

第4章 コムギおよびオオムギの土壌からの放射性セシウム移行

鈴木康夫¹⁾・五月女敏範²⁾・山口昌宏・大関美香¹⁾・豊島貴子³⁾・大山亮・加藤常夫

摘要: 東京電力福島第一原子力発電所事故後の2011年10月から2012年6月に、栃木県北部の土壌中の放射性セシウム濃度が922~1636Bq kg⁻¹の黒ボク土において、コムギおよびオオムギの放射性セシウムの吸収抑制に対する土壌改良資材の効果を調査した。カリウム増肥(268kg ha⁻¹)、ゼオライト施用(10000kg ha⁻¹)、大谷石粉施用(30000kg ha⁻¹)および無処理(慣行施肥)のすべての試験区において土壌中の交換性カリウム含量が23mg100g⁻¹以上であり、土壌からワラおよび子実への移行係数は極めて低く、子実中の放射性セシウム濃度は4Bq kg⁻¹未満であった。腐植含量が多くアロフェン質の黒ボク土が広く分布する本県の土壌特性を考慮すると、放射性セシウム吸収抑制のためには麦作の基本である適正な土作りと施肥管理によって交換性カリウム含量を一定水準(20mg 100g⁻¹以上)に維持することが重要であると考えられた。

キーワード: 放射性セシウム, コムギ, オオムギ, 移行係数, 交換性カリウム

I 緒言

東京電力福島第一原子力発電所事故により多量の放射性セシウムが環境中に放出され、2011年3~5月の栃木県宇都宮市における積算降下量は14490MBq km⁻²に達した。また、同年6月調査の土壌中の放射性セシウム濃度は県北部で高く、最大3971Bq kg⁻¹であった。原発事故当時に生育していた2011年産麦類は、モニタリング検査によると、子実中の放射性セシウム濃度が最大101Bq kg⁻¹であったが、これは主にフォールアウトによる直接汚染の影響であり、2012年産以降は土壌からの間接汚染が主体となる。麦類の土壌から子実への放射性セシウムの移行係数は、最大値0.48から最小値0.00026(平均値0.020)まで幅広い値の報告があり(落合ら, 2009)、土壌固体の組成、土壌中の養分状態、肥料および資材の種類や投与量など多様な要因の影響を受ける(Absalomら, 2001; Fesenkoら, 1997; IAEA report, 2006)。営農を継続しつつ実行可能な放射性セシウム吸収抑制対策としては、耕耘(特に深耕や天地返し)、石灰施用、鉍物質や有機質の土壌改良資材施用が挙げられ(IAEA report, 2006)、中でもカリウム施用の効果は広く認められている(Campsら, 2004; Choiら, 2005; Keumら, 2007; Rigolら, 2002; Saltら, 2004; Tsukadaら, 2002)。

そこで、土壌中の放射性セシウム濃度が比較的高い県北部において、その地域特有の黒ボク土でのコムギおよ

びオオムギへの放射性セシウムの移行性を明らかにするとともに、吸収抑制が期待される土壌改良資材としてカリウム、ゼオライトおよび大谷石粉の効果について調査したので報告する。

本研究は2011年度および2012年度「新たな農林水産政策を推進する実用技術開発事業」で行ったものである。

II 材料および試験方法

試験は県内で土壌中の放射性セシウム濃度が高いと推定された栃木県農業試験場黒磯農場(表層腐植質多湿黒ボク土)で2011年10月から2012年6月に行った。供試材料はコムギ(品種:ゆめかおり)およびオオムギ(品種:スカイゴールデン)とし、基本的な施肥量をN:P₂O₅:K₂O=64:144:128kg ha⁻¹とした。土壌改良資材の効果を検討するため、試験区はカリウム増肥区(慣行の約2倍量=268kg ha⁻¹)、ゼオライト施用区(10000kg ha⁻¹)、大谷石粉施用区(30000kg ha⁻¹)、無処理区(基本施肥量のみ)を3反復で設定し、播種前に処理した。なお、ゼオライトは陽イオン交換容量(CEC)の増大による吸収抑制を期待し、ゼオライトが主成分でカリウム含量が高い大谷石粉(坪田ら, 1960)については、CEC増大効果に加えて交換性カリウム含量の増加による吸収抑制を意図した。その他の栽培方法は現地慣行法(播種日:10月27日、播種量:80kg ha⁻¹、播種様式:30cmドリル播)とした。麦生育中の1月下旬に土壌を採取し化学特性の分

