海産物摂取による大気圏内核実験からの実効線量の算出

中 野 政 尚^{*1}

(2007 年 1 月 29 日受理)
(2007 年 9 月 20 日再受理)

Estimation of Effective Dose from the Atmospheric Nuclear Tests Due to the Intake of Marine Products

Masanao NAKANO^{*1}

The worldwide environmental protection is required by the public. A long-term environmental assessment from nuclear fuel cycle facilities to the aquatic environment also becomes more important to understand longterm risk of nuclear energy. Evaluation of long-term risk including not only in Japan but also in neighboring countries is considered to be necessary in order to develop sustainable nuclear power industry. The author successfully simulated the distribution of radionuclides in seawater and seabed sediment produced by atmospheric nuclear tests using LAMER (Long-term Assessment Model of Radionuclides in the oceans). A part of the LAMER calculated the advection-diffusion-scavenging processes for radionuclides in the oceans and the Japan Sea in cooperate with Oceanic General Circulation Model (OGCM) and was validated. The author is challenging to calculate probabilistic effective dose suggested by ICRP from intake of marine products due to atmospheric nuclear tests using the Monte Carlo method in the other part of LAMER. Depending on the deviation of each parameter, the 95th percentile of the probabilistic effective dose was from one third to two thirds of the 95th percentile of the deterministic effective dose in proforma calculation. It means that probabilistic assessment can contribute to the design and optimisation of a nuclear fuel cycle facility.

KEY WORDS: environmental assessment, risk, atmospheric nuclear tests, scavenging process, radionuclides, ocean, marine products, effective dose, probabilistic assessment, deterministic assessment.

I 緒 論

地球規模での環境保護が求められている現在、核燃料サイクル施設から水圏への長期的な環境影響評価もまた、原子力利用の長期的リスク把握のためにより重要になる。日本のみならず近隣諸国を含む長期的リスクの評価は、原子力産業の持続的発展に必要であると考えられる。

しかしながら、これまで放射性物質の挙動が地球規模でモデル化され、長期的に評価された例はない。そのた

め、著者は海洋環境放射能による長期的地球規模リスク評価モデル (Long-term Assessment Model of Radionuclides in the Oceans; LAMER「ラ・メール」: 仏語で海を意味する。)を開発し、大気圏内核実験による降下物中セシウム 137 (^{137}Cs) 及びプルトニウム 239, 240 ($^{239, 240}\text{Pu}$) データから計算した海水・海底土中放射性物質濃度とそれに対応する実測値を用いて検証した^{1~3)}。

一方、国際放射線防護委員会 (ICRP) において、近年新たな勧告が発刊された。その中では線量評価において、従来の決定論的評価方法の他、新たに確率論的評価方法を適用できることを勧告している⁴⁾。Table 1 にその概要を示す。確率論的に線量を計算するにあたっては、環境中濃度、習慣データには分布や範囲を定め、代表的個人に対する線量は仮想的な集団から任意に抽出された人間が線量拘束値を超える年間実効線量を被ばくする確率が 5% 未満であるように決定するとしている。

そこで本研究では、核燃料サイクル施設に適用する前

^{*1} (独) 日本原子力研究開発機構東海研究開発センター核燃料サイクル工学研究所放射線管理部; 茨城県那珂郡東海村村松 4-33 (〒319-1194)

Radiation Protection Department, Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, Tokai Research and Development Center, Japan Atomic Energy Agency; 4-33 Muramatsu Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1194, Japan.

E-mail: nakano.masanao@jaea.go.jp

Table 1 Summary of methods used for determining dose to the representative person⁴⁾

	Calculation Method	
	Probabilistic	Deterministic
<i>Environmental concentration data</i>	Distribution of estimated or measured concentration	Single values for parameters
<i>Habit data</i>	Range or fixed values for habit data	Average value for the more highly exposed group or 95 th percentile of appropriate national or regional data
<i>Dose coefficient</i>	Fixed value based on age	Fixed value based on age
<i>Dose to the representative person</i>	Method selected by operator or regulator. Representative person is identified such that the probability is less than about 5% that a person drawn at random from the population will receive a greater dose	Product of above values

段階として、環境中に存在する人工放射性核種の最も大きな起源である大気圏内核実験に適用し、人類がこれまで大気圏内核実験に起因して海産物摂取から受けてきた線量を決定論的及び確率論的方法により算出し、その結果について考察した。

II モ デ ル

1. 概 略

放射性物質によるリスク評価のための、海洋環境放射能による長期的地球規模リスク評価モデル (LAMER) の概念図を **Fig. 1** に示す。適用としては平常時の評価を想定しており、点線源、面線源ともに計算が可能である。また、パルス放出及び連続放出の双方に対応できる。

