

〔報 文〕

志賀原子力発電所周辺土壤中プルトニウム調査

石川県保健環境センター 環境科学部 内田 賢吾

〔和文要旨〕

志賀原子力発電所周辺の志賀町直海、若葉台の2地点で2013年度及び2018年度に採取した土壤中のプルトニウム調査を行った結果、プルトニウム-238、プルトニウム-239+240の蓄積量は、直海が若葉台よりも多かった。若葉台は造成地であり、過去の核実験の影響が残る表土が掘削されたためと考えられた。

原子力災害対策指針で、原子力発電所等施設寄与の有無の検討を開始するための基準である「平常の変動幅の上限」について、環境放射能水準調査の全国データ等を用いて検討を行った。放射能比を用いることとし、プルトニウム-238/プルトニウム-239+240では0.04、プルトニウム-239+240/セシウム-137では0.1が妥当と考えられた。(以上の結果は2020年現在の値に補正している。)

キーワード：プルトニウム、セシウム-137、ストロンチウム-90、放射能比

1 はじめに

過去の核実験及びチェルノブイリ原子力発電所事故、平成23年3月の福島第一原子力発電所事故（以下、「福島第一原発事故」）により大量の人工放射性物質が環境中に放出され、地表に降下し、今もなお残っている。

この影響として現在、セシウム-137（以下、「Cs-137」という。）（半減期30.07年）¹⁾、ストロンチウム-90（以下、「Sr-90」）（半減期28.78年）¹⁾のほか、プルトニウム-238（以下、「Pu-238」という。）（半減期87.7年）¹⁾、プルトニウム-239（以下、「Pu-239」という。）（半減期2.411×10⁴年）¹⁾、プルトニウム-240（以下、「Pu-240」という。）（半減期6.564×10³年）¹⁾などの人工放射性核種が土壤中から検出されている²⁾。

プルトニウム（以下、「Pu」という。）は、原子力発電所では運転中にウラン燃料の一部が中性子を吸収することにより生成される人工放射性元素である。ウラン同様に核分裂するため、運転中も発電に寄与している。また、Puとウランを混合した混合酸化物燃料（MOX燃料）としてプルサーマル発電に利用されている³⁾。

Puは放射線荷重係数が大きいアルファ線を放出することや、天然ウランよりも半減期が短く、安定同位体が存在しないため比放射能が高いことから、吸入した際に肺がんの発生リスクが高まるなどの影響を与えている⁴⁾。

このことから環境中のPuについて研究が行われており、山本ら⁵⁾は過去の核実験の影響について国内の水田の土壤中Puを測定し、Puの降下量が太平洋側に比べ日本海側の方が2.5～3倍多いことを報告している。また、福島第一原発事故により放出されたPuについて、宇都宮ら⁶⁾は発電所から3kmの地点で、山本ら⁷⁾は50km離れた地点の土壤等で検出したと報告している。

原子力規制庁は2018年4月に「平常時モニタリングについて（原子力災害対策指針補足参考資料）」⁸⁾（以下、「平常時補足参考資料」という。）を策定し、緊急事態が発生した場合への平常時からの備えとして、発電所から30km圏内において土壤中のガンマ線放出核種、Sr-90、Pu-238、Pu-239+240（ α 線測定による定量では α 線エネルギーが近くPu-239、Pu-240が分離できないため「Pu-239+240」と記載）の測定を行うことを求めた。これを受け、本県では、志賀原子力発電所周辺環境放

Plutonium in Soil around Shika Nuclear Power Plant. by UCHIDA Kengo (*Environmental Science Department, Ishikawa Prefectural Institute of Public Health and Environmental Science*)

Key words : Plutonium, Cesium-137, Strontium-90, Radioactivity Ratio

放射線監視事業（以下、「監視事業」という。）において2019年度の年度計画に、環境放射線観測局敷地内土壌中のガンマ線放出核種、Sr-90、Pu-238、Pu-239+240の測定を追加した⁹⁾。

本県では2013年度及び2018年度に志賀原子力発電所周辺地域のバックグラウンド調査として土壌中人工放射性核種の調査を実施した。今回は、2019年度以降の監視事業の参考とするため、これらのデータをとりまとめるとともに、2008年度から2011年度に行った志賀原子力発電所周辺10km圏内の土壌の詳細調査の結果^{10) 11)}（以下、「志賀原発周辺調査」という。）及び全国で行われた環境放射能水準調査の結果（1999～2018年度）¹²⁾（以下、「全国調査」という。）との比較を行った。

また、平常時補足参考資料で規定されている原子力発電所等施設寄与の有無の検討を開始するための基準である「平常の変動幅の上限」について検討を行った。

2 調査方法

2.1 試料採取地点及び採取方法

土壌試料は、監視事業として2013年度及び2018年度に志賀町直海（以下、「直海」という。）及び志賀町若葉台（以下、「若葉台」という。）で採取した。試料採取地点を図1に示す。

