

総説

東京電力福島第1原子力発電所事故から5年 復興目的で取り組んだ環境の放射性セシウムを対象とした研究

Five years has passed after TEPCO Fukushima Daiichi NPP accident Research of Environmental Radioactive Cesium for Reconstruction

原子力研究所 山西弘城

東京電力福島第1原子力発電所事故後の2011年4月から環境の放射性セシウムを対象として卒業研究等で取り組んできた。福島第1原発から大量に放出された放射性セシウムは表土に沈着し、外部被ばく源、内部被ばく源となった。復興に向けて除染ということで放射性セシウムの回収が行われている。被ばく源としての放射性セシウムの現状と挙動の把握、放射性セシウムの回収と処理が課題である。原子力研究所第3研究室を中心として、土壌における沈着状況、土壌と植物等との間の循環、土壌からの除去方法、空間線量率への寄与などの観点から検討を進めてきた。

1. はじめに

東北地方太平洋沖地震によって津波が起き、その影響で東京電力福島第1原子力発電所（以下、福島第1原発）において事故が発生し、大量の放射性物質が環境中に放出された。

原子炉には、核分裂反応による生成物があったが、その中の揮発性の高い元素であるヨウ素やセシウム、クリプトンやキセノンが放出された。不活性ガスのクリプトンやキセノンは物質に吸着することなく拡散していったが、ヨウ素とセシウムは乾性沈着もしくは湿性沈着によって地表面やそこに在った物の表面に沈着した。その代表的な核種は、I-131、Cs-134、Cs-137であり、それぞれの半減期は8日、2年、30年である。これらの放射性核種は、外部被ばく源であり、農作物等を通じての内部被ばく源である。1年を超える長期的な影響としては、放射性セシウムが主要因となる。セシウムは、土壌、特に粘土鉱物に強く吸着していて、容易に水に溶け出さない。放射性セシウムの環境中での挙動は、土壌と有機物がキーである。「除染」は環境中にばらまかれた放射性セシウムを回収することであった。「除

染」として、表土除去、草刈り、木の皮や屋根や樋や側溝の洗浄が実施された。

放射線影響や環境放射線を研究分野とする近畿大学原子力研究所第3研究室では、この未曾有の大参事にあつて、卒業研究に取り組む学部4年生も大学で学んだことを活かして自らの手で事象を確かめようと考え、研究テーマとしてきた。本報告では、卒業研究の成果も交えながら、研究室で取り組んできた研究について記す。

本報告で記すほとんどの研究には、福島県伊達郡川俣町で採取した土壌や落葉、植物などを用いた。川俣町は、浪江町の北西、飯舘村の西に位置し、福島第1原発からは北西に30 kmを越えた距離にある。福島第1原発から高濃度の放射性物質が放出された際に風に乗って北西方向に広がり、雨や雪が降ったことで空气中を漂っていた放射性物質が地表に沈着した。放射性セシウム沈着量の多い領域は福島第1原発から北西方向に伸びていて、浪江町や飯舘村はその軸の中心に位置している。川俣町山木屋地区は浪江町の北西に隣接していて、Cs-137沈着量は100k ~ 3000k Bq/m²で、300k ~ 600k Bq/m²の占

める割合が大きい。川俣町内のそれ以外の地区のほとんどでは60k ~ 300k Bq/m²であり、川俣町の西に位置する福島市と同レベルであった [1]。

2. 放射性セシウム濃度の定量

放射性セシウムはベータ線とガンマ線を放出する。放出するガンマ線のエネルギーの主なものは、Cs-134の場合0.605 MeV、0.796 MeV、Cs-137の場合0.662 MeVである。測定試料から放出されるガンマ線を計数することによって測定試料中の放射性セシウム濃度を定量することができる。ガンマ線の測定には、高純度ゲルマニウム半導体検出器（以下、HPGe検出器）を用いた。測定に用いたHPGe検出器は相対効率16.3%と46.0%の2機種で、検出器を囲む鉛遮へいの厚みはそれぞれ5 cmと10 cmである。この鉛遮へいで天然のガンマ線源からのガンマ線入射を防ぐ。HPGe検出器のうち、相対効率46.0%、鉛遮へい厚10 cmのシステムは、福島第1原発事故起因の環境試料測定に用いるために近畿大学が購入してくれたものである。測定対象として採取した土壌や植物などの試料測定は、文部科学省のマニュアルに準拠して実施した。採取試料は、試料ごとに重量測定し、乾燥させて、乾燥重量を測定した後、U 8 容器に封入した。U 8 容器（プラ壺3-20、馬野化学容器株式会社）は、ポリスチレン製の円筒形容器で、内径約4.8 cm、容量約100mLである。検出器はU 8 容器形状の標準体積線源で校正済みである。ガンマ線分析プログラムには、SEIKO EG&G社製のガンマスタジオを用いて、自己吸収補正とサムピーク補正を行った。計数時間は試料の濃度の高低によって設定を変え600秒～40000秒とした。測定値は採取時の濃度を示すように半減期補正した。

