解	説
---	---

移行係数（土壌-農作物）の変動について

内田滋夫*¹, 鎌田 博*¹, 横須賀節子*¹, 大桃洋一郎*¹

(1987 年 9 月 3 日受理)

Variability of Soil-to-crop Transfer Factor

Shigeo UCHIDA,*¹ Hiroshi KAMADA,*¹ Setsuko YOKOSUKA*¹ and Yoichiro OHMOMO*¹

KEY WORDS : transfer factor, soil, crop, radionuclide, stable element

1. はじめに

欧米諸国のなかには、内陸に原子力施設をもつ国が多く、それらの国では、河川からの冷却水の取水やきわめて低レベルの放射性廃液の河川への放流を行っている。その河川水は浄水場で処理された後、飲料水として利用されるほか、灌がい水として利用されている。このような事情から、欧米諸国では、放射性物質（以下、RI と記す）を含む河川水を散布することによる直接的な農作物の汚染や RI の土壌からの農作物への移行に関する研究が古くから行われてきた。経根吸収により農作物へ移行する RI の量を算定するには、後述する移行係数をおもなパラメータ (key parameter) として用いる方法（以下、移行係数法と記す）が広く用いられてきている（たとえば、US-NRC Regulatory Guide には、この方法が採用されている）。

わが国でも、1950 年代半ばから 1960 年代にかけて、フォールアウト起源の ^{137}Cs や ^{90}Sr の水稻への移行に関する研究が行われたが、移行係数を選定するという観点からの研究報告はきわめて少ない。また、施設寄与の RI に起因する環境汚染の調査・研究に関しても、わが国では、原子力施設のほとんどすべてが沿岸に建設されているところから、重点は沿岸海洋と海産生物におかれ、農作物については、 ^{131}I の直接沈着以外ほとんど取

り上げられなかった。しかし、最近低レベル放射性廃棄物の地上保管や浅地層処分、あるいは高レベル放射性廃棄物の地層処分の具体的な計画が進められるに伴い、RI の土壌から農作物への移行ならびに、農作物経由で人体に移行する RI の量を適確に予測する計算モデルとパラメータの設定に関する研究が重要視されることとなった。放医研では、筆者らを含む研究グループが中心となって、移行係数について具体的な研究を進める一方、第 13 回放医研環境セミナーを開催し、そのなかで『移行係数』を取り上げて検討を加えた。

移行係数法は、土壌から農作物への RI 移行量を算定する最も基本的かつ実用的な計算モデルである。しかし、key parameter となっている移行係数は、種々の環境要因によって変動する。たとえば、土壌の pH などはその大きな変動要因の一つである。欧米ではアルカリ性土壌、日本では酸性土壌が支配的である。したがって、欧米に豊富な移行係数のデータがあっても、それをそのまま日本にあてはめる訳にはいかない。

本報告は、このような移行係数の変動要因について、内外のおもな研究成果を整理し検討を加えたものである。

2. 移行係数の定義および単位について

最初に、移行係数の定義およびその単位について述べる。

筆者らは、『移行係数』と呼んでいるが、英文では、以下のような名称が用いられている。

(a) Transfer Factor

*¹ 放射線医学総合研究所那珂湊支所環境放射生態学研究部；
茨城県那珂湊市磯崎 3609 (〒311-12)
Division of Radioecology, National Institute of
Radiological Sciences; 3609, Isozaki, Nakaminato-
shi, Ibaraki 311-12.

- (b) Concentration Factor
- (c) Concentration Coefficient
- (d) Concentration Ratio

(a)は、主としてヨーロッパで用いられており、(b)以下は米国の研究者が用いているようである。われわれは、『移行係数』の英文として(a)を使用している。その理由は、とくにないが、(b)の濃縮係数は海産生物でよく使われていて紛らわしいこと、そして、実際測定してみると、部位によっては1.0以下の数値がしばしば得られ、日本人の感覚で濃縮 (concentration) というイメージからかけはなれている場合が多いからである。したがって、とくに断わらない限り、(a) の Transfer Factor (TF) を(a)~(d)の総称として用いることにする。

移行係数は、次式で定義される。

移行係数 = $\frac{\text{農作物可食部中の RI 濃度}}{\text{土壤中の RI 濃度}}$ (1)

ここで、(1)式の分子の RI 濃度は、播種から収穫までの期間に蓄積された総量であり、分母のそれは、その期間中の土壤中の平均 RI 濃度である。後述するように、移行係数が求められるようになった初期の頃は、とくに『可食部中の濃度』との比という定義はなかったが、近年では、被曝線量評価の立場から、明確に『可食部中の濃度』との比と定義されている。

移行係数の単位は、(1)式からわかるように、

$TF = \frac{\text{Bq/g dry weight crop}}{\text{Bq/g dry soil}}$ (2)

または、

$TF = \frac{\text{Bq/g fresh weight crop}}{\text{Bq/g dry soil}}$ (3)

の二つがある。(2)と(3)の違いは分子の RI 濃度を乾燥重当たりで表示するか、新鮮重当たりで表示するかの違いである。前述した名称と同様、主として(2)はヨーロッパの研究者により、(3)は米国の研究者により用いられている。農作物摂取による被曝線量評価の立場からは、もうひとつのパラメータである食品摂取量が主に新鮮重で表されているため、新鮮重へ換算する手間が省けるだけ、(3)のほうが便利であると思われる。いずれにしても、新鮮重と乾燥重との重量比を用いることにより、相互に変換が可能である。

