原、4 月 10 日の福島、宇都宮、4 月 11 日ひたちなか、宇都宮、さいたま、市原、新宿において、過小評価傾向ではあるものの、 ^{137}Cs 日降下量が放出率と同程度増加して測定値に近い値となった。

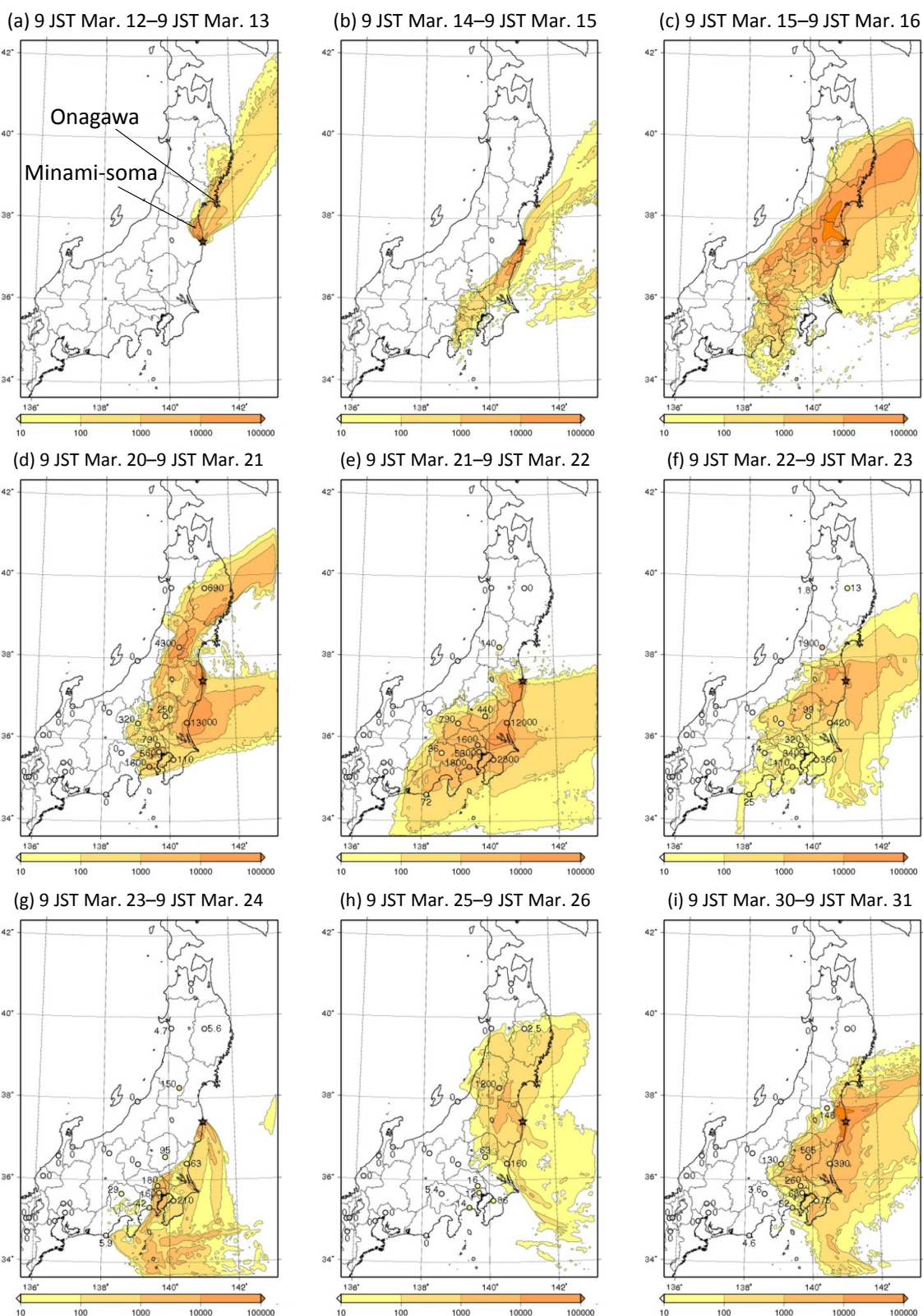


図 4.10 修正ソースタームを用いた ¹³⁷Cs 日降下量 (Bq m⁻²) の計算結果 (色ベタ塗り) と測定値 (色塗り円と数値) の比較。測定で降下量が検出されなかった点には 0 と記した。(Terada et al., 2012 より引用)

☆ Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FNPP1)

Unit: cm day^{-1}

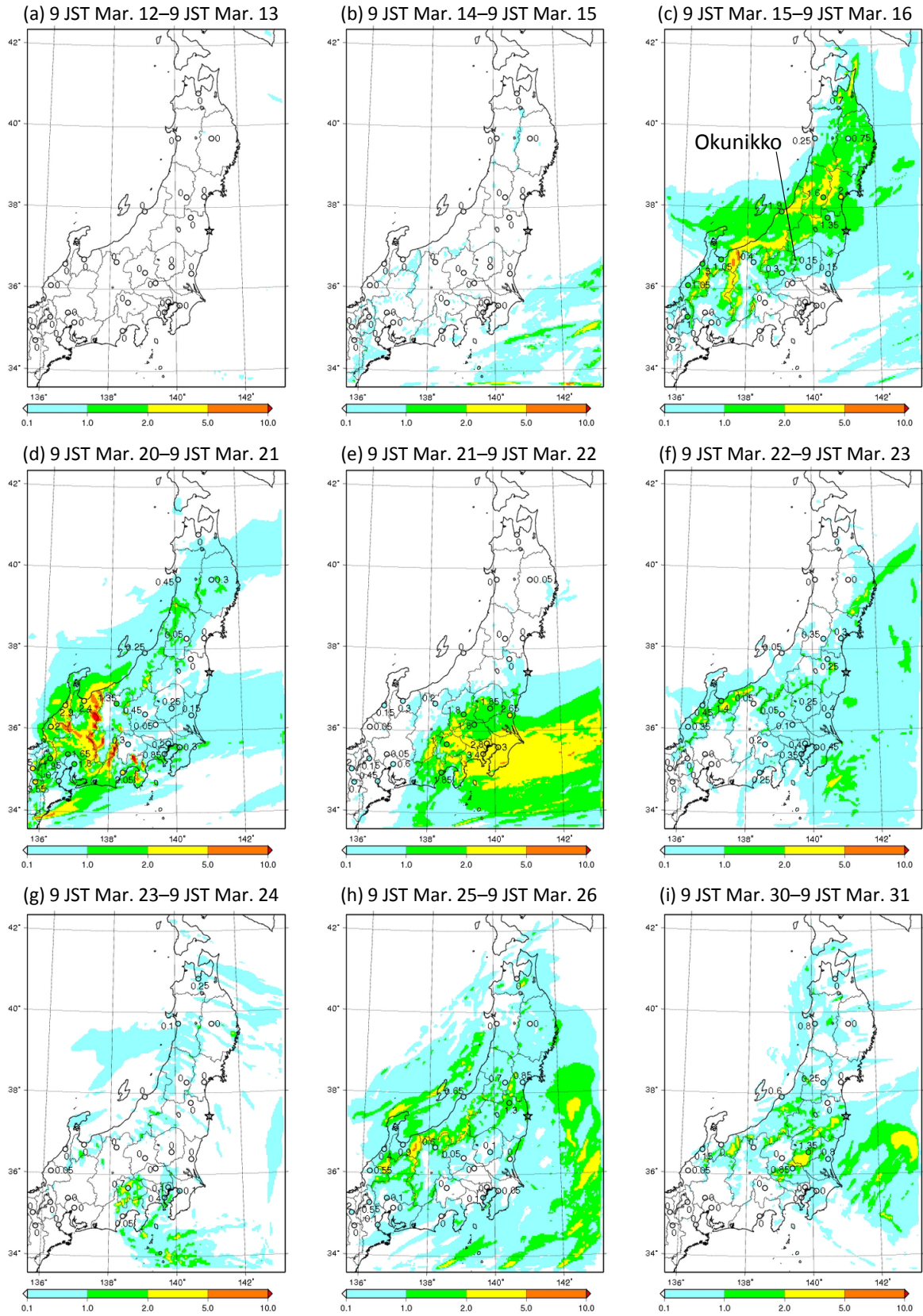


図 4.11 日降水量 (cm day^{-1}) の計算値 (色ベタ塗り) と測定値 (色塗り円と数値) の比較。
(Terada et al., 2012 より引用)

4.3.5 修正ソースタームを用いた計算の再現精度

推定ソースターム及び修正ソースタームを用いた¹³¹Iと¹³⁷Cs日降下量の計算値と測定値の統計比較結果を表4.5にまとめた。修正ソースタームを用いた計算結果の統計値はほとんどが推定ソースタームを用いた結果に比べて向上した。¹³⁷Csは全ての統計値が大幅に向上し、特にFA10は54.5%から62.6%に、PCCは0.54から0.74に向上した。Bland-Altmanプロットの図4.8aと4.8bの比較から、¹³⁷Cs日降下量のMDは修正ソースタームを用いた結果では-0.75であったのが、推定ソースタームを用いた結果では-0.67になり、ゼロ（つまり測定と計算が一致）に近くなった。また、修正ソースタームを用いた計算結果のSD（¹³¹I：0.96、¹³⁷Cs：0.97）は、推定ソースタームを用いた結果では¹³¹I、¹³⁷Csともに小さくなった（¹³¹I：0.93、¹³⁷Cs：0.91）。修正ソースタームを用いた計算結果のMDは改善されたもののまだ負の値を取っており過小評価の傾向が見られる。ただし、これは全体的に均一に過小評価していることを意味するものではない。散布図（図4.7b）では、10 Bq m⁻²以下の低い日降下量を除いて明らかな過大・過小評価の傾向は見られない。この過小評価にはソースタームの誤差だけでなく、大気拡散計算の誤差と測定の不確かさも寄与していると考えられる。修正ソースタームを用いた¹³¹I、¹³⁷Csの日降下量の計算結果の60~70%が測定値のファクター10内に入ったこと、及び10 Bq m⁻²以上の日降下量については大幅な過大・過小評価がないことから、3月18日以降で放射性核種が日本の陸上に拡散し沈着した3月20日、21~23日、25日、及び30日については、修正ソースタームは日降下量をファクター10程度の不確かさで再現できる程度の妥当性をもつと結論づけられる。

