

## 2011年から2015年に福島県で採取した油糧作物への放射性セシウムの移行

平山孝<sup>1</sup>・関澤春仁<sup>2</sup>・佐藤睦人<sup>3</sup>

## Transfer of Radiocesium to Oil Crops grown in Fukushima from 2011 to 2015

Takashi HIRAYAMA<sup>1</sup>, Haruhito SEKIZAWA<sup>2</sup> and Mutsuto SATOU<sup>3</sup>**Abstract**

Large amounts of radionuclides were released following the nuclear accident in Fukushima in March 2011. We tested soil phytoremediation by several crops in field experiments. The maximum concentration of radiocesium (RCs) in rapeseed (*Brassica napus* L.) grown in 2011 was above the provisional regulation value (500 Bq kg<sup>-1</sup>), but that in 2012 quickly decreased to below the revised lower limit (100 Bq kg<sup>-1</sup>). There was almost no transfer of RCs from seed to oil during extraction. RCs transfer factors of six field crops - soybean (*Glycine max* (L.) Merr.), adzuki bean (*Vigna angularis* (Willd.) Ohwi & H. Ohashi), peanut (*Arachis hypogaea* L.), buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench), sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), and sunflower (*Helianthus annuus* L.) - grown at the Fukushima Agricultural Research Centre from 2011 to 2015 fluctuated significantly among years. The rate of removal of RCs by sunflower was very small (0.057 - 0.058 %) and no better than that of other crops.

(Received September 30, 2021 ; Accepted February 24, 2022)

Keywords: sunflower, rapeseed, radiocesium, transfer factor

キーワード : ヒマワリ、ナタネ、放射性セシウム、移行係数

受付日 2021年9月30日 受理日 2022年2月24日

1 現農業総合センター浜地域農業再生研究センター

2 現福島県畜産課

3 現福島県環境保全農業課

## 1 緒言

2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波によって引き起こされた東京電力福島第一原子力発電所事故（原発事故）によって大量の放射性物質が環境中に放出され、県内外の広範な地域の土壤に沈着した。特に、降水量が多く、半減期の比較的長い放射性セシウム（Cs）、すなわち<sup>134</sup>Cs（半減期約2.1年）と<sup>137</sup>Cs（半減期約30年）の農作物への影響が強く懸念され、農作物の吸収量解明や移行低減に向けた各種試験が開始された。

本稿では、事故当初の2011～12年に福島県内の現地ほ場及び福島県農業総合センター（センター）において実施した油糧作物のヒマワリ、ナタネを対象とした放射性Cs（<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs）の移行に係る各種調査及び2012～15年にセンター内で実施したヒマワリを含む畑作物に対する放射性Cs移行比較試験の結果について報告する。

### （1）ヒマワリ栽培によるファイトレメディエーション効果の検討

震災当年の2011年、総合科学技術会議の主導の下、科学技術戦略推進費によるプロジェクト「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」により、「放射性物質の分布状況等に関する調査研究」と「農地土壤等における放射性物質除去技術の開発」が実施された<sup>28) 42)</sup>。農林水産省などが中心となって進められた「農地土壤等における放射性物質除去技術の開発」では4課題が進められたが、このうち、「農地土壤等における各種除染技術（物理的・化学的・生物的除去）の開発・実証」の中で「植物による浄化（ファイトレメディエーション）技術の開発及び残渣処理システムの開発」をテーマとした各種試験が展開され、（独）農業・食品産業技術総合研究機構（農研機構）とセンターでヒマワリ（*Helianthus annuus* L.）の栽培試験を行い、放射性物質の生物的除染の可能性について検討した。

この背景には、ヒマワリが放射性物質を大量に吸収するとの情報（水耕栽培における試験結果）が震災前にテレビ番組で紹介されており、様々なところから国、県及び市町村等に対して、ヒマワリ栽培に

よる農地除染の実証について要望や提案が寄せられたことがある。

### （2）ナタネに対する放射性物質の影響

原発事故が発生した3月は、麦類やナタネなどの冬作物がほ場で生育中であったため、これらの地上部に放射性降下物が直接沈着した。表面付着後の放射性物質が植物体にどのように取り込まれるのかについては不明な部分が多いが、放射性Csは植物体内に吸収された場合に他の部位への移動性が他元素より高い<sup>33)</sup>とされ、ハツカダイコンの葉面に付着させた放射性Csの34%が根部に移行したとの報告<sup>6)</sup>がある。また、1986年産の国産茶葉と玄麦中の放射性核種（<sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr）濃度が他年より高くなり、玄米では変化がなかったことから、同年4月に発生したチェルノブイリ原発事故直後の直接沈着により植物体中の濃度が高まったものと考えられている<sup>18) 33)</sup>。ここでは、震災時にほ場で生育中だったナタネ（*Brassica napus* L.）について、放射性Csの茎葉から子実への移行、及び搾油過程における動態について調査した。

また、2011年に比べ放射性降下物の影響が限定的である2012年産ナタネにおいて、経根由来の土壤からの放射性Csの移行性について検討した。

### （3）畑作物における土壤中の放射性Csの移行比較

農作物における土壤中の放射性核種の吸収のしやすさを表す指標として移行係数（Soil-to-plant transfer factor, TF）が用いられ、TF＝植物体の放射性核種濃度（Bq kg<sup>-1</sup>）／土壤中の放射性核種濃度（Bq kg<sup>-1</sup> dry weight）で算出される。植物体の放射性核種濃度は必要に応じて新鮮重又は乾物重当たりのものを使い分けている。

放射性CsのTFには作物間差があるが、TFは土壤の種類、栽培条件、気象条件など多くの環境要因によって大きく変動する<sup>40) 43)</sup>ため、文献に示された値による作物間の単純な比較は難しい。また、TFは主に可食部への算定値が表記されることが多く、植物としての放射性Cs吸収能を比較するには同一条件

下での栽培と地上部全体の分析が必要になる。

このため、2012～2015年にセンター内の2ほ場において、ヒマワリを含む複数の畑作物を連年栽培し、放射性Csの移行に対する年次推移を調査した。初年目の結果として、放射性CsのTFに作物間差があること、子実等の可食部のTFは茎葉より小さいこと、部位別の放射性Cs含有率は作物により異なること等を明らかにしており<sup>9)</sup>、本稿はその続報として年次推移を報ずるものである。

## 2 試験方法

### (1) ヒマワリ栽培によるファイトレメディエーション効果の検討

相馬郡飯舘村内のほ場15a(土壌:褐色森林土)及びセンターのほ場3a(土壌:灰色低地土)において、硫安施用+カリ無施用による吸収促進区と、硝安施用+塩化カリ施用による吸収抑制区をそれぞれ設けた。作付け前にほ場内の5点から0-15cm深の土壌を採取・混合し、40°Cでの乾燥、粉碎、2mm目の篩選後、財団法人日本分析センターに依頼してゲルマニウム半導体検出器(ORTEC製 GEM25-70-XLB-C、測定時間1,800秒)を用いたガンマ線スペクトロメトリーによる核種分析法により計測した放射性Cs濃度は、飯舘村が7,700Bq kg<sup>-1</sup>、センターが1,400Bq kg<sup>-1</sup>であった。