3. これまでに報告された移行係数

ここで、これまで報告されている移行係数について、代表的なものを幾つか紹介し、移行係数に対する考えかたの変遷を考察する。

第1表は、R.G. MENZEL により 1965 年に報告されたもの¹⁾である。これは、被曝線量評価の観点から、多

第1表 移行係数 その1 (Menzel)¹⁾

移 行 係 数*				
10-1000	1-100	0.1-10	0.01-1	<0.01
K	Mg	Ba	Cs	Sc
Rb	Ca	Ra	Be	Y
N	Sr	Si	Fe	Zr
P	B	F	Ru	Ta
S	Se	I		W
Cl	Te	Co		Ce
Br	Mn	Ni		Pm
Na	Zn	Cu		Pb
Li	Mo			Pu
				Sb

* $\frac{\text{植物中の元素濃度 (ppm) [dry]}}{\text{土壤中の元素濃度 (ppm) [dry]}}$

第2表 移行係数 その2 (US-NRC Regulatory guide)²⁾

元素	移行係数*	元素	移行係数*	元素	移行係数*
H	4.8	Rb	1.3×10^{-1}	Te	1.3
C	5.5	Sr	1.7×10^{-2}	I	2.0×10^{-2}
Na	5.2×10^{-2}	Y	2.6×10^{-3}	Cs	1.0×10^{-2}
P	1.1	Zr	1.7×10^{-4}	Ba	5.0×10^{-3}
Cr	2.5×10^{-4}	Nb	9.4×10^{-3}	La	2.5×10^{-3}
Mn	2.9×10^{-2}	Mo	1.2×10^{-1}	Ce	2.5×10^{-3}
Fe	6.6×10^{-4}	Tc	2.5×10^{-1}	Pr	2.5×10^{-3}
Co	9.4×10^{-3}	Ru	5.0×10^{-2}	Nd	2.4×10^{-3}
Ni	1.9×10^{-2}	Ag	1.5×10^{-1}	W	1.8×10^{-2}
Cu	1.2×10^{-1}	Zn	4.0×10^{-1}	Np	2.5×10^{-3}

* $\frac{\text{農作物(可食部)中の RI 濃度 (Bq/g \cdot wet)}}{\text{土壤中 RI 濃度 (Bq/g \cdot dry)}}$

くのデータを整理してまとめられた最も初期の移行係数である。初期の移行係数はかなりおおざっぱにまとめられており、元素ごとではなく、40 個の元素を五つのグループに分け、各グループごとに 2 桁の範囲で示されている。また、植物に関しても、あらゆる植物の地上部全体の平均濃度がとられており、植物間差や植物の器官による違いなどが無視されている。しかし、この論文のなかで、すでに植物の各部位により移行量が異なること、および土壤中での RI の易動性が移行係数に大きな影響を及ぼすという指摘があり、その後の研究の方向はすでにこの論文に示されていたといえる。

第2表は、US-NRC の Regulatory Guide から引用

第3-1表 移行係数 その 3-1〔牧草〕(IAEA Safety Series No.57)³⁾

元素	移行係数 (B_{v1})*	元素	移行係数 (B_{v1})*	元素	移行係数 (B_{v1})*
Na	2×10^{-1}	Tc	2×10^1	Pb	9×10^{-2}
P	3×10^0	Ru	9×10^{-2}	Bi	5×10^{-1}
S	2×10^0	Ag	1×10^0	Po	4×10^{-3}
Cr	3×10^{-3}	Sb	4×10^{-2}	Ra	2×10^{-1}
Mn	3×10^{-1}	Te	2×10^0	Ac	4×10^{-3}
Fe	3×10^{-3}	I	9×10^{-1}	Th	1×10^{-3}
Co	4×10^{-1}	Cs	1×10^{-1}	Pa	1×10^{-1}
Ni	4×10^{-2}	Ba	2×10^{-2}	U	1×10^{-2}
Zn	5×10^{-1}	La	4×10^{-2}	Np	1×10^{-1}
Sr	2×10^0	Ce	4×10^{-2}	Pu	1×10^{-3}
Y	1×10^{-2}	Pm	4×10^{-2}	Am	4×10^{-3}
Zr	2×10^{-2}	Sm	4×10^{-2}	Cm	4×10^{-3}
Nb	4×10^{-2}	Eu	4×10^{-2}		