本研究では、Cs-137について議論する。放射性セシウムはCs-134とCs-137があるが、挙動は同じである。一方で、Cs-134は半減期が2年と短いため、同じ試料でも測定時期によって変化する。他方で、Cs-137は半減期が30年と長いため、測定時期によ

る値の変化は小さい。

3. 土壌中での分布

福島第1原発から放出された放射性物質は風に乗って移動し、雨もしくは雪によって地表面に沈着した。放射性セシウムの土壌中での挙動については、1960年代にさかんに行われた大気中核実験に起因したフォールアウトの研究や、1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故の環境影響研究によって明らかにされてきた。地表面に降下したということ、セシウムが土壌、特に粘土鉱物に強く吸着することから、放射性セシウムのほとんどは地表の浅い層に存在していることは容易に推定できた。この推定の正しさを採取と測定によって確認した [1-4]。

土壌中放射性セシウム濃度の深さ分布は、土質によって異なると考えられる。学校の校庭、砂場、畑について、それぞれ採取して測定した。採取は土壌採取器で行った。校庭と砂場、畑では、深さ分布が異なっていた。当初の予想どおりに地表に放射性セシウムがあり、校庭では、採取した土壌の放射性セシウムのうちの約90%が地表から1 cmにあった。

空間線量率をサーベイメータ等で測定して回った際に、局地的に線量率の高い場所が見つかることがあった。そのような場所はホットスポットと呼ばれていた。ホットスポットはガンマ線源である放射性セシウムが集積された場所である。表土のうちの粒径の小さな粒子は、表流水によって高さの低いところに運ばれる。流路に落ち葉や草があると、そこで流れが滞り、小粒子が集積される。粒径の小さな土壌粒子の方が比表面積が大きいので、降下した放射性セシウムが表面に吸着した際に、結果として重量当たりの放射能が大きくなる傾向がありそうである。このようにして、ホットスポットが形成されたと考えられる。

林と稲垣らは、それぞれ採取した表土を粒径別に分級し放射性セシウム濃度を測定することに2011年7月に着手した [5-6]。その結果、以下のことがわ

かった。(1)粒径が小さいほどCs-137濃度が高かった。(2)表土を除去する場合、「水による洗浄を行い、細かい粒子を回収する」ことが除染効果を高める。(3)異なる土質(校庭・砂場・畑)でも、粒径が小さいほどCs-137濃度が高く、同じ傾向を示す。(4)Cs-137濃度と平均粒径との関係は、平均粒径の逆数と直線関係になり、面積あたりの吸着量が同じであると考えられる。この結果から、表土除去する場合は粒径の小さな粒子を逃さずに回収することが重要であることがわかる。また、除染廃棄物を減容化選別する場合に、水洗して分級することが効果的であることが言える。

酒井は、川俣町山木屋小学校体験農園の畑で深さ別に採取した土壌をそれぞれ分級して、放射性セシウム濃度を測定した。これを採取年別に比較して、放射性セシウムの土壌中での移動状況の考察を試みた [7]。

4. 土壌からの除去

除染として表土が除去され廃棄物となるが、その保管スペースは無制限にあるわけではないので、土壌廃棄物の減容が課題として挙げられる。放射性セシウムは粘土鉱物など土壌の細かい粒子に吸着している。そのため、粒径別に分級して組成や放射能レベルに適した処理を施していくことが適切と考えられる。放射能濃度が低い土壌は、放射性セシウムを溶出させることで、土壌そのものを再利用できるようになる。再利用を考えた場合、溶出に使用する化学物質として環境負荷の小さなものを選択することが望ましい。林と石渡らは、種々の化学物質について検討し、環境負荷が小さく実現可能な土壌再生手法の開発に挑戦した [1,5]。具体的には、特殊な有機酸試薬やキレート試薬などを用いて、緩和な条件で土壌からセシウムを競合的に溶出する条件を検討した。校庭表土を105℃で乾燥し、分級によって粒径1mm以下を選び出した。50mlの遠沈管に土壌5gと溶液30gを加えて、ローテータを用いて24時間

回転攪拌させた。3日間放置した後、測定試料への土壌粒子混入を防ぐために、遠心分離機にて3000rpmで2分間遠心し、上澄み液を孔径0.2μmのフィルターでろ過した。ろ過後の液体をU8容器に入れ、計数時間40000秒でHPGe検出器にて放射性セシウム濃度を定量した。溶出前の土壌5gに含まれる放射性セシウムに対する、溶出後の溶液に含まれる放射性セシウムから溶出率を算出した。Cs-134とCs-137の溶出率は誤差内で一致した。溶出率の大きいものは、リン酸(1M)36%、フィチン酸(0.1M)17%、クエン酸(10.4M)16%であった。それに続くのは、酢酸アンモニウム(1M)10%、炭酸アンモニウム(1M)10%であった。CsやK、Naとの置換効果を期待した硝酸セシウム、塩化カリウム、塩化ナトリウムはそれぞれ8%、6%、1%にとどまった。ギ酸と酢酸リチウムも試みたが、溶出した放射性セシウムは検出下限未満であった。

