

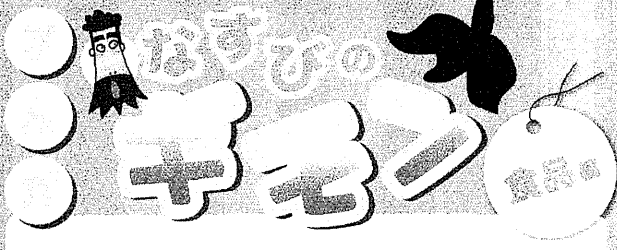
山口克彦, 河津賢澄, 塚田祥文	福島大学における震災復興への取り組み —住民の視点からの放射線問題への取り組み—	土木学会誌	99	50-53	2014
------------------	---	-------	----	-------	------

学会発表等

1. T. Aono, M. Fukuda, S. Yoshida, T. Sohtome, T. Mizuno, S. Igarashi, Y. Ito, J. Kanda, T. Ishimaru: Activities of radionuclides in the coast area off Fukushima after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, ICRER 2014-Third International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, Spain, 2014.
2. 青野辰雄、福田美保、山崎慎之介、吉田聡、明石真言、山田学、山洒邊昭文、早乙女忠弘、水野拓治: 福島沿岸沖における魚介類中の放射性核種の濃度分布について、第 16 回 環境放射能研究会、つくば、2015.
3. 塚田祥文: 農業環境における放射性セシウムの動態、福島化学工学懇話会、福島、2014.
4. 塚田祥文: 食と放射能に関する説明会、消費者庁、郡山、2014.
5. 塚田祥文: 「被ばく線量の考え方と福島の現状について」、日本郵政グループ労働組合東北地方本部依頼講演、福島、2014.
6. 塚田祥文: 環境中における放射性核種の存在形態研究とその意義、第 1 回福島大学環境放射能研究所成果報告会、福島、2015.

IV. 研究成果の刊行物・別刷

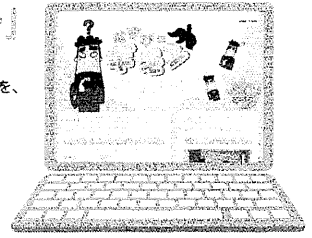
データでなっとく放射線



福島県福島市栄町1-31 Tel.024-529-5668 10:00~17:00
 休日/月曜日(祝日の場合は翌日)
<http://josen-plaza.env.go.jp/>

「なすびのギモン」
 ホームページ

除染や放射線に関する様々なギモンを、
 私なすびが、まんがと映像、
 2つのスタイルで、なっとくするまで
 調べてお伝えします。
 ぜひご覧ください!



なすびのギモン

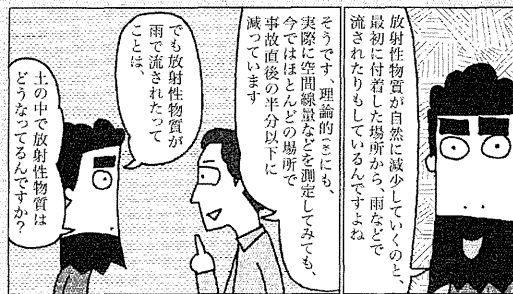
※実際はイメージです。



なすび
 ◎プロフィール
 福島県出身のタレント、俳優
 福島県立福島高等学校、専修大学法学部卒業
 劇団「なす我儘」主宰、丸福ボンパース所属

◎ 福島県 福島県環境汚染対策所 福島県福島市栄町11-25 AXビル 6F
 ◎ 環境省 東京都千代田区霞が関1-2-2
 除染情報サイト <http://josen.env.go.jp/>

◎ 国による情報に関するお問い合わせ窓口
 福島:Tel.024-523-5391(8:30~17:15 土日祝除く)
 東京:Tel.03-6741-4535(9:30~18:15 土日祝除く)



事前に知って
 おこう!

放射性セシウムの現状

データでなっとく!
 詳しく解説!

このコーナーは、
 専門家の先生が、
 まんがと映像で内容を
 テレとWEBの両方で
 詳しくお話しします。
 「インターネット」上に
 公開されているデータも
 たくさんあり、その中で
 調べても、
 分からないデータは
 どんどんお話しします。
 是非ご覧ください!



WEBでは、なすびのギモン
 テレビ版もご覧いただけます!



なすびのギモン

パート2 第3回

「福島県内では食品の安全性確保に
 どんな取組をしているの?」



福島沿岸沖における魚介類中の放射性核種の濃度分布について

青野 辰雄^A・福田 美保^A・山崎慎之介^A・吉田 聡^A・明石真言^A・山田学^B
 ・山瀬遼昭文^B・早乙女 忠弘^B・水野 拓治^B
 (A: 放医研, B: 福島県水試)

1. はじめに

2011年の東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所(FDNPS)事故に伴い、福島県沖の海水中の¹³⁷Cs濃度は上昇したものの、現在は福島県沖では、事故直前の濃度と比べて、同じレベルまたは10倍程度までに減少した。一方で、堆積物や魚介類中の放射性Cs濃度は、海水と同じような減少傾向ではない。そこで、2013年～2015年に採取した魚介類中の放射性Cs濃度をモニタリングすると同時に、調理加工に伴う魚類中の放射性核種の濃度変動についても明らかにすることを目的に調査研究を行った。

2. 実験

2.1. FDNPS 周辺海域における魚介類の採取および測定試料の調整

2013年から2015年に、FDNPS北側の小高区村上(南相馬郡)沖合で相馬双葉漁業協同組合の漁船で、またFDNPS南側の木戸川(楡葉町)沖合でいわき市漁業協同組合の漁船で刺し網により魚介類を採取した。採取した海域をFig.1に示す。採取後直ちに、可食部、内臓部とアラ部(内臓、骨、鰓、頭、尾等の可食部以外)に分離し、乾燥、灰化の処理を行った。

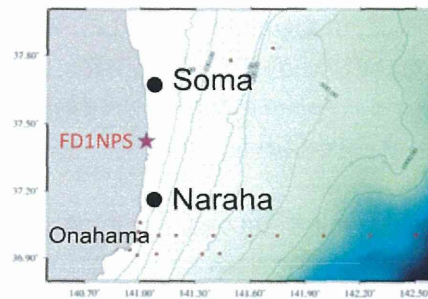


Fig.1 Sampling location

2.2. 福島県水産加工食品の調達と測定試料の調整

2012年に福島県と茨城県で水揚げされ、県内地元で干物として加工販売されている魚種(サンマ、サバ)について、原材料と加工品を購入し、それぞれを可食部分とアラ部に分別し、乾燥、灰化の処理を行った。

2.3. γ 核種の濃度の測定

乾燥や灰化した試料は、U8容器に詰めて、Canberra社製低バックグラウンドGe半導体検出器(GX2019)を用いて、24時間の γ 核種の測定を行った。Ge半導体検出器は、日本アイントープ協会製の標準体積線源(5~50mm、9.5~95g、アルミナ)を用いて効率曲線を作成したものを用いた。¹³⁴Cs(604.7 keV)、¹³⁷Cs(661.7 keV)、⁴⁰K(1460 keV)の定量結果を記録した。これ以外の γ 核種は計測されなかった。放射性Csの検出下限値は、0.05 Bq/kg-生重量であった。

3. 結果および考察

3.1 水産物中の放射性物質の濃度

2013年の福島県沖の水産物測定結果をTable 1に示す。南相馬沖合の魚介類可食部中の放射性Cs(¹³⁴Cs+¹³⁷Cs)濃度(Bq/kg-生重量)は、高い順にコモンカスベ(67)、ヒラメ(66)で、楡葉町沖合では、モンカスベ(109)、ヒラメ(39)であった。楡葉町沖合のコモンカスベは可食部で基準値の100 Bq/kg-生重量を

Table 1 The activities of radionuclides in fishes collected around off Fukushima in 2013.

