放射性セシウム濃度が暫定許容値以下の牛糞堆肥の施用が食用米へ及ぼす影響

小堤悠平¹・長峰孝文^{1,a}・畠中哲哉¹・道宗直昭¹

¹ (一財)畜産環境整備機構畜産環境技術研究所, 福島県西白河郡西郷村 961-8061

(2016. 10. 3 受付, 2017. 6. 13 受理)

要 約 暫定許容値 400 Bq/kg (現物) 以下の牛糞堆肥を被災地水田に 2 年間連用 (1 t/10a) し, 低汚染堆肥が水稻の生育と生産物中の放射性セシウム濃度に及ぼす影響について調査を行った。被災地の水田 (福島県西白河郡, 約 22a, 黒ボク土, 堆肥施用前の作土層の放射性セシウム濃度 $1,821 \pm 230$ Bq/kg (乾土) (平均値 $\pm$ 標準偏差)) を無堆肥区, 非汚染堆肥区, 低汚染堆肥区の 3 区画に畦で区切って分け, 食用品種 (コシヒカリ) を栽培した。低汚染堆肥は, 高濃度に汚染された堆肥を非汚染堆肥に混合して調製した。その結果, 低汚染堆肥を水田に連用しても, コシヒカリ (精玄米および稲わら) の放射性セシウムの吸収に影響がなかったことから, この低汚染堆肥は水田へ施用できる可能性があると考えられた。また, 土壌中の交換性加里含量が, 水稻の放射性セシウム吸収抑制のための改良目標値 (移植時に 25 mg/100 g (乾土) 以上) を満たしている水田では, 堆肥 (低汚染もしくは非汚染堆肥) を施用することによって, 生産物への放射性セシウムの移行をより低減できる可能性が示された。

日本畜産学会報 88 (3), 339-349, 2017

キーワード: 牛糞堆肥, コシヒカリ, 水田, 放射性セシウム

家畜排せつ物堆肥は, 地力の増進や化学肥料の一部を代替する効果があり, 貴重な有機質資源となっている。しかしながら, 放射性セシウムに汚染された家畜排せつ物堆肥については, 肥料等の暫定許容値 (400 Bq/kg (現物)) を下回る堆肥であっても, 放射性セシウムに対する不安から, 特に水田での利用が大きく減少している。このため, 耕畜連携が阻害され, 畜産農家においては堆肥の滞留が深刻な問題となっており, その滞留解消を図ることが畜産の営農継続の面で喫緊の課題となっている。400 Bq/kg (現物) 以下の堆肥ならば長期間施用しても, 農地土壌の放射性セシウム濃度が原発事故前の範囲に収まることからこの暫定許容値が定められた (農林水産省 2011)。また, 400 Bq/kg (現物) の堆肥を, 10a あたりに現物重で 2 t 施用した場合の土壌の濃度上昇は, 約 5 Bq/kg (生土) であったと報告されている (宮城県農産園芸環境課 2012)。

これまでに, 土壌中の加里濃度を高めることで, 玄米や白米中の放射性セシウムを低減させること (Saito ら 2012; Tsukada ら 2002; 農研機構中央農業総合研究センター 2012) や牛糞堆肥施用によるキャベツ, ダイズおよび飼料用トウモロコシの放射性セシウムを低減させる試みが報告されている (齋藤と佐藤 2013; 竹内ら 2013; 農研機構畜産草地研究所 2011)。土壌中の交換性加里含量を 25 mg/100 g (乾土) になるように土壌改良することで,

放射性セシウムの玄米への移行を低減できることが報告されている (農研機構中央農業総合研究センター 2012)。また, 津村ら (1984) は, 水稻に対して放射性セシウムの吸収抑制には麦完熟堆肥の施用が効果的であることを報告している。東京電力福島第一原子力発電所の事故以来, 現在も福島県内の水田では放射性セシウムの吸収抑制対策として塩化加里の施用が必須となっている (福島県農林水産部 2016)。しかし, 水田の交換性加里含量を福島県の基準通りに満たしたとしても, 汚染の程度に関係なく堆肥利用をためらう農家は多い (横山 2006)。土壌中の交換性加里含量が, 水稻の放射性セシウム吸収抑制のための改良目標値 (25 mg/100 g (乾土)) を満たしている水田に, 暫定許容値 (400 Bq/kg (現物)) 以下の牛糞堆肥を連用することで生じる影響についての研究報告はない。

そこで本研究では, 暫定許容値 400 Bq/kg (現物) 以下の牛糞堆肥を土壌中の交換性加里含量が 25 mg/100 g (乾土) 以上を満たしている被災地水田に 2 年間連用し, 放射性セシウムの水稻 (食用品種) への移行, 水稻の生育および生産物中の放射性セシウム濃度を調査し, 低汚染堆肥が及ぼす影響について調査した。

現住所: ^a 三菱電気工業株式会社, 宮崎市 880-2112

連絡者: 小堤悠平 (fax: 0248-25-7540, e-mail: ozutsumi@chikusan-kankyo.jp)

材料および方法

1. 栽培品種および栽培方法

2013年度(平成25年度)と2014年度(平成26年度)に被災地の水田(福島県西白河郡, 約22a, 黒ボク土, 平成25年度の堆肥施用前の作土層の放射性セシウム濃度 $1,821 \pm 230$ Bq/kg 乾土(平均値 $\pm$ 標準偏差))を無堆肥区, 非汚染堆肥区, 低汚染堆肥区の3区画に畦で区切って分け, 食用品種(コシヒカリ)を栽培した(図1). 試験ほ場の田植え後の様子を図2に示した.

