放射性物質の海上輸送事故時対応を目的とした環境影響評価 システムの構築

浅見 光史*、岡 秀行*、小田野直光*

Establishment of New Consequence Assessment System for Emergency Response of Competent Authority to Maritime Transport Accidents Involving Radioactive Material

by

Mitsufumi ASAMI, Hideyuki OKA and Naoteru ODANO

Abstract

A supporting system for emergency response to maritime transport accidents involving radioactive material was developed aiming support of accident response of Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan. The supporting system has functions of radiation shielding calculation, marine or air diffusion simulation and radiological impact evaluation to understand potential hazard of radiation. Recently, the computer programs of the diffusion calculation in the system have been improved for the investigation of the detail circumstances of the accident. This is because the understanding of the detail circumstances of the accident is required for assistance considering of the measure to protect the general public or workers from radiation exposure in an accident. This paper shows the estimation models for the flow field of the atmosphere and the ocean, the calculation model of advection diffusion, and the radionuclide/ sediment transport model, which was newly incorporated into the system. For verification of the improved supporting system, the system was applied to evaluation of radioactive material diffusion for conditions of hypothetical accidents and release of radionuclide by accidents of the Fukushima Daiichi nuclear power plants. It was shown that the concentration of radioactive material obtained from the improved system agreed substantially with our expectation or some measured concentration. The improved supporting system for emergency response is useful for support of the competent authority by evaluation of impact of the accident at the time of occurrence of accident.

海洋リスク評価系
 原稿受付 平成 26 年 2 月 19 日
 審 査 日 平成 26 年 3 月 17 日

目 次

| 1. 概要 ••••••22 |
|--|
| 既往の研究・・・・・・・・・・・・・・・・・22 |
| 2.1 放射性物質の大気拡散・・・・・22 |
| 2.2 放射性物質の海洋拡散・・・・・23 |
| 3. 放射性物質海上輸送事故時における |
| 環境影響評価システムの概要・・・・・24 |
| 3.1 大気流速場の推定・・・・・・・・24 |
| 3.2 海洋流速場の推定・・・・・・・・25 |
| 3.3 移流拡散計算モデル・・・・・・25 |
| 3.4 外部被ばく計算······26 |
| 3.5 入出力インターフェース・・・・・26 |
| 4. システムに導入した計算モデルの概要・・・・27 |
| 4.1 MASCON の概要・・・・・27 |
| 4.2 物質の拡散・・・・・27 |
| 4.3 被ばく線量計算プログラム・・・・・28 |
| 4.4 輸送物から大気中への核種の放出率・・・・29 |
| 4.53相間交換過程を考慮した放射性核種移行 |
| モデル・・・・・・・・・・・・・・・・・・30 |
| 5. 環境影響評価システムを用いた |
| 仮想的条件に対する評価結果・・・・・・31 |
| 5.1 放射性物質の大気拡散システムの検証・・31 |
| 5.2 放射性物質の海洋拡散システムの検証・・31 |
| 6. 海水中における放射性核種移行モデルを |
| 用いた福島第一原子力発電所から漏洩した |
| ¹³⁷ Cs の海洋拡散計算・・・・・・・・・・・・32 |
| 6.13相交換過程を考慮した海水中核種移行 |
| モデルを用いた福島第一原子力発電所から |
| 漏洩した ¹³⁷ Cs の拡散算・・・・・・・・・33 |
| 6.2 溶存相・懸濁相・堆積相における |
| ¹³⁷ Cs 濃度分布計算結果·······33 |
| 7. 結論···································· |
| 謝辞 |
| 参考文献······36 |

1. 概要

平成 11 年に発生した(株)ジェー・シー・オー の臨界事故を契機として、原子力災害対策特別措 置法(平成 11 年法律第 156 号)が制定され、原子 力災害が発生した場合の国、原子力事業者等によ る対応体制等が明確化された。同法は、放射性物 質の海上輸送時に事故が発生した場合にも適用 され、国は事故が発生した場合に、被害の拡大防 止及び復旧等のために必要な措置を事業者に命 令することとなるが、事業者に対して、迅速且つ 的確な指示を行うためには、事故の規模、周辺環 境及び住民等への影響を予測することが重要で ある。事故の影響評価は、気象・海象等の条件、 放射性物質を収納する容器と収納された放射性 物質の情報、輸送船舶の情報等に基づき行われ、 直接的な測定データによる影響評価ができない 場合にも、合理的な意思決定をするために、計算 による影響予測が必要である。

このため、海上技術安全研究所(以下、海技研) は、国土交通省からの受託研究により、放射性物 質の海上輸送時の事故発生時に、事故発生場所、 放射性物質の種類や量、輸送船の構造等の情報に 基づき、国土交通省が事故の影響を的確に評価し て適切な措置を講じるための「放射性物質の海上 輸送事故時における環境影響評価システム」の開 発を平成13年度から平成16年度まで実施し、平 成17年度から、保守運用を行っているところで ある。本システムは、事故時に国土交通省の事故 対策に資する有益な情報を提供するため、船員、 一般公衆等に対する放射性物質による被ばく影 響、環境影響を評価するシステムで構成されてい る。

本論文は、海技研が近年改良に取り組んでいる 放射性物質の大気及び海洋拡散評価システム(以 下、改良システム)について述べるものである。 はじめに既往研究について述べた後、改良システ ムに取り入れた、大気及び海洋流速場の推定モデ ル、移流拡散計算モデル及び海洋中の放射性核種 移行モデルの特徴を示す。さらに、改良システム を用いた放射性物質の大気及び海洋拡散計算の 妥当性の検証結果を示す。

2. 既往の研究

ここでは、放射性物質の輸送中事故によって起 こり得る放射性物質の大気拡散及び海洋拡散に よる環境影響評価に関する既往の研究を示す。

2.1 放射性物質の大気拡散

放射性物質輸送の環境影響評価システムは、 1970年代の米国の国家環境政策法 ¹⁾の制定及び 1977年の「空輸その他の方法による放射性物質 の輸送に関する環境問題の最終報告書」 NUREG-0170²⁾から開発が開始された。SANDIA 国立研究所では、1979年にRADTRANコード³⁾ が開発された。このコードは、IAEA において、 国際共同研究プログラムの中で改良され、1983 年に INTERTRAN コード⁴⁾として発表された。 その後、RADTRAN コードは主に米国、 INTERTRAN コードは国際共同研究プログラム 参加各国において改定作業が重ねられ、それぞれ RADTRAN5、INTERTRAN2 までの改定が行わ れている ⁵⁾⁶⁾。

放射性物質輸送中の事故時の環境影響評価で は、輸送物(輸送容器に放射性物質を収納した状 態のことを「輸送物」という。以下、輸送物)か らの放射性物質の放出量、放出された放射性物質 の拡散現象の計算、輸送に関わる作業員と輸送経 路周辺の公衆に対する被ばく線量計算を行う。放 射性物質の大気拡散計算は、RADTRAN、 INTERTRAN ともに、IAEA の安全シリーズ No.57(SS No.57)⁷⁾で示されているガウシアンプ ルームモデル⁸⁾⁹⁾を採用している。この理由は2 つある。放射性物質輸送中の事故時の環境影響評 価は、従来、社会的受容性の観点から行われてき た。この場合、事故を想定した事前評価を通じて、 放射性物質の輸送の安全性を、一般公衆あるいは 沿岸諸国に説明することが目的である。したがっ て、計算条件及び結果が明確であることが求めら れる。ガウシアンプルームモデルは、本来、地形 の影響や、風の非定常性等の物理過程を考慮する 必要のあるところを、一定の放出率で平坦な地形 且つ一様な風速場を仮定して大気拡散計算を行 うものであり、計算条件及び結果が明確であるこ とから、社会的受容性の観点での説明に有効であ ることが理由の1つである。もう1つの理由は、 前述のような社会受容性のための評価条件では、 最も事故影響が大きい場合を想定した保守的な 評価を行うことが一般的であることから、実際に 事故が発生した際の初動対応の計画のための評 価に有用であるということである。日本で定めら れている発電用原子炉施設の安全解析に関する 気象指針 10)でも、平常運転時及び事故時の放出 状態における線量当量評価にはガウシアンプル ームモデルが使用されている。この指針を参考に して、海技研では平成16年までに、ガウシアン プルームモデルを使用した放射性物質の大気拡 散評価システムを開発した²²⁾。このシステムを 用いた社会的受容性の観点から行われた研究の 一つに、核燃料物質等の輸送中に妨害破壊行為が 発生した際の放射線影響の評価がある 11)。この研 究では、核燃料物質等輸送時に妨害破壊行為が発 生した際の放射線影響レベルを、ガウシアンプル ームモデルにより評価している。