ヒマワリ(品種:パイオニア63N80)を、飯舘村ほ場では2011年5月27日にトラクタ装着のロール式播種機により条間70cm、株間20cmで2粒播きした。ヒマワリ生育初期の雑草抑制に関する知見<sup>7)</sup>に基づき、基肥は無施用とし、播種翌日に除草剤(トリフルラリン乳剤)を全面散布し、6月23日に中耕、7月8日にロータリカルチベータで培土を実施した。追肥は培土時に全量施用し、吸収促進区(硫安+カリ無施用)はN:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=0.7:0.5:0 kg a<sup>-1</sup>を、吸収抑制区(硝安+塩化カリ)はN:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=0.7:0.5:0.5 kg a<sup>-1</sup>を施用した。センターほ場では5月17日に同様に播種し、6月17日に中耕培土と施肥を行った。

飯舘村ほ場では8月5日の開花時と9月7日(開花33日後)の成熟時、センターでは7月20日の開

花時と8月19日(開花30日後)の成熟時に1.4 m<sup>2</sup>分の地上部を刈り取り、開花時の花托と茎葉及び成熟時の子実を採取した。茎葉は洗浄、高温乾燥、粉碎後、子実は脱粒、洗浄、高温乾燥後にゲルマニウム半導体検出器(同上、測定時間1,800秒)によりこれらの放射性Cs濃度を計測し、土壌からヒマワリへの放射性CsのTF及び除去率を算出した。除去率は、茎葉及び子実の単位面積当たり重量に各放射性Cs濃度を乗じた地上部の放射性Cs含量を、単位面積当たりの土壌容量に乾土の比重と放射性Cs濃度を乗じた土壌の放射性Cs含量で除して算出した。

また、飯舘村及びセンターで栽培したヒマワリで算定された放射性CsのTFを確認するため、同年に県内4地点(A市～D市)で栽培されたヒマワリについて、開花時と成熟時の植物体及び土壌を採取し、同様に分析した。各ほ場の土壌中の放射性Cs濃度は1,380～5,520Bq kg<sup>-1</sup>であり、土壌中の交換性カリ含量は計測しなかった。

### (2) ナタネに対する放射性物質の影響

#### A 生育中のナタネに対する放射性降下物の影響

2010年秋に播種し、原発事故時にセンター及び県内4地点(E市～H村)で栽培されていたナタネにおいて、2011年6月9日～16日の生育期及び6月20日～7月20日の成熟後に1.4 m<sup>2</sup>分の植物体を採取し、生育期の茎葉は洗浄、乾燥、粉碎後、成熟後の子実は脱粒、洗浄、乾燥後にゲルマニウム半導体検出器(同上、測定時間2,000秒)により放射性Cs濃度を計測した。併せて、ほ場内5点の0-15cm深の土壌を採取・混合し、乾燥、粉碎、篩選後、財団法人日本分析センターに依頼してゲルマニウム半導体検出器(同上、測定時間1,800秒)で放射性Cs濃度を計測した。

このうち、食品中の放射性物質に関する暫定規制値(放射性Cs:500Bq kg<sup>-1</sup>)を超過した一地点の子実について、圧搾法と抽出法によりそれぞれナタネ油を搾出した。圧搾法については自動油圧搾油機(エンジン社製)で焙煎・圧搾して2日間静置後にろ過し、抽出法については乾燥子実を粉碎後にノルマルヘキサンで抽出し、それぞれ1Lの検体を得た。(独)

農業環境研究所（現：（国研）農研機構農業環境研究部門）に依頼し、ゲルマニウム半導体検出器（CANBERRA 製、GCW2523S、測定時間 57,000～96,000 秒）により放射性 Cs 濃度を計測し、子実から油への移行率を算出した。

#### B 事故後に播種したナタネへの土壤中の放射性物質の移行

A で調査対象としたセンター及び県内 4 地点のうち 3 地点では継続調査とし、作付けを取り止めた 1 地点（E 市）の代わりに別の 1 地点（I 市）を加え、2011 年 9～10 月に播種したナタネについて年次推移を検討した。2012 年 4 月 14 日～5 月 4 日の開花時及び 6 月 13 日～30 日の成熟時に 1.4 m<sup>2</sup>分の植物体を採取し、同様の前処理後、ゲルマニウム半導体検出器（CANBERRA 製、GC3020 - 7500SL - 2002CsL、測定時間 3,000～10,000 秒）により開花期の茎葉と成熟後の子実の放射性 Cs 濃度を計測した。併せて、ほ場内 5 点の 0-15cm 深の土壌を採取・混合し、同様の前処理後、NaI（T1）シンチレーション検出器（応用光研工業製 FNF-401、計測時間 1,000 秒）によるスペクトロメータ機器分析法により放射性 Cs 濃度を計測し、土壌からの TF を算出した。土壌中の交換性カリ含量は計測しなかった。

センターで実施したナタネ植物体の吸収能把握試験については、2011 年 9 月 27 日にセンター内の水田転換畑 4a に条間 70cm で畦立し、ナタネ（品種：キラリボシ）を畦上に播種した。施肥は全量基肥で硫酸と過リン酸石灰を用いて N : P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> : K<sub>2</sub>O = 0.8 : 0.8 : 0 kg a<sup>-1</sup>を施した。12 月 20 日（越冬前）、3 月 15 日（越冬直後）、4 月 6 日（抽苔始期）、4 月 30 日（開花期）、6 月 26 日（成熟期）に 0.42 m<sup>2</sup>分の地上部を採取し、同様の前処理後、ゲルマニウム半導体検出器（同上、測定時間 3,000～7,000 秒）より子実と各時期の茎葉の放射性 Cs 濃度を計測した。土壌は成熟期にほ場内 5 点の 0-15cm 深を採取・混合し、同様の前処理後、NaI（T1）シンチレーション検出器（同上、測定時間 1,000 秒）により放射性 Cs 濃度を計測し、土壌からの TF を算出した。また、「簡易法・バッチ法」で抽出<sup>1)</sup>し、原子吸光分光

度計（アジレント・テクノロジー株式会社製 AA280FS）により土壌中の交換性カリ含量を計測した。作付前の土壌中の放射性 Cs 濃度は 4,120Bq kg<sup>-1</sup>、交換性カリ含量は 15mg K<sub>2</sub>O 100g<sup>-1</sup>であった。

