

東京電力福島第一原子力発電所事故により
環境中に放出された放射性テルルによる
内部被ばく線量の評価

2016

藤原 慶子

目 次

第1章 序論.....	1
1.1 背景.....	1
1.1.1 事故後における内部被ばく線量評価の状況.....	1
1.1.2 内部被ばく線量評価の方法とテルルにおける問題点.....	2
1.2 目的.....	4
1.2.1 実験研究による移行係数の推定.....	4
1.2.2 福島第一原発事故における内部被ばく線量の評価.....	5
1.3 参考文献.....	7
第2章 水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行係数.....	9
2.1 はじめに.....	9
2.2 実験材料及び方法.....	10
2.2.1 水耕培地の調製.....	10
2.2.2 ラディッシュの栽培方法.....	10
2.2.3 測定用サンプルの調製及び測定.....	12
2.3 結果と考察.....	13
2.3.1 酸性培地でのテルルとセシウムの移行とその分布.....	13
2.3.2 中性培地でのテルルとセシウムの移行とその分布.....	17
2.3.3 水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行と分布にpHが及ぼす影響.....	18
2.3.4 水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行係数.....	21
2.4 結論.....	22
2.5 参考文献.....	23

第3章 土壤栽培におけるテルルとセシウムの移行係数.....	25
3.1 はじめに.....	25
3.2 実験材料及び方法.....	26
3.2.1 土壤の調製.....	26
3.2.2 ラディッシュ及び小松菜の栽培方法.....	26
3.2.3 測定用サンプルの調製及び測定.....	28
3.2.4 土壤の分析.....	29
3.3 結果と考察.....	29
3.3.1 土壤中水溶性テルルと水溶性セシウムの存在率.....	29
3.3.2 テルルおよびセシウムを添加した土壤における生育状況.....	36
3.3.3 テルルとセシウムのラディッシュ及び小松菜への移行とその分布.....	39
3.3.4 テルルとセシウムの移行係数に土壤要素が及ぼす影響.....	44
3.4 結論.....	46
3.5 参考文献.....	46
第4章 福島第一原子力発電所事故により放射性テルルで汚染された葉菜及び 根菜の経口摂取による預託実効線量の評価.....	49
4.1 はじめに.....	49
4.2 算出のためのパラメータ.....	50
4.2.1 放射性テルルの放出量比.....	50
4.2.2 ^{127m}Te 、 ^{129m}Te 、 ^{134}Cs の ^{137}Cs に対する沈着量比と評価対象地域.....	50
4.2.3 テルルとセシウムの移行係数.....	52
4.2.4 線量係数.....	53
4.3 預託実効線量比の計算結果.....	54

4.3.1	葉菜及び根菜中のテルル及びセシウム濃度.....	54
4.3.2	葉菜及び根菜の単回摂取による預託実効線量比.....	56
4.3.3	葉菜及び根菜の継続摂取による預託実効線量比.....	58
4.4	実際に収穫された葉菜及び根菜の ¹³⁴ Csと ¹³⁷ Cs濃度に基づき推定された放射性テルルによる預託実効線量.....	61
4.4.1	葉菜及び根菜中のテルル及びセシウム濃度.....	61
4.4.2	単回摂取及び継続摂取による預託実効線量.....	62
4.5	考察.....	67
4.6	結論.....	68
4.7	参考文献.....	69
第5章	福島第一原子力発電所事故により放射性テルルで汚染された白米の経口摂取による預託実効線量の評価.....	71
5.1	はじめに.....	71
5.2	算出のためのパラメータ.....	72
5.2.1	放射性テルルの放出量比.....	72
5.2.2	^{127m} Te、 ^{129m} Te、 ¹³⁴ Csの ¹³⁷ Csに対する沈着量比と評価対象地域.....	72
5.2.3	テルルとセシウムの移行係数.....	73
5.2.4	線量係数.....	74
5.3	国際原子力機関の提示する移行係数を使用して計算した預託実効線量比.....	74
5.3.1	白米におけるテルル及びセシウムの濃度.....	74
5.3.2	単回摂取での預託実効線量比.....	75
5.3.3	継続摂取での預託実効線量比.....	76
5.4	実際に収穫された米の ¹³⁴ Csと ¹³⁷ Cs濃度を用いて計算した預託実効線量.....	77

5.4.1	米における濃度.....	77
5.4.2	単回摂取及び継続摂取での預託実効線量.....	78
5.5	考察.....	81
5.6	結論.....	82
5.7	参考文献.....	82
第6章	本研究で得られた移行係数及び預託実効線量と先行研究における移行 係数及び預託実効線量の比較.....	84
6.1	はじめに	84
6.2	水耕実験と土壌実験における移行係数.....	85
6.2.1	水耕実験で求めたテルルの移行係数.....	85
6.2.2	水耕実験で求めたセシウムの移行係数.....	86
6.2.3	土壌実験で求めたテルルの移行係数.....	86
6.2.4	土壌実験で求めたセシウムの移行係数.....	87
6.3	葉／根のセシウム濃度比.....	87
6.4	預託実効線量.....	88
6.5	考察.....	89
6.6	結論.....	92
6.7	参考文献.....	92
第7章	結論.....	95
7.1	はじめに.....	95
7.2	テルルとセシウムの移行係数.....	96
7.2.1	水耕栽培における移行係数.....	96

7.2.2. 土壌栽培における移行係数.....	96
7.3 被ばく線量と健康影響.....	96
7.3.1 日常生活における被ばく.....	96
7.3.2 被ばく線量と健康影響の関係.....	97
7.3.3 発がんのリスク.....	98
7.3.4 福島第一原子力発電所事故と健康影響.....	100
7.4 預託実効線量評価に不確かさをもたらす要因及び本研究における成果と今後の 課題.....	102
7.5 本研究におけるまとめ.....	104
7.6 参考文献.....	105
謝辞.....	108

第 1 章 序 論

1.1 背景

1.1.1 事故後における内部被ばく線量評価の状況

2011 年 3 月 11 日に東京電力福島第一原子力発電所（以降、福島第一原発）事故が発生した。この事故に対し、国内外の様々な機関が事故による公衆の放射線被ばく線量の評価を行っている。放射線被ばくは、外部被ばくと内部被ばくに分けられ外部被ばくは、放射性物質が体の外部にあり体外から放射線を受けること、内部被ばくは、放射性物質が体の内部にあり、体内から被ばくすることである。このうち内部被ばくの評価については、世界保健機関(WHO)は「Preliminary dose estimation from the nuclear accident after 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami」¹⁾において事故後 1 年程度の初期における ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から受ける内部被ばく線量についての評価を公表している。また、原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)も「UNSCEAR 2013 Report Vol. I: “Source, effects and risks of ionizing radiation”」²⁾の中で福島第一原発事故に伴って放出された ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から一般公衆が受ける内部被ばく線量の評価を行なっている。日本国内でも、環境省や厚生労働省が ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から受ける内部被ばく線量を評価し、公表している³⁾。このように事故後、国内外において、事故により一般公衆に生じた内部被ばく線量の評価が行われてきている。しかしながら、これらの評価はいずれも ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs を対象としており、その他の核種の評価はほとんど行われていない。例えば、放射性テルルは今回の事故により大量に放出されたと報告されている⁴⁾が、その内部被ばく線量は考慮されていない。

原子力施設の事故時における初期の被ばくでは、放射性ヨウ素（特に ^{131}I ）による内部被ばくが注目されており、過去に起こったチェルノブイリ事故においても放射性ヨウ素（特に ^{131}I ）により小児甲状腺ガンの増加が確認されている⁵⁾。また、年単位の半減期を持ち長期にわたる放射線被ばくが懸念される ^{134}Cs （半減期 2.06 年）や ^{137}Cs （半減期 30.0 年）は、その化学的な性質によって地表面から 10cm 程度の深さまでにそのほとんどが留まることから^{6,7)}、吸入摂取や経口による内部被ばくだけでなく地表面からの外部被ばくにおいても重要である。これに対して、放射性テルルは過去の事故において人体への影響が特に報告されていないために、今回の福島第

一原発事故後にプラントからの放出量や環境への沈着量といった調査は行われたものの、人に対する影響、つまり被ばく線量評価においてはほとんど考慮されてきていない。食品の摂取に伴う内部被ばくの線量評価を例にとれば、日本における現在の食品由来の内部被ばくを規制する基準値は、放射性セシウムを基準（主要核種）とし、その他の放射性核種（半減期 1 年以上）は放射性セシウムに対して一定の割合で含まれていると想定して設定されている⁸⁾。これに対し、放射性テルルはその同位元素に半減期 1 年以上の放射性同位元素がなく、食品由来の内部被ばくへの寄与の評価において考慮されていない。しかしながら、放射性テルルのうち ^{127m}Te や ^{129m}Te のような比較的長い半減期（それぞれ、109 日及び 33.6 日）を持つものについては、その半減期と放出された量から考えると、食品等を介して一般公衆が摂取した可能性があり、事故初期において有意な内部被ばく線量をもたらした可能性がある。このようなことから、事故後初期において放射性テルルによりもたらされた内部被ばく線量を明らかにしておくことは、正確な被ばく線量の評価とそれを用いた将来の影響評価にとって極めて重要である。しかしながら、土壌から農作物へのテルルの移行に関する研究は未だ数少なく、環境中のテルルの挙動メカニズムを解明するための実験データも十分とは言えない。

1.1.2 内部被ばく線量評価の方法と放射性テルルにおける問題点

内部被ばく線量は、放射性物質を体内に摂取することによって受ける放射線量の積算値（預託実効線量）により評価される。預託実効線量とは、体内に摂取した放射性物質から受ける放射線量の積算値であり、積算期間は、成人に対して 50 年、子供に対しては摂取時から 70 歳までと設定するのが一般的である。この預託実効線量は、摂取した放射エネルギー（Bq：放射性物質が 1 秒間に崩壊する原子の個数）に預託実効線量換算係数を乗じて算出できることから、内部被ばく線量の評価には「預託実効線量換算係数」と「摂取した放射エネルギー」が必要となる。

預託実効線量換算係数は、国際放射線防護委員会(ICRP)の Publication 72 (Publ.72)⁹⁾ に放射性テルル(^{127m}Te 、 ^{129m}Te)や放射性セシウム(^{134}Cs 、 ^{137}Cs)を含む 91 種類の放射性核種を対象に、生後 3 ヶ月乳児、1 歳児、5 歳児、10 歳児、15 歳児、および成人における経口摂取と吸入摂取における値（積算期間成人 50 年間、子供 70 歳まで）が示されている。なお、ICRP Publ. 72 では「線量係数(Dose Coefficient)」という用語が使用されているため、以降、ICRP の値を用いる場合は「線量係数」と記す。また、

ICRP Publ.72 で示されている名目上の年齢と想定されている年齢幅を下記に示す。

ICRP Publ.72 の名目上の年齢	実際の適応が推奨されている年齢幅
生後 3 ヶ月乳児	0-1 歳
1 歳児	1-2 歳
5 歳児	2 歳より上で 7 歳以下
10 歳児	7 歳より上で 12 歳以下
15 歳児	12 歳より上で 17 歳以下
成人	17 歳より上

摂取した放射エネルギーは、直接、農作物中の放射能濃度の測定値とその摂取量から計算することができるが、農作物中の放射能濃度の測定が難しい場合は土壌中の濃度に移行係数を乗ずることで求められている。すなわち、放射性物質を含む土壌で栽培した植物中の放射性物質の濃度を土壌における放射性物質の濃度で除した値（水耕栽培の場合は、栽培した植物中の放射性物質の濃度を水耕培地における放射性物質の濃度で除した値）を移行係数と定義し、その移行係数をあらかじめ求めておくことにより、評価時には土壌もしくは水耕培地に含まれる放射性物質の濃度に移行係数を乗ずることによって農作物中の放射エネルギーを推定するのである。

放射性テルルによる内部被ばくの線量評価を行う上で必要な環境中での放射性テルルの濃度については、 ^{127m}Te の γ 線の放出率が小さいことから測定が難しく、福島第一原発事故における環境中の ^{127m}Te 濃度についてはよく分かっていない。これに対し、 ^{129m}Te は検出が比較的容易であり、土壌などにおける濃度が事故後に測定されている。 ^{127m}Te と ^{129m}Te の放出量の比は、燃料における核分裂生成物の存在量推定（いわゆる、インベントリ計算）によって求めることができるので、 ^{129m}Te の値から ^{127m}Te の濃度を推定することが可能である。Saito らは、地域別に ^{129m}Te の土壌沈着量を測定し、詳細なマップとして報告しており¹⁰⁾、今回の事故において環境中に放出された放射性テルルの濃度に関しては、 ^{129m}Te のデータを用いて推定することが可能である。

内部被ばくの線量評価に必要な土壌から植物への移行係数については、セシウムに比べテルルではほとんどデータがないと言える。例えば、葉菜と根菜に着目した場合、セシウムに関しては、国際原子力機関(IAEA)の Technical Report Series 472 (TRS 472)¹¹⁾ において、亜熱帯地域におけるセシウムの全種類の土壌から葉菜と根菜（根）への移行係数（乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg）が、葉菜については 35 件(N=35)、根菜については 15 件(N=15)のデータから得られた値が示されている。また、温暖地域におけるセシウムの全種類の土壌から葉菜と根菜（根）へ

の移行係数（乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg）が、葉菜について N=290、根菜について N=81 のデータから得られた値が示されている。一方、テルルに関しては亜熱帯地域における移行係数は全くデータが示されておらず、温暖地域におけるテルルの全種類の土壌から葉菜及び根菜への移行係数（乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg）についても N=1 のデータが示されているのみである。福島第一原発の事故後に、放射性テルルの重要性に気づいた研究者により、放射性テルルの環境動態に関する研究が始められてきているが、放射性テルルはその半減期から、事故後数年経つと土壌や食物ともに検出できないレベルになってしまうことや放射性セシウムのように線源として市販されていないため、研究を行うことが難しいとされている¹²⁾。

移行係数の値は土壌の種類や状態、対象とする植物種、また、栽培条件などにより大きく変化することが知られており、移行係数の変動に伴い預託実効線量も大きく変わってくる。従って、より精度良く内部被ばく線量の評価を行うためには、放射性テルルの土壌から植物への移行に関するデータをより一層充実させる必要がある。しかしながら、放射性テルルでの実験はトレーサの入手やその後の測定に難しい面が多い。そこで、本研究では、同じような動きをすることが予想される安定テルルを用いた実験によりその挙動を明らかにしていくこととした。

1.2 目的

1.2.1 実験研究による移行係数の推定

福島第一原発事故により放出された放射性テルルの内部被ばく線量への寄与がどの程度であったかを評価するためには、テルルの土壌から植物への移行係数が必要である。この移行係数は、土壌の種類や状態、対象とする植物種、また、栽培条件などにより変化するものであり、どのような条件であれば、どの程度の範囲で変化するのかを多数のデータから明らかにし、線量評価に当たっては最も適切な値が利用できるようにしておく必要がある。しかしながら、これまではほとんど研究がされておらず、事故後少しずつ研究されてきているが、まだ十分とは言えない状況である。よって、本研究では、テルルの土壌から植物への移行係数を、水耕栽培や土壌を用いたポット試験によって実験的に求めることとした。

テルルは水溶液の pH によってその化学形を変えることが知られている¹³⁾。その

ため、酸性と中性に pH を調整した水耕培地でラディッシュ(*Raphanus sativus* var. *sativus*)を育て、テルルとセシウムのラディッシュへの移行と分布に pH が及ぼす影響を確認する。また、土壌培地でラディッシュ(*Raphanus sativus* var. *sativus*)と小松菜(*Brassica rapa* var. *perviridis*)を育て、土壌に含まれるカルシウムイオン(Ca^{2+})、マグネシウムイオン(Mg^{2+})、カリウムイオン(K^+)、ナトリウムイオン(Na^+)のような交換性塩基(Ex.K, Na, Ca, Mg)、活性アルミニウム(Al_0)、活性鉄(Fe_0)、活性ケイ素(Si_0)、及び土壌の pH がテルル並びにセシウムの移行と分布にどのような影響を及ぼすかを明らかにする。

1.2.2 福島第一原発事故における内部被ばく線量の評価

本研究で対象とする放射性物質の移行経路及び被ばく経路の概念図を Fig. 1-1 に示す。この図に示したように、土壌中のテルル濃度、移行係数、線量係数が与えられれば、福島第一原発事故後の一般公衆が受けた放射性テルルによる内部被ばく線量を推定することが可能となる。1.1.1 節で述べたように、これまで放射性テルルのような、 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 以外の核種の寄与を考慮した内部被ばく線量の評価はほとんど行われておらず、被災者に不安をもたらす一因となっている。また、今後の軽水炉の過酷事故に備えてこのような放射性テルルによる内部被ばく線量の推定を可能とする知見の集積が必要である。本研究では、福島第一原発事故後に得られた環境放射能データ、ならびに実験により求めた移行係数を用いて、内部被ばくの線量を推定することを目的とする。

具体的には、Saito らの福島県を中心とする調査研究¹⁰⁾において測定された ^{137}Cs および $^{129\text{m}}\text{Te}$ の土壌沈着量を使用する。また、燃料体内での核分裂生成物の量から推定された ^{134}Cs と ^{137}Cs の放出量比、および $^{127\text{m}}\text{Te}$ と $^{129\text{m}}\text{Te}$ の放出量比¹⁴⁾から ^{134}Cs および $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する放射能比を求め、これを用いて線量評価を行うこととする。体内摂取した放射性物質による放射線量を算出するために用いる預託実効線量換算係数はICRP Publ.72⁹⁾における $^{127\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の線量係数を使用する。土壌から植物へテルルとセシウムがどの程度移行するかを示す移行係数は、TRS 472の値を用いた場合と土壌実験で得られた値を用いた場合について、それぞれ預託実効線量を計算することとする。また、事故のあった年に福島県及び隣接県において収穫された野菜や白米については、実際に放射性セシウム濃度(^{134}Cs 、 ^{137}Cs)が測定されており¹⁵⁾、ホウレンソウや小松菜のような葉菜や大根やカブに代表され

る根菜、および主食として重要な白米を対象に、収穫時に一度だけ摂取（単回摂取）した場合及び収穫した時期から1年間毎日一定量を摂取（継続摂取）した場合のそれぞれについて預託実効線量を計算する。それらの内部被ばく線量の評価から放射性テルル(^{127m}Te 、 ^{129m}Te)の内部被ばくへの寄与が放射性セシウム(^{134}Cs 、 ^{137}Cs)に対してどの程度であったかを明らかにするとともに、移行係数の違いにより、どの程度預託実効線量に変化するかについて考察する。

本研究は、培地（水耕・土壌）から食物へのテルルとセシウムの移行について実験を行い、テルルとセシウムの環境中での挙動を確認すること、また、人間が食物を摂取することにより受ける内部被ばくの線量評価の高度化を目的としているため「放射線管理学」の分野だけにとどまらず、「環境科学」や「植物生理学」、さらには「食品栄養学」に貢献するとともに、なによりも福島第一原発事故により被害を受けている方々の不安を解消し、福島の復興の一助となることを期待している。

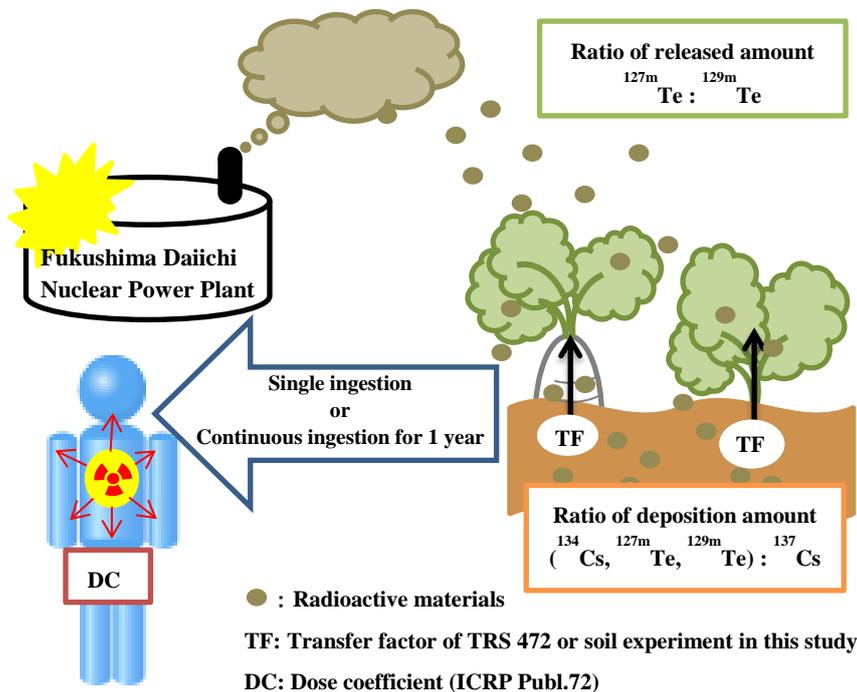


Fig. 1-1 Schematic of pathway leading to internal radiation exposure

1.3 参考文献

- 1) World Health Organization; Preliminary dose estimation from the nuclear accident after 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami (2012).
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2013 Report: “Source, effects and risks of ionizing radiation”, New York (2015).
- 3) 環境省; 福島第一原子力発電所事故に伴う住民の健康管理のあり方に関する専門家会議,
Available at: <http://www.env.go.jp/chemi/rhm/conf/tyuukanntorimatomesegohyouhannei.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 4) 経済産業省; 原子力安全に関する IAEA 閣僚会議に対する日本国政府の報告書,
Available at: <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/backdrop/pdf/app-chap04-2.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 5) International Atomic Energy Agency; The Chernobyl Forum, Chernobyl’s Legacy. Health, environmental and socio-economic impacts and recommendations to the governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine (2005).
- 6) International Atomic Energy Agency; Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’ (2006).
- 7) M. D. Bondarkov, V. A. Zheltonozhsky, M. V. Zheltonozhskaya, N. V. Kulich, A. M. Maksimenko, E. B. Farfan, G. T. Jannik and J. C. Marra; Environmental radiation monitoring in the Chernobyl exclusion zone – History and results 25 Years After, *Health Phys.*, 101, 442- 485 (2011).
- 8) 厚生労働省; 食品中の放射性物質の対策と現状について,
Available at: http://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/20131025-1.pdf
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 9) International Commission on Radiological Protection; ICRP Publication 72, Ann. ICRP, 26, 26-27 (1995).
- 10) K. Saito, I. Tanihata, M. Fujiwara, T. Saito, S. Shimoura, T. Otsuka, Y. Onoda, M. Hoshi, Y. Ikeuchi, F. Takahashi, N. Kinouchi, J. Saegusa, A. Seki, H. Takemiya and T. Shibata; Detail deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *J. Environ.*

Radioactiv., 139, 308-319 (2015).

- 11) International Atomic Energy Agency; IAEA Technical Report Series 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, Vienna (2010).
- 12) G. Yang, J. Zheng, K. Tagami and S. Uchida; Soil-to-crop transfer factor of tellurium. *Chemosphere*, 111, 554-559 (2014).
- 13) M. Pourbaix; Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions. National Association of Corrosion Engineers, Houston, 560-571 (1974).
- 14) J. M. Schwantes, C. R. Orton and R. A. Clark; Analysis of a nuclear accident: Fission and activation product releases from the Fukushima Daiichi nuclear facility as remote indicators of source identification, extent of release, and state of damaged spent nuclear fuel. *Environ. Sci. & Technol.*, 46, 8621-8627 (2012).
- 15) 農林水産省; 平成 24 年度までの農産物に含まれる放射性セシウム濃度の検査結果の概要, 23 年度,
Available at: http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_chosa/H24gaiyou.html
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)

第2章 水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行係数

2.1 はじめに

福島第一原発事故により、放射性ヨウ素や放射性セシウムとともに ^{127m}Te ($T_{1/2}=109\text{ d}$)、 ^{129m}Te ($T_{1/2}=33.6\text{ d}$)、 ^{131m}Te ($T_{1/2}=30\text{ h}$)、 ^{132}Te ($T_{1/2}=78.2\text{ h}$)を含む大量の放射性テルルが環境中に放出された¹⁾。しかしながら、第1章で述べたように、WHO²⁾、UNSCEAR³⁾、環境省⁴⁾、厚生労働省⁴⁾においても放射性テルルについて事故初期における内部被ばくの評価は行われていない。 ^{127m}Te や ^{129m}Te のような放射性テルルの中でも比較的長い半減期を持つものについては、放出された量や半減期の長さを考慮すると、経根吸収により放射性物質を吸収した農作物を一般公衆が経口摂取する可能性がある。従って、事故初期における内部被ばく線量において、放射性テルルがどの程度寄与したかを明らかにするためには、未だ十分なデータが蓄積されていないテルルの経根吸収に関する研究が必要である。

第1章で述べたように、日本における現在の食品由来の内部被ばくを規制する基準値は、放射性セシウムを基準に考えられている⁵⁾。基本的には、食品中の放射性セシウムの濃度限度基準値は 100 Bq/kg であるが、これは、ストロンチウムやプルトニウム、ルテニウムを考慮し、すべてを含めても被ばく線量が年間線量 1 mSv を超えない様に設定されている。従って、テルルの移行に関する研究を進めるにあたって、同時にセシウムのデータを確認し、相互に比較することにより考察を行うことが必要である。

テルルは水溶液中の $\text{pH } 5.5$ 付近（酸化還元電位： $200\text{--}500\text{ mV}$ 付近）でその化学形を HTeO_2^+ から HTeO_3^- に変えることが知られており⁶⁾、テルルを含む溶液の pH が変化すると植物への移行量に違いが出る可能性が考えられる。そこで、本章では、培地に含まれる塩類などの構成要素を比較的簡単にコントロールできる水耕栽培を用いてラディッシュ (*Raphanus sativus* var. *sativus*) を栽培し、水耕培地の pH をテルルの化学形が変化する $\text{pH } 5.5$ より酸性側 ($\text{pH } 3$ 付近) と中性側 ($\text{pH } 7$ 付近) に調整し、テルルとセシウムのラディッシュ中の濃度及び分布に pH が及ぼす影響を明らかにすることを目的に実験を行った。また、ラディッシュ中のテルル濃度にセシウムの存在が影響するかを確認するためにテルルのみを添加した溶液での実験も行い、ラディッシュ中のテルル濃度に変化があるかを調べた。

2.2 実験材料及び方法

2.2.1 水耕培地の調製

水耕栽培の培地を、脱イオン水を用い Table 2-1 の組成になるよう調製した。また、テルルとセシウムの混合溶液を調製する場合においてもこの水耕培地を使用し、標準テルル溶液 (Te 1000, 和光) とセシウム (99.9% CsCl (和光)) を 1000 mg/l となるように超純水に溶解したもの、以降、標準セシウム溶液と記載) を加え、ともに培地中で 1 mg/l になるように調製した。

酸性で経根吸収させる場合は、水耕培地に標準テルル溶液と標準セシウム溶液を加え、pH が 5.5 より小さいことを確認し使用した (以降、これを酸性培地と呼ぶ)。中性で経根吸収させる場合には、水耕培地に標準テルル溶液と標準セシウム溶液を加えた後、アンモニア水で pH を 6.6-6.8 に調整して使用した (以降、これを中性培地と呼ぶ)。

Table 2-1 Nutrients in hydroponic solution

	Concentration	Nutrient
Major Nutrients	1mM	Ca(NO ₃) ₂
	1 mM	KCl
	0.5 mM	MgSO ₄
	0.25 mM	(NH ₄) ₂ HPO ₄
	0.18 mM	Fe(III)-EDTA
Micronutrients	46 μM	H ₃ BO ₃
	9 μM	MnCl ₂
	0.8 μM	ZnSO ₄
	0.3 μM	CuSO ₄
	0.08 μM	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄

2.2.2 ラディッシュの栽培方法

ラディッシュの種 (株式会社アタリヤ農園) を脱イオン水で湿らせたパーミキュ

ライトに播き、インキュベータ（EYELA FLI-2000, 東京理化器械）の中で発芽させた。発芽してから7日後に苗を水耕培地に移し、20日から30日間栽培した。培地に浸す様子を Fig. 2-1、Fig. 2-2 に示す。5本の苗を1セットにし、1つの条件につき1セット、もしくは同じ条件で収穫時期だけが異なるセットを2セット、を同じ培地に浸した。従って、収穫時期を7日後と10日後に設定した場合、2セット（10本の苗）を栽培している。

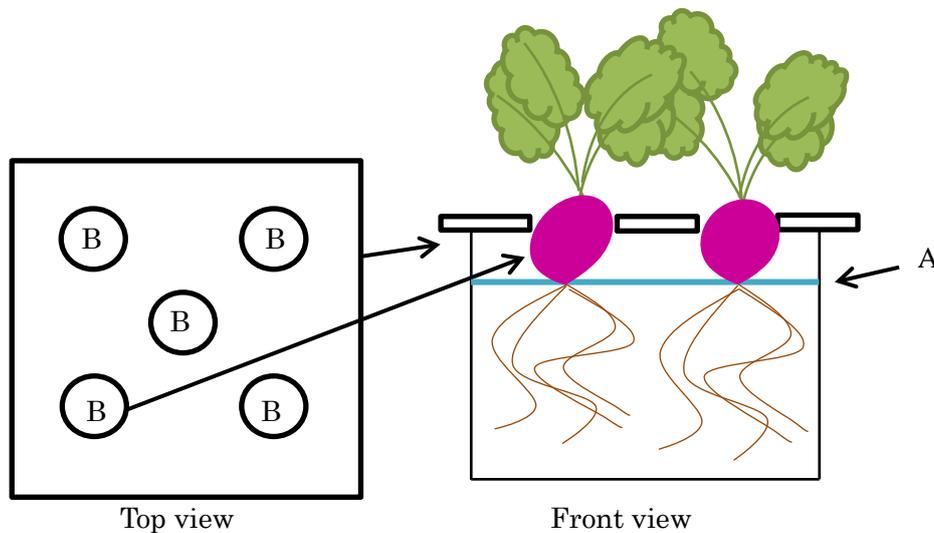


Fig. 2-1 Illustration of hydroponic radish set up

One set of five radishes were soaked in a nutrient solution.

A — : Level of nutrient solution for hydroponic cultivation

ⓑ: Each radish plant body was settled into a circular hole within a supporting plate.

20日から30日間栽培した後のラディッシュをテルルとセシウムの混合溶液に移し、側根の全体及び球状根（可食部）の一部を2時間浸しテルルとセシウムを吸収させた。浸漬後のラディッシュは、テルルとセシウムが添加されていない培地で洗浄した後、テルルとセシウムが添加されていない培地に戻し、1日-10日後に収穫した。浸漬した条件は Table 2-2 に示す。

発芽から収穫までの全期間、ラディッシュを2.0°C、相対湿度60%、長日条件（明16時間、暗8時間）にセットしたインキュベータ内で栽培した(Fig. 2-2)。

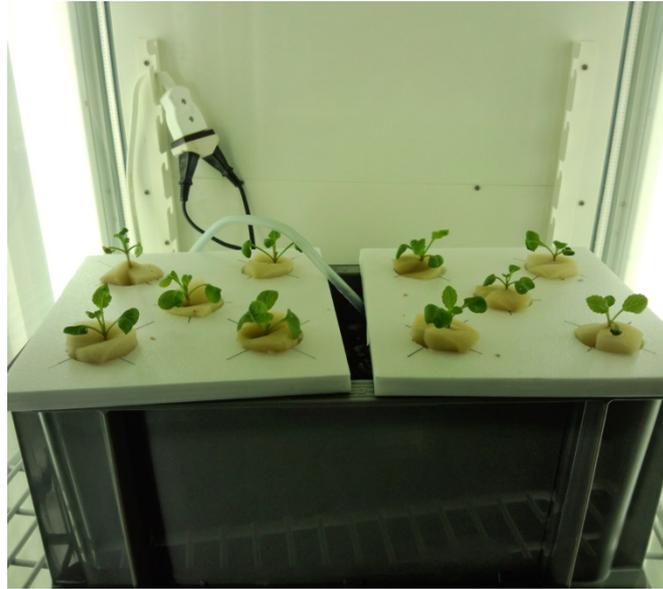


Fig. 2-2 Photo of the experimental set up

Plants were held in containers that were filled with nutrient solution, and the containers were placed in an incubator. The nutrient solutions were aerated with a pump.

Table 2-2 Experimental conditions of soaking*

Experiment	Element	Concentration (mg/l)	Interval to harvest (day)	pH	ORP (mV)
1	Te	1.0	7	3.4	423
2	Te + Cs	1.0	7, 10	3.2	401
3	Te + Cs	1.0	1, 3, 7, 10	3.4	453
4	Te	1.0	7	6.6	277
5	Te + Cs	1.0	7, 10	6.8	248

* In each experiment, fine roots of radish were immersed into the medium with Te and/or Cs for 2 hours.

2.2.3 測定用サンプルの調製及び測定

収穫したラディッシュを、茎を含む葉(I)、球状根（胚軸）(II)、側根(III)の3つに分け(Fig. 2-3)、茎を含む葉を「葉」の試料、球状根（胚軸）を「根」の試料とし、側根は可食部ではないこと及びそれぞれの個体に分離できないことから、一部測定を

行ったが、本実験において試料としては扱わなかった(Fig. 2-3)。

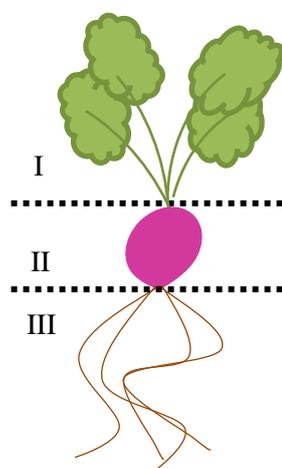


Fig. 2-3 Illustration showing how the radishes were divided into sample sections

....: A radish was cut and divided into Leaf (I), Root (II), and fine root parts (III).