LAMER は放射性物質の海洋拡散挙動を計算する Part A と、濃縮係数、海産物摂取量、線量換算係数等を考慮し、海産物摂取のリスク評価をする Part B からなる。

Part A は流速場の支配要因の違いにより、沿岸場 (約 300m メッシュ)、近海場 (1/4 度メッシュ)、広域場 (2 度メッシュ) の 3 種類があり、核燃料サイクル施設のような沿岸放出の場合は沿岸場→近海場→広域場の順にリンクしていく構成となっている。沿岸から放出された放射性物質は吹送流、密度流、潮流等が支配する沿岸場で移流拡散し、近海場へ移行する。近海場ではローカルで季節変化が大きい気象場、水温場に支配される恒流によって移流拡散し、広域場へ移行する。広域場では海洋大循環モデルで計算された流動場によって移流拡散する。

大気圏内核実験のように広範囲に放出された放射性物質のリスクを計算するためには広域場のみを使用すればよい。なお、Pu のような沈降性の高い物質の場合には、後述のスキヤベンジングモデルを用いて、鉛直下方への移行を評価する。

Part B は決定論的に線量を評価する Part B1、確率論的

Long-term Assessment Model of Radionuclides in the Oceans (LAMER)

Fig. 1 Conception of a Long-term Assessment Model of Radionuclides in the Oceans (LAMER).

に評価する Part B2 のいずれかを目的に応じて選択し、Part A で算出した表層海水中放射性物質濃度 (分布) に海産物摂取量 (分布)、濃縮係数、実効線量係数を乗じて実効線量あるいは実効線量分布を算出する。

2. 放射性物質の海洋拡散挙動計算モデル (Part A)

(1) 海洋大循環モデル

海洋大循環モデルには種々のモデルが発表されているが、本研究では FUJIO and IMASATO⁵⁾が開発した頑丈な診断モデルを、水平方向 2 度、鉛直方向 15 層で北極海を除く全球海洋に適用し、年平均三次元流速場を算出した。水温、塩分を解析的に解く予報モデルでは、海洋表面上での蒸発や降水量の見積り、陸域河川からの淡水流入等

これらの境界条件を厳密に決定することが困難であり、そのため水温、塩分が実測値から大きくかけ離れ、正しくない見かけ上の流動を生み出すことがある。診断モデルはこれらの困難を回避するため、密度場を決定する水温、塩分に関しては予測せずに観測値を用いる。この観測値から得られた密度場のもとで支配方程式（運動方程式、質量保存式、水温・塩分の拡散方程式、密度の状態方程式）を数値的に解いた。診断モデルを用いれば現実的な流速場を三次元で定量的に求めることができる。このようにして導いた年平均三次元流速場を次項に示す移流拡散モデルの入力データとした。診断モデルの詳細については既報を参照されたい¹⁾。

(2) 移流拡散モデル

放射性物質の移流拡散過程をモデル化するにあたっては、(1)～(2)式に示す式により、移流量を算出し、その後(3)式によるランダムウォーク法にて拡散による移動量を決定した。

$$\frac{dx(t)}{dt} = u(x) \quad (1)$$

$$x(0) = x_0(0) \quad (2)$$

$$dL = R\sqrt{24Kdt} \quad (3)$$

ここで、 $x(t)$ は時刻 t における位置ベクトル、 $u(x)$ は海洋大循環モデルによって計算した位置 x における3次元速度ベクトルである。また、 K は（水平 K_H /鉛直 K_V ）拡散係数、 R は一様乱数（ $-0.5 \sim 0.5$ ）である。本計算においては、最適化¹⁾により決定した拡散係数

（ $K_H = 1.3 \times 10^4 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, $K_V = 3.0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ）を使用した。

ランダムウォーク法の特徴として、直感的な拡散過程がイメージできる、拡散履歴を追跡することができる、格子サイズによる擬似的な拡散が起こらない、異なる格子サイズ間の移流拡散の取扱が可能であるなど、比較的計算時間を必要とするものの、種々の利点がある。詳細については既報を参照されたい¹⁾。

(3) スキャベンジングモデル

Puの計算に関しては、PERIANEZ⁶⁾の一次元Puスキャベンジングモデル（可逆交換モデル）に若干の改良を加え、本モデルに適用した。本モデルで使用した急速沈降粒子を考慮した可逆交換モデルを(4)～(6)式及びFig. 2に示す。

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = -k_1(z)C_d + k_2C_s \quad (4)$$

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = (1-f)k_1(z)C_d - k_2C_s - \frac{\partial}{\partial z}(w_z C_s) \quad (5)$$

$$\frac{\partial A_s}{\partial t} = \int_{\text{surface}}^{\text{bottom}} f k_1(z) C_d dz + w_z C_s^* \quad (6)$$

