課題名 5ZB-1202 福島原発近隣における里山生態系を含めた除染効果の評価と住民の中期曝

露評価

課題代表者名 小泉 昭夫(京都大学大学院医学研究科環境衛生学分野 教授)

研究実施期間 平成24~25年度

累計予算額 112.710千円(うち25年度56.355千円)

予算額は、間接経費を含む。

本研究のキー 福島第一原子力発電所事故、除染、個人被ばく、発がんリスク、里山生態系、放射性セシ

ワードウム、森林土壌、環境動態、数値モデル、空間線量

研究体制

(1)里山住民の曝露評価(京都大学)

- (2)里山生態系における137Csの動態把握と将来予測(京都大学)
- (3) 里山動態モデリング(京都大学)

研究概要

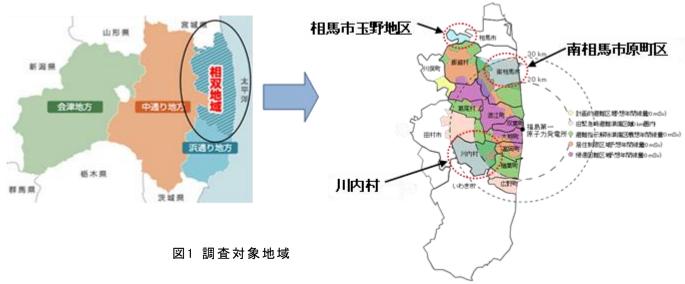
1. はじめに(研究背景等)

福島第一原発の事故後の 7 月および 9 月に a.ヒトの放射線内部被ばくのリスク評価と、b.生態系でのセシウム 137 の動態モデルを構築するためフィールド調査を行った。成人住民(以下、住民)の内部被ばくについては、食物による被ばくの評価を行い、預託実効線量が"検出なし"から $83\,\mu\,\mathrm{Sv}/\mathrm{F}$ のレンジに分布することを見出した。一方、飯館村で寄贈されたネギは $2291\mathrm{Bq/kg}$ 、栗は $1510\mathrm{Bq/kg}$ 、シイタケは $200-400\mathrm{Bq/kg}$ と高い値を示し、自給自足のライフスタイルでは、高濃度の汚染の可能性が考えられた。大気による被ばくについては、大気中放射線量の 80%が、空気力学的直径が 4.9 ミクロン以下の画分に見出され、16 地点中で最大でも $76.9\,\mu\,\mathrm{Sv}/\mathrm{F}$ 年と低い値であることを見出した。生態系においては、里山近傍では空間線量率が高いことを見出した。その理由を知るため大気輸送モデルを用いセシウム 137 の里山の林冠の吸着量を求めた。その結果、森林天蓋の吸着量は、 $20\mathrm{km}$ 圏内の総降下量の $1.5\mathrm{x}10^{15}\mathrm{Bq}$ の約 9%である $1.3\mathrm{x}10^{14}\mathrm{Bq}$ と見積もられ、原発の総排出量セシウム 137 の 1%に相当した。また枝などの実測値は、移行係数による値よりも 2 ケタ程度高く、従来のモデルは適用できなかった。以上から、里山は制御困難な巨大なセシウム 137 のシンクとしてふるまい、そこから大量の移動が予想される。以上の研究はそれぞれ短期間行われたものであり、追跡による検証が必要であるが、重要な問題点を明らかにした。

2. 研究開発目的

住民の被ばく量の評価にあたり、空間線量率が高い森林での活動量や、自給自足のライフスタイルに注目する必要がある。自給自足をするライフスタイルはハイリスク集団と考えられ、曝露評価と影響評価を行う必要がある。また生態系における里山内のセシウム 137 の動態は、チェルノブイリ原発事故以降に開発されたモデルが適用できず、今後長期にわたる土壌・根からの吸収・木質化等のリサイクル動態の評価と耕作地を含めた里山モデルが必要となる。

本研究の目的は、福島原発 20km-50km 圏内において a.種々のライフスタイルにおける住民の曝露評価と影響評価、b.里山での動態解析、c.里山動態モデリングにより森林生態系を含めた住民の長期被ばく量の予測と除染効果の 3 点について解明することである。そのために、福島県双葉郡川内村(以下、川内村)、相馬市玉野地区(以下、相馬市)、南相馬市原町区(以下、南相馬市)の 3 地域を調査フィールドとして設定した。



3. 研究開発の方法

(1)里山住民の曝露評価

1) 個人被ばくの影響調査

- a. 外部被ばく調査は、3地域の住民に線量計を配布し、測定期間終了まで装着した後、行動記録表とともに郵送してもらい測定を行った。
- b. 食事調査では、成人1人の1日量の食事(飲料を含む)を回収する陰膳方式で、川内村では直接訪問により、また相馬市と南相馬市は郵送により回収を行った。食事内容の調査票記入と食生活に関するアンケート調査も同時に実施した。回収した食事ホモジネートは凍結乾燥後、ゲルマニウム半導体検出器を用いてセシウム134とセシウム137の濃度を測定し各対象者の調査日1日分の食事による放射性物質の摂取量を計算した。
- c. 川内村、相馬市、南相馬市の各1箇所に大容量空気捕集装置とアンダーセン式空気捕集装置を設置し、大気中エアロゾルの採取を行った。アンダーセン式空気捕集装置では、空気力学的直径の異なる大気粉じん、 $0.43 \sim 11 \, \mu$ mのエアロゾルを8段のステージに分粒捕集した。ゲルマニウム半導体検出器を用いて、粉じんを捕集したろ紙に含まれるセシウム134及びセシウム137を定量し、大気中濃度を計算した。
- d. 外部被ばく量と食事、呼吸由来の内部被ばく量の測定データに基づき、モンテカルロシミュレーションを用いて川内村、相馬市、南相馬市の3つの地域の住民の2012年における年間被ばく量を評価した。
- e. 2012年8-9月の2ヵ月間の調査データから年間被ばく線量の長期推移を予測し、その線量に基づいて3地域における発がんの生涯リスクを計算した。

2)地産地消による内部被ばくへの影響調査

2011年12月に事前調査として測定した陰膳試料について、構成される食材と産地をもとに、どのような食材、産地が放射性セシウム摂取量に影響を与えるかの統計解析をした。また、食事調査時に回収した調査票から食材の産地を特定し、福島県産食材が1日の放射性セシウム摂取量に与える影響についての統計解析を行った。食事調査では、震災前後の食生活の変化、食材の産地、自家栽培野菜などについての聞き取りも行った。

3) 曝露の影響評価

曝露の影響評価として、末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系と、高TSH血症を示す甲状腺腫の家系を基に甲状腺へのヨードの取り込みの多い個体の識別方法の開発を行った。

(2) 里山生態系における137Csの動態把握と将来予測

川内村において、以下の森林、菌類、農地の調査を行った。

1)森林の調査

- a. 樹木に含まれるセシウム137を調べるため、アカマツ林と落葉広葉樹林に、それぞれ $40m \times 40m \times 50m \times 30m$ の調査プロットを2012年8月に設定した。さらに、2013年9月にはスギ林の調査プロット($30m \times 60m$)を設置した。調査プロットのすぐ外に成育する4ないし5個体を選定して伐採し、林分バイオマスの推定に用いるとともに、放射性セシウムの測定に供した。
- b. 土壌試料は、3つの森林調査区内でそれぞれ3箇所から採取した。
- c. きのこ試料は、2012年7月から11月にかけてアカマツ林調査区と落葉広葉樹林調査区および周辺の森林で採取した。2013年の同じ時期にも追加の試料採取を行った。

- d. アカマツ林と落葉広葉樹林において2週間ごとにリターフォール、林内雨、樹幹流を採取した。また、アカマツ 林調査区近くの、上に遮るものがない場所で林外雨を2週間毎に採取した。
- e. 河川水を通じて森林から流出するセシウム137を評価するため、アカマツ林調査区を集水域として含む木戸川支流の河川において、1ヵ月ごとに河川水約20リットルを採取した。同時に河川水に含まれる浮遊土砂を専用採取器によって1ヵ月ごとに採取した。
- f. 森林を集水域とする木戸川本流と支流において、漁協や観光協会などが主催して2013年5月に行った調査 釣行で捕獲された渓流魚を、森林からのセシウム137流出の影響評価のために調査した。

2)農地の調査

- a. 2012年4月に、旧警戒区域近くの畑地を借りて野菜の栽培試験を行った。セシウムを集積しやすいとされるアカザ科(ホウレンソウ)およびアブラナ科(キャベツ、ダイコン)の作物とそれ以外の作物(シュンギク、レタス、ニンジン)を、地元において行われている通常の栽培法と、リン施肥を減らして内生菌根菌資材を投入するという2つの方法で栽培し、セシウム137の吸収を比較した。
- b. 川内村中央を流れる木戸川沿いの南北6地点から、2013年に栽培されたコメを採取し、精米を行わずにそのままでセシウム137の測定に供した。
- c. 2013年4月に、前年に栽培試験を実施した試験畑の近くで、樹木の栽培試験を実施した。放射性セシウムの葉中濃度が高いことが報告されている広葉樹のコシアブラとリョウブの苗木を植栽し、比較のためにコナラも合わせて植栽した。2013年10月にリョウブとコナラの当年葉を採取した。採取した葉は水洗いして土を除いた後、送風乾燥器内で乾燥した。その後、粉砕機を用いて均一に粉砕後、セシウム137の測定に供した。

3) 試料中のセシウム137の測定

試料に含まれるセシウム137の測定は、京都大学放射性同位元素総合センターで行った。固体の試料はプラスチック容器に詰めて、液体の試料はマリネリビーカーに封入して、高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウム(セシウム134およびセシウム137)由来の γ 線を測定した。

4) 試料中の安定同位体比の測定

土壌およびきのこの炭素および窒素安定同位体の測定には、京都大学生態学研究センターおよび独立行政 法人森林総合研究所の同位体比質量分析計を用いた。

(3) 里山動態モデリング

1)測定データの収集

川内村を対象とする動態モデル開発に当たり、川内村における環境中放射能の詳細なデータを入手した。

2)1次元コンパートメントモデル

里山におけるセシウム137の動態を再現、予測するための数値モデルとして、1次元コンパートメントモデルを作成した。樹木および土壌を幹、枝、葉、有機物層、鉱質土層の5つのコンパートメントに分割し、有機物層から鉱質土層への浸潤、土壌から樹木への吸収、葉から有機物層へのリターによる移動量を評価することにより、それぞれのコンパートメントにおけるセシウム137量の時間発展を計算し、サブテーマ(2)で得られた結果と比較しモデルの妥当性について検討した。

3)分布型動態モデル

1次元コンパートメントモデルを、川内村の植生を考慮した3次元分布型に拡張し、2011年4月から2019年3月までの8年間のシミュレーションを行った。その結果を観察値と比較、妥当性の評価を行った。最後に、セシウム動態モデルによるセシウム137の分布から、それぞれの地域に居住する住民の外部被ばく量を評価した実測値と比較した。

4. 結果及び考察

(1)里山住民の曝露評価

1)個人被ばくの影響調査

a. 表 1 は、外部被ばく調査の累積線量の参加者平均ならびに調査回ごとの1ヵ月平均値である。川内村が最も低く、次いで南相馬市が低く、相馬市が最も高い結果であった。3地域とも被ばく線量は概ね低下傾向にある。

年間2mSvを超えると予想された人は、相馬市が最も多く、1回目の調査では参加者40人中80%が超えると予想されていたが、徐々に減少し、6回目では8.3%の3名であった。他の地域も6回目には川内村が1.4%の3名、南

相馬市では5.0%の1名となった。川内村で年間2mSvを超えると予想された人へのヒアリングでは、空間線量が高めの場所での作業や、国道側路の草刈、森林内での作業、また避難区域内での作業など、外部被ばく線量が高くなる合理的な理由があった。また、特に思いつくような行動はない、と回答した人は、比較的空間線量の高い場所に居住する主婦が多かった。

表1 外部被ばくの個人累積線量

(単位:ミリシーベルト)

	実施回	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目
	月数	2ヵ月累積	2ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積
川内村	参加者平均	0.171	0.133	0.152	0.176	0.160	0.146
	1ヵ月平均	0.086	0.067	0.051	0.059	0.053	0.049
相馬市	参加者平均	0.459	0.380	0.431	0.451	0.344	0.311
	1ヵ月平均	0.230	0.190	0.144	0.150	0.115	0.104
南相馬市	参加者平均	0.277	0.243	0.358	0.322	0.326	0.266
	1ヵ月平均	0.139	0.122	0.119	0.107	0.109	0.089

※実施時期は、1回目:2012年8-9月、2回目:2012年10-11月、3回目:2012年12月-2013年2月、

4回目:2013年4-6月、5回目:2013年7-9月、6回目:2013年10-12月。

b. 図2は食事調査で回収した調査日1日分の食事に含まれるのと同じ量のセシウムを毎日摂取した場合の年間被ばく線量の推移である。3地域とも2012年夏の調査が最も高く、その後は低下あるいは横ばいの推移となっている。最も高かった相馬市の2012年夏の調査では、セシウム134の摂取量(Bq/日)が平均(標準偏差)で1.3(2.1)、最大は8.7、セシウム137の摂取量が平均(標準偏差)で2.2(3.3)、最大は13であり、年間の預託実効線量(μ Sv)は平均(標準偏差)が19(30)、最大で120となった。



図2 食事による年間被ばく線量の推移

c. 2012年8月から2014年2月末の大気粉じん調

査期間を通して、3地域の大気中の放射性セシウム濃度は1mgあたり10-50mBqで推移したが、数ヵ月に1回程度、観測地域で同時期に放射性物質に汚染された粉じんの移動現象(放射能バースト現象)が発生し、突発的な放射性セシウム濃度の上昇が観測された。特に南相馬市では1178mBq/mgという著しい濃度の上昇が見られた。この放射能バーストは福島第一原発のがれきが汚染源である可能性が高いと考えられる。

d. 測定データに基づき、モンテカルロシミュレーションによる1年間の累積外部被ばく線量と、食事ならびに呼吸由来の内部被ばく線量を足し合わせ、年間の累積総被ばく線量を計算した(表2)。リスク評価にはより安全を見込み、計算値が実測値よりもつねに過大評価となるようにした。

表 2 モンテカルロシミュレーションによる年間 累積 総被ばく線量

(単位:ミリシーベルト)

	GM	GSD	平均値	中央値	95%値	99%値
川内村	0.86	1.5	0.95	0.82	1.9	3.3
相馬市玉野地区	2.4	1.5	2.5	2.5	4.1	5.0
南相馬市	1.5	1.3	1.5	1.5	2.3	2.8

e. 外部被ばく調査の結果を追加被ばく限度である年間1mSv(1ヵ月平均は0.083mSv)と比較すると、川内村の参加者平均はほぼ下回って推移しており、若年者は平均よりもさらに低く、健康への影響は少ないと考えられる。南相馬市はやや上回っているが6回目には0.089mSvと、基準値の水準まで下がった。相馬市は全体に高めであるが、今後の放射性セシウムの減衰を考慮すれば徐々に基準値に近づくと考えられる。また、同居する夫婦の場合、ほとんどの夫と妻の外部被ばく線量が同水準であるため、外部被ばく線量は居住する場所や住宅環境などに左右される傾向が強いと言えよう。一方、夫が森林内での作業に従事している夫婦では夫の被ばく線量が妻に比べてかなり高く、森林内での作業により年間被ばく線量が3-8mSv押し上げられると考えられる。

なお、外部被ばく累積線量の推移をみると減少率に地域差があり、これは除染の実施状況による違いと考え

られた。そこで、外部被ばくの1ヵ月累積線量を2011年3月11日の値に補正して比較したところ、1回目と6回目の 比較では、川内村が27.3%、相馬市が42.3%、南相馬市が18.3%減少していた。調査期間内に除染が実施され た相馬市と、除染が未実施である南相馬市との差は24%であり、これはほぼ除染による効果と考えられる。

4回の食事調査では、いずれも相馬市が最も内部被ばく線量が高い結果であった。しかし、最も高かった2012年夏の調査でも参加者平均の年間預託実効線量は0.019mSv、最大でも0.120mSvと、食品による被ばく限度の年間1mSvをかなり下回っており、食事が健康におよぼす影響は考慮する必要がない程度の水準と考えられる。また、川内村の2012年夏の調査でセシウム濃度の高かった5名の食事のストロンチウム測定を行った結果、全員がストロンチウム89、ストロンチウム90のいずれも検出限界未満であった。

大気粉じんによる予想年間被ばく量は極めて小さい。大人で最も高かった南相馬市の最大値でも $4.9\,\mu$ Svと、被ばく限度の1mSvの200分の1以下であり、平均は $0.183\,\mu$ Svと5000分の1以下である。子どもは大人よりもやや大きいが、それでも十分に小さく、健康への影響はほとんどない。ただし、前述の放射能バーストについては、発生の頻度、放射性セシウムの濃度など、今後も観測が必要であるとともに、粉じん中に含まれる放射性物質の種類の調査による汚染源の特定が重要であると考える。

以上の調査と実測値に基づくシミュレーションにより、内部被ばくの影響は非常に小さく、被ばく要因の99%以上が外部被ばくによるものであることが分かった。今後は外部被ばく線量の推移に着目していくことが重要である。

f. 2012年8-9月の2ヵ月間の外部被ばくと内部被ばく線量率から予想される年間被ばく線量(mSv)の長期予測によれば、川内村は2012年が<math>0.89、10年後の2022年が0.31、50年後の2062年が0.12となった。同様に、相馬市は、2.51、0.87、0.33であり、南相馬市は、1.51、0.53、0.20であった。今後の放射性セシウムの減衰により、3地域の将来の平均年間被ばく量は年間1mSvを超えることはほとんどないと予想される。

上記の長期予測に基づき3地域の発がんに関する生涯リスクを予測したところ、最も生涯リスクが高かったのは相馬市の1歳女児の固形がん発症リスクで、生涯で42.8mSv被ばくした場合の追加発症率は1.061%となった。一般的に、肥満や運動不足、塩分の過剰摂取、野菜不足などの生活習慣によるがんの追加発症リスクは2%から9%とされている。今回の調査に基づく予測では、追加発症リスクは最大でも1.061%であり、予測されたような追加発症があったとしても生活習慣の違いや居住する地域差よりも小さくて見つからない程度の結果であった。

2) 地産地消による内部被ばくへの影響調査

店頭に並ぶ商品は放射性物質の測定によって基準値を下回っており、また食事調査の結果から見ても、内部被ばくに大きな影響はないと考えられる。陰膳試料に含まれる放射性セシウムと食材、産地を解析した結果、福島県産のキノコ類、果物類の摂取量との間に有意な相間関係(p<0.05)を認めた。セシウム137について果物1kgあたり8.9Bq、キノコ1kgあたり69Bqの影響を与えると推定されたが、日常的な摂取量であれば年間被ばく量は基準以下になると考えられる。今後は、野生のきのこや山菜、山林に生息する鳥獣類など、線量が高いと予想される食材を事故以前のように食べてしまうことについての注意が必要となろう。

3) 曝露の影響評価

末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53 - p21系の測定系の評価系開発では、低放射線照射後でDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXとp53タンパク質は同程度の検出限界であった。特筆すべき点は低線量率で低線量の放射線照射ではp53タンパク質の上昇検出限界がDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXより鋭敏に放射線照射後の細胞応答を捉えることができていることである。これは本事業で発見された新たな事実である。また、新生児期に高 TSHにより新生児マススクリーニングで陽性とされた家族性甲状腺腫症例の遺伝子解析から、高 TSH値を示す甲状腺腫においても、種々の遺伝子の変異を有していることが判明した。これは甲状腺腫とされる疾患の責任遺伝子に遺伝的異質性がある可能性を示す。甲状腺腫のメカニズムは単一のタンパク質の変異により生じるのではなく、多くのパスウェイから生じると考えられ、今回明らかにされた候補遺伝子はそれら一連の流れを埋めるものと期待される。また、この3家系とも新生児マススクリーニングで陽性とされており、高ヨード取り込み群の同定に有用な遺伝的マーカーが明らかにされた点は、高感受性者の同定に有用であると期待される。

(2)里山生態系における137Csの動態把握と将来予測

1)森林の調査

a. 樹木に含まれるセシウム137は、アカマツ、コナラ、スギのいずれでも外樹皮で最もセシウム137濃度が高く、次いで内樹皮、木部の順であった。外樹皮のセシウム137濃度と内樹皮、木部のセシウム137濃度との間に明瞭な相関が見られないことは、内樹皮と木部のセシウム137が、樹幹表面に沈着したセシウム137の内部への移動に由来するものではなく、経根吸収に由来するものであることを示したものと考えられる。

アカマツ、コナラ、スギの樹幹内セシウム137濃度分布から考えると、根から吸収されたセシウム137は上部に

向かって辺材部を上昇しながら、生きた組織の存在する辺材部では一様に分布していくものと推定される。一方、心材部には生きた組織が存在しないために生物学的な関与は考えにくく、辺材を経由して心材最外部に達したセシウム137は、濃度勾配に基づく物理化学的な拡散によって心材内部に移行していくものと推定される。

本研究で測定した樹木は原発事故後1年半および2年半後に伐採したものであるが、放射性セシウムは幹内部の心材に到達している。いったん樹木内部に取り込まれたセシウム137は速やかに心材を含む樹体各部に移行していくものと考えられる。

樹木葉に含まれるセシウム137の取り込みでは、外生菌根性と非外生菌根性の樹種グループ間に有意な違いはなく、同じ科の属間でも面移行係数の値にはかなりの違いが見られる。この結果から、樹種が外生菌根を形成するかどうかはセシウム137の樹体内への取り込みに影響を及ぼす可能性は小さいと思われる。

b. アカマツ林と落葉広葉樹林の土壌に含まれるセシウム137は、両地点ともに腐葉・腐植層において最大で、次いでリター層、鉱質土層の順になる。鉱質土層では最上部でセシウム137濃度が最大となり、表層から5cmまでに大部分のセシウム137が存在している。これに対してスギ林の土壌では、鉱質土層の0-1cmにおける濃度がリター層における濃度を上回っていたが、いずれにしても、スギ林においてもセシウム137はその大部分が鉱質土層の5cmまでのところに集積している。

スギ林の調査地では表層から20cmまでの全ての深さにおいてセシウム137だけでなくセシウム134も検出した。このことは、土壌下層に存在する放射性セシウムが過去の核実験由来のものではなく、原発事故によって放出された放射性セシウムであることを示している。森林土壌において放射性セシウムの下方への移動はきわめてわずかであると報告されているが、セシウム137の半減期が30年に及ぶことを考慮すると、地下水系への移行については今後も注意が必要であろう。

c. セシウム137に関するきのこの面移行係数を樹木葉の面移行係数に比べると、大きいものでは100倍もの違いがあった。外生菌根菌と腐生菌とを比べると平均値では前者のほうが面移行係数の値が大きかった。しかし、種、属のレベルでみると外生菌根菌のなかでも値にばらつきがあり、腐生菌よりも小さい値を持つものがあった。

菌類によるセシウム137の集積にはまだ不明な点が多い。これまで、きのこによるセシウム137集積は、それぞれの種が土壌中のどの深さに菌糸を分布させているかによって説明されてきた。しかし、本研究の結果は従来の説明とは食い違うものであった。菌類は森林での物質循環に大きな影響を与えているので、森林生態系でのセシウム137の動態を考える上で菌類の役割を明らかにしていくことは不可欠である。腐生菌による有機物分解過程でのセシウム137の取り込み機構、菌根形成植物のセシウム137吸収にかかわる菌根菌の役割、土壌中の菌糸によるセシウム137の上方輸送などが今後の重要な研究テーマとなるであろう。

- d. リターフォールと降水によって林地に供給されるセシウム137の量をみると、アカマツ林、落葉広葉樹林ともに林地へのセシウム137の最も大きな供給源はリターフォールである。2013年1月から2013年12月までの1年間に2つの調査地で林地へ供給されたセシウム137量は、アカマツ林では樹幹流によって41 Bq m-2、林内雨によって134 Bq m-2、リターフォールによって2457 Bq m-2、合計で2632 Bq m-2であった。落葉広葉樹林では、樹幹流によって213 Bq m-2、林内雨によって600 Bq m-2、リターフォールによって3219 Bq m-2、合計で4032 Bq m-2であった。
- e. 河川水に含まれる溶存態のセシウム137濃度は、2012年10月から2013年12月の観測期間においてほとんどの場合検出限界以下、検出された4試料でも0.06 Bq L-1以下であった。したがって河川から流出する溶存態セシウム137はきわめて少ないことが明らかになった。

地下水に含まれるセシウム137濃度は同観測期間中ほぼ検出限界以下であった。検出された2試料でも0.03 Bq L-1以下であった。森林土壌でのセシウム137の鉛直分布を考えると、原発事故によって放出されたセシウム 137の地下水系への移行はきわめてゆっくりとした過程になると予想される。被災地では生活用水として地下水を利用している家庭が多いことを考えると、地下水のモニタリングは今後も継続することが必要であろう。

f. 渓流魚試料を採取した河川によって、魚に含まれるセシウム137の濃度には顕著な違いが見られた。セシウム137が検出されたのは1個体を除き、全て空間線量の高い森林を集水域とする河川であった。魚に含まれるセシウム137は餌に由来するものと考えられる。調査の対象としたヤマメはカゲロウやカワゲラなどの幼虫である水生昆虫を重要な餌としており、さらには水生昆虫の餌として集水域森林の樹木葉が食べられる。この食物網を通じて、魚に放射性セシウムが蓄積すると考えられる。したがって、集水域の森林において放射性セシウムがなくならない限り、食物網を通じた魚への蓄積は継続すると予想される。

2)農地の調査

a. 川内村内の畑地土壌の栽培試験結果では、セシウム137濃度はいずれも一般食品の規制値を下回っている。セシウムを吸収しやすいといわれるアカザ科(ホウレンソウ)およびアブラナ科(キャベツ、ダイコン)とそれ以外のものとの間にセシウム137濃度の違いは見られなかった。野菜へのセシウム137の移行が少ない理由として、耕地では肥料としてカリウムを施肥するためセシウムの吸収が抑制されること、沈着した放射性セシウムが吸着され

て可給態ではなくなることなどが原因として考えられる。

- b. 川内村の南北にわたる6ヵ所の玄米には放射性セシウムはほとんど含まれていなかった。野菜中のセシウム 137濃度よりも玄米の値はさらに低く、水田と畑地との条件の違いなどが影響していると推定される。
- c. 畑地で栽培した樹木の葉に含まれるセシウム137濃度は、コナラがおよそ20から40 Bq kg-1、リョウブがおよそ40から140 Bq kg-1の範囲にあった。森林で採取した同じ樹種の葉では、コナラがおよそ800から2000 Bq kg-1で、リョウブがおよそ1800から4800 Bq kg-1の範囲にあった。セシウム137を高濃度に含んだ大量の有機物を地表に堆積している森林では、微生物による分解によって鉱質土壌には絶えずセシウム137が供給される。畑地では地表に有機物がほぼなく、肥料として散布されるカリウムが作物によるセシウムの吸収を減らす。このような違いが、畑で栽培した野菜や樹木によるセシウム137の取り込みを抑えているものと推定される。調査地をはじめとして東北地方では樹木葉の堆肥を使う農法が広くみられるが、汚染された堆肥の施用は作物のセシウム137濃度を上昇させる可能性がある。樹木葉の堆肥を使うことについては農家の強い要望があるので、上記の点については試験による確認が望まれる。

(3) 里山動態モデリング

1)測定データの収集

2011年にサーベイメータを用いて測定された川内村の環境中放射線データから、現在居住制限区域に指定されている村東部の山間部で空間線量率が最も高いが、居住が制限されていない村南部のいわき市との境界部にも汚染レベルの高い地域が確認された。また、公共施設の屋内外の空間線量を比較したところ、建物による遮蔽率は0.29から0.84の範囲で、建物による差が大きかった。

原子力規制庁の複数回にわたる航空機モニタリングによる放射線データからも同様の分布が見られるが、同時に、壊変以外の要因による放射線の減衰が認められる。これは上記のサーベイメータによる測定データとの比較からも確認できた。また、川内村内のモニタリングポストによる放射線データと比較したところ高い相関が見られたが、航空機モニタリングはモニタリングポストの2.35倍高い値となっていた。これは航空機モニタリングの値は直径約600mの範囲の平均値であり、周囲の森林の影響を受けているためと考えられる。

2)1次元コンパートメントモデル

サブテーマ(2)で調査が行われたアカマツ林および落葉広葉樹林を対象に、1次元コンパートメントモデルを用いてセシウム137量の8年間の推移を計算した。セシウム137の大部分が土壌中(有機物層および鉱質土層)に含まれている。事故直後にセシウム137が沈着した有機物層から鉱質土層への移行が進行し、やがて含まれるセシウム137量は逆転する。その進行は針葉樹林より広葉樹林の方が速く、広葉樹林では2014年の時点ですでに逆転してしまっていると考えられる。チェルノブイリ原発事故により汚染された森林とは異なり、福島では鉱質土層への移行が非常に速いと考えられる。枝葉におけるセシウム137はアカマツ、広葉樹ともに根から吸収する量よりリターによる減少量の方が大きく、事故直後に付着した量から徐々に減少していく。幹の木部は事故直後は汚染を免れたが、根からセシウム137を吸収してそのまま閉じ込めてしまうため、量は徐々に増えていく。土壌から木部への移行の進行も広葉樹の方が速いと考えられる。

3)分布型動態モデル

川内村の植生を考慮した3次元分布型動態モデルに2011年4月1日に換算した第7次航空機モニタリングによる空間線量率から推定した初期値を入力してセシウム137の現在と5年後の環境中濃度を計算した。環境中セシウム137の総量の分布は初期値に用いた空間線量率の分布を反映し、東部および南部の山林で高い。今回は系外への流出は考慮していないため、セシウム137の物理的半減期で減衰していくことになる。1次元モデルで見たように、枝葉は事故直後にセシウム137が大量に付着し、その後リターとして地表に移動する一方、土壌から吸収するが、全体としては減少していく。幹の木部は土壌からの吸収によってセシウム137濃度は増加していく。土壌はセシウム137を樹木に吸収される一方、リターによる供給を受けるが、土壌に含まれる量は樹木より1桁多い。事故直後に有機物層に沈着したセシウム137は浸潤によりその下の鉱質土層に移動していく。浸潤のペースは針葉樹より落葉広葉樹で速く、汚染レベルの高い東部山林地域では現在すでに有機物層より鉱質土層の方が濃度が高くなっていると考えられる。針葉樹ではまだ有機物層の方が濃度が高いが、5年後には逆転していると予想される。木部の現在の汚染レベルは、最も汚染の深刻な東部および南部の山林を除けば0.5 kBq/kg以下であり、木材として使用するには問題ないと言える。5年後には濃度は現在のほぼ倍に増加し、村の北西部でも0.5 kBq/kgを上回ってくると考えられる。村東部の居住制限区域での5年後の濃度は最大でおよそ3 kBq/kgと予想される。

ダイコン、ニンジン、キャベツのセシウム137濃度を計算したところ、事故から3年経過した現在では居住制限区域の畑地でも基準値の100 Bq/kgよりも十分低く、それ以外の地域では概ね問題ないレベルであると考えられる。

5年後には濃度は現在のおよそ半分にまで減少し、最大でも20Bq/kg程度であると予想される。

動態モデルによる空間線量率から計算した居住地における年間外部被ばく量を評価したところ、汚染レベルの高い東部、南部の山林を除けば、村のほとんどで現在 2 mSv/yを下回っており、居住者の多い村の中心部では 1 mSv/y以下であった。 5年後の予測値は外部被ばく量はおよそ半分に減衰し、最大でおよそ 3 mSv/yであるが、村の大部分で 1 mSv/y以下となる。検証のため、サブテーマ(1)による線量計調査による実測値と比較したところ、自宅周辺で過ごす時間が比較的長いと思われる群においては有意な相関が得られた。

5. 本研究により得られた主な成果

(1)科学的意義

- 1) 個人被ばくの調査結果では、内部被ばくは大気粉じんからは極微量で、食事によるものも2012年4月からの新基準の年間1mSvに達する例はなかった。内部被ばく線量は外部被ばくの1%に満たず、放射線被ばくは外部被ばくによると考えられた。これはチェルノブイリ原子力発電所事故による放射線被ばくとは大きく異なる。本研究は被ばく評価の科学的基礎を与えるものである。
- 2) 上記調査の実測値を基に、3地域における年間の平均総被ばく線量(mSv)は、川内村の住民で0.95、相馬市の住民で2.5、南相馬市の住民で1.5と推定された。実測値を基にした総被ばく線量の評価は今回の調査が世界で初めてである。また、実測値を基にした被ばく線量と、セシウム134 およびセシウム137の物理的半減期を基に3地域の住民の生涯被ばく線量を計算し、その線量による発がん率の増加を評価した。その結果、増加率は、疫学的に検出が困難なレベルにあることを世界で初めて見出した。3地域の被ばく線量は、現在の福島県の住民の被ばく線量を包含するものであり、今回計算された被ばく線量による過剰発がん率は、福島県全体の住民に内挿できる初めての値である。
- 3)末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系の評価系開発では、低放射線照射後でDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXとp53タンパク質は同程度の検出限界であった。特筆すべき点は低線量率で低線量の放射線照射ではp53タンパク質の上昇検出限界がDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXより鋭敏に放射線照射後の細胞応答を捉えられていることである。これは本事業で発見された新たな事実である。
- 4) 新生児期に高TSHにより新生児マススクリーニングで陽性とされた家族性甲状腺腫症例の遺伝子解析から、高TSH値を示す甲状腺腫においても、種々の遺伝子の変異を有していることが判明した。これは甲状腺腫とされる疾患の責任遺伝子に遺伝的異質性がある可能性を示す。甲状腺腫のメカニズムは単一のタンパク質の変異により生じるのではなく、多くのパスウェイから生じると考えられ、今回明らかにされた候補遺伝子はそれら一連の流れを埋めるものと期待される。この3家系とも新生児マススクリーニングで陽性とされており、高ヨード取り込み群の同定に有用な遺伝的マーカーが明らかにされた点は、高感受性者の同定に有用であると期待される。
- 5) 森林の放射能汚染後の早い時期において、樹木の樹幹内部への放射性セシウムの移行を明らかにした。 事故後の早い時期から樹木内部への放射性セシウムの移行は始まっており、辺材内ではほぼ一様に分布し、 心材内では外側から内側に向かって徐々に拡散していく様子が明らかになった。辺材内への放射性セシウム移 行の過程には樹種による違いはあまり見られなかったが、心材内への移行は樹種による違いが見られた。アカマツ、コナラでは濃度勾配に基づく外側から内側への拡散が起こっていると考えられるのに対して、スギでは辺材から心材への能動的な輸送があると見られ、心材での放射性セシウム濃度は辺材よりも上昇した。
- 6) 環境中セシウム137の動態については、樹木の枝葉中のセシウムが減少していくのに対して、木部中のセシウムは根からの吸収により増加していくことが分かった。事故直後に沈着した有機物層のセシウムは鉱質土層へと移動していくが、そのペースは落葉広葉樹より針葉樹の方が緩やかではあるが、今後5年のうちにセシウム量は逆転すると予想されることが分かった。
- 7) 外部被ばく量については、居住地の空間線量だけではなく、実際に移動した先の空間線量とそこで過ごした時間を考慮する必要があることが分かった。