#### （3）畑作物における土壌中の放射性 Cs の移行比較

センターの普通畑で 2012～2015 年の 4 年間、水田転換畑で 2013～2015 年の 3 年間、6 種類の畑作物（ダイズ（*Glycine max* (L.) Merr.）、アズキ（*Vigna angularis*）、ラッカセイ（*Arachis hypogaea* L.）、ソバ（*Fagopyrum esculentum* Moench）、ヒマワリ及びソルガム（*Sorghum bicolor*）を栽培した（表 1）。施肥については、2012 年（普通畑の 1 作目）は各作物の慣行量を施用したが、2013 年以降（普通畑の 2 作目以降と水田転換畑の全ての年次）はカリ無施用とし、硫酸と過リン酸石灰により窒素とリン酸成分のみ施用した。各作物の開花・出穂期に茎葉、成熟後に子実（ソルガムを除く）を採取し、茎葉は洗浄・乾燥・粉碎後、子実は脱穀・洗浄・乾燥後にゲルマニウム半導体検出器（同上、測定時間 3,000～40,000 秒）により放射性 Cs 濃度を計測した。土壌は子実採取時に各作物栽培区内 5 点の 0-15cm 深を採取・混合し、乾燥・粉碎・篩選後に NaI（T1）シンチレーション検出器（同上、測定時間 1,000 秒）により放射性 Cs 濃度を計測した。植物体の放射性 Cs 濃度は土壌採取日に合わせて半減期補正した上で、土壌から各作物への TF を算出した。なお、作付け前の土壌中の放射性 Cs 濃度は、2012 年の普通畑が 1,910～2,030 Bq kg<sup>-1</sup>、2013 年の水田転換畑が 990～1,260 Bq kg<sup>-1</sup>であった。水田転換畑の濃度が普通畑より低いのは 2011 年 4 月に通常より深い約 30cm 深で全面耕起したためであり、試験開始後は両ほ場とも毎年 15cm 深での耕起を行った。

表1 供試した畑作物の耕種概要

作物名	品種	基肥量 $\text{kg a}^{-1}$ (注)		栽植様式
		N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O		
ダイズ	タチナガハ	0.2-0.8-0		0.7×0.2
アズキ	中納言	0.2-0.8-0		0.7×0.15
ラッカセイ	千葉半立	0.2-0.8-0		0.7×0.35
ソバ	会津のかおり	0.3-0.3-0		0.7条播
ヒマワリ	ハイネア763M80	0.5-0-0		0.7×0.15
ソルガム	スーパーシュガーソルゴー	0.5-0.5-0		0.7×0.2

作物名	播種月日				開花・出穂月日				収穫月日			
	2012	2013	2014	2015	2012	2013	2014	2015	2012	2013	2014	2015
ダイズ	06/05	06/08	06/16	05/27	08/07	08/08	08/11	08/07	11/13	11/19	11/10	10/30
アズキ	06/11	06/14	06/16	05/27	08/16	08/08	08/14	08/17	11/02	11/12	10/31	11/18
ラッカセイ	05/21	05/21	05/14	05/27	08/07	07/26	07/31	08/17	11/09	11/11	11/11	11/18
ソバ	07/30	08/13	08/01	08/04	08/29	09/12	09/02	09/14	10/19	10/17	10/10	10/14
ヒマワリ	05/21	05/22	05/14	05/27	07/30	08/01	07/18	08/17	08/29	10/04	09/10	09/21
ソルガム	06/05	06/08	06/16	05/27	09/06	08/09	09/10	10/09	-	-	-	-

2013年以降の施肥量、2012年は $\text{K}_2\text{O}$  0.3~0.8 $\text{kg a}^{-1}$ を施用した

### 3 試験結果及び考察

#### (1) ヒマワリ栽培によるファイトレメディエーション効果の検討

除去率は単位面積当たりの放射性Cs含量比である。そして、放射性Cs含量は放射性Cs濃度と単位面積当たりの重量を乗じて算出される。ヒマワリ栽培による土壤中の放射性Csの除去率は、最大で飯舘村、センター共に $5.7 \times 10^{-4}$ と算定された(表2)。

また、吸収促進区(硫酸+無カリ)を設けたのは、土壤中にアンモニア態窒素が共存すれば作物による放射性Csの吸収が著しく増大するとされる<sup>38)</sup>ため、吸収抑制区(硫酸+カリ施用)を設けたのは、カリ肥料添加が放射性Cs吸収の著しい抑制効果を示す

との知見があった<sup>27)</sup>ためであるが、2地点とも各区の移行程度は同等であった(データ省略)。土壤中の交換性カリ含量が飯舘村では54~57 $\text{mg K}_2\text{O}$

100 $\text{g}^{-1}$ 、センターでは25 $\text{mg K}_2\text{O}$  100 $\text{g}^{-1}$ と十分に高かったことが差が見られなかった要因と考えられた。

なお、センターにおける土壤からヒマワリへの放射性CsのTFは、県内4地点から採取したヒマワリのTFの範囲内にあり(表3)、同試験を実施した(独)農研機構東北農業研究センター(現:(国研)農研機構東北農業研究センター)で得られた値にも大きな違いはなかった<sup>17)</sup>ことから、本試験におけるヒマワリの放射性Cs吸収能の評価は概ね妥当と考えられた。

表2 ヒマワリ栽培による土壤中の放射性Csの除去率(2011年)

項目	飯舘村 (最大値)	センター (最大値)
土壤の種類	褐色森林土	灰色低地土
子実の放射性Cs含量( $\text{Bq m}^{-2}$ )①	22	3
茎葉の放射性Cs含量( $\text{Bq m}^{-2}$ )②	610	140
土壤の放射性Cs含量( $\text{Bq m}^{-2}$ )③	1,100,000	250,000
除去率 = (①+②)/③	$5.7 \times 10^{-4}$	$5.7 \times 10^{-4}$

表3 福島県内で栽培されたヒマワリへの放射性CsのTF (2011年)

採取地点	品種	TF		土壌の種類
		茎葉	子実	
A市	大輪ひまわり	$6.3 \times 10^{-2}$	$2.4 \times 10^{-2}$	灰色低地土
B市	ゴッホのヒマワリ	$5.3 \times 10^{-2}$	$2.6 \times 10^{-2}$	灰色低地土
C市	ハイブリッドサンフラワー	$1.4 \times 10^{-1}$	$3.1 \times 10^{-2}$	褐色森林土
D市	ハイブリッドサンフラワー	$2.7 \times 10^{-1}$	$5.2 \times 10^{-2}$	褐色森林土
センター	パイオニア63N80	$1.9 \times 10^{-1}$	$2.6 \times 10^{-2}$	灰色低地土

TFはヒマワリ乾物重 (DW)により算出した

そして、ヒマワリを一作栽培した際の土壌中の放射性Csの除去率を $5.7 \times 10^{-4}$  (= 1/1,800)として試算すると、10年間連作した場合でも土壌から除去できる放射性Csは約0.57%に過ぎない。実際は、土壌沈着からの時間経過とともに放射性Csの土壌固相との接触・収着が進む(エイジング効果)<sup>41)</sup>ため、除去率は年々低下する。一方、原発事故直後の<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csを同量とした場合、土壌に沈着した放射性Csは物理的減衰により10年間で約58.5%減少することになり、風雨等の自然要因(ウェザリング)により減衰率は更に高まると考えられている。つまり、ヒマワリ栽培による土壌からの除去率より放射性Csの減衰率のほうが圧倒的に大きく、ヒマワリによる実用的な除染効果は期待できないとの結論になる。

ファイトレメディエーション(phytoremediation)は土壌中の有害重金属や化学物質等を植物体に吸収させて土壌を修復する技術であり、一般的には植物による吸収・蓄積機能を利用するファイトエクストラクション(phytoextraction)による土壌浄化の事例が多い。農業分野ではイネを用いた水田土壌中のカドミウムを低減する手法が開発されている<sup>11)</sup>。