* $\frac{\text{牧草中の RI 濃度 (Bq/g·dry)}}{\text{土壌中 RI 濃度 (Bq/g·dry)}}$

第3-2表 移行係数 その 3-2〔食用作物〕(IAEA Safety Series No.57)³⁾

元素	移行係数 (B_{v2})*	元素	移行係数 (B_{v2})*	元素	移行係数 (B_{v2})*
Na	5×10^{-2}	Tc	5×10^0	Pb	1×10^{-2}
P	1×10^0	R	8×10^{-3}	Bi	1×10^{-1}
S	6×10^{-1}	Ag	2×10^{-1}	Po	2×10^{-4}
Cr	8×10^{-4}	Sb	1×10^{-2}	Ra	4×10^{-2}
Mn	5×10^{-1}	Te	6×10^{-1}	Ac	1×10^{-3}
Fe	7×10^{-4}	I	2×10^{-2}	Th	5×10^{-4}
Co	3×10^{-2}	Cs	3×10^{-2}	Pa	4×10^{-2}
Ni	2×10^{-2}	Ba	5×10^{-3}	U	2×10^{-3}
Zn	4×10^{-1}	La	2×10^{-3}	Np	4×10^{-2}
Sr	3×10^{-1}	Ce	2×10^{-3}	Pu	5×10^{-4}
Y	2×10^{-3}	Pm	2×10^{-3}	Am	1×10^{-3}
Zr	5×10^{-3}	Sm	2×10^{-3}	Cm	1×10^{-3}
Nb	1×10^{-2}	Eu	2×10^{-3}		

* $\frac{\text{農作物 (可食部) 中の RI 濃度 (Bq/g·wet)}}{\text{土壌中 RI 濃度 (Bq/g·dry)}}$

したもの²⁾である。この Regulatory Guide は、日本でも多くの研究者により、引用または紹介されているので詳しい説明は省略するが、第1表の MENZEL のものと比べると、(1)核種ごとに移行係数の値が定められていること、(2)すべての農作物 (crops) の可食部の濃度を用いていること、(3)安定元素定量法で求められたものであること、の3点が大きな特徴である。しかし、作物間差は、無視されている。

第3表は、IAEA の Safety Series No. 57 に示されている移行係数³⁾である。可食部ごとに一つの値が決め

られている点は、前述の Regulatory Guide と同様であるが、すべての農作物をひとまとめにしているのではなく、牧草 (forage plants) と食用作物 (food crops) の二つに分け、それぞれについて、移行係数 (B_{v1} および B_{v2}) を決定している点が異なっている。

このように、移行係数も他のパラメータと同様、より詳細な値を導入しようという方向になってきているが、これは、原子力発電所等からの放出 RI 量が低減化されてきたため、より正確な被曝線量を把握する必要があることも理由の一つである。正確な被曝線量を把握するた

第4表 移行係数の変動幅⁴⁾

原子番号	元素	移行係数*	報告値の範囲
11	Na	5.2×10^{-2}	$8.2 \times 10^{-4} - 2.6 \times 10^{-2}$
24	Cr	2.5×10^{-4}	$5.4 \times 10^{-3} - 2.2 \times 10^{-2}$
25	Mn	2.9×10^{-2}	$6.9 \times 10^{-3} - 3.4 \times 10^0$
26	Fe	6.6×10^{-4}	$2.4 \times 10^{-4} - 6.8 \times 10^{-4}$
27	Co	9.4×10^{-3}	$2.2 \times 10^{-3} - 2.0 \times 10^{-1}$
28	Ni	1.9×10^{-2}	$7.0 \times 10^{-3} - 1.5 \times 10^{-1}$
29	Cu	1.2×10^{-1}	$3.0 \times 10^{-3} - 8.2 \times 10^{-1}$
30	Zn	4.0×10^{-1}	$7.2 \times 10^{-3} - 1.6 \times 10^0$
38	Sr	1.7×10^{-2}	$1.6 \times 10^{-3} - 1.7 \times 10^0$
40	Zr	1.7×10^{-4}	$3.4 \times 10^{-6} - 1.8 \times 10^{-2}$
44	Ru	5.0×10^{-2}	$4.8 \times 10^{-5} - 1.4 \times 10^{-1}$
53	I	2.0×10^{-2}	$2.0 \times 10^{-4} - 1.2 \times 10^{-1}$
55	Cs	1.0×10^{-2}	$1.5 \times 10^{-5} - 5.9 \times 10^{-2}$
56	Ba	5.0×10^{-3}	$4.9 \times 10^{-5} - 3.7 \times 10^{-2}$
58	Ce	2.5×10^{-3}	$4.6 \times 10^{-6} - 1.8 \times 10^{-2}$
93	Np	2.5×10^{-3}	$2.8 \times 10^{-2} - 1.3 \times 10^{-1}$

* US-NRC Regulatory Guide の値

めには、被曝線量評価モデルの精度を向上させるとともに、そのモデルに用いられている各パラメータの値を、十分精度の良いものにすることがある。このため、近年、多くの研究者が、この移行係数の変動幅に関して報告している。

4. 移行係数の変動幅およびその変動要因

第4表は、これまでに報告されている移行係数の変動幅について、それぞれの核種ごとにまとめたもの⁴⁾である。これは、報告された実験条件などを詳細に検討し、妥当でないとと思われるような値を取り除いている。それでも、ほとんどの核種の移行係数 (B_{v2} 値) の変動幅は、3桁以上に及ぶことがわかる。

このように、移行係数を変動させる要因としては、次のようなもの⁵⁾が考えられている。

- (1) 核種間差
核種
化学形（場合によっては、物理的存在形態）
- (2) 土壌間差
土壌 pH
酸化還元電位 (Eh)
土性（粒度分布、とくに粘土含量）
粘土鉱物の種類
土壌有機物含量
水分含量

