

## 冷静に考える福島第1原子力発電所事故

### 4. 放射性セシウムの特性と除染に向けての企業や団体の取組み

藤川陽子

京都大学 原子炉実験所

#### 1. 福島第一原発の事故と環境汚染

##### 1-1. 福島由来の Cs-137, I-131, Sr-90 など

福島第一では原子炉の冷温停止が成功するとともに、いわゆる緊急事態が一応の収束をみた。しかし事故に伴って放出された放射性物質は今なお福島を中心とする一般環境中に存在する「現存被ばく」状況にあるといえる。そして、放射性物質による外部被ばくと内部被ばくが多く多くの国民の懸念となっている。

表1 福島第一からの総放出量*	
	総放出量 (Bq)
I-131	$1.6 \times 10^{17}$
Cs-134	$1.8 \times 10^{16}$
Cs-137	$1.5 \times 10^{16}$
Sr-90	$1.4 \times 10^{14}$
Pu-239	$3.2 \times 10^9$
Pu-240	$3.1 \times 10^9$
* 原子力安全保安院	

福島第一からの放射性物質の総放出量推定値は原子力安全保安院および原子力安全委員会から報告されているが、Cs-137, I-131, Sr-90 がやはり主要な注目核種である（表1に保安院の報告値を取りまとめる）。また、放射性物質の放出量・放出率をもっとも大きいと推定されているのは、保安院のデータで見ると、圧力抑制室隔壁付近で大きな爆発音を生じた2号機であって、1号および3号機からの放射性ヨウ素および放射性セシウムの放出量は2号機のそれの1桁から2桁小さい値となっている

放射性物質による内部被ばくについてはチェルノブイリの事故の例がよく引き合いに出される。チェルノブイリの事故時には、燃焼度10.9GWd/tonの炉内燃料中に存在した推定3,200PBqのI-131のうち半分程度の1,760PBqが放出され、周辺地域に濃厚に沈着した。これは大気中核実験による全球へのI-131放出量675,000PBqよりは少ないが、福島第一からのI-131推定放出量150から160PBqよりは多い量である。

さて、チェルノブイリの事故当時のソ連の地方都市では、輸入食品に依存することなく、食物について地産地消が行われていた。さらに、チェルノブイリの原子炉が水蒸気爆発により大破して放射能を放出し始めた後も、3日から10日ほど多数の住民が居住地にとどまり、地域で生産された食品を消費し続けていた。そのため、特に牧草から牛乳中に移行したI-131等による甲状腺被ばくを受け、それが小児を中心として最も大きな健康影響をもたらし、小児甲状腺癌による死亡9から15人（発症は4000人以上）となった<sup>1,2)</sup>。チェルノブイリでは、事故発生当時に、半減期8日のI-131の環境中

の分布について十分なデータを取ることができなかった。半減期が 30 年でガンマ線を放出する測定しやすい Cs-137 の環境中での分布を後になって測定して汚染マップを作成、Cs-137 の分布から I-131 の分布状況を推定することを試みたのである<sup>3)</sup>。ただし、I-131/Cs-137 比の環境中での変動のため、今に至っても I-131 による住民の被ばくを精度よく推定できているとは、言えない状況にある。そのためこの当時の甲状腺がんにおける dose-response 関係の dose の部分の評価は不十分なままである。

一般に原子炉に装荷した核燃料中では、I-131 のような短半減期の核分裂生成物は原子炉運転中にその生成量が飽和に達するが、H-3, Kr-85, Sr-90, I-129, Cs-137 のような長半減期の核分裂生成物の生成量は、当該燃料の照射時間に比例する。原子炉の運転が止まった後は、半減期 8 日の I-131 はどんどん減衰する。そのため、長く装荷して使った核燃料ほど（商業炉の核燃料は大体 1-4 年程度の使用）、また運転終了してから時間がたつほど、核燃料中の I-131/Cs-137 放射能比は減少する。例として約 3 年間使った核燃料中の I-131/Cs-137 放射能比は使用終了時で 7 から 8 で、運転停止・冷却してから 8 日後には 4 程度になる<sup>4)</sup>。1 年運転した燃料であれば終了時で 20 程度、8 日後に 10 程度になる。