放射性物質の生物的除染に関しては、前述のとおり、諸所からヒマワリ栽培による農地除染の実証要望が寄せられていた。しかし、放射性Csに関しては、<sup>137</sup>Csを添加した水耕液中でヒマワリを栽培し、ヒマワリがそのほとんどを吸収したとの知見はある<sup>2)</sup>ものの、これは容量の小さな水耕液中で水に溶けたCsイオンに対する吸収能を示したものであり、用水中の溶存態<sup>137</sup>Csは土壌中の<sup>137</sup>Csより地上部に移行しやすいことが指摘されている<sup>31)</sup>。この試験以前の文献にも、土壌中の放射性Csの植物種へのTF

は乾物重ベースで0.1程度<sup>12)</sup>、ヒマワリも0.2程度<sup>3)</sup>とされ、ヒマワリによる除染効果に否定的な報告が見られる。前述のとおり、本試験ではヒマワリによる除染効果は小さいと考えられ、既往報告とも符合する。

本プロジェクトでは、(独)農研機構作物研究所(現:(国研)農研機構次世代作物開発研究センター)により、伊達郡川俣町でアマランサス属(アマランサス及びケナフ)の栽培試験も行われたが、放射性Csの土壌からの除去率は極めて低く、放射性Csの効率的なファイトレメディエーションはヒマワリと同様に困難であると結論づけられた<sup>25)</sup>。

土壌に沈着した放射性Csは、作物へ移行しやすい交換態が時間とともに減少し、大半が粘土鉱物等との強固な結合態(固定態)に至る<sup>39)</sup>とされる。特に2:1型層状ケイ酸塩鉱物のパーミキュライト<sup>20)</sup>やイライト<sup>14)</sup><sup>34)</sup>に強く固定されることが知られている。一度土壌に固定された放射性Csが交換態に再置換される割合は非常にわずかであり<sup>43)</sup>、放射性Csのファイトレメディエーションを困難にしている一因である。

放射性Csの生物的除染に関する研究はその後も継続して行われている。菌類であるキノコ類は植物と比べて放射性Csを吸収、蓄積しやすいことが知られており<sup>29)</sup><sup>21)</sup>、放射性Csがポリリン酸と結合して液胞に蓄積すること<sup>30)</sup>との関連が示唆されているものの、詳細なメカニズムは分かっていない。放射性Csが農地では比較的早期に土壌に強く固定されるのに対し、森林では生態系により長期に循環される<sup>24)</sup>。これに対して、菌糸を繁殖させたウッドチップによる森林土壌の除染法が提案されている<sup>15)</sup>。

飯舘村ほ場で収穫されたヒマワリ子実を（独）農研機構中央農業総合研究センター（現：（国研）農研機構中日本農業研究センター）で搾油したところ、子実中の放射性 Cs 濃度は検出限界値未満で、ほとんど油には移行しないことが確認された<sup>22)</sup>。これは子実に取り込まれた放射性 Cs が親水・疎油性を有することを示している。放射性 Cs は一価の陽イオンであるため油分に移行せず、有機物に留まると考えられる。放射性 Cs の油への移行が少ないことが示されたことで、ヒマワリは原発事故に伴う営農再開地域等で栽培可能な作物候補の一つとして着目された。そして、原発事故に伴う警戒区域が解除された双葉郡檜葉町などで農地の保全管理と景観形成を目的にヒマワリの実証栽培が行われ、搾油したヒマワリ油から放射性 Cs は検出されないことが確認されている<sup>32)</sup>。

## (2) ナタネに対する放射性物質の影響

### A 原発事故時に生育中であったナタネに対する放射性降下物の影響

5地点のナタネほ場の土壌、茎葉、子実中の放射性 Cs 濃度は表4のとおりである。2011年3月の時点ですでにナタネは生育中であり、地上部へ放射性 Cs が直接沈着した。そのため、2地点では茎葉中の放射性 Cs 濃度が土壌を上回った。また、子実中の放射性 Cs 濃度は茎葉の15~70%で、1地点では検査規格の水分10%換算で暫定規制値(500Bq kg<sup>-1</sup>)を超過した。

また、この暫定規制値を超過した子実を搾油したところ、表5のとおり、油の放射性 Cs 濃度は圧搾法では子実の $5.4 \times 10^{-3}$ 、抽出法では $1.8 \times 10^{-3}$ と、子実の放射性 Cs 濃度と比較して低かった。

ナタネは前年の2010年9~11月に播種されたもので、原発事故当時の生育ステージは越冬後の抽苔開始前であった。センターでは抽苔前の3月下旬に実施する中耕作業を取り止め、他地点でも同時期の耕起作業は行われなかった。

また、表4で示したとおり、生育期の茎葉と土壌中のそれぞれの放射性 Cs 濃度には有意な相関関係

表4 福島県内で栽培されたナタネ及び土壌の放射性Cs濃度

採取地点	E市	F市	G市	H村	I市	センター
土壌の種類	褐色森林土	褐色森林土	黒ボク土	褐色森林土	灰色低地土	灰色低地土
東京電力福島第一原発からの直線距離 km	27.9	44.3	57.7	62.7	69.5	57.9
2011年						
土壌 (Bq kg <sup>-1</sup> )	1,780	735	278	2,420	-	3,640
茎葉 (Bq kg <sup>-1</sup> )	3,700	1,920	188	781	-	360
子実 (Bq kg <sup>-1</sup> )	667	300	98	142	-	252
2012年						
土壌 (Bq kg <sup>-1</sup> )	-	664	287	1,720	3,310	4,120
茎葉 (Bq kg <sup>-1</sup> )	-	11	10	11	52	78
子実 (Bq kg <sup>-1</sup> )	-	9	5	9	19	39
子実へのTF	-	$1.4 \times 10^{-2}$	$1.7 \times 10^{-2}$	$5.2 \times 10^{-3}$	$5.7 \times 10^{-3}$	$9.5 \times 10^{-3}$

土壌と茎葉は乾物重 (DW)、子実は検査規格の水分10%の生重換算により算出した

表5 ナタネ油の放射性Cs濃度 (2011年)

搾油方法	子実	油	移行率
	Bq kg <sup>-1</sup>	Bq kg <sup>-1</sup>	
圧搾法	667	3.63	$5.4 \times 10^{-3}$
抽出法	667	1.19	$1.8 \times 10^{-3}$

は見られなかった。ナタネと同じ冬作物のコムギでは、2011年福島県産で放射性Csの暫定規制値(500 Bq kg<sup>-1</sup>)を超過したものが1点、100Bq kg<sup>-1</sup>を超過したものが26点あり、これらは検査総数の4.8%であった<sup>5)</sup>。コムギは事故当時には出穂前であり、5月中旬に枯葉で穂の1,000倍の濃度の放射性Csが検出されているが、穂へは事故直後の放射性降下物は沈着していないことから、葉に吸着した放射性Csは動きにくいものの、非常に少ない割合ながら穂にも転流されたものと推測されている<sup>36) 37)</sup>。また、フォールアウト時の植物体の大きさが玄麦中の放射性Cs濃度に大きく影響したことが想定されている<sup>37)</sup>。ナタネにおいても同様の現象が起きたものと考えられる。しかしながら、前述のとおり、ナタネの茎葉と土壌中のそれぞれの放射性Cs濃度には有意な相関関係が見られなかった。