1)現栃木県上都賀農業振興事務所, 2)現栃木県安足農業振興事務所, 3)現栃木県下都賀農業振興事務所

析を行った。また、麦を成熟期に刈り取り、ワラおよび子実中の放射性セシウム濃度を測定するとともに、麦収穫時に土壌を採取し放射性セシウム濃度を測定し移行係数を算出した。

なお、放射性セシウム濃度はゲルマニウム半導体検出器で測定した。

III 結果

麦生育中に採取した土壌の化学特性を第1表に示した。CEC、交換性カリウム含量および pH は、大谷石粉施用区が他の3区(カリウム増肥区、ゼオライト施用区、無処理区)よりも有意に高く、CEC (cmol_c kg⁻¹) は他の3区の16.9~17.7に対して大谷石粉施用区が20.3~20.5、交換性カリウム含量 (mg 100g⁻¹) は他の3区の23.3~44.7に対して大谷石粉施用区が178~195、pHは他の3区の6.1~6.2に対して大谷石粉施用区が6.7~6.8であった。

カリウム増肥、ゼオライト施用および大谷石粉施用による生育・収量への影響は見られず、コムギは稈長 89~90cm、穂数 693~762 本 m⁻²、子実重 3970~4220kg ha⁻¹、オオムギは稈長 88~90cm、穂数 771~853 本 m⁻²、子実重 3790~4550kg ha⁻¹と健全な生育を示し、無処理区とほぼ同程度であった(データ略)。

土壌、ワラおよび子実中の放射性セシウム濃度を第2表に示した。麦収穫時に採取した土壌中の放射性セシウム濃度は、コムギ試験区が1103~1636Bq kg⁻¹(平均1288 Bq kg⁻¹)、オオムギ試験区が922~1222 Bq kg⁻¹(同1039 Bq kg⁻¹)であり、同一圃場内でややバラツキが見られた。

ワラの放射性セシウム濃度は、無処理区のコムギが14.4 Bq kg⁻¹、オオムギが16.4 Bq kg⁻¹、各土壌改良資材処理区ではコムギが11.0~12.7 Bq kg⁻¹、オオムギが17.2~24.5 Bq kg⁻¹となり、土壌改良資材の効果は見られなかった。

第1表 土壌改良資材処理別の土壌分析結果

麦種	処理	CEC cmol _c kg ⁻¹	P ₂ O ₅ mg100g ⁻¹	交換性塩基			pH
				K ₂ O mg100g ⁻¹	MgO mg100g ⁻¹	CaO mg100g ⁻¹	
コムギ	カリウム増肥 (268kg ha ⁻¹)	17.7 b	30.8	36.5 b	33.5	272.6	6.1 b
	ゼオライト施肥 (10000kg ha ⁻¹)	17.7 b	32.0	23.3 b	35.1	280.1	6.2 b
	大谷石粉末 (30000kg ha ⁻¹)	20.5 a	26.6	195.0 a	31.6	299.9	6.8 a
	無処理 (慣行)	17.6 b	26.3	26.1 b	34.2	275.5	6.2 b
オオムギ	カリウム増肥 (268kg ha ⁻¹)	17.3 b	31.2	44.7 b	32.9	260.1 ab	6.1 b
	ゼオライト施肥 (10000kg ha ⁻¹)	17.5 b	30.9	26.1 b	33.8	271.8 ab	6.2 b
	大谷石粉末 (30000kg ha ⁻¹)	20.3 a	26.1	177.8 a	31.3	278.9 ab	6.7 a
	無処理 (慣行)	16.9 b	28.3	30.1 b	30.4	249.2 b	6.1 b

1) 1月下旬に土壌採取して分析

2) 無処理の施肥はN:P₂O₅:K₂O=64:144:128kg ha⁻¹、カリウム増肥区は無処理+140kg ha⁻¹

3) ***, **, *は0.1%, 1%, 5%水準で有意, n.s.は有意差なし

4) 同一のアルファベットはTukey多重比較で有意差なし(P<0.05)

