

放射性セシウムの中での移動、水系への流出、農作物への移行

(2014.1.28 檜葉町除染検証委員会資料)

東京大学農学生命科学研究科 塩沢 昌

1. 水の放射性セシウム濃度は、土壌・底泥との濃度平衡で決まる

1)土壌中の放射性セシウム移動速度

土壌中の放射性セシウムは年に約 1600mm の降雨浸透にもかかわらず、大半が表層の 5cm 以内（平均 2-3cm）」に止まっている。土中の放射性セシウムの鉛直濃度分布から平均移動量を求める著者のモニタリング調査によれば、降雨浸透に伴う放射性セシウムの降下速度は、2011 年 3 月のフォールアウトから 2011 年初夏までの間に、10-30mm で、降雨浸透の水分子の平均浸透速度の 1/20 程度と速かったが、その後、2011 年秋までに水分子の速度の 1/200 程度になり、2012 年の一年間で 2-10mm 程度（水分子の 1/200~1/1000）に低下した。今後、さらに低下すると予想される。これは、土粒子に固定された放射性セシウム濃度と平衡する土壌水中の放射性セシウム濃度が低く、土壌水が移動しても放射性セシウムは極めて移動しにくいことを示しており、粘土を含む土壌に浸透した放射性セシウムが地下水や河川に流出することはないと言ってよい。

2)森林からの流出

森林流域から年間に流出している放射性セシウム量は、日本の森林からの降雨流出量（約 1000mm/y）と福島県における河川水の放射性セシウム濃度（溶存態+懸濁態）（例えば大柿ダムへの流入水濃度）から計算され、流域に存在する放射性セシウム量の約 1/1000 である（流出半減期約 700 年）。これは、河川敷に降下して河川底の土粒子に固定された放射性セシウムが、主に豪雨時に、土粒子として上流から下流まで、全体として少しずつ下流に移動している現象といえる。ため池やダムも同様で、湖面にフォールアウトした以上の放射性セシウムは底泥に堆積しておらず、この状況で、ため池やダムの存在が下流に流出する放射性セシウム濃度を増大させるメカニズムは想定できない（集水域が市街地のため池は別）。

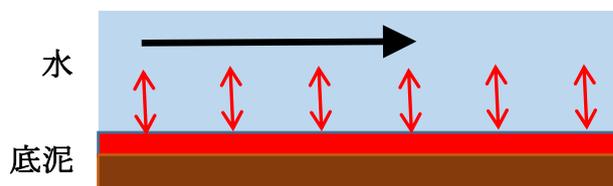


図1 水の Cs 濃度（溶存態；Bq/L）は底泥の Cs 濃度（Bq/m²）との平衡に支配され、水だけ上昇はできない。

放射性セシウムの降下から十分な時間を経た現在、土壌水・河川水・貯水池の水の放射性セシウム濃度（Bq/L）は、水が接する土壌・底泥に吸着濃度（Bq/m²）との濃度平衡によって支配され、水の濃度（水溶性）のみが上昇することはできない。

2. 水系（河川、水路、ため池）への大きな放射性セシウム流出源は、アスファルト・市街地である。

著者は、放射性セシウムの水系への流出源を明確に示すために、ため池の底泥に存在する放射性セシウム濃度（ F_{sed} ; Bq/m²）を測定して湖面にフォールアウトした放射性セシウム濃度（ F_{fall} ; Bq/m²）（た

め池周辺の土壌濃度) を測定する調査を行い、集水域が森林のため池と集水域が市街地(アスファルト被覆)のため池を比較した。集水域が森林のため池に存在する放射性セシウム濃度 (Bq/m^2) は周辺土壌より低く ($F_{sed}/F_{fall}=0.85$)、周囲より高いため池 ($F_{sed}/F_{fall} > 1$) は集水域が市街地(アスファルト被覆)のため池であった。集水域が森林のため池で $F_{sed} < F_{fall}$ であるのは、2011年のフォールアウト直後のプランクトン等に付着して沈んで底泥に移行するまでの間に下流に流出したためである。

一般に、除染していないアスファルト道路表面の放射性セシウム濃度 (Bq/m^2) は、近くの土壌表面濃度 (Bq/m^2) の1/2であり、これは2011年夏の時点から変わっていない。アスファルト表面に降下した放射性セシウムのおよそ1/2は「どこかに」移動したのである。すなわち、側溝に流出して土砂として下流に沈殿した河川に流出して底泥含まれ、ホットスポットを形成している。

農業用水路内の土砂に含まれる高濃度の放射性セシウムも、2011年に周辺道路のアスファルトから流出して水路に入ったもので、遠方の水源から輸送されたものではない。農業用水路の除染においては、遠方の水源ではなく農地直近の水路の土砂の除去を行うべきである。