栽培試験の作業日程を表1に, 栽培管理情報を表2に示した. 平成25年度は被覆肥料(有機一発209; ジェイカムアグリ(株), 東京, 窒素12%:りん酸10%:加里9%含む)10aあたり40kg, 平成26年度は被覆肥料(てまいらす505; コープレミカル(株), 東京, 窒素15%:りん酸20%:加里15%含む)10aあたり20kgを田植機にて側条施用した. いずれも追肥は行わなかった. 平成25年度は, 水稻の放射性セシウム吸収抑制のための改良目標値(25mg/100g 乾土)を満たしていたため, 塩化加里の施用は行わず, 平成26年度のみ20kg/10a施用した.

2. 牛糞堆肥

栃木県那須町の酪農場より提供された牛糞堆肥を非汚染堆肥として供試した. 堆肥の施用量は, 10aあたり1tとした(山間・山沿いのひとめぼれに準ずる品種の牛糞堆肥窒素成分上限値より算出, 福島県農林水産部2006). 暫定許容値(400 Bq/kg(現物))以下の低汚染堆肥は, 高濃度に汚染されたごく少量の堆肥を, 非汚染堆肥に混合(平成25年度2.8%, 平成26年度3.3%)して調製した.

堆肥の分析項目は, 含水率(%), pH(水抽出), 粗灰分率(%), 酸性デタージェント繊維(ADF)率(%), 電気伝導度(EC), 窒素(N)濃度, りん酸(P_2O_5)濃度, 加

里(K_2O)濃度, 苦土(MgO)濃度, 石灰(CaO)濃度, 炭素率(C/N比), 銅(Cu)濃度, 亜鉛(Zn)濃度, 鉄(Fe)濃度, マンガン(Mg)濃度, 発芽率(%), 腐熟度, 臭気, 放射性セシウム濃度(セシウム134とセシウム137の合

図2 試験ほ場の田植え後の様子.

表1 栽培試験の作業日程

	2013年度 (平成25年度)	2014年度 (平成26年度)
播種	4月13日	4月12日
堆肥施用	5月13日	4月22日
耕耘	5月14日	5月11日
水入れ	5月16日	5月12日
代掻き	5月17日	5月14日
移植施肥*	5月23日	5月16日
収穫	9月30日	9月24日

*被覆肥料は, 移植日に側条施肥した.

図1 試験水田の区割り.

表 2 栽培管理情報

栽培品種	コシヒカリ	
	2013 年度 (平成 25 年度)	2014 年度 (平成 26 年度)
試験年度	2013 年度 (平成 25 年度)	2014 年度 (平成 26 年度)
被覆肥料名	有機一発 209	てまいらず 505
被覆肥料の成分と施肥量 (N-P ₂ O ₅ -K ₂ O)	12-10-9 (40 kg/10a)	15-20-15 (20 kg/10a)
塩化加里 (K60%含む) (施用量)	—	20 kg/10a
追肥の有無	無	
除草剤名 (施用量)	ソルネット (1 kg/10a)	
殺虫殺菌剤名 (施用量)	Dr. オリゼ (約 50 g/苗箱)	
牛ふん堆肥 (施用量)	1 t/10a	
栽植密度	18.5 株/m ² (条間 30 cm×株間 18 cm)	
稲わらの刈り取り高さ	地上 15 cm	
収穫後の乾燥方法	天日乾燥	機械乾燥

計値。以下同じ。)とした。

3. 栽培前と栽培後の土壌調査

平成 25 年度は、堆肥施用前の作土層 (深さ 0~15 cm) と耕盤層 (深さ 15~20 cm) の各 9 地点より土壌を採取した。平成 25、26 年度の栽培終了後に、無堆肥区、非汚染堆肥区、低汚染堆肥区の各 3 地点より土壌を採取した。土壌の深耕、反転耕、客土を入れ変えがなければ窒素以外の交換性塩基、有効態りん酸、塩基交換容量 (CEC)、全炭素、その他微量元素の年次変動は小さく、土壌の採取時期は、原則とし作物の収穫後、次作の耕起施肥前に行える (北海道農政部 2008)。本試験ほ場では、土壌の深耕、反転耕、客土の入れ換えを行っておらず、また、収穫後の稲わらのすき込みも行わず、生産物などは全量ほ場外に搬出したことから、平成 25 年度の栽培終了後土壌データは、平成 26 年度の栽培前土壌データとしても使用した。

土壌の分析項目は、含水率 (%), pH (水抽出), EC, 交換性加里 (K₂O) 濃度, 交換性苦土 (MgO) 濃度, 交換性石灰 (CaO) 濃度, CEC, 可給態りん酸 (P₂O₅) 濃度, 放射性セシウム濃度とした。

4. 収量調査

収量調査は、平成 25 年度には一処理区あたり 3 カ所の坪刈り (77 株/5.2 m²/坪) を行い、平成 26 年度には一処理区あたり 3 カ所の坪刈り (60 株/4.2 m²/坪) により行った。収穫時の土壌由来の放射性セシウムの汚染を防ぐために、刈り取り高さを 15 cm で行った (農研機構畜産草地研究所 2013)。

稲刈り後の作物の乾燥は、平成 25 年度はビニールハウス内での天日乾燥とし、米麦水分計 (ライスタ f; (株) ケット科学研究所, 東京) を使用して玄米の含水率が 15.0% になったときに乾燥終了とした。平成 26 年度はビニールハウス内で 7 日間天日乾燥後に脱穀し、収穫物の稲わらを大型乾燥機 (JMB-26DPA; (株) カトー, 埼玉) で 80℃,

72 時間、籾米をデジタル熱風乾燥器 (18-503; 池本理化学工業 (株), 東京) 45℃, 24 時間乾燥した。平成 25 年度と 26 年度で、生産物の乾燥方法が異なるのは、ビニールハウス乾燥で生産物の乾燥に約 3 週間を要したことから実験工程を早めるために機械乾燥を導入したためである。