ナタネの生育量は一般にはほ場間差が大きく、土壌に対する茎葉の放射性Cs濃度が高いE市やF市のほ場では、事故当時の生育量が他地点より大きく、株当たりの放射性降下物の沈着量が大きかったものと思われる。図1に2012年産ナタネの時期別重量を示したが、新鮮重、乾燥重共に厳寒期に減少して抽苔初期に最小となり、その後、養水分の吸収により急激に増加する。ナタネ茎葉を採取した6月上中旬は登熟期～成熟期前に相当し、放射性Csが直接沈着した古葉の大半が植物体から離脱していた可能性が高く、茎葉中の濃度も生体重増加により希釈され、事故当時の状況を反映しているとは言い難い。本来は土壌中の放射性Cs濃度が高い、すなわち放射性降下物量が多かった地点ほどナタネの葉面積当たりの沈着量は多く、子実濃度との相関が見られた可能性があるが、これらの要因により本データからは判然としなかったものと考えられる。

搾油過程による放射性Cs濃度の減少については、チェルノブイリ原発事故後の研究により、ナタネ種子では搾油によって放射性Cs(<sup>137</sup>Cs)を0.4%、放射性ストロンチウム(<sup>90</sup>Sr)を0.2%に低減することが示されており<sup>4)</sup>、搾油法で得られた値とほぼ一致する。抽出法でこれを下回った理由は不明であるが、搾油法より夾雑物等の不純物の混入リスクが低いこ

とや、抽出時に放射性Csが水層に移行した可能性が考えられる。

県内で栽培されているナタネはほとんど全てが搾油法で搾油されているが、本試験から子実中の放射性Csは搾出する油へはほとんど移行しないことが明らかになった。一方、ナタネの搾油率は約30%であり、放射性Csが油かすに全て残留すると仮定すれば約140%に濃縮される試算となることから、油かすを利用する際は注意が必要であると思われる。

なお、2012年4月に放射性Csの新基準値に移行した際、ナタネは農作物としては適用対象外になった<sup>19)</sup>。

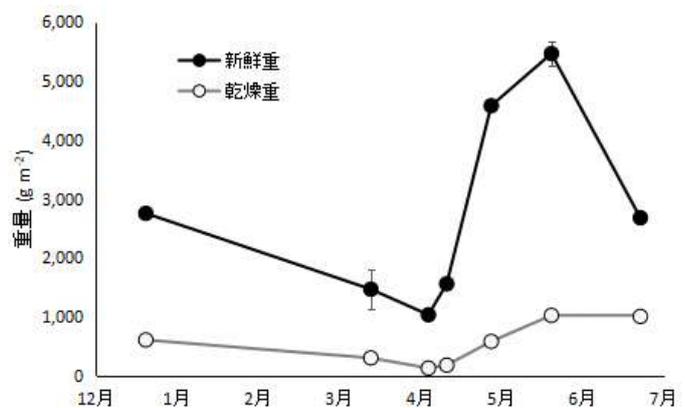


図1 ナタネ地上部の時期別重量(2012年)

エラーバーは標準偏差、n=3

## B 事故後に播種したナタネへの土壌からの放射性Csの移行

県内5地点のナタネほ場の土壌、茎葉、子実中の放射性Cs濃度は表4のとおりである。土壌中の放射性Cs濃度は前年と大きく変化していないのに対し、茎葉中の放射性Cs濃度は前年の0.5~22%、子実は3~15%に大きく低下した。子実中の放射性Cs濃度は全地点で50Bq kg<sup>-1</sup>を下回り、土壌から子実へのTFは0.02未満であった。

センターでは放射性Csの移行を意図的に高めるため、土壌中の交換性カリ含量が少ない(15mg K<sub>2</sub>O 100g<sup>-1</sup>)ほ場で、カリ無施用によりナタネを栽培したが、子実へのTFは9.5×10<sup>-3</sup>であった。

以上のことから、放射性降下物の直接沈着が影響した2011年産ナタネに対し、土壌からの経根吸収

が主である2012年産ナタネの放射性Cs濃度は大きく低下したと考えられる。

次に、センター内で栽培したナタネの時期別放射性Cs吸収能について図2に示した。地上部へのTFは越冬直後に最大となったが、越冬前後で乾物重は44%減少し(データ省略)、放射性Cs含量には差がないことから、厳寒期に古葉の離脱等による転流と濃縮が起こったことが推察できる。また、地上部の放射性Cs含量は抽苔期に最も小さく、終花期に最大となったことから、この約40日間の移行(経根吸収)量が特に大きい。一方、抽苔期以降のTFには差

がないことから、地上部重の増加に伴って放射性Cs吸収量が増加したことが分かる。

部位別の放射性Cs含量の推移(図3)を見ると、開花期には葉に57%が存在する。地上部重が最大になる終花期には、茎に55%、莢に33%が存在した。成熟期の地上部重は終花期の約半分であるが、放射性Cs含量は終花期を上回り、茎に44%、莢に39%、子実に17%が存在した。部位別の放射性Cs濃度は葉が最も高く、茎と莢が同程度、子実がその半分程度であった。

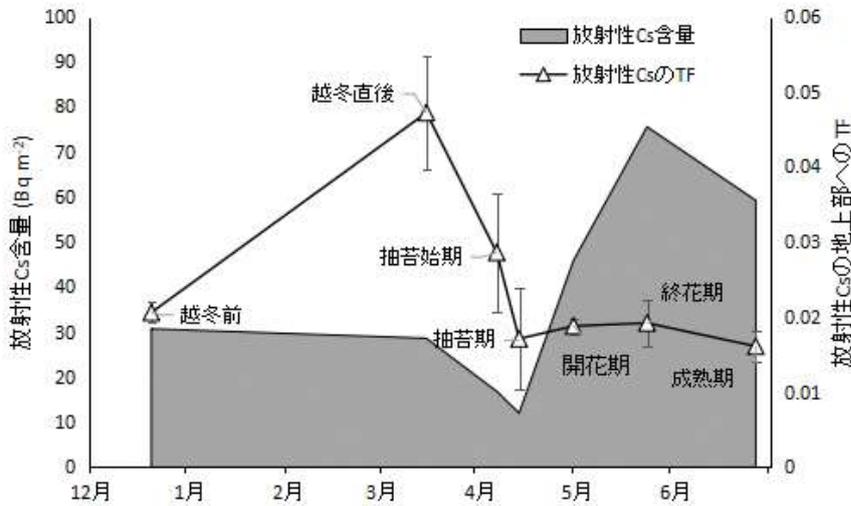


図2 ナタネ各時期の放射性Cs含量及び土壌から地上部への移行係数(TF) (2012年)  
エラーバーは標準偏差、n=3、TFはナタネ乾物重(DW, 落葉は含めない)により算出した