第2表 コムギおよびオオムギの土壌改良資材処理別の放射性セシウム濃度、移行係数

麦種	処理	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs(Bqkg ⁻¹)			移行係数		
		土壌	ワラ	子実	土壌→ワラ	土壌→子実	
コムギ	カリウム増肥 (268kg ha ⁻¹)	1636	11.1±0.6	1.7±0.5	0.0062±0.0007	0.0010±0.0001	b
	ゼオライト施肥 (10000kg ha ⁻¹)	1221	11.0±2.1	2.9±0.7	0.0093±0.0035	0.0024±0.0007	a
	大谷石粉末 (30000kg ha ⁻¹)	1194	12.7±2.5	3.3±0.7	0.0102±0.0007	0.0027±0.0004	a
	無処理 (慣行)	1103	14.4±1.5	2.0±0.4	0.0118±0.0006	0.0018±0.0001	ab
オオムギ	カリウム増肥 (268kg ha ⁻¹)	922	24.5	1.3±0.2 b	0.0221	0.0015±0.0003	b
	ゼオライト施肥 (10000kg ha ⁻¹)	1023	17.2	1.9±0.2 ab	0.0163	0.0019±0.0005	ab
	大谷石粉末 (30000kg ha ⁻¹)	989	17.4	3.4±1.4 a	0.0174	0.0036±0.0015	a
	無処理 (慣行)	1222	16.4	1.6±0.3 b	0.0142	0.0013±0.0003	b

1) 数値は平均値±標準偏差

2) 無処理の施肥はN:P₂O₅:K₂O=64:144:128kg ha⁻¹、カリウム増肥区は無処理+140kg ha⁻¹

3) 土壌の採取は麦収穫時に行い放射性セシウム濃度はU8容器で2015~62597秒で測定

4) ワラの放射性セシウム濃度は2L容器で5055~77014秒で測定

5) 子実の放射性セシウム濃度は2L容器で10000~200000秒で測定

6) *は5%水準で有意, n.s.は有意差なし。同一のアルファベットはTukey多重比較で有意差なし(P<0.05)

7) オオムギのワラの放射性セシウム濃度は試料が2Lに満たない区があったため統計解析しなかった

土壌からワラへの放射性セシウムの移行係数は、無処理区ではコムギが0.0118, オオムギが0.0142と算出され、各土壌改良資材処理区もコムギが0.0062~0.0102, オオムギが0.0163~0.0221とともに低い値であり、ワラの放射性セシウム濃度と同様に土壌改良資材の効果は見られなかった(第2表)。

子実中の放射性セシウム濃度は、全般的に低濃度ではあるが、無処理区およびカリウム増肥区に比べてゼオライト施用区および大谷石粉施用区ではやや高い傾向が見られ、無処理区およびカリウム増肥区のコムギ1.7~2.0Bqkg⁻¹、オオムギ1.3~1.6 Bqkg⁻¹に対して、ゼオライト施用区および大谷石粉施用区はコムギが2.9~3.3、オオムギが1.9~3.4であった。土壌から子実への移行係数も同様に、無処理区およびカリウム増肥区に比べてゼオライト施用区および大谷石粉施用区ではやや高い傾向が見られ、無処理区およびカリウム増肥区のコムギ0.0010~0.0018、オオムギ0.0013~0.0015に対して、ゼオライト施用区および大谷石粉施用区はコムギが0.0024~0.0027、オオムギが0.0019~0.0036であった(第2表)。

IV 考察

本研究により、交換性カリウム含量が23.3mg100g⁻¹以上の表層腐植質多湿黒ボク土では、土壌中の放射性セシウム濃度が922~1636 Bq kg⁻¹と比較的高くても土壌から子実への移行係数は極めて低く、子実中の放射性セシウム濃度は4 Bq kg⁻¹未満になることがわかった。

