

提 言

放射能対策の新たな一歩を踏み出すために
—事実の科学的探索に基づく行動を—



平成24年（2012年）4月9日

日 本 学 術 会 議

東日本大震災復興支援委員会

放射能対策分科会

この提言は、日本学術会議東日本大震災復興支援委員会放射能対策分科会の審議結果を取りまとめ公表するものである。

東日本大震災復興支援委員会 放射能対策分科会

委員長	大西 隆	第三部会員	東京大学大学院工学系研究科教授
副委員長	春日 文子	第二部会員	国立医薬品食品衛生研究所安全情報部長
幹事	米倉 義晴	第二部会員	放射線医学総合研究所理事長
幹事	椿 広計	連携会員	情報・システム研究機構統計数理研究所副所長・リスク解析戦略研究センター長・教授
	武市 正人	第三部会員	大学評価・学位授与機構研究開発部長・教授
	後藤 弘子	第一部幹事	千葉大学大学院専門法務研究科教授
	五十嵐 隆	第二部会員	東京大学大学院医学系研究科教授
	清水 誠	第二部会員	東京大学大学院農学生命科学研究科教授
	北川 源四郎	第三部会員	情報・システム研究機構機構長
	中島 映至	第三部会員	東京大学大気海洋研究所教授、地球表層圏変動研究センター長
	中嶋 英雄	第三部会員	財団法人若狭湾エネルギー研究センター所長、大阪大学名誉教授
	小玉 重夫	連携会員	東京大学大学院教育学研究科教授
	柴田 徳思	連携会員	株式会社千代田テクノロ 大洗研究所 研究主幹 東京大学名誉教授、高エネルギー加速器研究機構名誉教授、総合研究大学院大学名誉教授
	安岡 善文	連携会員	情報・システム研究機構監事
	圓川 隆夫	連携会員	東京工業大学教授・イノベーションマネジメント研究科長
	森口 祐一	特任連携会員	東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻教授
	恩田 裕一	特任連携会員	筑波大学大学院生命環境科学研究科教授

提言及び巻末図表の作成にあたり、以下の方々に御協力いただきました。

池田 元美	北海道大学名誉教授
石丸 隆	東京海洋大学海洋科学部教授
植松 光夫	東京大学大気海洋研究所教授
海老原 充	首都大学東京 理工学研究科教授
大原 利眞	国立環境研究所 地域環境研究センター センター長
北 和之	茨城大学理学部教授
児玉 龍彦	東京大学アイソトープ総合センターセンター長
近藤 裕昭	産業技術総合研究所環境管理技術研究部門副研究部門長
鈴木 靖	京都大学防災研究所特定教授
滝川 雅之	独立行政法人海洋研究開発機構地球環境変動領域物質循環変動研究プログラム チームリーダー
竹村 俊彦	九州大学応用力学研究所准教授
谷口 富裕	STS フォーラム 専務理事 (元 IAEA 事務次長)
茅野 政道	日本原子力研究開発機構原子力基礎工学研究部門副部門長
鶴田 治雄	東京大学大気海洋研究所研究員
永井 晴康	日本原子力研究開発機構原子力基礎工学研究部門 環境・放射線科学ユニット環 境動態研究グループ グループリーダー
中村 尚	連携会員、東京大学先端科学技術研究センター教授
早野 龍五	東京大学大学院理学系研究科教授
升本 順夫	海洋研究開発機構地球環境変動領域短期気候変動応用予測研究プログラムプロ グラムディレクター (日本海洋学会震災対応ワーキンググループによる協力)
松田 りえ子	国立医薬品食品衛生研究所食品部長
森野 悠	国立環境研究所地域環境研究センター研究員
山澤 弘実	名古屋大学大学院工学研究科教授
山添 康	連携会員、東北大学大学院薬学研究科教授
山本 茂貴	国立医薬品食品衛生研究所食品衛生管理部長
吉田 尚弘	東京工業大学大学院 総合理工学研究科教授

要 旨

1 作成の背景

2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災は、人類の記録上 4 番目の大きな地震、その 30 分から 6 時間後にわたる 7 波の津波、津波等によって全電源が喪失して引き起こされた東京電力福島第一原子力発電所事故による複合災害であり、甚大な被害をもたらした。

津波災害から生じた人的、物的被害は甚大であり、被災者・被災地域から住居とともに職場をも奪った。被災者は、深い心の傷と仮設住宅等での不自由な生活にもかかわらず、恒久的に安全な社会を実現するための復旧・復興活動に立ち上がっている。復興されるまちは、多面的な意味で「災害に強いまち」でなければならない。また、被災地域を支える産業が着実に根付き、その産業のもとで雇用が確保されなくては、暮らし続けることはできない。さらに、原子力発電所事故については、最終処理の完了まで 1 世代以上にもわたる時間を要する恐れがある。多数の人々が長期間の避難を余儀なくされるなかで、放射線被ばくの恐れのある人々の長期的な健康管理体制の構築や、放射性物質が沈着した地域における除染対策が急務となっている。

こうした復興の諸課題に対して、被災者にとって切実に必要な知見が、科学の諸分野の営為を結集しつつ具体的に提供されることが求められており、それが日本学術会議の任務である。第 21 期日本学術会議は、3 月 11 日の大震災発生直後から、東日本大震災対策委員会を設けて 7 次にわたり緊急提言を発出するなどの取り組みを展開してきた。2011 年 10 月の第 22 期日本学術会議の発足にあたり、東日本大震災対策委員会を継承して東日本大震災復興支援委員会を設置した。11 月 16 日には本委員会の下に、災害に強いまちづくり分科会、産業振興・就業支援分科会、放射能対策分科会を設けた。

本分科会は、放射能汚染の現状と今後の推移を把握・分析し、健康被害を防止するためになすべきことを効果的に伝えることを喫緊の課題とした。

2 現状と問題点

東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質による汚染の現状と今後の推移について推定するためには、事故からの経緯を総括し、原子力発電所からの放射性物質放出時期と放出総量の推定から、放射性物質の環境中での分配や移行、被災した方たちの被ばく経路の時系列・地理的位置ごとの網羅的把握と、それに伴う被ばく時間と被ばく量の推定、そしてその結果として危惧される健康影響の評価までを、体系的に実施することが必要である。しかし、この作業のために必要な情報は、一元的に管理・提示されているわけではなかった。それぞれの行政、研究機関、研究者が、それぞれ精緻ではあるものの、分断的にデータや情報を管理し、横断的に共有が難しい形で公表していることが明らかとなった。

そこで、本分科会では、限られた期間に可能な範囲でこれらの分断されている情報を収集し、情報源がどこにどのような形式で保有されているかの全体像を示すとともに、それ

らの情報を連結して最終的な健康被害を予測することにより、東電福島第一原発の近隣住民および国民の不安に応えることを目指した。現在の十分とはいえないデータや情報に基づいた試算からも、今後適切な累積被ばく線量についての管理を行ない、健康状態を正確に把握することの重要性が示唆された。さらにこれらの検討の過程で、被ばくの影響の最小化、および被ばくによる健康への影響予測の精緻化が緊急に必要であることも示された。

3 提言の内容

本提言において、複数の被ばく経路別に推定した被ばく量と健康影響に基づき、健康影響を最小化するために、さらに今後、放射線被ばくによる健康影響評価を改善するために、以下の6つの提言を行う。

提言 1：

政府・自治体は、既に放射線被ばくを受けた人、特に子どもや胎児の健康を守るために被ばく線量の推定と住民健診・検診を継続して実施するべきである。またその実施のために、甲状腺超音波検査や血液検査のできる体制を構築し、さらに万一、健康異常を発見した際には、住民が速やかに適切な治療を受けられるよう、地域での医療体制を整えるべきである。

提言 2：

政府・自治体は、住民帰還・除染作業などで今後起こりうるさらなる被ばくによって、累積被ばく量が健康に影響を与える可能性のある水準とならないように、住民帰還後にわたる除染目標の設定、除染作業の管理など適切な施策を実施するべきである。

提言 3：

我が国の学術界は、発がん率、がん死亡率に関して放射線量に対する線量反応曲線を推定するための適切な疫学的研究を計画し、政府・自治体の協力の下実施し、その他基礎研究との統合的理解を図るとともに、その結果を速やかに住民の健康管理に反映させるべきである。

提言 4：

東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射能汚染の実態と健康被害をより正確に把握し、適切な除染と健康被害防止策を講じるために、我が国の政府と学術界が、放射能健康影響評価の全貌を把握する領域横断的研究体制を協働して構築することを求める。

提言 5：

政府は、事故を俯瞰するのに必要なデータ、健康影響の推定精度に大きな影響を与えるデータの迅速かつ着実な収集の仕組み、ならびに多くの研究者が利用・分析可能な標準化された様式でデータを提供する公的な仕組みを確立するべきである。

提言 6：

放射線量に関わる測定やモデルに基づく推定に関わる機関・研究者は、放射線健康影響評価の基礎数値となる様々な測定結果・推定結果には、不確かさ情報を付随させて公表することが求められる。また、不確かさ情報に基づいて、測定結果や推定結果の精度管理あるいは改善を計画し実施する必要がある。

目 次

1	はじめに.....	1
2	本提言のアプローチ.....	2
	(1) 本アプローチの概略.....	2
	(2) 検討の対象とした範囲と定義.....	3
3	放出から健康への影響までの全体俯瞰図.....	8
	(1) 事故の経緯と概略.....	8
	(2) 全体を俯瞰するための4つの評価作業と俯瞰図.....	8
4	住民への被ばく経路の網羅的把握と相対的寄与率の推定.....	10
	(1) 放出量の推定.....	10
	(2) 陸、大気、水、固体圏での放射性物質の拡散.....	11
	(3) 被ばく経路.....	12
5	被ばく量の推定と健康被害の予測.....	15
	(1) 被ばく量の推定.....	15
	(2) 被ばくによる健康被害の評価.....	19
6	提言.....	21
	(1) 東電福島第一原発の事故による国民の健康影響を減らすために.....	21
	(2) 放射線被害の現状と今後についての評価、および健康影響のより正確な推定のために.....	22
7	今後の検討課題.....	23
	(1) 放出・拡散・被ばく・健康影響にかかわるモデリング、データ解析技術の向上.....	23
	(2) 放射線健康影響評価とその考え方に関わる学術的根拠の補強.....	23
	(3) 初期の予防原則に基づく対策・基準設定から中長期的な学術的根拠と費用対効果分析に基づく対策・基準設定への移行.....	23
	(4) 学術界による社会とのリスクコミュニケーションの強化.....	24
	(5) 本提言自体の限界.....	24
	<用語の説明>.....	26
	<参考文献>.....	28
	<参考資料1> 東日本大震災復興支援委員会放射能対策分科会 審議経過.....	30
	<参考資料2> 第4章(1) 放出量の推定に関する補足.....	31
	<参考資料3> 第4章(2) 陸、大気、水、固体圏での放射性物質の循環、拡散、濃縮動態の補足.....	34

1 はじめに

2011年3月11日の14時46分に、東北地方太平洋沖でモーメントマグニチュード9.0という人類の記録上4番目の大きな地震が発生した。その30分から6時間後にわたり7波の津波が押し寄せ、東北関東地方の沿岸部、特に岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県に大きな被害を与えた。

東京電力福島第一原子力発電所（以後、東電福島第一原発）の発電プラントは、1号機から6号機まであり、運転開始は1971年から1979年にわたる。発電量は1号機が46万kW、2～5号機が78.4万kW、6号機が110万kWである。東電福島第一原発でも、津波の最初の大きな波は15時27分頃、そして第2波は15時35分に到達した。津波の高さは最大15mにも達した。

津波に伴う東電福島第一原発事故の結果、大気ならびに太平洋中に甚大な量の放射性物質が放出され、広大な国土と海洋が汚染されるとともに、近隣住民を中心に数多くの国民が放射線被ばく[†]の危険に曝される事態となった。3月12日に、東電福島第一原発から半径20km圏内の住民に避難指示が出された後、自主避難も含めると10万人に及ぶ住民が、日常生活を突然中断して、自宅や職場、そして場合によっては家族からも離れて、避難生活を余儀なくされることとなった。それに加え、事故直後から現在もなお続いているかもしれない放射線被ばくによる健康影響におびえ、自らの将来だけでなく子孫の将来にまで不安を抱える人々も多い。

本分科会は、原発事故に伴う放射性物質による汚染の現状と今後の推移についての推定を経て、放射性物質への被ばくによる住民の健康影響を評価し、その影響をできるだけ減らすための手段について提言することを喫緊の課題とした。

そのためには、事故からの経緯を総括し、東電福島第一原発からの放射性物質放出時期と放出総量の推定から、放射性物質の環境中での分配や移行、被災した方たちの被ばく経路の時系列・地理的位置ごとの網羅的把握と、それに伴う被ばく時間と被ばく量の推定、そしてその結果として危惧される健康影響の評価までを、体系的に実施することが必要であると考えた。しかし、この作業のために必要な情報は、一元的に管理・提示されているわけではなかった。それぞれの行政、研究機関、研究者が、それぞれに精緻ではあるものの、断片的にデータや情報を管理し、横断的に共有が難しい形で公表していることが、本分科会の作業の中で明らかとなった。

そこで本分科会では、限られた期間に可能な範囲でこれらの分断されている情報を収集し、情報源がどこにどのような形式で保有されているかの全体像を示すとともに、それらの情報を連結して最終的な健康被害を予測することにより、東電福島第一原発の近隣住民および国民の不安に応えることを目指した。さらにこれらの検討の結果に基づき、本分科会は、被ばくの影響の最小化、および被ばくによる健康への影響予測の精緻化に向けた提言を行った。

[†] 以後、[†]のついた語句は、＜用語の説明＞を参照。

2 本提言のアプローチ

(1) 本アプローチの概略

考え方のアウトライン

-
- ```
graph TD; A[① 被ばくのきっかけとなった原発事故による放出総量] --> B[② 放射性物質放出総量の環境中での分配]; B --> C[③ 人への被ばく経路の網羅的把握]; C --> D[④ これまでの被ばく量、今後想定される被ばく量の推定]; D --> E[⑤ 健康影響の評価]; E --> F[⑥ 健康被害をできる限り防止するための方策の提案];
```
- ① 被ばくのきっかけとなった原発事故による放出総量  
↓
- ② 放射性物質放出総量の環境中での分配
- ・ 海、大気、土壌、河川への推定分配と測定される分布
  - ・ 核種と減衰
  - ・ 今後の環境中での循環や濃縮を考慮した汚染推移の予測
- ↓ など
- ③ 人への被ばく経路の網羅的把握
- ・ 被ばく形態（事故後短期比較的高線量 vs 中長期低線量）
  - ・ 被ばく経路（外部被ばく vs 内部被ばく）
  - ・ 場所、時期ごとの被ばく量
  - ・ 被ばく時間
- ↓ など
- ④ これまでの被ばく量、今後想定される被ばく量の推定  
↓
- ⑤ 健康影響の評価  
↓
- ⑥ 健康被害をできる限り防止するための方策の提案（具体策と効果の推定）
- ・ 除染
  - ・ 水、食品の検査
  - ・ 健康観察による異常の早期発見と適切な医療の提供 など

上図「考え方のアウトライン」に示すように、本分科会では、東電福島第一原発からの放射性物質の放出総量の推定（①）から、環境中での移行（②、③）、被ばく量（④）に対応した健康影響の評価（⑤）にわたって分断されている情報を連結して、最終的な健康被害を予測するまでの行程のプロトタイプを示すことを目指した。その作業により、連結作業自体の有効性を確認し、緊急に必要なデータや結果に大きく影響を及ぼす不確実性を特定し、さらに情報の一元的把握の必要性についても考察することとした。

特に、今回の事故による住民の健康影響への範囲と程度とを現時点で予測するには、次の2つの作業が重要である。

- 1) 原子力、気象、海洋、シミュレーションなど理工学分野で得られた上記放出量と拡散の評価結果を、放射線医学、食品安全など医学・公衆衛生学分野で得られた被ば

く量の評価と予測に反映させること。

- 2) 1) の被ばく量予測と放射線医学分野の先行研究とを統合して、今後起こり得る健康影響の範囲と程度を予測すること。

本提言では、放出量の評価、拡散の評価<sup>2</sup>に加えて、被ばく量の評価を連結させる作業を試みた<sup>2</sup>。

具体的には、本提言第3章において、上記考え方のアウトラインの「② 総放出放射性物質の環境中での分配」を中心に、放射性物質の放出から人の健康影響までの全体的俯瞰を示した。第4章においては「③ 人への被ばく経路の網羅的把握」について検討し、第5章においては「④これまでの被ばく量、今後想定される被ばく量の推定」と、これに伴う「⑤健康影響の評価」を行った。

## (2) 検討の対象とした範囲と定義

### ① 時間軸の定義

事故により環境中に放出された放射性物質による被ばくを網羅的に把握するにあたっては、まず、事故後のどの時点で、どの程度の期間の被ばくであるのかという時間軸の設定が必要である。これは内部被ばく、外部被ばくに共通する課題である。時間軸の設定にあたっては、