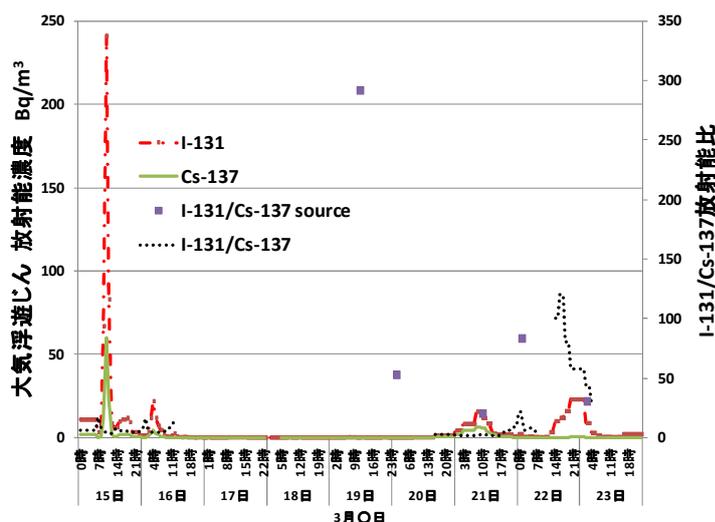


図1 東京都内の大気浮遊じんの放射能濃度と放射能濃度比

福島では、原発内での事象の進展等に対応して原発最近防および遠隔地での I-131/Cs-137 放射能比は時々刻々大きく変動した<sup>5)</sup>。たとえば 3 月 19 日時点で福島第一の 1 号機の北西約 200 メートルの空気中で、I-131、I-132、I-133、Cs-134、Cs-137 の濃度は 5.9、2.2、0.04、0.02、0.02 kBq/m<sup>3</sup>、I-131/Cs-137 比 295 であった（東京電力が 3 月 21 日発表）。また文科省が公表

したダストサンプリングの結果から計算すると、3 月 21 日 13 時ごろより発電所より約 25km 南の地点の走行測定で、70 から 160 程度の高い I-131/Cs-137 放射能比が検出されている。このデータからは一見して、福島第一では燃料棒中に生成されたセシウムとヨウ素が同じように漏出しているのではなく、セシウムの漏れが相対的に少ないようにみえる。しかし例えば同じ 3 月 21 日の昼前の北方向や西北西の測定では I-131/Cs-137 放射能比は 5 程度である。また、事故後の東京都の大気浮遊塵中の Cs-137, I-131 および I-131/Cs-137 放射能比を上記のいくつかの原発近傍でのデータとともに記すと図 1 のようになる。さらに、関東などのいくつかの都県における I-131 の日ごとの降下量、ならびに I-131/Cs-137 降下量比を図 2、図 3 に示す。結局、福島第一の事故においても原発サイト内での放出起

因事象およびその時々刻々の進展と時々々の気象条件によって環境中の I-131/Cs-137 比は大きく変化することを改めて示す結果となった。原子力発電所の非常時に、初動のモニタリングによって I-131 等の短半減期放射性核種の分析を行うことの重要性が改めて示されている。

日本の場合、幸いにして、福島近傍の I-131 の土壌濃度マップは文科省によって公表されている<sup>6)</sup>。ただし、やはり半減期が長い放射性セシウムのものほど詳細なマップにはならなかった。とはいえ、東日本大震災による混乱の相対的に少なかった地域においては I-131 の降下量の日ごとのモニタリングや大気浮遊塵分析も行うことができた。また、わが国ではチェルノブイリの事例も教訓に取り入れた原子力防災指針が存在し<sup>7)</sup>、住民の退避、また、食品の放射能検査・出荷制限、屋内退避地域等の小児の甲状腺中の放射性ヨウ素の検査も何とか行うことができた。さらに、日本は欧米のように牛乳や乳製品を多量に消費する食生活ではない。そのため大部分の国民にとっては乳製品中等の中の I-131 による短期的な被ばくよりも、Cs-137 による長期的な被ばくが検討対象と考