コシヒカリの脱穀は、マルチ脱穀機 (MP-410; 笹川農機 (株), 新潟) を使用し、籾米と藁屑の選別には唐箕 (SK トーミ; (株) 清水工業, 新潟) を使用した。籾米は、籾すり機 (インペラもみすり機 FC2K; (株) 大竹製作所, 愛知) で籾すり後、1.8 mm メッシュのふるいで選別し、くず米等を取り除いたものを精玄米とした。風乾収量は精玄米と稲わらとし、10a あたりに換算した (ともに含水率を 15% に補正)。

5. 稲わらのカチオン・アニオンバランス (DCAD) 値

塩化加里の多量施肥や加里を比較的多く含む牛糞堆肥の水田への施用は、稲わら中のイオンバランスを変化させ、飼料としての品質や家畜の健康に影響を及ぼすことが考えられる。そこで、平成 25 年度の稲わらについて DCAD 値を調査した。

稲わらの乾物中の無機成分 (カリウム (K), ナトリウム (Na), イオウ (S) および塩素 (Cl)) を測定し、DCAD 値 (mEq/100 g 乾物) は、(Na%/0.023+K%/0.039)-(Cl%/0.036+S%/0.016) より算出した。

6. 各分析方法

含水率測定のために、アルミ製容器に 100 g の試料を入れ、乾燥機 (通風乾燥機 10-0614; 池本理化学工業 (株), 東京) で 105℃, 5 時間乾燥した。デシケーター中で放冷した後に秤量し、アルミ製容器重量との差から含水率を算出した (2 反復)。

粗灰分率は、秤量してあるルツボに 5 g の試料を入れ、電熱器 (SK-65; (株) 石崎電機製作所, 東京) で可燃性のガスが出なくなるまで炭化した後、電気炉 (KBF728N1;

光陽サーモシステム(株)、奈良)で室温から約20分かけて温度を上昇させ、550℃で4時間加熱した。デシケーター中で放冷した後に秤量し、ルツボ重量との差から粗灰分率を算出した(2反復)。

pH、ECは、現物(未風乾)試料5gに50mLの純水を加え、30分振とう後にpHメーター(F-52;(株)堀場製作所、京都)と、ECメーター(セブンマルチS47;メトラートレド(株)、東京)で測定した。

全窒素、全炭素は、試料を微粉碎した後、炭素・窒素同時定量装置(CNコーダーMT-700Mark2;(株)アナテック・ヤナコ、京都)で測定した。

P₂O₅、K₂O、MgO、CaO、Cu、Zn、Fe、Mg、Na、Sは、微粉碎した試料0.2gをマイクロ波による自動湿式分解装置(Mars Express, CEM社, Matthews, NC, USA)で分解後、ICP発光分析装置(ICP-7510;(株)島津製作所、京都)により測定した。稲わらのKは、加里(K₂O)含量を1.399で除して、カリウム原子のみの値で表した。

Clは、試料1gに水100mLを加え攪拌後、硝酸銀法により測定した。

臭気指数相当値は、におい識別装置(FF-2A、(株)島津製作所)を使用し、測定方法は山本ら(2008)の方法に準拠した。

発芽率は、原(2004)に準拠して求めた。

ADF率は、繊維抽出装置(ファイバーテストFIWE6;(株)アクタック、東京)で測定した。

酸素消費量は、堆肥熟度判定器(コンポテスター;富士平工業(株)、東京)で測定した。

可給態りん酸、交換性加里、交換性苦土、交換性石灰、CECは、草場と伊藤(2001)の方法に準拠して測定した。

放射性セシウムの測定は、ゲルマニウム半導体検出器(GC2020;CANBERRA社、Meriden, CT, USA)を用いた。測定容器は2Lマリネリ容器(SMAX-Y20;関谷理化(株)、東京)とマリネリ容器用の内袋(マリネリバックMB2L;関谷理化(株))を使用した。乾燥稲わらは、自動押切器(TZ026;(株)松尾刃物製作所、兵庫)で約10~15cmに裁断した後、ハンマークラッシャー(NH-34S;三庄インダストリー(株)、大阪)で2mm以下に粉碎し、測定試料とした。土壌は、ステンレスバットにひろげて塊を砕き、石礫や植物根を篩(目開き4mm)で除去し、測定試料とした。精玄米は、未処理のものを測定容器に充填した。分析の検出下限値は、土壌で10Bq/kg、生産物および堆肥で1Bq/kgとした。測定時間は、土壌で2,000秒、稲わらと精玄米は、3,600秒としたが、検出下限値を満たさない場合は、必要に応じて測定時間を延長した。放射性セシウム濃度は、各生産物や土壌の採取日に減衰補正した。また、放射性セシウムの移行係数は、各生産物中の放射性セシウム(Bq/kg現物、精玄米の含水率15%、稲わらの含水率80%に補正)を栽培後土壌の放射性セシウム(Bq/kg乾土)で除した値とした。

結果および考察

1. 牛糞堆肥の成分分析値と放射性セシウム濃度

施用した牛糞堆肥の成分分析値と放射性セシウム濃度を表3に示した。平成25、26年度に使用した牛糞堆肥は、酸素消費量(3.1と2.5μg/g/min)が低く、発芽率が高いことから、十分に腐熟が進んだ堆肥と考えられた。この堆肥を現物で10aあたり1t施用したときの肥料三要素の施用量を表3より算出すると、平成25年度が窒素19.0kg、りん酸9.0kg、加里15.0kg、平成26年度が窒素22.0kg、りん酸8.0kg、加里13.0kgであった。このうち化学肥料相当分の含量(肥効率)を、窒素10%、りん酸80%、加里90%とすると(千葉県2009)、化学肥料相当分は、平成25年度が窒素2kg、りん酸7kg、加里14kg、平成26年度が窒素2kg、りん酸6kg、加里12kgであった。本試験では、被覆肥料を3つの区に同量施用したため、堆肥を施用した区は、無堆肥区に比べて、堆肥中の各成分が上乘せになっていると考えられた。