ア 原発からの放射性物質の放出の時期および持続期間

イ 放出された核種<sup>†</sup>の物理的半減期<sup>†</sup>と、内部被ばくした核種の人体内での半減期

ウ 移流、拡散、沈着、媒体間移動など自然環境中での現象のスケール

などの考慮が必要である。さらに、今回の事故では、事故後の短期間での避難に加え、一定期間、比較的線量の高い地域に居住した後に避難したケースがあること、現在、避難が行われている地域について、除染後の帰還が計画されていることから、こうした地域住民の移動の時間スケールも重要な要素となる。長期的な被ばくの主たる核種であるセシウム 137（以後、<sup>137</sup>Cs）の半減期は約 30 年であり、少なくとも数十年の時間スケールを考慮する必要がある一方、事故直後の放射性プルーム<sup>†</sup>の通過の際の高線量の継続時間は 1 時間程度の場合もある。さまざまな時間スケールにおける被ばくをとらえる際の典型的な時間スケールとして、本提言では、3 時間、3 日、3 週間、3 ヶ月、3 年、30 年という区切りの数値を直後、短・中・長期の例示に用いることとし、累積被ばく量に対する寄与率の表示には、表 1 の区分を用いる。

<sup>2</sup>本提言では時間的制約により、放出量の評価、拡散の評価に加えて、被ばく量の評価を、一つの段階の結果を次の段階の入力値として連結する形では統合できなかった。ただし、同じ空間線量モニタリングのデータが放出量の検証、拡散、被ばく量の根拠として使用されており、全体として、段階間に相互の矛盾は生じていないものとする。

表1 被ばくの時間スケールと考慮すべき主たる要因

| 区分       | 典型的な時間スケール | 排出側の要因、環境要因                    | 被ばくを受ける側の要因                |
|----------|------------|--------------------------------|----------------------------|
| 直後<br>*) | 3時間～3日     | 放出の変動、プルームの移流経路、希ガスを含む短寿命核種の挙動 | 滞在地、避難による移動<br>(屋内か屋外かも重要) |
| 短期       | 3日～3ヶ月     | ヨウ素など短寿命核種の挙動、セシウムの沈着時期、地域分布   | 滞在地、避難による移動                |
| 中期       | 3年         | 線量分布の精緻な把握、再飛散や濃集、除染の効果        | 滞在地、食品摂取、<br>(除染への参加)      |
| 長期       | 30年        | 環境媒体間での放射性物質の移動                | 避難先からの帰還、<br>滞在地、食品摂取      |

\*) 3月15日の大放出だけでなく、事故後3日以上経過しているが、3月20～22日頃に起きたとされる放出についても直後の範囲とすることが適当と考える

## ② 地域区分の定義

風による移流や拡散、降雨や降雪による沈着などにより、放射性物質の地表への沈着量や空間線量率は複雑な地域分布を示していることが、広域的な観測結果<sup>3</sup>から明らかにされている。しかし、事故直後の放射性プルームの挙動についての実測データは限られており、モデルによる推計を主とせざるを得ない。また、表2に示した通り、被ばくを受ける主体の移動行動も考慮する必要がある。

いずれにしても、被ばく量の精緻な推計には、こうした地理的分布の考慮が必要となるが、本提言では、いくつかの地域区分を設定し、区分ごとの代表的なシナリオを設定することで、被ばく量を試算するアプローチを採用する。

<sup>3</sup> 文部科学省（米国エネルギー省との共同を含む）による航空機モニタリング結果  
[http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/monitoring\\_around\\_FukushimaNPP\\_MEXT\\_DOE\\_airborne\\_monitoring/](http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/monitoring_around_FukushimaNPP_MEXT_DOE_airborne_monitoring/)

表2 被ばくシナリオを設定する地域区分

| 区分                                | 除染前の空間線量率と追加被ばく量                              | シナリオで特に考慮すべき事項                                                                                                  |
|-----------------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A 区域<br>除染前の年間追加被ばく量が 50mSv 程度の区域 | 50mSv/y<br>(10 $\mu$ Sv/h)<br>除染後 10～20 mSv/y | <ul style="list-style-type: none"> <li>・避難のための移動中の被ばく</li> <li>・避難先での被ばく</li> <li>・除染の程度、帰還後の被ばく</li> </ul>     |
| B 区域<br>除染前の年間追加被ばく量が 20mSv 程度の区域 | 20mSv/y<br>(4 $\mu$ Sv/h)<br>除染後 5～10 mSv/y   | <ul style="list-style-type: none"> <li>・事故から避難開始までの被ばく</li> <li>・避難先での被ばく</li> <li>・除染の程度、帰還後の被ばく</li> </ul>    |
| C 区域<br>除染前の年間追加被ばく量が 5mSv 程度の区域  | 5mSv/y<br>(1 $\mu$ Sv/h)                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>・事故直後の被ばく状況の精査</li> <li>・居住地や通勤・通学先での被ばく</li> <li>・除染活動に伴う被ばく</li> </ul> |
| D 区域<br>除染前の年間追加被ばく量が 2mSv 程度の区域  | 2mSv/y<br>(0.4 $\mu$ Sv/h)                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>・居住地や通勤・通学先での被ばく</li> <li>・除染活動に伴う被ばく</li> </ul>                         |
| E 区域<br>追加年間被ばく量が 0.5mSv 程度の区域    | 0.5mSv/y<br>(0.15 $\mu$ Sv/h)                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>・居住地や通勤・通学先での被ばく</li> <li>・食品などの流通に伴う被ばく</li> </ul>                      |
| F)事故由来の沈着がほとんどない地域                | バックグラウンド<br>(0.05 $\mu$ Sv/h)                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>・食品などの流通に伴う被ばく</li> </ul>                                                |

注1  $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$  の面積あたり沈着量でみた場合、A)は 2500kBq/m<sup>2</sup>程度、B)は 1000kBq/m<sup>2</sup>程度、

C)は 250kBq/m<sup>2</sup>程度、D)は 100kBq/m<sup>2</sup>程度、E)は 25kBq/m<sup>2</sup>程度を想定。Bq<sup>†</sup>は、ベクレル。

注2 A)は警戒区域、B)は計画的避難区域に該当し、放射性物質汚染対処特措法により国が除染を行うと想定。C)、D)は特措法の汚染状況重点調査地域に該当し、地方自治体が一部の除染を行うと想定。

### ③ 被ばくリスクの評価対象

被ばく量の絶対的な大きさ、特に事故直後の短期間の被ばく量の観点からは、原子力発電所における事故収束作業への従事者に焦点をあてるべきであろうが、本提言での被ばくリスクの評価対象は被災地住民を想定している。ただし、事故による放射性物質の放出の結果として、新たに被ばくを受ける可能性のある作業従事者、たとえば除染作業への従事者や廃棄物処理施設の従業者については検討対象に含め、加えて、住民が除染作業に参加する場合があることから、除染に伴う住民への影響も視野に入れる。

### ④ 評価の対象とした核種

核種ごとの被ばく量への寄与は、表2に示した時間軸ごとに様相が異なると考えら

れる。これまでに得られている実測結果から判断する限り、長期においては $^{137}\text{Cs}$ が最も寄与が大きく、中期においてはセシウム $^{134}$ （以後、 $^{134}\text{Cs}$ ）がこれと同等ないしそれ以上に重要である。事故時の放出量をベクレル（以後、 $\text{Bq}^\dagger$ ）単位でみると $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ はほぼ1:1と見られるが、放出されるガンマ線のエネルギーが $^{134}\text{Cs}$ のほうが大きい、初期の被ばく量への寄与は $^{134}\text{Cs}$ のほうが大きい。 $^{134}\text{Cs}$ の半減期は2年と $^{137}\text{Cs}$ の30年よりかなり短いため、最初の3年間で、セシウム（ $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ）からの放射線量 $^\dagger$ はほぼ半減する。（図1、2）

一方、ヨウ素 $^{131}$ （以後、 $^{131}\text{I}$ ）については、事故直後からの短期被ばくが重視される。外部被ばく量への寄与が大きいことに加え、内部被ばくした場合、甲状腺に蓄積することが知られているためである。事故直後には水道水や食品からの検出が相次いだ。

事故後のさまざまな媒体中でのモニタリングにおいても、 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{131}\text{I}$ に主眼が置かれてきており、それ以外の核種の実測例は限られているが、特に事故直後においては被ばく量の評価において無視できない核種が存在する。日本分析センターによる千葉市内での測定データ[1]によれば、初期においては、希ガスの一種であるキセノン $^{133}$ （以後、 $^{133}\text{Xe}$ ）の外部被ばく量への寄与が大きい。 $^{133}\text{Xe}$ はサブマージョン核種と呼ばれる核種群の1つで、体内に蓄積しないため、内部被ばく源としての扱いは重視されてきていない。事故直後に各地で観測された放射性プルーム通過によるとみられる空間線量率の急上昇が、 $^{133}\text{Xe}$ によるものか、 $^{131}\text{I}$ によるものかの解明が、被ばく量や健康リスクの推定における重要課題であろう。

このほか、テルル、バリウム、ストロンチウム、プルトニウム等、いくつかの核種の検出が報告されているが<sup>4</sup>、これらの被ばく量への寄与は食品基準では、全て合計して10%程度と考えられている。

---

<sup>4</sup> つくば市の高エネルギー加速器研究機構と国立環境研究所による測定では、事故後初期において、テルル（ $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{132}\text{Te}$ ）、 $^{133}\text{I}$ 、 $^{136}\text{Cs}$ 、文部科学省による定時降下物の測定では、亜鉛（ $^{65}\text{Zn}$ ）、ニオブ（ $^{95}\text{Nb}$ ）、銀（ $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ）、 $^{136}\text{Cs}$ 、バリウム（ $^{140}\text{Ba}$ ）、ランタン（ $^{140}\text{La}$ ）の検出が報告されている。一方、長寿命の核種、特に体内への蓄積の観点から重視されるストロンチウム（ $^{90}\text{Sr}$ ）については、福島県内での土壌の測定から判断して、Csに比べて被ばく量への寄与が小さいとされているが、被ばく量の精緻な評価を行うには、実測値の充実が必要である。さらに、プルトニウム（Pu）、トリチウム（ $^3\text{H}$ ）等の核種についても国民の関心が向けられ、半減期からみて原発事故由来と考えるべきプルトニウム $^{241}$ （ $^{241}\text{Pu}$ ）の検出も報告されている。文科省のデータとしては、 $^{238}\text{Pu}$ 、 $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ について2011年9月30日マップが公表され、最大値が観測された場所での50年間の積算線量として $^{134}\text{Cs}$ : 71mSv、 $^{137}\text{Cs}$ : 2000mSv、 $^{238}\text{Pu}$ : 0.027mSv、 $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ : 0.12mSv、 $^{89}\text{Sr}$ : 0.00061mSv、 $^{90}\text{Sr}$ : 0.12mSvという推定値が示された。さらに、2011年10月31日の公表では $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ のマップが公表され最大値が観測された場所での50年間の積算線量として $^{129\text{m}}\text{Te}$ : 0.6mSv、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ : 3.2mSvとなっている。

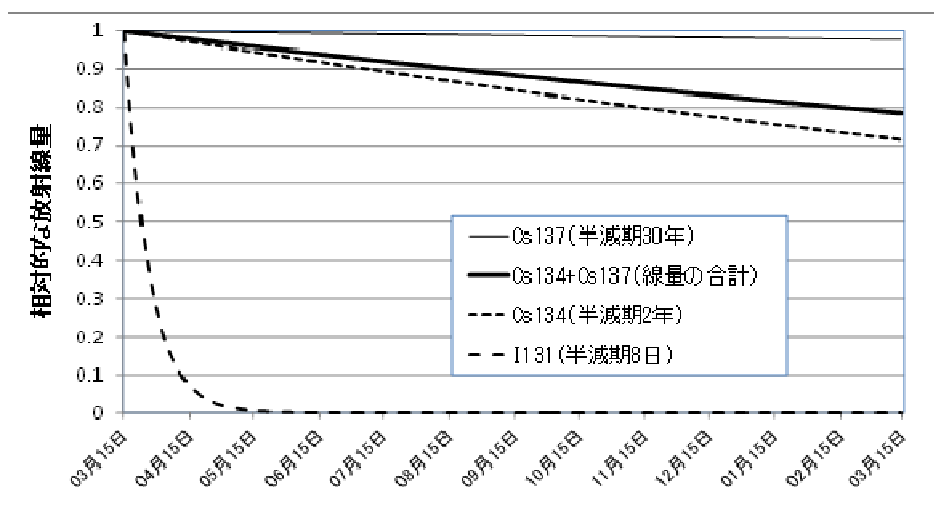


図1 半減期から求めた放射能の減衰の理論値 (1)

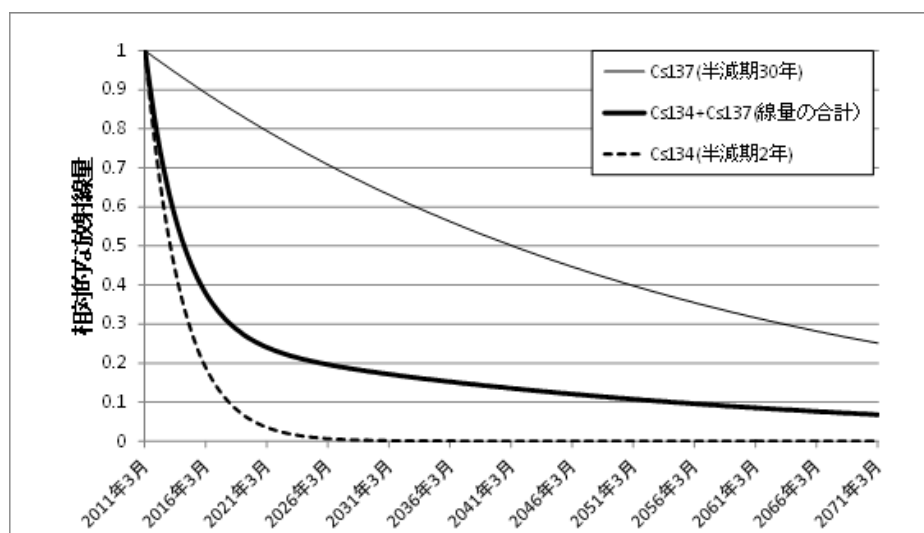


図2 半減期から求めた放射能の減衰の理論値 (2)

### 3 放出から健康への影響までの全体俯瞰図

#### (1) 事故の経緯と概略

原子炉は、炉が停止しても核燃料内に存在する核種の放射性崩壊に伴う熱が発生するため、冷却を続けないと温度が上昇し、核燃料の被覆材料と水との化学反応により温度上昇が起こり、被覆管の破損と水素発生が起こる。このために原発には各種の冷却設備が用意されている。しかし、東電福島第一原発では、地震によって送電線設備が破壊されて、外部からの電源が停止した。また、津波の襲来を受けて非常用ディーゼル発電機が停止し、6号機を除き全交流電源機能が喪失した。また熱を海水中へ放出するための海水ポンプが機能を喪失したことにより、海への最終熱除去機能が喪失した。直流電源も多くが機能の喪失や電源容量の枯渇により長くは続かなかった。このため、冷却機能が失われ燃料が破損するとともに水素が発生し水素爆発を生じた。また、格納容器内の圧力を下げるためのベント（排気）が行われた。

大量の放射性物質が放出されたのは3月15日から16日にかけてであるが、東電福島第一原発近傍では事故発生後2週間、放射線量率が高くなる現象が何度も見られた。これらの現象は各号機においてベントが行われた時点や原子炉建屋が水素爆発により損壊した時点に多くは一致している。このように放射線量率の上昇は、格納容器からのベントや原子炉建屋の崩壊時に起こることが多いが、それ以外にも、逃し安全弁により蒸気を圧力抑制室内の水中に放出した時や、空焚き状態の高温燃料に注水することによる激しい蒸発等に伴い、放射性物質が蒸気と共に格納容器の破損部分から外部に放散したと思われる時点に一致しているものもある。また、後の放射線測定結果の解析からは、放射性物質のかなりの放出が4月上旬まで続いたとみられる。

#### (2) 全体を俯瞰するための4つの評価作業と俯瞰図

事故の結果として危惧される、原発周辺の住民、さらには国民の放射線被ばくとその健康影響を予測するには、以下に示す4つの評価作業を行う必要がある。

- 1) **放出量の評価**：原子炉から周辺の大気、陸域、海域に、いつ、どのような種類の放射性物質が、どれだけの量放出されたかの推定
- 2) **拡散の評価**：原子炉から放出された放射性物質がどのように周辺環境に拡がり、いつ、どこに、どれだけ輸送され沈着したかの推定、あるいは今後の状況に関する推定
- 3) **被ばく量の評価**：拡散した放射性物質によって、人が、いつ、どのような放射線量を被ばくしたかを推定し、更に今後長期的に被ばくし得るかを予測する直接的被ばく量、ならびに放射性物質で汚染された食物を人が摂取することなどで生じる内部被ばくや放射性物質の移動で生じる外部被ばくなど間接的被ばく量の推定
- 4) **健康影響の評価**：原発の事故に起因する放射線被ばくを受けた人が、癌やその他の疾患となる可能性がどの程度上昇するかの推定