(1) The activities of radionuclides in fishes collected off Soma in Nov. 6th, 2013 (Bq/Kg-wet)

Species	Edible parts				Bony parts			
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Bastard halibut	18.51	47.50	66.01	417.14	2.87	7.26	10.13	85.47
Stone flounder	4.54	9.84	14.38	133.20	1.53	4.20	5.78	80.97
Common skate	20.64	47.01	67.65	98.18	13.82	31.43	45.25	75.97

(2) The activities of radionuclides in fishes collected off Naraha in Nov. 13th, 2013 (Bq/Kg-wet)

Species	Edible parts				Bony parts			
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Bastard halibut	18.80	46.74	65.54	159.79	5.18	12.22	17.40	76.66
Fat greenling	11.23	27.93	39.16	135.38	-	-	-	-
Common skate	29.84	79.13	108.97	86.35	14.11	37.49	51.60	76.26
Cloudy catshark	4.12	9.54	13.66	93.38	0.70	1.68	2.38	53.44

超えた。アラ部中の放射性 Cs 濃度は、南相馬沖合のコモンカスベ以外は可食部中の放射性 Cs 濃度の半分以下であった。これはコモンカスベの可食部は総重量の 30%程度で、残りのアラ部にも筋肉部分が残るためと考えられる。天然放射性核種 ^{40}K 濃度 (Bq/kg-生重量) は、アラ部では 53~85 と魚種による違いは認められなかった。可食部では檜葉町沖合ヒラメで 417 が最も高く、他は 86~160 の範囲にあった。

2014 年と 2015 年に採取した魚介類は個体毎の濃度の違いを確認するために、個体毎に可食部の放射性核種の測定を行った。その結果を Table2 と Fig.2 に示す。2013 年に比べて放射性 Cs 濃度が低下しており、個体間に大きな濃度差は認められなかった。海水やプランクトン中の放射性 Cs 濃度は事故前のレベルにまで下がったために、中層魚中の濃度は減少したと考えられる。堆積物中の濃度は粒径の小さいシルトや粘土で高く、底生生物を捕食するヒラメやコモンカスベのような底層魚では放射性 Cs 濃度は高い傾向にあることが考えられる。

3.2 調理加工に伴う水産物中の放射性物質の濃度変動

福島県および茨城県のサンマとサバは、加工前(生)の試料と加工後(丸干しと開き:乾燥器による室内乾燥し、市場で販売されるもの)試料の可食部分とアラ部から放射性 Cs は検出されなかった。検出されたガンマ線放射性核種は ^{40}K だけであった。水産物の加工前と加工後の可食部中の ^{40}K 濃度を比較した結果、加工後の試料中 ^{40}K 濃度は、生試料中のその濃度に比べて、110-200%程高い結果を示した。乾物加工に伴い可食部の水分が減少し、 ^{40}K 濃度増加するが、放射性 Cs 濃度は検出下限値を越えなかった。つまり生試料が本法で放射性 Cs が検出下限値以下の場合、最大で水分が2倍少なくなった干物でも放射性 Cs 濃度が検出されるまで濃縮されないことが明らかとなった (Table 3)。

採取した魚類可食部について、煮付け調理を想定し、80-90℃の純水に 30 分間浸漬後の試料中の放射性物質の低減率を調査した。試料中の放射性 Cs 濃度は概ね 40-70%に減少し、 ^{40}K についても測定結果を計算した結果、低減率は放射性 Cs と同じであった。つまり組織から体液などの流出が影響しているものと考えられる (Table4)。

本研究は福島県放射線医学研究開発事業補助金および厚生労働科学研究費補助金食品の安全確保推進研究事業によって行なわれた成果の一部である。

Table 2 The activities of radionuclides in fishes collected around off Fukushima.

(1) The activities of radionuclides in fishes collected off Naraha in Nov. 24th, 2014 (Bq/Kg-wet)								
Species	Parts	n	Cs-134		Cs-137		K-40	
			Av.	± error	Av.	± error	Av.	± error
Japanese blue crab	Edible parts	3	0.04	0.01	0.09	0.01	18.14	3.07
Mackerel	Edible parts	7	< 0.05		0.08	0.04	34.53	2.20
Common sketa	Edible parts	4	2.11	0.92	6.51	2.65	16.92	0.52

(2) The activities of radionuclides in fishes collected off Naraha in Jan. 29th, 2015 (Bq/Kg-wet)								
Species	Parts	n	Cs-134		Cs-137		K-40	
			Av.	± error	Av.	± error	Av.	± error
Common sketa	Edible parts	6	1.34	0.54	4.35	3.03	10.88	2.38
Fat greenling	Edible parts	6	0.78	0.21	2.51	0.68	27.63	2.87

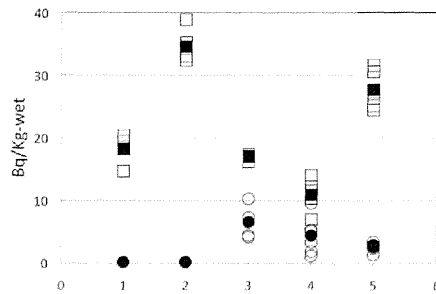


Fig. 2 The individual differences of radioactivity in fishes collected off Fukushima. ○: ^{137}Cs , ●: average of ^{137}Cs , □: ^{40}K , ■: average of ^{40}K .

Table3 The activities of radionuclides in marine products and processed marine products

Marine products processors			$^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$	K-40
			Bq/kg ±	
A (Onahama)				
Pacific saury	Raw food	Edible parts	< 1	103.4 6.2
		Bony parts	< 1	135.4 5.7
Pacific saury	Dried fish	Edible parts	< 1	183.2 7.9
		Bony parts	< 1	135.4 5.7
B (Onahama)				
Pacific saury	Raw food	Edible parts	< 1	103.4 6.2
		Bony parts	< 1	205.4 17.8
Pacific saury	Dried fish	Edible parts	< 1	213.3 7.2
		Bony parts	< 1	162.2 5.3
C (Ibaraki)				
Pacific saury	Raw food	Edible parts	< 1	93.3 4.5
		Bony parts	< 1	61.0 5.5
Pacific saury	Dried fish	Edible parts	< 1	108.1 4.5
		Bony parts	< 1	134.8 5.5

Table 4 The activities fluctuation in the edible parts of fishes with the cooking and processing

Radionuclides		$^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$			^{40}K		
Area	Species	Raw food	After cooking	Reducing rate	Raw food	After cooking	Reducing rate
		Bq/kg-wet	Bq/kg-wet	%	Bq/kg-wet	Bq/kg-wet	%
Soma	Bastard halibut	66.01	18.75	72	417.14	104.40	75
	Stone flounder	14.38	7.88	45	133.20	67.08	50
	Common sketa	67.65	40.92	40	98.18	75.28	23
Naraha	Fat greenling	39.16	22.51	43	135.38	82.74	39

Radiocaesium Activities in Marine Samples Collected off Fukushima

T. Aono¹, M. Fukuda¹, S. Yamazaki¹, S. Yoshida¹, M. Akashi¹,
M. Yamada², A. Yamanobe², T. Sohtome², T. Mizuno²

(¹NIRS, ²Fukushima Prefectural Fisheries Exp. Stn.)

About four years have passed since an accident of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. The observed radiocaesium activities in the edible parts of fish collected in the Fukushima coastal area in 2013 were higher than these in 2014 and 2015, because those in seawater and plankton off Fukushima were gradually decreased until almost the same levels as before the accident. No significant influence from the accident was observed in the marine samples collected off Fukushima in 2014 and 2015.

