

16. 地球規模放射性フォールアウトによる食品汚染と健康リスクの評価

EVALUATION OF FOOD CONTAMINATION AND HEALTH RISKS BY GLOBAL FALLOUT RADIONUCLIDS

島田洋子*、森澤眞輔*、井上頼輝**

Yoko SHIMADA, Shinsuke MORISAWA, Yoriteru INOUE

ABSTRACT ; Fallout ^{137}Cs from atmospheric nuclear detonation tests has been worldwide transported in the environment and finally taken by human through various pathways. In particular, dietary uptake pathways are very important for evaluating the human health risks by long-term global low level radioactive contamination. In this study, the global ^{137}Cs food contamination model containing various possible pathways to total dietary uptake by Japanese is proposed by improving the model reported in the preceding symposium. The model includes the pathway through the foods import from all over the world. The proposed model was examined by comparing the numerical simulation results with the monitoring data of ^{137}Cs in Japanese total diet and the Japanese health risk at each age group was evaluated. The health risk caused by the ^{137}Cs dietary intake was compared with that by the ^{90}Sr or ^3H dietary intake. The main results obtained in this study are as follows :

- (1) The proposed model is promising for evaluating the Japanese dietary intake of global radioactive fallout ^{137}Cs .
- (2) The main pathway of Japanese dietary intake of ^{137}Cs is the that through the farm products.
- (3) The Japanese health risks induced by ^{137}Cs dietary intake was estimated at maximum about 8 persons annual excess death per 100 million in 1960's ; the risk of the infants is the highest.

KEYWORDS ; Global fallout, Dietary intake, Mathematical model, Internal radiation, Health risk

1 はじめに

大気圏内核実験などによって環境中に放出された放射性核種は、地球規模に拡散し、様々な経路を経て最終的に人体へ至るが、生態学的長期にわたる人体への健康リスクを評価する視点から特に重要な経路は、食物を介して人体へ至る経路 (Fig.1 参照) である。

第3回シンポジウムでは、先に構築した ^{137}Cs の地球規模降下特性を評価するモデルを基礎にして、地球の各環境要素へのフォールアウトの分配量を推定し、地表に降下した ^{137}Cs が食品を通して日本人に摂取され蓄積されるまでの諸特性を評価する数学モデルを構築し、実測データに照らして検証した。本研究では、このモデルを改善し、食品を介した ^{137}Cs の摂取による人体への蓄積量と健康リスクを年齢別に評価した。さらに ^{137}Cs と同様の核実験由来の放射性核種である ^{90}Sr 、 ^3H の経口摂取による健康リスクとの比較を試みた。

2 評価モデルの構成

2.1 地球規模 ^{137}Cs 降下特性評価モデル

本研究では、フォールアウト ^{137}Cs の地球規模の降下特性を評価するモデル⁽¹⁾を用い地球の各要素への ^{137}Cs の分配量を推定する。このモデルは、地球大気と地表面を14の緯度帯領域に、海洋を6つの領域 (北極海、北大西洋、南大西洋、インド洋、北太平洋、南太平洋) に分割したコンパートメントモデルであり、大気圏内核実験によって環境中に放出された ^{137}Cs の地球規模の挙動を評価し、緯度帯毎の ^{137}Cs 降下率、海洋領域毎の海水中 ^{137}Cs 濃度を算出するものである。各緯度帯の土壤中 ^{137}Cs 濃度は ^{137}Cs 降下率計算値を用いて算定することができる。本研究では、このモデルに従って、14緯度帯毎での農産物、畜産物中 ^{137}Cs 濃度、6海洋領域での水産物中 ^{137}Cs 濃度を評価するモデルを構築する。

2.2 農産物中 ^{137}Cs 濃度評価モデル

農産物を介する ^{137}Cs の移行経路には、経根吸収経路と直接沈着経路とがある。経根吸収によって根部に、直接沈着について葉部に吸収された ^{137}Cs は、転流 (translocation) によって農産物可食部へと移行する。直