ここで C_d , $C_s(\text{Bq m}^{-3})$ は、それぞれ海水中の溶存態、粒子態放射性核種濃度、 $A_s(\text{Bq m}^{-2})$ は単位面積あたりの海底土中放射性核種濃度である。 C_s の右肩につく*は海底直上の層を意味する。 $k_1(z)$, $k_2(\text{s}^{-1})$ は溶存態、粒子態間の吸着速度及び脱着速度、 $z(\text{m})$ は水深、 $f(-)$ は急速沈降粒子割合、 $w_z(\text{m s}^{-1})$ は鉛直沈降速度である。Puの吸着速度については、化学的作用よりも生物的作用が大

Fig. 2 A simplified scavenging model used in this study.

きく関与していると考えられるため、光の強さ（言い換えると光合成の強さ）の関数として吸着速度を設定している。パラメータ設定数値については Fig. 2 を、その設定根拠については既報を参照されたい²⁾。

(4) 大気圏内核実験フォールアウトに伴う海水中放射性物質濃度の計算

原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR) の 2000 年報告書⁷⁾によると、大気圏内核実験は地表や上空で 543 回実施され、TNT 換算の核分裂収量は 189Mt、核融合収量は 251Mt とされている。生成した核分裂片、トリチウム(^3H)、炭素 14(^{14}C)及び Pu 等のアクチノイドは局地・地域、対流圏、成層圏に投入された。本研究では線量評価上重要と考えるもの、すなわち半減期が 10 年以上と長く、かつ海洋への降下量が多い核種として ^3H 、 ^{14}C 、ストロンチウム 90(^{90}Sr)、 ^{137}Cs 、 $^{239,240}\text{Pu}$ を対象核種とした。

UNSCEAR2000 年報告書には、地球規模で地表に降下した ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の年間降下量が 1945 年から示されている。 $^{239,240}\text{Pu}$ については年間降下量が示されていないが、大気圏内核実験によって大気圏に与えられた量が示されているので、 ^{90}Sr の経年変化と同じ比率であると仮定し、降下量を割り振った。緯度毎の降下量分布については、フォールアウト中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 、 $^{239,240}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$ 比はほぼ一定であるという仮定の元、UNSCEAR2000 年報告書に掲載されている ^{90}Sr の測定値に基づく降下量の緯度分布を用いて ^{137}Cs 及び $^{239,240}\text{Pu}$ の降下量の緯度分布を決定した。

また、核実験の黎明期でクローズインフォールアウトが多いビキニ・エニウェトクサイト周辺においては、局地・地域における核分裂収量を降下量として与えた。UNSCEAR 報告書には全ての大気圏内核実験について、局地及び地域成分、対流圏成分、成層圏成分についての核分裂収率データが示されている。年間降下量は各年のビキニ・エニウェトクサイトで行われた核実験の局地・地域収率を積分することで算出した。なお、ビキニ・エニウェトクサイトの局地・地域収率の総量は全世界での局地・地域収率 29Mt のうち 28Mt を占めており、他地域におけるクローズインフォールアウトは考慮しなくてもよいと考えた。詳細については既報を参照されたい^{1,2)}。

^3H 及び ^{14}C の降下量については、 ^{90}Sr とは起源、挙動が異なるため、 ^{90}Sr の降下パターンを使えない。 ^3H 及び ^{14}C は主に核融合実験により放出され、降水や蒸発、吸収や放出など大気圏、陸圏、水圏、生物圏において

種々の過程が考えられる。そのため、 ^3H 及び ^{14}C についてはそれぞれについて物質循環モデルを考える必要がある。Fig. 3, 4 に水循環図⁸⁾、炭素循環図⁹⁾を基に作成した ^3H 及び ^{14}C の大気—陸上—海洋モデルを示す。核融合実験の実施場所及び核融合収量を初期条件として、それぞれのコンパートメント間の交換速度によって数値的に解くことができる。Fig. 3 においては $I_{\text{MH-3}} = k_1(\text{AS}) + k_6(\text{L}) - k_2(\text{S})$ 、Fig. 4 においては $I_{\text{MC-14}} = k_1(\text{A}) - k_2(\text{S})$ が海面への純投入量と考えることができる。よって本研究では、 $I_{\text{MH-3}}$ 及び $I_{\text{MC-14}}$ を大気への放出との相殺を考慮した海洋への純投入量とした。

海洋での ^3H 及び ^{14}C の挙動については、それぞれが水、炭酸水素イオンあるいは炭酸イオンで存在しているので溶存状態と考えられる。よって本モデルで溶存状態として扱っている ^{90}Sr 及び ^{137}Cs と同様の取扱いによって海水中濃度を計算した。

