野焼きを想定した雑草の燃焼による 放射性セシウムの動態

好野 奈美子1*、 堀井 幸江1、 村上 敏文2、 松波 寿弥1、 万福 裕造3、 信濃 卓郎1

 1国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構東北農業研究センター (〒960-2156 福島県福島市荒井原宿南50)
 2国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構西日本農業研究センター (〒765-0053 香川県善通寺市仙遊町1-3-1)
 3国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構農業環境変動研究センター (〒305-8604 茨城県つくば市観音台3-1-3)

Behavior of Radiocesium by Combustion of Weeds Assuming Field Burning

Namiko YOSHINO^{1*}, Sachie HORII¹, Toshifumi MURAKAMI², Hisaya MATSUNAMI¹, Yuzo MAMPUKU³, and Takuro SHINANO¹

¹Tohoku Agricultural Research Center, National Agriculture and Food Research Organization (NARO) (50, Harajukuminami, Arai, Fukushima 960-2156, Japan) ²Western Region Agricultural Research Center, National Agriculture and Food Research Organization (NARO) (1-3-1 Senyu-cho, Zentsuji, Kagawa 765-8508, Japan) ³Institute for Agro-Environmental Sciences, National Agriculture and Food Research Organization (NARO) (3-1-3 Kannondai, Tsukuba, Ibaraki 305-8604, Japan)

Summary

Incineration of weeds, which were collected near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident field, was carried out in a laboratory scale as a model of field burning in order to investigate the distribution ratio of radiocesium in the incineration residue and atmosphere after burning and to investigate the change of water solubility after burning. The radiocesium concentration in weeds increased 7 to 19 times by incineration. The radiocesium concentration in bottom ash increased with the increase of incineration time and the radiocesium amount released into atmosphere increased simultaneously. The solubility of radiocesium in weeds was relatively higher than that in the bottom ash. Furthermore, the radiocesium amounts remaining in weeds after aqueous elution process were similar to those remaining in bottom ash after aqueous elution process. These results suggest that incineration of weeds such as field burning generates bottom ash containing concentrated radiocesium and the ash diffuses to the surrounding environment including atmosphere.

Key Words: Weed, Farm levee, Incinerated ash, Elution, Radiocesium

1. はじめに

東日本大震災にともなう東京電力福島第一原子力発電所事 故によって避難指示区域になった農地では環境省が主体と なって表土剥ぎ取り工法などの除染が行われ^{1,2}、除染が終了 した工区については行政区単位等ごとに自治体、地権者の確 認を経て環境省から地権者へ順次引き渡される。住民の帰還 が進まず管理者が不足している状況下で、引き渡された農地 を省力的に保全管理する必要がある。

農地の畦畔や法面を除草管理する方法として、一般的に 刈払機を用いて年に3~5回程度の刈り払いをすることが多い³⁾。刈り払われた雑草は刈った場所にそのまま敷かれる場 合もあるが、震災前は牛の粗飼料として活用する場合もあり、

^{*}Corresponding author: E-mail: yoshinon@affrc.go.jp

また、雑草種子や病害虫の拡散を防止するために畦畔や法面 から持ち出すことも多い。ただし、刈り取った雑草を集積す るためには相当な面積が必要であり、同時に労力も必要なた め、雑草を刈り取りせずそのまま燃やすかあるいは刈り取りし た後に乾燥して燃やす野焼きは農地管理において一定の需要 がある。除染が終了した地域においても震災前から野焼きを 行っており、畦畔や法面、河川に堆積する雑草の野焼きを再 開したいとの要望がある。特に、避難指示区域で発生した放 射性物質を一定以上含有している植物体の保管や処理は避 難指示解除後も大きな問題であり続けることが予想されるた め、焼却によって置き場を確保せずにすむことは大きな利点 である。

農地における稲わら等の野焼きは、煙による沿線道路の視 界不良、ぜんそくなどの健康被害や洗濯物汚染など周辺住民 への被害、延焼による火災の危険などがある。 そのため、多 くの自治体では稲わらや籾殻を焼却しないよう指導しており、 地力向上も兼ねてすき込みや堆肥化を推奨しているもの の4,5)、農業を営む際の野焼きは法律では焼却禁止の例外に なっている^{6,7)}。また、斜面の畦畔や法面における雑草のすき 込み作業は土壌を崩落させて畦畔、法面の機能を失わせるこ とから、現状では省力的な雑草除去には野焼きあるいは除草 剤散布しか選択肢がない。一方、除草剤散布は刈り払いと同 様に全国で行われている一般的な除草方法であるが、水源地 や河川などへの薬剤流入防止のための使用制限があること8、 雑草植生の消失による畦畔、法面の崩落を懸念する所有者が いること、除草剤の購入費用が高いなどの理由で敬遠される ことも多い。さらに、農林水産省による多面的機能支払交付 金事業の中で「保全が図られている農地」として指定された場

合、根まで枯死させる除草剤は使えないなどの制約がある。

避難指示区域における農地除染では作付部分については表 土剥ぎ取りによる除染が行われており、除染した部分では土 壌中の放射性セシウム濃度(¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs)が大幅に減少し た⁹。しかし、畦畔や法面などの作付しない部分では地上部 や土壌表層にある植物体を除去するのみで土壌を除染してお らず、また耕起などで土壌が混和されることもない。そのため、 事故時に放射性物質が直接付着した植物体は存在しないもの の、土壌には2017年時点においても放射性物質が高い濃度 で保持されており、かつ表層に集中して分布していると推定さ れる。また、畦畔や法面と同様に未除染かつ耕起することが ない山地に生育する山野草も作物全体でみると放射性セシウ ム濃度が高い傾向にあることから¹⁰、畦畔や法面の雑草は経 根吸収や表土の付着により高濃度に放射性物質を含有してい ることが懸念される。