放射能の健康影響評価の考え方

放出量の評価

拡散の評価

被ばく量の評価

健康影響の評価

直接的

間接的

被曝量の評価

使用された燃料棒本数

貯蔵放射性物質

希ガス放出

放射性ヨウ素放出

放射性セシウム放出

河川への濃縮移動

航空機モニタリング

海水系への流出

海洋モニタリングデータ

生物などへの累積

食物の汚染

食事などによる長期内部被曝

食品検査に基づく規制

中長期累積被曝

中期行動履歴政策的に制御可能

空間線量・土壌モニタリングデータ

地点輸送線量

地点沈降線量

吸入による初期直接被曝

福島県民健康調査による住民行動履歴

ヒト被曝量福島県民などのホールボディカウンターなどによる測定データ

放射性ヨウ素などの健康影響

放射性セシウムの健康影響

長期にわたる検診・健診

注 楕円は主要現象、矩形は主要情報



## 4 住民への被ばく経路の網羅的把握と相対的寄与率の推定

### (1) 放出量の推定

東電福島第一原発事故による放射性物質放出には、大気中への放出、海水系・地下水系への流出が考えられる。当面、人への健康影響評価に関連する主要な放出は、外部被ばくと吸入による内部被ばく、並びに被ばくした農作物の摂取に伴う間接的内部被ばくに関わる大気中への放出と、水産物などの摂取を通じた内部被ばくに関わる海水系への流出と考えられる。ここでは大気放出量の推定値と海水系への流出量の推定値について代表的なデータを示す。なお、地下水系への原子炉からの直接的流出については、現時点で明確なデータは探しえなかった。

#### ① 大気中放出について

大気中放出量については、原子炉施設内における直接測定データが大規模流出時期を中心に不完備なため、基本的に下記の2つの推定方法が採用されている。原子力災害対策本部は、これらを総合して、 $^{131}\text{I}$ については $1\sim 2\times 10^{17}\text{Bq}$ 、 $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ については $1\sim 2\times 10^{16}\text{Bq}$ という推定結果を国際原子力機関に報告している[2]。

##### ア 原子炉状態解析結果に基づく推定

原子力安全・保安院は、地震直後のプラントで観測されたデータと1号機から3号機までの原子炉状態解析結果[3]に基づき放出量推定値を公表している。2011年5月16日修正値によれば、 $^{131}\text{I}$ : $1.6\times 10^{17}\text{Bq}$ (1号機 $2.0\times 10^{16}\text{Bq}$ 、2号機 $1.4\times 10^{17}\text{Bq}$ 、3号機 $7.0\times 10^{15}\text{Bq}$ )、 $^{134}\text{Cs}$ : $1.8\times 10^{16}\text{Bq}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ : $1.5\times 10^{16}\text{Bq}$ である[3]。

この方法による推定では2011年3月15日の2号機からの放出のあと、3月16日までで各号機からの放出はほぼ収斂したものとなっており、16日以降の追加放出量は推定できない[3]。

##### イ 環境モニタリングデータからの逆推定

(独)日本原子力研究開発機構(以後、JAEA)が行った推定では、放射性物質の大気拡散等に関して気象状況を反映したシミュレーションとモニタリング情報を統合できるWSPEEDI-II<sup>†</sup>を用いた逆推定が行われている。2011年3月12日から15日のモニタリングポスト情報を追加して再評価した2011年8月22日の修正推定値[4]は、 $^{131}\text{I}$ : $1.3\times 10^{17}\text{Bq}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ : $1.1\times 10^{16}\text{Bq}$ である。JAEAは、少なくとも2011年4月5日まで無視できない放出が続いていたと報告しており、海外の研究[5]でも同様の放出の推移が報告されている。

#### ② 海洋への流出について

海水への流出については、東電福島第一原発からの汚染水流出を直接観測したデータに基づく流出量推計が存在する[6]。一方、気象研究所の行った海洋沿岸の拡散シミュレーションと海洋モニタリングデータを用いた逆推定[7]によれば、主要な流出は4月上旬以降減少したものの8月末でもゼロにはなっていない。3月26日から5月31

日までの  $^{137}\text{Cs}$  の累積流出量は  $(3.5 \pm 0.7) \times 10^{15} \text{Bq}$  とされ、[6]の直接的な流出量観測からの推定値とは整合しない。ただし、この逆推定についても、大気経由の海洋沈降、核実験起因の物質との分離など課題が残されている。一方、JAEA の流出量推計では、海洋への  $^{137}\text{Cs}$  直接流出は  $3.6 \times 10^{15} \text{Bq}$  ( $^{131}\text{I}: 1.06 \times 10^{16} \text{Bq}$ 、 $^{134}\text{Cs}: 3.5 \times 10^{15} \text{Bq}$ ) とされている[8]。

## (2) 陸、大気、水、固体圏での放射性物質の拡散

### ① 大気拡散による初期降下の分布

排出源から大気に放出された放射性物質は、ガス状物質として、あるいは粒子状物質として輸送され、最終的には乾性沈着（重力落下と乱流等による鉛直輸送）と降水による湿性沈着によって、陸面および海面に沈着する。WSPEEDI-II などのいくつかの高解像度モデルによる計算結果によると、 $^{137}\text{Cs}$  については 25%から 37%が我が国の北緯 32 度から 42 度の陸域に沈着したと推定される[9-13]。この評価のばらつきは、降水による洗浄率の仮定、放出量の時間変化の仮定、気象場の計算結果の違いに起因しており、今後、他の核種のモデル間比較とともに、シミュレーション誤差の低減を行う必要がある。ただし、3月中の主要な放出（3月15日-16日、20日-21日など）における輸送メカニズムはデータ解析とモデルシミュレーションによってほぼ把握されている。

### ② 降下した放射性核種量のマップ化の現状

日本学術会議により2011年4月4日に発出された提言『福島第一原子力発電所事故後の放射線量調査の必要性について』[14]を端緒として、文部科学省・大学連合チームにより、東電福島第一原発から約100km圏内の約2,200箇所で、各箇所5地点程度で表層5cmの土壌を採取し、土壌中の核種分析が実施された[15]。採取した約11,000試料の土壌試料について、ゲルマニウム半導体検出器を用いて $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{131}\text{I}$ 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ の5つのガンマ線放出核種の沈着量（単位面積当たりの放射エネルギー）を求め、各放射性核種の土壌濃度マップを作成した。

その後、航空機モニタリングの測定結果と土壌沈着量の比較を行い、両者がよく一致することが確認されたため、その後行われた東日本全域の航空機モニタリングも、沈着量がよく再現されていると評価できる。従って、航空機モニタリングの測定結果は、住民への被ばく経路の網羅的把握、放射性物質の実態や動態把握、大気放出量推計等のための基礎データとして有用なものとなったと評価できる。

### ③ 降下した放射性核種量の陸域での移行・拡散・濃縮過程

地表面に降下した放射性物質は、森林・土壌・河川等の自然環境を通じて移行することが確認されている。阿武隈川水系口太川上流地域の伊達郡川俣町山木屋地区をモデル地域とした文部科学省の報告書[16]では、次のように報告されている。

1) 土壌水、渓流水、地下水への放射性セシウムの移行は、2012年2月時点では少

ない。

- 2) 針葉樹林においては、樹冠に多くの放射性セシウムが存在しており、森林内に降った雨が樹冠を通過する過程で放射性セシウムが徐々に林床に移行している。
- 3) 河川へ流出する細粒土砂量については、植生量が少ない裸地でも、降下放射性セシウム量の 0.3%以下の土砂の河川流出が確認されたが、放牧地、森林では放射性セシウムの流出量が少ない。水田では、ほとんど代掻き時に河川へ流出する。
- 4) 河川中を輸送される放射性セシウム形態は、90%以上が浮遊砂の形で放射性セシウムが流下しており、阿武隈川本川では数多くの場所で  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の合計最大濃度が、汚泥の規制値の 10 倍をはるかに超える 10,000 Bq/kg 以上の値を観測した。また、同程度の高濃度の土砂が、阿武隈川本川のダム湖にも堆積していた。河底土についても、上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの平均値と放射性セシウムの細粒粒子への吸着率を考慮した粒度補正後の河底土中の放射性セシウムの間で正の相関が確認されている。

このような放射性セシウムの移行特性から、放射性物質沈着量マップを活用し、採水箇所の上流域の放射性セシウムの平均の沈着量が分かれば、任意の地点で河川水、河底土、及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を推定しうると考えられる。ただし、長期的には放射性物質の再飛散メカニズムや植生への移行などについての定量化を進める必要がある。

#### ④ 放射性核種の海域での移流拡散過程

大気中に放出された放射性核種、特に放射性セシウムの 2/3 程度は、海洋上に輸送され海洋表面へと沈着し、海域への放射性物質の供給源となったと見積もられている。4 月上旬以降に行われた北太平洋を横断する海洋調査船などによる測定から、放射性セシウムが広域の表面海水中で検出されている。 $^{137}\text{Cs}$  が 196 Bq/m<sup>3</sup> と周辺海域よりも 2 ケタ程度高い値が局所的に測定された[17]。これは、降水によって大気から降下したことに起因すると考えられる。

東電福島第一原発から海洋中に直接流出した放射性物質は、海流や風の影響を受けながら複雑な経路で広がって行く。海域モニタリング観測は比較的早い段階から実施され、3 月下旬には 100 Bq/L 以上の  $^{137}\text{Cs}$  が福島沿岸に沿って南北に広がり、4 月半ば以降、徐々に沖合へと広がっていることが捉えられている。しかし時空間的な解像度が粗いため、観測データのみからは詳細な移流拡散状況の把握は困難である。また、継続的に行っている数値シミュレーション結果から、流出開始時から半年程度で放射性物質の一部は日付変更線まで達するが、その濃度は 0.01 Bq/L 程度とかなり希釈されていることが推定されている。

### (3) 被ばく経路

この事故に伴う放射性物質放出に起因する主要な放射線被ばくと健康影響を時系列順に並べると以下ようになる。

- 1) 短期的かつ直接的な被ばく：3月12日から4月上旬までに東電福島第一原発から放出された半減期が短い放射性物質を含む放射性物質が、直接人体に付着あるいは吸入によって体内に付着することで生じた。
- 2) 長期的かつ直接的な外部被ばく：東電福島第一原発から放出された放射性物質の中で居住環境ないしは作業環境に沈着した半減期の長い放射性セシウムなどから、日常生活時ないしは作業時に生じた。また、この被ばくは今後も生じうるものである。
- 3) 長期的かつ間接的な内部被ばく：東電福島第一原発から放出された放射性物質の被ばくを受けた動植物や魚介類ないしは、それらを食物連鎖により摂取した動物を人が食することで生じる。

この中で、すでに1)は起きてしまった被ばくであるが、2)や3)に示したこれから起こり得る被ばくがどのように起き得るかに焦点を当てて、その経路を俯瞰すると図4のようになる。

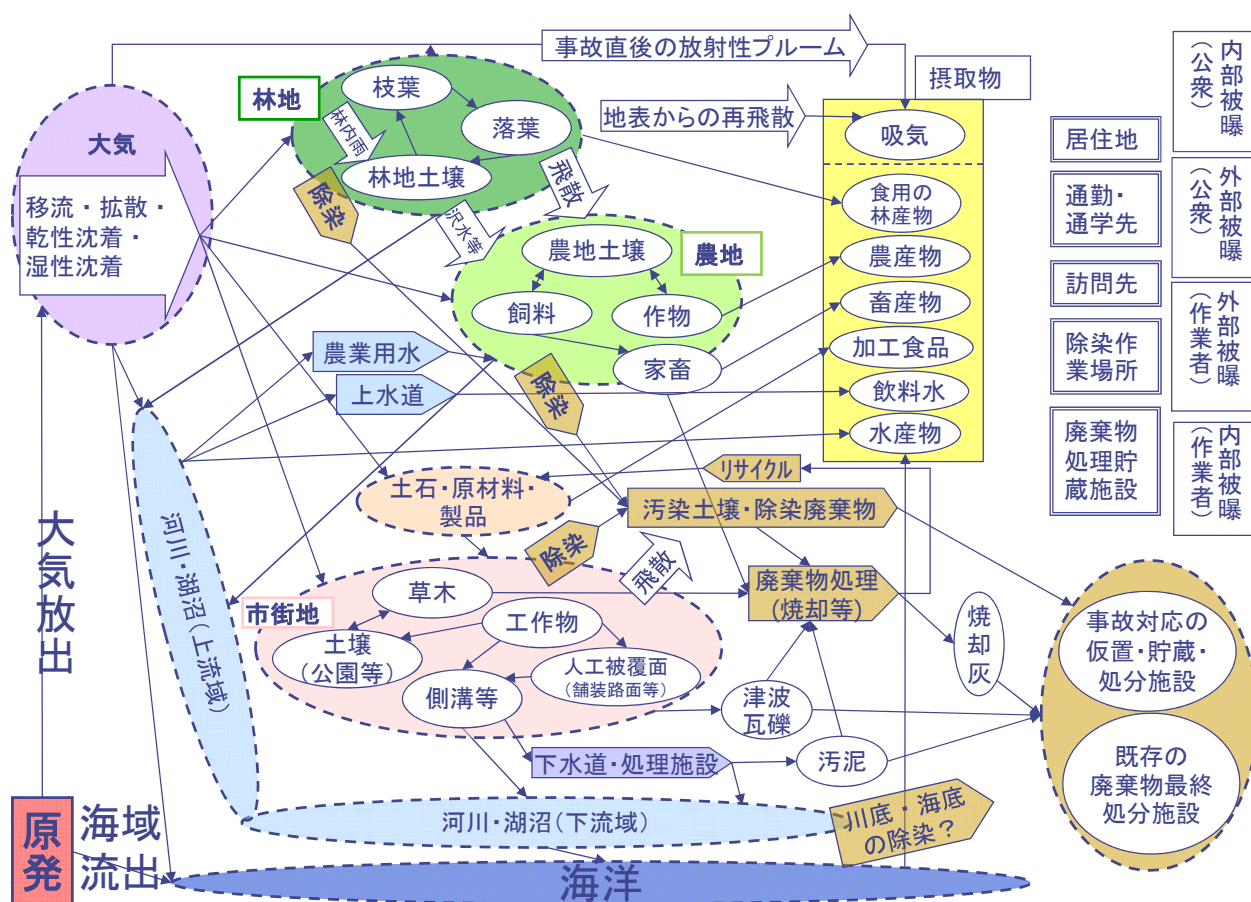


図4 今後の人の健康に影響を与える事象の俯瞰

表2に示した通り、重視すべき経路は、地域や時期により異なる。被ばく量の評価に当たって、ここでは被ばく源を以下のように分類し、各々の課題を挙げておく。

#### ① 事故後初期の放射性プルーム通過

事故直後の放射性プルームに含まれる希ガスやヨウ素による被ばくで、外部被ばく

と内部被ばくの両方が想定される。また、皮膚・衣類等への放射性物質の付着による外部被ばくも起こりうる。事故直後においては核種別の実測値が限られており、空間線量率の測定結果や、ヨウ素の内部被ばく量の検査結果などを参考にするとしても、現状では粗い概算以上の推計は困難である。今後、数少ない事故直後の観測データと拡散、沈着のシミュレーションを精緻に組み合わせるとともに、核種別の放出量の時間分布を明らかにし、当時の状況をよりよく再現できれば、被ばく量の推計が改善される可能性がある。

## ② 各地に沈着した放射性物質

事故により放出された放射性物質は、第4章(2)で示したように、環境媒体中の移動を経て、地表および地表にある構造物、森林、農地、河川底などに沈着しており、その環境中で生活する住民は、そこからの外部被ばくを受ける。第5章で行う被ばく量の試算では、空間線量率のこれまでの測定結果から代表的な値を設定しているが、第4章(2)の地域別の環境動態が精緻に再現、予測できれば、モデルによる推計も可能と考えられる。

なお、中長期的な外部被ばく量の推定においては、室内で過ごす時間について遮蔽効果を考慮するケースが多いが、屋根等への放射性物質の沈着によって、室内の空間線量率が屋外での空間線量率と比べてそれほど低下しないことも起こりうるため、屋外の空間線量率をもとにした推計の妥当性については、検証が必要であろう。また、再飛散による内部被ばくの寄与は相対的には小さいと考えられてきたが、これも継続的な実測による確認が望まれる。

## ③ 飲食物の摂取

環境中に放出された放射性物質の直接付着、土壌からの移行、水や飼料の摂取、食物連鎖などにより、農産物、畜産物、林産物、水産物や飲料水中に放射性物質が含まれることとなり、これらを摂取することによって内部被ばくが生じる。飲食物由来の被ばくの今後の状況を見通すうえでは、第4章(2)で述べた環境中での放射性物質の動態の把握が重要である。