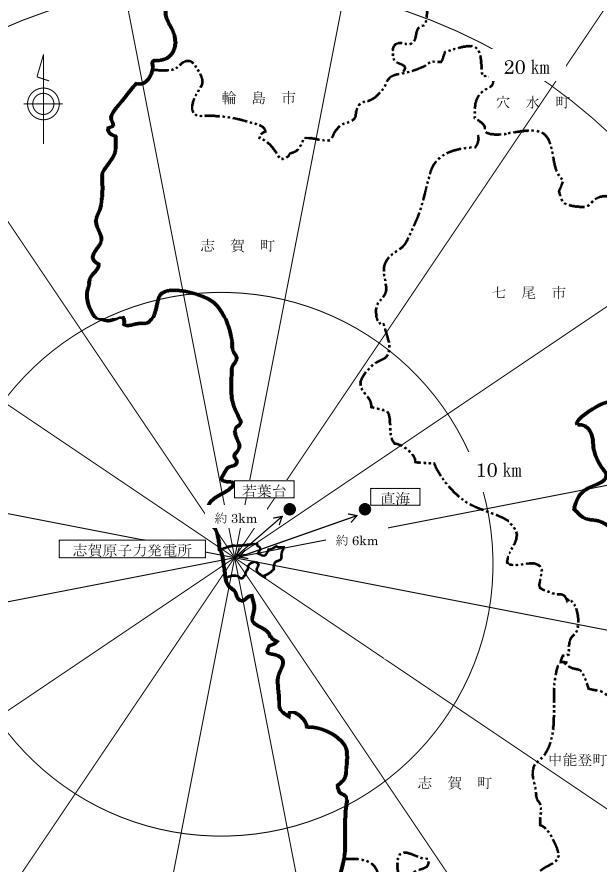


図1 試料採取地点図

土壌の採取方法は放射能測定法シリーズ¹³⁾に準じた方法とし、土壌採取用器具（8地点分面積353cm²）を用い、表層（0～5cm）、深層（5～25cm）の2つの深度で採取した。

2.2 測定方法

(1) 試料の調製

土壌の調整は、放射能測定法シリーズ¹³⁾に準じた方法とし、乾燥機で105℃、24時間以上乾燥後、2mmメッシュでふるい分けし、測定試料とした。

(2) 放射能分析

ア Pu

Pu分析は日本分析センターへ委託して行った。

日本分析センターでは、放射能測定法シリーズ¹⁴⁾に準じたアルファ線核種分析とし、回収率補正用トレーサにプルトニウム-242 (Pu-242) を用い、硝酸による加熱抽出、陰イオン交換樹脂カラム法で分離・生成後、ステンレス鋼板上に電着し、シリコン半導体検出器を用いて80,000秒測定を行い定量した。アルファ線スペクトルの一例を図2に示す。

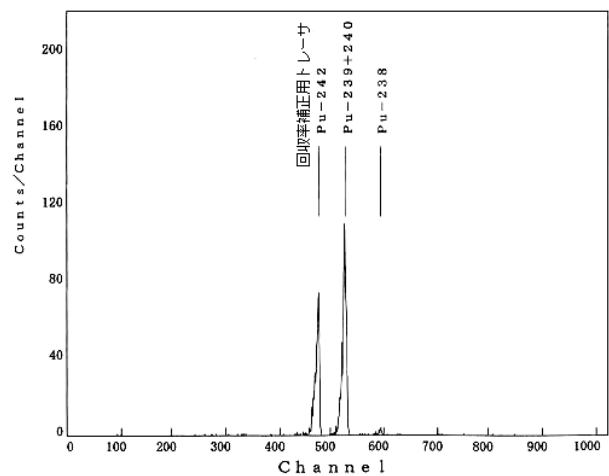


図2 アルファ線スペクトル（一例）

イ Cs-137

Cs-137の測定は、放射能測定法シリーズ¹⁵⁾に準じたガンマ線核種分析とし、測定試料を測定容器（U8容器）に入れ、ゲルマニウム半導体検出器（Ortec社製又はCanberra社製、相対効率45%程度、分解能2keV未満）を用い80,000秒測定を行い定量した。ガンマ線スペクトルの一例を図3に示す。

ウ Sr-90

Sr-90分析は、放射能測定法シリーズ¹⁶⁾に準じた方法とし、ストロンチウム担体添加後、塩酸を加え加熱抽出し、イオン交換法により精製したSr-90から成長したイットリウム-90 (Y-90)（半減期64.10h）を分離し、

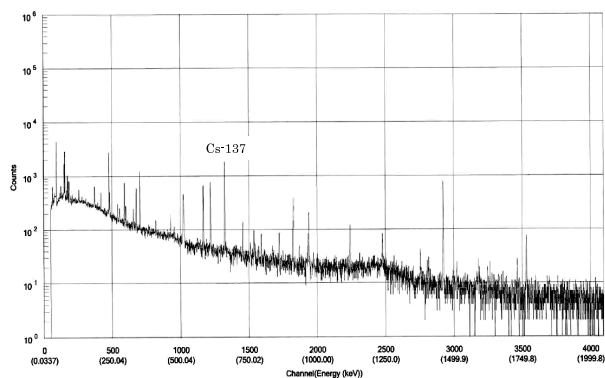


図3 ガンマ線スペクトル (一例)

低バックグラウンドベータ線測定装置 (Aloka社製 SCE-203) を用い3,600秒測定を行い定量した。

3 調査結果及び検討

3・1 調査結果 (濃度)

調査結果及び全国調査の結果を表1に示す。通常、放射能は採取時点に補正している。今回は試料の採取時期が異なる放射能を比較することとなり、半減期が短く減衰による影響を受けるため、採取時の値で比較することができない。このため、2020年現在の値となるよう補正を行った。

直海の土壌については、Pu-238が表層で0.039～0.051Bq/kg乾土、深層で0.024～0.030Bq/kg乾土、Pu-239+240が表層で1.70～1.80Bq/kg乾土、深層で0.84～1.00Bq/kg乾土、Cs-137が表層で44.4～48.6Bq/kg乾土、深層で18.3～20.1Bq/kg乾土、Sr-90が表層で9.8～12.4Bq/kg乾土、深層で1.6～2.5Bq/kg乾土であった。