図4.12aと4.12bは、3月12日5時から4月1日0時及び5月1日0時までの¹³⁷Cs積算地表沈着量の修正ソースタームによる計算値と測定値（MEXT, 2011c）の比較である。図4.12bの測定値は3月と4月の月間降下量の合算値である。計算結果はモニタリング地点における測定値を良く再現している。また、1 kBq m⁻²を超える¹³⁷Cs地表沈着量の分布が図4.12aと図4.12bでほとんど一致することは、リージョナルスケールの地表沈着は主に2011年3月中に形成されたことを意味している。3月12日5時から5月1日0時までの¹³⁷Cs積算地表沈着量分布の計算結果（図4.12b）を、航空機モニタリング結果（MEXT, 2011d）と比較した。航空機モニタリングで見られる¹³⁷Cs地表沈着量の広域分布は、沈着量が10 kBq m⁻²を超える地域、つまり、福島県、宮城県の北東沿岸域、岩手県南部から宮城県北西部、群馬県及び栃木県北部、茨城県北部、及び茨城県南部から千葉県北西部で特徴づけられる。この航空機モニタリングにより観測された地表沈着分布の傾向は、いくつかの差異はあるものの計算により概ね再現された。特に顕著な差異は、栃木県及び群馬県で過小評価している代わりに新潟県で過大評価が見られ、福島県中央北部から宮城県、岩手県南部にかけての地域で過大評価が見られる点である。これらの差異は、4.3.6節で示す大気拡散・沈着状況の解析から、主に3月15日頃にFNPP1から遠方でブルームが降雨帯と遭遇した際の気象及び大気拡散・地表沈着計算の誤差に起因することが示唆された。したがって、日降下量で検証できない3月17日以前のうち3月15日頃を除く期間の放出率に、広域沈着分布に影響するような大きな過大・過小評価はないことが示唆される。

計算期間の最後（5月1日0時）の時点において、計算期間中に FNPP1 から大気中に放出された ^{137}Cs のうち、37%が計算領域内の陸上に、21%が海上に沈着し、残りの 42%は計算領域外へ流出したかあるいは計算領域内の大気中に存在していたものと評価された。したがって、放出された全量のうち半分以下が東日本の陸上に沈着した計算結果となった。プルームが海上に拡散し沈着した期間のソースタームのほとんどはダストサンプリングによるデータからは推定されず前後の推定結果から内挿されたか他の期間と同一と仮定された。これらのソースタームは、本研究では使用していない全球スケールの環境モニタリングデータ（例えば Masson et al., 2011; Biegalski et al., 2012）を用いることで改善されるであろう。

☆ Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FNPP1)

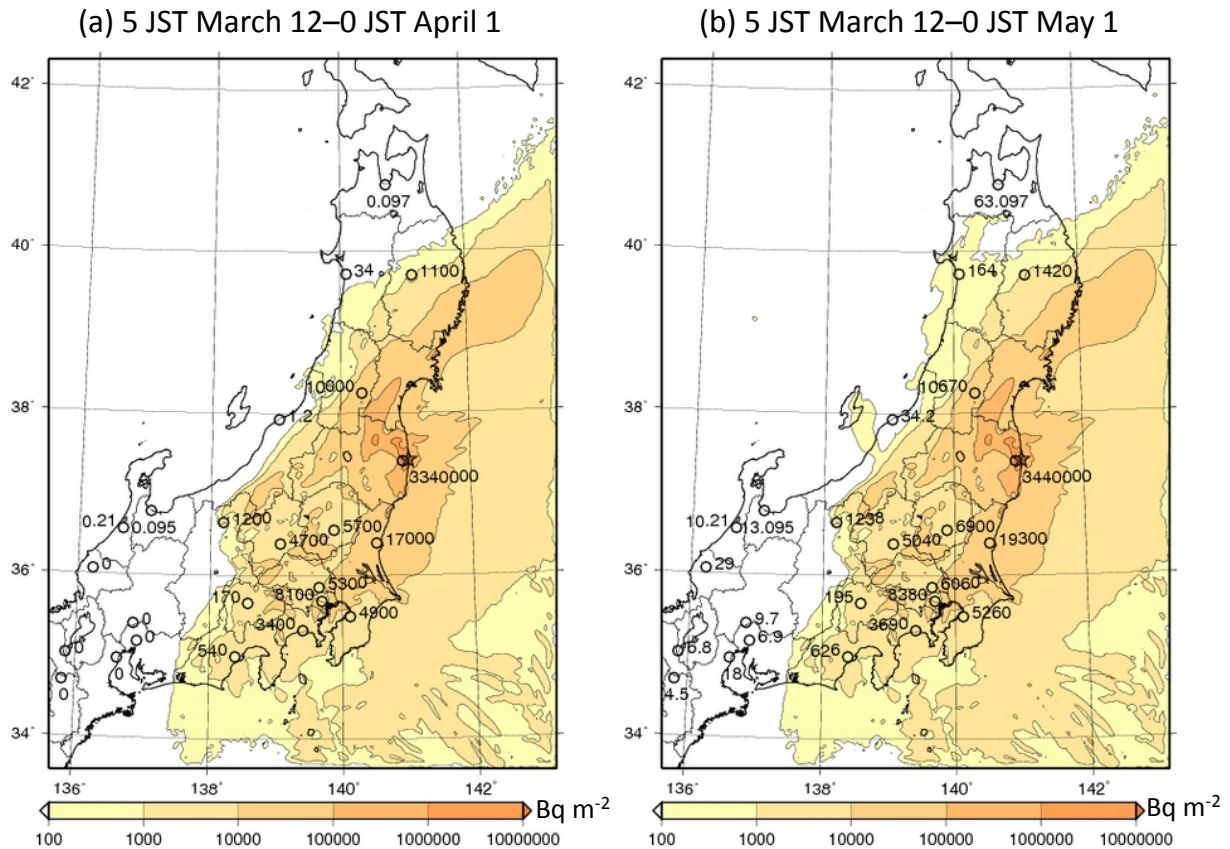


図 4.12 ^{137}Cs 積算沈着量(Bq m^{-2})の修正ソースタームによる計算値（色ベタ塗り）と測定値（色塗り円と数値）の比較。左 (a) は2011年3月12日5時から4月1日0時まで、右 (b) は3月12日5時から5月1日0時までの積算値。測定で降下量が検出されなかった点には0と記した。(Terada et al., 2012 より引用)

4.3.6 ^{137}Cs の日ごとの輸送及び地表沈着状況

修正ソースタームを用いて計算された、 ^{137}Cs 日降下量分布 (図 4.10)、地表降水量分布 (図 4.11) の測定値との比較結果、及び大気中濃度と積算地表沈着量の空間分布の時間変化 (図には示さない) から解析した 2011 年 3 月中の東日本域における ^{137}Cs の輸送及び地表沈着の状況を以下に記す。3 月 12~17 日のローカルスケール大気拡散の詳細な解析は Katata et al. (2012a; 2012b) に詳述されている。

3 月 12~14 日 : 3 月 12 日早朝から昼までの間、FNPP1 から放出された放射性プルームは太平洋上に輸送された。3 月 12 日 15:30 に 1 号機で発生した水素爆発を含む時間帯の高濃度プルームは FNPP1 の北北西方向に流れて乾性沈着が生じた。爆発の 4 時間半後の 20:16 に、南相馬 (図 4.10a) のモニタリングポストで空間線量率の上昇が測定された (福島県, 2011)。その後プルームは北北東方向に輸送され、宮城県北東沿岸域に乾性沈着が生じた。(図 4.10a 及び 4.11a)。プルームの通過に伴い、3 月 13 日 0 時に女川原子力発電所 (図 4.10a) において空間線量率が上昇した (東北電力, 2011)。その後 3 月 14 日夜までプルームは南西風により主に海上に輸送された。

3 月 15 日 : 3 月 14 日深夜から高濃度プルームは FNPP1 の南南西方向に流れ出し、3 月 15 日午前には福島県南東沿岸部と茨城県北東部で乾性沈着が生じた (図 4.10b 及び 4.11b)。その後プルームは引き続き関東地方に輸送され、上記地域より量は少ないものの東京都、埼玉県、神奈川県で乾性沈着が生じた。3 月 15 日午後からは、低気圧の通過に伴い東日本の広い地域で降水が観測された (図 4.11c)。計算されたプルームは新潟県、群馬県、栃木県、福島県において降水帯と重なり、午後に湿性沈着が生じた (図 4.10c 及び 4.11c)。その後、プルームは FNPP1 の北西方向まで時計回りに方向を変え、夕方から夜にかけて宮城県、山形県、岩手県を通過した。福島県内については、3 月 15 日午後の FNPP1 からの放出によるプルームにより、FNPP1 の北西域において大量の乾性及び湿性沈着が生じた (Katata et al., 2012a; 2012b)。航空機モニタリングでは群馬県及び栃木県北部で ^{137}Cs の沈着が観測されたが、(MEXT, 2011d) 計算では、主に新潟県南部と福島県西部で沈着が見られた (図 4.12b)。他の日には群馬県及び栃木県北部に同等の規模の沈着は計算されなかったことから、この地域の沈着には 3 月 15 日の沈着が最も寄与したと考えられる。測定された降水量と空間線量率 (MEXT, 2011a; 栃木県, 2011) から、この測定と計算の差異は、降水が発生する前に高濃度プルームが栃木県及び群馬県を通過したことに起因する可能性が示唆される。また、栃木県においては、3 月 15 日の 12 時から 15 時にしゅう雨性の降水と視程の低下 (0.1 km 未満) が奥日光 (図 4.11c) で観測されたことから、霧による ^{137}Cs の沈着が付加的に寄与した可能性も考えられる。計算結果 (図 4.12b) では、福島県中央部 (中通り地方) の北部から宮城県、岩手県南部にかけても大量の沈着が見られるが、これは地上及び航空機モニタリング (MEXT, 2011a, 2011d; 宮城県, 2011) では測定されていない。計算ではプルームの主要な部分は雲底高度より上空を輸送されていたことから、モデルにより雲内での湿性沈着が過大評価されたことが、この測定と計算の差異の要因として考えられる。

