保健物理，35(4)，449～466 (2000)

解　　説

防災指針における飲食物摂取制限指標の改定について

須賀新一*1，市川龍資*2

(2000年11月1日受付)

On the Revision of Control Index Levels on the Ingestion of Food and Water in the Guidelines for Radiological Emergency Preparedness and Countermeasures in Japan

Shinichi SUGA*1 and Ryushi ICHIKAWA*2

This paper describes the revised index levels of the control of food and water in the Nuclear Safety Commission guidelines, "Off-Site Emergency Planning and Preparedness for Nuclear Power Plants, etc." Food and water are divided into five categories, and the consumption of each has been conjectured. For this purpose, a nationwide survey for nutrition in Japan by the Welfare Ministry and a survey on the food of infants and children in the coastal area of Ibaraki Prefecture by the National Institute of Radiological Sciences are considered. These categories are (1) drinking water, (2) milk and dairy products, (3) vegetables, (4) grain, and (5) meats, egg, fish, shellfish, and others. The radionuclides groups are then chosen in consideration of their potential importance in regard to food and water contamination. Those chosen were, (1) radio-iodine, (2) radioactive cesium and strontium, (3) uranium, and (4) plutonium and alpha-ray-emitting transuranic radionuclides. The intervention dose levels of 5 mSv of effective dose and 50 mSv of committed equivalent dose to the thyroid for radio-iodine for a period of one year were adopted. The radioactivities of ^{131}I, ^{132}I, ^{133}I, ^{134}I, ^{135}I and ^{132}Te are assumed to be proportional to the contents in nuclear fuel after a cooling time of 0.5 day, and the radioactivity of ^{131}I is taken as a scale that represents the level of control on the ingestion of food and water. Based on doses to infants, whose exposure is highest, the levels of control are recommended to be 300 Bq/kg or more for drinking water and milk and other dairy products, and 2,000 Bq/kg or more for vegetables, except edible roots and potatoes. It is assumed that radio-cesium released in the environment is accompanied by strontium radio-nuclides with a ^{90}Sr/^{137}Cs radioactivity ratio of 0.1, taking into account the past measurements of fallout. Radio-nuclides are assumed to contain ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{90}Sr, and ^{89}Sr with the same mixing ratio as that of the fuel in a nuclear reactor. The sum of radioactivity of ^{134}Cs and ^{137}Cs is used as a scale that represents the level of control, and the yearly average concentration in food and water is presumed equal to half the concentration of those in the peak term. It has then been recommended that the levels of control for radio-cesium should be 200 Bq/kg or more for drinking water and milk and other dairy products, and 500 Bq/kg or more for vegetables, grain, meat, eggs, and fish. Moreover, in special cases, measurements on radio-strontium are necessary if a nuclear power reactor operates for less than two years because the ratio of ^{89}Sr radioactivity is much higher than in reactors with longer times of operation. For uranium, the index levels are presented in terms of alpha-activity concentration: 20 Bq/kg or more for drinking water and milk and other dairy products, and 100 Bq/kg or more for

*1 日本原子力研究所国際原子力総合技術センター；茨城県那珂郡東海村（〒319-1195）
Nuclear Technology and Education Center, Japan Atomic Energy Research Institute; Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1195, Japan
*2 元放射線医学総合研究所
former National Institute of Radiological Sciences

vegetables, grain, meat, eggs, and fish. The sum of the radioactivity concentration of ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu, ^{241}Am, ^{242}Cm, ^{243}Cm, and ^{244}Cm is selected as a scale for representing the levels of control on food and water for plutonium and other transuranic radionuclides. The level of control has been recommended as 1 Bq/kg or more for drinking water and milk and other dairy products, and 10 Bq/kg or more for vegetables, grain, meat, eggs, and fish. For commercially available food for babies, the recommended level of control is 1 Bq/kg or more in a cooked form and served as a meal for plutonium and other transuranic radionuclides.

KEY WORDS：index level, food, drinking water, guideline, emergency, revision, infant, radio-iodine, cesium, strontium, uranium, plutonium

I はじめに

わが国の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力発電所等周辺の防災対策について」[1]（以下，防災指針という。）には，成立当初から放射性ヨウ素の甲状腺への影響に着目して飲食物摂取制限の指標が設けられていた。その指標は，^{131}I に対する飲料水，葉菜および牛乳中の濃度で示され，甲状腺の線量当量 15 mSv に基づき，これら 3 食品の複合汚染を考慮して，乳児に対する誘導濃度を算出し，指標として採用していた。1986 年のチェルノブイル事故の際には，半減期の長い放射性セシウムおよびストロンチウム等による飲食物汚染が生じ，これらの核種に対する飲食物摂取制限の指標を導入する必要性が明らかになった。また，再処理施設の防災対策をより実効性あるものにして行くためにプルトニウム及び超ウラン元素のアルファ放出核種に対する指標導入の必要性が認識されてきていた。

一方，国際勧告及び指針の動向をみると，1992 年 ICRP は，Publication 63[2] で，飲食物に対する対策がほとんどすべての場合正当化される介入レベルとして，1 種類の食品に対して 1 年間に実効線量で 10 mSv を勧告した。それとともに最適化されるレベルの範囲がこの正当化レベルの 1/10 以下にはならないであろうとした。そして，具体的な最適値の範囲は，β/γ 放出体に対して 1,000～10,000 Bq kg^{-1}，α 放出体に対して 10～100 Bq kg^{-1}に当るとした。これを受けて IAEA は，Safety Series No. 109[3] の中で，FAO/WHO の国際交易ガイドライン[4] と矛盾しないように調整をとった上で飲食物摂取制限の指針を公表し，ついでその指針を Safety Series No. 115: “電離放射線に対する防護および放射線源の安全に関する基本基準”（BSS, 1996）[5] に採用した。

このような情勢を踏まえ，原子力安全委員会の原子力発電所等周辺防災対策専門部会は，その部会の環境ワーキンググループでの検討結果に基づき，1998 年 11 月に飲食物摂取制限に関する指標を改定した。この改定では，従来からの放射性ヨウ素に対する指標の見直しがなされるとともに，放射性セシウム及びストロンチウムの指標並びにプルトニウム及び超ウラン元素アルファ核種の指標が設けられた。

さらに，1999 年 9 月の JCO 臨界事故の経験から核燃料施設の防災対策をより実効性あるものとするため，2000 年 5 月に表題が変更された防災指針「原子力施設等の防災対策について」[6] の中でウランに対する飲食物摂取制限に関する指標が設けられた。

指標改定の際に，次の考え方がとられた。

①この指標は，飲食物中の放射性物質が健康に悪影響を及ぼすか否かを示す濃度基準ではなく，緊急事態における介入のレベル（防護対策指標），言い換えれば，防護対策の一つとしての飲食物摂取制限措置を導入する際の目安とする値である。

②本指標算出にあたっては，防護対策指標設定の基本となる ICRP，IAEA 等の考え方に基づき，回避線量（防護措置を実施することによって免れる線量）がそれ以上なら防護対策を導入すべきかどうかを判断する線量として実効線量 5 mSv/年（放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は 50 mSv/年）を基にするとともに，わが国の食生活等の実態も考慮することにした。

結論として飲食物摂取制限の指標は，実測による放射性物質の濃度として**第 1 表**のとおり与えられた[6]。

II 誘導介入レベルの計算根拠

1. 対象核種の選定

はじめに飲食物に対する誘導介入レベル（DIL：Derived Intervention Level）の算出を行い，これをもとにして指標が提案された。誘導介入レベルは，ここでは，介入線量レベルの被ばくをする飲食物中の放射性核種濃度をいう。誘導介入レベルは，介入線量レベルのほか，飲食物の分類，その摂取量および放射性核種に対して年

第1表　飲食物摂取制限に関する指標

対　象	放射性ヨウ素 (混合核種の代表核種：^{131}I)
飲料水	3×10^2 Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類 (根菜・芋類を除く。)	2×10^3 Bq/kg 以上

対　象	放射性セシウム
飲料水	2×10^2 Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	5×10^2 Bq/kg 以上
穀　類	
肉・卵・魚・その他	

対　象	ウラン
飲料水	20 Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	1×10^2 Bq/kg 以上
穀　類	
肉・卵・魚・その他	

対　象	プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種 (^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu, ^{241}Am, ^{242}Cm, ^{243}Cm, ^{244}Cm の放射能濃度の合計)
飲料水	1 Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	10 Bq/kg 以上
穀　類	
肉・卵・魚・その他	

(注) 乳児用として市販される食品の摂取制限の指標とては，ウランについては，20 Bq/kg を，プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種については 1 Bq/kg を適用するものとする。ただし，この基準は，調理され食事に供される形に適用されるものとする。

齢層ごとに与えられている内部被ばくの線量係数などに依存する。原子力施設の事故の際に放出される可能性があるすべての放射性核種に対して，それぞれ誘導介入レベルを計算することは実際的ではない。そこで，原子力発電所等の事故時に放出量が多いと予想される核種で，飲食物への移行並びに人間に対する影響等に重要性ある核種を選んで指標を設けることとされた。

