

原子力施設の環境影響評価における
観測・測定とモデル推定の役割
及び相互の関係性に関する検討

Consideration on Roles and Relationship between Observations/Measurements and
Model Predictions for Environmental Consequence Assessments
for Nuclear Facilities

外川 織彦 大倉 毅史 木村 仁宣

Orihiko TOGAWA, Takehisa OHKURA and Masanori KIMURA

安全研究・防災支援部門

原子力緊急時支援・研修センター

防災研究開発ディビジョン

Nuclear Emergency Preparedness Research and Development Division

Nuclear Emergency Assistance and Training Center

Sector of Nuclear Safety Research and Emergency Preparedness

January 2023

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

JAEA-Review

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの転載等の著作権利用は許可が必要です。本レポートの入手並びに成果の利用(データを含む)は、
下記までお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ウェブサイト (<https://www.jaea.go.jp>)
より発信されています。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 JAEA イノベーションハブ 研究成果利活用課
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方2番地4
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail: ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency.
Reuse and reproduction of this report (including data) is required permission.
Availability and use of the results of this report, please contact
Institutional Repository and Utilization Section, JAEA Innovation Hub,
Japan Atomic Energy Agency.
2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail: ird-support@jaea.go.jp

原子力施設の環境影響評価における観測・測定とモデル推定の役割 及び相互の関係性に関する検討

日本原子力研究開発機構 安全研究・防災支援部門
原子力緊急時支援・研修センター
防災研究開発ディビジョン

外川 織彦、大倉 毅史⁺、木村 仁宣

(2022 年 10 月 4 日受理)

原子力施設の建設前及び操業開始後には、平常運転時及び事故時に対する環境影響評価が行われる。これらは、周辺住民の安全の確認と安心の醸成を図ることを主たる目的としている。環境影響評価には、施設周辺の環境モニタリング等による観測・測定と計算モデルによるモデル推定が用いられ、状況や必要性などに応じてそれらのどちらか、あるいは両方を併用して実施される。

本報告書では、原子力施設の環境影響評価において利用される観測・測定とモデル推定について、青森県六ヶ所村再処理施設を主たる例として、まず各々の方法、役割と長短、相互の関係性を調査する。次に、観測・測定データとモデル推定結果の代表的な用途例を示し、使用に際しての留意点などを検討する。最後に、観測・測定とモデル推定の高度化や両者の融合という今後の方向性を記述する。

Consideration on Roles and Relationship between Observations/Measurements and Model Predictions for Environmental Consequence Assessments for Nuclear Facilities

Orihiko TOGAWA, Takehisa OHKURA⁺ and Masanori KIMURA

Nuclear Emergency Preparedness Research and Development Division
Nuclear Emergency Assistance and Training Center
Sector of Nuclear Safety Research and Emergency Preparedness
Japan Atomic Energy Agency
Hitachinaka-shi, Ibaraki-ken

(Received October 4, 2022)

Before construction and after operation of nuclear facilities, environmental consequence assessments are conducted for normal operation and an emergency. These assessments mainly aim at confirming safety for the public around the facilities and producing relief for them. Environmental consequence assessments are carried out using observations/measurements by environmental monitoring and/or model predictions by calculation models, sometimes using either of which and at other times using both them, according to the situations and necessities.

First, this report investigates methods, roles, merits/demerits and relationship between observations/measurements and model predictions which are used for environmental consequence assessments of nuclear facilities, especially holding up a spent nuclear fuel reprocessing plant at Rokkasho, Aomori as an example. Next, it explains representative examples of utilization of data on observations/measurements and results on model predictions, and considers points of attention at using them. Finally, the report describes future direction, for example, improvements of observations/measurements and model predictions, and fusion of both them.

Keywords: Nuclear Facility, Environmental Consequence Assessment, Safety and Relief, Observation/Measurement, Model Prediction, Role and Relationship, Normal Operation, Emergency, Spent Nuclear Fuel Reprocessing Plant

⁺ Nuclear Human Resource Development Center

目次

1. はじめに	1
2. 原子力施設の環境影響評価	3
2.1 原子力施設の建設前	3
2.2 環境モニタリング計画の立案	16
2.3 原子力施設の操業開始後	18
3. 観測・測定とモデル推定の役割と長短	33
3.1 観測・測定の役割と長短	33
3.2 モデル推定の役割と長短	34
3.3 観測・測定とモデル推定の関係と長短	35
4. 観測・測定データとモデル推定結果の用途	37
4.1 公衆の被ばく線量評価	37
4.2 原子力施設の緊急時における防護対策	41
4.3 放射性物質の環境中移行・挙動の解析	44
5. 観測・測定とモデル推定に関する今後の方向性	49
5.1 観測・測定の高度化	49
5.2 モデル推定の高度化	56
5.3 観測・測定とモデル推定の融合	61
6. おわりに	64
謝辞	67
参考文献	68

Contents

1. Introduction	1
2. Environmental consequence assessments for nuclear facilities	3
2.1 Before construction of nuclear facilities	3
2.2 Establishment of environmental monitoring program	16
2.3 After operation of nuclear facilities	18
3. Roles and merits/demerits on observations/measurements and model predictions	33
3.1 Roles and merits/demerits on observations/measurements	33
3.2 Roles and merits/demerits on model predictions	34
3.3 Relationship between observations/measurements and model predictions and their merits/demerits	35
4. Utilization of data on observations/measurements and results on model predictions	37
4.1 Exposure dose evaluation to the public	37
4.2 Protective measures for a nuclear emergency	41
4.3 Analyses on transfer and behavior of radioactive substances	44
5. Future direction for observations/measurements and model predictions	49
5.1 Improvement of observations/measurements	49
5.2 Improvement of model predictions	56
5.3 Fusion of measurements/observations and model predictions	61
6. Concluding remarks	64
Acknowledgements	67
References	68

1. はじめに

原子力施設を設置する際には、施設の建設前に平常運転時及び事故時に対する環境影響評価が行われる。環境影響評価は、当該施設の基本設計段階における安全設計・立地条件の妥当性評価、及び公衆の被ばく線量評価を行うことにより、施設の設計と立地が妥当であるか及び公衆の放射線に対する安全性が確保されているかを確認するために実施される。一般に、基本設計段階における公衆の被ばく線量評価にはより一般的かつ汎用的なモデルとパラメータ値が用いられるため、評価結果は安全側になる。

一方、原子力施設の操業開始後には、環境モニタリングによって得られた観測・測定データを利用して、施設周辺の住民の被ばく線量がより現実的に評価される。環境モニタリングデータによる公衆の被ばく線量の評価値は、放射性物質の環境への放出実績に基づいているため、設計段階における被ばく線量の評価値より、当該施設の設計や条件、運転状況を反映したより現実的な値であると言える。また、原子力施設の操業開始後には、各種のシミュレーションモデルによる公衆の被ばく線量評価が行われる。この評価では、詳細かつ現実的なモデルとパラメータ値が用いられているため、施設の基本設計段階における被ばく線量評価の結果より小さくなる傾向にある。しかし、計算モデルがある程度推定誤差を含むため、環境モニタリングによる観測・測定データを使用した被ばく線量評価よりも精度が必ずしも良くなるという訳ではない。

それでもなお、シミュレーションモデルを使用した被ばく線量評価を実施することには、a) 放射性物質の環境中移行・挙動プロセスに関する科学的説明が可能、b) 時間的・空間的に連続したデータの提供あるいは観測・測定データの代表性に関する情報の提供、c) 過去から現在における推定ばかりでなく将来にわたる予測が可能、というような長所や有効性が見られるためである。これらにより、原子力施設の周辺住民が、被ばく線量評価結果という単一の数値だけでなく、被ばく線量推定の時間的・空間的な広がりや放射性物質の環境中移行プロセスなどに関するより深い理解を得ることで、住民の安心感の醸成につなげることができると期待される。

以上のように、原子力施設の環境影響評価には、施設周辺の環境モニタリングによる観測・測定と計算モデルによるモデル推定が用いられ、状況や必要性などに応じてそれらのどちらか、あるいは両方を併用して実施される。本報告書では、原子力施設の環境影響評価に利用される観測・測定とモデル推定について、各々の役割や長短、相互の関係性などを考察することを目的とする。ここでは、観測・測定とモデル推定について、a) 原子力施設の建設前と操業開始後、b) 原子力施設の平常運転時と事故時という観点から、役割と長短、相互の関係性を考察する。また、観測・測定については、c) 環境モニタリングと放射性物質の環境中移行・挙動を解析するための観測・測定という観点から、またモデル推定については、d) 安全評価モデルとシミュレーションモデルという観点から考察する。

本報告書では、上記の観点からの考察を行う際に、青森県六ヶ所村の使用済み核燃料再処理施設（以下、再処理施設という）を主たる例として記述した。ここでは、再処理施設に特化した考察だけではなく、より一般的な原子炉施設に関する考察にも適用・展開できることを目指した。原子炉施設は全国に多数存在し運転実績が積まれているので、観測・測定やモデル推定による解析や評価も豊富である。一方、再処理施設では施設独特の機能や構造等の特性により、原子炉施設では対象としていない放射性物質やその環境中移行・挙動プロセスを考慮する必要がある。このため、原子力施設の環境影響評価に利用される観測・測定とモデル推定の役割や長短、相互の

関係性などについては、原子力施設としての共通的な項目を考察するとともに、双方で異なる項目も考察することとする。

再処理施設は、原子力発電所における使用を終了した使用済み核燃料を化学的に処理して、再利用できるプルトニウムとウランを取り出す施設である。放射性物質を施設内に保有する巨大な化学プラントであるため、原子力施設として臨界事故、放射性物質漏れ、被ばく事故などの危険性と、化学工場として火災事故、爆発事故などの危険性を合せ持っている。

再処理施設は日本で初めての商業用のプラントである。その最大処理能力は 800 ton-U/y であり、これは 100 万 kW 級原子力発電所の約 40 基分の使用済み核燃料を処理する能力に相当する。深層防護の奥にある原子炉とは異なり、再処理施設では言わば「裸」の核燃料を広範囲で扱うため、再処理施設の平常運転時では、原子炉施設に比べて放射性物質の環境への放出量が多いと想定される。一方、再処理施設では処理プロセス毎に建屋が分かれているため、再処理施設の事故時に環境へ放出される放射性物質の量は原子炉施設の事故より少ない傾向がある。

再処理施設では、平成 18 年（2006 年）3 月からアクティブ試験¹が開始され、主たる試験は平成 20 年（2008 年）10 月まで実施された。現在は、施設の竣工に向けてアクティブ試験を継続し、最終的な安全機能や機器設備の性能を確認している。

再処理施設が立地する青森県では、周辺住民の安全の確認と安心の醸成を図ることを目的として、再処理施設の設置事業者（日本原燃（株））、施設が立地する地方公共団体である青森県、青森県から委託を受けた（公財）環境科学技術研究所（以下、環境技研という）と（公財）日本海洋科学振興財団（以下、海洋財団という）が一体的に協力するとともに、適切に役割分担して、環境影響評価に関する業務や調査研究を実施している。これらは、環境モニタリングや放射性物質の環境中移行・挙動を解析するための観測・測定、各種の計算モデルの開発とそれらを用いた解析などである。

このうち、環境技研と海洋財団では、六ヶ所村周辺環境における観測・測定及びモデル推定を実施することにより、公衆の被ばく線量のより現実的な評価、放射性物質の環境中移行・挙動の調査研究などを進めている。本報告書では、環境技研と海洋財団の代表的な調査研究の成果を引用することにより、環境影響評価に使用される観測・測定とモデル推定に関する各々の役割や長短、相互の関係性などを考察する。

本報告書の第 2 章では、原子力施設の環境影響評価において利用される観測・測定とモデル推定について、青森県六ヶ所村再処理施設を主たる例として、各々の方法、役割と長短、相互の関係性を調査する。次に第 3 章では、観測・測定データとモデル推定結果の代表的な用途例を示し、使用に際しての留意点などを検討する。最後に第 4 章では、観測・測定とモデル推定の高度化や両者の融合という今後の方向性を記述する。

¹ 再処理施設の操業開始に向けて実施される試験運転のうち、最終段階の試験運転として、実際の使用済み核燃料を用いてプルトニウムを抽出する試験をアクティブ試験という。青森県六ヶ所村再処理施設における日本原燃（株）によるアクティブ試験では、平成 20 年度（2008 年度）までに約 425 t-U の核燃料が処理され、H-3 や I-129 等が環境中に管理排出された。

2. 原子力施設の環境影響評価

2.1 原子力施設の建設前

(1) 環境影響評価の概要

原子力施設の建設前においては、当該施設の設置許可申請に係る安全審査が実施される。原子力施設の安全審査は、平常運転時及び事故時における公衆の被ばく低減対策、安全設計の妥当性評価及び立地条件の妥当性評価から構成される。このうち、平常運転時に関する安全審査では、周辺監視区域の外側における公衆が受ける最大の被ばく線量が、法律的な規制値である線量限度を十分下回っているかどうか審査される。また、努力目標値である線量目標値²（及びそれに基づく放出管理目標値）が設定され、この値をも下回っていることが審査の上で参考とされる。

一方、事故時に関する安全審査では、想定事故（重大事故と仮想事故）に対して、公衆の被ばく線量を推定することにより、安全設計の妥当性（深層多重防護の原則によって種々の安全設備の設計がなされているかどうか等）、及び立地条件の妥当性（当該原子力施設と公衆が十分に離隔されているかどうか等）が審査される。安全審査の申請は当該施設の設置・運転を実施する事業者が行い、審査と許可は原子力規制委員会が行う。

原子炉施設の基本設計段階における公衆の被ばく線量は、当該施設の建設前に実施されるため、周辺環境への放射性物質の放出実績はない状況である。このため、「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」（以下、気象指針という）^{1),2)}及び「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針」（以下、線量評価指針という）^{3),4)}に示されている簡易的なモデルが一般的に用いられる。

気象指針は、当該原子炉施設の平常運転時及び想定事故時に対して、当該施設周辺の着目地点における放射性物質の空气中濃度を計算するため、放射性物質の大気拡散計算モデル、モデル解析に必要な気象観測方法及び観測データの統計処理方法を定めたものである。ここでは、近距離の平坦地形における定常放出に対してのみ有効であるガウス・プルームモデルが利用されている。一方、線量評価指針は、平常運転時の施設周辺における公衆の被ばく線量を評価するため、放射性物質の環境への放出量（放射性気体廃棄物及び放射性液体廃棄物）とそれらに起因する公衆の被ばく線量評価に使用する標準的な計算モデルとパラメータ等を定めたものである。

原子力施設の安全評価で考慮されている大気環境における放射性物質の移流・拡散・地表面沈着の各プロセス、及び公衆への主な被ばく経路に関する例を図 2-1 に示す。この図に示された公衆への被ばく経路のうち、「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量評価について」という専門部会報告（以下、専門部会評価報告という）^{5),6)}におけるケーススタディ結果に基づいて、原子炉施設の安全評価では、公衆の被ばく線量は以下の 4 つの主要な被ばく経路の合計で評価する。

² 線量目標値とは、「ALARA (as low as reasonably achievable : 合理的に達成可能な限り低く)」の考え方に基いて、公衆の受ける被ばく線量を低く保つための努力目標値である。このため、この目標値を達成できないからといって、直ちに施設の運転停止や出力制限などの措置を必要とするようなものではない。公衆に対する線量限度は 1 mSv（実効線量）であるが、線量目標値はその 20 分の 1 である 50 μ Sv（実効線量）であり、地域による自然放射線からの被ばく線量の変動幅より小さい。

- a) 放射性気体廃棄物中の希ガスによる外部被ばく
- b) 放射性気体廃棄物中の放射性ヨウ素の吸入摂取による内部被ばく
- c) 放射性気体廃棄物中の放射性ヨウ素に起因する農畜産物摂取（葉菜経路及び牛乳経路）による内部被ばく
- d) 放射性液体廃棄物中の放射性物質（放射性ヨウ素及びその他の主要な放射性物質）に起因する海産物摂取による内部被ばく

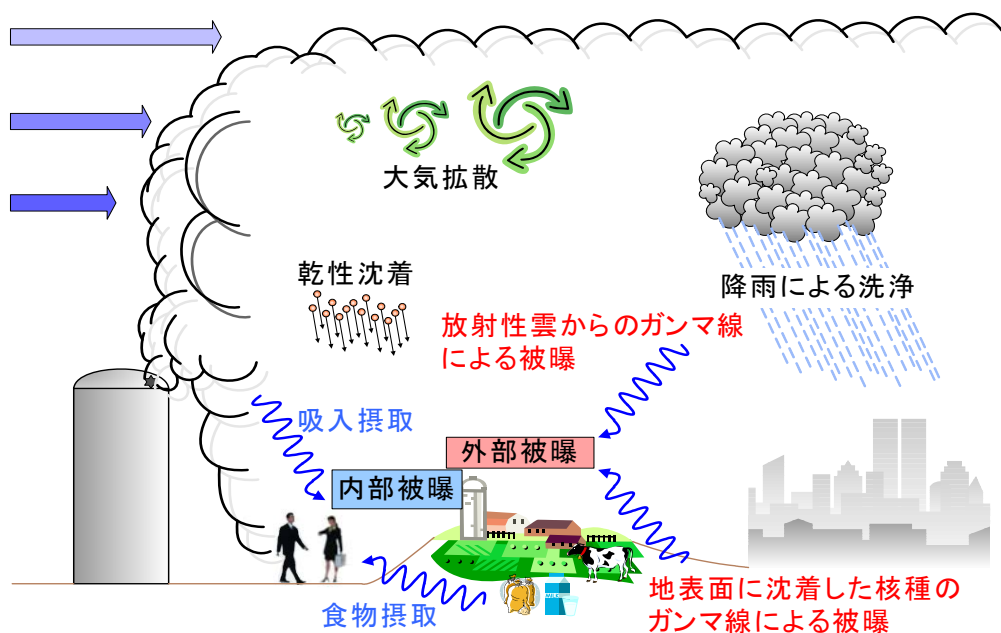


図 2-1 原子力施設の安全評価で考慮されている大気環境における放射性物質の移流・拡散・地表面沈着の各プロセス、及び公衆への主な被ばく経路の例示 7)

以上のように、原子炉施設の安全審査は、当該施設の基本設計段階における安全設計・立地条件の妥当性評価、及び公衆の被ばく線量評価を行うことにより、施設の設計と立地が妥当であるか及び公衆の放射線に対する安全性が確保されているかを確認するために実施される。このため、安全審査において実施されている大気拡散解析、海洋拡散解析及び公衆の被ばく線量評価では、安全評価モデルと呼ばれる簡易的かつ経験的なモデルを使用して実施され、放射性物質の放出条件、気象・海象条件及び被ばく線量評価のための計算モデルやパラメータは、被ばく線量値が安全側に評価されるように設定されている。

ちなみに、計画された原子力施設から周辺環境への放射性物質の放出実績はない状況であるものの、操業前調査の一環として操業前モニタリングが実施される^{8,9)}。操業前モニタリングは、当該施設の操業開始後の環境モニタリングデータを、操業前のいわゆるバックグラウンドの環境モニタリングデータと比較することを目的として実施される。このため、操業前モニタリングでは、a) 空間放射線量率の測定、b) 大気中浮遊じん、大気降下物及び降水における放射性物質の分析、c) 環境試料（主たる農畜産物や海産物、飲料水、土壌や陸水等の陸上試料、海水や海底土等の海洋試料、特産品や指標生物等）における放射性物質の分析、d) 風向・風速、降水量、気温等の気

象データの取得が実施される。

空間放射線量率測定地点や試料採取地点は、予想される操業開始後の地点が含まれるよう、様々な環境要因を考慮して選定する。しかし、これを予め正確に予想することが難しいため、操業前モニタリングではできるだけ空間放射線量率測定や試料採取を広範囲に行うことが望ましいとされている。また、気象データの長期的な年変動、大気核実験の影響などを考えると、操業前モニタリングは操業 1 年前以前から始めることが望ましいが、試料の保存の困難さ、操業開始後に対する重要性の程度等を考慮すると 2 年程度で十分であるとされている⁹⁾。

(2) 原子炉施設に対する環境影響評価の方法

i) 平常運転時における放射性気体廃棄物に対する安全評価モデル

原子炉施設の安全審査における大気拡散解析は、一般的に気象指針に記載された方法を用いて実施される。ここでは、前述のようにガウス・プルームモデルが採用されている。このモデルは、放射性プルーム³⁾が風下方向に直線的に流され、プルーム軸の周りにガウス分布型（釣鐘型関数）に広がっていくと表わされる。

本モデルは、放射性物質が定常的に放出され、地形が平坦であり、建物などの影響が無視でき、かつ風速場が時間的・空間的に一様（定常状態）であるという仮定の基に、移流・拡散方程式を解析的に解いた場合に得られる空气中放射性物質濃度の分布式で拡散を表現する。地形の影響や非定常状態に対応できないため、このモデルに対する仮定が充たされることは現実の大気状況ではほとんどないが、一つの式で解析的に空气中放射性物質濃度が計算できるというモデルの取り扱いの容易さにより、数 km 程度という近距離における簡易的な評価モデルとして実用的に広く使われている。ガウス・プルームモデルの基本方程式は以下のように表される。

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

ここで、 χ は位置 (x, y, z) における放射性物質濃度 (Bq/m³)、 Q は放射性物質の放出率 (Bq/s)、 U は放出源高さを代表する風速 (m/s)、 λ は放射性物質の物理的崩壊定数 (s⁻¹)、 H は放出高さ (m)、 σ_y は濃度分布の y 方向の拡がりのパラメータ (m)、 σ_z は濃度分布の z 方向の拡がりのパラメータ (m) であり、放出点からの距離と大気安定度に依存する。

平常運転時における年間平均の空气中放射性物質濃度を算出する際は、着目方位内の濃度を平均化する。これは、風向が 1 方位内で一様に変動しているとみなすこととしているためである。また、隣接する方位に向かう場合の寄与についても考慮して合算する。平均化された着目方位内の地上における放射性物質の年間平均濃度 $\bar{\chi}$ は、以下の式により算出される。

³⁾ 気体状またはエアロゾル状の放射性物質が大気とともに煙のように流れていく状態のことであり、「放射性雲」ともいう。

$$\bar{\chi} = \sum_{S=A}^F \left[\frac{Q}{\pi \cdot \sigma_{yS} \cdot \sigma_{zS} \cdot U_{S1}} \cdot \exp\left(-\frac{H_1^2}{2\sigma_{zS}^2}\right) \cdot F_{S1} + \frac{Q}{\pi \cdot \sigma_{yS} \cdot \sigma_{zS} \cdot U_{S2}} \cdot \exp\left(-\frac{H_2^2}{2\sigma_{zS}^2}\right) \cdot F_{S2} + \frac{Q}{\pi \cdot \sigma_{yS} \cdot \sigma_{zS} \cdot U_{S3}} \cdot \exp\left(-\frac{H_3^2}{2\sigma_{zS}^2}\right) \cdot F_{S3} \right] \quad [2]$$

ここで、 σ_{yS} 、 σ_{zS} は大気安定度 S の時の σ_y 、 σ_z (m)、 σ_y 、 σ_z は濃度分布の y 、 z 方向の拡がりのパラメータ (m)、 U_{S1} は大気安定度 S の時の着目方位の風速 (m/s)、 U_{S2} 、 U_{S3} は大気安定度 S の時の隣接方位の風速 (m/s)、 H_1 は着目方位に対する放出源の有効高さ (m)、 H_2 、 H_3 は隣接方位に対する放出源の有効高さ (m)、 F_{S1} は大気安定度 S の時の着目方位の濃度の平均化の係数、 F_{S2} 、 F_{S3} は大気安定度 S の時の隣接方位の濃度の平均化の係数であり、平均化の係数 F_{S1} 、 F_{S2} 、 F_{S3} は次式により求める。

$$F_{S1} = \frac{\int_0^{y_1} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_{yS}^2}\right) dy}{y_1} \quad [3]$$

$$F_{S2} = F_{S3} = \frac{\int_0^{y_2} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_{yS}^2}\right) dy - \int_0^{y_1} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_{yS}^2}\right) dy}{y_2 - y_1} \quad [4]$$

ここで、

$$y_1 = \frac{2\pi x}{16} \times \frac{1}{2} = \frac{\pi x}{16} \quad [5]$$

$$y_2 = \frac{2\pi x}{16} \times \frac{3}{2} = \frac{3\pi x}{16} \quad [6]$$

ここで、 x は放出地点までの距離 (m) である。

隣接方位の着目方位への影響は、隣接方位に風が吹いている際に、その風速、大気安定度及び有効高さに対して空气中濃度を評価し、その濃度の着目方位への入り込み分として評価される。平均化係数 F_{S1} 、 F_{S2} 、 F_{S3} 、大気安定度 S の時の拡がりのパラメータ σ_{yS} 、 σ_{zS} 、及び各方位に対する放出源の有効高さ H_1 、 H_2 、 H_3 は、着目地点の放出点からの距離と大気安定度が決まると確定する値であることから、ある着目方位の着目地点における年間平均濃度は、最終的には風向別大気安定度別の風速逆数の和に帰着する。

ガウス・プルームモデルによって計算された定常状態の大気中放射性物質濃度を基にして、主要な被ばく経路からの公衆の被ばく線量が評価される。主要な被ばく経路として、a) 放射性希ガスからの γ 線による外部被ばく、b) 放射性ヨウ素の吸入摂取による内部被ばく、c) 放射性ヨウ素の葉菜摂取及び牛乳摂取による内部被ばくが評価対象とされる。放射性希ガスからの γ 線による外部被ばく線量は、大気中濃度分布と γ 線線量計算モデル^{3),4)}を組み合わせで算出する。

$$D = K_1 E \mu_{en} \int_0^\infty \int_{-\infty}^\infty \int_0^\infty \frac{e^{-\mu r}}{4\pi r^2} B(\mu r) \chi(x', y', z') dx' dy' dz' \quad [7]$$

ここで、 D は計算地点 $(x, y, 0)$ における空気カーマ率 (μ Gy/h)、 K_1 は空気カーマ率への換算係数 ($\text{dis} \cdot \text{m}^3 \cdot \mu \text{ Gy}/(\text{MeV} \cdot \text{Bq} \cdot \text{h})$)、 E は γ 線の実効エネルギー (MeV/dis)、 μ_{en} は空気に対する γ 線の線エネルギー吸収係数 (m^{-1})、 μ は空気に対する γ 線の線減衰係数 (m^{-1})、 r は放射性プルーム中の任意の点 (x', y', z') から計算地点 $(x, y, 0)$ までの距離 (m)、 $B(\mu r)$ は空気に対する γ 線の再生係数、 $\chi(x', y', z)$ は放射性プルーム中の任意の点 (x', y', z) での放射性物質の濃度 (Bq/m^3) である。

放射性ヨウ素の吸入摂取による内部被ばく線量は、空气中濃度に呼吸率と実効線量係数を掛けて算出する。

$$H_I = 365 \sum_i K_{Ii} M_a \chi_{Ai} \quad [8]$$

ここで、 H_I は吸入摂取による年間の実効線量 ($\mu \text{ Sv/y}$)、365 は年間日数への換算係数 (d/y)、 K_{Ii} は放射性物質 i の吸入摂取による実効線量係数 ($\mu \text{ Sv/Bq}$)、 M_a は呼吸率 (m^3/d)、 χ_{Ai} は放射性物質 i の年平均空气中濃度 (Bq/m^3) である。

放射性ヨウ素の葉菜摂取及び牛乳摂取による内部被ばく線量の算出は、定常状態を想定したいわゆる移行係数法を用いる。前者では大気－葉菜－人間への移行を考慮した計算モデル、後者では大気－牧草－牛乳－人間への移行を考慮した計算モデルにより算出される。

$$H_V = 365 \sum_i K_{Ti} M_V f_m f_t f_d F_{Vi} f_{Vi} \chi_{Ai} \quad [9]$$

$$H_M = 365 \sum_i K_{Ti} M_M f_m f_t f_f F_{Mi} f_{Mi} \chi_{Ai} \quad [10]$$

ここで、 H_V は葉菜の摂取による年間の実効線量 ($\mu \text{ Sv/y}$)、 K_{Ti} は放射性物質 i の経口摂取による実効線量係数 ($\mu \text{ Sv/Bq}$)、 M_V は葉菜の摂取量 (kg/d)、 f_m は葉菜（または牛乳）の市場希釈係数、 f_t は葉菜（または牧草）の栽培期間の年間比、 f_d は葉菜の除染係数、 F_{Vi} は放射性物質 i が空気中から葉菜に移行する割合、 f_{Vi} は葉菜の採取から摂取までの放射性物質 i の減衰比、 χ_{Ai} は放射性物質 i の年平均空气中濃度 (Bq/m^3) である。また、 H_M は牛乳の摂取による年間の実効線量 ($\mu \text{ Sv/y}$)、 M_M は牛乳の摂取量 (L/d)、 f_f は飼料の混合比、 F_{Mi} は放射性物質 i が空気中から牛乳に移行する割合、 f_{Mi} は牛乳の採取から摂取までの放射性物質 i の減衰比である。