この結果を受けて、石渡は、クエン酸アンモニウムによる溶出を選択するとともに、それに続いてイオン液体を用いる逐次溶出方法を開発した [8]。土壌をクエン酸アンモニウム水溶液、イオン液体の順番で処理することにより、効率よく放射性セシウムを溶出できることを見出した。順番が反対あるいは両者の混液の場合には溶出率は大きく低下した。また、クエン酸アンモニウム水溶液処理後にイオン液体を繰り返し処理することによって、溶出率は相対的に上昇した。さらに、処理時間を増加させることで溶出率を上昇させることができた。安田は、この手法を分級した土壌に適用した。その結果、粒度や土壌の質によって効果が異なることが分かった [9]。

5. ため池等汚染拡散防止

ため池は、農業用水として使われる。事故時には、湖面に放射性セシウムが降下し、それが沈んで底土に保持されている。さらに、山林への雨によって表土の一部がため池に流入し、底土表層に堆積し

ている。流入しやすい土は粒径の小さいものである。粒径の小さい土や粘土鉱物には放射性セシウムが強く沈着していて、その濃度は高い。また、落葉などがため池に入り沈殿しているが、それらにも放射性セシウムが沈着している [10]。

2014年4月下旬に川俣町原子力災害対策課からの要請に基づいて、福島県の「ため池等汚染拡散防止の実証事業」に応募した。実証事業を開始するべく関係者と粘り強く話し合いを重ね、事業体制を組織し、11月末の実施へと漕ぎ着けた。施工は、川俣町小神地区の笠松池で11月29日から12月12日まで行った。除染の前後で、ため池の底質を採取し、そこに含まれる放射性セシウムの定量をすることで、除染効率を評価した。

この実証事業では、ため池の水に微細気泡発生装置で発生させた微細気泡を継続的に注入し、微細気泡によってため池の水の中や底質表層に存在している汚れ成分である有機物や土壌微粒子を水面に浮き上がらせ、その浮上物を回収した。微細気泡は、従前からダムやため池の水質と底質の浄化のために用いられてきた。微細気泡が、水中や底質表層にある有機物や粘土鉱物に吸着し、その浮力によって浮上させる。微細気泡は通常の気泡とは異なりすぐに浮かび上がることはなく寿命が長い。そのため、底質との接触時間が長く、底質の浮上させるべき成分に吸着できる。浮上物は、アクのようなものであり、それを水面から回収することによって、ダムやため池の浄化ができる。

福島県が施工前後でP S F測定（プラスチックシンチレーションファイバーを用いた放射線分布測定）と土壌採取を行った。P S F測定によって施工後は高濃度の領域が縮小するとともに、全体的に濃度レベルが低下したことがわかった。土壌濃度は試料によって異なり、施工後は施工前の0.40倍～0.70倍の濃度であった。また、近畿大学が採取した試料の測定からは、底質の放射性セシウム濃度は全体として大きく減少した。浮上物の放射性セシウム濃度

は高く平均で21.8 Bq/g乾重であった。気温・水温の低い中での微細気泡技術の適用となった。そのような厳しく困難な状況の下で結果として、除染効率20%～60%を得ることができた。今後、ため池について除染の要望が出されてくると思われるけれども、実施体制を見直して、除染効率評価や事業管理を適正に行える体制にする必要がある。

6. ひまわりや農作物等による吸収

植物は根を介して土壌中の放射性セシウムを吸収する。植物による土壌中放射性セシウムの除去が考えられる。事故後の早い時期に、ひまわりによる放射性セシウム除染に期待が寄せられた。

中山は、ひまわりの放射性セシウム吸収がその成長段階によって変化することを把握しようと試みた [11]。ミニひまわりを播種し、21日後を成長段階1、42日後を成長段階2、開花時を成長段階3として収穫し、部位別に放射性セシウム濃度を測定した。移行係数は成長段階1の葉と根で、それぞれ0.28、0.18と大きかった。成長段階3の葉と根では、それぞれ0.13、0.10であった。これら以外は0.04から0.09の範囲にあった。成長段階1で移行係数が大きかったが、成長段階1では重量が小さいため、回収できる放射性セシウムの量は大きくない。このことから、ひまわりを除染に用いても効率的ではないことがわかる。また、中山は、ホウレン草の栽培において、与える肥料によって放射性セシウムの吸収量に差異が生じるのではないかと考えた。窒素、リン、カリウムをそれぞれ多く含む肥料を用いて栽培し、収穫後に測定した。カリウムを多く含む肥料を与えた場合は、根の放射性セシウム濃度が他の肥料の場合の約4倍と約20倍と高かったが、葉の放射性セシウム濃度は他と同等もしくは低かった [11]。