3. 海産物摂取による決定論的リスク評価モデル (Part B1)

(1) 入力データの整備

(a) 表層海水中放射性核種濃度

1945 年から 2003 年にかけての大気圏内核実験に起因する海水中放射性核種濃度は、2. で述べた手法により水平方向に 2 度格子、鉛直方向 15 層で算出した。Fig. 5 に、各核種の海洋へのインプット量の経年変化を示す。なお、 ^3H 及び ^{14}C は宇宙線によっても生成するが、その天然飽和存在量に対して、大気圏内核実験による生成量は ^3H で約 140 倍（物理的崩壊は考慮せず）、 ^{14}C で約 0.017 倍である。

海水中放射性核種算出結果から、国連食糧農業機関 (FAO) による漁業地域区分 (Fig. 6)¹⁰⁾ に合わせて 1950 年～2003 年各年における表層海水中算術平均濃度を集計した。 ^{14}C 、 ^{137}Cs 、 $^{239,240}\text{Pu}$ の表層海水中算術平均濃度を Figs. 7～9 に示す。

海水中 ^{137}Cs 、 $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度については、1950 年代の領域 71¹⁾ (中央西太平洋) に見られるように、大気圏内核実験直後に鋭いピークが計算され、海流によって領域 61 (北西太平洋)、領域 67 (北東太平洋) に流れていく様子が再現されている。詳細については、既報^{1～3)}において、その分布を十分精度良く再現できることを確認している。

また、北西太平洋 (領域 61) における核実験由来の ^{14}C 濃度は平均として 1.2Bqm^{-3} (1973 年)、 0.92Bqm^{-3} (1997 年) と計算された。これを宇宙線による生成量も

Fig. 3 Water circulation model in this study.

Fig. 4 Carbon circulation model in this study.

Fig. 5 Amount of radionuclides fallen onto the surface of the oceans.

Fig. 6 Partitioned world map for fishery statistics by FAO. ⁶⁾

Fig. 7 Chronological concentration of ^{14}C in surface seawater calculated by LAMER.

Fig. 8 Chronological concentration of ^{137}Cs in surface seawater calculated by LAMER.

考慮した $\Delta^{14}\text{C}$ に換算すると、それぞれ175%、140%となり、北西太平洋における表層海水中 ^{14}C 濃度の報告値(1973年180%、1997年88~112%)¹¹⁾とほぼ一致することを確認した。

(b) 海産物摂取量データ

FAOでは、各国が、何年に、どの海域で、どの海産物を、どれだけの量を生産(漁獲及び養殖)したかをのデータベースで公開している¹⁰⁾。このデータベースか

ら、魚類、甲殻類、貝類、頭足類、海藻類についての各国の生産高を1950年~2003年にかけて抽出した。次に、人口に関する経年データが大陸別で整理されているため、各国の生産高データを各大陸別(アジア、ヨーロッパ、北アメリカ、南アメリカ、オセアニア、アフリカ)に集計した。

なお、この漁獲高は殻、骨、内臓等、人間が直接食べない部分も含んでいる。そのため漁獲量と摂取量は同じ

Fig. 9 Chronological concentration of $^{239, 240}\text{Pu}$ in surface seawater calculated by LAMER.

ではない。

国連食糧農業機関における、日本の「漁獲量」、厚生労働省編国民栄養の現状¹²⁾の日本の「摂取量」のデータから、日本の摂取率(=摂取量/漁獲量)を算出した。輸出入量等について日本と各大陸で相違があるものと予想されるが、本研究では実効線量算出に使用する世界の海産物摂取量は「漁獲量」に「摂取率」を乗じることによって推定した(Table 2)。

(c) 濃縮係数

海産物の濃縮係数(CF; Concentration Factor)は、海産物の可食部の放射性核種濃度と生物の生息する環境海水の放射性核種濃度の比と定義される。本研究では国際的に広く用いられている、IAEA Technical Reports Series No. 422¹³⁾に示される、魚類、甲殻類、貝類、頭足類、海藻類の ^3H 、 ^{14}C 、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{239, 240}\text{Pu}$ についての濃縮係数を用いた(Table 3)

(d) 実効線量係数

実効線量係数(DC; Dose Coefficient)とは1 Bqの放射性物質を経口摂取した場合に、実効線量は何 Sv であるかを示す係数である。Table 1においては、年齢に応じた固定値を用いるとあるが、年齢別の人口構成や摂取量を設定する等、かなり複雑になるため、本研究では、ICRP 勧告 72¹⁴⁾に示される、成人が ^3H 、 ^{14}C 、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{239, 240}\text{Pu}$ を経口摂取した場合の実効線量係数を一律に用いた(Table 3)。