放射性ヨウ素が空気中から葉菜に移行する割合 F_V 、及び放射性ヨウ素が空気中から牛乳に移行する割合 F_M は次の式で得られる。

$$F_V = \frac{T_{eff} V_g}{0.693 \rho} \quad [11]$$

$$F_M = \frac{T_{eff} V_g}{0.693} K \quad [12]$$

ここで、 V_g は放射性ヨウ素の葉菜（または牧草）への沈着速度（m/s）、 T_{eff} は放射性ヨウ素の葉菜（または牧草）からの実効半減期（s）、 ρ は葉菜の栽培密度（kg/m²）、 K は牧草から牛乳への移行割合（(Bq/L)/(Bq/m²））である。このうち、放射性ヨウ素の葉菜（または牧草）からの実効半減期 T_{eff} は以下の式で計算される。

$$T_{eff} = \frac{T_r T_w}{T_r + T_w} \quad [13]$$

ここで、 T_r は放射性ヨウ素の物理的半減期（s）、 T_w は放射性ヨウ素の葉菜（または牧草）からのウェザリング半減期⁴（s）である。

放射性気体廃棄物に対する評価では、放射性ヨウ素の大気から葉菜または牧草への沈着速度（m/s）、放射性ヨウ素の葉菜または牧草からのウェザリング半減期（s）、放射性ヨウ素の牧草から牛乳への移行割合（(Bq/L)/(Bq/m²））などの環境移行パラメータが評価に影響を及ぼす重要なものとなる。その他、葉菜の栽培密度（kg/m²）、葉菜または牧草の栽培期間の年間比、葉菜からの除染係数、葉菜または牛乳の市場希釈係数、葉菜または牛乳の摂取量（kg/d または L/d）などの社会学的または生理学的パラメータも重要なものである。

ii) 平常運転時における放射性液体廃棄物に対する安全評価モデル

原子炉施設の安全審査における海洋拡散解析では、海水中における放射性物質濃度は、冷却水排水口の濃度あるいは当該海域における拡散実験等によって得られる濃度が用いられる。原子炉施設の安全審査では、海洋拡散による放射性物質濃度の希釈は考慮せず、冷却水排水口の濃度が用いられるのが一般的である。排水口の濃度は、放射性物質の海洋への年間放出量を年間の冷却水量で除した値として計算される。この方法は大幅に安全側の評価になっていると思われるが、それでもなお計算された放射性物質の海水中濃度は十分に小さいものである。

上記の方法で計算された海水中放射性物質濃度を基にして、主要な被ばく経路からの公衆の被ばく線量が推定される。主要な被ばく経路として、放射性物質の海産物摂取による内部被ばくが評価対象となる。その経路からの被ばく線量は、定常状態を想定したいわゆる濃縮係数法を用いることにより、海水－海産物－人間への移行を考慮した計算モデルで算出される。

$$H_w = 365 \sum_i K_{wi} C_{wi} \sum_k (CF)_{ik} W_k f_{mk} f_{ki} \quad [14]$$

ここで、 H_w は放射性物質の海産物摂取による年間の実効線量（μSv/y）、 K_{wi} は放射性物質 i の経口摂取による実効線量係数（μSv/Bq）、 C_{wi} は海水中の放射性物質 i の濃度（Bq/L）、 $(CF)_{ik}$ は

⁴ 葉菜や牧草などの植物から、放射性物質が物理学的減衰以外によって減衰する半減期をウェザリング半減期という。風雨等の気象現象が主たる要因である。

放射性物質 i の海水から海産物 k への濃縮係数 $((\text{Bq/kg})/(\text{Bq/L}))$ 、 W_k は海産物 k の摂取量 (kg/d) 、 f_{mk} は海産物 k の市場希釈係数、 f_{ki} は海産物 k の採取から摂取までの放射性物質 i の減衰比である。

放射性液体廃棄物に対する評価では、放射性物質の海水から海産物への濃縮係数 $((\text{Bq/kg})/(\text{Bq/L}))$ という環境移行パラメータが評価に影響を及ぼす重要なパラメータとなる。その他、海産物の市場希釈係数、海産物の摂取量 (kg/d) などの社会学的または生理学的パラメータも重要なものである。

iii) 想定事故時における相対濃度の算出

想定事故時の被ばく線量計算に用いる放射性物質の地表空气中濃度は、単位放出率当たりの風下濃度（以下、相対濃度という）に事故期間における放射性物質の放出率を乗じて算出する。相対濃度の算出方法は次の式の通りである。

$$\frac{\chi}{Q} = \frac{1}{T} \sum_{i=1}^T \left(\frac{\chi}{Q} \right)_i d\delta_i \quad [15]$$

ここで、 χ/Q は実効放出継続時間⁵中の相対濃度 (s/m^3) 、 T は実効放出継続時間 (h) 、 $(\chi/Q)_i$ は時刻 i における相対濃度 (s/m^3) 、 $d\delta_i$ は時刻 i における風向が当該方位 d にあるとき $d\delta_i=1$ 、他の方位にあるとき $d\delta_i=0$ である。

$(\chi/Q)_i$ は実効放出継続時間の長短に応じて計算を行う。短時間放出⁶の場合には、風向が一定と仮定して次の式より計算する。

$$\left(\frac{\chi}{Q} \right)_i = \frac{1}{\pi \sigma_{yi} \sigma_{zi} U_i} \exp \left(-\frac{H^2}{2\sigma_{zi}^2} \right) \quad [16]$$

ここで、上式で使用しているパラメータは基本方程式（第 2.1 節 (2) の[1] 式）で説明されており、下付き文字 i は時刻 i を示す。

一方、長時間放出の場合には、放出された放射性物質の全量が一方位内のみに一様分布とすると仮定して次の式により計算する。

$$\left(\frac{\chi}{Q} \right)_i = \frac{2.032}{\sigma_{zi} U_i x} \exp \left(-\frac{H^2}{2\sigma_{zi}^2} \right) \quad [17]$$

⁵ 実効放出継続時間は、事故期間中の放射性物質の全放出量を 1 時間当たりの最大放出量で除することにより求める。

⁶ 実効放出継続時間が 1～8 時間の場合には、短時間放出とみなして $(\chi/Q)_i$ を計算する。ただし、実効放出継続時間が 1 時間の場合と 1 時間を超える場合では、1 時間を超える時にその時間内における 1 時間毎の移動平均を求める操作を行うため計算方法が若干異なる。実効放出継続時間が 8 時間を超える場合は、長時間放出とみなして $(\chi/Q)_i$ を計算する。

ここで、

$$2.032 = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \times \frac{16}{2\pi} \quad [18]$$

ここで、 x は放出点から着目地点までの距離 (m) である。建屋等の影響がある場合にはこの影響を補正する。また、風洞実験により $(x/Q)_i$ の補正が必要な場合には適切な補正を行う。

内部被ばく線量計算には 97 % に相当する相対濃度 (以下、97 % 相対濃度という) を用いる。97 % 相対濃度の求め方は以下の通りである。

- ・相対濃度は、毎時刻の気象データと実効放出継続時間を基に、方位別の着目地点について求める。
- ・着目地点の 97 % 相対濃度は、毎時刻の相対濃度を年間について小さい方から累積した場合、その累積出現頻度が 97 % に当たる相対濃度とする。すなわち、1 時間毎の年間気象データ (8,760 ケース) を使用する場合には、相対濃度の低いものから積み上げて 8,498 番目 (8,760 $\times$ 0.97 を初めて超える番目) の相対濃度が 97 % 値として求められる。
- ・ただし、ある方位の 1 時間毎の相対濃度は毎時刻の気象データから得られるが、その中には風向が他の方位にあって x/Q がゼロになるものも含まれる。そのため、着目方位以外の方位にある x/Q の頻度が 97 % 以上 (着目方位への風向出現頻度が 3 % 未満) あると、着目方位における 97 % に相当する x/Q は得られない。
- ・内部被ばく線量計算に用いる 97 % 相対濃度は、上記の方法で求めた方位別の相対濃度のうち、全方位における最大の値を使用する。

上記の方法で求められた 97 % 相対濃度に、事故期間における放射性物質の放出率、評価対象とする年齢群の呼吸率及び実効線量係数を掛けることにより、放射性ヨウ素の吸入摂取による内部被ばく線量を評価することができる。 γ 線による外部被ばく線量計算に用いる 97 % に相当する相対線量 (以下、97 % 相対線量という) については、上記に示した 97 % 相対濃度と同様な方法により求める。

(3) 再処理施設に対する環境影響評価の方法

i) 安全評価モデルの概要

再処理施設の安全審査は、「再処理施設安全審査指針」(以下、再処理施設指針という)^{10),11)}に基づいて実施される。再処理施設指針では、平常時における公衆の被ばく線量の計算に当たって、放射性気体廃棄物については気象指針を適用し、専門部会評価報告を参考とするとともに、適切な解析モデル及びパラメータの値を用いることとされている。また、放射性液体廃棄物についても、専門部会評価報告を参考とするとともに、適切な解析モデル及びパラメータの値を用いることとされている。

しかし、再処理施設の安全審査では、原子炉施設の安全審査に用いられる安全評価モデルがそのまま適用できる訳ではない。再処理施設の安全審査では、原子炉施設の安全審査において評価対象としていないいくつかの特徴がある。これは再処理施設固有の特徴によるものであり、主たる特徴は以下の通りである。

- a) 原子炉施設と再処理施設では施設の機能や構造等が根本的に異なっていることにより、再処理施設の平常運転時では、原子炉施設よりも放射性物質の環境への放出量が多いと想定される。一方、再処理施設の事故時に環境へ放出される放射性物質の量は原子炉施設の事故より少ない傾向がある。
- b) 再処理施設に搬入される使用済み核燃料は一定期間冷却されて短半減期放射性物質は減衰するため、再処理施設からは特有の長半減期放射性物質（H-3、C-14、Kr-85、I-129、超ウラン元素など）が公衆の被ばく線量を評価する上で重要な放射性物質となる。
- c) 原子炉施設では大量の海水を冷却水として使用するため、便宜上安全審査では放射性液体廃棄物の海洋中の移流・拡散による濃度の希釈は考慮しないが、再処理施設では適切な解析モデルとパラメータ値を用いて移流・拡散による希釈効果を考慮する。
- d) 原子炉施設では放射性気体廃棄物及び放射性液体廃棄物は環境へ連続的に放出されるが、再処理施設では間欠的あるいは周期的に放出される。このため、再処理施設の環境影響評価では、平常運転時でも放射性気体廃棄物及び放射性液体廃棄物の環境への放出時期及びその時の放出量（すなわち放出量の経時的変化）が重要な情報となる。ただし、平常運転時における安全審査では年間の気象及び海象データを用いて公衆の被ばく線量を確率論的に推定するため、年間放出量の時間平均値が使用される。

上記に示した再処理施設の機能や構造等の特性により、当該施設の安全審査において考慮すべき放射性物質の環境中移行・挙動プロセスは以下の通りである。

- ・長半減期放射性物質の長期間にわたる蓄積
- ・放射性物質の大気中または海洋中の移流・拡散
- ・降水による大気中放射性物質の洗浄沈着
- ・天然の水素及び炭素による H-3 及び C-14 の同位体希釈
- ・放射性物質の農畜産物及び海産物への移行
- ・農畜産物及び海産物の市場希釈
- ・農畜産物及び海産物の摂取に係る食生活の態様

これらのプロセスを考慮して、再処理施設の安全評価における公衆の被ばく評価において、評価対象とすべき主要な被ばく経路は、原子炉施設の場合に考慮する 4 つの被ばく経路（第 2.1 節 (1)）に加えて、以下に示すようなより多くの被ばく経路を評価対象としている^{10),11)}。

- ・放射性気体廃棄物中の放射性物質による外部被ばく
- ・放射性気体廃棄物中の放射性物質の吸入摂取による内部被ばく
- ・地表に沈着する放射性物質からの外部被ばく
- ・放射性気体廃棄物に起因する農畜産物摂取による内部被ばく
- ・放射性液体廃棄物中の放射性物質からの外部被ばく
- ・放射性液体廃棄物に起因する海産物摂取による内部被ばく
- ・放射性廃棄物の保管廃棄施設等からの γ 線による外部被ばく

再処理施設から大気環境へ放出される放射性物質の移流・拡散・地表面沈着の各プロセス、及び公衆への主な被ばく経路は図 2-1 に例示した通りである。また、再処理施設の場合にも公衆の被ばく線量を評価する際に、ALARA⁷⁾の考え方に基づいて努力目標値である放出管理目標値が設定

⁷⁾ 3 ページの脚注 2 を参照。

され、放射性気体廃棄物及び放射性液体廃棄物は環境へ計画的に管理放出される。

再処理施設などの原子力施設では、平常運転時における環境への放射性物質の放出に伴う周辺公衆の被ばく線量を低く保つために線量目標値(50 μ Sv/y)を定めている。この線量目標値から、年間の放射性物質の放出量または平均放出率を放出管理の目標値として定め、これを放出管理目標値として、この値を超えることのないように放出管理が行われている。この放出管理目標値は、放射性気体廃棄物については原子炉内の蓄積量が多く大気中に放出されやすい希ガス、ヨウ素等、そして放射性液体廃棄物に分けられている。青森県六ヶ所村再処理施設の年間放出管理目標値を例として、3サイトの原子炉施設（東通原子力発電所1号機、柏崎刈羽原子力発電所1～7号機、及び大飯発電所1～4号機）の年間放出管理目標値と比較したものを、放射性気体廃棄物について表2-1に、放射性液体廃棄物について表2-2に示す¹²⁾。

表2-1 放射性気体廃棄物の年間放出管理目標値に関する原子炉施設と再処理施設の比較

原子炉施設	放射性気体廃棄物の年間放出管理目標値 (Bq/y)					
	希ガス	I-131				
東通原子力発電所 1号機 (BWR)	1.5×10^{15}	2.0×10^{10}				
柏崎刈羽原子力 発電所1～7号機 (BWR)	6.7×10^{15}	2.3×10^{11}				
大飯発電所 1～4号機 (PWR)	4.0×10^{15}	1.0×10^{11}				
再処理施設	放射性気体廃棄物の年間放出管理目標値 (Bq/y)					
	Kr-85	I-129	I-131	H-3	C-14	全粒子状 物質*
青森県六ヶ所村 再処理施設	3.3×10^{17}	1.1×10^{10}	1.7×10^{10}	1.9×10^{15}	5.2×10^{13}	3.3×10^8 9.4×10^{10}

* α 線を放出する核種： 3.3×10^8 (Bq/y)

α 線を放出しない核種： 9.4×10^{10} (Bq/y)

表 2-2 放射性液体廃棄物の年間放出管理目標値に関する原子炉施設と再処理施設の比較

原子炉施設	放射性液体廃棄物（H-3 を除く）の年間放出管理目標値（Bq/y）			
東通原子力発電所 1 号機（BWR）	3.7×10^9			
柏崎刈羽原子力 発電所 1～7 号機 （BWR）	2.5×10^{11}			
大飯発電所 1～4 号機（PWR）	1.4×10^{11}			
再処理施設	放射性液体廃棄物の年間放出管理目標値（Bq/y）			
	H-3	I-129	I-131	その他核種**
青森県六ヶ所村 再処理施設	1.8×10^{16}	4.3×10^{10}	1.7×10^{11}	3.8×10^9 2.1×10^{11}

** α 線を放出する核種： 3.8×10^9 （Bq/y）

α 線を放出しない核種： 2.1×10^{11} （Bq/y）

ii) H-3 と C-14 に対する安全評価モデル

再処理施設特有の評価対象放射性物質である H-3 と C-14 について、大気放出に起因する農畜産物中濃度の計算手法を以下に説明する。H-3 と C-14 の評価では、H-3 は水蒸気として、C-14 は二酸化炭素として大気環境中へ放出されると仮定する。また、農産物中の H-3 または C-14 の比放射能が空気中の比放射能に等しいと仮定する、いわゆる比放射能法を用いる^{13),14)}。さらに、畜産物の汚染は家畜が汚染された飼料を食べることに起因し、畜産物中の H-3 または C-14 の比放射能が家畜によって 1 日に摂取される飼料（H-3 の評価の場合には飲料水も含む）中の比放射能に等しいと仮定するモデルを使用する。

農産物中の H-3 濃度の計算は以下の式で行う。

$$Cp^H = \frac{f_{HF}\chi_H}{F_H A_H} \quad [19]$$

ここで、 Cp^H は農産物中の H-3 濃度（Bq/g）、 f_{HF} は農産物中の水素の含有量（g/g）、 χ_H は地表空気中の H-3 濃度（Bq/m³）、 F_H は水の重量に対する水素の重量の割合、 A_H は地表空気中の絶対湿度（g/m³）である。

畜産物中の H-3 濃度は、家畜の飼料に関するデータが乾燥重量か湿重量かによって評価方法が異なる。乾燥重量で与えられている場合は次式を用いる。

$$Cl^H = Fl^H \sum_{(feed)} \left[Jf \left[Cp^H + \frac{(Fw/Fd)\chi_H}{A_H} \right] \right] \quad [20]$$

ここで、 Cl^H は畜産物中の H-3 濃度 (Bq/g)、 Jf は家畜による飼料の消費量 (g/d)、 Fw は飼料の水分含有量 (g/g)、 Fd は飼料の湿重量に対する乾燥重量の割合 $= 1 - Fw$ 、 Fl^H は H-3 の飼料から畜産物への移行係数 ((Bq/g)/(Bq/d)) であり、以下の式で表される。

$$Fl^H = \frac{f_{HL}}{\sum_{(feed)} \left[Jf \left[f_{HF} + \frac{FwF_H}{Fd} \right] \right] + W_I F_H} \quad [21]$$

ここで、 f_{HL} は畜産物中の水素の含有量 (g/g)、 W_I は家畜の水の摂取量 (g/d) である。ただし、家畜が飲む水を含めて飲料水は汚染されていないと仮定する。

また、家畜の飼料に関するデータが湿重量で与えられている場合は次式を用いる。

$$Cl^H = Fl^H \sum_{(feed)} [Jf \cdot Cp^H] \quad [22]$$

ここで、

$$Fl^H = \frac{f_{HL}}{\sum_{(feed)} [Jf \cdot f_{HF}] + W_I F_H} \quad [23]$$

次に、農産物中の C-14 濃度の計算は以下の式で行う。

$$Cp^C = \frac{f_{CF}\chi_C}{A_C} \quad [24]$$

ここで、 Cp^C は農産物中の C-14 濃度 (Bq/g)、 f_{CF} は農産物中の炭素の含有量 (g/g)、 χ_C は地表空気中の C-14 濃度 (Bq/m³)、 A_C は地表空気中の炭素濃度 (g/m³) である。

畜産物中の C-14 濃度の計算は次式を用いる。

$$Cl^C = Fl^C \sum_{(feed)} [Jf \cdot Cp^C] \quad [25]$$

ここで、 Cl^C は畜産物中の C-14 濃度 (Bq/g)、 Fl^C は C-14 の飼料から畜産物への移行係数 ((Bq/g)/(Bq/d)) であり、以下の式で表される。

$$Fl^c = \frac{f_{CL}}{\sum_{(feed)} [Jf \cdot f_{CF}]} \quad [26]$$

ここで、 f_{CL} は畜産物中の炭素の含有量 (g/g) である。

2.2 環境モニタリング計画の立案

環境モニタリング計画の立案を正当化する目標は、原子力施設の平常運転時または事故時において、環境中に放出される放射性物質または放射線から施設周辺の住民が受ける被ばく線量を評価すること、規制当局が設定した線量限度を担保していることを確認すること、及び原子力施設の操業状態の妥当性や放出管理の有効性を確認することが挙げられる¹⁵⁾。平常時の環境モニタリング（以下、平常時モニタリングという）に対する目的としては、線源モニタリングの結果や公衆の被ばく線量予測モデルの妥当性の立証などがある¹⁶⁾。

公衆の被ばくにおいては、原子力施設は結果的に多くの個人に被ばく線量をもたらし、線量分布が生じ得る。そのため、公衆の放射線防護を目的とした環境モニタリング計画を立案する上では、その被ばくした集団の中で比較的高い被ばくを受けた複数の個人を代表とする。ただし、これらを特徴付けるために用いる習慣は、より高い線量の被ばくを受ける人々を代表する少数の個人の平均的な習慣であり、集団構成員の1人の極端な習慣ではない^{17),18)}。

環境モニタリングに対するアプローチには、線源関連アプローチと環境・個人関連アプローチがある¹⁶⁾。前者については、主に設置事業者が当該施設からの放射性物質の放出に伴う周辺環境への影響を評価し、放出管理、施設管理などに反映する観点から実施を担う。一方後者については、主に地方公共団体が施設周辺の住民の健康と安全を直接守るという観点から実施を担っている。しかし、環境モニタリングの実施内容は両者とも本質的に異なるものではないため、国内の原子力発電所を中心とした各立地地域における環境モニタリング計画は、前段落の考え方を基本として、立地地域の道府県等の地方公共団体と設置事業者が共同で策定している。基本的な監視・測定項目としては、空間放射線量率の監視と環境試料中放射性物質濃度の測定である。原子力発電所の各立地地域における環境モニタリング計画の一般的な状況を以下に概略する。

空間放射線量率の監視はモニタリングポストなどの固定局舎における連続監視を基本とし、積算線量計やモニタリング車による走行サーベイが実施されている立地地域もある。空間放射線量率の監視は事業所敷地外では地方公共団体が中心に実施し、設置事業者は敷地境界付近における監視を基本としている。一部地域では、事業所敷地外においても設置事業者による監視も実施されている。

監視の範囲は、原子力緊急時の対応を想定したUPZ (Urgent Protection action planning Zone : 防護措置を準備する区域) の範囲である30 km圏内が中心である。「平常時モニタリングについて (原子力災害対策指針補足参考資料)」⁹⁾では、発電用原子炉、試験研究炉、再処理施設等の原子力施設から5 km圏内においては、施設からの予期しない放射性物質または放射線の放出に対する早期検出及び周辺環境への影響評価、10 km圏内においては周辺住民等の被ばく線量の推定及び評価、PAZ (Precautionary Action Zone : 予防的防護措置を準備する区域) 及びUPZ内においては、緊急事態が発生した場合への平常時からの備えを目的として空間放射線量率の監視を実施することとしている。

環境試料中放射性物質の測定対象は、大気中浮遊じんや降下物、陸土・陸水や農作物、海水・海底土や海産物などである。大気中浮遊じん・降下物、陸土・陸水、海水・海底土については、地点数の多少は地域の特性に応じて異なるものの、測定頻度はいずれの地域でも概ね共通である。一方、農作物や海産物については、地域の特性に応じてその測定対象の産物は異なり、測定頻度もその対象産物に応じて異なっている。多くの立地地域では、指標生物中の放射性物質濃度の測

定も実施している。それぞれの測定は、地方公共団体と設置事業者が分担して実施することにより、より多くの地点における測定を可能にしている。一部の地点では、地方公共団体と設置事業者の双方が実施することによりダブルチェックの機能を持たせている。また、複数の測定項目を実施する拠点的な観測地点を配置している場合が多い。

原子力施設の設置許可申請書等においては、平常運転時に環境中に放出される放射性気体廃棄物に含まれる放射性物質による実効線量（吸入摂取及び経口摂取に伴う内部被ばく）が最大となる地点を第 2.1 節 (2) i) に述べた手法により評価し、それらの評価地点が施設から 10 km 圏内であることを踏まえ、「平常時モニタリングについて（原子力災害対策指針補足参考資料）」⁹⁾では、周辺住民等の被ばく線量の推定及び評価のために必要な平常時モニタリングは、原子力施設から 10 km 圏内を対象として、この範囲内における適切な地点を選定し実施することとしている。

各立地地域における平常時モニタリングの状況を見ると、環境試料中放射性物質の測定地点の配置範囲は、5 km 圏内を重点的に、概ね 10 km までの圏内に配置されており、風向頻度や居住区域も考慮されている。10 km 圏外においては、測定頻度を減らすなどして補完的な測定を実施している立地地域や、広域な測定や対照地点を設定して比較測定を実施している立地地域もある。その範囲は概ね 30 km 圏内が中心であるが、対照地点としての測定は周辺の人口規模の大きな都市などを設定している場合もあり、その場合は原子力施設から 50 km を超える例も見られる。実際の平常時モニタリング計画については、第 2.3 節 (1) i) に青森県六ヶ所村再処理施設周辺を例に詳述する。

原子力施設で事故が発生した際には緊急時の環境モニタリング（以下、緊急時モニタリングという）が実施されるが、平常時モニタリングの場合と同様に、基本的には、設置事業者は当該施設からの放射性物質の放出に伴う周辺環境への影響について評価する観点からモニタリングを実施する。原子力災害対策指針¹⁹⁾において、モニタリングポスト等による空間放射線量率の指示値が緊急時活動レベル（EAL: Emergency Action Level）の一つに設定されていることは、この表れである。

また、地方公共団体が施設周辺の住民の健康と安全を直接守るという観点から緊急時モニタリングを実施することにも変わりはなく、原子力施設の敷地外にモニタリングポスト等を設置し、防護措置の判断材料として用いている。その他に、主に UPZ 内での大気中放射性物質濃度、土壌、飲料水を優先として環境試料中放射性物質の分析、モニタリングカーによる走行サーベイ等について予め計画が策定され緊急時に備えている。緊急時モニタリング計画については、第 2.3 節 (1) ii) に詳述する。

2.3 原子力施設の操業開始後

(1) 環境モニタリング

i) 平常時モニタリング

原子力施設の操業開始後では、平常運転時には計画されたごく微量の放射性物質が周辺環境（大気及び海洋）へ放出される。このため、当該施設の設置事業者や施設が立地している地方公共団体は、環境モニタリング計画に基づいて環境モニタリングを実施する。環境モニタリングの目的については、第 2.2 節で述べた通り、設置事業者は当該施設からの放射性物質の放出に伴う周辺環境への影響を評価し、放出管理、施設管理などに反映する観点から、また地方公共団体は施設周辺の住民の健康と安全を直接守るという観点から実施するものである。しかし、環境モニタリングの実施内容は、両者とも本質的に異なるものではなく、その密度や重点の置き方が異なるだけである。環境モニタリングは対象地域全体として整合性が取られ、設置事業者と地方公共団体の間で地域の実情に応じて役割分担が決められ、対象地域の環境モニタリング計画が作成されている。

環境モニタリングは平常時モニタリングと緊急時モニタリングに大別され、施設の操業開始後における平常時モニタリングの目的は以下の通りである^{8),9)}。

a) 周辺住民等の被ばく線量の推定及び評価

原子力施設の周辺住民等の健康と安全を守るため、平常時から、環境における原子力施設起因の放射性物質または放射線による周辺住民等の被ばく線量を推定し評価する。

b) 環境における放射性物質の蓄積状況の把握

原子力施設からの影響評価に資するため、平常時から、原子力施設の運転により原子力施設から放出された放射性物質の環境における蓄積状況を把握する。

c) 原子力施設からの予期しない放射性物質または放射線の放出の早期検出及び周辺環境への影響評価

原子力施設から敷地外への予期しない放射性物質または放射線の放出を検出することにより、原子力施設の異常の早期発見に資する。また、原子力施設から予期しない放射性物質または放射線の放出があった場合に、その影響を的確かつ迅速に評価するため、平常時モニタリングの結果を把握しておく。

d) 緊急事態が発生した場合への平常時からの備え

緊急事態が発生した場合に、緊急事態におけるモニタリングへの移行に迅速に対応できるよう、平常時から緊急事態を見据えた環境モニタリングの実施体制を備えておく。

上記の目的を達成するため、平常時モニタリングでは、操業前モニタリングの実施内容と同様に、w) 空間放射線量率の測定、x) 大気中浮遊じん、大気降下物及び降水における放射性物質の分析、y) 環境試料における放射性物質の分析、及び z) 気象データの取得が実施される。上記の目的 a) と b) に示したように、取得された平常時モニタリングのデータを利用することにより、当該施設周辺の環境における放射性物質の放出・蓄積状況及び公衆の被ばく線量が評価される。これにより、施設からの放射性物質の予期しない放出や環境における想定外の蓄積がないかどうか、及び公衆の被ばく線量が法律的な規制値である線量限度あるいは努力目標値である線量目標値を十分下回っているかどうかの評価される。