藤川は、深さ分布がなく均一に放射性セシウムを含む土壌と、表層5mmのみに放射性セシウムを含む土壌とでは、ハツカダイコンの成長において部位別の放射性セシウム吸収が異なるのではないかと考

えた [12]。播種して7日ごとに収穫し、それぞれ成長段階 1～4 とした。均一混合土で収穫したものは、葉の放射性セシウム濃度が成長段階によらずほぼ同レベルで推移した。これに対して、側根は成長につれて濃度が上昇した。一方、表層5mmのみ放射性セシウム土壌では、成長段階に応じて葉の放射性セシウム濃度が上昇し、側根の濃度はあまり変化がなかった。このように、土壌中の放射性セシウムの分布が異なると植物への吸収のされ方が異なることがわかる。

植物が放射性セシウムを吸収する際のパラメータとして、土壌中のカリウムが挙げられる。また、カリウムを多く含有する作物が、他の作物に比べて放射性セシウムの移行係数が大きいことが期待される。吉田と山口は、カリウム濃度の高い農作物であるさつまいもとパセリに注目して、栽培土に添加するカリウム量の多少による放射性セシウム移行の差異を部位別（葉、茎、根）に測定した [13-14]。カリウムの添加は液体肥料のみの場合を少し、これに塩化カリウムを加えるものを多とした。結果として、放射性セシウム濃度は根、茎、葉の順に高く、さつまいもではカリウムの多少による差異は大きくなかった。パセリの場合、カリウム少で収穫したものの放射性セシウム濃度がカリウム多の約2倍であった。100gあたりのカリウム含有量がさつまいも470mgに対して、パセリ1000mgと多いことが、この結果と関係があるかもしれない。

吉田は、カイワレ大根の水耕栽培において、カリウム添加量の違いによる放射性セシウム吸収量の変化を実験によって得た [13]。放射性セシウムを含む溶液は、川俣町山木屋地区で採取した落葉を水に1週間浸け込んだ後、超音波洗浄機で30分間洗浄し、さらに、ろ過後に蒸発皿に入れ加熱により濃縮したものである。各プランターにはカリウムを添加した溶液200 mLを入れ、100個の種を蒔いた。種まきの翌日に発芽し、発芽率は95～100%であった。発芽から12日後に収穫した。カリウム濃度7.5 g/Lと9

g/Lとでは、成長不良で収穫量が少なかった。収穫したカイワレ大根は洗浄後に乾燥しU8容器に詰めてHPGe検出器にて測定した。結果を図1に示す。Cs-137濃度は乾燥前の濃度として示す。カリウム添加量3 g/Lまでに、Cs-137濃度は単調に減少し約70%になった。この結果から、カリウム添加によってセシウム吸収が阻害されることがわかる。

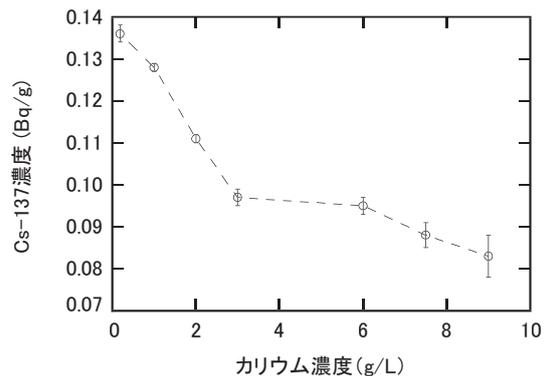


図1 カイワレ大根水耕栽培におけるカリウム濃度と放射性セシウム吸収との関係

村嶋は、土壌中にゼオライト等を混合することによる植物への放射性セシウム移行阻害について研究した [15]。土壌を粒径1mm以上の粗い土壌と粒径1mm未満の細かい土壌に分けて、それぞれにゼオライト、竹炭を混ぜたものを用意した。そこで生育したオヒシバとタカサブロウを採取して放射性セシウム濃度を測定し移行係数を評価した。オヒシバの場合、土壌の粗細で移行係数の違いはなく、竹炭によって約60%、ゼオライトによって約130%となった。タカサブロウの場合、土壌の粗細で移行係数は30～70%異なり、竹炭によって3～4倍に、ゼオライトによって0.5～1倍となった。このように、植物の種類によって放射性セシウムの吸収阻害に用いることができる吸着材が異なるものと示唆された。