指標の対象とする核種の選定理由の大部分は**I節**に述べたことに尽きるが，さらに次のことを付記したい。

事故の早期段階において最も多量の放出が考えられる放射性核種は希ガスとヨウ素群の核種である。このうち希ガスは外部被ばくのみに寄与するので除外し，ヨウ素群（^{131}I, ^{132}I, ^{133}I, ^{134}I および ^{135}I）を選定し，^{131}I を指標核種とした。この指標核種の意味は，ヨウ素群の核種の混合比率（後述）を仮定し，その中の ^{131}I の飲食物中濃度によって指標を表わすということである。

放射性セシウム（^{134}Cs および ^{137}Cs）と放射性ストロンチウム（^{89}Sr および ^{90}Sr）を選んだ理由は，セシウムは葉面吸収されて，植物に取り込まれやすい[7]ため，またストロンチウムは葉面からは吸収されにくいが，土壌からの移行はセシウムと同程度か場合によっては1桁大きい[8]ため飲食物からの被ばく経路に関して重要な核種のためであった。

2.　放射性核種の混合割合の考え方

原子力事故時に放出される放射性核種の混合割合は，できる限り代表性あるものを仮定することとした。そのために，放射性ヨウ素，セシウムおよびストロンチウムその他の $\beta(\gamma)$ 核種は，軽水炉における燃料の燃焼度が 30,000 MWd/ton の場合の主要な放射性核種を存在割合とする放出源から放出されるとした。また，食品汚染への寄与がほとんど考えられない短半減期核種を考慮から除外するため，原子炉停止から冷却時間 0.5 日後の同位体割合とした。使用した原子炉内の主要放射性核種の放射能存在割合を，30,000 MWd/ton 以外のいくつかの燃焼度における放射能存在割合とともに**第2表**に示す。この表は，初期濃縮度 3.0%の燃料を比出力 18.0 MW/ton で PWR において燃焼させたとき生成する主な放射性核種の 0.5 日後の放射能を ORIGEN2 コード[9]による計算結果から抜き出したものである。

先ず，ヨウ素群核種 ^{131}I, ^{132}I, ^{133}I, ^{134}I, ^{135}I および ^{132}I の親核種である ^{132}Te の混合割合は，**第2表**に示すとおりとし，^{131}I を1とする相対値で表わした。(いいかえれば，^{131}I を指標核種とした。) **第3表**の上側の部分にヨウ素群核種放射能に関して採用した混合割合を示す。

第2表 原子炉内の放射性核種の存在割合
原子炉（PWR）停止後0.5日における放射性核種の放射能（Ci/ton）

核種	燃焼度（MWd/ton）				
	5,000	10,000	20,000	30,000	50,000
^{89}Sr	6.2×10^{5}	5.7×10^{5}	4.8×10^{5}	4.1×10^{5}	3.1×10^{5}
^{90}Sr	1.4×10^{4}	2.6×10^{4}	4.7×10^{4}	6.5×10^{4}	8.8×10^{4}
^{95}Zr	8.7×10^{5}	8.8×10^{5}	8.3×10^{5}	7.8×10^{5}	7.2×10^{5}
^{95}Nb	8.3×10^{5}	8.9×10^{5}	8.4×10^{5}	7.9×10^{5}	7.2×10^{5}
^{103}Ru	5.7×10^{5}	6.4×10^{5}	7.2×10^{5}	7.8×10^{5}	8.8×10^{5}
^{106}Ru	5.9×10^{4}	1.3×10^{5}	2.5×10^{5}	3.6×10^{5}	5.2×10^{5}
^{131}I	4.4×10^{5}	4.5×10^{5}	4.7×10^{5}	4.7×10^{5}	4.9×10^{5}
^{132}I	6.2×10^{5}	6.3×10^{5}	6.3×10^{5}	6.4×10^{5}	6.5×10^{5}
^{133}I	6.9×10^{5}	6.9×10^{5}	6.9×10^{5}	6.7×10^{5}	6.6×10^{5}
^{134}I	3.3×10^{2}	3.2×10^{2}	3.0×10^{2}	2.9×10^{2}	2.8×10^{2}
^{135}I	2.7×10^{5}	2.6×10^{5}	2.6×10^{5}	2.6×10^{5}	2.6×10^{5}
^{132}Te	6.0×10^{5}	6.1×10^{5}	6.2×10^{5}	6.2×10^{5}	6.3×10^{5}
^{134}Cs	4.5×10^{3}	1.7×10^{4}	5.7×10^{4}	1.1×10^{5}	2.5×10^{5}
^{137}Cs	1.6×10^{4}	3.2×10^{4}	6.3×10^{4}	9.2×10^{4}	1.5×10^{5}
^{140}Ba	8.8×10^{5}	8.6×10^{5}	8.3×10^{5}	8.1×10^{5}	7.8×10^{5}
^{140}La	9.3×10^{5}	8.9×10^{5}	8.7×10^{5}	8.5×10^{5}	8.4×10^{5}
^{141}Ce	8.5×10^{5}	8.4×10^{5}	8.1×10^{5}	7.9×10^{5}	7.6×10^{5}
^{144}Ce	3.8×10^{5}	5.6×10^{5}	6.6×10^{5}	6.6×10^{5}	6.1×10^{5}
^{238}Pu	2.4×10^{1}	1.2×10^{2}	7.4×10^{2}	2.1×10^{3}	6.8×10^{3}
^{239}Pu	1.4×10^{2}	2.1×10^{2}	2.8×10^{2}	3.1×10^{2}	3.7×10^{2}
^{240}Pu	5.3×10^{1}	1.4×10^{2}	3.4×10^{2}	5.0×10^{2}	6.5×10^{2}
^{241}Pu	4.9×10^{3}	2.5×10^{4}	7.5×10^{4}	1.2×10^{5}	1.9×10^{5}
^{242}Pu	6.9×10^{-3}	7.7×10^{-2}	6.5×10^{-1}	1.8×10^{0}	4.7×10^{0}
^{241}Am	1.5×10^{0}	1.5×10^{1}	8.9×10^{1}	1.8×10^{2}	4.2×10^{2}
^{239}Np	7.5×10^{6}	7.7×10^{6}	8.4×10^{6}	9.3×10^{6}	1.1×10^{7}
^{242}Cm	8.6×10^{1}	1.6×10^{3}	1.6×10^{4}	4.5×10^{4}	1.1×10^{5}
^{243}Cm	4.5×10^{-3}	1.7×10^{-1}	4.2×10^{0}	1.9×10^{1}	8.7×10^{1}
^{244}Cm	1.0×10^{-1}	5.1×10^{0}	2.0×10^{2}	1.5×10^{3}	1.4×10^{4}

初期濃縮度3.0%の燃料を比出力18.0 MW/tで燃焼させた場合

環境中に放出される放射性セシウムには放射性ストロンチウムが伴っていると仮定した。そして，放射性Cs（^{137}Csと^{134}Cs）およびSr（^{90}Srと^{89}Sr）の割合は，先ず，^{90}Sr/^{137}Csの放射能濃度比を0.1と仮定し，さらに^{137}Csと^{134}Csの割合，および^{90}Srと^{89}Srの割合がそれぞれ**第2表**の炉内同位体割合になっているとした。^{90}Sr/^{137}Csの放射能濃度比としては，乳児の経口摂取について，^{90}Srの線量係数が^{137}Csの線量係数より1桁大きいため，大きい値をとったほうが安全側である。そこで，次の理由により大きめの値0.1を採用した。

第3表　放射性ヨウ素核種，および放射性 Cs と Sr の核種について仮定した放射能の割合

核種 (i)	半減期	壊変定数 λ_i (d^{-1})	原子炉内放射能 (MWd/ton 当り Ci/ton)	代表核種放射能に対する割合 f_i
^{132}Te	78.2 h	2.127×10^{-1}	6.2×10^{5}	1.3191
^{131}I	8.04 d	8.621×10^{-2}	4.7×10^{5}	1.0000
^{132}I	2.3 h	7.232	6.4×10^{5}	1.3617
^{133}I	20.8 h	7.998×10^{-1}	6.7×10^{5}	1.4255
^{134}I	52.6 m	1.897×10^{1}	2.9×10^{2}	0.0006
^{135}I	6.61 h	2.517	2.6×10^{5}	0.5532
^{89}Sr	50.5 d	1.373×10^{-2}	4.1×10^{5}	0.28732
^{90}Sr	29.12 y	6.521×10^{-5}	6.5×10^{4}	0.04555
^{134}Cs	2.062 y	9.210×10^{-4}	1.1×10^{5}	0.54455
^{137}Cs	30.0 y	6.330×10^{-5}	9.2×10^{4}	0.45545

(注) (1) この表の下半部の f_i は $^{134+137}$Cs を指標核種として，^{134}Cs と ^{137}Cs の両者の割合を加えれば ^{131}I と同様に 1 になるように値をとってある。
(2) 放射能比 ^{90}Sr/^{137}Cs を 0.1 と仮定している。

① 1988 年国連科学委員会報告書（付属書 D）[10] によれば，チェルノブイル原子力発電所事故の際，地表空気中の ^{90}Sr/^{137}Cs 濃度比は，ソ連領内およびギリシャ等比較的近い距離で約 0.1 で，日本およびヨーロッパ等その他の地域ではそれより低かった。