(2)環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項なし。

<行政が活用することが見込まれる成果>

1) 被ばく評価の結果は日本人の食習慣、行政による食品スクリーニングにより食品による被ばくが管理されていることを示していると考えられた。外部被ばくを低減するための除染は有効であり、福島県民の放射線被ばくを減らすために重要であるといえる。調査期間中に除染が実施された相馬市とほとんど実施されていない南相馬市では、被ばく線量の減少率に差が認められた。この差は除染による影響が要因と考えられる。一方、森林内や居住制限区域の立ち入りにより被ばく線量が年間で最大8mSvまで増加し注意喚起が必要である。

- 2) 3地域において測定値を基にした放射線の確率的影響である発がんについて評価した。いずれの地域も疫学的に発見が困難なレベルの増加であった。
- 3) 福島第一原発からの放射性粉じんを含んだ粉じんが周辺地域に飛散しており、今後の廃炉作業を行うにあたり粉じん飛散の予防対策が重要である。
- 4) 森林においてセシウム137はすでに系内での物質循環に組み込まれていると考えられる。地下部での下方への移行はゆっくりとしており、溶存態での外部流出もほとんどみられない。したがって、撹乱が起こらない限りは比較的安定的に系内に保持されると考えられる。森林除染の方針を考えるとき、人間が立ち入ることのない場所は撹乱による流出を抑えるように安定的に管理することがひとつの選択肢となろう。
- 5) 林木木部へのセシウム137の移行は原発事故直後から始まり、2013年の時点で継続して進行しつつある。木材資源として利用される心材部への集積は樹種、セシウム137の初期沈着量などによって違いがあり、スギでは他の樹種に比べて心材へのセシウム137集積が著しい。木部の心材への移行は、木部に含まれる非放射性セシウムと濃度的に平衡に達した時点で、それ以上は起こらないと予想される。木部のアルカリ金属、特にセシウムと化学的性質の似ているカリウムやルビジウムの分布を調べれば、セシウム137の移行についてのある程度の予測可能と考えられる。
- 6) セシウム137の有機物層から鉱質土層への移行と木部の汚染が進行していくが、落葉広葉樹で顕著であることが分かった。川内村の最も汚染の深刻な地域における5年後の木部のセシウム137濃度はおよそ3kBq/kgと予想される。一方、農作物への移行はわずかであり、今後濃度は減少していくが、川内村では現在においても基準値を超えることはないと考えられる。

6. 研究成果の主な発表状況

(1)主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) KH. HARADA, Y. FUJII, A. ADACHI, A. TSUKIDATE, F. ASAI and A. KOIZUMI: Environ. Sci. Technol., 47, 2520-2526 (2013)
 - "Dietary Intake of Radiocesium in Adult Residents in Fukushima Prefecture and Neighboring Regions after the Fukushima Nuclear Power Plant Accident: 24 hr-Food Duplicate Survey in December 2011"
- 2) A. KOIZUMI, T. NIISOE, KH. HARADA, Y. FUJII, A. ADACHI, T. HITOMI and H. ISHIKAWA: Environ. Sci. Technol., 47, 9612-9618 (2013)
 - "137Cs trapped by biomass within 20 km of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant"
- 3) KH. HARADA, T. NIISOE, M. IMANAKA, T. TAKAHASHI, K. AMAKO, Y. FUJII, M. KANAMEISHI, K. OHSE, Y. NAKAI, N. NISHIKAWA, Y. SAITO, H. SAKAMOTO, K. UEYAMA, K. HISAKI, E. OHARA, T. INOUE, K. YAMAMOTO, Y. MATSUOKA, H. OHATA, K. TOSHIMA, A. OKADA, H. SATO, T. KUWAMORI, H. TANI, R. SUZUKI, M. KASHIKURA, M. NEZU, Y. MIYACHI, F. ARAI, M. KUWAMORI, S. HARADA, A. OHMORI, H. ISHIKAWA and A. KOIZUMI: Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2014 Mar 11, 111, E914-923. Epub 24 Feb, 2014 "Radiation dose rates now and in the future for residents neighboring restricted areas of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant"
- 4) S. OHASHI, N. OKADA, A. TANAKA, W. NAKAI and S. TAKANO: J. Environ. Radioact, 134:54-60 (2014) "Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster"

(2)主な口頭発表(学会等)

1) 大橋伸太、岡田直紀、中井渉、高野成美:京都大学放射性同位元素総合センター実験室利用成果発表会(2013)

「森林生態系における放射性セシウムの分布」

- 2) 小泉昭夫、原田浩二、新添多聞:第83回日本衛生学会学術総会(2013)
 - 「福島県の帰村村民の被ばく線量のモニタリングによる推定」
- 3) 原田浩二、今中美栄、桑守豊美、尼子克己、藤井由希子、要石真利、新添多聞、小泉昭夫:第83回日本衛生学会学術総会(2013)
 - 「福島県相双地方3地域における陰膳法を用いた放射性セシウム摂取量調査」
- 4) 新添多聞、原田浩二、人見敏明、藤井由希子、石川裕彦、小泉昭夫:第83回日本衛生学会学術総会(2013)
 - 「福島県川内村における環境中放射線」
- 5) 原田浩二、新添多聞、小泉昭夫:第83回日本衛生学会学術総会(2013)

「福島県相双地方3地域における放射性セシウムの経気道曝露の評価」

6) 要石真利、今中美栄、坂本裕子、上山恵子、尼子克己、藤井由希子、桑守豊美、原田浩二、小泉昭夫: 第83回日本衛生学会学術総会(2013)

「福島県川内村における陰膳法を用いた食品摂取量調査」

7) 厳俊霞、高橋勉、大浦敏博、奥田裕子、小林果、人見敏明、劉万洋、原田浩二、小泉昭夫:第83回日本 衛生学会学術総会(2013)

「Exome解析による家族性甲状腺種に関連する新規遺伝子の同定」

8) 大橋伸太、岡田直紀、中井渉、高野成美:第124回日本森林学会大会(2013)

「アカマツとコナラの樹幹内における放射性セシウムの分布」

9) 中井涉、岡田直紀、大橋伸太、高野成美:第124回日本森林学会大会(2013)

「外生菌根菌による放射性セシウムの吸収と共生樹木への移行」

10) 山本佳奈子、井上登紀子、大畑仁美、今中美栄、原田浩二、小泉昭夫:第60回日本栄養改善学会学術総会(2013)

「福島県川内村帰村住民の食環境に関する調査結果」

11)要石真利、大原栄二、尼子克己、今中美栄、原田浩二、小泉昭夫:第60回日本栄養改善学会学術総会 (2013)

「福島県川内村帰村住民の24時間陰膳調査(第1報)ー食品群分類とセシウム含有量について」

12) 上山恵子、坂本裕子、久木久美子、松岡幸代、今中美栄、原田浩二、小泉昭夫:第60回日本栄養改善学会学術総会(2013)

「福島県川内村帰村住民の24時間陰膳調査(第2報)ー栄養摂取状況について」

13) 小泉昭夫、今中美栄、新添多聞、原田浩二:第20回京都大学国際シンポジウム(2014)

"A preliminary observation on risk perception among local residents in Fukushima: How can we help and intervene people in Fukushima?"

14) 岡田直紀、大橋伸太、田中厚志、中井渉:第125回日本森林学会大会(2014)

「樹幹への¹³⁷Csの取り込みと蓄積」

15) 中井涉、岡田直紀、大橋伸太、田中厚志:第125回日本森林学会大会(2014)

「川内村の森林における林床への137Csの供給」

16) 小泉昭夫、原田浩二、新添多聞、石川裕彦:第84回日本衛生学会学術総会(2014)

「福島第一原発近隣住民の2012年8月から2013年7月までの年間外部被ばく線量」(発表要旨提出済み)

17) 原田浩二、今中美栄、桑守豊美、尼子克己、新添多聞、藤井由希子、藤原登司一、人見敏明、小泉昭夫:第84回日本衛生学会学術総会(2014)

「福島県相双地方3地域における放射性セシウムの経口、経気摂取量調査」(発表要旨提出済み)

18) 新添多聞、原田浩二、人見敏明、藤井由希子、大澤めぐみ、大島匡世、岡田直紀、石川裕彦、小泉昭 夫:第84回日本衛生学会学術総会(2014)

「福島県川内村における放射性セシウムの動態シミュレーション」(発表要旨提出済み)

7. 研究者略歴

課題代表者:小泉 昭夫

東北大学医学部卒業、医学博士、秋田大学医学部教授、現在、京都大学大学院医学研究科環境 衛生学分野 教授

研究分担者

1) 岡田 直紀

京都大学農学部卒業、林野庁森林総合研究所主任研究官、現在、京都大学大学院地球環境学堂 准教授(京都大学大学院農学研究科 准教授両任)

2) 石川 裕彦

京都大学理学部卒業、特殊法人日本原子力研究所研究員、現在、京都大学防災研究所 教授

5ZB-1202 福島原発近隣における里山生態系を含めた除染効果の評価と住民の中期暴露評価 (1) 里山住民の曝露評価

京都大学

大学院医学研究科 環境衛生学分野 小泉 昭夫・原田 浩二 放射線生物研究センター 放射線システム生物学研究部門 土生 敏行

平成24~25年度累計予算額:77,687千円 (うち、平成25年度予算額:39,038千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

2011年3月の福島第一原発事故により環境中に放射性物質が放出され、周辺住民が避難した。近隣住 民は放射能への不安を抱えながら生活を続けている。これら住民への放射能の健康影響を評価するため、 福島第一原子力発電所から20kmから50kmに位置し避難区域に隣接する3地域において土壌中の放射性 セシウムにより受ける外部被ばく、食事と大気粉じん中の放射性セシウムから受ける内部被ばくの調査を行 った。調査対象者には個人線量計を着用してもらい、食事は調査協力者から陰膳法によって提供を 受け、さらに大気粉じんを地域ごとに採取した。また、食事調査と並行して地産地消による内部 被ばくへの影響も評価した。その結果、被ばく要因の99%以上は外部被ばくによるものであるこ とが分かった。2012年8月から9月の2ヵ月間の外部被ばくと内部被ばくによる総被ばく線量から予 想される2012年の年間総被ばく量は川内村で0.89mSv、相馬市で2.51mSv、南相馬市では1.51mSv であった。年間総被ばく量の長期予測では、今後10年、50年にわたる放射性セシウムの減衰によ り、年間の平均被ばく量は、平常時の自然放射線や医療被ばく以外の被ばく限度である年間1ミリ シーベルトを超えることはほとんどないと予測された。また、長期予測に基づいて調査地域の発 がんに関する生涯リスクの予測を行ったところ、2012年以降の生涯被ばく線量から推計される平 均的な発がんリスクは最大でも1.061%であり、生活習慣によるがんの追加発症リスクよりも小さ い結果となった。したがって、通常の生活であれば放射線被ばくによる健康リスクは低いといえ よう。一方、森林内での作業などにより外部被ばく線量が年間3-8mSv程度高まる危険性がある。 今後は、汚染された森林への立ち入りの抑制や避難区域の設定、また汚染食品の流通防止などを 行うことにより住民の被ばく量は抑えられ、がんの著明な増加を防止することができると考える。

[キーワード]

放射性物質、福島第一原子力発電所事故、個人被ばく、発がんリスク、除染

1. はじめに

福島第一原発の事故後の 2011 年 7 月および 9 月に、ヒトの放射線内部被ばくのリスク評価のためのフィールド調査を行った。成人住民(以下、住民)の内部被ばくについては、食物による被ばくの評価を行い、預託実効線量が"検出なし"から $83\mu Sv/$ 年のレンジに分布することを見出した。一方、飯館村で寄贈されたネギは 2291Bq/kg、栗は 1510Bq/kg、シイタケは 200-400Bq/kg と高い値を示し、自給自足のライフスタイルでは、高濃度の汚染の可能性が考えられた。大気による被ばくについては、大気中放射線量の 80%が、空気力学的直径が 4.9 ミクロン以下の画分に見出され、16 地点中で最大でも $76.9\mu Sv/$ 年と低い値であることを見出した。

上記を踏まえて、2012年度には、福島第一原発の避難区域に隣接する3地域の成人を対象として、外部被ばく、内部被ばくを評価した。その結果、食事と大気による内部被ばくは非常に小さく、外部被ばくの影響が99%以上を占めていることが分かった。これはチェルノブイリ原子力発電所事故による放射線被ばくとは大きく異なっており、本研究は被ばく評価の科学的基礎を与えるものである。

2. 研究開発目的

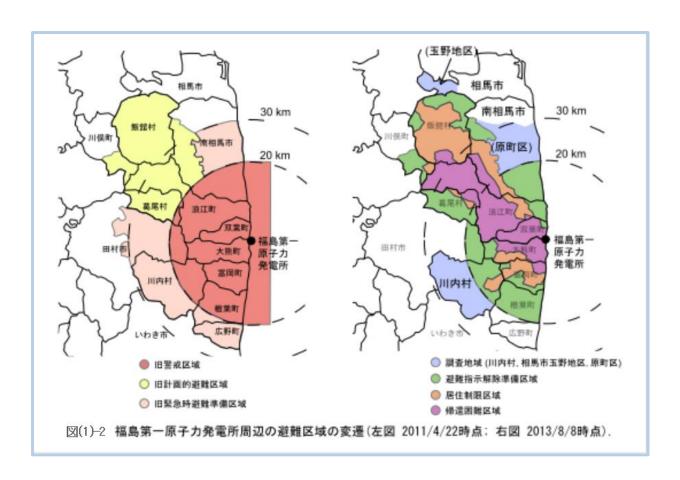
住民の被ばく量の評価にあたり、空間線量率が高い森林での活動量や、自給自足のライフスタイルに注目する必要がある。自給自足をするライフスタイルはハイリスク集団と考えられ、曝露評価と影響評価を行う必要がある。本研究の目的は、福島原発 20km-50km 圏内において種々のライフスタイルにおける住民の曝露評価と影響評価と、長期被ばく量の予測を行うことである。

3. 研究開発方法

(1) 個人の被ばく影響調査

福島第一原子力発電所の事故後の近隣住民への被ばくの影響を調べるため、福島県相双地方の双葉郡川内村(以下、川内村)、相馬市玉野地区(以下、相馬市)、南相馬市原町区(以下、南





相馬市)の3地域の住民を対象として、外部被ばくおよび、食事と大気による内部被ばくの調査を実施した。調査のフォローアップのため住民の参加登録を行い、特に川内村においては、新規帰村者に参加の意思確認を行い希望者を追加登録した。また、調査により計測された内部被ばくと外部被ばくのデータを総合することにより住民の年間総被ばく量を推定した。さらに、2012年8~9月に実施した調査の実測データに基づいて年間被ばく量の評価を行い、それを基に3地域住民の発がんリスクの評価を行った。

1) 外部被ばく調査

2012年から2013年にかけて6回の調査を実施した。調査では、3地域の住民に光刺激ルミネッセンス線量計(以下、線量計)を配布し、測定期間終了まで装着した後、行動記録表とともに郵送してもらった。測定期間は、1回目が2012年8~9月(2ヵ月間)、2回目が同年10~11月(2ヵ月間)、3回目が同年12月~2013年2月(3ヵ月間)、4回目が2013年4~6月(3ヵ月間)、5回目が同年7~9月





図(1)-3 ルミネッセンス線量計と着用例

(3ヵ月間)、6回目が同年10~12月(3ヵ月間)とした。

2) 食事による内部被ばく調査

成人1人の1日量の食事(飲料を含む)を回収する陰膳方式で、川内村では管理栄養士の直接 訪問による回収と食生活や献立などについての聞き取りと確認を行い、相馬市と南相馬市は郵送 による回収を行った。食事内容の調査票(図(1)-5)の記入と食生活に関するアンケート調査(図(1)-6) を同時に実施し、身体状況、同居家族、原発事故前後での食事内容や体調の変化、食事に関して 気になる点などの質問を行った。

回収した 1 日分の食事ホモジネートは凍結乾燥の後、ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射 性セシウム (セシウム 134、セシウム 137) の濃度を測定し、各対象者の調査日1日の食事による 放射性物質の摂取量を計算した(図(1)-7)。調査対象者の内部被ばく線量は調査日と同一の食事を年 間を通じて摂取したと仮定し、実効線量係数から計算した。また、季節による変動を考慮して同 様の調査を3地域それぞれに夏(8月)と冬(11~12月)の2回行った。





間食③(昼食と夕食の間)

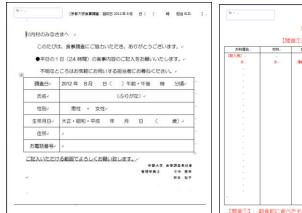
夕食

間食④-1(夕食後から就寝まで)



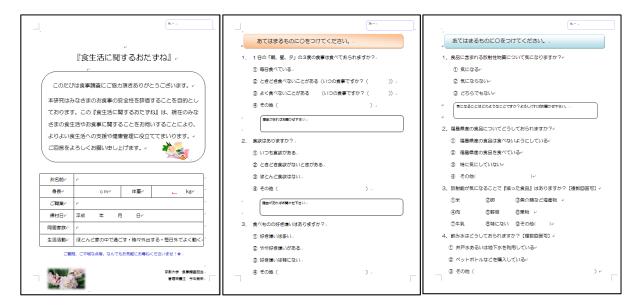
間食④-2(夕食後から就寝まで)

図(1)-4 食事調査の回収例:ある参加者の1日分の食事

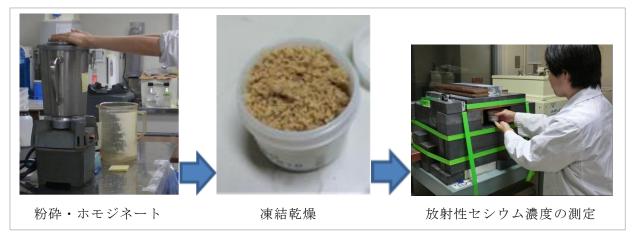




図(1)-5 食事記録票(全8ページ): 献立・食材・産地・購入場所などを記入



図(1)-6 食生活に関するアンケート調査(全12ページ)



図(1)-7 食事回収後のセシウム濃度測定までの流れ

川内村の対象者の中でセシウムによる被ばく線量の高かった 5 名についてはストロンチウム 89 およびストロンチウム 90 の測定も実施した。測定は放射能測定法シリーズ 2 放射性ストロンチウム分析法に従い、灰試料を塩酸に溶解して発煙硝酸法により放射線ストロンチウムを分離・定量し、液体シンチレーション測定法により行った。

3) 大気粉じんによる影響調査

川内村、相馬市、南相馬市の各 1 箇所に大容量空気捕集装置とアンダーセン式空気捕集装置を設置し、大気中エアロゾルの採取を行った。アンダーセン式空気捕集装置では、空気力学的直径の異なる大気粉じん、 $0.43\sim11\mu m$ のエアロゾルを 8 段のステージに分粒捕集した。ゲルマニウム半導体検出器を用いて、粉じんを捕集したろ紙に含まれるセシウム 134 及びセシウム 137 を定量し、大気中濃度を計算した。ろ紙は 1 週毎に回収し、新しいろ紙に交換した。大気からの放射能の推定にあたっては、1 日の呼吸量は成人が 22.2 立方メートル、子ども(3-7 歳)が 8.72 立方メートルと仮定した。実際に肺に入るのは $5\mu m$ より小さい粉じんだが、それより大きな粉じんも入ると仮定し、評価が過大となるようにした。また、1 ベクレル吸入した場合の被ばく量(μSv)の実効線量係数として、成人はセシウム 134 が 0.020、セシウム 137 が 0.039、子ども(3-7 歳)はセシウム 134 が 0.041、セシウム 137 が 0.070、を採用した。アンダーセン式空気捕集装置による放射性セシウムの粒度分布は月単位で評価した。







川内村(コミュニティセンター)

南相馬市(住民宅)

相馬市(住民宅)

図(1)-8 大容量空気捕集装置、アンダーセン式空気捕集装置の設置状況

4) 実測データに基づく年間被ばく量

外部被ばく量と食事、呼吸由来の内部被ばく量の測定データに基づき、モンテカルロシミュレーションを用いて川内村、相馬市玉野地区、南相馬市の3つの地域の住民の2012年における年間被ばく量を評価した。本研究では被ばく線量の評価は、通年の測定者、5回の測定値の計6組のデータを用い、これらの分布のうち最も右方に変異している分布を採用し、常に測定データより若干の過大評価となるように配慮した。以下に詳細を述べる。

外部被ばく量については、第1回(2012年8月~9月)、第2回(同年10月~11月)、第3回(同年12月~2013年2月)、第4回(同年4月~6月)、第5回(同年7月~9月)調査結果に基づく評価を行った。まず第1回から第5回までの通年参加者の被ばく量の和をとることにより年間(2012年8月~2013年7月)の被ばく量を計算した。この際、調査を行わなかった3月の値として、第4回調査の値の3分の1を用いた。これは第3回調査の測定値が積雪の影響で低く抑

えられていたためである。また、7月の値として、第5回調査の値の3分の1を用いた。次に、放射性セシウムの物理的半減期から、5回の調査の結果をそれぞれ1年間分に換算した。こうして得られた6組の年間外部被ばく量の分布に対して、対数スケールでの1つあるいは2つの正規分布の混合分布を仮定した(詳細は結果を参照)。すなわち、測定値をx (mSv/month) として、確率密度関数を以下の数式で当てはめる。

$$X = \log_{10}(x)$$

$$F(X) = \sum_{i=1}^{2} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_{i}}} \exp\left(-\frac{(X - \mu_{i})^{2}}{2\sigma_{i}^{2}}\right) \cdot f_{i}$$

$$\text{7.75.} \quad \downarrow, \quad f_{1} + f_{2} = 1$$

$$(1)-1$$

ここで、 μ と σ はそれぞれ正規分布の平均と標準偏差。パラメータの決定には統計ソフトウェア JMP の EM (Expectation Maximization) アルゴリズムを使用した。3 調査地域で得られたそれぞれ 6 組の混合分布のうち、より安全性を厳しく評価するため幾何平均値の大きい分布を採用し、この分布に従う乱数を年間の外部被ばく量とした。1 つの対数正規分布か2 つの対数正規分布かの判断は、適合度検定で比較した。また、EM アルゴリズムで収束しない場合は、最小値がないものと考え、混合分布の仮説は採用しなかった。

食事由来の内部被ばく量については 2012 年から 2013 年の 8 月および 11 月に計 4 回の調査を行ったが、複数回参加した住民のそれぞれの調査結果には有意な相関(p<0.05)は見られなかった。そこで 4 回の値が独立していると考えてすべての測定データから対数スケールでの 2 つの正規分布から成る 1 つの混合分布を仮定し、これに従う乱数とした。呼吸由来の内部被ばく量についても同様に、それぞれ地域でのすべての測定データから 1 つの混合分布を仮定して、これに従う乱数とした。外部被ばく量と食事由来、呼吸由来の内部被ばく量それぞれのサンプルを取って足し合わせることを 10000 回繰り返し、その分布を調べた。

5) 個人被ばくの健康影響

外部被ばく調査と、食事による内部被ばく調査ならびに大気粉じんによる内部被ばく調査、および実測データに基づく年間被ばく線量評価から、個人被ばくの健康影響についてまとめた。

6) 発がんリスクの評価

2012 年 8 月~9 月の 2 ヵ月間の被ばく線量、食事調査、大気粉じん中セシウム濃度のデータを用いて、3 地域における発がんリスクの評価を行った(詳細は論文 7-(1)-3)参照)。発がんリスクは、固形がん、白血病、乳がんの 3 種類のがんを対象に、WHO の報告書 $^{1)}$ に基づき、発がん標的臓器毎の生涯被ばく線量を算出し線形モデルを用いて計算した。対象は、2012 年の 8 月における 1 歳児、10 歳児、20 歳成人の男女とし、90 歳までの被ばく線量を考慮した。被ばく線源はセシウム 134 およびセシウム 137 とし、2012 年 8 月の推定値からそれぞれの物理的半減期に基づき物理崩壊すると仮定した。

(2) 地産地消による内部被ばくへの影響

地産地消による内部被ばくの影響を調べるため、2011年12月に事前調査として測定した陰膳試料について、構成される食材と産地をもとに、どのような食材、産地が1日の放射性セシウム摂取量に影響を与えるかの統計解析をした。また、2012年の夏と冬の食事調査時に回収した調査票から食材の産地を特定し、福島県産食材が1日の放射性セシウム摂取量に与える影響についての統計解析を行った。そのほかに、4回の食事調査で、現在の日常の食生活や震災前後の食生活の変化、購入する食材の産地などについてのアンケート、自家栽培の野菜の使用状況などについてのヒアリングも行った。

(3) 曝露の影響評価

曝露の影響評価として、末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系と、 高TSH血症を示す甲状腺腫の家系を基に甲状腺へのヨードの取り込みの多い個体の識別方法の開発を行った。

1)末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系

影響評価を一元的に行うことができる測定系の開発にあたり、①実験室レベルでの評価系の確立を目指すこと、②その評価系としてDNA損傷や放射線照射により細胞内で起こる中核的な反応であるp53癌抑制タンパク質の安定化とその機能である転写活性化を低レベルの放射線照射で測定すること、③ヒト組織の中でも放射線に対する感受性の最も高い網膜に着目し、網膜由来のヒト繊維芽細胞株を用いること、を念頭に開発を行った。以上より鋭敏に放射線の影響を捉えることができると考えられる。

p53機能の評価としては、その転写活性化の標的遺伝子であるp21遺伝子に着目した。京都大学放射線生物研究センター所有の放射線照射装置を用いて低レベルの様々な放射線量の放射線を繊維芽細胞に照射し、p53の安定化が起こるのか、またその標的であるp21の誘導が行われるのかを検討した。またDNA損傷レベルを検出するために、現在最も知られ使用されているマーカータンパク質ヒストンγH2AXを同時に検出した。2013年度も、DNA損傷や放射線照射により細胞内で起こる中核的な反応であるp53癌抑制タンパク質の安定化とその機能である転写活性化を低レベルの放射線照射での測定を試みた。2012年度は検討したDNA損傷応答に関わるp53、p21及びヒストンγH2AXタンパク質の放射線応答は中・高線量領域で反応があったことを評価することには成功したが、低線量ではその影響を評価するか検討していなかった。また中長期的な反応での損傷応答は実験的に評価されておらず、時間的及び低線量での評価を開発することが必要であるため、2013年度にはその評価系の開発を試みた。

次に福島第一原発事故で放出された放射能レベルでの影響評価を考え、様々な低線量率で低線量の放射線を照射した場合の評価を上記と同様の細胞を用いて、p53、p21、ヒストン γH2AX を検出することで評価可能かを試みた。

2) 甲状腺へのヨードの取り込みの多い個体の識別方法

家族性甲状腺腫は、近年新生児期に甲状腺機能低下症のマススクリーニングを受診することにより、高TSH血症として見出されることが多い。高TSHを示すことから、多くの例で甲状腺へのヨ

ードの取り込みは増加しており、放射性ヨードの取り込みも同様に増加すると考えられる。本疾患は、多様な表現型を示す遺伝的に異質な遺伝性疾患であり、この原因遺伝子を同定することは、感受性者の検出のために有用であると考えられる。この理由により、昨年度に引き続き常染色体優性遺伝のパターンで多世代にわたり発症する甲状腺腫の3家族を調査した。3家族すべてについてゲノムワイド連鎖解析を行い、さらにそれぞれの家族から2罹患者を選び、全exomeシーケンス解析を組み合わせて行った。連鎖解析のために、LODスコア> 1.5となる候補領域について、稀少変異の同定を行った。

4. 結果及び考察

(1) 里山住民の曝露評価

外部被ばくおよび、大気粉じんと陰膳食事調査による内部被ばくの調査結果と、それに基づく 年間総被ばく量、発がんリスクの評価について述べる。

1) 外部被ばく調査

2012年8月から2013年12月に実施した6回の調査の参加者は表(1)-1の通りである。川内村では調査の開始にあたり2012年6月時点で避難先から帰村していた全住民666名に調査への参加を依頼し線量計を送付した。相馬市、南相馬市では調査参加の呼びかけに応じた住民(相馬市65名、南相馬市30名)に線量計を配布した。その後、体調不良や高齢による辞退もあったが、一方で途中からの参加希望に随時対応し参加者の増加を図った。相馬市では2回目の実施時に13名の追加登録を行い、川内村では3回目の実施にあたって562名の新規帰村者を対象に参加希望の意志確認を行って134名の新たな参加者を得た。さらに川内村では、5回目の実施にあたっても94名の新規帰村者に参加希望の意志確認を行い29名の新たな参加者を得た。

表(1)-1 外部被ばく調査の参加者

	実施回	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目
川内村	参加者	388	319	360	277	290	218
	(送付数)	(666)	(619)	(731)	(464)	(481)	(425)
相馬市	参加者	50	56	48	48	43	36
	(送付数)	(65)	(78)	(75)	(75)	(73)	(68)
南相馬市	参加者	27	26	23	23	21	20
	(送付数)	(30)	(30)	(29)	(27)	(28)	(27)

※実施時期は、1回目:2012年8-9月、2回目:2012年10-11月、3回目:2012年12月-2013年2月、4回目:2013年4-6月、5回目:2013年7-9月、6回目:2013年10-12月。

a. 3地域の外部被ばく調査の概況

表(1)-2は各調査における3地域の外部被ばくの累積線量を示したものである。

川内村の1回目の外部被ばく2ヵ月の累積線量(mSv)は参加者の平均(標準偏差)で0.171(0.102)、2回目の平均(標準偏差)は0.133(0.073)であった。3回目以降のデータは3ヵ月の累積であり、3回目

以降をそれぞれの平均(標準偏差)でみると、3回目が0.152(0.096)、4回目が0.176(0.082)、5回目が0.160(0.090)、6回目が0.146 (0.083) であった。各回の平均値を1ヵ月平均でみると1回目から6回目にかけて、0.086、0.067、0.051、0.059、0.053、0.049と、4回目にいったんやや上昇したものの、全体としては緩やかな減少となっている。川内村では帰村者が居住する地域の住宅除染が2012年度に実施され、2012年末時点ではほぼ終了していた。このため、1回目から3回目調査の減少については、放射性セシウムの減衰に加えて除染の影響もあると考えられる。また、3回目の調査期間は12月から2月の冬季にあたるため、積雪による遮蔽効果や、農作業を含む屋外活動の減少なども外部被ばく線量減少の一因に挙げられよう。

川内村の行政区ごとの詳細については後述する。

表(1)-2 外部被ばくの個人累積線量

(単位:ミリシーベルト)

	実施回	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6回目
	月数	2ヵ月累積	2ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積
川内村	平均	0.171	0.133	0.152	0.176	0.160	0.146
標	栗準偏差	0.102	0.073	0.096	0.082	0.090	0.083
	最小	0.039	0.049	0.041	0.045	0.036	0.041
	中央値	0.148	0.121	0.140	0.157	0.142	0.132
	最大	1.200	0.873	0.732	0.638	0.906	0.786
1	カ月平均	0.086	0.067	0.051	0.059	0.053	0.049
相馬市	平均	0.459	0.380	0.431	0.451	0.344	0.311
杉	票準偏差	0.183	0.138	0.305	0.151	0.127	0.113
	最小	0.178	0.133	0.187	0.158	0.142	0.096
	中央値	0.446	0.354	0.391	0.450	0.323	0.318
	最大	1.102	0.837	2.349	1.029	0.674	0.606
1	カ月平均	0.230	0.190	0.144	0.150	0.115	0.104
南相馬市	平均	0.277	0.243	0.358	0.322	0.326	0.266
杉	票準偏差	0.065	0.068	0.133	0.106	0.174	0.129
	最小	0.137	0.136	0.172	0.136	0.141	0.080
	中央値	0.263	0.241	0.334	0.311	0.272	0.243
	最大	0.403	0.350	0.759	0.547	0.946	0.668
1	カ月平均	0.139	0.122	0.119	0.107	0.109	0.089

相馬市の1回目の外部被ばく線量(mSv)の平均(標準偏差)は0.459(0.183)、2回目が0.380(0.138)、3回目は0.431(0.305)、4回目は0.451(0.151)、5回目は0.344(0.127)、6回目は0.311(0.113)であった。1カ月平均の推移でみると、1回目が0.230、2回目は0.190、3回目は0.144と順調に減少し、4回目で0.150といったん上昇したが、5回目が0.115、6回目が0.104と再び減少している。1回目から3回目の減少が顕著であった要因としては、相馬市玉野地区では2012年8月から同年末にかけて住宅の除染が実施されており、その影響が大きかったことが考えられる。また3回目調査は冬季のため、川内村と同様に、積雪による遮蔽効果並びに農作業を含む屋外活動の低下が外部被ばくの減少に寄与したとも考えられる。6回の調査を通して、3地域内では最も被ばく線量が高い結果となったが、5回目と6回目の調査では南相馬市にかなり近い水準まで低下している。

南相馬市の1回目の外部被ばく累積線量(mSv)は参加者の平均(標準偏差)で0.277(0.065)、2回目は0.243(0.068)、3回目は0.358(0.133)、4回目が0.322(0.106)、5回目が0.326(0.174)、6回目が0.266(0.129)であった。各回の平均値を1ヵ月平均でみると、0.139、0.122、0.119、0.107、0.109、0.089と、多少の増減はあるものの全期間では徐々に減少する傾向にある。3回目が他の2地域ほど減少していないのは、南相馬市は未除染であることに加え、降雪が少ないこと、参加者は主婦が多く目頃から農作業などの屋外活動が少ないことなど、川内村や相馬市のような季節要因による影響が少ないためといえよう。

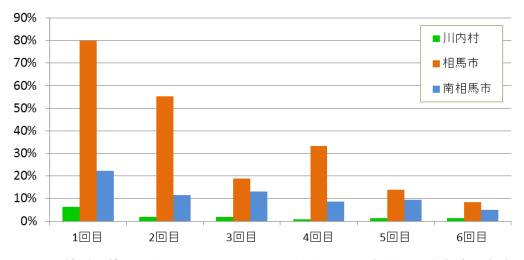
各調査時点の外部被ばく線量が年間2ミリシーベルトを超えると予想された人数と参加者に占める割合は表(1)-3と図(1)-9の通りである。