環境モニタリングの例として、青森県六ヶ所村再処理施設周辺における空間放射線量率等のモ

ニタリング地点及び環境試料のモニタリング地点をそれぞれ図 2-2 及び図 2-3 に示す^{20),21)}。2 つの図に示されるように、環境モニタリングは青森県と設置事業者である日本原燃（株）によって実施されている。陸域のモニタリング地点は、施設を中心に 20～30 km の範囲における陸域の全方位をカバーしている。空間放射線量率等のモニタリング地点のうち、当該地域の気象特性を考慮した主要な地点では、気象データの取得（風向・風速、気温、降水量、感雨、積雪深、大気安定度など）も実施されている。また海洋のモニタリング地点については、液体放出の海洋放出管が六ヶ所村の太平洋側に設置されていること（沖合約 3 km、水深約 44 m）を考慮して、六ヶ所村前面海域を対象として実施されている。

空間放射線量率等のモニタリング地点は、地形、卓越風向などの自然的条件ばかりでなく、住民の居住状況、測定地点相互の位置関係などの社会的条件、及び施設の特異性等を総合的に勘案して選定されている。モニタリング地点には、モニタリングステーションまたはモニタリングポストが設置され、空間放射線量率、大気中浮遊じんにおける全 α 及び全 β 放射能、大気中の気体状 β 放射能、大気中の放射性ヨウ素（I-131）などが測定される。また、モニタリングポイントには RPLD（RadioPhotoLuminescence glass Dosimeter：蛍光ガラス線量計）を配置し、積算線量が測定される。

環境試料のモニタリング地点は、卓越風向、施設からの距離、人口分布、農畜水産物の生産状況などの自然的・社会的条件に加えて、放出源情報に基づく放射性物質の環境中移行・挙動などを勘案して選定されている。モニタリング地点では、大気試料（浮遊じん、水蒸気状 H-3、フッ素⁸、雨水、降下物など）、陸上試料（陸水、飲料水、湖沼底土、陸土、淡水魚など）、農畜産物試料（牛乳、精米、野菜など）、海洋試料（海水、海底土、海産物など）が採取される。採取された環境試料について、H-3、C-14、Sr-90、 γ 線放出放射性物質（Ru-106、Cs-134、Cs-137 等）、放射性ヨウ素（I-129、I-131⁹）、超ウラン元素（Pu-239,240、Am-241、Cm-244 等）の濃度が測定される。

第 3.1 節において観測・測定の短所として記述されているが、空間放射線量率等及び環境試料のモニタリング地点ともに空間的に離散的で不連続である。空間放射線量率等のモニタリングに関する空間的な不連続性を補完するとともに、測定値のクロスチェックを行うために、モニタリングカーによる定点測定及び走行サーベイが四半期毎に実施される。モニタリングカーの定点測定地点及び走行ルートを図 2-4 に示す。モニタリングカーによる定点測定と走行サーベイは、施設の平常運転時における空間放射線量率データの空間的密度を増やすばかりでなく、事故時においても防護対策を講じるための判断基準を提供する基礎的・補足的資料にもなり得る。

環境モニタリングの時間的間隔（実施頻度）については、空間放射線量率や空气中放射性物質濃度等は、モニタリングステーションやモニタリングポストにおいて連続的に自動測定され、テ

⁸ 再処理施設では、回収された UO_3 を UF_6 に転換する再転換プロセスにおいて、大量のフッ素が使用される。 UF_6 や HF というフッ素化合物は化学的毒性が強いため、再処理施設周辺では大気中フッ素のモニタリングが実施される。六ヶ所村にはウラン濃縮施設も設置されており、フッ素はウラン濃縮施設でも大量に使用されるため、この施設でもフッ素は環境モニタリングの対象となる。

⁹ I-131 は原子炉停止直後には核燃料中に多く蓄積しているが、物理的半減期が約 8 日と短いため再処理施設において使用済み燃料が処理されるまでにはほとんど減衰する。しかし、超ウラン元素、特に Cf-252 の自発核分裂などのために、I-131 が使用済み燃料中において一定量生成される。

レメータシステムにより青森県原子力センター及び青森県庁に送信されて常時監視されている。一方環境試料については、大気中浮遊じんは四半期毎（年 4 回）、大気水蒸気状 H-3 や雨水・降水物は毎月（年 12 回）、陸水、飲料水、淡水魚等の陸上試料及び海水、海底土等の海洋試料は種類に応じて年 1～4 回、精米、野菜等の農産物は収穫期に 1～2 回、畜産物である牛乳は四半期毎（年 4 回）、海産物は漁期に 1 回程度採取して、放射性物質濃度の測定を実施する。また、松葉やチガイソ等の指標生物も採取して、放射性物質濃度を測定する。以上のように、第 3.1 節において観測・測定の短所として記述されているが、環境試料のモニタリングは時間的にも離散的な場合がある。

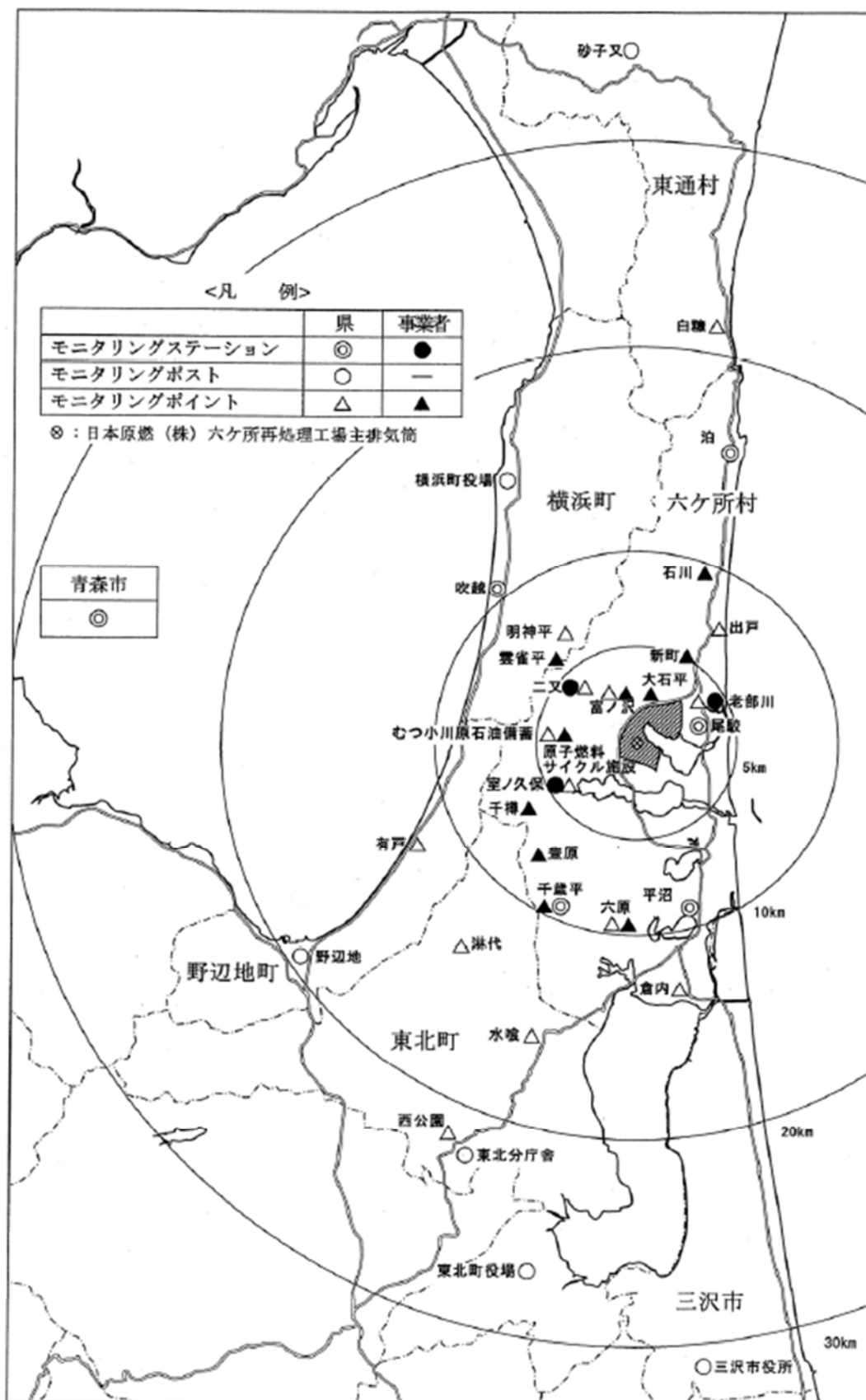
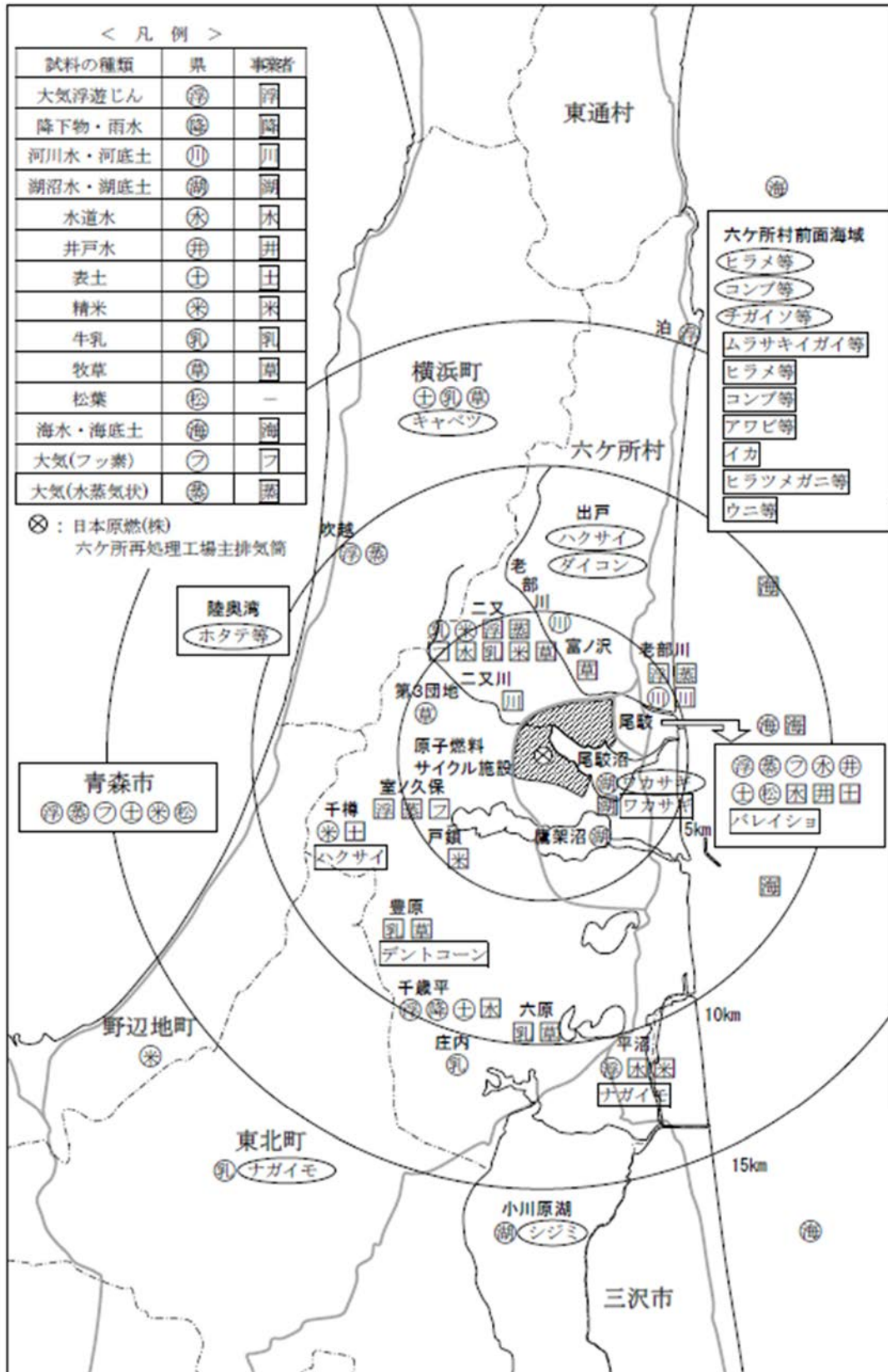


図 2-2 六ヶ所村再処理施設周辺における空間放射線量率等のモニタリング地点²⁰⁾

図 2-3 六ヶ所村再処理施設周辺における環境試料のモニタリング地点 ²⁰⁾

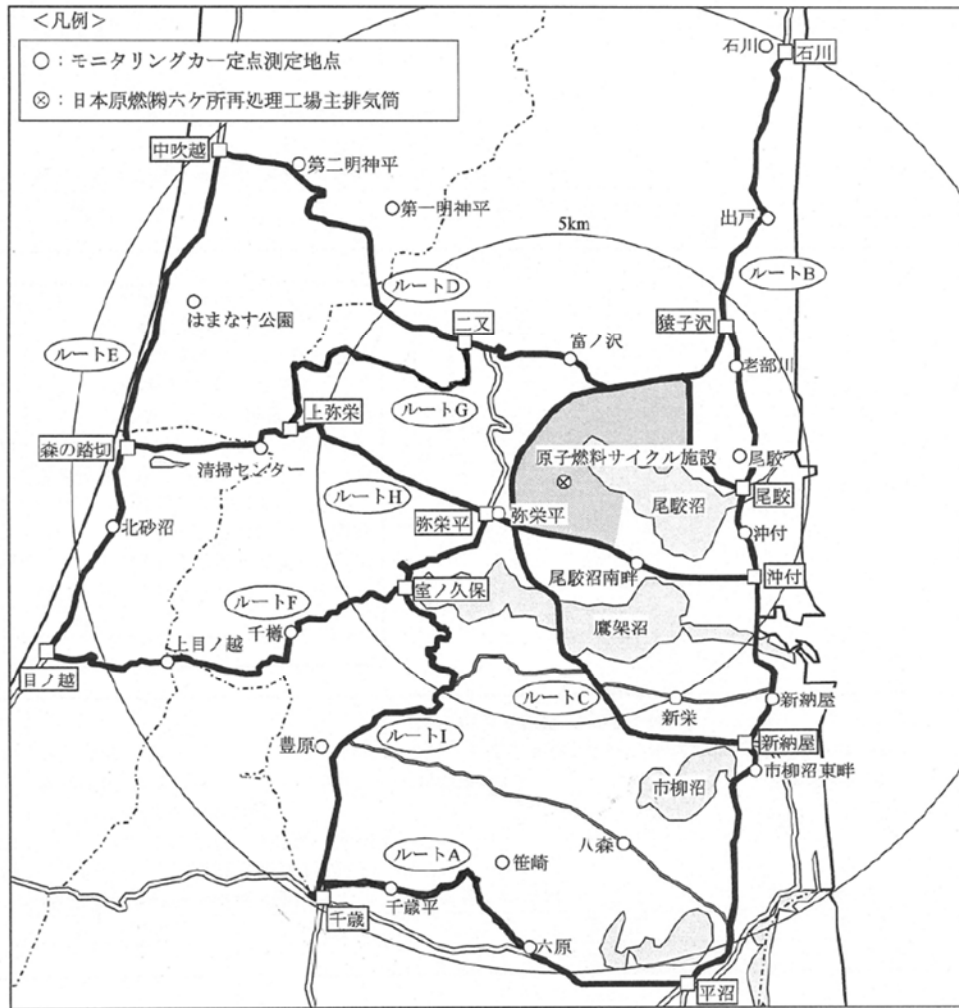


図 2-4 六ヶ所村再処理施設周辺における
モニタリングカーの定点測定地点及び走行ルート 20)

ii) 緊急時モニタリング

平常時モニタリングに加えて、原子力施設において万が一周辺環境へ大量の放射性物質を放出するような緊急事態が発生した場合には、緊急時モニタリングが行われる。その目的は、a) 緊急事態において空間放射線量率及び環境試料中の放射性物質濃度等の状況に関する情報を収集して、b) OIL (Operational Intervention Level : 運用上の介入レベル) に基づいて、避難、屋内退避、飲食物摂取制限等の緊急時における防護措置を実施するための判断材料を提供するとともに、c) 住民の被ばく線量や周辺環境の放射能汚染などの放射線影響を評価するための材料を提供することである²²⁾。原子力緊急時における放射性物質の大気中拡散、地表面沈着及びモニタリングポストによる空間放射線量率の測定に関する概略図を図 2-5 に示す。

原子力災害が発生した場合において、周辺住民に対して防護措置を短期間で効率的に行うために、予め異常事態の発生を仮定して施設の特性等を踏まえて、その影響の及ぶ可能性がある区域を定めた上で、重点的に原子力災害に特有な防護対策を講じておく「原子力災害対策重点区域」

が設定される¹⁹⁾。原子炉施設では、施設の規模に応じて、PAZ 及び UPZ、あるいは UPZ のみが設定される。発電用原子炉施設の場合には、PAZ 及び UPZ は原子炉施設からそれぞれ半径概ね 5 km 圏内及び半径概ね 5 km～30 km 圏内である。

しかし、六ヶ所村再処理施設の場合には、原子力災害対策重点区域として UPZ のみを設定し、施設から半径概ね 5 km 圏内である。すなわち、再処理施設では原子炉施設に比べて、原子力災害対策重点区域が小さく設定されている。これは、処理プロセス毎に分離されているという再処理施設の特性などから、事故時に環境へ放出される放射性物質の量が少なく、環境への影響がより小さいと想定されることを示唆している。

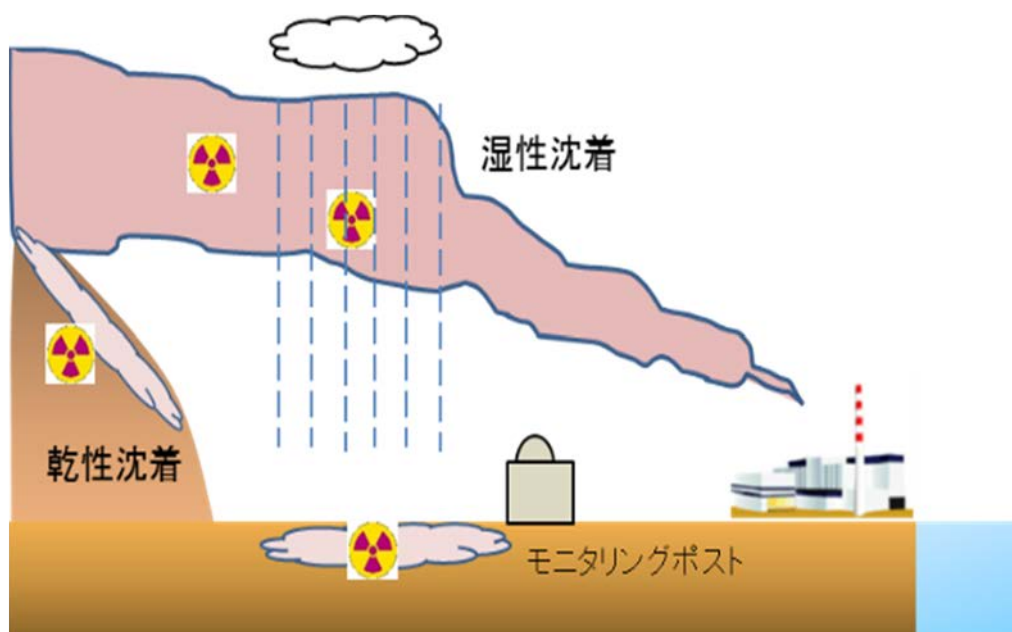


図 2-5 原子力緊急時における放射性物質の大気中拡散、地表面沈着及びモニタリングポストによる空間放射線量率の測定に関する概略図⁷⁾

(2) 計算モデルによる環境影響評価

原子力施設の操業開始後には、環境モニタリングによって得られた観測・測定データを利用して、施設周辺の住民の被ばく線量をより現実的に評価することにより、周辺住民の健康と安全を確認するとともに住民の安心感を醸成する。このため、施設の設置事業者や地方公共団体等は、目的に応じた各種の計算モデルを開発している。開発された計算モデルは、a) 安全評価モデル、b) 移行・挙動モデル、c) シミュレーションモデルなどが挙げられる。

a) 安全評価モデルは、環境モニタリングによって得られた空間放射線量率データや環境試料中の放射性物質濃度等に基づいて、周辺住民の被ばく線量をより現実的に評価するために使用される。b) 移行・挙動モデルは、環境モニタリングによって得られた観測・測定結果のうち、特定の結果について環境科学的な解釈を加えるため、あるいは特定の環境媒体や環境試料における放射性物質の移行量や蓄積量等を推定するために用いられる。c) シミュレーションモデルは、施設からの放射性物質の放出源情報を用いて、大気または海洋における大気・海水循環、放射性物質の

環境中移行・挙動、住民への被ばく線量までを一貫して推定することにより、放射性物質の時間的・空間的な分布や環境中移行・挙動を解析するために使用される。ここでは、安全評価モデルとシミュレーションモデルの概要について説明する。

i) 安全評価モデル

原子力施設の操業開始後には、環境モニタリングによって得られた空間放射線量率データや環境試料中の放射性物質濃度等を利用して、公衆の被ばく線量が評価される。環境モニタリングデータは、放射性物質の放出実績を反映しているため、公衆の被ばく線量評価結果はより現実的なものであり、これにより公衆の健康や安全が確保されていることが確認される。ここでは青森県六ヶ所村再処理施設を例として、環境モニタリングデータを用いた公衆の被ばく線量の計算方法を説明する^{23),24)}。再処理施設の周辺環境では、図 2-2 及び図 2-3 に示されているように、空間放射線量率等及び環境試料のモニタリングが実施されている。

γ 線による外部被ばく線量は、モニタリングステーション及びモニタリングポストに設置された NaI(Tl)シンチレーション検出器で測定された空間放射線量率データを用いて、以下のように計算される。

$$AD_{Extg} = \sum_{t=1}^{8760} D_{Anth} T_m DC \cdot UC_1 \quad [27]$$

ここで、 AD_{Extg} は γ 線による年間の実効線量 (mSv)、 D_{Anth} は測定された空間放射線量率 (nGy/h) から自然放射性物質による線量率 (nGy/h) の寄与分を差し引いたもので、人工放射性物質による線量率 (nGy/h)、 T_m は空間放射線量率の測定時間 (h)、 DC は吸収線量から実効線量への換算係数 (Sv/Gy) = 0.8、 UC_1 は単位換算係数である。

また、Kr-85 からの β 線による外部被ばく線量は、モニタリングステーションに設置された β 線ガスモニタで測定された大気中の気体状 β 放射能濃度データを用いて、以下のように計算される。

$$AD_{Extb} = \sum_{t=1}^{8760} C_{Anth} A \cdot B \cdot C \cdot UC_2 \quad [28]$$

ここで、 AD_{Extb} は β 線による年間の実効線量 (mSv)、 C_{Anth} は測定された気体状 β 放射能計数率 (s^{-1}) からバックグラウンド計数率 (s^{-1}) を差し引き、Kr 濃度換算係数 ($Bq \cdot s/m^3$) を乗じて算出された気体状 β 放射能濃度 (Bq/m^3)、 A は Kr-85 からの β 線による皮膚等価線量係数 ($((Sv/y)/(Bq/m^3))$)、 B は体表面積の平均化係数¹⁰ = 1²⁵⁾、 C は皮膚の組織荷重係数 = 0.01、 UC_2

¹⁰ β 線からの外部被ばくによる皮膚の等価線量を人の体表面積で平均化するための係数であり、線源の大きさや方向などを考慮し、 β 線に曝されている人の体表面積の平均的な割合として表される。具体的には、サブマージョン（遊泳を含む）では 1、地表沈着では 0.5、海洋での各種作業（海上作業、海浜作業、漁網操作）では 0.5 が用いられる。

は単位換算係数である。

食物摂取による内部被ばく線量は、環境試料のモニタリングによって得られた環境試料中の放射性物質濃度を用いて、食物中の H-3 及び C-14 以外は以下のように計算される。

$$CD_{Int} = 365 \cdot C_{em} M_{em} CF_{Ing} \quad [29]$$

ここで、 CD_{Int} は食物摂取に起因する内部被ばくによる 1 年間の預託実効線量 (Sv)、365 は食物摂取の日数 (d/y)、 C_{em} は施設に起因する食物中の放射性物質濃度の測定値 (Bq/g)、 M_{em} は食物の摂取量 (g/d)、 CF_{Ing} は経口摂取による実効線量係数 (Sv/Bq) である。

[29] 式を用いて、食物の種類毎及び評価対象の放射性物質毎に 1 年間の経口摂取による預託実効線量を算出し、それぞれを合算する。この際、環境モニタリングから求めた放射性物質濃度の食物を 1 年間継続して摂取したこととする。ここで、食物には農畜産物と水産物、そのうち農産物には米、葉菜、根菜・いも類、畜産物には牛乳 (原乳)、水産物には海産物と淡水魚がそれぞれ考慮されている。年 1 回ないし 2 回しか採取されていない農畜産物や水産物については、食物の種類毎にそれぞれ最も高い測定値を放射性物質濃度として用いる。また、牛乳は年 4 回採取されていることから、四半期毎の全採取地点の最大値を年間で平均した値を放射性物質濃度として用いる。

吸入摂取による預託実効線量 (Sv) については、[29] 式において、365 を吸入摂取の日数 (d/y)、 C_{em} を大気中の放射性物質濃度 (Bq/m³)、 M_{em} を呼吸率 (m³/d)、 CF_{Ing} を吸入摂取による実効線量係数 (Sv/Bq) に置き換えれば、同式で算出することができる。

農畜産物における H-3 濃度は、食物中の自由水及び有機物の H-3 比放射能が大気中水分の比放射能と等しいと仮定する、いわゆる比放射能法を用いて食物の種類毎に算出する。

$$C_{em}^H = \frac{f_{HF} \chi_w^H}{F_H} \quad [30]$$

ここで、 C_{em}^H は食物中の H-3 濃度 (Bq/kg)、 f_{HF} は食物中の水素の質量割合、 χ_w^H は大気中水分の H-3 濃度の測定値 (Bq/L)、 F_H は水 1 L 当たりの水素量 (kg/L) = $1 \times 2/18 = 0.11$ である。

[30] 式において、大気中水分の H-3 濃度の測定結果から、各採取地点における年間平均値を求め、それぞれの地点における最も大きい値を H-3 濃度として用いる。また、水産物については、自由水と有機物の H-3 濃度の四半期毎の測定値を年間で平均した値を用いる。さらに、飲料水及び空気については、採取地点毎に年間平均値を求め、それぞれ最も高い値を用いる。H-3 による預託実効線量を算出するに当たり、化学形については水、水素及び炭化水素が考えられるが、実効線量係数には最も大きい水の値を用いる。H-3 の吸入摂取については、皮膚からの吸収分 (呼吸による吸収分の 0.5 倍) を加算する。

農畜産物における C-14 濃度は、食物中の放射性物質濃度に比べて、その比放射能に対して施設寄与がより明確に認められることから、以下の式を用いて比放射能の施設寄与分から C-14 濃度の施設寄与分を求める。

$$C_{fc}^c = \frac{SA_{fc}^c}{SA_{em}^c} C_{em}^c \quad [31]$$

ここで、 C_{fc}^c は食物における施設寄与分の C-14 濃度 (Bq/kg)、 SA_{fc}^c は食物における施設寄与分の比放射能 (Bq/g・C)、 SA_{em}^c は食物中の比放射能の測定値 (Bq/g・C)、 C_{em}^c は食物中の C-14 濃度の測定値 (Bq/kg) である。 SA_{fc}^c は食物中の比放射能の測定値 (Bq/g・C) から比放射能のバックグラウンド値 (Bq/g・C) を差し引いて求める。食物の種類毎に求めた施設寄与分の C-14 濃度の最大値を預託実効線量の算出に用いる。