- CEC、置換性K量、置換性 Ca 量等
- 土壌密度
- 共存元素の種類、濃度
- (3) 作物間差とそれぞれの栽培条件
作物種
気象条件
施肥条件
水管理
- (4) その他（実験条件等）
トレーサの起源
〔フォールアウト核種、添加 RI、安定元素等〕
aging 効果
添加 RI の混合方法
実験規模（表面積、深度）
〔フィールド、ライシメータ、ポット〕
サンプリング条件（特に根菜類）
〔洗浄の有無〕
土壌中 RI 濃度の測定方法（平均値の求めかた）

これらの要因が、単独で現れることはほとんどなく、現実には幾つかの要因が複雑に絡み合っ、移行係数を変動させている。したがって、多くのデータを統計的に処理して、個々の要因の影響の大きさを研究しているのが実情である。

5. 個々の変動要因の影響

- (1) 核種間差、とくに化学形

第5表は、牧草 (perennial ryegrass) によるヨウ素の吸収について、 I^- と IO_3^- との違いを検討したもの⁶⁾である。これは、化学形を調整したヨウ素を含む水耕液に牧草を移植し、3週間後に各部位中のヨウ素濃度を測定したものである。水耕液中のヨウ素濃度および牧草の部位により多少程度は異なるが、すべて I^- の化学形のほうが牧草に吸収されやすいことがわかる ($10^{-7} M$ では6~7倍、 $10^{-6} M$ では10倍以上)。第1図は、同様に、ヨウ素の植物の吸収における化学形の影響をコマツナを用いて検討したもの⁷⁾である。この実験も水耕栽培であるが、1日間の吸収実験により、地上部と根について生育段階による違いを検討している。第1図から、どの実験条件でも I^- のほうが IO_3^- よりも吸収されやすいことがわかる。その程度は、生育段階により異なるが、地上部では2~7倍、根では1~20倍となっている。(第1図は、 IO_3^- は生育段階によらず、ほぼ一定の吸収を示すが、 I^- では生育段階により、大きく異なることを示している。しかし、前述したように、移行係数は、播種から収穫までに農作物可食部に蓄積した RI 量と土壌中の RI 濃度の比として定義されるので、生育段階での吸

第5表 ヨウ素の牧草への移行に及ぼす化学形および濃度の影響⁶⁾

水耕液中ヨウ素濃度 (M)	I ⁻		IO ₃ ⁻	
	(i) 1.0×10 ⁻⁷	(ii) 1.0×10 ⁻⁶	(iii) 1.0×10 ⁻⁷	(iv) 1.0×10 ⁻⁶
吸収量 (μg of I/culture vessel)				
地上部	11.5	237.4	2.1	11.9
根	38.9	144.6	4.6	20.4
全植物	43.4	382.0	6.7	32.3
ヨウ素濃度 (parts/million in d.m.)				
地上部	3.74	90.5	0.60	2.82
根	41.7	224.3	5.93	21.8
地上部/根の比	0.090	0.405	0.101	0.130

第1図 ヨウ素のコマツナへの移行に及ぼす化学形の影響⁷⁾

* 移行速度 =
$$\frac{\text{農作物中のRI濃度 (Bq/g fresh vegetation)}}{\text{水耕液中のRI濃度 (Bq/g) \times 実験期間 (日)}}$$

** 生育段階: 播種からの日数

第6表 土性による移行係数の違い⁸⁾

土 性	移 行 係 数*	
	Sr	Cs
Coarse	0.02-1.7	9.5×10^{-4} -0.031
Medium	1.6×10^{-3} -0.43	5×10^{-5} - 2.6×10^{-3}
Fine	7.8×10^{-3} -0.38	9×10^{-4} -0.013
移行係数(B _{Iv})**	0.017	0.01

* 農作物中の RI 濃度 (Bq/g·wet)
土壌中 RI 濃度 (Bq/g·dry)

** US-NRC Regulatory Guide の値

収量の違いはあまり問題とならないと考えられる。)

(2) 土壌間差

(a) 土性 (soil texture)

第2図 土壌 pH と移行係数との相関⁹⁾ (フォールアウト ¹³⁷Cs)

$$TF = \frac{[\text{pCi } ^{137}\text{Cs/kg d.w.}] \text{ 植物}}{[\text{pCi } ^{137}\text{Cs/kg d.w.}] \text{ 土壌}}$$

土壌採取深度

- ▲ : 0~5cm 牧草地
- △ : " 森林開墾地
- : 5~10cm 牧草地
- : " 森林開墾地

($r=0.81$)

第6表は、土性の違いによる移行係数の違いを、Sr および Cs についてみたもの⁸⁾である。これは、これまでに報告された種々の農作物の移行係数について、coarse, medium および fine の3種類の土性別にまとめたものである。Sr では4桁, Cs では3桁程度の差がある。また, Cs ではそれほど土性による差はみられないが, Sr

第3図 土壌 pH による移行係数の違い (^{137}Cs)¹⁰⁾

注1) 数値は同じ位置にあるデータ数を示す

2) REF: REFERENCE レベル (砂土, フィールド実験, 穀物の可食部。有機物含量2%, RI 添加後の調整期間2カ月)