Activities of radionuclides in the Pacific coastal area of Fukushima since the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident

Tatsuo Aono¹, Miho Fukuda¹, Satoshi Yoshida¹, Tadahiro SOHTOME², Takuji MIZUNO², Satoshi IGARASHI^{2,3}, Yukari ITO⁴, Jota KANDA⁴ and Takashi ISHIMARU⁴

¹National Institute of Radiological Sciences, 263-8555, Chiba, Japan. ²Fukushima Prefecture Fisheries Experimental Station, 970-0316, Fukushima, Japan. ³Fukushima Prefecture Sea-Farming Association, 970-8044, Fukushima, Japan. ⁴Tokyo University of Marine Science and Technology, 108-0075, Tokyo, Japan

Introduction

About three and half years have passed in September 2014 since an accident of the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (FDNPS). It remains as important to clarify behaviors of the atmospheric and oceanic releases and the dispersion of artificial radionuclides in the marine environment immediately after and since the March 2011 accident at TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (FDNPS). The pre-accident levels of ¹³⁷Cs activities in seawater and sediments were 1–2 mBq/L and 1 Bq/kg-dry, respectively. The activities of ¹³⁷Cs in seawater have decreased gradually to 1–2 mBq/L approaching the pre-accident levels. On the other hand, higher activities of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in sediments have been reported off the Fukushima coastal area in the Pacific Ocean (Kusakabe et al., 2013). It is necessary to clarify the effects on the radionuclides in marine biota off Fukushima.

The aims of the present study were to examine the temporal and spatial variation in radioactivities and to investigate the distribution and behavior in the marine environment immediately after and since this accident.

Samples and analytical method

Samples collected in the marine environment included seawater and sediments and also marine biota such as plankton, benthos, fish and shellfish. They were collected with a plankton net, dredge sampler, and trawl net during cruises of some research vessels and by fishing ships. Radioactive Cs in filtered seawater was determined with the ammonium phosphomolybdate (AMP) /Cs compound method (Aoyama and Hirose, 2008). Detection limits of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs were each 1 mBq/L in seawater. Collected marine biota samples were classified into species, and some kinds of fish and shellfish were separated into some parts, such as the edible (muscle), viscera and bony parts, etc. These parts were dried with a vacuum drying machine, homogenized, and packed into a plastic container (U-8). The ¹³¹I activities could not be measured as ¹³¹I in biological sample had been volatilized by the treatment. Radioactivity was determined by gamma-ray spectrometry using a HPGe detector (GX-2019; Canberra). The radionuclide activities of seawater, sediment and biota on the sampling date were calculated with the correction of the decay. Detection limits of ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs and ^{110m}Ag in sediment and marine wildlife samples were all within 1 Bq/kg [wet weight (wet wt)].

Fish and shellfish

Marine wildlife that were used as foodstuffs before the accident, were collected off Onahama (Fukushima, Prefecture) in June and December 2011, and their ^{134}Cs , ^{137}Cs and $^{110\text{m}}\text{Ag}$ activities are shown in Fig. 1. The radioactivity of $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ in marine products ranged from 11 to 132 Bq/kg (wet wt) in June 2011 and from less than 1 to 135 Bq/kg (wet wt) in December 2011. $^{110\text{m}}\text{Ag}$ activity was not detected in fishes collected in December 2011, although it was measured in the viscera of squid, crab, and fish collected in June 2011. It is considered that the activity of $^{110\text{m}}\text{Ag}$ in fish gradually decreased with time because the half-life of $^{110\text{m}}\text{Ag}$ is 249.8 days. However, no cesium radioactivity was observed in squid and crab. It is well known that mollusca and crustacea concentrate silver in their visceral parts. The bottom-dwelling wildlife such as shellfish and benthos had high activities of ^{134}Cs , ^{137}Cs and $^{110\text{m}}\text{Ag}$ one year after the accident. ^{90}Sr were not detected in the bony parts of fish and $^{239+240}\text{Pu}$ activities in visceral parts were the same levels as before the accident. The Cs activity in seawater decreased ten-fold during 6 months, and consequently activity in the marine biota also dropped. On the other hand, the decrease of $^{110\text{m}}\text{Ag}$ activity in mollusks could be observed to be almost that of the physical half-life time. It is thought the decreases of ^{134}Cs , ^{137}Cs and $^{110\text{m}}\text{Ag}$ activities in marine biota depend on differences in the mechanisms of accumulation

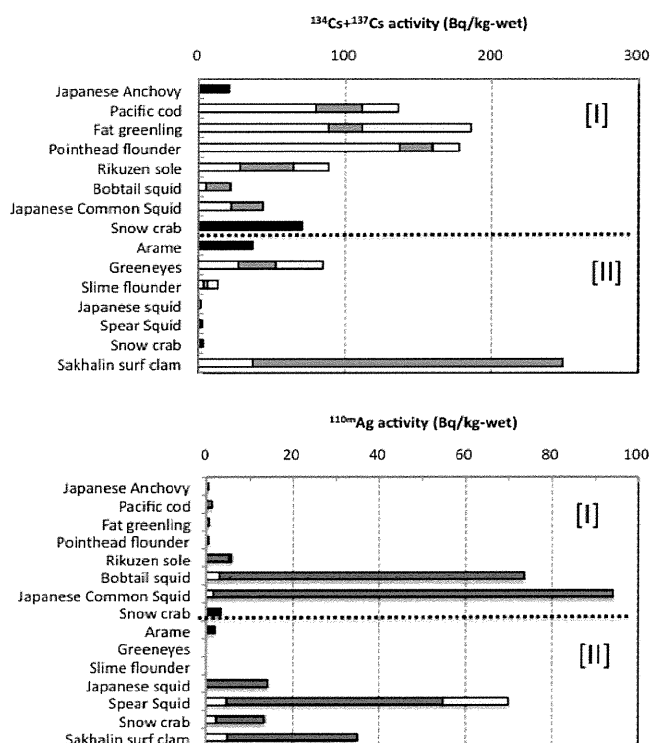


Fig. 1 Radioactivity in each part of the studied marine organisms. *Black bars*, whole body; *open bars*, muscle (edible parts); *dark bars*, viscera; *light gray bars*, bony parts. Samples were collected in June (I) and December (II) of 2011.