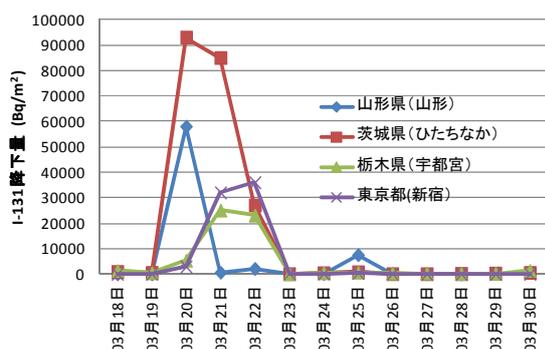


図2 I-131の日ごとの降下量

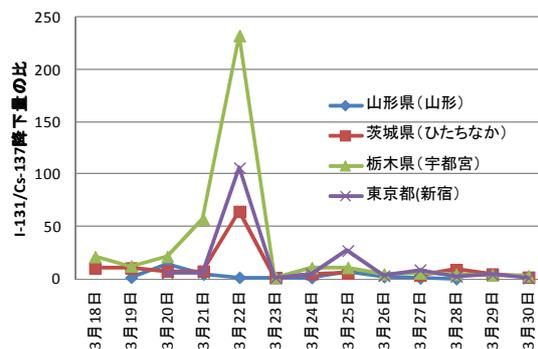


図3 I-131/Cs-137 降下量比

よい。

保安院報告では炉の損傷程度などに基づいて、放射性ストロンチウムやプルトニウムなどの放出量も推定されており、実際に発電所近傍地域では、環境中に見出されている。ただし、特にプルトニウムは耐火性 (refractory) で重い元素であり、放射性セシウムや放射性ヨウ素と異なり遠くまで飛散し難いことは、原爆フォールアウトやチェルノブイリからの降下物に関する過去の研究から明らかである<sup>2)</sup>。放射性ストロンチウムについては、一時期、市民グループが民間の検査機関に依頼した調査で、横浜市港北区のマンション屋上から、1キロ当たり 195Bq のストロンチウムを検出。市の測定でも付近の堆積物から最高で同 129Bq が検出されていた。しかし、その後の文科省が日本分析センターに委託して分析を再度行ったところ、今回の事故由来の放射性ストロンチウム (福島第一由来であれば St-89 と Sr-90 が共存し、過去の核実験フォールアウトであれば Sr-90 のみが存在する) は不検出であった<sup>8)</sup>。民間の検査機関が測定前処理として実施した操作が公定法<sup>9)</sup>に比べて簡易的な方法であったため、試料中のストロンチウム以外の放射性物質が処理後の試料

に含まれ、これを放射性ストロンチウムとして計測していたことが原因と考えられた。さて、特に福島県近傍で今、特に懸念されているのは降下物による外部被ばくである。土壌中の放射性核種濃度がわかると、その地点での核種ごとの空間放射線量を概ね推定することができる。たとえば筆者は福島県が原発から北西の地域内 40 か所で、2011 年 3 月末に土壌中の放射能濃度の調査を行ったデータを使用して計算を行った<sup>10)</sup>。各々の地点での空間線量が、I-131, Cs-134, Cs-137 の 3 つの放射性核種のどれから成っているかを図示したのが図 4 である。土壌中の Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度[Bq/kg]はこの計算時点ではほぼ同じくらいであるが、1m 高さの空間線量率への寄与は Cs-134 の方が大きい。Cs-134 の半減期は約 2 年である。I-131 は半減期 8 日であり本稿執筆時点の 8 月には空間線量率への寄与はほとんどなくなっている。従って、この地点でもまず Cs-134 が減衰することにより、空間線量率はかなり減ると予測される。Cs-137 由来の空間線量率はより長期に残る。

放射性セシウムについては、エイジング（加齢）効果により、時間と共に移行係数が低下するとも言われるが、著者の経験では放射性コバルトなどと比べるとその程度は低かった<sup>11)</sup>。とはいえ、土壌断面中でのセシウムを含む土壌粒子の移動やセシウムの脱離による下方移行、土壌浸食による土壌そのものの流出もある。そのことも考慮して Cs-137 については環境中のセシウムは物理的半減期の 30 年より大幅に短い実効半減期を有するという指摘は多い。土壌や牧草中の Cs-137 について 10–15 年程度の値等が提案されている例がある<sup>12)</sup>。

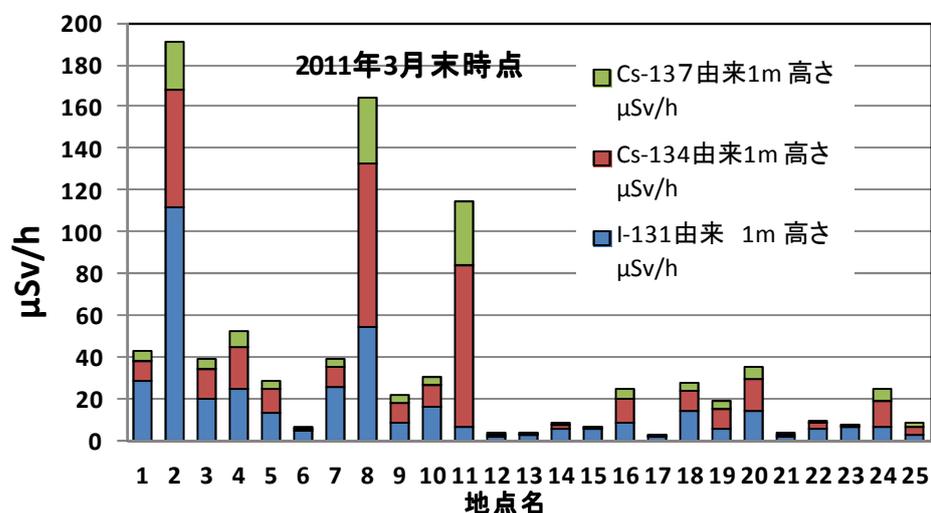


図4 土壌分析結果からの空間線量および核種毎の寄与率 (2011年3月末)