事故時には、ガウシアンプルームモデルに基づ く初動対応に利用可能な保守的な評価に加えて、 周辺住民や船員等作業員の被ばく低減対策の検 討を進めるために、事故状況を可能な限り正確に 把握する必要がある。事故状況の把握を詳細に行 うには、大気拡散計算のための数値モデルに、気 象の時間的及び空間的変化を考慮できることが 必要である。これに加えて、日本においては、原 子力発電所が沿岸に位置することから、核燃料物 質は沿岸に沿う航路で海上輸送される。このため、 海上輸送中の事故で、主に核燃料物質が大気へ放 出した場合の一般公衆への被ばく影響を把握す るには、平坦な海水面上だけでなく、航路近傍の 沿岸地域の地形を考慮した大気拡散計算が必要 となる。一方で、事故状況を詳細に評価するため に数値モデルが高度化されると、それにより解が 高品質化し計算時間が長くなる、という相反する 要素のバランスも問題になってくる。したがって、 計算時間と計算結果が計算目的に対して合理的 であることが求められる。

2.2 放射性物質の海洋拡散

海上輸送中の放射性物質運搬船の事故によっ て放射性物質が海没した場合に対する環境影響 評価については、1977年に初めて米国の Battelle 研究所により、「軽水炉使用済燃料とプルトニウ ムの輸送物の海洋への仮想放出の影響」と題する 研究が発表された¹²⁾。日本においては、1979年 に電力中央研究所によって「使用済核燃料輸送物 の安全評価に関する研究」が行われた 13)。これ らの研究は、想定した事故シナリオにより海洋中 への放射性物質の放出率を推定し、海洋中の放射 性物質濃度を求め、その結果から一般公衆の被ば く線量を評価するものであり、海上輸送時の環境 影響を一般公衆や沿岸諸国に説明するという社 会的受容性の観点から研究が進められてきた。日 本では、海外で加工した六フッ化ウラン及び濃縮 ウラン粉末は貨物船で、また MOX 新燃料(混合酸 化物新燃料)集合体及び返還放射性廃棄物は専用 船で運搬している。また、国内においては、軽水 炉新燃料集合体の一部は、貨物船を用いて発電所 まで、発電所から発生した軽水炉使用済燃料集合 体及び低レベル放射性廃棄物は、専用船を用いて 再処理施設及び埋設施設まで運搬される。このた め、輸送物の仮想海没時の影響評価に対する研究 が従来多く行われている 14)15)16)17)18)。放射性物 質輸送中の事故時の環境影響評価では、輸送物か らの放射性物質の放出、放出された放射性物質の 拡散現象の計算、想定した被ばく経路からの被ば く線量計算を行う。放射性物質の海洋中での拡散 現象の評価は、移流拡散方程式を解く問題に帰着 する。従来行われている手法としては、沿岸域で は下北沖を対象とした一様流動(移流速度が領域 内において一様、深さ方向に対しても一様)のみ を考慮した差分解モデル、大洋域では日本近海を 対象としたコンパートモデルがある¹⁹⁾。この評

価では、移流、拡散による希釈過程に加えて、ス キャベンジング(海洋の懸濁物質に核種が吸着・ 沈降することによって海洋から核種が除去され る現象)による除去効果、核種の崩壊による減衰 効果を考慮している。この評価では、日本近海に 関して 30 年程度の統計値として公開されている 海洋流動観測データ 20)及び全海洋における Defense Mapping Agency Hydrographic /Topographic Center²¹⁾が使用され、移流速度を 決定している。海技研では、海流を考慮せずに鉛 直方向の拡散のみを考慮して移流拡散方程式を 解析的に解く方法と、3次元移流拡散方程式を差 分法で解く方法で評価するシステムを平成 16 年 までに開発した²²⁾。このシステムを用いた研究 の一つに、緊急時対応のあり方の検討がある²²⁾。 この研究では、想定事故により海中において輸送 容器の密封機能が喪失し、放射性物質が規程量瞬 時放出した場合の海水中の放射性物質濃度をシ ステムで計算し、計算結果から被害想定を行った 他、想定事故により発生した海水中への放射性物 質放出時に必要な対策を整理しており、システム が放射性物質海上輸送時の緊急時対応に有効で あることを示している。

なお、前述のように、システムでは海流場とし て過去の観測データが用いられており、対象領域 の観測データから作成された通年の平均的な単 一の海流場を使用している。実際に事故が発生し た際には、このような単一の海流場による事前評 価により、初動対応の計画のための有益な情報が 提供されることとなる。事故時には、これに加え て、放射性物質の大気拡散時と同様に、被ばく低 減対策の検討を進めるために、事故状況を可能な 限り正確に把握する必要がある。事故状況を正確 に把握するためには、時間的及び空間的変化を考 慮した海流場を使用した評価が必要である。すな わち、必要に応じて、ある期間(例えば季節毎や 日毎)の海流場が適宜作成可能であると同時に、 作成した海流場を用いた放射性物質の海洋拡散 計算が行えるようになっている必要がある。ただ し、海洋拡散の計算においても、大気拡散の場合 と同様に、計算目的に対して、解の高品質化と計 算時間の短縮、という相反する要素のバランスが 合理的であることが求められる。

3. 放射性物質海上輸送事故時における 環境影響評価システムの概要

放射性物質の海上輸送事故時における環境影響 評価システムは、放射性物質運搬船の運航時 に事故が発生した際に、国土交通省が適切な 措置を講じるために、事故発生場所、放射性物質 の種類や量、輸送船の構造等の情報に基づき、事 故の影響を正確に評価するものである。したがっ て、事故が発生した際の初動対応、及び詳細な事 故影響の把握に寄与するものでなくてはならない。 改良システムの構成を図-1に示す。改良シス テムは、計算に使用する「各種データベース」 「放射性物質の大気拡散システム」「海洋拡 散システム」「外部被ばく評価システム」及 び「計算結果・事故支援情報表示システム」から なる。「外部被ばく評価システム」では、平常 時及び事故時外部被ばく計算結果と輸送容 器・船体構造データベースより、容器近傍に おける線量当量率及び輸送容器からの距離 に応じた線量変化を推定することができる。 この情報は、放射性物質運搬船の事故時にお ける船倉からの離隔距離の設定の他、緊急時 作業の際には、作業員が線量限度未満となる ようにするための作業計画策定に役立てる ことができる。また、「放射性物質大気拡散 評価システム」「放射性物質海洋拡散評価シ ステム」による計算結果と輸送容器・船体構 造データベースにより、放射性物質運搬船の 事故により輸送物の密封機能が破綻して、大 気や海洋中に放射性物質が漏洩した際の、放 射性物質の拡散状況を推定することができ る。この情報は、放射性物質の付着や体内摂取 による周辺一般公衆や船員等作業員の被ばく低減 対策の検討を進めるために役立てることができる。 これら放射性物質の拡散評価システムでは、 大気及び海洋流速場の推定方法の他、放射性 物質の拡散範囲を正確に把握することので きる移流拡散モデルを採用しており、これに より可能な限り正確な事故状況の把握が可 能になる。本章では、これら改良システムの 特徴について重点的に示すとともに、移流拡 散計算モデル、外部被ばく評価、入出力イン ターフェースについて述べる。

3.1 大気流速場の推定

放射性物質の大気拡散計算に使用する大気 流動データには、一般財団法人気象業務支援 センター (JMA)が提供している気象庁数値 予報モデル GPV (Grid Point Value)を利用し た(格子間隔:5km)。所要のより細かい格子 間隔(格子間隔:2km以下)で物質輸送計算を 行うために、短時間で本評価対象に対して合 理的な流速分布が得られる質量保存流速場 モデルである MASCON (Mass-Consistent



図-1 放射性物質海上輸送時事故時における環境影響評価改良システムの構成

flow simulation)²³⁾²⁴⁾を採用した。大気流速 場の推定計算には、式の展開が容易で計算時 間が比較的短い差分法を使用した。格子系は 計算量が少なく比較的安定な等間隔 staggered 直交格子系を使用した²⁴⁾。このモ デルを用いて推定した大気流速場を用いて、 大気中に放出された放射性物質の移流拡散 計算を行うことで、輸送物から放出される放 射性物質の大気中の濃度分布及び線量分布 を評価することができる。