②ウィンズケール事故（1957 年）[11] の場合，放出された ^{90}Sr/^{137}Cs 空気中濃度の比が約 0.005 であった。

放射性 Cs および Sr の放射能に関して採用した混合割合を**第3表**の下側の部分に示す。

原子力発電所用ウラン燃料の濃縮度は，天然に産出する ^{235}U 含有量から高くて 5%まで平均 4%程度である。^{234}U の割合は，10,000 μg/g ^{235}U 以下とするという規格[12] が定められていて，原料（UF_6）に適用されている。天然系のウランでは含有核種を ^{238}U，^{235}U 及び ^{234}U だけと仮定した。経口摂取の線量係数の差は，わずかであるが，3 核種のうち ^{234}U が最も高く，^{235}U がそれに次ぐので，濃縮度を高く，かつ ^{234}U 含有量を多く仮定した方が食品中の誘導介入レベルが安全側に算出される。そこで，濃縮度を 5%とし，^{234}U は規格の上限値が含まれていたと仮定すると，^{238}U：^{235}U：^{234}U の質量比は，95：5：0.05 となり，放射能比はおよそ 9：3：88 である。このように 88%の放射能が ^{234}U によることがあり得るので，近似的にすべての放射能が ^{234}U によるとして計算した[13]。

プルトニウムおよび超ウラン元素の α 核種（^{239}Pu および ^{241}Am 等）については，手順として，単一の核種による誘導介入レベルを算定した。次に，これを用いて混合核種の場合には汚染核種混合パターンの重要なものをいくつか仮定し，そのおのおのに対応した誘導介入レベルを試算した。混合核種の組成は**第2表**を参考にし，α 放射能合計値の最小値を求めて指標の提案値とした。

3.　単位経口摂取量当りの預託線量

幼児及び乳児と ICRP 線量係数の年齢範囲は次のとおり対応するとした。

①幼児は，ICRP Publication 56[14] の 5 歳児

②乳児は，ICRP Publication 56 の 3 月児，年齢範囲としては 0 から 12 カ月

放射性核種の経口摂取による単位摂取量あたりの預託実効線量（線量係数）は，ICRP Publication 67[15] 及び IAEA の BSS（Safety Series No. 115）[5] が示した数値を用いた。

放射性ヨウ素および ^{132}Te に対しては，（預託）甲状腺等価線量についての線量係数を用いた。ヨウ素の同位体に対する線量係数は，日本人が安定ヨウ素の多い食生活をしていることから，以前は血液中のヨウ素が甲状腺に移行する割合を 0.2 として計算したが，今回は上記 ICRP および BSS の数値を用いたので，甲状腺移行割合は 0.3 になっている。

これらの文献に載っていない ^{133}I，^{134}I および ^{135}I の成人甲状腺（等価）線量の経口摂取線量係数は NRPB が発行した LUDEP 2.0 プログラム[16] から求めた。さらに，乳児および幼児における甲状腺線量の成人甲状腺

第4表 放射性核種の経口摂取線量係数（単位：mSv/Bq）

放射性核種	成　人	幼　児	乳　児
^{89}Sr（実効線量）	2.6×10^{-6}	8.9×10^{-6}	3.6×10^{-5}
^{90}Sr（　〃　）	2.8×10^{-5}	4.7×10^{-5}	2.3×10^{-4}
^{132}Te（甲状腺等価線量）	2.9×10^{-5}	1.6×10^{-4}	6.2×10^{-4}
^{131}I（　〃　）	4.3×10^{-4}	2.1×10^{-3}	3.7×10^{-3}
^{132}I（　〃　）	3.4×10^{-6}	1.9×10^{-5}	4.0×10^{-5}
^{133}I（　〃　）	8.3×10^{-5}	4.6×10^{-4}	9.8×10^{-4}
^{134}I（　〃　）	5.5×10^{-7}	3.1×10^{-6}	6.5×10^{-6}
^{135}I（　〃　）	1.6×10^{-5}	8.9×10^{-5}	1.9×10^{-4}
^{134}Cs（実効線量）	1.9×10^{-5}	1.3×10^{-5}	2.6×10^{-5}
^{137}Cs（　〃　）	1.4×10^{-5}	9.7×10^{-6}	2.1×10^{-5}
^{232}U（　〃　）	3.3×10^{-4}	5.8×10^{-4}	2.5×10^{-3}
^{234}U（　〃　）	4.9×10^{-5}	8.8×10^{-5}	3.7×10^{-4}
^{235}U（　〃　）	4.7×10^{-5}	8.5×10^{-5}	3.5×10^{-4}
^{236}U（　〃　）	4.7×10^{-5}	8.4×10^{-5}	3.5×10^{-4}
^{238}U（　〃　）	4.5×10^{-5}	8.0×10^{-5}	3.4×10^{-4}
^{239}Np（　〃　）	8.0×10^{-7}	2.9×10^{-6}	8.9×10^{-6}
^{239}Pu（　〃　）	2.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.2×10^{-3}
^{240}Pu（　〃　）	2.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.2×10^{-3}
^{241}Pu（　〃　）	4.8×10^{-6}	5.5×10^{-6}	5.7×10^{-5}
^{242}Pu（　〃　）	2.4×10^{-4}	3.2×10^{-4}	4.0×10^{-3}
^{241}Am（　〃　）	2.1×10^{-4}	2.8×10^{-4}	3.7×10^{-3}
^{242}Cm（　〃　）	1.2×10^{-5}	3.9×10^{-5}	5.9×10^{-4}
^{243}Cm（　〃　）	1.5×10^{-4}	2.2×10^{-4}	3.2×10^{-3}
^{244}Cm（　〃　）	1.2×10^{-4}	1.9×10^{-4}	2.9×10^{-3}

線量に対する比が，物理的半減期が比較的近い ^{132}I の乳児および幼児における甲状腺線量の成人甲状腺線量に対する比に等しいという近似を行った。これによって，これら3核種の乳児および幼児における経口摂取線量係数を求めた。これら線量係数を**第4表**に示す。表を見ると，Pu及び超ウラン元素の線量係数の年齢依存性は大きく，乳児の線量係数は幼児のそれの10倍を超えるものがほとんどである。他の核種の年齢依存性は，それほど大きくない。たとえば，乳児に対する放射性Srの線量係数は，幼児に対するそれの約5倍以下である。このPu及び超ウラン元素の線量係数の特徴に対して，乳児用食品に対する指標の調整がなされ，**第1表**の注が設けられた。

4. 飲食物の分類と摂取量

日本人成人についての飲食物の分類は，食品摂取に関する全国規模調査である「国民栄養調査」（厚生省）[17]の食品ごとの摂取量を基とした。その上で，放射性核種の人への移行しやすさの観点に加えて，すべての食品を含めること，および，実用的には飲食物カテゴリーの数は少ないほうがよいこと，などを考慮して飲食物を5つのカテゴリーに分類した。すなわち，①飲料水，②牛乳・乳製品，③野菜類（根菜，芋類を含む。），④穀類，および⑤肉，卵，魚介類その他（以後簡単に，肉・卵・魚・その他と呼ぶ。）である。

幼児と乳児の飲食物の種類ごと摂取量は，成人についての食品の分類に従い，放射線医学総合研究所が茨城県沿岸地域で実施した調査を基礎に推定した。

飲食物カテゴリーとカテゴリーごとの摂取量推定の結果は，“放射性セシウム”，“ウラン”および“プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種”については，**第5表**のとおりであり，また，この表を導く際の検討の詳細を**付録**に記述した。

一方，放射性ヨウ素が空気中から沈着することによって汚染が起きやすい飲食物は，飲料水，牛乳，葉菜およ

第5表　飲食物カテゴリーと摂取量（放射性ヨウ素以外に適用）
単位：kg/日または l/日

飲食物カテゴリー	成　人	幼　児	乳　児
飲料水	1.65	1.0	0.71
牛乳・乳製品	0.2	0.5	0.6
野菜類	0.6	0.25	0.105
穀類	0.3	0.11	0.055
肉，卵，魚介類，その他	0.5	0.105	0.05

第6表　放射性ヨウ素に関連した飲食物カテゴリーと摂取量
単位：kg/日または l/日

飲食物カテゴリー	成　人	幼　児	乳　児
飲料水	1.65	1.0	0.71
牛乳・乳製品	0.2	0.5	0.6
野菜類	0.4	0.17	0.07

び果花菜などの野菜類である。野菜類のうち根菜と芋類は地下にあって，直接の沈着による汚染がないため，それらの汚染の程度が比較的小さくなるので，この場合の野菜類から除く。すなわち，放射性ヨウ素に関連しての飲食物のカテゴリーは，①飲料水，②牛乳・乳製品，および③野菜類（根菜，芋類を除く。）である（根菜および芋類の摂取量については付録参照）。放射性ヨウ素に関連しての飲食物カテゴリーごとの年齢別1日当り摂取量を**第6表**に示す。放射性ヨウ素でこの3つのカテゴリー以外の穀類及び肉・卵・魚・その他を0とした理由は，放射性ヨウ素の半減期が短いため，それらの食品中に蓄積したり，それらの食品から人体に移行したりする程度が小さいためである。

III　誘導介入濃度の計算

飲食物対策のための誘導介入レベルは，通例，飲食物中の放射性核種濃度で表わされるため，これを誘導介入濃度と呼んだ。

計算に伴う条件は以下のとおりである：

①公衆中の個人が，誘導介入濃度の飲食物を摂取しはじめ，1年間摂取し続けたときに，介入線量レベルの線量に被ばくするとする。ただし，飲食物中の放射性核種は，その物理学的半減期に従って減少するとする。