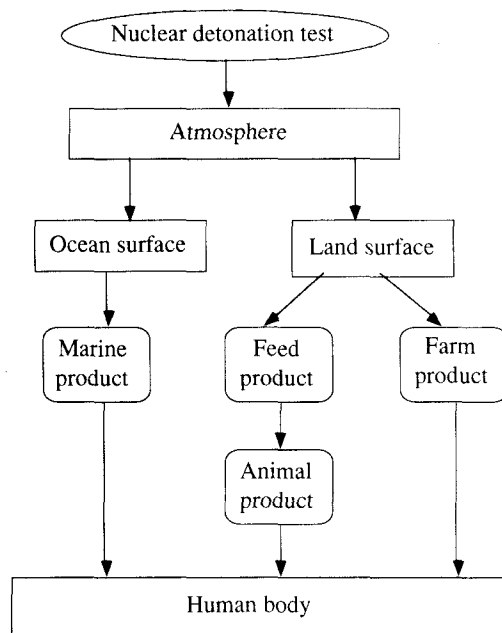


Fig.1 Pathways of fallout ^{137}Cs to Japanese through dietary intake

* 京都大学工学部環境質制御研究センター

Research Center for Environmental Quality Control, Dep. of Eng., Kyoto Univ.

** 福井工業大学

Fukui Institute of Technology

接沈着、経口摂取は農産物の生育期間を通して行われるが、本研究では、農産物の可食部への¹³⁷Csの移行量は、可食部の成熟期間に蓄積されたものと仮定する。

農産物中の¹³⁷Cs濃度は、2.1で示したモデルによって算出される14の緯度帯に分割された地球表面ごとの¹³⁷Cs降下率と、土壤中濃度を用いて、次式により算定する。

$$P_{m,i}(t) = \int_{t-T_m+1}^{T_m} [TF_m C_{m,i}(\tau) + K_m F_i(\tau)] e^{-\lambda_{phys}(t-\tau)} d\tau \quad (1)$$

となる。ここに、

$P_{m,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで収穫される第 m 農産物中の¹³⁷Cs濃度 [Bq/g]

$C_{m,i}(t)$: ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンの農産物 m の耕作土壤中¹³⁷Cs濃度 [Bq/g]

$F_i(t)$: ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンへの¹³⁷Cs降下率 [Bq/cm²・month]

TF_m : 土壤中¹³⁷Cs濃度に対して農産物の種類 m 毎に定義される¹³⁷Csの経根移行係数

K_m : ¹³⁷Csの降下率に対して農産物の種類 m 毎に定義される¹³⁷Csの直接沈着係数 [cm²/month・g]

T_m : 第 m 農産物の可食部の成熟期間 [month]

本研究では、日本人が摂取する農産物を、米、小麦、大麦類、いも類、豆類、果実類、野菜類(葉菜、根菜、果菜)、植物性油脂の計10種類の食品に分類して、¹³⁷Cs濃度を算出する。

2.3 畜産物中¹³⁷Cs濃度評価モデル

農産物と同様、経根吸収と直接沈着によって飼料作物へ移行した¹³⁷Csは、家畜による飼料の摂取によって家畜の体内に蓄積される。本研究では、家畜体内の放射性核種の代謝を残留関数 R (Retention function)を用いて評価し、家畜によって飼料から摂取され、畜産物へ移行する¹³⁷Cs量を評価する。

ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンで生産される家畜 n の体内中¹³⁷Cs濃度 $Q_{n,i}(t)$ [Bq]は、家畜に対する¹³⁷Csの残留関数 R を用いて、次式により算定する。

$$q_{n,i}(t) = 0.7 \int_{t-T_n+1}^t f_n w_n(\tau) P_{n,i}(\tau) R(t-\tau) e^{-\lambda_{phys}(t-\tau)} d\tau / P_{edible, n} m_n \quad (2)$$

ここで、 f_n : 家畜 n による¹³⁷Csの腸からの吸収率 [-]

w_n : 家畜 n の飼料摂取率 [g/month]

$P_{n,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで生産される家畜 n の摂取する全飼料中¹³⁷Cs濃度 [Bq/g]

λ_{phys} : ¹³⁷Csの物理的半減期 [month⁻¹]

T_n : 家畜 n の生育期間 [month]

m_n : 家畜 n の体重 [g]

また、どの時点においても家畜体内の¹³⁷Csの70%が骨格筋へ分布することがわかっている⁽²⁾、式(2)で0.7を乗じている。

牛乳中の¹³⁷Cs濃度の評価については、乳牛の¹³⁷Cs残留や飼料から牛乳への移行モデル等から導出された牛乳中¹³⁷Cs濃度の評価式⁽²⁾を用いる。また、鶏卵への移行については、大島らの研究⁽³⁾によると、2週間以内に¹³⁴Cs(¹³⁷Cs)の99%が卵黄へ移行することが報告されているので、鶏の摂取後1カ月以内に平衡に達するとみなせる。よって鶏卵中の¹³⁷Cs濃度は、飼料から鶏卵への移行係数を用いて評価する。