3) それぞれの直線は, 文献10) の(5)式により計算。

第4図 土壌 pH による移行係数の違い (^{90}Sr)¹⁰⁾

注) 第3図参照。

では土壌粒子が粗くなるに従い, 移行係数が大きくなる傾向がある。第6表には, 広く利用されている Regulatory Guide⁹⁾ の移行係数値も同時に示されている。Sr の場合, この値が, 土性によって必ずしも安全側の数値ではないことが指摘されている点は重要である。

(b) 土壌 pH

第2図は, フォールアウト ^{137}Cs を用いた移行係数と土壌 pH との相関を検討したもの⁹⁾ である。W. KÜHN らは, 森林開墾地と牧草地の二つの生態系について, フォールアウト ^{137}Cs の測定から移行係数を求めた。そし

て, 移行係数に及ぼす種々の土壌パラメータ, すなわち, 土壌 pH, 置換性K, 総K量および粘土含量等と移行係数との相関を求め, 移行係数に及ぼす各土壌パラメータの影響を検討した。フォールアウト核種を利用し, 作物種を限定するといったような条件下でも移行係数がかかなり変動することを報告している。なかでも, 最も高い相関を示したものが土壌 pH であり, $r=0.81$ である。第2図から明らかのように, 土壌 pH が低くなると移行係数は大きくなる。日本では, 酸性土壌の占める割合が多く, 土壌 pH は低い。したがって, pH が6や7

第5図 土壌中の総K含量と移行係数との相関⁹⁾
(フォールアウト ^{137}Cs)

$$TF = \frac{[\text{pCi } ^{137}\text{Cs}/\text{kg d.w.}] \text{ 植物}}{[\text{pCi } ^{137}\text{Cs}/\text{kg d.w.}] \text{ 土壌}}$$

土壌採取深度

- ▲ : 0~5cm 牧草地
 - △ : " 森林開墾地
 - : 5~10cm 牧草地
 - : " 森林開墾地
- ($r = 0.68$)

前後で得られた移行係数よりも実際の移行係数は大きくなることが予想される。

IUR (International Union of Radioecologists) のワーキング・グループは、多くのレポートから、実験条件等が明記されていて、相互に比較できるものだけをピックアップした。A. KEEN ら¹⁰⁾ は、これを統計的に解析し、ポテトと牧草に対する移行係数の pH 依存性を検討した。第3図は ^{137}Cs の、第4図は ^{90}Sr の結果を示したものである。これには、フォールアウト核種測定による実験結果だけでなく、RI 添加による実験結果も含まれている。図中の数字は、同じ位置に2個以上のデータがあることを表している。どちらの核種も、土壌 pH が低いほど移行係数は大きくなる傾向があることがわかる。

(c) 共存元素の影響

第5図は、W. KÜHN らによるフォールアウト ^{137}Cs の移行係数と土壌中の総K含量との相関を検討したもの⁹⁾である。彼らは、前述したように、移行係数と種々の土壌パラメータとの相関を検討しているが、pH の次に高い相関が得られたパラメータが総K含量($r = 0.68$)である。置換性K量との相関も求めているが、これは、

第6-1図 水稻の ^{90}Sr 吸収に及ぼす各種塩添加の影響(稲体全体)¹⁴⁾

■ : NaCl , ▲ : KCl , ● : MgCl_2 , □ : NH_4Cl , △ : CaCl_2 , ▽ : SrCl_2 , ○ : BaCl_2

第6-2図 水稻の ^{137}Cs 吸収に及ぼす各種塩添加の影響¹⁴⁾

$r = 0.50$ で総K含量の相関よりも低い。一般的に、植物の経根吸収に関して、土壌中に存在する元素の総量よりも、可給態量（または、置換態量）のほうが高い相関が得られると考えられるが、それとは反対の結果が得られている。この点に関しては、可給態の抽出方法等にも問題があり、今後、さらに究明する必要がある。また、第2図および第5図から明らかのように、森林開墾地と牧草地の二つの生態系の間で、データが分かれており、このような二つのグループに分かれているデータを用いて、相関を求めることには問題があると思われる。

しかし、後述するように、トレーサ実験で問題となる

第7表 放射性ヨウ素の農作物移行における作物間差¹⁵⁾

作物種	移行速度 (TR)*	作物種	移行速度 (TR)*
水 稲	0.17	コマツナ	0.31
キュウリ	0.010	ハウレンソウ	0.36
ナ ス	0.0080	ラディシュ	0.18
エダマメ	0.062		
大 豆	0.32		

* 農作物(可食部)中の RI 濃度 (Bq/g・wet)
水耕液中 RI 濃度 (Bq/g) × 実験期間 (日)

RI の添加法や aging, 実験規模等の条件の違いによる影響を排除するため, フォールアウト核種に着目し, データ解析を行った意義は大きい。わが国でも, このようなフォールアウトに関する調査・研究は, 水稲や小麦について行われている^{11~13)}が, 移行係数の観点から検討されているものではない。