## 1-2. 地水圏環境中の放射性セシウムの挙動の基本特性

放射性物質の環境動態や廃水・固体放射性廃棄物の処理処分に関する研究において、放射性のヨウ素・セシウム・ストロンチウム、その中でも I-131、Cs-137、Sr-90 はもっともよく研究されてきた核種に属する。これらはいずれも U-235 や Pu-239 等の核分裂時の収率

が高い核分裂生成物であり、大気中核実験当時には各地に多量に降下した。またたとえば発電用原子炉等からの高レベル放射性廃棄物の最終処分の安全評価では、これらの長半減期の放射性同位体である I-129, Cs-135 が重要核種として問題になる。そのため、特に I-131、Cs-137 をトレーサとして用いた研究は多数にのぼる。

原発事故直後からマスコミおよび一般市民の口から、しきりにこれらの「古くて新しい」核種の名前が聞かれるようになった。福島第一の事故がもたらした不幸な事態といえる。ここでは地水圏環境中の放射性セシウムの分布にかかわって、特にその吸着（筆者の専門分野では理由があって「収着」と称してきたが本報告では一般の読者向けに「吸着」としておく）および拡散挙動について紹介する。

### 1-2-1 地質媒体への吸着現象一般について

一般に土壌その他の地質媒体への水中微量物質の吸着は、(1)吸着表面への物理吸着（低極性の被吸着物質の場合、あるいは表面での沈殿形成）、(2)表面での化学反応による吸着、(2) 吸着表面との静電氣的相互作用（イオン交換あるいは内圏・外圏錯体形成）、(3)同形置換、(4)固溶体形成、(5)鉱物結晶あるいは固体細孔内への拡散、等によっておこる。吸着現象は、吸着される物質及び吸着表面のみならず、吸着の起こる環境に左右される。

室内実験で吸着現象を見ることがしばしば行われる。その場合、同じ地質媒体・同じ物質の吸着であっても、吸着の起こる環境を人為的に変えることができる。たとえば、a. 担体濃度、b. トレーサの化学形、c. 液相 pH、d. 酸化還元雰囲気、e. 温度、f. 回分式吸着試験の場合なら固相質量(g)と液相容積(ml)の比（固液比）、g. 液相組成（共存塩等）、h. 収着期間、などである。また、試験に供した地質媒体あるいは土壌についても、特性評価が必要である。

特に土壌は吸着媒体として複雑である。土壌の生成論的分類に従えば、母材・生物・気候・地形・時間の要因に支配されて生成・変化するダイナミックな環境の要素である。我が国の気候は温暖多雨で、土壌は元素の溶脱が進み、農耕土等以外の多くの土壌は酸性を示すので、諸外国の土で炭酸カルシウムを含み、アルカリ性を示すような土、あるいは冷涼な気候下で発達する酸性ポドゾルのような土とは同じ放射性物質でも吸着特性が大きく異なる。しかも、吸着実験に供するに際して、例えば土壌を冷蔵保存したことによってその表面荷電特性が変化してしまったなども筆者は経験したことがある<sup>13)</sup>。まことに土壌は生き物で厄介な対象である。

土壌側の個別因子を土壌 pH、土壌有機物含有量および有機物の特性、土壌中石灰分(CaCO<sub>3</sub>%)、陽イオン交換容量(CEC)あるいは陰イオン交換容量(AEC)、非結晶質鉄酸化物含有割合、粒径構成（粘土質、シルト質、etc）、土壌粘土の種類などの個別因子として列挙し検討する試みも数多く行われてきたことを述べておく。