環境試料の放射性物質濃度の測定に関して、Cs-137、Sr-90、Pu 等の大気核実験起源の寄与が認められるもののうち、過去 3 年間のモニタリング結果に検出下限値以上の測定値があるものについては、対象施設からの寄与が認められない測定値の平均値をバックグラウンドとして差し引く。C-14 に関しては、比放射能について施設寄与分の弁別を行う。過去 3 年間の施設寄与が認められない測定値が得られる場合は、その平均値をバックグラウンドとして差し引く。これが難しい場合は、それ以前の施設寄与が認められない測定値を用いて求めた C-14 から、当該年度の C-14 のバックグラウンドを推定し、これを差し引く。

原子力施設の操業開始後における環境モニタリングデータを使用したより現実的な周辺住民の被ばく線量評価では、多くの原子炉施設では上記の安全評価モデルによる方法が使用できない場合が見られる。それは、原子炉施設の平常運転時においては、放射性物質の環境への放出量が再処理施設に比べてはるかに少ないことによる。このため原子炉施設では、モニタリングポスト等による空間放射線量率や環境試料中の放射性物質濃度等の測定データが、バックグラウンドの変動範囲内であったり検出下限値以下であったりするため、対象施設からの寄与分を判別・特定できない場合がある。この場合には、上記の測定データを使用した方法ではなく、第 2.1 節 (2) に記載された安全評価モデル (大気拡散モデル、γ線線量計算モデル及び食物連鎖モデル) あるいはそれに準じたモデルを用い、放射性物質の環境への放出実績に基づいて周辺住民の被ばく線量評価を行い、線量目標値が担保されていることを確認する。

ii) シミュレーションモデル

原子力施設の操業開始後には、周辺住民の安全の確認と安心の醸成を図ることを目的として、各種の計算モデルを開発している。安全評価モデルの開発は、設置事業者や地方公共団体によって行われる。一方、移行・挙動モデルとシミュレーションモデルは、地方公共団体からの委託を受けた研究機関や調査機関等によって実施される。また、研究機関等がモデル開発を独自に実施する場合もある。青森県六ヶ所村再処理施設の例にとると、青森県から委託を受けた環境技研と海洋財団が主としてシミュレーションモデルの開発を行っている。環境技研は六ヶ所村周辺における大気、陸域及び湖沼・沿岸環境におけるモデル開発、海洋財団は六ヶ所村沖合海洋環境におけるモデル開発をそれぞれ担当している。

環境技研では、再処理施設から大気及び海洋に放出される放射性物質の環境中移行・挙動やそれらによる周辺住民の現実的な被ばく線量を推定するため、当該施設が立地する六ヶ所村の特性や自然条件等を考慮した、総合的環境移行・線量評価モデル (以下、総合モデルという) と呼ばれるシミュレーションモデルを構築している。総合モデルの構成を図 2-6 に示す²⁶⁾。総合モデルは、大気拡散モデルや陸域移行モデルを初めとした 6 つのサブモデルを統合したモデルであり、

より現実的な被ばく線量評価が可能となっている。従来版の総合モデルは、a) 気象モデル、b) 大気拡散モデル、c) 陸域移行モデル d) 尾駁沼集水域モデル、e) 尾駁沼生態系モデル、f) 沿岸海域モデルという 6 つのサブモデルから構成されていた。最新版の総合モデルでは、g) 鷹架沼集水域モデル、h) 鷹架沼生態系モデルという 2 つのサブモデルが新たに導入され、計 8 つのサブモデルから構成されている²⁷⁾。

総合モデルは、再処理施設の特性や六ヶ所村周辺環境の自然条件等を十分に考慮しており、この施設と周辺環境に特化したモデルである。すなわち、再処理施設特有の長半減期放射性物質（H-3、C-14、Kr-85、I-129、超ウラン元素など）を評価対象としている。また、大気及び陸域環境に加えて、尾駁沼や鷹架沼という湖沼の集水域・湖沼水及びそれらの生態系における放射性物質の移行・挙動モデル、並びに六ヶ所村沿岸海域モデルがサブモデルとして構築されている。上記の 2 つの湖沼のうち、尾駁沼は太平洋と繋がり海水が流入する汽水湖である。一方、鷹架沼はかつて汽水湖であったが、防潮堤を兼ねた新鷹架橋の建設により現在は海水と切り離された淡水湖である。

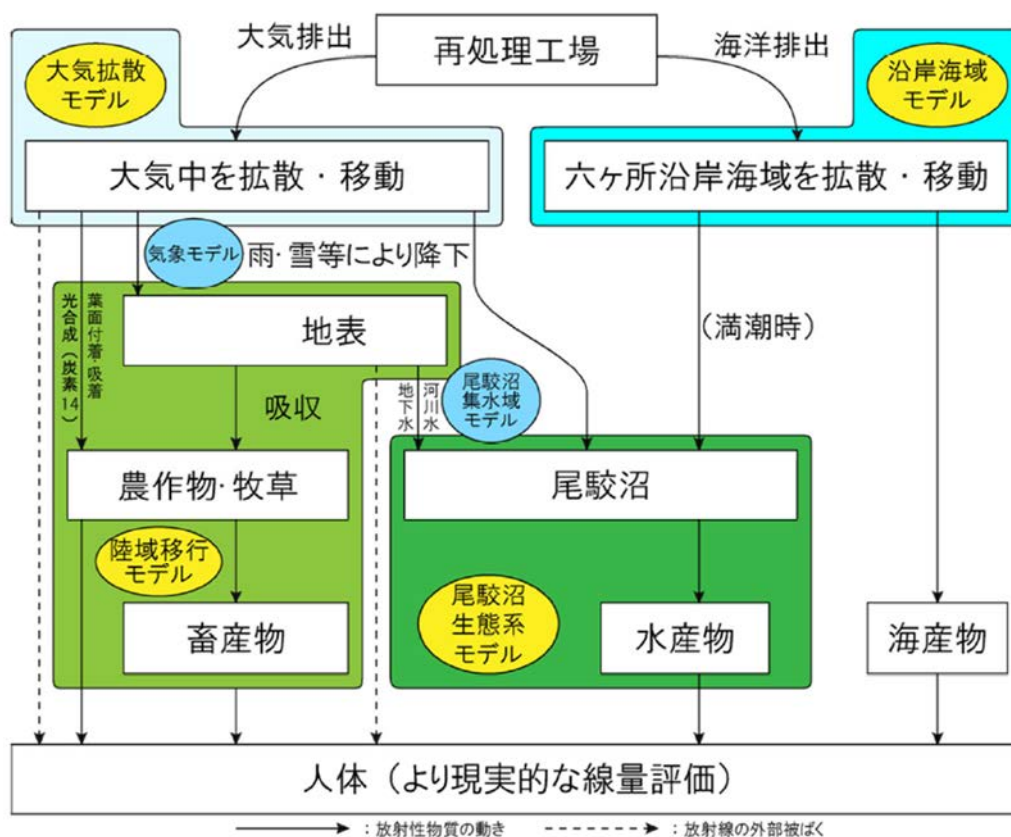


図 2-6 (公財) 環境科学技術研究所で開発された
総合的環境移行・線量評価モデル (従来版) の構成²⁶⁾
(最新版では鷹架沼集水域モデルと鷹架沼生態系モデルが追加)

一方、海洋財団では、海洋に放出される放射性物質の海洋中移行・挙動やそれらによる周辺住民の現実的な被ばく線量を推定するため、六ヶ所村沖合海域及び西部北太平洋の特性や海洋条件等を考慮した、固有モデルと呼ばれるシミュレーションモデルを構築している^{28)・31)}。六ヶ所村沖合海域及び西部北太平洋における海流の概要を図 2-7 に示す。

この海域は、黒潮（高温・高塩分）と親潮（低塩・低塩分）が混合する三陸沖合海域の一部であり、世界でも有数な漁場を形成している³¹⁾。六ヶ所村沖合海域へは津軽海峡を通じて津軽暖流¹¹⁾が流れ込む。六ヶ所村沖合海域へは親潮系の沿岸親潮が冬期から春期にかけて影響するため、津軽暖流は六ヶ所村沖合海域において季節的に変動する。すなわち、夏から秋には六ヶ所村沖合海域で渦ができる渦モード、冬から春には青森県太平洋沿岸に沿って流れる沿岸モードが形成される。また、放射性物質の海洋への放出は沿岸域であるため、沿岸域では潮汐流、陸水（河川、湖沼水）の影響を受ける。

以上のように、六ヶ所村沖合海域における海況は時間変動が大きく非常に複雑である。このため、当該海域における放射性物質の海水中移行・挙動を正確に予測するためには、海水の流れを正しく理解して精度良く推定することが重要となる。これにより、六ヶ所村沖合海域の海況を反映した放出放射性物質の環境影響の把握が可能となる。

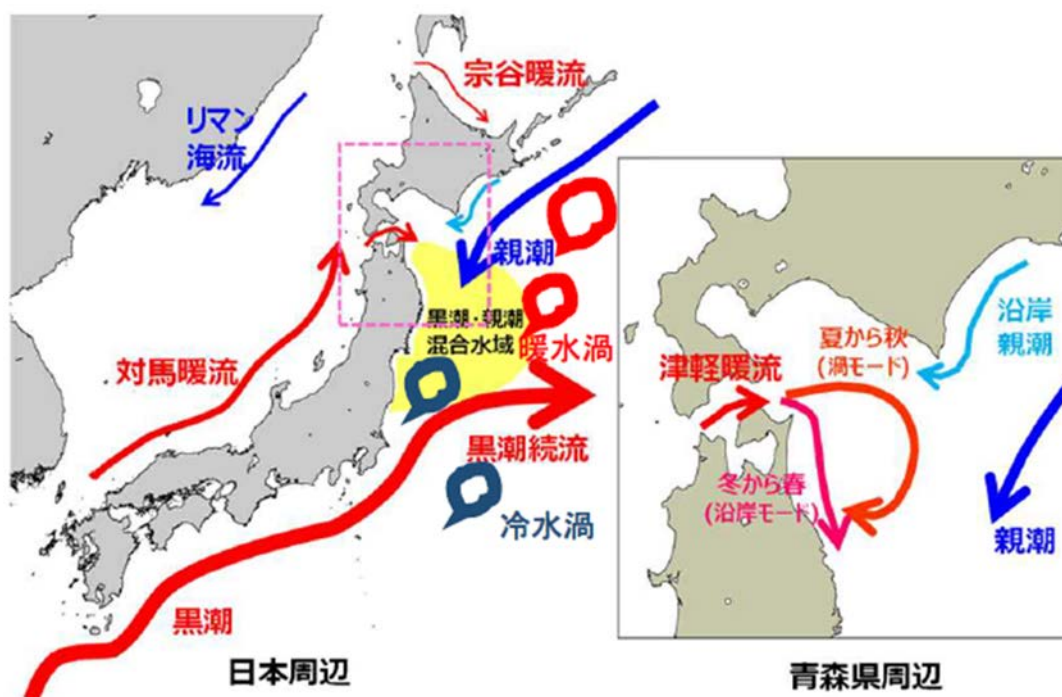


図 2-7 青森県六ヶ所村沖合海域及び西部北太平洋における海況³¹⁾

(赤色及び桃色の矢印：暖流、青色及び水色の矢印：寒流、
赤色の丸印：暖水渦、紺色の丸印：冷水渦)

¹¹⁾ 津軽暖流は、津軽海峡を通過する対馬暖流の分枝である。対馬暖流は九州南方で黒潮から分岐し、日本海を北上する海流である。日本海に流入した対馬暖流の約 7 割が津軽海峡を通じて太平洋へ流出する。

固有モデルは、海水循環モデルと核種移行モデルから構成されている^{29)・31)}。海水循環モデルでは、海洋における放射性物質の移流と拡散の駆動力となる水温・塩分や海水循環の推定が行われる。六ヶ所村沖合海域の海洋現象を高解像度かつ詳細に再現するため、固有モデルではネスティング手法¹²⁾を用いている。高解像度のモデルを用いると海洋現象を細かく表現することが可能となる一方で、計算時間は指数関数的に増大するため現実的ではない。そこで、北太平洋全体における低解像度の水温・塩分や海水循環等の結果を数段階ネスティングし、六ヶ所村沖合海域における高解像度の結果を推定する。

核種移行モデルでは、水温・塩分や海水循環等の推定結果を用いて海洋における放射性物質の移行・挙動を推定する。このモデルは、日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構という）が開発したモデル（SEA-GEARN）³²⁾を六ヶ所村沖合海域に適用するために改良したものである。SEA-GEARN は、海洋中の放射性物質を多数の粒子として模擬し、海水中の溶存態、懸濁態及び海底堆積物における相互移行をモデル化している。海水循環モデルにより計算された海流データを入力として流速に基づいて移流プロセスを計算し、粒子の拡散プロセスにはランダムウォーク法を用いている。この際、海水中に存在する溶存態放射性物質が、海水中の粒子状物質へ吸着・脱着する移行現象、及び海底土へ沈降・再浮遊する移行現象を考慮している。

(3) 放射性物質の環境中移行・挙動の調査研究

原子力施設周辺では、環境モニタリングの他に、放射性物質の環境中移行・挙動を解析するための観測・測定が実施される。これらの観測・測定データを用いて、放射性物質の環境中移行・挙動に関する調査研究が実施され、これらの研究成果に基づいて計算モデルの開発・検証・改良が行われる。これらの調査研究は、原子力施設の設置事業者や地方公共団体が実施している場合、また施設の設置事業者や地方公共団体からの委託を受けた研究機関や調査機関等によって実施される場合、さらに研究機関等が独自に実施する場合もある。青森県六ヶ所村再処理施設については、施設の設置者である日本原燃（株）、施設が立地している青森県、青森県から委託を受けた環境技研と海洋財団が放射性物質の環境中移行・挙動に調査研究を進めている。

環境技研及び海洋財団では、それぞれ開発している総合モデル及び固有モデルの予測精度を向上させることを目的として、各モデル（あるいは各モデルのサブモデル）の検証及び改良を行うため、放射性物質の環境中移行・挙動に関する調査研究を実施している。これらの調査研究では、放射性物質の環境（大気、陸域、海洋）における移行・挙動に関する調査研究ばかりでなく、放射性物質の環境中移行・挙動の駆動力となる大気、陸水及び海水の移動・循環に関する調査研究も含まれる。

i) 環境技研の調査研究

環境技研では、再処理施設のスタックから大気へ放出される放射性物質の大気、陸域、湖沼・沿岸海域における移行・挙動を調査・解析するとともに、周辺住民の被ばく線量をより現実的に評価する調査研究を進めている³³⁾。これらの調査研究には、環境分野の幅広い調査項目が含まれ、

¹²⁾ ネスティング手法は、低解像度モデル領域内により高解像度のモデルを入れ子にして、計算コストの削減と高解像度化とを両立させる手法である。最終目的とする領域を限定し、その外側の境界条件を一段上の低解像度モデルから得る方法が用いられる。

その内容を以下に列記する。

放出放射性物質に関する調査項目では、再処理施設の操業に起因する放射線影響を正確に評価するため、以下に示すような自然放射線データやバックグラウンドデータ（再処理施設特有の長半減期放射性物質等）の地域的分布を取得した。また、内部被ばく線量の評価に重要なデータである食物摂取量について、地域に即した信頼性の高いデータを取得した。

- a) 青森県内における自然放射線データ
- b) 再処理施設周辺におけるバックグラウンドデータ
- c) 再処理施設周辺におけるアクティブ試験データ
- d) 青森県内における農畜産物及び水産物の摂取量

放射性物質の環境中移行に関する調査項目では、以下に示すような総合モデルに用いる移行パラメータ（再処理施設特有の長半減期放射性物質に関する各プロセスの速度定数や移行係数、実効線量係数など）に関して、フィールド調査と室内実験の両面からデータを取得した。ここでは、安全審査で考慮された作物類型や青森県内の主要な農産物、及び青森県の県魚であるヒラメや六ヶ所村沿岸海域に生息する海洋生物を対象とした。

- e) 農産物への移行プロセス
- f) 水産物への移行プロセス
- g) 人体内における代謝
- h) 各種の移行係数や土壌の分配係数
- i) その他（放射性物質の存在形態間の移行、植物の元素集積性、土壌の浸透係数）

上記のほか、j) 農産物への移行低減化手法の検討、k) 人工生態系における物質移行データの取得に関する調査研究を実施した。さらに、平成 23 年（2011 年）3 月 11 日に発生した東京電力（株）福島第一原子力発電所事故（以下、福島第一原発事故という）後には、福島県の汚染地域において放射性物質（主として、 $H-3$ や $Cs-134,137$ ）の環境中移行・挙動を追跡することによって、総合モデルの精度向上に資する移行パラメータを得ることができた^{34)~36)}。

ii) 海洋財団の調査研究

海洋財団では、再処理施設から海洋放出管を通じて海洋へ放出される放射性物質の六ヶ所村沖合海域における移行・挙動を調査・解析するとともに、周辺住民の被ばく線量をより現実的に評価する調査研究を進めている³¹⁾。これらの調査研究には、海洋環境分野の幅広い調査項目が含まれ、その項目を以下に列記する。

海洋物理的な調査項目では、海水循環モデルの開発と検証に必要となる水温・塩分及び海流という物理データについて、以下に示すようないくつかの状況に応じた各種の手法により観測・測定を実施した。

- a) 六ヶ所村沖合海域の海況（海域の特徴）の把握
- b) 津軽暖流の水温・塩分及び流向・流速の観測
- c) フェリーを利用した津軽暖流の水温・塩分の観測
- d) 係留式観測ブイによる海洋放出口周辺の詳細観測、及びそれに伴うその他の海洋観測

海洋化学的な調査項目では、以下に示すような六ヶ所村沖合海域における放射性物質濃度という化学データを観測・測定することにより、放射性物質の海洋中移行プロセスを把握した。また、海水循環モデルと核種移行モデルから構成される固有モデルを検証・チューニングするための各

種データを取得した。

- e) 再処理施設の操業前における放射性物質の分布観測
 - ・バックグラウンドの把握
 - ・アクティブ試験前後における放射性物質濃度の推移
- f) 放射性物質の移行プロセスの把握
- g) 固有モデルの検証・チューニング用データの取得

3. 観測・測定とモデル推定の役割と長短

3.1 観測・測定の役割と長短

原子力施設の周辺環境では、目的に応じて様々な観測・測定が実施される。それらは、環境モニタリングと、放射性物質の環境中移行・挙動解析のための観測・測定に大別される。前者では、原子力施設から周辺環境に放出される放射性物質に起因する周辺住民の被ばく線量を推定することにより、住民の健康と安全が確保されていることを確認する目的で実施される。このため、環境モニタリングでは、通常は空間放射線量率の測定と環境試料中の放射性物質の分析が中心となる。

一方後者では、周辺環境に放出される放射性物質の環境中移行・挙動、及びそれらをトレーサとして利用して環境媒体の循環や現象を解析することにより、周辺住民の被ばく線量評価に科学的根拠を与えて、住民の安心感の醸成に寄与するものである。ここでは、環境試料中の放射性物質の分析ばかりでなく、安定元素等の分析も対象となる場合がある。また、気象データと海象データ（陸水データも含まれる場合もある）の取得は両者の共通項目であるため、環境モニタリングで観測したデータを共有するほか、環境中移行・挙動解析ではその目的を達成するために独自の観測・測定を行う場合もあり得る。

環境モニタリングによる環境試料中の放射性物質濃度データは、放射性物質の環境中移行・挙動解析に使用できない場合が見られる。これは、双方の観測・測定の目的が異なるからである。環境モニタリングの目的を考慮すると、環境モニタリングデータは検出限界以下（ND: Not Detected）でもその目的を達成できているが、検出限界以下のデータは放射性物質の環境中移行・挙動解析に利用することができない。また、観測・測定の対象とする環境試料の種類や分析方法も異なる場合も見られる。環境モニタリングデータを放射性物質の環境中移行・挙動解析にも利用できれば、観測・測定に要する重複した時間や労力を減少させることができるので、より望ましい状況であろう。

モデル推定と比較して、観測・測定の長所と短所を以下に記述する。観測・測定の第一の長所は、観測・測定には必ず不確かさが含まれているものの、観測・測定データは観測または試料採取の場所とその時刻において「真」の値を示すことである。ただし、観測・測定が科学的・技術的に正確に実施されており、観測・測定の不確かさがどの程度含まれているかを事前に把握・評価しておくことは重要である。また、観測・測定の第二の長所は、観測・測定データが同一場所または同一地域において長期間実施されている場合には、その場所または地域における長期的変動（蓄積を含む）を把握するのに有効なことである。

一方、観測・測定の第一の短所は、観測・測定データが必ずしも空間的・時間的に連続ではなく、離散的な場合があることである。このため、データがない区域と時刻については何らかの方法を用いてそれらのデータを推定することが必要となる。観測・測定データの離散性や不連続性を軽減する一つの方法として、観測・測定の空間的・時間的な密度を増やす方法があるが、密度を増やすことにより労力・時間・費用が増大することになる。また、観測・測定の第二の短所は、場所と時刻における代表性が重要な課題となることである。原子力施設周辺において観測や測定を実施する際、環境媒体や環境試料はほとんどの場合に不均質であるため、観測・測定データがその対象領域の性質や値をどの程度代表しているかを検討する必要がある。

3.2 モデル推定の役割と長短

原子力施設の周辺環境では、目的に応じて種々の計算モデルが開発される。それらは、a) 安全評価モデル、b) 移行・挙動解析モデル、c) シミュレーションモデルに大別される。a) は原子力施設の立地評価や安全評価に使用されるものであり、定常状態を想定した経験的モデルまたは半経験的モデルが一般的に用いられている。c) は環境媒体の移動・循環状況や環境における放射性物質の移行・挙動プロセスを詳細に解析するために使用されるものであり、動的な数値解析モデルが一般的に用いられている。b) は a) と c) の中間的に位置付けされるものであり、環境における放射性物質の移行・挙動プロセスの概要を解析するために使用される。定常状態または非定常状態を想定したもの、経験的モデルまたは半経験的モデルなど様々である。

観測・測定と比較した場合に、モデル推定の長所と短所を以下に記述する。モデル推定の第一の長所は、空間及び時間において連続した過去から現在までの推定及び将来にわたる予測が可能なことである。すなわち、時間的に変動しない理想的な空間を想定する限りは、過去から現在を経て将来に渡って時間的に連続した推定ができることがモデル推定の最大の特質であろう。また、モデル推定の第二の長所は、モデル推定は環境における放射性物質の移行・挙動を解析して理解することが観測・測定データと比較すると容易なことである。これは、モデル推定結果は放射性物質の環境中移行・挙動や蓄積などを空間的・時間的に追跡することが容易であることによる。

さらに、モデル推定の第三の長所は、観測・測定が困難または不可能な環境や状況においても、モデル推定はある一定程度の推定と予測が可能なことである。モニタリングポストの設置や環境試料の採取が困難あるいは不可能な場合、例えば、放射性気体廃棄物の解析では高山や渓谷、農繁期の田畑、私有地などの機器の設置や環境試料を採取しにくい場所でも推定結果を得ることができる。放射性液体廃棄物の解析では、一般に陸域に比べて海洋では、環境モニタリングや試料採取がより困難であるが故に、開発したモデルの検証と改良が難しく、推定・予測結果には比較的大きなずれを伴うことがある場合が多いが、その場合でもモデル推定はある一定程度の推定と予測が可能である。

一方、モデル推定の第一の短所は、モデル推定では現実とはある程度異なる理想的または簡略化した環境や状況を想定しているため、推定には不確かさが含まれるばかりでなく、ほとんどの場合に実測データとの間に誤差が生じることである。可能ならば、これらの誤差や不確かさの程度とその原因を把握しておくことは重要なことである。また、モデル推定の第二の短所は、計算モデルを適用する場合には、当該モデルの本来の開発目的や想定された用途を予め慎重に調査し、そのモデルの適用範囲を正確に判断しておく必要があることである。当該計算モデルの開発目的や想定用途とは異なる適用を行うと、モデル推定結果は誤った判断や決定に繋がることあるために十分な注意が必要である。

3.3 観測・測定とモデル推定の関係と長短

原子力施設の周辺環境において実施される観測・測定とモデル推定の関係と長短を表 3-1 に示す³⁷⁾。この表に示されるように、一般的に両者の長所と短所は補完的な関係にあると言える。すなわち、観測・測定は、数値の正確性と理解の容易さではモデル推定よりも明らかに優れている。しかし、対象区域における最大値の出現地点やデータの平面分布というような全体状況までを正確に把握することは困難であり、これらを達成するための体制や手法を構築するには、かなりの時間と労力を要するであろう。一方モデル推定は、将来にわたる予報性と迅速な全体把握が可能であるという大きな特徴を持つが、使用した計算モデルや入力パラメータ値に起因する誤差や不確かさが常に含まれており、関連する気象・海象情報や環境モニタリングデータ及び専門的な経験に基づいて、解釈や修正を加える必要がある。

表 3-1 観測・測定とモデル推定の関係と長短³⁷⁾
(参考文献 37) の表 1 を元に改変)

	観測・測定	モデル推定
数値の正確性	◎	△
予報性	△	◎
迅速性	◎ (空間線量率) △ (環境試料)	○
全体把握	△	○
理解の容易さ	○	△

◎：明らかに優れている

○：比較的優れている

△：明らかにまたは比較的劣っている

表 3-1 に両者の補完関係が示されているが、各々の長短がどのような状況でも同じように補完される訳ではない。補完関係の状況や程度は、それらが適用される時間や場合などによって異なってくるだろう。従って、観測・測定とモデル推定を適用する状況や必要性、それらの開発状況や利用可能性などを慎重に検討した上で、それらが持つ長短や特徴を十分考慮することにより、どちらかを選択するか、あるいは両方を併用することが判断されるであろう。

平成 23 年 (2011 年) 3 月 11 日に発生した福島第一原発事故を例にすると、同日 14 時 46 分に起こった東北地方太平洋沖地震から約 18 時間後には 1 号機でベント操作が始まり、約 24 時間後に 1 号機において水素爆発が起きるなど、周辺住民の避難中に意図的または想定外の放射性物質

の大気放出が発生した。一方、福島第一原発周辺地域において緊急時モニタリングが体系化されたのは地震から4日後の15日夕方頃からであり、事故当初は11日から起動した緊急時環境線量情報予測システム¹³（SPEEDI: System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information）³⁸⁾が適時性を持って防護対策やモニタリング計画立案の判断材料を提供できた唯一の情報源であった。しかし、相対的な空間放射線量率分布については一定の信頼性のある予測結果を提供していたものの、放出源情報が得られなかったために絶対値は不明であり、環境専門家の投入によって当時の原子力安全委員会から、逆解析手法による絶対値の推定結果が公表されたのは23日のことであった。

このような状況を踏まえると、今後緊急時モニタリングや放出源情報推定の迅速性が改善されたとしても、観測・測定またはモデル推定のどちらか一方だけで、事故当初から防護対策に必要な情報が得られにくい場合があるため、両者の長短の補完関係を生かした効率的な汚染状況の把握が必要であろう。また、放射能汚染が国境を越えて広がる場合には、自国のみならず近隣諸国を含めた環境モニタリング体制を構築するとともに、モニタリング結果から逆解析手法を用いて放出源情報や放射線影響を評価・予測する国際協力体制を確立することも必要であろう。

¹³ 日本原子力研究所での開発段階では「緊急時環境線量情報予測システム」という名称だったが、文部科学省での運用段階において「緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム」と改称された。

4. 観測・測定データとモデル推定結果の用途

4.1 公衆の被ばく線量評価

原子力施設周辺における観測・測定データとモデル推定結果は、周辺住民の被ばく線量評価に使用される。ここでは、公衆の被ばく評価に関して、(1) 原子力施設の建設前と操業開始後、(2) 原子力施設の平常運転時と事故時という 2 つの面について、観測・測定データとモデル推定結果の代表的な用途例を示し、使用に際しての留意点などを検討する。