本研究では、日本人が摂取する畜産物を、牛肉、豚肉、鶏肉、羊肉、鶏卵、牛乳、乳製品の計7種類に、必要な飼料を濃厚飼料10種類と粗飼料の計11種類に分類し、各食品毎に¹³⁷Cs濃度を算出する。

2.4 水産物中¹³⁷Cs濃度評価モデル

海洋中の¹³⁷Csが水産物へ移行する経路には、(海水)→(水産物)の経路と(海水)→(海底堆積物)→(水産物)の経路とがある。¹³⁷Csの場合、堆積物に比べて海水の影響が大きい⁽⁴⁾ことがわかっているため、本研究では堆積物を經由する経路は考慮しない。また、食物連鎖の影響も考慮しない。

本研究では、家畜の場合と同様に残留関数を用いて、水生生物の体内における¹³⁷Csの残留量を評価する。水産物中の¹³⁷Cs濃度を次式により算出する。海水中¹³⁷Cs濃度は、地球規模¹³⁷Cs降下特性評価モデルにより6つの海洋領域毎に算出したものを用いる。ある時刻 t において第 k 海洋領域で漁獲される海産生物 j 中の¹³⁷Cs濃度 $S_{n,j}(t)$ [Bq/g]は、残留関数 R を用いて次式で表される。

$$S_{j,k}(t) = \int_{t-T_j+1}^{T_j} v_j a_j W_k(\tau) R(t-\tau) e^{-\lambda_{phys}(t-\tau)} d\tau \quad (3)$$

ここに、 $W_k(t)$: ある時刻 t における第 k 海洋領域中の海水中¹³⁷Cs濃度 [Bq/l]

v_j : 海産生物 j の鰓による海水取込み率 [l/g・month]

T_j : 海産生物 j の生育期間 [month]

a_j : 筋肉部(軟体部)の¹³⁷Cs吸収率 [-]

海草類は水生植物であるので、海水中の¹³⁷Csの海草への移行と蓄積は、農産物の移行係数に相当する、海草への濃縮係数を用いて評価する。本研究では、日本人が摂取する水産物を、生魚5種類といか・た・かに・えび、貝類、海草類、魚介加工品の計9種類に分類し、各食品毎に¹³⁷Cs濃度を算出する。

2.5 食糧・飼料穀物の貿易に伴う人為的移動を評価するモデル

農・畜・水産物ごとに、貿易統計から輸入相手国を設定し、食糧の輸入に付随する¹³⁷Csの日本への輸入(人為的移行)をモデル化する。輸入相手国として、農産物29ヶ国、飼料23ヶ国、畜産物17ヶ国、水産物33ヶ国抽出し、各輸入相手毎の各農・畜・水産物中¹³⁷Cs濃度を次式により算定する。ここで、日本国内

での生産量は、便宜上日本から日本への輸入とみなしている。

$$A_{p,m} = \sum_i PF_{p,m,i} \cdot P_{m,i} \quad (4)$$

ここに、 $A_{p,m}$: 輸入相手国 p で生産 (漁獲) される農・畜・水産物・飼料 m 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]
 $PF_{p,m,i}$: 輸入相手国 p における農・畜・水産物・飼料 m の第 i 緯度ゾーン (海洋領域) での生産 (漁獲) 割合 [-]
 $P_{m,i}$: 第 i 緯度ゾーン (海洋領域) で収穫 (漁獲) される農・畜・水産物・飼料 m 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

農産物および畜産物について、 $PF_{p,m,i}$ は特に複数の緯度ゾーンにまたがる大国においては、実際には経年的に多少の変動があるが、本研究では一国内の農産物・飼料の地域毎の生産割合は変動しないものと仮定した。水産物については、 $PF_{p,m,i}$ は日本以外の国では一定とし、日本では、遠洋漁業で漁獲される割合の比較的大きいマグロ類のみ、国内外の経済変動による漁場の変動が大きいことを考慮して、統計資料等を参考に経年的に変化させる。さらに、各国から日本へ輸入される農・畜・水産物・飼料 m 中 ^{137}Cs 濃度は、種類毎に次式により算定する。

$$H_m = \sum_p PI_{p,m} \cdot A_{p,m} \quad (5)$$

ここに、 H_m : 輸入農・畜・水産物・飼料 m 中 ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]
 $PI_{p,m}$: 日本の農・畜・水産物・飼料 m の輸入及び生産 (漁獲) 全量に占める p 国からの輸入量の割合 [-]