3月16～19日：この期間、西風～北西風の範囲で変動する風によりプルームはほとんどの期間海上へ輸送されたと計算された。しかし、3月16日午前の福島県南東部と茨城県東部における空間線量率の測定結果（福島県，2011；茨城県，2011；KEK，2011；MEXT，2011a）は、プルームが茨城県を通過し、乾性及び湿性沈着を生じさせたことを示唆している。モデルは、内陸に向かう風向を再現できなかつたため、この地表沈着を再現できなかつたと考えられる。

3月20日：FNPP1の東に流れていたプルームは、3月20日の未明に時計回りに方向を変え始めた。午前中は関東地方を通過し、午後にはFNPP1の北西に方向を変えた。プルームは宮城県西部、山形県東部、岩手県南部に流れ、夕方の降水により湿性沈着が生じた（図4.10d及び4.11d）。その後深夜には再びFNPP1の南方向へ流れ始めた。

3月21日：3月21日朝にプルームは海上を通過した後、茨城県に流入した。その後、関東地方に広く拡散し、朝からの降水により茨城県、千葉県、埼玉県、東京都、神奈川県で大量の湿性沈着が生じた（図4.10e及び4.11e）。計算は、降水の過大評価により甲府と御前崎での沈着を過大評価した。

3月22日：3月22日にFNPP1から放出されたプルームは、主に福島県、栃木県に輸送され、夜からの降水により福島県東部で湿性沈着が生じた（図4.10f及び4.11f）。一方、3月21日に放出され関東地方に滞留していた放射性核種の沈着も発生したと考えられる。

3月23～24日：3月23日早朝からは、プルームは、風向が北～北西の範囲で変動する風により茨城県及び千葉県の沿岸部に沿うように輸送された。午後からは関東地方南東部に流入し、夕方から深夜にかけて湿性沈着が生じた（図4.10g及び4.11g）。3月24朝から25日午前まではほとんどの期間海上へ輸送された。

3月25～29日：3月25日午後から夜までは、プルームは南東風によりFNPP1の北西方向へ輸送され、主に福島県と、山形県及び宮城県南部で湿性沈着が生じた（図4.10h及び4.11h）。その後、プルームはFNPP1の北西から南東まで反時計回りに方向を変え、3月26日朝から3月29日までは継続的に海上へ流れた。

3月30～31日：3月30日朝にプルームはFNPP1の南西に方向を変えて関東地方に流入した。このプルームは、午後に主に栃木県及び茨城県で湿性沈着を生じさせた（図4.10i及び4.11i）。3月30日午後から夜まではプルームはFNPP1の北西方向に流れ、3月31日は主に海上に流れた。

4.3.7 東日本における地表沈着分布の形成過程

前節で示した¹³⁷Csの大気拡散及び地表沈着の解析の結果、航空機モニタリングにより測定された¹³⁷Cs地表沈着分布は、主に、3月12日の宮城県北東沿岸域における乾性沈着（図4.10a）、3月15日の福島県、群馬県及び栃木県北部における湿性及び乾性沈着（図4.10c）、3月15日の茨城県北部における乾性沈着（図4.10b及び4.10c）、3月20日の岩手県南部から宮城県北西部にかけての湿性沈着（図4.10d）、及び3月21～23日の関東地方（特に茨城県南部から千葉県北西部にかけての地域）における湿性沈着（図4.10d～4.10g）により形

成されたと考えられる。なお、計算の再現性が低いため断定できないが、3月16日の茨城県北部における乾性及び湿性沈着も寄与している可能性は否定できない。

計算による3月12日5時から5月1日0時まで積算した ^{137}Cs の湿性沈着量、乾性沈着量、及び全沈着量に対する湿性沈着の割合を図4.13に示した。図4.13aより、湿性沈着量が多い地域はFNPP1周辺だけでなく遠方にも非一様に分布している。特に 10 kBq m^{-2} を超える地域が栃木県南部、群馬県ではスポット状に見られるのに対して、それら地域より放出点に近い茨城県北部の内陸部及び栃木県北部では見られない。図4.13bから乾性沈着量が 10 kBq m^{-2} 以上の地域は主にFNPP1周辺に見られるが、茨城県北部にも見られる。図4.13cから、FNPP1から遠方の多くの地域で湿性沈着の寄与が大きい（全沈着量に対する湿性沈着の割合が0.6以上）。乾性沈着量の割合が大きい（全沈着量に対する湿性沈着の割合が0.4以下）地域は、FNPP1周辺だけでなく、3月15～16日に乾性沈着が生じた茨城県北部においても見られる。また、3月12日に乾性沈着が生じた宮城県北東沿岸域では、全沈着量に対する湿性沈着の割合が0.4～0.6の地域も見られ、両者の寄与が均衡している。

☆ Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FNPP1)

5 JST March 12–0 JST May 1

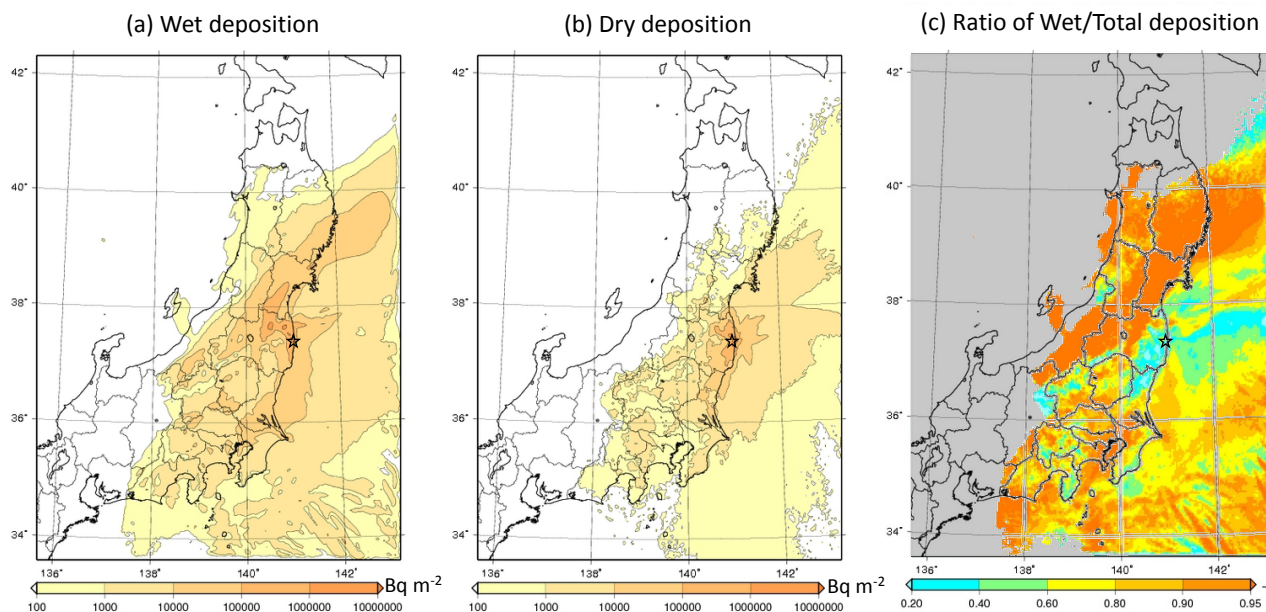


図4.13 修正ソースタームを用いた計算による2011年3月12日5時から5月1日0時まで積算された ^{137}Cs の(a)湿性沈着量(Bq m^{-2})、(b)乾性沈着量(Bq m^{-2})、及び(c)全沈着量が 100 Bq m^{-2} を超える地域の全沈着量に対する湿性沈着の割合。(Terada et al., 2012より引用)

4.4 まとめ

2011年に発生した福島第一原子力発電所事故において大気中に放出された ^{131}I と ^{137}Cs のソースタームを、SPEEDI及び本研究で開発したWSPEEDI-II大気拡散予測モデルを用いた大気拡散計算と環境モニタリングデータを組み合わせた逆推定法により推定した。放出率は、 ^{131}I の場合で、3月12日10時から $10^{13}\sim 10^{14}\text{Bq h}^{-1}$ が続いた後、3月15日に 10^{16}Bq h^{-1} の大量放出が発生し、3月16日～24日は 10^{14}Bq h^{-1} 程度となり、4月初めには $10^{11}\sim 10^{12}\text{Bq h}^{-1}$ まで減少するという時間変化が推定された。また、3月12日10時から4月6日0時までの ^{131}I と ^{137}Cs の総放出量は、それぞれ $1.5\times 10^{17}\text{Bq}$ 及び $1.3\times 10^{16}\text{Bq}$ と推定された。

WSPEEDI-II大気拡散予測モデルを用いた4月末までの ^{131}I と ^{137}Cs の東日本域大気拡散計算により、上記ソースターム及びKatata et al. (2012a; 2012b)により再推定された3月12～15日のソースタームの妥当性を検証した。3月18日以降の日降下量測定値と計算値の比較に基づきソースタームを一部修正したところ、日降下量の分布の再現性が向上し、 ^{131}I のFA10は68.6%、PCCは0.77、 ^{137}Cs のFA10は62.6%、PCCは0.74を示した。これより、3月18日以降にプルームが主に陸上に輸送され地表に沈着した期間(3月20、21～23、25、30日)のソースタームは、日降下量をファクター10程度の不確かさで再現できる程度の妥当性を持つことが確認できた。3月中の積算沈着量の計算値と月間降下量及び航空機モニタリング測定値の比較では、3月15日頃の沈着イベントにおける大気拡散及び地表沈着計算の誤差に起因すると考えられる測定との差異が一部地域で見られたが、広域の沈着分布の特徴が良好に計算された。このことから、3月17日以前のうち3月15日頃を除く期間の放出率に、広域沈着分布に影響するような大きな過大・過小評価はないことが示唆された。修正したソースタームを用いた大気拡散計算結果の解析により、航空機モニタリングで測定された ^{137}Cs 地表沈着分布は、主に、以下の沈着イベント