I: Leaf sample (leaf including stem)

II: Root sample (hypocotyl in plant anatomical terms)

分割した試料を、70–80°C の乾燥器 (CD.15S, いすゞ製作所) で乾かした。乾燥後、粉碎し、約 100 mg を 70 % の HNO_3 (EL grade; 関東化学) 5 ml と 30 % の H_2O_2 (EL grade; 関東化学) 1.2 ml を加え、マイクロ波加圧分解装置 (Topwave, アナリティックジャパン) で湿式灰化した。乾燥試料が 100 mg に満たない場合は、試料全量を湿式灰化した。得られた灰化物を超純水に溶解した液体試料とし、ICP 質量分析装置 (ICP-MS, Element 2, Thermo Fisher Scientific もしくは HP-4500, Yokogawa, Japan) を用い液体試料中のテルルとセシウムの濃度を測定した。

2.3 結果と考察

2.3.1 酸性培地でのテルルとセシウムの移行とその分布

測定用試料を調製する過程で、ラディッシュを乾燥させる工程があり、その乾燥工程の前後で生重量と乾燥重量を測定した。生重量と乾燥重量の測定結果を Table 2-3 に示す。

テルルとセシウムの混合溶液に浸漬しないで栽培したラディッシュを対照群 (control) とし、各実験群の植物重量と対照群との有意差について Student の t 検定を行ったところ、実験 2 と 3 の葉において有意に軽い ($p < 0.05$) ものがあった。実験 4 及び 5 の根では、コントロールに比べて有意に重い ($p < 0.05$) ものがあった。

Table 2-3 Fresh and dry weight of samples

Experiment	Interval to harvest (day)	Part* ²	Fresh weight(g) * ¹		Dry weight(g)* ¹	
control		Root	4.2	± 4.5	0.2	± 0.3
		Leaf	7.7	± 1.0	0.5	± 0.1
1	7	Root	4.2	± 1.8	0.2	± 0.1
		Leaf	8.2	± 3.0	0.5	± 0.2
2	7	Root	1.6	± 0.6	0.1	± 0.0
		Leaf	3.5* ³	± 1.3	0.3* ³	± 0.1
	10	Root	1.6	± 0.7	0.1	± 0.0
		Leaf	4.1* ³	± 1.1	0.4	± 0.1
3	1	Root	3.3	± 2.8	0.2	± 0.1
		Leaf	6.8	± 2.0	0.4	± 0.1
	3	Root	3.2	± 3.5	0.2	± 0.2
		Leaf	4.6* ³	± 1.6	0.4	± 0.1
	7	Root	2.3	± 1.9	0.1	± 0.1
		Leaf	3.3* ³	± 1.2	0.3	± 0.2
	10	Root	3.6	± 1.3	0.2	± 0.1
		Leaf	6.7	± 3.0	0.5	± 0.2
4	7	Root	12.9	± 8.1	0.7	± 0.4
		Leaf	7.6	± 3.0	0.6	± 0.2
5	7	Root	20.9* ³	± 11.8	1.1* ³	± 0.5
		Leaf	7.7	± 1.6	0.6	± 0.1
	10	Root	19.6* ³	± 8.7	1.3* ³	± 0.6
		Leaf	10.6	± 3.7	0.9	± 0.4

*1 Average weight ± standard deviation (n=4-5).

*2 “Root” means fleshy root and “Leaf” means leaf including stem.

*3 The statistical difference was observed between control and these samples was tested by the Student’s t-test.

水耕栽培された植物の成長にテルルが及ぼす影響については過去にダイズ、トウモロコシ、コマツナに対しテルル 1.28 mg/l を連続で曝露した実験があり、そのような実験条件下では、テルルへの曝露により、対照群に対する成長割合（乾物）が数%から 25 % 程度の減少を示したことが報告されている⁷⁾。したがって、本実験においても Te が影響している可能性があるが、1) 本研究では、1.28 mg/l より濃度の低い

1.0 mg/l の濃度を用い、連続ではなく 2 時間だけ一時的に曝露しただけであること、2) 実験 2 と 3 において対照群に対し有意に小さな値が、実験 4 と 5 において有意に大きな値が示されたことを考慮すると、ラディッシュに出た成長阻害はテルルとセシウムによるものではなく酸による影響である可能性が推察される。実験 4 と 5 において対象群に対して大きな値が観察された原因も pH の差によるものかもしれない。

酸性培地に浸漬した生及び乾燥のラディッシュに含まれるテルルとセシウム濃度の結果を Table 2-4 に示す。

Table 2-4 Te and Cs concentrations in dry samples and in fresh samples under acid condition

Experiment	Interval to harvest (day)	Part* ²	Te/dry-sample		Cs/dry-sample		Te/fresh-sample		Cs/fresh-sample	
			* ¹		* ¹		* ¹		* ¹	
			(mg/kg)		(mg/kg)		(mg/kg)		(mg/kg)	
1	7	Root	1.90	± 1.52	—	—	0.18	± 0.25	—	—
		Leaf	0.14	± 0.07	—	—	0.01	± 0.01	—	—
2	7	Root	3.52	± 4.11	1.05	± 0.48	0.18	± 0.21	0.06	± 0.03
		Leaf	0.78	± 0.04	1.12	± 0.13	0.06	± 0.01	0.09	± 0.02
	10	Root	4.33	± 2.88	0.51	± 0.40	0.21	± 0.13	0.03	± 0.02
		Leaf	0.77	± 0.31	1.12	± 0.43	0.07	± 0.05	0.11	± 0.10
3	1	Root	6.96	± 4.82	0.64	± 0.21	0.34	± 0.19	0.04	± 0.02
		Leaf	1.42	± 0.41	1.30	± 0.14	0.09	± 0.03	0.08	± 0.01
	3	Root	4.56	± 2.96	0.94	± 0.61	0.23	± 0.15	0.05	± 0.03
		Leaf	1.46	± 0.23	1.46	± 0.50	0.11	± 0.02	0.11	± 0.04
	7	Root	7.18	± 3.89	0.60	± 0.14	0.31	± 0.16	0.04	± 0.04
		Leaf	1.44	± 0.52	1.04	± 0.33	0.16	± 0.09	0.12	± 0.05
10	Root	12.30	± 6.35	0.33	± 0.15	0.55	± 0.22	0.02	± 0.01	
	Leaf	0.68	± 0.20	0.76	± 0.05	0.04	± 0.01	0.05	± 0.00	

*1 Average concentration ± standard deviation (n=4-5).

*2 “Root” means fleshy root and “Leaf” means leaf including stem.

酸性培地に浸漬した場合、特に根に関するテルルのデータは個体差が大きく、相対標準偏差は 40-139 %であった。テルルとセシウムの混合溶液に浸漬したラディッシュとテルルのみの溶液に浸漬したラディッシュを比較したところ、セシウムの存在によるテルルの濃度低下は見られなかった。すなわち、本実験条件下では、セシ

ウムとテルルが競合し、それらの移行が阻害されるということは認められなかった。次に、培地から各部位への移行量に関しては、一部有意ではない試料があるものの、生試料中、乾燥試料中ともにテルルは葉より根に高い濃度で存在し、セシウムでは反対に葉において濃度が高くなる傾向が見られた。そこで、生及び乾燥試料における根と葉の濃度比をテルルとセシウムについて求めた(Table 2-5)。葉と根の濃度比、すなわち葉/根の値は、実験 2 における 7 日後に収穫したラディッシュ及び実験 3 の 7 日後に収穫した生のラディッシュ以外の試料においてセシウムに比べテルルの方が有意に小さい値を示した。テルルの葉/根の値はほとんど 1.0 より小さく、テルルが根に留まりやすい性質を持つことを示している。浅見らの研究⁷⁾においても根におけるテルル濃度は、他の部位よりも有意に高く、本研究の結果と一致している。

Table 2-4 に示したテルルとセシウムの移行量に関しては、非常に興味深いことに 2 時間の曝露後にこれらを含まない培地に戻して育成を続けているにもかかわらず、植物体におけるテルルおよびセシウムの濃度低下は見られていない。たとえば、実験 3 において 7 日後、10 日後に収穫した根におけるテルル濃度は 1 日後に収穫した根の濃度よりも高い値を示していた。この現象は、今回測定対象としなかった側根の関与で説明されるかもしれない。すなわち、ラディッシュは 5 本を 1 セットにして栽培しており、側根が可食部でないこと及びそれぞれの個体ごとに分けられないことから、今回の実験において試料としていないが、この部分に高い濃度のテルルやセシウムが吸収・吸着されていた可能性である。

Table 2-5 Leaf/Root ratios of Te and Cs in fresh and dry samples.

Experiment	Interval to harvest (day)	Leaf/Root* ¹ ratio of Te* ²		Leaf/Root ratio of Cs* ²	
		fresh samples	dry samples	fresh samples	dry samples
		1	7	0.29 ± 0.35	0.12 ± 0.07
2	7	1.14 ± 0.95	0.87 ± 0.76	1.82 ± 0.82	1.26 ± 0.59
	10	0.54 ± 0.49	0.30 ± 0.25	5.00 ± 2.44	3.26 ± 2.34
3	1	0.37 ± 0.25	0.31 ± 0.23	2.70 ± 1.04	2.22 ± 0.75
	3	0.62 ± 0.30	0.44 ± 0.26	2.98 ± 1.67	1.97 ± 1.00
	7	0.58 ± 0.34	0.25 ± 0.14	3.43 ± 1.15	1.80 ± 0.24
	10	0.09 ± 0.03	0.06 ± 0.03	3.96 ± 1.93	2.71 ± 1.22

*1 “Root” means a fleshy root and “Leaf” means leaves including stems.

*2 Leaf/Root ratio: average concentration ± standard deviation (n=4-5).

そこでこの点を確認するため、絡まったままの側根を 3 セット分処理し、測定を行なったところ、テルルの濃度が 629、880、1218 mg/kg を示し、葉や根の試料に比べかなりの高濃度であったことがわかった。このことから、側根にかなりの吸収もしくは吸着があったと考えており、テルルとセシウムの混合溶液から栽培用の培地に戻したあともテルルが高濃度に存在する側根から根に吸収され続けた事が推察され、7、10 日後収穫のラディッシュ中テルル濃度が 1 日後に収穫したものより高くなった理由、及び葉／根の値がほとんど 1.0 より小さかった理由であると考えられる。浅見らは、1.28 mg/l テルル溶液を用いて水耕栽培したダイズ、トウモロコシ、コマツナでは、根部の濃度は 432-1030 mg/dry-kg であったと報告している⁷⁾。栽培環境が少し違うものの（昼間 25°C、夜間 20°C、明 14 時間、暗 10 時間）、本実験の結果とよく一致している。以上の結果から、側根にテルルが高濃度で吸収もしくは吸着されることは明らかである。

2.3.2 中性培地でのテルルとセシウムの移行とその分布

中性培地に浸漬した生及び乾燥のラディッシュに含まれるテルル及びセシウムの濃度、すなわち実験 4 及び 5 の結果を Table 2-6 に示す。中性培地に浸漬した場合、テルルやセシウム、葉の試料や根の試料に関わらず、個体差は比較的小さく相対標準偏差は 5-20 % であった。酸性培地に浸漬した場合と同様にテルルのみの溶液に浸漬した場合とテルルとセシウムの混合溶液に浸漬した場合でラディッシュ中のテルルおよびセシウムの濃度や、その分布に大きな違いは見られなかった。また、テルル、セシウムともに酸性での浸漬と比較して、根の試料以外において試料中の濃度が有意に高く、根の試料においても有意ではないものの高い濃度を示す傾向であった。Table 2-7 に生及び乾燥試料におけるテルル及びセシウムの根と葉の濃度比を示す。

根と葉の濃度比（葉／根の値）についても酸性培地に浸漬した場合と同様にセシウムに比べテルルの方が有意に低い結果であった。しかしながら、テルルの葉／根の値は生試料では 1.5 程度、乾燥試料で 1.0 程度であり、根の部分でかなり高い濃度を示した酸性溶液での実験と比べると、根と葉におけるテルル濃度は、乾燥試料では、有意な差を示さず、生試料では葉の濃度の方が有意に高い結果となった。

Table 2-6 Te and Cs concentrations in dry samples and in fresh samples under neutral condition

Experiment	Interval to harvest (day)	Part* ²	Te/dry-sample	Cs/dry-sample	Te/fresh-sample	Cs/fresh-sample
			* ¹ (mg/kg)	* ¹ (mg/kg)	* ¹ (mg/kg)	* ¹ (mg/kg)
4	7	Root	5.38 ± 0.34	—	0.31 ± 0.02	—
		Leaf	6.00 ± 0.30	—	0.45 ± 0.05	—
5	7	Root	5.70 ± 0.34	117.75 ± 14.09	0.30 ± 0.04	6.26 ± 1.12
		Leaf	5.36 ± 0.49	160.50 ± 10.88	0.44 ± 0.02	13.18 ± 1.98
	10	Root	5.28 ± 0.53	84.91 ± 14.66	0.33 ± 0.04	5.37 ± 1.10
		Leaf	5.58 ± 0.54	130.18 ± 20.80	0.47 ± 0.07	10.94 ± 1.76

*1 Average concentration ± standard deviation (n=4-5).

*2 “Root” means a fleshy root and “Leaf” means leaves including stems.

Table 2-7 Leaf/Root ratios of Te and Cs in fresh and dry samples

Experiment	Interval to harvest (day)	Leaf/Root* ¹ ratio of Te* ²		Leaf/Root ratio of Cs* ²	
		fresh samples	dry samples	fresh samples	dry samples
		4	7	1.48 ± 0.26	1.12 ± 0.08
5	7	1.46 ± 0.15	0.94 ± 0.10	2.17 ± 0.56	1.38 ± 0.18
	10	1.42 ± 0.16	1.07 ± 0.15	2.08 ± 0.40	1.56 ± 0.30

*1 “Root” means a fleshy root and “Leaf” means leaves including stems.

*2 Leaf/Root ratio : average concentration ± standard deviation (n=4-5).

2.3.3 水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行と分布に pH が及ぼす影響

上記のように、テルルとセシウムの培地からラディッシュへの移行量やその後の各部への分布は、培地の pH によって影響を受けていることが観察された。そこで、本節では、さらに詳しく pH が及ぼす影響について考察して行くこととする。

テルルだけを含む培地を用いた実験 1 と 4 におけるラディッシュ（根・葉）のテルル濃度を Fig. 2-4 に、テルルとセシウムを共に含む培地を用いた実験 2 と 5 におけるそれぞれの濃度を Fig. 2-5 及び Fig. 2-6 に、同じくテルルとセシウムを含み、テルルとセシウムの混合溶液から栽培用の培地に戻した後の栽培期間を 1-10 日間とした実験 3 におけるテルルとセシウムの濃度を Fig. 2-7 及び Fig. 2-8 に示す。

Fig. 2-4、Fig. 2-5 及び Fig. 2-6 に示した一連の実験で明らかのように、酸性培地の浸漬では、テルル、セシウムともにラディッシュにおける濃度は低く、中性培地による浸漬では高くなっている。テルルは水溶液中の pH 5.5 付近（酸化還元電位：

200–500 mV 付近) でその化学形を HTeO_2^+ から HTeO_3^- に変えることが知られている⁶⁾。従って、酸性培地の場合、テルルは HTeO_2^+ で存在し、中性培地では、 HTeO_3^- で存在すると推察される。つまり、陽イオンと陰イオンの違いによりこの差が出来たと考えられる。一般に pH の減少とともに根の陰性基の解離が抑えられるため根細胞表面の荷電量が変化することや、 H^+ イオンが陽イオンとしての種々の陽イオンに対して拮抗することにより陽イオンの吸収が減少することが報告されており⁸⁾、酸性培地では陽イオン、つまり HTeO_2^+ や Cs^+ が吸収されにくい状態であったことが考えられる。

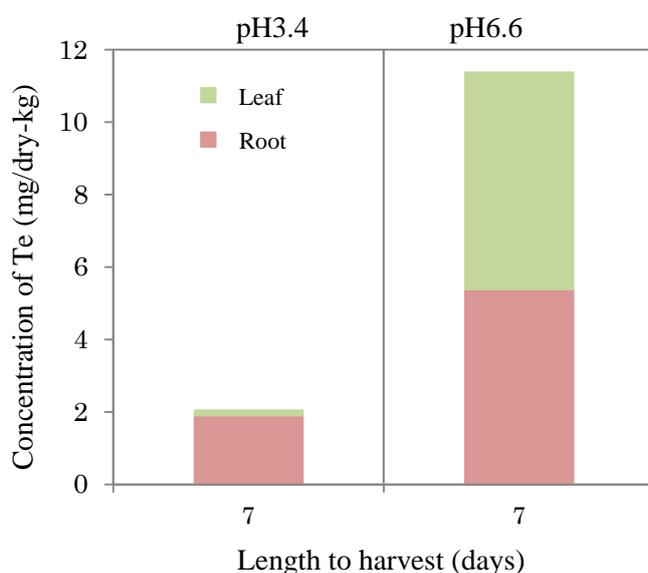


Fig. 2-4 Concentration of Te in radishes after immersion in the Te-only medium (Experiment 1,

4)

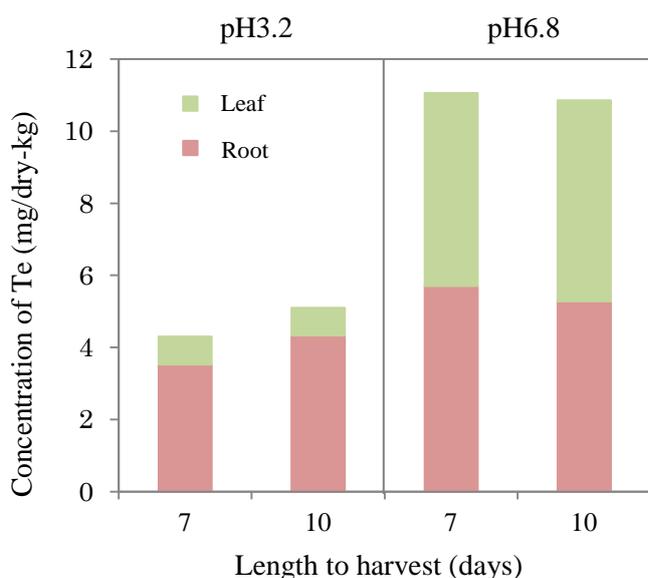


Fig. 2-5 Concentration of Te in radishes after immersion in the Te-Cs medium (Experiment 2, 5)

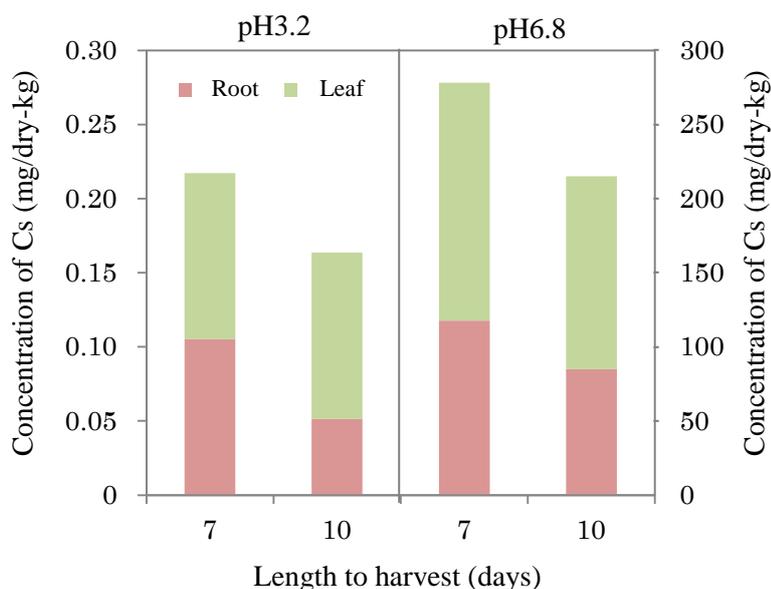


Fig. 2-6 Concentration of Cs in radishes after immersion in the Te-Cs medium (Experiment 2, 5)

これに対し、中性培地の場合では、テルルは HTeO_3^- の形の陰イオンとなり吸収されにくくなるものの H^+ と拮抗しなくなること、また、セシウムは H^+ の量が減り、 H^+ による移行の阻害が少なくなったことや根細胞表面の荷電量が変化したことにより、酸性培地の場合に比べラディッシュへ多く吸収されたと考えられる。

次に pH と葉・根への分配について見ていくと、Fig. 2-6 に示したように、セシウムの葉と根の濃度比は pH による有意な差は見られなかった。一方、Fig. 2-4、Fig. 2-5 に示したように、テルルでは、葉と根の濃度比については pH により著しく変化しているのがわかる。しかしながら、この結果は pH の違いによってテルルが根に留まる性質を有することを意味するのか、根に吸着しやすい性質によるものかについては本研究だけでは判別がついていない。ただし、酸性培地の溶液へ浸漬したラディッシュの葉の試料からもテルルは検出されていることから、酸性培地における浸漬でも一部のテルルは吸収されて葉に移動していることが推測できる。Fig. 2-7 と Fig. 2-8 から、酸性培地における葉と根へのテルル及びセシウムの移行が明らかに異なることを示している。セシウムは根から吸収され、すぐに葉へ移動している。これまでの研究により、セシウムは植物の中でカリウムと似た挙動を示し、根から吸収されたのち、速やかに転流し、主に葉で高い濃度を示すと報告されており⁹⁻¹¹⁾、本研究においても同様の挙動を示していると言える。

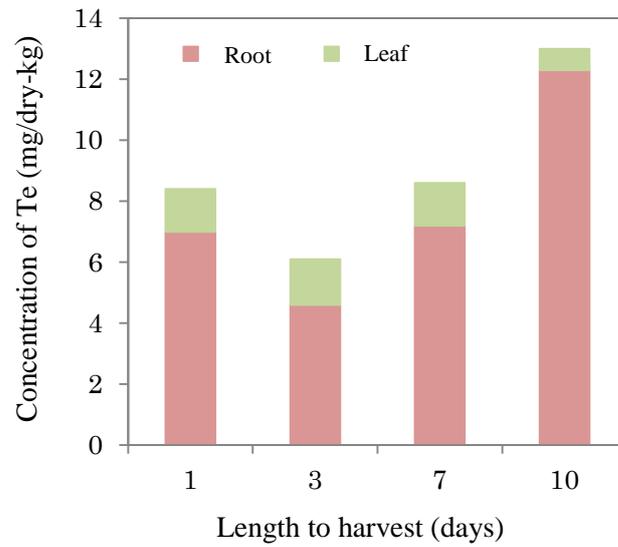


Fig. 2-7 Concentration of Te in radishes after immersion in the Te-Cs medium (Experiment 3)

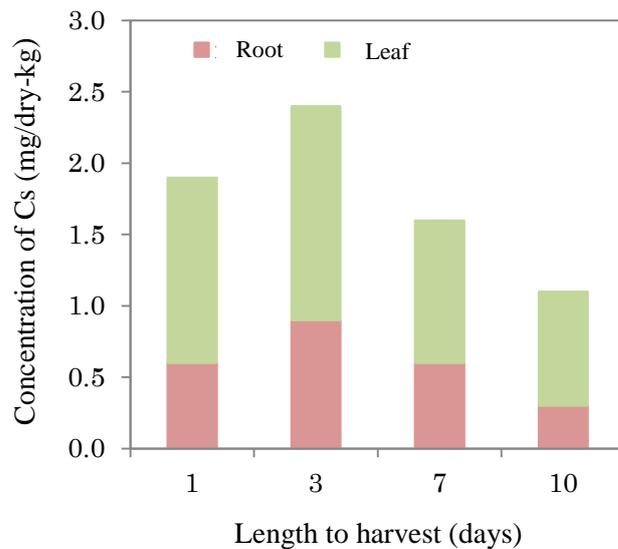


Fig. 2-8 Concentration of Cs in radishes after immersion in the Te-Cs medium (Experiment 3)

2.3.4 水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行係数

水耕栽培におけるテルルとセシウムの移行係数を Table 2-8 に示す。酸性条件での移行係数を中性条件における移行係数と比べると、特にセシウムについては数桁の違いがあった。また、酸性条件では移行係数の範囲が広くテルルについては、数倍～十倍程度の違いがあり、セシウムについても 2-3 倍の違いが見られた。一方、中

性条件においては、テルル、セシウム共に 1.4 倍程度までの範囲であった。この結果は、中性条件の方が酸性条件よりもテルルやセシウムが安定に移行することを示唆している。

Table 2-8 Transfer Factor of Te and Cs under hydroponic condition

Condition* ¹	Part* ²	Transfer factor of Te		Transfer factor of Cs	
		(mg/dry-kg)/(mg/l)		(mg/dry-kg)/(mg/l)	
Acid	Root	1.90	- 12.3	0.33	- 1.05
	Leaf	0.14	- 1.46	0.76	- 1.46
Neutral	Root	5.28	- 5.70	84.91	- 117.75
	Leaf	5.36	- 6.00	130.18	- 160.50

*1 Acid is at pH 3.2-3.4, and neutral is at pH6.6-6.8.

*2 “Root” means a fleshy root and “Leaf” means leaves including stems.

2.4 結論

テルルとセシウムのラディッシュにおける濃度は、pH 3 付近に調整した培地（酸性培地）に浸漬した場合に比べ pH 7 付近に調整した培地（中性培地）に浸漬した時に高くなることを明らかにした。また、セシウムの根と葉の濃度比を見ると、酸性条件下では中性条件下より葉における濃度がわずかに上昇することが分かった。一方、テルルではラディッシュ全体と比較して根の濃度比が高く、中性条件下では根と葉において同程度であることが分かった。酸性培地ではテルルは根に集積しやすくセシウムは葉に集積しやすい性質を有していることを見いだした。

酸性条件での溶液からラディッシュへのテルルの移行係数（乾燥試料中のテルル濃度(mg/dry-kg)／溶液中のテルル濃度(mg/l)）は、根と葉でそれぞれ 1.90-12.3、0.14-1.46 であった。同じく酸性条件でのセシウムの移行係数（乾燥試料中のセシウム濃度(mg/dry-kg)／溶液中のセシウム濃度(mg/l)）は、根と葉でそれぞれ 0.33-1.05、0.76-1.46 であった。中性浸漬でのテルルの移行係数は根と葉でそれぞれ 5.28-5.70、5.36-6.00 でありセシウムの移行係数は根と葉においてそれぞれ 84.91-117.75、130.18-160.50 であった。

2.5 参考文献

- 1) 経済産業省; 原子力安全に関する IAEA 閣僚会議に対する日本国政府の報告書,
Available at: <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/backdrop/pdf/app-chap04-2.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 2) World Health Organization; Preliminary dose estimation from the nuclear accident after
2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami (2012).
- 3) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2013
Report: “Source, effects and risks of ionizing radiation”, New York (2015).
- 4) 環境省; 福島第一原子力発電所事故に伴う住民の健康管理のあり方に関する専門
家会議,
Available at: <http://www.env.go.jp/chemi/rhm/conf/tyuukanntorimatomesegohyouhannei.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 5) 厚生労働省; 食品中の放射性物質の対策と現状について,
Available at: http://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/20131025-1.pdf
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 6) M. Pourbaix; Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions. National Association
of Corrosion Engineers, Houston, 560-571 (1974).
- 7) 浅見輝男; データで示すー日本土壌の有害金属汚染.アグネ技術センター, 288-297
(2001).
- 8) 熊沢喜久雄; 植物栄養学大要. 第3章 植物の養分吸収. 養賢堂, 18-70 (1985).
- 9) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer factors of some selected
radionuclides (radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn) from soil to leaf vegetables. *J. Radiat.
Res.*, 36, 143-154 (1995).

- 10) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer of some selected radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 241, 529-531 (1999).
- 11) T. Ban-nai and Y. Muramastu; Transfer factor of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *J. Environ. Radioactiv.*, 63, 251-264 (2002).

第3章 土壤栽培におけるテルルとセシウムの移行係数

3.1 はじめに

第2章において、水耕栽培によるテルルとセシウムの移行係数（試料／培地の濃度比）を明らかにし、また、セシウムの根と葉の濃度比が酸性条件下では中性条件下よりわずかに葉の濃度が高くなり、テルルについては酸性条件下では葉に比べ根の濃度が高く、中性条件下では根と葉において同程度の濃度を示す傾向にあることが分かった。

福島県周辺での農作物栽培は畑で行われていることが多く、実際の条件により近い形でテルルとセシウムの挙動を観察するために、水耕栽培の結果を踏まえて土壤栽培におけるテルルとセシウムの植物への移行係数を求めた。なお、土壤栽培においても水耕栽培と同様に、セシウムをテルルとともに添加し、同時にデータを確認し、テルルの値をセシウムの値と比較し考察を行う。

また、土壤中にはセシウムイオンが強く吸着するサイト（フレイドエッジサイト）が存在すると報告されており^{1,2)}、環境中に放出された放射性セシウムはそのほとんどが表層から深さ 10 cm 以内に存在すると言われている^{3,4)}。つまり、一旦そのサイトにセシウムが保持されてしまうとセシウムはほとんど動かなくなってしまう性質を持つ。従って、福島第一原発事故直後のテルルやセシウムの土壤吸着における経時変化を再現するために、フレイドエッジサイトがまだセシウムを保持していない状態の土と考えられる京都大学原子炉実験所の畑土、福島第一原発事故以前の福島県内の畑土 2 種類、および市販の植物培養土 1 種類の合計 4 種類の土壤を入手し、テルルとセシウムを添加してから 1 週間および 4 週間後に実験に使用することによりテルルとセシウムの土壤吸着についての経時変化についても検討した。本章では、これらの土壤からラディッシュ(*Raphanus sativus* var. *sativus*)および小松菜(*Brassica rapa* var. *perviridis*)への移行係数を明らかにするとともに、土壤の pH や含まれる交換性塩基とオキソ酸に親和性のあるサイトがテルルやセシウムの土壤から植物への移行係数に及ぼす影響に関して述べる。

3.2 実験材料及び方法

3.2.1 土壌の調製

本章における実験用の土壌として、風乾した市販の培養土（Soil-1：タキイ種苗株式会社）、畑土（Soil-2：京都大学原子炉実験所構内の畑）、福島第一原発事故以前に福島県で採取された畑土（Soil-3：福島県田村市の葉タバコ畑、Soil-4：福島県二本松市のきゅうり畑）を用いた。これらの土壌を、農業環境技術研究所資料 第17号 農耕地土壌分類 第3次改訂版⁵⁾に基づき、培養土、灰色台地土、褐色森林土、淡色黒ボク土に分類した（Table 3-1）。これらの土壌に標準テルル溶液（Te 1000, 和光）とセシウム溶液（99.9% CsCl（和光）を1000 mg/lとなるように超純水で溶解したもの、以降、標準セシウム溶液と示す）をそれぞれ1 mg/dry-soil-kgとなるように添加したものを実験に使用した。テルルとセシウムを添加した土壌は均一になるよう混合した後、1週間及び4週間暗所にて容器内に保管した。使用した土壌をTable 3-1に示す。

Table 3-1 Soil information

Soil	Place	Type*
1	(commercial)	Cultured soils
2	Kumatori	Gray Upland soils
3	Tamura	Brown Forest soils
4	Nihonmatsu	Light colored Ando soils

* Categorization of soils is according to those by Classification of cultivated soils in Japan⁵⁾

3.2.2 ラディッシュ及び小松菜の栽培方法

ラディッシュ（株式会社アタリヤ農園）と小松菜（タキイ種苗株式会社）の種を脱イオン水で湿らせたバーミキュライトに播き、発芽させた。

テルル及びセシウム溶液を添加して1週間後の土壌と4週間後の土壌約150–200 gを容器(Incubation Tissue 72×72×100 mm, SPL Life Sciences)に入れ、苗を容器1つにつき1本ずつ植えつけた。容器には水分の出入りを可能にするため底に径4.8 mmの穴を5

つあけ、その上に不織布を敷き土壌を入れた。苗を植えた容器をバットに並べ、1.5-2.0 cm 程の高さまで脱イオン水を入れ、暗 8 時間、明 16 時間、22°C、相対湿度 60% のインキュベータ内で約 2 週間-2 ヶ月間栽培した。バットの中の脱イオン水がなくなると 1.5-2.0 cm 程の高さまで脱イオン水を補充した。

ラディッシュ及び小松菜を栽培している様子を Fig. 3-1 と Fig. 3-2 に示す。4 本の苗を 1 セットにし、1 つの条件につき 1 セット、もしくは同じ土壌で同じ条件のものを 2 セット同じバットに設置した。

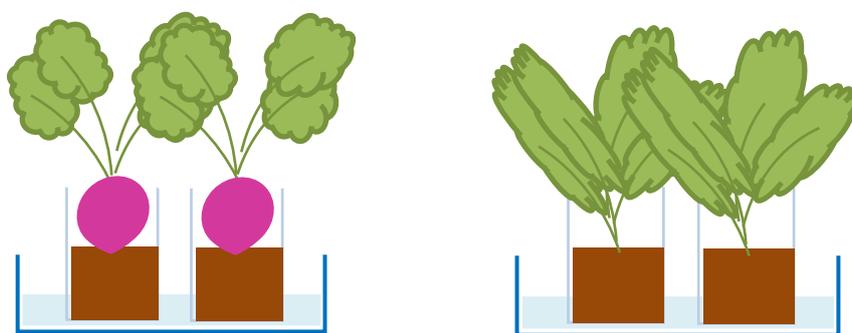


Fig. 3-1 Schematic drawings of the growth beds of the plants

Each vial had 5 holes (4.8 mm ϕ) at the bottom. Deionized water was poured in until it reached the level indicated by opaque blue in the figure.



Fig. 3-2 Photos of the plants growing in the incubator

Each pot contained 150-200 g of soil, and one plant for culturing.