## ④ 事故後の人為的な放射性物質の移動

砕石やセメントなどの建設原材料の使用、木材の薪としての利用、廃棄物の収集、処理、処分、除染土壌の運搬、仮置、貯蔵など、物資の流通に伴って、人為的に放射性物質の移動が生じている。移動した先における住民の外部被ばくのほか、一連の過程において作業従事者の被ばくが起こりうる。除染や廃棄物処理に関しては、今回の事故に対応した規則（いわゆる除染電離則<sup>5</sup>）が定められている。

---

<sup>5</sup> 正式名称は「東日本大震災により生じた放射性物質により汚染された土壌等を除染するための業務等に係る電離放射線障害防止規則」。従来の電離放射線障害防止規則が「電離則」と呼ばれていたことになった略

## 5 被ばく量の推定と健康被害の予測

### (1) 被ばく量の推定

#### ① 空間線量率と滞在時間シナリオに基づく外部被ばく量の試算

第2章(2)節の「① 時間軸」および「② 地域区分」を元に、モニタリングデータを参考に空間線量率の代表的な値を設定し、直後(事故～3日)、短期(3日～3ヶ月)、中期(3ヶ月～3年)、長期(3年～30年)の外部被ばく量を試算した。中長期の被ばく量は $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ によるものと仮定し、半減期をもとに理論的な線量率の低下を考慮した。また、放射性物質汚染対処特別措置法(2011年8月30日制定)の区分ごとに、事故後3年経過時点での除染による線量率の低下を設定し、避難からの帰還時点の除染レベルでは不十分な場合は、帰還後も一定期間、継続的に除染が行われることを想定した以下のシナリオを設定した(表3および図5)。

#### 設定したシナリオ

**A 区域**：除染前の年間追加被ばく量が50mシーベルト(以後、 $\text{Sv}^{\dagger}$ )程度の区域

1a)20mSv/yで帰還後、除染なし

1b)20mSv/yで帰還後、年率20%で5年間除染を継続

2a)10mSv/yで帰還後、除染なし

2b)10mSv/yで帰還後、年率10%で5年間除染を継続

**B 区域**：除染前の年間追加被ばく量が20mSv程度の区域

1a)3カ月滞在后避難、10mSv/yで帰還後、除染なし

1b)3カ月滞在后避難、10mSv/yで帰還後、年率20%で5年間除染を継続

2)1カ月滞在后避難、5mSv/yで帰還後、除染なし

**C 区域**：除染前の年間追加被ばく量が5mSv程度の区域

除染の効果も含め、2014年3月時点で2011年9月(5mSv/y)に比べ50%線量低下

**D 区域**：除染前の年間追加被ばく量が2mSv程度の区域

除染の効果も含め、2014年3月時点で2011年9月(2mSv/y)に比べ50%線量低下

**E 区域**：除染前の年間追加被ばく量が0.5mSv程度の区域、除染は行わない。

この試算は、どの程度の線量率の場所に、どの時期にどの程度の時間滞在することが、長期的な累積被ばく量にどの程度寄与するかを概観するためのものであり、正確な被ばく量を推計するだけの精度を持ったものではない。また、寄与率をわかりやすく示すために、敢えてやや極端なシナリオを設定している。

例えば、A区域については、10mSv/yまでの除染が困難であった場合に20mSv/yでも希望者が帰還したと仮定した場合のシナリオでは、帰還後の積算被ばく量の寄与が大きい。累積被ばく量を100mSv以下とするには、帰還後も除染の継続が必要となる。

---

称。放射性物質汚染対処特別措置法のもとでの除染等業務に従事する労働者その他の労働者が電離放射線を受けることをできるだけ少なくするために新たに定められた規則。

B 区域については、避難までに線量率の高い区域にとどまった期間が1ヶ月と3ヶ月の場合を設定したが、帰還時の除染レベルが10mSv/y か5mSv/y かの違いのほうに累積被ばく量に対する影響が大きい。

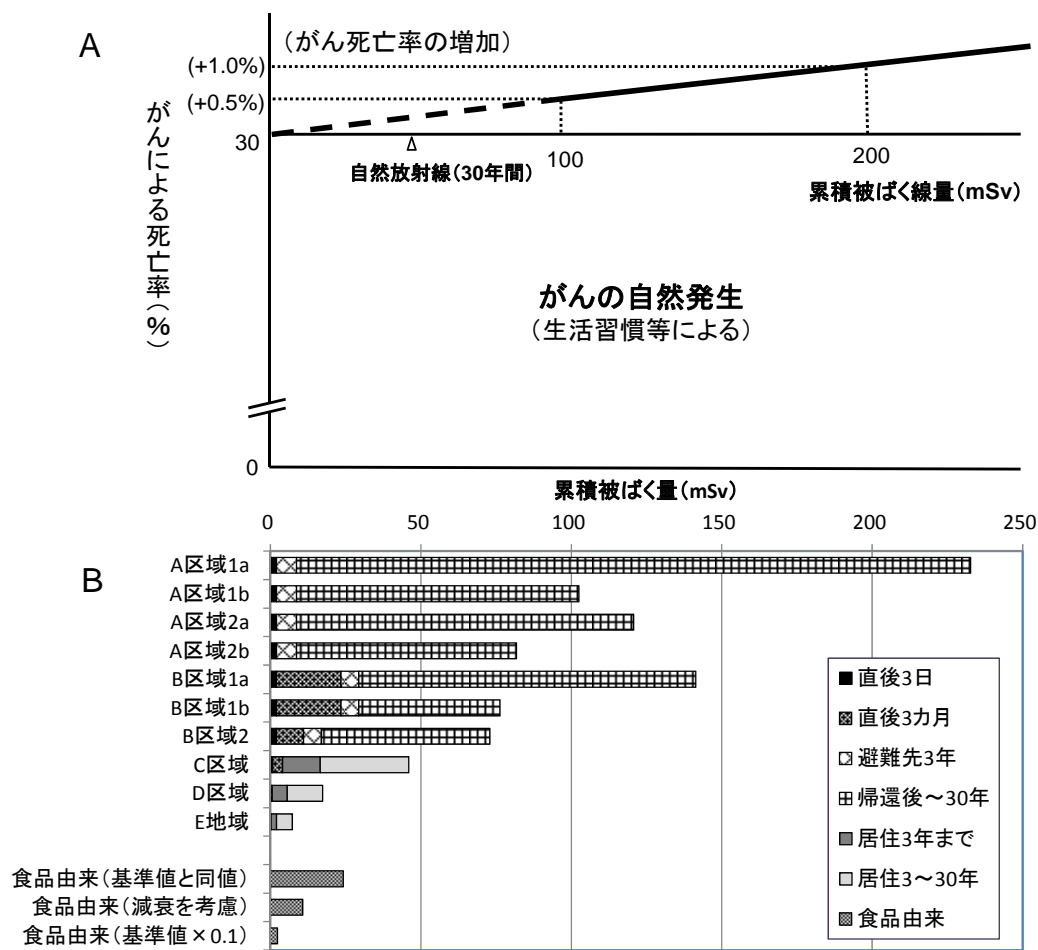
いずれの区域でも、事故直後の線量が高い時期の短時間の被ばくよりも、中長期的な被ばくの継続の寄与が大きい。ただし、これは空間線量率の測定結果に基づく外部被ばくのみを推計したものであり、事故直後については、第5章(1)②のイ (p. 19) に示すように別途考慮が必要である。

この試算でとりあげた $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ に関して、 $^{134}\text{Cs}$ の半減期が約2年と、 $^{137}\text{Cs}$ の約30年よりかなり短く、かつ1Bqあたりの線量は $^{134}\text{Cs}$ のほうが強いため、当初は $^{134}\text{Cs}$ の減衰が線量の低減に比較的顕著に影響する。裏を返せば、除染後の帰還時以降の線量の低減は、事故直後からの低減より緩慢であり、同じ年間10mSvの地域でも、事故後初年度の10mSv/yと、帰還時点（事故後3年程度）での10mSv/yとでは、その後の長期的な積算線量では1：2程度の差異があることに注意が必要である。

各シナリオによる被ばく量に対応した健康被害の評価については、第5章(2)に記述する。

表3 被ばく量の試算で仮定した空間線量率

|      | 事故直後<br>ピーク      | 事故後<br>3週間       | 事故後<br>3ヶ月       | 避難先              | H23.9の現状         |        | 除染後<br>(H26.3時点<br>を想定) |
|------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|--------|-------------------------|
|      | $\mu\text{Sv/h}$ | $\mu\text{Sv/h}$ | $\mu\text{Sv/h}$ | $\mu\text{Sv/h}$ | $\mu\text{Sv/h}$ | 年間 mSv | 年間 mSv                  |
| A 区域 | 50               |                  |                  | 0.6              | 10               | 52.6   | 10～20                   |
| B 区域 | 50               | 25               | 15               | 0.6              | 4                | 21.0   | 5～10                    |
| C 区域 | 20               | 5                | 2                |                  | 1                | 5.3    | 2.6                     |
| D 区域 | 1                | 0.6              | 0.5              |                  | 0.4              | 2.1    | 1.1                     |
| E 区域 | 1                | 0.2              | 0.18             |                  | 0.15             | 0.8    | 除染なし                    |



設定したシナリオ

A区域 1a) 20mSv/yで帰還後、除染なし 1b) 20mSv/yで帰還後、年率20%で5年間除染を継続  
2a) 10mSv/yで帰還後、除染なし 2b) 10mSv/yで帰還後、年率10%で5年間除染を継続

B区域 1a) 3カ月滞在後避難、10mSv/yで帰還後、除染なし  
1b) 3カ月滞在後避難、10mSv/yで帰還後、年率20%で5年間継続除染)  
2) 1カ月滞在後避難、5mSv/yで帰還後、除染なし)

C区域 除染の効果も含め、2014年3月時点で2011年9月(5mSv/y)に比べて50%線量低下

D区域 除染の効果も含め、2014年3月時点で2011年9月(2mSv/y)に比べて50%線量低下

E区域 2011年9月時点で0.5mSv/y、除染は行わない

図5 (A) がんによる死亡率 および

(B) 地域区分ごとの今後30年間の累積被ばく量の試算結果

注) 食品由来については人が摂取する食品すべてが基準値をぎりぎり満たすレベルとするなど  
極端なシナリオで試算を行っている



## ② 直接被ばくに関して外部被ばくシナリオ以外に考慮すべき事項

### ア 事故直後の放射性プルーム飛来時のキセノン ( $^{133}\text{Xe}$ ) 等の寄与の試算

Bq 単位でみた放出量推計では  $^{133}\text{Xe}$  が最大量を占めており、千葉市の日本分析センターにおける 2011 年 3 月 15 日の測定値[1]では、 $^{133}\text{Xe}$  が空間線量率の急増に主に寄与していた。ピーク時の空間線量率が  $0.5 \mu\text{Sv/h}$  程度であったこの場所での 3 月 14~22 日の 9 日間平均の大気中濃度は  $1,300\text{Bq/m}^3$  と報告されており、3 月 15 日のピーク時はこれより 2 ケタ程度高い濃度まで上昇した可能性がある。地域間の空間線量率の比でみると、計画的避難区域では千葉市の値より 3 ケタ程度高かったが、核種別の測定データが得られておらず、これらの地域についての評価は困難である。ただし、 $^{133}\text{Xe}$  については、肺内に取り込んだ空気中からよりも、体外から受ける線量の寄与のほうが大きく、内部被ばくの評価の必要性は低いと考えられてきている。福島県浪江町では 3 月 15 日に  $300 \mu\text{Sv/h}$  程度の線量が観測されており、仮にこれに 3 日間継続して直接被ばくした場合には、 $20\text{mSv}$  程度の被ばく量となる。

### イ 事故後初期のヨウ素の内部被ばく

事故後 1 週間~1 ヶ月程度までは、 $^{131}\text{I}$  の内部被ばく、外部被ばくの寄与が相対的に大きいと考えられるが、当時の大気中のヨウ素濃度、空間線量に占めるヨウ素の寄与に関する実測データが十分にはない。地域別の評価を行うには空間分解能の高いシミュレーションが必要である。また、事故直後に線量の高い地域の住民に対して行われた甲状腺被ばくの検査データ、ホールボディカウンター（以後、WBC<sup>†</sup>）による全身被ばく量の測定データなどについて、精査が必要と考えられる。なお、甲状腺という臓器固有の被ばく量（等価線量）と、全身について評価する実効線量を適切に使い分けることが必要である。

## ③ 飲食物由来の内部被ばく

事故後、食品、水道水に関する暫定基準が定められたが、核種ごとの半減期や物性を考慮して、ここでの中長期的な被ばくの試算対象として、食品中のセシウムに絞る。当初の暫定基準は  $500\text{Bq/kg}$ 、2012 年 4 月からの新たな基準は  $100\text{Bq/kg}$  で、これは年間  $1\text{mSv}$  に相当する（正確には水道水に割り当てられた分を除く必要があるが、簡略化してこれは考慮しない）。事故以降約 1 年間の検査結果では、 $100\sim 500\text{Bq/kg}$  の間の検出事例は少なくないが、陰膳方式<sup>6</sup>で食事全体を検査した結果や、WBC による測定結果では、食事由来の実際の摂取量は、基準値に比べて小さい。従って、ある個人が摂

<sup>6</sup> 食品安全委員会「食品の安全に関する用語集（第 4 版）」（2008 年 10 月）によれば、調査対象者が食べた食事と全く同じものの 1 日分を食事試料として、食事全体を一括して分析し、1 日の食事に含まれる食品添加物や農薬などの摂取量を総量を測定する方式をいう。これにより、調査対象者が食べた食品に由来する化学物質の摂取量を推定することができる。通常は、調査に協力してもらう家庭で 1 人前多く食事を作ってもらい、それを試料とする。

取する食品すべてが基準値をぎりぎり満たすレベルという状況が起こることは実際には考え難いが、ここでは、「第5章(1)①空間線量率と滞在時間シナリオに基づく外部被ばく量の試算」で示した外部被ばく量との対比として、極端なシナリオの下で試算を行った。

期間として外部被ばくの試算と同じ30年をとると、1 mSv/y をもとに設定された基準値ぎりぎりの食品を摂取し続けた場合の預託実効線量の累積値は30mSv となる

( $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の比を考慮した場合には約24mSv)。一方、先に述べた通り、半減期約2年の  $^{134}\text{Cs}$  は比較的早い段階で減衰するため、同じ農地で農作物を生産し続け、同じ割合で土壌から作物に移行が続いた場合でも、作物経由での被ばく量は減少するはずである。 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  の預託実効線量への換算係数の差異も考慮すると、当初の100Bq/kg は、30年後には約21Bq/kg 相当にまで減衰し、30年分の預託実効線量の累積値は約10.8mSv となる。なお、第4章(2)④で述べた陸地から海へのセシウムの移動のために、水産物については汚染度が維持されてしまうと仮定し、全食品に対する水産物の摂取割合を実績値より多めの10%と仮定した場合には、累積値は12.2mSv となる。

これらの値について、本章(1)の「① 空間線量率と滞在時間シナリオに基づく外部被ばく量の試算」で求めた外部被ばく量との比較のため、図5に示した。減衰による線量低下を考慮した場合では、A～D区域では外部被ばく量を下回るが、E区域では外部被ばく量を上回る。減衰した分、作付を行う農地が拡大して基準ぎりぎりの作物が供給されると考えた場合には、D区域でも外部被ばく量を上回る。なお、食品は全国に流通するため、F区域（事故由来の放射性物質の降下による外部被ばくが無視しうる地域）についても、この試算は概念的にはあてはまる。

#### ④ 除染作業、廃棄物処理に関わる従業者の被ばく

除染現場、特に側溝など放射性物質が濃縮されやすい場所の除染に従事する際には、一時的にせよ、周囲の空間線量よりも1ケタ以上高い線量を受ける可能性がある。実際の被ばく量は、作業の継続期間や、汚染された土壌、泥などとの接触状況に大きく依存すると考えられ、現時点では定量的な推計は困難である。除染電離則によって従業者に適用される被ばくの限度は5年間で100mSv であり、本章(1)の①で計算したA地域の住民の被ばく量の最大値をさらに僅かに上回る。住民の除染への参加については、従事する時間が短ければ、累積被ばく量に与える影響は小さいと考えられるが、ボランティアとして長時間従事する場合について、どの程度の被ばく量となるか、実態把握を行う必要がある。

## (2) 被ばくによる健康被害の評価

放射線による健康影響については、1グレイ（以後、 $\text{Gy}^{\dagger}$ ）以上の高線量を一度に受けることによって、人体の各組織に直接障害をもたらすが、その障害の発症には、それぞれの障害に対応したしきい線量が存在すると考えられている。1 Gy以下の線量でしきい線量が存在するものとして、男性の一時的不妊の0.1 Gyや造血系の機能低下の0.5 Gy