さらに土壌の多くは団粒構造を有しているか、または風化した砂等であれば細孔を有し

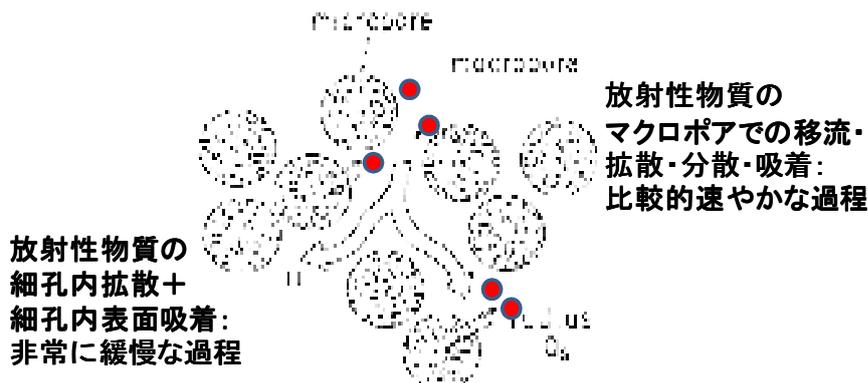


図5 土壌内での放射性物質の移行過程

マクロポア内における土壌水と細孔内にある土壌水をそれぞれ流動水、不動水と区別して考えるアプローチもある。このような系における放射性物質の移行を模式的にあらわしたのが図5である。図の中にも記したように特に放射性物質の細孔内拡散および細孔内表面吸着は緩慢な過程である。また細孔内表面に吸着しやすい放射性核種ほど、細孔内拡散の見かけの拡散係数は小さくなる。そのため、土壌へのセシウムの吸着は、平衡に達するのに意外に時間がかかるという現象が観察される。また、脱離過程も同様に、細孔内表面に吸着した核種の脱離と拡散の過程がともすれば律速段階となる。

### 1-2-2 放射性セシウムの土壌・土壌鉱物・有機物等への吸着現象

セシウムはアルカリ金属でありいわばナトリウムやカリウムの親戚で、水溶液中のイオンは正の電荷をもつ(例  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cs}^+$ )。いわゆる HSAB 理論によればセシウムは硬いルイス酸に属し、硬いルイス塩基と親和性が高い(表2)。硬い酸・塩基の特性はイオン半径が小さくて、分極しにくい。硬い塩基は電気陰性度が高い。すなわち吸着表面との化学的相互作用で言えば、これらの硬いルイス酸はたとえばイオン交換など比較的単純な相互作用で吸着しやすく、土壌の有機物などとの複雑な錯体形成は起こりにくい。また、土壌中の酸化還元雰囲気その他の条件変化によっても、それ自体の存在形態の変化は受けにくい(例えば堆積物中での還元雰囲気が発達でそれまで放射性セシウムが吸着していた鉄鉱物が溶解する等の形での間接的な影響は受ける。従って、ある意味で言えば研究者にとっては面白くない被吸着物質に属する。これに比べると例えば放射性ヨウ素等の土壌中挙動は複雑で、面白いことが沢山ある。

大部分の土壌鉱物は pH によって変化する変異荷電をもち、一部の鉱物は格子欠陥に起因する永久的な荷電(多くは負電荷)をもっている。そのため環境中で一般に認められる pH 領域で土壌は全体的として負の電荷を帯びているので、アルカリ金属イオンを吸着する。ただし、特に  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  に関する限り、いったん土壌に吸着されても土壌溶液中に多い  $\text{Ca}^{2+}$  等の多価陽イオンによって比較的容易にイオン交換されて脱離することが多い。従って  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  が土壌上に降下しても、いずれ降水などによってこれらは土壌から抜けていくと言

うこともできる。

一方、セシウムイオンはもともとナトリウムやカリウムに比べて土壌溶液中の担体の存在量が少ないこともあるが、単なるアルカリ金属イオンにしては、土壌によって実によく吸着される。その原因の一つは土壌中の粘土分への吸着である。50年前に、この分野の古典的論文が出版され、イライトや雲母などの層状ケイ酸塩鉱物の欠陥部分にセシウムが取り込まれる特異的な吸着について報告された<sup>14)</sup>。それ以降、様々な粘土鉱物等へのセシウムの吸着が検討され、鉱物中のカリウムとセシウムの置換などが明らかになった。結果として無担体の放射性セシウムは土壌に対して高吸着性であるとの認識が研究者の間で広まるに至った。なお、土壌溶液中の競合塩濃度が多いほど放射性セシウムの吸着速度は遅く、かつ吸着効率は低下するので、例えば海水に漬かった土壌中ではそうでない土壌よりも放射性セシウムの吸着は少なくなると見なければならぬ。ただし、海水に漬かることは大方の場合、土壌のpHを上げることになるので土壌の変異電荷はより負側に発達し、その意味では酸性の土壌に対しては海水に漬かることは放射性セシウムの吸着促進効果もある。また、細かく言えば共存塩類の組成によって吸着は変化し、例えば硫酸イオンの共存は似たような液相のイオン強度・pHの条件下で放射性セシウムの吸着を促進する効果もある<sup>15)</sup>。

福島の事故以後、腐植質有機物への放射性セシウムの吸着が多いのではないかという話も出た。土壌腐植そのものは確かに陽イオン交換座を多く有し、アンモニアやカリウムなどの土壌栄養分、各種の重金属を濃集しやすい。放射性セシウムに対しても吸着能ありとみてよい。ただ、放射性セシウムは硬い酸である特性上、陽イオン交換座の多い土壌有機物に対しては単なるイオン交換吸着しかしないという側面があると筆者は考えている。イオン交換吸着は、土壌中では、いずれは多価陽イオン等により脱離されるということを意味する。これは例えば放射性降下物として降下したプルトニウムが土壌腐植に強固に吸着しているが、セシウムはそうでないという傾向とも一致している<sup>16)</sup>。