PI は、経済の変動により経年的に変動する。そこで本研究では 1945 年から 5 年毎に PI の値を変化させる。

2.6 日本人の ^{137}Cs 経口摂取量評価モデル

日本人が経口摂取する ^{137}Cs 量 E は、毎年調査される日本人の 1 人 1 日あたりの食品別摂取量と、2.5 で定めた輸入及び国産農・畜・水産物中 ^{137}Cs 濃度 H との積和として次式のように算定される。

$$E = \sum_m PR_m \cdot H_m \cdot FF_m + \sum_n PR_n \cdot H_n \cdot FA_n + \sum_j PR_j \cdot H_j \cdot FM_j \quad (6)$$

ここで、 FF_m, FA_n, FM_j : 日本人による農産物 m 、畜産物 n 、水産物 i の摂取量 [g/p・d]

PR_m, PR_n, PR_j : 農産物 m 、畜産物 n 、水産物 i の調理・加工に伴う除去効果を考慮した ^{137}Cs の残留率 [-]

日本人の食品摂取量は、農・畜・水産物の ^{137}Cs 濃度評価モデルにおける分類毎に厚生省の国民栄養調査によるデータ⁽⁵⁾によって定める。

3 数値シミュレーション

3.1 数学モデルの数値解法

構築した日本人の ^{137}Cs 経口摂取量を評価する数学モデルにより数値シミュレーションを行う。評価対象期間を 1945～90 年の 46 年間とし、数値シミュレーションは 1 ヶ月単位に実行した。初期条件として、1945 年以前において全環境構成要素中の ^{137}Cs 濃度をゼロとした。

3.2 環境パラメータの設定

農産物・飼料中の ^{137}Cs 濃度評価モデルに必要なパラメータのうち、経根移行係数については、既報告値⁽⁶⁾の報告値の変動範囲内で ^{137}Cs 経口摂取量実測値によくフィッティングする値をパラメータの設定値とした。また、農産物への直接沈着係数に関しては、牧草に関する研究例⁽⁷⁾があるのみで、各農産物についての報告値はないので、放射線医学総合研究所による実測値⁽⁸⁾にフィッティングすることにより決定した。畜産物中の ^{137}Cs 濃度評価に必要なパラメータのうち、各家畜の代謝パラメータは既報告値⁽²⁾を用い、各家畜の飼料摂取率は日本の飼養標準を用いて家畜の生育期間中月毎に変化させた。

水産物中の ^{137}Cs 濃度評価モデルに必要なパラメータのうち、水産物の代謝に関するものは、生理学的研究報告値^{(9)・(11)}を基に設定した。水産物の筋肉 (軟体部) の ^{137}Cs 吸収率については報告値がないので、実測値⁽⁸⁾にフィッティングすることにより変動範囲を設定した。海藻の濃縮係数は既報告値⁽³⁾の変動幅が大きいので、実測値⁽⁸⁾にフィッティングすることにより決定した。

農・畜・水産物と飼料の各輸入割合は評価対象期間の日本の輸入実績統計と日本国内生産統計を用いて算出した。農・畜産物、飼料の各輸入国の各領域別生産割合は、1 つの緯度帯に位置している国については、その緯度帯での生産割合を 1 とし、複数の緯度帯にまたがっている国については、生産各国の農業統計等によって設定した。水産物の各輸入国の各海洋別漁獲割合も、世界の漁業についての資料等より設定した。輸入及び国内産農・畜・水産物は市場において均質に混合するものとし、輸入農・畜・水産物の輸送や貯

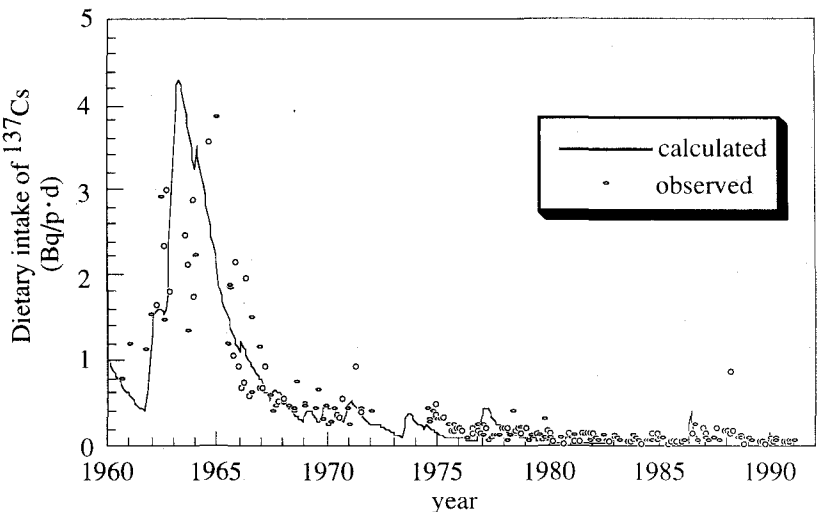


Fig. 2 Comparison between the calculated and observed dietary intake of ^{137}Cs by Japanese