②放射性ヨウ素に対する介入線量レベルは，甲状腺等価線量50 mSvの2/3を**第6表**に示した飲食物に適用し，3カテゴリーの飲食物に等分に割り当てる。

③放射性セシウムおよび放射性ストロンチウムに対する介入線量レベルは，実効線量5 mSvで，5カテゴリーの飲食物に1 mSvずつ割り当てる。

④ウランについても同様にした。

⑤プルトニウムおよび超ウラン元素の α 核種に対する介入線量レベルは，実効線量5 mSvとする。(1)式の加法規則によって，公衆中の個人の被ばくがこの介入線量レベルを超えないような5カテゴリーの飲食物中放射性核種濃度を計算し，それら核種の α 放射能濃度の合計に着目する。年齢による被ばく線量の差および核種のいろいろな混合状況を考慮しても，公衆中の個人の被ばくが介入線量レベルを超えないような α 放射能濃度の合計をとって誘導介入濃度とする。1つ以上のカテゴリーの飲食物が影響を受け，また複数の放射性核種で汚染された場合，対応する誘導介入濃度を次の加算規則で計算する[18]。

$$\sum_i \sum_k \frac{C(i,k)}{DIL(i,j,k)} \leq 1 \qquad (1)$$

ここに，

$C(i,k)$＝飲食物カテゴリー k 中の放射性核種 i の濃度

$DIL(i,j,k)$＝カテゴリー k の中だけに核種 i だけがあるとして計算した年齢グループ j に対する誘導介入濃度

である。

1. 放射性ヨウ素，放射性セシウム及びストロンチウム，及びウランについての計算

1.1 計算式と使用した記号の意味

計算式と使用する記号は次のとおりである：

$$DIL_{jk}=\frac{ILD/G}{FW_{jk}\sum_i S_{ij}f_i\{1-\exp(-\lambda_i T)\}/\lambda_i} \qquad (2)$$

ここに，

DIL_{jk}：飲食物カテゴリー k に対する年齢グループ j の誘導介入濃度（Bq/kg または Bq/l）。飲食物カテゴリー k 中の放射能濃度で表す。

ILD：介入線量レベル

①ヨウ素の同位体および ^{132}Te に対して，年間の甲状腺等価線量 50×2/3 mSv

②Cs 及び Sr の同位体，またウランに対して，それぞれ年間の実効線量 5 mSv

G：飲食物カテゴリーに汚染がまたがることを考慮して，介入線量レベルを割り当てたことによる DIL 低減倍数（＝飲食物カテゴリーの数）

①ヨウ素の同位体および ^{132}Te に対して，$G=3$

②Cs 及び Sr の同位体，及びウランに，$G=5$

F：(年平均濃度)/(ピーク濃度) の値，例えば，収穫・出荷制限地域で生産されるはずの食品のみを住民はとるのではなく，他地域から流通してきた食品もかなりとると考えられる。そのような希釈効果のため，実際に住民が摂取するかもしれない放射性核種の量は減少する。F は，これを考慮するための係数で，^{137}Cs のような長半減期核種に適用する。

①短半減期の核種である放射性ヨウ素には適用せず，$F=1$ とする。

③Cs 及び Sr，及びウランの放射性同位体に対しては，それぞれ平均濃度はピーク濃度の半分とする。すなわち，$F=0.5$ とする。

S_{ij}：放射性核種 i を 1 Bq 経口摂取した場合の年齢グループ j の預託線量（mSv/Bq）（**第 4 表**参照）

ただし，

①放射性ヨウ素に対しては，甲状腺（預託等価）線量

②Cs 及び Sr の放射性同位体及びウランに対しては，（預託）実効線量

W_{jk}：年齢グループ j による飲食物カテゴリー k の 1 日当り摂取量（kg/d または l/d），

T：飲食物の摂取期間（365 d と仮定）

λ_i：核種 i の壊変定数（d^{-1}）

f_i：代表核種に対する核種 i の放射能の混合割合

使用した λ_i および f_i の値は**第 3 表**に示されている。

なお，物理学的半減期の値は，ICRP Publication 38[19] による値を用いた。f_i の値は**第 2 表**の原子炉内放射能存在割合から求めたので，有効数字は 2 桁であるが，計算のため仮に桁を多く記している。

1.2 放射性ヨウ素の誘導介入濃度

(2) 式において，$ILD/G=50\times2/3\times1/3=11.1$ mSv（甲状腺等価線量）とする。計算結果は**第 7 表**のとおりである。

最小値を小さい値（安全）側にまるめて指標が定められた。指標は，飲料水および牛乳，乳製品について 300 Bq/kg 以上，野菜類（根菜・芋類を除く。）について 2,000 Bq/kg 以上となった（**第 1 表**参照）。

1.3 放射性 Cs および Sr の誘導介入濃度

(2) 式における介入線量レベルは，**II 2** 節に述べたとおり放射能濃度の比 ^{90}Sr/^{137}Cs=0.1 とし，放射性セシウムだけでなく，放射性ストロンチウムの寄与も含めて 5 mSv とする。また，複数の飲食物カテゴリーに汚染がまたがることを考慮して，$G=5$ とし，年間の平均濃度とピーク濃度の比 $F=0.5$ とする。混合核種の代表核種は $^{134+137}$Cs とし，^{134}Cs と ^{137}Cs の放射能比は燃焼度 30,000 MWd/ton の場合の原子炉内存在量比に基づき，加算すれば 1 となるように 0.545：0.455 に仮定している（**第 3 表**参照）。誘導介入濃度の計算結果は**第 8 表**のとおりである。

放射性セシウムに対する指標としては，**第 1 表**のとおり，“飲料水”および“牛乳・乳製品”の 2 つの飲食物カテゴリーについて，200 Bq/kg 以上となり，“野菜類”，“穀類”および“肉・卵・魚・その他”の 3 飲食物

第 7 表 代表核種 ^{131}I の濃度に着目した誘導介入濃度 （単位：Bq/kg）

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値
飲料水	1,270	424	322	322
牛乳，乳製品	1.0×10^4	849	382	382
野菜類（根菜・芋類を除く。）	5,220	2,500	3,280	2,500

第8表　代表核種 $^{134+137}$Cs の濃度に着目した誘導介入濃度　(単位：Bq/kg)

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値
飲料水	201	421	228	201
牛乳・乳製品	1,660	843	270	270
野菜類	554	1,686	1,540	554
穀類	1,110	3,830	2,940	1,110
肉・卵・魚・その他	664	4,010	3,234	664

第9表　ウラン濃度 (^{234}U, ^{235}U, ^{236}U) に着目した誘導介入濃度　(単位：Bq/kg)

飲食物カテゴリー	成　人	幼　児	乳　児	最小値
飲料水	68	62	21	21
牛乳・乳製品	559	125	25	25
野菜類	186	249	141	141
穀類	373	566	269	269
肉・卵・魚・その他	224	593	296	224

カテゴリーについては，500 Bq/kg 以上とされた。

なお，原子炉内に生成する放射性核種 ^{89}Sr は，^{90}Sr に比較して早い速度で生成するため，燃焼度が進んだ通常の状態に比較して，運転開始後2年未満の発電用原子炉では ^{89}Sr の放射能が相対的に高くなる。このため，30,000 MWd/ton の燃焼度で核種の放射能存在割合を仮定して導いたこの指標提案値は，燃焼度が低い2年未満の原子炉には適用できない。従ってこのような場合には，測定の簡便さに着目して ^{90}Sr/^{137}Cs 放射能比を 0.1 とした仮定は当てはまらないので，放射性セシウムの測定とともに放射性ストロンチウム (^{89}Sr および ^{90}Sr) の測定も行う必要がある。

1.4 ウランの誘導介入濃度

II 2 節に述べたとおり，近似的にすべての核種が ^{234}U であるとして，安全側の DIL を評価できる。また，^{234}U の半減期 2.45×10^5 が最も短いので，飲食物を摂取する1年間における放射能減衰は考えなくて良い。(2) 式を用いて計算すると**第9表**の結果を得る。

結論として，飲食物を次の2つに類別し，それぞれに指標が提案された。

① “飲料水” 及び “牛乳・乳製品” に，20 Bq/kg 以上。

② “野菜類”，“穀類” 及び “肉・卵・魚・その他” に対して，100 Bq/kg 以上。

なお **IV** 飲食物の想定汚染への適用例と考察において，回収ウランに関連して，軽水炉燃料における燃焼度 50,000 MWd/ton，冷却時間1年の場合の核種組成での飲食物汚染を検討し，指標の有効性を確かめることにする。

2. プルトニウムおよび超ウラン元素のアルファ核種についての計算

計算の対象としたプルトニウムおよび超ウラン元素の放射線防護上重要な核種について，半減期[19] から壊変定数を求め，**第2表**の原子炉中の放射能存在割合を用いた。燃焼度については，30,000 MWd/ton と 50,000 MWd/ton との2つの場合について考察したが，あまり結果が変わらなかったので，燃焼度の進んだ 50,000 MWd/ton における誘導介入濃度を導いた。