(1) 原子力施設の建設前と操業開始後における被ばく線量評価

原子力施設の建設前には、周辺環境への放射性物質の放出実績はない状況である。このため、施設周辺における公衆の被ばく線量評価は、安全評価モデルを使用したモデル推定によって専ら行われる。平常運転時に関する安全評価の目的は、当該施設の設計段階において、周辺監視区域の外側における公衆が受ける最大の被ばく線量が、法律的な規制値である線量限度あるいは努力目標値である線量目標値を十分下回っているかどうかを評価することである。また、事故時に関する安全評価では、想定事故（重大事故と仮想事故）に対して、公衆の被ばく線量を解析することにより、当該施設の安全設計の妥当性及び立地条件の妥当性が評価される。第 2.1 節に記載されているように、安全評価モデルでは、大気拡散モデルと γ 線線量計算モデルを組み合わせることにより、公衆の被ばく線量評価の基礎情報となる大気中放射性物質濃度及び空間放射線量率を推定する。

原子力施設の操業開始後には、環境モニタリングによって得られた観測・測定データを利用して、施設周辺の公衆の被ばく線量がより現実的に評価される。ここでは、大気拡散モデルによる大気中放射性物質濃度、 γ 線線量計算モデルによる空間放射線量率、食物連鎖モデルによる農畜産物及び海産物中放射性物質濃度などは使用しないため、これらのモデルに含まれるモデル推定誤差を排除することができる。ただし、対象施設からの寄与分が判別・特定できないような原子炉施設の場合は、施設の設計段階で使用した大気拡散モデル等の安全評価モデルを用い、放射性物質の放出実績に基づいて周辺住民の被ばく線量評価を行う（第 2.3 節 (2) i) の最終段落を参照）。このため、原子力施設の操業開始後において、放射性物質の環境への放出実績に基づいた環境モニタリングデータを使用した公衆の被ばく線量の評価値は、設計段階における被ばく線量の評価値より、当該施設の設計や条件、運転状況などを反映したより現実的な値であると言える。

また、原子力施設の操業開始後には、平常運転時においてシミュレーションモデルによる公衆の被ばく線量評価が行われる。この評価の目的は、空間放射線量率や放射性物質の環境試料中濃度に関するモニタリング結果を補完的な解釈・評価に利用するとともに、放射性物質の環境中移行・挙動の解明や確認、放出実績に基づく現実的な被ばく線量の推定などに活用することにより、周辺住民への安心感の醸成に資することである。ただし、シミュレーションモデルによる被ばく線量評価は、環境モニタリングによる観測・測定データを使用した被ばく線量評価よりも精度が必ずしも良くなるという訳ではない。逆に、シミュレーションモデルの推定結果自体にはモデル推定誤差が含まれているため、推定精度はむしろ悪く場合もあるだろう。それでもなお、シミュレーションモデルを使用した公衆の被ばく線量評価を実施することには、以下に示すような長所や有効性が見受けられる。

- a) 観測・測定データはある特定の場所及び時刻における「真」の値を示すことが最大の特徴であるが、放射性物質の環境中移行・挙動プロセスの中でどのプロセスが主に影響して観測・測定データがその値を示すに至ったかを、モデル推定結果の解析により詳細かつ科学的に説明することができる。
- b) 必ずしも空間的・時間的に連続ではなく、離散的な場合があるという観測・測定データの短所を補い、モデル推定結果が時間的・空間的に連続したデータを提供することにより、対象地域における放射性物質の分布状況の全体像を迅速に把握する情報を与える。また、環境試料はほとんどの場合に不均質であるため、観測・測定データがその対象地域のデータ値をどの程度代表しているかについて、モデル推定結果は示唆している。
- c) モデル推定は過去や現在における推定ばかりでなく将来にわたる予測が可能であるため、空間放射線量率や環境試料（大気試料・陸上試料・海洋試料等、あるいは農産物・水産物試料等）における放射性物質濃度などが今後どのように時間的に変動していくが示すことができる。

青森県六ヶ所村再処理施設周辺では、青森県からの委託事業により、環境技研が大気、陸域及び湖沼・沿岸海域を対象とした総合モデル、海洋財団が六ヶ所沖合海域を対象とした固有モデルをそれぞれ開発している。両者とも数値解析を基礎としたシミュレーションモデルである。

(2) 原子力施設の平常運転時と事故時に対する被ばく線量評価

原子力施設の平常運転時には、第 2.1 節及び第 2.3 節に記載されているように、施設の建設前及び操業開始後に公衆の被ばく線量評価が実施される。これは、公衆の放射線に対する安全性が確保されているかを確認するために実施される。施設の建設前には、周辺環境への放射性物質の放出実績はないため、被ばく線量評価は安全評価モデルを使用したモデル推定によって行われる。

平常運転時の評価に用いられる安全評価モデルは、そのモデルを適用する系が定常状態であることを想定している経験的あるいは半経験的で簡易なモデルである。すなわち、大気拡散モデルにはガウス・プルームモデルが用いられており、放射性物質が定常的に放出され、地形が平坦であり、建物などの影響が無視でき、かつ風速場が時間的・空間的に一様であるという仮定の基で、大気中放射性物質濃度が算出される。また、 γ 線線量計算モデルでは、ガウス・プルームモデルで計算された放射性物質の空間濃度分布を用いて、評価地点における空間放射線量率が計算される。さらに、食物連鎖モデルでは、基本的には定常状態の系に適用される移行係数や濃縮係数を用いる移行係数法または濃縮係数法を一般的に採用している。これらのモデルや使用しているパラメータ値は、推定結果が安全側に評価されるように開発または設定されていることが多いことに留意すべきである。

一方、原子力施設の操業開始後では、環境モニタリングによって得られた観測・測定データを利用して、施設周辺の住民の被ばく線量がより現実的に評価される。ここでは、施設の操業前に用いられる安全評価モデルと同様な、経験的あるいは半経験的で簡易なモデルである。しかし、大気拡散モデル、 γ 線線量計算モデル及び食物連鎖モデルを使用せずに、観測・測定データを直接使用している。ただし、対象施設からの寄与分が判別・特定できないような原子炉施設の場合は、施設の設計段階で使用した大気拡散モデル等の安全評価モデルを用い、放射性物質の環境への放出実績に基づいて周辺住民の被ばく線量評価を行う（第 2.3 節 (2) i) の最終段落を参照）。このため、当該施設の設計や運転条件・状況を反映していることにより、設計段階における被ばく線量の評価値より現実的な推定値であると言える。

原子力施設の事故時でも、第 2.1 節に記載されているように、施設の建設前に公衆の被ばく線量評価が実施される。これは、施設の基本設計段階における安全設計及び立地条件の妥当性評価、及び公衆の被ばく線量評価を行うことにより、当該施設の設計と立地が妥当であるか及び公衆の放射線に対する安全性が確保されているかを確認するために実施される。事故時における安全評価モデルには、平常運転時における安全評価に用いられる各種モデルや計算手法（ガウス・プルームモデルによる大気拡散、大気中濃度分布とγ線線量計算モデルを組み合わせた外部被ばく線量計算、移行係数法または濃縮係数法を使用した食物連鎖モデルなど）が準用される。

大気拡散モデルに用いられているガウス・プルームモデルは、非定常状態や地形の影響に対応できないため、このモデルに対する仮定が充たされることは現実の大気状況ではほとんどない。しかし、一つの式で解析的に空气中放射性物質濃度が計算できるというモデルの取り扱いの容易さにより、非定常状態が大きく影響しないと考えられる数 km 程度の近距離という限定された適用条件において、簡易的な評価モデルとして実用的に広く使われている。また、このモデルで算出した放射性物質の大気中濃度については、1 時間毎の年間気象データ ($24 \times 365 = 8,760$ ケース) を使用して計算され、その結果は確率論的に取り扱われるため、非定常状態においても準用することができる。

また、事故時における放射性物質の農畜産物や水産物への移行については、非定常状態に使用できる動的なモデルを開発して適用することが合理的かつ理想的である。しかし、評価対象とするすべての放射性物質の各環境試料に対して動的なモデルを開発して、適切なパラメータ値を設定するには膨大な時間と労力を要する。このため、事故時において放射性物質の環境媒体中濃度が急激かつ大幅に変化しない場合など限定された状況に限り、平衡状態を仮定した移行係数法や濃縮係数法が便宜的に適用できる場合がある。

ただし、事故時の解析に平衡状態を仮定した方法を適用して、放射性物質の農畜産物や水産物中濃度を推定する際には注意が必要である。すなわち、図 4-1 に示されているように、放射性物質の環境媒体中濃度が増加している状況では、平衡状態を仮定した方法を適用すると、農畜産物や水産物の放射性物質濃度は過小評価になる傾向がある（時刻 t_1 における評価）。逆に、環境媒体中濃度が減少している状況では、平衡状態を仮定した方法を適用すると、農畜産物や水産物の濃度は過大評価になる傾向がある（時刻 t_2 における評価）。放射性物質の農畜産物や水産物中濃度が過小評価であるか過大評価であるかは、食物摂取による内部被ばく線量の過小評価または過大評価に直結するので、評価の目的や用途などを十分に検討して適用することが必要である。

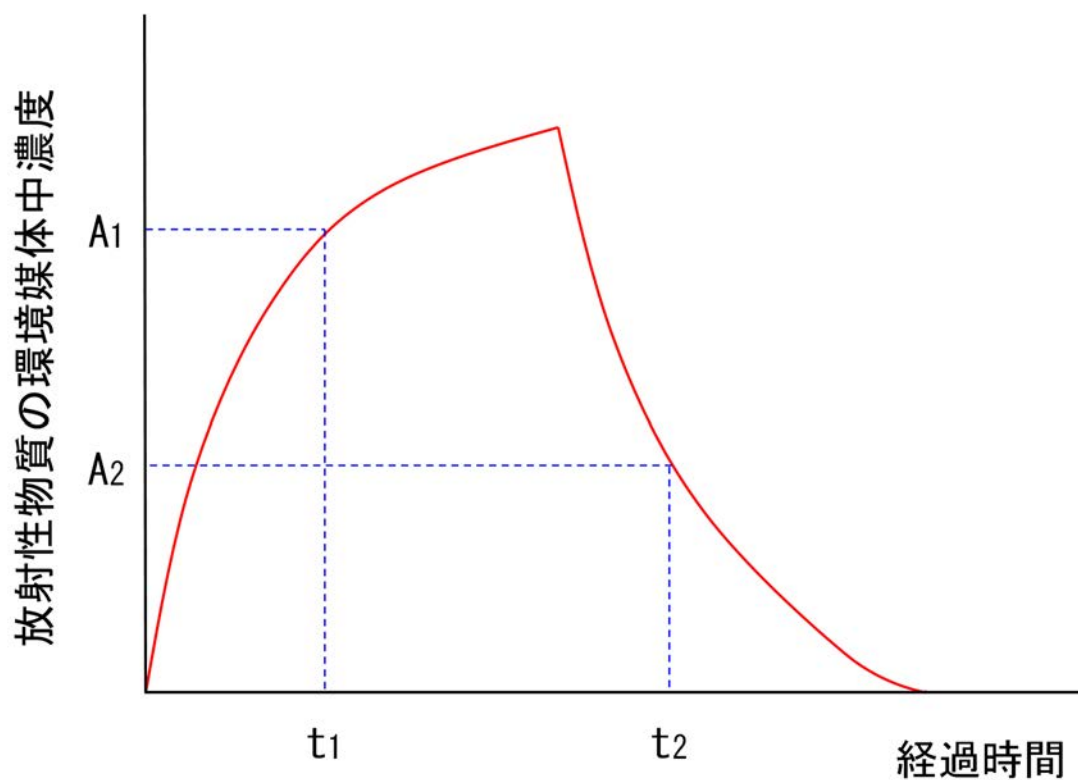


図 4-1 放射性物質の環境媒体中濃度と農畜産物または水産物中濃度の関係
(時刻 t_1 では、農畜産物または水産物中濃度 $= A_1 \times$ 移行係数または濃縮係数、
時刻 t_2 では、農畜産物または水産物中濃度 $= A_2 \times$ 移行係数または濃縮係数)

4.2 原子力施設の緊急時における防護対策

(1) 原子炉施設に対する防護対策

福島第一原発事故前の原子力緊急時体制では、原子力災害が発生した場合には、緊急時環境線量情報予測システム **SPEEDI** を使用して放射性物質の大気中拡散やそれに起因する空間放射線量率の経時変化を予測し、緊急時の環境モニタリングの結果とともに、避難や屋内退避という防護対策の設定やその範囲を判断することとしていた。しかし、実際に福島第一原発事故が発生した時には、原子炉の状況の推移を予測して **SPEEDI** に放出源情報を提供する緊急時対策支援システム **ERSS** (Emergency Response Support System) ³⁹⁾ が想定通りに作動しなかったため、予測した放出源情報を利用した **SPEEDI** による大気中拡散や空間放射線量率の経時変化を推定することができなかった。

このため、**SPEEDI** では単位放出率を仮定した予測結果しか提供できず、また地震による停電や津波等によって当該原発周辺の環境モニタリングデータが入手できなかったため、防護対策の設定やその範囲を判断する根拠にはなり得なかった。たとえ **ERSS** が想定通りに作動していたとしても、推定された放出源情報には大きな誤差や不確かさが含まれており、**SPEEDI** と組み合わせで定量的に妥当な予測結果を提供できたかどうか検証されたことはない。実際、事故後にも **ERSS** と同様な過酷事故解析プログラムにより放出源情報の推定が行われたが、その結果はまだ定まっていない。

福島第一原発事故後に **SPEEDI** の活用を巡る論争が活発に行われたが、平成 26 年 (2014 年) に原子力規制庁は、原子力緊急時における避難や一時移転等の防護措置を判断するに当たって、**SPEEDI** のような大気中拡散計算による予測結果は使用しないことを決定した ⁴⁰⁾。この基本的考え方に基いて、防災基本計画、原子力災害対策指針、原子力災害対策マニュアル等の記載内容において必要な修正が行われた。大気拡散計算に代わって、放射性物質の放出前には原子力施設の状態を踏まえて、**EAL** に応じた予防的防護措置を講ずることとした。また、放射性物質の放出後には環境モニタリング結果を踏まえて、**OIL** に応じた更なる防護措置を講ずることとした ⁴¹⁾。

上記に示した福島第一原発事故に関する例から分かるように、原子炉施設の緊急時において大気拡散モデルを利用して放射性物質の大気中拡散・地表面沈着や空間放射線量率の空間的・時間的变化を推定する場合には、大気拡散モデルに関して 2 つの大きな課題が存在する。第一の課題は、大気拡散モデルの入力データとして不可欠な放出源情報 (放出開始時刻、放出継続時間、放出高さ、放射性物質の大気放出率と組成) を如何に正確に求めるかということである。

放出源情報を推定する方法として、a) **ERSS** のような原子炉の事故進展モデルを使用する、b) 施設から大気 (または海洋) へ放出される放射性物質を排気筒モニタ (または排水モニタ) で監視する、c) 大気へ放出された直後に無人航空機や計測器などを使用して放射性物質濃度を測定する、などが考えられる。しかし、原子力緊急時に放出源情報をタイムリーかつ正確に推定することは至難の作業である。放出源情報の推定には大きな誤差や不確かさが含まれるため、大気拡散モデルが正確に現実を再現できたとしても、放出源情報の大きな誤差や不確かさが大気拡散モデルにそのまま伝播されてしまうことになる。

大気拡散モデルに関する第二の課題は、大気拡散モデル自体にも推定誤差が含まれるため、推定された大気中拡散・地表面沈着や空間放射線量率の空間的・時間的变化には、放出源情報の推定誤差と大気拡散モデルの計算誤差の両方が含まれることになる。放出源情報、特に放出開始時

刻が異なると、風向・風速等の気象条件の変化により全く異なった計算結果が得られるおそれがある。このため、原子力緊急時において避難や一時移転等の防護対策を判断する場合には、大気拡散モデルの推定結果を主体的に用いると、比較的大きな誤差が含まれた推定結果によって判断することになり、防護対策の設定やその実施範囲に対して不適切な判断や決定がなされる可能性がある。

従って、原子力緊急時には EAL に応じて予防的に防護措置を講じ、大気への放出後に OIL に応じた防護措置を講じるという方策が国際的な流れとなっており⁴²⁾、我が国でもこの方策を採用することとした。諸外国では、OIL による防護措置の判断や決定の際に、大気拡散モデルを補足情報または参考情報として利用する国もあるが、我が国では緊急時モニタリングの結果のみを使用することとしている。

しかし、これによって原子力緊急時における大気拡散モデルの有用性が否定された訳ではない。現状では、SPEEDI やその世界版である WSPEEDI-II^{43)・46)}のような実時間大気拡散シミュレーションモデルは、避難や一時移転等の防護措置の判断や決定ではなく、むしろ環境モニタリングデータを使用した逆解析手法による放出源情報の推定に最大の能力を発揮する。実際に、福島第一原発事故後に、環境モニタリングデータと WSPEEDI-II を使用して放出源情報が推定され、これは最も現実的かつ信頼性の高い放出源情報として UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation : 原子放射線の影響に関する国連科学委員会) の報告書に採用された^{47)・48)}。

さらに推定された現実的な放出源情報を用いて、より広範囲における放射性物質の時間的・空間域分布を推定することにより、緊急時モニタリングデータの補完による詳細な被ばく線量の推定、放射性物質の大気拡散状況や地表面沈着のプロセス解析などに広く活用されている⁴⁹⁾。以上のように、現実的な放出源情報は福島第一原発事故による放射線影響を正確に推定するために不可欠なものであり、その後の関連研究を展開する上で重要な基礎情報となった。

(2) 再処理施設に対する防護対策

再処理施設において緊急事態が発生した場合、オフサイトにおける緊急時モニタリングに基づく OIL に応じて防護措置を講じるという基本的方策は、原子炉施設における緊急時対応の場合と同様である。ただし、再処理施設の緊急時の場合でも、短期間のうちに現実的な放出源情報を取得することは困難なことが多いであろう。従って、再処理施設の緊急時の場合においても、緊急時モニタリングデータと実時間大気拡散シミュレーションモデルを使用した逆解析手法によって、放出源情報を推定することは最も有効かつ効率的な手段となるであろう。再処理施設の放射性気体廃棄物に対する放出源情報の推定には、第 2 章で述べた環境技研が開発した総合モデルを利用することがより合理的であろう。これは、総合モデルは再処理施設の特性や六ヶ所村周辺環境の自然条件等を考慮して開発されているためである。

再処理施設の緊急時には放射性物質の海洋への直接放出は想定されていないが、海洋の汚染源については、a) 大気から海洋への放射性物質の乾性・湿性沈着、及び b) 汚染された湖沼水等の河川を通じた海洋への流入が考えられる。海洋財団が開発した固有モデルの放出源情報も短期間のうちに取得することは困難であるため、総合モデルによる大気への放出源情報を推定する際に、上記の a) と b) に関する海洋への放出源情報を同時に推定することが望ましい方策であろう。

この際、海洋への放出源情報を総合モデルから固有モデルに一方方向で提供するだけではなく、

海洋における緊急時モニタリングデータを使用した固有モデルによる推定結果を総合モデルにフィードバックすることにより、総合モデル及び固有モデルの両方により双方向で放出源情報を推定することが重要である。双方のモデルはともにモデル推定誤差を含むので、海洋をも含めたできるだけ多くの緊急時モニタリングデータを有効に利用することによって、これらの推定誤差を減少させることができるだろう。

以上のようにして推定されたより現実的な大気及び海洋への放出源情報を用いて、計算モデルによる事故後における放射性物質の時間的・空間域分布を推定することにより、緊急時モニタリングデータの補完による詳細な被ばく線量の推定、放射性物質の大気拡散状況と地表面沈着や農畜産物への移行プロセスの解析、及び放射性物質の海洋拡散状況と海底土や海洋生物への移行プロセスの解析などに広く活用することが期待される。

4.3 放射性物質の環境中移行・挙動の解析

原子力施設の周辺環境において操業開始後に実施される環境モニタリング、放射性物質の環境中移行・挙動を解析するための観測・測定、及び調査研究に基づいて開発された計算モデルを用いて、放射性物質の環境中移行・挙動プロセスの解析を行う。これらの解析の成果は、周辺住民の健康と安全を確認するとともに、住民の安心感を醸成する。青森県六ヶ所村再処理施設周辺地域では、青森県から委託を受けた環境技研と海洋財団が放射性物質の環境中移行・挙動の解析を進めている。環境技研は六ヶ所村周辺の大気、陸域及び湖沼・沿岸環境における解析、海洋財団は六ヶ所村沖合海域における解析をそれぞれ担当している。以下では、環境技研と海洋財団によって実施された放射性物質の環境中移行・挙動の解析について、代表的な解析結果の例を示す。

(1) 六ヶ所村周辺の大気、陸域及び湖沼・沿岸環境における移行・挙動の解析

環境技研が再処理施設周辺地域で実施した放射性物質の環境中移行・挙動に関する調査研究について、いくつかの代表的な研究成果を以下に説明する。環境技研では、青森県における大地からの γ 線による被ばく線量の地域的分布を調査した^{33),50)}。図4-2に示すように、大地からの γ 線は日本海側で高く、太平洋側で低くなるという傾向が見られた。この傾向は青森県における岩盤等の地質に由来すると考えられる⁵¹⁾。青森県は元々、津軽半島北側や西側の濃緑色で示した線量の高い地域のような岩盤地帯だったが、八甲田や十和田湖、岩木山や恐山などの火山の噴火による火山灰が堆積し、現在のような土壌分布になったと考えられている。火山灰中の放射性物質濃度は低く、その中でも十和田湖からの火山灰の放射性物質濃度はより低かったとされており、十和田湖から東側の地域に堆積したと言われている。

青森県における大地からの γ 線線量の平均値は 0.17 mSv/y と推定された。このほかに、ラドン、食物摂取及び宇宙線という自然放射線に起因する被ばく線量の調査も行い、青森県における平均値はそれぞれ 0.39 、 0.65 及び 0.32 mSv/y となり、大地からの γ 線線量を含めると合計 1.5 mSv/y と推定された^{52),53)}。青森県の平均値 (1.5 mSv/y) は全国平均値 (2.1 mSv/y) より若干低めである。上記のような青森県内における自然放射線データを取得したことにより、再処理施設の操業開始後に放出される放射性物質による空間放射線量率をより正確に評価することができる。

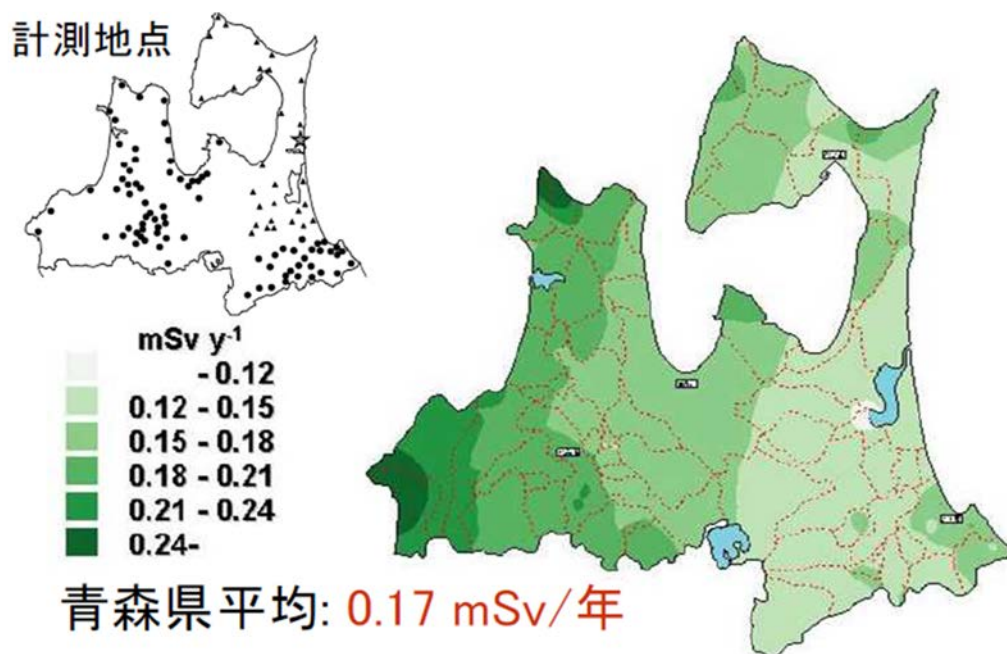


図 4-2 青森県における大地からの γ 線による被ばく線量の分布³³⁾
 (左上図の黒点：計測地点、右図の白色から濃緑色のコンター：被ばく線量 (mSv/y))

また環境技研では、主として青森県産の農産物や水産物を対象として、放射性物質の様々な環境中移行・挙動プロセスを解析・検討する調査研究を実施している。その一例として、収穫されたコメ中炭素に占める各育成時期に取り込まれた割合について、実測値とモデル推定値を比較したものを図 4-3 に示す^{33),54)}。この図は、収穫されたコメにおける炭素がどの生育時期に取り込まれたものであるかを表したものである。この図から、稲の出穂期である播種後約 70 日以前に取り込まれた炭素が収穫されたコメに残る割合は小さく、その割合は 20 % に過ぎないことが分かった。逆に言えば、稲の出穂期（播種後約 70 日）以降に取り込まれた炭素がコメに残る割合が多くなることが分かり、約 80 % を占めることが明らかとなった。

再処理施設から大気へ放出される主要な放射性物質である C-14 は、主として二酸化炭素の化学形で放出されると想定されており、その一部が農産物に取り込まれて食物摂取による内部被ばくをもたらす。しかし、再処理施設の運転状況や気象条件などから、実際の農産物は生育期間の中で C-14 を含む二酸化炭素に曝露される条件が変動し、その条件によって農産物中の C-14 濃度が異なること予想される。本実験データは、農産物に取り込まれる C-14 の移行・挙動プロセスを解析するために重要なものであり、現実的な放射性炭素の量を求めるための農産物への炭素移行モデルの一部を構成する。

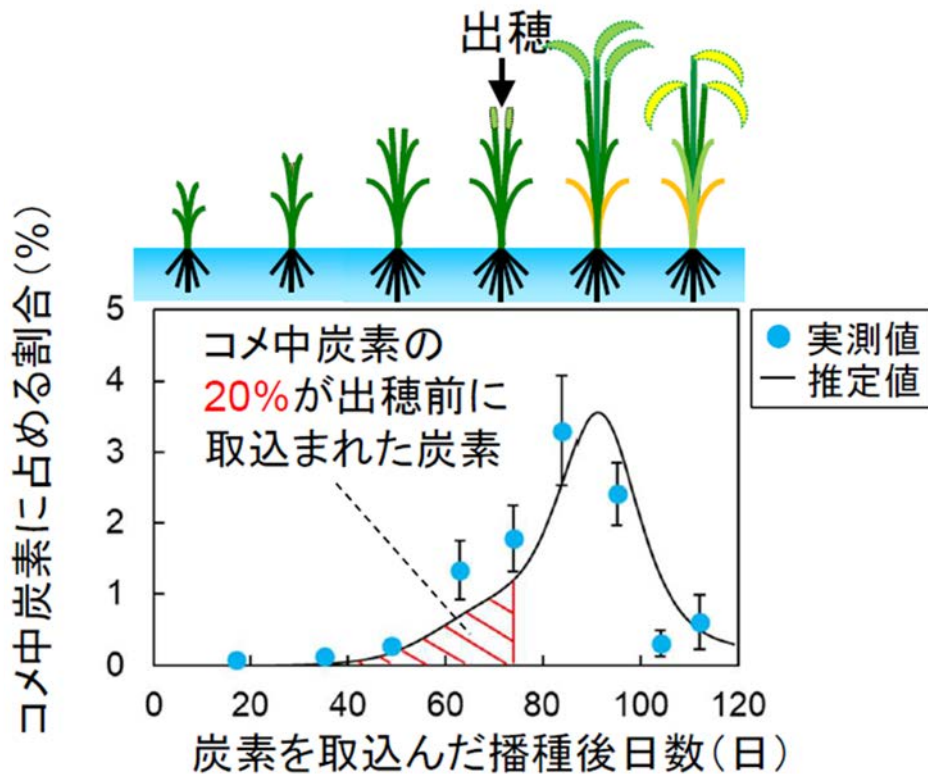


図 4-3 収穫されたコメ中炭素に占める各育成時期に取り込まれた割合³³⁾
(青色の丸：測定の不確かさを含む実測値、黒色の実線：モデル推定値)