3. 農作物への移行

移行係数は、土壌によって大きく異なる。放射性セシウムを強く固定する粘土鉱物(イライトや雲母風化物)の量が多いほど放射性セシウム固定力が強いが、見た目はもとより、一般に測定される土壌特性との相関はない。土壌カリウムが不足すると植物はカリウムを積極的に吸収しようとして放射性セシウムを吸収するが、必要以上にカリウムを増やしても吸収減少できるわけではない。放射性セシウムのフォールアウト直後(数ヶ月)は交換態の放射性セシウムが多く移行係数は大きかったと考えられるが、一般的には数ヶ月で大きく低下した。

米について、2013年に基準値 ($100Bq/Kg$) 越えをした水田の土壌は、放射性セシウム固定力が弱く、交換性放射性セシウムの割合が高い土壌である(用水経路でのCs流入が主因ではないであろう)。これに対しては、ゼオライト等の放射性セシウム固定材の継続的散布が期待される。図4における長期遷減部の移行係数は、この土壌特性(放射性セシウムを強く固定する特定の粘土の含有率)によって決まると考えられる。同程度の粘土含有率でも、含まれる粘土鉱物によって、移行係数は数倍~10倍程度まで異なるが、その値は作付けをしなければわからない。試験作付けを広く行うことが重要である。檜葉町2013年度水稻栽培試験では、移行係数はおよそ0.003であるが全袋試験のばらつきが大きい。

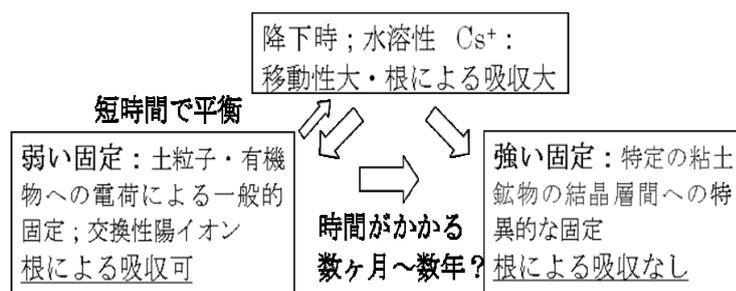


図2 土壌・有機物による放射性セシウムの固定。降下時に針葉樹の葉や木肌に多量に付着しており(電荷による固定)、大半がイオン形態で降下したと思われる。

参考文献

塩沢昌：放射性セシウムの土壌中の挙動、稲への移行、水系への流出。放射能除染の土壌科学(学術会議叢書20) p.64-93, 日本学術協力財団

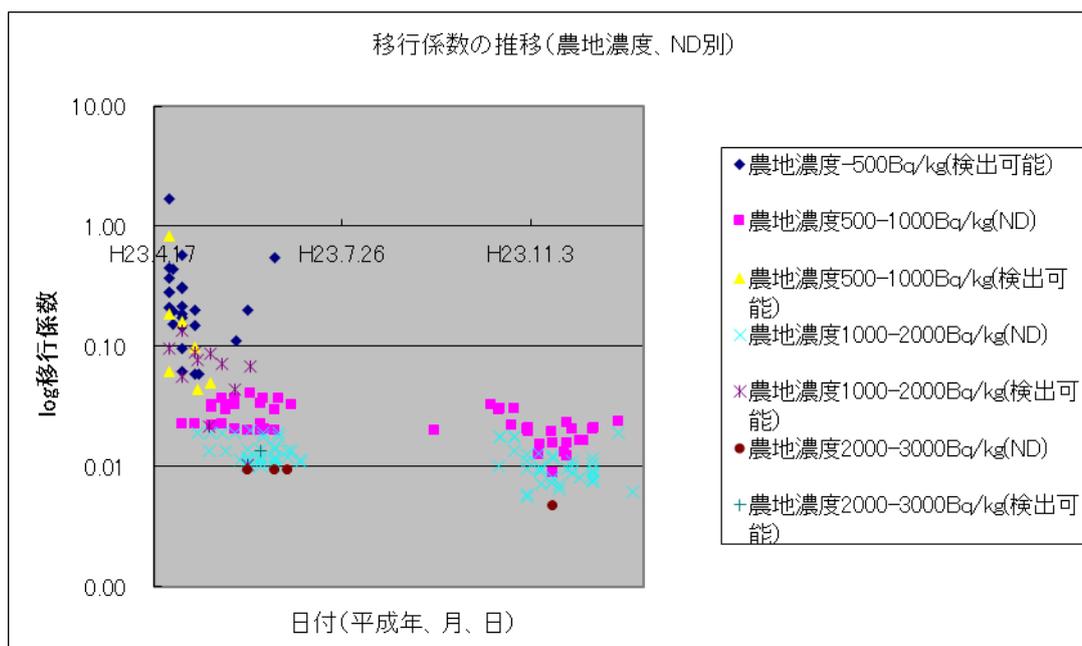


図.3 ホウレンソウの移行係数の推移。ホウレンソウの濃度は福島県のモニタリングデータを用い、土壌は産地の市町村の平均土壌濃度を用いてから算出した。根から吸収したデータのみである。ホウレンソウ濃度がNDのものは測定限界値の1/2としている。(光岡・塩沢・二瓶; 未発表)