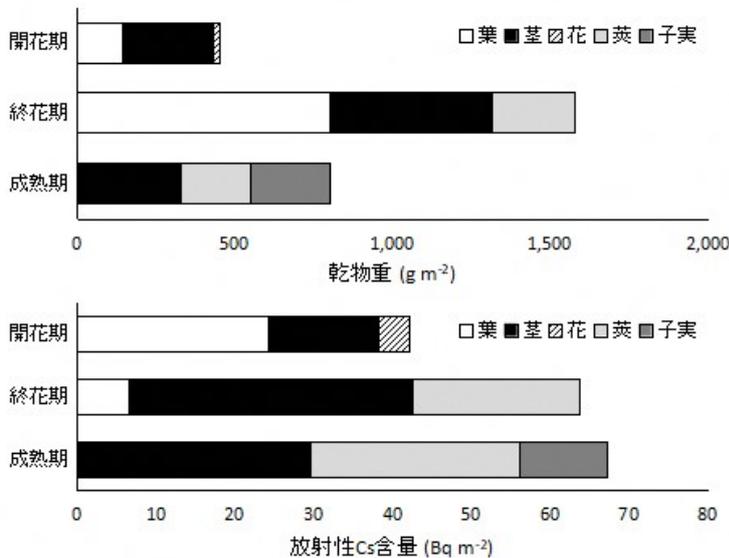


図3 ナタネ各部位の重量及び放射性Cs含量 (2012年)

チェルノブイリ原発事故後にウクライナやベラルーシの土壤汚染地域でナタネ栽培が行われたこと<sup>4)</sup><sup>16)</sup>から、2011年に試験を行った放射性物質の生物的除染に対し、ナタネ栽培による農地除染を期待する声も挙がっていた。しかし、いずれも放射性核種の早期低減を目標にしたものではなく、ウクライナでは食用作物との輪作により早期の営農再開を目指すもの、ベラルーシでは低吸収品種を用いた食用油と家畜の飼料生産のためであった。

実際のところ、センター内試験におけるナタネ地上部への放射性CsのTFは前年のヒマワリと比べて一桁小さく、ナタネ終花期のm<sup>2</sup>当たり地上部重はヒマワリ開花期の1.6倍であったものの、放射性Csの除去率はヒマワリを大きく下回った(データ省略)。

なお、前述の搾油過程で放射性Csが移行しない利点を活かし、震災前までほとんど生産実績のなかった南相馬市で大規模なナタネ栽培が行われている。2013年に設立された一般社団法人南相馬農地再生協議会により栽培が開始され、2014年に地元農業高校との連携によりナタネ油「油菜ちゃん」が開発された。センターでも継続的な技術支援を行っており、2017年の作付面積は65haとなっている<sup>26)</sup>。2018年には福島大学の支援により搾油施設が整備され、近隣の町村でも作付けが拡大している<sup>13)</sup>。

また、ヒマワリ、ナタネと同様に、エゴマにおいても搾油過程で放射性Csがほとんど移行しないことも筆者らが確認している<sup>8)</sup>。エゴマは震災の被害が大きかった福島県浜通りで古くから地域特産として栽培されてきた作物であり、震災により栽培面積は大きく減少したが、現在は県内各地で大規模化や機械化が進められ、栽培面積は拡大の一途にある。

### (3) 畑作物における土壤中の放射性Csの移行比較

センター内2ほ場における土壤中の交換性カリ含量の年次推移を図4に示す。1作目のみ慣行施用を行った普通畑では2年間で15~20mg K<sub>2</sub>O 100g<sup>-1</sup>に低下し、水田転換畑では5~10mg K<sub>2</sub>O 100g<sup>-1</sup>で推移し、共に下げ止まる傾向が見られた。

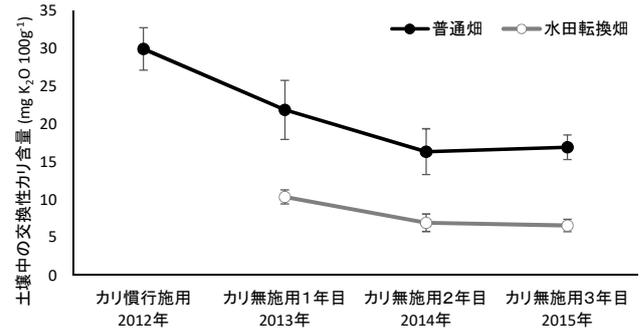


図4 カリ無施用栽培による土壤中の交換性カリ含量の経年推移

エラーバーは標準偏差、n=6

そして、普通畑における放射性Cs (<sup>137</sup>Cs) の各作物の茎葉・子実へのTFを図5、水田転換畑におけるTFを図6に示す。普通畑では茎葉へのTFが概ね0.05未満、子実へのTFが概ね0.01未満であったのに対し、水田転換畑では茎葉へのTFが概ね0.2未満、子実へのTFが概ね0.05未満で、茎葉に比べて子実へのTFは小さいことが確認された。茎葉については同一作物でも年次変化が大きく、放射性Cs吸収能の作物間差は判然としなかった。子実についてはラッカセイの吸収能が低いことが推察できるが、他は概ね同等と思われた。

2ほ場における土壤中の交換性カリ含量と各作物の子実へのTFとの関係を図7に示した。ややばらつきがあるものの、土壤中の交換性カリ含量が低くなるほど放射性Csの子実へのTFが高くなる傾向があり、作物間差より影響の大きい要素であることが分かる。土壤中の交換性カリ含量が同量であればTFはエイジング効果により経年減少するが、特に交換性カリ含量が少ない土壤では、降雨や溶脱、有機物の流入などによる僅かな交換性カリの増減でTFが変化すると考えられ、本試験における各作物のTFの年次変化の一因になったと思われる。

土壤中の交換性カリ含量が少なくなるほど植物体への放射性Csの移行は高まることが報告されている<sup>27)</sup>が、畑作物でもダイズやソバで確認され<sup>23)</sup><sup>35)</sup>、本ほ場で行った別試験でアズキ、ラッカセイ、ヒマワリ、ソルガムでもカリ施用による移行低減を確認している<sup>10)</sup>。

最後に、震災当年に実施したヒマワリ栽培による農地の放射性 Cs 除染試験は多くの方の関心と期待を集めたが、本研究を含めた試験結果を基に、最終的には農林水産省が「ヒマワリの除染効果はほとんどなし」と公表した。本試験の結果、ヒマワリによる土壌中の放射性 Cs の吸収は、他の畑作物と同等であり、極めて低いことを確認した。一方、バイオマス量が多い植物を用いたファイトレメディエーションでは、その処理・処分にも十分配慮した対応が必要となる。また、ヒマワリの地上部/根部の

$^{137}\text{Cs}$  濃度比は約 1/4 で根への集積が高い<sup>3)</sup>とされ、栽培によって根が深くまで伸長し、表層に蓄積していた放射性 Cs を下層に移動させるリスクも懸念される。

さらに、油糧作物であるヒマワリ、ナタネ、エゴマは搾出した油に放射性 Cs がほとんど移行しないことが順次確認され、原発事故後の営農再開地域でこれらの栽培面積が拡大したことも本研究の大きな成果である。