3.2.3 測定用サンプルの調製及び測定

収穫したラディッシュを、茎を含む葉(I)、球状根(胚軸)(II)、側根(III)の3つに分割し、茎を含む葉を「葉」の試料、根(胚軸)を「根」の試料とした(Fig. 3-3、3-4)。根の試料には土壌が付着しているので超純水を使用しブラシで洗浄した。また、小松菜を茎を含む葉(I)と根(主根)(III)に分け、茎を含む葉を「葉」の試料とした(Fig. 3-3、3-4)。ラディッシュの側根及び小松菜の根(主根)は可食部ではないことから、本実験において試料としては扱わなかった。分割した試料を、70-80°Cの乾燥器(CD.15S, いすゞ製作所)で乾かした。

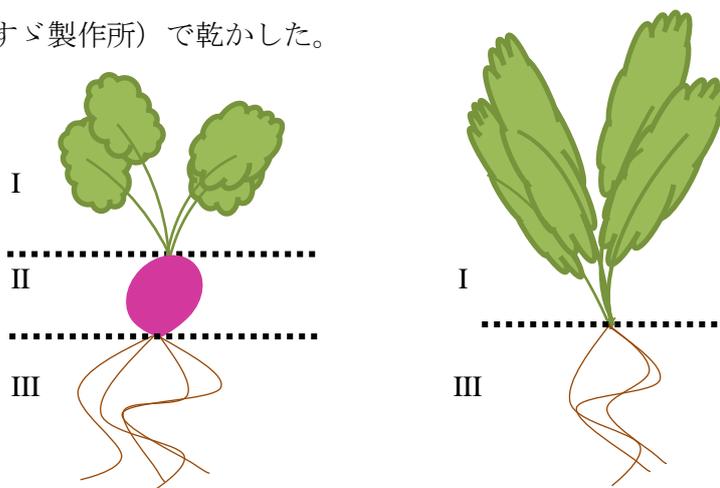


Fig. 3-3 Schematic drawings of the sampling position

---: Positions where a plant was cut and divided into Leaf (I), Root (II) and fine root parts (III).
I: Leaf sample (leaf including stem), II: Root sample (hypocotyl in plant anatomical term)

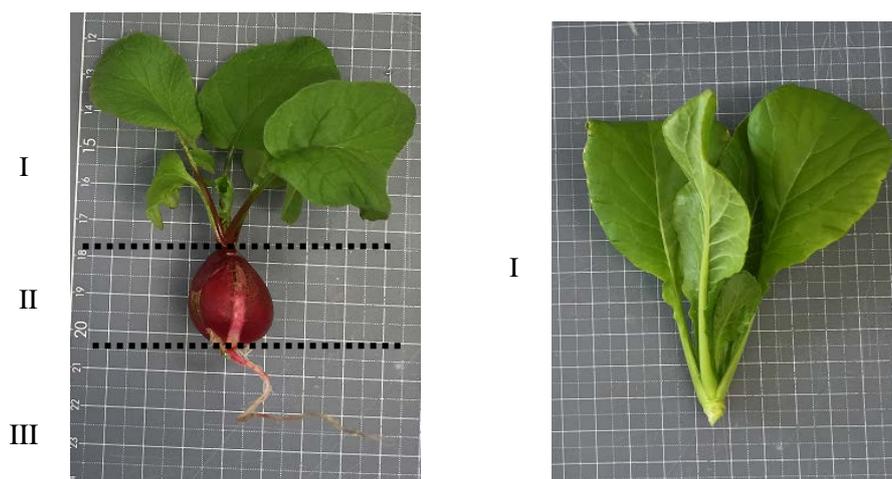


Fig. 3-4 Photos of the plants and cutting positions

---: Positions where a plant was cut and divided into Leaf (I), Root (II) and fine root parts (III).
I: Leaf sample (leaf including stem), II: Root sample (hypocotyl in plant anatomical term)

試料は乾燥した後、粉碎し、乾燥試料約 100 mg に 70 % の HNO_3 (EL grade; 関東化学) 5 ml と 30 % の H_2O_2 (EL grade; 関東化学) 1.2 ml を加え、マイクロ波加圧分解装置(Topwave, Analytik Jena Japan)で湿式灰化した。乾燥試料が 100 mg に満たない場合は、試料全量を湿式灰化した。灰化により得た液体試料を超純水で希釈した後、ICP 質量分析装置(ICP-MS, HP-4500, Yokogawa Japan)を用いて試料中のテルルとセシウム濃度を定量した。また、混合 1 週間後と 4 週間後の土壌を 105°C で一昼夜乾燥し、土壌:純水=1:10 の割合で混合したものを 6 時間振とうした後、フィルター(0.45 μm , Advantec)を用いてろ過した。得られたろ液を植物試料と同様に ICP-MS で測定し、試料中のテルルとセシウム濃度を定量した。

3.2.4 土壌の分析

実験に使用した 4 種類の土を風乾し、2 mm メッシュのふるいにかけて、土壌試料を準備した。土壌を脱イオン水と 1:10 の割合で混合した後、1 時間振とうし、その上澄み液の pH (H_2O)を pH メータ (LAQUA; Horiba)で測定した。交換性塩基(Ex.K, Na, Ca, Mg)を 1 M の酢酸アンモニウムで抽出し⁶⁾ 原子吸光分光光度計 (AAS, AA-7000; Shimazu)で測定した。また、活性アルミニウム(Al_0)、活性鉄(Fe_0)、活性ケイ素(Si_0)を 0.2 M のシュウ酸アンモニウム溶液(pH 3)を用い暗所にて抽出し⁷⁾、ICP 発光分析装置(ICP-AES, ICPE-9000; Shimazu)で測定した。全炭素(T-C)、全窒素(T-N)を全自動元素分析装置(EA, vario Max CN Element Analyzer; Elementar Analysensysteme GmbH)を用いて測定した。

3.3 結果と考察

3.3.1 土壌中水溶性テルルと水溶性セシウムの存在率

実験に使用した土壌の特性を Table 3-2 に示す。Soil-1 と Soil-3 は弱酸性であり、Soil-2 と Soil-4 は中性であった。また、Soil-1 中には交換性塩基の量が他の土壌に比べ大変多く存在し、Soil-4 は他の土壌に比べ Al_0 や Fe_0 及び Si_0 が多く含まれていることが分かった。Soil-2 と Soil-3 については pH が異なっているが交換性塩基の量や Al_0 や Fe_0 及び Si_0 の量で近い値を示しているものが多かった。

Table 3-2 Characteristics of soils used in this study

Soil	pH(H ₂ O)	Ex.K	Ex.Na	Ex.Ca	Ex.Mg	Al ₀	Fe ₀	Si ₀	T-C	T-N
		cmolc/kg				g/kg			%	
1	5.4	9.39	1.63	24.82	19.91	17.08	1.92	11.07	14.12	0.56
2	7.6	0.99	0.19	24.94	2.51	0.69	1.52	0.31	2.72	0.27
3	5.7	0.81	0.11	14.03	4.84	2.56	2.87	0.20	1.32	0.10
4	6.4	1.75	0.04	2.55	0.43	34.13	11.45	14.73	3.88	0.36

水で抽出したテルルとセシウム（以降、水溶性テルルと水溶性セシウムと呼ぶ）の土壤濃度に対する割合を百分率で算出した値（以降、存在率）を Fig. 3-5、Fig. 3-6 に示す。Soil-1 は水溶性テルル及び水溶性セシウムがその他の土壤に比べ多く抽出された。水溶性テルルの量については、Soil-2、Soil-3、Soil-4 の中で Soil-2 と Soil-3 が同程度を示し、Soil-4 が極めて少ないという結果であった。水溶性セシウムについては、Soil-4、次に Soil-2、一番少ない量が抽出されたのは Soil-3 であった。

土壤中でのテルルの化学形は明らかではないが、一般に、pH や酸化還元電位の関係から、pH 5.5 より小さければ HTeO_2^+ の形で、大きければ HTeO_3^- の形で存在し、より好氣的な条件では H_2TeO_4 や HTeO_4^- の形をとると言われている^{8,9)}。よって、Soil-1 の中では HTeO_2^+ もしくは H_2TeO_4 の形をとり、Soil-3 では HTeO_3^- もしくは H_2TeO_4 、Soil-2 と Soil-4 では HTeO_3^- もしくは HTeO_4^- の形を取っていたと推察される。また、オキソ酸イオンであるリン酸イオンやセレン酸イオンが酸化鉱物縁周辺に存在する無水水酸基のうちの Al-OH 基（活性 Al、Al₀）や Fe-OH 基（活性 Fe、Fe₀）に吸着されることはよく知られており^{10,11)}、 HTeO_3^- や HTeO_4^- の形を取るテルル酸イオンもセレン酸イオンと同様に、Fe-OH 基（活性 Fe、Fe₀）に親和性を持つことが報告されている¹²⁾。本研究の結果においても Al₀ と Fe₀ の量が一番多い Soil-4 では、土壤中水溶性テルルの量も極めて少なく、土壤中の Al₀、Fe₀ にテルル酸イオンが吸着された可能性がある。Soil-1 は Al₀ の量が Soil-2 や Soil-3 より多いが、有機炭素の指標となる T-C が多いため、テルル酸イオンと有機炭素の Al₀、Fe₀ への競合が起こり¹³⁾ 水溶液に多く抽出されたと考えられる。しかしながら、Soil-1 では pH が低いためテルルが陽イオンで存在した可能性があり、電荷の違いによる結果の差とも考えられる。Soil-3 が Soil-2 より Al₀、Fe₀ 量が多いにも関わらず、水溶性テルルの量が Soil-2 と同程度の結果であったことから、Soil-3 でのテルルの化学形は H_2TeO_4 と HTeO_3^- が混じっている状態もしくは、その pH (5.7) により一部 HTeO_2^+ が混じっている

る状態であった可能性を示唆している。

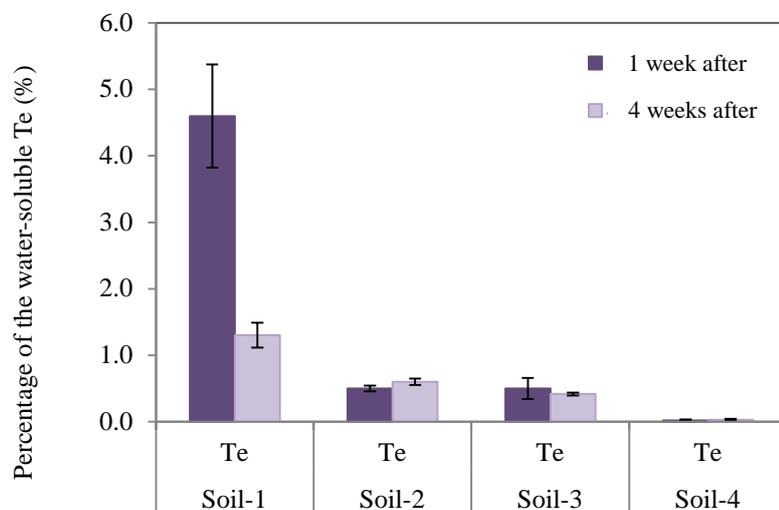


Fig. 3-5 Percentage of the water-soluble Te in soils

In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

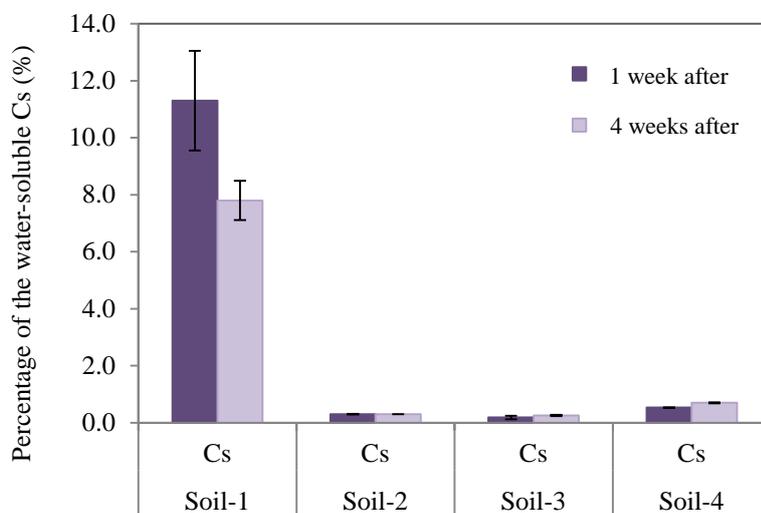


Fig. 3-6 Percentage of the water-soluble Cs in soils

In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

水溶性セシウムに関しては、フレイドエッジサイトと呼ばれる風化により層距離間の開いた Cs⁺に対する選択性が高いサイトが存在する場合 Cs⁺が強固に保持される

が、 K^+ を強固に固定した非膨潤層の大部分は外部から土壌に加わった Cs^+ を保持できるサイトとして寄与しないことや¹⁾、有機物由来の負電荷における Cs^+ に対する選択性はフレイドエッジサイトに比べ低いことも知られている^{1, 14)}。これらのことから、Soil-1 は交換性塩基の K^+ の量がかかなり多く存在し、有機物量の指標となる T-C の量が多いため、 Cs^+ と K^+ の植物吸収への競合および有機物量での陽イオン吸着における Cs^+ の低選択性のために他の土壌に比べ水溶性セシウムが多く検出されたと考えることができ、このような観点に立てば、Soil-2、Soil-3、Soil-4 の水溶性セシウムの存在量についても同様に交換性塩基の量と T-C の量から説明することができる。特に、Soil-4 については、交換性カリウム K^+ の量が Soil-2 や Soil-3 に比べ倍程度存在し、T-C の量も多いため、添加したセシウムの土壌への吸着が少なく、水溶性セシウムとして検出される量が多くなったと考えられる。

このように、土壌中の交換性塩基や T-C の量、 Al_0 や Fe_0 の量により水溶性テルルや水溶性セシウムの量に変化した可能性があるため、これらの土壌中要素と水溶性テルル及び水溶性セシウムの相関関係を確認した。水溶性テルルと pH について Fig. 3-7 に水溶性セシウムと pH については Fig. 3-8 に相関図を示す。また、交換性塩基、T-C 及び T-N、 Al_0 、 Fe_0 、 Si_0 についても相関図を Fig. 3-9～Fig. 3-14 に示す。

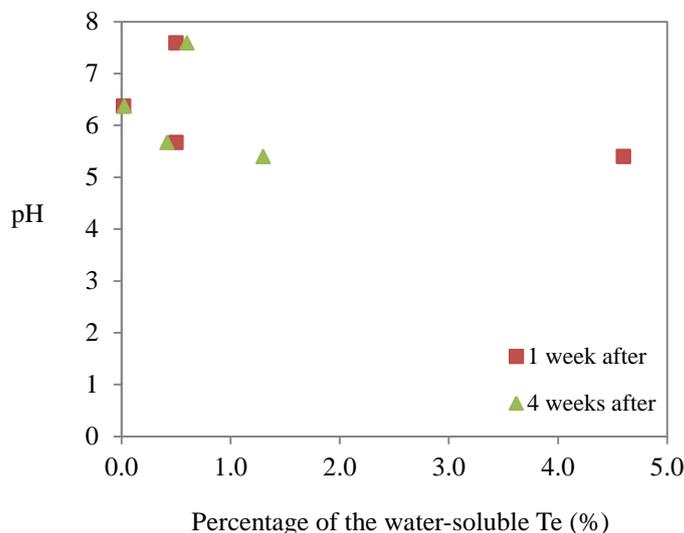


Fig. 3-7 Correlation diagram between water-soluble Te and pH

In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

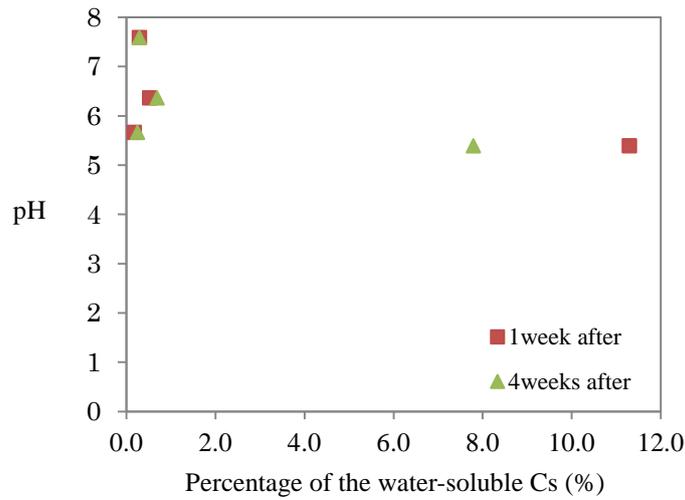


Fig. 3-8 Correlation diagram between water-soluble Cs and pH

In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

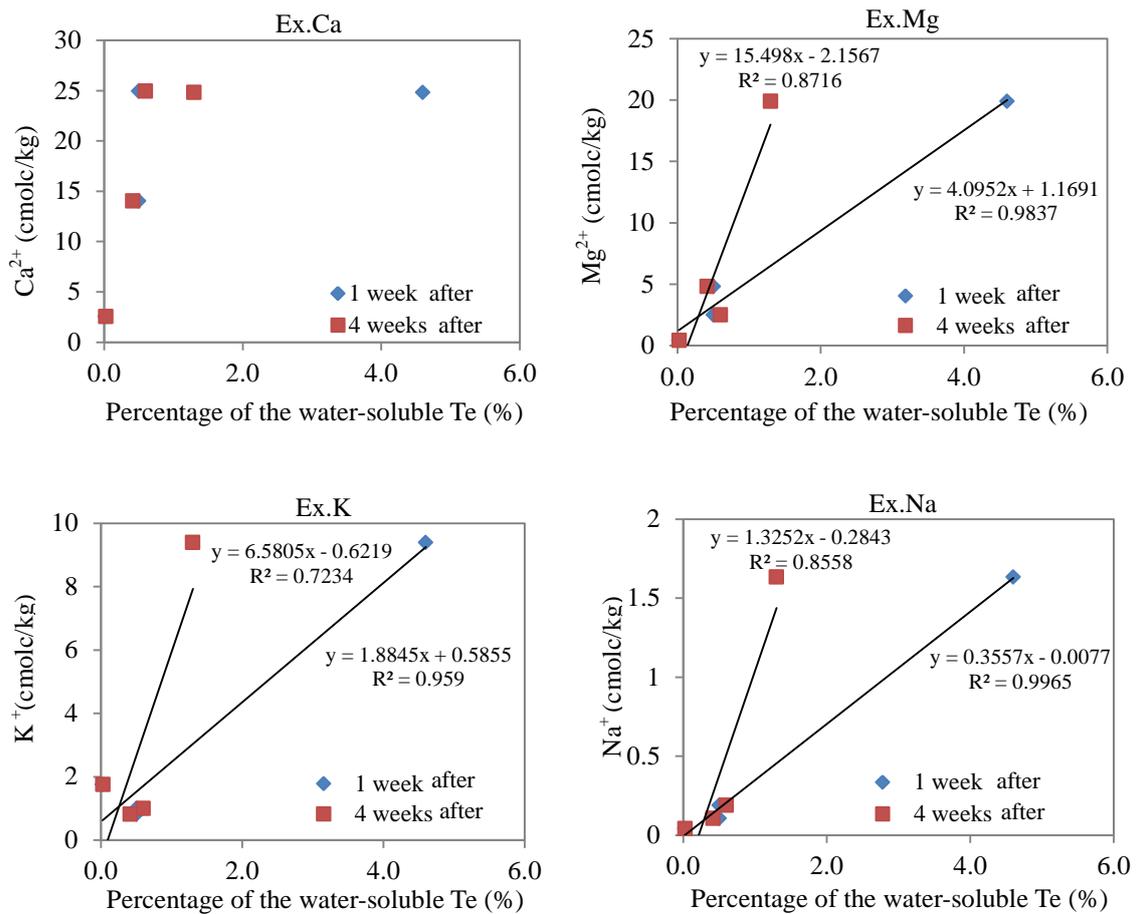


Fig. 3-9 Correlation diagram between water-soluble Te and amount of exchangeable cations. In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

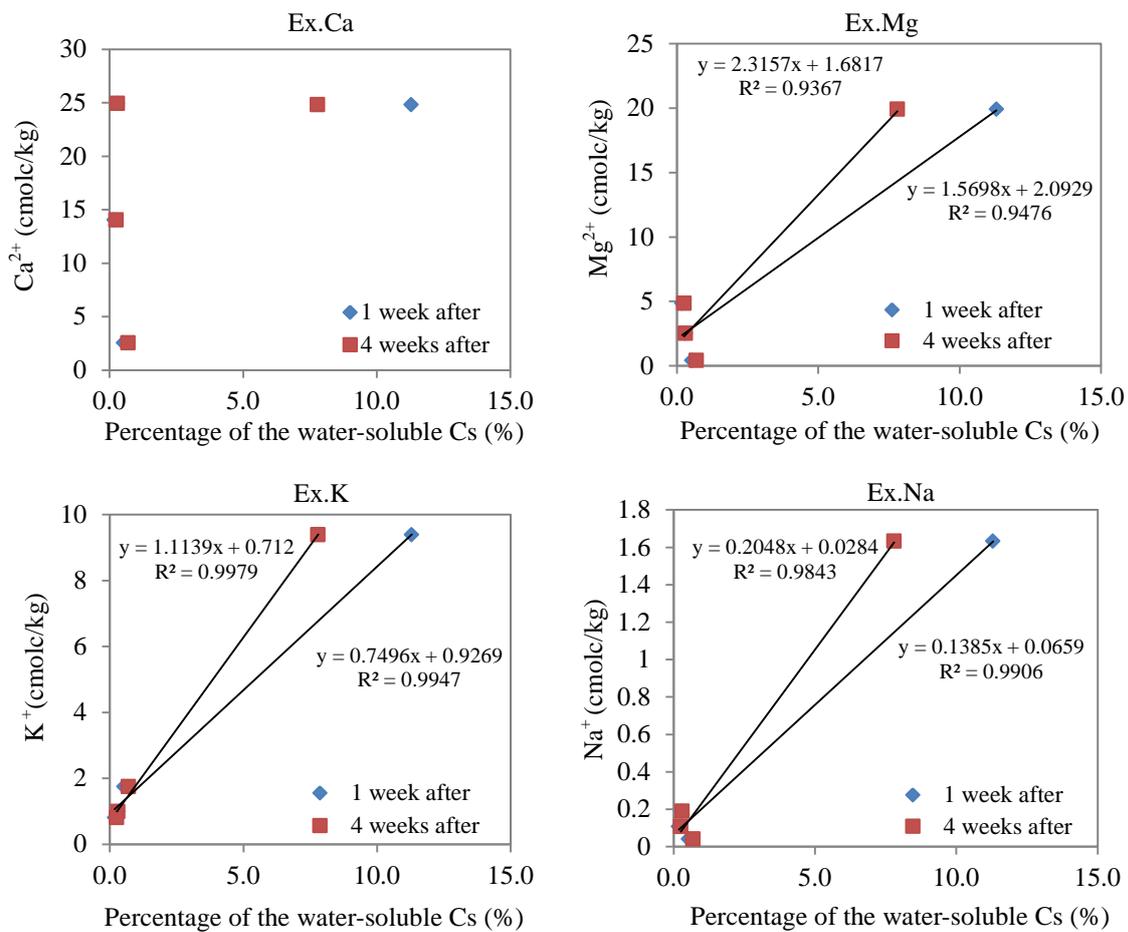


Fig. 3-10 Correlation diagram between water-soluble Cs and amount of exchangeable cations. In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

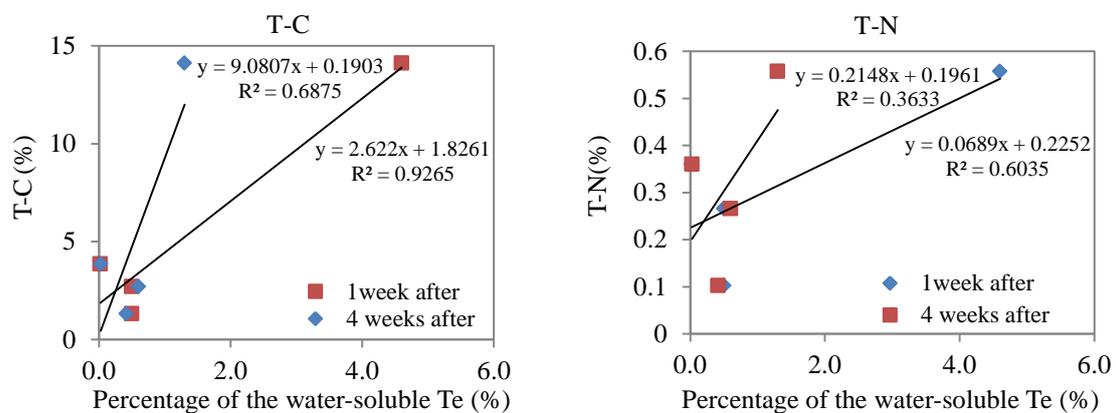


Fig. 3-11 Correlation diagram between water-soluble Te and percentage of T-C and T-N. In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

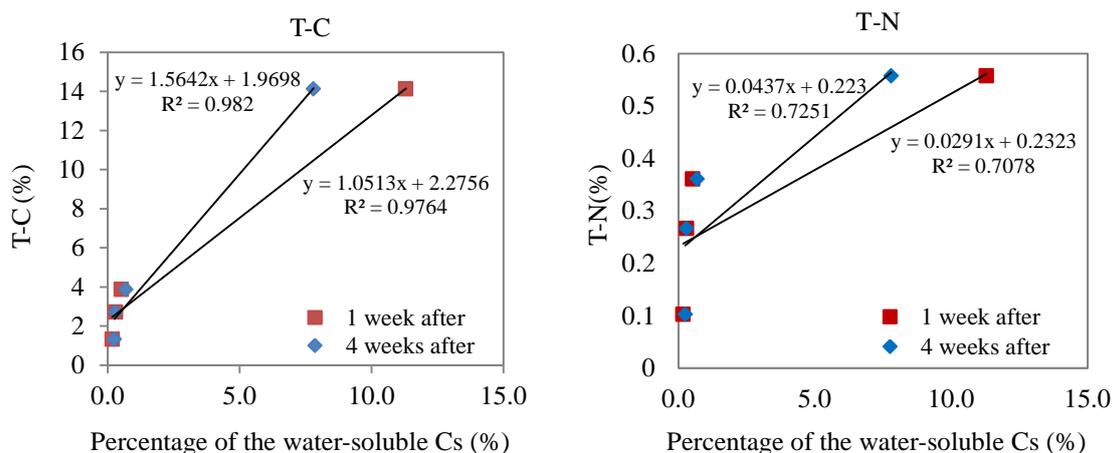


Fig. 3-12 Correlation diagram between water-soluble Cs and percentage of T-C and T-N
 In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

交換性塩基の K、Na、Mg と水溶性テルル及び水溶性セシウムの上に非常に良い ($R^2=0.7234-0.9979$) 正の相関が見られた。また、水溶性セシウムについては、T-C 及び T-N に対し良い正の相関も確認され、この結果は、交換性塩基の K の量や T-C の量が水溶性セシウムの存在量に関係しているという、前の記述と一致している。その上、本実験では交換性塩基の K 以外に Na、Mg も水溶性セシウムと非常に良い相関を示すだけでなく、これらの交換性塩基が水溶性テルルに対しても非常に良い相関を示し、交換性塩基の K、Na、Mg が水溶性セシウムと水溶性テルルの存在量に関係していることが示唆された。

テルルを吸着するサイトと考えていた Al_o 、 Fe_o 、 Si_o と水溶性テルルとの間に相関関係が得られなかった。この理由としては、交換性塩基や T-C、T-N という別の複数の要素が大きく影響しているせいであることが考えられるが、本研究において説明できていない。

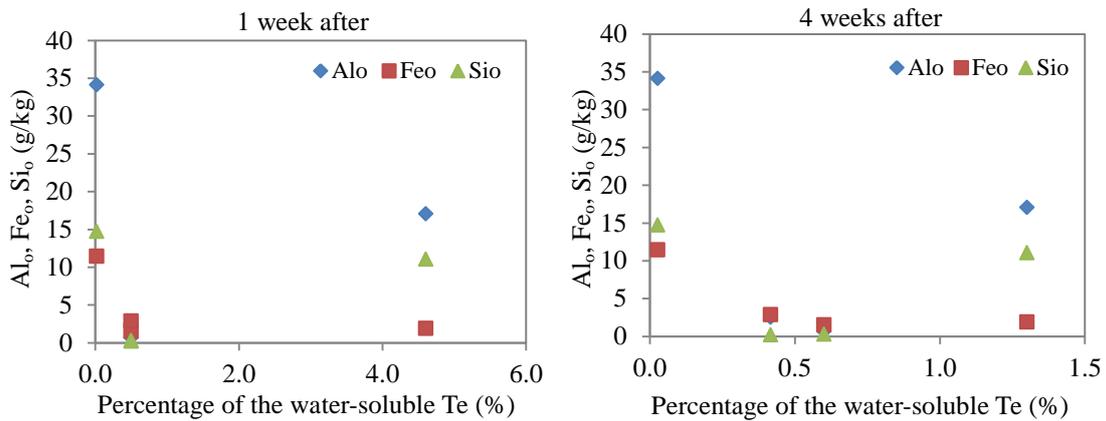


Fig. 3-13 Correlation diagram between water-soluble Te and amount of Al_o, Fe_o and Si_o. In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

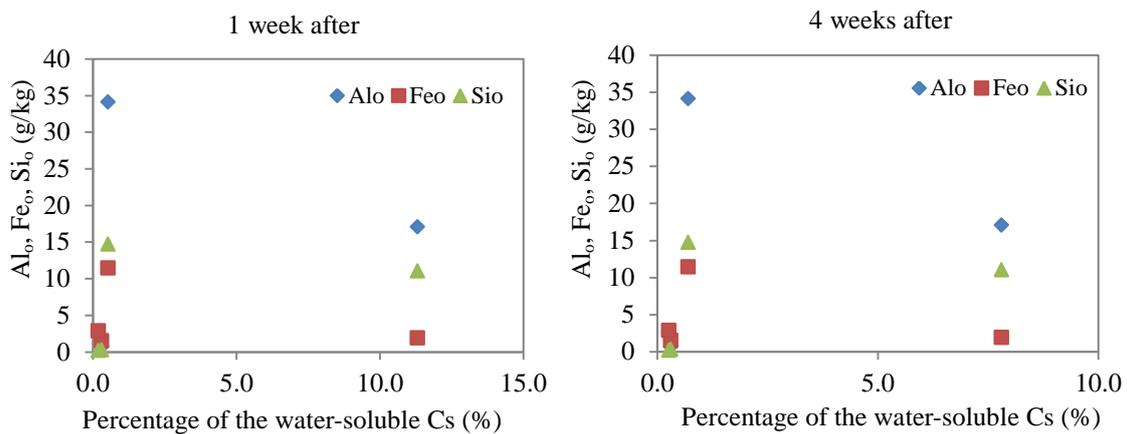


Fig. 3-14 Correlation diagram between water-soluble Cs and amount of Al_o, Fe_o and Si_o. In the figure, “1 week after” and “4 weeks after” mean that the soils were mixed with Te and Cs for 1 and 4 weeks before use, respectively.

3.3.2 テルルおよびセシウムを添加した土壌における生育状況

測定用試料を調製する過程で、植物を乾燥させる工程があり、工程前後で生重量と乾燥重量を測定した。その結果を Table 3-3 と Table 3-4 に示す。

テルルとセシウムを混ぜ込まないそれぞれの土壌で栽培した植物を対照群 (control) とし、各実験群の植物重量と対照群との有意差について Student の t 検定を行なったところ、テルルとセシウムを添加後 1 週間の Soil-1 で栽培したラディッシュでは、根と葉の両方の部位で対照群より生重量が有意に大きかった(p<0.05)。一方、

テルルとセシウムを添加後 1 週間の Soil-2 で育成された小松菜では、乾燥重量が有意に低かった(p<0.05)。Soil-1 のラディッシュが大きく成長していた理由は不明であるが、混合 1 週間後の Soil-2 で栽培した小松菜については、テルルの影響が関与している可能性がある。Fig. 3-15 に soil-2 にテルルとセシウムを混ぜ込み栽培した小松菜の、Fig. 3-16 に対照群の小松菜の収穫時における写真を示す。これまでの水耕栽培の研究において小松菜の植物成長が 10 %減少する時の小松菜中テルル濃度は 13.2 mg/dry-kg¹⁵⁾と言われており、今回テルルが検出された小松菜における濃度は 0.05 mg/dry-kg であり遥かに低い濃度である。しかしながら、水耕栽培では培地中テルル濃度が 2.56 mg/l という比較的低濃度の実験においても、栽培期間が長くなると小松菜の下位葉においてクロロシスと呼ばれる葉の萎黄症状が認められることが報告されている¹⁵⁾。今回は、これよりさらに低濃度ではあるが、栽培期間が長くなったためにこのような成長阻害が現れた可能性が示唆された。

Table 3-3 Fresh and dry weight of control samples

Soil	Plant	Part* ²	Fresh weight(g) * ¹	Dry weight(g) * ¹
Soil-1	radish	root	4.01 ± 0.45	0.24 ± 0.01
		leaf	2.72 ± 0.18	0.23 ± 0.02
	komatsuna	leaf	4.15 ± 1.38	0.55 ± 0.20
Soil-2	radish	root	2.34 ± 0.09	0.26 ± 0.03
		leaf	6.17 ± 3.08	0.47 ± 0.28
	komatsuna	leaf	3.29 ± 1.21	0.43 ± 0.18
Soil-3	radish	root	3.25 ± 0.91	0.29 ± 0.03
		leaf	1.49 ± 0.37	0.16 ± 0.06
	komatsuna	leaf	2.85 ± 0.87	0.63 ± 0.26
Soil-4	radish	root	3.39 ± 2.88	0.15 ± 0.11
		leaf	1.47 ± 0.08	0.08 ± 0.01
	komatsuna	leaf	1.86 ± 0.89	0.32 ± 0.26

*1 Average weight ± standard deviation (n=2-4).