3地域とも1回目の調査時点での人数が最も多く、特に相馬市では参加者50名中80%以上の40名が年間2ミリシーベルトを超えると予想される結果であった。その後は各地域とも、外部被ばく線量の低下に連れて人数も減少している。年間2ミリシーベルトを超えると予想される参加者は各地域の外部被ばく線量の1ヵ月平均が $0.11\sim0.13$ mSvでは $10\%\sim15\%$ 程度、 $0.10\sim0.11$ mSvでは $8\%\sim10\%$ 程度、 $0.08\sim0.09$ mSvでは $5\sim7\%$ 程度であり、川内村の2回目以降の $0.04\sim0.07$ mSvの水準では2%未満となっている。

21(-) - 1011-1	777				, 1m l/	
	1回目	2 回目	3回目	4 回目	5 回目	6 回目
川内村	24 人	6 人	7 人	2 人	4 人	3 人
	(6.2%)	(1.9%)	(1.9%)	(0.7%)	(1.4%)	(1.4%)
地民士	40 人	31 人	9 人	16 人	6人	3 人
相馬市	(80.0%)	(55.4%)	(18.8%)	(33.3%)	(14.0%)	(8.3%)
南相馬市	6人	3 人	3 人	2 人	2 人	1 人
	(22.2%)	(11.5%)	(13.0%)	(8.7%)	(9.5%)	(5.0%)

表(1)-3 被ばく線量が年間2ミリシーベルトを超えると予想された人数の推移

()内は参加者に占める割合



図(1)-9 被ばく線量が年間2ミリシーベルトを超えると予想される参加者の割合

外部被ばく線量が高くなる理由を調べるため、年間の外部被ばく線量が2ミリシーベルトを超えると予想される川内村の参加者に電話による聞き取り調査を行った。外部被ばく線量が高くなる理由として挙げられたものをまとめると、主に以下の様になる。

- a) 空間線量が高めの場所での除染作業および屋外作業(n=6)
- b) 国道側路の草刈り作業(n=1)
- c) 樹木の伐採や草刈りなど、森林内での作業(n=2)
- d) 避難区域内での自宅の片付け作業と屋外仕事(n=5)
- e) 特に思いつくような行動はない(n=9)

上記の $a)\sim c$)は、いずれも仕事として従事しているため、放射線量の比較的高い場所に長時間滞在していたと考えられる。d)についての聞き取りでは、 \mathbb{O} 1日7時間で10日程度継続して通った、 \mathbb{O} 1週間ほど毎日通って屋外作業も行った、などの回答があった。聞き取りを行った参加者の被ばく線量を調査回ごとに見ると、a)とb)の除染作業や側路の草刈り作業などは数ヵ月の短期の仕事であり、仕事に従事していない期間は地域の平均と同水準まで被ばく線量が下がっている。また、a0の森林内の作業従事者は継続的な仕事であるため定期的に森林に入っているとみられ、時間の経過と共に徐々に下がってはいるが平均よりは高い水準にある。a0については、片付けや仕事に通っていた期間だけが突出して高いという結果であった。a0の回答者は主に主婦で、a1日数時間の畑仕事や散歩以外には特に思いつくことはない、という回答であったが、これらの参加者は居住している場所の空間線量が比較的高い地域であることが多かった。被ばく線量の推移をみると緩やかな低下となっている。

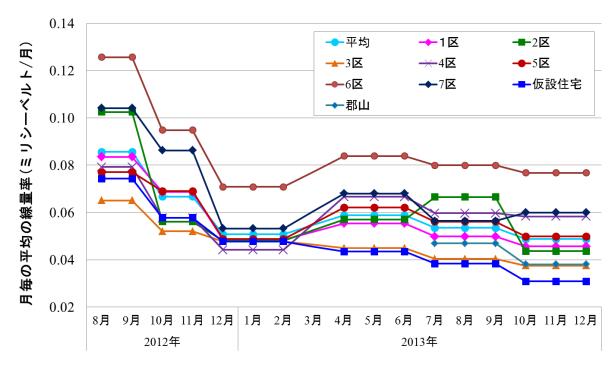
南相馬市や相馬市の一部の参加者にも聞き取りを行ったが、空間線量が高い裏山からの落ち葉が多いため雨どいや裏庭の落ち葉の片付けをしているなど、住宅に山林が迫っている場所での作業が理由として挙げられた。

b. 川内村の外部被ばく調査の詳細

i. 行政区毎の被ばく線量率の変化

次に川内村の詳細について述べる。川内村は参加者数が多く居住地域も広いため、外部被ばく 状況を行政区ごとに見てみる。各区の外部被ばく線量率の月平均推移が図(1)-10 である。

川内村全体の月平均は相馬市、南相馬市と比較して低い水準で推移しており、村内の各区とも 川内村全体平均からは大きく離れていない。6区のみが全期間通してやや高い水準となっているが、 南相馬市の平均よりも0.01~0.05mSv低い。1区と4区、5区は村全体の平均とほぼ同水準で推移して いる。2区と7区は調査回によって変動がみられるが、これは被ばく線量率の変動の大きい特定の 家族の影響や、比較的高い線量率を示していた家族の参加辞退などによって平均にブレが生じた ためである。3区と仮設は調査期間を通して低い水準であった。



図(1)-10 川内村行政区ごとの平均外部被ばく線量率の推移

川内村の行政区ごとの参加者数と外部被ばく線量率の詳細を表(1)-4に示す。

各地域とも外部被ばく線量率は徐々に低下する傾向にある。図(1)-10 でも見られる通り、6 区の平均が他の区よりもやや高い結果となっている。川内村内では 6 区あたりの空間線量率が他の区に比べて高いことが、居住者の外部被ばく線量率が高くなる主な要因といえよう(図(1)-11)。もうひとつの要因としては、森林内での作業、高線量地域での除染などに従事しており被ばく線量の高い参加者が他の区よりやや多く、これによって平均が引き上げられていることも考えられる。

最大値でみると、1回目から3回目の調査までは仮設住宅が一番高い。これは、仮設住宅に居住している参加者の多くが7区や8区の避難解除準備区域ならびに居住制限区域に自宅があり、帰村してしばらくは、それら自宅の片付けに通う参加者がいるためである。川内村内で最も空間線量が高いエリアであり、1週間から10日程度通うだけでも被ばく線量はかなり高い値を示している。一方、仮設住宅の平均値や中央値は他の区に比べて高くはなく、4回目から6回目については最も低い水準となっている。仮設住宅は5区内にあるが、平均値、中央値ともに仮設住宅居住者の方が5区の住民よりも低い。この理由として、5区の住民は自宅に居住しており、畑や庭仕事、自宅周りの片付けなど従来通りの屋外作業を行っていると考えられるが、仮設住宅居住者は屋外作業の機会が少なく、日中も屋内で過ごすことが多いためであると考えられる。

表(1)-4 川内村各区の外部被ばくの個人累積線量

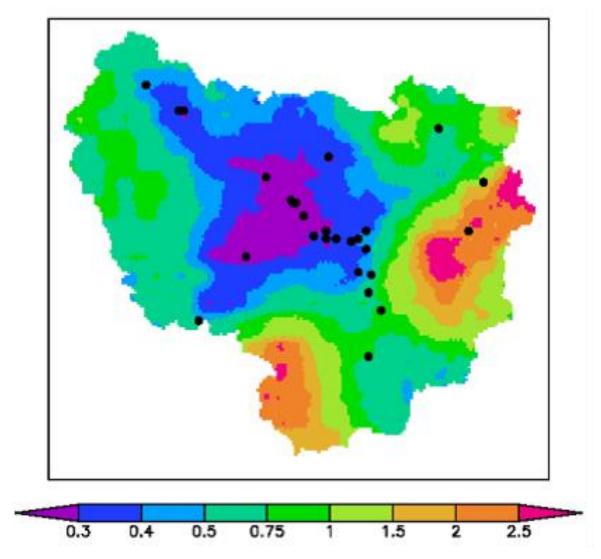
(単位:人、ミリシーベルト) 実施回 1回目 3 回目 4 回目 5 回目 6 回目 2 回目 月数 2ヵ月累積 2ヵ月累積 3ヵ月累積 3ヵ月累積 3ヵ月累積 3ヵ月累積 川内村 参加者 388 319 360 277 290 218 全体 平均 0.171 0.133 0.152 0.176 0.160 0.146 標準偏差 0.102 0.073 0.096 0.082 0.090 0.083 最小 0.039 0.049 0.041 0.045 0.036 0.041 中央値 0.148 0.140 0.157 0.142 0.132 0.121 最大 1.200 0.906 0.873 0.732 0.638 0.786 1ヵ月平均 0.086 0.067 0.051 0.059 0.053 0.049 1区 参加者 72 61 76 51 57 38 平均 0.167 0.137 0.1450.166 0.150 0.137 標準偏差 0.063 0.046 0.048 0.039 0.038 0.030 最小 0.097 0.090 0.066 0.067 0.100 0.088 中央値 0.149 0.1410.127 0.160 0.141 0.125 最大 0.433 0.338 0.297 0.256 0.2070.301 1ヵ月平均 0.083 0.069 0.048 0.055 0.050 0.046 2区 参加者 23 20 9 18 9 6 平均 0.205 0.112 0.144 0.1710.199 0.131標準偏差 0.117 0.021 0.048 0.085 0.119 0.030 最小 0.084 0.068 0.061 0.079 0.111 0.098 中央値 0.157 0.112 0.140 0.157 0.149 0.124 最大 0.492 0.156 0.233 0.330 0.405 0.174 1ヵ月平均 0.102 0.056 0.048 0.066 0.044 0.057 3区 参加者 60 48 61 48 54 45 平均 0.130 0.104 0.1430.1350.121 0.112標準偏差 0.040 0.026 0.102 0.063 0.038 0.064 最小 0.039 0.056 0.058 0.045 0.044 0.041 中央値 0.128 0.097 0.124 0.130 0.1080.127 最大 0.730 0.481 0.266 0.175 0.387 0.223 1ヵ月平均 0.048 0.040 0.065 0.052 0.0450.037 4区 参加者 22 38 31 38 24 15 平均 0.158 0.115 0.1320.200 0.179 0.175 標準偏差 0.042 0.030 0.048 0.096 0.116 0.104 最小 0.099 0.058 0.048 0.066 0.081 0.083 中央値 0.146 0.117 0.140 0.176 0.150 0.149 最大 0.255 0.490 0.505 0.167 0.256 0.654 1ヵ月平均 0.079 0.044 0.058 0.058 0.067 0.060 5区 参加者 39 32 41 38 40 35 平均 0.154 0.138 0.146 0.186 0.168 0.149 標準偏差 0.041 0.056 0.058 0.046 0.039 0.034 最小 0.079 0.049 0.059 0.066 0.041 0.083 中央値 0.150 0.140 0.1440.1870.165 0.149 最大 0.315 0.238 0.301 0.315 0.248 0.223 1ヵ月平均 0.077 0.069 0.049 0.062 0.056 0.050

	実施回	1 回目	2 回目	3回目	4 回目	5 回目	6 回目
	月数	2ヵ月累積	2ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積
6区	参加者	42	31	43	38	40	32
	平均	0.251	0.190	0.212	0.251	0.240	0.230
	標準偏差	0.144	0.088	0.138	0.115	0.162	0.143
	最小	0.071	0.049	0.072	0.068	0.085	0.053
	中央値	0.194	0.156	0.169	0.224	0.187	0.207
	最大	0.777	0.486	0.674	0.638	0.906	0.786
	1ヵ月平均	0.126	0.095	0.071	0.084	0.080	0.077
7区	参加者	40	35	27	26	28	14
	平均	0.208	0.172	0.160	0.204	0.169	0.180
	標準偏差	0.093	0.057	0.064	0.083	0.084	0.040
	最小	0.089	0.090	0.047	0.057	0.036	0.106
	中央値	0.185	0.165	0.140	0.185	0.174	0.184
	最大	0.486	0.333	0.316	0.406	0.430	0.240
	1ヵ月平均	0.104	0.086	0.053	0.068	0.056	0.060
仮設	参加者	74	63	54	43	38	31
住宅*	平均	0.149	0.116	0.143	0.130	0.115	0.093
	標準偏差	0.144	0.118	0.149	0.051	0.038	0.037
	最小	0.051	0.049	0.041	0.066	0.061	0.053
	中央値	0.114	0.079	0.094	0.120	0.108	0.083
	最大	1.200	0.873	0.732	0.292	0.252	0.232
	1ヵ月平均	0.074	0.058	0.048	0.043	0.038	0.031
郡山\$	参加者	0	0	0	0	2	2
	平均	-	-	-	-	0.141	0.114
	標準偏差	-	-	-	-	0.000	0.004
	最小	-	-	-	-	0.141	0.111
	中央値	-	-	-	-	0.141	0.114
	最大	_	_	_	_	0.141	0.117
	1ヵ月平均	-	-	-	-	0.047	0.038

^{*}自宅が居住制限区域などにあるなどの理由で5区内の仮設住宅に居住する住民。

^{*}郡山の仮設住宅に避難中の住民。

下の図(1)-11 は川内村の空間線量率を表したものである。図の右側の東部地域に線量率が高いエリアが広がっているが、このあたりは主に8区と7区の一部であり、福島第一原発から20km以内の避難解除準備区域ならびに居住制限区域となっている。5区内の仮設住宅に居住する参加者の自宅の多くはこの地域にある。次に空間線量が高いのが下部左側の黄色から赤の部分であるが、このあたりが6区である。最も線量率が低い紫から青のエリアは、川内村のほぼ中央に位置する3区から上方向の2区、左方向の4区と広がっている。5区も中央部やや右から下に向かうモニタリングポストが続く青色のあたりで線量率は比較的低い。左上部の青から緑の部分が1区、下方右側の緑色から黄色が7区の居住地区である。



図(1)-11 原子力規制庁第7次航空機モニタリングによる2013年9月28日時点での地上1 mの空間線量率を基に作成した100 mメッシュのグリッド値 (μ Sv/h)。黒点はモニタリングポストの位置。

表(1)-5は、各調査回ごとの年間の被ばく量が2ミリシーベルトを超えることが予想される人数である。川内村全体では1回目は24名と全参加者の6.2%が該当したが、2回目以降は2%以下まで減少した。ここでもやはり6区の該当者が多かった。5回目と6回目に該当した人のうち3名は同じ参加者であり、従事する仕事と作業場所などが影響していると考えられる。

	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目
川内村全体	24 人	6 人	7 人	2 人	4 人	3 人
	(6.2%)	(1.9%)	(1.9%)	(0.7%)	(1.4%)	(1.4%)
1区	3人	0人	0人	0人	0人	0人
	(4.2%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)
2 区	3人	0人	0人	0人	0人	0人
	(13.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)
3 区	0 人	0 人	2 人	0 人	0 人	0 人
	(0.0%)	(0.0%)	(3.3%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)
4 区	0 人	0 人	0 人	0 人	1 人	1 人
	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(4.5%)	(6.7%)
5 区	0 人	0 人	0 人	0 人	0 人	0 人
	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)
6区	11 人	3 人	2 人	2 人	3 人	2 人
	(26.2%)	(9.7%)	(4.7%)	(5.3%)	(7.5%)	(6.3%)
7区	5 人	1 人	0 人	0 人	0 人	0 人
	(12.5%)	(2.9%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)	(0.0%)
仮設住宅*	2 人	2 人	3 人	0人	0人	0 人

(5.6%)

_

(0.0%)

(0.0%)

人 0

(0.0%)

(0.0%)

0人

(0.0%)

(3.2%)

表(1)-5 川内村の各区で被ばく線量が年間2ミリシーベルトを超えると予想された人数の推移

郡山\$

(2.7%)

ii. 未成年者の被ばく線量率

今回の調査は主に成人を対象としているが、川内村では全帰村民に線量計を配布しており、子供を含む家族全員で帰村した家庭には若年の調査参加者もいる。川内村の若年者(19歳未満)の外部被ばく状況についてまとめたものが表(1)-6である。参加者は1回目が18名、2回目が14名、3回目は16名、4回目は17名、5回目が15名、6回目は8名で、1回から5回目までは同じ13名が継続して参加している。6回目の8名のうち6名は全期間の参加である。

若年者の外部被ばく線量も川内村全体と同じく、平均、中央値、最大値のいずれも1回目が最も高く、2ヵ月累積で平均(標準偏差)が0.120(0.025)mSv、レンジ(中央値)が0.079-0.169(0.122)mSvであった。その後はいずれの年代も上下動はあるものの徐々に低下している。

^()内は参加者に占める割合

^{* 5}区内の仮設住宅に居住する住民。

^{*} 郡山の仮設住宅に避難中の住民。

表(1)-6 川内村 19 歳未満の外部被ばくの個人累積線量

(単位:人、ミリシーベルト)

2(1) 0 //// 3	11 12 1/2/2/(11/11/11	マンノ 日日 久 な 、		, ///, 😐	(中国・バイング ガナー)			
	実施回	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目	
	月数	2ヵ月累積	2ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	3ヵ月累積	
19 歳未満	参加者	18	14	16	17	15	8	
	平均	0.120	0.115	0.129	0.118	0.119	0.104	
	標準偏差	0.025	0.019	0.039	0.032	0.043	0.029	
	最小	0.079	0.071	0.085	0.045	0.041	0.066	
	中央値	0.122	0.118	0.121	0.131	0.124	0.103	
	最大	0.169	0.135	0.233	0.153	0.203	0.160	
	1ヵ月平均	0.060	0.057	0.043	0.039	0.040	0.035	
6 歳未満	参加者	2	2	2	2	2	1	
	平均	0.110	0.099	0.133	0.119	0.126	0.073	
	標準偏差	0.044	0.039	0.016	0.037	0.049	-	
	最小	0.079	0.071	0.121	0.093	0.091	0.073	
	中央値	0.110	0.099	0.133	0.119	0.126	0.073	
	最大	0.141	0.127	0.144	0.145	0.160	0.073	
	1ヵ月平均	0.055	0.050	0.044	0.040	0.042	0.024	
6歳以上	参加者	11	8	9	9	8	4	
13 歳未満	平均	0.120	0.120	0.142	0.123	0.137	0.116	
	標準偏差	0.019	0.009	0.042	0.031	0.041	0.029	
	最小	0.084	0.111	0.093	0.045	0.081	0.099	
	中央値	0.122	0.118	0.131	0.131	0.124	0.103	
	最大	0.148	0.135	0.233	0.153	0.203	0.160	
	1ヵ月平均	0.060	0.060	0.047	0.041	0.046	0.039	
13 歳以上	参加者	5	4	5	6	5	3	
19 歳未満	平均	0.124	0.113	0.105	0.111	0.089	0.099	
	標準偏差	0.035	0.025	0.032	0.038	0.034	0.030	
	最小	0.084	0.079	0.085	0.066	0.041	0.066	
	中央値	0.131	0.119	0.093	0.120	0.099	0.106	
	最大	0.169	0.135	0.162	0.153	0.131	0.124	
	1ヵ月平均	0.062	0.057	0.035	0.037	0.030	0.033	
	•				•		•	

対象は2012年8月1日時点で19歳未満であった参加者。

2) 食事による内部被ばく調査

2012年の夏・冬と2013年の夏・冬の4回、陰膳方式による食事調査を実施した。食事調査の一環として行ったアンケート調査によれば、参加者はいずれの地域でも自宅で調理したものを食べることの多い家庭の主婦、もしくはその夫であり、外食の多い単身者は含まれていなかった。従来は地元産や自家栽培の野菜等の食材を使っていた対象者が多いが、事故後の対応は様々である。福島県産は食べないようにしている人もいる一方、測定して線量が低ければ地元産でも食べる人、産地はほとんど気にせず食べるという住民もあった。自家野菜については、事故後は栽培を自粛したり栽培の種類を減らす、などの傾向がみられたが、徐々にもとに戻りつつある。水については、川内村および相馬市は上水道がなく地下水が給水されているが、検査ではセシウムは検出されておらず、ほとんどの住民は従来通りに地下水を使っている。南相馬市は市の簡易水道水を飲んでいる人もいる一方、飲料や料理には購入した市販の水を使用したり、セシウムを除去できるという浄水器を使うなど、対応は様々であった。3地域とも、参加者の食材選びに特別な偏りのあ

るグループなどはなく、地域全体の一般的な食事のサンプルとして適切と考えられる。

表(1)-7 3地域の食事調査参加者

	実施時期	2012 年夏	2012 年冬	2013 年夏	2013 年冬
川内村	参加者数(男/女)	79 (17/62)	63 (16/47)	57 (15/42)	67 (15/52)
	平均年齢	56.5 歳	55.1 歳	56.2 歳	56.3 歳
相馬市	参加者数(男/女)	16 (2/14)	12 (1/11)	13 (1/12)	14 (1/13)
	平均年齢	59.3 歳	60.8 歳	59.4 歳	59.8 歳
南相馬市	参加者数(男/女)	30 (1/29)	28 (0/28)	26 (0/26)	23 (0/23)
	平均年齢	60.6 歳	58.3 歳	61.0 歳	61.1 歳

表(1)-8 放射性セシウムの食事による摂取

		食事からの曝露量(ベクレル/日)	預託実効線量(μSv/年)
		セシウム 134	セシウム 137	セシウム 134 + セシウム 137
川内村				
2012年夏	範囲(中央値)	<0.40-4.0 (<0.40)	<0.21-6.6 (0.52)	<2.3-59 (3.8) 5.8 ±7.4
(n=79)	平均±SD	0.38 ±0.50	0.67 ±0.86	
2012 年冬	範囲(中央値)	<1.1-3.1 (<0.24)	<0.13-5.4 (0.23)	<1.4-46 (1.8)
(n=63)	平均±SD	0.31 ±0.58	0.50 ±0.97	4.6 ±8.6
2013年夏	範囲(中央値)	<0.12-0.78 (<0.20)	<0.17-1.4 (0.27)	<1.9-12 (2.0)
(n=57)	平均±SD	0.16 ±0.13	0.35 ±0.26	2.7 ±2.0
2013 年冬	範囲(中央値)	<0.1-1.5 (<0.30)	<0.15-3.6 (<0.56)	<1.7-27 (<6.1)
(n=67)	平均±SD	0.19 ±0.19	0.34 ±0.44	2.9 ±3.3
相馬市				
2012 年夏	範囲(中央値)	<0.31-8.7 (0.54)	<0.38-13 (0.86)	<3.8-120(7.7)
(n=16)	平均±SD	1.3 ±2.1	2.2 ±3.3	19 ±30
2012 年冬	範囲(中央値)	<0.21-2.3 (0.26)	<0.26-3.5 (0.40)	<2.8-33 (3.7)
(n=12)	平均±SD	0.66 ±0.83	1.04 ±1.23	9.5 ±11.5
2013年夏	範囲(中央値)	<0.15-2.1 (0.55)	0.19-2.8 (0.73)	1.4-28 (7.0)
(n=13)	平均±SD	0.62 ±0.61	0.97 ±0.72	8.9 ±7.6
2013 年冬	範囲(中央値)	<0.33-5.6 (<0.49)	<0.37-8.5 (0.90)	<5.0-79 (<8.2)
(n=14)	平均±SD	0.85 ±1.44	1.32 ±2.13	12.2 ±20.0
南相馬市				
2012 年夏	範囲(中央値)	<0.21-3.9 (0.40)	<0.26-6.6 (0.63)	<2.7-58 (6.8)
(n=30)	平均±SD	0.60 ±0.71	0.98 ±1.26	8.8 ±10.7
2012 年冬	範囲(中央値)	<0.15-2.1 (0.36)	<0.17-3.8 (0.51)	<1.8-32 (5.0)
(n=28)	平均±SD	0.48 ±0.53	0.82 ±0.91	7.2 ±7.9
2013年夏	範囲(中央値)	<0.15-2.5 (0.41)	<0.16-4.1 (0.72)	<1.8-37 (6.1)
(n=26)	平均±SD	0.54 ±0.54	0.88 ±0.87	7.9 ±7.9
2013 年冬	範囲(中央値)	<0.21-3.0 (<0.49)	<0.19-4.9 (0.37)	<2.6-44 (<8.3) 7.6 ±10.9
(n=23)	平均±SD	0.52 ±0.71	0.85 ±1.25	

表(1)-8 は、調査回ごとの食事調査試料に含まれるの放射性セシウムを測定した結果と、その食事に含まれるのと同じ分量の放射性セシウムを1年間摂り続けた場合の内部被ばく線量である。平均と最大値でみると、放射性セシウムが最も多く含まれていたのは赤で囲んだ相馬市の2012年夏であった。

a. 2012年夏(8月)の調査結果

川内村の参加者は79名(うち女性62名、男性17名)、平均年齢は56.5歳であった。川内村は行政区が1区から8区まで8つに分かれているが、参加者は8区を除く各区に分散しており地域的な偏りはない(1区24名、2区5名、3区15名、4区11名、5区8名、6区6名、7区10名)。8区については全域が避難指示解除準備区域・居住制限区域に指定されているため調査時点で居住者はいない。参加者79名の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.38(0.50)、中央値は検出限界未満(<0.40)、レンジは検出限界未満(<0.40)ー4.0であった。セシウム137は平均(標準偏差)で0.67(0.86)、中央値は0.52、レンジは検出限界未満(<0.21)ー6.6。7区にやや摂取量が高い参加者が見られたほかは全体に低く、地区毎の違いはほとんど見られない。

相馬市の参加者は16名(うち女性14名、男性2名)、平均年齢は59.3歳。参加者の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134によるものが平均(標準偏差)で1.3(2.1)、中央値は0.54、レンジは検出限界未満(<0.31)-8.7であった。セシウム137は平均(標準偏差)で2.2(3.3)、中央値は0.86、レンジは検出限界未満(<0.38)-13であった。

南相馬市の参加者は30名(うち女性29名、男性1名)、平均年齢は60.6歳であった。参加者の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.60(0.71)、中央値は0.40、レンジは検出限界未満(<0.21)-3.9であった。セシウム137の摂取量は平均(標準偏差)で0.98(1.26)、中央値は0.63、レンジは検出限界未満(<0.26)-6.6であった。

b. 2012年冬 (川内村は11月、相馬市と南相馬市は12月) の調査結果

夏と同様の陰膳方式で実施した。継続的に測定するため対象者は夏と同じであるが、辞退などにより参加者数は22名減少した。

川内村の参加者は63名(うち女性47名、男性16名)、平均年齢は55.1歳。地区の内訳は1区18名、2区4名、3区13名、4区8名、5区6名、6区6名、7区8名。参加者の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.31(0.58)、中央値は検出限界未満(<0.24)、レンジは検出限界未満(<1.1) -3.1、セシウム137は平均(標準偏差)で0.50(0.97)、中央値は0.23、レンジは検出限界未満(<0.13) -5.4であった。

相馬市の参加者は12名(うち女性11名、男性1名)、平均年齢は60.8歳。参加者の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.66(0.83)、中央値は0.26、レンジは検出限界未満(<0.21)-2.3であり、セシウム137は平均(標準偏差)で1.04(1.23)、中央値は0.40、レンジは検出限界未満(<0.26)-3.5であった。

南相馬市の参加者は28名で全員が女性、平均年齢は58.3歳であった。参加者の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.48(0.53)、中央値は0.36、レンジは検出限界未満(<0.15) -2.1であり、セシウム137の摂取量は平均(標準偏差)で0.82(0.91)、中央値は0.51、レンジは検出限界未満(<0.17)-3.8であった。

c. 2013年夏(8月)の調査結果

川内村の参加者は57名(うち女性42名、男性15名)、平均年齢は56.2歳であった。地域の内訳は1区12名、2区4名、3区18名、4区8名、5区4名、6区5名、7区6名。参加者57名の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.16(0.13)、中央値は検出限界未満(<0.20)、レンジは検出限界未満(<0.12)-0.78であった。セシウム137は平均(標準偏差)で0.35(0.26)、中央値は0.27、レンジは検出限界未満(<0.17)-1.4であった。

相馬市の参加者は13名(うち女性12名、男性1名)、平均年齢は59.4歳。参加者13名の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134によるものが平均(標準偏差)で0.62(0.61)、中央値は0.55、レンジは検出限界未満(<0.15)-2.1。セシウム137は平均(標準偏差)で0.97(0.72)、中央値は0.73、レンジは0.19-2.8であった。

南相馬市の参加者は26名で全員が女性、平均年齢は61.0歳であった。参加者26名の調査日1日の 摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.54(0.54)、中央値は0.41、レンジは検出限界未満(<0.15)-2.5であった。セシウム137の摂取量は平均(標準偏差)で0.88(0.87)、中央値は0.72、レンジは 検出限界未満(<0.16)-4.1であった。

d. 2013年冬(川内村は11月、相馬市と南相馬市は12月)の調査結果

継続的に測定するため対象者の大部分は従来と同じであるが、辞退などによるサンプルの減少を補うため川内村では9名の新規参加者を追加した。結果、川内村の参加者は67名(うち女性52名、男性15名)、平均年齢56.3歳。従来と同様、地域的な偏りはない(1区18名、2区6名、3区20名、4区8名、5区6名、6区4名、7区5名)。参加者67名の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.19(0.19)、中央値は検出限界未満(<0.30)、レンジは検出限界未満(<0.1)-1.5。セシウム137は平均(標準偏差)で0.34(0.44)、中央値は検出限界未満(<0.56)、レンジは検出限界未満(<0.15)-3.6であった。

相馬市の参加者は14名(うち女性13名、男性1名)、平均年齢は59.8歳。参加者14名の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134によるものが平均(標準偏差)で0.85(1.44)、中央値は検出限界未満(<0.33)-5.6であった。セシウム137は平均(標準偏差)で1.32(2.13)、

検出限界未満(< 0.37) -8.5。

中央値は0.90、レンジは

南相馬市の参加者は23名で全員が女性、平均年齢は61.1歳であった。参加者23名の調査日1日の摂取量(Bq)は、セシウム134が平均(標準偏差)で0.52(0.71)、中央値は検出限界未満(<0.49)、レンジは検出限界未満(<0.21)-3.0であった。セシウム137の



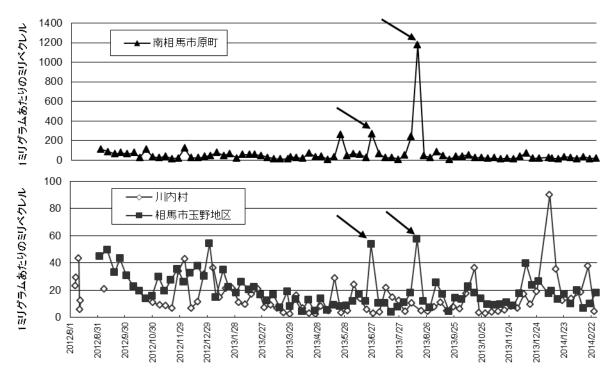
図(1)-12 食事による年間被ばく線量の推移

摂取量は平均(標準偏差)で0.85(1.25)、中央値は0.37、レンジは検出限界未満(<0.19)-4.9であった。

図(1)-12 は 4 回の食事調査に基づく予想年間被ばく線量を表したものである。いずれの地域でも2012 年夏に行った 1 回目の調査結果が、預託実効線量の平均、中央値、最大値において最も高い数値を示している。これは、時間経過に伴う食品中のセシウム 134 の放射能の低下や、流通する食品の安全性向上などが要因として挙げられよう。4 回の結果からは、季節ごとの食材の違いによる放射能摂取量の変化は見られなかった。

3) 大気粉じんによる影響調査

2012 年 8 月から 2014 年 2 月末の調査期間の全粒子測定では、川内村(n=78)、相馬市(n=79)、南相馬市(n=79)で大気中セシウム 137 量(mBq)の中央値はそれぞれ、1 立方メートルあたり 0.09、0.12、0.25、セシウム 134 量 (mBq) の中央値は同 0.04、0.06、0.14 であった。各地域での最大値は川内村、相馬市、南相馬市でそれぞれ同 1.28、1.25、25.79 であった。吸入可能な粒子 5 μ m 以下の粒子画分には粉じん全体に含有される放射性セシウムの 96.4%から 5.3%が含まれていた(中央値 48.1%)。



図(1)-13 3 地域における大気中の放射性セシウム濃度の変化 (放射性セシウムの自然減衰を考慮して 2011 年 3 月 11 日の値に補正している)

3地域での全粉じん中セシウムの毎週の計測結果を図(1)-13に示す。川内村(川内村コミュニティセンター)では、2012年の調査開始時点では観測された放射性セシウム(セシウム134、セシウム137)濃度は1mg あたり20-40mBq前後を示していたがその後は低下傾向にあった。2012年11月下旬の設置場所近辺の除染作業中にいったん濃度は上昇したが、除染終了後の2013年1月以降は概ね20mBq/mg以内で推移している。2014年1月初旬に90mBq/mgを観測したが、この濃度上昇の原因は明らかでない。

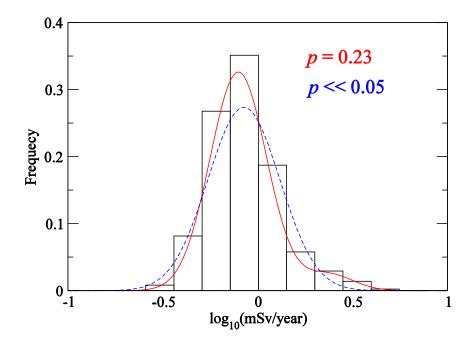
相馬市では、2012年は調査開始時点の50mBq/mg前後から13mBq/mgまで低下した後、再び50mBq/mg 超まで上昇している。相馬市玉野地区では2012年の8月から年末にかけて宅地の除染が実施されており、 濃度の上昇は除染作業による空気中への巻き上げなどが影響していると考えられる。除染終了後の2013 年に入ってからは低下し、2月以降はほぼ20mBq/mg以下で推移している。放射性セシウム濃度の低下は 除染の影響と考えられる。

南相馬市では突発的な上昇が数回計測されているが、それ以外は調査開始の2012年9月に113m Bq/mgを超えていた数値は徐々に減少し、概ね10-50mBq/mg程度での推移となっている。

図(1)-13 中の矢印で示したように、数ヵ月に一回程度、観測地域で同時期に放射性物質によって汚染された粉じんの移動現象(放射能バースト現象)が発生し、突発的な放射性セシウム濃度の上昇が観測された。特に南相馬市では、2013 年 6 月に 271mBq/mg を観測した後、同年 8 月には 243mBq/mg、1178mBq/mgを続けて観測するなど著しい濃度の上昇が見られる。南相馬市で最も高い濃度が観測された2013 年 8 月には、福島第一原発内でがれき撤去による放射性物質の飛散が原因と推定される作業員の放射能汚染が見つかっており、大気拡散モデルによる検証からも、調査地域で観測された放射能バーストは福島第一原発のがれきが汚染源である可能性が高いと考えられる。