7. 植物や落ち葉からの溶出

植物は根を介して土壌中の放射性セシウムを吸収する。事故によって放出された放射性セシウムは、

降雨や降雪によって地上にもたらされた。その際、山林では木の葉や落葉の表面への沈着もあった。またその後は、木や草が根を介して土壌中の放射性セシウムを吸収している。土壌を水に浸した場合、放射性セシウムの粘土鉱物への強い吸着のためほとんど溶出しないことは知られている。いま除染が進んでいて、枯れ草や落葉も除染廃棄物として集められている。土壌に吸着されている状態であると水に溶出しない放射性セシウムであるが、植物に吸収された後は植物の細胞内あるいは細胞間に取り込まれ、水に溶出しやすくなると考えられる。そのような状況で、草や落葉を水に浸けた場合の放射性セシウムの溶出量を評価することは重要であると考えられる。著者らは、山木屋小学校で植物や落ち葉を採取し、それらの水への溶け出しについて実験を行った [16]。

2013年5月に、川俣町の山木屋小学校でクローバー、たんぽぽ、よもぎを、小学校に隣接する林で落葉を採取した。採取した試料を風乾し約15gをそれぞれU 8 容器に入れて、HPGe検出器を用いて放射性セシウム濃度を定量した。濃度を定量した試料を不織布製の袋に入れて、500ccの水に長期間浸けた。浸け込み開始は2013年7月2日で、室温で放置した。浸け込んだ後の水をろ過後、重量測定して、マントルヒータで乾固させた。さらに、少量の水を用いて回収し、それをU 8 容器に移した後、赤外線オープンで水分を蒸発させた。そして、作成した試料に含まれる放射性セシウムをHPGe検出器にて定量した。

初期のCs-137放射能は、クローバー、たんぽぽ、よもぎ、落葉（広葉）、落葉（針葉）でそれぞれ、5.9Bq, 3.0Bq, 18.6Bq, 102Bq, 369Bqであった。8～10日間の浸け込みで溶出したCs-137はそれぞれ1.87Bq, 0.45Bq, 3.65Bq, 5.52Bq, 4.83Bqで、500ccの水に含まれる濃度には10倍の差はなかった。結果として溶出率は、0.32, 0.15, 0.19, 0.05, 0.01であった。草は0.15～0.32であったのに対して、落葉は0.01～0.05と小さかった。

水を回収した後に再び500ccの水を入れて室温で50日間放置した。この2回目で水へ溶出したCs-137を、一回目で水へ溶出した分を差し引いたCs-137で除した結果を溶出率とするとクローバー、たんぽぽ、よもぎ、落葉（広葉）、落葉（針葉）でそれぞれ0.24, 0.18, 0.15, 0.02, 0.006であった。1回目よりも溶出率が低下した。この実験を400日間継続した結果を図2に示す。図より、水浸けの10～60日間で溶出されるものの大半が溶出されたといえる。

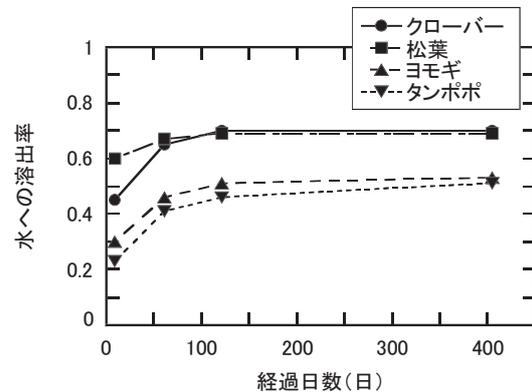


図2 草葉を水に浸けた場合の放射性セシウム溶出の変化

落葉の表面には、2011年3月に放出された放射性セシウムが沈着している可能性が高い。一方で、草に含まれる放射性セシウムは、土壌から根を介して取り込まれたものであり、可溶性が異なると考えられる。可溶性の差異に関する検討は今後の課題である。本研究では、草や落葉を水に浸けたときの放射性セシウムの溶出量を測定した。自然界では土壌があるため、溶出した放射性セシウムはすぐに土壌に沈着し長距離輸送することはないと思われる。

8. きのこによる吸収

土壌中の放射性セシウム濃度が高い地域では、野生きのこの放射性セシウム濃度も高い傾向がある。植物に比べると移行係数が高いことが知られている [17-18]。きのこはその菌糸を地中の広範囲に張り巡らせるため、実際の移行係数は、野生きのこの調査では明らかにならない。そこで、吉村、田河、西村は、エリンギを栽培して移行係数を実験的に求

めた [19-21]。きのこを栽培する培地はスギオガとフスマを2対1に配合し、含水率を約65%とする。スギオガを基材、フスマを栄養材とするが、スギオガの一部を福島県川俣町で採取してきた落葉に置換して、放射性セシウムを含む培地を作成した。この研究は、近畿大学農学部の種坂先生、白坂先生、福田先生に協力いただいた。