蔵期間中の放射性崩壊による ^{137}Cs の減衰は無視した。

日本人の1人1日あたりの食品別摂取量は、厚生省による国民栄養調査の結果⁽⁵⁾を用いた。日本人が摂取する食品中に占める輸入品と国産品との比率は、各食品別の輸入量と国内生産量との比率に等しいと仮定する。また、食品の調理・加工にともなう除去による ^{137}Cs の残留率を既報告値⁽¹²⁾を基に設定した。

3.3 評価モデルの検証

日本人の ^{137}Cs 経口摂取量のシミュレーション結果を放射線医学総合研究所による実測値⁽⁸⁾とともに Fig.2 に示す。実測値と計算値とは比較的よく一致しており、本研究において構築したモデルによって、環境中に放出された ^{137}Cs が食品を介して日本人に経口摂取されるまでの移行を大略的に評価できたといえる。

4 日本人の健康リスクの評価

4.1 健康リスク評価モデルの構成

^{137}Cs の経口摂取による内部被曝線量は、ICRP によって規定されている、標準日本人および年齢階層毎に、 ^{137}Cs の経口摂取量 1Bq 当たりの内部被曝線量換算係数⁽¹³⁾⁽¹⁴⁾を用いて、次式によって算出する。

$$ID_{y,o} = \text{Deq}_{y,o} \cdot E_y \quad (7)$$

ここで、 $ID_{y,o}$: 年齢階層 y の人の組織 o での内部被曝線量 [Sv/month]

$\text{Deq}_{y,o}$: 年齢階層 y の人の ^{137}Cs 経口摂取量 1Bq 当たりの組織 o で内部被曝線量換算係数 [Sv/Bq]

E_y : 年齢階層 y の人の ^{137}Cs 経口摂取量 [Bq/month]

式 (7) によって算出した毎月の内部被曝線量から年毎の内部被曝線量を求め、ICRP によって定められた各組織毎の発ガンリスク係数⁽¹³⁾ から、各組織の発ガンによる年死亡率を、次式によって算出する。

$$D_{c,y} = R_{c,o} \cdot \sum_{\text{year}} ID_{y,o} \quad (8)$$

ここで、 $D_{c,y}$: 年齢階層 y の人のがん c による年死亡率 [-]

$R_{c,o}$: 組織 o におけるがん c の発ガンリスク係数 [Sv⁻¹]

$\sum_{\text{year}} ID_{y,o}$: 年齢階層 y の人の年毎の組織 o での内部被曝線量 [Sv/year]

4.2 日本人の健康リスクの評価

(A) 標準日本人の健康リスク

式 (8) を用いて、 ^{137}Cs の経口摂取による標準日本人の健康リスクを算出した。Table 1 に5年毎の年致死率を、人口動態統計による先天異常及びガンの年次死亡率⁽¹⁵⁾とともに示す。日本人の食品経由の内部被曝に伴う放射線誘発ガンによる致死率は、1950年代後半から60年代にかけて大きくなり、1963年には年間1億人に約8人が遺伝的影響、約4人が乳ガン、白血病、肺ガン、約1人が甲状腺や骨ガンで死亡すると推定された。各ガンの年間死亡率と比べると、1965年の乳ガンによる死亡者の約0.08%が ^{137}Cs の経口摂取による内部被曝で死亡していることになる。フォールアウト量の減少してくる1980年代以降、健康リスクは減少し、1990年時点では1兆人に最高1人が ^{137}Cs の経口摂取による内部被曝で死亡すると推定された。

(B) 年齢別健康リスク

^{137}Cs の経口摂取による標準日本人の健康リスクを年齢階層別に算出し、白血病についての結果をTable 2に示す。どのガンについても、乳児のリスクが最大で、次いで15歳年齢層(12~17歳)、成人、1歳、5歳、10歳年齢層の順にリスクが大きい。特に、1970~1980年代にかけて乳児の健康リスクは15歳や成人年齢層の約2倍と推定される。児童(1歳、15歳年齢層)のリスクは最小であるが、成人のリスクとの差は顕著ではない。これらは、年齢階層別の ^{137}Cs 年間被曝線量の推定に関する既報告⁽¹⁶⁾と同様の結果であり、本研究で構築した、日本人の健康リスクを評価するモデルの妥当性が評価できた。