4) 実測データに基づく年間被ばく量

各地域の被ばく線量は、単一の対数正規分布と考えるより、2種類の対数正規分布よりなる混合 対数正規分布と考えた方がより合理的な場合が存在した(図(1)-14)。川内村の外部被ばく量は第 1 回調査の測定データからの換算値を採用したが、対数正規分布と混合分布を当てはめた場合のそ れぞれで適合度検定を行った。単一の対数正規分布では高曝露群の再現性が悪く p値は 0.05を大 きく下回った(同図の青破線)。混合分布を仮定した場合は大きく改善されて p 値は 0.23 に上昇 した(赤実線)。そこで、この仮定に基づき、EMアルゴリズムを用い、3地域ごとに得られた6 組の外部被ばく量の分布に、1 つの対数正規分布あるいは 2 つの対数正規分布からなる混合分布を 当てはめ、式(1)-1 のパラメータを推定した(表(1)-9)。10000 回のサンプリングにより作成した年間 外部被ばく量の計算値を通年参加者(川内村 n=152;相馬市玉野 n=18;南相馬市 n=20)および 第1回から第5回調査の測定データから換算した年間値と比較した。幾何平均値(GM)、平均値 ともにすべて測定値より計算値の方が大きくなっている(表(1)-10)。幾何標準偏差は計算値と測定 データからの換算値で同程度の値であり、測定データに見られるばらつきを反映した分布となっ ている。年間外部被ばく量のシミュレーションによる計算値と測定データからの換算値の常用対 数の累積分布を図(1)-15 に示す。 概ね計算値の方が換算値よりも常に高い側に分布しており、過大 評価となっていることがわかる。相馬市玉野地区の第1回および第3回調査(図(1)-15の(b)、(d))、 南相馬市の第 5 回調査(同図の(f))の高曝露域において、わずかではあるがシミュレーションに よる計算値が測定値からの換算値より低くなっている部分が見られる。これは調査参加者(玉野 地区 50 余名、南相馬市 20 余名) のうちで 1 名ないし 2 名の測定値が飛び抜けて高かったためで ある。



図(1)-14 川内村の外部被ばく量として採用した頻度分布 (第 1 回調査結果からの換算値) と式(1)-1 により当てはめた混合分布 (赤実線)。青い破線は対数正規分布を当てはめた場合。p 値は適合度検定の p 値を表す。

表(1)-9 式(1)-1 におけるパラメータ (値はすべて常用対数値)

		川内村	相馬市玉野地区	南相馬市
外部被ばく	μ1	-0.10	0.073	0.16
	σ1	0.15	0.043	0.12
	f1	0.94	0.12	1.0
	μ2	0.37	0.41	*
	σ2	0.13	0.12	*
	<i>f</i> 2	0.06	0.88	0.0
食事由来	μ1	-1.50	-1.30	-1.80
内部被ばく	σ1	0.36	0.46	0.41
	μ2	-2.4	-2.1	-2.2
	σ2	0.25	0.38	0.37
	f1	0.075	0.16	0.12
呼吸由来	μ1	-4.8	-4.6	-3.2
内部被ばく	σ1	0.28	0.35	0.35
	μ2	-5.5	-5.3	-4.9
	σ2	0.33	0.19	0.35
	fl	0.23	0.13	0.053

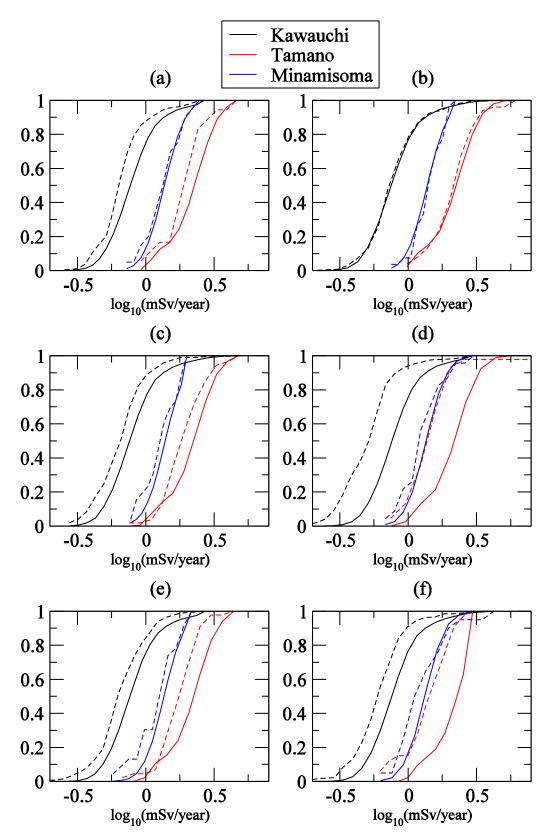
^{*}混合分布では信頼限界に収束せず。

表(1)-10 年間外部被ばく線量率 (mSv/year) の計算値と、通年参加者および調査ごとの測定値からの換算値の比較

		川内村	相馬市玉野地区	南相馬市
計算値	GM	0.85	2.4	1.5
	GSD	1.5	1.5	1.3
	平均値	0.94	2.5	1.5
測定値	GM	0.70	2.0	1.4
通年参加者	GSD	1.5	1.5	1.4
	平均値	0.76	2.2	1.4
	*n	152	18	20
第1回調査	GM	0.69	2.4	1.5
(2012年8月~	GSD	1.5	1.5	1.3
2012年9月)	平均値	0.76	2.5	1.5
	*n	386	50	27
第2回調査	GM	0.54	2.0	1.3
(2012年10月~	GSD	1.6	1.4	1.3
2012年11月)	平均値	0.61	2.2	1.4
	*n	319	55	26
第3回調査	GM	0.54	1.6	1.3
(2012年12月~	GSD	1.6	1.5	1.4
2013年2月)	平均値	0.61	1.7	1.4
	*n	352	45	23
第4回調査	GM	0.69	1.8	1.3
(2013年4月~	GSD	1.5	1.4	1.4
2013年6月)	平均値	0.76	1.9	1.4
	*n	267	44	23
第5回調査	GM	0.66	1.5	1.3
(2013年7月~	GSD	1.5	1.5	1.5
2013年9月)	平均值	0.73	1.6	1.5
	*n	266	33	20

GM:幾何平均值、GSD:幾何標準偏差

*n:測定データのサンプル数



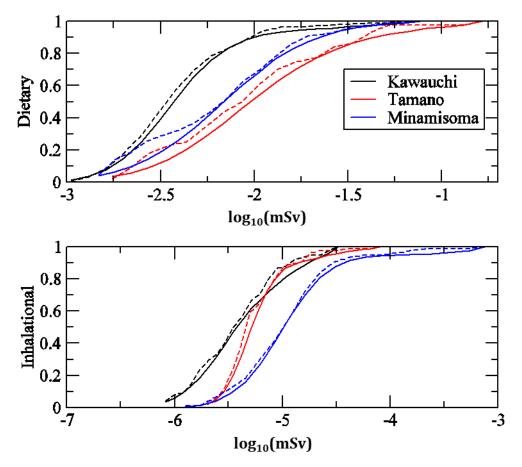
図(1)-15 年間外部被ばく線量率 (mSv/year) のモンテカルロシミュレーションによる計算値 (実線) と、通年参加者および調査ごとの測定値からの換算値 (破線) の常用対数の累積分布の比較。黒線、赤線、青線はそれぞれ川内村、相馬市玉野地区、南相馬市を表す。 (a) 通年参加者、 (b) 第1回調査、 (c) 第2回調査、 (d) 第3回調査、 (e) 第4回調査、 (f) 第5回調査。

表(1)-11 および図(1)-16 は食事由来の内部被ばく線量、呼吸由来の内部被ばく線量のシミュレーションによる計算値と測定値との比較である。いずれの場合も GM 値、平均値ともに測定値より計算値の方が高く、累積分布も計算値の方が常に高い側に位置していることがわかる。

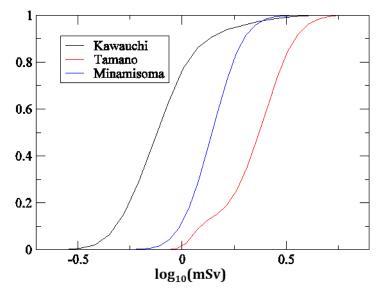
モンテカルロシミュレーションによる 1 年間の累積外部被ばく線量と内部被ばく線量を足し合わせ、年間の累積総被ばく線量を計算した(表(1)-12、図(1)-17)。食事由来の内部被ばく量は外部被ばく量より 2 桁小さく、呼吸由来の内部被ばく量はさらに 3 桁小さい(図(1)-18)。南相馬市では大気粉じん中の放射性セシウム濃度の爆発的な上昇(放射能バースト)が観測されたが、仮にバースト状態の大気を常に吸い続けたとしても、それによる内部被ばく量はセシウムのみを考慮する限りは無視できる程度であることがわかる。従って年間の総被ばく量は外部被ばく量とほぼ同じ分布となる(図(1)-17)。川内村での外部被ばく量調査ではごく少数ではあるが非常に高い値が記録されたため、99%値では川内村が南相馬市を逆転する(表(1)-12)。少人数の調査でばらつきが認められることから、リスク評価にはより安全を見込んだ、EM アルゴリズムを用いた複数の対数正規分布から成ると仮定し高い値の分布の適合性を重視した今回の過大評価アプローチが妥当と考えられる。

表(1)-11 食事由来の内部被ばく量、呼吸由来の内部被ばく量(mSv/year)の測定値と計算値との比較

		川内村		相馬市田	5野地区	南相馬市		
		測定値	計算値	測定值	計算値	測定值	計算值	
内部被ば	GM	4.2×10^{-3}	4.6×10^{-3}	9.7×10^{-3}	0.012	6.9×10^{-3}	7.7×10^{-3}	
く(食事)	GSD	2.0	2.3	2.8	3.0	2.5	2.5	
	平均值	5.9×10^{-3}	7.7×10^{-3}	0.017	0.025	0.011	0.012	
	n	26	8	44		86		
内部被ば	GM	4.0×10^{-6}	4.6×10^{-6}	5.9×10^{-6}	6.5×10^{-6}	1.2×10^{-5}	1.4×10^{-5}	
く(呼吸)	GSD	2.4	2.7	1.9	2.1	2.8	3.4	
	平均値	6.1×10^{-6}	7.9×10^{-6}	7.9×10^{-6}	9.5×10^{-6}	2.9×10^{-5}	6.2×10^{-5}	
	n	75	5	70	6	7	6	



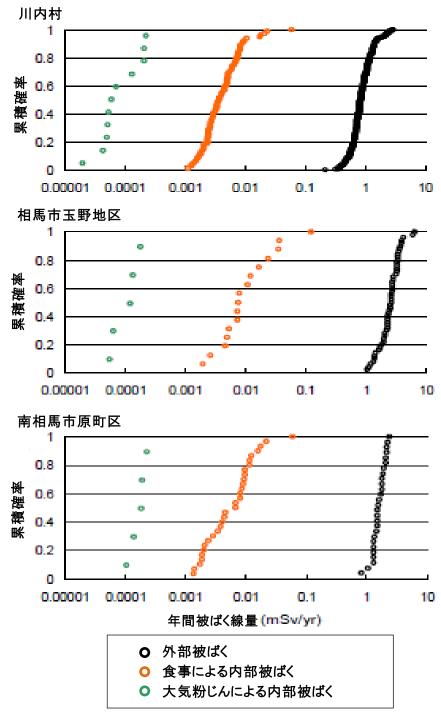
図(1)-16 食事由来の 1 年間の内部累積被ばく線量(上段)、呼吸由来の内部累積被ばく線量(下段)のシミュレーションによる計算値(実線)と調査による実測値(破線)の常用対数の累積分布の比較。黒線、赤線、青線はそれぞれ川内村、相馬市玉野地区、南相馬市を表す。



図(1)-17 モンテカルロシミュレーションによる年間累積総被ばく線量 (mSv) の常用対数の累積分布。黒線、赤線、青線はそれぞれ川内村、相馬市玉野地区、南相馬市を表す。

表(1)-12 モンテカルロシミュレーションによる年間累積総被ばく線量 (mSv)

	GM	GSD	平均値	中央値	95%値	99%値
川内村	0.86	1.5	0.95	0.82	1.9	3.3
相馬市玉野地区	2.4	1.5	2.5	2.5	4.1	5.0
南相馬市	1.5	1.3	1.5	1.5	2.3	2.8



図(1)-18 2012 年における外部被ばく、内部被ばく線量の累積分布プロット

5) 個人被ばくの健康影響

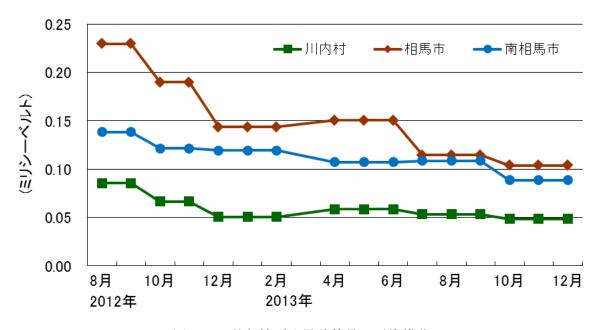
上記の調査から個人の総被ばくと健康影響について考察する。

表(1)-13 と図(1)-19 は、表(1)-2 から外部被ばく線量の1ヵ月平均値を取り出して並べた表と推移のグラフである。3 地域とも概ね低下傾向にあることがわかる。追加被ばくの限度とされている年間1ミリシーベルトを単純に1ヵ月平均すると 0.083mSv になるが、この値を基準として比較すると、川内村では1回目は 0.086mSv とやや上回っているものの2回目以降は下回っており、健康への影響は少ないと考えられる。相馬市は、1回目は 0.230mSv とかなり高く、その後も基準値を上回っているが、一方で減少幅も大きく6回目には 0.104mSv まで低下した。今後も放射性セシウムの減衰による減少が予想されることから、徐々に基準値に近づくとみられ、健康への大きな影響はないと思われる。南相馬市も6回全てで基準値を上回ってはいるが6回目には 0.089mSv とほぼ基準値まで減少しており、健康への影響は少ないと考えられる。

表(1)-13 外部被ばくの個人 1ヵ月累積線量の実施回ごとの平均値

(単位	江:	3	IJ	シーベル	卜))

	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目
川内村	0.086	0.067	0.051	0.059	0.053	0.049
相馬市	0.230	0.190	0.144	0.150	0.115	0.104
南相馬市	0.139	0.122	0.119	0.107	0.109	0.089



図(1)-19 外部被ばく累積線量の平均推移

なお、図(1)-19を見ると、相馬市と川内村の2012年8月から2013年2月の減少幅が大きいことが分かる。この時期は相馬市と川内村内で除染が実施されていた時期であり、線量率の低下には除染が影響していると考えられる。そこで、除染が外部被ばく線量の変化に与える影響について評価するために、外部被ばくの個人1ヵ月累積線量の平均を、放射性セシウムの自然減衰を考慮して2011年3月11日の値に補正した(表(1)-14)。図(1)-20はその推移を表したグラフである。

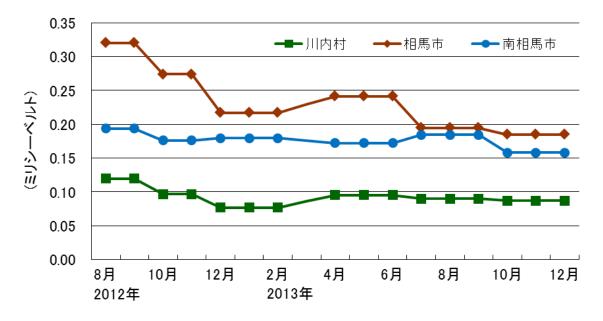
川内村では住宅の除染は2012年春から実施しており2012年末にはほぼ終了、相馬市玉野地区は2012年8月から12月にかけて実施、南相馬市では調査期間調査対象地域での除染は実施されていない状況であった。川内村と相馬市では除染が実施されていた2012年8月から12月にかけての減少が著しく、それぞれ35.8%減少、32.2%減少となっている。6回目までの減少率では、相馬市が42.3%減少、川内村が27.3%減少しているのに対し、南相馬市では18.3%しか減少していない。調査期間内に除染が実施された相馬市とまだ実施されていない南相馬市を比較すると1回目から6回目の減少率には24%の差がみられる結果となったが、これは除染による効果と考えられる。

表(1)-14	外部被げく	の個人1ヵ	月累積補正線量の平均	可信
1X (1)-14	フトロロがメイル \			71111

-	田台	$\vec{\cdot}$	1]	シーベ	ル	7	0/0)	

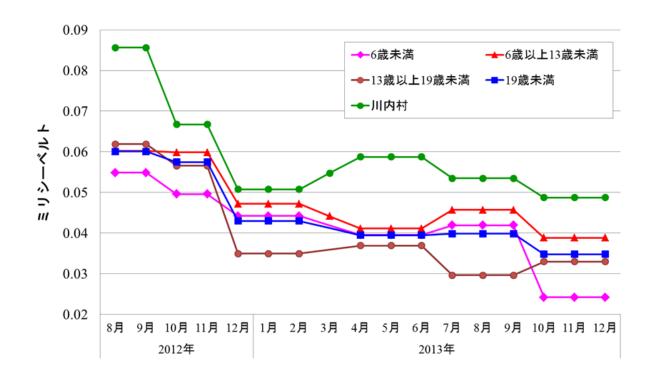
•	実施回	1回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目
川内村	1ヵ月平均	0.120	0.097	0.077	0.095	0.090	0.087
	1回目からの減少率		19.3	35.8	20.6	25.1	27.3
相馬市	1ヵ月平均	0.320	0.274	0.217	0.241	0.194	0.185
	1回目からの減少率		14.4	32.2	24.5	39.2	42.3
南相馬市	1ヵ月平均	0.193	0.176	0.179	0.172	0.184	0.158
	1回目からの減少率		9.0	7.4	10.9	4.7	18.3

1ヵ月平均は、表(1)-13を自然減衰を考慮し2011年3月11日に補正した値。



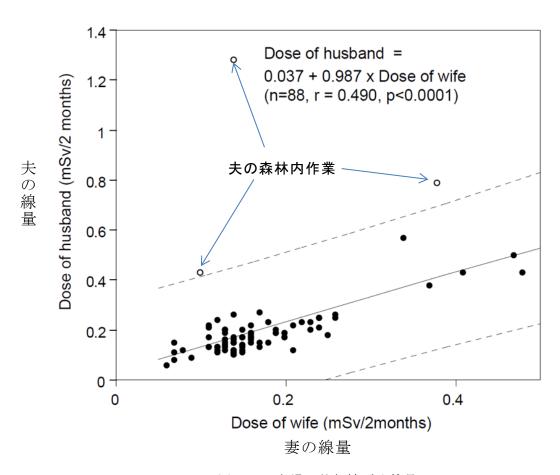
図(1)-20 外部被ばく補正1ヵ月累積線量の平均推移

川内村の若年者の各調査回の1ヵ月平均推移を図(1)-21に示す。若年者の1ヵ月累積外部被ばく線量の月平均は0.024~0.062mSvの範囲であり、川内村全体の月平均(0.049~0.086mSv)よりも低い水準にある。調査期間内の最大値である13歳以上19歳未満の2ヵ月累積最大値0.169mSvを単純に6倍した年間予想でも1.014mSvであり、若年者平均値の0.060mSvを6倍した年間予想では0.360mSvと、外部被ばく線量率はほぼ年間1ミリシーベルト以下であり、健康への危険度は低い水準といえよう。



図(1)-21 川内村の若年者の1ヵ月累積外部被ばく線量の平均推移

線量計による測定では、同じ場所に居住していても線量の水準に開きがあるケースが見られた。 そこで、同じ住宅で暮らす夫婦に着目した。図(1)-22は川内村の参加者のうち夫婦間の外部被ばく 線量率をプロットしたものである。川内村の世帯内での夫婦の被ばく線量を比較したところ、95% 程度の夫婦の被ばく線量が同水準であった。このことから、外部被ばくは居住する場所や住宅環境などに左右される傾向が強いといえよう。一方、夫が森林内での作業に従事している夫婦では、 夫の被ばく線量が妻に比べてかなり高い。森林内は除染が行われておらず空間線量も高いため、 森林内での作業を継続的に行うことにより年間被ばく線量は3-8mSv押し上げられると考えられる。



図(1)-22 夫婦の外部被ばく線量

食事調査による内部被ばくの影響を地域毎にまとめると、表(1)-8に示した通り、川内村の4回の食事調査から推定される年間預託実効線量(mSv)は、2012年夏が平均(標準偏差)で0.0058(0.0074)、中央値は0.0038であった。2012年冬は平均(標準偏差)が0.0046(0.0086)、中央値は0.0018。2013年夏は平均(標準偏差)が0.0027(0.002)、中央値は0.002であった。2013年冬は平均(標準偏差)で0.0029(0.0033)、中央値は検出限界未満(<0.0061)であった。また、2012年夏の調査でセシウム濃度の高かった5名のストロンチウム測定を行った結果、全員がストロンチウム89、ストロンチウム90いずれも検出限界未満であった。相馬市の4回の食事調査から推定される年間預託実効線量(mSv)は、2012年夏が平均(標準偏差)で0.019(0.030)、中央値は0.0077。2012年冬は平均(標準偏差)が0.0095(0.0115)、中央値は0.0037。2013年夏は平均(標準偏差)で0.0089(0.0076)、中央値は0.007。2013年冬は平均(標準偏差)で0.0122(0.02)、中央値は検出限界未満(<0.0082)であった。南相馬市の4回の食事調査から推定される年間預託実効線量(mSv)は、2012年夏が平均(標準偏差)で0.0088(0.0107)、中央値は0.0068。2012年冬は平均(標準偏差)が0.0072(0.0079)、中央値は0.005。2013年夏は平均(標準偏差)で0.0076(0.0109)、中央値は機出限界未満(<0.0083)であった。

4回の食事調査ではいずれも相馬市が最も内部被ばく線量が高い結果であった。しかし、相馬市で最も高かった2012年夏の調査でも参加者平均の年間預託実効線量は0.019mSvであり、最大でも0.120mSvと、厚生労働省で食品中の放射性物質の許容線量としている規制値の年間1ミリシーベルトをかなり下回っている。以上から、食事による内部被ばくが健康におよぼす影響は考慮する必要がない程度の水準であると考える。

表(1)-15 大気粉じんによる予想年間被ばく線量

2012年8月-2014年2月の測定結果に基づく予想

(単位:1年あたりのマイクロシーベルト)

			子ども(3-7歳)						大人		
地域	測定数	平均	SD	最小	中央	最大	平均	SD	最小	中央	最大
川内村	78	0.045	0.052	0.005	0.028	0.274	0.038	0.044	0.004	0.023	0.228
相馬市	79	0.054	0.043	0.011	0.039	0.281	0.045	0.036	0.009	0.033	0.237
南相馬市	79	0.217	0.680	0.009	0.085	5.807	0.183	0.574	0.008	0.071	4.900

2012年8月-2014年2月の測定結果に基づく1日平均と同量の大気粉じんの放射性セシウムを毎日吸入した場合の被ばく線量は表(1)-15の通りである。

大人の大気由来の予想年間被ばく量(μ Sv)は、川内村の平均(標準偏差)が 0.038(0.044)、中央値は 0.023、レンジは 0.004-0.228 であった。相馬市は平均(標準偏差)が 0.045(0.036) 、中央値は 0.033、レンジは 0.009-0.237。南相馬市では平均(標準偏差)が 0.183(0.574) 、中央値は 0.071、レンジは 0.008-4.900 と、川内村や相馬市に比べると高いものの、最大でも被ばく限度の 1 ミリシーベルトの 200 分の 1 以下、平均では 5000 分の 1 以下と極めて小さい。

子ども(3-7歳)は、川内村の平均(標準偏差)が0.045(0.052)、中央値は0.028、レンジは0.005-0.274であり、相馬市は平均(標準偏差)が0.054(0.043)、中央値は0.039、レンジは0.011-0.281、南相馬市は平均(標準偏差)が0.217(0.680)、中央値は0.085、レンジは0.009-5.807であった。大人と同様、被ばく限度の1ミリシーベルトよりも十分に低い値となっている。

今回の調査では大気粉じんの吸入による放射性セシウムからの内部被ばくは、食事からの被ばくと比べても最大値で 25 分の 1 程度とごくわずかで、健康への影響はほぼないと言える水準であった。しかし、放射能バーストについては、発生の頻度、放射性セシウム濃度の継続的な観測とともに、粉じん中に含まれる放射性物質の種類を調査し、汚染源を特定することが重要であると考える。

以上の結果から考えると、相馬市と南相馬市は外部被ばく線量が年間1ミリシーベルトを超える水準にあり今後の推移には注意が必要であるが、食事と大気粉じんによる内部被ばくは3地域とも極めて小さく健康影響はほぼないと考えられる。調査の実測データに基づいたシミュレーションによる結果でも、年間累積総被ばく線量の平均値(表(1)-12)は川内村が0.95mSv、相馬市が2.5mSv、南相馬市が1.5mSvと、相馬市、南相馬市は年間1ミリシーベルトを上回る結果となった。また、被ばく要因の99%以上が外部被ばくという結果であった。今後は、放射性セシウムの減衰によって被ばく線量は減少していくと考えられるが、外部被ばくの影響の推移については着目していく必要がある。

6) 発がんリスクの評価

2012 年 8 月 -9 月 0 2 ヵ月間の外部被ばくと、食事と大気による内部被ばく線量率から予想される年間被ばく線量の長期推移は表(1)-16 の通りである。今後 10 年、50 年にわたる放射性セシウムの減衰により、3 地域の平均年間被ばく量は、平常時の自然放射線や医療被ばく以外の被ばく限度である年間 1 ミリシーベルトを超えることはほとんどないと予測される。

表(1)-16	平均年間総被ばく	線量の推移 ^{\$}
---------	----------	---------------------

	平均年間総被ばく線量*(ミリシーベルト)						
	2012年	2022 年	2062 年				
川内村	0.89	0.31	0.12				
相馬市玉野地区	2.51	0.87	0.33				
南相馬市原町区	1.51	0.53	0.20				

^{*}放射性セシウムの物理的半減期を考慮して線量を計算した。

表(1)-16 に基づいて各調査地点での発がんに関する生涯リスクを予測したのが表(1)-17 である。自然発生割合でみると、日本人の男性では 1 歳から 89(90 歳未満)歳までの固形がん発症確率は年齢とともに上昇し、累積では 44%ががんを発症する。原発事故後の放射線被ばくによって、1歳の男児が生涯で 15.1mSv 被ばくした場合の 89歳までの追加発症率は 0.251%と予測される。同様に、1歳女児が生涯で 15.1mSv 被ばくした場合の追加発症率は 0.375%となる。白血病については、1歳男児が生涯で 15.5mSv 被ばくした場合の追加発症率は 0.012%、同 1歳女児が 0.008%と予測される。また、乳がんの発症リスクをみると、1歳女児が生涯で 17.2mSv 被ばくした場合の追加発症率は 0.100%となる。最も生涯リスクが高かったのは相馬市玉野地区の 1歳女児の固形がん発症リスクで、生涯で 42.8mSv 被ばくした場合の追加発症率は 1.061%となった。

^{*}外部被ばく、食事及び大気粉じんによる内部被ばくの合計。

2012 年			固形がん			白血病		乳力	ぶん
5012 中 時点の 年齢	地域	生涯被 ばく線量	生涯	リスク	生涯被 ばく線量	生涯	リスク	生涯被 ばく線量	生涯 リスク
		(mSv)	男性	女性	(mSv)	男性	女性	(mSv)	女性
1歳	川内村	15.1	0.251%	0.375%	15.5	0.012%	0.008%	17.2	0.100%
	相馬市	42.8	0.712%	1.061%	43.8	0.033%	0.022%	48.5	0.284%
	南相馬市	25.7	0.428%	0.638%	26.3	0.020%	0.013%	29.2	0.171%
	自然発生 割合		43.92%	31.76%		0.71%	0.51%		6.29%
10 歳	川内村	14.6	0.197%	0.289%	14.9	0.008%	0.005%	16.8	0.066%
	相馬市	41.4	0.556%	0.819%	42.1	0.024%	0.015%	47.4	0.186%
	南相馬市	24.9	0.335%	0.492%	25.3	0.014%	0.009%	28.5	0.112%
	自然発生 割合		43.96%	31.76%		0.67%	0.48%		6.28%
20 歳	川内村	13.9	0.145%	0.209%	13.9	0.006%	0.004%	15.9	0.038%
	相馬市	39.3	0.410%	0.590%	39.2	0.018%	0.012%	45.0	0.109%
	南相馬市	23.6	0.246%	0.355%	23.6	0.011%	0.007%	27.1	0.065%
	自然発生 割合		44.02%	31.75%		0.63%	0.45%		6.29%

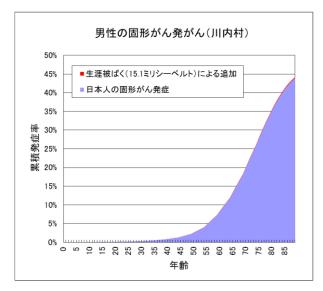
表(1)-17 調査時点での発がんに関する 2012 年時点から 89 歳までの生涯リスク

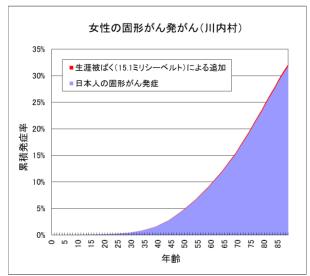
土壌中放射性セシウムは物理的半減期以外の影響を受けないと仮定した。

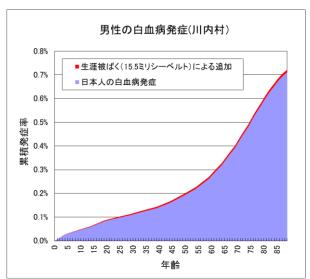
生涯被ばく線量は各調査地点の 2012 年の平均と放射性セシウムの物理的半減期から計算された (表(1)-16)。

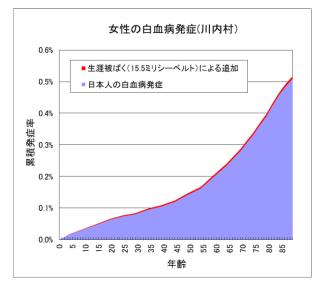
図(1)-23 から図(1)-25 は、表(1)-17 に基づく地域ごとの 1 歳児の 89 歳までのがん発症率をグラフにしたものである。紫色が日本人のがんの自然発症率であり、赤色の部分が生涯に受ける放射線被ばくによるがんの追加発症率である。ほとんどの図で追加発症率は細い赤線として表れる程度であり、被ばくによる追加発症リスクが小さいことが見て取れる。最も追加発症リスクが高かった相馬市女児の固形がん(図(1)-24、右上)も、図で見るとリスクが小さいことが分かる。最も赤色の面積が大きいのは相馬市の白血病追加発症率(図(1)-24、中段)であるが、これは自然発生率が小さいためであり、追加発症率は男性で 0.033%、女性で 0.022%と非常に小さい。

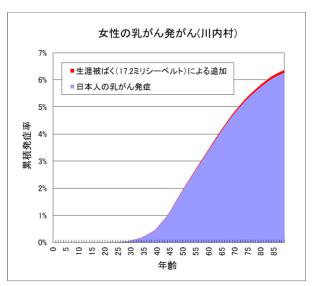
一般的に、肥満や運動不足、塩分の過剰摂取、野菜不足などの生活習慣によるがんの追加発症 リスクは 2%から 9%とされている。今回の調査に基づく予測では、追加発症リスクは最大でも 1.061%であり、実際には予測されたような追加発症があったとしても生活習慣の違いや居住する 地域差よりも小さくて見つからない程度という結果であった。従って現状では、通常の生活であ れば放射線被ばくによる健康リスクは低いと考えられる。



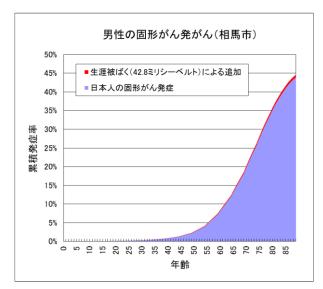


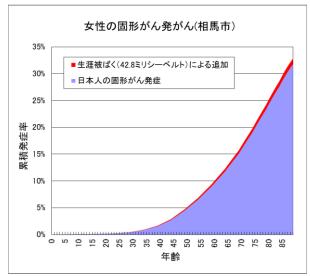


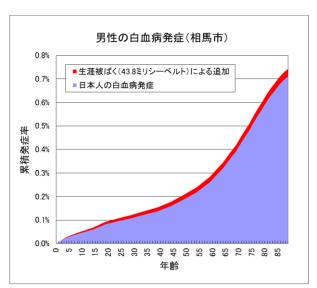


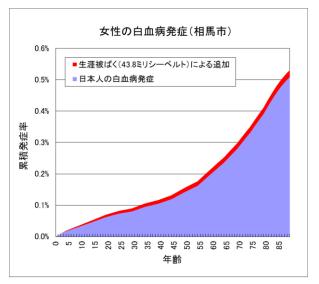


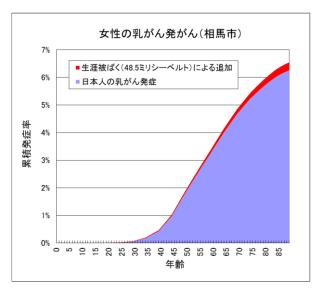
図(1)-23 川内村の被ばく線量を考慮したがん発症率



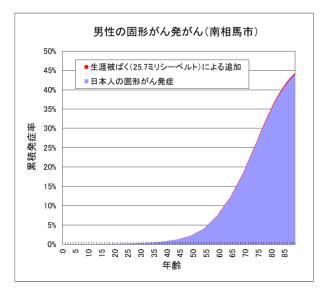


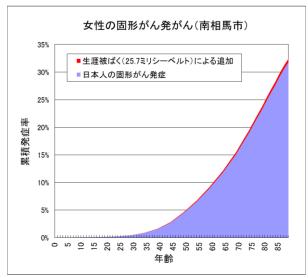


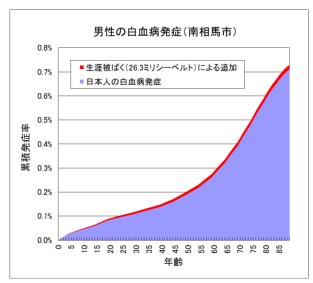


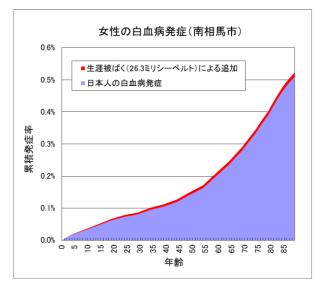


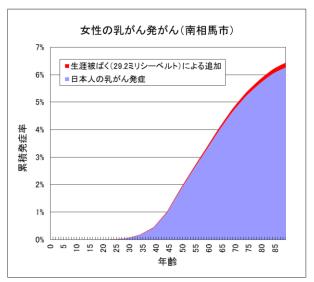
図(1)-24 相馬市の被ばく線量を考慮したがん発症率











図(1)-25 南相馬市の被ばく線量を考慮したがん発症率

(2) 地産地消の内部被ばくに与える重要性

地産地消の内部被ばくに与える重要性については、モニタリングによって店頭に並ぶ商品は放射能物質の測定によって基準値を下回っているものであり、4回の食事調査の結果からみても、内部被ばくに大きく影響することはないと考えられる。陰膳試料に含まれる放射性セシウムと食材、産地を解析した結果、福島県産のキノコ類、果物類の摂取量との間に有意な相間関係 (p<0.05) を認めた。セシウム 137 について果物 1kg あたり 8.9kg、キノコ 1kg あたり 69kg の影響を与えると推定されたが、日常的な摂取量であれば年間被ばく量は基準以下になると考えられる。