*2 “Root” means a fleshy root and “Leaf” means leaves including stems.

Table 3-4 Fresh and dry weight of samples

Soil	Interval to plant (week)	Plant	Part* ²	Fresh weight(g) * ¹			Dry weight(g)* ¹		
Soil-1	1	Radish	Root	5.58* ³	±	1.10	0.34	±	0.11
			Leaf	3.70* ³	±	0.22	0.30	±	0.06
	4	Komatsuna	Leaf	5.12	±	1.55	0.74	±	0.30
			Radish	Root	4.14	±	1.35	0.25	±
		Radish	Leaf	3.34	±	0.74	0.29	±	0.07
			Komatsuna	Leaf	4.71	±	1.52	0.62	±
Soil-2	1	Radish	Root	3.97	±	3.00	0.27	±	0.18
			Leaf	1.74	±	0.51	0.17	±	0.08
	4	Komatsuna	Leaf	0.75	±	0.38	0.10* ³	±	0.07
			Radish	Root	4.51	±	2.29	0.34	±
		Radish	Leaf	2.28	±	0.44	0.25	±	0.09
			Komatsuna	Leaf	4.80	±	1.04	0.86	±
Soil-3	1	Radish	Root	3.27	±	1.76	0.30	±	0.10
			Leaf	1.39	±	0.13	0.12	±	0.01
	4	Komatsuna	Leaf	2.03	±	0.73	0.36	±	0.14
			Radish	Root	3.65	±	1.82	0.31	±
		Radish	Leaf	1.25	±	0.45	0.11	±	0.05
			Komatsuna	Leaf	1.46	±	0.09	0.27	±
Soil-4	1	Radish	Root	2.34	±	1.54	0.15	±	0.05
			Leaf	1.86	±	0.23	0.16	±	0.04
	4	Komatsuna	Leaf	2.40	±	1.10	0.34	±	0.11
			Radish	Root	3.10	±	1.33	0.22	±
		Radish	Leaf	1.66	±	0.36	0.15	±	0.04
			Komatsuna	Leaf	2.32	±	0.52	0.32	±

*1 Average weight ± standard deviation (n=3-4).

*2 “Root” means a fleshy root and “Leaf” means leaves including stems.

*3 The difference between control and samples values was indicated by the Student’s t-test.



Fig. 3-15 Photo of komatsuna grown in soil-2 with Te and Cs



Fig. 3-16 Photo of komatsuna grown in soil-2 without Te and Cs

3.3.3 テルルとセシウムのラディッシュ及び小松菜への移行とその分布

テルルとセシウムを混ぜ込んだ1週間後、および4週間後の土壌で栽培されたラディッシュ中のテルル濃度を、それぞれ Fig. 3-17 および Fig. 3-18 に示した。

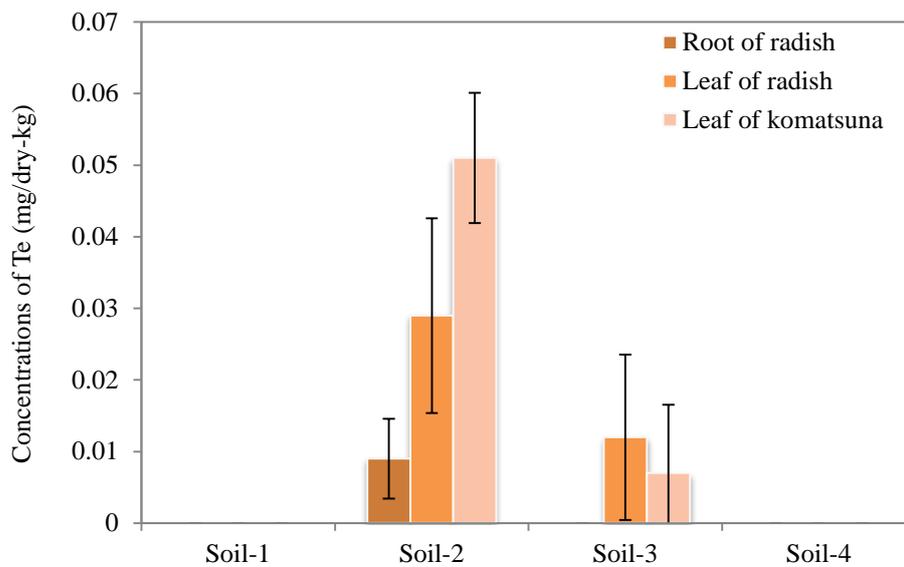


Fig. 3-17 Concentration of Te in the plants cultured in the soils mixed with Te and Cs 1 week before use. The plants were harvested 14-60 days after the start of culturing.

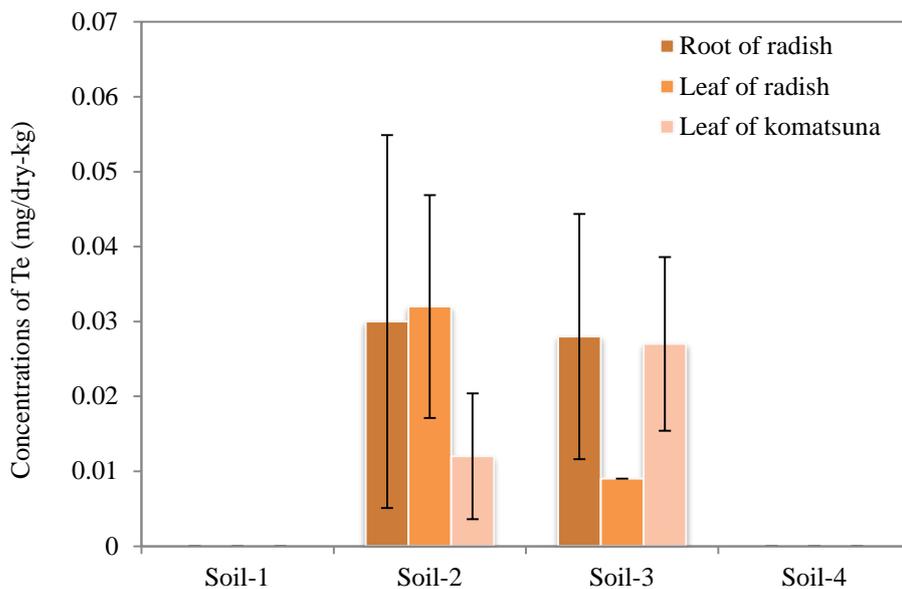


Fig. 3-18 Concentration of Te in plants cultured in the soils mixed with Te and Cs 4 weeks before use. The plants were harvested 14-60 days after the start of culturing.

セシウムの移行について、テルルと同様にテルルとセシウムを混ぜ込んだ1週間後の土壌で栽培されたラディッシュ中のセシウム濃度を Fig. 3-19 に、混ぜ込んで4週間後の土壌で栽培されたラディッシュ中のセシウム濃度を Fig. 3-20 に示す。

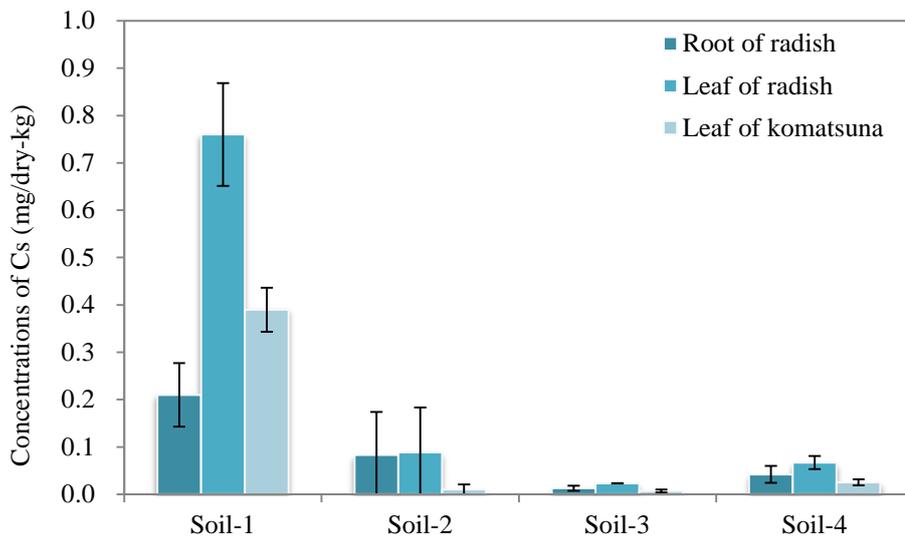


Fig. 3-19 Concentration of Cs in the plants cultured in the soils mixed with Te and Cs 1 week before use. The plants were harvested 14-60 days after the start of culturing.

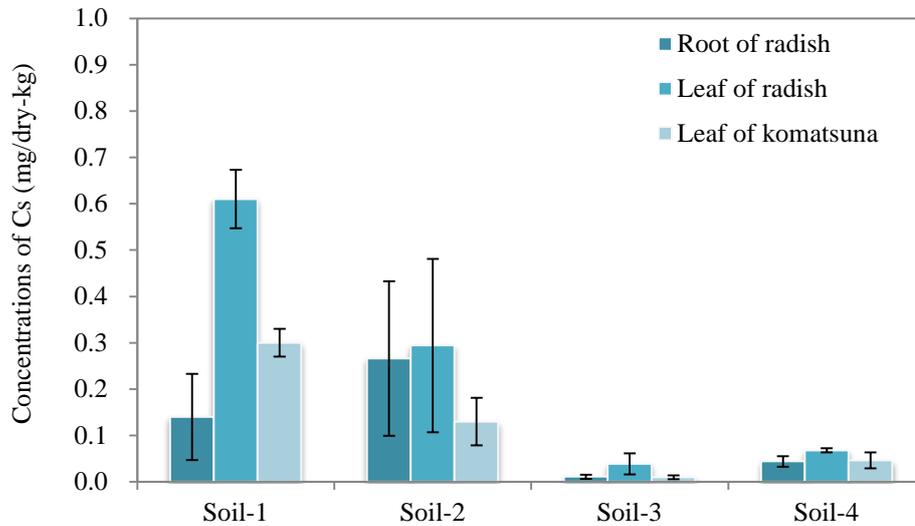


Fig. 3-20 Concentration of Cs in plants cultured in the soils mixed with Te and Cs 4 weeks before use. The plants were harvested 14–60 days after the start of culturing.

土壌とセシウムを混合してから実験に供するまでの期間が1および4週間では、大きな傾向の違いは認められなかった。セシウムは、テルルに比べて Soil-1、4において有意に移行量が大きく、Soil-2では統計的に有意ではないものもあったが、大きい傾向にあった。また、Soil-3については、統計的に有意ではないものの小さい傾向にあった。特に、Fig. 3-19 及び Fig. 3-20 に示されたように、Soil-1 で栽培した植物でセシウムが高濃度に検出されていることがわかる。また、Soil-2、Soil-3、Soil-4については、土壌の pH が低いものについては植物中セシウム濃度も低く、pH が大きくなるに従って濃度が高くなっている傾向が認められた。pH が低くなるのに伴い陽イオンの植物への移行はしにくくなると言われており¹⁶⁾、今回の実験におけるセシウムの結果もその通りになっている。Soil-1 については弱酸性であるが、土壌溶液中にセシウムが多く存在していることから、植物へも多く移行したと考えている。また、土壌中 K^+ が植物へのセシウムの移行に影響を与えることもよく知られており^{1,2,17)}、Soil-4 については水溶性セシウムの量が Soil-2 よりも倍程度多かったにもかかわらず、植物中の濃度が Soil-2 よりも低かったのは、土壌中 K^+ の量による影響と pH による影響の両者が関係している可能性が示唆された。

小松菜とラディッシュの葉及び根における植物試料中のテルル濃度の分布について、特に傾向は見られなかった。一方、植物試料中のセシウム濃度については、こ

れまでの研究でセシウムが植物の中でカリウムと似た挙動を示し、主に葉に残ると報告されている通り¹⁸⁻²⁰⁾ Soil-1、Soil-3、Soil-4 においてはラディッシュの根より葉の方の濃度が有意に高く、小松菜の葉とラディッシュの葉では、ラディッシュの葉の方の濃度が高いことがわかった。Soil-2 においては、ラディッシュの根と葉でセシウムの濃度はほぼ等しく、小松菜の葉とラディッシュの葉では統計的に有意ではないもののラディッシュの葉の方がやや高い傾向にあった。セシウムの濃度について、Ban-nai らが pH 5.27-6.71 の土壌を使用し、乾燥試料において根に対する葉の比が 1.72-3.29 と報告しているが、pH により比が変動するとの傾向は報告されていなかった²⁰⁾。しかしながら、本研究では、pH の低い土壌で栽培したラディッシュは根におけるセシウム濃度が低く、中性付近の pH を示す土壌で栽培したラディッシュでは根と葉におけるセシウム濃度が同じ程度を示した。この結果は、土壌の pH つまり土壌中の H⁺の量が植物中のセシウムの分布に大きく影響する可能性があることを示唆している。

水溶性テルル及び水溶性セシウムがどの程度植物へ移行したのかを確認するために水溶性テルル及び水溶性セシウムの存在率で植物試料中のそれぞれの濃度を除した値を Fig. 3-21、Fig. 3-22、Fig. 3-23 及び Fig. 3-24 に示した。なお、この値を補正移行率(corrected transfer ratio (CTR)) と呼ぶことにする。

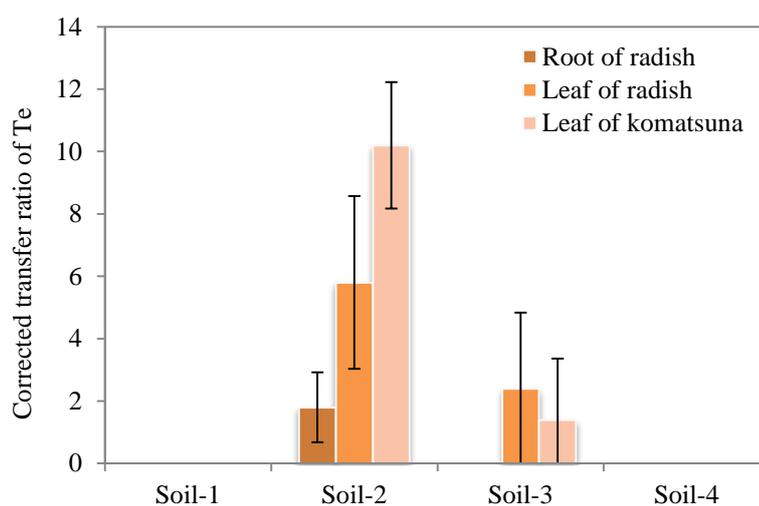


Fig. 3-21 Corrected transfer ratio of Te in plants to soil-solution for 1 week after

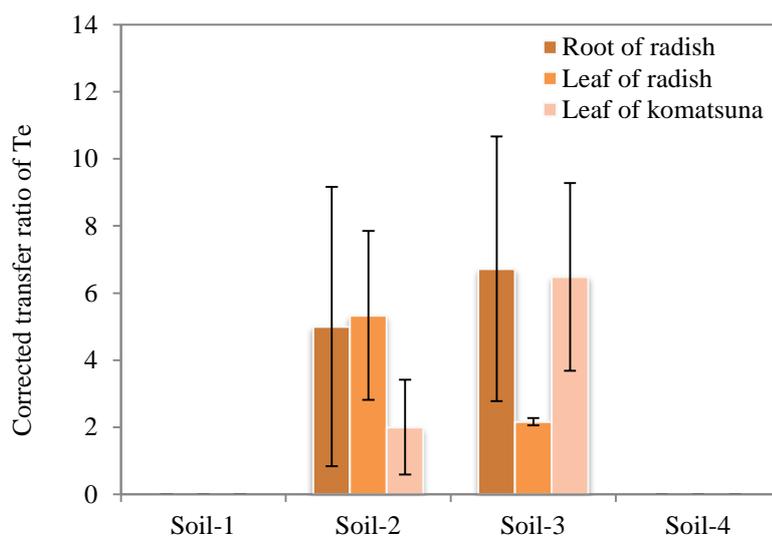


Fig. 3-22 Corrected transfer ratio of Te in plants to soil-solution for 4 weeks after

セシウムの CTR は Soil-2 で最も高く、セシウムとテルルの CTR は共に Soil-1 で最も低かった。Soil-1 で水溶性テルルが最も多く確認されたが、CTR について一番低い結果であった理由として、Soil-1 が他の土壌に比べ交換性塩基の量が一番多く、交換性塩基が陽イオンで存在する可能性のあるテルルや陽イオンであるセシウムの植物への移行を阻害したことが推察された。陽イオンの土壌から植物への移行を交換性塩基が妨げることもよく知られており^{1,2,16)}、本研究の結果もその傾向を示している。Soil-4 については、Soil-4 で抽出された水溶性テルルが大変少なかったことから(Fig. 3-5)ラディッシュや小松菜中のテルル濃度が検出限界未満であったと考えている。

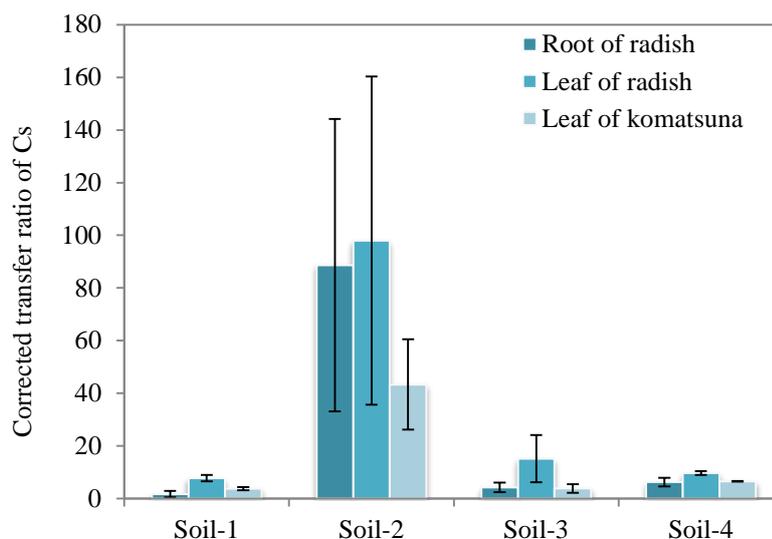


Fig. 3-23 Corrected transfer ratio of Cs in sample to soil-solution for 1 week after

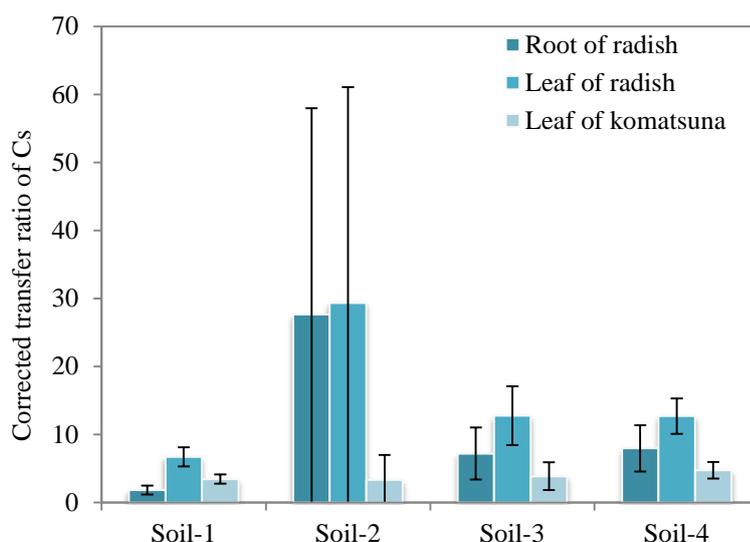


Fig. 3-24 Concentrations ratio of Cs in sample to soil-solution for 4 weeks after

Soil-2 と Soil-3 の交換性塩基の量が同程度であるにもかかわらず、セシウムの CTR は Soil-3 よりも Soil-2 の方が高かった。この差は、Soil-2 が砂質であり、含まれる有機物も Soil-3 に比べ多いことによる土壌の性質の違いによるもの¹⁾と考えられるが、Soil-2 と Soil-3 には pH の違いもあり、セシウムの移行は酸性土壌で比較的小さかったことから土壌の pH はセシウムの CTR に関係していることが推察される。一般に pH が低くなると陽イオンの培地から植物への移行が減少すると言われており、これは本研究の結果と一致している^{16, 21)}。

しかしながら、本研究では土壌中のテルルとセシウムの化学形を決定するには至っておらず、これらの点については、今後、テルルやセシウムの化学形の分析などにより、詳しく検討する必要がある。

3.3.4 テルルとセシウムの移行係数に土壌要素が及ぼす影響

Table 3-4 に本研究で得られた移行係数を示す。また、Table 3-5 に IAEA TRS 472 の移行係数を示す。

Table 3-4 Transfer factors of Te and Cs in this study

		Te			Cs		
Radish	Root	9.2×10^{-3}	-	3.0×10^{-2}	1.1×10^{-2}	-	2.7×10^{-1}
	Leaf	8.6×10^{-3}	-	3.2×10^{-2}	2.3×10^{-2}	-	7.6×10^{-1}
Komatsuna		7.4×10^{-3}	-	5.1×10^{-2}	6.7×10^{-3}	-	3.9×10^{-1}

Table 3-5 Transfer factors of Te and Cs in IAEA TRS 472

		Te	Cs		
Root crops	Root	3.0×10^{-1}	3.9×10^{-3}	-	3.5×10^{-1}
	Leaf	—	1.4×10^{-3}	-	2.3×10^{-1}
Leafy	vegetables	3.0×10^{-1}	1.1×10^{-3}	-	1.4×10^0

Transfer factors of Te and Cs at temperate and subtropical environment, respectively.

本実験で得られたセシウムの移行係数に関しては、ラディッシュの葉における移行係数に TRS 472 で示される移行係数の最大値である 0.23 を超える 0.76 を示すものもあったが、桁での違いを示すものはなかった。しかしながら、テルルの移行係数は TRS 472 に示された移行係数の値よりひと桁以上小さな値を示すものも多くあった。また、福島第一原発の事故後、フィールドにおけるテルルの移行に関する調査が行われており、テルルの移行係数は根菜で 4.5×10^{-3} – 5.5×10^{-2} (N=10)、葉菜で 5.9×10^{-3} – 1.1×10^{-1} (N=18) と報告されている²²⁾。この結果は、本研究の結果の範囲とほぼ一致している。これに対して、TRS 472 は N=1 のデータであり、1 種類の土壤から得られた移行係数である。移行係数は、土壤に含まれる要素による影響で植物への移行状態は大きく変化し、本研究の示す移行係数の範囲もしくはその範囲を含むより大きな範囲を示すことが予測されるため、今後も、土質の違う多くの土壤で移行係数を求めておくことが必要であると考えらる。

3.3.1 や 3.3.3 の結果から、土壤の pH や好氣的な条件によってテルルは化学形を変え、また、pH の変化により根細胞表面の荷電量が変化し、 HTeO_2^+ や Cs^+ のような陽イオンの土壤吸着量や植物への移行を変化させることが示唆された。土壤の質（砂質や有機質など）や土壤中交換性塩基の存在量も土壤中水溶性テルルやセシウムの存在量に影響を及ぼし、土壤吸着量や植物移行を変化させる。また、 Al_0 、 Fe_0 の存在量や吸着に対し競合する有機炭素がテルルの土壤吸着量を変化させることも明らかとなった。特にテルルに関しては、pH や酸化還元電位で陽イオンから陰イオンへ化学形が変わる。また、 Al_0 、 Fe_0 の存在量により土壤中水溶性テルル濃度が変化するため、土壤における pH、交換性塩基の量、 Al_0 や Fe_0 の量、有機炭素の量の内ひとつでも変化すると植物中のテルル濃度が変化する。従って、より多くの土壤で移行に関する研究を行いテルルの移行係数のデータを充実させる必要がある。

3.4 結論

本研究におけるテルルの土壌から植物への移行係数は、ラディッシュの葉で 8.6×10^{-3} – 3.2×10^{-2} 、ラディッシュの根で 9.2×10^{-3} – 3.0×10^{-2} 、小松菜で 7.4×10^{-3} – 5.1×10^{-2} となった。また、セシウムの土壌から植物への移行係数は、ラディッシュの葉で 2.3×10^{-2} – 7.6×10^{-1} 、ラディッシュの根で 1.1×10^{-2} – 2.7×10^{-1} 、小松菜で 6.7×10^{-3} – 3.9×10^{-1} となった。

本実験において、水耕栽培で確認した pH の影響に加え、土壌中に存在する交換性塩基や Al_0 、 Fe_0 、有機炭素の量がテルルとセシウムの植物中の濃度に与える影響が確認できた。しかしながら、土壌中に存在する要素の 1 つだけが異なる土壌を採すことは大変難しく、今後、様々な土壌試料について実験を行うことにより、テルルについて移行係数のデータを充実させ、植物への移行のメカニズムを解明していくことが必要であると考えられる。

3.5 参考文献

- 1) 塚田祥文、鳥山和伸、山口紀子、武田晃、中尾淳、原田久富美、高橋知之、山上睦、小林大輔、吉田聡、杉山英男、柴田尚; 土壌－作物系における放射性核種の挙動. 日本土壌肥科学雑誌, 82, 408-418 (2011).
- 2) 塚田祥文、山口紀子、高橋知之; 土壌－作物系における放射性セシウムおよび放射性ストロンチウムの動態. 化学と生物, 49, 834-842 (2011).
- 3) M. D. Bondarkov, V. A. Zheltonozhsky, M. V. Zheltonozhskaya, N. V. Kulich, A. M. Maksimenko, E. B. Farfan, G. T. Jannik and J. C. Marra; Environmental radiation monitoring in the Chernobyl exclusion zone – History and results 25 Years After, *Health Phys.*, 101, 442- 485 (2011).
- 4) International Atomic Energy Agency; Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’ (2006).

- 5) 農耕地土壌分類委員会;農耕地土壌分類 第3次改訂版. 農業環境技術研究所資料, 17 (1995).
- 6) Soil Survey Staff. Soil survey laboratory methods manual USDA-NRCS (1996), Washington, DC.
- 7) L. C. Blakemore, P. L. Searle and B. K. Daly. Methods for chemical analysis of soils. New Zealand Soil Bureau Scientific Report 10A DSIR (1981), New Zealand.
- 8) M. Pourbaix; Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions. National Association of Corrosion Engineers, Houston, 560-571 (1974).
- 9) K. Tagami, S. Uchida, N. Ishii and J. Zheng; Estimation of tellurium-132 distribution in Fukushima Prefecture. *Environ .Sci. Technol.*, 47, 5007-5012 (2013).
- 10) 久馬一剛; 最新土壌学, 土壌の化学性, 朝倉書店, 73-95 (1997).
- 11) Y. Nakamaru, K. Tagami and S. Uchida; Distribution coefficient of selenium in Japanese agricultural soils. *Chemosphere*, 58, 1347-1354 (2005).
- 12) T. Harada and Y. Takahashi; Origin of difference in the distribution behavior of tellurium and selenium in a soil-water system. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 72, 1281-1294 (2009).
- 13) 荒尾知人、加藤英孝、牧野知之、赤羽幾子、鈴木克拓、天知誠吾、山口紀子、高橋嘉夫、石川覚、川崎晃、松本真悟、前島勇治、村上政治、門倉雅史、堀田博; 水田土壌及び水稻における化学形態別ヒ素の動態に関する最近の研究動向 (総説) . 農業環境技術研究所報告, 26, 91-103 (2009).
- 14) 江口定夫; 放射性セシウムの沈着と農地土壌における輸送過程. 日本土壌肥料科学雑誌, 85, 80-85 (2014).
- 15) 浅見輝男; データで示すー日本土壌の有害金属汚染.アグネ技術センター, 288-297 (2001).
- 16) 熊沢喜久雄; 植物栄養学大要. 第3章 植物の養分吸収. 養賢堂, 18-70 (1985).

- 17) 小林智之、齊藤誠一、原有; 野菜の放射性セシウム(Cs)の吸収メカニズムと急性抑制対策. 日本土壤肥料科学雑誌, 85, 99-102 (2014).
- 18) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer factors of some selected radionuclides (radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn) from soil to leaf vegetables. *J. Radiat. Res.*, 36, 143-154 (1995).
- 19) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer of some selected radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 241, 529-531 (1999).
- 20) T. Ban-nai and Y. Muramastu; Transfer factor of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *J. Environ. Radioactiv.*, 63, 251-264 (2002).
- 21) K. Fujiwara T. Takahashi, T. Kinouchi, S. Fukutani, Y. Hattori and S. Takahashi; Transfer of tellurium and cesium from nutrient solution to radish (*Raphanus sativus* var. *sativus*) and their distribution in the plant. *Jpn. J. Helth Phycs.*, 50, 189-193 (2015).
- 22) G. Yang, J. Zheng, K. Tagami and S. Uchida; Soil-to-crop transfer factor of tellurium. *Chemosphere*, 111, 554-559 (2014).

第4章 福島第一原子力発電所事故により放射性テルルで汚染された葉菜及び根菜の経口摂取による預託実効線量の評価

4.1 はじめに

第1章でも述べたとおり、2011年3月11日に、福島第一原発事故が発生した後、WHOやUNSCEARが事故初期における ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs による内部被ばく線量についての評価を公表し^{1,2)}、国内でも、環境省や厚生労働省が内部被ばくの評価を公表している³⁾が、 ^{131}I もしくは ^{134}Cs 、 ^{137}Cs から受ける内部被ばく線量の評価にとどまっておらず、事故により大量に放出されたと報告されている放射性テルル⁴⁾については考慮されていない。

$^{129\text{m}}\text{Te}$ の土壌などにおける濃度については事故後いくつかの報告があるが、環境中に放出された放射性テルルの被ばく評価はほとんどされておらず、わずかにSaitoらによって $^{129\text{m}}\text{Te}$ の沈着からの50年間における外部被ばくに伴う実効線量が算出されているだけである⁵⁾。内部被ばく線量の大きさは外部被ばく線量より少ないとはいえ、今後の健康影響の評価や住民の安全・安心のために精度の高い内部被ばく線量の評価が求められている。

本研究では、農作物の内、福島県で多く栽培、消費されている葉菜及び根菜について、単回摂取と継続摂取（収穫から1年間）の両方について放射性テルルの農作物摂取による内部被ばく線量を評価し、 $^{127\text{m}}\text{Te}$ の内部被ばくへの寄与が ^{137}Cs に対してどの程度であるか、また、放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)の内部被ばくへの寄与が放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対してどの程度であるかを明らかにすることを目的に研究を進めた。また、第3章の土壌実験により得られた移行係数を用いた場合と国際原子力期間(IAEA)のTRS 472⁶⁾の移行係数を用いた場合の両方について預託実効線量比の評価を行なった。

4.2 算出のためのパラメータ

4.2.1 放射性テルルの放出量比

福島第一原発の事故における ^{127m}Te 及び ^{129m}Te の放出量は、それぞれ 1.1×10^{15} Bq 及び 3.3×10^{15} Bq と原子力安全・保安院により報告されている⁴⁾。また、Schwantes らは、スクラム1日後の燃料体内における核分裂生成物の ^{127m}Te と ^{129m}Te の存在量は 3.58×10^{14} Bq と 1.18×10^{15} Bq と推定している⁷⁾。これらのことから、本研究においては、福島第一原発からの両同位体の放出量比 ($^{127m}\text{Te} : ^{129m}\text{Te}$) は 1 : 3 とした。

4.2.2 ^{127m}Te 、 ^{129m}Te 、 ^{134}Cs の ^{137}Cs に対する沈着量比と評価対象地域

Saito らの調査研究により、地域別に ^{129m}Te の土壌沈着量を測定した詳細なマップが報告されている⁵⁾。同氏らのデータに基づき作成した2011年6月14日(測定日)における ^{129m}Te と ^{137}Cs の土壌沈着量比の地域別の分布図を Fig. 4-1 に示す。福島第一原発から南方向の地域では、 ^{137}Cs に対して ^{129m}Te の沈着量の比率が高く、一方、これ以外の地域では比較的低いことが確認できる。土壌の放射能測定が行われた地域の中で ^{137}Cs に対する ^{129m}Te の沈着量の比率が高かった地域を地域 A、測定地域全体を地域 B とし、それぞれについて内部被ばく線量の評価を行うこととする。

測定地域全体である地域 B における ^{129m}Te と ^{137}Cs の土壌濃度を散布図に示したものが Fig. 4-2 の(a)であり、放射性テルルの沈着量の比率が高いと報告のあった地域 A についての散布図が、Fig. 4-2 の (b)である。2011年6月14日の時点で、両者の比は 1.49 であった。したがって、葉菜の収穫日を2011年4月30日、根菜の収穫日を10月30日と仮定すると、放出された2011年3月11日、4月30日及び10月30日における両者の比は、それぞれ 10.51、3.76 及び 0.09 と計算された。また、上記 4.2.1 に述べた ^{127m}Te と ^{129m}Te の放出量比から、 ^{127m}Te の ^{137}Cs に対する沈着量比は2011年3月11日、6月14日、4月30日及び10月30日において、それぞれ 3.50、2.56、1.93 及び 0.81 となった。また、Fig. 4-2 の(c)に示したように ^{134}Cs の ^{137}Cs に対する沈着量比は2011年6月14日現在で 0.91 であり、同様の計算により、 $^{134}\text{Cs}(T_{1/2}=2.06\text{y})$ の ^{137}Cs に対する沈着量の比は3月11日、4月30日及び10月30日においてそれぞれ 0.99、0.95 及び 0.81 と計算された。同様の計算を地域 B についても行い、その結果を Table 4-1 に示す。

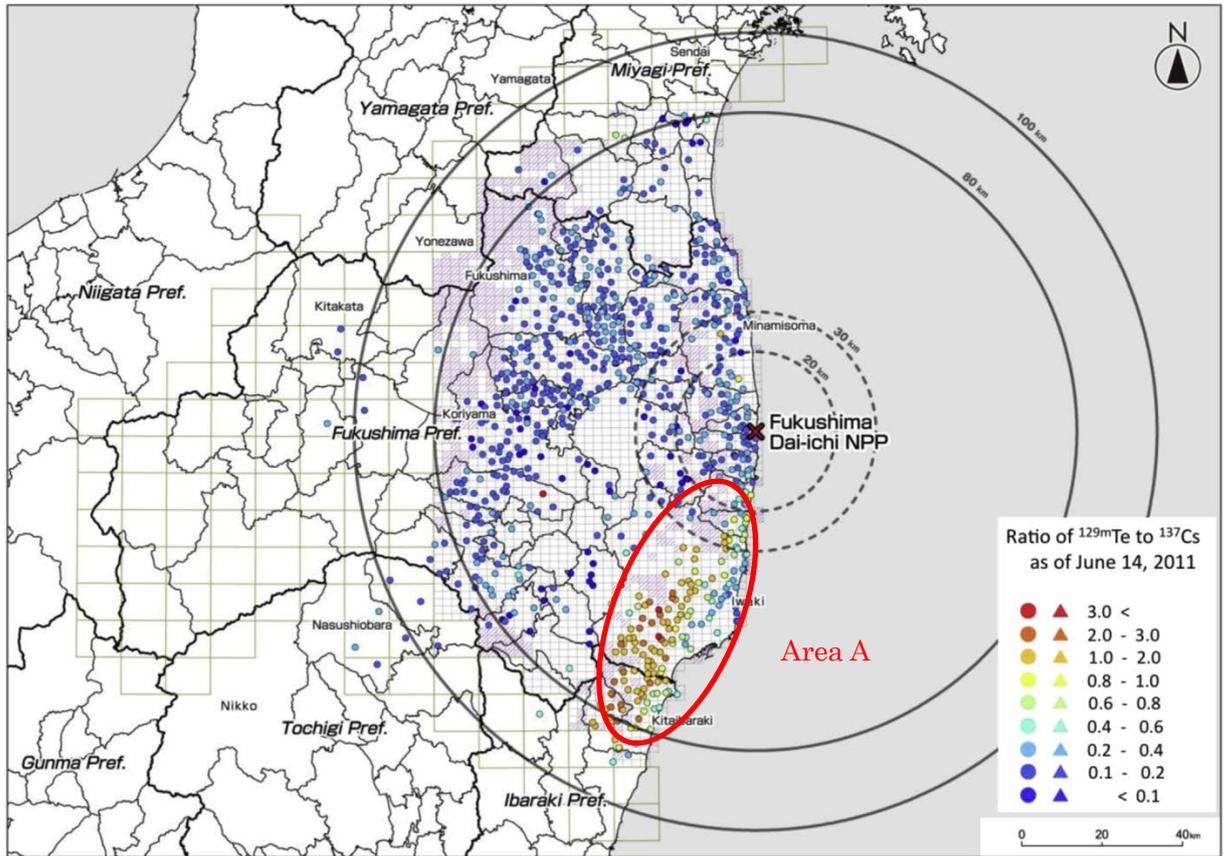


Fig. 4-1 Distribution of the radioactivity ratio of ^{129m}Te to ^{137}Cs ⁵⁾

The ratio was calculated for all locations where ^{129m}Te was detected. Area A is the southern coastal area, and area B is the whole area.