第6図は, 水稲の ⁹⁰Sr および ¹³⁷Cs 吸収に及ぼす共存元素の影響を水耕実験により調べたもの¹⁴⁾である。これらは, 27 時間または 29 時間の短時間での吸収実験であり, 移行係数を求たものではない。⁹⁰Sr の場合は, MgCl₂ 以外の塩類は, 種類により程度は異なるが, 0.063~0.25 meq/500 ml の濃度範囲でほぼ一定の吸収抑制効果を示す。一方, ¹³⁷Cs の場合は, 水稲の部位によらず, NH₄⁺, K⁺ および Cs⁺ とともに, ほぼ直線的に吸収量が減少している。第6図から, ⁹⁰Sr の場合は NH₄⁺, Ca²⁺, および Sr²⁺ が, ¹³⁷Cs の場合は, Cs⁺ および K⁺ の共存が移行係数に大きな影響を与えることがわかる。また, 可食部への移行量に関しては, 土壌中のこれら共存元素濃度の長期間の影響が問題となるため, さらに検討する必要がある。

(3) 作物間差

第7表は, 放射性ヨウ素の移行に関して, 作物間差を検討したもの¹⁵⁾である。これらは, 短期間の水耕栽培により求められたものであるから, 厳密には移行係数とは異なるが, 作物間差の影響をある程度は推察できる。この表から, 果菜類へは移行しにくく, 大豆やハウレンソウへは移行しやすいことがわかる。しかも, その差は30倍以上となっている。

A. KEEN ら¹⁰⁾は, 前述したように移行係数におよぼす土壌 pH の影響を検討するとともに, 作物間差(牧草とポテト)についても検討した(第3図および第4図参照)。その結果, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr どちらの核種についても, ポテトより牧草のほうが移行係数が高いことがわかった。

(注) 線の太さは可給態の大きさを示す

第7図 土壌 pH と植物養分の可給態¹⁶⁾

第8図 添加元素の酸化還元電位 (Eh) 変化による土壌溶液への溶出¹⁹⁾

Mn Cd Zn
□ : 長野土壌 : △ ○
■ : 岐阜土壌 : ▲ ●

(4) その他の土壌パラメータ

・ 土壌 pH-可給態量

第7図は, 土壌 pH の変化により, 土壌中の元素の可給態量がどのように異なるかを示したもの¹⁶⁾である。これは直接, 土壌 pH 変化による植物への吸収量の違いをみたものではない。しかし, 土壌中に存在する元素を植物が吸収する際, その元素の可給態量との相関が高いといわれている¹⁷⁾。図から, 鉄, マンガン, 銅, 亜鉛などの金属元素は, 酸性側で可溶性となる。しかし, 鉄が pH 5.0 以下でも可溶性で存在するのに対し, マンガン, 銅, 亜鉛は, pH 5.0 以下では急速に不可給態になる。このように, 元素の種類により, 土壌中での可給態に及ぼす pH の影響が異なるため, とくに, 重要と考え

られる RI については、パッチ実験等により、土壌中の存在状態、すなわち、可給態や不可給態の割合の基礎的データを蓄積してゆく必要がある。また、植物サイドからみた場合、あらゆる植物について、同一の抽出方法で可給態を定義できるかどうかは問題があり、実際に、農作物を用いた吸収実験を行い、可給態の抽出方法の検討を進める必要がある。

筆者らの研究グループにおいても、(1)の分母として、土壌中の元素の総量を取るのではなく、この可給態量を取り、移行係数の土壌間差の修正を行う研究¹⁸⁾を進めている。

(b) 酸化還元電位

第8図は、土壌に添加した元素の溶出率について、土壌の酸化還元電位との関係を検討したもの¹⁹⁾である。亜鉛、カドミウムは畑状態（酸化的）から湛水状態（還元的）へと酸化還元電位が低下するにしたがって、土壌溶液中の濃度は徐々に低下する。これに対して、マンガンは還元状態になるにしたがい、土壌溶液中の濃度が高くなる。一般的に、金属元素は湛水状態では、不溶性となり、植物の吸収量は低下する傾向があるが、マンガンやさらに、ヨウ素のように、湛水状態で逆に土壌中に溶出してくるもの²⁰⁾もある。わが国では、米の摂取量が多く、それによる被曝線量は無視できないため、酸化還元状態の変化による米への RI 移行量の変化を十分検討する必要がある。また、水稻の栽培では、つねに湛水状態を維持するのではなく、収穫までに、1～2回ほど、落水するため、落水による酸化還元電位の変化が、RI の米への移行にどのような影響を及ぼすのかも検討する必要がある。

(c) 実験規模

A. KEEN¹⁰⁾らは、実験規模の影響に関しても検討している（第3図および第4図参照）。その結果、¹³⁷Cs ではポットのほうが、⁹⁰Sr ではライシメータのほうが移行係数が高くなる傾向があることを報告している。しかし、この原因については、¹³⁷Cs と ⁹⁰Sr で使用した土壌が異なること、および ⁹⁰Sr の実験において、変動幅が大きいこと等の理由により、さらに究明する必要があると述べている。

(d) トレーサの起源

移行係数を求める場合、RI 添加法、フォールアウト核種または安定元素ないしは、天然の RI を利用する方法等がある。どのトレーサを用いたかにより、移行係数が異なる。文献によっては、どのトレーサを用いたかを明記していないものがあり、相互比較ができない。RI 添加法については、添加してから期間により移行係数