(e) 人口

世界人口は、U. S. Census Bureau の Total Midyear population for the World: 1950–2050 の数値を用いた¹⁵⁾。日本の人口は総務省統計局のデータ¹⁶⁾を用いた。

(2) 平均実効線量の算出式

(1)で収集した(a)～(d)の数値を(7)式によって乗じることにより、各大陸及び日本の集団が各海域での漁獲による各種海産物を食した場合におけるそれぞれの集団線量を算出した。

$$S = \sum_i \sum_k \sum_j (DC)_i (\text{intake})_{j,k} (CF)_{i,k} (Cw)_{i,j} \quad (7)$$

ここで、

S : 対象集団の年間線量 (manSv a^{-1})

$(DC)_i$: 核種 i の実効線量係数 (Sv Bq^{-1})

$(\text{Intake})_{j,k}$: 海域 j で漁獲された海産生物 k の年間摂取量 (年間漁獲量 $\times$ 摂取率) (kg a^{-1})

$(CF)_{i,k}$: 核種 i の海水から海産生物 k への濃縮係数; $\{ (\text{Bq kg}^{-1}) (\text{Bq L}^{-1})^{-1} \}$

Table 2 Estimated intake ratio for each marine product

pecies	Production in	Intake in Japan ^{*2}		Estimated intake ratio (%)
	Japan ^{*1} (kt a^{-1})	per capita (g d^{-1})	Total (kt a^{-1})	
Fish	4,787	7.8	3,582	75
Crustaceans, cephalopod	902	15.4	709	79
Shellfishery	855	5.0	230	27
seaweed	683	5.2	239	35

^{*1} Total marine production in 1997 calculated by FAO¹⁰⁾

^{*2} Intake of marine products in 1997 by calculated MHLW¹²⁾

Table 3 Concentration factor and dose coefficient for each nuclides

	³ H	¹⁴ C	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	²³⁹ Pu
Concentration Factor ⁽¹³⁾	Fish (Surface fish)	1	20,000	3	100
	Crustaceans	1	20,000	5	200
	Shellfishery (Molluscs)	1	20,000	10	60
	cephalopod	(1)*	(20,000)*	2	9
	Seaweed (Macroalgae)	1	10,000	10	50
Dose Coefficient (Sv Bq ⁻¹) ⁽¹⁴⁾		4.2e-11	5.8e-10	2.8e-8	1.3e-8
				1.3e-8	2.5e-7

* Not shown in IAEA Technical Report Series No. 422, The values in the parenthesis were used for the calculation.

$(Cw)_{ij}$: 海域 j における核種 i の表層海水中算術平均濃度 (Bq L⁻¹)

次に、各大陸の集団線量の和を求め、世界の集団線量とする。最後に (8) 式により、世界及び日本の集団線量を対象集団の人口で割ることによって、対象集団の平均的な実効線量を算出した。なお、濃縮係数の導出過程と同じように、Fig. 6 で設定した海域を越えての回遊については考慮せず、最終的に漁獲された海域における放射性物質濃度と平衡状態にあるとしている。

$$E = S/pop \quad (8)$$

ここで、

E : 対象集団の平均実効線量 (Sv a⁻¹)

pop : 対象集団の人口 (man)

4. 海産物摂取による確率論的リスク評価モデル (Part B2)

(1) パラメータの不確実性

3. で述べた決定論的評価においては、パラメータをある 1 つの値に固定し、簡便な計算によって評価している。一方、ICRP 勧告 101⁽⁴⁾では、種々のパラメータの分布を組み合わせて、それらの発生確率に基づき生じ得る線量の範囲を示す複合分布を用いることが提案された。この中では、環境中の媒体 (空気, 水, 土壌, 食物中放射性物質濃度) の評価値の不確実性と自然変動及び習慣データ (呼吸率, 食物及び水の摂取率, 種々の活動への所要時間) の不確実性を考慮する。

但し、ICRP 勧告で述べられている年齢区分, モデルに関する時間・空間スケール等については考慮できないわけではないが、今回の算出においては Table 1 に示されるパラメータの不確実性のみを考慮するものとし、全

てを成人として取り扱った。本論では、1997 年の北西太平洋 (Fig. 6 での海域 61) にて捕獲された海産物中の ¹³⁷Cs 及び ²³⁹, ²⁴⁰Pu を日本人が摂取する場合について計算した。

(2) 入力データの整備

(a) 表層海水中放射性核種濃度

Part A で述べた手法により計算した 2 度メッシュの表層海水中濃度を算術平均化せずに空間的分布として使用する。1997 年の北西太平洋 (Fig. 6 での海域 61) 内における表層海水中 ¹³⁷Cs の分布を Fig. 10 に示す。