一方、若葉台の土壌についてはPu-238が表層・深層とも検出限界以下 (以下、「ND」という。), Pu-239+240が表層でND～0.015Bq/kg乾土、深層でND、Cs-137が表層で1.1Bq/kg乾土、深層でND、Sr-90が表層でND～0.30Bq/kg乾土、深層でNDであった。

両地点とも全国調査の結果の範囲内であった。

調査対象の核種全てで、直海が若葉台よりも高濃度となった。これは、若葉台は工業団地として昭和50年代に造成された土地で、一方、直海は核実験前から人の手が加わっていない土地であり、こうした土地の改変状況に違いがあるためであると考えている。既報¹⁷⁾において直海は、降雨等による流出などの影響がほとんどない地点であり、核実験以降のCs-137の蓄積状況を把握することが可能な地点としている。

また、両地点とも深層よりも表層の方が高い濃度となった。これは全国調査の結果と同じ傾向であった。

3・2 調査結果 (蓄積量 (降下量))

土壌中濃度は、地質や地形、石や植物等の含有量な

表1 土壌中人工放射性核種濃度

全てのデータは2020年現在の値に補正

採取場所	採取日	採取深度	Pu-238	Pu-239+240	Cs-137	Sr-90
			Bq/kg 乾土	Bq/kg 乾土	Bq/kg 乾土	Bq/kg 乾土
志賀町直海	2013/7/19	0～5cm	0.051 ± 0.007	1.80 ± 0.08	48.6 ± 0.8	9.8 ± 0.5
		5～25cm	0.030 ± 0.006	0.84 ± 0.04	18.3 ± 0.4	1.6 ± 0.2
	2018/7/23	0～5cm	0.039 ± 0.007	1.70 ± 0.09	44.4 ± 0.7	12.4 ± 0.4
		5～25cm	0.024 ± 0.005	1.00 ± 0.05	20.1 ± 0.5	2.5 ± 0.2
志賀町若葉台	2013/7/19	0～5cm	ND	0.015 ± 0.004	1.1 ± 0.2	ND
		5～25cm	ND	ND	ND	ND
	2018/7/23	0～5cm	ND	ND	1.1 ± 0.2	0.30 ± 0.08
		5～25cm	ND	ND	ND	ND
検出限界			0.012	0.012	0.7	0.2
環境放射能水準調査 (全国調査)	1999～2018	0～5cm	平均 0.011 (ND～0.462)	平均 0.557 (ND～17.0)	平均 37.9 (ND～2,050)	平均 1.29 (ND～18.1)
		5～20cm	平均 0.003 (ND～0.044)	平均 0.218 (ND～1.50)	平均 6.7 (ND～210)	平均 1.06 (ND～6.93)

※平均はNDを0として算出。

表2 土壤中人工放射性核種蓄積量及び放射能比

全てのデータは2020年現在の値に補正

採取場所	採取深度	採取日	Pu-238	Pu-239+240	Cs-137	Sr-90	Pu-238	Pu-239+240	Sr-90
			Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	/Pu-239+240	/Cs-137	/Cs-137
志賀町直海	0~25cm	2013/7/19	4.5 ± 0.9	132 ± 10	2,090 ± 60	382 ± 45	0.034	0.063	0.18
		2018/7/23	3.5 ± 0.9	148 ± 9	2,450 ± 70	490 ± 54	0.024	0.060	0.20
志賀町若葉台	0~25cm	2013/7/19	ND	0.6 ± 0.2	43 ± 7	ND	算出できず	0.014	算出できず
		2018/7/23	ND	ND	36 ± 3	10 ± 3	算出できず	算出できず	0.28
志賀原子力発電所周辺10km圏内土壌調査(志賀原発周辺調査)	45地点 0~25cm	2008~2012	平均 1.85* (ND~4.70)	平均 69.4 (ND~159)	平均 1,540 (ND~3,560)	平均 394 (ND~2,300)	平均 0.028* (-~0.041)	平均 0.046 (-~0.071)	平均 0.38 (-~1.60)
環境放射能水準調査(全国調査)	47都道府県 0~20cm	1999~2018	平均 0.48 (ND~7.92)	平均 33.7 (ND~255)	平均 1,930 (ND~80,800)	平均 150 (ND~2,280)	平均 0.021 (-~0.129)	平均 0.053 (-~1.97)	平均 0.42 (-~44.3)

※1 地点でPu-238が特異的に高い値を検出したため、これを除いた値により算出。

注) 蓄積量(降下量)の平均はNDを0として算出。比の平均は放射性核種が検出限界以下のため比が算出されなかったものは計算に入れていない。

どにより地点ごとで異なる。このため、降下量を反映していると考えられる単位面積あたりの蓄積量で比較を行った。蓄積量は、深度毎に1kg乾土あたりの放射能(Bq)に単位面積あたりの乾土重量を掛け合わせ、表層と深層を足し合わせるにより求めた。その結果(2020年現在の値に補正)を表2に示す。併せて志賀原発周辺調査及び全国調査の蓄積量も示す。