(1) 一つの核種が一つの飲食物を汚染させる場合

WHO ガイドライン[18] の方法を用いて，まず1つの飲食物カテゴリー (k) が1つの放射性核種 (i) によって汚染され，年齢グループ j が年間 5 mSv の介入線量レベルに達する場合の飲食物カテゴリーの誘導放射能濃度 $DIL(i,j,k)$ を (3) 式 (459 頁脚注参照) に従って計算する。

計算した1核種1飲食物についての誘導介入濃度を**第10表**に示す。この表によると，もっとも誘導介入濃度が小さくなる乳児の場合，^{239}Pu 等 α 放出核種について 4 Bq/kg より少し大きめの値になる。

(2) 一つの核種がすべての飲食物を汚染させる場合

原子炉または再処理施設等からの重大な汚染状況として，線量係数が大きな核種 (例えば，^{239}Pu) が，単一

第 10 表 介入線量レベル 5 mSv/y に達する 1 核種 1 飲食物についての誘導介入濃度 (単位：Bq/kg)

核 種	年 齢 グループ	飲料水	牛乳・乳製品	野菜類	穀 類	肉・卵・魚・その他
^{238}Pu	成 人	36.2	299	99.7	199	119
	幼 児	44.4	88.7	177	403	423
	乳 児	4.84	5.73	32.7	62.5	68.8
^{239}Pu	成 人	33.2	274	91.2	182	109
	幼 児	41.4	82.9	166	377	395
	乳 児	4.59	5.43	31.0	59.2	65.1
^{240}Pu	成 人	33.2	274	91.3	183	110
	幼 児	41.5	83.0	166	377	395
	乳 児	4.59	5.44	31.1	59.3	65.2
^{241}Pu	成 人	1,770	1.46E4	4,870	9,740	5,850
	幼 児	2,550	5,100	1.02E4	2.32E4	2.43E4
	乳 児	347	410	2,340	4,480	4,920
^{242}Pu	成 人	33.4	276	91.9	184	110
	幼 児	41.3	82.7	165	376	394
	乳 児	4.66	5.51	31.5	60.1	66.1
^{241}Am	成 人	39.6	326	109	218	131
	幼 児	49.0	97.9	196	445	466
	乳 児	5.22	6.18	35.3	67.4	74.1
^{239}Np	成 人	1.11E6	9.20E6	3.07E6	6.13E6	3.68E6
	幼 児	5.07E5	1.01E6	2.03E6	4.61E6	4.83E6
	乳 児	2.33E5	2.76E5	1.57E6	3.01E6	3.31E6
^{242}Cm	成 人	1,360	1.12 E 4	3,750	7,500	4,500
	幼 児	692	1,380	2,770	6,290	6,590
	乳 児	64.4	76.2	436	832	915
^{243}Cm	成 人	56.0	462	154	308	185
	幼 児	63.0	126	252	573	600
	乳 児	6.10	7.22	41.3	78.8	86.7
^{244}Cm	成 人	70.5	582	194	388	233
	幼 児	73.5	147	294	668	700
	乳 児	6.78	8.02	45.9	87.5	96.3

この表の数値の精度は実際は 2 桁しかないが，後の計算に用いるため仮に 3 桁とっている。

核種で，飲料水を含むすべての飲食物を等しい濃度で汚染した場合を想定する。介入線量レベルを年間 5 mSv としての計算式は，(4)式(459 頁脚注参照)として表される。

誘導介入濃度の計算結果は**第 11 表**のとおりである。この表によると，もっとも誘導介入濃度が小さい乳児の場合，α 放出核種で 2～3 Bq/kg の値となる。それに対して成人の誘導介入濃度は，およそ 10 数～30 Bq/kg となり，幼児のそれは成人の値に近いものになる。従って，介入線量レベルを 5 mSv/y とした乳児の誘導介入濃度に基づいて飲食物摂取制限指標を設ければ，他の年齢グループではさらに低い被ばくに抑えられることになる。

第11表　Pu等超ウラン元素の単一核種で全食品が汚染された場合の誘導介入濃度（単位：Bq/kg）

核　種	成　人	幼　児	乳　児
^{238}Pu	1.8×10^{1}	2.3×10^{1}	2.3×10^{0}
^{239}Pu	1.7×10^{1}	2.1×10^{1}	2.1×10^{0}
^{240}Pu	1.7×10^{1}	2.1×10^{1}	2.2×10^{0}
^{241}Pu	9.0×10^{2}	1.3×10^{3}	1.6×10^{2}
^{242}Pu	1.7×10^{1}	2.1×10^{1}	2.2×10^{0}
^{241}Am	2.0×10^{1}	2.5×10^{1}	2.4×10^{0}
^{239}Np	5.7×10^{5}	2.6×10^{5}	1.1×10^{5}
^{242}Cm	6.9×10^{2}	3.5×10^{2}	3.0×10^{1}
^{243}Cm	2.8×10^{1}	3.2×10^{1}	2.9×10^{0}
^{244}Cm	3.6×10^{1}	3.7×10^{1}	3.2×10^{0}

そこで，乳児の飲食物のうち“飲料水”および“牛乳・乳製品”合計重量1.31 kg（全飲食物に対して，86%）について，指標の提案値を1 Bq/kgとした。それ以外の飲食物である“野菜類”，“穀類”および“肉・卵・魚・その他”合計重量0.21 kg（全飲食物に対して，14%）について指標の提案値を10 Bq/kgとした。飲食物全体をこのように2種類に分けた理由は次のとおりである。

①乳児が多く摂取する飲食物の指標を低い放射能濃度にとって，飲食物の種類をしぼり，できるだけ対策が速やかに効果的にとれることを目指した。

②IAEAの指針[3),5)]およびFAO/WHOの国際交易ガイドライン[4)]にできるだけ整合するように数値を選んだ。提案されたこの指標によれば，乳児の全飲食物について平均したα放射能濃度は，

$$\frac{1\times1.31+10\times0.21}{1.31+0.21}=2.2\ \mathrm{Bq/kg} \tag{5}$$

で，**第11表**の乳児に対する^{238}Pu，^{239}Pu等単一核種・全飲食物汚染の場合の誘導介入濃度に等しくなる。

また逆に，線量係数が大きな核種（例えば，^{239}Pu）によって，“飲料水”および“牛乳・乳製品”が指標のレベル1 Bq/kgまで汚染され，それら以外の飲食物がもう一つの指標レベル10 Bq/kgまで汚染されたと仮定すれば，乳児の1年間の線量は，^{239}Puの乳児に対する経口摂取線量係数4.2×10^{-3} mSv/Bqを用いて，

$$4.2\times10^{-3}[\mathrm{mSv/Bq}]\times365[\mathrm{d}]\times(1.31[\mathrm{kg/d}]\times1[\mathrm{Bq/kg}]+0.21[\mathrm{kg/d}]\times10[\mathrm{Bq/kg}])=5.2\ \mathrm{mSv}$$

となり，ほぼ選択した介入線量レベル（5 mSv/y）になる。

なお，摂取する全飲食物のうち，問題になるほどに汚染されるものは，放射性SrおよびCsの場合と同様に，実際的には全飲食物のうち1/2程度以下であろうと考えられるが，ここでは考慮しなかった。

(3) 複数の核種が複数の飲食物を汚染させる場合における誘導介入レベルの選定

いくつかの飲食物カテゴリーが，いく種類かのPuおよび超ウラン元素のα核種によって汚染された場合のDILを計算することができる。汚染核種ごとに各飲食物カテゴリーの放射性核種濃度が変わったとき，その状況に適応させて算出するDILをWHOの指針[18)]では，状況適合型の誘導介入濃度（誘導参考レベルの一種でもあるので，DRL：Derived Reference Level の略で表す。）と呼んで，不等式（1）を次のとおり変形して用いている。与えられた放射性核種の組合せに対して，飲食物k中に核種iによる汚染が存在する結果としての状況適合型誘導介入濃度$DRL(i,j,k)$は，

$$DRL(i,j,k)=\frac{g(i,k)}{\sum_i\sum_k\frac{g(i,k)}{DIL(i,j,k)}} \tag{6}$$

によって与えられる。ここに，

(3)式　$DIL(i,j,k)[\mathrm{Bq/kg}]=\dfrac{5[\mathrm{mSv}]}{W_{jk}[\mathrm{kg\,d^{-1}}]\times S_{ij}[\mathrm{mSv\,Bq^{-1}}]\times(1/\lambda_i)[\mathrm{d^{-1}}]\{1-\exp(-\lambda_i T)\}}$

ここに，W_{jk}：年齢グループjによる飲食物カテゴリーkの1日当り摂取量（kg/dまたはl/d），**第5表**を使用。

S_{ij}：放射性核種iを1 Bq経口摂取した場合の年齢グループjの預託実効線量（mSv/Bq），（**第4表**参照）

λ_i：核種iの壊変定数（$\mathrm{d^{-1}}$）

T：飲食物の摂取期間（365 dと仮定）

(4)式　DIL（i, j, 飲料水を含む全飲食物）$[\mathrm{Bq/kg}]=\dfrac{5[\mathrm{mSv}]}{W_j[\mathrm{kg\,d^{-1}}]\times S_{ij}[\mathrm{mSv\,Bq^{-1}}]\times(1/\lambda_i)[\mathrm{d}]\{1-\exp(-\lambda_i T)\}}$