Table 1 Cancer inducing risk of the reference Japanese

Annual excess fatal rate of each cancer induced by the dietary intake of ^{137}Cs for 100 million people (Annual fatal rate data according to the vital statistics of Japan ⁽¹⁴⁾)									
Cancer	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Hereditary	8×10^{-5} (8000)	2.4 (5200)	1.5 (4500)	2.9 (5300)	0.83 (5700)	0.22 (5400)	0.093 (4200)	0.0051 (3300)	0.0002 (2900)
Breast cancer	0.0004 (1700)	1.3 (1800)	0.80 (2000)	1.5 (2000)	0.44 (2400)	0.12 (3000)	0.050 (3600)	0.0027 (4100)	0.0001 (4800)
Leukemia	3×10^{-5} (1500)	1.1 (2300)	0.72 (2800)	1.3 (3200)	0.38 (3500)	0.10 (3700)	0.043 (3900)	0.0024 (4300)	0.0001 (4600)
Lung cancer	3×10^{-5} (3300)	1.1 (4700)	0.72 (7400)	1.3 (9900)	0.38 (12800)	0.10 (15600)	0.043 (20200)	0.0024 (25500)	0.0001 (31500)
Thyroid cancer	9×10^{-6} (2400)	0.28 (3600)	0.18 (4400)	0.33 (5300)	0.096 (6100)	0.026 (7200)	0.011 (8100)	0.0006 (9300)	3×10^{-5} (10600)
Bone cancer	9×10^{-6} (500)	0.28 (900)	0.18 (1100)	0.33 (1100)	0.096 (900)	0.026 (600)	0.011 (400)	0.0006 (400)	3×10^{-5} (400)

Table2 Annual excess fatal rate of Leukemia induced by the dietary intake of ^{137}Cs for 100 million Japanese of different age cohorts.

year	Age group					
	3 month	1 year	5 years	10 years	15 years	Adults
1950	0.00015	0.00002	0.00002	0.00003	0.00004	0.00004
1955	1.5	0.5	0.49	0.8	1.3	1.2
1960	1.1	0.32	0.31	0.51	0.73	0.77
1965	2.2	0.59	0.58	0.94	1.53	1.4
1970	1.3	0.17	0.17	0.27	0.44	0.41
1975	0.31	0.0046	0.045	0.074	0.12	0.11
1980	0.13	0.0019	0.0019	0.031	0.05	0.047
1985	0.0069	0.001	0.001	0.0017	0.0027	0.0025
1990	0.00017	0.00005	0.00005	0.00008	0.00014	0.00013

4.3 決定経路分析

農・畜・水産物の食品摂取経路が、 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクにどのように影響を及ぼすのかを分析する。式 (7)、(8) に示すように、健康リスクは ^{137}Cs 経口摂取量に比例する。そこで、農・畜・水産物の食品摂取量を変化させることによって ^{137}Cs 経口摂取量がどのように影響を受けるかを分析することによって、健康リスクへの影響を分析する。

2章で示したモデルを用いて、農・畜・水産物の食品摂取量をそれぞれ2倍にした場合の ^{137}Cs 経口摂取量の変化を推定した。その結果、 ^{137}Cs 経口摂取量は、農産物の食品摂取量を2倍にした場合に最も増大し、畜産物と水産物の摂取を2倍にしてもほとんど変化がないと推定された。よって、農産物の摂取経路が日本人の ^{137}Cs 経口摂取に大きな影響を及ぼすといえる。

4.4 チェルノブイリ事故への影響評価法への適用

1986年4月に起こったチェルノブイリ原子力発電所の事故によって放出された ^{137}Cs が、環境中に拡散し日本人に経口摂取されることによって引き起こされる健康リスクを、本研究で構築した健康リスク評価モデルを用いて評価することを試みた。チェルノブイリ事故の影響による健康リスクを評価する際、事故の起こる以前から環境中に存在する ^{137}Cs による健康リスクを除かなければならない。そこで、本研究で構築したモデルを用いて、チェルノブイリ事故が起こらなかった場合についてシミュレーションを行い、その結果得られた1986年以降の日本人の健康リスクと、4.2で推定した実際の日本人の健康リスクとを比較することにより、チェルノブイリの影響を評価することにした。結果の一部をTable 3に示す。チェルノブイリ事故の起こった1986年における健康リスクは、事故が起こらなかったと仮定した場合の約100倍になり、1986年の白血病による致死率は、成人の場合、事故が起こらないと仮定した場合には1兆人に約1人であるのに対して、1兆人に約120人であると推定された。事故の影響は翌年の1987年に約2倍の健康リスクとなって急激に減少し、1988年以降はその影響はほとんどみられなくなる。乳児への影響は、他の年齢層より長く続き、1987年に11倍、1988年に3倍の健康リスクが推定され、1989年以降に影響がみられなくなった。