- ・3月12日の宮城県北東沿岸域における乾性沈着、
- ・3月15～16日の福島県及び関東地方北部における湿性及び乾性沈着、
- ・3月20日の岩手県南部から宮城県北西部における湿性沈着、
- ・3月21～23日の関東地方における湿性沈着

により形成されたことが分かった。また、発電所から遠方ではほとんどの地域で全沈着量に対して湿性沈着量の割合が高かったが、近傍だけでなく宮城県北東沿岸部、茨城県北部等の遠方においても乾性沈着量の割合が湿性沈着量と同等以上の場所が見られ、寄与した沈着イベントにより大きく異なっていた。

本研究で開発した大気拡散予測モデルを、事故により放出された放射性物質のソースタームの推定及び大気拡散・地表沈着過程の解析に適用することにより、1か月を超える長期間のソースタームの推移の推定に成功し、放出データがない場合も、環境モニタリングデータと大気拡散計算を用いて放出量の推定ができることを実証した。また、このソースタームを用いた大気拡散解析により、広域の地表沈着分布の形成過程を明らかにすることができた。

第5章 結論

本研究は、地球上の任意地点における原子力事故により大気放出された放射性物質の数 10 km から数 1000 km までの水平空間スケールの大気拡散を実時間予測することを目的として、メソスケール気象現象を考慮して対象スケールに必要な解像度による迅速な計算が可能な大気拡散予測モデルの開発と検証、及び福島第一原子力発電所の放出率推定と大気拡散解析への適用を行ったものである。

まず、大気力学モデル MM5 とラグランジュ型粒子拡散モデル GEARN の結合による WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルを開発した。MM5 で計算した気象場 3 次元風速場、鉛直拡散係数、対流性及び非対流性降水量、及び雨、雪、あられの混合比を GEARN に取り込むことで、局地循環を反映した気流場による 3 次元移流計算、大気境界層乱流の時空間変動を考慮した乱流拡散計算、降水の種類（対流性・非対流性）ごとに降水強度と 3 次元分布を考慮した湿性沈着計算が可能となった。さらに、MM5 のネスティング計算による広域低解像度気象場と狭域高解像度気象場に基づく各領域の大気拡散を、領域間の物質の流入・流出を考慮しながら同時に計算するネスティング拡散計算機能を開発した。これにより、両領域で統合的な大気拡散を行うことで、放射性物質の広域からの再流入を考慮した放出点周辺域の効率的な高解像度大気拡散計算が可能となった。

本研究と並行して実施された ETEX データによる大気中濃度の再現性評価に加えて、チェルノブイリ原子炉事故データによる地表沈着量の再現性の検証を実施した。欧州 6000 km 四方の広域計算により、降水量に測定値を用いた WSPEEDI-I による計算結果と比較しても、より詳細で実測に近い ^{137}Cs の地表沈着量の広域分布を再現できることが示された。さらに、本研究で開発したネスティング拡散計算機能を用いて、放出点を含む 1720 km 四方の狭域と広域で放射性物質の流入・流出を考慮した計算を行った。狭域内の降水の詳細な分布が計算されたことで、WSPEEDI-I では得られなかった放出点周辺の詳細な沈着分布を再現できることが示された。このネスティング拡散計算により、広域全体を高解像度計算するのに比べて 1/5 程度にモデル実行時間が短縮され、迅速性が向上することが示された。

さらに、長距離スケールから中距離スケールの地上大気中濃度の再現性評価のため、六ヶ所再処理施設起源 ^{85}Kr 広域拡散データによる検証を実施した。GIFFORD 水平拡散パラメータを用いた計算による週平均 ^{85}Kr 地上大気中濃度は、測定値のファクター 2 程度の不確かさで再現されたが、数 km の格子解像度の計算では、放出点からの距離が数 100 km 程度の地点の濃度を過小評価した。大気中濃度計算値の水平格子解像度に対する感度解析から、高解像度計算で濃度が低下する傾向が示された。これを改善するため、感度解析結果を基に GIFFORD の式を経験的な補正係数で修正することで、格子解像度に応じた水平拡散係数を計算する方法を考案した。この方法により、5 km 程度より低い格子解像度の計算では、格子解像度依存性の低減に寄与することが分かった。

本研究で開発した WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルを 2011 年に発生した福島第一原子力発電所事故に適用し、大気放出された放射性物質の放出率を、単位放出 (1 Bq h^{-1}) を仮定

した大気拡散計算結果と、環境モニタリングによる大気中放射能濃度及び空間線量率の測定値を比較して求める逆推定法により推定した。推定の結果、 ^{131}I の放出率は、3月12日10時から $10^{13}\sim 10^{14}\text{ Bq h}^{-1}$ が続いた後、3月15日に 10^{16} Bq h^{-1} の大量放出が発生し、3月16日～24日は 10^{14} Bq h^{-1} 程度となり、4月初めには $10^{11}\sim 10^{12}\text{ Bq h}^{-1}$ まで減少するという推移が推定された。また、3月12日10時から4月6日0時までの ^{131}I と ^{137}Cs の総放出量は、それぞれ $1.5\times 10^{17}\text{ Bq}$ 及び $1.3\times 10^{16}\text{ Bq}$ と推定された。この推定結果は、事故後早期に推定された環境モニタリング状況を反映する国内唯一の放出率として、原子力安全委員会による被ばく線量評価で利用されたほか、IAEA 閣僚会議における日本政府による報告書に記載され、世界保健機関による被ばく線量評価でも利用された。

上記の放出率と、Katata et al. (2012a; 2012b) による3月12～15日の再推定値を合わせた放出率の妥当性を、WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルによる東日本域の大気拡散計算結果を全国の降下量測定値と比較することにより検証した。3月18日以降に測定された日降下量との比較に基づき一部修正した放出率を用いた計算では、 ^{131}I 日降下量のFA10は68.6%、PCCは0.77、 ^{137}Cs 日降下量のFA10は62.6%、PCCは0.74を示した。3月18日以降にプルームが主に陸上に輸送され地表沈着した3月20、21～23、25、30日の放出率は、日降下量をファクター10程度の不確かさで再現できる程度の妥当性を持つことが確認できた。3月15日頃の沈着イベントによる分布を除くと、計算による3月中の積算沈着量の分布が測定値と良く対応していたことから、3月15日頃を除くと、3月17日以前の推定放出率に広域沈着分布に影響するような過大・過小評価はないことが示唆された。航空機モニタリングで測定された ^{137}Cs 地表沈着分布は、主に、3月12日の宮城県北東沿岸域における乾性沈着、3月15～16日の福島県及び関東地方北部における湿性及び乾性沈着、3月20日の岩手県南部から宮城県北西部における湿性沈着、3月21～23日の関東地方における湿性沈着により形成されたことが分かった。また、発電所から遠方ではほとんどの地域で全沈着量に対して湿性沈着量の割合が高かったが、近傍だけでなく宮城県北東沿岸部、茨城県北部等の遠方においても乾性沈着量の割合が湿性沈着量と同等以上の場所が見られ、寄与した沈着イベントにより大きく異なっていることが示された。

本研究の成果により、地球上の任意地点で発生した原子力事故により大気放出された放射性物質の環境中分布及び線量を予測するシステムWSPEEDI-IIの大気拡散予測モデルは、

- (1) 水平方向には数10 km から数1000 km 程度の範囲の計算に必要な数 km～数10 km 程度の解像度、鉛直方向には対流圏を対象範囲として大気境界層の構造を表現可能な空間解像度で計算できる
- (2) 総観規模だけでなく、山谷風、海陸風等の局地循環、大気境界層乱流、雲・降水等のメソスケール気象現象を大気拡散・地表沈着計算に考慮できる
- (3) 物理法則に基づいた気象場の将来予測が可能である
- (4) 広域からの再流入を考慮した放出点周辺域の効率的な高解像計算が可能である
- (5) 数時間～半日程度で結果を提供するのに必要な計算速度を有する

といった性能・機能を備えたものとなり、公衆の被ばく線量評価の高精度化に資するものとなった。さらに、本研究で開発した大気拡散予測モデルと環境モニタリングの融合により、事故直後に放出データが得られない場合も1か月を超える長期間の放出率の推移を推定でき、それを用いて大気拡散・沈着過程の再構築と解析が可能であることが実証された。

図 5.1 に、緊急時大気拡散予測システム WSPEEDI-II の開発と適用の時系列を示した。WSPEEDI-II は、本研究で開発した計算モデルによる大気拡散予測機能を中核機能として、多数の順方向拡散計算の結果から統計解析により放出地点、放出開始時刻、放出継続時間、及び放出率を推定する放出源推定機能（古野ら，2006）、海外研究機関との予測情報交換機能に加え、入力気象データ処理、GUI による計算実行及び図形出力等の計算支援機能も整備され、緊急時対応のための実運用システムとして完成された（寺田ら，2008）。WSPEEDI-II は、第 4 章で述べた福島第一原子力発電所事故だけでなく、2009 年及び 2013 年の北朝鮮による核実験時においても利用され、仮想放出条件による予測結果が文部科学省により公開され防衛省の航空機による大気試料サンプリングの参考情報として活用された（文部科学省，2009）。また、原子力以外の分野においても、中国大陸からジェット気流により浮遊する状態で日本に輸送される害虫であるイネウンカの飛来予測に適用され（Furuno et al. 2005）、その役割を多様なものとしている。