また、食生活と食材の産地についてのヒアリングによれば、事故後にいったん栽培を自粛した 自家野菜も栽培を再開したり種類を増やして、食材として利用することが増えているが、それに よる被ばく線量の増加は見られない。

今後注意が必要と考えられるのは、野生のきのこや山菜、山林に生息するイノシシなどの鳥獣類である。事故前には食習慣として多く食べられていたこれらの食材について、事故後は採ったり食べることに対して慎重であった住民の多くが、徐々に食事に取り入れる傾向にある。時間の経過に伴う慣れによって、線量が高いと予想される食材も事故前のように食べるようになってしまう危険には注意が必要である。また同時に、それらの食材を求めて山林内に立ち入ることが外部被ばくの危険につながることも指摘しておきたい。

(3) 曝露の影響評価

曝露の影響評価として行った、末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系と甲状腺へのヨードの取り込みの多い個体の識別方法の開発結果は以下の通り。

1)末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系

ヒト網膜繊維芽細胞(RPE-1)を培養皿に撒き、セシウム137 (133.2 TBq)を線源とした放射線照射装置 (γ セル) 中に配置した。この装置では最小10mGy(線量率1Gy/min)の放射線を照射可能である。この条件下で1時間後の細胞の総蛋白質を調製し検出抗体を用いてその上昇を観察した。その結果最小の10mGyから最大の4Gyまでの範囲でp53の安定化及びDNA損傷マーカーであるヒストン γ H2AXの上昇を観察することができた。一方p53の機能上昇のマーカーp21は0.5 Gyからのみ観察された。

次に被ばくを想定した線量率での観察をセシウム 137(37/370/1850 GBq)を線源とした低線量長期照射システムを用いて行った。上記と同様の条件で低線量長期照射システムに培養皿を配置し、0.01、0.09、0.6 mGy/min の各線量率で $1\sim100$ mGy の放射線を照射した。照射後 1 時間の細胞の総蛋白質を調製し検出抗体を用いてその上昇を観察した。その結果、線量率 0.09、0.6 mGy/min、100 mGy 照射のみで p53 の安定化の上昇と若干の p21 の上昇を検出できた。しかし DNA 損傷マーカーヒストン γ H2AX の上昇は検出できなかった。特筆すべき点として、線量率 0.01、0.09、0.6 mGy/minで $1\sim10$ mGy の放射線を照射した場合においては p53、p21、ヒストン γ H2AX の各上昇は検出することができなかった。これらマーカーの検出は 3 時間後でも同様に検出できなかった。検証のために行った同様の実験でも、0.01、0.09、0.6 mGy/min の各線量率で $1\sim100$ mGy の放射線を照射した場合では総放射線量は 100 mGy のみで DNA 損傷応答が機能していることを再確認できた。

また長期的な視点から、照射後1~3時間での短時間の検出に留まらず、6時間以降12時間また24

時間後の検出と細胞の挙動をFACS(fluorescence activated cell sorting)により行った。その結果 $0.6\,$ mGy/minで $10\,$ mGy 6時間以降ではそれまで観察されなかったp53の安定化が観察され、若干の細胞増殖の停止を検出できた。またその後は細胞は定常状態に戻っていることも観察された。さらに上記を、同様の細胞、線量以外は同条件、低線量、低線量率で $50\sim500\,$ μGyを照射($0.01\,$ mGy/min)すること、また $50\,$ μGy($0.01\,$ mGy/min)を24時間毎に照射することを試みた。この結果、複数の実験においても有意な変化を認めることができず、感度を上昇させる実験を行ったが、タンパク質レベルでの評価は非常に困難であることを確認した。さらに長期的な低線量照射については、今後の検討課題である。

2) 甲状腺へのヨードの取り込みの多い個体の識別方法

3家族のうち1つの家族症例では、2つの稀なヘテロ接合性のミスセンス変異RGS12 p.V56MとGRPEL1 p.G37Dが甲状腺腫症例と分離し、ともに4p16上の同じハプロタイプ内に位置していた。このハプロタイプは150コントロールでは観察されなかった。他の2つの家族では、21q22.12のCLIC6でp.A551T、また4p16上のWFS1 p.V412Aが甲状腺腫とともに分離する稀なミスセンス変異として同定された。コントロールでは、p.A551Tは検出されず、p.V412Aのマイナーアレル頻度は0.017であった。すべての同定された遺伝子(RGS12、GRPEL1、CLIC6およびWFS1)はヒト甲状腺で発現しており、それらが甲状腺機能に役割を持つことが示唆されている。これらの4つの遺伝子は甲状腺腫の遺伝的異質性を支持する、新たなものである。この3家系とも高TSH血症を伴っており、ヨード取り込みを促進する可能性が示唆される。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

原子力発電所事故に伴う放射線被ばくという経験はチェルノブイリ原子力発電所事故に大きく依拠してきた。しかしながら、福島第一原子力発電所事故への対応にあたり、日本の実情をもとに被ばくに与える要因を明らかにすることが必要である。特に被ばく経路の特定は必須であり、また実際の住民における個人モニタリングから得られる情報が重要である。食品のスクリーニングでは基準値を超える食品の規制が目的であり、実際の個人の被ばく量を評価するものではない。また内部被ばく評価で使用されてきたホールボディカウンターも事故に伴う放射性プルーム、食品汚染による初期の内部被ばくが消失した現在では検出限界以下の例がほとんどであり、平均的な被ばく量を評価することはできない。個人線量計による評価が福島県内の自治体で実施されてきたが、主に子ども、妊婦を対象としたものであり、もとより行動が制限され、また限られた集団であり、成人一般の被ばく量を表すものではない。

本研究では成人を主な対象として、避難区域に近接する3地域において、外部被ばく線量の測定を1年4ヵ月、陰膳方式による食事経由の被ばく線量の調査を計4回、大気粉塵の採取を1年7ヵ月にわたり実測した。内部被ばくは大気粉じんからは極微量で、食事によるものも2012年4月からの新基準の年間1ミリシーベルトに達する例はなかった。内部被ばく線量は外部被ばくの1パーセントに満たず、放射線被ばくは外部被ばくによると考えられた。これはチェルノブイリ原子力発電所事故による放射線被ばくとは大きく異なる。2008年のUNSCEAR報告書によると内部被ばくは外部被ばくの2割から5割程度とされているのと対照的であった。本研究は被ばく評価の科学的基礎を

与えるものである。

さらに、これら実測値を基にして、3地域における年間の平均総被ばく線量(mSv)は、川内村の住民で0.95、相馬市玉野地区の住民で2.5、南相馬市原町区の住民で1.5と推定された。実測値を基にした総被ばく線量の評価は今回の調査が世界で初めてである。また、実測値を基にした被ばく線量と、セシウム134 およびセシウム137の物理的半減期を基に3地域の住民の生涯被ばく線量を計算し、その線量による発がん率の増加を評価した。その結果、増加率は、疫学的に検出が困難なレベルにあることを世界で初めて見出した。3地域の被ばく線量は、現在の福島県の住民の被ばく線量を包含するものであり、今回計算された被ばく線量による過剰発がん率は、福島県全体の住民に内挿できる初めての値である。

また、末梢血でDNA損傷を鋭敏に捉えることのできるp53-p21系の測定系の評価系開発では、末梢血でのDNA損傷を鋭敏に捉えることを目的としているが、科学的に鋭敏に捉えることが可能なマーカーは現在までに報告がない。その中でもDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXは最も高感度に検出可能であると報告されている。2012年度の試みから、低放射線照射後でDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXとp53タンパク質は同程度の検出限界であり、特筆すべき点は低線量率で低線量の放射線照射ではp53タンパク質の上昇検出限界がDNA損傷マーカーヒストン γ H2AXより鋭敏に放射線照射後の細胞応答を捉えることができていることである。このことは本事業で発見された新たな事実である。また福島第一原発事故での汚染による線量及び線量率を想定した評価では、現在の評価系では検出限界以下である可能性が示唆されている。この点に関してはより詳細な解析が必要であると考えられた。さらに2013年度の新たな結果より、放射線照射後の時間による変化を捉えることができたことでモニターするポイントの変更により、より良い評価系になる可能性が考えられた。

新生児期に高TSHにより新生児マススクリーニングで陽性とされた家族性甲状腺腫症例の遺伝子解析から、高TSH値を示す甲状腺腫においても、種々の遺伝子の変異を有していることが判明した。これは甲状腺腫とされる疾患の責任遺伝子に遺伝的異質性がある可能性を示す。甲状腺腫のメカニズムには単一のタンパク質の変異により生じるのではなく、多くのパスウェイから生じると考えられ、今回明らかにされた候補遺伝子はそれらの一連の流れを埋めるものと期待される。また、この3家系とも新生児期のマススクリーニングで陽性とされており、高ヨード取り込み群の同定に有用な遺伝的マーカーが明らかにされた点は、今後高感受性者の同定に有用であると期待される。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

◆ 被ばく評価の結果は日本人の食習慣、行政による食品スクリーニングにより食品による被ばく が管理されていることを示していると考えられた。外部被ばくを低減するための除染は有効で あり、福島県民の放射線被ばくを減らすために重要であるといえる。調査期間中に除染が実施 された相馬市とほとんど実施されていない南相馬市では、被ばく線量の減少率に差が認められ た。この差は除染による影響が要因と考えられる。一方、森林内や居住制限区域の立ち入りにより被ばく線量が年間で最大8mSvまで増加し注意喚起が必要である。

- ◆ 3地域において測定値を基にした放射線の確率的影響である発がんについて評価した。いずれの地域も疫学的に発見が困難なレベルの増加であった。
- ◆ 福島第一原発からの放射性粉じんを含んだ粉じんが周辺地域に飛散しており、今後の廃炉作業 を行うにあたり粉じん飛散の予防対策が重要である。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) KH. HARADA, Y. FUJII, A. ADACHI, A. TSUKIDATE, F. ASAI, A. KOIZUMI: Environ. Sci. Technol. 47, 2520-2526 (2013)
 - "Dietary Intake of Radiocesium in Adult Residents in Fukushima Prefecture and Neighboring Regions after the Fukushima Nuclear Power Plant Accident: 24 hr-Food Duplicate Survey in December 2011"
- A. KOIZUMI, T. NIISOE, KH. HARADA, Y. FUJII, A. ADACHI, T. HITOMI and H. ISHIKAWA: Environ. Sci. Technol. 47, 9612-9618 (2013)
 "137Cs trapped by biomass within 20 km of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant"
- 3) KH. HARADA, T. NIISOE, M. IMANAKA, T. TAKAHASHI, K. AMAKO, Y. FUJII, M. KANAMEISHI, K. OHSE, Y. NAKAI, N. NISHIKAWA, Y. SAITO, H. SAKAMOTO, K. UEYAMA, K. HISAKI, E. OHARA, T. INOUE, K. YAMAMOTO, Y. MATSUOKA, H. OHATA, K. TOSHIMA, A. OKADA, H. SATO, T. KUWAMORI, H. TANI, R. SUZUKI, M. KASHIKURA, M. NEZU, Y. MIYACHI, F. ARAI, M. KUWAMORI, S. HARADA, A. OHMORI, H. ISHIKAWA and A. KOIZUMI: Proc. Natl. Acad. Sci. USA., 111, E914-923 (11 Mar 2014) Epub (24 Feb 2014) "Radiation dose rates now and in the future for residents neighboring restricted areas of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant"

<その他誌上発表(査読なし)>

特に記載すべき事項はない。

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) 小泉昭夫、原田浩二、新添多聞:第83回日本衛生学会学術総会(2013) 「福島県の帰村村民の被ばく線量のモニタリングによる推定」
- 2) 原田浩二、今中美栄、桑守豊美、尼子克己、藤井由希子、要石真利、新添多聞、小泉昭夫 :第83回日本衛生学会学術総会(2013)

「福島県相双地方3地域における陰膳法を用いた放射性セシウム摂取量調査」

3) 新添多聞、原田浩二、人見敏明、藤井由希子、石川裕彦、小泉昭夫:第83回日本衛生学会学術総会(2013)

「福島県川内村における環境中放射線」

- 4) 原田浩二、新添多聞、小泉昭夫:第83回日本衛生学会学術総会(2013)「福島県相双地方3地域における放射性セシウムの経気道曝露の評価」
- 5) 要石真利、今中美栄、坂本裕子、上山恵子、尼子克己、藤井由希子、桑守豊美、原田浩二、 小泉昭夫:第83回日本衛生学会学術総会(2013)

「福島県川内村における陰膳法を用いた食品摂取量調査」

6) 厳俊霞、高橋勉、大浦敏博、奥田裕子、小林果、人見敏明、劉万洋、原田浩二、小泉昭夫: 第83回日本衛生学会学術総会(2013)

「Exome解析による家族性甲状腺種に関連する新規遺伝子の同定」

7) 山本佳奈子、井上登紀子、大畑仁美、今中美栄、原田浩二、小泉昭夫:第60回日本栄養改善学会学術総会(2013)

「福島県川内村帰村住民の食環境に関する調査結果」

8) 要石真利、大原栄二、尼子克己、今中美栄、原田浩二、小泉昭夫:第60回日本栄養改善学会学術総会(2013)

「福島県川内村帰村住民の24時間陰膳調査(第1報)-食品群分類とセシウム含有量について」

9) 上山惠子、坂本裕子、久木久美子、松岡幸代、今中美栄、原田浩二、小泉昭夫:第60回日本栄養改善学会学術総会(2013)

「福島県川内村帰村住民の24時間陰膳調査(第2報)-栄養摂取状況について」

- 10) 小泉昭夫、今中美栄、新添多聞、原田浩二:第20回京都大学国際シンポジウム (2014) "A preliminary observation on risk perception among local residents in Fukushima: How can we help and intervene people in Fukushima?"
- 11) 小泉昭夫、原田浩二、新添多聞、石川裕彦:第84回日本衛生学会学術総会(2014) 「福島第一原発近隣住民の2012年8月から2013年7月までの年間外部被ばく線量」(発表要旨 提出済み)
- 12) 原田浩二、今中美栄、桑守豊美、尼子克己、新添多聞、藤井由希子、藤原登司一、人見敏明、小泉昭夫:第84回日本衛生学会学術総会(2014) 「福島県相双地方3地域における放射性セシウムの経口、経気摂取量調査」(発表要旨提出済み)
- 13) 新添多聞、原田浩二、人見敏明、藤井由希子、大澤めぐみ、大島匡世、岡田直紀、石川裕彦、小泉昭夫:第84回日本衛生学会学術総会(2014)

「福島県川内村における放射性セシウムの動態シミュレーション」(発表要旨提出済み)

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4)シンポジウム、セミナー等の開催(主催のもの)

1) 放射線と健康についての講座「内部被ばくと外部被ばくの状況」(2012年11月26日、川内

村コミュニティセンター、参加者39名)

2) 川内村シンポジウム「福島原発事故後の里山のあり方と復興再生へのシナリオ」(2014年2月8日、川内村コミュニティセンター、観客57名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 読売新聞(2012年11月27日、全国版、34頁「川内村 被曝量『問題なし』京大 成人の年間 推計量を調査」)
- 2) NHK福島県内ニュース(2013年11月19日、川内村被ばく線量調査結果報告会について2分ほど 紹介)
- 3) 毎日新聞(2013年11月22日、福島地方版、25頁「福島第1原発事故 川内・相馬・南相馬、 被ばくの99%が外部」)
- 4) 福島放送(2014年2月9日、川内村シンポジウムについて2分ほど紹介)
- 5) 福島民報(2014年2月9日、2面「京都大の川内村民被ばく調査 年平均0.87ミリシーベルト」)
- 6) 福島民友新聞(2014年2月9日、2面「京大推計 川内村民・12年の被ばく線量 75%が1ミリシーベルト下回る」)
- 7) 成果論文の米国科学アカデミー紀要 (PNAS) 掲載についての記者発表 (2014年2月21日、 京都大学記者室)
- 8) 朝日新聞(2014年2月25日、関西版、38面「平均被曝線量は2012年最大2.5ミリシーベルト」)
- 9) 毎日新聞(2014年2月25日、全国版、2面「被ばく『がんリスク低い』除染作業で線量アップも」)
- 10) 読売新聞(2014年2月25日、大阪版、37面「20~50キロ圏内 発がんリスク低い 京大50年後まで推定」)
- 11) 産経新聞(2014年2月25日、全国版、28面「原発事故『がん影響小さい』」)
- 12) 産経新聞(2014年2月25日、全国版、18面「避難区域隣接地 がんリスク推計 京都大学」)
- 13) 京都新聞(2014年2月25日、27面「がん発症リスク、生活習慣病より低く」)
- 14) 読売テレビ(2014年2月25日、1分2秒放送「福島・避難隣接区域の住民ガンリスク低い」)
- 15) 朝日新聞(2014年2月26日、東京版、7面「平均被曝線量は2012年最大2.5ミリシーベルト」)
- ※ その他、共同通信社の配信による国内地方紙掲載多数。また、CNNをはじめとする海外メディアによるWeb配信多数。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

1) WHOの報告書(2013)

"Health Risk Assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami based on a preliminary dose estimation"

(2) 里山生態系における137Csの動態把握と将来予測

京都大学

地球環境学堂 資源循環学廊 生態系生産動態論分野

岡田 直紀

平成24~25年度累計予算額:22,153千円 (うち、平成25年度予算額:10,882千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

福島県双葉郡川内村の里山生態系において、2012年から2014年にかけて森林および農地のセシ ウム137を測定し、その動態を把握するとともに生態系での今後の挙動について予測した。福島第 一原発から20km圏内にあるアカマツ林、コナラを主体とする落葉広葉樹林、スギ林において、事 故後1.5年から2.5年の時点でセシウム137の大部分は林地表層の有機物層に存在していた。その下 の鉱質土層に移行したセシウム137はまだ少なく、表層5cm以内に集中していた。樹木中に含まれ るセシウム137は樹皮で最も濃度が高く、次いで葉、木部の順であった。高さ方向のセシウム137 の分布は、いずれの樹種でも上部ほど外樹皮での濃度が高く、原発事故直後に付着したものが依 然として残っていることを示唆した。内樹皮および木部では上下方向に明瞭な傾向は見られなか った。木部におけるセシウム137濃度はいずれの樹種においても辺材内ではほぼ一様であったが、 心材内での分布には樹種による違いが認められた。アカマツ、コナラでは心材は内側に向かって 減少していたのに対して、スギ心材では辺材よりもセシウム137濃度が上昇していた。心材内のセ シウム137濃度は今後しばらくの間は上昇を続けるものと予想される。菌類子実体(きのこ)は同じ 地域の植物よりも一般に高濃度のセシウム137を集積していた。外生菌根菌は腐生菌よりも平均す るとより多くのセシウム137を含んでいたが、同時に分類群の間の違いも認められた。菌類は森林 土壌中でのセシウム137の移動に深くかかわっていることが推測された。森林地上部において樹冠 部から地表へのセシウム137の移動では、落葉落枝の寄与が最も大きく、降水による移動の割合は 小さかった。集水域からのセシウム137の流出は少なく、河川水とともに運ばれるセシウム137は 大部分が懸濁態であった。事故後2、3年を経過した時点で、セシウム137はすでに森林内での物質 循環に組み込まれているものと考えられた。農作物へのセシウム137の移行はわずかで、通常の栽 培法によって栽培された野菜のセシウム137濃度は一般食品の基準値のおおむね10%以下であった。 森林に沈着したセシウム137は現在のところ安定的に保持され、外部への流出は少ないものと考え られた。

[キーワード]

里山生態系、樹体中放射性セシウム、森林土壌、菌類

1. はじめに

福島第一原発の事故によって放出された放射性核種のうち、半減期の長いセシウム137は長期にわたって環境中に存在し続ける。放射性物質が沈着した地域には広大な面積の森林が広がり、そして森林に接して農地と集落があり、そこで生活する住民がいる。森林、農地、集落を含めたこのような地域は里山とよばれ、被災地である東北地方に広く見られる典型的な自然景観である。つまり原発事故によって放射能汚染にさらされた多くの地域は、里山生態系として特徴付けられる。

原発事故後、多くの地域において放射線被曝を避けるために住民は他所に避難したが、それらの人々が帰還するためには居住地の汚染状況を把握し、適切な除染措置を講ずる必要がある。しかし、里山においてとりわけ広い面積を占める森林に、どれだけのセシウム137がどのように存在しているかについてはよく分かっていない。本課題のサブテーマ(1)において明らかにされたように、里山を生活圏とする住民の被曝の原因はほとんどが外部被曝であり、特に森林の影響は大きいものと考えられる。したがって、里山地域において安全で安心な生活を住民がおくる条件を整えるためには、里山生態系を構成する森林と農地における現在のセシウム137の汚染状況を明らかにし、将来の動態を予測することが必要である。本研究では、2012年4月から避難地域よりの帰村を進めている福島県双葉郡川内村を、中程度の放射能汚染をこうむった被災地の典型的な例と位置づけ、里山生態系でのセシウム137の調査を行った。なお、調査データはサブテーマ(3)に提供し、当該課題におけるモデル開発にも活用した。

2. 研究開発目的

本研究では、放射性セシウムの汚染をこうむった地域において、住民が以前と同様の生活をおくるために必要な条件を整えるための基礎データを得ること、および森林と農地を中心に里山生態系におけるセシウム137の動態を把握し、将来予測を行うことを目的とする。

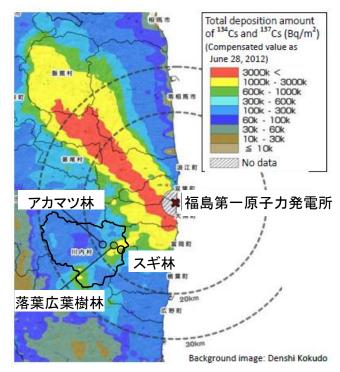
3. 研究開発方法

(1)調査地の概況

調査は2012年4月から2014年3月にかけて、福島県双葉郡川内村で行った。川内村は福島第一原発の南西に位置し、その大部分が30km圏内に含まれる。福島第一原発との距離が近いにもかかわらず、事故後の風向が幸いして双葉郡内の他の地域に比べて放射能汚染の影響は小さかったと言える。20km圏内に含まれる地域が2012年3月まで警戒区域とされていたが、調査開始後は一部を居住制限区域とし、大部分が緊急時避難解除準備区域に再編された。

川内村の平均標高は456mで、村の中心部は阿武隈高原を南北に流れる木戸川沿いの盆地である。1984年から2013年までの20年間における平均気温は10.4℃、年降水量は1452mm(気象庁HP: http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php?sess=6ef525a9cdef28cea634ce58ca736e68 2014年4月12日閲覧)である。川内村の80%以上は森林で、落葉広葉樹林とスギおよびアカマツの人工林が大半を占める。

森林の調査は旧警戒区域内のアカマツ林、コナラを主体とする落葉広葉樹林、およびスギ人工林で行った。菌類の調査は上記のアカマツ林、落葉広葉樹林とその周辺の森林で行った。農地の調査は旧警戒区域に接する地点に畑を借りて栽培試験などを実施した。調査地を図(2)-1に示す。



図(2)-1 川内村と森林調査地の位置 (Ohashi et al. 1)より作成)

(2) 森林の調査

1) 樹木に含まれるセシウム137

アカマツ林(標高520m)と落葉広葉樹林(標高530m)に、それぞれ $40m\times40m$ と $50m\times30m$ の調査プロットを2012年8月に設定した。さらに、2013年9月にはスギ林の調査プロット($30m\times60m$ 、標高520m)を設置した。調査時における地上1mでの空間線量は、アカマツ林で 0.2μ Sv h^{-1} 、落葉広葉樹林で 1.8μ Sv h^{-1} 、スギ林で 3.0μ Sv h^{-1} であった。



図(2)-2 アカマツ林調査区での樹木伐採(左)と円盤採取(右)

調査プロット内にある胸高直径5cm以上の樹木の樹種名、個体数と胸高直径とを測定、記録した。 その後、調査区内樹木の直径のサイズ分布にしたがって、調査プロットのすぐ外に成育する4ない し5個体を選定して伐採し、林分バイオマスの推定に用いるとともに、放射性セシウムの測定に供 した。アカマツ林とスギ林からはそれぞれアカマツとスギを、落葉広葉樹林からは優占樹種であるコナラを選んだ。伐採した樹木の幹、枝、葉の生重を測定、記録した。

樹木中のセシウム137測定のため、伐採した個体から高さ方向に地上高0.3m、1.3m、そこからさらに約5mおきに厚さ5cmの試料円盤を採取し、含水率とセシウム137の測定用試料とした。放射能測定用の円盤は、風乾後に外樹皮、内樹皮、木部に分けた。木部試料はさらに外側から内側に向かって、成長量に応じて1年輪から数年輪ごとに分割した。それぞれの試料はウィリーミルで粉砕して均一にした後、セシウム137の測定に供した。セシウム137を測定した個体のデータを表(2)-1に示す。

樹 種		胸高直径 (cm)	樹高 (m)	樹齢 (y)	
アカマツ					
	1	15.1	17.9	36	
	2	25.3	21.7	44	
;	3	36.9	20.9	54	
コナラ					
	1	13.9	11.8	43	
	2	20.3	16.7	43	
;	3	29.2	17.6	43	
スギ					
	1	10.8	11.6	18	
	2	23.5	14.2	18	
;	3	34.2	15.4	18	

表(2)-1 セシウム137の測定に用いた樹木個体

アカマツ林と落葉広葉樹林では、個体数の多い樹種から3個体ずつ当年葉を採取した。葉試料は 乾燥後、粉砕機で均一に粉砕した後にセシウム137の測定に供した。なお、スギ林調査区にはスギ 以外の樹種でサイズの大きな個体がなかったため、葉の採取は行わなかった。

2) 土壌に含まれるセシウム137

土壌試料は、3つの森林調査区内でそれぞれ3箇所から採取した。調査区の対角線沿いに両端と中央に20m×20mの方形区を設け、上部から落葉落枝などが堆積したリター層(L層)、リターの分解がすすむ腐葉・腐植層(F-H層)、鉱質土層を採取した。不均一性を考慮して、リター層と腐葉・腐食層は各調査区でさらに2箇所から追加して採取した。鉱質土層からは深さ1cm毎に20~30cmまで円筒型採土容器、またはナイフで切り取って採取した。試料を風乾した後、リターと腐葉・腐植はウィリーミルで粉砕して均一にした後、セシウム137の測定に供した。土壌試料は2mmメッシュの篩を通過したものを測定試料とした。

3) きのこに含まれるセシウム137

きのこ試料は、2012年7月から11月にかけてアカマツ林調査区と落葉広葉樹林調査区および周辺 の森林で採取した。2013年の同じ時期にも追加の試料採取を行った。放射能測定のためにはきの こ1つでは試料量が十分ではないので、1回の調査時において同じ場所で採取した同種のきのこは まとめて1つの試料とした。同じ場所で時期を違えて採取した同種のきのこは別の試料として扱っ た。

試料は送風乾燥器内で乾燥後、粉砕機で均一に粉砕した後にセシウム137の測定に供した。試料量が少なくて測定容器に満たないものについては、粉末セルロースを加えて均一に混ぜることによって容積を増やしてから測定に供した。

菌糸が分布する土壌の深さを推定するため、きのこおよび土壌試料の安定同位体比を測定した。 きのこおよび土壌試料の測定には、放射性セシウムの測定試料の残りを用いた。風乾後、きのこ および土壌試料はボールミルで粉砕して均一化し、分析に供した。

4) リターフォール、降水に含まれるセシウム137

アカマツ林と落葉広葉樹林において2週間ごとにリターフォール、林内雨、樹幹流を採取した。 また、アカマツ林調査区近くの、上に遮るものがない場所で林外雨を2週間毎に採取した。

リターフォールは、開口部0.58m²のリタートラップを各調査区に10個設置して採取した。回収したリターフォールは風乾後に重量を測定し、ウィリーミルで粉砕して均一にした後、セシウム137の測定に供した。



図(2)-3 落葉広葉樹林調査区でのリターフォール採取(左)と樹幹流採取(右)の様子

林外雨と林内雨の採集には直径30cmの漏斗を用いた。林外雨の採取には採取器を2つ設置し、林内雨の採取には2つの調査区内の四隅と中心に合計5つの採取器を設置した。樹幹流の採取には、直径の大きいものから小さいものまで5個体を各調査区で選び、採取器を取り付けた。降水試料は、混入した粗大な有機物を除き、ろ過しないままで加熱濃縮し、セシウム137の測定に供した。調査区内の総樹幹流量は、調査区内樹木の胸高断面積合計と樹幹流採取個体の胸高断面積との比を用いて算出した。

5) 河川水および地下水に含まれるセシウム137

河川水を通じて森林から流出するセシウム137を評価するため、アカマツ林調査区を集水域として含む木戸川支流の河川において、1ヵ月ごとに河川水約20リットルを採取した。同時に河川水に含まれる浮遊土砂を専用採取器²⁾によって1ヵ月ごとに採取した。同時に濁度と流量とをモニタリングして、河川からのセシウム137の流出を見積もった。河川水は0.45μmのメンブレンフィルターを用いてろ過した後、過熱濃縮して溶存態セシウム137の測定に供した。浮遊土砂は0.45μmのメンブレンフィルターを用いてろ過し、フィルター上に捕集された土砂を乾燥後、セシウム137の測定に供した。

河川水との比較のため、付近の住宅の井戸から同じ日に地下水を採取し、ろ過を行わずに加熱濃縮してセシウム137の測定に供した。

6) 渓流魚中のセシウム137の測定

森林を集水域とする木戸川本流と支流において、漁協や観光協会などが主催して2013年5月に行った調査釣行で捕獲された渓流魚を、森林からのセシウム137流出の影響評価のために調査した。木戸川水系の7ヵ所から採取したヤマメ、イワナ、ウグイを、内臓を除いた後に送風乾燥器で乾燥した。乾燥後、頭を除いた残りの部分を粉砕機で均一に粉砕した後にセシウム137の測定に供した。

(3) 農地の調査

1) 畑地土壌と野菜中のセシウム137

2012年4月に、旧警戒区域近くの畑地を借りて野菜の栽培試験を行った。セシウムを集積しやすいとされるアカザ科(ホウレンソウ)およびアブラナ科(キャベツ、ダイコン)の作物とそれ以外の作物(シュンギク、レタス、ニンジン)を、地元において行われている通常の栽培法と、リン施肥を減らして内生菌根菌資材を投入するという2つの方法で栽培し、セシウム137の吸収を比較した。耕起前と耕起後の畑地土壌(表層 0-10 cm)をそれぞれ採取し、風乾後にセシウム137の測定に供した。野菜は、収穫後に送風乾燥器で乾燥(60°C)し、粉砕機で均一に粉砕した後にセシウム137の測定に供した。

2) 玄米中のセシウム137

川内村中央を流れる木戸川沿いの南北6地点から、2013年に栽培されたコメを採取し、精米を行わずにそのままでセシウム137の測定に供した。

3) 畑地での樹木の栽培試験

2013年4月に、前年に栽培試験を実施した試験畑の近くで、樹木の栽培試験を実施した。放射性セシウムの葉中濃度が高いことが報告されている広葉樹のコシアブラとリョウブの苗木を植栽し、比較のためにコナラも合わせて植栽した。2013年10月にリョウブとコナラの当年葉を採取した。コシアブラは活着が悪く、十分な量の葉が得られなかったので試験に用いなかった。採取した葉は水洗いして土を除いた後、送風乾燥器内で乾燥した。その後、粉砕機を用いて均一に粉砕後、セシウム137の測定に供した。

(4) 試料中のセシウム137の測定

試料に含まれるセシウム137の測定は、京都大学放射性同位元素総合センターで行った。固体の試料はプラスチック容器に詰めて、液体の試料はマリネリビーカーに封入して、高純度ゲルマニウム半導体検出器(Tennelec社製、米国)を用いて放射性セシウム(セシウム134およびセシウム137) 由来の γ 線を測定した。定量に用いた γ 線エネルギーはセシウム134が605kev,セシウム137が662kevであった。測定時間は試料量と放射能濃度によって異なり、ほとんどの試料では1000秒から50000秒の間であった。測定試料を詰めたプラスチック容器の容積は18,50,115cm³、マリネリビーカーの容積は590,1100,1650cm³で、いずれも京都大学放射性同位元素総合センター提供の標準試料によってガンマ線の検出効率を定めたものを用いた。固体試料中の放射能はほとんどのものでは80℃の乾重基準で表したが、一部の試料については生重基準とした。測定値は試料採取時の値に減衰補正を行って表示した。

(5) 試料中の安定同位体比の測定

土壌およびきのこの炭素および窒素安定同位体の測定には、京都大学生態学研究センターおよび独立行政法人森林総合研究所の同位体比質量分析計を用いた。それぞれの装置はFinnigan社 Delta SおよびFinnigan社 MAT252であった。炭素同位体の測定結果は国際標準試料PDBの、窒素同位体の測定結果はおよび大気に対するδ値であらわした。

炭素、窒素同位体比に加えて、硫黄同位体比の測定を依頼分析によって行った。炭素、窒素の 測定に用いたのと同じ土壌およびきのこ試料を、㈱SIサイエンスの同位体比質量分析計(Finnigan 社 Delta S)で測定した。結果は国際標準試料CDTに対するδ値であらわした。

4. 結果及び考察

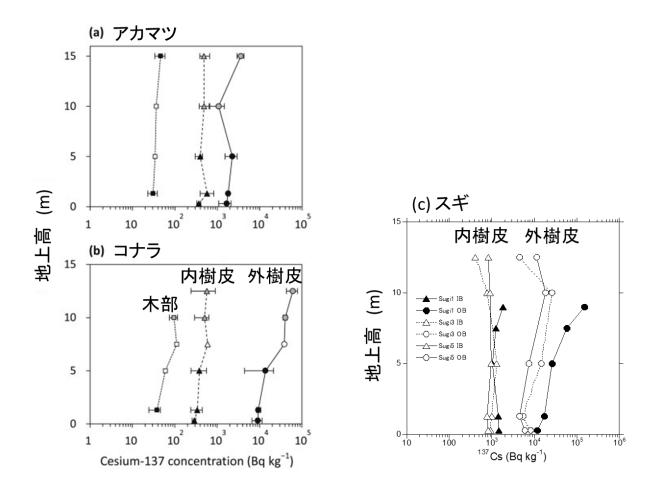
(1) 樹木に含まれるセシウム137

1) 樹幹中高さ方向のセシウム137の分布

アカマツ、コナラ、スギの樹幹に含まれるセシウム137の高さ方向の分布を図(2)-4に示す。どの高さでも外樹皮で最もセシウム137濃度が高く、次いで内樹皮、木部の順となった。