ここで，$W_j(=\Sigma_k W_{jk})$は，各年齢グループが摂取する1日当りの（飲料水を含む）飲食物の総量で，成人3.25 kg，幼児1.965および乳児1.52 kgである（**第5表**参照）。

$g(i,k)$：飲食物 k における核種 i の放射能濃度

$DIL(i,j,k)$：飲食物 k における年齢グループ j に対する核種 i の誘導介入濃度（1核種1飲食物汚染の場合：**第10表**参照）

である。線量介入レベルが同じでも，核種の混合割合および飲食物のどのカテゴリーにどれだけ汚染が起こるかという状況によって $g(i,k)$ の組合せは異なる。そこでPuおよび超ウラン元素の α 核種について，α 放射能濃度の合計に着目し，これが最小になる α 放射能濃度の合計をとって指標の提案値とすることになった。ここで，経口摂取線量係数がより大きい核種が，より多くの種類の飲食物を汚染した方が，その α 放射能濃度合計値は小さくなる。いま考慮している核種のうちでは，^{239}Pu の線量係数が最も大きい。（たとえば，^{252}Cf は線量係数がさらに大きいが，原子炉および核燃料サイクル施設の事故を想定すれば，重要核種が ^{252}Cf であるような想定事故は特殊であるから別に考察すべきである。）従って，前節で述べた ^{239}Pu が単一核種で全食品を汚染した場合の誘導介入レベルを α 放射能濃度の合計の最小値として選び，Puおよび超ウラン元素の α 核種に対する指標として提案することとされた。

ひとつの汚染状況想定例について，α 放射能濃度の合計値がいかほどになるか，また，乳児の全飲食物について平均した α 放射能濃度が（5）式の2.2 Bq/kgより大きくなることにより仮定した条件が満たされるか，以下，**IV** 節「飲食物の想定汚染への適用例と考察」で検討してみることにする。

IV 飲食物の想定汚染への適用例と考察

1. すべての飲食物が燃焼度50,000 MWd/ton の原子炉中生成核種の放射能存在割合で同程度に汚染された場合

飲料水を含むすべての飲食物が燃焼度50,000 MWd/ton（冷却時間0.5日）における原子炉中放射能存在割合（**第2表**参照）の混合核種で同程度の濃度に汚染されたと仮定する。状況適合型の誘導介入濃度は，次式により計算できる：

$$DIL(i,j,\text{すべての飲食物}) = \frac{g'(i)}{\sum_i \frac{g'(i)}{DIL(i,j,\text{のすべての飲食物})}} \qquad (7)$$

ここに，

$g'(i)$：燃焼度50,000 MWd/ton（冷却時間0.5日）における核種 i 放射能の原子炉中存在割合（**第2表**による）

$DIL(i,j,$ すべての飲食物$)$：介入線量レベルを年間5 mSvとしたとき，単一核種ですべての飲食物が汚染された場合の年齢グループ j に対する誘導介入濃度[Bq/kg]（**第11表**の数値を用いる。）

$DRL(i,j,$ すべての飲食物$)$：すべての飲食物が燃焼度50,000 MWd/ton（冷却時間0.5日）における原子炉中放射能存在割合の混合核種で等しい濃度に汚染されたとした場合の核種 i および年齢グループ j に対する状況適用型誘導介入濃度[Bq/kg]

計算結果を**第12表**に示す。

乳児に対する α 核種の放射能濃度の合計は，10 Bq/kgである。そのうち，約8 Bq/kgは炉内放射能生成量が大きく，半減期が比較的短い ^{242}Cm（**第2表**参照）によるものである。10 Bq/kgという α 核種放射能濃度の合計値は，年間5 mSvに対応するので，指標の飲食物に対する平均濃度2.2 Bq/kgより数倍高い値であり，それだけ年間5 mSvより低いレベルから対策の検討を開始することができることになる。

ここで，各核種が介入線量レベルにどれくらい寄与するか調べてみる。次式の各項は，**第12表**の核種に順に対応しており，分子は乳児についての状況適合型誘導介入濃度，分母は単一核種がすべての飲食物を汚染した場合における乳児に対するDIL（**第11表**参照）である。

第12表 Puおよび超ウラン元素（軽水炉燃料，燃焼度50,000 MWd/ton，冷却時間0.5日の放射能存在割合）によってすべての飲食物が汚染された場合の状況適合型誘導介入濃度 （単位：Bq/kg）

核 種	成 人	幼 児	乳 児
^{238}Pu	5.5×10^{0}	5.5×10^{0}	5.2×10^{-1}
^{239}Pu	3.0×10^{-1}	3.0×10^{-1}	2.8×10^{-2}
^{240}Pu	5.3×10^{-1}	5.2×10^{-1}	5.0×10^{-2}
^{241}Pu（注）	(1.5×10^{2})	(1.5×10^{2})	(1.5×10^{1})
^{242}Pu	3.8×10^{-3}	3.8×10^{-3}	3.6×10^{-4}
^{241}Am	3.4×10^{-1}	3.4×10^{-1}	3.2×10^{-2}
^{239}Np（注）	(8.9×10^{3})	(8.8×10^{3})	(8.4×10^{2})
^{242}Cm	8.9×10^{1}	8.8×10^{1}	8.4×10^{0}
^{243}Cm	7.0×10^{-2}	7.0×10^{-2}	6.6×10^{-3}
^{244}Cm	1.1×10^{1}	1.1×10^{1}	1.1×10^{0}
α 濃度合計	1.1×10^{2}	1.1×10^{2}	1.0×10^{1}

（注）β 線放出核種（α 線は放出しない。）のため，α 放射能濃度の合計には含めない。

第13表　Puおよび超ウラン元素核種の乳児に対する状況適合型誘導介入濃度*1

核　種	燃焼度：MWd/ton			
	5,000	10,000	30,000	50,000
	濃度：Bq/kg			
^{238}Pu	1.2×10^{-1}	2.4×10^{-1}	5.0×10^{-1}	5.2×10^{-1}
^{239}Pu	6.9×10^{-1}	4.2×10^{-1}	7.4×10^{-2}	2.8×10^{-2}
^{240}Pu	2.6×10^{-1}	2.8×10^{-1}	1.2×10^{-1}	5.0×10^{-2}
^{241}Pu*2	(2.4×10^{1})	(5.0×10^{1})	(2.9×10^{1})	(1.5×10^{1})
^{242}Pu	3.4×10^{-5}	1.5×10^{-4}	4.3×10^{-4}	3.6×10^{-4}
^{241}Am	7.4×10^{-3}	3.0×10^{-2}	4.3×10^{-2}	3.2×10^{-2}
^{239}Np*2	(3.7×10^{4})	(1.5×10^{4})	(2.2×10^{3})	(8.4×10^{2})
^{242}Cm	4.2×10^{-1}	3.2×10^{0}	1.1×10^{1}	8.4×10^{0}
^{243}Cm	2.2×10^{-5}	3.4×10^{-4}	4.6×10^{-3}	6.6×10^{-3}
^{244}Cm	4.9×10^{-4}	1.0×10^{-2}	3.6×10^{-1}	1.1×10^{0}
α濃度合計	1.5×10^{0}	4.2×10^{0}	1.2×10^{1}	1.0×10^{1}

*1 冷却時間0.5日の燃料中放射能存在割合の核種によってすべての飲食物が汚染されたと仮定したもの。
*2 β線のみ放出する核種のため，α放射能濃度の合計には含めない。

$$\frac{0.52}{2.3}+\frac{0.028}{2.1}+\frac{0.050}{2.2}+\frac{15}{160}+\frac{0.00036}{2.2}+\frac{0.032}{2.4}+\frac{840}{110000}+\frac{8.4}{30}+\frac{0.0066}{2.9}+\frac{1.1}{3.2}=0.23+0.013+0.023+0.094+0.00016+0.013+0.0076+0.28+0.0023+0.34=1.00$$

線量に占める割合が高い核種は，^{238}Puの23%（第1項），^{242}Cmの28%（第8項）および^{244}Cmの34%（第10項）であり，放射能濃度としては高くともβ核種の^{241}Pu（第4項）および^{239}Np（第7項）の線量に占める割合は，それぞれ9.4%および0.76%で低い。

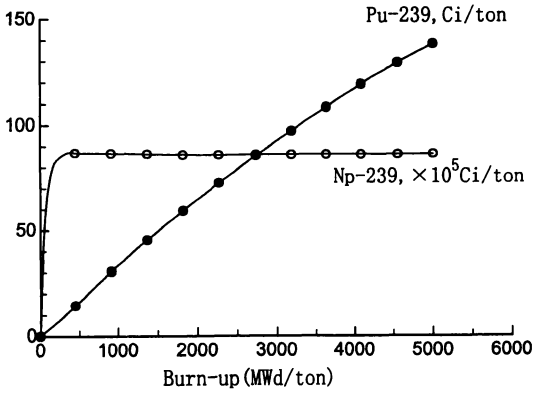
年齢についての決定グループは乳児であるので，次に，燃焼度が変わったときに乳児のDRLおよびそのα核種についての合計（以下，簡単のため，α濃度合計という。）がどう変わるか調べてみる。その結果は**第13表**に示す。