放射性セシウムは、一旦耕耘等により土壌と混和されると陽イオンの挙動をとり、植物根からの吸収は他の陽イオンとの競合や土壌コロイドとの相互作用に支配される(Absalomら, 2001; Fesenkoら, 1997)。また、カリウムが放射性セシウムと競合的に作用することは広く知られており(Campsら, 2004; Choiら, 2005; Keumら, 2007; Rigolら, 2002; Saltら, 2004; Tsukadaら, 2002)、放射性セシウムの吸収抑制をプラトーにする交換性カリウム含量は、おおよそ砂土では30mg 100g⁻¹以上、砂壤土では20~30 mg 100g⁻¹、埴壤土では14~20 mg 100g⁻¹である(IAEA report, 2006)。本県の黒ボク土は埴壤土または壤土が多い(亀和田, 1997)。本研究で使用した表層腐植質多湿黒ボク土もこれらの土性に分類されるならば、交換性カリウム含量26.1~30.1 mg 100g⁻¹(無処理区のデータ)の値は、カリウム増肥区を設定するまでもなく、放射性セシウムの吸収を抑制するには十分な水準であったと考えられた。

本研究において、ゼオライトおよび大谷石粉の施用は期待した放射性セシウムの吸収抑制効果が認められず、

むしろ土壌から子実への移行を僅かながら助長した。ゼオライト(大谷石粉もゼオライトで構成されるので同属と見なして考察する)の放射性セシウムに対する反応は、吸収抑制の明確な効果が認められる事例(Fujimuraら, 2013; Shenberら, 1992)がある一方で、吸収を高めるという報告(Seamanら, 2001)もある。ゼオライトはSiO₄またはAlO₄の四面体を基本構造とし、それらが無数に重合して網目構造を形成し、網目の孔の大きさとセシウムイオンのサイズがフィットすることから、1価の陽イオンの中ではセシウムとのイオン結合の選択性が高いと推測されている(Yıldızら, 2011)。本研究においてはゼオライトを施用してもCECの増大が認められなかったが、放射性セシウムを選択的に吸着し、Seamanら(2001)が述べているように一種のシンクの役目を果たした可能性がある。それに対してカリウムは土壌への保持力が弱いので、麦生育後半の子実登熟期に交換性カリウム含量が相対的に低下し、ゼオライト施用区(および大谷石粉施用区)では、無処理区やカリウム増肥区に比べ、子実に放射性セシウムが取り込まれるのに適した条件になった可能性がある。

最後に本県麦作における今後の対策について考察する。IAEA(2006)は、チェルノブイリ事故後20年にわたる調査において、土壌から植物に吸収される放射性セシウム量は、i)時間経過に伴う放射性崩壊(半減期は¹³⁴Csが2年,¹³⁷Csが30年)、ii)作土層から下への移動(ただし、放射性セシウムは他の核種よりも移動が少ない)、iii)土壌鉱物への同位置換等による物理化学的吸着に起因して、事故当初から4~6年で1桁減少したことを報告している。本県が実施したモニタリング調査結果を見ると、麦子実の放射性セシウム濃度は2012年産では極希に数値が検出されたが(341点のうち3点で最高3.4Bqkg⁻¹)、2013年産以降はまったく検出されていない(検出下限値:¹³⁴Cs≒2.5, ¹³⁷Cs≒2.5)。本研究においても子実の放射性セシウム濃度は4Bqkg⁻¹未満であり、次作以降はさらに低濃度になることが予想される。一方で、放射性セシウムの土壌鉱物への高親和性の強固な吸着は、土壌鉱物の種類によって大きく異なり、本県をはじめとする関東地方の黒ボク土を組成するアロフェン(松山ら, 1994)は、2:1型鉱物(バーミキュライト等)に比べると著しく小さい(津村ら, 1984; Vandebroekら, 2012)。また、黒ボク土等の腐植含量が多い土壌は、放射性セシウムや交換性塩基の吸着容量が大きいので(Chiuら, 2008)、一般的に放射性セシウムの植物への移行は少ない(IAEA report, 2006)が、交換性カリウム含量が不足すると移行が高まる危険性がある(Keumら, 2007; Rigolら, 2006)。

以上のことから、今後の放射性セシウム対策としては、過度な吸収抑制対策を講じる必要はないが、腐植含量が多くアロフェン質の黒ボク土が広く分布している本県の土壤特性を考慮すると、麦作の基本である適正な土作りや施肥管理を持続して交換性カリウム含量を一定水準(20mg100g⁻¹以上)にすることが重要であると考えられる。