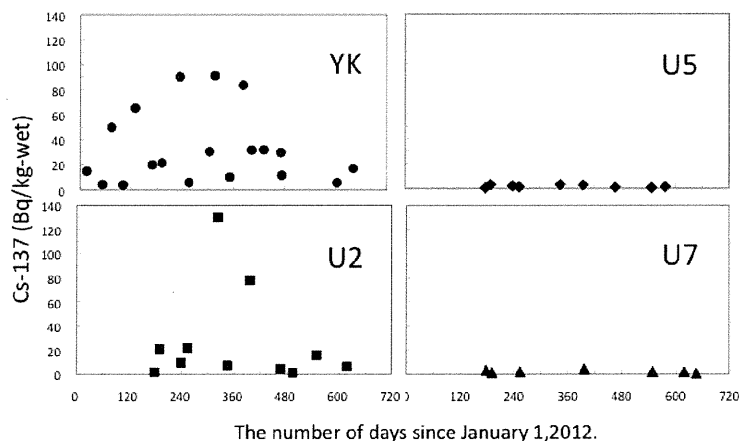


Fig. 2 The activity of ^{137}Cs in plankton samples in the Pacific off Fukushima

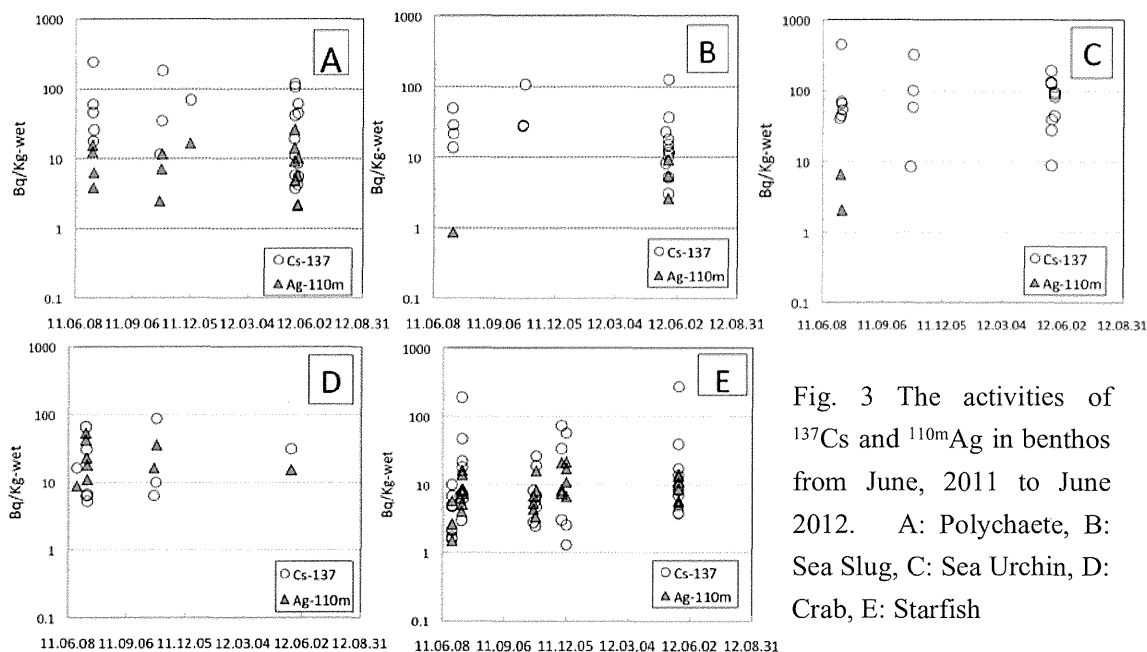


Fig. 3 The activities of ^{137}Cs and $^{110\text{m}}\text{Ag}$ in benthos from June, 2011 to June 2012. A: Polychaete, B: Sea Slug, C: Sea Urchin, D: Crab, E: Starfish

and metabolism.

Plankton

The activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs in seawater and plankton net samples collected off Fukushima were monitored from 2012 to 2013 (Fig.2). The ^{134}Cs and ^{137}Cs activities in seawater in the coastal area (less than a depth of 100m) were gradually decreased from over 100 mBq/kg to less than 50 mBq/kg, although these in the offshore area were almost the same levels as before the accident. The ^{134}Cs and ^{137}Cs activities in the plankton net samples collected in the coastal area in autumn 2012 were higher than these in 2013 and these were almost constant in the offshore area. No significant influence from the accident was observed in the coastal area samples collected off Fukushima in 2013.

Benthos

The activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs were less than 1 to 448 Bq/kg-wet in benthos collected off Fukushima from 2011 to 2012 (Fig.3). Benthos such as polychaete, sea hare, starfish and crab were also observed to have $^{110\text{m}}\text{Ag}$ activity. The correlation with the activities of radionuclides and density were thought to elucidate the influence from sediment, but no correlation was found for them in the present data (Fig. 4). The variations of radioactivity in

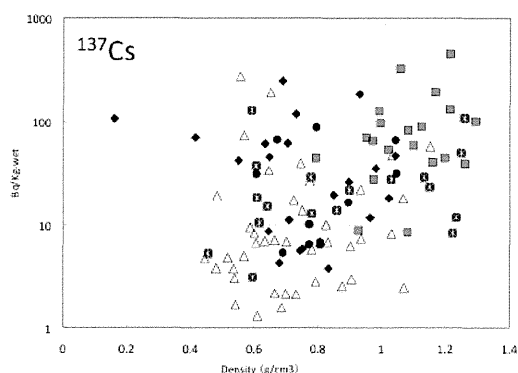


Fig. 4. The correlation between the density and the activities of ^{137}Cs in benthos collected off Fukushima during from 2011 to 2012. Polychaete (◆), Sea hare (□), Sea urchin (■), Starfish (△) and Crab (●).

benthos are not caused by the weight of sediment in the body, but are influenced by feeding habits and the sediment in their habitat.

Estimation of concentration ratio (CR)-Cs

The CR [= activity in biota (Bq/kg (wet wt))/activity in seawater (Bq/kg or Bq/L)] is usually represented in terms of the concentration in biota relative to that of seawater for modeling purposes (IAEA, 1985). This value of cesium in marine biota was calculated with the activity of cesium in seawater. The estimated CR of cesium (CR-Cs) in marine organisms ranged from 26 in the muscle part of squid to 10,000 in clam viscera. Large differences in CR-Cs in different parts of marine biota were not observed. The estimated CR-Cs values in plankton around the coastal area (n=41) were 47 to 1,100 and their geometric mean was 680 during 2012-2013. These values were higher than the reported CRs of fish, crustaceans, mollusks and macroalgae in TRS-422, being 100, 50, 60 and 50, respectively. These resulting values ranged from 58 to 780, and they were higher than the CR-Cs values (20 to 40), but also similar to the K_d -Cs value in TRS-422 (IAEA, 1985). It was suggested that the rapid change in radioactivity in seawater and the resuspension of particles from the sediments led to high CRs of Cs after the FDNPS accident.

Calculation of dose rate

The dose rate in benthos collected inside 30 km from FDNPS in 2011 was calculated with the ERICA tool (Vives Batlle et al, 2004). The activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs observed over were 70 Bq/kg-wet in Mediterranean mussel. On the other hand, these of $^{110\text{m}}\text{Ag}$ were three times higher than of ^{134}Cs and ^{137}Cs in starfish and sea hare. The internal dose rate (mGy/h) in Mediterranean mussel, starfish and sea hare were 0.009-0.028, 0.002-0.017 and 0.003, respectively. These results showed that the radiological impact on marine biota will consequently be lower.

This work was partly supported by Research and Development to Radiological Sciences in Fukushima Prefecture, Health Labour Sciences Research Grant and the Kakenhi Grant-in-Aid for Scientific Research on Innovative Areas (24110005). The authors would like to thank the scientific party, captain and crew of the T/S Umitaka-maru and Shinyo-maru for their help in sampling.

References

- Aoyama, M. and Hirose, K. Radiometric Determination of anthropogenic radionuclides in seawater samples. *Radioact. in the Environ.* **11**, 137–162, 2008.
- IAEA: Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment, Vol. 422, Technical reports series. International Atomic Energy Agency, 1985.
- Kusakabe, M., S. Oikawa, H. Takata, J. Misonoo. Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in surface sediments in the waters off Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. *Biogeosci.* **10**, 4819-4850, 2013.
- Vives i Batlle J, Jones SR, Gomez-Ros JM. A method for calculation of dose per unit concentration values for aquatic biota. *J. Radiol. Prot.*, **24**(4A):A13–34, 2004.

土壤中放射性セシウムの経時的な変化

塚田祥文

キーワード 放射性セシウム、エイジング、交換態、放射性セシウム捕捉ポテンシャル(RIP)、改良資材

1. はじめに

2011年3月の東京電力福島第一原子力発電所（以下、「東電福島第一原発」と記す）の事故から3回目の秋を迎え各地で農作物の収穫を終えた。イネをはじめ多くの作物で放射性セシウム濃度の低減化が報告されている。福島大学の調査でも、福島市、伊達市等の市場から購入した農作物（コメ、芋類、葉菜類、根菜類、豆類、果菜類および果実）中放射性セシウム濃度は、飲食物の基準値である100 Bq kg⁻¹生を超える農作物はなく、平成24年度産の平均値は7.3 Bq kg⁻¹生 (n=32)、平成25年度産については1.4 Bq kg⁻¹生 (n=35)と約1/5に減少した。しかしながら、ごく限られた範囲や作物ではあるが、一部の作物で基準値を超える値が報告されている。土壌-作物系における放射性セシウムの動態については、多数の解説（例えば、塚田ら、2011等）があるが、それではいったい、土壌中放射性セシウムは時間の経過とともにどのように変化しているのであろう。ここでは、汚染地域の放射性セシウム濃度の変化、時間の経過に伴う放射性セシウムの存在形態の変化、土壌における放射性セシウムの保持力の評価等について紹介する。