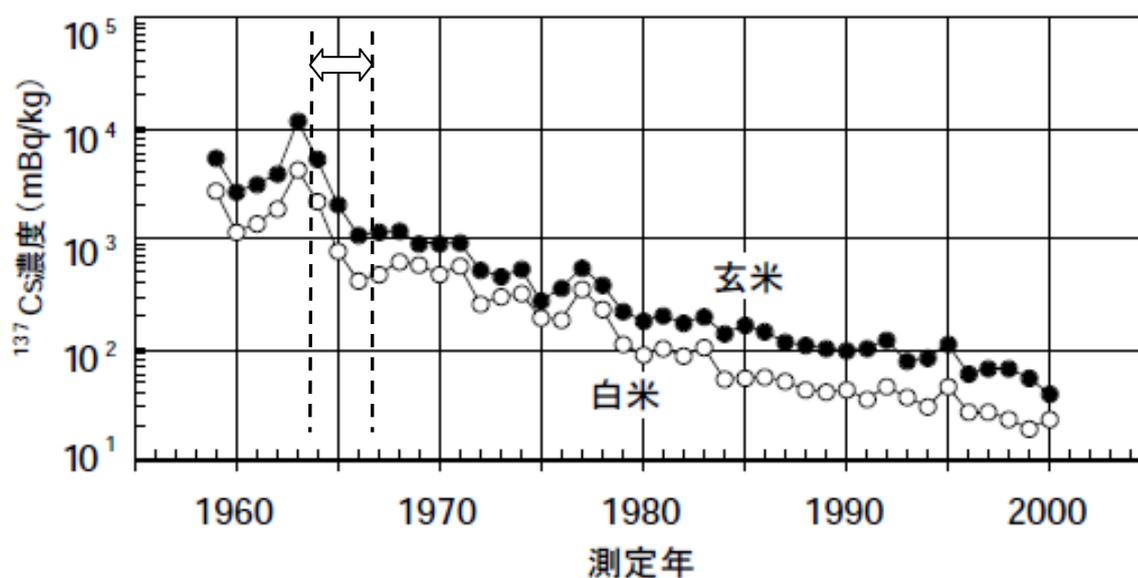


図4 玄米と白米における ^{137}Cs 濃度の経年変化(全国平均)(駒村ら⁷⁾に加筆)

大気圏核実験による ^{137}Cs の降下量は、1963年をピークとして1966年までの3年間に1/10となった。この間、玄米への移行も3年間で1/10となっており、前年やそれ以前の大きな降下量の影響が残っていない。しかし、1966年以降は、 ^{137}Cs 降下量は同様の割合で減少したにもかかわらず、玄米への移行はゆっくりとしか減少していない。このことは、降下した ^{137}Cs の米への移行係数は、最初の一年間で大幅に(一桁程度)減少し、その後は20年間で1/10になる程度の割合でゆっくりと減少することを示している。

表 檜葉町水稲実証栽培試験結果 2013 年度

No.	地域	土壤 Cs-134, Cs-137 (Bq/kg)	土壤カリウム (mg/100g)	玄米 Cs-134, Ca-137 (Bq/kg)	全袋最小 (Bq/kg)	全袋最大 (Bq/kg)	移行係 数	全袋/ 坪刈
1	上繁岡	2500	3	17.0	4.5	27	0.0068	全袋
2	上繁岡	5000	22	3.4			0.0007	坪刈
3	上繁岡	3300	7	5			0.0015	坪刈
4	井出	4100	2	12.6	0	27.9	0.0031	全袋
5	井出	1500	9	4.6			0.0031	坪刈
6	上繁岡	3200	7	10.3	0	26.4	0.0032	全袋
7	下繁岡	1900	14	1.3	ND		0.0007	坪刈
8	大谷	1400	4	2.7	0	14.5	0.0019	全袋
9	大谷	1500	5	8.2	0	30.7	0.0055	全袋
10	上小埞	1700	16	2.7			0.0016	坪刈
11	山田岡	2300	6	6.1	0	21	0.0027	全袋
12	山田岡	1600	10	6.1	0	21	0.0038	全袋
13	大谷	1100	15	1.2			0.0011	坪刈
14	山田岡	290	6	9.0	0	25.5	0.0309	全袋
15	山田岡	580	0	9.1	0	31.2	0.0157	全袋

全袋検査 226 袋中 25~50Bq/kg が 12 袋、30Bq/kg 以上 4 袋