直海では、Pu-238が3.5~4.5Bq/m²、Pu-239+240が

132~148Bq/m²、Cs-137が2,090~2,450Bq/m²、Sr-90が382~490Bq/m²であった。

若葉台では、Pu-238がND、Pu-239+240がND~0.6Bq/m²、Cs-137が36~43Bq/m²、Sr-90がND~10Bq/m²であった。

調査対象の核種全てで、直海が若葉台よりも蓄積量が多くなった。この理由は、前項同様、土地の改変状況に違いがあるためと考えている。

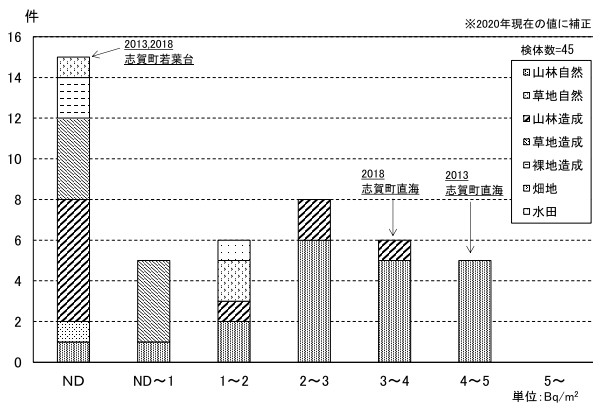


図4 志賀原発周辺調査(2008-11) 土壤中Pu-238蓄積量

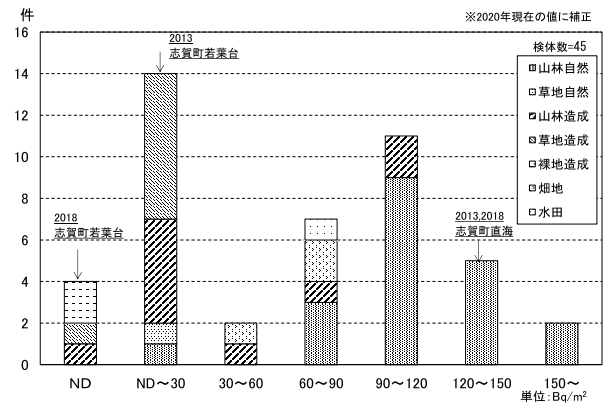


図5 志賀原発周辺調査(2008-11) 土壤中Pu-239+240蓄積量

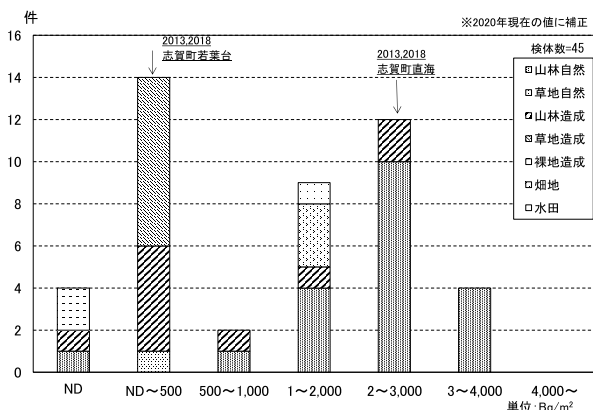


図6 志賀原発周辺調査(2008-11) Cs-137蓄積量

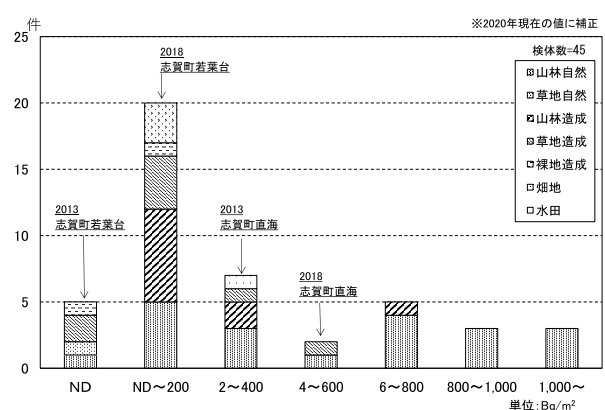


図7 志賀原発周辺調査(2008-11) 土壤中Sr-90蓄積量

志賀原発周辺調査及び全国調査と比較すると、結果はいずれも範囲内であった。

志賀原発周辺調査に対し、今回の調査結果がどのようなレベルか比較するため、志賀原発周辺調査の核種ごとの蓄積量の分布を土地利用状況別に図 4～7 に示し、併せて図中に今回の調査結果を示す。

志賀原発周辺調査において Pu-238, Pu-239+240, Cs-137 の蓄積量は 2 つのピークを持つ分布となった。蓄積量が多いピークは山林などが自然状態のまま残されているものの割合が多く、蓄積量が低い方のピークは表土が削られるなどした造成地の割合が多かった。直海は蓄積量が多い方のピークに、若葉台は蓄積量が

少ない方のピークに分類され、土地の改変状況を反映した区分に位置づけられた。

一方、Sr-90 の蓄積量は、他の核種の分布と異なり、蓄積量が少ない方に 1 つのピークを持つ分布となった。山本ら¹¹⁾ 及び既報¹⁰⁾ において、Sr-90 は Pu や Cs-137 よりも降雨等の影響を受け土壌の下層へ移行しやすいとしている。志賀原発周辺調査における深度分布の一例を図 8 に示す。また、我々は Sr-90 が表流水を水源とした上水から検出され、Cs-137 が検出されないことから、Sr-90 が降雨により流出しやすいことを報告している¹⁷⁾。これらのことから、Pu-238, Pu-239+240, Cs-137 と Sr-90 の蓄積量は異なる分布になったものと考えられ