2. 伊達市小国地区における空間放射線量率の経時変化

東電福島第一原発から北西55 kmに位置する伊達市小国地区は、山間部において稲作を営んでいる地域である。小国地区では「放射能からきれいな小国を取り戻す会」によって、事故後の2011年10月に圃場および住宅地等地区内の空間線量率の測定を100×100 mのメッシュ毎に、500地点以上で実施した（図1(a)）。本地区は、2011年に収穫された玄米が暫定基準値（500 Bq kg⁻¹生）を超えた地域である。空間線量率を測定した時点では既に耕作により土壌の上下混合が行われた後である。このときの空間線量率の平均値±標準偏差は2.73 ± 0.72 μSv h⁻¹ (n=532)であった。2011年度産米が暫定基準値を超えたこ

とから本地区では、2012年度には作付は実施されなかった（ごく一部で試験作付を実施）。2013年4~5月の作付前（除染が実施される前）に再び空間線量率を測定した結果、1.29 ± 0.35 μSv h⁻¹ (n=525)と1年6ヶ月後で約50%に減少した（図1(b)）。この減少率は、¹³⁴Csと¹³⁷Csの半減期による減衰から想定される以上の低下率であり、侵食による放射性セシウムの移動、攪乱等による土壌の遮蔽効果等によると考えられる。

3. 土壌中放射性セシウムの経時変化

未耕地土壌における放射性セシウムの下方浸透速度は、おおよそ1~10 mm y⁻¹と報告（例えば、Bunzl *et al.*, 1995等）されているように非常に遅く、耕作層より深い土壌への移行はきわめて少ない（例えば、Tsukada *et al.*, 2012等）。放射性セシウムは、土壌に沈着後から存在形態が変化し、水への溶出や植物移行が時間の経過と共に減少することが知られている。土壌（黒ボク土）へキャリアフリー¹³⁷Csを添加した実験では、水抽出率は添加から2日後には1%以下にまで減少し、64日後には約0.1%まで更に減少した。1 M酢酸アンモニウムで抽出される交換態画分の割合は、2日後に約60%、64日後に34%、1年後に25%、2年後に22%まで減少した（図2）。加えて、東電福島第一原発事故前から土壌に存在する大気圏核実験由来による¹³⁷Csの交換態画分の割合は9.3%（降下物のピークである1963年から40年以上経過）であった。従って、交換態画分には比較的短時間で減少する成分と、長い時間をかけて徐々に減少する少なくとも2成分が存在する（高橋・本間, 2001; Takeda *et al.*, 2013等）と考えられる。

小国地区の水田圃場から2012年4月17日およびそれから1年6ヶ月後の2013年10月4日に再び同一水田圃場から土壌（採取深度：0~15 cm）を採取し、放射性セシウム濃度を測定した（図3）。放射性セシウム濃度は4770 Bq kg⁻¹（2012年4月17日）から2750 Bq kg⁻¹（2013年10月4日）へ約58%に減少した。そのうち¹³⁷Cs濃度は2800 Bq kg⁻¹から1930 Bq kg⁻¹へと約69%に減少した。一方で、¹³⁴Cs濃度は半減期が2.07年と¹³⁷Cs半減期（30.1年）より短いため、1年6ヶ月の間に42%に減少した。両時期に採取した土壌中¹³⁷Csを逐次抽出によって交換態、有機物結合態および粒子結合態の3画分の存在形態に区分した（図4）。作物への主な移行画分とされる交換態画分の

Hirofumi TSUKADA: Behavior of radioactive cesium in soil with aging

福島大学 うつくしまふくしま未来支援センター (960-1296 福島市金谷川1番地)

日本土壌肥科学雑誌 第85巻 第2号 p.77~79 (2014)

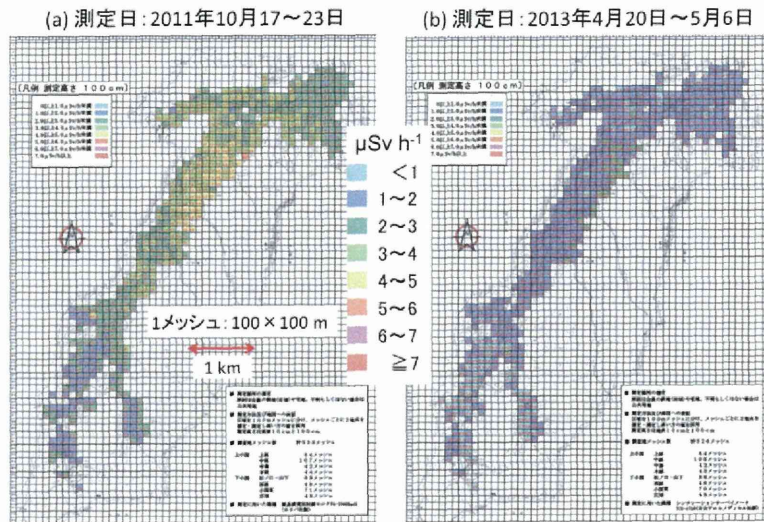


図1 伊達市小国（東電福島第一原発から北西55km）における地上1mでの空間放射線量率

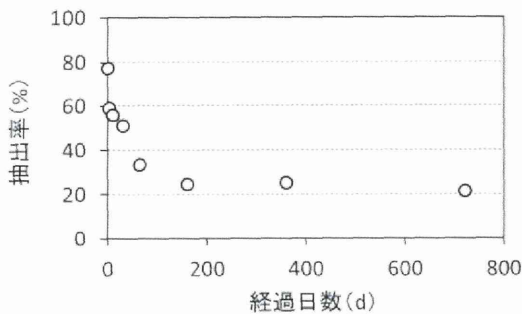


図2 キャリアフリー¹³⁷Csを添加した土壌（黒ボク土）の経過的な1M酢酸アンモニウム抽出（交換態画分）率の変化

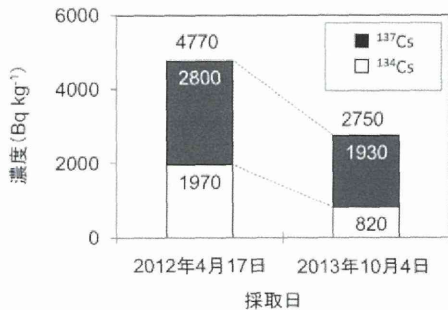


図3 伊達市小国における水田土壌中放射性セシウム濃度の経時変化
採取地点：37° 43' 52.45"N；140° 33' 31.20"E

存在割合は12.8%（2012年4月17日）から6.9%（2013年10月4日）へと約半分に減少した。一方で、有機物結合画分の割合は6.4%から6.1%と変化は小さかった。粒子結合画分の割合は、交換態画分が減少した分、1年6ヵ月の間に80.8%から87.0%と増加しており、エイジングによって粒子との強固な結合画分の存在割合が増加していた。

4. 土壌の保持力の評価

土壌に沈着した放射性セシウムはやがて強固な結合画

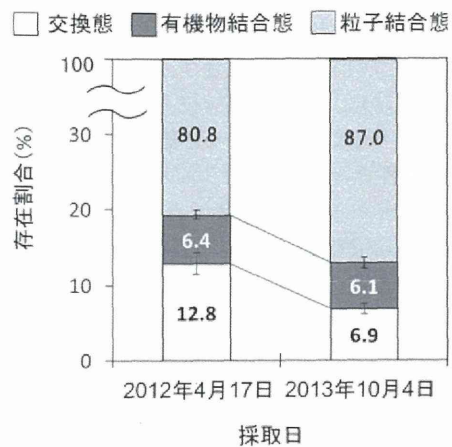


図4 伊達市小国における水田土壌中¹³⁷Csの形態別存在割合の経時変化
採取地点：37° 43' 52.45"N；140° 33' 31.20"E
縦線は計数誤差を示す。