(2) 六ヶ所村沖合海域における移行・挙動の解析

海洋財団が六ヶ所村沖合海域で実施した放射性物質の環境中移行・挙動の調査研究について、いくつかの代表的な研究成果を以下に説明する。海洋財団では、この海域の海洋学的特徴を把握するため、津軽暖流の水温・塩分及び流向・流速の観測を実施した³¹⁾。平成 20 年(2008 年) 7～8 月に実施した観測結果の一例を図 4-4 に示す。

この図に示されている海流ベクトルと塩分の分布から分かるように、津軽海峡を通過して六ヶ所村沖合海域に流れ込んだ対馬暖流はその海域において時計回りの渦を形成し(夏から秋に形成される渦モードと呼ばれる)、その後再処理施設の海洋放出口の近くに設置された係留式観測ブイ辺りで沿岸に沿って南下する様子が伺える。海洋財団では、津軽暖流の渦モード及び沿岸モード(冬から春に沿岸に沿って流れる沿岸モードと呼ばれる)の時期に数多くの観測を行った。渦モード及び沿岸モードにおける津軽暖流の張り出し状況やその年変動についての知見を得ることにより、固有モデルを構成する海水循環モデルの開発・検証・改良にこれらのデータを活用した。

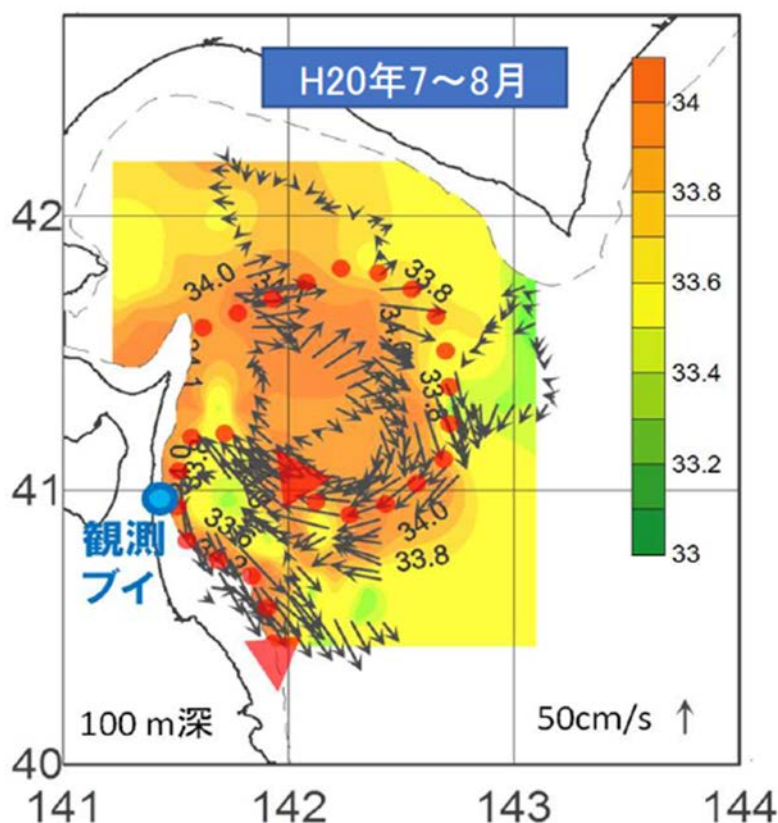


図 4-4 六ヶ所村沖合海域の 100 m 深における塩分の水平分布
と 10 m 深における海流ベクトル³¹⁾

(橙色から緑色のコンター：塩分 (psu¹⁴⁾、黒色の実線矢印：流向・流速 (cm/s)、
赤色の点線矢印：推定した海流)

また海洋財団では、再処理施設の操業前における放射性物質分布に関する観測・測定を行い、再処理施設特有の長半減期放射性物質についてバックグラウンドデータを把握するとともに、アクティブ試験前後における放射性物質濃度の推移を測定した³¹⁾。平成 16 年（2004 年）から平成 30 年（2018 年）の期間での六ヶ所村周辺海域の表層における H-3 及び I-129 濃度の推移を図 4-5 に示す。

この図から、六ヶ所村沖合海域における H-3 及び I-129 のバックグラウンドレベルは、それぞれ数十分の 1 Bq/L 及び 10～40 nBq/L であることが分かり、H-3 には観測期間中に減少傾向が見られた。また、平成 18 年（2006 年）から平成 20 年（2008 年）に行われたアクティブ試験のせ

¹⁴ 海水の塩分は、海水に溶けている固形物質 (g) と海水の質量 (kg) との比と定義される。その単位には千分率 (‰) が用いられ、絶対塩分 (Absolute Salinity) と呼ばれる。しかし、最近では海水の電気伝導度の測定から塩分を関連付ける場合が多くなり、化学的な分析から得られた塩分と区別するために、その場合の塩分値に千分率 (‰) の代わりに psu (Practical Salinity Unit) を用いる。これを実用塩分単位と呼ぶ。実用塩分には単位はなく psu というスケール名で表示される。

ん断実施期間では、H-3 及び I-129 はそれぞれ 2 桁半程度及び最大 3 桁上昇した。アクティブ試験以後に僅かに放出されている I-129 について、平成 30 年（2018 年）に係留式観測ブイ上に設置されている時系列採水装置によって得た海水試料の分析によって検出された。海洋財団では、海水試料ばかりでなく海底土試料についても主要な放射性物質の分布に関する観測・測定を実施した。再処理施設の操業前における主要な放射性物質のバックグラウンドデータ及びアクティブ試験時データを取得することにより、固有モデルを構成する核種移行モデルの開発・検証・改良にこれらのデータを活用した。

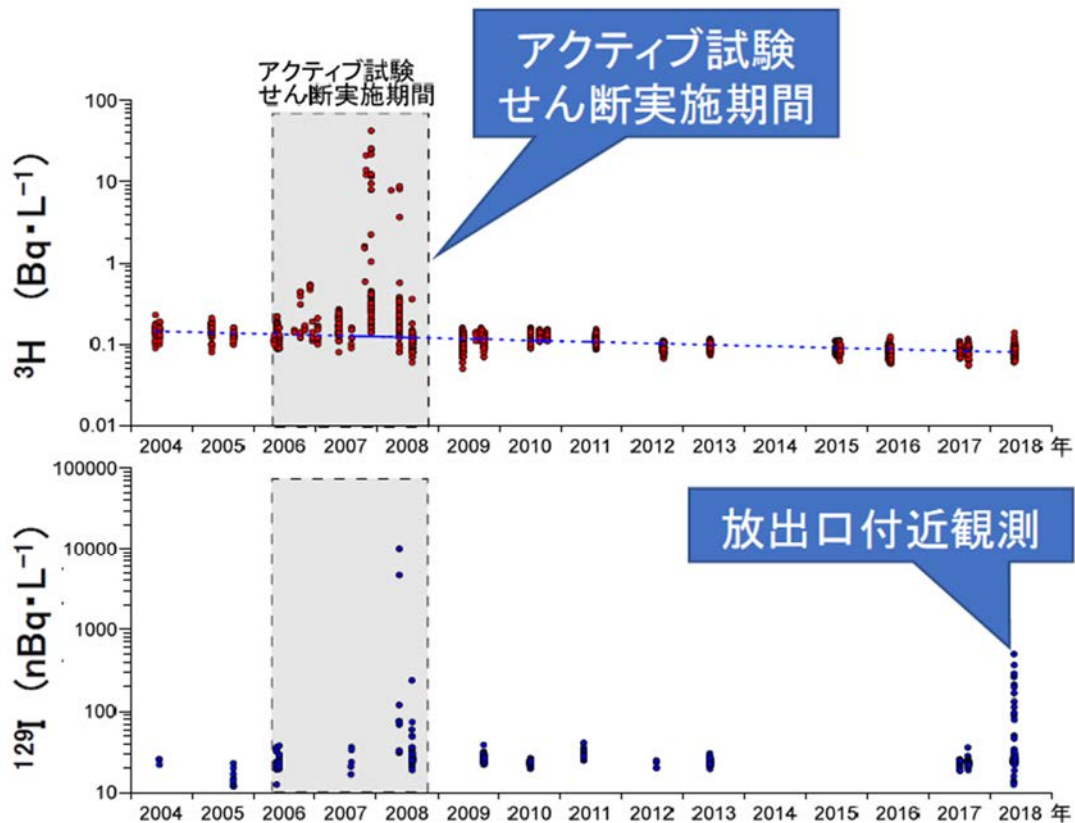


図 4-5 六ヶ所村周辺海域の表層における H-3 及び I-129 濃度の推移³¹⁾
 (上段：H-3 濃度 (Bq/L)、下段：I-129 濃度 (nBq/L))

5. 観測・測定とモデル推定に関する今後の方向性

5.1 観測・測定の高度化

原子力施設周辺において実施される観測・測定の結果は、第4章に記述したように、i) 公衆の被ばく線量評価、ii) 原子力施設の緊急時における防護対策、iii) 放射性物質の環境中移行・挙動の解析などに使用される。それぞれの評価や解析等の精度を向上させるため、観測・測定を高度化することが必要であり、i) 観測・測定技術の高精度化、ii) データの面的な観測・測定、iii) 連続的な観測・測定及び環境試料採取の開発が行われる。原子力施設周辺において実施される空間放射線量率の測定、環境試料中の放射性物質の分析、気象・海象データの取得等については、観測・測定結果には不確かさが常に含まれている。これらの不確かさを軽減するために、観測・測定技術の高精度化が進められている。

(1) 観測・測定技術の高精度化

観測・測定技術の高精度化の一例として、環境中に極微量しか存在しない放射性物質を少量の試料量かつ短時間で精度良く測定する方法として開発された測定技術が加速器質量分析法 (AMS: Accelerator Mass Spectrometry) である。再処理施設を例にとると、施設から H-3、Kr-85、C-14、I-129、アクチニドなどの長半減期放射性物質が放出され、周辺住民への被ばく影響が懸念される。このうち、C-14 と I-129 は両者とも β^- 崩壊で壊変し、それぞれ 5,730 年及び 1.57×10^7 年の物理的半減期を持つ長半減期放射性物質である。このため、従来の放射線計測法で測定するためには、大量の試料量及び膨大な試料前処理時間・測定時間が必要であった。

日本周辺海域、特に日本海と西部北太平洋における海水循環及び物質の移行・挙動を解明するために、日本原子力研究所（現在は原子力機構）は平成9年（1997年）にむつ事業所（現在は青森研究開発センター）に AMS を設置し、C-14 と I-129 の分析技術の開発を行った⁵⁵⁾⁻⁵⁸⁾。AMS は、タンデム型加速器と質量分析装置を組み合わせた分析装置である。本装置は、a) イオン源部、b) イオン入射部、c) 加速器部、d) 質量分析部という4つの部分から構成され、各部分の役割は以下の通りである。

- a) 試料中の原子（同位体）を負イオンにイオン化する。
- b) 負イオンを質量分別し、加速器に入射する。
- c) 負イオンを加速器により加速し、正イオンに荷電変換する。
- d) 電磁石により質量分析し、検出器（重イオン検出器など）により計数する。

AMS の利点と特徴は、少量の試料で、短時間内に、精度良く、長半減期の放射性同位体を同位体比（例えば、C-14/C-12、I-129/I-127 など）として分析ができることである。むつ事業所に設置された AMS（以下、JAEA-Mutsu-AMS という）の配置図を図5-1に示す。この図を見ると分かるように、JAEA-Mutsu-AMS は2本のビームラインを有する唯一の装置であり、内側のビームラインは C-14、外側のビームラインは I-129 を分析できるように装置やパラメータ値が最適化されている。

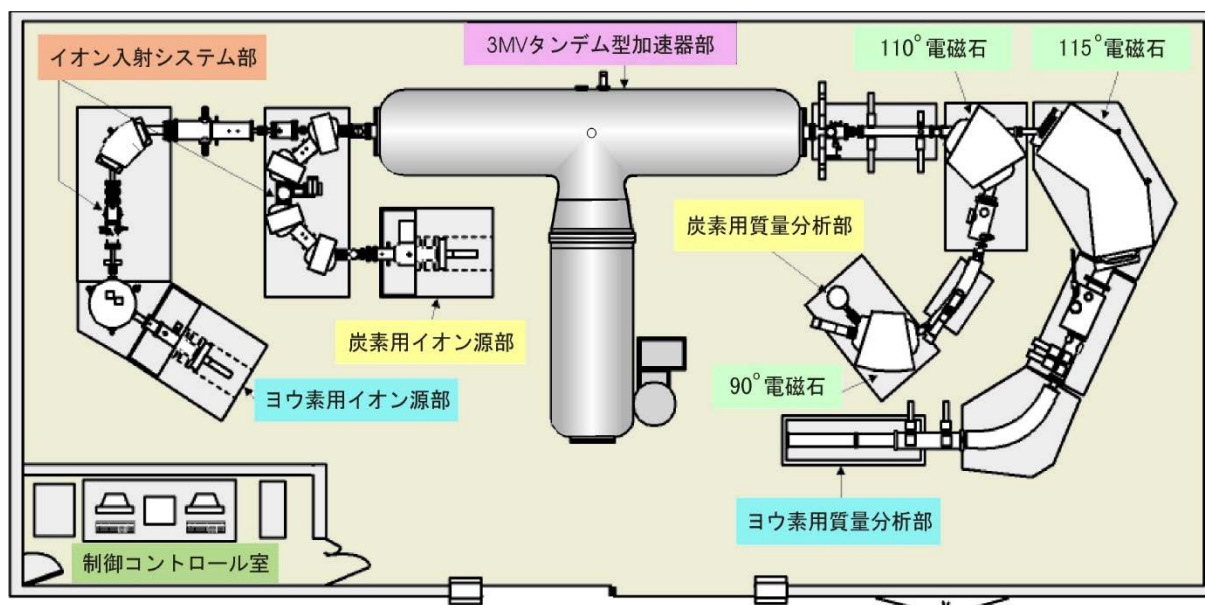


図 5-1 JAEA-Mutsu-AMS の配置図

上記に示した AMS の利点と特徴を明確に説明するため、C-14 及び I-129 分析の実例を示す。海水中の溶存無機炭素¹⁵における C-14 (DI¹⁴C) の分析における AMS と放射線計測法の比較を表 5-1 に示す。放射線計測では放射性物質から放出される β 線を検出するのに対して、AMS では検出する放射性核種を含む物質を荷電粒子化して加速し、それらを質量分析する方法である。このため、3 ‰ 程度の測定精度を得ようとする分析の場合、AMS では海水試料量が格段に少量であるばかりでなく、試料の前処理に要する時間及び測定時間も格段に短くなる。従って AMS を利用することにより、試料採取及び試料分析に要する労力と時間が限定されている状況において、時間的・空間的に密度が高く、かつ利用性が高い測定データを取得することができるようになった。

例えば、海洋観測では、海水中における C-14 の深度分布を取得するために膨大な時間と労力が掛かっていたが、CTD/MBS 観測装置¹⁶を利用して採取した少量の海水試料中の C-14 を AMS で測定することにより、海水中 C-14 の深度分布を取得することが容易になった。DI¹⁴C が海水とともに移動することを利用することにより、海洋の深度構造及び海水の循環プロセスを解析・解明することができるようになった^{59),60)}。AMS と CTD/MBS を組み合わせた海水試料の採取・分析

¹⁵ 海水中の溶存無機炭素 (DIC: Dissolved Inorganic Carbon) は海水に溶解した無機炭素の総称である。無機炭素には二酸化炭素 (CO₂)、炭酸、炭酸イオンや重炭酸イオンが含まれる。海水中炭素の化学形としてほかに、溶存有機炭素 (DOC: Dissolved Organic Carbon)、粒子状有機炭素 (POC: Particulate Organic Carbon) がある。

¹⁶ 現場式水温・塩分計測装置 (CTD: Conductivity-Temperature-Depth meter) と多層採水器 (MBS: Multi-Bottle Sampler) を組み合わせた海洋観測装置である。ウィンチとワイヤーを用いて船上から本装置を海中で降下あるいは上昇させることにより、海表面から所定深度までの水温・塩分の鉛直分布を計測するとともに、種々の分析に用いる海水試料を所定の水深で採取することができる。

方法は、C-14 だけではなく他の放射性物質（Be-10 や I-129 など）にも利用できるため、海洋観測における適用範囲が大幅に拡大した。

表 5-1 海水中 DI^{14}C の分析に対する AMS と放射線計測法の比較

比較項目	AMS	放射線計測
測定原理	荷電粒子を加速し、 それらを質量分析	放射性物質から放出される β 線を検出
海水試料量	0.25～0.5 L	100～200 L
試料前処理に 要する時間	0.5～1 日 (自動化の程度に依存)	3～4 日 (ベンゼン抽出の場合)
試料の 測定時間	45～50 分 (JAEA-Mutsu-AMS の場合)	7～10 日 (液体シンチレーション検出器 の場合)
測定精度	～3 ‰ (通常条件での最良値)	～3 ‰ (理論上の値)

一方、海洋環境における I-129/I-127 の存在比及び I-129 分析の検出限界の比較を図 5-2 に示す。海洋環境における天然の存在比レベルは 1.5×10^{-12} 程度⁶¹⁾である。これに人為起源の I-129 が付加されると、その存在比レベルは数桁以上高くなる。例えば、茨城沖海域における海藻では 10^{-9} 程度、英仏における再処理施設周辺における海水や海藻では 10^{-7} 程度である。存在比レベルが 10^{-7} 程度であれば、誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS)¹⁷⁾を用いて測定することができる。また、存在比レベルが 10^{-9} 程度であれば、中性子放射化分析法 (NAA)¹⁸⁾を用いて測定することができる。

しかし、海洋環境における天然の存在比レベルは 1.5×10^{-12} 程度なので、ICP-MS や NAA では測定することができない。しかし、AMS を使用すれば天然の存在比レベルより低い $10^{-14} \sim 10^{-13}$ 程度のレベルまで測定することができるようになり、極低レベルの人為起源の I-129 を測定することが可能になった。以上より、再処理施設や原発事故に起因する人為起源の I-129 による環境影響評価が可能となったばかりでなく、大気及び海洋環境における大気・海水循環及び物質移行を解析するためのトレーサとして用いることができるようになった⁶²⁾⁻⁶⁴⁾。

¹⁷⁾ 誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) は、Ar ガスに高周波電力を印可して生成した誘導結合プラズマ (ICP: Inductively Coupled Plasma) をイオン源に使い、ICP に液体試料を霧状にして導入させ、プラズマによってイオン化された試料中の元素を質量分析計 (MS) によって分離・検出する元素分析の手法である。

¹⁸⁾ 中性子放射化分析 (NAA: Neutron Activation Analysis) は、原子炉を用いて中性子照射により検査物質を放射化し、生成した不安定核種が放出する放射線のエネルギーを測定して、検査物質の構成核種を同定する方法である。

原子力災害時に周辺環境へ放出された放射性ヨウ素は、甲状腺に蓄積されて放射線影響を及ぼす。このうち I-131 は物理的半減期が 8.02 日と短いため、時間経過とともに環境試料中の I-131 分析は困難になる。近年ではこの課題を解決するため、原子力災害時に I-131 と同時に放出されと考えられる長半減期放射性物質である I-129 を指標として、環境試料中の I-131 濃度を推定するために I-129 の AMS 分析が利用される。福島第一原発事故後には、土壌試料に対する I-129 の AMS 分析を行うことにより、I-131 の土壌濃度マップを精緻化する研究が実施された^{65),66)}。

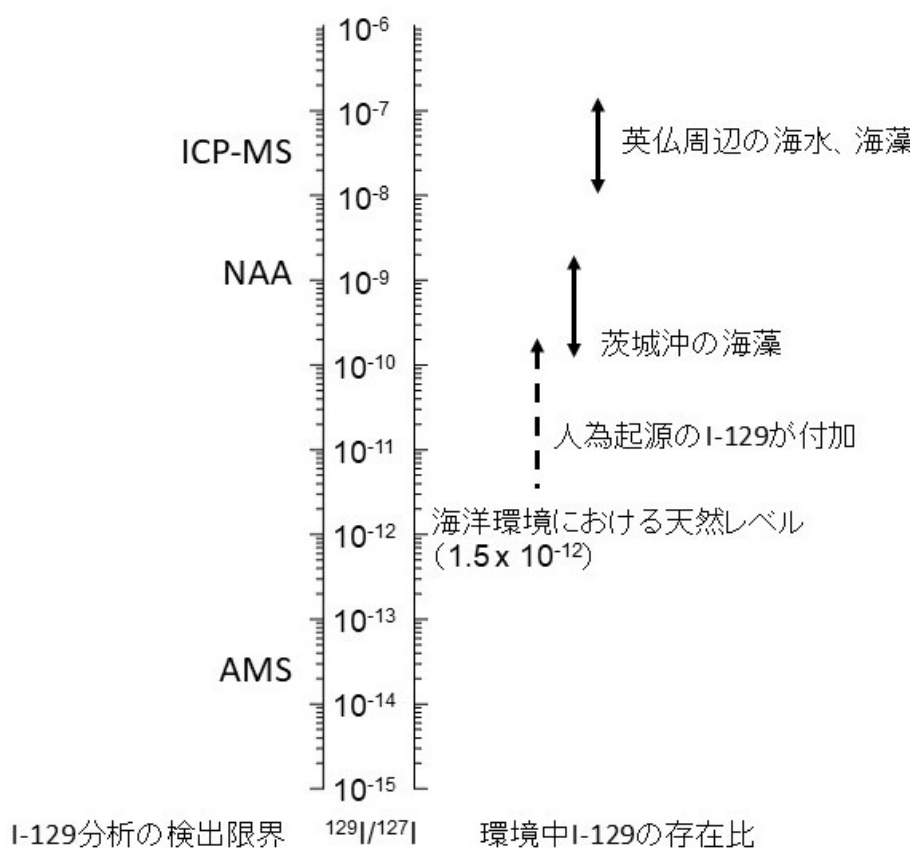


図 5-2 I-129 分析の検出限界及び環境中 I-129 の存在比の比較

ICP-MS：誘導結合プラズマ質量分析法

NAA：中性子放射化分析法

AMS：加速器質量分析法

再処理施設の平常運転時には C-14 と I-129 が放出され、第 5.2 節(1) に示されているように、これら 2 つの放射性物質は施設周辺における公衆の被ばく線量への寄与が大きい。このため、環境技研と海洋財団では、これら 2 核種を重要な評価対象放射性物質として、放射性物質の環境中移行・挙動に関する調査研究とモデル開発を進めている^{31),33)}。観測・測定に係る調査研究では、環境試料中のこれら 2 核種を測定するために、調査研究に必要な測定精度を考慮して両機関とも AMS を利用している。ただし、再処理施設から海洋への C-14 の放出量は、海洋中に既に存在し

ている核実験起源の C-14 の量と比べて少ないため、海洋財団では C-14 は主要な測定対象放射性物質とはしていない。

(2) データの面的な観測・測定

第 3.1 節に記述したように、観測・測定データは、必ずしも空間的・時間的に連続ではなく、離散性を持つ場合があることが第一の短所である。この短所を軽減する一つの方法として、観測・測定の空間的・時間的な密度を増やす方法があるが、観測・測定の密度を増やすことにより労力・時間・費用が増大することになる。観測・測定データの空間的密度を増やす方法として、特定の地点だけではなく対象領域をより面的に取り扱う方法が用いられる場合がある。すなわち、原子力施設の周辺環境では、モニタリングステーションやモニタリングポストによる空間放射線量率や空气中放射性物質濃度等のデータを補完するとともに、測定値のクロスチェックを行うためにモニタリングカーによる定点測定及び走行サーベイが実施される。

青森県六ヶ所村再処理施設の周辺地域では、平常におけるモニタリングデータは、第 2.3 節に記述されているように、施設からの放射性物質の放出実績に基づく公衆の被ばく線量評価などに使用される。モニタリングカーによる測定データは、モニタリングステーションやモニタリングポストによる平常時モニタリングデータに対してより面的な広がりを与えることにより、当該データに異常値が検出される等の特異的な状況でないことを確認することなど補完的に利用される。原子炉施設の周辺環境でも、再処理施設の場合と同じ目的によりモニタリングカーによる定点測定及び走行サーベイが実施される。

一方、原子力施設の緊急時においては、モニタリングステーションやモニタリングポストで測定された空間放射線量率等は、第 2.3 節に記述されているように、OIL に応じた防護措置の判断や決定などに使用される。この際、防護対策の設定やその実施範囲に対してよりの確な判断や決定を実施するために、空間的に離散的な特定地点のデータだけではなく、必要かつ重要と思われる対象領域において補完的でより面的なデータが取得される。この場合には、主として空間放射線量率が測定される。測定手法としては、a) 測定員によって運搬される検出器による測定（歩行サーベイ）、b) 自動車に搭載した検出器による測定（走行サーベイ）、c) 無人あるいは有人の航空機に搭載した検出器によるモニタリング（航空機モニタリング）などが実施される。それぞれの手法は事故後の段階や放射線レベルなどに応じて適切に選択されるべきであり、それらの特徴は以下の通りである⁶⁷⁾。

- a) 歩行サーベイ：測定員が歩きながら測定するため測定範囲は限られるが、住民が生活する様々な環境における空間放射線量率が取得できる。
- b) 走行サーベイ：道路上での測定に限られるが、広範囲を対象に膨大な量の地上での空間放射線量率データを取得することができる。
- c) 航空機モニタリング：上空から測定するために地上の細かな空間放射線量率の変化を捉えることはできないが、測定対象の地域全体をカバーできるという他にない大きな特長を有している。

観測・測定データの面的な測定例として、福島第一原発事故後に原子力機構が実施している空間放射線量率データについて以下に説明する。原子力機構では、福島第一原発事故後から現在に至るまで、上記 3 種類の方法を用いて、福島第一原発から 80 km 圏内外の地域における空間放射線量率の測定を継続している。これらの測定データに基づいて、当該地域における空間放射線量

率の空間的マップを定期的（年 1～2 回）作成している。このため、概ね半年ないし 1 年毎ではあるものの、空間放射線量率マップの経時変化を把握することができる。

さらに原子力機構では、福島第一原発から 80 km 圏内及び福島県全域を対象として、上記 3 種類の方法によって取得した空間放射線量率分布データを統合し、階層ベイズ統計手法を用いて統合マップを作成した。福島第一原発の 80 km 圏内を対象として作成した統合マップのイメージを図 5-3 に示す⁶⁷⁾。この図から分かるように、航空機モニタリングデータに見られる地上 1 m 高における空間放射線量率への換算時に過大評価となる偏りを補正しつつ、歩行サーベイや走行サーベイによる地上測定データに見られる細かな空間放射線量率分布を反映した統合マップを取得することができた。

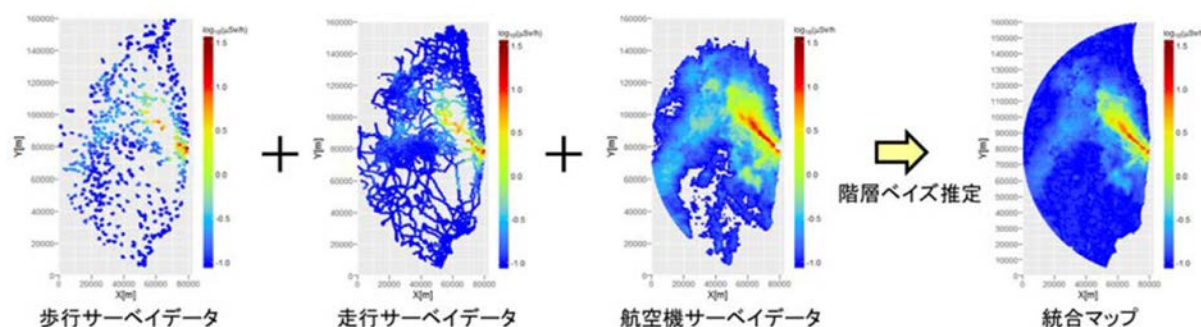


図 5-3 福島第一原発の 80 km 圏内における統合マップ作成のイメージ⁶⁷⁾

上記の統合マップ作成に係る関連技術は、再処理施設が立地している六ヶ所村周辺地域でも、万が一当該施設において事故が発生した場合には、福島第一原発事故の周辺地域において実施したように、複数種類の方法を使用して測定した空間放射線量率データなどを統合することに適用可能であろう。