が挙げられている[18]。

一方、比較的低い線量でも、放射線被ばくによる遺伝子の損傷をもたらし、その修復にともなうエラーが遺伝子の突然変異や染色体異常を生じてがんの発症リスクを高めることが知られている。放射線によるがんの発生は、100mSvを超える場合にはその死亡リスクが線量に比例して増加する。100mSv以下の低線量域では線量に比例して増加するという科学的な根拠はないが、放射線防護の立場からは100mSvを下回る線量域においても線量に比例して増加すると仮定し、広島・長崎における原爆被爆者の疫学調査から、がんによる死亡のリスクは $5 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ と推定されている[18]。図5Aにおいては、以上の記述を模式的に示している。生活習慣等による、日本人のがんの自然発生による死亡率が30%であることを踏まえると、100 mSv以下の線量によるがん死亡率の増加は小さいことがわかる。

今回の事故による住民への影響については、福島県県民健康管理調査の基本調査における先行調査地域（川俣町（山木屋地区）、浪江町、飯舘村）の外部被ばく量の推計結果によれば、9,747名のうち実効線量が10 mSvを超えたのは71名で、最大は23mSvであった。県民健康管理調査検討委員会は、放射線による健康影響があるとは考えにくいと評価している（2012年3月20日発表）[19]。

事故の収束にあたった作業員について、実効線量が100 mSvを超えて被ばくした作業員は167名に上る（2012年1月末現在）[20]。また、主に放射性ヨウ素の体内摂取により内部被ばく量が高くなった作業員が発生した（預託実効線量の最大値は590mSv）。これらの作業員についての健康診断では、これまで健康影響は確認されていない。

実効線量を単純にリスクの増加に対比させることは望ましくないとされている[18]。あくまでも、各シナリオにおいて推計される30年間の被ばく量による健康影響の概略を理解する補助として、図5AならびにBの横軸を揃えて示す。また、図5Aの横軸上に△で示したのは、日本人が自然放射線から浴びるとされている年間約1.5 mSvの30年間の累積被ばく量である。基準値濃度の食品を30年間摂り続けた場合でも、それにより追加される被ばく量は、自然放射線によるものよりも小さいことがわかる。

## 6 提言

本分科会では、現存する信頼できるデータに基づいて、東電福島第一原発事故に起因する健康影響評価を推定した。しかし、本分科会が試行した放出から健康影響評価に至る複数の研究結果の統合結果自体の信頼性評価には、本来その基礎数値となる測定・推定結果の信頼性情報（以下、不確かさ情報）が公表されていることが必要であるが、実際にはその種の情報が付随されていないものが多くあった。

しかし、現在の十分とは言えないデータや情報に基づいた試算からも、今後適切な累積被ばく線量についての管理を行い、健康状態を正確に把握することの重要性が示唆された。

本提言において検討した複数の被ばく経路別に推定した被ばく量と健康影響に基づき、その影響を最小化するために、さらに今後、放射線被ばくによる健康影響評価を改善するために、以下の6つの提言を行う。

### (1) 東電福島第一原発の事故による国民の健康影響を減らすために

東電福島第一原発の事故による国民の健康影響を減らすために、関連する政府・自治体・学术界に対して3つの提言を行う。

#### 提言 1：

政府・自治体は、学术界と協力して、既に放射線被ばくを受けた人、特に子どもや胎児の健康を守るために、事故直後被ばく量の推定精度の改善、ならびに累積被ばく量の測定を今後も継続して実施すべきである。また政府・自治体が行っている継続的な住民健診・検診については、健康状態を把握し、異常があれば速やかに対応するために、適切に校正されたホールボディカウンタを備え、甲状腺超音波検査や血液検査のできる体制を構築すべきである。万一、健康異常を発見した際には、住民が速やかに適切な治療を受けられるよう、地域での医療体制を整えるべきである。政府・自治体は、初期の被ばく量あるいは累積被ばく量の高い人に対して、今後の放射線被ばくを可能な限り小さくすることは勿論、放射線被ばく以外の発がん要因に関わる健康管理も徹底し、住民が高い健康状態を維持できるような体制を構築すべきである。

#### 提言 2：

政府・自治体は、住民帰還・除染作業などで今後起こりうるさらなる被ばくによって、累積被ばく量が健康に影響を与える可能性のある水準とならないように、住民帰還後にわたる除染目標の設定、除染作業の管理など適切な施策を実施すべきである。

#### 提言 3：

我が国の学术界は、発がん率、がん死亡率に関する低放射線量に対する線量反応曲線を推定するための適切な生物学的・医学的基礎研究ならびに疫学研究を計画し、政府・自治体の協力の下に実施し、そこから得られた知見の統合を通じて低線量放射線の健康影響の実態を把握し、そこから導かれる方策を速やかに住民の健康管理に反映させるべ

きである。

**(2) 放射線被害の現状と今後についての評価、および健康影響のより正確な推定のために**

放射線被害の現状と今後についての評価、および健康影響のより正確な推定のために以下の3つの提言を行う。

**提言 4 :**

東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射能汚染の実態と健康被害をより正確に把握し、科学的根拠に基づき適切な除染と健康被害防止のための政策を選択し実行するために、我が国の政府と学术界が、本提言のアプローチが示すような、放射能健康影響評価の全貌を把握するための領域横断的研究体制を協働して構築することを求める。

**提言 5 :**

政府は、健康影響評価に資する評価研究を促進するために、事故を俯瞰するのに必要なデータ、健康影響の推定精度に大きな影響を与えるデータ、健康影響に対する被害を避ける政策決定の根拠となるデータの迅速かつ着実な収集の仕組み、ならびに多くの研究者が利用・分析可能な標準化された様式で、データを提供する一元的な仕組みを確立すべきである。また学术界が、提供されたデータの妥当性・信頼性を確認できる仕組みも必要である。この種の仕組みは、今回の事故のみならず、国民生活に影響を与える可能性のある災害・事故被害の減少に資する仕組みとしても、今後整備されることが望ましい。

**提言 6 :**

放射線量に関わる測定やモデルに基づく推定に関わる機関・研究者は、放射線健康影響評価の基礎数値となる様々な測定結果・推定結果には、不確かさ情報を付随させて公表することが求められる。また、不確かさ情報に基づいて、測定結果や推定結果の精度管理あるいは改善を計画し実施する必要がある。

## 7 今後の検討課題

第6章における6つの提言に加え、今後、特に学术界による解決を要する5つの検討課題について、以下に述べる。

### (1) 放出・拡散・被ばく・健康影響に関わるモデリング、データ解析技術の向上

様々な分野の研究者が協働して行う大気・海洋拡散シミュレーションの精度改善を、今後も継続する必要がある。特に、数値モデルの精緻化、逆推定やデータ同化などデータ解析による放出源情報やモニタリングデータの欠測対応技術の向上など、シミュレーションの充実が必要である。一方、このように広い範囲に飛散した放射性物質の沈着・移行、さらに被ばく経路と健康影響の把握には、放射線防護分野と地球科学分野の双方の連携が必要である。

### (2) 放射線健康影響評価とその考え方に関わる学術的根拠の補強

これまで、低線量の放射線影響については、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）や米国の電離放射線の生物影響に関する委員会（BEIR）などによる膨大な数の科学論文のレビューがされてきた。線量反応関係、線量・線量率効果、しきい値の存在など様々な観点からの考察に基づき、国際放射線防護委員会（以後、ICRP）は放射線防護への適用、つまりリスク管理や規制上のツールとして、しきい値なしの直線モデル（以後、LNT モデル）を仮定し、放射線防護概念の基礎としている。この考え方に基づく ICRP 勧告[18]は、国際的に広く受け入れられ、世界各国の放射線安全関連法令にも取り入れられてきた。

しかし、低線量放射線によるがんの発生頻度は、自然発がんに隠れてしまうほどの小ささしかないため、疫学調査の結果には大きな不確かさが見られ LNT モデル自体を検証するにたる学術的根拠は不十分であった。大規模かつ包括的な研究を早急に開始する必要がある。特に、小児の発がんリスクについては、国民から高い関心が寄せられるとともに不安の原因ともなっているため、そのリスク評価などを研究することが求められている。

例えば、広島・長崎の原爆被爆生存者の疫学調査は、観察期間が長く、個々の部位別のがんに対して、種々の統計解析手法の適用が試みられており、今後も現存する最大の母集団からのデータとしての十全な解析が期待される。

更に、疫学調査の統計学的不確かさを埋める根拠として、生物学研究によるメカニズムの解明も今後の課題である。低線量放射線被ばくによる遺伝子損傷の分子生物学的研究は古くから行われてきたが、近年のバイオテクノロジーの進展は新たな研究方法を提供し、低線量放射線による遺伝子損傷の分子生物学的視座からの研究が可能である。

### (3) 初期の予防原則に基づく対策・基準設定から中長期的な学術的根拠と費用対効果分析に基づく対策・基準設定への移行

環境に放出された放射線の影響は長期間に及ぶだけではなく、人為的に消失させるこ

とができない。さらに、長期にわたる低線量の放射線が人体にどのような影響を与えるのかについては、未だ科学的知見が十分とは言えない。

放射線が人体に何らかの回復しがたい影響を与えることを前提として、国は、放射線管理区域を設定し、放射性物質の管理を厳格に行うなど、「予防原則<sup>†</sup>」に沿った施策を実施してきた。事実、人の居住地に関しては、空間線量の高低、人体に与える影響の大小に応じて、強制的避難、除染が、また、内部被ばくに関しては、食品検査等が予防原則に基づいて行われている。

しかし、それらの基準の設定については、政策決定のプロセスと根拠が明確でなかったことは否定できず、国民の間に不信感を植え付けることにもつながってきた。これら、政策決定のあり方について、今回の事故以降改めて明らかになったことは、科学的な因果関係や事実の把握がそもそも不明確な場合に、何を根拠として政策決定を行うことが合理的であるかについて、科学的な議論や検討がなされていないということである。今後も、放射性物質の沈着が著しい地域の土地を所有する住民の帰還など、人類史上に有効に参照できる前例に乏しい重要な問題が山積する。これらに対して、費用対効果分析に人間的価値の判断も配慮した政策決定のプロセスの在り方について、学术界が文理の枠を超えた検討を行うことが必要である。

#### (4) 学术界による社会とのリスクコミュニケーションの強化

今回提起されたのは、科学的な知見に基づくリスクとその評価をどのような形で社会に情報として提供するかという、科学者にとって極めて重要な問題である。どのようなリスクが存在するのかが納得可能な形で説明されていないために、多くの人々が不安を抱えている状況が発生しているにもかかわらず、その時点では、まだリスクが科学的には十分検証できていない場合、科学者はどのように情報提供を行うべきかについて十分検討されて来なかった。また、客観的な「科学的事実」の範囲や定義が明確でないために、科学的事実と将来に対する前提に依拠しうる事実の科学的影響評価が混同され、現時点ではまだ不確かさの大きい評価が、あたかも事実として流布することともなった。特に、科学的データの適切な収集方法についての情報が十分ではなかったため、正確な人体への影響を予測することの困難が情報の混乱に拍車をかけた。

今回の事態を踏まえて、今後、科学的に明確な結論が出しえない時点において、どのような形で情報提供を行うことが適切かについて、十分に検討する必要がある。

さらに、リスクコミュニケーションの一環として、放射線教育および放射線関連業務に関わる人材の育成に取り組み、医療関係者（医師、看護師、保健師、助産師、薬剤師、獣医師など）の教育の強化が必要であり、今後の検討課題である。

#### (5) 本提言自体の限界

最後に、本提言の限界も明らかにしておかなければならない。本分科会は、可能な限り既存のデータを収集して、とりまとめる努力を行ったが、われわれがアクセスすることができなかった資料が多いことも確かである。

特に、東電福島第一原発で事故収束作業のために働く方々に対する被ばく量評価や健康影響評価については、本分科会では十分な情報を収集できなかった。日本学術会議では、2010年7月1日に提言「放射線作業員の被ばくの一元管理について」を発出し、関連法令の改正を含めた放射線作業員の被ばくの一元管理の必要性を指摘した。このことを含め、今後、日本学術会議が検討を進めるべき課題である。

また、人体への放射線の影響は、複合的なもので、その寄与の大まかな割合は科学的に推定することはできても、それはあくまで確率的推定でしかない。それぞれの個人について実際にどのような影響があるかについては、今回のような方法では科学的に明らかにすることはできない。本分科会は、これらの限界を十分に自覚した上で、この提言をとりまとめたものである。



## ＜用語の説明＞

### 被ばく（内部被ばく、外部被ばく）

生体が放射線にさらされること。体内に存在する放射性核種から放出される放射線による被ばくを内部被ばく、体外の放射線源から放出される放射線による被ばくを外部被ばくという。外部被ばくと内部被ばくの影響は実効線量として合算して評価することができる。

### 核種（放射性核種）

原子核は、陽子と中性子で構成されている。陽子数と中性子数を指定することにより原子核を識別できる。陽子数と中性子数で指定した原子核を核種という。原子核には安定な原子核とアルファ壊変やベータ壊変を起こし、陽子数や中性子数が変化する不安定な原子核がある。このよう壊変を引き起こす核種を放射性核種という。ガンマ壊変では、通常非常に短い時間で壊変が起こり、陽子数や中性子数は変化しない。しかし、ガンマ線がゆっくりと放出される核種があり、これらは準安定状態からのガンマ壊変といい、このような準安定状態の核種も放射性核種という。

### 半減期

放射性核種は、アルファ壊変やベータ壊変を起こして陽子数や中性子数の異なる核種へ変化する。ガンマ壊変では陽子数や中性子数は変わらないが、準安定状態のエネルギーが変化しエネルギーの低い状態へ変化する。このために初めの核種の数は一時間とともに減少する。初めに存在した核種の数が半分にまで減る時間を半減期という。

### 放射性プルーム

煙突から煙のように流れ出る雲のようなものをプルームという。原子爆弾の爆発や原子炉事故などにより放射性物質が放出されると、放射性物質を含んだ気体のかたまりが煙の流れのように流れていく。このような放射性物質を含んだ気体のかたまりを放射性プルームという。

### 線量（高、低、空間、しきい、等価、実効、預託実効）

放射線量を意味する。単位質量あたりの物質に吸収された放射線のエネルギー量を示す指標。物質 1kg 当たりに吸収されたエネルギー (J: ジュール) として示す吸収線量、臓器・組織の吸収線量に放射線の種類による影響の度合いを考慮した放射線加重係数を乗じた等価線量、臓器・組織の放射線感受性の違いを考慮した組織加重係数を各等価線量に乗じて和をとった実効線量などがある。内部被ばくの場合、成人は 50 年間、小児は 70 歳までの期間に各臓器に吸収されるエネルギーに基づき評価されるため、預託実効線量と呼ばれる。空間のモニタリングには周辺線量当量という単位が用いられる。

### 単位（ベクレル (Bq)、シーベルト (Sv)、グレイ (Gy)）

放射能の単位は Bq（ベクレル）で、1Bq は一秒間に 1 回放射性核種が壊変して放射線を

出すことを意味する。吸収線量の単位は J/kg で、特別名称として Gy (グレイ : 1J/kg=1Gy) が用いられる。等価線量と実効線量の単位には Sv (シーベルト) が用いられる。

## WSPEEDI-II

日本原子力開発機構が 2009 年に発表した、原子力施設の事故による放射性物質が異常放出された際に、放射性物質の大気拡散や放出地点を推定するためのシミュレーションシステム。1997 年に開発した Worldwide version of System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information の第 2 版を意味する。

## ホールボディカウンター (WBC)

全身の体内の放射性核種から放出されるガンマ線を体外の検出器で測定する装置。透過力が弱く体外に出てこないアルファ線やベータ線は測定できない。測定装置を外側から完全に覆って外部の放射線を遮蔽するタイプや開放型のタイプなど、複数の種類がある。測定時点に存在する体内の放射性核種のみが評価可能で、内部被ばく線量推定には、放射性核種の摂取シナリオや計算モデルが必要になる。

## 予防原則

1992 年の国連環境開発会議リオ宣言で、地球環境への不可逆的影響を避けるために、科学的根拠が不確実でも予防的対策を先行させ、起きる恐れのある被害を防止すべきという原則が合意されている。国際社会で合意された厳密な定義がなされているわけではないが、例えば、UNESCO の COMEST (World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology) は、2005 年 3 月に “The Precautionary Principle” を発表して、議論の出発点としての定義として、「人間の活動が、倫理的に受け入れがたい悪影響を与える可能性があるが、それが不確かなとき、その悪影響を避けるあるいは最小化する行動をとらなければならない。ここで、倫理的に受け入れがたい悪影響とは、命や健康を脅かすあるいは重篤かつ取り返しのつかない、現在または将来の世代間に対して不公平なものとなる、あるいはその影響を受ける人の権利を十分に尊重しないにも関わらず課される人間あるいは環境への悪影響を指す」を提案している。この提案の中で、悪影響の可能性自体の判断は、科学的分析を前提にするのが望ましいとされている、対策の選択を検討する際には、科学的分析が継続中であることも推奨されている。また、ここでいう不確かさとは、因果関係や、悪影響が及ぶ範囲となる場合を想定しているが、それに限定する必要はないとも述べられている。また、この定義における行動とは、悪影響が生じる前にそれを取り除くあるいは最小化することを目指して行われる介入とされており、行動の選択を行う際には、その結果の良い面と悪い面とを配慮と、行動を行った場合と行わない場合の意義についての倫理的評価を行い、生じうる悪影響の重篤性に応じたものとなることが望ましく、行動は、一般参加型のプロセスの結果として選択されることが望ましいとされている。