2. 栽培前後の水田土壌成分分析値と放射性セシウム濃度

平成25、26年度の栽培前後の作土層(深さ0~15cm)と耕盤層(深さ15~20cm)の成分分析結果と放射性セシウム濃度を表4に示した。耕盤層に比べ作土層の放射性セシウム濃度が高かった。耕盤層から採取した土壌の中には、放射性セシウム濃度が他の耕盤層に比べて高いところ(平成25年度栽培前の無堆肥区)があった。福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムが土壌表面から、耕起などによる攪拌や水の移動により一部が耕盤層に移行したと考えられるが、その程度にムラがあったためと考えられた。

平成25年度栽培前に作土層の交換性加里含量が平均50.7mg/100gと高くなっていた。これは、前作の栽培前(平成24年)に、福島県の放射性セシウム吸収抑制対策として通常施用に加えて塩化加里20kg/10aを基肥として施用したことや、その年の栽培後に、肉牛糞堆肥(副資材にぬかとワラを使用)を2t/10a施用したことによると考えられた。

平成25、26年度の栽培後土壌の交換性加里含量は、作土層と耕盤層のいずれにおいても無堆肥区に比べて堆肥を施用した2つの区(汚染堆肥区と非汚染堆肥区)の方が有意に高かった。また、平成25、26年度の栽培後土壌の交換性苦土含量は、作土層のみ無堆肥区に比べて堆肥を施用した2つの区の方が有意に高かった。これらは施肥した牛糞堆肥による影響と考えられた。

平成26年度の栽培後土壌(作土層)の交換性石灰(平均620.2mg/100g乾土)はすべての区で高くなったが、耕盤層の交換性石灰(平均240.3mg/100g乾土)はすべての区で低かった。このほ場では、平成25年度の栽培前にマドラグアノ(サンゴ鉱石)を施用していた(所有者の聞き取り)。平成25年度栽培前および平成25年度栽培

表 3 施用した牛糞堆肥の成分分析値と放射性セシウム濃度

分析項目	検査結果		
	2013 年度 (平成 25 年度)	2014 年度 (平成 26 年度)	
含水率	51.2	46.2	%
粗灰分率	22.9	23	% (乾物)
ADF (酸性デタージェント繊維) 率	51	52.6	% (乾物)
pH	7.9	7.7	
EC (電気伝導度)	5.2	4.6	mS/cm
窒素	19	22	g/kg (現物)
りん酸	9	8	g/kg (現物)
加里	15	13	g/kg (現物)
石灰	19	19	g/kg (現物)
苦土	9	9	g/kg (現物)
炭素率 (C/N 比)	10.9	10.2	
銅	56	56	mg/kg (現物)
亜鉛	180	170	mg/kg (現物)
鉄	1,100	1,000	mg/kg (現物)
マンガン	380	310	mg/kg (現物)
発芽率	97	100	%
酸素消費量	3.1	2.5	mg/g/min
臭気指数相当値	20	28	
放射性セシウム (セシウム 134 と 137 の合計値)			
非汚染堆肥	13	27	Bq/kg (現物)
低汚染堆肥	360	348	Bq/kg (現物)

後 (平成 26 年度栽培前) では分析の過程でサンゴ鉱石の一部が篩で除去されていたが、平成 26 年度栽培後の土壌では耕耘等で細くなったサンゴ鉱石が除去されず、分析の過程で溶出した石灰が作土層の値に加算されたのではないかと考えられた。また、落水から収穫にかけての期間である 9 月に、平成 25 年度は 225.5 mm と降雨が多く、逆に平成 26 年度は 89.0 mm と少なかった (気象庁白河観測所) ことから、平成 26 年度は作土層から耕盤層への交換性石灰の集積が低下したと推定された。さらに、平成 26 年度栽培後の作土層中の交換性石灰含量の増加が、EC 値 (平均 0.70 mS/cm) や CEC 値 (平均 36.5 meq/100 g 乾土) を増加させた原因のひとつと考えられた。

放射性セシウム濃度では、作土層の平成 25 年度栽培後と平成 26 年度栽培後において、非汚染堆肥区が他の処理区と有意に異なり、平成 25 年度栽培後では他より高く、平成 26 年度栽培後では他より低くなっていた。400 Bq/kg (現物) の堆肥を、10a あたりに現物重で 2 t 施用した場合の土壌の濃度上昇は、約 5 Bq/kg (生土) であったと報告されている (宮城県農産園芸環境課 2012)。本試験では、10a あたり現物重で 1 t 施用していることから、低汚染堆肥施用による土壌の放射性セシウム濃度に及ぼす影響は小さいことが考えられる。しかし、無堆肥区と低汚染堆肥区間に差が見られず、非汚染堆肥区についてのみ差が見られた結果についての原因は不明であった。一方、作土層と耕盤層の間には、放射性セシウム濃度に大きな差が見

られた。本試験において作土層と耕盤層の境目は、表土からの深さにしたがって定めた。また、土壌採取の際には、作土層と耕盤層の土壌が混ざらないように十分に注意して作業を行った。しかし、耕耘の深さを全く均一な深さとすることは現実的に困難であり、作土層に耕盤層の一部が含まれたり、逆に作土層の一部が耕盤層に含まれたことが、放射性セシウム濃度の標準偏差が大きかったことから推察された。したがって、非汚染堆肥区の平成 25 年度栽培後の作土層とした土壌には、他の区に比べて耕盤層の土壌が含まれず、平成 26 年度栽培後では、他の区に比べて耕盤層の土壌が多く混入したため、放射生セシウム濃度が異なった可能性が考えられた。農地土壌における放射性セシウム分布特性において、同一ほ場内ではらつきが相当大きいと報告されており (農林水産省 2013)、この可能性を示唆するものと考えられる。