**表2 HSAB理論に基づくセシウムの特性**  
hard acidはhard baseと仲よし(softはsoftと)

Acids		Bases	
hard	soft	hard	soft
H <sup>+</sup>	CH <sub>3</sub> Hg <sup>+</sup> , Hg <sup>2+</sup> ,	OH <sup>-</sup>	H <sup>-</sup>
Li <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Cs <sup>+</sup>	Pt <sup>2+</sup>	RO <sup>-</sup>	RS <sup>-</sup>
Ti <sup>4+</sup>	Pd <sup>2+</sup>	F <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup>	I <sup>-</sup>
Cr <sup>3+</sup> , Cr <sup>6+</sup>	Ag <sup>+</sup>	NH <sub>3</sub>	PR <sub>3</sub>
BF <sub>3</sub>	BH <sub>3</sub>	CH <sub>3</sub> COO <sup>-</sup>	SCN <sup>-</sup>
R <sub>3</sub> C <sup>+</sup>		CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	CO
	M <sup>0</sup>	N <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>
	Au <sup>+</sup>		

さて、吸着しやすいということは脱離しにくいということと同義である。土壌などに吸着した放射性セシウムを脱離させるための研究が多数行われてきた。カリウムイオン、アンモニウムイオン、セシウムの安定同位体イオンなどによる脱離について研究が行われた。土壌によってはその効果は限定的であることが判っている。たとえば、0.2Mの重

シュウ酸アンモニウムで抽出することで土壌の鉄・マンガン酸化物鉱物そのものをかなり侵襲的に溶解する<sup>17)</sup>、あるいは塩酸等で粘土を破壊するような手法では当然ながら効果が出るが、これは吸着した放射性セシウムを脱離させるというよりも、吸着座ごとセシウムを溶解する方法に相当する。

一方、チェルノブイリ事故時、放射性セシウムの降下の多かったソ連の地域には、運悪く放射性セシウムの吸着の少ない酸性ポドソル等の土壌が広く分布していた。従って、これらの地域ではセシウムの土壌からの脱離・植物への移行などが起こりやすい条件になった。そのため、逆にヒマワリなどの植物を利用したファイトレメディエーションという試みもある程度成立した。ただし、例えばチェルノブイリ現地の地下水などへの放射性セシウムの移行は、放射性ストロンチウムに比べれば大幅に少なく、このような条件下でも放射性セシウムの移行はある程度土壌によって抑止されるということがわかった<sup>18)</sup>。

わが国の土壌は概して、放射性セシウムを吸着しやすいが、一方、諸外国にはセシウム低吸着性の土壌もある。典型例は酸性ポドソル、泥炭等である。このような土壌は土壌生成論的には、日本の本州地域ではどちらかというところ稀である(一部の高地等には存在する)。これらの土壌でセシウムが吸着しにくい要因としては、pH や土壌の荷電特性、土壌鉱物組成、比表面積、溶解性の有機物量等の特性が関与している。

なお、セシウムは安定同位体としても存在し、土壌水中のその濃度が高ければ同じ土壌でも放射性セシウムの吸着力は低下する。仮に土壌の放射性セシウム吸着特性を実験的に検討するとき、安定同位体のセシウムを自然界における以上の量加えてしまうと、無担体の放射性セシウムで実験するのとまったく異なる結果となるので注意が必要である。

## 2. 除染に向けての考え方と諸団体・企業のとりくみ

### 2-1 放射性セシウムの除染の考え方

日本土壌図によれば福島県では火山性の黒ボク土や褐色森林土等が広く分布し、筆者が現地で見たとくろでは黒ボク特有の有機物が集積していない火山灰土や、母材からの土壌生成過程が十分でないその他の未熟土等も見出されるようであった。いずれにしても、全体に明らかに放射性セシウムを吸着しやすい土壌であると見えた。実際、文科省の調査でも、降下した放射性セシウムの鉛直方向の移行は事故後半年前後でほぼ表層5cm内にとどまっております、過去の大気中核実験のフォールアウトのそれと同様、表層土内に保持されるものと考えられる。

これは、チェルノブイリの周辺と異なり、福島周辺では放射性セシウムの土壌から農作物、あるいは水道水源への移行はどちらかというところ起こりにくい(陸産物の摂取による内部被ばく源にはなりにくい)ことを示唆する。また、海洋に沈着あるいは放流された放射性セシウムが海産物への濃縮を経て内部被ばく源になる経路は本論では検討しないこととする。しかし、土壌表層や建材の細孔内にとどまったセシウムは外部被ばく源となることは疑い