作成した培地を850ccのポリビンに入れて蓋をし、高圧滅菌器にて121℃、60分間で滅菌を行った。滅菌終了後、一晩冷却した後にクリーンベンチにて、培地にエリンギの種菌を植えた。恒温槽にて気温18℃、湿度85%以上で約2ヶ月間保管した。菌がポリビンの底まで蔓延したところで菌かきを行い気温15℃に変更し再び保管した。培地作成から収穫まで約4ヶ月間を要した。収穫したエリンギを乾燥した後にU 8 容器に入れてHPGe検出器にて測定し、放射性セシウム濃度を定量した。エリンギ栽培は、2013年、2014年、2015年に行った。2013年と2014年は、スギオガの重量の10%もしくは30%分を落葉に置換したものを用いた。2015年は、落葉を針葉と広葉を分けて用いた。さらに移行係数が大きくなると期待して落葉の腐植を用いた。図3に培地のCs-137濃度と移行係数の関係を示す。

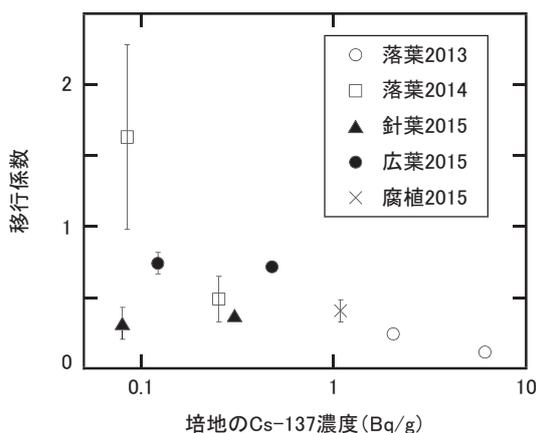


図3 培地のCs-137濃度と移行係数の関係

図中の誤差棒は、同一条件で複数の結果を得た場合の標準偏差を表す。図から、培地のCs-137濃度が高くなると移行係数が低くなる傾向が見られる。広葉と腐植のデータは、落葉のプロットの間に見られる。針葉の場合は、他と比べて移行係数が低い。なお、本研究での移行係数は収穫時のエリンギのCs-137濃度を培地作成直後の培地本体のCs-137濃度で除した値とした。エリンギ栽培の結果から培地に混ぜる落葉の種類の違いで移行係数に差異があることがわかった。移行係数は一定ではなく、きのこへの放射性セシウム移行量は培地の濃度に比例せず、ある程度のところで横ばいになると考えられる。その他、培地にカリウムを添加してカリウムによるセシウム移行阻害の効果を調べたが、きのこのCs-137濃度に差異はなかった [20]。

きのこをゆでることによる放射性セシウムの溶出についても検討した [21]。川俣町山木屋地区で採取したクリタケ、コウタケ、ナラタケについて20分間煮出した結果、4割～8割が溶出した。このことから、調理方法によって内部被ばく量を低減できることがわかる。

9. ガンマ線スペクトルから放射性セシウム寄与分を推定

除染の目安として、空間線量率 $0.23 \mu\text{Sv/h}$ を超えた場合に除染するとしている。これは、自然放射線の線量率を $0.04 \mu\text{Sv/h}$ と仮定して、年間の追加被ばく線量が 1mSv を下回るようにしたいという値である。自然放射線の線量率 $0.04 \mu\text{Sv/h}$ は低めの値なので、除染が行き過ぎるように目安が設定されている。しかし、除染によって線量率を低減させるのは容易ではない。なぜなら、ガンマ線源である放射性セシウムは広く地表に分布しており、約200m離れた場所からも線量率を上昇させる寄与があるからである。空間線量率が $0.23 \mu\text{Sv/h}$ を少し上回る時、追加の除染をするか否かの判断に使えるように、線量率への自然放射線の寄与分を放射性セシウ

ムによる寄与分と弁別する技術の開発が必要である。

空間線量率はNaI (TI) シンチレーションサーベイメータ (例; 日立アロカ製 TCS-171B) で測定されることが多い。この測定器では自然由来の線量と放射性セシウムによる線量とを弁別することはできない。その一方で、ガンマ線スペクトルデータを取得できる検出器を用いれば、ガンマ線スペクトルを分析することで、放射性セシウムによる寄与を評価することができる。