## <参考文献>

- [1] (財)日本分析センター、「日本分析センターにおける空間放射線量と希ガス濃度調査結果⑭」、2012年2月29日。 [http://www.jcac.or.jp/senryoritu\\_kekka.html](http://www.jcac.or.jp/senryoritu_kekka.html).
- [2] 原子力災害対策本部、「発電所から大気への放出量の評価、国際原子力機関に対する日本国政府の追加報告書－東京電力福島原子力発電所の事故について－（第2報）」、II. 4. (1)、2011年9月。
- [3] 原子力災害対策本部、添付資料IV-2、「東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る1号機、2号機及び3号機の炉心の状態に関する評価クロスチェック解析、原子力安全に関するIAEA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の事故について－」、2011年6月。
- [4] (独)日本原子力研究開発機構、「福島第一原子力発電所事故に伴う $^{131}\text{I}$ と $^{137}\text{Cs}$ の大気放出量に関する試算(Ⅱ)－3月12日から15日までの放出率の再推定－」、第63回原子力安全委員会資料第5号、2011年8月。
- [5] Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhardt, J. F., Eckhardt, S., Tapia, C., Vergas, A. and Yasunari, T. J. Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, Vol.11, pp.28319-28394, 2011.
- [6] 原子力災害対策本部、「放射性物質の海水中への放出量の評価、原子力安全に関するIAEA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の事故について－」、VI. 2、2011年6月。
- [7] 気象庁気象研究所地球化学研究部、環境・応用気象研究部、第5章、「福島第一原子力発電所事故から海洋に放出された人工放射性核種、環境における人工放射能の研究2011」、ISSN 1348-9739、2011年12月。
- [8] 小林卓也、川村秀之、古野朗子、「海洋放出量推定と海洋拡散プロセスの解析」、日本原子力研究開発機構公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、発表資料、2012年3月。  
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/jaea3.pdf>
- [9] Kawamura, H. Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of  $^{131}\text{I}$  and  $^{137}\text{Cs}$  discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster, *J. of Nuclear Science and Technology*, Vol. 48, No.11, pp.1349-1356. , 2011.
- [10] Morino Y., T. Ohara, and M. Nishizawa. Atmospheric behavior, deposition and budget of radioactive materials from Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011, *Geophys. Res. Lett.*, 2011.
- [11] 大原利眞、森野悠、「放射性物質の大気輸送・拡散シミュレーションの現状と課題」、日本原子力研究開発機構公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境

- 放出と拡散プロセスの再構築」、発表資料、2012 年 3 月。  
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/taikikakusan1.pdf>
- [12] 田中泰宙、猪股弥生、五十嵐康人、梶尾瑞王、眞木貴史、関山剛、三上正男、千葉 長、  
「気象研究所全球モデルによる放射性物質輸送シミュレーションの現状と課題」、  
2011 年度気象学会秋季大会、2011 年 11 月。
- [13] 滝川雅之、「領域化学輸送モデル WRF/Chem を用いた放射性ヨウ素・セシウムの沈着  
量分布推定」、日本原子力研究開発機構公開ワークショップ「福島第一原子力発電所  
事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、発表資料、2012 年 3 月。  
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/taikikakusan2.pdf>
- [14] 日本学術会議、東日本大震災対策委員会、東日本大震災に対する第二次緊急提言『福  
島第一原子力発電所事故後の放射線量調査の必要性について』、2011 年 4 月 4 日。  
<http://www.scj.go.jp/ja/info/jishin/pdf/t-110404.pdf>
- [15] 文部科学省、平成 23 年度科学技術戦略推進費「放射性物質の分布状況等に関する調  
査研究」、2012 年 3 月 13 日。
- [16] 文部科学省、平成 23 年度科学技術戦略推進費『放射性物質による環境影響への対策  
基盤の確立』、2011 年。
- [17] 青山道夫ら、「パネルディスカッション大気放出と拡散について」、資料 3、日本原子  
力研究開発機構公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡  
散プロセスの再構築」、2012 年 3 月。  
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/index.htm>
- [18] ICRP. The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological  
Protection. ICRP Publication 103, 2007.
- [19] 福島県民健康管理調査検討委員会、『福島県民健康管理調査「基本調査（外部被ばく  
線量の推計）」の概要について（第 2 報）』、2012 年。  
[http://wwwcms.pref.fukushima.jp/pcp\\_portal/PortalServlet?DISPLAY\\_ID=DIRECT&  
NEXT\\_DISPLAY\\_ID=U000004&CONTENTS\\_ID=24809](http://wwwcms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U000004&CONTENTS_ID=24809)
- [20] 東京電力株式会社、「福島第一原子力発電所作業員の被ばく線量の評価状況について」、  
2012 年。 <http://www.tepco.co.jp/cc/press/12013104-j.html>

## <参考資料 1> 東日本大震災復興支援委員会放射能対策分科会 審議経過

2011 年

- 11 月 16 日 日本学術会議幹事会（第 140 回）  
東日本大震災復興支援委員会放射能汚染対策分科会設置・委員決定
- 12 月 8 日 放射能汚染対策分科会（第 1 回）  
○基本的考え方、放射能汚染と被ばくに関わる情報源等について
- 12 月 28 日 放射能汚染対策分科会（第 2 回）  
○全体俯瞰図、データマップ第一次案、データソース等について

2012 年

- 1 月 8 日 放射能汚染対策分科会役員会（第 1 回）  
○提言案の骨子等について
- 1 月 16 日 放射能汚染対策分科会（第 3 回）  
○シミュレーションモデル、放射線による健康被害、今後の審議  
について等
- 1 月 19 日、20 日  
放射能汚染対策分科会による福島県福島市、南相馬市および相馬市  
への現地調査
- 2 月 12 日 放射能汚染対策分科会役員会（第 2 回）  
○提言案の骨子等について
- 2 月 17 日 放射能汚染対策分科会（第 4 回）  
○今後の審議について等
- 3 月 7 日 放射能汚染対策分科会（第 5 回）  
○提言案について
- 3 月 16 日 東日本大震災復興支援委員会（第 3 回）  
○放射能汚染対策分科会の名称を「放射能対策分科会」に変更すること  
に関する提案について承認  
○放射能対策分科会提言（案）について報告・審議
- 3 月 26 日～4 月 1 日  
放射能対策分科会提言（案）について、会員及び連携会員から意見を募集
- 4 月 3 日 東日本大震災復興支援委員会（第 4 回）  
東日本大震災復興支援委員会放射能対策分科会提言（案）  
『放射能対策の新たな一歩を踏み出すために ―事実の科学的探索に基  
づく行動を一』について報告・審議

以下の＜参考資料 2＞ならびに＜参考資料 3＞は、本分科会提言をとりまとめるにあたって、分科会委員および専門家が共同して作成した基礎資料を編集したものであり、提言本体はこの資料の内容を取捨選択し、要約したものである。

## ＜参考資料 2＞ 第 4 章(1) 放出量の推定に関する補足

### 1) 放射性物質の事故前原子力発電所 1 号炉から 4 号炉内までの存在量

放射性物質を放出した東京電力福島第一原子力発電所 1 号炉から 3 号炉原子炉内核燃料、並びにその可能性のある 4 号炉使用済み核燃料について Stohl ら[1]によれば、事故前に 1 号機から 3 号機に原子炉内にはセシウム 137 が、それぞれ、 $2.4 \times 10^{17}$  Bq、 $3.5 \times 10^{17}$  Bq、 $3.5 \times 10^{17}$  Bq、合計  $9.4 \times 10^{17}$  Bq、4 号機の使用済み核燃料については  $1.1 \times 10^{18}$  Bq が存在（1-4 号機合計では  $2.2 \times 10^{18}$  Bq）していたことを燃料棒の本数と ORIGEN コード[2]を用いて推定している。

### 2) 原子炉状態解析結果に基づく推定の不確かさ

原子力安全・保安院が原子力安全基盤機構の支援を受けて、シビアアクシデント解析コード MELCOR (Methods for Estimation of Leakages of Release) を用いて行った原子炉状態解析結果に基づく放出量推定は、原子炉内温度並びに破損の状況についての観測が行われていないため、種々のパラメータを変化させることで推定結果がどの程度変化するかを調べる「感度解析 (Sensitivity Analysis)」がなされている原子力災害対策本部報告書によれば、第 2 号機からのヨウ素類およびセシウム類の放出割合の推定値が感度解析における最小値と最大値で約 20 倍の開きがある[3]。従って、この方法による総放出量の推定値には、ヨウ素 131 では、 $0.3 \sim 8 \times 10^{17}$  Bq、セシウム 134 :  $0.4 \sim 9 \times 10^{16}$  Bq、セシウム 137 :  $0.3 \sim 8 \times 10^{16}$  Bq と大きな不確かさが付随し、この不確かさを減少するためには、他の推定方法が必要である。

### 3) WSPEEDI-II を用いた逆推定の不確かさ

WSPEEDI-II を用いた放出量の逆推定は、概ね次のような手続きである。

まず、東電福島第一原発から放射性物質が単位量放出された場合、WSPEEDI II を用いてモニタリング地点にどの程度拡散するかが試算される。次に、モニタリング地点でのダストサンプリングないしは空間線量値が、試算値の何倍になったかを調べて、東電福島第一原発地点の放出率を逆算する。最後に、それらの逆推定値の平均値を算出するという方法が用いられている。しかし、現時点ではこの推定値がどの程度の不確かさを持つかについては、提示されていない。一方、遠隔地などの観測値を考慮した Stohl らが、セシウム 137 について、 $3.6 \times 10^{16}$  Bq の放出量推計値を算出すると共に、モデル当てはめ残差情報に基づいて  $2.3 \sim 5.0 \times 10^{16}$  Bq という不確かさ情報付きの推計値を報告している[1]。また、この国外研究では、1-3 号炉並びに 4 号炉使用済み核燃料からの放出量も推定しており、4 号炉の寄与を 1、3 号炉以上としていることも特徴的であり、3 月 20 日に 4 号炉使用済み

核燃料への注水を開始した直後に劇的に放出量推定値が減少したことをもって、注水の効果があったとの報告がされている。しかしながら、4号機からの大量放出を示す証拠は乏しく、それを事前情報として解析に用いた Stohl らの解析については、更なる検証が必要である。

一方、JAEA の WSPEEDI-II を利用した逆推定については、Stohl の推計手続きに比べて、測定誤差が独立と考えられるモニタリング地点の数が少なく、偏りは小さいかもしれないが推定値のばらつきは大きい可能性もある。実際、JAEA と比較的類似した方法で環境モニタリングデータから放射性ヨウ素並びにセシウムの大気放出量推定を行った名古屋大学の平尾茂一・山澤弘美氏らの 2011 年 3 月 8 日の報告資料にはこの種の逆推定の不確かさを評価すべきという問題意識が示されている[4]。

第 3 回放射能対策分科会の議論では、Stohl らの分析のモデル誤差は、東電福島第一原発周辺での初期の放出の拡散の再現性が高い WSPEEDI II による逆推定に比べて大きいのではないかという意見もあった。また、第 4 回放射能対策分科会での日本原子力開発機構永井晴康氏からのヒアリングにおいては、Stohl らが、存在が確認されていない 4 号機からの放出が著しく小さくなったと主張する 3 月下旬以降 Stohl らの推定と JAEA の推定とは整合している旨の回答もあり、本分科会では現時点では JAEA の逆推定値を主要な推定方式として位置付けた。なお、2012 年 3 月 8 日に行われたワークショップの議論の中では、主に福島県内の観測値点に基づいて行われた JAEA 逆推定が海側放出量を過小評価していることも指摘されていると共に、Cs137 に関する Stohl らの結果についての疑義も示されていた[5]。

なお大気への放出量推計では、多くの報告が 4 月上旬をもって 1 日放出量の推定値がその不確かさ推定値とほぼ同じとなっている。しかしながら、これを理由に 4 月上旬以降の長期累積放出を無視することができるということとはならないことに十全の注意が必要である。むしろ、少なくとも原子炉内の核燃料が十分低温になり物理学的に放射性物質の放出が起きえない状況となった時点までは、放出量の累計値を算定し、累計値の不確かさを評価する必要があると考えられる。

#### 4) 海水への放射性物質の流出

海水への初期の高濃度放射能汚染水の主要流出は、原子力災害本部の資料では 4 月 1 日から 4 月 6 日にかけて 2 号機タービン建屋からトレンチを経由したものと推定されている。これは、1-4 号機の地下に溜まっている汚染水の濃度と流出した高濃度汚染水との比較に基づいている。その流出量推計はヨウ素 131 :  $2.8 \times 10^{15}$  Bq、セシウム 134 :  $9.4 \times 10^{14}$  Bq、セシウム 137 :  $9.4 \times 10^{14}$  Bq となっている。このほかにも、汚染水貯蔵のため、4 月 4 日から 4 月 10 日に低レベル汚染水放出、5 月 10 日の 3 号機取水口付近からの流出なども別途報告されている[6]。しかしこれらの推計値は、流出を発見した時点における流出状況の観察に基づいて推計した値である。しかし、これ以外の発見されていない流出の存在については、定かではない。また、この流出量推定は、この提言の本文で例示した気象研究所や日本原子力研究開発機構が逆推定した結果とも整合しない。しかし、逆推定の結果は概ね

整合的であり、推定値の不確かさ評価も行っている気象研究所の結果を当面主要な解析結果としている。

#### 参考文献

- [1] Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhardt, J. F., Eckhardt, S., Tapia, C., Vergas, A. and Yasunari, T. J. (2011), Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, Vol.11, pp.28319-28394.
- [2] Oak Ridge National Laboratory (2005) SCALE: A Modular Code System for Performing Standardized Computer Analyses for Licensing Evaluations, ORNL/TM-2005/39, Version 5, Vols. I-III, Available from Radiation Safety Information Computational Center at Oak Ridge National Laboratory as CCC-725.
- [3] 原子力災害対策本部(2011/06)添付資料IV-2 東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る1号機、2号機及び3号機の炉心の状態に関する評価クロスチェック解析、原子力安全に関するIAEA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の事故について―
- [4] 平尾茂一(2012/03)環境モニタリングデータに基づく放射性ヨウ素・セシウムの大気放出量推定、日本原子力研究開発機構公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、発表資料  
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/taikihoushutsu1.pdf>
- [5] 日本原子力研究開発機構公開ワークショップ(2012/03)「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」公開ワークショップパネルディスカッション資料1、<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/panell1.pdf>.
- [6] 原子力災害対策本部(2011/06) VI. 2. 放射性物質の海水中への放出量の評価、原子力安全に関するIAEA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の事故について―.