ない。

本報告の1-2節で述べたところからも推定されるように、特に我が国の土壌や瓦などの建材に降下したセシウムについて、もとの土壌や建材を大きく損なうことなく、それだけを単独に脱離させるというのは実は容易でない。従って、まずは高濃度の汚染部分（たおてば表層土5cm深さまで）を物理的に撤去することが費用効果比としては合理的になるケースが多い。

土壌中の放射性セシウムの保持量は、当然ながら比表面積の大きい細粒分が多くなるので、いわゆる一般の有害物質による土壌汚染対策で行われるのと同様、水洗いと分級操作によって土壌から細粒成分だけを分離してこれに凝集剤を添加して沈降分離することは原理的には可能である。また、シュウ酸や、塩酸その他の薬剤を使用してセシウムを土壌の成分とともに溶かし出すこともできるが、問題はこれらの薬剤中に溶解させたセシウムの回収をどうするか、薬剤を使用した後の土壌や建材の健全性はどうかということになる。

薬剤や排水中のセシウムの分離については、たとえばゼオライト鉱物・イオン交換樹脂・チタン酸塩等による吸着、フェロシアン化物による化学共沈やイライト等の粘土を使った凝集沈殿、逆浸透膜による処理が可能である。アルカリ金属のフェロシアン化物がCd、Fe(II)、Pb、Zn、Ni、Nd、Ga、Fe(III)と結合して沈殿形成をする現象については1920年から1960年ごろに盛んに研究された。1960年ごろから核分裂生成物中のセシウムを沈殿分離して回収する目的でフェロシアン化銅などが用いられてきた。フェロシアン化鉄は乳牛に投与して放射性セシウムを乳中に出さずに排泄させるための薬剤としても使用されている。これらの技術は例えば福島で原発からの高濃度の放射能汚染水処理に応用されたが、それについては本年夏頃に雑誌において特集記事を予定しているのでそちらを参照されたい<sup>19)</sup>。

## 2-2 諸団体のとりくみ

原子力災害対策本部は2011年8月26日「除染推進に向けた基本的考え方」を発表し、①推定年間被ばく線量が20ミリシーベルトを超えている地域を中心に、国が直接的に除染を推進する、②推定年間被ばく線量が20ミリシーベルトを下回っている地域においても、市町村、住民の協力を得つつ、効果的な除染を実施し、推定年間被ばく線量が1ミリシーベルトに近づくことをめざす、③子どもの生活圏（学校、公園等）の徹底的な除染を優先し、子どもの推定年間被ばく線量が一日も早く1ミリシーベルトに近づき、さらにそれを下回ることを目指す、とした。

上記の取り組みでは、住民や自治体による自主的除染も推奨している。実際に住民の手で建物の洗浄、表土や溝の汚泥の撤去などが行われていることから、2011年12月には環境省が「除染関係ガイドライン（第一版）」を発行している。

土壌の除染や原発汚染水処理をめぐる企業や研究者の動きも様々にあった。JAEAや原

子力学会等の団体がそれまでの成果や諸外国での研究も含めてとりまとめている他、新たな研究に着手したグループもあり、高濃度汚染水処理を巡っては国内では東芝・日立などの企業が動いた。また、各地の中小企業も独自の活動をしている。

さて、広範囲な放射性物質の降下に伴い、福島県以外でも様々な廃棄物中に放射性セシウムが濃縮される事態となった。特に問題になっているのは焼却工場からの焼却灰（特に飛灰）、下水処理場からの下水汚泥、浄水場からの上水汚泥等である。例えば焼却灰については環境省は放射性セシウム 8,000 Bq/kg 以下のものは通常の焼却灰と同様に扱って埋め立て処分してよいとし、8,000 Bq/kg から 100,000 Bq/kg 以下のものについては管理型の処分場にて適正に処分（環廃 110831001, 平成 23 年 8 月 31 日）となっている。しかし東北から遠い自治体などでは微量に放射性セシウムを含む災害廃棄物の受け入れを巡って、議会において受け入れ拒否決議をするところも現れた。

その中で例えば大阪府においては、岩手県の災害廃棄物受け入れの安全性を巡って独自に技術的な検討とアセスメントを行って、受け入れに前向きな姿勢を表明している<sup>20)</sup>。従来、放射性物質を含む廃棄物の処分のアセスメントは、原子力や RI 利用にかかわる国の組織で行ってきており、モデル式やパラメータについてはそれなりの蓄積がある。基本的にはこれを利用して、自治体の実情に合わせてパラメータを変更することで、自治体でも独自の判断が可能である。