第13表を見ると，燃焼度10,000 MWd/tonにおけるα濃度合計は4.2 Bq/kgである。この4.2 Bq/kgは，(5) 式の乳児に対する飲食物平均濃度レベル2.2 Bq/kgより大きく，より燃焼度が高い場合も含めて，介入線量レベル年間5 mSvに対して安全側である。しかし，5,000 MWd/tonの低い燃焼度の場合は，α濃度合計1.5 Bq/kgで介入線量レベル年間5 mSvを超えてしまう。これは，α濃度合計だけに着目すれば指標よりいくぶん低い濃度レベルであるが，10^4〜10^5 Bq/kgオーダーの非常に高い濃度の^{239}Np（半減期2.355日）によるβ線（最大エネルギー＞0.3 MeV）を伴うので実際的には大きな注意が喚起されると考えられる。参考のため低燃焼度における^{239}Puと^{239}Npの放射能生成量の関係を**第1図**に示す。

例えば，450 MWd/tonの低い燃焼度のとき，原子炉燃料中の^{239}Puは約1.4×10^1 Ci/ton，同じく^{239}Npは7.5×10^6 Ci/ton（冷却時間0.5日）であり[9]，他のPuおよび超ウラン元素の放射能は少なく，相対的に無視できる。この2核種だけに（7）式を適用すると乳児線量年間5 mSvのレベルに対応する放射能濃度（DRL）は，^{239}Puの1.9×10^{-1} Bq/kgと^{239}Npの1.0×10^5 Bq/kgとなり，線量としては^{239}Puによる約9%に対して^{239}Npによる線量が残りの91%を占める。

初期燃料の極限では，^{239}Npの放射能は，生成比から^{239}Puの放射能のおよそ4×10^6倍となり，DRLとしては，^{239}Puの2.7×10^{-2} Bq/kgに対して，^{239}Npの1.1×10^5 Bq/kgとなる。線量としては，^{239}Puによる約1%と^{239}Npによる残り99%になる。

そこで，注意点としては，低燃焼度の場合には，Puおよび超ウラン元素のα核種に関連して初期に^{239}Pu



第1図 低燃焼度における ^{239}Pu と ^{239}Np の関係（ただし，冷却時間ゼロの場合）

と共存する短半減期（2.355 d）の ^{239}Np（β 核種）の濃度も測定評価する必要がある。しかし，冷却時間が長い場合には，そのような考慮は必要なくなる。

以上検討した結論として，Pu 及び超ウラン元素に対する飲食物摂取制限の指標として，これら核種の α 放射能の合計に着目して，“飲料水”および“牛乳・乳製品”の放射能濃度を 1 Bq/kg 以上に，“野菜類”，“穀類”および“肉・卵・魚・その他”の放射能濃度を 10 Bq/kg 以上に選ぶことが適切とされた。

2. 飲食物が燃焼度 50,000 MWd/ton 冷却時間 1 年の原子炉燃料中ウラン核種で汚染された場合

再処理のプロセスなどによって使用済燃料からウランが回収され原子炉燃料に再利用されることがあり得る。そこで，燃焼度 50,000 MWd/ton の使用済燃料で冷却時間 1 年間の燃料中ウラン中の同位体放射能割合を例にウラン α 放射能の合計を検討する。次の 5 核種を考慮する；^{232}U，^{234}U，^{235}U，^{236}U，^{238}U。

ORIGEN2[9] の計算結果による核種ごとの放射能および物理学的半減期[19] から求めた壊変定数は，**第 14 表**のとおりである。また，もっとも高い被ばくを受ける年齢グループは乳児である。そこで，Pu および超ウラン元素の α 核種と同様に飲食物を次の 2 つに大分けする。

(A) “飲料水”と“牛乳・乳製品”，摂取量 1.31 kg/日

(B) “野菜類”，“穀類”および“肉・魚・卵・その他”摂取量 0.21 kg/日

第 14 表 使用済燃料中のウラン核種の放射能例（燃焼度 50,000 MWd/ton，冷却時間 1 年）

核種	放射能比 (Ci/ton)	半減期 (y)	壊変定数 (d^{-1})
^{232}U	4.11×10^{-2}	72	2.64×10^{-5}
^{234}U	1.68×10^{-1}	2.445×10^{5}	7.77×10^{-9}
^{235}U	7.75×10^{-3}	703.8×10^{6}	2.70×10^{-12}
^{236}U	2.59×10^{-1}	2.3415×10^{7}	8.11×10^{-11}
^{238}U	3.12×10^{-1}	4.468×10^{9}	4.25×10^{-13}

第 16 表 原子炉ウランに対する状況適用型誘導介入濃度（乳児；Bq/kg，50,000 MWd/ton，冷却時間 1 年）

核　種	食品群 (A)	食品群 (B)
^{232}U	1.18	7.37
^{234}U	4.83	30.1
^{235}U	0.22	1.39
^{236}U	7.44	46.4
^{238}U	8.97	55.9
放射能（α）合計	22.6	141

介入レベルを 1 年間線量で 5 mSv とし，1 核種 1 食品群について誘導介入レベルを式 (3) に従って計算すると，その結果は**第 15 表**のとおりである。

この場合の状況適用型誘導介入濃度の組を (6) 式で計算すると**第 16 表**のとおりである。

ウランに対する飲食物摂取制限の指標は，食品群 (A) に対応する“飲料水”および“牛乳・乳製品”に対して，20 Bq/kg であり（**第 1 表**），α 放射能濃度合計 (22.6 Bq/kg) より低い濃度である。食品群 (B) についても同様である。したがって，このような回収ウランによる汚染についてもウラン放射能濃度の合計値と比較すれば，提案された飲食物摂取制限の指標が有用である。

第 15 表 1 核種 1 食品群の誘導介入レベル（乳児；Bq/kg）

核　種	^{232}U	^{234}U	^{235}U	^{236}U	^{238}U
食品群 (A)	4.21	28.3	29.9	29.9	30.8
食品群 (B)	26.2	176	186	186	192

本解説を執筆するに当り，貴重なご教示・ご助言をいただいた放射線計測協会顧問吉田芳和博士，核燃料サイクル開発機構（JNC）東海事業所篠原邦彦安全管理部長，科学技術庁原子力安全局防災環境対策室の方々はじめ多くの各位に感謝します。

参 考 文 献

1) 原子力安全委員会；“原子力発電所等周辺の防災対策について”．昭和55年6月（平成元年3月，平成4年6月，平成10年11月及び平成11年9月一部改定）；原子力安全委員会（1999）．
2) ICRP；“Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency.” ICRP Publication 63, Annals of the ICRP, Vol. 22, No. 4 (1991). 邦訳版：日本アイソトープ協会；“放射線緊急時における公衆の防護のための介入に関する諸原則，”（1994）丸善，東京．
3) “IAEA；Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency.” Safety Series No. 109 (1994), STI/PUB/900, IAEA, Vienna.
4) FAO/WHO；“Codex Alimentarius Volume 1－1991；Section 6.1, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade,” CAC/GL 5-1989, pp. 183-188 (1991), Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Rome.
5) IAEA；“International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources.” Jointly Sponsored by FAO, ILO, OECD/NEA, PAHO and WHO, Safety Series No. 115, STI/PUB/996 (1996), IAEA, Vienna.
6) 原子力安全委員会；“原子力施設等周辺の防災対策について”．昭和55年6月（平成元年3月，平成4年6月，平成10年11月，平成11年9月及び平成12年5月一部改定）；原子力安全委員会（2000）．
7) 大桃洋一郎，田中義一郎（編）；“放射性物質の農作物への移行”．放医研環境セミナーシリーズNo. 13，NIRS-M-65（1987），放射線医学総合研究所，千葉．
8) 原子力環境整備センター；“土壌から農作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，RWMC-88-P-11（1988），（財）原子力環境整備センター，東京．
9) A.G. Croff；“ORIGEN2—A Revised and Updated Version of the Ork-Ridge Isotope Generation and Depletion Code,” ORNL-5621, (1980).
10) UNSCEAR；“Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation—1988 Report to the General Assembly, with Annexes.” pp. 323-326 (1988), p.350, UN, New York.
11) H.J. Dunster；“Winscale Revisited—Condensed from the Report of the National Radiological Protection Board, NRPB-R135, An Assessment of The Winscale Reactor Fire, October 1957.” in “Environmental Radioactivity.” Proceedings of the Nineteenth Annual Meeting of the NCRP, Proceedings No. 5 (1983), NCRP, Bethesda.
12) American Society for Testing and Materials (ASTM)；C 996-90：“Standard Specification for Uranium Hexafluoride Enriched to Less Than 5 % ^{235}U.” Vol. 12. 01, pp. 463-465 (1991), ASTM, Easton.
13) 山口武憲；私信，2000年4月。
14) ICRP; ”Age-dependent Doses of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1.” ICRP Publication 56, Annals of the ICRP, Vol. 20, No. 2 (1989), Pergamon Press.
15) ICRP；“Age-dependent Doses of the Public from Intake of Radionuclides：Part 2 Ingestion Dose Coefficients.” ICRP Publication 67, Annals of the ICRP, Vol.23, No.3/4 (1993), Pergamon.
16) N.S. Jarvis, A. Birchall, A.C. James, M.R. Bailey and M.-D. Dorrian；“LUDEP 2.0：Personal Computer Program for Calculating Internal Doses Using the ICRP Publication 66 Respiratory Tract Model,” NRPB-SR287 (1996), National Radiological Protection Board, Chilton.
17) 厚生省；“国民栄養の現状”，（1986），第一出版，東京．
18) WHO；“Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food—Guidelines for Application after Widespread Radioactive Contamination Resulting from a Major Radiation Accident.” (1988) WHO, Geneva.
19) ICRP；“Radionuclide Transformations：Energy and Intensity of Emissions.” ICRP Publication 38, Annals of ICRP, Vols. 11-13 (1983), Pergamon Press, Oxford.