が異なることが報告²¹⁾されている。すなわち、添加直後では、移行係数は大きくなるが、数十日経過するとあまり変化せず、十年以上経過しても同じような移行係数が得られることが報告されている。この報告から、十分な aging 期間を置いた RI 添加法により得られた移行係数とフォールアウト起源の RI により得られた移行係数とは、それほど異ならないと考えられる。しかし、フォールアウト核種と安定元素との間にはどのような違いがあるのかは、まだ十分究明されていない。後述するように、わが国ではフォールアウト核種や安定元素により RI の移行係数を求めてゆく研究も重要な位置を占められるため、これらのトレーサの間にどのような違いがあるのかを明らかにする必要がある。

6. 移行係数の変動幅に関する定量的研究について

Y.C. NG ら²²⁾は、報告されている移行係数について、変動要因ごとに整理し、どの程度、移行係数の変動幅を小さくすることができるかを検討した。その結果を第9図に示す。第9-1図は、土性の違い、第9-2図および第9-3図は、作物種の違い、そして、第9-4図は、実験規模の違いにより移行係数の変動幅がどの程度小さくなるかを検討したものである。第9-1図から、土性の違いを考慮しなければ、移行係数は、Sr および Cs のどちらも3～4桁の変動幅を示すが、土性を考慮することによりその変動幅を1～2桁小さくすることが可能であることを示している。また、第9-2図および第9-3図から明らかなように、すべての農作物を対象とすると、移行係数は Sr も Cs も3～4桁の変動幅を示すが、作物種ごとに移行係数を求めると、それぞれの作物種について、移行係数は2桁以内の変動幅となる。わが国では、欧米に比べて、摂取する農作物の種類が非常に多く²³⁾、作物間差を無視して移行係数を求めると、その変動幅は、欧米よりも大きくなると思われる。少なくとも、作物種ごとに移行係数を整理することにより、その変動幅をかなり小さくすることができるであろう。また、地域により摂取する農作物の種類が異なるため、実態調査を通じて、対象地域における主要な農作物を限定すること²⁴⁾も評価の精度を高める観点から必要と考えられる。

第9-4図は、室内ポット実験により得られた移行係数とフィールドでの値とを比較したものである。フィールドにおける移行係数は、3～4桁の変動があるが、ポット実験では、2～3桁である。ポット実験で求めた移行係数のほうが、フィールドで得られたそれらよりも高い傾向がある。その理由は、ポット内の根の密度が、フィールドでの密度よりも大きくなるためと考えられる。したがって、変動幅が小さいからといって、必ずしもポッ

第9図 移行係数に及ぼす個々の変動要因²²⁾

(1): 土性, (2): 作物間差 (Sr), (3): 作物間差 (Cs), (4): 実験規模

第8表 実験条件による Cs の牧草への移行係数の違い¹⁰⁾

データの種類	移行係数の範囲	最高値/最小値
全 データ	0.0014-315	220,000
汚染カンガイ水の連続供給実験のデータを除外	0.0014- 31	22,000
土壌 pH が 4.5 以下のデータを除外	0.0014- 3.3	2,400
土壌に汚染水を直接注入したデータを除外	0.0014- 3.12	2,200
土壌に RI を混合後30日以内に実験を開始したデータを除外	0.0014- 1.53	1,000

ト実験がよいとはいえない。

第8図は、Cs の牧草への移行係数について、実験条件を検討することにより、移行係数の最大値および変動幅がかなり小さくなることを示したものの¹⁰⁾である。すべてのデータを採用した場合、移行係数の最大値は315であるが、連続的な汚染水の灌がいを行った実験を除外することにより約1桁、pH が4.5以下の実験および土壌中にRIを注入した実験を除外することにより、さらに1桁小さくなる。また、RI添加後30日以内に実験を行ったものを取り除くと、さらにその1/2まで最大値が下がる。その結果、この表は最大値と最小値との比が、20万から1,000にまで小さくすることが可能であることを示している。

評価モデルにより、被曝線量を精度よく算定しようとする場合、評価モデルそのものの精度を上げるとともに、前述したように、移行係数やそのモデルに使用する他のパラメータの変動幅をおさえ、その分散を少なくする必要がある。とくに、現実的ではない実験条件下で求められた高い値を排除することにより、現実的な被曝線量を求めることができるので、この種の研究は重要であると考えられる。IUR は、このような実験条件の違いから生じる移行係数の変動を極力抑さえ、合理的なデータが得られるよう、汚染土壌の調整法やポット実験におけるポットサイズ等、推薦できる実験方法を明確にしている²⁵⁾。屋外のRIトレーサ実験が困難であり、屋内のポット実験データを欧米よりも利用せざるをえないわが国では、このような情報を基礎として、なるべく統一した実験条件下で移行係数を求めてゆくことが必要である。

7. あとがき

土壌から農作物へのRI移行量を算定するための重要なパラメータである移行係数とその変動について述べ、変動の原因となる個々の要因およびその影響について、欧米における研究報告を中心に検討した。

わが国においては、評価モデルならびにそのモデルに使用しているパラメータの値は、これまで外国、主とし

て米国のものを採用してきた。しかしながら、移行係数に関しては、わが国の作物種、土壌および気候等が外国のものと異なるため、外国のデータをそのまま使用するわけにはいかない。