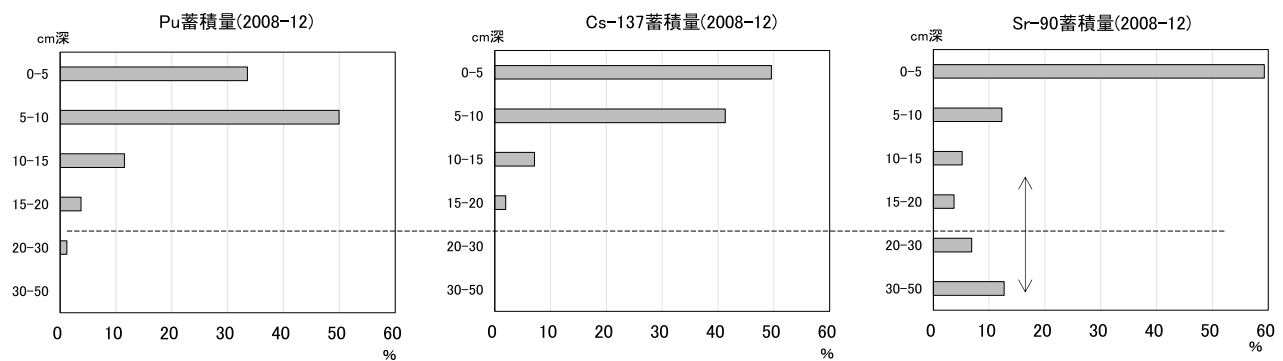


図 8 志賀原発周辺調査 人工放射性核種の深度分布 (一例)

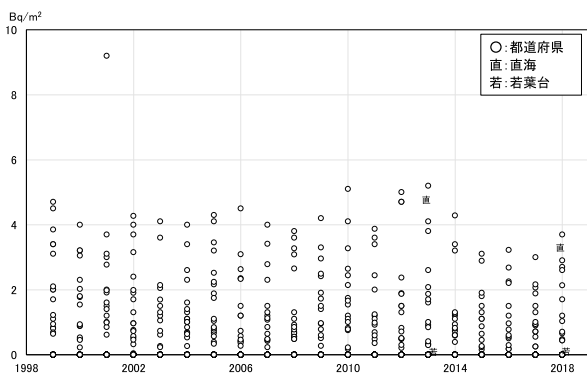


図 9 全国調査 (1999-2018) 土壤中 Pu-238 蓄積量 経年変化

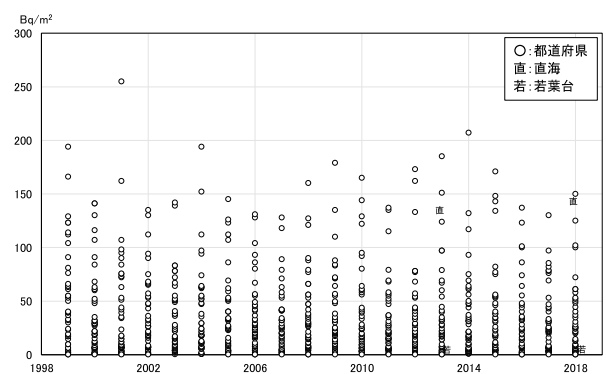


図 10 全国調査 (1999-2018) 土壤中 Pu-239+240 蓄積量 経年変化

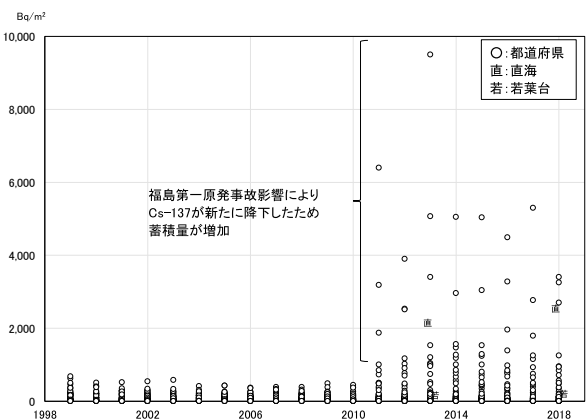


図 11 全国調査 (1999-2018) 土壤中 Cs-137 蓄積量 経年変化

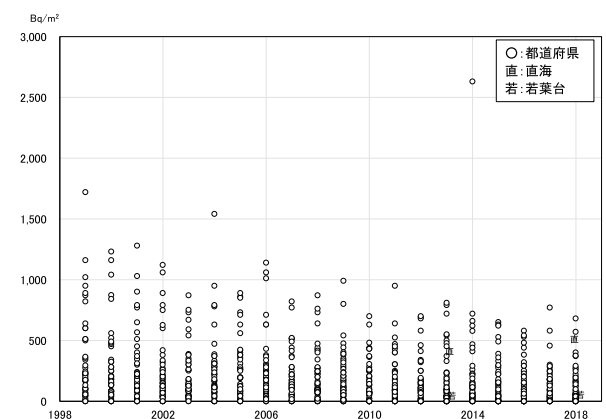


図 12 全国調査 (1999-2018) 土壤中 Sr-90 蓄積量 経年変化

た。

全国調査の経年変化の状況を図9～12に示す。図中に直海、若葉台の調査結果も示す。

直海におけるPu-238, Pu-239+240, Sr-90の蓄積量は、全国調査の結果と比較すると、高い水準であった。全国調査の土壌は同一地点で継続して採取することが求められている。そのため、土壌を採取しやすい草地や造成地などが採取地点として選定されやすいことから、山林などの自然状態のまま残っている直海の蓄積量が高い水準になったと考えられた。