Saito et al.⁵⁾ より出版社と著者の許可を得て引用抜粋

Table 4-1 Time dependent deposition ratios of ^{134}Cs , ^{127m}Te and ^{129m}Te to ^{137}Cs

Nuclide	Area* ¹	2011/3/11	2011/4/30	2011/6/14	2011/10/30
$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	A,B	0.99	0.95	0.91* ²	0.81
$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	A	10.51	3.76	1.49* ²	0.09
$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$		3.50	2.56	1.93	0.81
$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	B	1.20	0.43	0.17* ²	0.01
$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$		0.40	0.29	0.22	0.09

*1 Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

*2 These data were measured and presented by Saito et al⁵⁾, and used here with the permission of the publisher.

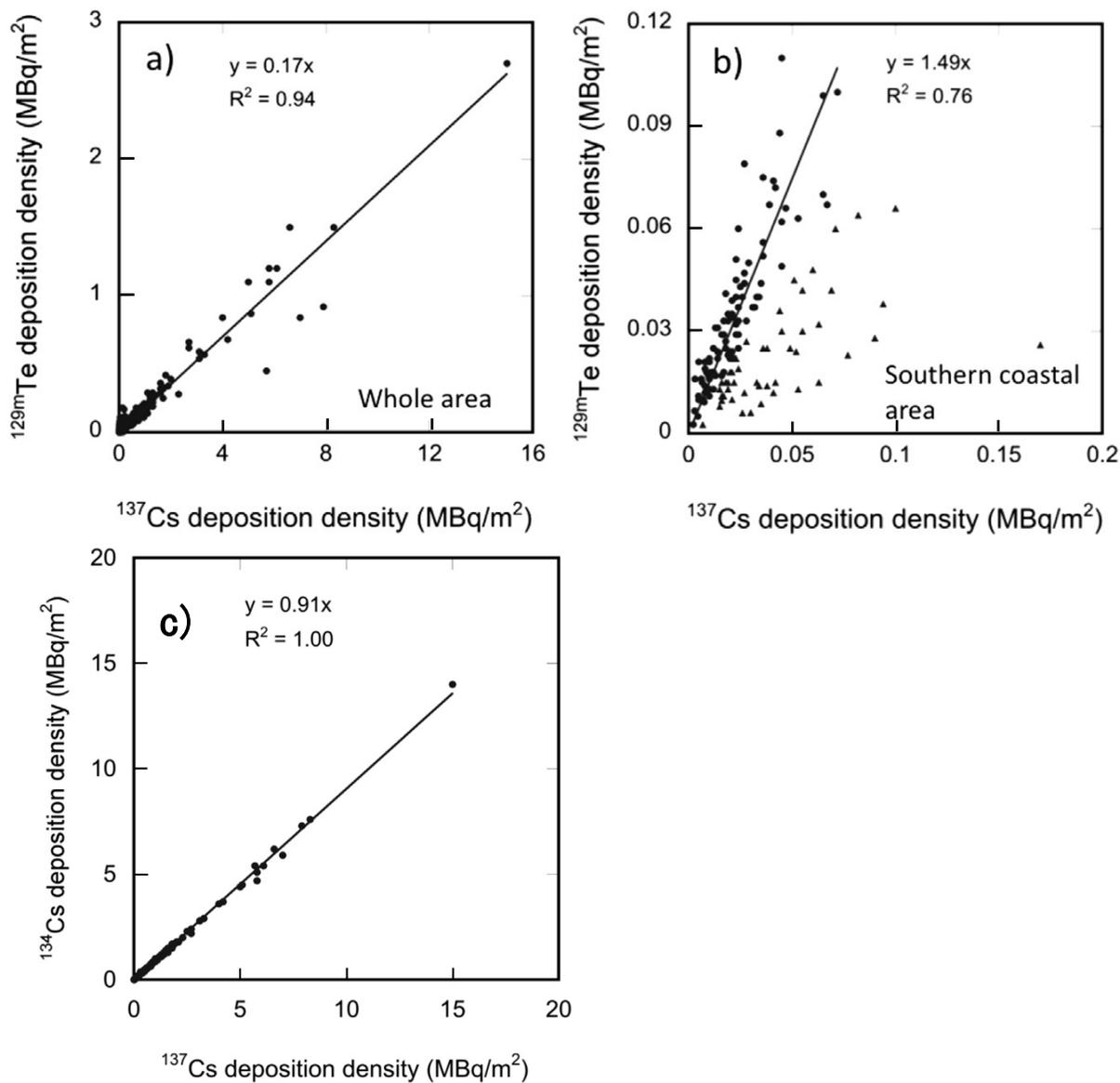


Fig. 4-2 Scatter plot of $^{129\text{m}}\text{Te}$ vs. ^{137}Cs deposition densities in the whole area (a) and in the southern area (b) and that of ^{134}Cs vs. ^{137}Cs deposition densities in the whole area(c).

The evaluation is done as of June 14, 2011.

Saito et al. ⁵⁾ より出版社と著者の許可を得て引用抜粋

4.2.3 テルルとセシウムの移行係数

IAEA の TRS 472 ⁶⁾ において、亜熱帯地域におけるセシウムの全種類の土壌から葉菜及び根菜（根）への移行係数の平均値は、それぞれ 3.8×10^{-2} 及び 1.5×10^{-2} （乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg）とされており、35 および 15 の研究データの平均値である（N=35 と 15）。また、温暖地域におけるテルルの全種類の

土壌から葉菜及び根菜への移行係数はともに 3.0×10^{-1} (乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg) とされているが、これは 1 つの研究(N=1)のデータである。福島第一原発の事故後、フィールドにおけるテルルの移行に関する調査が行われている⁸⁾が、葉菜・根菜由来の預託実効線量を計算するにあたり、IAEA の移行係数を用いる計算、及び、第 3 章で得られた移行係数(Table 4-2)の平均値を用いた計算を行う。根菜は、基本的に根を食することが一般的であるため預託実効線量の計算は根について行う。

Table 4-2 Transfer factors from soil to plant obtained by the experiment described in Chapter 3.

		Te			Average of TF* for Te	Cs			Average of TF* for Cs
Radish	Root	0.009	-	0.030	0.022	0.011	-	0.27	0.101
	Leaf	0.009	-	0.032	0.021	0.023	-	0.76	0.244
Komatsuna		0.007	-	0.051	0.024	0.007	-	0.39	0.115

*: TF is transfer factor.

4.2.4 線量係数

内部被ばく線量の計算には ICRP の Publication 72 (Publ. 72)⁹⁾ に勧告された、¹³⁷Cs、¹³⁴Cs、^{127m}Te、^{129m}Te の生後 3 ヶ月乳児、1 歳児、5 歳児、10 歳児、15 歳児、成人における経口摂取による線量係数を使用した。使用した線量係数を Table 4-3 に示す。

Table 4-3 Dose coefficients $e(\tau)$ (Sv/Bq) in the case of ingestion

		3months	1year	5years	10years	15years	Adult
¹³⁷ Cs	$e(\tau)$	2.1E-08	1.2E-08	9.6E-09	1.0E-08	1.3E-08	1.3E-08
	f_1	1.0					
¹³⁴ Cs	$e(\tau)$	2.6E-08	1.6E-08	1.3E-08	1.4E-08	1.9E-08	1.9E-08
	f_1	1.0					
^{127m} Te	$e(\tau)$	4.1E-08	1.8E-08	9.5E-09	5.2E-09	3.0E-09	2.3E-09
	f_1	0.6	0.3				
^{129m} Te	$e(\tau)$	4.4E-08	2.4E-08	1.2E-08	6.6E-09	3.9E-09	3.0E-09
	f_1	0.6	0.3				

*: $e(\tau)$ represents the dose coefficients to calculate the committed dose in 50 years for adult and up to age 70 years for children. f_1 is absorption rate in the gastro-intestinal tract.

ICRP Publ. 72⁹⁾ より引用抜粋

4.3 預託実効線量比の計算結果

^{137}Cs に対して $^{129\text{m}}\text{Te}$ の沈着量の比率が高かった地域 A 及び測定地域全体である地域 B において収穫した葉菜及び根菜の経口摂取に伴う内部被ばく線量を預託実効線量として評価した。葉菜の収穫日は 2011 年 4 月 30 日及び根菜の収穫日は 2011 年 10 月 30 日とし、単回摂取での摂取日は保守的に考え収穫日と同日（葉菜：2011 年 4 月 30 日、根菜：2011 年 10 月 30 日）、継続摂取については、収穫日（葉菜：2011 年 4 月 30 日、根菜：2011 年 10 月 30 日）から 1 年間と仮定した。計算と結果の記載においては、分かりやすさを考慮し、土壌の濃度に具体的な数値(10 Bq/g)を入れて計算を行った。また、土壌の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 $^{127\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ の濃度は、Bq/g の単位で仮定し評価を行なった。

なお、最終的に求められる預託実効線量比は、 ^{137}Cs の値に対する比で表されるので、土壌濃度は相殺され仮定した濃度に依らず、摂取量にも依らない結果となる。

4.3.1 葉菜及び根菜中のテルル及びセシウム濃度

はじめに、移行係数に TRS 472 で与えられた値を用いた場合について述べる。地域 A において、2011 年 4 月 30 日における葉菜に含まれる $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度と ^{137}Cs 濃度は、セシウムの移行係数 3.8×10^{-2} 、テルルの移行係数 3.0×10^{-1} を用い、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、葉菜中濃度は 3.8×10^{-1} Bq/g となり、その時の土壌の $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度は $2.6 \times 10^{+1}$ Bq/g、葉菜の $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度は 7.7×10^0 Bq/g と計算された。同様に葉菜の $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度と ^{134}Cs 濃度を計算するとそれぞれ $1.1 \times 10^{+1}$ Bq/g、 3.6×10^{-1} Bq/g となった。また、地域 B について計算すると、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、葉菜中濃度は 3.8×10^{-1} Bq/g であり、また、その時の土壌の $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度は 2.9×10^0 Bq/g、葉菜の $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度は 8.8×10^{-1} Bq/g となり、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度と ^{134}Cs 濃度は、それぞれ 1.3×10^0 Bq/g、 3.6×10^{-1} Bq/g と計算された。

同じく、地域 A の根菜については、2011 年 10 月 30 日における $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度と ^{137}Cs 濃度は、セシウムの移行係数 1.5×10^{-2} 、テルルの移行係数 3.0×10^{-1} を用い、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、根菜中の濃度は 1.5×10^{-1} Bq/g となり、その時の土壌の $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度は 8.1×10^0 Bq/g、根菜の $^{127\text{m}}\text{Te}$ 濃度は 2.4×10^0 Bq/g と計算された。同様に根菜の $^{129\text{m}}\text{Te}$ 濃度と ^{134}Cs 濃度を計算するとそれぞれ 2.6×10^{-1} Bq/g、 1.2×10^{-1} Bq/g となった。次に、地域 B について計算すると、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、

根菜の濃度は 1.5×10^{-1} Bq/g であり、また、その時の土壌中 ^{127m}Te 濃度は 9.0×10^{-1} Bq/g、根菜の ^{127m}Te 濃度は 2.8×10^{-1} Bq/g、根菜の ^{129m}Te 濃度と ^{134}Cs 濃度は、それぞれ 3.0×10^{-2} Bq/g、 1.2×10^{-1} Bq/g と計算された。

次に、土壌実験で得られた移行係数を使用した場合について述べる。地域 A についてみると、2011 年 4 月 30 日における葉菜に含まれる ^{127m}Te 濃度と ^{137}Cs 濃度は、セシウムの移行係数 1.15×10^{-1} 、テルルの移行係数 2.40×10^{-2} を用い、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、葉菜の濃度は 1.2×10^0 Bq/g となり、その時の土壌の ^{127m}Te 濃度は 2.6×10^1 Bq/g、葉菜の ^{127m}Te 濃度は 6.1×10^{-1} Bq/g と計算された。同様に葉菜の ^{129m}Te 濃度と ^{134}Cs 濃度を計算するとそれぞれ 9.0×10^{-1} Bq/g、 1.1×10^0 Bq/g となった。また、地域 B について計算すると、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、葉菜中濃度は 1.2×10^0 Bq/g であり、また、その時の土壌の ^{127m}Te 濃度は 2.9×10^0 Bq/g、葉菜の ^{127m}Te 濃度は 7.0×10^{-2} Bq/g、葉菜の ^{129m}Te 濃度と ^{134}Cs 濃度は、それぞれ 1.0×10^{-1} Bq/g、 1.1×10^0 Bq/g であった。次に、地域 A の根菜について見ていくと、2011 年 10 月 30 日における ^{127m}Te 濃度と ^{137}Cs 濃度は、セシウムの移行係数 1.01×10^{-1} 、テルルの移行係数 2.20×10^{-2} を用い、土壌の ^{137}Cs 濃度が 10 Bq/g であった場合、 1.0×10^0 Bq/g となり、その時の土壌の ^{127m}Te 濃度は 8.1 Bq/g、根菜の ^{127m}Te 濃度は 1.8×10^{-1} Bq/g と計算された。同様に根菜の ^{129m}Te 濃度と ^{134}Cs 濃度を計算するとそれぞれ 1.9×10^{-2} Bq/g、 8.2×10^{-1} Bq/g となった。地域 B についても同様の計算を行い Table 4-4 にその結果を示した。

Table 4-4 Radioactive concentrations*¹ in plants on the harvest day

Transfer Factor	Area* ²	Part	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	^{127m} Te	^{129m} Te
TRS 472	A	Leaf	3.8 E-01	3.6 E-01	7.7 E00	1.1 E+01
		Root	1.5 E-01	1.2 E-01	2.4 E00	2.6 E-01
	B	Leaf	3.8 E-01	3.6 E-01	8.8 E00	1.3 E00
		Root	1.5 E-01	1.2 E-01	2.8 E-01	3.0 E-02
Soil Experiment (Chapter 3)	A	Leaf	1.2 E00	1.1 E00	6.1 E-01	9.0 E-01
		Root	1.0 E00	8.2 E-01	1.8 E-01	1.9 E-02
	B	Leaf	1.2 E00	1.1 E00	7.0 E-02	1.0 E-01
		Root	1.0 E00	8.2 E-01	2.0 E-02	2.2 E-03

*1: Each value is expressed in Bq/g when the radioactivity concentration of soil was assumed to be 10 Bq/g.

*2: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

4.3.2 葉菜及び根菜の単回摂取による預託実効線量比

単回摂取した場合の食物 1g 当たりの預託実効線量 $E(\tau)/g$ は以下の式①により算出した。

$$E(\tau)/g = C \times e(\tau) \quad \text{---①}$$

C : 対象となる核種の収穫日における農作物の濃度(Bq/g)

$e(\tau)$: 対象となる核種の線量係数

地域 A では、成人における ^{137}Cs の線量係数として 1.3×10^{-8} (Sv/Bq) を使用し、土壌に ^{137}Cs が 10 Bq/g の濃度であった場合の葉菜及び根菜由来の預託実効線量はそれぞれ 4.9×10^{-9} 及び 2.0×10^{-9} Sv/g となった。また、 $^{127\text{m}}\text{Te}$ については線量係数に 2.3×10^{-9} (Sv/Bq) を使用し、同様の仮定にて葉菜及び根菜由来の預託実効線量を算出するとそれぞれ 1.8×10^{-9} 、 5.6×10^{-9} Sv/g となった。よって、TRS 472 の移行係数を用い計算した場合、葉菜及び根菜の成人に対する預託実効線量の $^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比はそれぞれ 3.57、2.86 となった。同様に $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{134}Cs に対しても生後 3 ヶ月乳児、1 歳児、5 歳児、10 歳児、15 歳児、成人の場合について算出し、地域 B における全世代についても算出した。

Table 4-5 Ratios of the committed effective dose for of each nuclide to ^{137}Cs after the single ingestion of leafy vegetable, calculated with the transfer factors of TRS 472

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	1.17	1.26	1.28	1.32	1.38	1.38
	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	39.42	30.29	19.98	10.50	4.66	3.57
A	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	62.18	59.36	37.10	19.59	8.90	6.85
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	46.80	39.65	25.03	12.95	5.69	4.37
	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	4.50	3.46	2.28	1.20	0.53	0.41
B	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	7.09	6.77	4.23	2.23	1.02	0.78
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	5.34	4.52	2.86	1.48	0.65	0.50

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of TRS 472 was used.

The evaluation date is as of Apr.30, 2011.

Table 4-6 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs after the single ingestion of root vegetable, calculated with the transfer factors of TRS 472

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	1.00	1.08	1.09	1.13	1.18	1.18
	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	31.56	24.24	15.99	8.40	3.73	2.86
A	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	3.65	3.49	2.18	1.15	0.52	0.40
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	17.60	13.35	8.68	4.48	1.95	1.50
	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	3.60	2.77	1.82	0.96	0.43	0.33
B	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.42	0.40	0.25	0.13	0.06	0.05
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	2.01	1.52	0.99	0.51	0.22	0.17

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of TRS 472 was used.

The evaluation date is as of Oct.30, 2011.

Table 4-5 と Table 4-6 に示したように、地域 A において $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は、年齢により異なるが葉菜と根菜でそれぞれ 3.57-39.42 及び 2.86-31.56 の範囲となり、放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$) の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して葉菜と根菜で 4.37-46.80 及び 1.50-17.60 となった。また、地域 B における $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は葉菜で 0.41-4.50、根菜で 0.33-3.60 であった。放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$) の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して葉菜で 0.50-5.34、根菜で 0.17-2.01 となった。

次に、第 3 章の土壤実験で得た移行係数を用い、同様に地域 A、地域 B における葉菜及び根菜を単回摂取した場合の結果を Table 4-7 と Table 4-8 に示す。

Table 4-7 と Table 4-8 に示したように、地域 A において $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は、年齢により異なるが葉菜と根菜でそれぞれ 0.09-1.04 及び 0.03-0.34 の範囲となり、放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$) の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して葉菜及び根菜で 0.12-1.24 及び 0.02-0.19 倍となった。また、地域 B における $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は葉菜で 0.01-0.12、根菜で 0.004-0.039 であった。放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$) の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して葉菜と根菜でそれぞれ 0.01-0.14、0.002-0.022 となった。

Table 4-7 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ¹³⁷Cs after the single ingestion of leafy vegetable, calculated with the transfer factors determined in the soil experiment

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs	1.17	1.26	1.28	1.32	1.38	1.38
	^{127m} Te/ ¹³⁷ Cs	1.04	0.80	0.53	0.28	0.12	0.09
A	^{129m} Te/ ¹³⁷ Cs	1.64	1.57	0.98	0.52	0.24	0.18
	(^{127m} + ^{129m} Te)/(¹³⁴ + ¹³⁷ Cs)	1.24	1.05	0.66	0.34	0.15	0.12
	^{127m} Te/ ¹³⁷ Cs	0.12	0.09	0.06	0.03	0.01	0.01
B	^{129m} Te/ ¹³⁷ Cs	0.19	0.18	0.11	0.06	0.03	0.02
	(^{127m} + ^{129m} Te)/(¹³⁴ + ¹³⁷ Cs)	0.14	0.12	0.08	0.04	0.02	0.01

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of ^{129m}Te/¹³⁷Cs. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of soil experiment was used.

The evaluation date is as of Apr.30, 2011.

Table 4-8 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ¹³⁷Cs after the single ingestion of root vegetable, calculated with the transfer factors determined in the soil experiment

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs	1.00	1.08	1.09	1.13	1.18	1.18
	^{127m} Te/ ¹³⁷ Cs	0.34	0.26	0.17	0.09	0.04	0.03
A	^{129m} Te/ ¹³⁷ Cs	0.04	0.04	0.02	0.01	0.01	0.004
	(^{127m} + ^{129m} Te)/(¹³⁴ + ¹³⁷ Cs)	0.19	0.15	0.09	0.05	0.02	0.02
	^{127m} Te/ ¹³⁷ Cs	0.039	0.030	0.020	0.010	0.005	0.004
B	^{129m} Te/ ¹³⁷ Cs	0.005	0.004	0.003	0.001	0.001	0.001
	(^{127m} + ^{129m} Te)/(¹³⁴ + ¹³⁷ Cs)	0.022	0.017	0.011	0.006	0.002	0.002

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of ^{129m}Te/¹³⁷Cs. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of soil experiment was used.

The evaluation date is as of Oct.30, 2011.

4.3.3 葉菜及び根菜の継続摂取による預託実効線量比

継続摂取での食物 1 g 当たりの預託実効線量 E(τ)/g は以下の式②により算出した。

$$E(\tau)/g = [C_0 \cdot e(\tau) \cdot \exp(-T_{1/2}/t) dt \quad \text{---②}$$

C_0 : 対象となる核種の収穫日における農作物の濃度(Bq/g)

$e(\tau)$: 対象となる核種の線量係数

$T_{1/2}$: 対象となる核種の半減期(days)

t : 収穫日から経った日数(days)

積分期間 : $t = 0$ (day) から $t = 365$ (days)

TRS 472 の移行係数を用い、4月30日に収穫した葉菜及び、10月30日に収穫した根菜を1年間毎日摂取した場合の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比はTable 4-9とTable 4-10に示す結果となった。

地域Aにおいて $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は年齢によって異なるが、葉菜では、大人で一番低く1.40、3ヶ月乳児で一番高く15.50となった。根菜では、大人で一番低く1.12、3ヶ月乳児で一番高く12.41であった。同様に放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)の預託実効線量の比は放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対して葉菜では1.06-11.89、根菜では0.58-6.93となった。また、地域Bにおける $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は同じく年齢で異なるが葉菜で0.16-1.77、根菜で0.13-1.42の範囲となり、放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)の預託実効線量の値は放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対してそれぞれ0.12-1.36、0.07-0.79となった。放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対して放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)は、 ^{137}Cs に対する $^{129\text{m}}\text{Te}$ の沈着量の比率が高い値を示さなかった地域でも少なくとも数%以上の寄与が考えられる結果となった。

Table 4-9 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs after the continuous ingestion of leafy vegetable from the harvest for 1 year, calculated with the transfer factors of TRS 472

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	1.01	1.08	1.10	1.14	1.19	1.19
	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	15.50	11.91	7.86	4.13	1.83	1.40
A	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	8.35	7.97	4.98	2.63	1.20	0.92
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	11.89	9.54	6.11	3.16	1.38	1.06
	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	1.77	1.36	0.90	0.47	0.21	0.16
B	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.95	0.91	0.57	0.30	0.14	0.10
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	1.36	1.09	0.70	0.36	0.16	0.12

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of TRS 472 was used.

The evaluation date is as of Apr. 30, 2011.

Table 4-10 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs after the continuous ingestion of root vegetable from the harvest for 1 year, calculated with the transfer factors of TRS 472

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	0.86	0.93	0.94	0.97	1.01	1.01
A	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	12.41	9.53	6.29	3.30	1.47	1.12
	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.49	0.47	0.29	0.15	0.07	0.05
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	6.93	5.19	3.39	1.75	0.76	0.58
B	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	1.42	1.09	0.72	0.38	0.17	0.13
	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.06	0.05	0.03	0.02	0.01	0.01
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	0.79	0.59	0.39	0.20	0.09	0.07

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of TRS 472 was used.

The evaluation date is as of Oct. 30, 2011.

次に、土壌実験で得た移行係数を用い、同様に地域 A、地域 B における葉菜及び根菜を継続摂取した場合の結果を Table 4-11 と Table 4-12 に示す。

Table 4-11 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs after the continuous ingestion of leafy vegetable from the harvest for 1 year, calculated with the transfer factors determined in the soil experiment

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	1.01	1.08	1.10	1.14	1.19	1.19
A	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.41	0.31	0.21	0.11	0.05	0.04
	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.22	0.21	0.13	0.07	0.03	0.02
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	0.31	0.25	0.16	0.08	0.04	0.03
B	$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.05	0.04	0.02	0.01	0.01	0.004
	$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.03	0.02	0.02	0.01	0.004	0.003
	$(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	0.04	0.03	0.02	0.01	0.004	0.003

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of soil experiment was used.

The evaluation date is as of Apr. 30, 2011.

Table 4-11 と Table 4-12 に示したように、地域 A において ^{127m}Te の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は、年齢により異なるが葉菜と根菜でそれぞれ 0.04-0.41 及び 0.01-0.14 の範囲となり、放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$)の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対して葉菜と根菜で 0.03-0.31 及び 0.01-0.08 となった。また、地域 B における ^{127m}Te の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は葉菜で 0.004-0.05、根菜で 0.001-0.015 であった。放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$)の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対して葉菜で 0.003-0.04、根菜で 0.001-0.009 となった。

^{137}Cs に対する ^{129m}Te の沈着量の比率が高い値を示さなかった地域では放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対して放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$)の寄与が少なかったが、葉菜では子供 (~10 歳児) に対して数%程度の寄与が考えられる結果となった。

Table 4-12 Ratios of the committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs of root vegetable from the harvest for 1 year, calculated with the transfer factors determined in the soil experiment

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	0.86	0.93	0.94	0.97	1.01	1.01
	$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.14	0.10	0.07	0.04	0.02	0.01
A	$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.005	0.005	0.003	0.002	0.001	0.001
	$(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	0.08	0.06	0.04	0.02	0.01	0.01
	$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.015	0.012	0.008	0.004	0.002	0.001
B	$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.001	0.001	0.0004	0.0002	0.0001	0.0001
	$(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	0.009	0.006	0.004	0.002	0.001	0.001

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

In this estimation the transfer factor of soil experiment was used.

The evaluation date is as of Oct. 30, 2011.

4.4 実際に収穫された葉菜及び根菜の ^{134}Cs と ^{137}Cs 濃度に基づき推定された放射性テルルによる預託実効線量

4.4.1 葉菜及び根菜中のテルル及びセシウム濃度

平成 23 年に福島県で採取された葉菜及び根菜について ^{134}Cs と ^{137}Cs の作物中濃度が詳細に測定されている¹⁰⁾。ここでは、葉菜の代表としてハウレンソウを、根菜の

代表としてカブのデータを用いることにする。 ^{137}Cs に対する $^{129\text{m}}\text{Te}$ の沈着量の比率が高かったとされる福島第一原発から南方向の地域で収穫されたホウレンソウとカブにおいて ^{137}Cs 濃度がその地域における平均的な値を示したものを S1、K1、福島県内全域で収穫されたホウレンソウとカブにおいて ^{137}Cs 濃度が平均的な値を示したものを S2、K2 とし、それらの ^{137}Cs 濃度と ^{134}Cs 濃度から預託実効線量を評価した。評価に使用したホウレンソウとカブの ^{134}Cs と ^{137}Cs の濃度を Table 4-13 に示す。ホウレンソウ及びカブの放射性テルル濃度を決定する際、土壌実験で得た移行係数を用いて算出された比率を使用し計算を行なった。

Table 4-13 Concentrations of ^{134}Cs and ^{137}Cs in spinach and kabu measured by Fukushima Agricultural Technology Centre and Japan Chemical Analysis Center after the accident

Plant	Concentration (Bq/kg)		Sampling Date
	^{134}Cs	^{137}Cs	
S1 Spinach	60	59	2011/5/4
K1 Kabu	38	39	2011/5/14
S2 Spinach	1100	1100	2011/4/13
K2 Kabu	220	200	2011/3/30

*: S1 and K1 shows the average concentration of ^{137}Cs in spinach and kabu harvested in the southern coastal area where $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ ratio was high. S2 and K2 shows the average concentration of ^{137}Cs in spinach and kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

4.4.2 単回摂取及び継続摂取による預託実効線量

S1、K1、S2、K2 の収穫日はそれぞれ 2011 年 5 月 4 日、2011 年 5 月 14 日、2011 年 4 月 13 日、2011 年 3 月 30 日である。単回摂取での摂取日は保守的に考えそれぞれの収穫日とし、継続摂取については、収穫日から 1 年間摂取したと仮定した。単回摂取と継続摂取の算出に使用する式は 4.3.2 と 4.3.3 で用いた式①、②を使用した。

単回摂取した場合の預託実効線量を Table 4-14 と Table 4-15 に、継続摂取の場合を Table 4-16 と Table 4-17 に示す。計算及びその結果はこれらの食品を 1 g 摂取したものである。

ICRP の線量係数における年齢の区切りに合わせ、年齢毎の葉菜（ほうれん草、キャベツ、白菜）及び根菜（大根と人参）の摂取量（国民栄養・健康調査¹¹⁾）から算出した 1 日に摂取する葉菜及び根菜の重量を用い預託実効線量を算出した。用いた

葉菜及び根菜の重量を Table 4-18 に示す。また、今回の計算に使用した国民栄養・健康調査の年齢区分の対応を次に示す。

ICRP Publ.72 の名目上の年齢	国民健康・栄養調査 における年齢範囲
1 歳児	1-6 歳
5 歳児	1-6 歳
10 歳児	7-14 歳
15 歳児	15-19 歳
成人	20 歳以上

計算は、4.3.2 と 4.3.3 で用いた式①、②中の C もしくは C₀（農作物の濃度）に摂取量を乗じた数値を使用した。3 ヶ月乳児（0-1 歳）については、葉菜及び根菜の摂取量が国民栄養・健康調査に記載されておらず、摂取する量が把握し難いため、今回の算出は省くこととする。

Table 4-14 Committed effective dose for each nuclide after 1g of the single ingestion of spinach, calculated with transfer factors determined in the soil experiments

Spinach* ²	Nuclide	Concentration of plant* ¹ (Bq/g)	Committed Effective Dose (Sv/g)				
			1year	5years	10years	15years	Adult
S1	¹³⁷ Cs	5.9E-02	7.1E-10	5.7E-10	5.9E-10	7.7E-10	7.7E-10
	¹³⁴ Cs	6.0E-02	9.6E-10	7.8E-10	8.4E-10	1.1E-09	1.1E-09
	^{127m} Te	3.1E-02	5.5E-10	2.9E-10	1.6E-10	9.2E-11	7.1E-11
	^{129m} Te	4.3E-02	1.0E-09	5.1E-10	2.8E-10	1.7E-10	1.3E-10
S2	¹³⁷ Cs	1.1E+00	1.3E-08	1.1E-08	1.1E-08	1.4E-08	1.4E-08
	¹³⁴ Cs	1.1E+00	1.8E-08	1.4E-08	1.5E-08	2.1E-08	2.1E-08
	^{127m} Te	7.5E-02	1.3E-09	7.1E-10	3.9E-10	2.2E-10	1.7E-10
	^{129m} Te	1.4E-01	3.4E-09	1.7E-09	9.2E-10	5.4E-10	4.2E-10

*1: The evaluation dates are May 4, 2011 for S1 and Apr. 13, 2011 for S2.