3. 精玄米と稲わら収量および放射性セシウム濃度と移行係数

精玄米風乾収量の結果を図 3 に示した。平成 25 年度において、堆肥を施用した 2 つの区 (汚染堆肥区と非低汚染堆肥区) の精玄米収量は、無堆肥区に比べて有意に収量が低下し、平成 25 年度の全国平均 (農林水産省統計 2013) と比べても低い結果であった。堆肥を施用した 2 つの区は、8 月の台風で倒伏し、倒伏程度は 3.5/4 段階であったが、無堆肥区は倒伏しなかった。したがって、堆肥を施用した 2 つの区の精玄米収量の低下は、倒伏による落穂が原因と

表 4 栽培前後の水田土壌の成分分析値と放射性セシウム濃度

	試料採取日	試料採取場所	試験区	含水率 (%)	pH	EC (mS/cm)	可給態りん酸 (mg/100g 乾土)
平成 25 年度栽培前*	5/9/2013	作土層 (0~15 cm)	無堆肥区	37.0	5.8	0.15 ^a	6.0 ^a
			非汚染堆肥区	40.1	5.8	0.17 ^b	8.8 ^b
			低汚染堆肥区	36.3	5.8	0.14 ^a	14.1 ^b
平成 25 年度栽培後 (平成 26 年度栽培前*)	11/14/2013		無堆肥区	45.2	6.2	0.07	9.1
			非汚染堆肥区	45.1	6.4	0.07	12.7
			低汚染堆肥区	44.5	6.4	0.07	17.6
平成 26 年度栽培後	10/9/2014		無堆肥区	44.9	6.0	0.67	5.9
			非汚染堆肥区	43.0	6.1	0.71	11.8
			低汚染堆肥区	42.0	6.2	0.70	10.3
平成 25 年度栽培前*	5/9/2013	耕盤層 (15~20 cm)	無堆肥区	43.4	5.9	0.12	1.2 ^a
			非汚染堆肥区	40.8	5.9	0.16	19.6 ^b
			低汚染堆肥区	39.5	5.9	0.12	14.6 ^b
平成 25 年度栽培後 (平成 26 年度栽培前*)	11/14/2013		無堆肥区	40.4	6.4	0.05	9.5
			非汚染堆肥区	42.4	6.4	0.05	10.3
			低汚染堆肥区	41.2	6.4	0.06	13.6
平成 26 年度栽培後	10/9/2014		無堆肥区	41.6	6.1	0.04	10.8 ^a
			非汚染堆肥区	41.4	6.0	0.05	15.4 ^b
			低汚染堆肥区	39.7	6.2	0.04	12.1 ^a
	試料採取日	試料採取場所	交換性加里 (mg/100 g 乾土)	交換性苦土 (mg/100 g 乾土)	交換性石灰 (mg/100 g 乾土)	CEC (meq/100 g 乾土)	放射性セシウム (Bq/kg 乾土)
平成 25 年度栽培前*	5/9/2013	作土層 (0~15 cm)	48.2	34.5	423.7	27.5 ± 2.2	2,022 ± 287
			59.7	36.6	433.2	28.1 ± 0.9	1,696 ± 95
			44.2	32.4	441.4	28.3 ± 1.9	1,744 ± 78
平成 25 年度栽培後 (平成 26 年度栽培前*)	11/14/2013		14.8 ^a	32.7 ^a	424.8	33.0 ± 1.2	1,783 ^a ± 68
			32.7 ^b	40.6 ^b	410	33.8 ± 1.3	2,319 ^b ± 98
			26.2 ^b	39.3 ^b	405.2	31.1 ± 0.9	1,630 ^a ± 65
平成 26 年度栽培後	10/9/2014		8.9 ^a	23.3 ^a	578.3	37.0 ± 2.0	1,850 ^a ± 19
			19.1 ^b	34.8 ^b	638.9	35.3 ± 0.6	1,657 ^b ± 47
			26.9 ^c	39.8 ^b	645.5	37.3 ± 0.6	1,706 ^a ± 79
平成 25 年度栽培前*	5/9/2013	耕盤層 (15~20 cm)	10.2	18.0	326.9	24.3 ± 3.7	234 ± 350
			9.4	18.0	298.6	25.8 ± 0.6	54 ± 27
			12.7	16.9	326.8	24.7 ± 2.2	166 ± 224
平成 25 年度栽培後 (平成 26 年度栽培前*)	11/14/2013		10.7 ^a	18.5	362.4	30.4 ± 3.5	43 ± 36
			22.3 ^b	17.6	349.7	29.9 ± 2.2	115 ± 97
			19.0 ^b	18.0	370.0	32.2 ± 0.7	120 ± 93
平成 26 年度栽培後	10/9/2014		5.4 ^a	24.1	240.5	23.1 ± 0.5	106 ± 33
			15.2 ^b	25.9	242.5	22.5 ± 0.8	145 ± 136
			18.6 ^b	24.5	238.0	21.4 ± 0.3	143 ± 69

a~c: 異符号間で有意差有り ($P < 0.05$).

* 堆肥を施用する前のデータとした.