3.2 海洋流速場の推定

放射性物質の海洋拡散計算に使用する海 洋流動データには、株式会社フォーキャス ト・オーシャン・プラスが提供している JCOPE2 海洋変動予測システムの海流予測 データを利用した(格子間隔:1/12 度(約 9km))²⁵⁾。海底地形データには、海上保安庁海洋 情報部日本海洋データセンター(JODC)が提供し ている 500m メッシュ水深データ(J-EGG500)²⁶⁾ を利用した。所要のより細かい格子間隔(格子 間隔:2km 以下)で物質輸送計算を行うため に、海洋流速場に対しても、大気流速場の推 定と同様に、短時間で本評価対象に対して合 理的な流速分布が得られる質量保存流速場モ デル(MASCON)を用いた。海洋流速場の推定計算 にも、大気流速場の場合と同じく、差分法と等間 隔 staggered 直交格子系を使用した。このモデル で推定された海洋流速場を用いて、輸送物から海 水中に放出された放射性物質の移流拡散計算を行 うことで、輸送物から放出される放射性物質 の海水中及び堆積物中の濃度分布及び線量 分布を評価することができる。

3.3 移流拡散計算モデル

放射性物質の海上輸送時事故においては、放射 性物質は、運搬船内の輸送物あるいは海没した輸 送物から放出されると考えられる。したがって、 放射性物質の放出源の大きさは、拡散計算を実施 する範囲(km オーダ)と比較して無視できるので、 点放出源として近似可能である。放射性物質が点 放出源から放出されるような計算では、放射性物 質の移流計算には、数値拡散の小さい手法が求め られる。数値拡散は、物質の移流を表す微分方程 式を有限差分法で近似する際に発生する打ち切 り誤差により生ずる。有限差分法に基づき物質の 移流計算を行うと、時間の進行とともにこの打ち 切り誤差が蓄積していき、その結果、実現象には ない、初期の分布からの拡散が起こる。物質の移 流拡散計算を行う際には、この数値拡散により、 物質の拡散範囲が実際よりも大きくなってしま うと、濃度分布を過小評価することになる。これ

は、点放出源からの放出量が同一であれば、物質 の拡散範囲が実際よりも大きくなることにより 平均濃度が低くなり、高濃度域を過小評価するた めである。そこで、改良システムでは、移流拡散 計算モデルとして、この数値拡散の影響がない移 動座標系 (Lagrangian 粒子)モデルを採用してい る。Lagrangian 粒子モデルでは、多数の粒子(仮 想的粒子)を追跡するシミュレーションを行い、 粒子の軌跡を集計し、ある時間における所定の座 標に対する粒子の寄与を求めることで、物質の濃 度分布を求める。Lagrangian 粒子モデルは、上 述のように数値拡散の影響がなく、拡散範囲を正 確に把握することができるため、点放出源から放 出された放射性物質のメソスケール (2~2000 [km])における大気あるいは海洋中の拡散計算に 有用である。

3.4 外部被ばく計算

外部被ばく計算では、放射性物質輸送物運搬船 の事故時に、船体及び輸送容器を構成する遮蔽材 が喪失した場合を仮定した放射線遮蔽計算を行 うことで、船内外の放射線線量当量率を評価する ことができる。評価可能な積載物は、日本で海上 輸送されている主要な輸送物(収納物は使用済 燃料、高レベル放射性廃棄物、MOX 燃料、ウラ ン新燃料、UO2 粉末、天然 UF6、濃縮 UF6及び 低レベル放射性廃棄物)である。

3.5 入出力インターフェース

大気及び海洋流動・拡散計算の出力情報に基づ き、GUIにより、放射性物質の濃度変化、被ばく 線量等の時間空間的な広がり、影響範囲を視覚的 に把握可能とした。改良システムを用いた大気中 及び海洋中における線量当量計算結果例を図・2 に示す。大気拡散解析の結果として、地図情報と 地上高任意断面の放射性物質の濃度及び線量の二 次元分布の表示、海洋拡散解析の結果として、海 底地形情報と海表面及び海中任意深度の放射性物 質の濃度及び線量の二次元分布の表示が可能であ る。放射性物質の濃度分布及び線量分布は任意の 時間間隔で得ることができるので、時々刻々変化 する分布の状況から、事故の影響を正確に評価し て適切な対応措置を行うことができる。



図-2 積算線量結果(上図:大気、下図:海洋)

4. システムに導入した計算モデルの概要

本章では、改良システムに導入した各種計算モ デルの概要を示す。改良システムでは、放射性物 質の大気及び海洋中の拡散計算は、流速場、物質 移流拡散、濃度、線源計算の順に計算を実施する。 具体的には、地形(陸上地形及び海底地形)の影響 を考慮できる 3 次元の質量保存流速場モデル (MASCON) と 濃 度、線 量 計 算 の た め の Lagrangian 粒子モデルを用いている。質量保存 流速場モデルの特徴は、流体力学モデルと比較し てモデルが簡単であり計算時間が極めて短く、複 雑地形においても合理的な精度が期待できると ころにある。

4.1 MASCON の概要

1) 細格子点における第1推定値の決定

観測や数値解析によって流速値が得られている 格子(改良システムで使用している大気流動デー タ GPV の格子間隔は 5km、海洋流動データ JCOPE2 の格子間隔は 9km)を粗格子、粗格子よ りも小さな幅をもつ格子を細格子(改良システム の場合、細格子間隔は 2km 以下)とすると、細格 子のもつデータは、粗格子が形成する粗格子セル 間を補間または外挿することで得られる。細格子 点の第1推定値は、粗格子のもつ値の線形内挿補 間値とした。

2) MASCON による質量保存流速場計算

質量保存則を用いた質量保存流速場計算は、次 の汎関数π(*u*, λ)の停留値問題として表現できる。

$$\pi(u,\lambda) \equiv \int_{V} \left[\lambda \frac{\partial u_i}{\partial x_i} + \alpha_i^2 (u_i - \overline{u}_i)^2 \right] dV \tag{1}$$

ここで、

 λ : 拘束条件である質量保存則 $\partial u_i / \partial x_i = 0$ に対する Lagrange 乗数

 \overline{u}_i :第一推定値で粗格子上の値の内挿値 α_i :拘束条件 $u_i = \overline{u}_i$ に対する重み係数

である。式(1)のλ及びu_iに関する停留条件(第 1 変分=0)から、次式が得られる。

$$\delta\pi = \int_{V} \left[\delta\lambda \frac{\partial u_{i}}{\partial x_{i}} + \lambda \frac{\partial \delta u_{i}}{\partial x_{i}} + 2\alpha_{i}^{2}(u_{i} - \overline{u}_{i})\delta u_{i} \right] dV = 0$$
(2)

式(2)からuiを消去して次式を得ることができる。

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{1}{2\alpha_i^2} \frac{\partial \lambda}{\partial x_i} \right) = -\frac{\partial \overline{u_i}}{\partial x_i}$$
(3)

式(3)を次の境界条件の下に解く。

 $\cdot \partial \lambda / \partial x = 0$ (流速0の境界条件) (4)

得られたλを用いて*u*_iを求めると、質量保存則を満 たすように修正された流速は次式となる。

$$u_i = \overline{u_i} + \frac{1}{2\alpha_1^2} \frac{\partial \lambda}{\partial x_i} \tag{5}$$

4.2 物質の拡散

MASCON で得られた質量保存流速場を用いて、 ある位置から放出した放射性物質の空間中濃度を 計算する。Euler 法による計算では、広範囲にお ける拡散計算に有効であるが、計算格子よりも小 さな領域における現象を評価することができない。 Lagrangian 粒子法による計算では、放出点近傍 の複雑な形状における拡散計算に有効であるが、 計算対象が広範囲になると、放出点から離れた遠 方において粒子密度が小さくなり、十分な統計量 が得られず評価が困難となる。一般公衆や船員等 作業員の被ばく低減対策の検討のために行う、事 故発生直後の事故状況の把握においては、事故発 生直後の事故発生地点近傍における濃度分布の把 握が重要であるため、改良システムでは Lagrangian 粒子法を採用した。Lagrangian 粒子 法による時刻tにおける粒子位置の時間変化 (X(t),Y(t),Z(t))は次式で計算される。

$$\begin{cases} X(t + \Delta t) = X(t) + (u + u')\Delta t\\ Y(t + \Delta t) = Y(t) + (v + v')\Delta t\\ Z(t + \Delta t) = Z(t) + (w + w')\Delta t \end{cases}$$
(5)