*2: S1 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in spinach and kabu harvested in the southern coastal area where ^{129m}Te/¹³⁷Cs ratio was high. S2 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in spinach and kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 4-15 Committed effective dose for each nuclide after 1g of the single ingestion of kabu, calculated with the transfer factors determined in the soil experiments

Kabu* ²	Nuclide	Concentration of plant* ¹ (Bq/g)	Committed Effective Dose (Sv/g)				
			1year	5years	10years	15years	Adult
K1	¹³⁷ Cs	3.9E-02	4.7E-10	3.7E-10	3.9E-10	5.1E-10	5.1E-10
	¹³⁴ Cs	3.8E-02	6.1E-10	4.9E-10	5.3E-10	7.2E-10	7.2E-10
	^{127m} Te	2.0E-02	3.6E-10	1.9E-10	1.0E-10	6.0E-11	4.6E-11
	^{129m} Te	2.4E-02	5.7E-10	2.9E-10	1.6E-10	9.3E-11	7.2E-11
K2	¹³⁷ Cs	2.0E-01	2.4E-09	1.9E-09	2.0E-09	2.6E-09	2.6E-09
	¹³⁴ Cs	2.2E-01	3.5E-09	2.9E-09	3.1E-09	4.2E-09	4.2E-09
	^{127m} Te	1.5E-02	2.8E-10	1.5E-10	8.0E-11	4.6E-11	3.6E-11
	^{129m} Te	3.5E-02	8.5E-10	4.2E-10	2.3E-10	1.4E-10	1.1E-10

*1: The evaluation dates are May 14, 2011 for K1 and Mar. 30, 2011 for K2.

*2: K1 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in kabu harvested in the southern coastal area.
K2 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 4-16 Committed effective dose for each nuclide after the continuous ingestion of 1g of spinach every day for 1 year from the harvest*¹, calculated the transfer factors determined in the soil experiment

Spinach* ²	Nuclide	Committed Effective Dose (Sv/g)				
		1year	5years	10years	15years	Adult
S1	¹³⁷ Cs	2.6E-07	2.0E-07	2.1E-07	2.8E-07	2.8E-07
	¹³⁴ Cs	3.0E-07	2.4E-07	2.6E-07	3.5E-07	3.5E-07
	^{127m} Te	7.8E-08	4.1E-08	2.3E-08	1.3E-08	1.0E-08
	^{129m} Te	5.0E-08	2.5E-08	1.4E-08	8.1E-09	6.2E-09
S2	¹³⁷ Cs	4.8E-06	3.8E-06	4.0E-06	5.2E-06	5.2E-06
	¹³⁴ Cs	5.5E-06	4.4E-06	4.8E-06	6.5E-06	6.5E-06
	^{127m} Te	1.9E-07	1.0E-07	5.5E-08	3.2E-08	2.4E-08
	^{129m} Te	1.6E-07	8.1E-08	4.5E-08	2.6E-08	2.0E-08

*1: The harvest dates are May 4, 2011 for S1 and Apr. 13, 2011 for S2.

*2: S1 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in spinach harvested in the southern coastal area. S2 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in spinach harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 4-17 Committed effective dose for each nuclide after the continuous ingestion of 1g of kabu every day for 1 year from the harvest*¹, calculated with the transfer factors determined in the soil experiment

Spinach* ²	Nuclide	Committed Effective Dose (Sv/g)				
		1year	5years	10years	15years	Adult
K1	¹³⁷ Cs	1.7E-07	1.4E-07	1.4E-07	1.8E-07	1.8E-07
	¹³⁴ Cs	1.9E-07	1.5E-07	1.6E-07	2.2E-07	2.2E-07
	^{127m} Te	5.1E-08	2.7E-08	1.5E-08	8.5E-09	6.5E-09
	^{129m} Te	2.8E-08	1.4E-08	7.7E-09	4.5E-09	3.5E-09
K2	¹³⁷ Cs	8.7E-07	6.9E-07	7.2E-07	9.4E-07	9.4E-07
	¹³⁴ Cs	1.1E-06	8.9E-07	9.5E-07	1.3E-06	1.3E-06
	^{127m} Te	3.9E-08	2.1E-08	1.1E-08	6.6E-09	5.0E-09
	^{129m} Te	4.1E-08	2.1E-08	1.1E-08	6.7E-09	5.1E-09

*1: The harvest dates are May 14, 2011 for K1 and Mar. 30, 2011 for K2.

*2: K1 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in kabu harvested in the southern coastal area. K2 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 4-18 Root crops and leafy vegetables weight intentioned

	Weight of ingestion for one day(g)					
	3month	1year	5year	10year	15year	adult
Root crops* ¹	—	31.0	31.0	45.4	45.0	54.1
Leafy vegetables* ²	—	27.7	27.7	50.6	55.1	61.1

*1 Root crops include carrot and radish.

*2 Leafy vegetables include spinach, cabbage and Chinese cabbage.

ホウレンソウ(S1)を収穫日の2011年5月4日に単回摂取した場合、成人の放射性セシウム (¹³⁴⁺¹³⁷Cs)、放射性テルル(^{127m+129m}Te)及び放射性セシウムと放射性テルル (¹³⁴⁺¹³⁷Cs + ^{127m+129m}Te)による預託実効線量は 0.12 μSv、0.01 μSv 及び 0.13 μSv と算出された。ホウレンソウ(S2)についても収穫日である2011年4月13日に単回摂取すると成人の放射性セシウム (¹³⁴⁺¹³⁷Cs)、放射性テルル(^{127m+129m}Te)及び放射性セシウムと放射性テルル(¹³⁴⁺¹³⁷Cs + ^{127m+129m}Te)による預託実効線量は 2.15 μSv、0.04 μSv 及び 2.19 μSv となった。

Table 4-19 Committed effective dose for radio cesium and tellurium after the single and the continuous ingestion of spinach and kabu, calculated with the transfer factors in the soil experiment

Ingestion* ¹	Plant* ²	Nuclide	Committed Effective Dose (μSv)				
			1year	5years	10years	15years	Adult
Single	S1	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	0.05	0.04	0.07	0.11	0.12
		^{127m+129m} Te	0.04	0.02	0.02	0.01	0.01
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	0.09	0.06	0.09	0.12	0.13
	S2	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	0.85	0.69	1.34	1.94	2.15
		^{127m+129m} Te	0.13	0.07	0.07	0.04	0.04
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	0.98	0.75	1.40	1.98	2.19
Single	K1	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	0.03	0.03	0.04	0.06	0.07
		^{127m+129m} Te	0.029	0.015	0.012	0.007	0.006
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	0.06	0.04	0.05	0.06	0.07
	K2	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	0.18	0.15	0.23	0.31	0.37
		^{127m+129m} Te	0.035	0.018	0.014	0.008	0.008
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	0.22	0.17	0.24	0.31	0.37
Continuous	S1	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	15.3	12.4	23.9	34.7	38.5
		^{127m+129m} Te	3.5	1.8	1.8	1.2	1.0
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	18.9	14.2	25.8	35.9	39.5
	S2	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	283.0	228.3	442.4	641.2	711.1
		^{127m+129m} Te	9.8	5.0	5.0	3.2	2.7
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	292.8	233.3	447.4	644.4	713.8
Continuous	K1	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	11.1	8.9	13.9	18.3	22.0
		^{127m+129m} Te	2.4	1.3	1.0	0.6	0.5
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	13.5	10.2	14.9	18.9	22.5
	K2	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	60.7	49.0	76.1	100.5	120.8
		^{127m+129m} Te	2.5	1.3	1.0	0.6	0.6
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	63.2	50.2	77.1	101.1	121.4

*1: The evaluation date for single ingestion is the harvest day, and the period of evaluation for continuous ingestion is from the harvest day for 1 year.

*2: S1 and K1 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in spinach and kabu harvested in the southern coastal area. S2 and K2 shows the average concentration of ¹³⁷Cs in spinach and kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

同様に、カブ(K1)を収穫日の 2011 年 5 月 14 日に単回摂取した場合、成人の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)、放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)及び放射性セシウムと放射性テルル ($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)による預託実効線量は 0.07 μSv 、0.006 μSv 及び 0.07 μSv と算出された。カブ(K2)についても収穫日である 2011 年 3 月 30 日に単回摂取すると成人の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)、放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)及び放射性セシウムと放射性テルル ($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)による預託実効線量は 0.37 μSv 、0.008 μSv 及び 0.37 μSv となった。ハウレンソウ(S1、S2)を 1 年間毎日継続摂取した場合、及びカブ(K1、K2)を 1 年間毎日継続摂取した場合についても同様に計算を行ない、その結果を Table 4-19 に示す。

4.5 考察

チェルノブイリ事故時では $^{129\text{m}}\text{Te}$ や ^{132}Te の放出が確認されているが¹²⁾、人体への影響が特に報告されていないために放射性ヨウ素や放射性セシウムに比べ植物への移行や人体への影響等の議論がほとんどなされてきていない。福島第一原発事故により地表面に沈着した放射性核種の比率は地域によって異なり、福島第一原発から南方向の地域では、 ^{137}Cs に対して $^{129\text{m}}\text{Te}$ の土壌への沈着量の比率が他の地域より高くなっていることが確認され、この比率の違いは放射性プルームや沈着過程の違いからくるものと考えられている⁵⁾。山澤らは大気中での放射性プルームの拡散予測を行い、福島第一原発から南方向の地域の沈着は 3 月 14 日、15 日と 20 日以降に放出されたプルームと考えられている¹³⁾。このように福島第一原発事故に関しても放射性テルルのデータが発表されているものの、植物への移行や人体への影響等の議論をしている研究者は未だ少なく、事故初期における被ばく線量を再構築するために十分なデータがあるとは言えない状況である。

また、4.3 の結果より、テルルの移行係数及びセシウムの移行係数の違いで $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比や放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対する比は大きく変化することが確認された。TRS 472 の移行係数と第 3 章で求めた移行係数を比較すると、テルルに関して、TRS 472 では 3.0×10^{-1} 、本研究においては葉で 2.4×10^{-2} 、根で 2.2×10^{-2} と、ひと桁以上本研究の第 3 章で求めた移行係数は小さい。セシウムに関しては、TRS 472 において葉で 3.8×10^{-2} 、根で 1.5×10^{-2} とされており、本研究で実験的に求めた移行係数：葉で 1.15×10^{-1} 、根で 1.01×10^{-1} と

比べると、テルルとは逆に本研究における移行係数の方が大きかったため、 ^{127m}Te の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比や放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対する比に大きな違いが出た。

このようにテルルとセシウムの移行係数には大きな幅があり、それに伴い摂取後の預託実効線量が大きく異なることから、成人に対しては内部被ばく評価に放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) が大きく寄与しない場合もありうる。しかしながら、年齢が低くなるに連れてその寄与は大きくなり、無視できるレベルではなくなる。今回、最も寄与の高かったのは ICRP の線量計数で示された 3 ヶ月乳児、すなわち 0~1 歳児であった。この年齢層は実際の食生活では、個人差はあるものの離乳食を始め、固形のままではないが、ほぼ成人と同様に農作物を口にする時期であるため預託実効線量比の評価については省かずに算出した。また、事故後初期における暫定基準値は、放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) で 500 Bq/kg でありホウレンソウの S2 のような高濃度の食品は市場に出回っておらず、摂取された可能性が極めて低いものの住民が自身の畑で採れたものを口にした可能性もあり得るため、本研究での計算では、S2 の示した値を採用し預託実効線量を算出した。

本研究では、近年の流通状況により季節を問わず様々な農作物が一年を通して入手可能なことから、葉菜、根菜にかかわらず単回摂取及び継続摂取の評価を行ったが、大根のように冬場に収穫され摂取する機会が増えるものも存在する。このように季節により摂取が増える農作物について実生活に基づき農作物の種類で摂取量を考慮し評価を行えば、より一層現実に近い線量評価を行えると考えられる。

また、本研究では、福島県近郊で多く栽培され、摂取する機会の多い葉菜や根菜について評価を行なったが、他の食物に対しても研究を進めることは重要であり、また、テルルとセシウムの移行係数についても今後様々な土壌や植物について実験データを集積する必要があると考える。

4.6 結論

本研究で算出された結果より、放射性テルルの内部被ばくへの寄与はこれまで研究された結果や、第 3 章の研究で求められた移行係数の範囲の中でも大きく変化し無視できるレベルであるかを大きく左右する要因となることが明らかとなった。TRS 472 の移行係数を使用した単回摂取の場合では、葉菜において放射性セシウムに対する放射性テルルの比 ($(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$) は、地域によらず 0.50-46.8 となり、根菜

においては0.17-17.6となった。また、葉菜における継続摂取の場合では0.12-11.89、根菜については0.07-6.93となった。一方、第3章の土壌実験による移行係数を使用した単回摂取の場合では、葉菜において放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対する放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)の比($(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$)は、地域によらず0.01-1.24、根菜においては0.002-0.19、葉菜における継続摂取の場合では0.003-0.31、根菜では0.001-0.08となり、最大で100倍程の差がつく結果となった。

また、 ^{137}Cs に対する $^{129\text{m}}\text{Te}$ の沈着量の比率が高かったとされる福島第一原発から南方向の地域で実際に収穫されたホウレンソウとカブ、福島県内全域で実際に収穫されたホウレンソウとカブの単回摂取における放射性セシウムと放射性テルル ($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)による預託実効線量は、成人でそれぞれ0.13 μSv 、0.07 μSv 、2.19 μSv と0.37 μSv であった。同様にホウレンソウとカブを1年間継続摂取した場合の放射性セシウムと放射性テルル ($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)による預託実効線量は、成人でそれぞれ39.5 μSv 、22.5 μSv 、713.8 μSv と121.4 μSv であった。

今後、更に実験による移行係数をより多くの土壌や植物で確認し、内部被ばく評価の精度を向上させることが必要である。

4.7 参考文献

- 1) World Health Organization; Preliminary dose estimation from the nuclear accident after 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami (2012).
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2013 Report: "Source, effects and risks of ionizing radiation", New York (2015).
- 3) 環境省; 福島第一原子力発電所事故に伴う住民の健康管理のあり方に関する専門家会議,
Available at: <http://www.env.go.jp/chemi/rhm/conf/tyuukanntorimatomesegohyouhannei.pdf>
(閲覧 2016年2月1日)
- 4) 経済産業省; 原子力安全に関するIAEA閣僚会議に対する日本国政府の報告書,
Available at: <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/backdrop/pdf/app-chap04-2.pdf>
(閲覧 2016年2月1日)
- 5) K. Saito, I. Tanihata, M. Fujiwara, T. Saito, S. Shimoura, T. Otsuka, Y. Onoda, M. Hoshi, Y. Ikeuchi, F. Takahashi, N. Kinouchi, J. Saegusa, A. Seki, H. Takemiya and T. Shibata; Detail

- deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioactiv.*, 139, 308-319 (2015).
- 6) International Atomic Energy Agency; IAEA Technical Report Series 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, Vienna (2010).
 - 7) J. M. Schwantes, C. R. Orton and R. A. Clark; Analysis of a nuclear accident: Fission and activation product releases from the Fukushima Daiichi nuclear facility as remote indicators of source identification, extent of release, and state of damaged spent nuclear fuel. *Environ. Sci. & Technol.*, 46, 8621-8627 (2012).
 - 8) G. Yang, J. Zheng, K. Tagami and S. Uchida; Soil-to-crop transfer factor of tellurium. *Chemosphere*, 111, 554-559 (2014).
 - 9) International Commission on Radiological Protection; ICRP Publication 72, Ann. ICRP, 26, 26-27 (1995).
 - 10) 農林水産省; 平成 24 年度までの農産物に含まれる放射性セシウム濃度の検査結果の概要, 23 年度,
Available at: http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_chosa/H24gaiyou.html
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
 - 11) 厚生労働省; 国民健康・栄養調査 (平成 25 年) ,第 1 部栄養素等摂取状況調査の結果,
Available at: <http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/eiyoudl/h25-houkoku-04.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
 - 12) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2000 Report voll.II ANNEX J Exposure and effects of the Chernobyl accident (2000).
 - 13) H. Yamazawa and S. Hirao; Atmospheric dispersion of radioactive materials discharged from Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. In: Proceedings of “12th International Conference on Radiation Shielding (ICRS-12)/17th Topical Meeting of the Radiation Protection and Shielding Division of the American Nuclear Society (RPSD-2012)”, Nara, Japan.

第5章 福島第一原子力発電所事故により放射性テルルで汚染された白米の経口摂取による預託実効線量の評価

5.1 はじめに

第4章では、福島県で栽培及び消費されている葉菜及び根菜を対象に、単回摂取または継続摂取（収穫から1年間）した場合の内部被ばく線量について評価し、 ^{127m}Te の内部被ばくへの寄与は ^{137}Cs に対して預託実効線量比として0.1~3,942%の範囲にあること、また、放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の内部被ばくへの寄与は放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対して預託実効線量比として0.1~4,680%の範囲にあることを明らかにした。また、第3章の土壌実験により得られた移行係数を用いた場合とIAEAのTRS 472¹⁾の移行係数を用いた場合での単回摂取と継続摂取（1年間）の両方について預託実効線量比を評価し、移行係数の違いにより預託実効線量の比が大きく変化することを明らかにした。土壌実験による移行係数とTRS 472の移行係数のどちらを使用するかによって差があるものの、どちらの移行係数を用いて預託実効線量の比を評価しても特に年齢の低い世代（~10歳児）において放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の内部被ばくへの寄与は放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に比較して無視できないレベルであった。

本章では、葉菜や根菜以外の摂取量の多い農作物についても、放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の内部被ばくへの寄与が放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対してどの程度であるかを確認し、移行係数に関してより精度の高いデータを集積することを目的として、農作物の中でも摂取量の多い米に着目し、単回摂取と継続摂取（収穫から1年間）の両方について内部被ばく線量を評価し、放射性テルル(^{127m}Te や ^{129m}T)の内部被ばくへの寄与が放射性セシウム(^{134}Cs や ^{137}Cs)に対してどの程度であるかを明らかにすることを目的に研究を行なった。また、実際に福島県で収穫された米における放射性セシウム濃度を用い、放射性テルルで汚染された白米の単回摂取と継続摂取（1年間）の両方について預託実効線量を評価した。

5.2 算出のためのパラメータ

5.2.1 放射性テルルの放出量比

第 2-4 章で述べたように、原子力安全・保安院は福島第一原発事故における ^{127m}Te と ^{129m}Te の放出量は $1.1 \times 10^{15} \text{ Bq}$ と $3.3 \times 10^{15} \text{ Bq}$ であったことを報告している²⁾。一方、Schwants らは、スクラム 1 日後の燃料体内における ^{127m}Te と ^{129m}Te の存在量は $3.58 \times 10^{14} \text{ Bq}$ および $1.18 \times 10^{15} \text{ Bq}$ と推定している³⁾。原子力安全・保安院と Schwantes らの結果より、福島第一原発からの両同位体の放出量比は第 4 章で用いたものと同じく $^{127m}\text{Te} : ^{129m}\text{Te}$ は 1 : 3 とした。

5.2.2 ^{127m}Te 、 ^{129m}Te 、 ^{134}Cs の ^{137}Cs に対する沈着量比と評価対象地域

Saito らによって、2011 年 6 月 14 日に測定された土壤中の ^{129m}Te と ^{137}Cs の土壤沈着量比の地域別の分布図が示されており⁴⁾ (4.2.2 の Fig. 4-1)、福島第一原発から南方向に ^{137}Cs に対して ^{129m}Te の沈着量の比率の高い地域が存在する。一方、これ以外の地域では比較的低いことが明らかになっている。第 4 章と同様にここでも、土壤が測定された地域の中で ^{137}Cs に対する ^{129m}Te の沈着量の比率が高かった地域を地域 A、測定地域全体を地域 B として、それぞれについて内部被ばく線量の評価を行うこととする。

^{129m}Te と ^{137}Cs の土壤濃度は Saito らによって測定され、2011 年 6 月 14 日時点での地域 A における両者の比は 1.49 であった⁴⁾ (4.2.2 の Fig. 4-2 (b))。したがって、米の収穫日を 2011 年 9 月 30 日と仮定すると、放出された 2011 年 3 月 11 日及び 9 月 30 日における両者の比は、それぞれ 10.51 及び 0.16 と計算された。また、5.2.1 に述べた ^{127m}Te と ^{129m}Te の放出量比から、 ^{127m}Te の ^{137}Cs に対する沈着量比は 2011 年 3 月 11 日、6 月 14 日及び 9 月 30 日において、それぞれ 3.50、1.93 及び 0.98 となった。また、Saito らの同研究において ^{134}Cs の ^{137}Cs に対する沈着量比は 2011 年 6 月 14 日現在で 0.91 と報告されており⁴⁾ (4.2.2 の Fig. 4-2(c))、同様の計算により、 ^{134}Cs ($T_{1/2}=2.06\text{y}$) の ^{137}Cs に対する沈着量の比は 3 月 11 日と 9 月 30 日においてそれぞれ 0.99、0.83 と計算された。同様の計算を地域 B についても行った。評価対象地域とそれぞれの放射性核種の土壤濃度を ^{137}Cs の放射エネルギーに対する比で表したものを Table 5-1 に示す。

Table 5-1 Time dependent deposition ratios of ^{134}Cs , $^{127\text{m}}\text{Te}$ and $^{129\text{m}}\text{Te}$ to ^{137}Cs

Nuclide	Area* ¹	2011/3/11	2011/6/14	2011/9/30
$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	A,B	0.99	0.91 * ²	0.83
$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	A	10.51	1.49 * ²	0.16
$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$		3.50	1.93	0.98
$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	B	1.20	0.17 * ²	0.02
$^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$		0.40	0.22	0.11

*1 : Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

*2 : These data were measured and presented by Saito et al⁴⁾.

5.2.3 テルルとセシウムの移行係数

TRS 472¹⁾の中で、熱帯・亜熱帯地域における放射性セシウムの全種類の土壌から米への移行係数の平均値は 8.3×10^{-3} (乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg) (N=466)とされ、温暖地域におけるテルルの全種類の土壌から穀物への移行係数は 1.0×10^{-1} (乾燥土壌の濃度 Bq/kg に対する乾燥植物の濃度 Bq/kg) (N=1)とされている。福島第一原発の事故後、フィールドにおけるテルルの移行に関する調査が行われ、玄米の移行係数が 5.0×10^{-3} – 2.3×10^{-1} と報告されており⁵⁾、セシウムについてはこれまで白米と玄米の移行係数が報告されている⁶⁻⁸⁾。移行係数の平均値を Table 5-2 に示す。本研究では米由来の預託実効線量を計算するにあたり、上記 IAEA TRS 472 の移行係数 (セシウム: 8.3×10^{-3} 、テルル: 1.0×10^{-1}) を使用する。

Table 5-2 Transfer factors of Te and Cs from soil to white/brown rice

Study	Type	Transfer Factor	
		from soil to white/brown rice	
		Te	Cs
TRS 472	brown/white rice	1.0×10^{-1}	8.3×10^{-3}
Yang et al ⁵⁾	brown rice	3.1×10^{-2}	—
Tsukada et al ⁶⁾	white rice	—	1.6×10^{-3}
Uchida et al ⁷⁾	brown rice	—	3.3×10^{-3}
Komamura et al ⁸⁾	white rice	—	1.8×10^{-3}
	brown rice	—	4.7×10^{-3}

5.2.4 線量係数

内部被ばく線量の計算には第4章と同様にICRPのPubl. 72⁹⁾に勧告された^{127m}Te、^{129m}Te、¹³⁷Cs、¹³⁴Csの生後3ヶ月乳児、1歳児、5歳児、10歳児、15歳児、成人における経口摂取を想定して定められている線量係数を使用した(4.2.4のTable 4-3)。

5.3 国際原子力機関の提示する移行係数を使用して計算した預託実効線量比

ここでは、¹³⁷Csに対して^{129m}Teの沈着量の比率が高かった地域A及び測定地域全体である地域Bにおいて収穫した米の経口摂取に伴う内部被ばく線量を預託実効線量として評価した。米の収穫日は2011年9月30日とし、単回摂取での摂取日は保守的に考え収穫日と同日(2011年9月30日)、継続摂取については、収穫日(2011年9月30日)から1年間と仮定する。

第4章の計算と同様に、本章においても土壌の¹³⁷Cs濃度として具体的な数値(10 Bq/g)を仮定し計算を行った。また、土壌の¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、^{127m}Te、^{129m}Teの濃度は、Bq/gの単位で仮定し評価を行なった。なお、預託実効線量比の評価は、¹³⁷Csの値に対する比で行ったため、土壌濃度は相殺され仮定された濃度に依らず、摂取量にも依らない結果となる。

5.3.1 白米におけるテルル及びセシウムの濃度

地域Aについて、2011年9月30日における米に含まれる^{127m}Te濃度と¹³⁷Cs濃度は、セシウムの移行係数 8.3×10^{-3} 、テルルの移行係数 1.0×10^{-1} を用い、土壌の¹³⁷Cs濃度が10 Bq/gであった場合、米中濃度は 8.3×10^{-2} Bq/gとなり、その時の土壌中^{127m}Te濃度は 9.8×10^0 Bq/g、米中の^{127m}Te濃度は 9.8×10^{-1} Bq/gと計算された。同様に米中の^{129m}Te濃度と¹³⁴Cs濃度を計算するとそれぞれ 1.6×10^{-1} Bq/g、 6.9×10^{-2} Bq/gとなった。また、地域Bについて計算すると、土壌の¹³⁷Cs濃度が10 Bq/gであった場合、米中濃度は 8.3×10^{-2} Bq/gであり、また、その時の土壌中^{127m}Te濃度は 1.1×10^0 Bq/g、米中の^{127m}Te濃度は 1.1×10^{-1} Bq/g、米中の^{129m}Te濃度と¹³⁴Cs濃度は、それぞれ 1.8×10^{-2} Bq/g、 6.9×10^{-2} Bq/gと計算された。Table 5-3にそれぞれの核種の土壌中濃度と米中濃度を示す。

Table 5-3 Concentrations of ^{137}Cs , ^{134}Cs , $^{127\text{m}}\text{Te}$ and $^{129\text{m}}\text{Te}$ in soil and rice

Area* ¹	Nuclide	TF* ²	Concentration (Bq/g)	
			in soil	in rice
A,B	^{137}Cs	8.3×10^{-3}	10	8.3×10^{-2}
	^{134}Cs	8.3×10^{-3}	8.3	6.9×10^{-2}
A	$^{127\text{m}}\text{Te}$	1.0×10^{-1}	9.8	9.8×10^{-1}
	$^{129\text{m}}\text{Te}$	1.0×10^{-1}	1.6	1.6×10^{-1}
B	$^{127\text{m}}\text{Te}$	1.0×10^{-1}	1.1	1.1×10^{-1}
	$^{129\text{m}}\text{Te}$	1.0×10^{-1}	0.2	1.8×10^{-2}

*1: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

*2: TF means transfer factor

5.3.2 単回摂取での預託実効線量比

単回摂取での食物 1 g 当たりの預託実効線量 $E(\tau)/\text{g}$ は以下の式①により算出した。

$$E(\tau)/\text{g} = C \times e(\tau) \quad \text{---①}$$

C : 対象となる核種の 9 月 30 日における米の濃度(Bq/g)

$e(\tau)$: 対象となる核種の線量係数

地域 A では、成人の線量係数は ^{137}Cs について 1.3×10^{-8} (Sv/Bq、経口摂取された元素が体液に直接吸収される割合(f_1) = 1.0) を使用し、土壤に ^{137}Cs が 10 Bq/g の濃度であったと仮定すると米由来の預託実効線量は 1.1×10^{-9} Sv/g となり $^{127\text{m}}\text{Te}$ については 2.3×10^{-9} (Sv/Bq、 $f_1=0.3$) を使用し、同様の仮定にて米由来の預託実効線量を算出すると 2.2×10^{-9} Sv/g となった。よって、成人の預託実効線量の $^{127\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比は 2.08 となる。同様に $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{134}Cs に対しても生後 3 ヶ月乳児、1 歳児、5 歳児、10 歳児、15 歳児、成人の場合について算出し、地域 B における全世代についても算出した。その結果、Table 5-4 に示したように、地域 A において $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は、年齢により異なるが 2.08-22.96 の範囲となり、放射性テルル ($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$) の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して 1.14-13.34 となった。また、地域 B における $^{127\text{m}}\text{Te}$ の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は 0.24-2.62 であった。放

放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$)の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対して 0.13-1.52 となった。

Table 5-4 Ratios of committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs after the single ingestion of rice, calculated with the transfer factors of TRS 472

Area*	nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	1.03	1.11	1.12	1.16	1.21	1.21
	$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	22.96	17.64	11.64	6.12	2.71	2.08
A	$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	4.08	3.90	2.43	1.29	0.58	0.45
	$(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	13.34	10.23	6.63	3.42	1.49	1.14
	$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	2.62	2.01	1.33	0.70	0.31	0.24
B	$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.47	0.44	0.28	0.15	0.07	0.05
	$(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	1.52	1.17	0.76	0.39	0.17	0.13

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

The evaluation date is as of Sept. 30, 2011.

5.3.3 継続摂取での預託実効線量比

継続摂取での食物 1 g 当たりの預託実効線量 $E(\tau)/g$ は以下の式②により算出した。

$$E(\tau)/g = [C_0 \cdot e(\tau) \cdot \exp(-T_{1/2}/t) \cdot dt] \quad \text{---②}$$

C_0 : 対象となる核種の 9 月 30 日における米の濃度(Bq/g)

$e(\tau)$: 対象となる核種の線量係数

$T_{1/2}$: 対象となる核種の半減期(days)

t : 9 月 30 日から経った日数(days)

積分期間 : $t = 0$ (day) から $t = 365$ (days)

9 月 30 日に収穫した米を 1 年間毎日摂取した場合の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は Table 5-5 に示す結果となった。地域 A において ^{127m}Te の ^{137}Cs に対する預託実効線量の比は年齢によって異なるが、大人で一番低く 0.82、3 カ月乳児で一番高く 9.03 となった。同様に放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$)の預託実効線量の比は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)に対して 0.43-5.09 となった。また、地域 B における ^{127m}Te の ^{137}Cs に対

する預託実効線量の比は同じく年齢で異なるが 0.09-1.03 の範囲となり、放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) の預託実効線量の値は放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して 0.05-0.58 となった。放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対して放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) の半減期は短いことから、単日摂取した場合に比べて継続摂取での放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対する比率は小さくなるが、 ^{137}Cs に対する ^{129m}Te の沈着量の比率が高い値を示さなかった地域でも数%~数十%程度の寄与が考えられる結果となった。

Table 5-5 Ratios of committed effective dose for each nuclide to ^{137}Cs after the continuous ingestion of rice from the harvest for 1 year, calculated with the transfer factors of TRS 472

Area*	Nuclide	3months	1year	5years	10years	15years	Adult
A,B	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	0.88	0.95	0.96	1.00	1.04	1.04
	$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	9.03	6.94	4.58	2.40	1.07	0.82
A	$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.55	0.52	0.33	0.17	0.08	0.06
	$(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	5.09	3.82	2.49	1.29	0.56	0.43
	$^{127m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	1.03	0.79	0.52	0.27	0.12	0.09
B	$^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	0.06	0.06	0.04	0.02	0.009	0.007
	$(^{127m+129m}\text{Te})/(^{134+137}\text{Cs})$	0.58	0.44	0.28	0.15	0.06	0.05

*: Area A indicates the southern coastal area with high ratio of $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. Area B indicates the whole area measured.

5.4 実際に収穫された米の ^{134}Cs と ^{137}Cs 濃度を用いて計算した預託実効線量

5.4.1 米における濃度

2011年に福島県で採取された米について ^{134}Cs と ^{137}Cs の米中濃度が詳細に測定されている¹⁰⁾。 ^{137}Cs に対する ^{129m}Te の沈着量の比率が高かったとされる福島第一原発から南方向の地域で収穫された米において ^{137}Cs 濃度がその地域における平均的な値を示した米を C、福島県内全域で収穫された米において ^{137}Cs 濃度がその地域における平均的な値を示した米を D とし、それらの ^{134}Cs 濃度と ^{137}Cs 濃度から預託実効線量を評価した。使用した ^{134}Cs と ^{137}Cs の米中濃度を Table 5-6 に示す。

Table 5-6 Concentrations of ^{134}Cs and ^{137}Cs in rice

Rice*	Concentration(Bq/kg)		Sampling Date
	^{134}Cs	^{137}Cs	
C	15	15	Sept. 27, 2011
D	20	21	Oct. 6, 2011

*: C shows the average concentration of ^{137}Cs in rice harvested in the southern coastal area. D shows the average concentration of ^{137}Cs in rice harvested in the whole Fukushima prefecture.