「国の言うことは信用できない」と言うのは、福島事故後、筆者が多くの自治体関係者・住民から聞いた言葉である。しかし、放射能を巡る様々なリスクの評価についてはこれまでに膨大な研究がおこなわれ、環境アセスメントにおいても使いやすいようにきちんと定式化された成果物も多い。これらを利用した上で、自治体ごとの独自の事情を考慮することで、地域において色々な判断ができるものとする。

日本社会では「リスク」に基づく判断は根付かないと長らく言われてきた。しかし、東日本大震災で大きな被害を受けた地域を含め、日本全体が今後、国家として生き延びていくためには、リスクベースでの理性的な議論と判断が欠かせないと考える。

## 参考文献

- 1) WHO, Health effects of the Chernobyl accident and special care programmes (2006).  
[http://www.who.int/ionizing\\_radiation/chernobyl/who\\_chernobyl\\_report\\_2006.pdf](http://www.who.int/ionizing_radiation/chernobyl/who_chernobyl_report_2006.pdf)
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation Annex D. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident (2008, ただし暫定版). <http://www.unscear.org/unscear/en/publications.html>
- 3) International Advisory Committee. The International Chernobyl Project. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. Technical Report. IAEA, Vienna (1991).

- 4) Benedict M., Pigford, T. H., Levi, H. W., 使用済み燃料とプルトニウムの化学工学、原子力化学工学第III分冊 (1984)
- 5) 藤川陽子 福島第一原発事故の環境影響速報 2.放射性降下物の状況と水道水等への影響 環境技術 40(4) 233-239 (2011)
- 6) ヨウ素 131 の土壌濃度マップ  
[http://radioactivity.mext.go.jp/ja/distribution\\_map\\_around\\_FukushimaNPP/0002/5600\\_0921.pdf](http://radioactivity.mext.go.jp/ja/distribution_map_around_FukushimaNPP/0002/5600_0921.pdf)
- 7) 原子力安全委員会、原子力施設等の防災対策について」(昭和55年6月原子力安全委員会決定) 平成22年8月一部改訂
- 8) 文部科学省、横浜市が採取した堆積物及び堆積物の採取箇所の周辺土壌の核種分析の結果について [http://radioactivity.mext.go.jp/ja/5650/2011/5650\\_1124.pdf](http://radioactivity.mext.go.jp/ja/5650/2011/5650_1124.pdf)
- 9) 文部科学省放射能測定法シリーズ「放射性ストロンチウム分析法」(平成15年改訂)
- 10) 藤川陽子 軽水炉における原子力災害の環境影響-土壌・水環境における放射性物質の分布状況と環境修復の方策 環境技術 40(5) 305-311 (2011)
- 11) Fujikawa, Y. and Fukui, M., Variations in adsorption mechanisms of radioactive cobalt and cesium in rocks. *Journal of Contaminant Hydrology*, 8, 177-195, 1991.
- 12) Paller, M. H., Jannik, G. T., Fledderman, P. D., Changes in Cs-137 concentrations in soil and vegetation on the floodplain of the Savannah River over a 30 year period. *J. Environ. Radioactivity*, 48: 47-56 (2009).
- 13) 藤川陽子、菅原 正孝、火山灰土のリン・フルボ酸吸着性能が保管条件により変化する理由の検討、第9回環境技術学会研究発表大会講演集、49-50 (2009).
- 14) Tamura, T. and Jacobs, D. G. Structural implications in cesium sorption. *Health Physics*. 2: 391-398 (1960).
- 15) Fujikawa, Y. and Fukui, M., Radionuclide sorption to rocks and minerals: Effects of pH and inorganic anions. Part 1. Sorption of cesium, cobalt, strontium and manganese. *Radiochimica Acta*, 76, 153-162, 1997.
- 16) Fujikawa Y., Zheng, J., Cayer, I., Sugahara, Y., Takigami, H. and Kudo, A., Strong Association of fallout plutonium with humic and fulvic acid as compared to uranium and Cs-137 in Nishiyama soils from Nagasaki, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 240, 69-74, 1999.
- 17) Shuman, L. M., Separating soil iron and manganese oxide fractions for microelement analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 1099-1102 (1982).
- 18) Vyacheslav Shestopalov (ed.) Chernobyl disaster and groundwater. AA Balkema Publisher (2002)
- 19) 原発放射能汚染水の浄化技術特集、環境技術、41(6)、(2012)
- 20) 大阪府環境農林水産部循環型社会推進室「災害廃棄物の処理指針に係る検討会議」について <http://www.pref.osaka.jp/shigenjunkan/kentoukaigi-no-setti/>