(3) 連続的な観測・測定及び環境試料採取

開発と運用のための時間・労力・費用をそれほど掛けることなしに観測・測定データの時間的密度を増やす方法として、連続的な観測・測定や連続的な環境試料採取が用いられる場合がある。前者の例としては、原子力施設の周辺に設置されたモニタリングステーションやモニタリングポストにおいて、空間放射線量率や空气中放射性物質濃度等が連続的に自動測定されている状態にあることを既に記述した。

後者については、海水試料や河川水試料等を連続的に採取する方法が考案されている。海洋財団では、六ヶ所村再処理施設から海洋へ放出される放射性液体廃棄物の海洋放出口の南北に、図 5-4 に示されるような 2 基の係留式観測ブイを設置している^{31),68),69)}。係留式観測ブイでは、海象データ（水温・塩分、流向・流速）、気象データ（風向・風速）及び海洋中の γ 線データが自動取得されている。これらのデータは、海洋財団で開発している海水循環モデルによる時系列的な計算結果の検証や比較に利用されるとともに、モデルを運用する上で必要となるパラメータ値を適切に設定するための基礎資料となる。

北側の係留式観測ブイには自動採水装置が設置され、所定の時間間隔で時系列採水を実施している。時系列で採水した海水試料を用いて、海水中の H-3 及び I-129 の分析を陸上実験室で行っている。この分析データも、海洋財団が開発している核種移行モデルの検証や比較、適切なパラメータ値の設定（特に、再処理施設の海洋放出口の近傍における拡散パラメータ等）のための基礎資料となる。



図 5-4 再処理施設の海洋放出口近傍に設置された係留式観測ブイ ⁶⁹⁾

5.2 モデル推定の高度化

(1) 六ヶ所村再処理施設の周辺地域における概要

原子力施設周辺を対象として開発されている計算モデルの推定結果は、第4章に記述したように、i) 公衆の被ばく線量評価、ii) 原子力施設の緊急時における防護対策、iii) 放射性物質の環境中移行・挙動の解析などに使用される。これらの評価や解析をより精度良く現実的に実施するため、必要に応じてモデル推定の高度化が実施され、各種の計算モデルの詳細化が行われるとともに、新たに詳細化された計算モデルの検証と改良が実施される。

青森県六ヶ所村再処理施設の周辺地域では、青森県からの委託事業により、環境技研が大気、陸域及び湖沼・沿岸環境を対象とした総合モデル、海洋財団が六ヶ所村沖合海洋を対象とした固有モデルをそれぞれ開発している。ここでは、環境技研と海洋財団が開発した計算モデルを例として、それらの詳細化や検証・改良について説明する。

(2) 六ヶ所村周辺の大気、陸域及び湖沼・沿岸を対象とした総合モデル

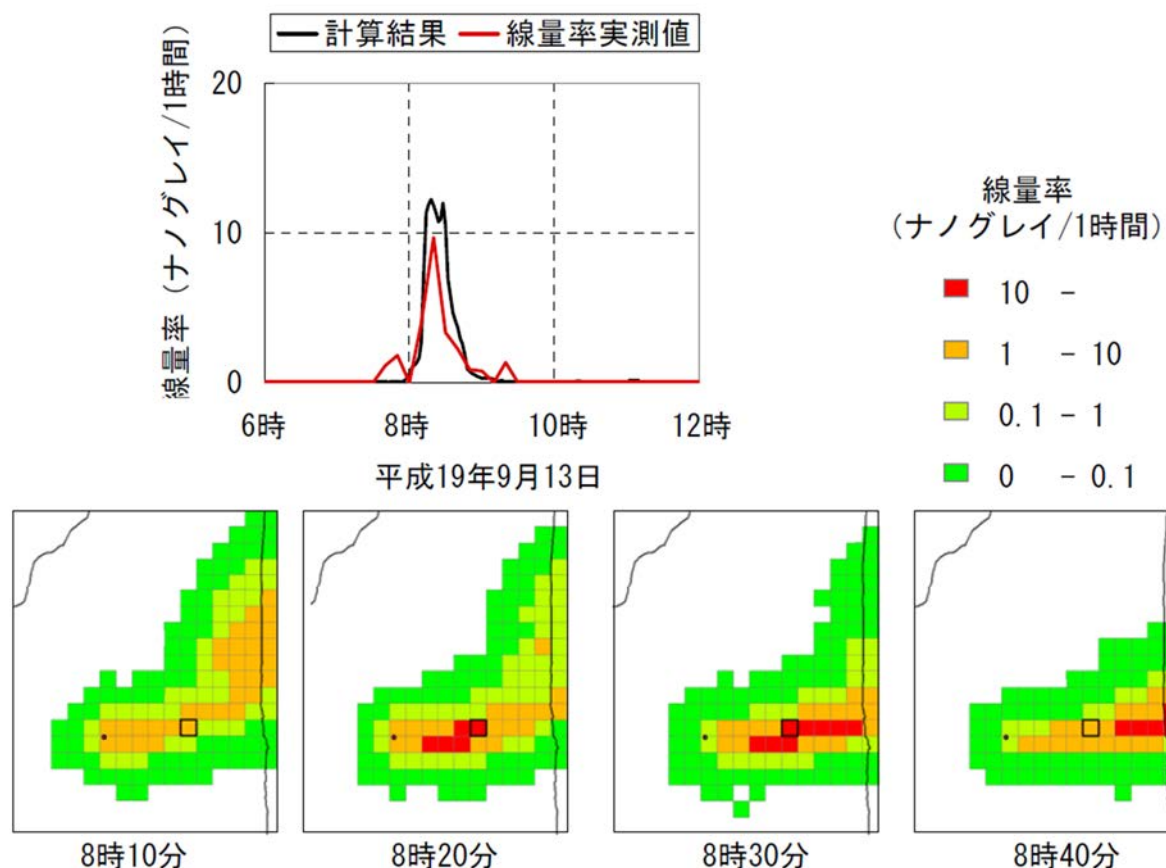
環境技研では、第2.3節(3)に示すように、六ヶ所村周辺の大気、陸域及び湖沼・沿岸環境を対象とした調査研究を進めている。これらの成果に基づいて、総合モデルを構成する各種のサブモデルを詳細化するとともに、以下に示すような各サブモデルの検証と改良を進めている³³⁾。

- a) 大気拡散サブモデル：大気中の放射性物質濃度や地表面沈着量等の実測値をデータ同化する機能の追加（測定地点の増加を含む）
- b) 大気拡散サブモデル：気象データをオンラインで入手してモデルに導入する機能等の追加
- c) 陸域移行サブモデル：大気－土壌－農産物間における放射性物質の移行に関するパラメータの取得とサブモデルへの導入（データの地域的分布の把握を含む）
- d) 湖沼・沿岸サブモデル：湖沼・沿岸環境中の放射性物質の移行・分配・蓄積に関するパラメータの取得とサブモデルへの導入

上記のほか、これまでの調査研究で得られた観測・測定データを再解析・再検討することにより、各種のパラメータの取得と各サブモデルへの導入を行うとともに、関連サブモデルの検証と改良を継続して実施している。

環境技研が開発した大気拡散サブモデルによる計算例を図5-5に示す^{33),70)-72)}。この図は、平成19年（2007年）9月13日7時半頃から9時頃における環境技研の位置での空間放射線量率の時間変化に関するモデル推定結果と実測値の比較（上図）、並びに再処理施設の主排気筒及び環境技研の周辺での空間放射線量率分布のモデル推定結果（下図）を表す。モデル推定結果から、再処理施設から大気へ放出されたKr-85は、この時点における気象条件では東方向に流れて環境技研を通過して移流したことが分かる（下図）。また、環境技研の位置における空間放射線量率のモデル推定結果と実測値との比較から、モデル推定結果は空間放射線量率のピーク位置の推移と大きさに関して実測値を概ね再現している（上図）。

さらに別の日時についても、環境技研の位置での空間放射線量率の計算値と実測値を比較した。空間放射線量率のピーク位置の推移と大きさに関して、モデル推定結果が実測値を再現している場合も、再現していない場合も見られた。モデル推定結果と実測値が異なる原因として、使用している気象データの精度や詳細さなどが考えられるが、さらに予測精度を向上させるための改良や開発を行っている。



*再処理施設の主排気筒と環境技研の距離は 2.6 km である。

図 5-5 大気拡散サブモデルによる環境技研の位置での空間放射線量率の時間変化に関するモデル推定結果と実測値の比較（上図）、再処理施設の主排気筒及び環境技研の周辺での空間放射線量率分布のモデル推定結果（下図）⁷⁰⁾

また、環境技研では、開発・検証・改良した総合モデルを用いて、六ヶ所村再処理施設から平常運転時に大気及び海洋へ放出される放射性物質による周辺住民の外部及び内部被ばく線量を計算し、安全審査の計算値と比較した³³⁾。総合モデルによる計算値を安全審査の値と比較した結果を図 5-6 に示す。全経路からの被ばく線量は、安全審査の計算値では $22 \mu\text{Sv/y}$ 、安全審査と同じ放出量を用いた場合の総合モデルによる計算値は $11 \mu\text{Sv/y}$ 、放出管理目標値を用いた場合の総合モデルによる計算値は $8 \mu\text{Sv/y}$ と推定された。詳細かつ現実的なモデルとパラメータ値を用いた総合モデルによる計算値は、安全審査の計算値より低く推定された。ただし、使用済み核燃料の冷却期間については、安全審査の放出量では 4 年、放出管理目標値の放出量では 15 年と設定している。

安全審査の計算値である $22 \mu\text{Sv/y}$ の放射性物質別の内訳を見てみると、C-14 は 35 %、Kr-85

は 24 %、H-3 は 20 %、放射性ヨウ素（I-129、I-131）は 7 %、その他は 14 %である。3 通りの計算値とも、放射性雲からの外部被ばくと農作物摂取による内部被ばくが主要な被ばく経路となっている。主要な被ばく経路のうち、前者では Kr-85 の寄与、後者では C-14 の寄与が大きくなっている。

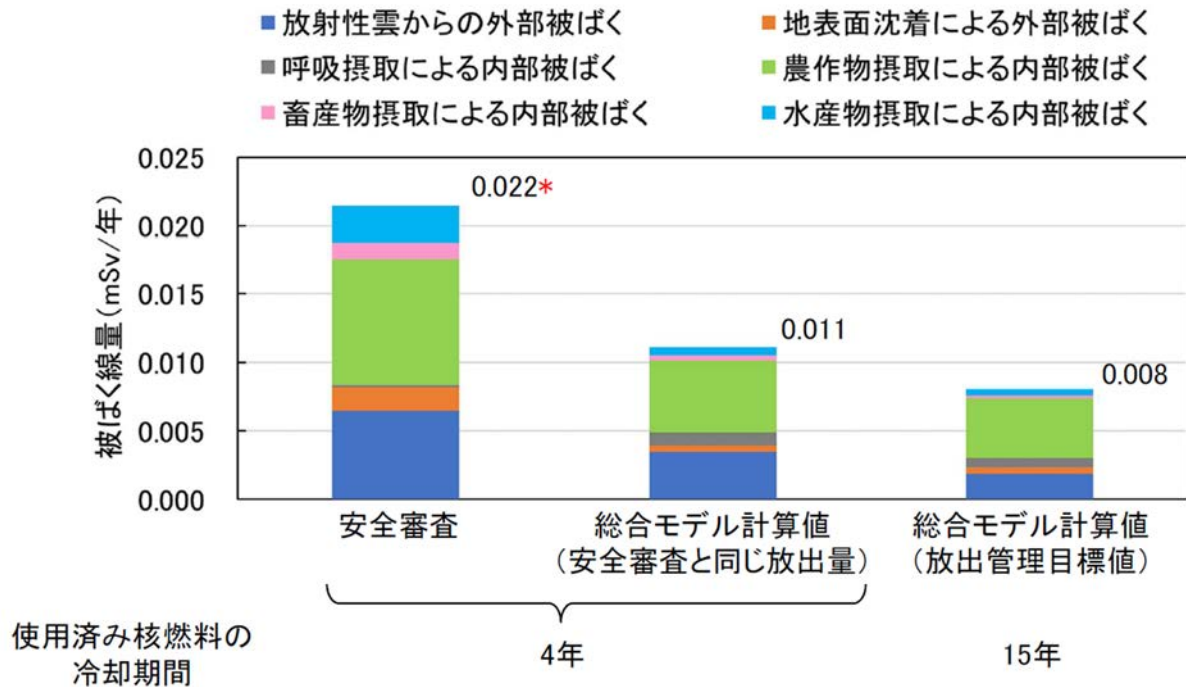


図 5-6 六ヶ所村再処理施設から放出される放射性物質による被ばく線量の計算結果³³⁾

(*：安全審査における周辺住民の被ばく線量は、自然放射線による青森県民の平均被ばく線量（1.5 mSv/y）の 70 分の 1 と推定された。）

(3) 六ヶ所村沖合海洋を対象とした固有モデル

海洋財団では、第 2.3 節 (3) に示されているように、六ヶ所村沖合海域を対象とした放射性物質の移行・挙動の調査研究を進めている。これらの成果に基づいて、固有モデルを構成する海水循環モデルと核種移行モデルを詳細化するとともに、以下に示すような各モデルの検証と改良を進めている³¹⁾。

- 海水循環モデル：外部境界条件の変更、現実的な地形データの導入
- 海水循環モデル：解像度の可変性の検討、潮汐効果の反映
- 核種移行モデル：海水中の溶存態、懸濁態及び海底堆積物での相互移行
- 核種移行モデル：噴流効果の導入、水平及び鉛直拡散係数の可変性の検討
- 核種移行モデル：アクティブ試験時の観測結果に基づいた放出時期の調整
- 核種移行モデル：海洋生物の生活史を考慮した海洋生物中の放射性物質濃度の推定

最後の f) は線量評価モデルに分類される項目であるが、固有モデルの構成を考慮して核種移行モデルに分類した。また、b) 解像度、潮汐効果、及び d) 噴流効果、水平及び鉛直拡散係数について

ては、計算目的や計算スケールに応じて、導入有無の選択あるいは最適なパラメータ値の設定を行う。

海洋財団が開発した海水循環モデルによる計算例を図 5-7 に示す^{29),30)}。この図は夏季における水深 200 m の海流と水温の計算例を示したものであり、白色の矢印は海流の向きと大きさを表し、対象海域における赤色から紫色のコンターは水温を表す。この図に示されている海流ベクトルと水温の分布から分かるように、津軽海峡を通して六ヶ所村沖合海域に流れ込んだ対馬暖流が下北半島の東に向かって比較的高温で時計回りの渦を形成している様子が計算されている。この渦は、第 4.3 節(2) に示されているように、夏から秋に形成される渦モードと呼ばれる現象であり、この現象が海水循環モデルによって再現されている。

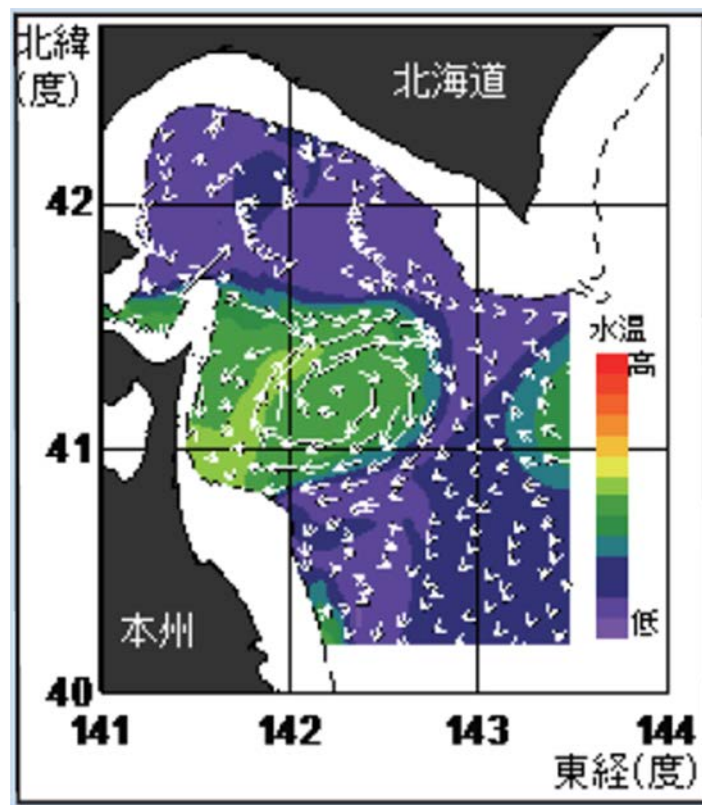


図 5-7 海水循環モデルによる海流と水温の計算例（夏季、深さ 200 m）³⁰⁾
 （白色の矢印：海流ベクトル（相対値）、赤色から紫色のコンター：水温（相対値））

海洋財団が開発した核種移行モデルによる計算例を図 5-8 に示す^{29),30)}。この図は、再処理施設の海洋放出口からの放射性物質（H-3）の仮想的な放出に対する計算例を示したものであり、対象海域における赤紫色から薄灰色のコンターは対象とした H-3 の濃度を表す。海水循環モデルと核種移行モデルを使用することにより、H-3 が時間の経過とともに下北半島の太平洋沿岸に沿って南北方向に移動しながら、徐々に拡散していく様子が計算されている。

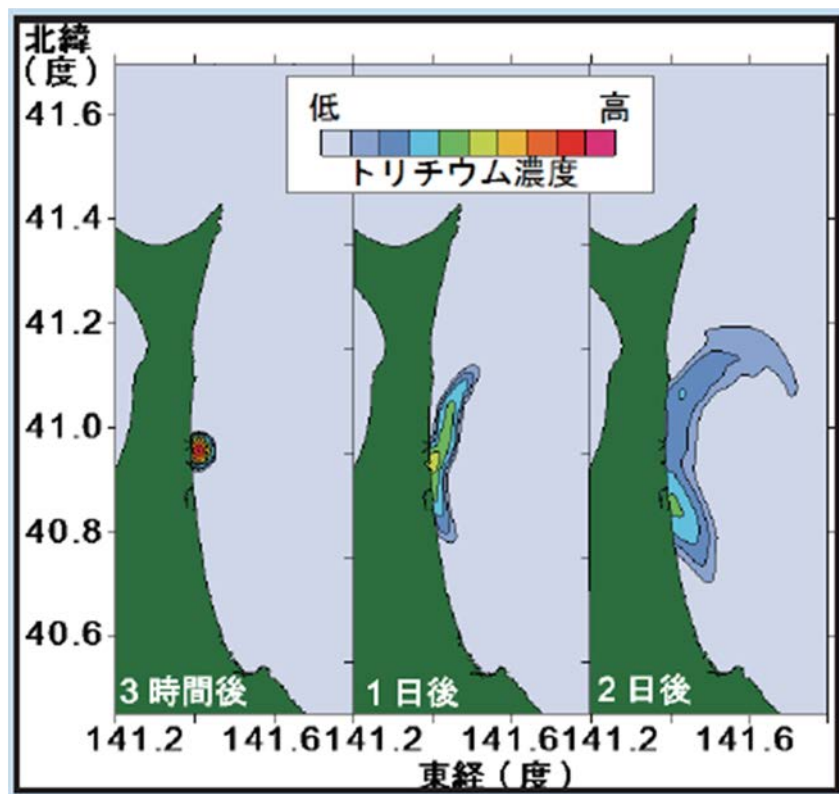


図 5-8 核種移行モデルによる放射性物質（H-3）の移流・拡散の計算例³⁰⁾
 （赤紫色から薄灰色のコンター：H-3 濃度（相対値））

5.3 観測・測定とモデル推定の融合

(1) データ同化手法の概要

第3章に示したように、観測・測定データとモデル推定結果はそれぞれ長所と短所を持っているが、両者の長所を最大限に引き出す一方で、両者の短所を補い合うために開発された手法が「データ同化」である。データ同化手法の概念を図5-9に示す⁷³⁾。データ同化は、モデル推定結果に逐次観測・測定データを取り込むことによって、モデル推定結果が観測・測定データに合うように修正して真値に近づける方法である。

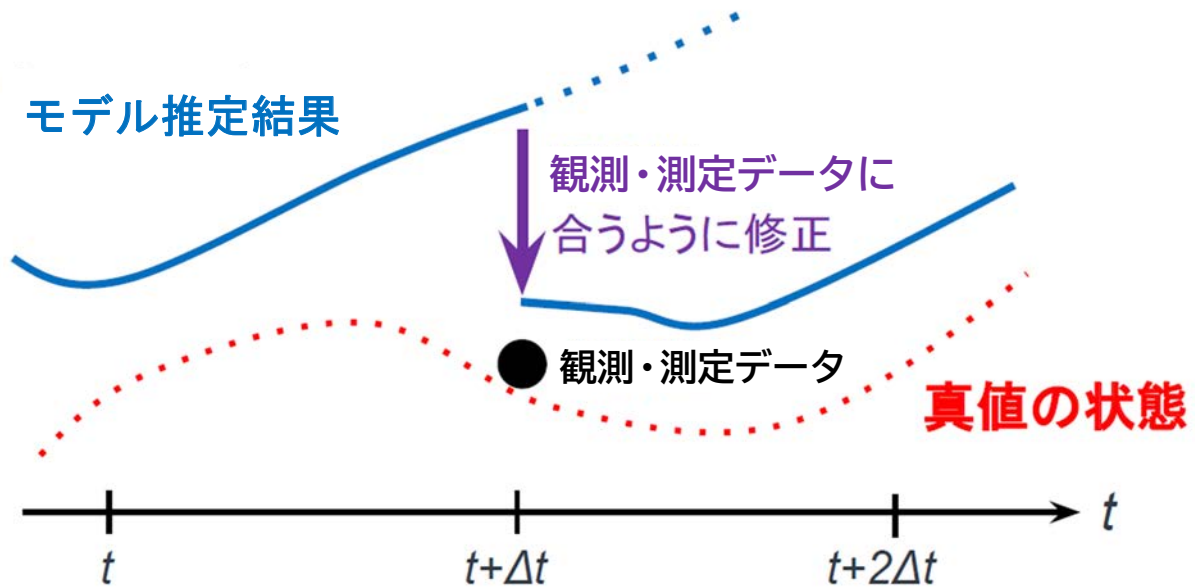


図 5-9 データ同化手法の概念⁷³⁾

データ同化は、観測・測定とモデル推定の長所を最大限に生かしつつ、両者の短所を補完する方法である。データ同化の利用には様々な目的や用途があり、観測・測定データとモデル推定結果の融合のための手法として広く用いられている。データ同化の主な目的や用途は以下の通りである^{73),74)}。

- a) 予測や解析を行うための最適な初期・境界条件を求める
 - ・流体計算、気象予測、構造計算などの最適条件
 - ・現実に即した計算・予測を実施するための最適条件
- b) 各種のモデルに含まれる未知のパラメータを求める
 - ・乱流モデル、反応モデル、物理プロセスなどのパラメータ
 - ・各種のモデルを改善・改良するためのパラメータ
- c) 観測・測定値に含まれる未知の誤差や観測プロセスを求める
 - ・観測値における誤差構造、誤差モデル及び観測プロセスの推定
 - ・推定した誤差構造や誤差モデルなどを観測・測定計画にフィードバック

d) 観測・測定データがない場所や時間の物理量を求める

- ・物理量データの内挿、データベースの作成
- ・調査や研究の基盤的なデータベースの作成（再解析）

データ同化手法には、観測・測定データをモデル推定結果に挿入するという直接挿入法から、モデル力学を考慮した上で空間的・時間的に内挿するという 4 次元変分法まで様々な種類がある。データ同化手法の種類を以下に示す^{73),74)}。

a) 古典的な方法

- ・直接挿入：観測・測定データをモデル推定結果の格子点に直接挿入
- ・ナッジング：モデル推定結果と観測・測定データの差に係数をかけて強制項として追加

b) 3 次元データ同化法

- ・最適内挿法：誤差標準偏差が最小になるように統計的に内挿
- ・3 次元変分法：3 次元モデルの力学的なバランスを考慮しつつ内挿

c) 4 次元データ同化法

- ・カルマンフィルタ：正規分布、線形システム、線形観測を仮定
- ・アンサンブルカルマンフィルタ：非線形システム、非線形観測を受容
- ・粒子フィルタ：システム、観測・測定、確率分布への仮説が不要
- ・4 次元変分法：モデル力学を考慮した上で空間的・時間的に内挿

上記のようにデータ同化手法には様々な種類があるが、一般的に、a) 古典的な方法、b) 3 次元データ同化法、c) 4 次元データ同化法とより高度な方法に進むに従って、推定精度が向上していく一方で、計算方法がより複雑になり計算資源（時間や容量等）が増加する傾向がある。また、より高度なデータ同化方法を用いると、データ同化を適用した観測・測定項目の推定結果だけではなく、他の項目の推定結果についても推定精度が向上するという傾向が見られる。例えば、海水循環モデルにおいて海面高度データをデータ同化に適用すると、海面高度だけではなく水温・塩分、流向・流速の推定結果も精度が向上することが見られる。

(2) データ同化手法の適用例

上記のように、データ同化手法は観測・測定データとモデル推定結果を融合して、推定精度を向上させる手法として広く用いられている。ここでは、データ同化手法の適用例として、環境技研及び海洋財団で開発された大気拡散モデル及び海洋拡散モデルに利用した例を示す。

環境影響評価モデルの開発では、データ同化手法は大気環境研究と海洋環境研究において広く利用されている^{75),76)}。両者とも、データ同化手法は一般的には物理的プロセスの解析に適用される。すなわち、大気環境研究では大気力学モデル、海洋環境研究では海水循環モデルに適用されることがほとんどである。これは、以下に示す理由によると考えられる。

- 大気力学モデルや海水循環モデルは、観測データを初期条件として用いて流体を支配する運動方程式、熱力学方程式等の各種の物理方程式を数値的に解く方法を取るため、比較的簡単な物理方程式で表現される。
- 数値解析による大気拡散モデルや海水中拡散モデルでは、一般的にランダムウォーク法が使用されているため、簡単な物理方程式ではなく乱数を使用した特殊な式で表される。またデータ同化手法をランダムウォーク法に適用すると計算時間が膨大になる。
- 大気力学モデルや海水循環モデルにおいてデータ同化に用いられる物理観測データ、すなわ

ち、大気力学モデルの場合は直接地上及び高層観測データ、地上リモートセンシングデータ、静止及び低軌道衛星データなどであり、また海水循環モデルの場合は海面水温データ、海面高度計データ、現場観測データなどである。これらのデータは、気象観測装置、人工衛星、アルゴスブイ¹⁹などを利用することにより、ある程度大量の観測データを比較的容易に取得することができる。

環境技研では、気象サブモデル（大気力学モデル）において気象観測データを利用するとともに、大気拡散サブモデルにおいて大気中の放射性物質濃度や地表面沈着量などの実測値をデータ同化する機能を追加した²⁷⁾。大気力学モデル及び大気拡散モデルの開発では、前述したように、一般的にはデータ同化手法は大気力学モデルに適用される。ここでは、大気拡散サブモデルにおいて大気中の放射性物質濃度や地表面沈着量に適用するという挑戦的な研究開発が行われている。本研究開発の成果に関する公表に期待したい。

また、海洋財団では、海水循環モデルにデータ同化手法を適用した⁷⁷⁾。ここでは、データ同化手法には4次元変分法を用い、データ同化に用いる観測データは、海面水温データ、海面高度計データ及び現場観測データであった。海水循環モデルにデータ同化手法のみならずネスティング手法²⁰⁾を併せて用いることにより、六ヶ所村沿岸及び沖合海域における海流場の推定精度が向上し、実用化レベルに近づいた。

さらに、環境技研の気象サブモデル及び海洋財団の海水循環モデルでは、初期・境界条件としてそれぞれ数値予報データ（GPV : Grid Point Value）及び北西太平洋解析予報格子点資料を使用している。これらは、気象庁が高度なデータ同化手法を用いて気象及び海象に関する再解析データベースとして整備し（第5.3節（1）におけるd）の記述（p.62）を参照）、（一財）気象業務支援センターから配信されているものである^{78),79)}。

¹⁹ アルゴスブイは水深約2,000 m以浅の水温・塩分を計測し、リアルタイムで海況情報を送信する中層フロート的一种である。平成20年（2008年）時点において、世界中の海洋で約3,000台が投入されている。