(b) 海産物摂取量データ

海産物の摂取量に関しては、分布形に関する文献が非常に少なく、かつ分布形を調査する場合は多大な時間と労力が必要になる。一方、BYROM et al.¹⁷⁾によれば、'既存のデータベースによると、多くの主食に関する消費率の 95% 値は平均値のおよそ 3 倍を超える傾向がある。' とある。これを根拠に、3 × 平均値が 95% 値となるような対数正規分布を仮定して分布形として使用することにした。具体的には、3. (1)(b)での日本及び世界の海産物摂取量をそれぞれの人口で割ることにより、1 人あたりの摂取量の算術平均を算出し、これを摂取量の対数正規分布の 50% 値とほぼ等しいとみなして分布を仮定した。

(c) 濃縮係数

IAEA Technical Report Series No. 422 の濃縮係数 (Table 3) は安全側の設定となっている。不確実性をもつ濃縮係数を使用することも可能であるが、分布形に関する情報が乏しいため、今回は決定論的手法と同様に Table 3 の数値を用いた。

(d) 実効線量係数

ICRP 勧告 101⁽⁴⁾では、実効線量係数は不確かではないとする、との記述があるので決定論的手法と同様に Table 3 の数値を用いた。

(3) モンテカルロ法による実効線量の算出

(2) で収集した (a) ~ (d) を乗じることにより、各種海産物の摂取による確率論的実効線量を算出した。算出に当たっては各分布からランダムにパラメータを抽出し、1,000 回のモンテカルロ法の繰り返し計算により実効線量の分布を算出した。結果の一例として、日本国民が 1997 年の北西太平洋（海域 61）で捕獲された各種海産物を食した場合における確率論的実効線量を後述する。

III 海産物摂取による実効線量の計算結果と考察

1. 決定論的リスク評価モデルを用いた実効線量

大気圏内核実験起源の核種毎の海産物摂取による世界平均実効線量を Fig. 11 に示す。着目核種の中で最も寄与する核種は ^{14}C であり、1950 年から 2003 年までの積算で $4.4\mu\text{Sv}$ で全体の約 58% を占めた。ついで ^{137}Cs の寄与が 36% と大きく、 $^{239,240}\text{Pu}$, ^{90}Sr , ^3H と続く。年別で見ると 1966 年の $0.23\mu\text{Sv a}^{-1}$ をピークに徐々に減少し、2003 年では $0.12\mu\text{Sv a}^{-1}$ となった。UNSCEAR⁷⁾によれば、大気圏内核実験に起因する 1963 年の経口摂取による平均実効線量は $39.8\mu\text{Sv a}^{-1}$ であるが、これは農畜産物を含む値であり、全食品摂取における魚介類の割合が日本平均では約 7%¹²⁾、世界平均ではこの半分以下であることを考慮すれば、本研究による極めて現実的な評価値はやや低めではあるが、妥当な値と思われる。

Fig. 10 Distribution of ^{137}Cs concentration of surface seawater in northwest Pacific (area 61) in 1997.

一方、日本国民の平均実効線量を Fig. 12 に示す。日本は太平洋に面しており、ビキニ・エネウェトク核実験の影響を大きく受ける。着目核種の中で最も寄与する核種は世界平均の場合と同じ ^{14}C であった。1950 年から 2003 年までの積算で $27\mu\text{Sv}$ であり、全体の約 49% を占めた。ついで ^{137}Cs の寄与が 43% と大きかった。年別で見ると 1963 年～1973 年で同程度に高く $1.7\mu\text{Sv a}^{-1}$ 程度、2003 年では $0.36\mu\text{Sv a}^{-1}$ となった。計算対象期間を通じての日本国民の積算線量は $55\mu\text{Sv}$ であり、世界の積算線量 $7.6\mu\text{Sv}$ の約 7 倍になった。この理由として、Figs. 8, 9 に示すように、日本に近い北西太平洋は表層海水中放射性物質濃度（特に ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ ）が他の海域に比較して高いこと、また、日本人の食生活習慣と

Fig. 11 Averaged effective dose for world public from marine products.

Fig. 12 Averaged effective dose for Japanese from marine products.