引用文献

- Absalom J.P., Young S.D., Crout N.M., Sanchez A., Wright S.M., Smolders E., Nisbet A.F. and Gillett A.G. (2001) Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *J Environ Radioact* 52(1):31-43.
- Camps M., Rigol A., Hillier S., Vidal M. and Rauret G. (2004) Quantitative assessment of the effects of agricultural practices designed to reduce ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr soil-plant transfer in meadows. *Sci Total Environ* 332(1-3):23-38.
- Chiu C.Y., Wang C.J. and Huang C.C. (2008) Availability and immobilization of ¹³⁷Cs in subtropical high mountain forest and grassland soils. *J Environ Radioact* 99(6):882-889.
- Choi Y.H., Lim K.M., Choi H.J., Choi G.S., Lee H.S. and Lee C.W. (2005) Plant uptake and downward migration of ⁸⁵Sr and ¹³⁷Cs after their deposition on to flooded rice fields: lysimeter experiments with and without the addition of KCl and lime. *J Environ Radioact* 78(1):35-49.
- Environmental consequences of the Chernobyl Accident and their remediation : twenty years of experience. 3.3.4.3 Radionuclide transfer from soil to crops. 3.3.4.4 Dynamics of radionuclide transfer to crops. 4.3.4. Summary of countermeasure effectiveness in intensive production. (2006) IAEA report : 34-38, 81-82.
- Fesenko S.V., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I. and Alexakhin R.M. (1997) Dynamics of ¹³⁷Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout. *J Environ Radioact* 34(3):287-313.
- Fujimura S., Yoshioka K., Saito T., Sato M., Sato M., Sakuma Y. and Muramatsu Y. (2013) Effects of applying potassium, zeolite and vermiculite on the radiocaesium uptake by rice plants grown in paddy field soils collected from Fukushima prefecture. *Plant Prod Sci* 16(2):166-170.
- 亀和田國彦 (1997) 黒ボク土における養水分移動と作物生育に関する土壤溶液論的研究. 栃木県農業試験場研究報告 46:1-120.
- Keum D.K., Lee H., Kang H.S., Jun I., Choi Y.H. and Lee C.W. (2007) Predicting the transfer of ¹³⁷Cs to rice plants by a dynamic compartment model with a consideration of the soil properties. *J Environ Radioact* 92(1):1-15.
- 松山信彦・三枝正彦・阿部篤郎 (1994) 関東および中部地方におけるアロフェン質黒ボク土と非アロフェン質黒ボク土の分布. 日本土壤肥料学会誌 65(3):304-312.
- 落合透・武田聖司・木村英雄 (2009) 生物圏評価のための土壌から農作物への移行係数に関するデータベース. 日本原子力研究開発機構 : 1-62.
- Rigol A., Vidal M. and Rauret G. (2002) An overview of the effect of organic matter on soil-radiocaesium interaction: implications in root uptake. *J Environ Radioact* 58(2-3):191-216.
- Salt C.A., Kay J.W. and Jarvis K.E. (2004) The influence of season and leaf age on concentrations of radiocaesium (¹³⁷Cs), stable caesium (¹³³Cs) and potassium in *Agrostis capillaris*. *Environ Pollut* 130(3):359-69.
- Seaman J.C., Meehan T. and Bertsch P.M. (2001) Immobilization of cesium-137 and uranium in contaminated sediments using soil amendments. *J Environ Qual* 30:1206-1213.
- Shenber M.A. and Johanson K.J. (1992) Influence of zeolite on the availability of radiocaesium in soil to plants. *Sci Total Environ* 113(3):287-295.
- 坪田五郎・宮脇謙三・三宅信・小川昭夫 (1960) 大谷石石粉の農業的利用に関する研究(第1報). 栃木県農業試験場研究報告 4:35-56.
- Tsukada H., Hasegawa H., Hisamatsu S. and Yamasaki S. (2002) Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *J Environ Radioact* 59(3):351-63.
- 津村昭人・駒村美佐子・小林宏信 (1984) 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究. 農業技術研究所報告 B 36:57-113.

- Vandebroek L., Van Hees M., Delvaux B., Spaargaren O. and Thiry Y. (2012) Relevance of radiocaesium interception potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil vulnerability to ^{137}Cs contamination. *J Environ Radioact* 104:87-93.
- Yıldız B., Erten H.N. and Kıs M. (2011) The sorption behavior of CS^+ ion on clay minerals and zeolite in radioactive waste management: sorption kinetics and thermodynamics. *J Radioanal Nucl Chem* 288:475–483.