分へと移動する (Tsukada *et al.*, 2008)。土壌が放射性セシウムを保持する潜在力を評価する方法の一つとして放射セシウム捕捉ポテンシャル (Radiocesium Interception Potential, RIP) がある (Cremers *et al.*, 1988)。土壌ではセシウムは選択的に保持される負電荷 (Frayed Edge Site, FES) に強く保持されるが、FESの存在量を直接求めることが難しいため、代わって比較的測定方法が簡便なRIP値を求め指標としている (農文協, 2012)。陽イオン交換容量 (CEC) に対するFESの寄与は非常に少ないが、FESに捕捉された放射性セシウムは、水への溶脱が困難となり、そのため植物への移行も難しくなる。エイジングによって交換態画分の割合が減少し、粒子結合態の割合が増加する。このことは、放射性セシウムがFESに捕捉されるまでに時間を要することを示唆している。従って、RIP値を用いた土壌における放射性セシウムの保持力の評価は、エイジングがある程度進んだ状態 (放射性セシウムが土壌中で比較的平衡な状態) となった時点での放射性

セシウムの保持力を示す値である。土壤中放射性セシウムの存在形態が比較的一様（交換態画分のうち比較的短時間で減少する成分が一様になるまでの間）になるには、おおよそ1年から数年を要すると報告されている (Konoplev *et al.*, 1996; Roig *et al.*, 2007; Takeda *et al.*, 2013)。RIP は、植物移行係数とも比較的良い相関が示されており (Delvaux *et al.*, 2000)、土壤の放射性セシウム汚染に対する脆弱性を示す値としても利用可能である。土壤の放射性セシウムの保持力を示す値としては、分配係数、CEC等は必ずしも適しておらず、RIP 以外に適当な指標は見当たらない。RIP 値は、土壤や改良資材において固有な値を示し、それらを混合してもそれぞれの持つ RIP 値と混合割合から計算によって、混合後土壤の RIP 値を求めることができる。例えば、RIP 値が $1200 \text{ mmol kg}^{-1}$ の土壤に $56500 \text{ mmol kg}^{-1}$ の天然ゼオライトを 2% 混合させたときの RIP 値は、計算上 $2300 \text{ mmol kg}^{-1}$ となる。実際に天然ゼオライトを 2% 混合した土壤を作成し RIP 値を測定した結果、 $2400 \text{ mmol kg}^{-1}$ となり、計算結果と概ね一致した。このように、混合する前に各試料の RIP 値を測定しておけば、改良資材を投入した混合後の RIP 値を事前に予測することができ、土壤の放射性セシウム汚染に対する脆弱性とその改良のための改良資材の選定、投入量を計算から求めることが可能である。土壤中放射性セシウム濃度が高く RIP 値の比較的低い土壤では、改良資材の施用により土壤への放射性セシウムの保持力を向上し、放射性セシウムの固定化を図り、作物への移行を低減化することが必要である。福島県内の土壤の RIP 値を測定した結果 $334 \sim 7110 \text{ mmol kg}^{-1}$ ($n=121$) にあり、多くの土壤では放射性セシウムを保持するのに十分な RIP 値であることから改良資材の施用の効果は高くないと考えられる。一方、比較的 RIP 値の低い土壤（例えば、砂質土壤、有機質土壤等）については、改良資材の施用により RIP 値を増大し作物移行を低減化させることができると期待される。土壤の RIP 値を高める改良資材としては、一般に流通している陽イオン交換容量を増加させる様々な資材が利用可能である。しかしながら、流通している 4 種類のゼオライトの RIP 値を測定した結果、1430, 18300, 48600 および $56500 \text{ mmol kg}^{-1}$ と約 40 倍の差があり、土壤中放射性セシウムの保持力を向上させるために使用する改良資材は、施用する前に吟味が必要である。

5. おわりに

事故後 3 年に及ぶ多くの大学、研究機関等の調査研究によって膨大なデータと成果が蓄積した。今後は科学的に裏付けのある成果を精査し、まだ問題を抱える地域（作物への移行の高い地域、居住制限区域、帰宅困難区域等、今後営農を再開する地域等）において、意欲を持って安心して営農を継続できるような対策を施すことが求められる。更には、除染によって分別された土壤の処分、再利用等に向

けた取り組み、加えて、農地を取り巻く森林環境、ダム、ため池等への対策も急務と考える。

謝辞：本研究の一部は、厚生労働科学研究費補助金食品の安全確保推進研究事業「食品中の放射性物質濃度の基準値に対する影響に関する研究」、および文部科学省平成 24 年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」による成果である。伊達市小国の空間線量率マップの掲載について許可いただいた、「放射能からきれいな小国を取り戻す会」に深く感謝申し上げます。また、土壤のサンプリングに協力いただいた、福島大学の大瀬健嗣博士および石井秀樹博士、並びに実験の補助をいただいた菅野章氏および鈴木千佳氏に感謝します。更に、コメント頂いた農業環境技術研究所の山口紀子博士に感謝します。

文 献

- Bunzl, K., Kracke, W., Schimmack, W., and Auerswald, K. 1995. Migration of fallout $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the various horizons of a forest soil under pine. *J. Environ. Radioactiv.*, 28, 17-34.
- Cremers, A., Elsen, A., Depreter, P., and Maes, A. 1988. Quantitative-analysis of radiocesium retention in soils. *Nature*, 335, 247-249.
- Delvaux, B., Kruyts, N., and Cremers, A. 2000. Rhizospheric mobilization of radiocesium in soils. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 1489-1493.
- Konoplev, A. V., Bulgakov, A. A., Popov, V. E., Hinton, J., and Comans, R. N. J. 1996. Long-term investigation of ^{137}Cs fixation by soils. *Radiat. Prot. Dosim.*, 64, 15-18.
- 農文協 2012. 最新農業技術 土壤施肥 vol.4. 塚田祥文・鳥山和伸・中尾 淳・山口紀子・武田 晃 特集東日本大震災の農地汚染に挑む 放射性物質による汚染とその対策, p. 41-64. 農文協, 東京.
- Roig, M., Vidal, M., Rauret, G., and Rigol, A. 2007. Prediction of radionuclide aging in soils from the Chernobyl and Mediterranean areas. *J. Environ. Qual.*, 36, 943-952.
- 高橋知之・本間俊充 2001. チェルノブイリ原子力発電所近傍モニタリングデータを用いた ^{137}Cs の外部被ばく線量評価パラメータの土質による差異に関する検討. *保健物理*, 36, 111-121.
- Takeda, A., Tsukada, H., Nakao, A., Takaku, Y., and Hisamatsu, S. 2013. Time-dependent changes of phytoavailability of Cs added to allophanic Andosols in laboratory cultivations and extraction tests. *J. Environ. Radioactiv.*, 122, 29-36.
- Tsukada, H., Takeda, A., Hisamatsu, S., and Inaba, J. 2008. Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *J. Environ. Radioactiv.*, 99, 875-881.
- Tsukada, H., Takeda, A., and Nakao, A. 2012. Vertical distribution and physicochemical form of fallout ^{137}Cs in an allophanic Andisol acidified by long-term fertilizer application. *Pedologist*, 55, 435-441.
- 塚田祥文・鳥山和伸・山口紀子・武田 晃・中尾 淳・原田久富美・高橋知之・山上 陸・小林大輔・吉田 聡・杉山英男・柴田 尚 2011. 土壤-作物系における放射性核種の挙動. *土肥誌*, 82, 408-418.