して、海産物を多く摂取している（1963年での人口あたりの漁獲量は世界平均の約5倍）ことがあげられる。しかし、放射性物質の拡散や日本人の食生活習慣の欧米化による海産物摂取量の低下（2003年の人口あたりの漁獲量は1963年の△30%である一方、世界の人口あたりの漁獲量は+40%増加）から、1963年では約8倍あった日本と世界の線量比が2003年では約3倍となった。あわせて、海産物の摂取による実効線量は十分に低いことが確認された。

2. 確率論的リスク評価モデルを用いた実効線量

1997年の北西太平洋（海域61）で捕獲された各種海産物による日本人の実効線量について、20データ毎にプロットした ^{137}Cs 及び $^{239,240}\text{Pu}$ の分布を、Figs. 13, 14に示す。 ^{137}Cs については、対数正規分布に近い分布形を示し、各海産物種の合計値として、5%値で $0.024\mu\text{Sv a}^{-1}$ 、50%値で $0.083\mu\text{Sv a}^{-1}$ 、95%値で $0.25\mu\text{Sv a}^{-1}$ が得られた。海産物の種類別に1000個の総和を計算すると、摂取量、濃縮係数共に大きな魚類が全体の90%を占めていた。

一方、 $^{239,240}\text{Pu}$ については、対数正規分布とは異なる分布形を示した。海水に対し非溶解性の性質を持つPuは溶解性のCsとは異なり、スクヤベンジング効果によって鉛直下方へ輸送されやすい性質をもつ。また、湧昇

流、沈降流との相乗効果によって、 ^{137}Cs に比べて同一海域内においても場所による濃度の差が大きいとともに、その分布形が ^{137}Cs のような正規分布ではない。 $^{239,240}\text{Pu}$ の各海産物種の合計値として、5%値で $0.00031\mu\text{Sv a}^{-1}$ 、50%値で $0.013\mu\text{Sv a}^{-1}$ 、95%値で $0.070\mu\text{Sv a}^{-1}$ が得られた。海産物の種類別に1,000個の総和を計算すると、海藻類が線量全体の48%、貝類が34%を占めていた。海藻類、貝類の摂取量は魚類の1/10以下であるが、濃縮係数が比較的大きいために、線量への寄与が大きくなった。

3. パラメータに95%値を用いた決定論的評価との比較

1. で述べた決定論的評価については、海水中濃度、海産物摂取量に平均的なパラメータを用いているため、その結果はあくまで平均的な姿を映している。確率論的評価値と比較するために、以下の設定で1997年の北西太平洋（海域61）でパラメータに95%値を用いた決定論的評価を行った。

海水中 ^{137}Cs 濃度 : 3.6 Bq m^{-3} (分布の95%値)
 海水中 $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度 : 12 mBq m^{-3} (分布の95%値)
 海産物摂取量(一日) :
 魚類211g, 甲殻類7.1g, 貝類15.0g, 海藻類15.6g, 頭足類27.8g (平均値の3倍=対数正規分布の95%値)

Fig. 13 Distribution of the effective dose for Japanese from ^{137}Cs intake of marine products produced in the northwest Pacific (area 61) during 1997.

Fig. 14 Distribution of the effective dose for Japanese from $^{239,240}\text{Pu}$ intake of marine products produced in the northwest Pacific (area 61) during 1997.

Table 4 Assessment methods and their results for the calculation of the effective dose for Japanese from intake of marine products produced in the northwest Pacific (area 61) during 1997

	Deterministic method (average)	Probabilistic method (95 th percentile) distribution	Deterministic method (95 th percentile) 95 th percentile of distribution
(a) Concentration in seawater	Arithmetic average		
(b) Concentration factor		Constant (Conservative)	
(c) Intake of marine product	Arithmetic average	lognormal distribution	95 th percentile of lognormal distribution
(d) Dose coefficient		Constant	
Effective dose for Japanese from intake of marine products produced in the northwest Pacific (area 61) during 1997			
¹³⁷ Cs	0.085 μ Sv	0.25 μ Sv	0.41 μ Sv
^{239, 240} Pu	0.020 μ Sv	0.070 μ Sv	0.20 μ Sv

濃縮係数，実効線量係数：同一

その結果，¹³⁷Cs で 0.41 μ Sv a⁻¹，^{239, 240}Pu で 0.20 μ Sv a⁻¹ が得られた。この数値は 2. の確率論的リスク評価モデルを用いた ¹³⁷Cs，^{239, 240}Pu の 95 % 値の約 1.5 ～ 3 倍であり，過大に評価していることが確認された。本研究で適用した各手法とその計算結果を **Table 4** にまとめた。評価値の大きさの順序としては「平均的評価値 < 確率論的評価 95 % 値 < 決定論的評価 95 % 値」となる。

IV 結 論

本研究では海洋環境放射能による長期的地球規模リスク評価モデル（LAMER）を用いて大気圏内核実験に起因する海産物摂取の実効線量を算出し，その結果について考察し，以下の結果が得られた。