外樹皮ではいずれの樹種においても下部よりも上部でセシウム137濃度が高くなる傾向が見られた。それに対して内樹皮と木部では高さ方向でのセシウム137濃度に外樹皮ほどの大きな違いが見られなかった。このことは、事故直後に樹幹表面に沈着したセシウム137が依然として残っていることを示唆している。それとともに、外樹皮のセシウム137濃度と内樹皮、木部のセシウム137濃度との間に明瞭な相関が見られないことは、内樹皮と木部のセシウム137が、樹幹表面に沈着し

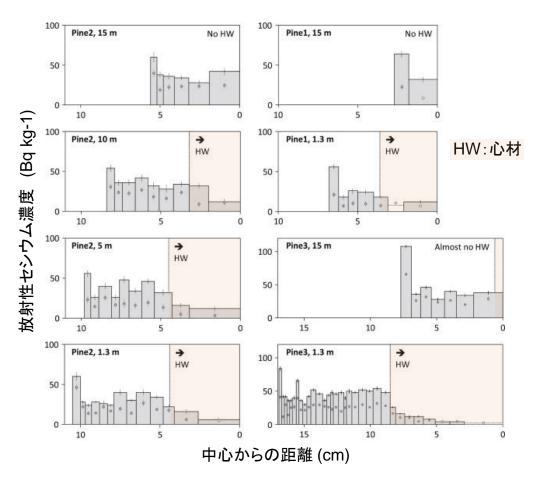
たセシウム137の内部への移動に由来するものではなく、経根吸収に由来するものであることを示したものと考えられる。樹種ごとのセシウム137濃度の違いは調査地の空間線量の違いに対応しており、初期沈着の差を表していると考えられる。



図(2)-4 樹幹中セシウム137の高さ方向の分布。アカマツとコナラでは測定個体の平均値、スギでは3個体それぞれの測定値で示してある。スギ木部の測定値は未測定のものがあり、図には示してない。(a), (b)はOhashi et al(2014) 1 より作成。

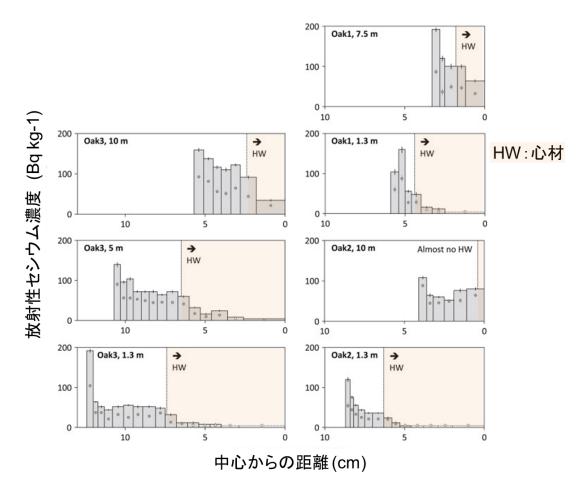
2) 樹幹中半径方向のセシウム137の分布

アカマツ、コナラ、スギ木部中セシウム137の半径方向の分布をそれぞれ図(2)-5, 6, 7に示す。 アカマツ木部中のセシウム137濃度は形成層を含む辺材最外部で最大となり、それ以外の辺材部 では濃度はほぼ一定であった。心材部では、最も外側が最大濃度を示し、内部に向かって徐々に 低下していった。この傾向は個体内の異なる地上高でも共通で、異なる個体間でも同様であった。



図(2)-5 アカマツ木部中セシウム137濃度の半径方向の分布。図中左上の個体番号は表(2)-1の番号に対応。Ohashi et al(2014)¹⁾より作成。

コナラ木部中のセシウム137濃度はアカマツと同様に形成層を含む辺材最外部で最大となり、 それ以外の辺材部では濃度はほぼ一定であった。心材部でもやはりアカマツと同様に、最も外側 が最大濃度を示し、内部に向かって徐々に低下していった。この傾向は個体内の異なる地上高で も共通で、異なる個体間でも同様であった。



図(2)-6 コナラ木部中セシウム137濃度の半径方向の分布。図中左上の個体番号は表(2)-1の番号に対応。Ohashi et al(2014)¹⁾より作成。

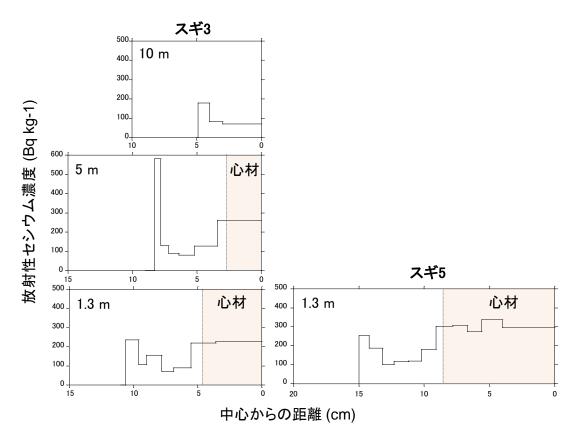
スギ木部中のセシウム137濃度は、辺材部では形成層を含む辺材最外部で最大となる点においてアカマツ、コナラと同様であったが、辺材部の内側では心材との移行部で濃度が上昇した。さらに、アカマツ、コナラとは異なり、心材部においては辺材部よりもセシウム137濃度が高くなった。心材部でのセシウム137濃度はほぼ一定となった。この傾向は異なる個体間でも同様であった。

3つの樹種の樹幹内セシウム137濃度分布から考えると、根から吸収されたセシウム137は上部に向かって辺材部を上昇しながら、生きた組織の存在する辺材部では一様に分布していくものと推定される。このプロセスには、師部を通じた上部からの下部への転流や、放射組織を通じた水平方向の内部への移動も関与しているものと考えられる。一方、心材部には生きた組織が存在しないために生物学的な関与は考えにくく、辺材を経由して心材最外部に達したセシウム137は、濃度勾配に基づく物理化学的な拡散によって心材内部に移行していくものと推定される。

アカマツとコナラの心材におけるセシウム137の分布と、スギ心材におけるセシウム137の分布の違いは、両者の心材の性質によるものと考えられる。まず、他の樹種に比べ、スギは一般に心材含水率が高い³⁾。したがって、辺材を経由して心材に到達したセシウム137はスギでは心材内部に拡散しやすい条件がある。また、スギ心材はカリウムを集積することが知られており⁴⁾、同じアルカリ金属であるセシウムも同様に辺材よりも心材において濃度が高い^{4,5)}。その性質がセシウム

137をスギ心材に集積させるひとつの原因であろう。

本研究で測定した樹木は原発事故後1年半および2年半後に伐採したものである。これくらいの短い期間においても、放射性セシウムは幹内部の心材に到達している。アルカリ金属であるルビジウムをスギ辺材に注入した研究⁶によると、10日後にはルビジウムは心材に達していることが報告されている。したがって、いったん樹木内部に取り込まれたセシウム137は速やかに心材をふくむ樹体各部に移行していくものと考えられる。



図(2)-7 スギ木部中セシウム137濃度の半径方向の分布

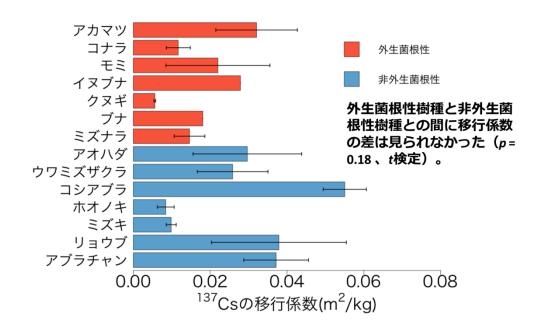
3) 樹木葉中のセシウム137

樹木葉に含まれるセシウム137を図(2)-8に示す。図ではアカマツ林調査区と落葉広葉樹林調査区の試料を合わせ、樹木中のセシウム137濃度(Bq kg⁻¹)を地表単位面積当たりのセシウム137沈着量 (Bq m⁻²)で割った面移行係数(m²/kg)の値で示している。面移行係数を用いると、調査地ごとのセシウム137沈着量の違いに関係なく、樹種間のセシウム137取り込みの違いを比較できる。外生菌根菌は子実体に高濃度のセシウム137を集積することが知られている⁷⁾ので、図(2)-8では外生菌根性と非外生菌根性とに分けて樹種を比較している。

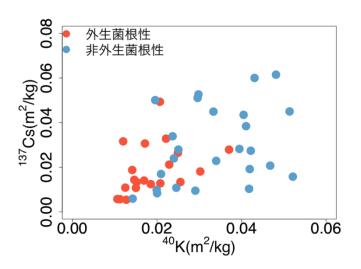
外生菌根性と非外生菌根性の樹種グループ間に有意な違いはなく、同じ科の属間でも面移行係数の値にはかなりの違いが見られる。この結果から判断するかぎり、樹種が外生菌根を形成するかどうかはセシウム137の樹体内への取り込みに影響を及ぼす可能性は小さいと思われる。

図(2)-9 に樹木葉のセシウム137とカリウム40の面移行係数の関係を示した。いずれもアルカリ

金属に属するセシウムとカリウムはその化学的な性質が類似しているので、生物の体内において も類似した挙動を示すものと考えられる。外生菌根性と非外生菌根性の樹種グループ間に明瞭な 違いは見られず、前者が特異的にセシウム137を吸収している様子はなかった。



図(2)-8 樹木葉中のセシウム137。異なる調査地の試料を比較するため面移行係数で表示。

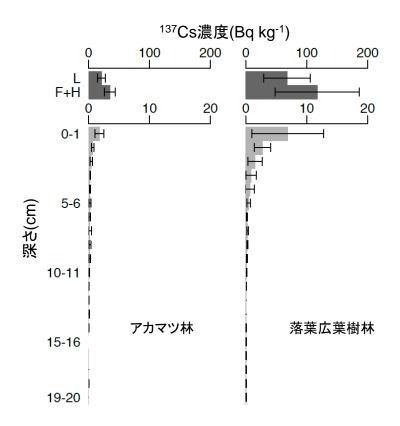


図(2)-9 樹木葉のセシウム137とカリウム40の面移行係数の関係

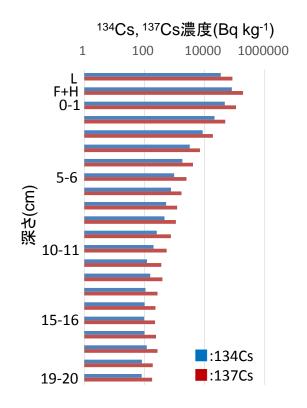
(2) 土壌に含まれるセシウム137

アカマツ林と落葉広葉樹林の土壌に含まれるセシウム137を図(2)-10に示す。両地点ともに腐葉・腐植層(F-H層)においてセシウム137濃度が最大で、次いでリター層(L層)、鉱質土層の順になる。鉱質土層では最上部でセシウム137濃度が最大となり、表層から5cmまでに大部分のセシウム137が存在している。これに対してスギ林の土壌では、鉱質土層の0-1cmにおける濃度がL層における濃度を上回っていた(図(2)-11)。F-H層から鉱質土層へと連続する土壌断面においては、試料の取り方によって結果に違いが出ることを考慮すると、L層よりも鉱質土層の表層でセシウム137濃度が高いことがスギ林土壌に特異的であるとは言えない。アカマツ林と落葉広葉樹林とは試料採取時期が1年遅いことを考えると、その間にスギ林ではセシウム137が下方に移動したとも考えられる。いずれにしても、スギ林においてもセシウム137はその大部分が鉱質土層の5cmまでのところに集積している。

初期沈着の少なかったアカマツ林と落葉広葉樹林の調査地では顕著ではなかったが、スギ林の調査地では表層から20cmまでの全ての深さにおいてセシウム137だけでなくセシウム134も検出した(図(2)-11)。このことは、土壌下層に存在する放射性セシウムが過去の核実験由来のものではなく、原発事故によって放出された放射性セシウムであることを示している。セシウム134全体の量に比べると鉱質土層下方にあるセシウム134の量はわずかであるが、上部から下部に向かって徐々に移行している様子がうかがえた。森林土壌において放射性セシウムの下方への移動はきわめてわずかであると報告されている8が、セシウム137の半減期が30年に及ぶことを考慮すると、地下水系への移行については今後も注意が必要であろう。



図(2)-10 アカマツ林と落葉広葉樹林の土壌中セシウム137の鉛直分布



図(2)-11 スギ林の土壌中セシウム134、セシウム137 の鉛直分布。横軸が対数であることに注意。

(3) きのこに含まれるセシウム137

きのこに含まれるセシウム137を面移行係数で比較した(図(2)-12)。セシウム137に関するきのこの面移行係数を樹木葉の面移行係数に比べると、大きいものでは100倍もの違いがあった。外生菌根菌と腐生菌とを比べると平均値では前者のほうが面移行係数の値が大きかった。しかし、種、属のレベルでみると、外生菌根菌のなかでも値にばらつきがあり、腐生菌よりも小さい値を持つものがあった。属のレベルでみると、Cortinarius、Lactariusなどにセシウム137を濃縮するものが多く見られた。腐生菌の中ではPholiota lubricaが例外的にセシウム137を濃縮することが見出された。

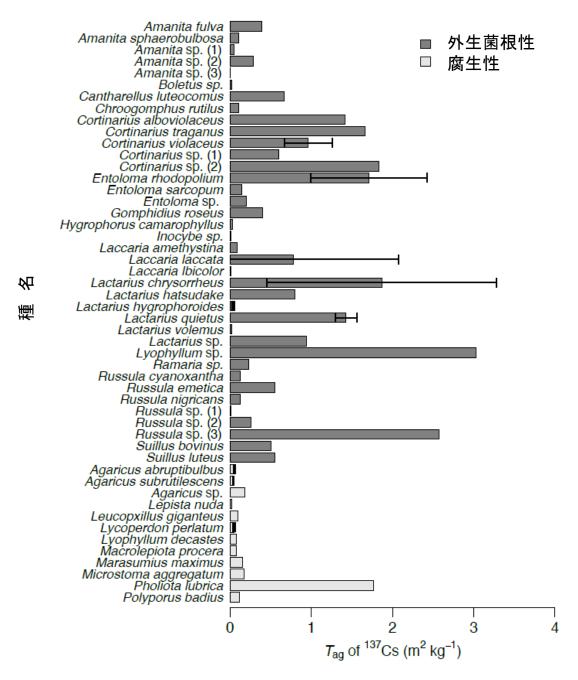
菌類によるセシウム137の集積にはまだ不明な点が多い。原発事故後2年半までの時点でみると、セシウム137がもっとも高い濃度で存在しているのは腐葉・腐植層で、これに次いでリター層または鉱質土層である。しかし、セシウム137が集積した林床の有機物層を分解して炭素を得ているにもかかわらず、本研究で測定した腐生菌のきのこのセシウム137濃度は予想されるほど高くなかった。逆に、鉱質土層中に菌糸を伸ばしていると考えられる外生菌根菌のほうが、腐生菌に比べてより高濃度のセシウム137をきのこに集積する傾向があった。この点を確認するため、本研究では安定同位体比の測定によって菌糸が分布している基質の推定を行った。その結果を図(2)-13および図(2)-14に示した。

図に示すように、炭素同位体比(δ^{13} C)および窒素同位体比(δ^{15} N)はアカマツ林、落葉広葉樹林のいずれにおいても有機物層であるリター層とF+H層で最も高く、鉱質土層では下方にいくにつれて

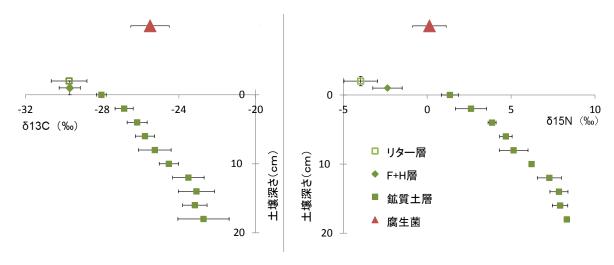
上昇した。有機物層の炭素同位体比はアカマツ林、落葉広葉樹林の両方でおよそ-30%を示し、鉱質土層20cmの深さでは-23から-24‰の値を示した。これに対して、腐生菌の平均値は-25から-26‰であった。一方、有機物層の窒素同位体比はアカマツ林と落葉広葉樹林でおよそ-4から-2‰の範囲にあり、鉱質土層20cmの深さでは8‰から5‰の値となった。腐生菌の窒素同位体比はアカマツ林で約0‰、落葉広葉樹林では約2‰の値を示した。なお、硫黄同位体比は菌類で3-7.6‰の値を示し、腐生菌と菌根菌とのあいだに明確な違いはなく、表層有機物の値(1-6.8%)との間にも関連が見られなかった。

菌糸を通じて養分を吸収する菌類では、きのこの同位体比は菌糸が分布する基質に依存し、木材腐朽菌が養分を吸収する過程で炭素同位体比は一般に3.5%高くなり、窒素同位体比は-0.6%小さくなることが報告されている⁹。これに基づくと腐生菌が利用している基質の炭素同位体比は-28から-30%の値を、窒素同位体比は1から2%程度の値を持つと推定される。図(2)-13および図(2)-14の中でこの値の範囲に相当する部分は森林土壌の上層の部分である。したがって腐生菌は、放射性セシウムが最も高濃度に集積している森林表層の有機物と鉱質土層上部に菌糸を伸ばしていることが確認された。しかし、それではなぜ多くの腐生菌のきのこには外生菌根性のきのこに比べて放射性セシウムの移行が少ないのであろうか。原発事故後の調査で新たに浮上したこの疑問に関してはまだ答えが得られていない。

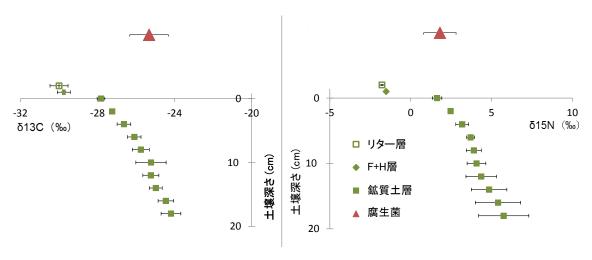
これまで、きのこによるセシウム137集積は、それぞれの種が土壌中のどの深さに菌糸を分布させているかによって説明されてきた¹⁰⁾。しかし、本研究の結果は従来の説明とは食い違うものであった。菌類は森林での物質循環に大きな影響を与えているので、森林生態系でのセシウム137の動態を考える上で菌類の役割を明らかにしていくことは不可欠である。腐生菌による有機物分解過程でのセシウム137の取り込み機構、菌根形成植物のセシウム137吸収にかかわる菌根菌の役割、土壌中の菌糸によるセシウム137の上方輸送などが今後の重要な研究テーマとなるであろう。



図(2)-12 きのこに含まれるセシウム137。異なる調査地の試料を比較するため面移行係数で表示。



図(2)-13 アカマツ林土壌と腐生菌の炭素(左)および窒素同位体比(右)



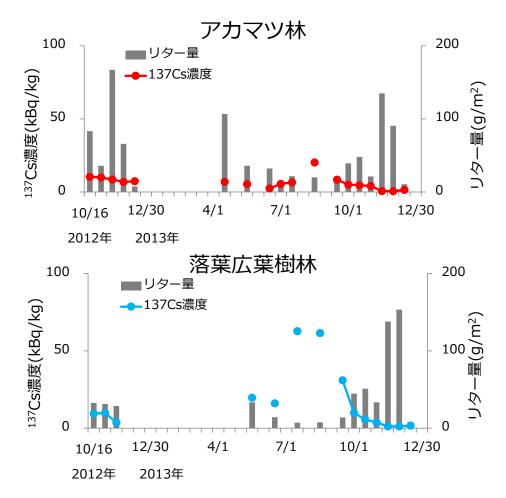
図(2)-14 落葉広葉樹林土壌と腐生菌の炭素(左)および窒素同位体比(右)

(4) リターフォールと降水に含まれるセシウム137

1) リターフォール

2012年10月から2013年12月まで、2週間毎に採取したリターフォール量とセシウム137濃度の結果を図(2)-15に示す。なお、2012年の落葉広葉樹林のデータは、強風によってリタートラップから試料の一部が外にこぼれたため、リター量の値は過小評価となっている。

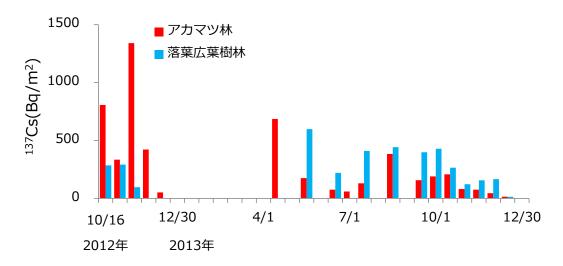
1年ほどの観測なので、季節変化があるかどうかの確認は難しいが、落葉期や、強風・降雪の時期にリターフォール量が増加することが見て取れる。年間を通じてセシウム137濃度は8月から9月にかけて上昇傾向が見られる。成葉や実などが試料に多く含まれる時期にはセシウム137濃度が上昇し、枯葉や枝が多く含まれる時期にはセシウム137濃度は低いと考えられる。



図(2)-15 リターフォールとそれに含まれるセシウム137の変化。冬季の欠測値は、 リターフォールがなかった場合と、積雪のために試料の回収ができな かった場合である。

リターフォール量とそれに含まれるセシウム137から計算される、林地へのセシウム137供給量の変化を図(2)-16に示す。図(2)-15と比較すると、林地へのセシウム137供給量はリター中のセシウム137濃度ではなく、リター量によって決まることがわかる。

観測を開始したのは原発事故後1年半を経てからなので、落葉樹林調査区で採取した葉は全て事故後に開葉したものである。またアカマツの葉寿命はおよそ2年なので、アカマツ林調査区で採取した落葉はそのほとんどが事故後に開葉した葉であると考えられる。したがって、リターフォールとして林地に供給されるセシウム137は、その大部分が初期沈着によって樹体表面に補足されたものではなく、新しい葉やシュートの形成に伴って樹体内で再配分されたものであると考えられる。すなわち、樹体内でのセシウム137の移動とシンクとなる組織・器官への集積が起こっていると考えるべきであろう。樹体内に取り込まれるセシウム137の経路については、樹体表面から内部へ移行する経路と土壌からの経根吸収による経路の2つが考えられる。葉面吸収は起こるとしても、外樹皮のコルク層を通過してどれだけのセシウム137が樹体内に移行するかはきちんとした検証が必要であろう。初期の外部沈着の影響が小さくなったと考えられる現在の時点では、根からの吸収のほうが多いと考えるほうが妥当であろう。



図(2)-16 リターフォールによる林地へのセシウム137の供給

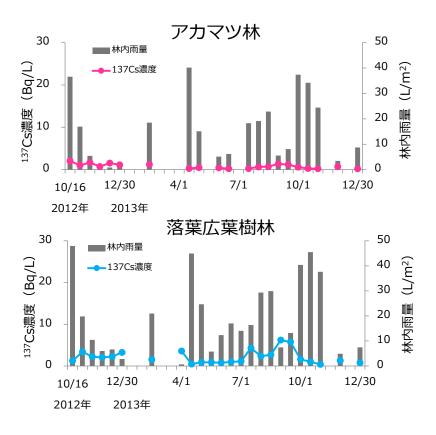
2) 降水

2012年10月から2013年12月まで、2週間毎に採取した林内雨の雨量とセシウム137濃度を図(2)-17に示す。なお、林外雨と樹幹流をふくむ降水の観測値において、冬季の欠測は無降雨あるいは試料凍結のための回収不能が原因である。

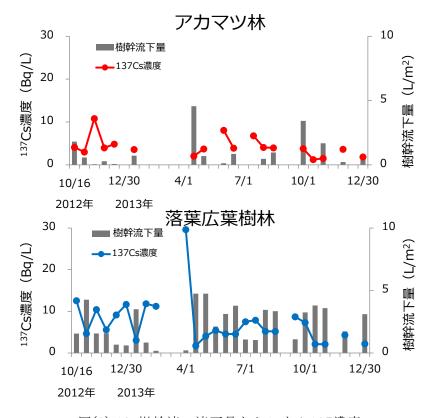
観測期間において、林外雨に含まれるセシウム137の濃度は毎回ほぼ1Bq L^1 以下であった。林内雨は林冠からのセシウム137の洗脱や溶出の影響を受けていて、林外雨よりも常に濃度が高かったが、アカマツ林では2 Bq L^1 を超えることはほとんどなく、落葉広葉樹林では10 Bq L^1 を超えることはほとんどなかった。2013年の7月から9月にかけて、アカマツ林と落葉広葉樹林のいずれにおいてもセシウム137濃度の上昇がみとめられるが、樹木の季節的な変化に起因するのではなく、降雨パターンに関係した変化であると考えられる。セシウム137濃度と雨量との間には負の相関があり、降雨初期の雨水では洗脱と溶脱の影響が後期の雨水よりも大きいことに起因すると考えられた。

林内雨のセシウム137濃度は落葉広葉樹林のほうがアカマツ林よりも高く、林冠が完全に閉鎖していないアカマツ林では枝葉からのセシウム137の洗い落としの影響が落葉広葉樹林に比べて小さかったためと推定される。

樹幹流に含まれるセシウム137の濃度はおよそ $10~Bq~L^{-1}$ までの間で変動した。流下量とセシウム137濃度との間には負の相関が見られ、2013年4月1日の値のように、流下量が少ないと特異的に濃度が高い場合があった。林内雨と同様に、降雨初期の物質濃度が高くなることが原因と考えられた。



図(2)-17 林内雨の雨量とセシウム137濃度

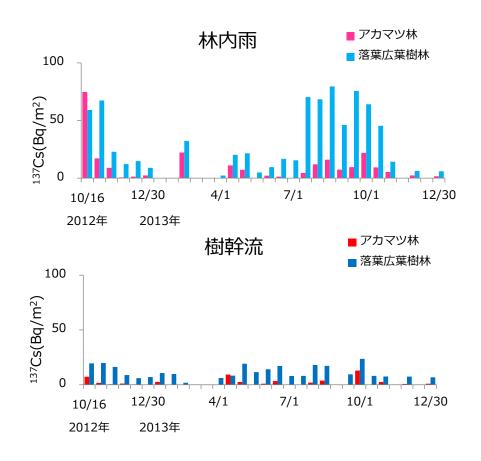


図(2)-18 樹幹流の流下量とセシウム137濃度

2012年10月から2013年12月までの、降水による林地へのセシウム137の供給量を図(2)-19に示す。 林地への供給はアカマツ林よりも落葉広葉樹林のほうが多く、樹幹流よりも林内雨のほうが多い。 また1年を通してみると、季節性がある。

アカマツ林と落葉広葉樹林における供給量の違いは、両調査地の雨量の違いと、セシウム137の初期沈着量の違いによるところが大きい。2つの調査地は直線距離が近く標高もほぼ等しいが、峠を挟んだ東と西に位置していて、雨量は落葉広葉樹林調査地のほうがやや多い。地上1mでの空間線量は落葉広葉樹林の方が調査時で10倍近く高いので、樹体表面に沈着しているセシウム137の洗脱、その後に樹体内に吸収されたセシウム137の溶出などに違いがあらわれたものと考えられる。

林内雨に見られるセシウム137供給量の季節性は、セシウム137濃度の変化ではなく主として雨量の変化によってもたらされたものである。落葉広葉樹林の方は樹幹流による供給量についても季節性が認められるが、アカマツ林の方では明瞭ではない。アカマツと広葉樹の樹形の違いが樹冠による降雨の補足量の違いとなっていて、図(2)-18に見られるようにアカマツ林では樹幹流量そのものが落葉広葉樹林に比べて少ない。

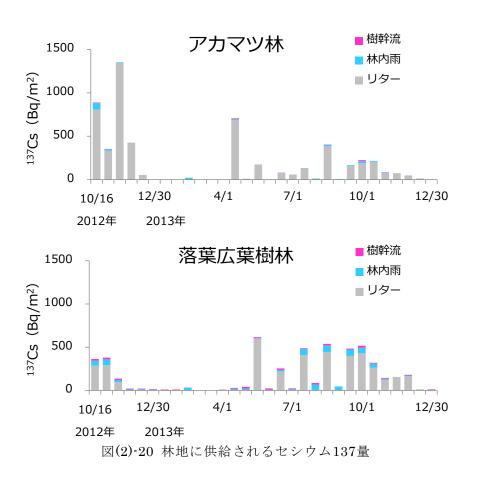


図(2)-19 降水によって林地に供給されるセシウム137量

樹幹流は樹体表面に沈着した放射性セシウムを洗い落とす。洗い落とされるセシウム137 が依然として樹体表面に残っているとすれば、洗い落しが進むにつれて樹幹流に含まれるセシウム137 は減少していくはずである。4-(1)-1)で述べたように、コナラの樹幹上部の外樹皮には原発事故直

後の初期沈着の影響が見られるが、落葉樹林の樹幹流とともに流下するセシウム137には時間による減少がみとめられない。以上のことを考えあわせると、原発事故により樹体表面に沈着したセシウム137は依然として残っているものの、容易に洗脱、溶出する形態ではなく、樹体表面に強固に固着した形で存在しているものと考えられる。

リターフォールと降水によって林地に供給されるセシウム137の量を図(2)-20に示す。アカマツ林、落葉広葉樹林ともに林地へのセシウム137の最も大きな供給源はリターフォールである。2週間毎のセシウム137の供給量には季節性があり、それはリターフォールの量によって決まることが明らかになった。2013年1月から2013年12月までの1年間に2つの調査地で林地へ供給されたセシウム137量は、アカマツ林では樹幹流によって41 Bq ${\rm m}^{-2}$ 、林内雨によって134 Bq ${\rm m}^{-2}$ 、リターフォールによって2457 Bq ${\rm m}^{-2}$ 、合計で2632 Bq ${\rm m}^{-2}$ であった。落葉広葉樹林では、樹幹流によって213 Bq ${\rm m}^{-2}$ 、林内雨によって600 Bq ${\rm m}^{-2}$ 、リターフォールによって3219 Bq ${\rm m}^{-2}$ 、合計で4032 Bq ${\rm m}^{-2}$ であった。



(5) 河川水および地下水に含まれるセシウム137

河川水に含まれる溶存態のセシウム137濃度は、2012年10月から2013年12月の観測期間においてほとんどの場合検出限界以下、検出された4試料でも0.06 Bq L^{-1} 以下であった。したがって河川から流出する溶存態セシウム137はきわめて少ないことが明らかになった。

地下水に含まれるセシウム137濃度は2012年10月から2013年12月の観測期間中ほぼ検出限界以下であった。検出された2試料でも $0.03~Bq~L^{-1}$ 以下であった。森林土壌でのセシウム137の鉛直分布を考えると、原発事故によって放出されたセシウム137の地下水系への移行はきわめてゆっくりと

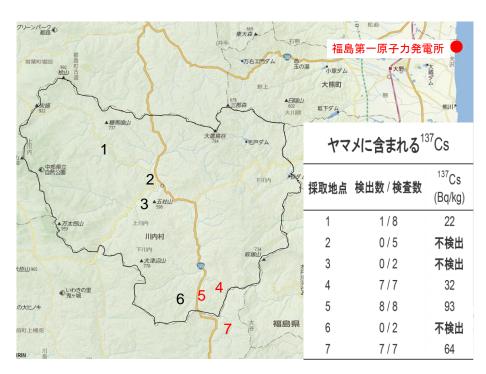
した過程になると予想される。セシウム137が検出された2試料についても、事故起源なのかあるいは過去の核実験による影響が残っているのかは不明である。被災地では生活用水として地下水を利用している家庭の多いことを考えると、地下水のモニタリングは今後も継続的することが必要であろう。

(6) 渓流魚中のセシウム137の測定

渓流魚に含まれるセシウム137濃度を図(2)-21に示す。試料を採取した河川によって、魚に含まれるセシウム137の濃度には顕著な違いが見られた。セシウム137が検出されたのは調査地1の1個体を除き、全て空間線量の高い森林を集水域とする河川であった。原発事故の後、一時期南西方向に吹いた風のため、川内村の東端と南端にセシウム137のホットスポットが生じ、調査地4、6、7はいずれもこのホットスポットを集水域に含んでいる。

図の値は測定個体のセシウム137のみの平均値で、いずれも一般食品の規制値である100Bq kg $^{-1}$ を超えていないが、セシウム134を含めると8個体で規制値を上回った。

魚に含まれるセシウム137は餌に由来するものと考えられる。前項で述べたように、河川水に含まれる溶存態セシウム137はきわめて微量である。また降雨による出水がない限り平時は懸濁物も少ないと考えられるので、魚の体内に蓄積する経路としては餌の可能性が最も高い¹¹⁾。調査の対象としたヤマメはカゲロウやカワゲラなどの幼虫である水生昆虫を重要な餌としており、さらには水生昆虫の餌として集水域森林の樹木葉が食べられる¹²⁾。この食物網を通じて、魚に放射性セシウムが蓄積すると考えられる。したがって、集水域の森林において放射性セシウムがなくならない限り、食物網を通じた魚への蓄積は継続すると予想される。



図(2)-21 渓流魚に含まれるセシウム137の濃度と採取地。セシウム137 の値は検出個体の平均値で生重あたりの濃度。

現在、福島県の多くの河川では釣が禁止されている。事故後3年を経過した現在においては、集 水域の森林の汚染状況によって魚の汚染の有無がはっきりと色分けでき、場所によっては釣の再 開が可能な河川もあるものと思われる。漁協や観光協会は釣の再開を望んでいるが、福島県東部 の河川に関しては調査データがほとんどない。復興のための地域資源活用を目指した調査研究が 望まれる。

(7) 農地のセシウム137

1) 畑地土壌と野菜中のセシウム137

表(2)-2に川内村内の畑地土壌の測定結果を示す。この内で栽培試験を実施したのは坂シ内の畑である。坂シ内の土壌は、耕起前に比べて耕起後には撹拌のためにセシウム134、セシウム137いずれも濃度が約半分になっている。耕起前後でカリウム40の値に変化がないことは、カリウムがもともと鉛直方向にほぼ一様に分布していることを示しており、森林土壌に比べて濃度が高いことは施肥による影響を示唆している。耕起後のセシウム137の土壌中濃度が1098 Bq kg⁻¹という数値は、「農地土壌の放射性物質濃度分布マップ関連調査研究報告書(第3編)」 $^{13)}$ での平均値1431 Bq kg⁻¹よりやや小さく、作付けにかかわる規制値5000 Bq kg⁻¹の1/5である。

表(2)-2 畑地土壌に含まれる放射性セシウム. 数値 (Bq kg⁻¹)は乾重あたり、坂シ内の値は5試料の 平均

T *~J.			
試 料	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁴⁰ K
坂シ内 耕起前	2,070	1,395	769
坂シ内 耕起後	1,098	738	793
上ノ台1	966	615	866
上ノ台2	1,288	798	719
手古岡	304	184	671

表(2)-3に栽培試験の結果を示す。セシウム137濃度は乾重あたりで示してあるが、いずれも一般 食品の規制値を下回っている。生重あたりに換算すると表の値よりもさらにおよそ1桁小さくなる。 セシウムを吸収しやすいといわれるアカザ科(ホウレンソウ)およびアブラナ科(キャベツ、ダイ コン)とそれ以外のものとの間にセシウム137濃度の違いは見られなかった。また、内生菌根菌資材 を使用した処理区と通常の栽培法を使用した対照区との間にも違いは認められなかった。

野菜へのセシウム137の移行が少ない理由として、耕地では肥料としてカリウムを施肥するため、セシウムの吸収が抑制されること、沈着した放射性セシウムが吸着されて可給態ではなくなることなどが原因として考えられる。土壌中濃度が1098 Bq kg⁻¹というレベルではセシウム137の野菜への移行が極めて小さいことは、多くの地域において農業が可能である可能性を示す。ただし、樹木葉を堆肥として用いる、地域の伝統的な農法を行った場合の影響は不明であり、今後の検討課題である。

年4年のため、武本40人人は別に武本4数。				
試料	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁴⁰ K	
ホウレンソウ 処理区	22	17	3600	
シュンギク 処理区	20	15	2760	
ダイコン 処理区(5)	10	12	3040	
ダイコン 対照区(5)	13	12	3000	
ニンジン 処理区(3)	9	7	1160	
ニンジン 対照区(3)	6	5	1050	
キャベツ 処理区(5)	15	11	1250	
キャベツ 対照区(5)	19	14	1410	
レタス 処理区(3)	19	7	1300	
レタス 対照区(3)	7	4	560	

表(2)-3 野菜に含まれる放射性セシウム. 数値 (Bq kg⁻¹)は 乾重あたり. 試料の()は測定試料数.