4.5 ^{90}Sr 、 ^3H の経口摂取による健康リスクとの比較

本研究において評価した ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクを、 ^{137}Cs と同様の核実験由来の放射性核種である ^{90}Sr および ^3H の健康リスクとの比較を試みる。

^{90}Sr は経口摂取されて体内へ移行すると、Caに極めてよく似た行動をとるので骨への分布が著しく、その内部被曝の特性は体内分布が均一であるとみなせる ^{137}Cs とは相違している。人体中での ^{90}Sr の代謝モデルは複雑で、 ^{90}Sr の体内量を評価するためには人体各器官からなるコンパートメントモデルを構築しなければならない。しかし、経口摂取による内部被曝線量を評価する場合には ^{137}Cs の場合と同様に、ICRPによって規定されている ^{90}Sr の経口摂取量1Bq当たりの内部被曝線量換算係数⁽¹³⁾を用いて算出することができる。ICRPは ^{90}Sr の内部被曝線量換算係数を、標準人に対しては赤色骨髓と骨表面のみ規定している⁽¹³⁾。そこで、本研究で構築した ^{137}Cs の経口摂取による健康リスク評価モデルを ^{90}Sr に適用し、経口摂取された ^{90}Sr による内部被曝に起因する発ガンリスクを評価した。式 (8) において、 ^{90}Sr の経口摂取量は、2章で構築した ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルを ^{90}Sr へ適用して算出した計算値を用いる。

核実験によって環境中に放出された ^3H は、 ^{137}Cs や ^{90}Sr の場合と違って、その輸送媒体は主として水であり、地球環境中の挙動は水の循環と同じであると考えられる。地球の水循環を考慮して、 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスク評価モデルをもとに構築した ^3H の経口摂取による健康リスク評価モデル⁽¹⁷⁾によって、 ^3H の経口摂取量を推定し、ICRPによって規定されている ^3H の経口摂取量1Bq当たりの内部被曝線量換算係数⁽³²⁾を用いて内部被曝線量を算出し、経口摂取された ^3H による内部被曝に起因する発ガンリスクを評価した。ICRPは ^3H の内部被曝線量換算係数を、標準人の全組織について規定している⁽¹³⁾。

Table 4に、標準日本人の白血病による5年毎の年死亡率の推定結果を ^{137}Cs 、 ^{90}Sr および ^3H について示す。健康リスクは ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^3H の順で大きいと推定され、1965年時点では1億人に約7人が ^{90}Sr 、約1人が ^{137}Cs 、約0.02人が ^3H の経口摂取に起因する白血病で死亡すると推定された。1990年になると1兆人に約92人が ^{90}Sr 、約1人が ^{137}Cs 、約20人が ^3H の経口摂取に起因する白血病で死亡すると推定され、 ^{137}Cs より ^3H のリスクが大きくなっている。 ^{90}Sr による健康リスクが ^{137}Cs や ^3H より大きいのは、 ^{90}Sr は経口摂取されると骨への分布が著しいので白血病や骨ガンによるリスクが特に大きいと考えられること、また ^{90}Sr の生物学的

Table 3 Effect on the Japanese health risk by the Chernobyl Accident

year	Annual excess fatal rate of Leukemia for a trillion Japanese			
	after the Chernobyl Accident		in the case of no accident	
	3 months old	Adults	3 months old	Adults
1986	296	119	4	1
1987	21	1	2	0.7
1988	3	0.4	1	0.4
1989	0.8	0.2	0.6	0.2
1990	0.2	0.1	0.2	0.1

Table 4 Comparison among the reference Japanese risks of Leukemia induced by ^{137}Cs , ^{90}Sr and ^3H dietary intake

radionuclide	Annual excess fatal rate for 100 million people								
	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
^{137}Cs	3×10^{-5}	1.1	0.72	1.3	0.38	0.1	0.043	0.0024	0.0001
^{90}Sr	0.0041	4.1	3.1	7.2	2.6	0.77	0.36	0.032	0.0092
^3H	0.002	0.028	0.013	0.016	0.009	0.003	0.002	0.002	0.002