屋外でのRI実験が困難であるわが国では、欧米よりも、室内ポット実験や安定元素を用いた研究、さらに、フォールアウト核種を利用した研究が重要となるため、実状に合った実験・研究体制の確立が急務であろう。

本稿をまとめるにあたり、佐伯誠道博士（環境整備センター理事）、茅野充男 東大助教授および山崎慎一 農業環境技術研究所室長に貴重な助言をいただいた。ここに記して謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) R.G. MENZEL; Soil-plant relationships of radioactive elements, *Health Phys.*, **11**, 1325-1332 (1965).
- 2) U.S. NRC; Regulatory Guide 1.109, Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I, Revision 1 (1977).
- 3) IAEA; Safety Series No. 57, Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, pp. 61-65 (1982).
- 4) Y.C. NG and S.E. THOMPSON; Soil-to-plant concentration factors for radiological assessments, NUREG/CR-2975, pp. 93-101 (1982).
- 5) 内田滋夫, 大桃洋一郎, 鎌田 博, 佐伯誠道; 土壌から農作物への放射性核種の移行に関する計算モデル, 原子力誌, **26**, 935-941 (1984).
- 6) D.C. WHITEHEAD; Uptake and distribution of iodine in grss and clover plants grown in solution culture, *J. Sci. Fd Agric.*, **24**, 43-50 (1973).

- 7) Y. MURAMATSU, D. CHRISTOFFERS and Y. OHMOMO; Influence of chemical forms on iodine uptake by plant, *J. Radiat. Res.*, **24**, 326-338 (1983).
- 8) Y.C. NG, C.S. COLSHER and S.E. THOMPSON; Transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products, IAEA-SM-237/54 (1979) (Proceedings of an International Symposium on Biological Implications of Radionuclides Released from nuclear industries, pp. 295-318).
- 9) W. KÜHN, J. HANDEL and P. SCHULLER; The influence of soil parameters on ^{137}Cs -uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland, *Health Physics*, **46**, 1083-1093 (1984).
- 10) A. KEEN and M.J. FRISSEL; A statistical analysis of soil-to-plant transfer factors, Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides Released from Nuclear Installations (CEC), pp. 351-370 (1983).
- 11) 小林宏信, 駒村美佐子, 津村昭人; 農業環境における人工放射性核種の挙動に関する解析的研究, 農業技術研究所報告B, 第36号, 115 (1984).
- 12) 駒村美佐子, 津村昭人, 小平 潔, 小林宏信; 農作物及び農地土壌の放射能汚染について, 農業技術研究所報告B, 第36号, 19-55 (1984).
- 13) 千葉盛人, 大里宏二, 河合堯昭; ^{90}Sr の地表蓄積量と水稲への移行について, 第13回放射能調査研究成果発表会論文抄録集, pp. 96-100 (1971).
- 14) 津村昭人, 駒村美佐子, 小林宏信; 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究, 農業技術研究所報告B, 第36号, 57 (1984).
- 15) 内田滋夫, 住谷みさ子, 大桃洋一郎; 放射性核種の経根吸収経路による農作物への移行, *RADIO-ISOTOPES*, **36**, 332-339 (1987).
- 16) 船引真吾; “土壌学講義”, pp. 141, 養賢堂, 東京 (1975).
- 17) 渋谷政夫, 山添文雄, 尾形 保, 能勢和夫; “環境汚染と農業”, pp. 149-157, 博友社, 東京 (1975).
- 18) 本間美文, 大桃洋一郎; 可給態 Zn の農作物への移行, 放医研環境セミナー No. 13, 放射性物質の農作物への移行, pp. 46-53 (1987).
- 19) 渋谷政夫; 重金属汚染の土壌化学, 化学の領域, **30**, 1043-1051 (1976).
- 20) K. TENSHO and K.L. YEH; Radioiodine uptake by plant from soil with special reference to lowland rice, *Soil Sci Plant Nutr.*, **16**, 30-37 (1970).
- 21) J.F. CLINE; Aging effects of the availability of strontium and cesium to plants, *Health Phys.*, **41**, 293-296 (1981).
- 22) Y.C. NG and F.O. HOFFMAN; Selection of terrestrial transfer factors for radioecological assessment models and regulatory guides, Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides Released from Nuclear Installations, pp. 841-855 (1984).
- 23) Y. OHMOMO and M. SUMIYA; Estimation on heavy metal intake from agricultural products, In “Heavy Metal Pollution in Soils of Japan” (ed. by K. KITAGISHI and I. YAMANE), p. 235-244, Japan Scientific Societies Press, Tokyo (1981).
- 24) Y. OHMOMO, M. SUMIYA, K. HIRANO, M. NAKAYAMA, F. SUMIYA and K. KOHARA; Factors used for the estimation of radioactive nuclide intake through foodstuffs by inhabitants in coastal area of Ibaraki prefecture, *Hoken Butsuri*, (I) : **9**, 99-107, (II) : **9**, 109-115, 1974, (III) : **10**, 215-219 (1975).
- 25) International Union of Radioecologists (IUR); Report on a Workshop on the Measurement of Soil to Plant Transfer Factors for Radionuclides, Part I, Association EURATOM-ITAL, Wageningen (1982).