- * 海産物摂取による大気圏内核実験起因の実効線量試算の結果，人類が受けた線量の約 58 % は ¹⁴C からの線量であり，¹³⁷Cs，^{239, 240}Pu，⁹⁰Sr，³H の順に寄与が大きい。
- * 海産物摂取量の多い日本人が受けた 1950 年から 2003 年までの積算線量は 55 μ Sv と，世界平均 7.6 μ Sv の約 7 倍であった。しかし、近年の日本人の海産物摂取量の減少，世界の海産物摂取量の増加，放射性物質の拡散等により，2003 年には日本で 0.36 μ Sv a⁻¹，世界で 0.12 μ Sv a⁻¹ と，その比は約 3 倍まで低下した。
- * ICRP 勧告に提案された確率論的手法による評価方法を日本の一部海域に適用し，95 % 値を算出した結果，“平均的評価値 < 確率論的評価 95 % 値 < 決定論的評価 95 % 値”となった。それぞれのパラメータの偏差にも依存するが，試算においては確率論的評価の 95 % 値は決定論的評価の 95 % 値の 1/3 ～ 2/3 だった。確率論的評価は核燃料サイクル施設の設計，最適化に寄与できる線量評価方法であると思われる。

本手法は大気圏内核実験からの放射性物質のみならず，原子力施設等に適用することにより，その長期的な広域影響に関する定量的な実効線量を示すことができる。今後は LAMER を使用して，核燃料サイクル施設からの海洋放出に伴う長期的なリスクを計算，評価する予定である。

参 考 文 献

- 1) M. NAKANO and P. P. POVINEC; Oceanic general circulation model for the assessment of the distribution of ¹³⁷Cs in the world ocean. *Deep Sea Res. Part II*, **50**, 2803 – 2816 (2003).
- 2) M. NAKANO and P. P. POVINEC; Modelling the distribution of plutonium in the Pacific Ocean, *J. Env. Radioact.*, **69**, 85 – 106 (2003)
- 3) M. NAKANO; Simulation of the advection-diffusion-scavenging processes for ¹³⁷Cs and ^{239, 240}Pu in the Japan Sea, International Conference on Isotopes And Environmental Studies: Aquatic Forum 2004, 25 – 29 October, Monaco (Radioactivity in the Environment Vol. 8) (2006), Elsevier.
- 4) ICRP (International Commission on Radiological Protection); Publication 101: Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of Radiation Protection of the Public and the Optimisation of Radiological Protection (2007).
- 5) S. FUJIO and N. IMASATO; Diagnostic Calculation for Circulation and Water Mass Movement in the Deep Pacific, *J. Geophys. Res.*, **96**, 759 – 774 (1991).
- 6) R. PERIANEZ; Modelling the Distribution of Radionuclides in Deep Ocean Water Columns. Application to ³H, ¹³⁷Cs and ^{239, 240}Pu, *J. Environ. Radioactivity.*, **38**, 173 – 194 (1998).
- 7) UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the

- Effects of Atomic Radiation); Exposures to the Public from Man-made Sources of Radiation. In: Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York (2000)
- 8) 鳥海光弘；地球システム科学，岩波地球惑星科学講座 (1996).
 - 9) NASA (National Aeronautics and Space Administration); Carbon cycle, website < http://earthobservatory.nasa.gov/Library/CarbonCycle/carbon_cycle4.html >
 - 10) FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations); Total production 1950–2003, <ftp://ftp.fao.org/fi/stat/windows/fishplus/fstat.zip> (2005).
 - 11) T. ARAMAKI, T. MIZUSHITA, T. KUJI, P. P. POVINEC and O. TOGAWA; Distribution of radiocarbon in the southwestern north pacific, *Radiocarbon*, **43**, 2B, 857–867 (2001).
 - 12) 厚生労働省編；“国民栄養の現状平成9年国民栄養調査結果”，p.78 (1999)，第一出版，東京.
 - 13) IAEA (International Atomic Energy Agency); Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment, Technical Reports Series No. 422, (2004).
 - 14) ICRP; Publication 72: Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 5, Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients (1995).
 - 15) U. S. Census Bureau; Total Midyear Population for the world: 1950–2050, <http://www.census.gov/ipc/www/worldpop.html> (2006)
 - 16) 総務省統計局；日本の統計 2006, <http://www.stat.go.jp/data/nihon/> (2006).
 - 17) J. BYROM, C. ROBINSON, J. R. SIMMONDS, B. WALTERS, and R. R. TAYLOR; Food Consumption Rates for Use in Generalised Radiological Dose Assessments, *J. Radiol. Prot.* **15**(4), 335–341 (1995).

中野 政尚（なかの まさなお）

1994 年名古屋大学大学院工学研究科修了。同年，旧動燃に入社。以降，二度の改組を経たものの，一貫して東海再処理施設周辺の環境放射線モニタリング業務，施設からの排水管理業務に従事。趣味はジョギング，サイクリング，登山，テニス等。フルマラソン自己最高タイムは3時間43分。サイクリングでの最高所到達高度は標高4,800m。

E-mail: nakano.masanao@jaea.go.jp