5.4.2 単回摂取及び継続摂取での預託実効線量

米の収穫日が C については 2011 年 9 月 27 日、D については 2011 年 10 月 6 日であり、単回摂取での摂取日は保守的に考えそれぞれの収穫日とし、継続摂取については、収穫日から 1 年間摂取したと仮定した。単回摂取又は継続摂取した場合の預託実効線量の算出には 5.3.2 と 5.3.3 に示した式①、②を使用した。単回摂取の結果を Table 5-7 に、継続摂取の結果を Table 5-8 に示す。算出結果は摂取量 1 g 当たりの預託実効線量である。

また、本章でも、第 4 章 (4.4.2)と同様に ICRP の線量係数における年齢の区切りに合わせた年齢毎の白飯の摂取量 (国民栄養・健康調査¹¹⁾) と重量変化率 (日本食品標準成分表の重量変化率¹²⁾より、白飯は重量変化率 210 %) から、1 日に摂取する白米の重量を決定し預託実効線量を算出した。用いた白米の重量を Table 5-9 に示す。計算は、5.3.2 と 5.3.3 で用いた式①、②中の C もしくは C_0 (農作物の濃度) に摂取量を乗じた数値を使用した。3 ヶ月乳児 (0-1 歳) については、白飯の摂取量が国民栄養・健康調査に記載されておらず、摂取する量が把握し難いため、今回の算出は省くこととする。

米 C を収穫日の 2011 年 9 月 27 日に白飯として単回摂取した場合、成人の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)、放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)及び放射性セシウムと放射性テルル ($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)による預託実効線量は 0.07 μSv 、0.07 μSv 及び 0.15 μSv と算出された。米 D についても収穫日である 2011 年 10 月 6 日に白飯を単回摂取すると成人の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$)、放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)及び放射性セシウムと放射性テルル($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)による預託実効線量は 0.10 μSv 、0.01 μSv 及び 0.11 μSv となった。継続摂取についても同様に計算を行ない、その結果を Table 5-10 に示す。

Table 5-7 Ratios of committed effective dose for each nuclide after the single ingestion of rice, calculated with the transfer factors of TRS 472

Rice* ²	Nuclide	Concentration of Rice* ¹ (Bq/g)	Committed Effective Dose (Sv/g)					
			3months	1year	5years	10years	15years	Adult
C	¹³⁷ Cs	1.5E-02	3.2E-10	1.8E-10	1.4E-10	1.5E-10	2.0E-10	2.0E-10
	¹³⁴ Cs	1.5E-02	3.9E-10	2.4E-10	2.0E-10	2.1E-10	2.9E-10	2.9E-10
	^{127m} Te	1.8E-01	7.2E-09	3.2E-09	1.7E-09	9.2E-10	5.3E-10	4.1E-10
	^{129m} Te	2.9E-02	1.3E-09	7.0E-10	3.5E-10	1.9E-10	1.1E-10	8.8E-11
D	¹³⁷ Cs	2.1E-02	4.4E-10	2.5E-10	2.0E-10	2.1E-10	2.7E-10	2.7E-10
	¹³⁴ Cs	2.0E-02	5.2E-10	3.2E-10	2.6E-10	2.8E-10	3.8E-10	3.8E-10
	^{127m} Te	2.8E-02	1.2E-09	5.1E-10	2.7E-10	1.5E-10	8.5E-11	6.5E-11
	^{129m} Te	4.7E-03	2.1E-10	1.1E-10	5.6E-11	3.1E-11	1.8E-11	1.4E-11

*1: The evaluation dates are Sept. 27, 2011 for C and Oct. 6, 2011 for D.

*2: C shows the average concentration of ¹³⁷Cs in rice harvested in the southern coastal area. D shows the average concentration of ¹³⁷Cs in rice harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 5-8 Ratios of committed effective dose for each nuclide after the continuous ingestion of rice from the harvest*¹ for 1 year, calculated with the transfer factors of TRS 472

Rice* ²	Nuclide	Committed Effective Dose (Sv/g)					
		3months	1year	5years	10years	15years	Adult
C	¹³⁷ Cs	1.1E-07	6.5E-08	5.2E-08	5.4E-08	7.0E-08	7.0E-08
	¹³⁴ Cs	1.2E-07	7.4E-08	6.0E-08	6.5E-08	8.8E-08	8.8E-08
	^{127m} Te	1.0E-06	4.5E-07	2.4E-07	1.3E-07	7.5E-08	5.8E-08
	^{129m} Te	6.2E-08	3.4E-08	1.7E-08	9.3E-09	5.5E-09	4.2E-09
D	¹³⁷ Cs	1.6E-07	9.1E-08	7.3E-08	7.6E-08	9.9E-08	9.9E-08
	¹³⁴ Cs	1.6E-07	9.9E-08	8.1E-08	8.7E-08	1.2E-07	1.2E-07
	^{127m} Te	1.6E-07	7.2E-08	3.8E-08	2.1E-08	1.2E-08	9.2E-09
	^{129m} Te	9.9E-09	5.4E-09	2.7E-09	1.5E-09	8.8E-10	6.8E-10

*1: The harvest dates are Sept. 27, 2011 for C and Oct. 6, 2011 for D.

*2: C shows the average concentration of ¹³⁷Cs in rice harvested in the southern coastal area. D shows the average concentration of ¹³⁷Cs in rice harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 5-9 Cooked rice and raw rice weight intentioned

	Weight of ingestion for one day(g)					
	3month	1year	5year	10year	15year	adult
Cooked Rice	—	187.2	187.2	322.2	421.3	318.1
Raw Rice*	—	89.1	89.1	153.4	200.6	151.5

*: Rice weights were calculated using the weight change rate (210%) from raw rice to cooked rice.

Table 5-10 Committed effective dose of radio cesium and tellurium afetr the single and the continuous ingestion of rice

Ingestion* ¹	Rice* ²	Nuclide	Committed Effective Dose (μSv)				
			1year	5years	10years	15years	Adult
Single	C	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	0.04	0.03	0.06	0.10	0.07
		^{127m+129m} Te	0.35	0.18	0.17	0.13	0.07
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	0.38	0.21	0.23	0.23	0.15
	D	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	0.05	0.04	0.08	0.13	0.10
		^{127m+129m} Te	0.06	0.03	0.03	0.02	0.01
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	0.11	0.07	0.10	0.15	0.11
Continuous	C	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	12.4	10.0	18.3	31.8	24.0
		^{127m+129m} Te	43.2	22.7	21.4	16.2	9.4
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	55.6	32.7	39.7	48.0	33.4
	D	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	16.9	13.7	24.9	43.4	32.8
		^{127m+129m} Te	6.9	3.6	3.4	2.6	1.5
		(¹³⁴⁺¹³⁷ Cs)+(^{127m+129m} Te)	23.8	17.3	28.4	46.0	34.3

*1: The evaluation date for single ingestion is the harvest day, and the period of evaluation for continuous ingestion is from the harvest day for 1 year.

*2: C shows the average concentration of ¹³⁷Cs in rice harvested in the southern coastal area. D shows the average concentration of ¹³⁷Cs in rice harvested in the whole Fukushima prefecture.

5.5 考察

本章において預託実効線量の計算に使用した TRS 472 の土壌から植物へのテルルの移行係数は少ない研究データ(N=1)から推定されたものである。福島第一原発の事故後、フィールドにおけるテルルの移行に関する調査において玄米に対する移行係数は 5.0×10^{-3} – 2.3×10^{-1} と報告されており⁵⁾、本研究での評価に使用した TRS 472 に示されている 1.0×10^{-1} より実際のテルルの移行係数は小さい可能性も高い。また、Tsukada ら⁶⁾、Uchida ら⁷⁾ 及び Komamura ら⁸⁾ が日本で収穫された米について、セシウムの土壌から白米や玄米への移行係数をそれぞれ幾何平均値で 0.0016 (白米; Tsukada)、0.0018 (白米; Komamura)、0.0033 (玄米; Uchida)、0.0047 (玄米; Komamura) と報告しており、TRS 472 の幾何平均値 8.3×10^{-3} より小さい値である。もちろん、TRS 472 で示されたデータは最小値で 1.3×10^{-4} 、最大値で 6.1×10^{-1} という幅を持ち、前記研究者らのデータを範囲に含むが、TRS 472 で示された幅に比べ、日本における土壌から米への移行係数はある程度狭い範囲である可能性が考えられる。セシウムの移行係数が今回使用した移行係数より小さい場合、放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の内部被ばく線量への寄与は放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対して今回の評価より大きくなる。テルルの挙動に関するデータは未だに限られており、今後、実験的なデータを積み重ね、移行係数に関する知見を得ていく必要がある。また、セシウムの移行係数においては示された範囲の中でより妥当な値を選定することにより、内部被ばく評価の高精度化につなげる必要がある。

本研究における白米の預託実効線量評価では、単回摂取、継続摂取の違いや、地域に関わらず、放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の内部被ばく線量への寄与は放射性セシウム($^{134+137}\text{Cs}$)に対して無視できるレベルではないことを示唆している。ただし、成人でも高い寄与が認められるものの、最も高かったのは ICRP Publ. 72 で3ヶ月乳児に分類される年齢層、つまり生後0-1歳であった。この3ヶ月乳児は、実際の食生活において、白米を口にする離乳食を開始し、完了する年齢層であることから、今回の預託実効線量の比における評価では省かずに計算を行なった。本研究では、日本人における代表的な食物である白米に絞って評価を行い、また、第4章では葉菜と根菜について評価を行なったが、その他の食物についても研究を進めるとともに、母乳への移行率などを明らかにして3ヶ月乳児や1歳児についての放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の内部被ばくへの寄与を確認することが必要である。

5.6 結論

TRS 472 の移行係数を使用した場合、放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) の放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) に対する単回摂取における預託実効線量比は 0.13-13.34、継続摂取における預託実効線量比は 0.05-5.09 であった。また、実際に収穫された米 C と D を単回摂取（白飯一膳摂取）した場合における放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) と放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) による預託実効線量は、成人に対して、それぞれ 0.15 μSv と 0.11 μSv であった。継続摂取（1日当たり白飯一膳を1年間摂取）の場合では、放射性セシウム ($^{134+137}\text{Cs}$) と放射性テルル ($^{127m+129m}\text{Te}$) による預託実効線量は、成人に対して、33.4 μSv と 34.3 μSv であった。このように、単回摂取や継続摂取にかかわらず、放射性テルルは放射性セシウムが与える預託実効線量の 5-1,334 % の範囲で優位な線量を与えた可能性がある。

これまでに述べた通り、現在の食品由来の内部被ばくを規制する基準値は、放射性セシウムを基準に考えられており、放射性テルルについては食品由来の内部被ばくへの寄与に考慮されていない。本章及び第 4 章で算出された結果より、事故発生直後から 1 年程度の期間において放射性テルルの内部被ばくへの寄与は放射性セシウムに対して無視できるレベルではない可能性があるため、今後、多くのデータから得られたテルルの移行係数を用いることにより、事故初期における被ばく線量をより正確に再構築することが必要であると考えられる。

5.7 参考文献

- 1) International Atomic Energy Agency; IAEA Technical Report Series 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, Vienna (2010).
- 2) 経済産業省; 原子力安全に関する IAEA 閣僚会議に対する日本国政府の報告書, Available at: <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/backdrop/pdf/app-chap04-2.pdf> (閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 3) J. M. Schwantes, C. R. Orton, and R. A. Clark; Analysis of a nuclear accident: Fission and activation product releases from the Fukushima Daiichi nuclear facility as remote indicators of source identification, extent of release, and state of damaged spent nuclear

- fuel. *Environ. Sci. & Technol.*, 46, 8621-8627 (2012).
- 4) K. Saito, I. Tanihata, M. Fujiwara, T. Saito, S. Shimoura, T. Otsuka, Y. Onoda, M. Hoshi, Y. Ikeuchi, F. Takahashi, N. Kinouchi, J. Saegusa, A. Seki, H. Takemiya, T. Shibata; Detail deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *J. Environ. Radioactiv.*, 139, 308-319 (2015).
 - 5) G. Yang, J. Zheng, K. Tagami, and S. Uchida; Soil-to-crop transfer factor of tellurium. *Chemosphere*, 111, 554-559 (2014).
 - 6) H. Tsukada, H. Hasegawa, S. Hisamatsu, and S. Yamasaki; Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *J. Environ. Radiactiv.*, 59, 351-363 (2002).
 - 7) S. Uchida and K. Tagami; Soil-to-plant transfer factors of fallout ^{137}Cs and native ^{133}Cs in various crops collected in Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 273, 205-210 (2007).
 - 8) M. Komamura, A. Tsumura, N. Yamaguchi, N. Kihou and K. Kodaira; Monitoring ^{90}Sr and ^{137}Cs in rice, wheat, and soil in Japan from 1959 to 2000. *Misc. Publ. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci.*, 28, 1-56(2005).
 - 9) International Commission on Radiological Protection; ICRP Publication 72, Ann. ICRP, 26, 26-27 (1995).
 - 10) 農林水産省; 平成 24 年度までの農産物に含まれる放射性セシウム濃度の検査結果の概要, 米, 23 年度, Available at:
http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_chosa/H24gaiyou.html#kome
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
 - 11) 厚生労働省; 国民健康・栄養調査 (平成 25 年), 第 1 部栄養素等摂取状況調査の結果,
Available at: <http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/eiyou/dl/h25-houkoku-04.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
 - 12) 文部科学省; 日本食品標準成分表2015年版 (七訂), 表15 重量変化率,
Available at:
http://www.mext.go.jp/component/a_menu/science/detail/__icsFiles/afieldfile/2015/12/24/1365334_1-0102.pdf
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)

第6章 本研究で得られた移行係数及び預託実効線量と先行研究に

における移行係数及び預託実効線量の比較

6.1 はじめに

第2章と第3章では、水耕栽培並びに土壌栽培による実験によって、テルル及びセシウムの水耕培地と植物中の濃度比、土壌培地から植物への移行係数及び葉／根の濃度比を明らかにし、pH や培地に含まれる要素が移行に及ぼす影響について考察してきた。浅見ら¹⁾は、水耕栽培におけるテルルの培地からダイズ、コマツナ、トウモロコシへの移行について研究し、セシウムについては Moogouei ら²⁾ や Eapen ら³⁾ が水耕栽培による研究を行なっている。また、Yang ら⁴⁾ によってフィールドでの研究が行われ、土壌から植物へのテルルの移行係数の値が報告されており、セシウムの移行係数については Ban-nai ら⁵⁻⁷⁾、Mocanu ら⁸⁾、Uchida ら⁹⁾ 及び Kamei ら¹⁰⁾ の実験における研究データが報告されている。テルル及びセシウムの移行係数は IAEA の TRS 472¹¹⁾ においても示されている。これらの先行研究において報告されている移行係数と本研究で得られた値を比較し、条件の違いによりどのような差が生じたか、あるいは、何故差が生じなかったなど、詳細に考察することにより、テルルとセシウムの水耕培地と植物中の濃度比及び土壌培地から植物への移行係数の取り得る幅についての知見を得ることができると考えられる。

第4章と第5章では、福島県及びその近郊で採取され、消費されている葉菜や根菜、白米について放射性セシウムに対する放射性テルルの預託実効線量比を求め、さらには、葉菜及び根菜について移行係数の違いによる預託実効線量の比較を行った。また、福島県で収穫され ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs が検出された農作物について実際の濃度を用い預託実効線量を算出した。福島第一原発事故初期における預託実効線量については、これまでに述べてきた通り、WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾、厚生労働省¹⁴⁾ 等の組織が評価を行なっている。しかしながら WHO¹²⁾ や UNSCEAR¹³⁾、厚生労働省¹⁴⁾、さらに日本生活共同組合連合会 (COOP Fukushima ; コープふくしま)¹⁵⁾ の預託実効線量では放射性テルルが評価に考慮されていない。また、それぞれの報告では、評価方法や評価対象核種、評価の際の想定等が大きく異なるため、報告者において示された預託実効線量の値に大きな差が生じている。本研究における預託実効線量は

全て放射性テルル($^{127m}+^{129m}\text{Te}$)を考慮した値である。そこで本章では、類似した方法により算出している WHO¹²⁾ や UNSCEAR¹³⁾と比較し、放射性テルルを考慮にいれた場合とそうでない場合とでどの程度違いが出るかを明らかにする。また、厚生労働省¹⁴⁾ とコープふくしま¹⁵⁾の調査については、本研究と評価方法が異なるため、評価方法による預託実効線量評価結果の違いや評価方法についての問題点について考察する。

培地から植物への移行について深く考察することによって、預託実効線量を算出するために妥当な移行係数を選び、より実際に即した預託実効線量を算出できるようになるため、内部被ばく線量評価の精度向上が期待できる。また、預託実効線量の評価方法における違いや問題点を把握し、その問題点を解消することにより内部被ばく線量評価の精度向上につながると考える。

6.2 水耕実験と土壌実験における移行係数

6.2.1 水耕実験で求めたテルルの移行係数

浅見ら¹⁾の行なった水耕栽培における移行係数（植物の葉（茎を含む）の乾燥試料中テルル濃度 (mg/dry-kg)／溶液中テルル濃度(mg/l)）と本研究におけるラディッシュの葉（茎を含む）の移行係数（乾燥試料中テルル濃度(mg/dry-kg)／溶液中テルル濃度(mg/l)）を Table 6-1 に示す。本研究では、酸性条件で浸漬したラディッシュの葉において浅見らの報告した値¹⁾に比べて低い値を示したが、中性条件で浸漬した場合は、浸漬期間や浸漬濃度、また、植物の種類に違いがあるにもかかわらず、浅見ら¹⁾の研究結果と同じレベルであった。

Table 6-1 Transfer factors (concentration ratios) of Te from solution to plant on dry basis

Study	Plants	Add period	Dry- leaf sample(mg/kg) /Solution(mg/l)	
This study	Radish	2hours	1.4E-01	- 6.0E+00
	Soy	To harvest	4.6E+00	
Asami et al. ¹⁾	Corn	To harvest	6.3E+00	
	Komatsuna	To harvest	1.0E+01	

6.2.2 水耕実験で求めたセシウムの移行係数

Moogouei ら²⁾ や Eapen ら³⁾ が行なった水耕栽培による移行係数(乾燥試料中セシウム濃度 (Bq/dry-g 又は mg/dry-kg) / 溶液中セシウム濃度 (Bq/l 又は mg/l)) と本研究の水耕栽培における移行係数 (乾燥試料中セシウム濃度(mg/dry-kg)/ 溶液中セシウム濃度(mg/l)) を Table 6-2 に示す。本研究での酸性条件で浸漬したラディッシュにおいて低い値を示したが、中性条件で浸漬したラディッシュにおける結果は、テルルのデータと同様に浸漬期間、浸漬濃度や植物の種類に違いがあるにもかかわらず、Moogouei ら²⁾ や Eapen ら³⁾ の研究結果と同じレベルであった。

Table 6-2 Transfer factors (concentration ratios) of Cs from solution to plant on dry basis

Study	Plants	Add period	Dry-sample(Bq/g) or (mg/kg)/ Solution(Bq/l) or (mg/l)		
This study	Radish(root and leaf)	2hours	3.3E-01	-	1.6E+02
Moogouei et al. ²⁾	Calendula alata etc...	15days	2.0E+02	-	6.4E+02
Eapen et al. ³⁾	Milky weed	168hour	3.0E+01	-	5.0E+01

6.2.3 土壌実験で求めたテルルの移行係数

第3章の土壌実験により求めたテルルの移行係数と TRS 472 の移行係数¹¹⁾、また、Yang ら⁴⁾ の研究による移行係数を Table 6-3 に示す。移行係数は「乾燥試料中テルル濃度(mg/dry-kg) / 乾燥土壌中テルル濃度(mg/dry-kg)」で与えられる。

本研究におけるテルルの土壌から植物への移行係数は、Yang ら⁴⁾ の研究における移行係数の値とよく一致している。しかしながら、TRS 472 の移行係数¹¹⁾ は本研究の土壌実験で求めた値よりひと桁以上大きい値であった。本研究で使用した土壌は4種類ではあるが、全て特性の異なる土壌を使用したため、多岐に渡る土壌に対して研究した Yang ら⁴⁾ の結果と同程度の値を示したと考えられる。

Table 6-3 Transfer factors (concentration ratios) of Te from soil to plant on dry basis

Study	Transfer factor						Te
	Leafy vegetable			Root crops			
This study	7.4E-03	-	5.1E-02	9.2E-03	-	3.0E-02	Stable
TRS 472 ¹¹⁾	3.0E-01			3.0E-01			Radioactive
Yang et al. ⁴⁾	5.9E-03	-	1.1E-01	4.5E-03	-	5.5E-02	Stable

6.2.4 土壌実験で求めたセシウムの移行係数

第3章の土壌実験により求められたセシウムの移行係数と TRS 472 の移行係数、Ban-nai ら⁵⁻⁷⁾、Mocanu ら⁸⁾、Uchida ら⁹⁾ 及び Kamei ら¹⁰⁾ の研究における移行係数を Table 6-4 に示す。テルルと同様にセシウムの移行係数も「乾燥試料中セシウム濃度(mg/dry-kg)／乾燥土壌中セシウム濃度(mg/dry-kg)」で与えられる。葉菜及び根菜へのセシウムの移行係数はどの研究においても同程度の結果であると言える。やや低い値を示す結果や高い値を示す結果も見受けられるが、第3章で考察した様に、使用した土壌に含まれる交換性塩基の存在量や土壌の質、土壌の pH による根細胞表面の荷電量の変化が影響した結果であると考えられる。

Table 6-4 Transfer factors (concentration ratios) of Cs from soil to plant on dry basis

Study	Transfer factor						Cs
	Leafy vegetable			Root crops			
This study	6.7E-03	-	3.9E-01	1.1E-02	-	2.7E-01	Stable
TRS 472 ¹¹⁾	1.1E-03	-	1.4E+00	1.4E-03	-	2.3E-01	Radioactive
Ban-nai et al. ⁵⁾	4.8E-02	-	4.0E+00	2.8E-02	-	1.2E+00	Radioactive
Ban-nai et al. ⁶⁾	5.0E-01	-	1.1E+00		-		Radioactive
Ban-nai et al. ⁷⁾		-		9.3E-02	-	4.0E-01	Radioactive
Mocanu et al. ⁸⁾	2.9E-02	-	1.8E-01		-		Radioactive
Uchida et al. ⁹⁾	1.0E-03	-	7.7E-02	2.7E-03	-	5.4E-03	Stable
	4.0E-02	-	1.7E-01	1.1E-02	-	1.2E-02	Radioactive
Kamei et al. ¹⁰⁾	3.3E-04	-	7.7E-02	9.7E-04	-	1.3E-02	Stable
	7.6E-03	-	1.7E-01	6.7E-03	-	1.6E-01	Radioactive

6.3 葉／根のセシウム濃度比

Moogouei ら²⁾、Eapen ら³⁾ の水耕栽培での葉／根のセシウム濃度比と本研究の水耕栽培におけるラディッシュの葉／根のセシウム濃度比、及び Ban-nai ら⁵⁾ の土壌栽培における葉／根のセシウム濃度比と本研究の土壌栽培におけるラディッシュの葉／根のセシウム濃度比を Table 6-5 に示す。濃度比は「乾燥ラディッシュ葉（茎を含む）試料中セシウム濃度(mg/dry-kg)／乾燥ラディッシュ根中セシウム濃度(mg/dry-kg)」で与えられる。その結果、Table 6-5 に示されたように、Eapen ら³⁾ の研究によるデ

ータが若干低い値であったが、水耕栽培と土壌栽培における実験において方法やセシウム添加後の期間に関わらず、葉／根のセシウム濃度比は、同程度の値を示した。

Table 6-5 Concentration ratios of Cs in plants on dry basis

Condition	Plants	Add period	Leaf/Root ratio of Cs on dry basis			Study
Solution	Radish	2hours	1.3E+00	-	3.3E+00	This study
Solution	Calendula alata etc...	15days	7.4E-01	-	4.9E+00	Moogouei et al. ²⁾
Solution	Milky weed	168hours	6.0E-01			Eapen et al. ³⁾
Soil	Radish	To harvest	1.1E+00	-	4.4E+00	This study
Soil	Radish	To harvest	1.7E+00	-	3.3E+00	Ban-nai et al. ⁵⁾

6.4 預託実効線量

本研究における第4章及び第5章で算出した預託実効線量とWHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾及び厚生労働省¹⁴⁾による事故後1年間における経口摂取による預託実効線量及びコープふくしま¹⁵⁾による調査結果をTable 6-6に示す。

Table 6-6 Committed effective dose for the residents in Fukushima prefecture evaluated by some organizations

	Area	Committed effective dose			Unit
This study	A,B(TRS472, rice)	0.017	-	0.056	
	A,B(this study, spinach)	0.014	-	0.714	
	A,B(this study, kabu)	0.010	-	0.121	
WHO ¹²⁾	Iwaki	0.4	-	4.0	(mSv)
	Futaba, Minami Soma	0.1	-	1.0	
	Soma	1.0	-	5.0	
UNSCEAR ¹³⁾	Out of evacuation area in Fukushima	0.9	-	1.9	
Ministry of Health, Labour and Welfare ¹⁴⁾	Fukushima (MB-method* ¹⁾)	0.0039	-	0.0066	
	Fukushima (DD-method* ²⁾)	0.0008	-	0.0031	
COOP Fukushima ¹⁵⁾	Fukushima (DD-method* ²⁾)	0.02	-	0.14	

*1: MB-method denotes market basket method.

*2: DD-method denotes duplicate diet method.

本研究では今回、米、ホウレンソウ及びカブ由来の預託実効線量だけを算出しているが、今回評価していないその他の農作物等を考慮すると WHO¹²⁾ や UNSCEAR¹³⁾ による評価と同程度の値になることが推測される。また、WHO¹²⁾ や UNSCEAR¹³⁾ の評価には放射性テルル(^{127m+129m}Te)が考慮されていないが、本研究における評価とほぼ同等の結果であった。WHO¹²⁾ 及び UNSCEAR¹³⁾ では放射性ヨウ素(¹³¹I)が考慮されていること、放射性セシウムが検出限界値以下の濃度の場合食品中濃度を 10 Bq/kg として計算されていること、UNSCEAR¹³⁾ の評価においては 80 歳まで評価が行われていることなどから保守的な値になっている。このことから、放射性テルルの寄与を加えて計算された本研究の結果と同程度を示したと考えられている。一方、マーケットバスケット調査 (MB 調査) や陰膳調査による評価を行なった厚生労働省¹⁴⁾ の預託実効線量は本研究での結果や WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ の評価値と比較するとかなり低いものであった。また、コープふくしま¹⁵⁾ の陰膳調査の結果では厚生労働省¹⁴⁾ の結果よりひと桁以上大きな値を示した。

6.5 考察

水耕実験におけるテルルとセシウムの移行係数(乾燥植物中濃度/水耕培地濃度)と土壌実験におけるテルルとセシウムの移行係数(乾燥植物中濃度/乾燥土壌培地濃度)は、条件が様々ではあるが、水耕実験での移行係数に比べ土壌実験で得られた移行係数はかなり小さい値であった。水耕栽培での移行係数は「乾燥試料中テルルもしくはセシウム濃度(mg/dry-kg)/溶液中テルルもしくはセシウム濃度(mg/l)」で、土壌栽培での移行係数は「乾燥試料中のテルルもしくはセシウム濃度(mg/dry-kg)/乾燥土壌中テルルもしくはセシウム濃度(mg/dry-kg)」で与えられ、培地濃度を土壌培地 1 mg/dry-kg と水耕培地 1 mg/l に調整した場合を比較すると、土壌栽培では、実際の栽培状態では水分を含むため水耕栽培に比べ濃度の低い状態で栽培していることになる。そのために水耕栽培よりも土壌栽培の移行係数が小さくなっていると言えるが、それ以外にも、土壌に含まれるオキソ酸に親和性のある Al_o、Fe_o にテルル¹⁶⁾ が、セシウムに選択性の高いフレイドエッジサイトにセシウムが吸着される¹⁷⁾ ことや土壌中交換性塩基の存在や根細胞表面の荷電量の変化により植物へ吸収されにくくなったこと¹⁸⁾ などの、含有される物質間の相互的な化学作用も関与していると考えられる。

また、セシウムの葉／根の濃度比が水耕栽培と土壌栽培で同程度の値を示すことから、一度植物に入るとセシウムは水耕栽培、土壌栽培によらず同じ挙動を示すと言える。また、これまでの研究において吸収されたセシウムは主に葉に滞留すると言われており⁵⁻⁷⁾、本研究におけるほとんどの結果で、葉／根の濃度比が1以上となり、同じ傾向を示している。

セシウムの移行係数については、ほとんどの研究結果が TRS 472¹¹⁾ の範囲に含まれているか、もしくは同程度を示しており、TRS 472¹¹⁾ が多岐にわたる土壌種、植物種に対して研究された結果を集約したものであることがわかる。テルルの移行係数は本研究結果とフィールドにおける研究結果は葉菜、根菜ともによく一致している。しかしながら、TRS 472¹¹⁾ の移行係数はこれらの研究結果に比べ、平均値で7-14倍程度大きな値であった。現在明らかとなっているテルルの移行係数が示す幅は、セシウムの移行係数が示すそれよりも小さく、これはテルルの性質を示している可能性も考えられるが、これまでに集積されたデータ数が少ないことが理由とも考えられ、今後データを積み重ねることにより、その土質や植物種、栽培環境によって移行係数の示す幅は広がる可能性がある。したがって、今後より多くの土壌や植物種において研究を行うことが必要である。

預託実効線量の評価値についてみると、WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ 及び本研究では摂取する食品の摂取量、摂取物における放射性物質の濃度及び預託実効線量換算係数を用いて評価されている。WHO¹²⁾ や UNSCEAR¹³⁾ の評価は多岐にわたる食品について計算がされていることや放射性ヨウ素(¹³¹I)についても評価していること、検出限界濃度以下の食物については10 Bq/kg の値を用い保守的に計算を行なっているが、一方、本研究では米、葉菜、根菜の3種類についてのみ評価されていること、放射性テルル(^{127m+129m}Te)について考慮していることが両者における評価における違いである。本研究で評価を行っていない食品による線量の寄与を考慮すると WHO¹²⁾ や UNSCEAR¹³⁾ の評価値と同程度となることが推測できる。厚生労働省¹⁴⁾ の評価は MB 調査と陰膳調査の両方で行われており、MB 調査では可能な限り地元産、あるいは近隣産品を購入し国民の平均的な摂取量を食品群別に調理し測定されているのに対し、陰膳調査では一般家庭から通常の食事を収集し測定を行なっている。この陰膳調査では収集する食事について特に地元産等の指示をせず行なっているため、陰膳調査での結果が MB 調査の結果より小さい値を示す理由のひとつとされている¹⁴⁾。

厚生労働省¹⁴⁾ が行なった評価における MB 調査での検出限界についての処理は

$^{134+137}\text{Cs}$ で 0.1 Bq/kg 程度、陰膳調査では ^{134}Cs 及び ^{137}Cs について 0.04-1.8 Bq/kg 程度として計算されており、WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ ではその値が 10 Bq/kg であることや、WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ の扱った食品中の濃度が初期の食品摂取における規制が必要な作物を調査するために行った結果をまとめたデータベースから得た値であり、本研究においても、放射性セシウムが検出された食物の中で平均的な値を示した食物の濃度を用いたため、使用した植物中放射能濃度が食物中の実際の放射能濃度範囲の上限に偏っている可能性が高いとされている¹³⁾。また、WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ 及び本研究では 100%地元産（近隣産品含む）を消費するとの想定で計算しているが、実際の住民の食生活では、地元産の割合が 15-30 %であったと報告されている¹⁹⁾。このようなことから WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ 及び本研究の評価結果と厚生労働省¹⁴⁾ やコープふくしま¹⁵⁾ との評価結果に差が生まれたと考えている。厚生労働省¹⁴⁾ における MB 調査ではできる限り地元産の食品を購入して行なっているが WHO¹²⁾、UNSCEAR¹³⁾ 及び本研究の評価よりも小さい値となっている。しかしながら、平成 23 年における厚生労働省¹⁴⁾ の MB 調査における評価結果は 0.019 mSv となっており、本研究結果に近い値を示している。コープふくしま¹⁵⁾ による陰膳調査の結果は平成 23 年の厚生労働省¹⁴⁾ による評価結果よりかなり大きく、陰膳試料については実際の食事を使用するため、地域、年齢に加えて個人の嗜好等も反映された試料になると言われており¹⁴⁾、厚生労働省¹⁴⁾ の結果とコープふくしま¹⁵⁾ の結果の違いはこのような理由から生じたと考えている。

事故後 1 ヶ月間の放射性核種の経口摂取による線量が事故後 1 年間に受けた経口摂取による総線量の大部分に寄与したと言われている¹³⁾ が、厚生労働省の評価¹⁴⁾ とコープふくしまの評価¹⁵⁾ には放射性ヨウ素(^{131}I)などの短半減期核種は考慮されていないため、短半減期核種の寄与を考慮すると、実際の線量はこれらの結果よりも高かったことが推測できる。

預託実効線量の評価は、評価方法や評価対象核種、評価の際の想定等によって大きく異なり、その評価結果には 100 倍程度の違いを生じることが分かった。この差異に加え、個人における食生活の嗜好や生活地域により、預託実効線量において大きな差を生じることが考えられる。しかしながら、食物における放射性物質の濃度や地元産の食物を消費する割合、放射性ヨウ素(^{131}I)などの短半減期核種や放射性テルル($^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$)の被ばく線量評価への寄与を考慮することによって評価における不確かさを減らすことが可能であると考えられる。

6.6 結論

水耕栽培、土壌栽培によらず、根から吸収されたセシウムの挙動はほぼ同じであることが分かった。セシウムの移行係数は、これまで多くの研究が積み重ねられ IAEA の TRS 472¹¹⁾ にある程度集約されている。一方、テルルの移行係数に関しては、フィールドにおける研究結果と本研究における実験系のデータはほぼ一致しているが TRS 472 の移行係数¹¹⁾ とは桁での違いがあった。また、条件によっては TRS 472 における移行係数¹¹⁾ と同程度の値を取る可能性があり、テルルに関して今後も研究を積み重ね、より一層データを充実させる必要がある。

移行係数は土壌の種類や植物種により幅を持つため、評価に用いる移行係数の差異により預託実効線量の推定値が大きく変化する。すなわち、使用する移行係数によって過小評価にも過大評価にもなりうるため、内部被ばく線量評価を行う場合、地域や農作物の種類によって使用する移行係数を見極めることにより妥当な預託実効線量を評価することが必要である。

基本的には、預託実効線量を、摂取物における放射能濃度とその摂取量、及び預託実効線量換算係数の積で算出し、市場希釈を考慮しない場合（特に事故直後の食物中放射能濃度を扱う場合）、MB 調査や陰膳調査にくらべ、大きな値を示す可能性が高く、その差は 100 倍程度にも及ぶことがあるため、預託実効線量を扱う場合、どのような方法でどのような値を用い評価されたものかを確認することが大変重要である。

今後、移行係数に対する考察を深めた上で、適切な移行係数を選択し預託実効線量を算出することや、預託実効線量の評価における不確かさを減らすことにより内部被ばく線量評価を高精度化することが可能であると考えられる。

6.7 参考文献

- 1) 浅見輝男; データで示すー日本土壌の有害金属汚染.アグネ技術センター, 288-297 (2001).
- 2) R. Moogouei, M. Borghei and R. Arjmandi; Phytoremediation of stable Cs from solutions by *Calendula alta*, *Amaranthus chlorostachys* and *Chenopodium album*. *Ecotox. Environ. Safe.*, 74, 2036-2039 (2011).