### ＜参考資料 3＞ 第 4 章(2) 陸、大気、水、固体圏での放射性物質の循環、拡散、濃縮動態の補足

本提言第 4 章(2)については、他分科会も含め多くの関連研究者の協力に基づく作業が行われ、提言本文においても大幅な要約を行わざるを得なかった。＜参考資料 3＞は、提言本文で記載しきれなかった原資料を示す。

#### ア 大気拡散による初期降下の分布

放出源から大気に放出された放射性物質は、ガス状物質として、あるいは粒子状物質として輸送され、最終的には乾性沈着（重力落下と乱流等による鉛直輸送）と降水による湿性沈着によって陸面および海面に沈着する。いくつかの高解像度モデルによる計算結果によると、セシウム 137 については今回の事故で放出されたものの 25%から 37%が、北緯 32 度から 42 度の範囲の我が国の陸域に、残りが海を含むそれ以外の領域に沈着したと推定される（Kawamura et al., 2011; Morino et al., 2011; 大原・森野、2012; 田中、2011; 滝川、2012）。評価の差は、降水による洗浄率の仮定や、放出量の時間変化の仮定、気象場の計算結果の違いに起因しており、今後、他の核種のモデル間比較とともに、シミュレーション誤差の低減を行う必要がある。

大気中に放出された放射性物質は高濃度プルームを形成して、気流によって我が国の各地域に運ばれた（Yasunari et al., 2011; 図 A3-1）。

3 月 12 日の日中、原発周辺は南東の風が卓越していた。経済産業省(2011)によると、同日朝から昼過ぎにかけて東京電力福島第一原子力発電所より北西側に 15km 程度離れた片瀬(8:39-8:49)および川添(12:00-12:10)の二箇所におけるダストサンプリングが行われており、これらの結果と WSPEEDI-II とを用いたシミュレーション(堅田(2012))では ヨウ素 131 が 40TBq/時ないし 20TBq/時程度放出されたと推定されている。15:30 に生じた水素爆発の 4 時間半後に 24km 北北西に離れた南相馬市で  $20 \mu\text{Gy/時}$  の線量率を観測しているが、気塊通過後  $5 \mu\text{Gy/時}$  程度まで急速に減少していることから沈着量はそれほど多くなかったと推定される。ただし水素爆発由来の気塊が通過したと考えられる 3 月 12 日夕刻のダストサンプリングデータは現在見つかっておらず、気塊内の核種の濃度や内訳は不明である。

3 月 12 日深夜より周辺の風向は南西に変化しており、女川原発で 3 月 13 日 1:50 頃  $21 \mu\text{Sv/時}$  を計測している。13 日日中に 16 箇所で行われたダストサンプリングのうち検出下限を超えたヨウ素 131 を検出したのは太田橋(15:08~15:18、 $84\text{Bq/m}^3$ )、昼曽根(16:22~16:32、 $100\text{Bq/m}^3$ )などである。福島県原子力センター前では 16 時まで最高でも  $5.8\text{Bq/m}^3$  であったが 18:00~18:10 の観測では  $60\text{Bq/m}^3$  と急激に上昇しており、夕刻には内陸側にも輸送されたと推定されるが、12 日同様、線量率の継続的な上昇はなく、大気中を通過した放射性プルームからの寄与による線量率の増加と思われる。

14 日は昼前ごろに 3 号機の水素爆発が発生しているが、当該時刻のダストサンプリングデータは現在見つからない。また原発正門付近の風向は西向きであり顕著な線量率増加は見られておらず、また、モデル結果から、大気中に放出された放射性物質は海洋上に

流出した可能性が高い。3月14日深夜から3月15日明け方にかけて原発正門付近で顕著な線量率増加が観測され、原子力研究開発機構が東海村で行なっているダストサンプリングでも15日の4:25~4:45のサンプリングにおいて非常に高い大気中濃度( $1260\text{Bq/m}^3$ )を計測していることから、顕著な放出が当該時刻に発生し、放射性物質は、折からの北風で福島県浜通り地方を南方にむかい、関東地方にまで到達した。その後、昼過ぎにかけて気圧の谷の接近に伴い風向きが変わるにつれて関東北西部の山岳域に輸送され、降水によって湿性沈着したと推定されている。また、放射性物質の一部は浜通り南部に運ばれ、湿性沈着した可能性がある。当該気塊は各地に高い線量をもたらしているが、気塊通過後には急激に線量率が減少している地点が多く、関東北西部の山岳域を除くと沈着量は比較的小さいと推定される。

周辺での線量観測から、15日午後にも大きな放出があったと推定される。大気輸送モデルWSPEEDI-IIを用いた大気拡散シミュレーション(堅田、2011)等によると、飯館村などを含めた東京電力福島第一原子力発電所から北西方向に広がる高線量地域はおもに3月15日午後に二号機から生じた大放出が折からの南東風によって阿武隈山地を越えて当該地域と福島県中通り地方を覆った。そして、3月15日夕方から16日深夜にかけて前線通過に伴った広範な降水によって湿性沈着を起こしたものと推定される。ただし当該期間のサンプリングデータは見つかっていないため、15日午後の線量率および沈着量増大をもたらした放出量の推定はおもに空間線量率観測をもとに行われており、核種の内訳等は沈着量などから間接的に推定されている。気圧の谷の通過後に強まった北西季節風により、16日朝に発電所から出された放射性物質は一旦東方海上に輸送されたものの、昼過ぎにかけて通過した小規模な寒冷低気圧によって風向が変わり、その一部は福島県浜通り南部に運ばれたと考えられる。

3月20日午前の放出によるプルームは関東地方北部を覆い、午後の放出は宮城県北部から岩手県南部において降水により湿性沈着し、稲藁汚染を引き起こしたと考えられる。前線の南下に伴い翌日には、茨城県南部から千葉県北西部、東京都東部へ北東風に乗って流れ出している。このとき、低気圧の接近により関東全域に降雨があったため、湿性沈着が進んだと考えられる。

このように、東日本各地域に広範に広がる高線量率地域の形成には風向と降水場に強い影響を受けていると考えられる。一方、人間の呼吸による体内への取り込みは、大気中に存在する放射性物質を呼吸することによって起こる。そのため内部被ばくは、雨の降らない場所でも、放射性のヨウ素やセシウムなどの体内に取り込まれやすい放射性物質の高濃度域で顕著に起こる。これら放射性物質は大気の輸送によって当該領域には長く留まらないために、当時の状況を把握するには、現場における放射性物質の大気中濃度観測とγ線スペクトル観測データが必要である。しかし、当時、震災と停電等によってモニタリングポストが機能停止に陥り、稼働していたものも予備電源のみで維持されていたために、3月15日頃にはすべて停止してしまっていたと考えられている。従って、今後、数少ない観測データとモデルシミュレーションを組み合わせることで状況を把握しなければならない。

モデル計算結果による沈着量と実際に観測された沈着量の比較を図A3-2に示すが、概

ね輸送と沈着の様子を把握することができる。しかし、沈着量には一桁程度の誤差があり (Morino et al., 2011; 大原・森野, 2012)、今後の計算精度の改善が必要である。

低線量内部被ばくの長期影響を検討する基礎データとして、大気中の放射能濃度観測が実施されてきた。それによると、事故後に大気中の放射能濃度が南東北・関東の広域で有意に増加し、2012 年 3 月時点も福島市などでは事故前に比べ放射性セシウムが 10~1000 倍高い値 ( $10^{-3} \sim 10^{-5} \text{Bq/m}^3$ ) を示すことが、福島県の測定や研究者の自主的な調査で明らかになった。この事故後の大気中の放射能濃度増加の原因は、主に東電福島第一原発からの放射性物質の漏洩が少量ながら続いていることであり、また文科省等の調査により土壌や植生からの再飛散の寄与も無視できないことも明らかになった。今後再飛散メカニズムや花粉への移行について定量化を進める必要がある。さらに、今後の除染作業やガレキの処理、野焼きなどによる放射性物質の新たな飛散・移行なども考えられることから、継続的なモニタリングが必要である。

事故が発生した 2011 年 3 月は例年よりも冬の季節風が強く残る気候状態であった。もし 15 日も北西季節風が強かったならば、発電所から出された大量の放射性物質の殆どは海上へ吹き流され、福島県の深刻な汚染は回避された可能性が高い。しかし現実には、たまたま通過した強い気圧の谷が、地表付近の風を内陸へ向けさせ、降水ももたらしたために汚染が深刻化した。また、もし平年の 3 月のように低気圧が頻繁に通過する状況であれば、我が国の国土により多くの放射性物質がより広域に沈着するという一層深刻な事態も考えられた。このように、放射性物質の輸送・沈着の様相は、放出のタイミングと大気擾乱通過のタイミングの偶然性に大きく左右されるため、大気状態の最新の数値予報データに基づく輸送・沈着予測が重要である。なお、15 日に通過した低気圧に伴う大規模な上昇気流によって自由大気に運ばれた放射性物質は、強い偏西風により輸送され、低濃度ではあるが北半球全体に拡散した (Takemura et al., 2011a, b; Stohl et al., 2011; 図 A3-3)。モデル計算結果によると 1 週間後には米国西岸、10 日後には欧州に到達しており、実際に世界各地でその検知が報告されている (e. g. Masson et al., 2011; Wetherbee et al., 2012; U.S. EPA, 2011; Priyadarshi et al., 2011)。



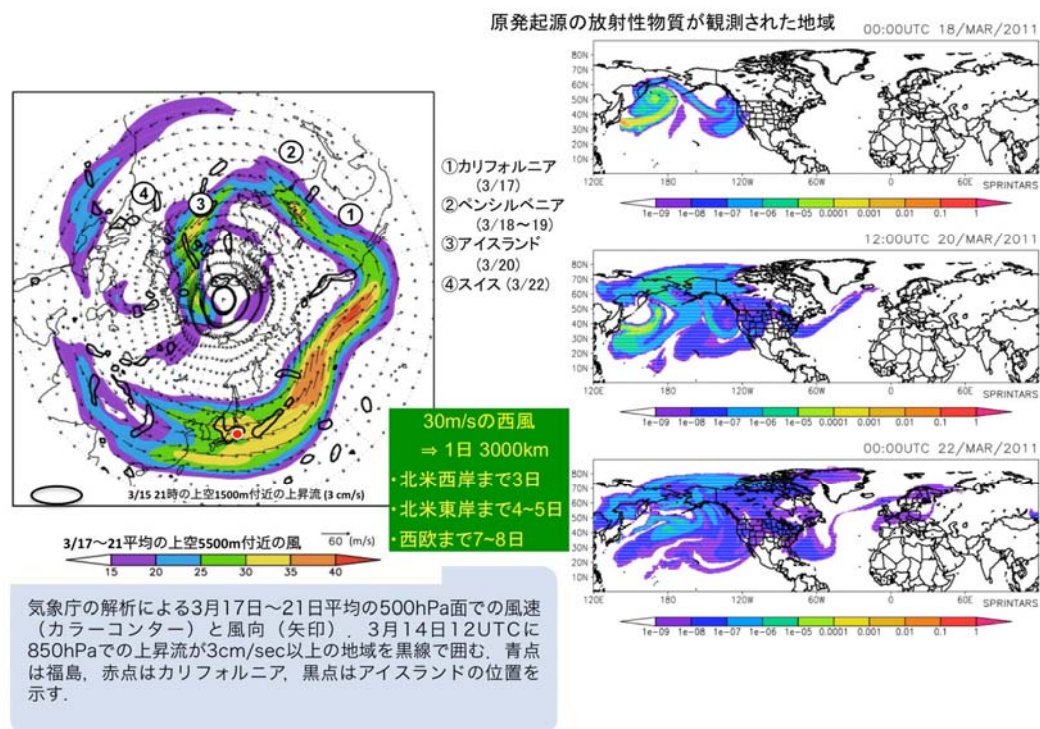


図 A3-3. 放出された放射性物質の全球拡散の可能性を示唆するモデル結果  
(Takemura et al., 2011a, b)

## イ 降下した放射性核種量のマップ化の現状

日本学術会議により2011年4月4日に提言された、『福島第一原子力発電所事故後の放射線量調査の必要性について』を端緒として、文部科学省・大学連合チームにより、東京電力福島第一原子力発電所から約100km圏内の約2,200箇所、各箇所5地点程度で表層5cmの土壌を採取し、土壌中の核種分析を実施した(2011年度科学技術戦略推進費『放射性物質の分布状況等に関する調査研究』、2012年3月13日発表)。採取した約11,000試料の土壌試料について、ゲルマニウム(Ge)半導体検出器を用いてセシウム134、セシウム137、ヨウ素131、テルル129m、銀110mの5種類のガンマ線放出核種の沈着量(単位面積当たりの放射エネルギー)を求め、各放射性核種の土壌濃度マップを作成した。

その後、航空機モニタリングの測定結果の精度向上のため、同時期に測定してきた当モニタリング結果の校正をおこなった。航空機モニタリング結果と約2,200箇所の土壌沈着量を比較したところ、両者がよく一致することが確認されたため、その後行われた東日本全域の航空機モニタリングも、沈着量がよく再現されていると評価できる。従って、航空機モニタリングの測定結果は、住民への被ばく経路の網羅的把握、放射性物質の実態や動態把握、大気放出量推計等のための基礎データとして有用なものとなったと評価できる。



## ウ 降下した放射性核種量の陸域での移行・拡散濃縮過程

地表面に降下した放射性物質は、森林・土壌・河川等の自然環境を通じて移行することが確認されているため、放射性物質の蓄積量の変化の予測が不可欠となる。現在までに、陸域に関しては、文部科学省・環境省等により環境モニタリングが行われてきた。本節では、それらの結果を中心に、現時点における住民の被ばく経路の把握につながる放射性核種の移行・濃縮過程について述べる。

文部科学省(2012)により、阿武隈川水系口太川上流地域の伊達郡川俣町山木屋地区において、放射性物質の動態解析に関する報告書が公開されている。

調査結果の概要は下記のようなものである。(1) 土壌水、渓流水、地下水への放射性セシウムの移行は、現時点では少ない。(2) 針葉樹林においては、樹冠に多くの放射性セシウムが存在しており、森林内に降った雨が樹冠を通過する過程で放射性セシウムが徐々に林床に移行している。(3) 河川へ流出する細粒土砂量については、植生量が少ない裸地においても、45 日間の調査において、降下セシウム量の 0.03%以下の土砂の河川流出が確認されたが、放牧地、森林においては、放射性セシウムの流出量が少ない。水田においては、ほとんど代掻き時に河川へ流出する。

(4) 河川中を輸送される放射性セシウム形態は、90%以上が浮遊砂の形で放射性セシウムが流下しているおり、セシウム 134 とセシウム 137 の合計最大濃度は、阿武隈川本川において、126,000 Bq/kg であった。これは、汚泥の基準値の 10 倍を遙かに超える値であった。また、同程度の高濃度の土砂が、阿武隈川本川のダム湖にも堆積していた。

このほか、文部科学省(2012)による、福島県内の河川（河川水、及び河底土、並びに浮遊砂）中における 梅雨前後での放射性物質の放射能濃度の調査によると、上流域の土壌の放射性セシウムの放射能濃度が高いと、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度も高くなる（図 A3-4）。また、上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の平均値と浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度においても、弱いながら正の相関が認められた。

一方、河底土については、細粒物質に放射性核種が吸着する傾向があり、放射性セシウムの濃度は、比表面積の 0.65 乗という経験式が得られている（He & Walling, 1997 : 図 A3-5）。このため、ある地点の河底土を汚染度の指標とする場合は、河川中の粒度組成により測定値が著しく異なることを考慮する必要がある。文部科学省(2012)によれば、粒度補正後の河底土中の放射性セシウムの放射能濃度を使用した結果、上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の平均値と粒度補正後の河底土中の放射性セシウムの放射能濃度においても、正の相関が確認されているため、任意の地点で、採水箇所の上流域に沈着している放射性セシウムの平均の放射能濃度がわかれば、河川水、河底土、及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を推定しうる可能性が高いと結論づけている。

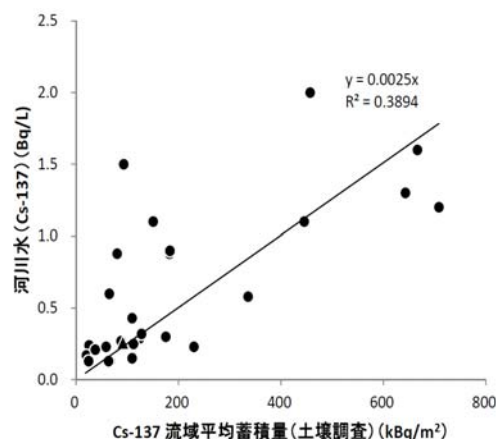


図 A3-4. 流域平均沈着量と河川水のセシウム 137 濃度の関係

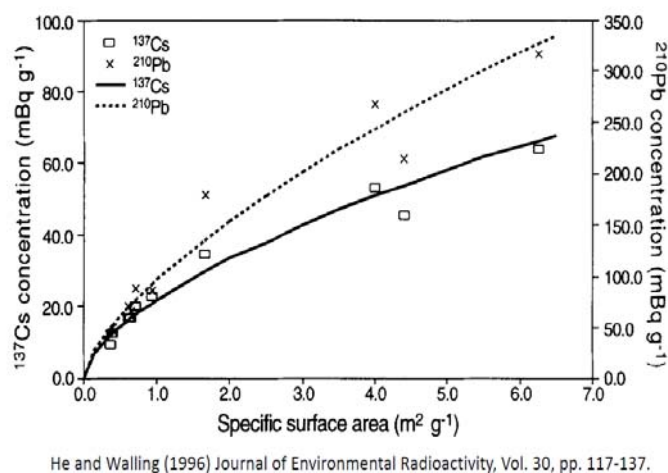


図 A3-5. 比表面積とセシウム 137 濃度の関係

## エ 降下した放射性核種量の陸域での相対的寄与率の推定

上記のような放射性核種の地表面での沈着量および動態の概要が判明してくると、放射性核種沈着量マップを活用して、今後の被ばくに関わる放射性核種の移動・集積についての予測が可能となる。すなわち、河川水、河底土、及び浮遊砂中に含上流域の放射性セシウムの沈着量と、任意の地点での採水箇濃度の平均値がわかれば、様々な粒径特性を持つ異なった地点において、粒度補正を行った後で、河底土の放射性セシウムの放射能濃度を推定することが可能である。

## オ 放射性核種の海域での移流拡散過程

大気中に放出された放射性核種、特に放射性セシウムの三分の二程度は、海洋上に輸送され海洋表面へと沈着し、海域への放射性物質の供給源となったと見積もられている (Tsumune et al., 2012)。その総量の見積りには不確定要素が多いが、多くの数値シミュレーション結果 (Morino et al., 2011; 大原, 2011; 田中, 2011;