Cs-137の蓄積量は、福島第一原発事故の影響で2011年以降、ほかの核種の経年変化図と異なる形状となった。図中では直海が福島第一原発事故の影響を受けた地域と同じ水準の蓄積量となっており、福島第一原発事故の影響を受けたように見える。しかし、この土地は既報¹⁷⁾で算出したように過去の核実験等からの影響が99.1%、福島第一原発事故からの影響が0.9%であり、福島第一原発事故の影響がわずかである。そのため、前述のとおり全国調査の採取地点は土壌を採取しやすい草地や造成地が多いため、相対的に直海の土壌が高い水準になったと考えられた。

若葉台は造成地であることから、調査対象の核種全てで全国調査の中でも低水準の蓄積量であった。

3・3 核種間の相関係数

志賀原発周辺調査及び全国調査におけるPu-238, Pu-239+240, Cs-137, Sr-90の相関係数を表3, 4に示す。

Pu-238とPu-239+240の相関係数は、両調査とも0.9以上となり、高い相関性を示した。過去の核実験のフォールアウトによる蓄積量の放射能比^{6) 7)}がほぼ一定と言われていることを反映した結果となった。

Pu-238, Pu-239+240とCs-137の相関係数は、福島第一原発事故の前後で大きく異なる結果となった。福島第一原発事故前は、志賀原発周辺調査で0.9以上、全国調査で0.7以上となり、Pu-238, Pu-239+240, Cs-137の相関性が高いことを示唆する結果となった。一方、福島第一原発事故後は全国調査で0.2以下となった。これは福島第一原発事故由来のCs-137が影響を与えたためと考えられた。

Pu-238, Pu-239+240とSr-90の相関係数は福島第一原発事故の前後に関係なく0.5前後であった。Sr-90も過去の核実験等のフォールアウトであるため、PuやCs-137同様沈着したと考えられるが、3・2で述べたように降雨等の影響を受けやすいため相関性が低くなったものと考えられた。

Cs-137とSr-90の相関係数は福島第一原発事故前まではPuとSr-90と同程度の相関係数であったが、福島第一原発事故後はCs-137が大量に放出されたことによる

表3 志賀原発周辺調査 (2008-2011)
Pu,Cs-137,Sr-90の相関係数

期間：2008-2011	Pu-238	Pu-239+240	Cs-137	Sr-90
Pu-238	1	0.951	0.925	0.470
Pu-239+240		1	0.981	0.503
Cs-137			1	0.517
Sr-90				1

※志賀原発周辺では福島第一原発事故の影響はなかったため、事故前後を区別せず評価。

表4 全国調査 (1999-2018)
Pu,Cs-137,Sr-90の相関係数

期間：1999-2018	Pu-238	Pu-239+240	Cs-137	Sr-90
Pu-238	1	0.850	0.147	0.495
Pu-239+240		1	0.140	0.600
Cs-137			1	0.193
Sr-90				1
福島第一原発事故前 期間：1999-2010	Pu-238	Pu-239+240	Cs-137	Sr-90
Pu-238	1	0.840	0.713	0.497
Pu-239+240		1	0.848	0.638
Cs-137			1	0.683
Sr-90				1
福島第一原発事故後 期間：2011-2018	Pu-238	Pu-239+240	Cs-137	Sr-90
Pu-238	1	0.866	0.174	0.493
Pu-239+240		1	0.149	0.547
Cs-137			1	0.243
Sr-90				1

影響を強く受け、相関性が低くなる結果となった。

3・4 放射能比を用いた比較

平常時補足参考資料では、環境試料は測定値の変動が概ねある一定の幅に収まると考えられることから、過去数年間又は測定開始時からの測定値の最大値を「平常の変動幅の上限」とし、この上限を超えた場合、要因調査を行うとされている。また、土壌中のPuについては継続的に調査する必要はなく最低1回調査を行うとされている。

土壌中の人工放射性核種の蓄積量については、同一地点で継続調査を行えばある程度の変動範囲は把握できるが、地質、地形や改変状況などにより地点によって蓄積量が異なることから、1回の調査では平常の変動幅の上限を把握することは難しい。特にPuは、原子力発電所事故の場合、Cs-137やSr-90に比べ放出されにくく、施設の影響があったとしても微量であることから、施設寄与を判断することが難しい。

そこで、Puについて、過去の核実験の影響による放射能比がほぼ一定と言われていること^{6) 7)}や3・3で述べた核種間の相関性から、直海及び若葉台の土壌の調査結果から得られた放射能比と志賀原発周辺調査や全国調査の放射能比を比較することにより、Puの施設寄

与の有無の検討を開始するための基準である「平常の変動幅の上限」について検討を行った。

(1) Pu-238/Pu-239+240

直海及び若葉台のPu-238/Pu-239+240を表2に示す。直海は0.024~0.034, 若葉台はPu-238がNDであるため、比は得られていない。

Pu-238やPu-239+240は、過去の核実験等により全世界に拡散し地表面に沈着した人工放射性核種であり、グローバルフォールアウトと呼ばれている。グローバルフォールアウトのPu-238/Pu-239+240は、宇都宮ら⁶⁾は0.0261, 山本ら⁷⁾は約0.03でほぼ一定であると報告している。今回の調査で直海の土壌から得られた比も同程度であった。

志賀原発周辺調査の結果を表2に、頻度分布を土地利用状況別に図13に示す。Pu-238/Pu-239+240は平均0.028(標準偏差0.006)で、Pu-238が検出されないため比が算出できない山と0.03~0.04に最頻値を持つ山の2山形状となった。直海の土壌は0.02~0.04の最頻値の山に、若葉台は比が算出できない山に分類された。

全国調査の結果を表2に、頻度分布を図14に示す。Pu-238/Pu-239+240は平均0.021(標準偏差0.013)で、0.04以下に99%以上(Pu-238が検出限界未満であったため、比が算出できなかったものも含む)が分布している状況であった。直海及び若葉台も0.04以下であつた。