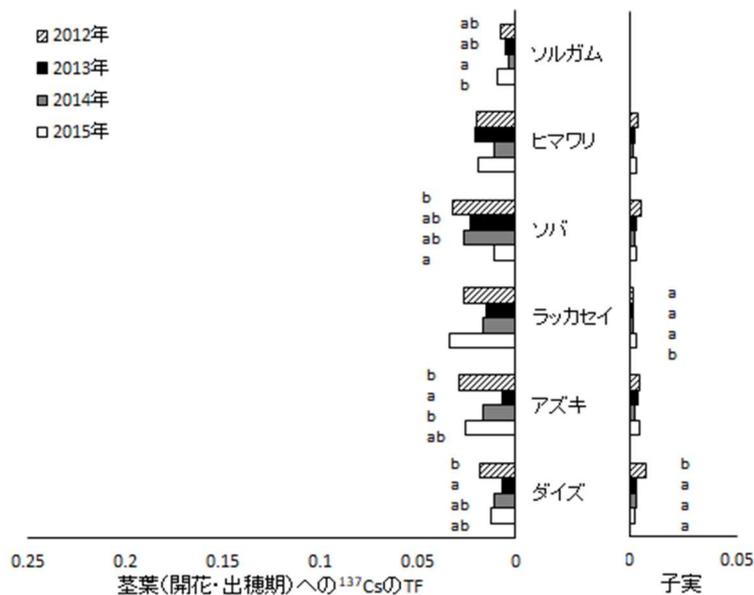


図5 普通畑における放射性 Cs の土壌から畑作物への移行係数 (TF) の推移  
 n=3、TF は各植物体の乾物重 (DW) により算出した  
 作物毎に同一英文字を付した平均値間には Tukey の多重比較検定 ( $p < 0.05$ ) による有意差がない

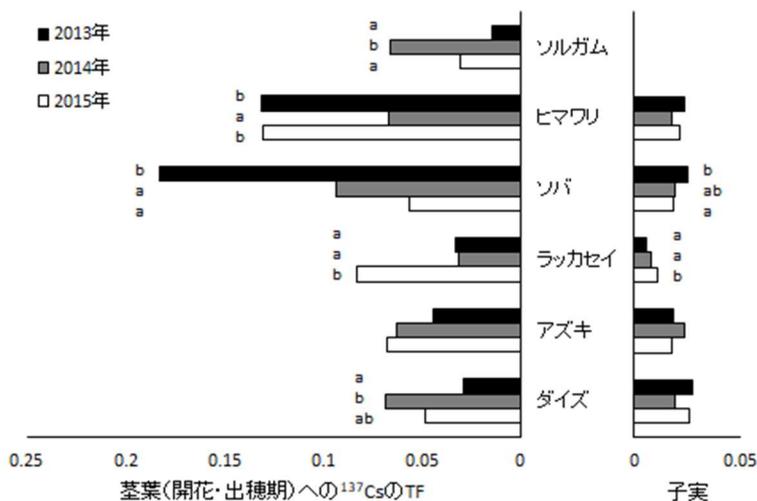


図6 水田転換畑における放射性 Cs の土壌から畑作物への移行係数 (TF) の推移  
 n=3、TF は各植物体の乾物重 (DW) により算出した  
 作物毎に同一英文字を付した平均値間には Tukey の多重比較検定 ( $p < 0.05$ ) による有意差がない

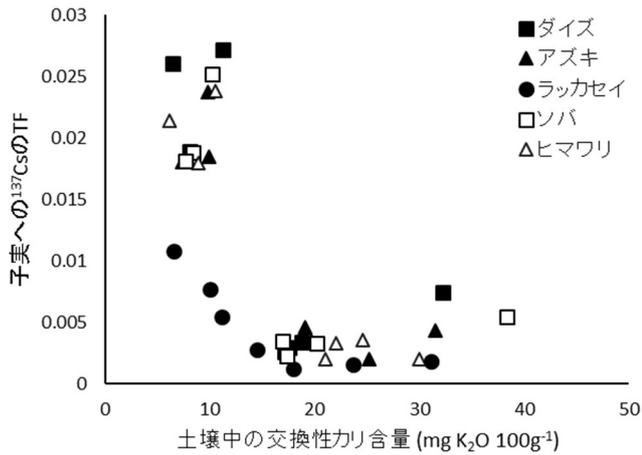


図7 畑作物の子実のTFと土壤中の交換性カリ含量の関係

#### 4 摘要

本研究で実施した各試験により、油糧作物を含む畑作物に対する放射性Csの影響について以下の知見を得た。

- (1) 土壤中固定された放射性Csに対し、ヒマワリ、ナタネ等の栽培による除去率は極めて小さく、実用的な除染効果はないと考えられた。
- (2) 2011年産ナタネでは、原発事故直後の放射性降下物の直接沈着により、子実から高濃度の放射性Csが検出された。しかし、搾油過程で子実から油への放射性Csの移行はほとんどなかった。経根吸収が主である2012年産ナタネでは茎葉、子実への土壤中の放射性CsのTFは低かった。
- (3) 6種類の畑作物について、土壤中の放射性CsのTFを把握した。年次変化が大きかったが、子実へのTFは茎葉に比べて低く、ヒマワリの放射性Cs吸収能はダイズ等他作物と同等であると思われた。

#### 謝辞

(1)(2)の現地調査に当たり各農林事務所及び生産者の方々に多大なる協力を頂きました。また、(1)の試験実施に当たり、随時助言を頂いた宇都宮大学雑草管理教育研究センターの小林浩幸氏(当時は(独)農研機構東北農業研究センター福島拠点に在籍)、(2)の油の放射性物質計測を手配いただいた元(独)農業環境技術研究所の谷山一郎氏に感謝申し上げます。

#### 引用文献

- 1) 土壤環境分析法編集委員会編, 1997, 土壤環境分析法
- 2) S. Dushenkov, D. Vasudev, Y. Kapulnik, D. Gleba, D. Fleisher, K.C. Ting and B. Ensley, 1997, Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environ. Sci. Technol.* 31(12) : 3468-3474.
- 3) S. Dushenkov, A. Mikheev, A. Prokhnevsky, M. Ruchko and B. Sorochinsky, 1999, Phytoremediation of radiocesium-contaminated soil in the vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environ. Sci. Technol.* 33 : 469-475.
- 4) S. V. Fesenko, R. M. Alexakhin, M. I. Balonov, I. M. Bogdevitch, B. J. Howard, V. A. Kashparov, N. I. Sanzharova, A. V. Panov, G. Voigt and Y. M. Zhuchenka, 2007, An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. *Sci. Total Environ.* 383 : 1-24.
- 5) 福島県農林水産物・加工食品モニタリング情報 <https://www.new-fukushima.jp/>
- 6) H. Hasegawa, H. Tsukada, H. Kawabata, Y. Chikuchi, Y. Takaku, and S. Hisamatsu, 2009, Effect of the counter anion of cesium on foliar uptake and translocation, *Journal of Environmental Radioactivity*, 100 : 54-57.
- 7) 平山孝, 2011, 油糧用ヒマワリにおける効果的な除草法, *東北農業研究* 64 : 59-60.
- 8) 平山孝・慶徳庄司・関澤春仁, 2013, エゴマにおける土壤の放射性セシウムの吸収動態と油への移行, *東北農業研究* 66 : 65-66.
- 9) 平山孝・慶徳庄司, 2014, 土壤中の放射性セシウムの畑作物への移行における作物間差, *福島農総セ研報 放射性物質対策特集* : 41-42.
- 10) 平山孝・慶徳庄司・山内久志・古賀一成・高橋誠一, 2015, 交換性カリ含量の低い土壤におけるカリ施用による畑作物の放射性セシウム吸収抑制, *東北農業研究* 68 : 65-66.
- 11) 本間利光・大峽広智・金子綾子・星野卓・村上政治・大山卓爾, 2009, 低カドミウム汚染圃場にお