2) 玄米中のセシウム137

表(2)-4に玄米の生重あたりセシウム137濃度を示す。川内村の南北にわたる6ヵ所の玄米には放射性セシウムはほとんど含まれていなかった。表(2)-3に示した野菜中のセシウム137濃度よりも玄米の値はさらに低く、水田と畑地との条件の違いなどが影響していると推定される。

XIE16-	太には工主のだ 力		
試料	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁴⁰ K
玄米 1	0.50	不検出	115
玄米 2	0.99	0.30	75.9
玄米 3	0.99	不検出	74.2
玄米 4	1.17	0.41	76.3
玄米 5	不検出	不検出	98.7
玄米 6	0.48	不検出	66.3

表(2)-4 玄米に含まれる放射性セシウム (Bq kg⁻¹). 数値は生重あたり

3) 畑地での樹木の栽培試験

畑地で栽培した樹木の葉に含まれるセシウム137濃度を表(2)-5に示す。セシウム137濃度はコナラがおよそ20から40 Bq kg⁻¹、リョウブがおよそ40から140 Bq kg⁻¹の範囲にあった。この数値は表(2)-3に示した野菜の値に比べてやや高い。また、コナラに比べてリョウブの方がセシウム137の濃度が高く、2 樹種間のこの傾向は図(2)-8に示した森林調査区での面移行係数の結果と同様である。森林で採取した同じ樹種の葉では、コナラがおよそ800から2000 Bq kg⁻¹で、リョウブがおよそ1800から4800 Bq kg⁻¹の範囲にあった。

森林調査地と畑地とではセシウム137の沈着量が異なるので一概に比較できないが、両者の違いには土壌環境の違いが影響を及ぼしている可能性がある。セシウム137を高濃度に含んだ大量の有

機物を地表に堆積している森林では、微生物による分解によって鉱質土壌には絶えずセシウム137が供給される。畑地では地表に有機物がほぼなく、肥料として散布されるカリウムが作物によるセシウムの吸収を減らす。このような違いが、畑で栽培した野菜や樹木によるセシウム137の取り込みを抑えているものと推定される。調査地をはじめとして東北地方では樹木葉の堆肥を使う農法が広くみられるが、汚染された堆肥の施用は作物のセシウム137濃度を上昇させる可能性がある。樹木葉の堆肥を使うことについては農家の強い要望があるので、上記の点については試験による確認が望まれる。

	ことうは、10g kg // 数値は北重めたり		
試 料	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁴⁰ K
コナラ 1	19	不検出	不検出
コナラ 2	27	不検出	不検出
コナラ 3	39	16	467
コナラ 4	32	7	384
コナラ 5	32	16	746
リョウブ 1	143	34	2540
リョウブ 2	96	59	1270
リョウブ 3	38	33	1650
リョウブ 4	111	23	739

表(2)-5 畑地で栽培した樹木葉に含まれる放射性 セシウム (Ba kg⁻¹), 数値は乾重あたり.

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

森林の放射能汚染後の早い時期において、樹木の樹幹内部への放射性セシウムの移行を明らかにした。事故後の早い時期から樹木内部への放射性セシウムの移行は始まっており、辺材内ではほぼ一様に分布し、心材内では外側から内側に向かって徐々に拡散していく様子が明らかになった。辺材内への放射性セシウムの移行は、樹木自身の生きた組織による輸送、自由水を通じた拡散などが考えられ、この過程には樹種による違いはあまり見られなかった。それに対して心材内への移行は樹種による違いが見られた。アカマツ、コナラでは濃度勾配に基づく外側から内側への拡散が起こっていると考えられるのに対して、スギでは辺材から心材への能動的な輸送があると見られ、心材での放射性セシウム濃度は辺材よりも上昇した。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項なし。

<行政が活用することが見込まれる成果>

森林においてセシウム137はすでに系内での物質循環に組み込まれていると考えられる。地下部

での下方への移行はゆっくりとしており、溶存態での外部流出もほとんどみられない。したがって、撹乱が起こらない限りは比較的安定的に系内に保持されると考えられる。森林除染の方針を考えるとき、人間が立ち入ることのない場所は撹乱による流出を抑えるように安定的に管理することがひとつの選択肢となろう。

林木木部へのセシウム137の移行は原発事故直後から始まり、2013年の時点で継続して進行しつつある。木材資源として利用される心材部への集積は樹種、セシウム137の初期沈着量などによって違いがあり、スギでは他の樹種に比べて心材へのセシウム137集積が著しい。樹木へのセシウム137の吸収は林地のセシウム137がなくならない限り止むことはないが、木部の心材への移行は長期にわたって持続するのではない。木部に含まれる非放射性セシウムと濃度的に平衡に達した時点で、それ以上の移行は起こらないと予想される¹⁴⁾。木部のアルカリ金属、特にセシウムと化学的性質の似ているカリウムやルビジウムの分布を調べれば、セシウム137の移行についてのある程度の予測が付くと考えられる。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項なし。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

1) S. OHASHI, N. OKADA, A. TANAKA, W. NAKAI and S. TAKANO: J. Environ. Radioact, 134:54-60 (2014)

"Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster"

<その他誌上発表(査読なし)>

1) 大橋伸太、岡田直紀、中井渉、高野成美: RIニュース(京都大学RIセンター), 56, 7-8 (2012) 「森林生態系における放射性セシウムの分布」

(2) 口頭発表(学会等)

1) 大橋伸太、岡田直紀、中井渉、高野成美:京都大学放射性同位元素総合センター実験室利 用成果発表会(2013)

「森林生態系における放射性セシウムの分布」

- 2) 大橋伸太、岡田直紀、中井渉、高野成美:第124回日本森林学会大会(2013) 「アカマツとコナラの樹幹内における放射性セシウムの分布」
- 3) 中井渉、岡田直紀、大橋伸太、高野成美:第124回日本森林学会大会(2013) 「外生菌根菌による放射性セシウムの吸収と共生樹木への移行」
- 4) 岡田直紀、大橋伸太、田中厚志、中井渉:第125回日本森林学会大会(2014) 「樹幹への¹³⁷Csの取り込みと蓄積」

5) 中井渉、岡田直紀、大橋伸太、田中厚志:第125回日本森林学会大会(2014) 「川内村の森林における林床への¹³⁷Csの供給」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項なし。

(4)シンポジウム、セミナー等の開催(主催のもの)

1) 川内村シンポジウム「福島原発事故後の里山のあり方と復興再生へのシナリオ」 (2014年2 月8日、川内村コミュニティセンター、参加57名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項なし。

(6) その他

特に記載すべき事項なし。

8. 引用文献

- 1) S. OHASHI, N. OKADA, A. TANAKA, W. NAKAI and S. TAKANO: J. Environ. Radioact, 134, 54-60 (2014)
 - "Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster"
- 2) 山敷庸亮、恩田裕一、五十嵐康人、若原妙子、立川康人、椎葉充晴、松浦裕樹:京都大学防 災研究所年報、56A, 25-36 (2013)

「阿武隈川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査」

- 3) 平川泰彦、中田了五、藤澤義武:木材工業、59(4), 159-165 (2004) 「スギ造林木の心材含水率の変動」
- 4) N. OKADA, Y. KATAYAMA, T. NOBUCHI, Y. ISHIMARU, H. YAMASHITA and A. AOKI: Mokuzai Gakkaishi, 33, 913-920 (1987)
 - "Trace Elements in the Stems of Trees I. Radial distribution in sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don.)"
- 5) 片山幸士、岡田直紀、石丸優、野渕正、山下洋、青木敦: RADIOISOTOPES, 35, 636-638 (1986) 「スギ樹幹中での放射性核種の挙動」
- 6) N. OKADA, Y. HIRAKAWA and Y. KATAYAMA: J. Wood Sci., 58(1), 1-8 (2012) "Radial movement of sapwood-injected rubidium into heartwood of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) in the growing period"
- 7) 村松康行、吉田聡: RADIOISOTOPES, 46, 450-463 (1997) 「キノコと放射性セシウム」
- 8) T. NAKANISHI, T. MATSUNAGA, J. KOARASHI and M. ATARASHI-ANDOH: J. Environ.

Radioact, 128, 9-14 (2014)

"137Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident"

9) A. KOHZU, T. YOSHIOKA, T. ANDO, M. TAKAHASHI, K. KOBA and E. WADA: New Phyto 144(2): 323-330 (1999)

"Natural ¹³C and ¹⁵N abundance of field-collected fungi and their ecological implications."

- 10) S. YOSHIDA and Y. MURAMATSU: Sci. Total Environ, 157(0): 197-205 (1994) "Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests."
- 11) M. YOSHIMURA and T. YOKODUKA: Sci. Total Environ, 482–483,184-192 (2014)
 "Radioactive contamination of fishes in lake and streams impacted by the Fukushi ma nuclear power plant accident."
- 12) T. ABE and M. NUNOKAWA: Jap. J. For Res. 87(1), 13-19 (2005)"Food Web Analysis Using Stable Isotopes in a Forested Stream in Spring."
- 13) 農林水産省農林水産技術会議事務局 (2011)「農地土壌の放射性物質濃度分布マップ調査研究報告書(第3編)」(http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5238/view.html 4月15日閲覧)
- 14) S. YOSHIDA, Y. MURAMATSU, A. M. DVORNIK, T. A. ZHUCHENKO and I. LINKOV: J. Environ. Radioact, 75(3): 301-313 (2004).

"Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems."

(3) 里山動態モデリング

京都大学

防災研究所 気象・水象災害部門 暴風雨・気象環境 研究分野 石川 裕彦・新添 多聞

平成24~25年度累計予算額:12,870千円 (うち、平成25年度予算額:6,435千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

サブテーマ (2) により川内村で得られた測定データに基づいて、土壌の有機物層と鉱質土層 および樹木の枝、葉、幹の木部の5つのコンパートメントから成る、環境中セシウム137の動態モデルを開発した。まずサブテーマ (2) の調査地を対象に動作を確認した後、川内村全域に適用し、川内村における汚染レベルと植生の分布を反映できるようにした。その結果、有機物層から鉱質土層への移行と木部の汚染が進行しており、そのペースは針葉樹より落葉広葉樹で顕著であること、枝葉のセシウム137は減少していることなどが見出された。鉱質土層への移行の速さは、チェルノブイリ原発事故により汚染された欧州の森林において得られてきた知見とは大きく異なる。木部のセシウム137の5年後の濃度は川内村の中で最も汚染の深刻な広葉樹林でおよそ3kBq/kgと予測された。農地においては作物のコンパートメントを加えて農作物(ダイコン、ニンジン、キャベツ)のセシウム137濃度の予測も行った。農作物へのセシウム137の移行はわずかであり、作物中の濃度は今後さらに減少していくと計算され、現在の居住制限区域において作付けしたとしても基準値(100 Bq/kg)を超えることはないレベルであると考えられる。動態モデルにより評価された外部被ばく量をサブテーマ(1)によるガラスバッジ調査による実測値と比較したところ、自宅周辺で過ごす時間が比較的長いと思われる群においては有意な相関が得られた。

[キーワード]

放射性セシウム、環境動態、数値モデル、空間線量、外部被ばく量

1. はじめに

平成23年3月の福島第一原子力発電所の事故で膨大な量の放射性セシウムが大気中に漏えいした。原子力研究開発機構の検討によれば、その総量は8.6PBqにも及ぶ¹⁾。我々は同年7月および9月に福島第一原発の北西20~50km圏の旧計画的避難区域の森林において植物試料を採取、分析し、大量の放射性セシウムが森林天蓋に除去できない状態で吸着していることを見出した。この測定データに基づいて、大気拡散シミュレーションを用いて原発から20km圏内の旧警戒区域における森林天蓋によるセシウム137の吸着量を評価したところ、44.2TBqが除去不可能な状態にあり、これは事故による大気への総放出量の0.86%に相当すると推計された²⁾。この大量のセシウム137は今後リターとして地表の有機物層に落下するが、さらに浸潤により鉱質土層に移動していく。一方、有機物層、鉱質土層中のセシウム137は根からの吸収により樹木の枝葉および木部へと移動してい

く。このようにして、今後長い時間をかけてセシウム137が森林生態系内を循環するものと予想される。セシウム137の今後の影響を評価するには、その環境中動態を知る必要がある。チェルノブイリ原発事故後、ヨーロッパの森林を対象にした動態モデルが開発されたが³⁾、福島県とは植生、土壌、気候ともに大きく異なるため、福島県で測定したデータに基づく動態モデルを開発する必要がある。

2. 研究開発目的

福島県川内村は福島第一原発の南西30km圏内に位置し、原発事故発生直後に全村避難を余儀なくされた後、2012年1月に行政として帰村を宣言し、現在は徐々にではあるが帰村が進んでいる。川内村は面積の81%が森林で覆われており、農地を所有している村民のほとんどが個人で山林を所有しているため、住民の生活は森林と切り離すことができない。また、樹木の木部は川内村にとって貴重な資源であり、その汚染状況は死活問題であるため村民の関心が非常に高い。本研究の目的は、サブテーマ(2)で得られた環境中濃度の測定データと川内村の植生に基づき、セシウム137の分布型動態モデルを開発して、環境中濃度と外部被ばく量の中期将来予測を行うことにある。同時に、川内村における環境放射線とセシウム137濃度の測定データの収集も行う。

3. 研究開発方法

(1) 測定データの収集

川内村を対象とする動態モデルを開発するに当たり、川内村における環境中放射能の詳細なデータを入手した。調査の実施時期と測定対象は表(3)-1の通り。ここでは2011年10月おける民家の玄関先の空間線量率の測定データから住民の外部被ばく量の推定を行った結果を例に示す。2011年3月11日においてセシウム134とセシウム137の放射能量が等しかったと仮定し、それぞれの物理的半減期と変換係数(表(3)-2)を用いて測定値を2014年4月の時点に変換した。さらに、1日のうち屋内で過ごす時間を16時間、建物による遮蔽率を60%と仮定した。また、2011年9、10月の公共施設屋内外の空間線量率の測定データを比較して、環境中放射線の実際の建物による遮蔽効果を調べた。遮蔽率は次式による。

遮蔽率 =
$$1 - \frac{\overline{D}_{indoor}}{\overline{D}_{outdoor}}$$
,

ここで $\overline{m{D}}$ は空間線量率の平均値である。ただし、屋内のデータとして、窓際での測定値は除外した。

測定項目	調査実施時期	対象	地域	測定件数
空間線量率	2011年6月	道路	20km圏外	106
	2011年7月	屋外	20km圏内	84
	2011年7月	屋外	20km圏外	108
	2011年9-10月	公共施設屋内外	全域	1173
	2011年10月	全民家周辺	居住区ごと	1020
土壤中Cs濃度	2011年6-8月	農地	全域	14
	2011年9-10月	農地	全域	17
	2011年12月-翌1月	農地	全域	99

表(3)-1 福島県川内村環境中放射能データ

表(3)-2 セシウム134とセシウム137の物理的半減期と変換係数

	セシウム134	セシウム137
半減期(年)	2.065	30.17
変換係数(10 ⁻⁶ μSv h ⁻¹ /Bq m ⁻²)	5.4	2.1

川内村全体をカバーする空間線量率データとして、原子力規制委員会の航空機モニタリングによる地上1 mの空間線量率の値が公表されている⁴⁾。第4次調査(2011年11月)、第5次調査(2012年6月)、第6次調査(2012年11月)、第7次調査(2013年9月)の値をグリッドデータに変換した。川内村を100 mメッシュに分割し、各メッシュの中心点から最も近い4点の測定値の平均を取ることによりグリッド値を作成した。そのうえで、まず作成した第4次~7次調査の値を比較した。次に第7次調査の値を、2011年7月に川内村で実施されたサーベイメータによる192地点の測定値(表(3)-1)と比較した。さらに、原子力規制委員会が提供する川内村内のモニタリングポスト⁵⁾27点の測定値との比較を行った。モニタリングポストの測定値は平成25年9月の10分間値を平均して使用した。比較はすべて2011年4月時点に換算した値を用いた。

(2)1次元コンパートメントモデル

図(3)-1は里山におけるセシウム137の循環の模式図である。事故直後、セシウムにより汚染されたのは樹木の枝葉と地表の有機物層である。時日の経過とともに有機物層のセシウムは浸潤により鉱質土層に移行する。また、有機物層、鉱質土層のセシウムは樹木の根からの吸収により枝、葉、木部に移行する。一方、枝葉のセシウムは、やがてリターとして有機物層に落下する。この動態を再現、予測するための数値モデルとして、1次元コンパートメントモデルを作成した(図(3)-2)。樹木および土壌を幹、枝、葉、有機物層、鉱質土層の5つのコンパートメントに分割し、有機物層から鉱質土層への浸潤、土壌から樹木への吸収、葉から有機物層へのリターによる移動量を評価することにより、それぞれのコンパートメントi(=1~5)におけるセシウム137量 C_i (E_i 0 の時間発展を計算する。

$$\frac{dC_i}{dt} = \sum_j k_{j/i} C_j - \left(\sum_j k_{i/j}\right) \cdot C_i,$$

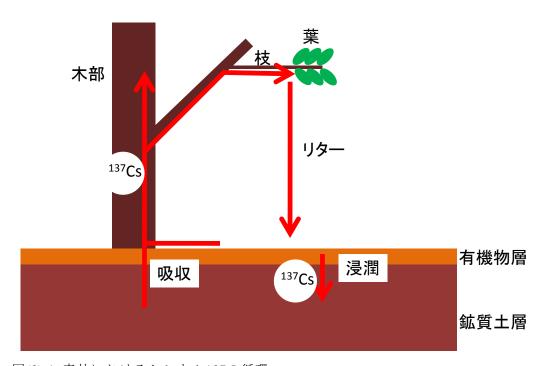
ここで添え字のjはiとは別の区画を表す。 $k_{i/j}$ はコンパートメントiからjへの移動の時定数(day-1)で、サブテーマ(2)により2012年秋に得られた実測値(表(3)-3)に基づいて設定した(表(3)-4)。

サブテーマ(2)により測定が行われた針葉樹林(アカマツ)および落葉広葉樹林を対象に動作テストを行った。樹木の枝および針葉樹の葉における初期値は空間線量率から推定した。

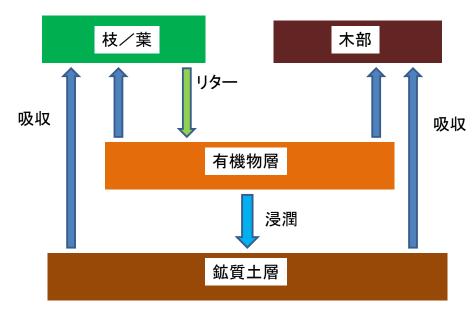
$$R = F(D) \times M \tag{3}-1$$

$$F(D) = \alpha \cdot D^{\beta} \tag{3}-2$$

ここでRはセシウム137量(Bq/m^2)、Dは空間線量率($\mu Sv/h$)、Mは枝または葉の重量(表(3)-3、 kg/m^2)である。 α 、 β の値は2011年7月および9月のフィールド調査²⁾から得た(表(3)-5)。Dの値として、2012年秋の測定値(表(3)-3)を2011年4月1日時点に変換した値を用いた。広葉樹の葉および木部の初期値はゼロとした。有機物層における初期値は、有機物層と鉱質土層におけるセシウム137量の測定値の和を2011年4月1日時点に変換した値を用い、鉱質土層の初期値はゼロとした。計算期間は2011年4月1日から8年間である。



図(3)-1 森林におけるセシウム137の循環



図(3)-21次元コンパートメントモデル

表(3)-3 時定数の設定に用いた、サブテーマ(2)により2012年秋に測定されたセシウム137濃度 (kBq/m^2) と測定地点の空間線量率 $(\mu Sv/h)$ および枝葉の重量 (kg/m^2)

	針葉樹	落葉広葉樹
枝	0.597	25.7
葉	3.05	2.56
木部	0.621	1.29
樹皮	3.27	22.6
有機物層	106	88.0
鉱質土層	21.7	55.3
空間線量率	0.2	1.8
枝の重量	2.74	10.1
葉の重量	0.756	0.745

表(3)-4 コンパートメントモデルにおける移動の時定数 $(10^{-5} day^{-1})$

from/to	O/B	O/L	O/S	M/B	M/L	M/S	O/M	B/O	L/O
針葉樹	1.00	11.3	8.56	1.00	11.3	8.56	360	2700	2740
広葉樹	1.00	98.8	15.9	1.00	98.8	15.9	885	913	50000

O:有機物層、M:鉱質土層、B:枝、L:葉、S:幹

表(3)-5 空間線量率からセシウム137量を推定する式(3)-2のパラメータ $^{2)}$

	t.	支	剪	美
	α	β	α	β
針葉樹	4520	1.14	3620	1.12
広葉樹	-	-	1140	1.04

(3) 分布型動態モデル

(2)の1次元コンパートメントモデルを、川内村の植生を考慮した3次元分布型に拡張し、2011年4月から2019年3月までの8年間のシミュレーションを行った。まず環境省生物多様性センターの提供する5万分の1縮尺の植生データ⁶⁾を基に川内村の100 mメッシュにおける植生を定めた。ただし、樹木は針葉樹、広葉樹の2種とし、伐跡地は草地として扱った。また、針葉樹、広葉樹地は5つのコンパートメントから成るが、草地は有機物層、鉱質土層のみとし、畑地はこれに作物を加えた3つのコンパートメントとした。また、市街地は鉱質土層のみとした。サブテーマ(2)の測定データによれば、試験栽培されたイネから検出される放射性セシウムはごく微量であり、動態モデルによりイネに含まれるセシウム137の濃度を予測することは困難であると判断した。従って、本研究では水田は草地とした。

枝、葉、有機物層のセシウム137量の初期値は第7次航空機モニタリングによる空間線量率を2011年4月1日時点に換算した値を基に推定した。市街地以外の地域の有機物層、市街地の鉱質土層におけるセシウム137の初期値は空間線量率をセシウム134とセシウム137の変換係数(表(3)-2)の和で除することで与えられる。枝、葉における初期値は、次式により計算される。

$$R_{v,g,p,o} = F_{v,p}(D) \times M_{v,g,p,o} \times P_{v,g,o}$$
$$R_{v,p} = \sum_{g} \sum_{o} R_{v,g,p,o}$$

ここで、 $R_{v,p}$ はセシウム137量($Bq\ m^{-2}$)、Dは空間線量率($\mu Sv\ h^{-1}$)、Fは空間線量率から植物中セシウム137濃度($Bq\ kg^{-1}$)を推定する式(3)-2、Mは植物の単位面積当たりの総重量($kg\ m^{-2}$)、Pは森林における面積占有率である。また、添え字のv、g、p、oはそれぞれ樹種、成長度(3段階)、部位(枝または葉)、森林所有形態(国有林または民有林)を表す。樹種としては針葉樹6種、広葉樹2種を考慮する。M、Pについては福島県川内村の森林統計等を用いて算出した。木部、作物および市街地以外の地域における鉱質土層の初期値はゼロとした。

川内村では木材は貴重な資源であるため、その汚染状況への関心が高い。動態モデルでは単位面積当たりの放射能量で計算するが、木部については単位重量当たりの放射能量も計算した。その際、針葉樹、広葉樹の単位面積当たりの材積の重量は、森林統計からそれぞれ6.86、2.04 kg/m²とした。

畑の作物としてはダイコン、ニンジン、キャベツを考慮した。ただし、根菜の葉の部分は考慮していない。土壌から作物への移行の時定数には、サブテーマ(2)の測定データから、表(3)-6の値を用いた。

最後に、セシウム動態モデルによるセシウム137の分布から、それぞれの地域に居住する住民の外部被ばく量を評価した。その際、セシウム137分布のディメンジョンは考慮せず、すべて地表面にあるものとして、変換係数(表(3)-2)を用いて空間線量率を計算した。また、居住地において、屋内に16時間、屋外に8時間過ごすものとし、建物による放射線の遮蔽率は60%とした。

表(3)-6 セシウム動態モデルにおける土壌から作物への移行の時定数($10^{-6}\,\mathrm{m}^2/\mathrm{kg/dav}$)

	ダイコン	ニンジン	キャベツ
I	1.44	0.663	2.10

4. 結果及び考察

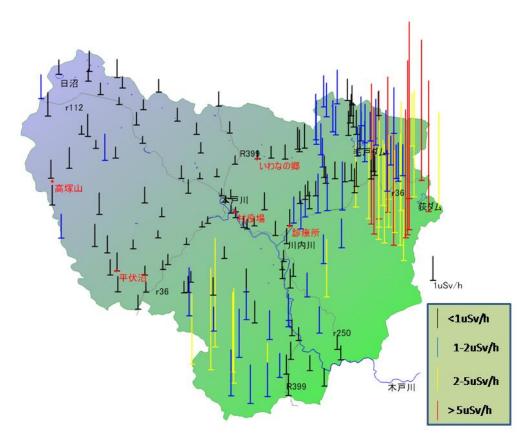
(1) 測定データの収集

図(3)-3はNaIシンチレータを用いて2011年7月に測定された地上約 $1\,\mathrm{m}$ における空間線量率である。最小値、最大値、中央値がそれぞれ $0.2\,\mathrm{v}$ 7.3、 $0.9\,\mathrm{\mu}$ Sv h^{-1} であった。村の東部の主に山間部である $20\mathrm{km}$ 圏内では線量が比較的高く、測定点の $32\mathrm{w}$ で $2\,\mathrm{\mu}$ Sv h^{-1} を上回った。この地域は現在、居住制限区域に指定されている。次いで村の南部のいわき市との境界に近い山林が高いが、この地域は居住が制限されてこなかった。居住区の多くを占める $20\mathrm{km}$ 圏外の測定点の $94\mathrm{w}$ で $2\,\mathrm{\mu}$ Sv h^{-1} 以下であった。

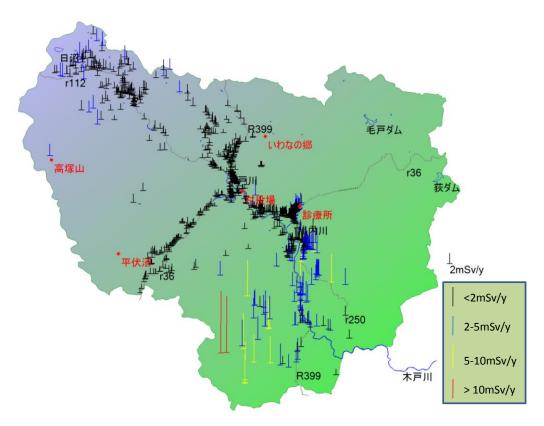
図(3)-4は2014年4月時点に換算した推定外部被ばく量である。2011年10月の全民家周辺の空間線量率測定は除染前の確認作業として実施されたため、当時警戒区域に指定されていた20km圏内では行われていない。推定外部被ばく量の最小値、最大値、中央値はそれぞれ0.46、12、1.2 mSv y^{-1} であった。調査対象全体の98%で5 mSv y^{-1} 以下であり、この値を超える民家の位置は図(3)-3の2 μ Sv h^{-1} を超える地域とほぼ一致する。

環境中放射線量は全体として、住民の多くが避難していた郡山市よりもむしろ小さいと言える。 ただし、全体の2%ではあるが年間被ばく量が5mSvを超えると考えられる民家も存在するため、そ の影響を長期的に評価していく必要がある。

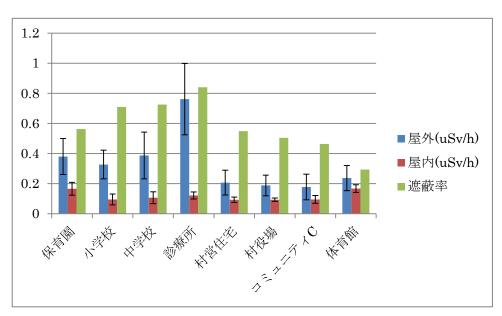
図(3)-5は公共施設の屋外および屋内における2011年9月時点の空間線量率と、そこから求めた遮蔽率である。比較的空間線量率の高い区域に位置する診療所以外では(図(3)-3)、屋外の空間線量率は1 μ Sv h^{-1} に満たなかった。一方、屋内における空間線量率は保育園および体育館で最も高く、平均値はともに0.17 μ Sv h^{-1} であった。窓際での測定値を除外したこともあり、屋内での数値のばらつきは屋外よりはるかに小さかった。遮蔽率は一般に木造家屋で0.6、コンクリート建屋で0.9とされている。本研究の実測値から算出した遮蔽率は最も低いのが体育館の0.29で、最も高いのが診療所の0.84、村営住宅では0.55であった。遮蔽率には建物の材質の他に開口部の広さなども影響すると考えられる。



図(3)-3 福島県川内村における空間線量率(μ Sv h^{-1} 、2011年7月実施)の分布。値の大きさを線分の長さで表す。



図(3)-4 福島県川内村における2014年4月の推定外部被ばく量($mSv~y^{-1}$)の分布。2011年10月実施の全家屋調査における玄関先の空間線量率から推定。



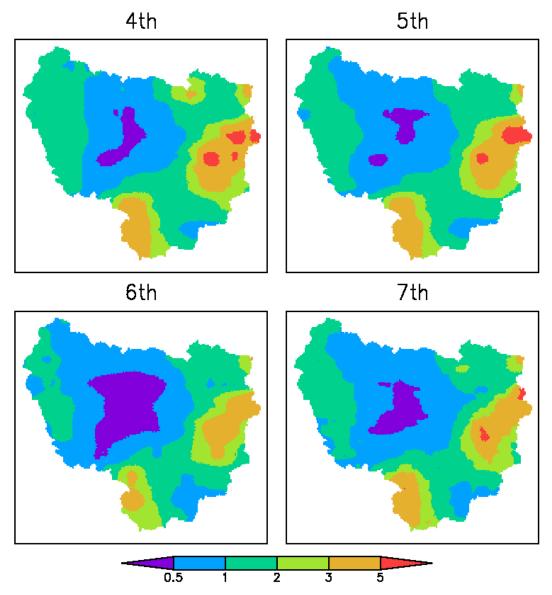
図(3)-5 福島県川内村の公共施設の屋内、屋外における2011年9月の空間線量率 (μ Sv h^{-1}) と建物による放射線遮蔽率。エラーバーは標準偏差を表す。

第4次~第7次航空機モニタリングによる空間線量率の測定データから、川内村の100 mメッシュのグリッドデータを作成し、2011年4月1日時点に変換して比較を行った(図(3)-6)。同一時点に変換しているにも関わらず、測定時期が後になるほど値が全体的に小さくなっていることがわかる。ただし、第6回調査結果は第7回調査より値が小さい。また、分布についても調査ごとに微妙な違いがある。第4回調査では川内村の北側の田村市との境界の東端部に高線量地域が見られる。第5回、第6回調査ではこれは確認できないが、第7回調査では第4回調査よりは値が小さいが確認できる。第5回~第7回調査の結果と同一地点の第4回調査の結果を比較した(図(3)-7)。いずれも第4回調査の結果と高い相関が見られる。測定時期に対して原点を通る回帰直線の傾きプロットすると時間とともに小さくなっていく(図(3)-7(d))。第6回調査の値がとびぬけて小さいことがはっきりとわかるが、原因は不明である。積雪は放射線を遮蔽することで知られるが、第6回調査の時期はまだ積雪がなかったことが記録されている。図(3)-7(d)のプロットに対して対数スケールでの回帰直線を引くと、回帰式は

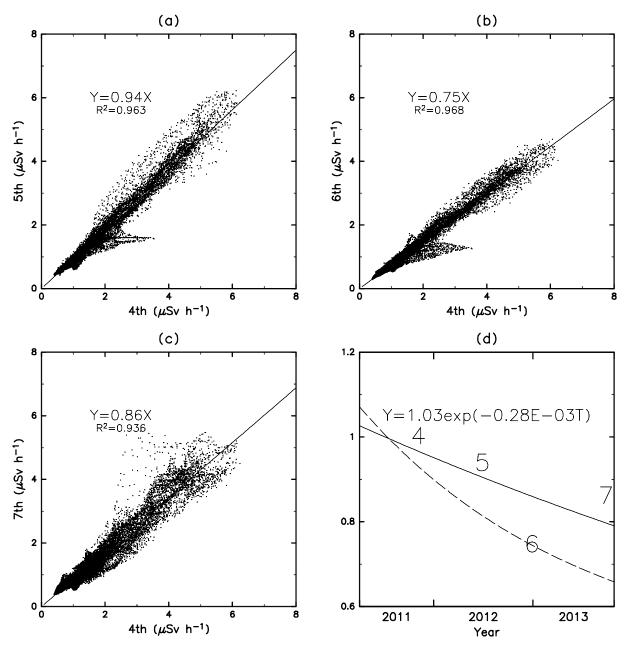
$$y = 1.03 \times \exp(-0.28 \times 10^{-3}T)$$
 (3)-3