考えられた。平成 26 年度において、非汚染堆肥施用区の精玄米収量は、無堆肥区に比べて有意に収量が増加し、低汚染堆肥区の平均は無堆肥区のそれより高かったことから、堆肥連用の効果があったと考えられた。

稲わら風乾収量の結果を図 4 に示した。平成 25 年度のコシヒカリの堆肥を施用した 2 つの区は、先に説明したように台風の影響で倒伏したが、稲わらの収量は無堆肥区に比べて有意に高かった。これは堆肥の施用によって、稲わら部分の生育が促進されたことが考えられた。平成 26 年度の低汚染堆肥区の稲わら収量は、非汚染堆肥区に比べて

有意に低かった。水稻の生育では、多量の加里は苦土の吸収を拮抗的に阻害し、タンパク質合成機能を低下させることが報告されている(青森県 2008)。平成 26 年度栽培後の作土層の交換性加里含量は、低汚染堆肥区(26.9 mg/100 g 乾土)が非汚染堆肥区(19.1 mg/100 g 乾土)に比べて有意に高いのに対して、交換性苦土含量には、有意な差が見られなかった(39.8 mg/100 g 乾土と 34.8 mg/100 g 乾土)ことから、低汚染堆肥区の苦土の吸収が非汚染堆肥区よりも強く阻害されたことで、低汚染堆肥区の稲わらの収量が、非汚染堆肥区に比べて低下した可能性が考

食用稲へのセシウム汚染堆肥施用

図 3 各試験区のコシヒカリの精玄米風乾収量.

図 4 各試験区のコシヒカリの稲わら風乾収量.

えられた.

生産物中の放射性セシウム濃度を図 5 に示した. 平成 25 年度の精玄米の放射性セシウム濃度は, 堆肥を施用した非汚染堆肥区と低汚染堆肥区が無堆肥区に比べて有意に低下したが, 堆肥を施用した区の放射性セシウム濃度は同程度であった. 平成 25 年度栽培後の土壌中の交換性加里含量は, 無堆肥区が堆肥施用の区よりも有意に低いことから, 土壌中の加里含量は, 施用した堆肥由来の加里による影響であると考えられた. 平成 25 年度の稲わらの放射性セシウム濃度は, すべての区間で有意な差は認められなかった. 低汚染堆肥区の放射性セシウム濃度のばらつきの程度が他の区に比べて大きいことから, 台風による倒伏による土壌由来の放射性セシウムの付着が測定値に大きく影響した可能性が考えられた. 平成 26 年度の精玄米と稲わらの放射性セシウム濃度は, 無堆肥区が最も高く, 続いて

非汚染堆肥区, 低汚染堆肥区と有意に低下しており, 堆肥施用の効果が顕著に認められた. 平成 26 年度栽培後の交換性加里含量は, 無堆肥区が最も低く, 続いて非汚染堆肥区, 低汚染堆肥区と有意に増加していた (表 4, 平成 26 年度栽培後の作土層の交換性加里含量) ことから, 土壌中の加里含量は, 施用した堆肥由来の加里による影響であると考えられた.

精玄米と稲わらへの放射性セシウムの移行係数を表 5 に示した. 平成 25 年度の精玄米の放射性セシウムの移行係数は, 堆肥を施用した非汚染堆肥区 (0.0012) と低汚染堆肥区 (0.0013) が, 無堆肥区 (0.0022) に比べて有意に低かった. 平成 26 年度の精玄米と稲わらの放射性セシウムの移行係数は, 無堆肥区 (0.0039 と 0.0024) が最も高く, 非汚染堆肥区 (0.0014 と 0.0011) と低汚染堆肥区 (0.0008 と 0.0007) に比べ有意に低かった. 移

図 5 各試験区における生産物中の放射性セシウム濃度.

表 5 土壌からコシヒカリの各生産物への放射性セシウムの移行係数

試験区	移行係数*			
	2013 年度 (平成 25 年度)		2014 年度 (平成 26 年度)	
	精玄米	稲わら	精玄米	稲わら
無堆肥区	0.0022 ^a ± 0.00033	0.0018 ± 0.00015	0.0039 ^a ± 0.00025	0.0024 ^a ± 0.00005
非汚染堆肥区	0.0012 ^b ± 0.00005	0.0011 ± 0.00003	0.0014 ^b ± 0.00049	0.0011 ^b ± 0.00014
低汚染堆肥区	0.0013 ^b ± 0.00011	0.0019 ± 0.00040	0.0008 ^c ± 0.00009	0.0007 ^c ± 0.00009

* 各生産物中の放射性セシウム (Bq/kg 現物) を栽培後土壌の放射性セシウム (Bq/kg 乾土) で除した値 (平均値±標準偏差) とした.

a~c: 異符号間で有意差有り (P < 0.05).

行係数は、同一作物でも非常に幅広い変動を示し、土壌の種類・性質、施肥、資材の施用によって変動することが報告されている (齋藤ら 2013) が、Tsukada ら (2002) および駒村と津村 (1994) の報告では、いずれも土壌中の交換性加里含量は 25 mg/100 g (乾土) 以上で、核実験由来放射性降下物の沈着に由来する白米への移行係数は、0.0016 および 0.0030 であり、本研究で得られた精玄米への移行係数 (最少 0.0007~最大 0.0039) に近い結果であった。

以上の結果から、低汚染堆肥の水田への連用は、コシヒカリ (精玄米および稲わら) の放射性セシウムの吸収に影響がない、もしくは、もしあったとしても土壌中の交換性加里濃度よりもはるかに低い影響しかなく、暫定許容値を超えない低汚染堆肥は水田へ施用できる可能性があると考えられた。