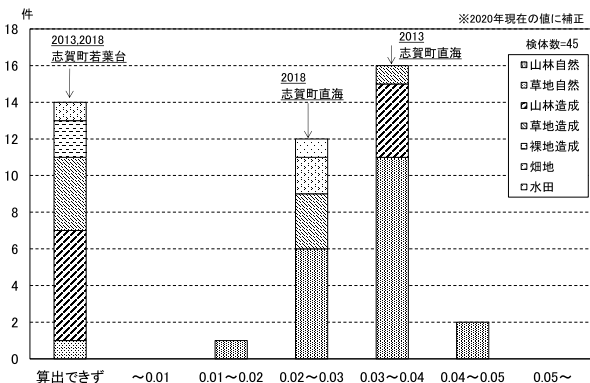


図13 志賀原発周辺調査(2008-11)土壌中Pu-238/Pu-239+240

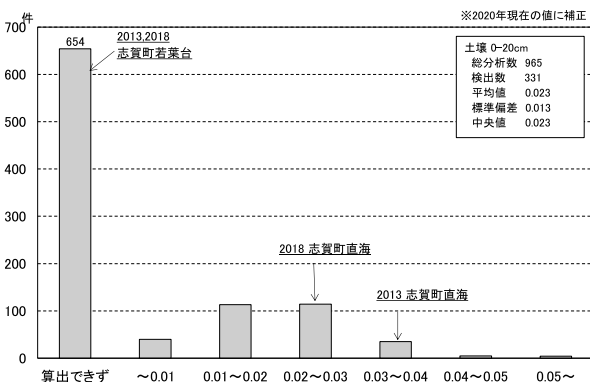


図14 全国調査(1999-2018)土壌中Pu-238/Pu-239+240

た。

福島第一原発事故により高線量となった福島県飯館村において、0.04よりも高い比(0.7~1.5)が観測⁶⁾されたが、事故当時の福島第一原発からの比が2.3と試算¹⁸⁾されたことから、事故の影響により環境中に高い比が観測されたと報告されている。原子力発電所で事故が起こった際には、蓄積量も増えるが、通常よりも高い比が観測される。蓄積量は過去の蓄積量と比較して事故の影響を判断することになるが、事前に蓄積量が把握されていないことも多く、蓄積量だけでは事故の影響の判断は難しい。一方、福島第一原発事故の事例により、比を用いることにより施設寄与の有無の判断が可能であると考えた。

直海でグローバルフォールアウトと同程度の比が観測されていること、志賀原発周辺調査の頻度分布において最頻値が0.03~0.04であること、全国調査において0.04以下に99%以上が分布している状況であることから、施設寄与の有無の検討を開始するための基準である「平常の変動幅の上限」として0.04を用いることが適当であると考えられた。土地の改変状況や地質に関わらず全国的なデータも含めて0.04を算出したことから、全国においても「平常の変動幅の上限」として用いることが可能であると考えている。

なお、全国調査において、0.04よりも高い比がいくつか観測されている。これらはPu-238が検出限界レベルで検出されたもので、測定誤差も大きいため、測定値のバラツキにより、比が大きくなったものと考えられた。

(2) Pu-239+240/Cs-137

山本ら¹¹⁾は、志賀原発周辺調査においてPuとCs-137の深度分布から求めたPu-239+240/Cs-137がほぼ一定となることから、PuとCsの挙動の差は非常に小さいとしている。

直海及び若葉台の比を表2に示す。直海は0.060~0.063, 若葉台は0.014であった。

志賀原発周辺調査の結果を表2に、頻度分布を土地利用状況別に図15に示す。比は平均0.046(標準偏差0.010)で、0.04~0.05に最頻値を持つ1山の分布となった。直海が最頻値よりも高く、若葉台が低くなった。

若葉台は工業団地として造成するため核実験等の影響を残している表土が除去された土地であり、人工放射性核種が少ない。そこに福島第一原発事故由来のCs-137が降下したことから、志賀原発周辺調査の最頻値よりも低い比となったと考えられた。

全国調査の結果を表2に、頻度分布を図16に示す。比は平均0.053(標準偏差0.102)で、0.04~0.05に最頻値を持つ分布となり、0.1以下に95%以上が分布してい