ここで
 (u,v,w):格子スケールの流速成分
 (u',v',w'):乱流の流速成分
 である。
 水平方向の拡散係数は、リチャードソン 4/3 乗
 則²⁷⁾を用い、鉛直方向の拡散係数は以下の表-1に

示す値 28)を用いた。

表-1 鉛直方向の海洋拡散係数(m²/sec)

| 表層 0-100m | 深層 1000m- | 海底の境界層 |
|---------------------|---------------------|---------------------|
| $10^{-3} - 10^{-2}$ | $10^{-4} - 10^{-3}$ | $10^{-4} - 10^{-3}$ |

4.3 被ばく線量計算プログラム

1) 乾性沈着

粒子状物質が乾性沈着した分(1つ前の時間ス テップのC_{dry}と現時間ステップのC_{dry}の差)の放射 能濃度は、各評価対象粒子の直下の地表面(標高 0[m])に存在するものとして評価する。乾性沈着 を考慮し、高度z[m]にある粒子の濃度は、以下 のように表現できる。

$$C_{\rm dry} = C_0 \exp\left(-\frac{V_{\rm dep}T_{\rm fly}}{z}\right) \tag{6}$$

- Cdry: 乾性沈着を考慮した場合の高度z [m]にある 粒子位置での放射能濃度 [Bq/m³]
- C₀: 沈着を考慮しない場合の高度z [m]にある粒
 子位置での放射能濃度 [Bq/m³]

Tfly: 放出からの粒子の飛行時間 [s]

V_{dep}: 乾性沈着速度 [m/s] (表-2)

である。ヨウ素の沈着速度は国内指針²⁹⁾で採用されている値を、他の粒子状物質の沈着速度は文献 ³⁰⁾に基づいて粒径範囲毎に、表-2に示す沈着速度 とした。

表-2 乾性沈着速度(粒子密度: 1000 [kg/m³])

| 粒子直径 | 粒子直径 | 沈着速度 |
|------------------|-----------|--------|
| [µm] | (平均值)[µm] | [cm/s] |
| $0.0 \sim 2.0$ | 1.0 | 0.0029 |
| $2.1 \sim 5.0$ | 3.5 | 0.036 |
| 5.1~10.0 | 7.5 | 0.16 |
| $10.1 \sim 20.0$ | 15.0 | 0.65 |
| $20.1 \sim 40.0$ | 30.0 | 2.61 |
| 40.1~ | 60.0 | 10.4 |
| | ヨウ素 | 1.0 |

2) 湿性沈着

粒子状物質の湿性沈着を考慮し、高度z [m]に ある粒子の濃度を下式により計算する。なお、湿 性沈着した分(1つ前の時間ステップのCwetと現 時間ステップのCwetの差)の放射能濃度は、各評価 対象粒子の直下の地表面(標高0[m])に存在する ものとして評価する。

 $C_{\text{wet}} = C_0 \exp(-\Lambda T_{\text{fly}}) \tag{7}$

Cwet:湿性沈着を考慮した場合の高度z [m]にある 粒子位置での放射能濃度 [Bq/m³]

Λ:洗浄係数 [s⁻¹]

である。洗浄係数は、単位体積/単位時間当たりの 粉塵除去率を空気中濃度で割った値³¹⁾³²⁾として 定義され、雨滴の大きさ、雨の状態、降水強度、 空気中粒子の大きさ、化学形によって異なるが、 降水強度*I*[mm/h]に対して下式で表される。

$\Lambda = a \cdot I^b$

元素状ヨウ素については Chamberlain³¹⁾が、エ アロゾルについては Vogt 等 ³²⁾が、下表のように a と b について導き出している(表-3)。

(8)

表-3 洗浄係数の算出定数

| | а | b |
|-------|---------------------|-----|
| ヨウ素 | $8.0 	imes 10^{-5}$ | 0.6 |
| エアロゾル | $1.2 	imes 10^{-4}$ | 0.5 |

地上空気中放射能濃度の計算

地上空気中放射能濃度は、粒子のもつ放射能が粒 子位置を中心としてガウス分布に従うことを仮定 した KDE (Kernel Density Estimator)法³³⁾によ り計算する。地表面の反射を考慮したパフ式を用 いて下式により計算する。

$$\chi(x,y,z)$$

$$\frac{1}{\left(\sqrt{2\pi}\right)^{3}} \frac{1}{\sigma_{x_{n}} \sigma_{y_{n}} \sigma_{z_{n}}} \exp\left\{-\frac{(x_{n}-x)^{2}}{2\sigma_{x_{n}}^{2}}\right\} \exp\left\{-\frac{(y_{n}-y)^{2}}{2\sigma_{y_{n}}^{2}}\right\}$$
(9)
$$\cdot \left[\exp\left\{-\frac{(z_{n}-z)^{2}}{2\sigma_{z_{n}}^{2}}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z_{n}'-z)^{2}}{2\sigma_{z_{n}}^{2}}\right\}\right]$$

ここで、

χ(x,y,z):評価点(x,y,z)における核種の地上空気 中放射能濃度 [Bq/m³]

 $\sigma_{x_n}, \sigma_{y_n}, \sigma_{z_n}$: KDE の標準偏差 [m] $Q_i: 粒子nの放射能 [Bq]$ $z_n': 反射粒子の高さ [m]$ $(x_n, y_n, z_n): 粒子nの位置座標 [m]$ である。

4) 外部被ばく線量 (実効線量)の計算

外部被ばく線量の計算には、γ線を等方に放出 する各点線源からの直接線による評価点への寄与 を考慮した点減衰核積分法を用いた。全評価対象 粒子で積分したものを評価位置における外部被ば く線量として、計算式は下式で表される。計算に 必要なパラメータは、文献 34)に従い、放射性希 ガスの平均エネルギーに近い 0.5 MeV のγ線に対 する値を用いた。

$$D = K_1 K_2 E \mu_a$$

$$\cdot \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{0}^{\infty} dz' dy' dx' \frac{\exp(-\mu r)}{4\pi r^2} B(\mu r) \chi(x', y', z')$$

$$= K_1 K_2 E \mu_a \sum_{n=1}^{N} \frac{\exp(-\mu r) B(\mu r) q_n}{4\pi r^2}$$

$$\subset \subset \subset,$$
(10)

D:評価点(x,y,z)における実効線量 [Sv/h] K₁:空気吸収線量率への換算係数

 $[(dis m^3 Gy)/(MeV Bq h)] = 4.46 \times 10^{-10}$

K2:空気吸収線量から実効線量への換算係数

[Sv/Gy] = 0.8

- E:γ線の実効エネルギー [MeV/dis] = 0.5
- μ_a:空気に対するγ線の真吸収係数

 $[m^{-1}]=3.84\times10^{-3}$

- μ:空気に対するγ線の全吸収係数[m⁻¹]=1.05×10⁻³
- r:粒子位置(x,y,z)から評価点位置(x,y,z)までの 距離[m]
- B(μ·r): 空気に対するγ線の再生係数 [-]

χ(x',y',z):点(x',y',z)における放射能濃度 [Bq/m³] q_n:粒子nの放射能量 [Bq]

 $B(\mu \cdot r)$ は次式から求める。

 $B(\mu \cdot r) = 1 + \alpha(\mu \cdot r) + \beta(\mu \cdot r)^{2} + \gamma(\mu \cdot r)^{3}$ (11) $\alpha = 1.0, \beta = 0.4492, \gamma = 0.0038$ (5.5)

β線による皮膚被ばくについては、β線の空気中 飛程を考慮すると、評価地点を中心とする半径 10m 以内に存在する放射性物質のみが線量に寄 与すると考えられる。この範囲では、放射性物質 の濃度は一様と仮定できるので、β線による線量 は評価地点における放射能濃度及びβ線の実効エ ネルギーに比例する。

β線による皮膚への等価線量は、下式により計 算する。

 $H = \sum_{i} K \overline{E} C_{i}(x, y, z)$ $= 2.23 \times 10^{-10} \times K_{\beta}$ (12)

- H:評価点(x,y,z)における皮膚の等価線量 [Sv/h] K_β:空気吸収線量 [Gy]から皮膚の等価線量 [Sv] への換算係数 (表-4)
- Ē_i:核種iのβ線実効エネルギー [MeV/dis] (表-5)