4. 牛糞堆肥による生産物中への放射性セシウム移行低減

牛糞堆肥施用においては、土壌中の交換性加里含量が高まることにより、キャベツおよびダイズの放射性セシウム濃度が低減する傾向があること、また、3t/10a を継続的に施用することにより、土壌からの飼料用トウモロコシへの放射性セシウムの移行を、施用しない場合に比べ 40% 程度抑制できたことが報告されている (農研機構畜産草地研究所 2011; 齋藤と佐藤 2013; 竹内ら 2013)。今回の試験においても、生産物の放射性セシウム濃度の低下は、堆肥施用による土壌中の交換性加里含量の増加がひとつの要因であると考えられた。今回の試験では、土壌中の交換性加里含量が、水稻の放射性セシウム吸収抑制のための改良目標値 (移植時に 25 mg/100 g (乾土) 以上) を満たしている水田では、堆肥を施用すると、生産物中への放射性セシウムの移行がさらに抑制された。堆肥を施用した 2

表 6 2013 年度（平成 25 年度）の稲わらの無機成分値と DCAD 値

	Na (%乾物)	K (%乾物)	S (%乾物)	Cl (%乾物)	DCAD (mEq/100 g 乾物)**
無堆肥区*	0.012	1.83	0.06	0.32	34.7 ± 1.3
非汚染堆肥区*	0.012	1.93	0.08	0.37	34.4 ± 2.2
低汚染堆肥区*	0.011	1.80	0.08	0.38	30.8 ± 0.1
日本標準飼料 成分表（2010）の稲わら（水稻）	0.07	1.64	0.16	0.5	21

* 各処理区間で有意差なし ($P < 0.05$).

** DCAD 値 (mEq/100 g 乾物) は, $(\text{Na}\%/0.023 + \text{K}\%/0.039) - (\text{Cl}\%/0.036 + \text{S}\%/0.016)$ より算出した値 (平均値 ± 標準偏差) とした.

つの区は、栽培後の土壌の交換性加里含量が無堆肥区よりも高かったことから、単純に堆肥由来の加里が土壌の交換性加里濃度を高めたと考えられるが、加えて、堆肥成分が加里の溶脱を低減させたことが土壌の交換性加里濃度を高めた可能性も考えられた。作用機作については解明の余地があるが、堆肥の施用で生産物中への放射性セシウムの移行をさらに低減できる可能性が示唆された。

今後、塩化加里施用による放射性セシウムの吸収抑制対策が行われなくなった場合、残された放射性セシウムが水稻の生育や生産物の放射性セシウム濃度へ及ぼす影響は不明である。今後の課題として、土壌中の交換性加里含量が低い水田で、低汚染堆肥の施用効果についても試験する必要があると考えられた。

5. DCAD 値

平成 25 年度の稲わらの無機成分値 (Na, K, S, Cl) と DCAD 値を表 6 に示した。すべての区（無堆肥区、非汚染堆肥区及び非汚染堆肥区）で、無機成分値と DCAD 値に有意な差は認められなかった。土壌中の交換性加里含量が、25 mg/100 g 乾土を満たしている土壌に堆肥を施用しても無機成分値と DCAD 値には影響を及ぼさないと考えられた。

日本標準飼料（農業・食品産業技術総合研究機構 2010）の稲わら（水稻）は、Na 含量 0.07% 乾物、K 含量は 1.64% 乾物、S 含量 0.16% 乾物、Cl 含量 0.5% 乾物と報告され、そこから DCAD 値は、21.0 mEq/100 g 乾物と算出された（表 6）。それらと本研究を比較すると、すべての区で、Na, K 含量、DCAD 値が高く、S, Cl 含量が低かった。特に、K 含量は、1.83~1.93% と高かったが、堆肥の施用の有無では差が見られなかったことから、塩化加里の施用によって高まったものと考えられた。乳牛の飼料として稲わらを利用する際には、K 含量が約 0.2~0.3% 増加するので注意すべき点であると考えられた。

謝 辞

本研究は、JRA 日本中央競馬会特別振興資金助成事業を受けて実施した。関係者の皆様に感謝の意を表します。

文 献

- 青森県. 2008. 健康な土づくり技術マニュアル. p. 45. 青森県「攻めの農林水産業」推進本部, 青森; [cited 15 June 2017]. Available from URL : http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/hozen_type/h_sehi_kizyun/pdf/tuti211.pdf
- 千葉県. 2009. 主要農作物等施肥基準. p. 65. 千葉県農林水産部安全農業推進課, 千葉; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <https://www.pref.chiba.lg.jp/annou/documents/2-3.pdf>
- 独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構編. 2010. 日本標準飼料成分表（2009 年版）. p. 146. 社団法人中央畜産会, 東京.
- 福島県農林水産部, 2016. 28 年産米の放射性セシウム吸収抑制対策（農業技術情報（第 50 号））. 福島県農林水産部農業振興課, 福島; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/144611.pdf>
- 福島県農林水産部. 2006. 福島県施肥基準. p. 100. 福島県農林水産部経営支援領域循環型農業グループ, 福島; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/69941.pdf>
- 北海道農政部. 2008. 土壌診断に基づく施肥設計手順. pp. 3-5. 北海道農政部肥料コスト低減対策推進会議, 北海道; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ns/gjf/kankyo/dojousindansehisekkeitejun1205.pdf>
- 原 正之. 2004. コマツナ発芽率による評価法, 家畜ふん堆肥の品質評価・利用マニュアル. pp. 22-27. 農林水産技術会議事務局, 東京.
- 駒村美佐子, 津村昭人. 1994. 誘導結合プラズマ質量分析法による土壌から白米への放射性核種の移行係数算定. *Radioisotopes* 43, 1-8.
- 草場 敬, 伊藤純雄. 2001. 土壌機能モニタリング調査のための土壌, 水質および植物体分析法. pp. 52-81. 財団法人日本土壤協会, 東京.
- 宮城県農産園芸環境課. 2012. 放射性セシウムを含む堆肥等の扱いについて. p. 4. 宮城県農産園芸環境課環境保全班, 宮城; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <http://www.pref.miyagi.jp/uploaded/attachment/66563.pdf>
- 農研機構畜産草地研究所. 2011. 堆肥の継続的な施用は飼料用トウモロコシの放射性セシウム低減に有効である. 畜産草地研究所飼料作物研究領域, 茨城; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <http://www.naro.affrc.go.jp/>