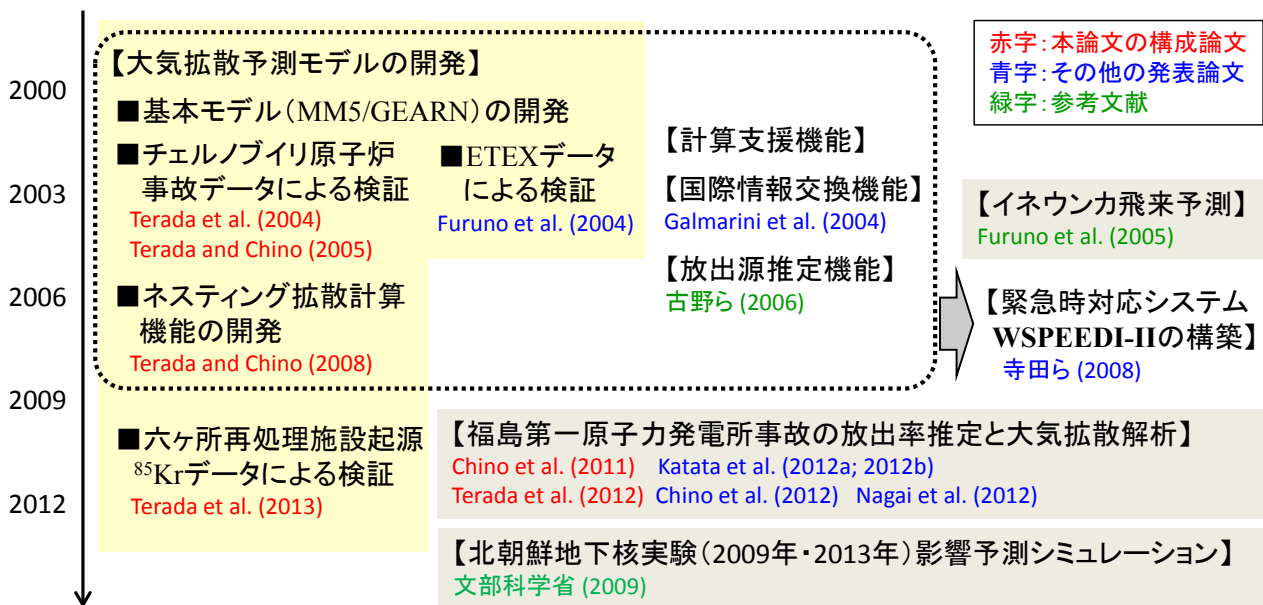


図 5.1 WSPEEDI-II の開発及び適用の時系列。

今後の課題と将来の展開を以下に述べる。まず、本論文では実施しなかった、水平空間スケールで数 10 km 程度の局地スケールにおけるモデルの再現性評価を行う必要がある。この検証に伴い、本論文で提案した水平拡散係数の格子解像度に応じた補正に関する検討をさらに進めていく必要がある。

気象学及び大気科学の進展に伴い、今後さらに高精度、高機能な気象予測モデルが開発されていくことが期待される。これに応じて気象予測モデルを更新し、モデルの高度化を続けていく必要がある。最新の気象予測モデルで利用されている4次元変分法等の高度なデータ同化手法を取り入れることにより、気象予測精度のさらなる向上が期待できる。WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルには、2章で述べたように、気象モデルと拡散モデルで鉛直座標が異なる問題が残る。これについては、今後気象予測モデルを更新していく中で、鉛直座標を一致させる、あるいは3次元変分法等による質量保存モデルを介して気象場を拡散モデルへ入力する等、最適な手法を検討していく必要がある。

本研究における福島第一原子力発電所事故への適用及びその後の解析 (Nagai et al., 2012) において、地表沈着分布の比較から湿性沈着モデルの課題が示唆された。現在の洗浄係数による経験的なモデルではなく物理過程に基づく精緻な沈着モデルの導入による再現性向上が必要と考えられる。乾性沈着モデルについても改良の余地は多く残されていると考えられる。緊急時における実用性を考慮しつつ、大気輸送モデリング研究の最新の成果を取り入れていく必要がある。

先述した WSPEEDI-II の機能として実装されていた放出源推定機能は、福島第一原子力発電所事故においては放出状況の複雑さ及び環境モニタリングデータの時空間密度の不足により利用できず、放出率推定では多数回の感度実験計算を行うのに多大な時間とマンパワーを要した。迅速かつ高精度な放出率推定を実現するには、推定手法のシステム化及び高度化の検討が必要である。例えば、単位放出を仮定した大気拡散計算による大気中濃度及び地表沈着量の計算結果をデータベースとして保存し、必要とするソースタームによる拡散計算をポストプロセス化することで、多数の感度実験計算の効率化が期待できる。

本研究は緊急時初期における原子力防災を主眼としているが、地表に沈着した放射性物質は、植物、河川、海洋へ移行し、農作物、魚介類等を介した食物摂取により内部被ばくに寄与する。こういった中・長期的な環境影響及び被ばく線量評価には、大気、陸域、河川、海洋における放射性物質の包括的移行予測シミュレーション (例えば Nagai et al., 2011) が必要になるが、その際に大気拡散モデルと地表面及び海洋モデルとの相互作用 (つまり、初期・境界条件としての地表沈着量の入力と、蒸発、蒸散等による大気へのフィードバック) を考慮することが重要となる。また、中・長期被ばく線量評価では、再浮遊した地表沈着核種の吸入による内部被ばくの寄与を無視できない場合があるため、その適切な評価手法の検討も必要である。

本研究を遂行している中、2011年3月に福島第一原子力発電所事故が発生し、WSPEEDI-II 大気拡散予測モデルを初めて実際の事故で使用する事態となった。今後地球上において同等の規模の原子力事故が再発しないと断言することは不可能であろう。そのような事態において、公衆の放射線被ばく抑制に対する有用性をさらに高めるため、大気拡散予測モデルの予測精度及び機能の向上を今後も継続的に実施していく必要がある。

参考文献

- Ahlstrom S.W., Foote H.P., Arnett R.C., Cole C.R., Serne R.J., 1977. Multicomponent mass transport model: theory and numerical implementation (discrete-parcel-random-walk version). BNWL-2127, USA: Battelle Northwest Laboratory.
- Aoyama M., Fujii K., Hirose K., Igarashi Y., Isogai K., Nitta W., Sartorius H., Schlosser C., Weiss W. 2008. Establishment of a cold charcoal trap-gas chromatography-gas counting system for ^{85}Kr measurements in Japan and results from 1995 to 2006. Technical reports of the Meteorological Research Institute No. 54, Japan: Meteorological Research Institute http://www.mri-jma.go.jp/Publish/Technical/DATA/VOL_54/54_en.html
- ApSimon, H.M., Goddard, A.J.H., Wrigley, J., Crompton, S., 1985. Long-range atmospheric dispersion of radioisotopes—ii. application of the MESOS model, *Atmos. Environ.* 19 (1), 113–125.
- Biegalski, S.R., Bowyer, T.W., Eslinger, P.W., Friese, J.A., Greenwood, L.R., Haas, D.A., Hayes, J.C., Hoffman, I., Keillor, M., Miley, H.S., Moring, M., 2012. Analysis of data from sensitive U.S. monitoring stations for the Fukushima Dai-ichi nuclear reactor accident. *J. Environ. Radioact.* 114, 15–21.
- Bland, J. M. and Altman, D. G., 1986. Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. *Lancet* 1, 307–310.
- BP p.l.c. (public limited company), 2013. Statistical Review of World Energy. <http://www.bp.com/statisticalreview>
- Bradley, M.M., 2007. NARAC: an emergency response resource for predicting the atmospheric dispersion and assessing the consequences of airborne radionuclides. *J. Environ. Radioact.* 96, 116–121.
- Briggs, G.A., 1973. Diffusion estimation for small emissions. ATDL Contribution File No. 79, USA: Air Resources Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Byun, D. and Schere, K.L., 2006. Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system. *Appl. Mech. Rev.* 59, 51–77.
- Carmichael, G.R., Peters, L.K., Saylor, R.D., 1991. The STEM-II regional-scale acid deposition and photochemical oxidant model: I. An overview of model development and applications. *Atmos. Environ.* 25A, 2077–2090.
- Chang, J.S., Brost, R.A., Isaksen, I.S.A., Madronich, S., Middleton, P., Stockwell, W.R., Walcek, C.J., 1987. A three-dimensional Eulerian acid deposition model: physical concepts and formulation. *Journal of Geophysical Research* 92, 14681–14700.

- Chino, M., Ishikawa, H., Yamazawa H., Moriuchi, S., 1986. Application of the SPEEDI system to the Chernobyl Reactor Accident, JAERI-M 86-142, Japan Atomic Energy Research Institute.
- Chino, M., Ishikawa, H., Yamazawa, H., Nagai, H., Moriuchi, S., 1995. WSPEEDI (Worldwide Version of SPEEDI): A Computer Code System for the Prediction of Radiological Impacts on Japanese due to a Nuclear Accident in Foreign Countries. JAERI 1334, Japan Atomic Energy Research Institute.
- CTBTO (Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization), 2013. CTBTO detects radioactivity consistent with 12 February announced North Korean nuclear test. <http://www.ctbto.org/press-centre/press-releases/2013/ctbto-detects-radioactivity-consistent-with-12-february-announced-north-korean-nuclear-test/>
- De Cort, M., Graziani, G., Raes, F., Stanners, D., Grippa, G., Ricapito, I., 1990. Radioactivity Measurements in Europe after the Chernobyl Accident, Part II: Fallout and Deposition, EUR 12800 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg., 168pp.
- De Cort, M., Dubois, G., Fridman, S., Germenchuk, M., Izrael, Y., Janssens, A., Jones, A., Kelly, G., Knaviskova, E., Matveenko, I., Nazarov, I., Pokumeiko, Y., Sitak, V., Stukin, E., Tabachny, L., Tsurov, Y., Avdyshim, S, 1998. Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, EUR 16733 EC, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Dudhia, J., 1989. Numerical study of convection observed during the winter monsoon experiment using a mesoscale two-dimensional model, *J. Atmos. Sci.*, 46, 3077–3107.
- Dudhia, J., 1996. A multi-layer soil temperature model for MM5, Preprints of the Sixth PSU/NCAR Mesoscale Model Users' Workshop, Boulder, CO. U.S.A, July 22-24, 1996, 49–50.
- Dudhia, J., Gill, D., Manning, K., Wang, W., Bruyere, C., 2005. PSU/NCAR Mesoscale Modeling System Tutorial Class Notes and User's Guide: MM5 Modeling System Version 3, Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, CO. U.S.A.
- Forschungszentrum Karlsruhe, 2006. The RODOS system Version PV6.0, Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Kern- und Energietechnik (IKET), Germany. http://www.rodos.fzk.de/Overview/Docs/RODOS_Brochure.pdf
- Furuno, A., Terada, H., Chino, M., Yamazawa, H., 2004. Experimental verification for real-time environmental emergency response system: WSPEEDI by European tracer experiment, *Atmos. Environ.* 38, 6989–6998.
- Furuno, A., Chino M., Otuka A., Watanabe T., Matsumura M., Suzuki, Y., 2005. Development of a numerical simulation model for long-range migration of rice planthoppers. *Agricultural and Forest Meteorology* 133, 197–209.
- Furuta, S., Sumiya, S., Watanabe, H., Nakano, M., Imaizumi, K., Takeyasu, M., Nakada, A., Fujita,