被災地からの発信

第21回

福島大学における震災復興への取り組み

—住民の視点からの放射線問題への取り組み—

山口克彦 福島大学理工学群共生システム理工学類教授

河津賢澄 福島大学うつくしまふくしま未来支援センター 特任教授

塚田祥文 福島大学環境放射能研究所教授

2011年3月11日の東日本大震

災で発生した津波によって、東北地方

は大惨事となった。福島県は津波の被

害に加え、東京電力福島第一原子力

発電所 (TEPCO's Fukushima Daiichi

Nuclear Power Station, FDNPS) の事

故で放出された放射性核種によって、

甚大な被害を被った。福島大学はただ

ちに被災住民を受け入れると同時に、

さまざまな分野において支援活動を始

めた。当時、福島大学には放射線(能)

を専門とする部署はなく、測定に関す

る器具も十分ではなかったが、事故の

直後から福島大学として、ただちに空

間線量率の測定を始め、マップを作成

した。2011年4月には、福島の復

興と支援を組織的に取り組むため「う

つくしまふくしま未来支援センター」

を設置し、こども・若者自立支援地

域復興支援、産業復興支援、および環

境エネルギーの4部門で組織的な活動

を開始した。さらに、2013年7月

には「環境放射能研究所」も設立され、

環境中における放射性核種の動態研

究や生態系への影響などについての研

究をスタートした。誌面の都合上すべ

ての活動を報告することができないた

め、本稿では、福島大学における放射

線(能)の測定、移行動態の調査とそ

れに関連する取組みなどについて紹介

する。

福島大学における

初動調査

福島大学は震災の直後にまず学生の

安否と施設の確認とを行い、3月16日

から地域住民の避難所として受け入れ

を始めた。共生システム理工学類では

3月19日に緊急の教員会議を招集し

た。「この地にある地方国立大学とし

て今やるべきことがあるはずだ」との

意見を受けて、福島県内の放射線計測

を行うこととした。当時は、まだ福島

県内の放射線分布の実態がほとんどわ

かっていなかった。福島大学には校正

されたサーベイメータもなかったが、

関係機関から借用した測定器を持って

まずは大学構内の計測を実施した。各

教員自身も被災しているにもかかわらず

「研究者として地元福島県民に果

たせる役割を担いたい」との思いが強

かったのだろう。次に、3月25〜31日

にかけて、のべ15台のタクシーを利用

し福島県内372地点において計測を



YAMAGUCHI Katsuhiko (写真左)

東京都生まれ。1988年東京理科大学理学部卒業。1993年東京理科大学理学研究科博士課程修了。博士(理学)。専門は放射光などを利用した物性物理学の研究であるが、東日本大震災後から放射線計測装置の開発や放射線教育にも従事。

KAWATSU Kencho (写真中央)

神奈川県川崎市生まれ。1973年弘前大学理学部卒業。1973〜2010年福島県職員(原子力、公害、廃棄物など担当)。2010年福島大学共生システム理工学研究科 特任教授。2011年うつくしまふくしま未来支援センター 兼務。放射線取扱主任者(第1種)。専門は、環境政策。

TSUKADA Hirofumi (写真右)

北海道函館市生まれ。1983年北海道大学水産学部卒業。2001年東北大学大学院農学研究科博士課程修了。博士(農学)。大学卒業後から環境中における放射性核種の移行・動態に関する研究に従事。専門は、環境放射生態学。

実施した。集めた地点ごとの測定デー

タを持ち寄り、放射線量率分布を可視

化したマップを作成した(図1)。4月

1日には福島県安全対策本部および国

のオフサイトセンター、ならびに関係

する市町村にマップを提供した。4月

5日には官邸からの要請に基づきマッ

プとデータを提供し、さらに4月7日

にNHK(東北エリア)および11日に

NHK(全国版)で放映された。この間

、放射線という言葉ナイーブな情報を扱う

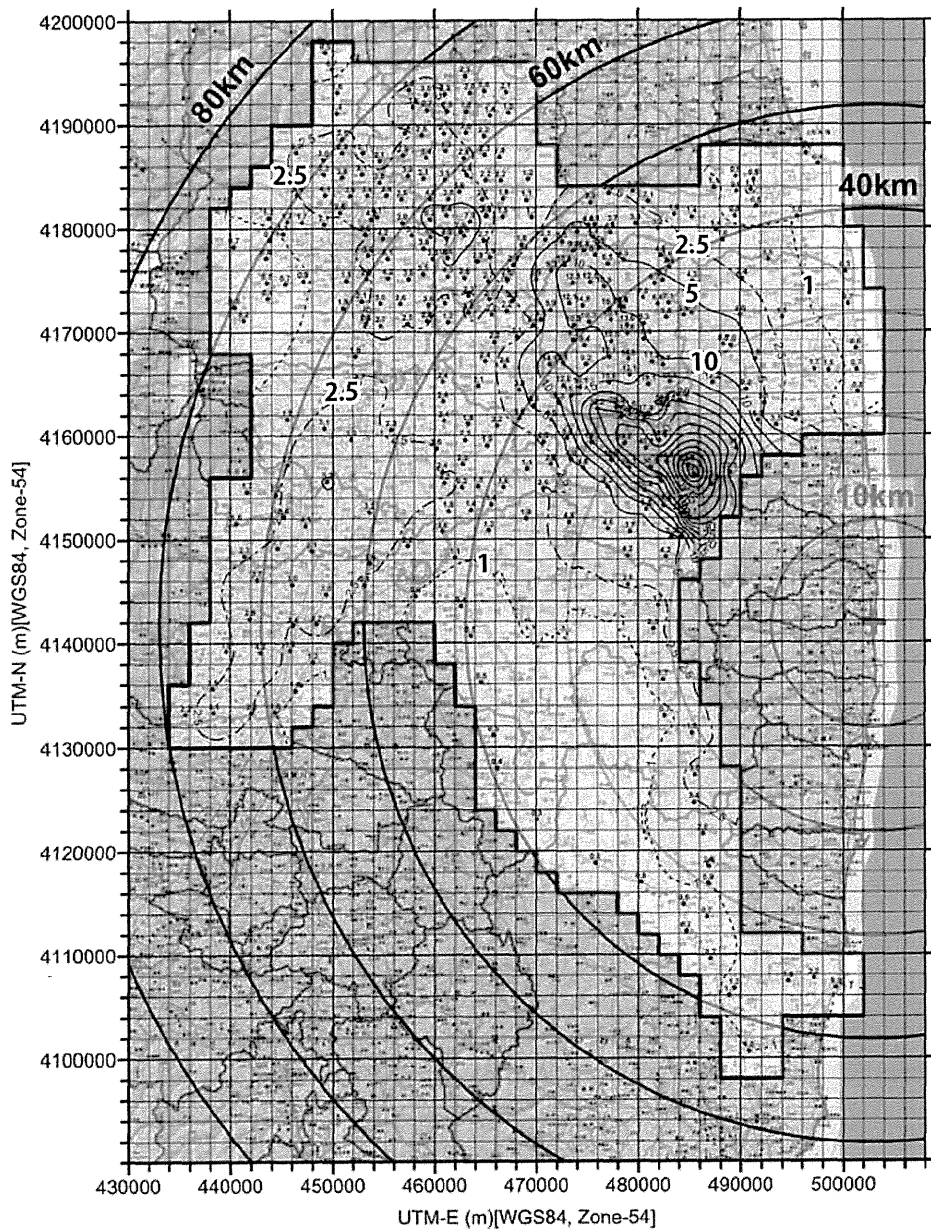
うえで、情報伝達の難しさを感じなが

ら気をもんだ時間であった。

大気中¹³⁷Cs濃度

福島市において2011年3月から

福島県立医大の協力を得て大気中放



空間放射線量率測定結果

● : 測定地点
 数値 : 空間放射線量 (μSv/h)

(2011年3月25日～31日, 30日を基準として補正)



図1 空間放射線量率測定結果 (2011年3月25日～31日, 30日を基準として補正)

試験作付け (34.2日間)と同様な値であった。伊達市小国 (FDNPSから北西約55km) および帰還困難区域であり営農が再開されていない大熊町 (FDNPSから西約6km) において2012年から試験作付けを開始した。小国地区は、2011年に作付けされたイネから当時の暫定基準値であった 500 Bq kg^{-1} を超える水田が存在した地域である。そのため2012年は作付けを制限されたが、その年から伊達市と地元農家の協力のもと原因を明らかにすべく調査を始めた。土壌、灌漑水を定期的に調査した結果、灌漑水からの影響は限定的であり、主に土壌中カリウム濃度が十分でなかったためにイネ中濃度が高くなったことが明らかになった。そのため、2013年には十分なカリウム肥料を施肥し作付けをしたところ、基