川俣町山木屋小学校の体験農園にガンマ線スペクトルを取得できるNaI (TI) 検出器を地上1 mに設置しデータを取得した。高島、三川、中西は、測定で得たガンマ線スペクトルを用いて、空間線量率における放射性セシウムの寄与分の評価を行った [22-24]。図4にガンマ線スペクトルを示す。Cs-137による0.662MeVガンマ線によるピークがもっとも大きく、その左側にCs-134による0.605MeVガンマ線によるピークが重なっている。そして、0.796MeVを中心にCs-134ガンマ線によるピークがある。図に自然放射線によるガンマ線スペクトルの推定値を合わせて示す。分析の結果、自然放射線による線量率は、0.034 ~ 0.036 μ Sv/h、放射性セシウムによる線量率の寄与は0.362 ~ 0.364 μ Sv/hと推定された。この自然放射線による線量率は、事故前の福島県内の線量率0.035 ~ 0.046 μ Sv/hの範囲内であった。LaBr₃検出器を用いても同様の測定と分析を行った。ここに示した方法は、線量率における放射性セシウム寄与分を推定するのに有効な方法であることが確認できた。

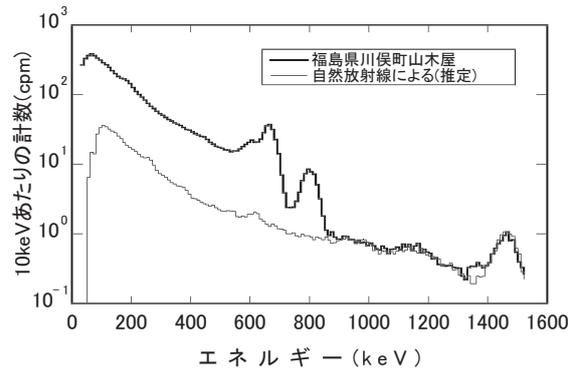


図4 ガンマ線エネルギースペクトルにおける自然放射線起因分の推定

10. おわりに

本報告では、東電福島第1原発事故による環境の放射性セシウムを対象とした研究について紹介した。紹介したもの以外にも、食品モニタの校正方法の検討、放射線遮へいベストの開発、放射性セシウム吸着回収材の開発、除染廃棄物をバイオコークス技術で減容した際の安全性評価、バイオアッセイ法による内部被ばく線量の評価など、学内外との共同で関連する幅広い研究に取り組んできた [25-31]。

謝辞

本報告は、原子力研究所第3研究室で卒業研究に励んだ学部4年生が作成した卒業論文を多く引用している。大参事を目の当たりにした同時代人として復興のために役に立ちたいと研究テーマに選んだ学生一人ひとりの若い感性とあきらめない気持ちが詰まっている。皆さんの努力の賜物である。

近畿大学は、研究・調査を進めることを承認してくれて、HPGe検出器を購入してくれた。この検出器によって迅速で正確な測定ができるようになった。

本報告には、近畿大学が全学を挙げて取り組んでいる“オール近大”川俣町復興支援プロジェクトの成果を一部含んでいる。専門分野の異なる研究者が共同することで成果を上げることができた。