- H., Mizutani, T., Morisawa, M., Kokubun, Y., Kono, T., Nagaoka, M., Yokoyama, H., Hokama, T., Isozaki, T., Nemoto, M., Hiyama, Y., Onuma, T., Kato, C., Kurachi T., 2011. Results of the Environmental Radiation Monitoring Following the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. JAEA-Review 2011-035, Japan Atomic Energy Agency (in Japanese with English abstract).
- Galmarini, S., Bianconi, R., Addis, R., Andronopoulos, S., Astrup, P., Bartzis, J.C., Bellasio, R., Buckley, R., Champion, H., Chino, M., D'Amours, R., Davakis, E., Eleveld, H., Glaab, H., Manning, A., Mikkelsen, T., Pechinger, U., Polreich, E., Prodanova, M., Slaper, H., Syrakov, D., Terada, H., Van der Auwera, L., 2004. Ensemble dispersion forecasting—part II: application and evaluation, *Atmos. Environ.* 38, 4619–4632.
- Gifford F.A., 1975. Lectures on air pollution and environmental impact analyses. USA: American Meteorological Society. Atmospheric dispersion models for environmental pollution applications, 35–58.
- Gifford, F.A., 1982. Horizontal diffusion in the atmosphere: a Lagrangian-dynamic theory. *Atmos. Environ.* 16, 505–512.
- Grell, G.A., Dudhia, J., Stauffer, D.R., 1994. A Description of the Fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), NCAR Tech. Note, NCAR/TN-398+STR, National Center for Atmospheric Research (NCAR).
- Grell G.A., Emeis S., Stockwell W.R., Schoenemeyer T., Forkel R., Michalakes J., Knoche R., Seidl W., 2000. Application of a multiscale, coupled MM5/chemistry model to the complex terrain of the VOTALP valley campaign. *Atmos. Environ.* 34, 1435–1453.
- Hirao, S. and Yamazawa, H., 2010. Release rate estimation of radioactive noble gases in the criticality accident at Tokai-mura from off-site monitoring data, *J. Nuc. Sci. Technol.*, 47 (1), 20–30.
- Hong, S.Y. and Pan, H.L., 1996. Nonlocal boundary layer vertical diffusion in a medium-range forecast model, *Mon. Wea. Rev.*, 124, 2322–2339.
- Hsie, E.Y. and Anthes, R.A., 1984. Simulations of frontogenesis in a moist atmosphere using alternative parameterizations of condensation and precipitation, *J. Atmos. Sci.* 41, 2701–2716.
- IAEA (International Atomic Energy Agency), 2006. REFERENCE DATA SERIES No. 2, 2006 Edition, Nuclear Power Reactors in the World.
- IAEA, 2012. REFERENCE DATA SERIES No. 2, 2012 Edition, Nuclear Power Reactors in the World.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection), 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24 (1-3).
- ICRP, 1995a. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 4 Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication 71. *Ann. ICRP* 25 (3-4).

- ICRP, 1995b. Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72. Ann. ICRP 26 (1).
- ICRP, 1977. Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 26, Ann. ICRP 1 (3).
- Igarashi Y., Sartorius H., Miyao T., Weiss W., Fushimi K., Aoyama M., Hirose K., Inoue H.Y., 2000. ^{85}Kr and ^{133}Xe monitoring at MRI, Tsukuba and its importance. J. Environ. Radioact. 48, 191–202.
- Ishikawa, H. and Chino, M., 1991. Development of Regionally Extended Worldwide 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 (7), 642–655.
- Ishikawa, H., 1994a. Mass-Consistent Wind Model as a Meteorological Preprocessor for Tracer Transport Models. Journal of Applied Meteorology 33 (6), 733–743.
- Ishikawa, H., 1994b. Development of Worldwide Version of System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information: WSPEEDI, (III) Revised Numerical Models, Integrated Software Environment and Verification. J. Nucl. Sci. Technol. 31 (9), 969–978.
- Ishikawa, H., 1995. Evaluation of the Effect of Horizontal Diffusion on the Long-Range Atmospheric Transport Simulation with Chernobyl Data. Journal of Applied Meteorology, 34 (7), 1653–1665.
- Jacob, P., Rosenbaum, H., Petoussi, N., Zankl, M., 1990. Calculation of Organ Doses from Environmental Gamma Rays Using Human Phantoms and Monte Carlo Methods. Part II: Radionuclides Distributed in the Air or Deposited on the Ground, GSF-Bericht 12/90.
- Janjic, Z.I., 1990. The step-mountain coordinate: physical package, Mon. Wea. Rev. 118, 1429–1443.
- Janjic, Z.I., 1994. The step-mountain eta coordinate model: further development of the convection, viscous sublayer, and turbulent closure schemes. Mon. Wea. Rev. 122, 927–945.
- Jones A.R., Thomson D.J., Hort M., Devenish, B., 2007. The U.K. Met Office's next-generation atmospheric dispersion model, NAME III. Air Pollution Modeling and its Application XVII (Proceedings of the 27th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application), Springer, 580–589.
- Katata, G., Ota, M., Terada, H., Chino, M., Nagai, H., 2012a. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part I: Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident. J. Environ. Radioact. 109, 103–113.
- Katata, G., Terada, H., Nagai, H., Chino, M., 2012b. Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J. Environ. Radioact. 111, 2–12.

- KEK (High Energy Accelerator Research Organization), 2011. Dose rate at Tsukuba (KEK).
<http://rcwww.kek.jp/norm/index-e.html>
- Klug, W., Graziani, G., Grippa, G., Pierce D., Tassone, C., 1992. Evaluation of Long Range Atmospheric Transport Models Using Environmental Radioactivity Data from the Chernobyl Accident: The ATMES Report, Elsevier Science Publishers Ltd, 366pp.
- Masson, O., Baeza, A., Bieringer, J., Brudecki, K., Bucci, S., Cappai, M., Carvalho, F.P., Connan, O., Cosma, C., Dalheimer, A., Didier, D., Depuydt, G., De Geer, L.E., De Vismes, A., Gini, L., Groppi, F., Gudnason, K., Gurriaran, R., Hainz, D., Halldorsson, O., Hammond, D., Hanley, O., Holey, K., Homoki, Zs., Ioannidou, A., Isajenko, K., Jankovic, M., Katzlberger, C., Kettunen, M., Kierepko, R., Kontro, R., Kwakman, P.J.M., Lecomte, M., Leon Vintro, L., Leppänen, A.-P., Lind, B., Lujaniene, G., Mc Ginnity, P., Mc Mahon, C., Mala, H., Manenti, S., Manolopoulou, M., Mattila, A., Muring, A., Mietelski, J.W., Møller, B.S., Nielsen, P., Nikolic, J., Overwater, R.M.W., Palsson, S.E., Papastefanou, C., Penev, I., Pham, M.K., Povinec, P.P., Ramebäck, H., Reis, M.C., Ringer, W., Rodriguez, A., Rulík, P., Saey, P.R.J., Samsonov, V., Schlosser, C., Sgorbati, G., Silobritiene, B.V., Söderström, C., Sogni, R., Solier, L., Sonck, M., Steinhauser, G., Steinkopff, T., Steinmann, P., Stoulos, S., Sykora, I., Todorovic, D., Tooloutalaie, N., Tositti, L., Tschiersch, J., Ugron, A., Vagena, E., Vargas, A., Wershofen, A.H., Zhukova, O., 2011. Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 7670–7677.
- Mellor, G.L. and Yamada, T., 1974. A hierarchy of turbulence closure models for planetary boundary layers, *J. Atmos. Sci.* 31, 1791–1806.
- Mellor, G.L. and Yamada, T., 1982. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems, *Rev. Geophys. Space Phys.*, 20, 851–875.
- METI (Ministry of Economy, Trade and Industry), 2011a. (in Japanese)
<http://www.meti.go.jp/press/2011/06/20110603019/20110603019.html>
- METI, 2011b. (in Japanese)
<http://www.meti.go.jp/press/20110316001/20110316001-2.pdf>
- MEXT (Ministry of Education, Culture, Sports Science and Technology), 2011a. Reading of environmental radioactivity level by prefecture.
<http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/192/list-1.html>
- MEXT, 2011b. Readings of dust sampling.
<http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/200/list-1.html>
- MEXT, 2011c. Reading of radioactivity level in fallout by prefecture.
<http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/194/list-1.html>
- MEXT, 2011d. Results of Airborne Monitoring Survey by MEXT in Iwate, Shizuoka, Nagano, Yamanashi, Gifu, and Toyama Prefectures, and Revision of the past airborne monitoring Results by refrecting the influences of natural radionuclides.