- けるイネを用いた土壌浄化、日本土壌肥科学雑誌 80(2) : 116-122.
- 12) IAEA. 2010, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. *Tech. Rep. Ser.* 472
- 13) 石井秀樹, 2017, 原子力災害からの土地利用型農業の振興施策に求められる視座～南相馬市における菜の花・トウモロコシ・ソルガム栽培からの考察～, 福島大学地域創造 29(1) : 36-45.
- 14) 石川奈緒・内田滋夫・田上恵子, 2007, 放射性セシウムの水田土壌への吸着挙動における粘土鉱物の影響, *Radioisotopes* 56 : 519-528.
- 15) 金子信博・黄よう・中森泰三, 2015, 土壌の生物多様性と機能を活用した森林土壌の放射性セシウム除染, 日林誌 97 : 75-80.  
[https://www.naro.go.jp/publicity\\_report/press/laboratory/carc/024280.html](https://www.naro.go.jp/publicity_report/press/laboratory/carc/024280.html)
- 16) 加藤直人, 2012, チェルノブイリ原発事故における農業への影響とその対策, 畜産の研究 66(7) : 697-705.
- 17) 小林浩幸・高橋義彦, 2012, 高吸収植物による放射性セシウム除去の可能性, 土壌の物理性 121 : 49-53.
- 18) 駒村美佐子・津村昭人・山口紀子・藤原英司・木方展治・小平潔, 2006, わが国の米、小麦および土壌における  $^{90}\text{Sr}$  と  $^{137}\text{Cs}$  濃度の長期モニタリングと変動解析, 農環研報 24 : 1-21.
- 19) 厚生労働省医薬・生活衛生局, 食品中の放射性物質の対策と現状について
- 20) R. Motokawa, H. Endo, S. Yokoyama, S. Nishitsuji, T. Kobayashi, S. Suzuki and T. Yaita, 2014, Collective Structural Changes in Vermiculite Clay Suspensions Induced by Cesium Ions, *Scientific Reports* 4, Article number : 6585.
- 21) 村松康行・吉田聡, 1997, キノコと放射性セシウム, *RADIOISOTOPES* 46 : 450-463.
- 22) 農研機構中央農業総合研究センター, 2012, 福島県飯舘村の畑圃場で栽培されたヒマワリからの搾油とバイオディーゼル燃料の製造試験の結果, プレスリリース
- 23) 農林水産省・(独)農業・食品産業技術総合研究機構・(独)農業環境技術研究所, 2014, 放射性セシウム濃度の高いそばが発生する要因とその対策について～要因解析調査と試験栽培等の結果のとりまとめ～ (概要第2版)  
[https://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/h25soba\\_yoin.pdf](https://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/h25soba_yoin.pdf)
- 24) 恩田裕一・加藤弘亮, 2020, 陸域における放射性セシウムの環境動態と長期移行予測-森林における放射性セシウムの移行と循環-, *RADIOISOTOPES* 69 : 67-77.
- 25) 大瀧直樹・藤田俊郎・加藤晶子, 2015, アマランサス属 (*Amaranthus* spp.) による放射性セシウムのファイトレメディエーション効果, 日作紀 84(1) : 9-16.
- 26) 作物統計調査 市町村別データ
- 27) E. Smolders, L. Kiebooms, J. Buysse and R. Merckx, 1996,  $^{137}\text{Cs}$  uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L.cv,Tonic) at varying K supply II. A potted soil experiment, *Plant and Soil*, 181 : 211-220.
- 28) 総合科学技術会議, 平成 23 年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」によるプロジェクトに係る実施方針  
[https://www8.cao.go.jp/cstp/budget/h23kidou\\_housya.pdf](https://www8.cao.go.jp/cstp/budget/h23kidou_housya.pdf)
- 29) 杉山英男・岩島清・柴田尚, 1990, キノコ類およびその生息基質中における放射性セシウムの分布, *RADIOISOTOPES* 39 : 499-502.
- 30) H. Sugiyama, H. Shibata, K. Isomura and K. Iwashima, 1994, Concentration of Radiocesium in Mushrooms and Substrates in the Sub-Alpine Forest of Mt. Fuji Japan, *J. Food Hyg. Soc. Japan*, 35 : 1, 13-22.
- 31) 鈴木安和, 2019, 土壌および農業用水中の放射性セシウムが農作物に与える影響, 福島農総セ研報 10 : 1-44.
- 32) 鈴木幸雄・野田正浩・根本知明, 2016, 避難指示区域等の営農再開・農業再生に向けた実証研究 (第1報), 福島農総セ研報 放射性物質対策特集 2 : 51-78.

- 33) 田上恵子, 2012, 直接沈着及び経根吸収による放射性核種の植物への移行, *RADIOISOTOPES* 61(5) : 267-279.
- 34) A. Takeda, 2012, Behavior and Phytoavailability of Radiocaesium in Surface Soil, *J Integr Field Sci.* 9 : 27-32.
- 35) 竹内恵・慶徳庄司・島田信二・木方展治, 2013, カリウム肥料の増施によるダイズの放射性セシウム移行低減効果, 福島農総セ研報 放射性物質対策特集号 : 43-45.
- 36) 田野井慶太郎・橋本健・桜井健太・二瓶直登・小野勇治・中西友子, 2011, 福島県における降下した放射性物質のコムギ組織別イメージングとセシウム 134 およびセシウム 137 の定量, *RADIOISOTOPES* 60 : 317-322.
- 37) 田野井慶太郎, 2014, 植物の特性から見た含放射性セシウム降下物による農作物の汚染機構, 日本物理学会誌 69(6) : 354-360.  
<https://www.mhlw.go.jp/content/000495158.pdf>
- 38) 天正清・葉可霖・三井進午, 1961, 水稻による特異的セシウム吸収の機構, 土肥誌 32 : 139-144.
- 39) 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・山上睦・小林大輔・吉田聡・杉山英男・柴田尚, 2011, 土壌-作物系における放射性核種の挙動, 土肥誌 82(5) : 408-418.
- 40) 内田滋夫・鎌田博・横須賀節子・大桃洋一郎, 1987, 移行係数(土壌-農作物)の変動について, 保健物理 22 : 511-522.
- 41) 内田滋夫, 2013, 放射性セシウムの土壌中での挙動と農作物への移行, 環境制御 35 : 2-7.
- 42) 山田裕久, 2011, 農地土壌等における放射性物質除去技術の開発への取り組みの一例, 粘土科学 50(2) : 33-36.
- 43) 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口敦・朝田景・和穎朗太・牧野知之・赤羽幾子・平舘俊太郎, 2012, 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因, 農環研報 31 : 75-129.