付録　飲食物の分類と摂取量

指標における飲食物の分類と年齢層別1日当り摂取量を**付録第1表**に示す。

分類の基礎となった**付録第2表**は，厚生省刊行“国民栄養の現状”[F4]の成人全国平均飲食物摂取量を，汚染経路を加味して分類しなおし，消費量としては概数（市販されている状態での生重量）を求めたものである。

指針に採用された**付録第1表**では，飲料水以外の飲食物を4つの飲食物カテゴリーにまとめているが，それにいたる中間段階として**付録第3表**が用いられている。

乳児および幼児の飲食物の分類は，成人の飲食物の分類に従った。分類された各カテゴリーの摂取量は，放射線医学総合研究所が茨城県沿岸地域で行った住民の食品摂取実態調査[F5~F10]および東海村で行った幼児の葉菜，ミルクおよび海産物の消費実態調査によるデータ[F11,F12]をもとに，成人の摂取量を参考にして推定された。

放医研による上記調査では，葉菜およびミルクの摂取量[F11]は，離乳前の幼児（乳児）は1日当り液体量約1.1リットルのミルク（母乳，牛乳または粉ミルク）だけを摂り，葉菜など他の食品を摂らない。他の年齢群における葉菜およびミルクの摂取量は，それぞれ，0.5から1.5歳では20 g/日および600 ml/日，1.5から3歳では25 g/日および300 ml/日，3から5歳では35 g/日および300 ml/日，また5歳から6歳未満では50 g/日および300 ml/日という結果であった。

ミルクおよび葉菜以外の食品については，放医研による幼児の飲食物実態調査と**付録第2表**の成人全国平均値の食品摂取量を比較して換算係数を求め，これを用いて幼児の食品摂取量の推定値が求められた。その結果を**付録第4表**に示す。

付録第1表の幼児および乳児の飲食物摂取量は，成人の場合と同じく，付録第3表の牛乳・乳製品以外の食品群を野菜類以下の3つの飲食物カテゴリーにまとめたものである。

なお，離乳前の幼児（乳児）の1日当りミルク摂取量1.1リットルは，**付録第1表**の乳児の飲料水摂取量および牛乳・乳製品摂取量の合計1.31 kgより小さいので，誘導介入レベルのための飲食物摂取量としては，安全側になる。

付録第1表　年齢層別1日当りの飲食物摂取量（kgまたはリットル）

飲食物の種類	成　人	幼　児	乳　児
飲料水	1.65*1	1.0*2	0.71*3
牛乳・乳製品*4	0.2	0.5	0.6
野菜類*5,*8	0.6	0.25	0.105
穀類*6,*8	0.3	0.11	0.055
肉・卵・魚・その他*7,*8	0.5	0.105	0.05
全食品（飲料水を除く。）	1.6*9	0.965	0.81*10

*1ICRP Publ.23[F1]による一日当り総摂水量3,000 mlから，牛乳300 ml，食物中に含有される水700 ml，食物の酸化によって体内で生成する水350 mlを除いた数字。結局，水道水150 mlとその他1,500 mlの和である。

*2幼児についての値は，“原子力発電所周辺の防災対策について”（昭和55年6月，平成元年3月改訂，原子力安全委員会）p.43の幼児の1日当り飲料水摂取量によった。

*3IAEA Safety Series No. 81[F2]の1年当り260リットル（p. 63のWater and beverages）を用いた。

*4 “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日原子力委員会決定，一部改訂平成元年3月27日）第5表によった。

*5葉菜，果菜，花菜，きのこ，果実，根菜および芋類。

*6米，豆類等可食部が地上にあって殻で覆われている食品群として一括。

*7牛乳を除く動物蛋白質食品，牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。

*8付録第3表のうち，飲料水，牛乳および乳製品以外の食品群を，野菜類，穀類および肉・卵・魚・その他の3飲食物カテゴリーにまとめた。

*9厚生省国民栄養調査での，昭和59年と60年の平均は，1.35 kgであった（参考値）。

*10WHO “Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food”[F3]（p. 27）で乳児は，1年に275 kgの牛乳と275 kgの水を摂取するとしている。その牛乳の275 kgを1日当りにすると0.75 kgとなる。（摂取量を多めに見積ると誘導介入レベルとしては安全側の値になる。）

付録第2表　成人食品摂取量

食品群	日摂取量（g/日/人）
	全国平均値[F4)]
米類	220
葉菜類	100
果花菜類	55
根菜類	100
芋類	65
果実類	145
牛乳および乳製品	125
牛肉	20
豚肉	30
鶏肉	20
卵類	40
魚介類	100
海草類	25*1
上記分類以外	340

*1生重量に換算

付録第3表　飲食物摂取制限の指標導出に用いられた食品摂取量

食品群	日摂取量（g/日/人）	
	実態調査[F4)]の数値	指標導出用の数値
1. 飲料水	—	1,650
2. 葉菜，果花菜，きのこ，果実，海草*1	335	400
3. 牛乳，乳製品	125	200
4. 米，豆類*2	285	300
5. 根菜，芋類*3	165	200
6. 肉，卵，魚介類*4	210	200
7. その他	245	300
飲料水を除く合計	1,365	1,600

*1可食部が地上部にあって直接汚染される食品群として一括。
*2可食部が地上部にあって殻で覆われている食品として一括。
*3可食部が地中にある野菜
*4牛乳を除く動物蛋白質食品，牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。

付録第4表　幼児食品摂取量（茨城県沿岸地域での調査結果からの推定値）

食品群	日摂取量*（g/日/人）		
	5～6歳児	0.5～1歳児	茨城県漁業成人での調査結果*1 F5～F10)
米類	110	55	320
葉菜類	50	20	140
果花菜類	30	15	120
根菜類	50	20	180
芋類	30	15	50
果実類	75	30	—
牛乳及び乳製品	300	600	—
牛肉	10	5	—
豚肉	15	10	—
鶏肉	10	5	—
卵類	20	10	—
魚介類	50	20	390
海草類	15	5	60

*幼児の食品摂取量は放医研が東海村周辺で幼児の葉菜，ミルク，海産物の消費実態調査を行った時のデータと付録第2表の成人摂取量全国平均値を比較して換算係数を求め，それを用いた推定値である。換算係数は，5～6歳児については1/2，0.5～1歳児については1/4～1/5が用いられた。（牛乳・乳製品については付録第1表脚注のとおり線量目標値評価指針の数値が用いられた。）
*1地域特性の例

付録参考文献

F1) ICRP；Publ. 23 "International Commission on Radiological Protection, Task Group Report on Reference Man." pp. 358-360 (1975), Pergamon Press, Oxford.

F2) IAEA；Safety Series No.81 "Derived Intervention Levels for Application in Controlling Radiation Doses in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency－Principles, Procedures and Data," (1986) STI/PUB/751.

F3) WHO；"Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food－Guidelines for Application after Widespread Radioactive Contamination Resulting from a Major Radiation Accident." (1988), WHO, Geneva.

F4) 厚生省；“国民栄養の現状”，(1986) 第一出版，東京.

F5) Y. OHMOMO, M. SUMIYA, K. HIRANO, M. NAKAYAMA, F. SUMIYA and K. KOHARA ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (I) Leaf Vegetable Consumption in Kuji Town and Tokai Village and Measurement of Dimensions of the Leaves, 保健物理, **9**, 99-107 (1974).

F6) Y. OHMOMO, M. SUMIYA, K. HIRANO, M. NAKAYAMA, F. SUMIYA and K. KOHARA ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (II) Consumption of Fruit Vegetables, Flower Vegetables and Mushrooms in Kuji Town and Tokai Village. 保健物理, **9**, 109-115 (1974).

F7) M. SUMIYA and Y. OHMOMO ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (III) Root Vegetable Consumption in Kuji Town and Tokai Village, 保健物理, **10**, 215-219 (1975).

F8) M. SUMIYA and Y. OHMOMO ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (IV) Consumption of Marine Foods in Kuji Town and Tokai Village, 保健物理, **11**, 57-64 (1976).

F9) M. SUMIYA and Y. OHMOMO ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (V) Consumption of Marine Foods in Nakaminato City, 保健物理, **11**, 115-122 (1976).

F10) M. SUMIYA, Y. NEMOTO and Y. OHMOMO ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (VI) Consumption of Marine Foods in Oarai Town, 保健物理, **12**, 265-272, 1977.

F11) M. SUMIYA, Y. NEMOTO and Y. OHMOMO ; Factors Used for Estimation of Radioactive Nuclide Intake through Foodstuffs by Inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (VII) The Consumption of Leaf Vegetables and Milk by Infants in Tokai Village, 保健物理, **14**, 111-113 (1979).

F12) 住谷みさ子；“東海村乳幼児の食品消費実態調査.” NIRS-M-35 第7回放医研環境セミナー，最近の環境における放射性ヨウ素の諸問題，報文集, pp. 233-242 (1979).