となった。ただし、Tは2011年4月1日からの日数である。第4回、第5回、第7回調査とほぼこの曲線に沿って減衰していく。WHOは福島第一原発事故による周辺住民の被ばく量を評価する際に、土壌中セシウムの深部への浸潤による空間線量の減衰を考慮したが 7 (図(3)-7(d)の破線)、式(3)-3はそれよりも緩やかな減衰である。

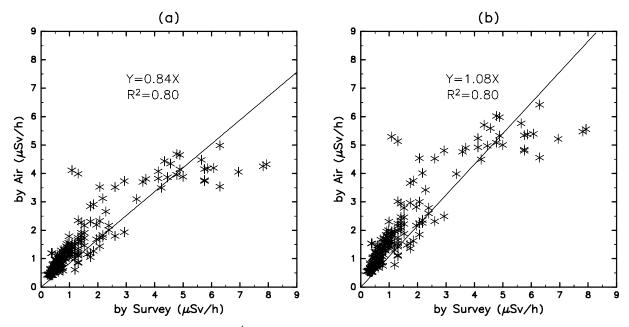
第7回航空機モニタリングの空間線量率の測定値と、対応する地点でのサーベイメータによる測定値(2011年7月実施、図(3)-3)をそれぞれ2011年4月1日に換算して比較した(図(3)-8)。原点を通る回帰直線の傾きは0.84であり、航空機モニタリングの値は全体的にサーベイメータの値より小さかった。航空機モニタリングの値に式(3)-3による減衰を考慮して補正したところ、回帰直線の傾きは1.08に上昇した。低線量域で過大評価、高線量域で過小評価の傾向があるものの、全体としては良い対応が見られる。従って、式(3)-3の減衰は放射性セシウムの物理的壊変以外の原因による環境放射線量の減衰を表現できていると考えてよいが、メカニズムが不明であるため動態モデルに適用するには更なる知見が求められる。



図(3)-6 原子力規制委員会が提供する第4次(2011年11月)、第5次(2012年6月)、第6次(2012年11月)、第7次(2013年9月)航空機モニタリングによる川内村の空間線量率($\mu Sv~h^{-1}$)から作成した100 mメッシュのグリッド値。値はすべて2011年4月時点に換算。

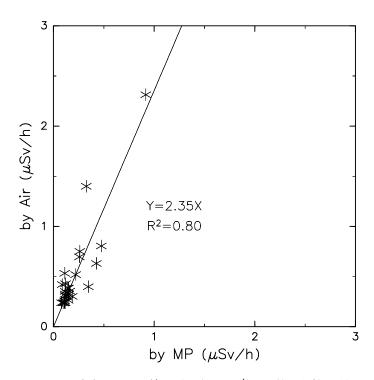


図(3)-7 (a) \sim (c):航空機モニタリングによる川内村の同一地点における空間線量率 (μ Sv h⁻¹) の比較。 (a) 第4次対第5次、 (b) 第4次対第6次、 (c) 第4次対第7次。空間線量率の値はすべて 2011年4月1日時点の換算値。 (d): (a) \sim (c) の原点を通る回帰直線の係数の時間に対する推移。実線は対数スケールでの回帰直線。Tは2011年4月1日からの日数。破線はWHOが被ばく量評価 に用いた、土壌中セシウムの深部への浸潤による空間線量率の減衰曲線 7)。

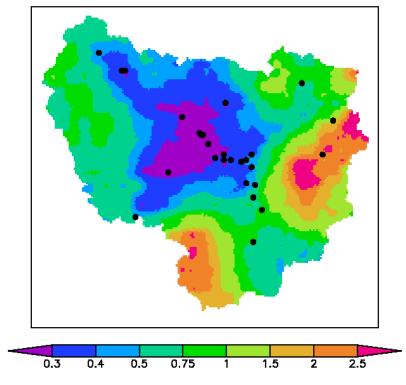


図(3)-8 川内村の空間線量率 (μ Sv h^{-1}) の第7次航空機モニタリングによるグリッド値 (縦軸) と 対応する地点におけるサーベイメータによる測定値 (横軸) との比較。値は2011年4月1日の換算値。直線は原点を通る回帰直線。(a)補正なし、(b)式(3)-3による減衰を考慮した補正値。

次に、空間線量率の第7次航空機モニタリングによる2013年9月28日時点のグリッド値をモニタリングポストによる測定値の2013年9月の平均値と比較した(図(3)-9)。両者には高い相関が見られるが、グリッド値はモニタリングポストの値より系統的に高くなる。原子力規制委員会によれば、航空機モニタリングは高度約300mから直径約600mの範囲の地上からの放射線をとらえた、領域内の平均値である。モニタリングポストは集落に多く設置されており(図(3)-10)、その地点での航空機モニタリングの測定値は周囲の森林の影響を受けているために値が高くなっていると考えられる。



図(3)-9 川内村の空間線量率(μ Sv h^{-1})の第7次航空機モニタリングによる測定値(2013年9月28日時点、縦軸)とモニタリングポスト(MP)27点の測定値(2013年9月の月平均値、横軸)との比較。直線は原点を通る回帰直線を表す。



図(3)-10 第7次航空機モニタリングによる2013年9月28日時点での地上1 mの空間線量率を基に作成した100 mメッシュのグリッド値($\mu Sv\ h^{-1}$)。黒点は比較に用いたモニタリングポストの位置。

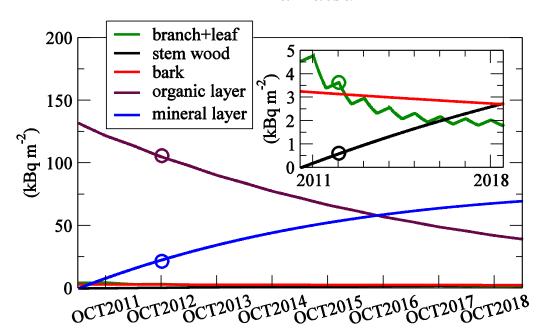
(2)1次元コンパートメントモデル

サブテーマ(2)で調査が行われたアカマツ林および落葉広葉樹林を対象に1次元コンパートメントモデルにより計算されたセシウム137量の8年間の推移を図(3)-11に示す。セシウム137の大部分が土壌中(有機物層および鉱質土層)に含まれている。事故直後にセシウム137が沈着した有機物層から鉱質土層への移行が進行し、やがて含まれるセシウム137量は逆転する。その進行は針葉樹林より広葉樹林の方が速く、広葉樹林では2014年の時点ですでに逆転してしまっていると考えられる。チェルノブイリ原発事故により汚染された森林ではセシウム137の多くは有機物層に止まっている 9 。これに対して福島では鉱質土層への移行が非常に速いことが他の調査でも確認されている 10 。

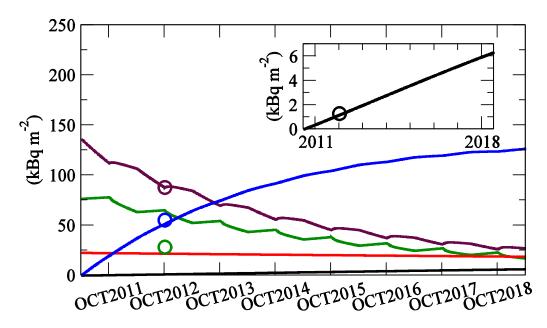
枝葉におけるセシウム137はアカマツ、広葉樹ともに根から吸収する量よりリターによる減少量の方が大きく、事故直後に付着した量から徐々に減少していく。アカマツでは2012年秋の測定値と一致しているのに対して、広葉樹ではおよそ2倍の過大評価となった。枝葉における初期値は空間線量率から推定したが、調査時の空間線量率はアカマツ林が $0.2~\mu$ Sv/hであるのに対して、広葉樹林では 1.8μ Sv/hであり、大きな違いがあった(表(3)-3)。広葉樹の枝葉における過大評価は、調査時の高い空間線量率に対して初期値が大きくなり過ぎたためである。空間線量率からセシウム137濃度(Bq/kg)を推定する式(3)-2のパラメータ(表(3)-5)は2011年7月および9月に採取した試料に基づくものであるが、その際、枝の試料としては、先端の細い部分を採取した。これに対して、川内村で採取された広葉樹の枝は幹に近く太くて重い部分が多く含まれている(表(3)-3)。枝の先端部分と幹に近い部分では含まれるセシウム137の濃度は一様ではないはずであるが、先端部分で推定したセシウム137濃度(Bq/kg)に太くて重い枝を含む重量(kg/m^2)を掛けたことにより初期値が大きくなったと考えられる。枝の部位による非一様性をどう考慮するかが今後の課題である。

幹の木部は事故直後の汚染は免れたが、根からセシウム137を吸収してそのまま組織に固定してしまうため、量は徐々に増えていく。アカマツ林と広葉樹林では空間線量率に大きな違いがあったのに対して、土壌に含まれるセシウム137量にはあまり違いがなかった。それでも木部に含まれるセシウム137量はアカマツより広葉樹の方が多いことから、土壌から木部への移行の進行も広葉樹の方が速いと言える。アカマツでは木部への移行は広葉樹よりは緩やかであるが、2018年頃にはセシウム137量が樹皮よりも多くなっている。従って、材木として利用する場合、樹皮を剥いでもセシウム137を取り除くことは困難になっていくと考えられる。

Akamatsu



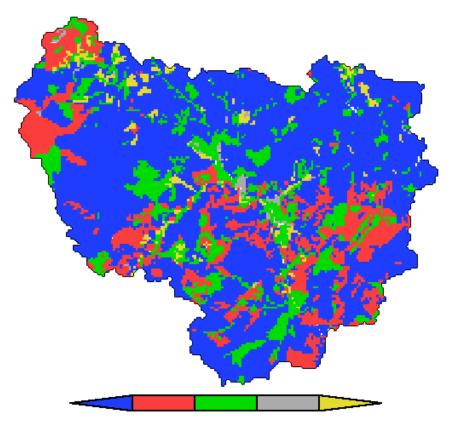
Deciduous



図(3)-11 サブテーマ (2) で調査を行った川内村のアカマツ林 (上段) および落葉広葉樹林 (下段) を対象にした、1次元コンパートメントモデルによる枝葉 (緑)、幹の木部 (黒)、有機物層 (茶)、鉱質土層 (青)に含まれるセシウム137量 (kBq m-2)の2011年4月から2019年3月までの推移。○は2012年秋に採取された試料の測定値を表す。樹皮におけるセシウム量は他の部分に移動しないと仮定して、測定値に基づいて計算した。右上の枠内は低量域部分の拡大図。

(3) 分布型動態モデル

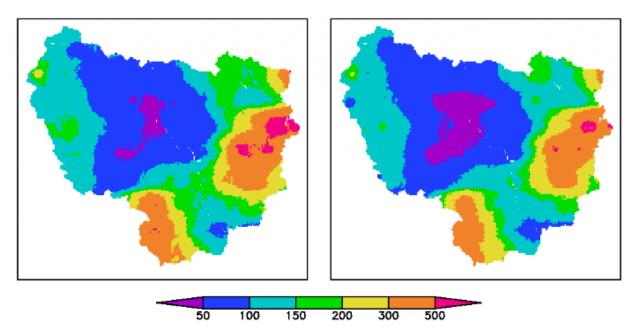
図(3)-12は100 mメッシュに分割した川内村の植生図である。村の81%が森林に覆われているが、このうち67%が針葉樹であり、その大半がアカマツの人工林である。広葉樹は針葉樹に比べ少ないが、村の西部および東部の山地に多いことがわかる。市街地は面積ではごくわずかであるが、村の中心部分に分布している。畑地は村全体に点在しているが、特に村の西部、東部それぞれの北部に多い。



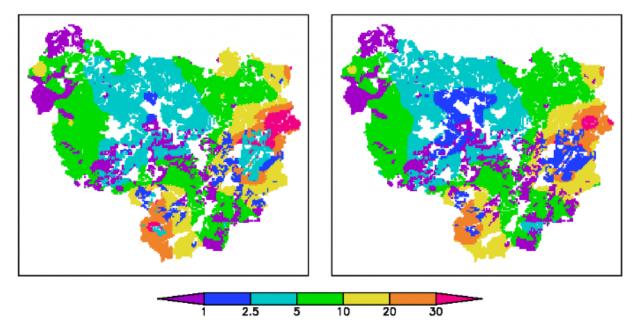
図(3)-12 川内村における100 mメッシュの植生。青、赤、緑、灰色、黄色はそれぞれ針葉樹、広葉樹、草地、市街地、畑地を表す。環境省による自然環境情報GISデータ⁶⁾ (1/50000縮尺) から作成。

2011年4月1日に換算した第7次航空機モニタリングによる空間線量率(図(3)-6右下)から推定した初期値を動態モデルに入力して計算したセシウム137の現在と5年後の環境中濃度を図(3)-13に示す。環境中セシウム137の総量の分布は初期値に用いた空間線量率の分布を反映し、東部および南部の山林で高い。今回は系外への流出は考慮していないため、セシウム137の物理的半減期で減衰していくことになる。1次元モデルで見たように、枝葉は事故直後にセシウム137が大量に付着し、その後リターとして地表に移動する一方、土壌から吸収するが、全体としては減少していく(図(3)-14)。減少のペースは当然ながら針葉樹より落葉広葉樹で速い。幹の木部は事故直後には汚染を受けていないが、土壌からの吸収によってセシウム137濃度は増加していく(図(3)-15)。土壌はセシウム137を樹木に吸収される一方、リターによる供給を受けるが、土壌に含まれる量は樹木より1桁多い(図(3)-16、17)。事故直後に有機物層に沈着したセシウム137は浸潤によりその下の鉱質土層に移動していく。浸潤のペースは針葉樹より落葉広葉樹で速く、汚染レベルの高い東部山林地域

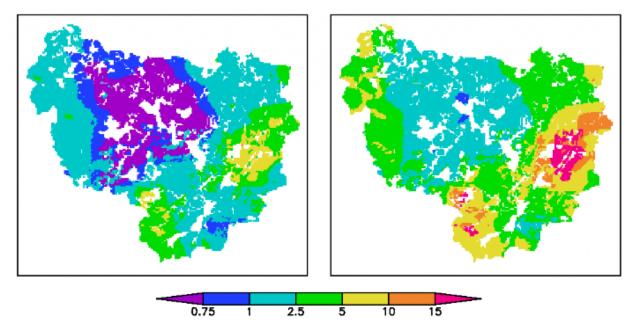
では現在すでに有機物層より鉱質土層の方が濃度が高くなっている。針葉樹ではまだ有機物層の 方が濃度が高いが、5年後には逆転していると予想される。よく知られているようにセシウムは粘 土層に吸着するため、鉱質土層に移行したセシウムを取り除くことは困難である。



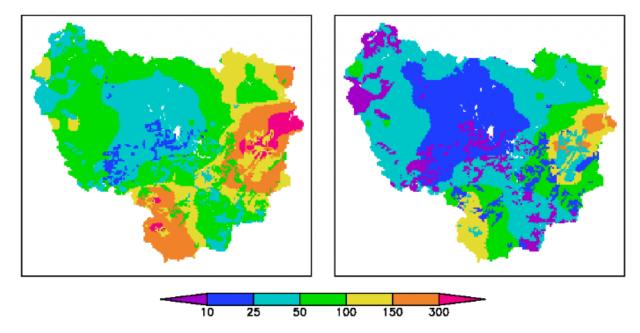
図(3)-13 現在(左、2014年4月)および5年後(右、2019年4月)におけるセシウム137の環境中濃度(kBq/m2)。



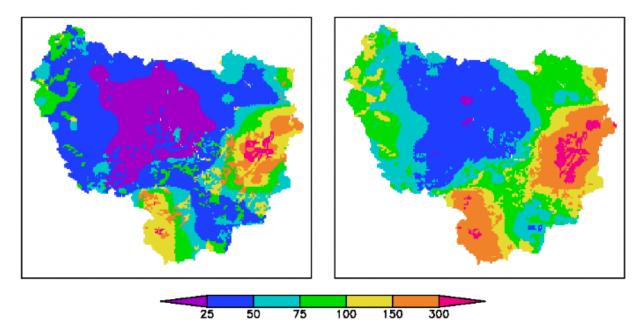
図(3)-14 現在(左、2014年4月)および5年後(右、2019年4月)における枝葉に含まれるセシウム 137量(kBq/m2)。



図(3)-15 現在(左、2014年4月)および5年後(右、2019年4月)における幹の木部に含まれるセシウム137量(kBq/m2)。

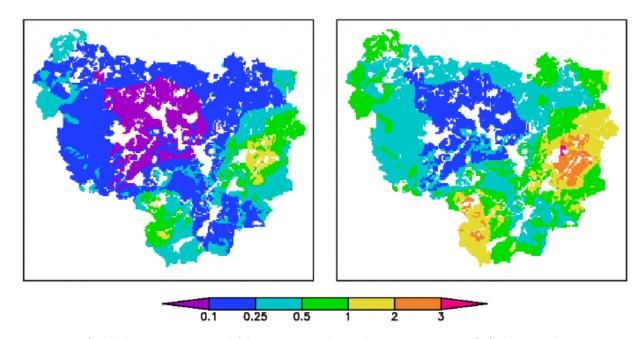


図(3)-16 現在(左、2014年4月)および5年後(右、2019年4月)における有機物層に含まれるセシウム137量(kBq/m2)。



図(3)-17 現在(左、2014年4月)および5年後(右、2019年4月)における鉱質土層に含まれるセシウム137量(kBq/m2)。

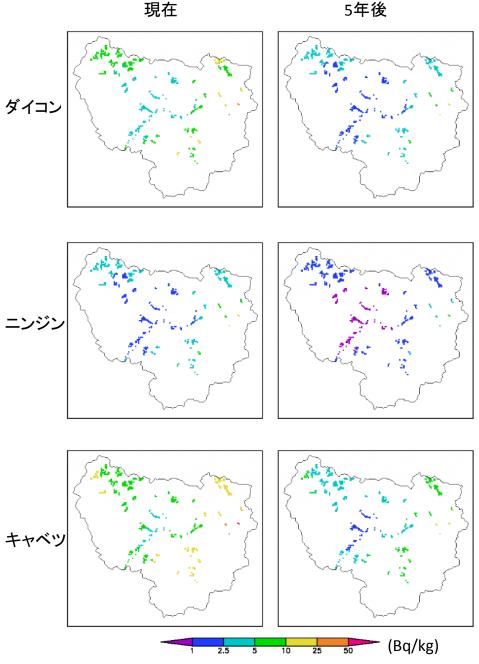
図(3)-15で示した木部のセシウム137濃度を単位重量当たりに変換した(図(3)-18)。現在の汚染レベルは、最も汚染の深刻な東部および南部の山林を除けば0.5~kBq/kg以下であり、木材として使用するには問題ないと言える。5年後には濃度は現在のほぼ倍に増加し、村の北西部でも0.5~kBq/kgを上回ってくると予想される。村東部の居住制限区域での5年後の濃度は最大でおよそ3~kBq/kgで、廃棄物の基準値8~kBq/kgを超えることはないと考えられる。



図(3)-18 現在(左) および5年後(右) における幹の木部のセシウム137濃度(kBq/kg)。

次に、ダイコン、ニンジン、キャベツのセシウム137濃度を図(3)-19に示す。ダイコン、ニンジンよりもキャベツの濃度が高いが、事故から3年経過した現在では居住制限区域の畑地でも基準値の100 Bq/kgよりも十分低く、それ以外の地域では概ね問題ないレベルであると考えられる。5年後には濃度は現在のおよそ半分にまで減少し、最大でも20Bq/kg程度であると予想される。

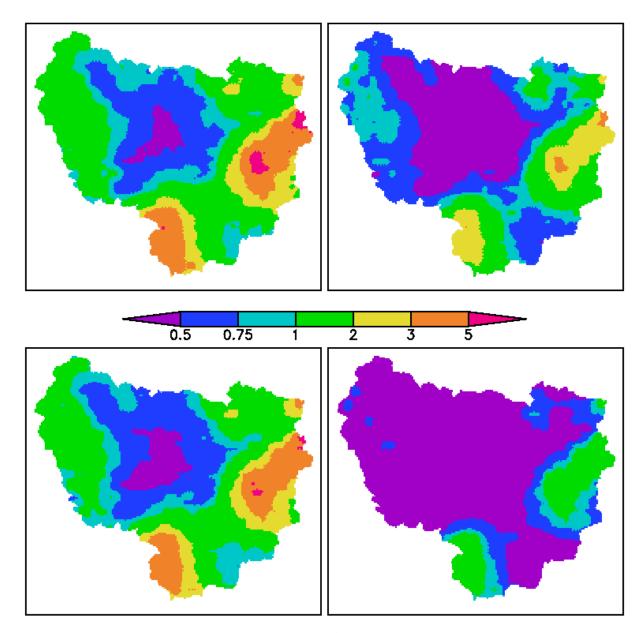
今回、セシウム動態モデルの移行パラメータには、サブテーマ(2)により実際に川内村で測定されたデータを基に設定しているが、針葉樹林、落葉広葉樹林、試験耕作地それぞれ1ヵ所ずつで得られた値であり、あまりにも不足していると言わねばならない。環境中放射性セシウム濃度の測定は今後も継続して、データを蓄積する必要がある。



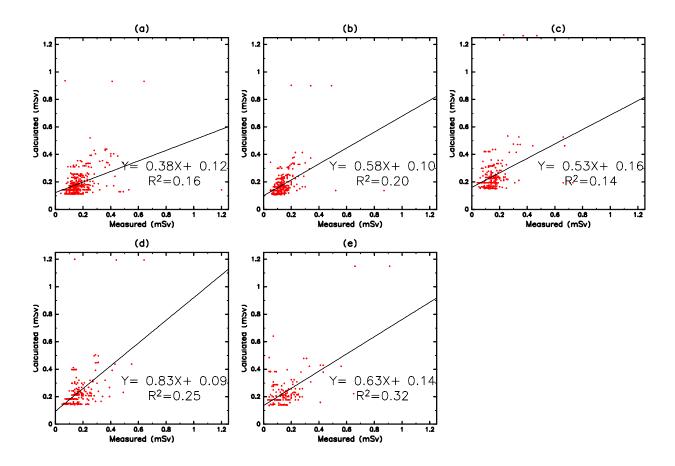
図(3)-19 現在(左) および5年後(右) における農作物のセシウム137濃度(Bq/kg)。

図(3)-20は動態モデルによる空間線量率から計算した居住地における年間外部被ばく量である。先に述べたように、2013年9月における第7次航空機モニタリングとモニタリングポストによる空間線量率の比較では、航空機モニタリングによる値の方が全体的に大きくなった(図(3)-9)。本研究では、里山住民の受ける影響を検討することが目的であるため、住民の外部被ばく評価にはモニタリングポストの値がより現状を反映していると判断した。そこで、図(3)-9の原点を通る回帰式の傾き2.35の逆数を補正係数とし、モデル値にこれを乗じた値を外部被ばく量とした。式(3)-3による放射線の減衰を考慮しない場合、汚染レベルの高い東部、南部の山林を除けば、村のほとんどで現在2 mSv/yを下回っており、居住者の多い村の中心部では1 mSv/y以下である。2011年9月に実施された全家屋の玄関先におけるサーベイメータによる測定値からの予測値(図(3)-4)と概ね整合性は見られるが、全体的に値が小さい。この差が測定時期の違いによるものかどうかは、その後のサーベイメータによる調査の結果を待つ必要がある。5年後の予測値は外部被ばく量はおよそ半分に減衰し、最大でおよそ3 mSv/yであるが、村の大部分で1 mSv/y以下となる。式(3)-3による減衰を考慮すると、村の大部分で0.5 mSv/y以下で、東部、南部の山林でも2 mSv/yを超える地域は存在しなくなる。

検証のために、サブテーマ(1)の線量計による5回の外部被ばく量調査の測定値と、調査参加者の居住地から計算した当該期間の外部被ばく量との比較を行った(図(3)-21)。相関のあるなしを見るため、計算値は式(3)-3による放射線の減衰を考慮しない場合について行った。5回の調査期間に合わせて計算を行ったが、いずれも測定値と計算値の相関は小さかった(p<<0.05)。本研究では住民は居住地から移動しないと仮定したため、実際に被ばくする線量を反映させることができなかったと考えられる。そこで、調査参加世帯の中で、居住地周辺で過ごす時間が比較的長いと思われる「世帯主の母親」のデータだけを用いて比較を行ったところ、測定値と計算値の間に高い相関が見られた(図(3)-22)。従って、動態モデルを用いて住民の外部被ばく量を評価するには、居住地の空間線量だけでなく実際に移動した場所の空間線量と、そこで過ごした時間を考慮する必要がある。

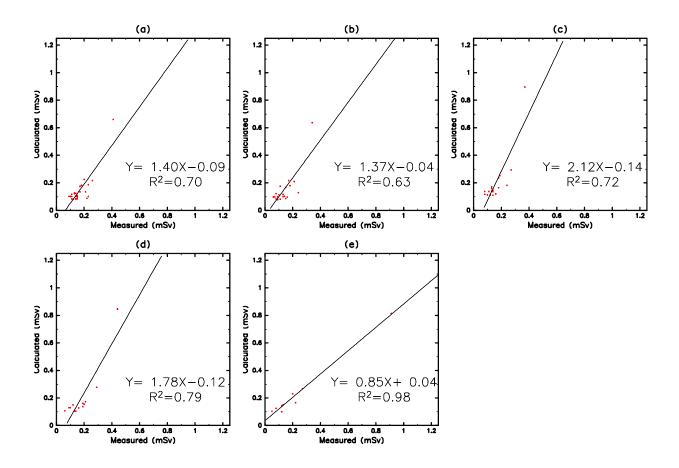


図(3)-20 動態モデルによるセシウム137濃度から計算した、式(3)-3による減衰を考慮しない場合 (上段) と考慮した場合 (下段) の現在 (左) および5年後 (右) の居住地における年間外部被ば $\langle \pm (mSv/y) \rangle$ 。



図(3)-21 外部被ばく量 (mSv) のガラスバッジによる測定値 (横軸) と、動態モデルによる居住区の空間線量率からの当該期間の計算値 (縦軸) との比較。直線は回帰直線。直線は回帰直線。

- (a) 第1回調查 (平成24年8月~9月)
- (b) 第2回調査 (平成24年10月~11月)
- (c) 第3回調查 (平成24年12月~平成25年2月)
- (d) 第4回調査 (平成25年4月~6月)
- (e) 第5回調査 (平成25年7月~9月)



図(3)-22 外部被ばく量 (mSv) のガラスバッジによる測定値 (横軸) と、動態モデルによる居住区の空間線量率からの当該期間の計算値 (縦軸) との比較。図(3)-21のデータのうち、調査参加世帯における「世帯主の母親」のデータのみを使用した。直線は回帰直線。

- (a) 第1回調査 (平成24年8月~9月)
- (b) 第2回調査 (平成24年10月~11月)
- (c) 第3回調査 (平成24年12月~平成25年2月)
- (d) 第4回調查 (平成25年4月~6月)
- (e) 第5回調査 (平成25年7月~9月)

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

環境中セシウム137の動態については、樹木の枝葉中のセシウムが減少していくのに対して、木部中のセシウムは根からの吸収により増加していくことが分かった。事故直後に沈着した有機物層のセシウムは鉱質土層へと移動していくが、そのペースは落葉広葉樹より針葉樹の方が緩やかではあるが、今後5年のうちにセシウム量は逆転と予想されることが分かった。

外部被ばく量については、居住地の空間線量だけではなく、実際に移動した先の空間線量とそ こで過ごした時間を考慮する必要があることが分かった。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

セシウム137の有機物層から鉱質土層への移行と木部の汚染が進行していくが、落葉広葉樹で顕著であることが分かった。川内村の最も汚染の深刻な地域における5年後の木部のセシウム137濃度はおよそ3kBq/kgと予想される。一方、農作物への移行はわずかであり、今後濃度は減少していくが、川内村では現在においても基準値を超えることはないと考えられる。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) A. KOIZUMI, T. NIISOE, KH. HARADA, Y. FUJII, A. ADACHI, T. HITOMI and H. ISHIKAWA: *Environ. Sci. Technol.*, 47, 9612-9618 (2013)
 - "137Cs Trapped by Biomass within 20 km of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant"

<その他誌上発表(査読なし)>

特に記載すべき事項はない。

(2) 口頭発表(学会等)

1) 新添多聞、原田浩二、人見敏明、藤井由希子、石川裕彦、小泉昭夫:第83回日本衛生学会 学術総会(2013)

「福島県川内村における環境中放射線」

2) 新添多聞、原田浩二、人見敏明、藤井由希子、大澤めぐみ、大島匡世、岡田直紀、石川裕 彦、小泉昭夫:第84回日本衛生学会学術総会(2014)

「福島県川内村における放射性セシウムの動態シミュレーション」(発表要旨提出済み)

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催 (主催のもの)

1) 川内村シンポジウム「福島原発事故後の里山のあり方と復興再生へのシナリオ」 (2014年2 月8日、川内村コミュニティセンター、観客57名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 福島放送(2014年2月9日、川内村シンポジウムについて2分ほど紹介)
- 2) 成果論文の米国科学アカデミー紀要 (PNAS) 掲載についての記者発表 (2014年2月21日、 京都大学記者室)
- 3) 朝日新聞(2014年2月25日、関西版、38面「平均被曝線量は2012年最大2.5ミリシーベルト」)
- 4) 毎日新聞(2014年2月25日、全国版、2面「被ばく『がんリスク低い』除染作業で線量アップも」)
- 5) 読売新聞(2014年2月25日、大阪版、37面「20~50キロ圏内 発がんリスク低い 京大50年後まで推定」)
- 6) 産経新聞(2014年2月25日、全国版、28面「原発事故『がん影響小さい』」)
- 7) 産経新聞(2014年2月25日、全国版、18面「避難区域隣接地 がんリスク推計 京都大学」)
- 8) 京都新聞(2014年2月25日、27面「がん発症リスク、生活習慣病より低く」)
- 9) 読売テレビ(2014年2月25日、1分2秒放送「福島・避難隣接区域の住民ガンリスク低い」)
- 10) 朝日新聞(2014年2月26日、東京版、7面「平均被曝線量は2012年最大2.5ミリシーベルト」)
- ※ その他、共同通信社の配信による国内地方紙掲載多数。また、CNNをはじめとする海外メディアによるWeb配信多数。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) H. TERADA, G. KATATA, M. CHINO and H. NAGAI: *J. Environ. Radioact.*, 112, 141-154 (2012) "Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion"
- 2) A. KOIZUMI, T. NIISOE, KH. HARADA, Y. FUJII, A. ADACHI, T. HITOMI and H. ISHIKAWA: *Environ. Sci. Technol.*, 47, 9612-9618 (2013)
 - "137Cs Trapped by Biomass within 20 km of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant"
- 3) I. LINKOV and WR. SCHELL ed.: Kluwer Academic Publishers (1999)
 - "Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives"
- 4) 原子力規制委員会: 航空機モニタリング結果; http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/191/list-1.html.
- 5) 原子力規制委員会:放射線モニタリング情報; http://radioactivity.nsr.go.jp/map/ja/.
- 6) 生物多様性センター:自然環境情報GIS; http://www.biodic.go.jp/trialSystem/info/vg.html.
- 7) World Health Organization (2013)
 - "Preliminary Dose Estimation from the Nuclear Accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami"
- 8) 原子力規制委員会 (2014)
 - "福島県及びその近隣県における航空機モニタリングの測定結果について"

- 9) International Atomic Energy Agency (2006)
 - "Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience"
- 10) S. HASHIMOTO, T. MATSUURA, K. NANKO, I. LINKOV, G. SHAW and S. KANEKO: *Sci. Rep.*, 3, 2564 (2013)
 - "Predicted spacio-temporal dynamics of radiocesium deposited onto forests following the Fukushima nuclear accident"

Evaluation of Decontamination Radionuclides in the Ecological System Around the Crippled Fukushima Nuclear Plant and Exposure Assessment for Residents in Present and Near Future

Principal Investigator: Akio KOIZUMI

Institution: Department of Health and Environmental Sciences

Kyoto University Graduate School of Medicine

Konoe-cho, Yoshida, Sakyo-ku, Kyoto 606-8501, JAPAN

Tel: +81-075-753-4456 / Fax: +81-075-753-4458

E-mail: koizumi.akio.5v@kyoto-u.ac.jp

[Abstract]

Key Words: Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Decontamination, Personal exposure, Cancer risk, Ecological system, Radioactive cesium, Forest soil, Environmental kinetics, Numerical model, Ambient air dose

It has been speculated that after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident, released radioactive Cs circulates in the ecological system. We conducted following studies: health risk assessment for people at risk by monitoring population radiation dose levels: kinetic analysis of radioactive Cs in the ecological system and a kinetic model construction.

First, we conducted field studies for residents in the areas within a 20- to 50-km radius of FDNPP and investigated external dose and internal doses through diet and dust inhalation. Studies revealed that more than 99% of the radiation exposures were attributed to external exposure by groundshine. The mean annual total radiation dose levels in 2012 were 0.89 mSv for residents in Kawauchi Village, 2.51 mSv in Soma City and 1.51 mSv in Minamisoma city: they do not likely exceed the ordinary permissible dose rate 1mSv/year now and in future. The lifetime excess radiation doses were estimated to elevate excess lifetime cancers by1.061% at maximum, being smaller than those attributable to lifestyle variations. However, it should be addressed that activities in the forest elevate external dose rates by 3-8 mSv/year.

We investigated the kinetics of 137Cs in the forest and farmlands in Kawauchi Village. The studies revealed that 137Cs was found to circulate stably in the forest while only small portions of 137Cs have been absorbed by agricultural products. Deposited 137Cs in the forest will stably circulate in the forest with minor leakages into the external environment.

Next, we simulated kinetics of 137Cs in the ecological system with a five-compartment model: the organic soil stratum, the mineral soil stratum, wood branches, wood leaves and wood trunks. We confirmed that the model can simulate kinetics of 137Cs in the ecological system by comparing simulated values with observed values. The model illustrated gradual diffusion of the 137Cs from the organic soil stratum to the mineral soil stratum and from surfaces of trees to wood portions: the diffusion rates are found to be more rapid in coniferous trees than in deciduous trees and levels of 137Cs have decreased in the branch-and-leave portions. The radiation dose rates in the wood portions were estimated to be 3 kBq/kg after 5 years even in the worst forest in Kawauchi village. The diffusion rates into the mineral soil stratum in the forest of Kawauchi Village were much faster than those observed in Europe after Chernobyl accidents.