滝川、2011) で、陸上での沈着は東京電力福島第一原子力発電所から北西方向への分布が顕著であることが示されている。

4月上旬以降に行われた北太平洋を横断する篤志船や海洋調査船による測定から、放射性セシウムが広域の表面海水中で検出されている。セシウム 137 が  $196 \text{ Bq m}^{-3}$  と周辺海域よりも二桁程度高い値が局所的に測定された (青山ら、2011)。これは、降水によって大気から除去されたことによるとみられる。また、東電福島第一原発から 2,300km 離れた北緯 47 度、東経 167 度で採取された懸濁物や動物プランクトンにも福島由来の放射性核種が検出された (Honda et al., 2011)。これらは、事故後、早い時期に大気に放出され、海洋表面に沈着した放射性物質が取込まれたものと推察できる。

沿岸域および沖合海域でのモニタリング観測としては、文部科学省の主導のもと、東京電力福島第一原子力発電所の沖合 30km の測線で 3 月 23 日から、海洋研究開発機構の船舶を利用して、大気エアロゾルと海水試料の採取が始められた。その後 4 月半ば以降、放射性物質に関する研究者らの自主的な調査航海も国内外の船舶を用いて多数行われるようになった。4 月以降も沖合 30km の定点で大気エアロゾル中の放射性セシウムが  $15 \text{ Bq m}^{-3}$  が測定され、大気中への放出が続いている可能性を示している。

原子炉の冷却および使用済み燃料貯蔵プールへの水供給のために海水と真水が使用され、高濃度の放射性核種に汚染された水が多量に生成された。その一部は発電所前面の海洋へ直接流出したと見られる。東京電力は、4 月 1 日から 6 日にかけて、2 号機前面のコンクリート壁の割れ目から直接海に注いだ高濃度汚染水により、セシウム 137 で  $0.9 \times 10^{15} \text{ Bq}$  が流出したと見積もっている。一方、東京電力が 3 月 21 日から行っている東京電力福島第一原子力発電所近傍でのモニタリング観測データによれば、3 月 25 日には南放水口付近でヨウ素 131 が  $50,000 \text{ Bq/L}$ 、セシウム 137 が  $7,200 \text{ Bq/L}$ 、また 3 月 26 日にはヨウ素 131 が  $74,000 \text{ Bq/L}$ 、セシウム 137 が  $12,000 \text{ Bq/L}$  を観測しており、4 月 1 日以前から何らかの形で海洋への流出があったことが示唆される。

沿岸域および沖合海域でのモニタリング観測としては、文部科学省の主導のもと、東京電力福島第一原子力発電所の沖合 30km の測線で 3 月 23 日から、海洋研究開発機構の船舶を利用して始められた。その後 4 月半ば以降、放射性物質に関する研究者らの自主的な調査航海も国内外の船舶を用いて多数行われるようになった。電力中央研究所の津旨らは、上記のモニタリング観測データについてセシウム 134 とセシウム 137 の放射能比を調べ、海表面付近で観測された放射性セシウムについて、3 月 25 日以前は大気からの降下分、3 月 26 日以降に直接流出分が観測されたとしている (Tsumune et al., 2012)。また、海洋のシミュレーションとモニタリング観測データとの比較によって、直接漏洩シナリオを推定し、5 月末までの直接漏洩量は  $^{137}\text{Cs}$  で  $3.5 \pm 0.7 \text{ PBq}$  と、東京電力の 4 倍近い値となると見積もっている。直接漏洩シナリオの推定は、放射性物質の移流拡散現象を把握するために必要不可欠で



ある。他の漏洩シナリオの推定結果も報告されつつあり（例えば、海洋研究開発機構、日本原子力研究開発機構、フランストゥールーズ大学など）、より合理的な漏洩シナリオの推定のためには、マルチモデルによる比較検討が必要となる。

海洋中に流出した放射性物質は、海流や風の影響を受けながら複雑な経路で広がって行く。海域モニタリング観測は比較的早い段階から実施され、3月下旬には100 Bq/L以上のセシウム137が福島沿岸に沿って南北に広がり、4月半ば以降、徐々に沖合へと広がっていることが捉えられている。しかし時空間的な解像度が粗いため、観測データのみからは詳細な移流拡散状況の把握は困難である。

海域モニタリング観測と並行して、海洋研究開発機構、電力中央研究所、日本原子力研究開発機構などで、複数の数値モデルを用いた放射性物質の分散シミュレーションが行われている。これらの数値モデルの結果から、3月下旬には福島沿岸域の弱い南向きの流れによって、高濃度の放射性物質は東京電力福島第一原子力発電所から主に南側へと広がって行ったこと、その後局所的な風の影響と沖合の流れによって多くがさらに南あるいは南東方向へと広がって行くことが示されている。5月半ばには、これらの一部は黒潮の北縁に取り込まれ、急速に東へと流された。しかし、数値モデルの結果では、茨城県沖での流れの状況にモデル間で違いが見られ（図 A3-6）、放射性物質の分散経路の評価にも影響を与えている。数値モデルの精緻化、観測データのモデルへの同化方法の検討など、今後さらに詳細なシミュレーション研究が必要である。

継続的に行っている数値シミュレーション結果から、事故発生時から半年程度で放射性物質の一部は日付変更線まで達するが、その濃度は0.01 Bq/L程度とかなり希釈されていることが示されている。

海洋生物への影響は4－5月には海面表層に住むコウナゴに現れた。一般に魚類の放射性セシウムの濃縮係数（海水と生体に含まれる放射性核種の単純な比）は30～100倍であるが、海水から生物への放射性物質の移行経路はさまざまであり、餌からの取り込みと、核種によっては食物連鎖を経て生物濃縮の効果がでる場合もある（原子力環境整備促進・資金管理センター、1996）。一方、魚種によってはエラを通しての金属元素の蓄積がみられる。また、セシウムなどでは取り込みと排出のバランスで体内濃度が決まるため、海水中の濃度が低下すれば、魚種によって数日～数十日の時間スケールで体内濃度は半減する。5月頃から本格化した海底堆積物の調査によれば、東京電力福島第一原子力発電所近傍の沿岸浅海域堆積物に含まれる放射性セシウムは漸減しているが、その減少は海水中の放射性セシウムに比べてはるかに遅い。夏から秋以降は沖合の海底堆積物でも高い値が出る例が散見されている。このような堆積物が、そこに棲む底生生物に影響を与える可能性は否定できない。また、今回の事故では同じ海域で採取された同じ魚種でも蓄積のばらつきが大きいのが特徴である。福島県海域で捕獲されたヒラメの中には4,500Bq/Kgを越えるものがある一方で、ほとんど検出されない個体もあるなど、生息場所や移動経路によって体内の核種は大きく異なると考えられる。

海水中の放射性核種観測に加え、4月29日からは沿岸域を中心に海底土の放射能観測も行われるようになった。粘土質あるいはシルト質の粒度の細かい底質で比較的高い値を示す傾向が見られるが、その中でも局所的に高い放射能濃度が検出される場合がある。観測点数が限られていることから、空間分布の詳細を得るには至っていない。しかし、沿岸に沿った12定点での放射性セシウムの経時変化を見ると、発電所から離れた茨城県沖や宮城県沖で海底土表層の濃度が時間と共に上昇している場所もあり、堆積後にも濃縮や移動している可能性がある。また、海底土の採取に関して統一的な基準が設けられておらず、異なる方法で採取された結果が混在しているため、データの解釈には注意が必要である（神田、2011）。

海洋への放射性物質の流入経路として、上記の直接流入と大気からの降下分以外に、河川および地下水系を通じた流入の可能性が考えられる。このうち河川の観測データは徐々に得られて来ているが、海洋の分散シミュレーションに取り入れるまでには至っていない。また地下水系に関しては全く分かっていない。

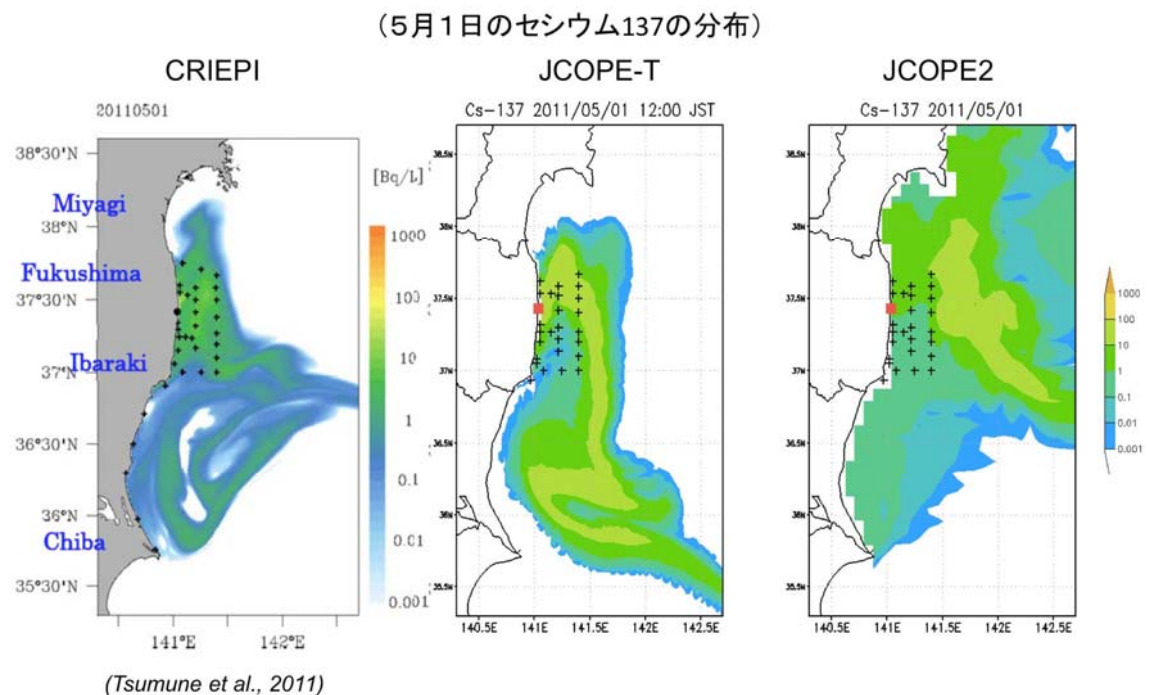


図 A3-6. 海洋モデルによるセシウム 137 濃度の分布に関するシミュレーション。  
(Tsumune et al., 2012)

#### <参考文献>

- Kawamura, H. Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of  $^{131}\text{I}$  and  $^{137}\text{Cs}$  discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster, J. of Nuclear Science and Technology, 48, 11, 1349-1356, 2011.
- Morino Y., T. Ohara, and M. Nishizawa, Atmospheric behavior, deposition and budget of radioactive

materials from Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011, *Geophys. Res. Lett.*, 2011.

大原利眞、森野悠、放射性物質の大気輸送・拡散シミュレーションの現状と課題、公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、2012年3月(東京).

<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/taikikakusan1.pdf>

田中泰宙、猪股弥生、五十嵐康人、梶尾瑞王、眞木貴史、関山剛、三上正男、千葉長、気象研究所全球モデルによる放射性物質輸送シミュレーションの現状と課題、2011年度気象学会秋季大会、2011年11月(名古屋)

滝川雅之、領域化学輸送モデル WRF/Chem を用いた放射性ヨウ素・セシウムの沈着量分布推定、公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、2012年3月.

<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/taikikakusan2.pdf>

青山ら、公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、2012年3月.

<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/taikikakusan2.pdf>

経済産業省緊急時モニタリング調査結果

<http://www.meti.go.jp/press/2011/06/20110603019/20110603019-2.pdf>

Katata, G., M. Ota, H. Terada, M. Chino, and H. Nagai, 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. of Environ. Radioactivity*, 109, 103-113, 2012 (in press).

Katata, G., H. Terada, H. Nagai, and M. Chino, Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, *J. of Environ. Radioactivity*, 109, 1-11, 2011.

Takemura, T., H. Nakamura, M. Takigawa, H. Kondo, T. Satomura, T. Miyasaka, and T. Nakajima, A numerical simulation of global transport of atmospheric particles emitted from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *SOLA*, 7, 101-104, doi:10.2151/sola.2011-026, 2011a.

Takemura, T., Nakamura, H., Nakajima, T. Tracing airborne particles after Japan's nuclear plant explosion. *EOS Trans.* 92, 397-398, 2012 (in press).

Masson, O., A. Baeza, J. Bieringer, K. Brudecki, S. Bucci, M. Cappai, F.P. Carvalho, O. Connan, C. Cosma, A. Dalheimer, D. Didier, G. Depuydt, L.E. De Geer, A. De Vismes, L. Gini, F. Groppi, K. Gudnason, R. Gurriaran, D. Hainz, O. Halld orsson, D. Hammond, O. Hanley, K. Holey, Z. Homoki, A. Ioannidou, K. Isajenko, M. Jankovic, C. Katzlberger, M. Kettunen, R. Kierepko, R. Kontro, P.J.M. Kwakman, M. Lecomte, L. Leon Vintro, A.-P. Lepp€anen, B. Lind, G. Lujaniene, P. Mc Ginnity, C. McMahon, H. Mala, S. Manenti, M. Manolopoulou, A. Mattila, A. Mauring, J.W. Mietelski, B. Møller, S.P. Nielsen, J. Nikolic, R.M.W. Overwater, S. E. P alsson, C. Papastefanou, I. Penev, M.K. Pham, P.P. Povinec, H. Rameb€ack, M.C. Reis, W. Ringer, A.

- Rodriguez, P. Rulík, P.R.J. Saey, V. Samsonov, C. Schlosser, G. Sgorbati, B. V. Silobritiene, C. Söderström, R. Sogni, L. Solier, M. Sonck, G. Steinhauser, T. Steinkopff, P. Steinmann, S. Stoulos, I. Sykora, D. Todorovic, N. Tooloutalaie, L. Tositti, J. Tschiersch, A. Ugron, E. Vagena, A. Vargas, H. Wershofen, and O. Zhukov, Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks, *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 7670-7677, [dx.doi.org/10.1021/es2017158](https://doi.org/10.1021/es2017158), 2011.
- Wetherbee, G. A., D. A. Gay, T. M. Debey, C. M. B. Lehmann, and M. A. Nilles, Wet Deposition of Fission-Product Isotopes to North America from the Fukushima Dai-ichi Incident, March 2011, *Environ. Sci. Technol.*, [dx.doi.org/10.1021/es203217u](https://doi.org/10.1021/es203217u), 2012 (in press).
- He Q, Walling DE. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of Cs-137 and unsupported Pb-210 by mineral soils and sediments. *J. of Environ. Radioactivity* 30: 117-137.
- 文部科学省. 2011. 平成 23 年度科学技術戦略推進費「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」『放射性物質の分布状況等に関する調査研究』報告書. 2012 年 3 月 13 日
- Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama and K. Hirose, Distribution of oceanic <sup>137</sup>Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model, *J. of Environ. Radioactivity*, [10.1016/j.jenvrad.2011.10.007](https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.10.007), 2012 (in press).
- Marrero, J. M., A. Garcia, A. Llinares, J. A. Rodriguez-Losada, and R. Ortiz, The Variable Scale Evacuation Model (VSEM): a new tool for simulating massive evacuation processes during volcanic crises, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 10, 747-760, 2010
- IAEA. 2006. ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF THE CHERNOBYL ACCIDENT AND THEIR REMEDIATION: TWENTY YEARS OF EXPERIENCE. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', IAEA, 166PP, ISBN 92-0-114705-8
- 中島映至、渡邊 明、鶴田治雄、恩田裕一、中村 尚、宮坂貴文、近藤裕昭、滝川雅之、竹村俊彦、植松光夫 「原発事故：危機における連携と科学者の役割」、*科学*、81, 934-943, 2011, 岩波書店
- 神田穰太、東日本大震災の海洋環境への影響 —原発事故による海洋汚染—、*Biophilia*, 7, No. 2, 42-47, 2011.
- Priyadarshi, A., G. Dominguez, and M. H. Thiemens (2011), Evidence of neutron leaking at the Fukushima nuclear plant from measurements of radioactive <sup>35</sup>S in California, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 108, 14,422-14,425.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2011: Daily data summaries of Japanese nuclear emergency: Radiation monitoring. [<http://www.epa.gov/japan2011/data-updates-march.html#18>.]
- JAEA 公開ワークショップ資料(2012): 日本原子力研究開発機構 公開ワークショップ「福島第一原子力発電所事故による環境放出と拡散プロセスの再構築」、2012 年 3 月 6 日、東京[<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/index.htm>]
- 原子力環境整備促進・資金管理センター：海洋生物への放射性核種の移行, 1996.
- Stohl, A., P. Seibert, G. Wotawa, et al. (2011): Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term,

- atmospheric dispersion, and deposition. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 11, 28319-28394.
- Yasunari, T.J., A. Stohl, R. S. Hayano, J. F. Burkhardt, S. Eckhardt, and T. Yasunari (2011): Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *PNAS*, 108 (49) 19530-19534.
- Honda, M. C., Aono, T., Aoyama, M., Hamajima, Y., Kawakami, H., Kitamura, M., Masumoto, Y., Miyazawa, Y., Takigawa, M., and Saino, T. Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident. *Geochemical Journal*, Vol. 46, pp. e1 to e9, 2012.