射性核種の測定を開始した。その後、2012年8月と9月から、それぞれ伊達市と福島市において本格的な大気中放射性セシウム濃度の調査を開始した。さらに、2013年11月からはFDNPSから南西約5kmの地点(大熊町)での調査も開始した。2011

年4月に大気中 ^{137}Cs (セシウム137)濃度は約 0.1 Bq m^{-3} (1m³当たり0.1Bq)であったが、その後急激に減少し6ヶ月後には 0.0001 Bq m^{-3} (約1000分の1)にまで減少した。(約1000分の1)にまで減少した。しかしながら、その後の調査結果では、減少率は小さい。2012年9月

7日～2013年7月31日(327日間)における福島市内での吸入による ^{137}Cs の被ばく線量は、 $0.069 \mu\text{Sv}$ であった。また、同時期における郊外の伊達市小国における吸入による被ばく線量も、 $0.068 \mu\text{Sv}$ (2012年8月23日～2013年7月31日、

伊達市小国 (FDNPSから北西約55km) および帰還困難区域であり営農が再開されていない大熊町 (FDNPSから西約6km) において2012年から試験作付けを開始した。小国地区は、2011年に作付けされたイネから当時の暫定基準値であった 500 Bq kg^{-1} を超える水田が存在した地域である。そのため2012年は作付けを制限されたが、その年から伊達市と地元農家の協力のもと原因を明らかにすべく調査を始めた。土壌、灌漑水を定期的に調査した結果、灌漑水からの影響は限定的であり、主に土壌中カリウム濃度が十分でなかったためにイネ中濃度が高くなったことが明らかになった。そのため、2013年には十分なカリウム肥料を施肥し作付けをしたところ、基

被災地からの発信



写真1 伊達市小国地区での住民報告会

準値である $100\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ を十分に下回るイネを収穫した。一方で、試験作付けでこれまで通りにカリウムの施用を制限した水田ではイネへの放射性セシウム濃度が高まることを確認した。これらの測定結果を調査地点の自治体に報告すると同時に、毎年地元住民への報告会を通して説明している(写真1)。

大熊町の多くが帰還困難区域(他に、居住制限区域および避難指示解除準備区域)であり、管農も再開されていない。しかしながら、今後の農業再開を目指し、また管農再開の意欲を維持するため、作物の低減化対策についての調査を実施している。具体的には、農地の表土剥ぎ取りの効果、カリウム肥



写真2 大熊町での試験作付け(2012年6月)

料の追加施用について検討を進めている(写真2)。その結果、低減化対策が功を奏し、イネ、エダマメ、カボチャ、ダイコン、トウモロコシ、ナス、ネギ、ハクサイ、およびレタスなどでは基準値を下回ることを確認している。

作物中濃度

農畜産物中放射性セシウム濃度のモニタリングは、販売する組織などで行われている。コメについては、収穫された全袋を対象にモニタリングが実施され、基準値超えの作物が市場に出回らないようにされている。福島大学では、2012年から福島県内産作

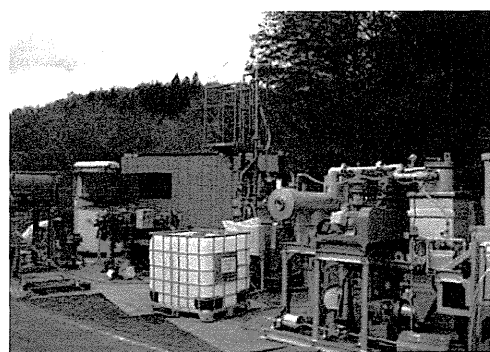


写真3 川内村での汚染土壌の減量化実証試験

物を対象として放射性核種濃度を調査している。2012年(36試料)および2013年(36試料)に調査した結果、基準値を超える放射性セシウムはなく、さまざまな作物種の平均的な濃度ではあるが、この2年の間に $7.6\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ から $1.5\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ へと約5分の1に減少した。これは、行政の指導による農地へのカリウム施用の徹底による低減化対策、さらには土壌中に存在する放射性セシウムが時間の経過に伴い次第に土壌粒子と強く結合し作物への移行率が減少する効果(エイジング)などによると考えられる。さらには、簡便なモニタリングでは検出が難しい ^{90}Sr についても、事故直後に環境試料で検出されたことから作物



写真4 ため池の表層底泥の除去の実証実験

中濃度の測定を実施している(ここでは約20kgの作物を採取し、灰化したのち化学分離して測定)が、現在のところ作物からは明らかな事故由来と考えられる ^{90}Sr は検出されていない。

協力研究活動

協力研究活動として、民間企業や他大学と共同で除染に関する技術開発や放射線計測などの共同研究を行っている。

除染に関しては、(株)マキノとの共同研究として、粒径分離による放射性セシウム汚染土壌の減容化に関する技術開発を行うとともに、双葉郡浪江町、川内村の汚染現場での実証試験を



写真5 川内村に設置した小電力無線を活用した無人・自動化放射線計測装置

ムカウンターを開発し、放射線量の自然浄化作用（自然崩壊、森林の枯葉の脱落、腐敗と雨による河川への流失、移動）の調査を行い、これらの成果をもとに自然浄化モデルの検証を行い、長

期的な放射線量の推移を明らかにできるモニタリングシステムの構築を指して調査研究を進めている。

射能測定を実施している担当者を対象に、自ら測定したデータを基に電卓を使って放射線を計算する研修事業（担い手プログラム）を実施している。多くの計算を伴うなかなかハードな研修ではあるが、その他にも放射線測定機器を扱う時の注意事項、測定試料の作成方法など多岐にわたる内容を実施している。

行い（写真3）、除染効果を確認した。また、東亜建設工業（株）との共同研究として、港湾やダム浚渫を行う既存技術と新技術を組み合わせて開発した底泥除去システムが、農業用ため池に堆積した汚染底泥の除去に効果的、効果的な技術かどうかの検証を行った。2012年8月には川内村の農業用ため池でシステムの性能確認の実証実験を実施し、作業した範囲内の表層底泥に存在した放射性物質の88%が除去された。その後もその成果を基に、伊達市の農業用ため池において浚渫規模を拡大しながら表層底泥の除去の実証実験を行っている（写真4）。

放射線計測としては、電気通信大学（株）キャンパスクリエイト（電通大TLO）、（株）ワイヤレスコミュニケーション研究所、（株）堀内電機製作所との共同事業として、帰村宣言が出

震災以降、福島県内の食品流通業界には放射能測定機器が導入され監視体制が整備されている。多くの分析装置がそうであるように、放射能測定機器も誰でも手軽に測定ができるように、測定部とそれを制御するパソコンで構成されており、ボタン一つで測定結果が出力される。しかしながら、放射能濃度が低くなるとさまざまなトラブルも報告されるようになった。たとえば、井戸水をモニタリングし、シンチレーション検出器で測定したところ、放射性セシウムが検出されたとの報告があった。しかしながら、そのスペクトルから、放射性セシウムとは異なるエネルギーにピークがあり、温泉や地下水などに含まれる天然放射性核種のガンマ線であることがわかった。このように、放射性セシウムのガンマ線エネルギー近傍には、天然放射性核種であるタリウム、ビスマスなどのガンマ線も存在する。そこで、福島大学では、普段放

福島大学は、地元の大学として多角的に長きにわたって住民と向き合い、復興を進めていかななくてはいけない。震災から3年が経過したにもかかわらず、まだまだ多くの方が帰還できず仮住まいでの生活を余儀なくされ、課題も多い。一部の農作物は出荷停止のままであり、海産生物に至っては多くの種類が出荷停止の状態である。帰還困難区域、廃棄物、森林、廃炉などまだまだ多くの解決しなければならぬ課題が残されているが、震災前の活力ある福島を取り戻すために、福島大学は地元の大学として真に復興の日が来るまで、最後までこの地と向き合って取り組んでいきたい。

放射能測定の研修

今後の課題