5) 内部被ばく線量(実効線量)の計算

吸入摂取による内部被ばく線量 D_{inh} は次式で得られる。 $D_{inh} = \chi(x,y,z) \cdot R \cdot D_f$ (22) ここで、 $\chi(x,y,z): 核種の大気中濃度 [Bq/m³]$ R: 呼吸率 [m³/h]

| | | | $R^{36)}$ | |
|---------|-------|-------------------|---------------|---------|
| | | child | 0.31 | |
| | | adult | 1.20 | |
| D_f : | 吸入摂取り | こよる実効 | 線量換算係数 | [Sv/Bq] |
| | | | $D_{f}^{36)}$ | |
| | | ^{131}I | 1.6e-7 | |
| | | ²³⁹ Pu | 1.2e-4 | |

C_i(x,y,z): 核種iの評価点(x,y,z)における放射能濃 度 [Bq/m³]

である。

| 表-4 換算係数 | $K_{\beta}^{35)}$ |
|-----------|-------------------|
| β線最大エネルギー | 換算係数 K_{β} |
| [MeV] | [Sv/Gy] |
| 0.10 | 0.10 |
| 0.15 | 0.22 |
| 0.20 | 0.40 |
| 0.30 | 0.72 |
| 0.40 | 1.00 |
| 0.50 | 1.16 |
| 0.57 | 1.22 |
| 0.60 | 1.23 |
| 0.70 | 1.24 |
| 0.80 | 1.25 |
| 0.90 | 1.25 |
| 1.00 | 1.25 |
| 1.50 | 1.25 |
| 2.00 | 1.25 |

表-5 β線の実効エネルギー

| 核 | 種 | 半減期 | β線本数 | 実効エネルギー |
|-------------------|---|-------|------|-----------|
| | | | | [MeV/dis] |
| ⁹⁰ Sr | | 28.5y | 1 | 0.196 |
| ¹³⁷ Cs | | 30.0y | 2 | 0.187 |

4.4 輸送物から大気中への核種の放出率

輸送物からの放射性物質の大気中への放出率は、 米国における使用済燃料輸送に関するリスク評価 研究の再調査³⁷⁾において、輸送容器に与えられる 衝突速度及び熱的条件に対する輸送物からの放出 率として整理された値を使用した(表-6)。

| 衝撃速度 [km/h] <落下高さ> | 輸送容器 内温度 (℃) | 放射性物質放出 | 粒子状 物質 | Ru | \mathbf{Cs} | 気体 (PWR) | 気体 (BWR) |
|--------------------------|--------------------|-----------------------|-----------|-------------------------|---------------|-------------|-------------|
| ≤ 145 | 160 | 落下衝撃による密封機能 | 6.9E-06 | 4.8E-06 | 9.0E-07 | 4.9E-02 | 1.5 E-01 |
| <83m> | | 喪失 | | | | | |
| | $\sim \! 350$ | | 6.9E-06 | 4.8E-06 | 3.7 E-05 | 4.9E-02 | 1.5E-01 |
| | ~750 | 落下衝撃及び入熱による 密封機能喪失 | 1.2E-05 | 4.8E-06 | 2.0E-04 | 4.9E-02 | 1.5E-01 |
| | >750 | 落下衝撃及び入熱による 密封機能喪失 | 2.4E-05 | 9.8E-06 | 2.5E-03 | 8.5E-01 | 8.4E-01 |
| ≤ 97 | 160 | 落下衝撃による密封機能 | 6.3E-08 | $2.7 \text{E} \cdot 07$ | 9.0E-10 | 2.4E-02 | 7.3E-02 |
| | | | | | | | |

表-6 輸送物からの放射性物質の大気中への放出率

| <37m> | | 喪失 | | | | | |
|------------------|---------------|-------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | $\sim \! 350$ | 落下衝撃による密封機能 | 6.3E-08 | 2.7E-07 | 3.7E-08 | 2.4E-02 | 7.3E-02 |
| | | 喪失 | | | | | |
| | $\sim \! 750$ | 落下衝撃及び入熱による | 3.1E-06 | 2.4E-06 | 7.8E-08 | 2.4E-02 | 7.3E-02 |
| | | 密封機能喪失 | | | | | |
| | >750 | 落下衝撃及び入熱による | 1.2E-05 | 9.8E-06 | 2.5E-03 | 8.4E-01 | 8.4E-01 |
| | | 密封機能喪失 | | | | | |
| $\leq 49 < 9m >$ | >750 | 入熱による密封機能喪失 | 4.2E-06 | 9.8E-06 | 2.5E-03 | 8.4E-01 | 8.4E-01 |
| | | | | | | | |

4.5 3 相間交換過程を考慮した放射性核種移行モ デル

改良システムでは、海水中の放射性核種移行モ デルを導入することにより、海水中のみならず、 海底土中の放射性物質濃度の計算も行えるように した。導入した放射性核種移行モデルは、次に示 す3相間交換過程を考慮したものである。このモ デルでは、海水中に存在する粒子を、粒径の違い により以下の3相に分類する。

- 溶存相:海水中に溶存する放射性核種及び 0.5
 [µm]未満の粒径粒子に吸着した核種
- ・懸濁相: 0.5~62.5 [µm]の粒径粒子(懸濁粒子)
 に吸着した放射性核種
- ・堆積相:海底に堆積した懸濁粒子に吸着している放射性核種

これら各相間での吸脱着過程、懸濁粒子の沈降及 び堆積物の再浮遊過程を考慮する。3 相間交換過 程を考慮した放射性核種移行モデルの模式図を図 -3 に示す³⁸⁾。



図-3 3 相間交換過程の模式図³⁸⁾

1) 溶存相における放射性核種輸送方程式

溶存相における放射性核種濃度*C*_d [Bq/m³]の時間的変化は、次式で表される放射性核種輸送方程 式で表すことができる。

$$\frac{\partial C_{\rm d}}{\partial t} + \boldsymbol{u} \cdot \boldsymbol{\nabla} C_{\rm d} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{\rm h} \frac{\partial C_{\rm d}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{\rm h} \frac{\partial C_{\rm d}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{\rm v} \frac{\partial C_{\rm d}}{\partial z} \right) - (k_{11} + k_{12} + \lambda)C_{\rm d} + k_2 mC_{\rm s} + k_2 A_{\rm s} L \rho_{\rm s} f \phi$$
(23)

ここで、

u: 移流速度 [m/s]

D_h, D_v:海洋拡散係数(水平及び鉛直)

k₁₁: 溶存相から懸濁相への吸着速度 [s⁻¹]

k12: 溶存相から堆積相への吸着速度 [s-1]

m: 懸濁物質の濃度 [kg/m³]

*C*_s: 懸濁粒子に吸着した放射性核種濃度 [Bq/m³] *k*₂: 懸濁相あるいは堆積相から溶存相への脱着速 度係数 [s⁻¹]

As: 堆積相の放射性核種濃度 [Bq/kg]

L: 堆積相中の平均混合深さ (=0.1 [m]) [m]

ρ_s: 堆積相のバルク密度 (=900 [kg/m³]) [kg/m³]
 f: 堆積相中にある計算対象粒子(62.5 [μm]未満)の比率

∲:海水と直接接触する堆積相の比率修正係数である。

2)

懸濁物質濃度の輸送方程式

懸濁相における放射性核種輸送方程式を解く前 に、海水中における懸濁物質それ自体の濃度の時 間的変化を求める必要がある。懸濁物質濃度*m* [kg/m³]の時間的変化は次式で表すことができる。

$$\frac{\partial m}{\partial t} + \boldsymbol{u} \cdot \boldsymbol{\nabla} m = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{\rm h} \frac{\partial m}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{\rm h} \frac{\partial m}{\partial y} \right) \\
+ \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{\rm v} \frac{\partial m}{\partial z} \right) + w_{\rm s} \frac{\partial m}{\partial z} \\
+ \left\{ w_{\rm s} m \left(1 - \frac{\tau_{\rm b}}{\tau_{\rm cd}} \right) \\
- Ef \left(\frac{\tau_{\rm b}}{\tau_{\rm ce}} - 1 \right) \right\}$$
(24)

ここで、

ws: 粒子の沈降速度 [m/s] (次式)

$$w_{\rm s} = \frac{\rho - \rho_w}{\rho_w} \frac{g D_i^2}{18\nu}$$

 $\rho: 懸濁粒子の密度 [kg/m³]$ $\rho_w: 海水の密度 [kg/m³]$ $D_i: 懸濁粒子の直径 [m]$

 ν :海水の動粘性係数 $[m^2/s]$ $g:重力加速度 <math>[m/s^2]$ τ_b :海底での剪断応力 $[N/m^2]$ τ_{cd} :堆積限界剪断係数 $[N/m^2](=0.7 [N/m^2])$ τ_{ce} : 再浮遊限界剪断応力 $[N/m^2](=1.0 [N/m^2])$ E: 再懸濁定数 $[kg/m^2 s](=1.6 \times 10^{-3} [N/m^2])$ である。