古川道郎町長をはじめとする川俣町の皆さんに

は、実験試料としての土壌や植物の提供や測定の機会を与えていただいた。

関係していただいた方々に心から感謝の意を申し上げます。

参考文献

- [1] 山西弘城, 稲垣昌代, 若林源一郎, 芳原新也, 伊藤哲夫, 田中尚道, 石渡俊二, 多賀淳, 緒方文彦, 堀端章, 鈴木高広, 古川道郎; 東電福島第1原子力発電所事故に起因する環境中放射性Csの福島県川俣町における調査, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 268-274 (2015).
- [2] 伊藤哲夫, 山西弘城, 杉浦紳之, 若林源一郎, 堀口哲男, 芳原新也, 稲垣昌代, 小島清, 村田祥之, 古川道郎; 福島県川俣町における環境放射線調査(1)調査の概要と土壌中の放射性物質, 日本原子力学会2011年秋の大会, 北九州, 2011年9月 K48.
- [3] 伊藤哲夫, 古川道郎, 杉浦紳之, 山西弘城, 堀口哲男, 芳原新也, 若林源一郎, 稲垣昌代, 小島清, 村田祥之, 野間宏, 福島県川俣町における環境放射線調査, 近畿大学原子力研究所年報, 48, 3-9 (2011).
- [4] 山西弘城, 芳原新也, 若林源一郎, 稲垣昌代, 堀口哲男, 小島清, 野間宏, 杉浦紳之, 古川道郎, 伊藤哲夫; 福島県川俣町における環境放射線調査—土壌中放射性セシウム濃度—, *Radioisotopes*, 62, pp. 259-268 (2013).
- [5] 林一聡; 土壌における放射性セシウムの沈着状況分析および脱着方法の研究, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成24年2月.
- [6] 稲垣昌代, 山西弘城, 若林源一郎, 芳原新也, 伊藤哲夫, 古川道郎; 福島第一原発事故に起因する放射性セシウムの表土における粒度別濃度, 近畿大学原子力研究所年報, 52, 7-18 (2015).
- [7] 酒井俊祐; 土壌中放射性セシウムの深さ分布経年変化に関する研究, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成28年2月.
- [8] 石渡俊二, 多賀淳, 緒方文彦, 北小路学, 大内秀一, 山西弘城, 稲垣昌代; クエン酸アンモニウム水溶液とイオン液体を用いた放射性セシウム汚染土壌の除染方法, スマートプロセス学会誌, Vol.4, No.6, pp.294-297 (2015).
- [9] 安田峻; 環境負荷の小さな化学物質を用いた土壌中放射性Csの溶出方法, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成28年2月.
- [10] 奥村博司, 山本純之, 稲垣昌代, 山西弘城, 伊藤哲夫; 福島における小規模農業用ため池の放射性Cs汚染とその除去, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 280-286 (2015).
- [11] 中山鋭彦; 土壌中の放射性Csのヒマワリへの移行と分布に関する研究, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成24年2月.
- [12] 前川英輝; ハツカダイコンにおける放射性Csの移行と分布, 近畿大学理工学部生命科学科卒業論文, 平成24年2月.
- [13] 吉田太輔; 農作物の栄養吸収におけるKとCsの拮抗, 近畿大学理工学部生命科学科卒業論文, 平成26年2月.
- [14] 山口祥英; さつまいもとパセリによる土壌からの放射性セシウムの吸収, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成26年2月.
- [15] 村嶋優; 土壌中放射性Csの植物への移行および阻害, 近畿大学理工学部生命科学科卒業論文, 平成25年2月.
- [16] H.Yamanishi, M.Inagaki, G.Wakabayashi, S.Hohara, T.Itoh, M.Furukawa, Migration of Radioactive Cesium to Water from Grass and Fallen Leaves, "Radiological Issues for Fukushima's Revitalized Future", (T. Takahashi editor), pp. 47-55, Springer (2015).
- [17] 稲垣昌代, 山西弘城, 若林源一郎, 芳原新也, 伊藤哲夫, 白坂憲章, 種坂英次, 奥村博司, 古川道郎; 福島県川俣町における環境放射線調査 [2] ~野生きのこに含まれる放射性セシウム濃度~, 近畿大学原子力研究所年報, 49, 7-17 (2012).

- [18] 稲垣昌代,山西弘城,若林源一郎,芳原新也,伊藤哲夫,白坂憲章,種坂英次,古川道郎; 野生きのこに含まれる放射性セシウムに関する研究, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 275-279 (2015).
- [19] 吉村忠; キノコへの放射性Csの移行, 近畿大学理工学部生命科学科卒業論文, 平成26年2月.
- [20] 田河善隆; キノコの放射性Cs吸収におけるK添加の影響, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成27年2月.
- [21] 西村陸; キノコの放射性Cs吸収と溶出に関する研究, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成28年2月.
- [22] 高島直貴; 空間 γ 線測定における放射性Cs寄与分を除いた自然放射線量率の評価, 近畿大学理工学部生命科学科卒業論文, 平成27年2月.
- [23] 三川俊彦; NaI (TI) 検出器を用いた空間ガンマ線スペクトル測定における放射性セシウム寄与分の評価, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成27年2月.
- [24] 中西悠貴; 空間 γ 線線量率における放射性セシウム寄与分の推定, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成28年2月.
- [25] 実積佑季; NaI検出器を用いた試料測定における検出下限評価, 近畿大学理工学部電気電子工学科卒業論文, 平成24年2月.
- [26] T.Itoh, H.Yamanishi, T.Yamamoto, T.Yamamoto, K.Yamamoto; Development and utilization of gamma-ray shielding suit excellent easy-to-wear, 13th Intern. Congress of the International Radiation Protection Association, Glasgow, May 13-18, 2012. P9-15
- [27] 山本純之,吉田繁,奥村博司,稲垣昌代,古川道郎,山西弘城,伊藤哲夫;福島県川俣町産シアノバクテリアを用いた水田の放射性セシウム除染法, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 287-293 (2015).
- [28] 井原辰彦,田中尚道,山西弘城,野間宏;多孔質アルミニウム電極への電気吸蔵による水溶液中セシウムイオンの回収, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 298-302 (2015).
- [29] 荒川剛,山西弘城,伊藤哲夫;放射性セシウム吸着ブロックの開発と性能評価, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 303-306 (2015).
- [30] 大橋憲,笹内謙一,水野諭,井田民男,山西弘城;高密度減容化技術による放射性物質の保管安全性の一考察, スマートプロセス学会誌, Vol. 4, No. 6, pp. 307-311 (2015).
- [31] 山西弘城, 伊藤哲夫, 杉浦紳之, 稲垣昌代, 松原昌平, 荻原清, 吉村共之, 窪谷英明,加藤結花;尿を対象にしたバイオアッセイ法による内部被ばく線量の評価, 原子力学会2012秋の大会, 東広島, 2012年9月