- 3) S. Eapen, S. Singh, V. Thorat, C. P. Kaushik, K. Raj and S. F. D'Souza; Phytoremediation of radiostrontium (^{90}Sr) and radiocesium (^{137}Cs) using giant milky weed (*Calotropis gigantean R.Br.*) plants. *Chemosphere*, 65, 2071-2073 (2006).
- 4) G. Yang, J. Zheng, K. Tagami and S. Uchida; Soil-to-crop transfer factor of tellurium. *Chemosphere*, 111, 554-559 (2014).
- 5) T. Ban-nai and Y. Muramastu; Transfer factor of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *J. Environ. Radioactiv.*, 63, 251-264 (2002).
- 6) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer factors of some selected radionuclides (radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn) from soil to leaf vegetables. *J. Radiat. Res.*, 36, 143-154 (1995).
- 7) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer of some selected radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 241, 529-531 (1999).
- 8) N. Mocanu, D. Galeriu, R. Margineanu and N. Paunescu; ^{137}Cs soil-to-plant transfer in field condition after the Chernobyl nuclear accident. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 178, 253-259 (1994).
- 9) S. Uchida and K. Tagami; Soil-to-plant transfer factors of fallout ^{137}Cs and native ^{133}Cs in various crops collected in Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 273, 205-210 (2007).
- 10) N. Kamei-Ishikawa, K. Tagami and S. Uchida; Estimation of ^{137}Cs plant uptake using naturally existing ^{133}Cs . *J. Nucl. Sci. Technol.*, 6, 146-151 (2008).
- 11) International Atomic Energy Agency; IAEA Technical Report Series 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, Vienna (2010).
- 12) World Health Organization; Preliminary dose estimation from the nuclear accident after 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami (2012).
- 13) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2013 Report: "Source, effects and risks of ionizing radiation", New York (2015).
- 14) 厚生労働省; 食品からの放射性物質の摂取量の測定結果について,
Available at:
<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000002wyf2-att/2r9852000002wyjc.pdf>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)

- 15) COOP Fukushima; 2011 年度陰膳方式による放射性物質測定調査結果 (2012 年 4 月 7 日更新) ,
Available at: <http://www.fukushima.coop/kagezen/2011.html>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 16) T. Harada and Y. Takahashi; Origin of difference in the distribution behavior of tellurium and selenium in a soil-water system. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 72, 1281-1294 (2009).
- 17) 塚田祥文、鳥山和伸、山口紀子、武田晃、中尾淳、原田久富美、高橋知之、山上睦、小林大輔、吉田聡、杉山英男、柴田尚; 土壌-作物系における放射性核種の挙動. 日本土壌肥科学雑誌, 82, 408-418 (2011).
- 18) 熊沢喜久雄; 植物栄養学大要. 第 3 章 植物の養分吸収., 養賢堂, 18-70 (1985).
- 19) 平川幸子、村上佳菜、義澤宣明ら; 原子力事故直後における食品等の供給実態と課題について.安全工学, 53, 167-172 (2014).

第7章 結論

7.1 はじめに

第2章及び、第3章では、テルルとセシウムの水耕及び土壌培地から植物への移行に影響を及ぼす要因について考察を行い、培地から植物へのテルルとセシウムの移行係数を求めた。第4章及び、第5章においてはIAEAのTRS 472の移行係数¹⁾や土壌実験により求めた移行係数を用い葉菜、根菜や白米を単回摂取した場合と1年間の継続摂取した場合での預託実効線量を実際に採取された農作物中の¹³⁴Csや¹³⁷Csの濃度を用い内部被ばく線量の評価を行なった。

第6章では、本研究及び他の先行研究において求められた移行係数を相互に比較し、本研究における移行係数が妥当な値であったことを確認するとともに、特にテルルの移行係数について更なる今後の研究が必要であることを述べた。また、本研究で算出した預託実効線量とWHO²⁾、UNSCEAR³⁾、厚生労働省⁴⁾及びコープふくしま⁵⁾が報告した預託実効線量を比較し、WHO²⁾やUNSCEAR³⁾の示した値と本研究における預託実効線量の値は同程度の結果であることが分かった。一方、厚生労働省⁴⁾やコープふくしま⁵⁾により求められた預託実効線量の値はマーケットバスケット調査や陰膳調査により評価されたものであり、本研究における評価結果やWHO²⁾、UNSCEAR³⁾による評価での預託実効線量の値より小さな値を示している。WHO²⁾、UNSCEAR³⁾及び本研究における評価が市場希釈を考慮していないため過度に保守的であった可能性があり、また、厚生労働省⁴⁾やコープふくしま⁵⁾による預託実効線量は短寿命核種の影響が含まれていないため実際の線量は、より高い値であったことが考えられる。

本章では、本研究と先行研究の結果をまとめ、現段階で考えられるテルルやセシウムの移行係数を取りうる範囲を提示する。また、移行係数の違いによりどの程度経口摂取による預託実効線量に差が生じるかを確認した上で、身の回りの放射線との比較及び放射線におけるリスクの増加と本研究で得られた預託実効線量により考えられる健康影響について考察する。

7.2 テルルとセシウムの移行係数

7.2.1 水耕栽培における移行係数

本研究における移行係数つまり、「乾燥植物中テルル濃度(mg/dry-kg)／水耕培地中テルル濃度(mg/l)」の値は、 1.4×10^{-1} – $1.2 \times 10^{+1}$ であった。また、セシウムの移行係数については、 3.3×10^{-1} – $1.6 \times 10^{+2}$ であった。テルルの移行係数については、先行の研究における移行係数が本研究の幅に包含されており、他の研究の結果を含めてもその幅は同一であり 1.4×10^{-1} – $1.2 \times 10^{+1}$ となり、その幅は二桁程度である。これに対しセシウムの移行係数については本研究よりも高い値が報告されているため、その幅は 3.3×10^{-1} – $6.4 \times 10^{+2}$ となり、その幅は三桁程度であった。これらの値は、今後様々な条件下で実験を行うことにより、より広い範囲を示す可能性がある。特に、テルルに関してはこれまであまり研究がなされていないことから、今回提示した移行係数より広い範囲を示す可能性が考えられる。

7.2.2 土壌栽培における移行係数

本研究における移行係数つまり、「乾燥植物中テルル濃度(mg/ dry-kg)／土壌培地中テルル濃度(mg/ dry-kg)」の値は、葉菜で 7.4×10^{-3} – 5.1×10^{-2} 、根菜で 9.2×10^{-3} – 3.0×10^{-2} であった。また、セシウムの移行係数については、葉菜で 6.7×10^{-3} – 3.9×10^{-1} 、根菜で 1.1×10^{-2} – 2.7×10^{-1} であった。テルルの移行係数について先行の研究における同様の値を含めると葉菜で 5.9×10^{-3} – 3.0×10^{-1} 、根菜で 4.5×10^{-3} – 3.0×10^{-1} となり、セシウムについては、葉菜で 3.3×10^{-4} – 4.0×10^0 、根菜で 9.7×10^{-4} – 1.2×10^0 となった。セシウムについてはこれまでに多くの実験や調査が行われており⁶⁻¹¹⁾、土壌の種類や栽培条件、植物種の違いにより広い範囲に渡る幅を示している。一方、テルルについてはセシウムよりも変動幅は小さいが、未だデータが限られていることから、実際の環境における移行係数の幅はこれよりも広い可能性がある。よって、今後様々な土壌や植物種での研究が必要である。

7.3 被ばく線量と健康影響

7.3.1 日常生活における被ばく

Fig. 7-1 に1年間の日常生活における被ばく線量の日本平均¹²⁾と世界平均¹³⁾を示

す。ここに示される医療被ばく以外の項目が自然放射線による被ばくであり、世界における平均は 2.4 mSv/year、日本における平均は 2.1 mSv/year と推定されており、そのうちのラドン・トロン及び食品に起因する被ばくが自然放射線による内部被ばくである。日常生活における自然放射線由来の内部被ばく線量の平均は世界と日本とでそれぞれ 1.55 mSv/year、1.47 mSv/year である。

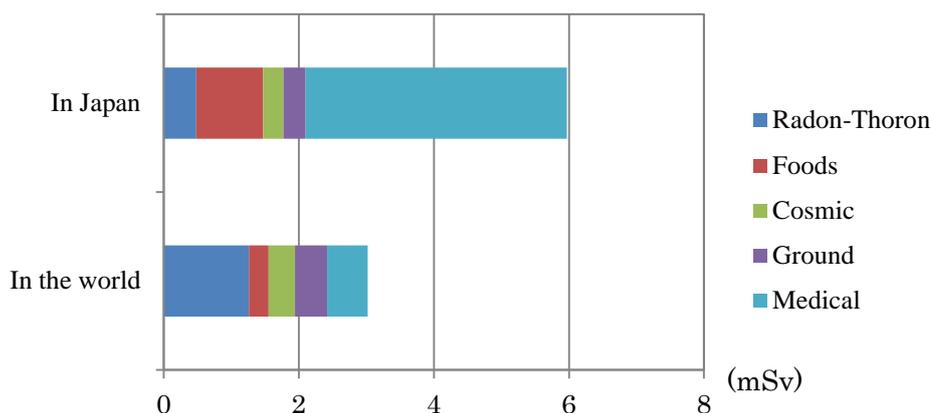


Fig. 7-1 Average annual radiation exposure for a typical person^{12, 13)}

日本における食品由来の被ばく線量は 0.99 mSv/year であり自然放射線による被ばくの約半分を占めていることがわかる。

7.3.2 被ばく線量と健康影響の関係

放射線の人体に対する影響には、臓器・組織を構成する細胞が細胞死を起こすことによる影響でしきい値を持つ確定的影響（がんと遺伝的影響を除いた影響全て）と線量の増加に伴い発生確率が増加し、しきい値を持たない確率的影響（がんと遺伝的影響）がある。

物質が放射線から与えられるエネルギーを表す吸収線量の単位は [J/kg] で Gy (グレイ) と呼ばれる。吸収線量は放射線の種類やエネルギーを吸収する物質の種類に依らない値である。しかし、同一の吸収線量であっても、放射線の線質（種類やエネルギー）により人体に対する影響が変わるため、放射線の線質による生物作用の大きさの違いを考慮にいたした値を等価線量と言い、吸収線量にその線質を考慮した放射線荷重係数を乗じたものである。さらに組織・臓器ごとの確率的影響の発生確率を考慮した組織荷重係数で重みを付け合算したものを実効線量と言い、等価線量

と実効線量の単位はともに Sv（シーベルト）である。

Table 7-1 は ICRP によって示された、短期間に全身に γ 線を被ばくした際の成人の臓器及び組織に係わる罹病の 1% 発生率のしきい値の推定値¹⁴⁾ である。

Table 7-1 Threshold of acute absorbed dose by gamma ray¹⁴⁾

Effect	Organ/Tissue	Time to develop effect	Absorbed dose (Gy)
Temporary sterility	Testes	3-9 weeks	~0.1
Permanent sterility	Testes	3 weeks	~6
	Ovaries	< 1 week	~3
Depression of blood forming process	Bone marrow	3-7 days	~0.5
Skin reddening	Skin (large areas)	1-4 weeks	< 3-6
Skin burns	Skin (large areas)	2-3 weeks	5-10
Temporary hair loss	Skin	2-3 weeks	~4
Cataract (visual impairment)	Eye	Several years	~1.5

例えば、全身に γ 線を 100 mGy の被ばくを受けた場合 1% の発生率で一時的に不妊が起こる（1% の人々に影響が生じる）ことになる。

7.3.3 発がんのリスク

ある発がん要因があるグループが、その要因がないグループに対して発がんリスクがどの程度高くなったか（相対リスク）について、放射線と生活習慣とを長期追跡した結果が国立がん研究センターのホームページに示されており、その結果¹⁵⁾ を Table 7-2 に示す。

全身の放射線量についてのデータは、広島・長崎の原爆被ばく者の約 40 年の追跡調査によるものであり（寄与率を相対リスクに変換）、甲状腺における放射線量に関するデータはチェルノブイリ原発事故の被ばく者（18 歳以下、外部被ばくと内部被ばく）の 10-15 年後に行なった甲状腺がんスクリーニングからのデータである。生活習慣におけるデータは、日本の 40-69 歳の地域住民を約 10-15 年追跡調査したデータである。飲酒についてはエタノール換算量を示している。放射線に関しては短期間の被ばくであり、長期にわたる被ばくの影響ではないが、様々な状況で「がん

のリスクが高まる」という場合の健康影響の大きさを把握するための目安となると考えられている。この結果では、500-1000 mSv の全身被ばくと週にエタノール換算で 300-449 g の飲酒をする相対リスクが同じ程度であるとされている。

Table 7-2 Relative risk of cancer by radiation and life style ¹⁵⁾

Relative risk	Radiation dose (whole body)	Radiation dose (thyroid)	Life style (whole body)	Life style (specific section)
10~				Hepatitis C-infected individuals (liver:36) Individuals currently or previously infected with H. pylori (stomach:10)
2.5-9.99		650-1240 mSv (4.0)		Smoking (lung:4.2-4.5) Heavy drinking (over 300 g/week) (esophagus:4.6) Daily high-salt diet (stomach:2.5-3.5)
1.5-2.49	1000-2000 mSv (1.8)	150-290 mSv (2.1)	Smoking(1.6) Heavy drinking (over 450 g/week) (1.6)	Lack of exercise (colon<male>:1.7) Obese (BMI \geq 30) (large intestine:1.5, postmenopausal breast cancer 2.3)
1.3-1.49	500-1000 mSv (1.4)	50-140 mSv (1.4)	Heavy drinking (over 300-449 g/week) (1.4)	Passive smoking < female non-smokers> (lung:1.3)
1.1-1.29	200-500 mSv (1.19)		Obese (BMI \geq 30)(1.22) Thinness (BMI<19) (1.29) Lack of exercise (1.15-1.19) High-salt diet (1.11-1.15)	
1.01-1.09	100-200 mSv (1.08)		Lack of vegetable (1.06) Passive smoking<female non-smokers> (1.02-1.03)	
Undetectable	below 100 mSv			

Figures in parenthesis denote the relative risk for each level of radiation and life style.

Table 7-2 に示されているように、100 mSv 未満は相対リスクが検出困難とされており、「100 mSv 未満の被ばくでのがん発生率の増加を証明することは難しい」³⁾ と言う UNSCEAR の見解と一致している。また、長期にわたる低線量の被ばくについては「長期間に渡り低線量の被ばくを継続し、積算値として合計 100 mSv を被ばくした場合は、同じ 100 mSv の被ばくであってもより健康影響が小さい」とも言われ

ている¹⁶⁾。「100 mSv を全身に急性被ばくした集団においてがんの生涯リスクが約 41 %から約 42 %に上昇すると言われ、急性被ばく線量が 10 mSv の場合は理論上約 41 %から約 41.1 %上昇すると考えられる」と UNSCEAR の 2013 年の報告書において述べられており³⁾、これは Table 7-2 に示した 100 mSv の全身被ばくについて 1.01 の相対リスクを示す国立がん研究センターの例示の根拠である。

7.3.4 福島第一原子力発電所事故と健康影響

福島第一原子力発電所事故において、外部被ばくと内部被ばく（経口摂取+吸入摂取）の両者による被ばくが考えられるが、本項では経口摂取による預託実効線量の最大値を求め、前述の健康影響から、この事故の経口摂取による預託実効線量によって起こりうる健康影響の有無について考察する。経口摂取における移行係数の違いにより預託実効線量に変化することが、^{127m}Te、^{129m}Te の ¹³⁷Cs に対する預託実効線量比や預託実効線量を算出した第 4 章において明らかとなり、IAEA の TRS 472 における移行係数¹⁾を用いて算出した預託実効線量比と土壌実験において得られた移行係数を用いて算出した時の預託実効線量比を比べると TRS 472 の移行係数¹⁾を用いた預託実効線量の方が大きな値を示すため、実際に収穫された食物を収穫日から 1 年間継続摂取した場合について TRS 472 の移行係数¹⁾を用いて食物中濃度比を計算し、預託実効線量を算出した(Table 7-3)。摂取量や食物の濃度については、第 4 章と同様の値を用いた。

TRS 472 の移行係数¹⁾を用いた場合では、土壌実験による移行係数を用いた場合と比べ、放射性テルル(^{127m+129m}Te)の内部被ばく線量に対する寄与が大変大きくなっている。また、ハウレンソウを継続摂取した場合の預託実効線量が、放射性セシウム(¹³⁴⁺¹³⁷Cs)と放射性テルル(^{127m+129m}Te)を合わせ最大で 814.2 μSv となり、1 mSv 近い値を示した。

また、実際に収穫された葉菜と根菜の ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs 濃度を用い算出した預託実効線量について ^{127m}Te や ^{129m}Te の預託実効線量を算出する際に土壌実験で得られた移行係数を用いた場合（第 4 章）と TRS 472 の移行係数¹⁾を用いた場合について比較した。土壌実験で得られた移行係数を用いた時の預託実効線量を 1 とし、それに対して何倍になるかを Table 7-4 に示す。

TRS 472 の移行係数¹⁾を用いた場合では、放射性セシウム(¹³⁴⁺¹³⁷Cs) に対する放射性テルル(^{127m+129m}Te) の寄与が大きくなり、放射性テルル(^{127m+129m}Te) による預託実効

線量は最大 91.8 倍、放射性セシウムと放射性テルル($^{134+137}\text{Cs} + ^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$) による預託実効線量は最大で 8.3 倍を示す結果となった。

Table 7-3 Committed effective dose after continuous ingestion for 1 year, calculated with the transfer factors of TRS 472

Ingestion* ¹	Plant* ²	Nuclide	Committed effective dose (μSv)				
			1year	5years	10years	15years	Adult
Continuous	S1	$^{134+137}\text{Cs}$	15.3	12.4	23.9	34.7	38.5
		$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	140.7	72.7	72.8	46.2	39.3
		$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	156.0	85.0	96.7	80.9	77.8
	S2	$^{134+137}\text{Cs}$	283.0	228.3	442.4	641.2	711.1
		$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	369.7	190.4	190.8	121.2	103.2
		$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	652.7	418.7	633.1	762.4	814.2
	K1	$^{134+137}\text{Cs}$	11.1	8.9	13.9	18.3	22.0
		$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	223.9	115.9	93.1	53.7	49.5
		$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	234.9	124.9	107.0	72.0	71.5
	K2	$^{134+137}\text{Cs}$	60.7	49.0	76.1	100.5	120.8
		$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	229.3	117.8	94.6	54.8	50.6
		$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	290.0	166.7	170.7	155.3	171.4

*1: The period of evaluation for continuous ingestion is from the harvest day for 1 year.

*2: S1 and K1 shows the average concentration of ^{137}Cs in spinach and kabu harvested in the southern coastal area. S2 and K2 shows the average concentration of ^{137}Cs in spinach and kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

Table 7-4 Ratios of committed effective dose using transfer factors of TRS 472 to those of soil experiment

Plant*	Nuclide	Ratio of committed effective dose				
		1year	5years	10years	15years	Adult
S1	$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	39.7	39.6	39.7	39.7	39.7
	$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	8.3	6.0	3.8	2.3	2.0
S2	$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	37.8	37.8	37.8	37.8	37.8
	$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	2.2	1.8	1.4	1.2	1.1
K1	$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	91.8	91.8	91.8	91.8	91.8
	$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	17.4	12.2	7.2	3.8	3.2
K2	$^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te}$	91.8	91.8	91.8	91.8	91.8
	$(^{134+137}\text{Cs})+(^{127\text{m}+129\text{m}}\text{Te})$	4.6	3.3	2.2	1.5	1.4

*: S1 and K1 shows the average concentration of ^{137}Cs in spinach and kabu harvested in the southern coastal area. S2 and K2 shows the average concentration of ^{137}Cs in spinach and kabu harvested in the whole Fukushima prefecture.

本項において預託実効線量の評価に用いる移行係数の違いにより放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の預託実効線量が最大で 91.8 倍を示し、100 倍近く変わる可能性が示された。しかしながら、本項で示した預託実効線量は極めて保守的な評価でも放射性セシウムと放射性テルル($^{134+137}\text{Cs} + ^{127m+129m}\text{Te}$) 合わせて 1 mSv 程度であり、7.3.1 における日常生活での自然放射線から受ける内部被ばく線量レベルと同程度である。また、急性被ばくでもないため、福島第一原発事故における食品由来の預託実効線量の値は、がんの生涯リスクにおいて有意な上昇が見られないレベルであることがわかった。

7.4 預託実効線量評価に不確かさをもたらす要因及び本研究における成果と今後の課題

本研究における預託実効線量と既存の研究による預託実効線量の評価結果を示し、評価方法の差異により結果に大きな差が生じることを第 6 章において確認した。また、本章では、移行係数の違いにより放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$)の預託実効線量評価の結果において最大で 100 倍程度の差が生じることが分かった。したがって、預託実効線量評価の結果に不確かさをもたらす要因について確認し、またその要因に対する本研究の結果と今後の課題を検討する。

預託実効線量評価に不確かさをもたらす可能性のある要因と、本研究で確認された預託実効線量への寄与の程度、並びに、今後、科学的に不確かさを減らすことが可能であるかについて考察した結果を Table 7-5 に示す。

Table 7-5 Parameters contributing to the uncertainty in the evaluation of committed effective dose

Parameter	Degree	Reduction of uncertainty in evaluation
Transfer factor	< 100 times	Possible in the future studies
Market dilution	0-100%	Unavoidable
Ratio nuclide	Several ten times	Possible in the future studies
Food	3-4 times	Possible in the future studies
Date of start of ingestion	0.5 times/month for ^{129m}Te 0.8 times/month for ^{127m}Te	Possible to correspond
Route of evaluation	< 26 times	Possible in the future studies

まず、移行係数については、本研究の実験においてテルルの移行係数には最大 100 倍程度の差が認められているが、実験に用いた土壌および植物種が限られており、また TRS 472 に示された移行係数¹⁾が本研究の最大値よりも高い値を示していることから、テルルの移行係数はより広い範囲に分布していることも考えられる。今後、移行係数の変動要因に関する研究を進めることにより、評価対象に合わせたより適切な移行係数の選定が可能となり、移行係数における不確かさを減らすことができる。

次に、市場希釈について見てみると評価対象地域で採取された評価対象食品を全く摂取しない場合（摂取割合が 0 %）から、評価対象地域で採取された評価対象食品のみを摂取する場合（摂取割合が 100 %）まで考えられ、評価対象集団を限定することによってある程度不確かさを減らすことが可能であるが、摂取する食品の生産地点のばらつきや、個人の嗜好等に起因する不確実性は不可避である。

対象核種については、これまでは主として¹³¹I、¹³⁴Cs 及び¹³⁷Cs といった事故時において重要とされる核種を対象に線量評価がなされている。本研究では放射性テルルによる被ばく線量が事故初期においては無視し得ない可能性があることを示した。本研究において放射性テルルを考慮した場合、放射性セシウムのみを預託実効線量の算出結果に比べ最大で 50 倍程度にも上る可能性があることが分かった。したがって、放射性テルルの他にも特に事故初期の被ばくに影響を与えた可能性のある放射性核種の有無を調査し、その影響を評価することが必要である。

対象食品について、本研究では白米、葉菜、根菜を評価対象とし、このうち葉菜及び根菜については実験により移行係数を求め、その移行係数を用いた線量評価を実施した。国民栄養・健康調査¹⁷⁾の世代毎の全食品の摂取量と本研究において評価を行った結果、全食品の摂取量の合計は、白米、葉菜、根菜の摂取量の合計の 3-4 倍程度であった。なお、食品の種類によって放射性物質濃度には差異があるため、本研究の評価結果を全食品に適用した場合には不確かさが生じる。したがって、個々の食品中の放射性物質含有量の調査が必要とされるが、食品の種類は多岐にわたり、農畜産物への移行実験によってこれら全ての食品への移行率を網羅することは困難である。しかしながら、今後、より多くの食品を対象とし、放射性物質の移行特性に関する研究を行うことで、不確かさを減らしていくことが可能である。

摂取日について、本研究では白米、葉菜、根菜を対象として、それらの標準的な生育時期に基づいて収穫日を設定し、当該日の単回摂取、及び当該日から一年間の

継続摂取を対象として評価を行った。 ^{127m}Te と ^{129m}Te の半減期はそれぞれ、109 日及び 33.6 日であるため、摂取日が早いほどその線量は大きくなる。本研究での葉菜と根菜摂取における預託実効線量の変動幅は、摂取開始日が 1 カ月遅くなる毎に ^{127m}Te については 0.8 倍、 ^{129m}Te では 0.5 倍になることが分かった。放射性テルルのような短半減期核種における評価は大きく変動するため、様々な日における評価を可能にする手段を整備することによって様々な評価対象期間に対応した適切な評価を行うことが可能となる。

最後に、評価経路について、土壌濃度からの評価と実際に採取された農作物中濃度から評価した場合、その差は 1.0-25.6 倍となっている。今後の移行係数における研究及び考察によって不確かさを減らし、適切な移行係数を選定することにより同じ値を示すことが可能になる。また、事故初期における農作物中放射性核種濃度データには直接沈着経路の影響も含まれており、被ばく線量評価の高精度化には、汚染の経路についての同定も必要である。

なお、UNSCEAR の 2013 年の報告書³⁾にて、「事故後最も重大かつ顕著な健康影響は、精神衛生や社会福祉に関するものであった」ことが記されており、地震や津波を受け避難により慣れない環境に移住したことによるストレスによって引き起こされたものだけでなく、放射線被ばくに対する恐怖もストレス要因に含まれていることが言及されている。預託実効線量の値が、評価方法の違いや使用するパラメータの違いで 2 桁もしくはそれ以上変わる可能性があるものの、最大でもがんの生涯リスクにおいて有意な上昇が見られないレベルの被ばくである。しかしながら、これらのことが被害を受けた方々に伝えられた場合、「影響の少なさ」よりも「評価方法の違いによって生じる評価結果の大きな差」が心に残ってしまい、放射線被ばくに対する不安を払拭することは難しいと考える。評価における不確かさを可能な限り減らし預託実効線量の取りうる幅を狭めること、もしくは、不確かさを減らした上でその幅を示す理由を明らかにすることが、被害を受けた方々の不安を減らすことにつながると考える。

7.5 本研究におけるまとめ

水耕栽培でのテルルとセシウムの移行係数及び土壌栽培における土壌から植物への移行係数が求められ、水耕栽培における移行係数（乾燥植物中テルル濃度 (mg/dry-kg) / 水耕培地中テルル濃度 (mg/l) の値）は 1.4×10^{-1} - $1.2 \times 10^{+1}$ 、セシウムにつ

いては、 3.3×10^{-1} – $6.4 \times 10^{+2}$ の範囲であることがわかった。土壌栽培における移行係数（乾燥植物中テルル濃度(mg/dry-kg)／土壌培地中テルル濃度(mg/dry-kg)の値）は、葉菜で 5.9×10^{-3} – 3.0×10^{-1} 、根菜で 4.5×10^{-3} – 3.0×10^{-1} となり、セシウムについては、葉菜で 3.3×10^{-4} – 4.0×10^0 、根菜で 9.7×10^{-4} – 1.2×10^0 の範囲であることがわかった。

また、福島第一原発事故における経口摂取による預託実効線量は、もっとも保守的な条件で求めた最大の値でも、がんの生涯リスクにおいて有意な上昇が見られないレベルであることを明らかにした。

しかしながら、本研究において、預託実効線量の算出に用いる移行係数の違いにより、放射性テルル($^{127m+129m}\text{Te}$) による預託実効線量は最大で 91.8 倍、放射性セシウムと放射性テルル($^{134+137}\text{Cs} + ^{127m+129m}\text{Te}$) による預託実効線量は最大で 8.3 倍を示す場合があることが明らかとなった。従って、テルルの移行に関するデータをより一層充実させることが必要であると考ええる。

今後、預託実効線量評価に影響をもたらすパラメータ、つまり、移行係数、対象核種及び対象食品における不確かさを可能な限り取り除くこと、また、研究を積み重ねた上でパラメータが有する幅の中から適切な値を選定することにより、内部被ばく線量評価の精度向上が期待できる。さらに、内部被ばく線量評価における不確かさを低減することにより、福島第一原発事故の被害を受けた方々の放射線被ばくに対する不安が解消されることを期待する。

7.6 参考文献

- 1) International Atomic Energy Agency; IAEA Technical Report Series 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, Vienna (2010).
- 2) World Health Organization; Preliminary dose estimation from the nuclear accident after 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami (2012).
- 3) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2013 Report: “Source, effects and risks of ionizing radiation”, New York (2015).
- 4) 厚生労働省; 食品からの放射性物質の摂取量の測定結果について,
Available at:
<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000002wyf2-att/2r9852000002wyjc.pdf>

(閲覧 2016 年 2 月 1 日)

- 5) COOP Fukushima; 2011 年度陰膳方式による放射性物質測定調査結果 (2012 年 4 月 7 日更新) , Available at: <http://www.fukushima.coop/kagezen/2011.html>
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 6) T. Ban-nai and Y. Muramastu; Transfer factor of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *J. Environ. Radioactiv.*, 63, 251-264 (2002).
- 7) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer factors of some selected radionuclides (radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn) from soil to leaf vegetables. *J. Radiat. Res.*, 36, 143-154 (1995).
- 8) T. Ban-nai, Y. Muramastu and K. Yanagisawa; Transfer of some selected radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 241, 529-531 (1999).
- 9) N. Mocanu, D. Galeriu, R. Margineanu and N. Paunescu; ^{137}Cs soil-to-plant transfer in field condition after the Chernobyl nuclear accident. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 178, 253-259 (1994).
- 10) S. Uchida and K. Tagami; Soil-to-plant transfer factors of fallout ^{137}Cs and native ^{133}Cs in various crops collected in Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 273, 205-210 (2007).
- 11) N. Kamei-Ishikawa, K. Tagami and S. Uchida; Estimation of ^{137}Cs plant uptake using naturally existing ^{133}Cs . *J. Nucl. Sci. Technol.*, 6, 146-151 (2008).
- 12) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2008 Report: "Source and effects of ionizing radiation", New York (2010).
- 13) (公財) 原子力安全研究協会; 「生活環境放射線」(2011).
- 14) International Commission on Radiological Protection; The 2007 recommendations of the internal commission on radiological protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*, 37, (2007).
- 15) 国立がん研究センター; 放射性物質と被ばく・発がんに関する情報,
Available at: http://www.ncc.go.jp/jp/shinsai/pdf/cancer_risk.pdf
(閲覧 2016 年 2 月 1 日)
- 16) 原子力災害対策本部 原子力被災者生活支援チーム; 避難支持区域の見直しにおける基準 (年間 20mSv 基準) について,

Available at: http://www.reconstruction.go.jp/topics/11_6kijyun.pdf

(閲覧 2016 年 2 月 1 日)

- 17) 厚生労働省; 国民健康・栄養調査 (平成 25 年), 第 1 部栄養素等摂取状況調査の結果,

Available at: <http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/eiyoudl/h25-houkoku-04.pdf>

(閲覧 2016 年 2 月 1 日)

謝辞

本論文をまとめるにあたり、有益な御助言や熱心に御指導頂いただけでなく、私生活面に関しても大変お世話になりました高橋千太郎教授に深く感謝致します。本論文の審査を快諾して頂き、本論文の質を高めてくださいました舟川晋也教授、川島茂人教授に深く感謝致します。また、土壌分析実験に際し、他研究室の私に土壌分析実験の場を与えてくださり、土壌研究の論文にも御指導頂きました舟川晋也教授には重ねて感謝申し上げます。

土壌分析実験及び土壌研究論文へ御指導頂きました土壌学分野の渡邊哲弘助教に心より感謝致します。土壌分析実験を細かく指導頂き、お手伝いまでして頂きました舟川研究室の須々田匠氏に大変感謝しております。

また、植物栽培用機器の使用を快く引き受けてくださり、植物の栽培方法や論文に御指導頂きました京都大学原子炉実験所・放射線機能生化学研究分野の木野内忠稔講師、試料測定用機器の使用を快く引き受けてくださり、機器の使用方法や論文に御指導頂きました京都大学原子炉実験所・放射性廃棄物安全管理工学研究分野の福谷哲准教授に深く感謝致します。

本論文だけでなく投稿論文に関しても図及びデータを御提示頂き、多数引用させて頂くだけでなく、論文への御助言も頂きました国立研究開発法人・日本原子力研究開発機構の斎藤公明先生に深く感謝致します。

さらに、論文や口頭発表、ポスター発表への御指導を頂くだけでなく、仕事面でもサポートして頂きました京都大学原子炉実験所・放射線安全管理工学研究分野の高橋知之准教授、木梨友子准教授、八島浩助教、中村秀仁助教には、心より感謝しております。そして、京都大学原子炉実験所・放射線管理部の部員の方々には、仕事面で大変サポートして頂きましたことを本当に感謝しております。

ここに記載しきれないほど、たくさんの方々に支えて頂き本論文を取りまとめることができました。博士課程に進むことを後押ししてくれた家族、励まし応援してくれた友人や職場の方々、社会人学生の生活を充実させてくれた研究室の先輩や後輩の皆様に深く感謝致します。

3年半という期間の中で多くの貴重な経験をさせて頂き、大変充実した学生生活を送ることができましたことを改めて心より感謝申し上げます。

2016年6月 藤原 慶子