3) 懸濁相における放射性核種輸送方程式

懸濁相における放射性核種濃度*C*_s [Bq/m³]の時間的変化は、次式で表される放射性核種輸送方程式で表すことができる。

$$\frac{\partial (mC_{s})}{\partial t} + \boldsymbol{u} \cdot \boldsymbol{\nabla} (mC_{s}) = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{h} \frac{\partial (mC_{s})}{\partial x} \right) \\
+ \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{h} \frac{\partial (mC_{s})}{\partial y} \right) \\
+ \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{v} \frac{\partial (mC_{s})}{\partial z} \right) + k_{11}C_{d} \\
+ (k_{2} + \lambda)mC_{s} \\
+ \left\{ \frac{W_{s}mC_{s}}{\Delta z} \left(1 - \frac{\tau_{b}}{\tau_{cd}} \right) \\
- \frac{EfA_{s}}{\Delta z} \left(\frac{\tau_{b}}{\tau_{ce}} - 1 \right) \right\}$$
(25)

ここで、

Δz: 海底面から 1 番目の水深方向の格子幅 [m](=5 [m])

である。

4) 堆積相における放射性核種輸送方程式

堆積相における放射性核種濃度A_s [Bq/m³]の時 間的変化は、次式で表される放射性核種輸送方程 式で表すことができる。

$$\frac{\partial A_{\rm s}}{\partial t} = k_{12} \frac{C_{\rm d} \Delta z}{L\rho_{\rm s} f} - k_2 A_{\rm s} \phi - \lambda A_{\rm s} + \left\{ \frac{w_{\rm s} m C_{\rm s}}{L\rho_{\rm s} f} \left(1 - \frac{\tau_{\rm b}}{\tau_{\rm cd}} \right) - \frac{A_{\rm s} E}{L\rho_{\rm s}} \left(\frac{\tau_{\rm b}}{\tau_{\rm ce}} - 1 \right) \right\}$$
(26)

ここで、

As: 堆積相の放射性核種濃度 [Bq/kg] である。

5. 環境影響評価システムを用いた 仮想的条件に対する評価結果

第3章及び4章で概要を示した改良システムの 妥当性検証を行うため、本章では、大気拡散に関 しては理想的大気流速場を用いた計算結果とガウ シアンプルームモデルとの比較、海洋拡散に関し ては既往研究との比較を実施した。

5.1 放射性物質の大気拡散システムの検証

放射性物質の大気拡散システムによる放射性物 質の大気拡散計算の妥当性を検証するために、改 良システムを用いて、輸送物から仮想的に放射性 物質が大気中に放出することを想定した際の、距 離に対する風下側への大気中の放射性物質濃度を 計算した。使用済燃料輸送物がトレーラで陸上輸 送される場合を想定した。陸上輸送経路において、 事故で転落する可能性のある高さとして 10 [m] を仮定し、そのときの風速として、特に強風では ないが、木がしなり砂埃がたつ程度の風速 6 [m/s] を仮定した。大気安定度は、検証のために、プル ーム形状が水平軸周りに円錐状となる理想的な中 立条件とした。地形は水平を仮定した。輸送物か らの放射性物質放出率は、一例として、米国で行 われた使用済燃料輸送に関するリスク評価研究の 再調査 37)での、最も過酷な条件である「輸送物が トレーラに下敷きになり、ガソリンに引火して火 災が発生した場合」とし、落下衝撃速度が 97 [km/s]、輸送容器温度は設計基準温度に近い 750℃の場合とした。比較のため、異なる計算モ デルであるプルームモデルを用いて、同じ条件で 計算を行った。放射性物質大気拡散計算の結果を 図-4に示す。水平地形において、改良システムに より、プルームモデルと同等の結果が得られるこ とが明らかとなった。海上輸送中の放射性物質運 搬船の事故により、放射性物質が大気拡散する場 合、水平地形を呈する海表面上の大気中を拡散す る。本検証により、改良システムで用いた計算モ デルが海上における大気拡散に対して妥当である ことが示された。



図-4 仮想放射性物質の大気拡散計算結果

5.2 放射性物質の海洋拡散システムの検証

放射性物質の海洋拡散システムによる放射性物 質の海洋拡散計算の妥当性を検証するために、改 良システムを用いて、海岸近傍の放射性物質濃度 を計算した。使用済燃料を収納物とする輸送容器 が、下北半島から7[km]沖の水深200[m]に海沈 している状態を仮定した(表-7)³⁹)。ここでは、文 献39)における、輸送容器が放射性物質の放出を 妨げるバリア効果モデルを考慮して、放射性物質 の放出率を設定した(表-8)。バリア効果とは、損 傷のない輸送容器の蓋部にある密封機能が喪失す ることにより生じた隙間から、自然対流の効果で 放射性物質が放出されるとするモデルである³⁷⁾。 このバリア効果モデルを用いた海洋拡散計算を行 い、放射性物質を輸送容器から海洋中に1年間放 出し続けた後の海水中放射性物質濃度を求めた。

改良システムでは、JCOPE2 再解析データ(観 測海流データと JCOPE2 海洋予測変動システム を用いて再計算した海流データ)の月別平均値を 用いて海流を推定した。計算に用いたグリッド間 隔は 50 [km] である。表-9 は、海産物の生息領域 である海洋の表層及び 100 [m]における放射性物 質濃度の計算結果を示す(放出率を1 [Bq/y]に規 格化)。表-9から、改良システムによる放射性物質 濃度の計算結果は、文献 39)によるものとオーダ が一致していることがわかる。計算に使用した海 流場に着目すると、文献 39)では、海洋流動観測 データ 20)の 85 年間における 1 年平均値(北から南 へ 12 [cm/s])が使用されている。すなわち、放出 開始から1年後の海洋拡散計算を行う本検証にお いては、北から南への一様流となる。一方、改良 システムによる拡散計算では、前述のように、 JCOPE2 再解析データを月別平均した海洋流速 場を用いている。しかしながら、今回評価対象と した下北半島沖は、12ヶ月のうちおよそ6ヶ月間 の平均海流が 10 [cm/s]前後で大きな変化がない 場所である。このため、月別平均の海洋流速場を 用いて評価しても、年間平均値の一様流れの場合 と大きく違わない結果となった。

| 表-7 | 海洋拡散計算の仮想事故シナ | リオ | 39 |
|-----|---------------|----|----|
| | | | |

| 1. | 水深200 | [m]の海底に輸送物が海 | 再没 |
|----|-------|--------------|----|
|----|-------|--------------|----|

- 2. 海没後、輸送物の密封性能が破綻
- 3. 密封性能の破綻により、海水が輸送物内部 に侵入
- 4. 燃料被覆管が腐食あるいは破損
- シナリオ 5. 使用済燃料集合体を構成する燃料棒被覆 管の中にある全ての燃料ペレットが海水 と接触
 - 6. 燃料ペレットが海水と接触することにより放射性物質が溶出、放射性物質が溶出、放射性物質が輸送物内部の海水へ浸出

| | 7. 海水中に溶出した放射性物質は、破綻した |
|------|------------------------|
| | 密封境界部から海洋へ放出 |
| 海水への | 輸送容器が放射性物質の放出を妨げるバリア |
| 放出 | 効果モデルを考慮 |
| | 放射性物質濃度は、核種の崩壊及びスキャベ |
| | ンジング(海水中の懸濁浮遊物に放射性物質 |
| 放射性物 | が吸着して、海底に沈むことにより、放射性 |
| 質濃度 | 物質が海水から除去されること)を考慮して、 |
| | 3次元移流拡散方程式を差分法で解くことで |
| | 計算する |