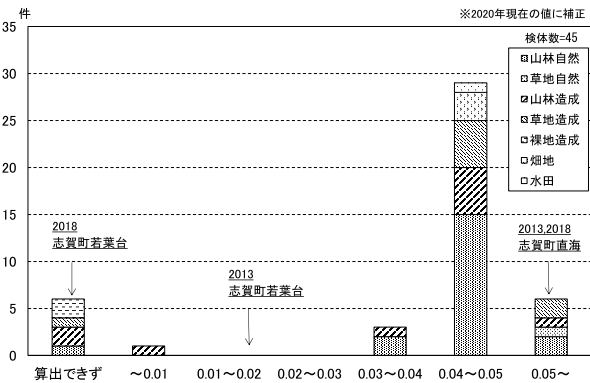


図15 志賀原発周辺調査（2008-11）土壤中Pu-239+240/Cs-137

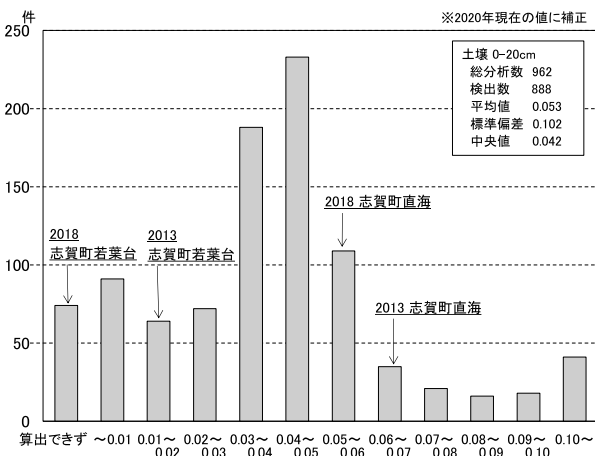


図16 全国調査（1999-2018）土壤中Pu-239+240/Cs-137

る状況であった。直海及び若葉台も0.1以下であった。志賀原発周辺調査の頻度分布で最頻値が0.04～0.05であること、全国調査において0.1以下に95%以上が分布していること、全国調査では標準偏差が大きいことから、2020年時点では「平常の変動幅の上限」として0.1を用いることが適当であると考えられた。この値は、Cs-137の半減期がPuに比べ短いため、今後、調査年によって変動することに注意する必要がある。

なお、福島第一原発事故のようにPuに比べCs-137が大量に放出された事故の場合、Pu-239+240/Cs-137比が低くなり、この考え方を用いることができない。その際のPuの「平常の変動幅の上限」は(1)を用いることが適当である。

4 まとめ

監視事業で採取している直海及び若葉台の土壌について、人工放射性核種Pu-238, Pu-239+240, Cs-137, Sr-90の調査を行った。

土壌中の濃度及び蓄積量は調査対象の核種全てで直海が大きく、若葉台が小さくなった。この原因は、直海は核実験前から人の手による変化が加えられていな

い土地であり、過去の核実験等の影響をそのまま残しているのに対し、若葉台は工業団地として造成された土地であり、核実験の影響が残る表土が除去された土地であるためと考えられた。

原子力発電所等施設寄与の有無の検討を開始するための基準である「平常の変動幅の上限」について、放射能比を用い検討を行った。

Pu-238/Pu-239+240については、直海がグローバルフォールアウトの放射能比約0.03と同程度であった。志賀原発周辺調査及び全国調査から「平常の変動幅の上限」として2020年時点では0.04を用いることが適当と考えられた。

Pu-239+240/Cs-137については、同様に「平常の変動幅の上限」として2020年時点では0.1を用いることが適当と考えられた。

文 献

- 1) 社団法人日本アイソトープ協会：アイソトープ手帳、改訂9版、丸善（1996）
- 2) 石川県：志賀原子力発電所周辺環境放射線監視結果報告書（令和元年度）
- 3) 電気事業連合会：プルサーマルQ&A（2019）
- 4) 国立研究開発法人量子化学研究開発機構：“プルトニウム内部被ばく線量評価と人体影響に関するQ&A”，<https://www.qst.go.jp/site/qms/1890.html>，（参照 2021-04-01）
- 5) MASAYOSHI YAMAMOTO：²⁴¹Am and Plutonium in Japan Rice-field Surface Soils, J.RADIAT.RES., 24, 237-249（1983）
- 6) 宇都宮聡, 岩田孟, 川元侑治, 金子誠, 仲松有紀, 大貫敏彦, 難波謙二：長崎、福島に分布するプルトニウムと放射性セシウムの定量と存在状態, 地球化学会, 第59回年会要旨集, 1B15（2012）
- 7) 山本政儀, 坂口綾：福島第一原子力発電所事故に絡む環境アクチノイド元素諸核種, 地球科学, 49, 173-184（2015）
- 8) 原子力規制庁監視情報課：平常時モニタリングについて（原子力災害対策指針補足参考資料），平成30年4月4日改訂
- 9) 石川県：志賀原子力発電所周辺環境放射線監視年度計画（平成31年度）
- 10) 藤井明洋, 小谷口久美子, 浜道啓太, 横山暢, 酒井道則, 柿本均：石川県内土壌中の¹³⁷Cs及び⁹⁰Srの分布状況及び移行挙動に関する調査, 石川県保健環境センター研究報告書, 49, 21-26（2012）
- 11) 山本政儀：プルトニウム等α線放出核種のバック

- グラウンド調査, 原子力発電所からの放出可能核種の環境影響に関する調査研究報告書, 1-85 (平成 26 年 3 月)
- 12) 日本分析センター: “日本の環境放射能と放射線”, <https://www.kankyo-hoshano.go.jp/>, (参照 2021-04-01)
- 13) 原子力規制庁: 放射能測定法シリーズ 16 環境試料採取法 (昭和 58 年 12 月)
- 14) 原子力規制庁: 放射能測定法シリーズ 12 プルトニウム分析法 (平成 2 年 11 月)
- 15) 原子力規制庁: 放射能測定法シリーズ 7 ゲルマニウム半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー (平成 2 年 9 月)
- 16) 原子力規制庁: 放射能測定法シリーズ 2 放射性ストロンチウム分析法 (平成 15 年 7 月)
- 17) 内田賢吾: 石川県内の福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質の影響割合, 石川県保健環境センター研究報告書, **57**, 19-22 (2020)
- 18) 鳥屋子やまと, 井上和幸, 内田賢吾: 志賀原子力発電所周辺陸水中のストロンチウム-90 調査, 石川県保健環境センター研究報告書, **58**, 88-91 (2021)
- 19) 西原健司, 岩元大樹, 須山賢也: 福島第一原子力発電所の燃料組成評価, JAEA-Data/Code 2012-018, 日本原子力研究開発機構, 1-190 (2012)