- project/results/laboratory/nilgs/2011/a00a0_01_74.html
- 農研機構畜産草地研究所. 2013. 稲発酵粗飼料用稲の収穫時の刈り取りの高さと放射性セシウム濃度の関係. 農研機構畜産草地研究所, 茨城; [cited 15 June 2017]. Available from URL : http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/press/laboratory/nilgs/047884.html
- 農研機構中央農業総合研究センター. 2012. 玄米の放射性セシウム低減のためのカリ施用. 農研機構中央農業総合研究センター, 茨城; [cited 15 June 2017]. Available from URL : http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/press/laboratory/narc/027913.html
- 農林水産省. 2011. 放射性セシウムを含む肥料・土壌改良資材・培土及び飼料の暫定許容値の設定について. 農林水産省消費・安全局農産安全管理課肥料企画班, 東京; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <http://www.maff.go.jp/j/syouan/soumu/saigai/shizai.html>
- 農林水産省. 2013. 農地除染対策の技術書. pp. 14-18. 農林水産省農村振興局整備部設計課施工企画調整室, 東京; [cited 15 June 2017]. Available from URL : <http://www.maff.go.jp/j/nousin/seko/josen/pdf/sankou.pdf>
- 農林水産省統計. 2013. 平成 25 年産水陸稲の収穫量. 農林水産省大臣官房統計部生産流通消費統計課, 東京; [cited 15 June 2017]. Available from URL : http://www.maff.go.jp/j/tokei/sokuhou/syukaku_suiriku_13/
- Saito T, Ohkoshi S, Fujimura S, Iwabuchi K, Saito M, Nemoto T, Sato M, Sato M, Yoshioka K, Tsukada H. 2012. Effect of potassium application on root uptake of radiocesium in rice. *KUR Research Program for Scientific Basis of Nuclear Safety*, 165-170.
- 齋藤正明, 佐藤睦人. 2013. カリ増施および堆肥施用によるキャベツの放射性セシウム低減効果. 福島県農業総合センター研究報告 放射性物質対策特集号 (平成 25 年度), pp. 66-69.
- 齋藤 隆, 大越 聡, 岩淵幸治, 齋藤正明, 根本知明, 吉岡邦雄, 藤村恵人, 佐藤 誠, 塚田祥文. 2013. 玄米中放射性セシウムの経根吸収に対するカリ施肥の影響. 福島県農業総合センター研究報告 放射性物質対策特集号 (平成 25 年度), pp. 33-36.
- 竹内 恵, 慶徳庄司, 島田信二, 木内展治. 2013. カリによるダイズの放射性セシウムの吸収抑制効果. 福島県農業総合センター研究報告 放射性物質対策特集号 (平成 25 年度), pp. 43-45.
- Tsukada H, Hasegawa H, Hisamatsu S, Yamasaki S. 2002. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* **59**, 351-365.
- 津村昭人, 駒村美佐子, 小林宏信. 1984. 土壌および土壌-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 **B36**, 57-113.
- 山本朱美, 古谷 修, 小堤恭平, 小川雄比古, 吉米康城. 2008. 畜産臭気における臭気指数と市販ニオイセンサー指示値との関係. 日本畜産学会報 **79**, 235-238.
- 横山克郎. 2006. 特集 1 耕種作物における堆肥の利用 水稻栽培における堆肥利用についての豆知識. 畜産環境情報 **34**, 3-9.

The influence of applying radioactive cesium-polluted cattle manure compost on rice quality

Yuhei OZUTSUMI¹, Takafumi NAGAMINE^{1,2}, Tetsuya HATANAKA¹ and Naoaki DOSHU¹

¹ Institute of Livestock Industry's Environmental Technology, Nishigo, Fukushima 961-8061, Japan

² Misakura Electric Co., Ltd., Miyazaki-shi, Miyazaki 880-2112, Japan

Corresponding : Yuhei OZUTSUMI (fax : +81 (0) 248-25-7540, e-mail : ozutsumi@chikusan-kankyo.jp)

Cattle manure compost (less than 400 Bq/kg per wet weight) polluted with radioactive cesium was applied to a rice paddy field for two years and its effect on growth and the radioactive cesium level of the cultivated rice and rice straw were investigated. The application rate of the cattle manure compost was 1 t/1000 m² per wet weight. One rice paddy field (approximately 2200 m² ; soil type : andosol ; radioactive cesium level of plowed soil layer before investigation [before cattle manure compost application] : 1,821 ± 230 Bq/kg per dry weight [mean ± SD]) was divided into three parts and rice was grown in each section. The three examined sections were as follows : 1) no cattle manure compost, 2) cattle manure compost polluted by radioactive cesium (less than 400 Bq/kg per wet weight), and 3) non-polluted cattle manure compost. The polluted cattle manure compost was prepared by mixing highly polluted cattle manure compost with normal cattle manure compost. As a result, the polluted cattle manure compost did not influence the radioactive cesium level of the rice or the rice straw. There is the possibility that cattle manure compost (less than 400 Bq/kg per wet weight) can be used on rice paddy fields. When the potassium concentrate of a rice paddy field is above 25 mg/100 g per dry weight, the effect of radioactive cesium on rice and rice straw has been reported to be restrained. When cattle manure compost is applied to a rice paddy field that meets that potassium concentration requirement, there is the possibility that transference of radioactive cesium to rice and rice straw is more restricted than in past reports.

Nihon Chikusan Gakkaiho 88 (3), 339-349, 2017

Key words : cattle manure compost, Japanese rice grain (koshihikari), radioactive cesium, rice paddy field.