表-8 輸送容器からの核種毎の放出率 (収納物:使用済燃料)³⁹⁾

| (144) | | | | | |
|-------------------------------|-------------------------|--|--|--|--|
| 核種名 | 輸送容器 1 基当り放出率 [Bq/y] | | | | |
| $^{90}{ m Sr}$ | $2.80\!	imes\!10^{13}$ | | | | |
| ⁹⁰ Y | $2.80\!	imes\!10^{13}$ | | | | |
| $^{125}\mathrm{Sb}$ | $3.40 	imes 10^{10}$ | | | | |
| $^{125\mathrm{m}}\mathrm{Te}$ | $1.40 	imes 10^{10}$ | | | | |
| $^{134}\mathrm{Cs}$ | $1.80 	imes 10^{11}$ | | | | |
| $^{137}\mathrm{Cs}$ | $4.00 	imes 10^{13}$ | | | | |
| $^{137\mathrm{m}}\mathrm{Ba}$ | $3.70\!	imes\!10^{13}$ | | | | |
| $^{147}\mathrm{Pm}$ | $3.30 	imes 10^{11}$ | | | | |
| $^{151}\mathrm{Sm}$ | $6.00 	imes 10^{11}$ | | | | |
| $^{154}\mathrm{Eu}$ | $8.40 	imes 10^{11}$ | | | | |
| $^{155}\mathrm{Eu}$ | $2.40 	imes 10^{11}$ | | | | |
| ²³⁸ Pu | $4.90 	imes 10^{10}$ | | | | |
| $^{241}\mathrm{Pu}$ | $1.80\!	imes\!10^{12}$ | | | | |
| $^{241}\mathrm{Am}$ | $2.70\!	imes\!10^{10}$ | | | | |
| $^{244}\mathrm{Cm}$ | $5.80 	imes 10^{11}$ | | | | |

表-9 仮想事故シナリオによる海洋拡散計算結果

| 水深 | 海水中濃度 | $[Bq/m^3]$ |
|-----|-----------------------|------------------------|
| [m] | (改良システム) | 文献39) |
| 0 | 6.2×10^{-14} | 1.01×10^{-13} |
| 100 | 3.3×10^{-14} | 1.01 ^ 10 |

注) 放出量を 1 [Bq/y]に規格化した結果。海水中 濃度は、それぞれ、評価領域 350×100 [km]にお ける濃度分布範囲を示す。

海水中における放射性核種移行モデルを用いた た福島第一原子力発電所から漏洩した ¹³⁷Csの海洋拡散計算

本章では、改良システムを用いて、福島沿岸で の海水中、海底土中の放射性物質濃度分布の計算 評価を行い、改良システムに導入した海水中の放 射性核種移行モデルの適用可能性の検証を行う。 海洋流速場は、過去 10 年間の JCOPE2 再解析デ ータを統計処理した月別平均値を使用した。なお、 本検証では、対象とする計算海域が広範囲となる。 Lagrangian 粒子法では、計算範囲が大きくなる につれて粒子のバラつきが大きくなり、濃度評価 に十分な統計が得られなくなることから、本検証 では、Lagrangian 粒子法ではなく Euler 法を用 いて放射性物質の移流拡散を計算した。

6.13相間交換過程を考慮した海水中核種移行モ デルを用いた福島第一原子力発電所から漏洩 した¹³⁷Csの拡散計算

平成23年3月11日の東日本大震災に伴う福島 第一原子力発電所の事故により、環境中への放射 性物質の漏洩が起り、大量の人工放射性核種が大 気中へ放出されたほか、海水中へ直接放出された。 第4章で述べた3相間交換過程を考慮した放射性 核種移行モデルを用いて、各相における放射性核 種の空間分布を推定した。放射性核種としては、 実測値データが豊富に揃っており、核種移行モデ ルに使用される核種依存パラメータの情報が他の 放射性核種と比較して充実している¹³⁷Csを選択 した。堆積相中における放射性核種濃度に関して は、実測値との比較を行った。福島第一原子力発 電所近傍における主な海流を図-5に示す。



流(文献 40) を参考にした。ガラーの天印は MASCON で求めた推定海洋流速場を示す)

海底堆積物に含まれる¹³⁷Cs 濃度の実測値
 東京電力及び文部科学省(平成25年4月1日まで。

以降原子力規制庁。)では、事故発生地点周 辺の様々な位置において海底堆積物に含ま れる¹³¹I、¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs等の放射性核種 の濃度を定期的に測定している⁴¹⁾⁴²⁾。ここで は、測定結果のうち、2012年5月末及び3 月末に採取された海底堆積物中の放射性核 種濃度の測定値を計算結果との比較に使用 した。

2) 海洋への¹³⁷Cs 放出量の推定

海洋へ直接放出された ¹³⁷Cs の放出量について は、表層における ¹³⁷Cs 濃度の時系列変化と ¹³¹I/¹³⁷Cs 放射能比を用いて、放出量を逆推定する ことにより得られる ⁴³⁾。これによると、大きな直 接放出は 2011 年 3 月 26 日~4 月 6 日にかけて生 じ(この期間で 2.6×10¹⁵ [Bq])、4 月 6 日以降は濃 度の減少割合と一致するように、漏洩率を指数関 数的に減少するとし、また 4 月 25 日以降は 1/100 の値で一定としている。本評価でもこの評価値を 用いた。

6.2 溶存相・懸濁相・堆積相における¹³⁷Cs 濃度分 布計算結果

 溶存相及び懸濁相における¹³⁷Cs 濃度分布 図・6 に、福島第一原子力発電所近傍の 2013 年
 月末における表層における溶存相及び水深 30 [m]における懸濁相での¹³⁷Cs 濃度を示す。主要な 海流と(図・5)、溶存相及び懸濁相における¹³⁷Cs 濃度分布を比較すると、発電所から海洋に直接放 出された¹³⁷Cs は、沿岸に沿って南北に千葉方面 と宮城方面に輸送され、南側においては、その後、 黒潮による東の外洋方向に輸送される様子を再現 できることがわかる。

2) 堆積相における¹³⁷Cs 濃度分布

図-7に、福島第一原子力発電所近傍の2012年 5月末及び2013年3月末における堆積相での ¹³⁷Cs濃度の計算結果を示す。図には、前述の海 底土の海洋モニタリング結果(測定値)⁴¹⁾⁴²⁾を数値 で示した。計算結果と測定値の比較を表-10に示 す。2012年5月末及び2013年3月末の計算結果 ともに、計算値と実測値の比はC/Eは1/2~2の 範囲内に収まっており、濃度分布は概ね一致する ことがわかる。したがって、改良システムで使用 している MASCON で得られた海洋流速場を用い ることにより、海水中核種移行モデルで堆積相中 の¹³⁷Cs濃度をほぼ所定の予測精度において求め ることが可能である。

7. 結論

本論文では、放射性物質等海上輸送に係る防災 対策に資するため、国土交通省の防災対策の一環 として、海技研が整備・運用保守を実施している 放射性物質の海上輸送事故時における環境影響評 価システムを構成する評価システムのうち、実際 に事故が発生した際の事故状況をより正確に把握 できるようにすることを目的として、海技研が近 年改良に取り組んでいる放射性物質の大気及び海 洋拡散評価システムについて述べた。システムの 主要な改良点は、大気及び海洋流速場の推定方法 として、質量保存流速場モデル(MASCON)を採用 することで、詳細な流速場の変化を考慮可能とし たこと、及び放射性物質の拡散範囲を正確に把握 することのできる移流拡散モデルを採用し、従来 と比較して放射性物質の濃度分布や線量分布の予

測精度を向上させたことである。改良システムに よって迅速且つ的確に得られる精度の高い種々の 情報は、事故時に国土交通省が講じる周辺住民や 船員等作業員の被ばく低減対策の検討に資するも のであり、放射性物質の海上輸送の防災対策の強 化に貢献できる。

謝辞

本研究報告は、国土交通省からの受託研究「海 上輸送に係る原子力事故評価システムの構築 (平 成13年度~平成16年度)及び請負研究「原子力 災害環境影響評価システムの維持及び保守」(平成 17年度~平成24年度)の成果の一部である。

91

46 1



図-6 福島第一原子力発電所近傍の¹³⁷Cs 濃度分布(2013年3月末) (a) 表層での溶存相中の¹³⁷Cs 濃度分布[Bq/m³] (b) 水深 30m での懸濁相中の¹³⁷Cs 濃度分布[Bq/kg]