半減期が長いこと (^{90}Sr : 1.3×10^4 日、 ^{137}Cs : 76 日、 ^3H : 10 日) が原因であると考えられる。また、この推定結果より、 ^3H の経口摂取による人体への影響は小さいが長く続くことがわかる。

5 結論

本研究で得られた結論を以下に要約する。

- (1) 本研究で構築したモデルは、日本人による食品を介した ^{137}Cs の経口摂取の概要を把握するために使用することができるといえる。
- (2) 日本人による ^{137}Cs 経口摂取は、農産物の摂取経路が支配的であり、 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクは、主に農産物による ^{137}Cs の移行経路によって決定される。
- (3) ^{137}Cs の経口摂取による内部被曝によって引き起こされる日本人の健康リスクは、成人の標準日本人の場合 1950 年代後半から 1960 年代にかけて大きくなり、年間 1 億人に最高約 8 人が発ガンによって死亡し、1980 年代以降、健康リスクは減少し 1990 年では 1 兆人に最高 1 人が死亡すると推定された。
- (4) ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクには年齢差があり、乳児のリスクが最大で、次いで 15 歳年齢層、成人、1 歳、5 歳、10 歳年齢層の順にリスクが大きい。
- (5) ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクは、主に農産物への ^{137}Cs の移行経路によって決定される。
- (6) 本研究で行った健康リスク評価をチェルノブイリ事故へ適用した結果、チェルノブイリ事故が起こった 1986 年の日本人の健康リスクは、事故が起こらなかったと仮定した場合の約 100 倍と推定された。
- (7) 骨における内部被曝に関わる白血病については、 ^{90}Sr によるリスクが大きく、次いで ^{137}Cs 、 ^3H の順となり、1990 年代になると ^{137}Cs より ^3H によるリスクのほうが大きくなると推定された。

参考文献

- (1) Y. Shimada, S. Morisawa, Y. Inoue : A numerical model for the analysis and evaluation of global ^{137}Cs fallout. Health Physics, Vol.70, No.2, pp.171-179 (1996) .
- (2) Coughtrey, P.J., Thorne, M.C. : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, A Critical Review of Data, Vol.1, A.A.Balkema Pub, (1983) .
- (3) 大島正尚、野崎博：鶏卵中への ^{89}Sr 、 ^{134}Cs 、 ^{131}I の移行と蓄積、農技研報告 G 第 20 号、pp.225-236, (1961)
- (4) 佐伯誠道 編：環境放射能、ソフトサイエンス社、pp.254-264, (1984) .
- (5) 厚生省公衆衛生局栄養課：国民栄養の現状、昭和 21-平成 2 年度版 (1946-1990)
- (6) 原子力環境整備センター：土壌から農産物への放射性物質の移行係数 (環境パラメータシリーズ 1) , (1988)
- (7) Chamberlain, A.C. : Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation, Atmos. Environ., Vol.4, pp.57-78, (1970) .
- (8) National Institute of Radiological Science : Radioactivity Survey Data in Japan, No.1~No.97, (1963~92) .
- (9) Koyanagi, T. et al. : Concentration and excretion of ^{137}Cs , ^{95}Zr , ^{95}Nb and ^{59}Fe by marine fishes. NIRS-R-5, pp.6-8, (1976) .
- (10) Nakamura, R. and Nakahara, M. : Combining of radionuclides with constituent materials of marine algae. Nippon Suisan Gakkaishi, Vol.45, pp.757-762, (1979) .
- (11) 日本水産学会編：魚の呼吸と循環 (水産学シリーズ 24)、恒星社厚生閣、(1978)
- (12) 原子力環境整備センター：食品の調理・加工による放射性核種の除去率 (環境パラメータシリーズ 4)、(1994)
- (13) ICRP : Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Pub.30 Suppl. Part 1, (1979) , Pergamon Press.
- (14) ICRP : Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides : Part 1, ICRP Pub.56, Pergamon Press, (1989) .
- (15) 厚生省大臣官房統計情報部編：平成 4 年人口動態統計上巻、(財) 厚生統計協会、(1992) .
- (16) 内山正史：人体中のセシウム -137、(環境放射能、佐伯誠道編)、ソフトサイエンス社、pp.285-295, (1984)
- (17) 西村留美：地球規模フォールアウトリナムによる日本人の健康リスク評価、京都大学工学部衛生工学科卒業論文