- http://radioactivity.nsr.go.jp/en/contents/4000/3177/24/1270_111114.pdf
- NSC (Nuclear Safety Commission of Japan), 2011. Trial estimation of emission of radioactive materials (I-131, Cs-137) into the atmosphere from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station. <http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/NSCenglish/geje/2011%200412%20press.pdf>
- Nagai H., Kobayashi, T., Tsuduki, K., Terada, H., 2011. Development of coupled modeling system for regional water cycle and material transport in the atmospheric, terrestrial, and oceanic environment, *Progress in Nuclear Science and Technology* 2, 556–567.
- Nagai, H., Chino, M., Terada, H., Katata, G., 2012. Atmospheric dispersion simulations of radioactive materials discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant due to accident: Consideration of deposition process, *Proceedings of the first NIRS symposium on reconstruction of early internal dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident*, 137–149.
- Nodop, K., Connolly, R. Girardi, F., 1998. The field campaigns of the European Tracer Experiment (ETEX) overview and results. *Atmos. Environ.* 32 (24), 4095–4108.
- OECD/NEA (Organisation for Economic Co-operation and Development, Nuclear Energy Agency), 2002. Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts, 2002 Update of Chernobyl: Ten Years On, OECD/NEA.
- Ohkura, T., Oishi, T., Taki, M., Shibamura, Y., Kikuchi, M., Akino, H., Kikuta, Y., Kawasaki, M., Saegusa, J., Tsutsumi, M., Ogo, H. Tamura, S., Sawahata, T., 2012. 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, Japan Atomic Energy Agency.
- Pasquill F., 1974. *Atmospheric diffusion*. New York: John Wiley & Sons.
- Prolog Development Center, 2011. Whitepaper ARGOS CBRN. http://www.pdc.dk/Argos/downloads/ARGOS_whitepaper.pdf
- Raes, F., Graziani, G., Stanners, D., Girardi, F., 1990. Radioactivity measurements in air over Europe after the Chernobyl accident, *Atmos. Environ.* 24A[4], 909–916.
- Raes, F., Graziani, G., Grossi, L., Marciano, L., Peirs, D., Pedersen, B., Stanners, D., Zarimpas, N., 1989. Radioactivity measurements in Europe after the Chernobyl accident: Part I: Air, EUR 12269 EN, Commission of the European Communities, 247pp.
- Ramsdell, Jr. J.V., Athey, G.F., McGuire, S.A., Brandon, L.K., 2012. RASCAL 4: Description of Models and Methods. NUREG-1940, United States Nuclear Regulatory Commission.
- Reisner, J., Rasmussen, R.J., Brintjes, R.T., 1998. Explicit forecasting of supercooled liquid water in winter storms using the MM5 mesoscale model, *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.* 124B, 1071–1107.
- Scheele, M.P. and Verver, G.H.L., 1990. Objective Analysis of Precipitation Observations during the Chernobyl Episode, Tech. Rep. TR-122, Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut.

- Sehmel, G.A., 1980. Particle and gas dry deposition: A review. *Atmospheric Environment* 14 (9), 983–1011.
- Schultz, P., 1995. An explicit cloud physics parameterization for operational numerical weather prediction, *Mon. Wea. Rev.* 123, 3331–3343.
- Sportisse, B., 2007. A review of parameterizations for modelling dry deposition and scavenging of radionuclides. *Atmos. Environ.*, 41, 2683–2698.
- Stohl, A., Forster, C., Frank, A., Seibert, P., Wotawa G., 2005. Technical Note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 2461–2474.
- Sugiyama, G., Nasstrom, J., Bskett, R., Simpson, M., 2010. National Atmospheric Release Advisory Center (NARAC) Capabilities for Homeland Security. LLNL-CONF-425248, Lawrence Livermore National Laboratory.
- Sullivan, T.J., Ellis, J.S., Foster, C.S., Foster, K.T., Baskett, R.L., Nasstrom, J.S., Schalk III, W.W., 1993. Atmospheric Release Advisory Capability: Real-Time Modeling of Airborne Hazardous Materials. *Bulletin of the American Meteorological Society* 74 (12), 2343–2361.
- Tao, W.K. and Simpson, J., 1993. Goddard Cumulus Ensemble Model. Part I: Model Description, *Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences* 4, 35–72.
- TEPCO (Tokyo Electric Power Company), 2011a. Press Release (May 28,2011) Additional monitoring data at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station.
<http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11052811-e.html>
- TEPCO, 2011b. Press Releases.
<http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/index1103-e.html>
- Tokyo Metropolitan Government, 2011. Measurement of nuclear fission products of dust particles in the air in Tokyo (in Japanese).
<http://www.sangyo-rodo.metro.tokyo.jp/whats-new/measurement-kako.html>
- U.S.NRC (United States Nuclear Regulatory Commission), 2011. RASCAL 4: Description of Models and Methods. NUREG-1940, U.S.NRC.
- World Bank, 2013. World Data Bank.
<http://databank.worldbank.org/data/home.aspx>
- Yamazawa, H., Furuno, A., Chino, M., 1998. Evaluation of a long-range Lagrangian dispersion model with ETEX. *Atmos. Environ.* 32 (24), 4343–4349.
- 青森県, 2009. 原子力施設環境放射線調査報告書 (平成 20 年度報).
<http://www.aomori-genshiryoku.com/entry/file/chousahoukokusho/H20%20chousahoukokusho.pdf>
- 茨城県, 2011. 県内過去の放射線情報(平成 23 年 3 月 13 日から平成 24 年 3 月 31 日まで).
<http://www.pref.ibaraki.jp/20110311eq/radiation.html>
- 外務省, 2013. 北朝鮮の核問題 (六者会合等) .
http://www.mofa.go.jp/mofaj/area/n_korea/kakumondai/index.html

気象庁，2013. 気象統計情報 世界の年平均気温偏差.

http://www.data.kishou.go.jp/climate/cpdinfo/temp/list/an_wld.html

原子力安全委員会，2001. 発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針（平成13年3月29日一部改訂）.

原子力安全委員会，2010a. 環境放射線モニタリング指針（平成22年4月一部改訂）.

原子力安全委員会，2010b. 原子力施設等の防災対策について（平成22年8月一部改訂）.

原子力安全委員会，2011. 福島第一原子力発電所から大気中への放射性核種（ヨウ素131、セシウム137）の放出総量の推定的試算値について.

<http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/info/20110412.pdf>

原子力安全委員会，2012. 東京電力福島第一原子力発電所事故に関するW-SPEEDIによる試算結果の公表について.

http://www.nsr.go.jp/archive/nsc/jaea_wspeedi/index.html

原子力安全研究協会，2008. 軽水炉発電所のあらまし（実務テキストシリーズ No. 1）改訂第3版.

原子力規制委員会，2013. 原子力災害対策指針（平成25年6月5日全部改正）.

http://www.nsr.go.jp/activity/bousai/data/130605_saitaishishin.pdf

首相官邸，2013. 北朝鮮による核実験の実施情報について.

http://www.kantei.go.jp/jp/northkorea_nuclear201302/index.html

須田直英，2006. SPEEDI ネットワークシステムの現状と展望. 保健物理 41 (2), 88–98.

茅野政道，石川裕彦，甲斐倫明，本間俊充，日高昭秀，今井和彦，飯嶋敏哲，森内茂，浅井清，中村康弘，奥田基，堀上邦彦，1984. SPEEDI：緊急時環境線量情報予測システム. JAERI-M 84-050，日本原子力研究所.

茅野政道，1990. 原子炉事故時における環境放射能の実時間予測に関する研究，名古屋大学 博士論文.

茅野政道，2013. 検証！SPEEDI が福島原発事故で提供した予測情報 その制度と適時性，今後の活用. 日本原子力学会誌 55 (4), 220–224.

寺田宏明，永井晴康，古野朗子，掛札豊和，原山卓也，茅野政道，2008. 緊急時環境線量情報予測システム(世界版)WSPEEDI 第2版の開発，日本原子力学会和文論文誌 7 (3), 257–267.

東京電力福島原子力発電所における事故調査・検証委員会（政府事故調），2012. 最終報告書.

<http://www.cas.go.jp/jp/seisaku/icanps/SaishyuHon02.pdf>

東北電力，2011. 女川原子力発電所のモニタリングポスト指示値上昇に伴う原子力災害対策特別措置法第10条に基づく第1緊急体制の解除について.

http://www.tohoku-epco.co.jp/news/atom/topics/1183332_1984.html

栃木県，2011. 空間放射線量率調査結果.

<http://www.pref.tochigi.lg.jp/kinkyu/documents/20110312-18.pdf>

- 鳥居健男, 眞田幸尚, 杉田武志, 近藤敦哉, 志風義明, 高橋昌樹, 石田睦司, 西澤幸康, ト部嘉, 2012. 広域環境モニタリングのための航空機を用いた放射性物質拡散状況調査. JAEA-Technology 2012-036, 日本原子力研究開発機構.
- 永井晴康, 茅野政道, 山澤弘実, 1999. 大気力学モデルを用いた緊急時の放射能大気拡散予測手法の開発. 日本原子力学会誌 41 (7), 777-785.
- 日本原子力研究所, 1986. 原研 30 年史.
- 日本原子力産業協会, 2013. 世界の原子力発電開発の動向 2013 年版.
- 日本分析センター, 2011. モニタリング調査. 大気浮遊じん、降下物、水道水 (2011 年 3 月~2013 年 3 月).
<http://www.jcac.or.jp/site/senryo/taiki-kouka-back-list.html>
- 福島県, 2011. 県内 7 方部 環境放射能測定結果.
<http://www.pref.fukushima.jp/j/7houbu0311-0331.pdf>
- 古野朗子, 茅野政道, 山澤弘実, 2006. 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 5 (3), 229-240.
- 宮城県, 2011. 宮城県の環境モニタリング結果.
[http://www.pref.miyagi.jp/gentai/Press/PressH230315-3\(sokutei\).html](http://www.pref.miyagi.jp/gentai/Press/PressH230315-3(sokutei).html)
- 森一久 (編), 1986. 原子力年表 (1934-1985), 日本原子力産業会議, 丸ノ内出版.
- 文部科学省, 2007. 緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム SPEEDI パンフレット.
- 文部科学省, 2009. 北朝鮮による核実験実施発表に対する放射能影響の観測結果について.
http://www.mext.go.jp/a_menu/anzenkakuho/news/contents10.html
- 文部科学省, 2011. モニタリングカーを用いた固定測定点における空間線量率の測定結果.
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/207/list-1.html>
- 文部科学省, 2012a. 東日本大震災からの復旧・復興に関する文部科学省の取組についての検証結果のまとめ (第二次報告書).
http://www.mext.go.jp/a_menu/saigaijohou/syousai/1323699.htm
- 文部科学省, 2012b. 緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム (SPEEDI) 等による計算結果.
<http://www.nsr.go.jp/archive/mext/monitoring/ja/list/201/list-201103.html>
- 文部科学省, 2012c. 環境放射線データベース.
<http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top>
- 山澤弘実, 茅野政道, 永井晴康, 古野朗子, 1997. 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 (10), 881-892.
- 山澤弘実, 1999. Algeciras での Cs-137 大気中放出事故の長距離拡散解析. 日本原子力学会誌 41 (2), 114-116.