図-7 福島第一原子力発電所近傍の堆積相中¹³⁷Cs 濃度分布 [Bq/kg] (数値は実測値^{22,23}) (a) 2012 年 5 月末 (b) 2013 年 3 月末

| 表-10 | 海底土中における | ¹³⁷ Cs の実測値と | - 本システ | ムにおけ | る計算結果 | の比較 |
|------|----------|-------------------------|--------|------|-------|-----|
| | | 2012 年 5 | 月末 | | | |

| | | | ¹³⁷ Cs濃度 | ¹³⁷ Cs濃度 | 11111日本 111日本 11日本 11日本 11日本 11日本 11日本 |
|---|-------|--------|---------------------|---------------------------------------|--|
| | 緯度 | 経度 | (実測値) | (システム評価値) | 計算値と例だ値の比 C/E |
| | | | [Bq/kg] | [Bq/kg] | C/E |
| 1 | 37.75 | 141.08 | 20 | 28.1 | 1.41 |
| 2 | 37.56 | 141.04 | 90 | 92.7 | 1.03 |
| 3 | 37.32 | 141.02 | 250 | 306.4 | 1.23 |
| 4 | 37.15 | 141.04 | 89 | 98.7 | 1.11 |
| 5 | 37.05 | 141.01 | 61 | 84.4 | 1.38 |
| 6 | 36.97 | 141.00 | 76 | 52.6 | 0.69 |
| | | | 2013 | 年3月末 | |
| ¹³⁷ Cs濃度 ¹³⁷ Cs濃度 <u>計算成 137</u> Cs濃度 | | | | 11.1111111111111111111111111111111111 | |
| | 緯度 | 経度 | (実測値) | (システム評価値) | 計 昇 恒 こ 例 足 恒 の 比 |
| | | | [Bq/kg] | [Bq/kg] | C/E |
| 1 | 37.42 | 141.07 | 44 | 63.8 | 1.45 |
| 2 | 37.53 | 141.22 | 20 | 16.3 | 0.82 |
| 3 | 37.32 | 141.03 | 120 | 121.6 | 1.01 |
| 5 | 37.15 | 141.04 | 54 | 48.1 | 0.89 |
| 4 | 37.24 | 141.05 | 160 | 216.9 | 1.35 |
| 5 | 36.96 | 140.00 | 88 | 163.7 | 1.86 |

参考文献

- National Environmental Policy Act (NEPA) of 1969, Public Law 91-190, 1970.
- U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC), "Final Environmental Statement on the Transportation of Radioactive Material by Air and Other Modes," NUREG-0170, 1977.
- 3) Ruth F. Weiner, *et. al.*, "RADCAT 2.3 User Guide," SAND2006-6315, 2006.
- 4) International Atomic Energy Agency, "INTERTRAN A System for Assessing the Impact from Transporting Radioactive Material," IAEA-TECDOC-287, 1983.
- 5) G. S. Mills, et. al., "Application of Latin Hypercube Sampling to RADTRAN4 Truck Accident-Risk Sensitivity Analysis," Proc. of PATRAM95: 11th Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, 1995.
- 6) A. M. Ericsson, et. al., "INTERTRAN2 A Computer Code for Transportation Risk Assessment," Proc. of PATRAM95: Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, 1995.
- 7) International Atomic Energy Agency, "Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases," Safety Series No.57, 1982.
- 8) F. A. Gifford, in Meteorology and Atomic Energy 1968 (D. H. Slade Ed.), USAEC Rep., TID-24, 190, 1968.
- 9) F. Pasquill, "Atmospheric Diffusion (2nd edn)," Ellis Horwood Ltd., Chichester, 1974.
- 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,原子力安全委員会決定,(1982年1 月 28日).
- N. Odano, et. al, "Evaluation of Radiological Consequences due to sabotage during nuclear material transportation," Proc. of PATRAM2013: Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, 2013.
- 12) S. W. Heaberlin, et. al., "Consequences of postulated losses of LWR spent fuel and plutonium shipping packages at sea," PNL-2093, 1977.

- 13) 核燃料安全専門審査会, "我が国における使用 済燃料の海上輸送に係る安全性について," 1979.
- 14) T. Nagakura, et. al., "Safety evaluation on transport of fuel at sea and test program on full scale cask in Japan," PATRAM78: Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, 1978.
- 15) Science and technology Agency Japan (STA),
 "Study to develop the system of transportation of plutonium –The case study for dose assessment-," 1992 (in Japanese).
- 16) N. Watabe, et. al., "An Environmental Impact Assessment for Sea Transport of High Level Radioactive Waste," RAMTRANS, Vol.7 117-127, 1996.
- 17) H. Asano, et. al., "An Environmental Impact Assessment for Sea Transport of Spent Fuel," PATRAM98: Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, 1998.
- 18) D. Tsumune, et. al., "Estimated radiation dose from a MOX fuel shipping package that is hypothetically submerged into sea," RAMTRANS, Vol.11 239-253, 2000.
- D. Tsumune, et. al., "Study on Method of Environmental Impact Assessment during Sea Transportation of RadioactiveMaterials," PATRAM95: Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials, 1995.
- 20) Japan Oceanographic Data Center, Hydrographic Department, Maritime Safety Agency, "Statistical figure of the ocean current in the sea near japan."
- 21) Defense Mapping Agency Hydrographic/ Topographic Center.
- 22) N. Odano, *et. al.*, "Development of Supporting System for Emergency Response to Maritime," Proc. of PATRAM2004: *Int. Conf. on the Packaging and Transportation of Radioactive Materials*, 2004.
- 23) M. H. Dickerson, "MASCON A Mass Consistent Atmospheric Flux Model for Regions with Complex Terrain," Journal of Applied Meteorology, 17-3, pp.241-253, (1978).
- 24) C. A. Sherman, "A Mass-Consistent Model for Wind Fields over Complex

Terrain," Journal of Applied Meteorology, 17-3, 312-319, 1978.

- 25) Y. Miyazawa, *et. al.*, "Water mass variability in the western North Pacific detected in a 15-year eddy resolving ocean reanalysis," J. Oceanogr., 65, 737-756, 2009.
- 26) 日本海洋データセンター, 500m メッシュ水 深 デ ー タ URL: http://jdoss1.jodc.go.jp/ cgi-bin/1997/depth500_file.jp
- 27) L. F. Richardson, "Atmospheric diffusion shown on a distance-neighbour graph," *Proc. R. Soc. London, Scr.* A 110, 709, 1926.
- 28) N. Watabe, "An Environmental Impact Assessment for Sea Transport of High Level Radio-Active Waste," RAMTRANS Vol.7, 117-127, 1996.
- 29) 内閣府原子力安全委員会監修,"原子力安全委員会指針集「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51年9月28日決定,平成13年3月29日一部改訂)
- 30) 浮遊粒子状物質対策検討会監修, "環境庁大気 保全局大気規制課「浮遊粒子状物質汚染予測マ ニュアル」,"(1999年9月), 東洋館出版社.
- 31) A. C. Chamberlain, *et al.*,"Aspects of Travel and Deposition of Aerosol and Vapor Clouds," AERE HP/R1261, 1965.
- 32) K.J.Vogt, *et al.*, "Nuclear Safety," Vol. 22, No.3, 362-371, 1981.
- 33) G. S. Lorimer, "The kernel method for air quality modeling (I) Mathematical formulation," *Atomos. Environ.*, 20, 1447, 1986.
- 34) 内閣府原子力安全委員会監修,"原子力安全委 員会指針集「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日了承,平成13年3月29日一 部改訂)
- 35) "Memorandum from the British Committee on Radiation Units and Measurements," *Rad. Port. Dosim.*, Vol.14 4, 337-343, 1986.
- 36) ICRP Publication71, "Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose

Coefficients," Annals of the ICRP Volume 25, 3-4, 1995.

- 37) U.S. Nuclear Regulatory Commission,
 "Reexamination of Spent. Fuel Shipment Risk Estimates: Main Report," Sandia National Laboratories, NUREG/CR-6672, Vol. 1. SAND2000-0234, 2000.
- 38) Raul Periañez, "Modelling the Dispersion of Radionuclides in the Marine Environment," Springer Berlin Heidelberg New York, 2005.
- 39) D. Tsumune, et. al., "Dose Assessment for Public by Packages Shipping Radioactive Materials Hypothetically Sunk on the Continental Shelf", 91, Annex 3, IAEA-TECDOC-1231, 2001.
- 40) Y. Miyazawa, *et. al.*, "Transport simulation of the radionuclide from the shelf to open ocean around Fukushima," Continental Shelf Research, 50-51, 16-29, 2012.
- 41) Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, Japan. "Readings of Sea Area Monitoring at offshore of Miyagi, Fukushima, Ibaraki and Chiba Prefecture (marine soil)," http://radioactivity.nsr.go.jp/ en/contents/7000/6090/24/229_so_mfic_Sr_03 22_14.pdf, published online, March 22, 2013.
- 42) Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology-Japan. Distribution map of radioactivity concentration in the marine soil around coast of Fukushima Prefecture and TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (Converted as dry soil). http://radio ac tivity.nsr.go.jp/en/contents/700 0/6177/24/20130322-02.pdf, published online March22, 2013.
- 43) D. Tsumune, et. al., "Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model," Journal of Environmental Radioactivity, Vol.111, 100-108, (2011).