²⁰ 30ページの脚注12を参照。

6. おわりに

原子力施設の建設前及び操業開始後には、平常運転時及び事故時に対する環境影響評価が行われる。これらは、周辺住民の健康と安全を確認するとともに、住民の安心感を醸成することを主たる目的としている。環境影響評価には、施設周辺の環境モニタリング等による観測・測定と計算モデルによるモデル推定が用いられ、状況や必要性などに応じてそれらのどちらか、あるいは両方を併用して実施される。本報告書では、原子力施設の環境影響評価において使用される観測・測定とモデル推定について、青森県六ヶ所村再処理施設を主たる例として、各々の方法、役割と長短、相互の関係性を調査した。次に、観測・測定データとモデル推定結果の代表的な用途例を示し、使用に際しての留意点などを検討した。最後に、観測・測定とモデル推定の高度化や両者の融合という今後の方向性を記述した。

六ヶ所村再処理施設が立地する青森県では、周辺住民の安全の確認と安心の醸成を図ることを目的として、再処理施設の設置事業者、施設が立地する地方公共団体である青森県、青森県から委託を受けた環境技研と海洋財団が一体的に協力するとともに、適切に役割分担して環境影響評価に関する業務や調査研究を実施している。これらは、環境モニタリングや放射性物質の環境中移行・挙動を解析するための観測・測定、各種の計算モデルの開発とそれらを用いた解析などである。

このうち、環境技研と海洋財団では、六ヶ所村周辺環境における観測・測定及びモデル推定を実施することにより、公衆の被ばく線量のより現実的な評価、放射性物質の環境中移行・挙動の調査研究などを進めている。本報告書では、環境技研と海洋財団の代表的な調査研究の成果を引用することにより、環境影響評価に使用される観測・測定とモデル推定に関する各々の役割や長短、相互の関係性などを考察するとともに、観測・測定データとモデル推定結果の代表的な用途例を示した。

環境技研と海洋財団では、調査研究とモデル開発の実施に当たり、その業務や役割を環境領域で分担している。環境技研では、六ヶ所村周辺の大気、陸域及び湖沼・沿岸環境における調査研究とモデル開発、そして海洋財団では六ヶ所村沖合海域における調査研究とモデル開発をそれぞれ担当している。両機関が開発した計算モデルは、数値解析を基礎としたシミュレーションモデルであり、それぞれ総合モデル及び固有モデルと呼ばれる。また、各々のモデルの開発に当たり、それぞれの機関が実施した調査研究で得られた放射性物質の環境中移行・挙動に関する成果や知見を逐次シミュレーションモデルの検証と改良に利用している。開発された2つのモデルは、再処理施設の特長や六ヶ所村周辺環境の自然条件等を十分に考慮しており、この施設と周辺環境に特化したものとなっている。

今後は、再処理施設の本格操業に向けて各々のモデルの高精度化を行うとともに、その高精度化に必要な観測・測定に基づいた調査研究を発展・強化していく計画である。また、万が一当該施設において放射性物質の事故放出が発生した場合に備えて、事故時における放射性物質の環境中移行・挙動及び事故時の公衆の被ばく線量評価を目指した調査研究やモデル改良も実施する計画である。これらの調査研究とモデル改良を実施することにより、周辺住民の健康と安全を確認するとともに、さらなる住民の安心感を醸成することに貢献できるだろう。

今後の計画を進めるに当たり、各機関が開発した総合モデルと固有モデルを有機的に結合することが重要であろう。それは以下に示した理由によるものである。

- a) 再処理施設の平常運転時及び事故時には、大気から海洋への放射性物質の乾性・湿性沈着、及び汚染された湖沼水等の河川を通じた海洋への流入が考えられるため、総合モデルによるモデル推定結果を固有モデルの入力データとすることができる。特に、事故時におけるモデル推定は、海洋における放射性物質の移行・挙動の推定、及び公衆の被ばく線量評価を行う上で重要な位置付けになるであろう。
- b) 再処理施設の事故時には放出源情報の取得が困難なため、陸域における緊急時モニタリングデータと総合モデルを利用した逆解析手法によって、放出源情報を推定することは最も有効かつ効率的な手段となるであろう。その際、海洋における緊急時モニタリングデータを使用した固有モデルによる推定結果を総合モデルにフィードバックすることにより、総合モデル及び固有モデルの両方により双方向で放出源情報を推定することが重要であろう。

上記のように、総合モデルを陸域における緊急時モニタリングデータとともに利用して、逆解析によって放出源情報を推定する機能を追加することを検討すべきであろう。また、固有モデルにおいても、総合モデルによって推定された放出源情報を用いて、海洋における緊急時モニタリングを反映しながら海洋における放射性物質の移行・挙動を推定する機能を追加することも検討すべきであろう。

環境技研及び海洋財団では、放射性物質の環境中移行・挙動に関する調査研究を発展・強化することにより、各機関が開発した総合モデル及び固有モデルを高精度化する計画である。再処理施設の操業開始後にこれら 2 つのモデルを運用するに当たり、大気及び海洋への放出源情報を的確に取得することが重要になるであろう。再処理施設の平常運転時の場合には、施設の設置事業者から放射性物質の放出実績データを取得することになるが、できるだけ迅速かつ正確に情報入手するように設置事業者や青森県と協議すべきである。放出源情報の入手が遅れば、計算モデルを利用したモデル推定及び周辺住民へ情報提供が遅くなる。

一方、事故時には設置事業者でも放出源情報の推定は困難であるため、上記に示したように、緊急時モニタリングデータと計算モデルを利用した逆解析によって放出源情報を推定する機能を検討すべきであろう。事故時における放出源情報の誤差や不確かさは、それを入力として用いる大気拡散モデルや核種移行モデル自体の誤差や不確かさよりも著しく大きいと想定されるため、できるだけ誤差や不確かさが小さい放出源情報を迅速に推定することは重要である。

総合モデルや固有モデルのような環境影響評価モデルの開発・改良を実施するに当たって、放出源情報は施設の設置事業者やプラント解析者などから入手できると思ひ込み、的確かつ効率的な取得方法やその有効な利用方法を検討することを怠りがちである。しかし、環境影響評価モデルの開発者も放出源情報について知識と理解を深めるとともに、関連情報を積極的に取得する方策を検討する必要があるだろう。

環境技研及び海洋財団がそれぞれ開発した総合モデル及び固有モデルは、再処理施設の特性や六ヶ所村周辺環境の自然条件等を十分に考慮しており、この施設と周辺環境に特化したものとなっている。今後、再処理施設の事故時における放出源情報を推定する機能を検討・追加するに当たっては、原子力機構の原子力基礎工学研究センターや原子力緊急時支援・研修センターと協力することを検討すべきであろう。

原子力基礎工学研究センターでは、WSPEEDI-II を開発・改良して種々の適用研究を実施し、福島第一原発事故の際には環境モニタリングデータと WSPEEDI-II を使用した逆解析手法による放出源情報の推定を実施した経験を持っている。この放出源情報は最も現実的かつ信頼性の高

いものとして国際的にも高く評価されている。また原子力緊急時支援・研修センターでは、原子力災害時に専門家の派遣等を行う緊急時支援、原子力防災体制の強化を支援するための研修を実施するとともに、緊急時の防護対策と緊急時モニタリングに関する研究開発を実施している。六ヶ所村及び青森県における地域防災計画を整備する上で、原子力防災に関する経験を有する関連機関がお互いに協力することは有効であろう。

謝辞

本報告書の調査内容の一部は、(公財)日本海洋科学振興財団(海洋財団)によって設置された「平成31年度排出放射性物質による環境影響に関する調査(海域部分)検討委員会」の第1回検討委員会において紹介してものです。この委員会は、海洋財団が青森県から受託した「平成31年度六ヶ所村沖合海洋放射能等調査」を効率的に進めるために設置されました。当委員会の委員の方々及び海洋財団の方々には、調査結果について紹介する機会を与えていただき、さらに内容について議論していただいたことに感謝致します。

日本原子力研究開発機構内では、本報告書を執筆するに当たり、安全研究・防災支援部門 原子力緊急時支援・研修センター 防災研究開発ディビジョン 緊急時対応研究グループの外間智規氏には、東海村再処理施設の環境モニタリングについて種々の情報をご教授いただきました。また、原子力人材育成センター 国際原子力人材育成課の鈴木崇史氏(核燃料・バックエンド研究開発部門 青森研究開発センター 施設工務課 兼務)には、青森研究開発センターに設置されているAMS(加速器質量分析装置)に関する概要、分析装置の性能、当該装置を利用した海洋研究についてご確認及びご教授いただきました。ここに感謝致します。

参考文献

- 1) 原子力委員会：「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針について」（昭和 52 年 6 月 14 日），available from
<http://www.aec.go.jp/jicst/NC/about/ugoki/geppou/V22/N06/197703V22N06.html>
 (accessed on 2022-08-24).
- 2) 原子力安全委員会決定：「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」（昭和 57 年 1 月 28 日、平成 13 年 3 月 29 日一部改訂），原子力安全委員会指針集，改訂 13 版，pp.374-403，大成出版社（2011）.
- 3) 原子力委員会：「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針について」（昭和 51 年 9 月 28 日），available from
<http://www.aec.go.jp/jicst/NC/about/hakusho/wp1977/ss1010105.htm>
 (accessed on 2022-08-24).
- 4) 原子力安全委員会決定：「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針」（昭和 50 年 5 月 13 日、平成 13 年 3 月 29 日原子力安全委員会一部改訂），原子力安全委員会指針集，改訂 13 版，pp.404-469，大成出版社（2011）.
- 5) 原子力安全委員会 原子炉安全専門審査会 被ばく線量評価検討会：「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の被ばく線量評価について」（昭和 52 年 6 月），available from
<http://www.aec.go.jp/jicst/NC/about/ugoki/geppou/V22/N06/197731V22N06.html>
 (accessed on 2022-08-24).
- 6) 原子力安全委員会了承：「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量評価について」（平成元年 3 月 27 日、平成 13 年 3 月 29 日一部改訂），原子力安全委員会指針集，改訂 13 版，pp.1238-1281，大成出版社（2011）.
- 7) 日本原子力研究開発機構 安全研究・防災支援部門 安全研究センター：「安全研究センター成果報告書（令和元年度）」，JAEA-Review 2020-020（2020），144p.
- 8) 原子力安全委員会：「環境放射線モニタリング指針」（平成 20 年 3 月、平成 22 年 4 月一部改訂），available from
<https://www.nsr.go.jp/data/000168451.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 9) 原子力規制庁監視情報課：「平常時モニタリングについて（原子力災害対策指針補足参考資料）」（平成 30 年 4 月 4 日、令和 3 年 12 月 21 日改訂），available from
<https://www.nsr.go.jp/data/000225072.pdf> (accessed on 2022-08-24).

- 10) 原子力安全委員会決定：「再処理施設安全審査指針」（昭和 61 年 2 月 20 日、平成 22 年 12 月 20 日一部改訂），available from
<https://warp.da.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/3537352/www.nsr.go.jp/archive/nsc/shinsashishin/pdf/1/si030.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 11) 原子力安全委員会決定：「再処理施設安全審査指針」（昭和 61 年 2 月 20 日、平成 22 年 12 月 20 日一部改訂），原子力安全委員会指針集，改訂 13 版，pp.758-782，大成出版社（2011）.
- 12) 原子力規制庁：「原子力施設に係る平成 29 年度放射線管理等報告について」（平成 30 年 10 月 17 日原子力規制委員会報告、平成 31 年 2 月 27 日一部訂正），available from
<https://www.nsr.go.jp/data/000249314.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 13) 外川織彦：「原子力施設の平常運転時に大気へ放出される放射性核種による公衆の被曝線量を算出するための計算コード TERFOC-N」，JAERI-M 89-145（1989），93p.
- 14) O. Togawa: “Computer Code TERFOC-N to Calculate Doses to Public Using Terrestrial Foodchain Models Improved and Extended for Long-Lived Nuclides”，Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 27, No.4, pp.360-374（1990）.
- 15) International Commission on Radiological Protection (ICRP): “Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population”，ICRP Publication 43, Annals of the ICRP Vol.15, No.1（1985）.
- 16) International Atomic Energy Agency (IAEA): “Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection”，IAEA Safety Standard, Safety Guide No. RS-G-1.8（2005）.
- 17) International Commission on Radiological Protection (ICRP): “Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public and the Optimisation of Radiological Protection: Broadening the Process”，ICRP Publication 101, Annals of the ICRP, Vol.36, No.3（2006）.
- 18) International Commission on Radiological Protection (ICRP): “The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”，ICRP Publication 103, Annals of the ICRP, Vol.37, Nos.2-4（2007）.
- 19) 原子力規制委員会：「原子力災害対策指針」（平成 24 年 10 月 31 日制定、令和元年 7 月 3 日一部改正），available from
<https://www.nsr.go.jp/data/000024441.pdf> (accessed on 2022-08-24).

- 20) 青森県：「原子燃料サイクル施設に係る環境放射線等モニタリング基本計画」（平成元年 3 月策定、令和 2 年 3 月改訂），available from
<https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/kikikanri/atom/files/202003gennen-kihonkeikaku.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 21) 青森県：「原子燃料サイクル施設に係る環境放射線等モニタリング実施要領」（平成元年 3 月策定、令和 3 年 3 月改訂），available from
<https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/kikikanri/atom/files/202103gennen-monitarinnngujissiyouryou.pdf.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 22) 原子力規制庁監視情報課：「緊急時モニタリングについて（原子力災害対策指針補足参考資料）」（平成 26 年 1 月 29 日、令和 3 年 12 月 21 日一部改訂），available from
<https://www.nsr.go.jp/data/000276389.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 23) 青森県：「測定結果に基づく線量算出要領」（平成 28 年 3 月策定、平成 30 年 3 月改訂），available from
<https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/kikikanri/atom/files/201803senryousansyutuyouryo.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 24) 青森県：「測定結果に基づく線量算出要領補足説明資料」（平成 28 年 3 月策定、平成 30 年 3 月改訂），available from
<https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/kikikanri/atom/files/201803senryousansyutuhosoku.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 25) 滝光成，菊地正光，小林秀雄，山口武憲：「環境被ばく線量評価コード（EDAS）の開発」，JAERI-Data/Code 2003-006 (2003)，99p.
- 26) 青森県：「排出放射性物質影響調査について：総合的環境移行・線量評価モデル」，available from
https://www.aomori-hb.jp/ahb4_2_1_1_3.html (accessed on 2022-08-24).
- 27) 青森県：「排出放射性物質影響調査について：排出放射能環境動態調査」，available from
https://www.aomori-hb.jp/ahb4_2_1_7.html (accessed on 2022-08-24).
- 28) 青森県：「排出放射性物質影響調査について：六ヶ所村沖合海洋調査」，available from
https://www.aomori-hb.jp/ahb4_2_4.html (accessed on 2022-08-24).
- 29) 青森県：「排出放射性物質影響調査の概要について」（平成 31 年 3 月），available from
https://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/energy/g-richi/files/H30_panfuretto.pdf (accessed on 2022-08-24).

- 30) 日本海洋科学振興財団：「六ヶ所事業（青森県受託事業）」，海洋財団だより，第 19 号（令和元年 11 月発行），available from
http://jmsfmml.or.jp/j/report_and_publication/dayori/19.pdf (accessed on 2022-08-24).

- 31) 日本海洋科学振興財団：「排出放射性物質環境影響調査（海域部分）－六ヶ所村沖合海洋調査成果」，文部科学省：第 1 回排出放射能影響調査事業及び排出放射性物質影響調査設備等整備等事業検証委員会，資料 6-2（令和 3 年 3 月 16 日），available from
https://www.mext.go.jp/content/20210616-mxt_genshi-000015960_10.pdf
 (accessed on 2022-08-24).

- 32) T. Kobayashi, S. Otsuka, O. Togawa and K. Hayashi: “Development of a Non-conservative Radionuclides Dispersion Model in the Ocean and its Application to Surface Cesium-137 Dispersion in the Irish Sea”, *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol.44, No.2, pp.238-247 (2007).

- 33) 環境科学技術研究所：「排出放射性物質による環境放射能影響に関する調査－平成 2 年度から令和 2 年度までの成果」，文部科学省：第 1 回排出放射能影響調査事業及び排出放射性物質影響調査設備等整備等事業検証委員会，資料 5-2（令和 3 年 3 月 16 日），available from
https://www.mext.go.jp/content/20210616-mxt_genshi-000015960_8.pdf
 (accessed on 2022-08-24).

- 34) S. Ueda, H. Hasegawa, H. Kakiuchi, S. Ochiai, N. Akata, S. Hisamatsu: “Nuclear Accident-Derived ^3H in River Water of Fukushima Prefecture during 2011-2014”, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol.146, pp.102-109 (2015).

- 35) A. Takeda, H. Tsukada, N. Yamaguchi, M. Takeuchi, M. Sato, A. Nakao and S. Hisamatsu: “Relationship between the Radiocesium Interception Potential and the Transfer of Radiocesium from Soil to Soybean Cultivated in 2011 in Fukushima Prefecture, Japan”, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol.137, pp.119-124 (2014).

- 36) S. Ochiai, H. Hasegawa, H. Kakiuchi, N. Akata, S. Ueda, S. Tokonami and S. Hisamatsu: “Temporal Variation of Post-Accident Atmospheric ^{137}Cs in an Evacuated Area of Fukushima Prefecture: Size-Dependent Behaviors of ^{137}Cs -Bearing Particles”, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol.165, pp.131-139 (2016).

- 37) 茅野政道：「SPEEDI を真に原子力防災に生かすために」，*Isotope News*, No.725, pp.22-26 (2014).

- 38) K. Imai, M. Chino, H. Ishikawa, M. Kai, K. Asai, T. Homma, A. Hidaka, Y. Nakamura, T. Iijima and S. Moriuchi: “SPEEDI : A Computer Code System for the Real-Time Prediction of Radiation Dose to the Public due to an Accidental Release”, JAERI 1297 (1985), 75p.
- 39) 原子力規制庁：「緊急時対策支援システム（ERSS）の運用マニュアル（内規）の制定について」，令和元年度第 12 回原子力規制委員会，資料 7（令和元年 6 月 12 日），available from <https://www.nsr.go.jp/data/000272881.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 40) 原子力規制委員会決定：「緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム（SPEEDI）の運用について」（平成 26 年 10 月 8 日），available from <https://warp.da.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/11118514/www.nsr.go.jp/data/000048107.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 41) 原子力規制庁，内閣府政策統括官（原子力防災担当）：「防災基本計画の改定を踏まえた今後の対応について」，平成 27 年度第 20 回原子力規制委員会，資料 2（平成 27 年 7 月 2 日），available from <https://warp.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/11235834/www.nsr.go.jp/data/000115657.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 42) International Atomic Energy Agency: “Criteria for Use in Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency”, IAEA Safety Standards Series, No. GSG-2 (2011), available from https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1467_web.pdf (accessed on 2022-08-24).
- 43) H. Terada, A. Furuno and M. Chino: “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, Vol.41, No.5, pp.632-640 (2004).
- 44) H. Terada and M. Chino: “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, Vol.42, No.7, pp.651-660 (2005).
- 45) H. Terada and M. Chino: “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, Vol.45, No.9, pp.920-931 (2008).

- 46) 寺田宏明, 永井晴康, 古野朗子, 掛札豊和, 原山卓也, 茅野政道:「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, Vol.7, No.3, pp.257-267 (2008).
- 47) H. Terada, G. Katata, M. Chino and H. Nagai: “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, Vol.112, pp.141-154 (2012).
- 48) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: “Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2013 Report to the General Assembly, with scientific annexes, Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annex A: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami” (2013).
- 49) 外川織彦, 大倉毅史, 木村仁宣, 永井晴康:「原子力防災における大気拡散モデルの利用に関する考察」, JAEA-Review 2021-021 (2021), 61p.
- 50) T. Iyogi, S. Ueda, S. Hisamatsu, K. Kondo, H. Haruta, H. Katagiri, M. Kurabayashi, Y. Nakamura and N. Tsuji: “Environmental Gamma-Ray Dose Rate in Aomori Prefecture, Japan”, Health Physics, Vol.82, pp.521-526 (2002).
- 51) 青森県:「排出放射性物質影響調査について: 青森県内の年間ガンマ線量の分布について、同(2)、同(3)」, available from
https://www.aomori-hb.jp/ahb4_3_1_1_01.html (accessed on 2022-08-24),
https://www.aomori-hb.jp/ahb4_3_1_1_01_02.html (accessed on 2022-08-24),
https://www.aomori-hb.jp/ahb4_3_1_1_01_03.html (accessed on 2022-08-24).
- 52) T. Iyogi, S. Ueda, S. Hisamatsu, K. Kondo, N. Sakurai and J. Inaba: “Radon Concentration in Indoor Occupational Environments in Aomori Prefecture, Japan”, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.67, pp.91-108 (2003).
- 53) Y. Ohtsuka, H. Kakiuchi, N. Akata, Y. Takaku and S. Hisamatsu: “Daily Radionuclide Ingestion and Internal Radiation Doses in Aomori Prefecture, Japan”, Health Physics, Vol.105, pp.340-350 (2013).
- 54) T. Tani, R. Arai, S. Nozoe, Y. Tako, T. Takahashi and Y. Nakamura: “Development of a Dynamic Transfer Model of ^{14}C from the Atmosphere to Rice Plants”, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.102, pp.340-347 (2011).

- 55) T. Aramaki, T. Mizushima, Y. Mizutani, T. Yamamoto, O. Togawa, S. Kabuto, T. Kuji, A. Gottdang, M. Klein and D.J.W. Mous: “The AMS Facility at the Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI)”, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, Vol.172, pp.18-23 (2000).
- 56) T. Suzuki, T. Aramaki, T. Kitamura and O. Togawa: “Performance of the New Iodine-129 Beamline at JAERI-AMS”, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, Vol.223-224, pp.87-91 (2004).
- 57) T. Suzuki, T. Kitamura, S. Kaboto, O. Togawa and H. Amano: “High Sensitivity Measurement of Iodine-129/Iodine-127 Ratio by Accelerator Mass Spectrometry”, *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol.43, No.11, pp.1431-1435 (2006).
- 58) T. Tanaka, S. Otsuka, H. Amano and O. Togawa: “Development of an Extraction Method for the Determination of Dissolved Organic Radiocarbon in Seawater by Accelerator Mass Spectrometry”, *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol.46, No.3, pp.289-294 (2009).
- 59) T. Aramaki, T. Mizushima, T. Kuji, P.P. Povinec and O. Togawa: “Distribution of Radiocarbon in the Southwestern North Pacific”, *Radiocarbon*, Vol.43, No.2B, pp.857-867 (2001).
- 60) T. Aramaki, T. Senju, O. Togawa, S. Otsuka, T. Suzuki, T. Kitamura, H. Amano and Y.N. Volkov: “Circulation in the Northern Japan Sea Studied Chiefly with Radiocarbon”, *Radiocarbon*, Vol.49, No.2, pp.915-924 (2007).
- 61) U. Fehn, J.E. Moran, G.T. Snyder and Y. Muramatsu: “The Initial $^{129}\text{I}/\text{I}$ ratio and the Presence of ‘Old’ Iodine in Continental Margins”, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, Vol.259 pp.496-502 (2007).
- 62) T. Suzuki, M. Minakawa, H. Amano and O. Togawa: “The Vertical Profiles of Iodine-129 in the Pacific Ocean and the Japan Sea before the Routine Operation of a New Nuclear Fuel Reprocessing Plant”, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, Vol.268, pp.1229-1231 (2010).
- 63) T. Suzuki, S. Otsuka and O. Togawa: “Concentration of Iodine-129 in Surface Seawater at Subarctic and Subtropical Circulations in the Japan Sea”, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, Vol.294, pp.563-567 (2013).

- 64) T. Suzuki, S. Otsuka, J. Kuwabara, H. Kawamura and T. Kobayashi: “Vertical Distribution of ^{129}I Released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in the Kuroshio and Oyashio Current Areas”, *Marine Chemistry*, Vol.204, pp.163-171 (2018).
- 65) 村松康行, 松崎浩之: 「ヨウ素 ^{129}I の定量を通じたヨウ素 ^{131}I の土壌濃度マップの精緻化」, 日本原子力研究開発機構: 「平成 25 年度東京電力 (株) 福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立事業成果報告書」, pp.74-83 (2014), available from https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/10000/9735/35/1-9_I131.pdf (accessed on 2022-08-24).
- 66) Y. Muramatsu, H. Matsuzaki, C. Toyama and T. Ohno: “Analysis of ^{129}I in the Soils of Fukushima Prefecture: Preliminary Reconstruction of ^{131}I Deposition Related to the Accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP)”, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol.139, pp.344-350 (2015).
- 67) 日本原子力研究開発機構 安全研究・防災支援部門 原子力緊急時支援・研修センター: 「原子力緊急時支援・研修センターの活動 (令和元年度)」, *JAEA-Review 2020-016* (2020), 67p.
- 68) 青森県: 「排出放射性物質影響調査について: 放射性物質の海洋中での動きに関する調査 (海洋で観測する)」, available from https://www.aomori-hb.jp/ahb4_2_4_2.html (accessed on 2022-08-24).
- 69) 日本海洋科学振興財団: 「六ヶ所村沖合海洋放射能等調査一南側係留式ブイの更新一」, 海洋財団だより, 第 18 号 (平成 27 年 12 月発行), available from http://jmsfmml.or.jp/j/report_and_publication/dayori/18.pdf (accessed on 2022-08-24).
- 70) 青森県: 「排出放射性物質影響調査について: 平成 20 年度成果報告会配布資料」, available from <https://www.aomori-hb.jp/data/ss3/H20all.pdf> (accessed on 2022-08-24).
- 71) 青森県: 「排出放射性物質影響調査について: 大気中に排出された放射性物質の動きを予測する、同(2)、同(3)」, available from https://www.aomori-hb.jp/ahb4_3_1_1_04.html (accessed on 2022-08-24), https://www.aomori-hb.jp/ahb4_3_1_1_04_02.html (accessed on 2022-08-24), https://www.aomori-hb.jp/ahb4_3_1_1_04_03.html (accessed on 2022-08-24).
- 72) K. Abe, T. Iyogi, H. Kawabata, J.H. Chiang, H. Suwa and S. Hisamatsu: “Estimation of ^{85}Kr Dispersion from the Spent Nuclear Fuel Reprocessing Plant in Rokkasho, Japan, Using an Atmospheric Dispersion Model”, *Radiation Protection Dosimetry*, Vol.167, No.1-3, pp.331-335 (2015).

- 73) 菊地亮太：「データ同化の基礎と活用に向けて」，東北大学第 6 回実験家のためのデータ駆動科学オンラインセミナー「実験とシミュレーションを繋ぐデータ同化」(令和 2 年 8 月 20 日)，available from
https://www.tfc.tohoku.ac.jp/online_event/2020dsw/06/02_kikuchi.pdf
 (accessed on 2022-08-24).

- 74) 大林茂，三坂孝志，加藤博司，菊地亮太（著）：照井伸彦，小谷元子，赤間陽二，花輪公雄（編）：「データ同化流体科学－流動現象のデジタルツイン－」，クロスセクショナル統計シリーズ 10，共立出版（2021）.

- 75) 三好建正，本田有機：「気象学におけるデータ同化」，天気，Vol.54，No.4，pp.287-290（2007）.

- 76) 藤井陽介，蒲地政文，広瀬直毅，望月崇，瀬藤聡，美山透，広瀬成章，長船哲史，韓修妍，五十嵐弘道，宮澤泰正，豊田隆寛，干場康博，増田周平，石川洋一，碓氷典久，黒田寛，高山勝巳：「日本の海洋データ同化研究－20 年間の功績と今後の展望－」，海の研究，Vol.26，No.2，pp.15-43（2017）.

- 77) 小林卓也，印貞治，石川洋一，松浦康孝，島茂樹，中山智治，淡路敏之，川村英之，外川織彦：「下北沖海域における海洋中放射性核種移行予測システムの構築とケーススタディ」，日本原子力学会和文論文誌，Vol.7，No.2，pp.112-126（2008）.

- 78) 気象業務支援センター：「オンライン気象情報：メソ数値予報モデル GPV (MSM)」，available from
<http://www.jmbse.or.jp/jp/online/file/f-online10200.html> (accessed on 2022-08-24).

- 79) 気象業務支援センター：「オンライン気象情報：日本沿岸海況監視予測システム GPV（日本近海域／北太平洋域）」，available from
<http://www.jmbse.or.jp/jp/online/file/f-online23100.html> (accessed on 2022-08-24).