論文目録

本論文を構成する論文は以下の 6 篇である。

1. Terada, H., Furuno, A., Chino, M., 2004. Improvement of Worldwide Version of System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information (WSPEEDI), (I) New Combination of Models, Atmospheric Dynamic Model MM5 and Particle Random Walk Model GEARN-new, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 41 (5), 632–640.
2. Terada, H. and Chino, M., 2005. Improvement of Worldwide Version of System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information (WSPEEDI), (II) Evaluation of Numerical Models by ^{137}Cs Deposition due to the Chernobyl Nuclear Accident, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 42 (7), 651–660.
3. Terada, H. and Chino, M., 2008. Development of an Atmospheric Dispersion Model for Accidental Discharge of Radionuclides with the Function of Simultaneous Prediction for Multiple Domains and its Evaluation by Application to the Chernobyl Nuclear Accident, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 45 (9), 920–931.
4. Terada, H., Nagai, H., Yamazawa, H., 2013. Validation of a Lagrangian atmospheric dispersion model against middle-range scale measurements of ^{85}Kr concentration in Japan, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 50 (12), 1198–1212.
5. Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., Yamazawa, H., 2011. Preliminary Estimation of Release Amount of ^{131}I and ^{137}Cs Accidentally Discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the Atmosphere, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 48 (7), 1129–1134.
6. Terada, H., Katata, G., Chino, M., Nagai, H., 2012. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. *Journal of Environmental Radioactivity*, 112, 141–154.

その他の発表論文は以下の通りである。

1. 永井晴康, 寺田宏明, 茅野政道, 2001. 2000年8月28日に関東地方で発生した異臭騒ぎと三宅島噴火との関連: 数値シミュレーションによる考察, *天気*, 48 (4), 227-230.
2. Terada, H., Ueda, H., Wang, Z., 2002. Trend of acid rain and neutralization by yellow sand in East Asia—a numerical study, *Atmospheric Environment*, 36, 503-509.
3. Galmarini, S., Bianconi, R., Addis, R., Andronopoulos, S., Astrup, P., Bartzis, J.C., Bellasio, R., Buckley, R., Champion, H., Chino, M., D'Amours, R., Davakis, E., Eleveld, H., Glaab, H., Manning, A., Mikkelsen, T., Pechinger, U., Polreich, E., Prodanova, M., Slaper, H., Syrakov, D., Terada, H., Van der Auwera, L., 2004. Ensemble dispersion forecasting—part II: application and evaluation, *Atmospheric Environment*, 38, 4619-4632.
4. Furuno, A., Terada, H., Chino, M., Yamazawa, H., 2004. Experimental verification for real-time environmental emergency response system: WSPEEDI by European tracer experiment, *Atmospheric Environment*, 38, 6989-6998.
5. 寺田宏明, 永井晴康, 古野朗子, 掛札豊和, 原山卓也, 茅野政道, 2008. 緊急時環境線量情報予測システム (世界版) WSPEEDI 第2版の開発, *日本原子力学会和文論文誌*, 7 (3), 257-267.
6. Nagai H., Kobayashi, T., Tsuduki, K., Terada, H., 2011. Development of coupled modeling system for regional water cycle and material transport in the atmospheric, terrestrial, and oceanic environment, *Progress in Nuclear Science and Technology*, 2, 556-567.
7. Katata, G., Ota, M., Terada, H., Chino, M., Nagai, H., 2012. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part I: Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident, *Journal of Environmental Radioactivity*, 109, 103-113.
8. Katata, G., Terada, H., Nagai, H., Chino, M., 2012. Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 111, 2-12.
9. Chino, M., Terada, H., Katata, G., Nagai, H., Nakayama, H., Yamazawa, H., Hirao, S., Ohara, T., Takigawa, M., Hayami, H., Aoyama M., 2012. Reconstruction of the Atmospheric Releases of

^{131}I and ^{137}Cs Resulting from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident, Proceedings of the first NIRS symposium on reconstruction of early internal dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, NIRS-M-252, 127–135.

10. Nagai, H., Chino, M., Terada, H., Katata, G., 2012. Atmospheric Dispersion Simulations of Radioactive Materials Discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant due to Accident: Consideration of Deposition Process, Proceedings of the first NIRS symposium on reconstruction of early internal dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, NIRS-M-252, 137–149.

謝辞

本研究の遂行ならびに本論文の作成にあたり、終始ご指導、ご鞭撻を頂きました名古屋大学大学院工学研究科教授 山澤弘実博士に謹んで感謝の意を表します。本研究の遂行と本論文の作成にあたり、京都大学防災研究所教授 石川裕彦博士には討論を通じて貴重なご助言とご指導を頂きました。ここに深く感謝致します。本論文のとりまとめにあたり、名古屋大学大学院工学研究科教授 辻義之博士、及び同研究科准教授 森泉純博士には、討論を通じて有益なご助言を頂きました。ここに深く感謝致します。

本研究の遂行にあたり、日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門長 茅野政道博士には、筆者の旧日本原子力研究所への入所以来、モデルの開発から本論文を構成する論文の執筆に至るあらゆる面で終始懇切丁寧に適切なご助言、ご助力とご指導を頂きました。日本原子力研究開発機構 環境動態研究グループリーダー 永井晴康博士には、本研究の遂行と本論文を構成する論文の執筆において貴重なご助言、ご助力を頂くとともに、本論文を作成する環境を与えて頂きました。日本原子力研究開発機構 外川織彦博士には本研究を遂行する環境を与えて頂き、激励を頂きました。日本原子力研究開発機構 環境動態研究グループの皆様には日々の研究活動を通じて様々な面でご協力及びご助言を頂きました。特に小林卓也博士、古野朗子博士、堅田元喜博士、太田雅和博士には本研究の遂行及び本論文のとりまとめに際してご助力、ご助言及び激励を頂きました。また、都築克紀博士及び掛札豊和氏にはモデル・システムの開発及び計算機の維持管理にご尽力頂きました。ここに心より深く感謝致します。

京都大学名誉教授 植田洋匡博士には、指導教官として修士課程在籍中に数値シミュレーション研究を始めるきっかけを与えて頂き、卒業後も励ましの言葉を継続的に頂きました。元日本原子力研究開発機構 西沢匡人博士、高度情報科学技術研究機構 原山卓也氏、原子力安全技術センター 梅山信昭氏にはモデルコード開発において貴重なご協力、ご助言を頂きました。National Center for Atmospheric Research (NCAR)の Paul Bieringer 博士には、本論文を構成する論文の一部について、貴重なご意見及び草稿への校正を頂きました。ここに深く感謝致します。

本研究は貴重なデータやツールをご提供頂けたことで初めて実施することができました。気象予測計算の入力として使用した海面温度データは、National Center for Environmental Prediction (NCEP) によるインターネット公開データを使用させて頂きました。第3章のチェルノブイリ原子炉事故への適用による検証で用いたデータのうち、降水量データは Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI) からご提供頂きました。また、放射性セシウムの大気中濃度及び地表沈着量の観測データは欧州委員会の Joint Research Centre (JRC) からご提供頂きました。六ヶ所再処理施設起源 ^{85}Kr の広域拡散への適用による検証で用いたデータに関しては、 ^{85}Kr 大気中濃度観測データは日本分析センターから、六ヶ所再処理施設

からの⁸⁵Kr放出データは日本原燃株式会社からご提供頂きました。天気図は気象庁ホームページから取得させて頂きました。

第4章の福島第一原子力発電所事故シミュレーションで用いた気象庁アメダス観測データは、気象庁ホームページで公開されているものを使用させて頂きました。気象庁GPVのうちMSMデータは、京都大学生存圏研究所による生存圏データベースから取得させて頂きました。SPEEDIの計算結果の利用においては、旧原子力安全委員会、文部科学省、原子力安全技術センターのご協力を頂きました。福島第一原子力発電所事故時の環境モニタリングデータは、政府機関、地方自治体、研究機関、各電力会社等の多大なご尽力により測定されインターネット公開されたものを使用させて頂きました。これらの福島第一原子力発電所事故データの取得及び整理においては、日本原子力研究開発機構 環境動態研究グループの小嵐純博士、中山浩成博士、及び日本原子力研究開発機構 緊急時支援・研修センターの中西千佳氏を初め多くの方にご協力頂きました。大型並列計算機上でのモデル計算に関して、日本原子力研究開発機構 システム計算科学センターのご協力を頂きました。本論文の図の一部はGeneric Mapping Tools (GMT) を利用して作成しました。ここに記して深く感謝致します。

修士課程を過ごした京都大学防災研究所 暴風雨災害分野、博士後期課程を過ごした名古屋大学大学院工学研究科エネルギー環境工学講座、及び現所属の日本原子力研究開発機構 環境動態研究グループのスタッフ、先輩・同僚諸兄からは、数々のご指導、ご助言、ご助力を頂きました。ここに厚く感謝致します。

本論文は多くの方々のご助言、ご協力により完成致しました。それら全ての方々に、心より深く感謝致します。

最後に、これまで暖かく見守ってくれた両親と、日常生活で犠牲を強いたにも拘わらず暖かく献身的なサポートを続けてくれた妻に深く感謝致します。