放射性物質を含む植物体の燃焼では低木ギョリュウモドキ (Calluna vulgaris (L.) Hull)、ストーブ用の薪、稲わらや雑 草、落葉や小枝を燃焼させて灰の放射性物質を測定した例が ある¹¹⁻¹⁴⁾(表1)。これらの先行研究によれば、野焼きの材料 や燃焼条件が稲わらや雑草に近いデータに限定しても灰化率 や濃縮率はさまざまである。また、灰からの溶出率に関する 知見は少ないが最大でも40%以下である。したがって、野焼 きによる放射性物質の拡散や水域への溶出の危険性を検討 するにあたり、実際に野焼きされる材料を用いた燃焼試験を 行い、灰化前の放射性セシウム濃度を元に灰化や溶出におけ る放射性セシウムの挙動に関する基礎情報を調べておく必要 がある。

一方、屋外や現地で実際に野焼きを行うと灰や排ガスの回

各文献から転記、あるいは他の値から算出して記載した。

植物体	灰化の装置、 条件など	灰化前の放射性 セシウム濃度 (Bq/kg)	灰の放射性 セシウム濃度 (Bq/kg)	灰化率* (%)	放射性セシウム の濃縮率**	大気への 飛散率*** (%)	灰からの 溶出率**** (%)
ギョリュウモドキ11)	コンテナで 550~660℃	2,900 ~ 3,800	14,000 ~ 20,000	$2.1 \sim 4.4$	$20 \sim 32$	11~34	$17 \sim 24$
ケヤキ・クリの薪 ¹²⁾	ストーブによる 燃焼	100 ~ 5,000	29,000 ~ 44,000	****	_	_	試験なし
稲わら ¹³⁾	着火による燃焼 (計測値で 400 ~ 600℃ 5分)	$110 \sim 220$	43 0 ~ 1,000	$15 \sim 16$	$3.4 \sim 5.0$	$20 \sim 49$	試験なし
雑草14)	マッフル炉で	1,400	13,000 ~ 20,000	$5.4 \sim 7.2$	$9.4 \sim 14$	$14 \sim 32$	<6
落葉・小枝14)	500~850℃ 1.5 時間	21 0 ~ 19 00	2,400 ~ 26,000	$1.9 \sim 8.0$	$2.5 \sim 44$	-5.1 ~ 83	<15~36

表1 放射性物質を含む材料の灰化、溶出に関する先行研究

*灰化前に対する灰の重量割合

** 灰化前に対する灰の放射性セシウム濃度比

*** 灰化によって消失した放射性セシウムの割合

**** 溶出処理によって灰から消失した放射性セシウムの割合。文献によって溶出液の量、pH、溶出時間など条件が異なる ***** 試料が灰化前と灰で一致しているか確認できなかったため、灰化率、濃縮率、飛散率は算出、記載しなかった

収が難しいため、代わりに炉やコンテナを用いた室内燃焼試 験で灰を回収し測定している例がある。その際の燃焼条件は、 落ち葉のたき火を想定した場合では500℃で30分、前述の ギョリュウモドキは植生更新のための野焼きを想定して 550℃ および 660 ℃で燃焼させていた11,15)。一方、実際の野焼きに 近い報告では、落ち葉および芝のたき火での燃焼温度は多く の場合 500 ~ 700 ℃の範囲であったが 800 ~ 1000 ℃に達し た場合もあり、燃焼時間は5~20分程度であった15)。また、 ススキ草地やササ草地の火入れでは燃焼最高温度は400~ 800℃、燃焼は温度変化しながら10~30分続いた^{16,17)}。放 射性物質拡散の危険があることから現地で実際に野焼きを行 う実験を設定することは難しく、上記の先行研究を参考に燃 焼温度および時間を適切に設定することで実際の野焼きに近 い灰を室内燃焼試験で生成することができると考えられる。 そこで、本研究では野焼きを想定している地域に生育する雑 草を用いて室内燃焼実験および溶出実験を行い、雑草の灰 化および灰からの溶出における放射性セシウムの挙動を解明 した。

2. 材料および方法

(1) 採取地および採取方法

燃焼実験に用いる雑草は2016年6月21日に福島県飯舘村 須萱地区、前田地区および伊丹沢地区の水田に面した法面で 採集した。各地区ともに2013年から2014年にかけて農地内 では環境省により、表土剥ぎ取りによる農地除染と客土による 農地復旧が行われたが、畦畔や法面の部分は地上部や土壌 表層にある植物体の除去が行われたのみで土壌は除染されて いない。震災後から農地除染前までは須萱地区、前田地区で はまったく除草は行われず放置されていたが、伊丹沢地区で は一部が除草されていた。農地除染時および除染後は全3地 区とも刈払機による除草が年に1回程度行われており、その 際に刈り取られた草は持ち出されず刈り敷かれていた。

植物体の採集は、法面に設置した2m×2mの方形の調査 枠内に生育している被度3%以上の植物種を記録したのち、 地表5 cmより上の地上部を全種で採集した。採集には通常 の刈り敷きで用いられる刈払機ではなく、草刈り鎌を用いた。 同じ採集場所の土壌は植物体を採取後、内径2.5 cmの土壌 採取器(線虫スコップ、藤原製作所)を用いて深さ15 cmまで の土壌を5か所採取した。植物体は洗浄せずに80℃で48 時間通風乾燥し、粉砕器を用いて粉砕した。土壌は40℃で 72時間乾燥させたのち、2 mmメッシュで篩いにかけ、礫お よび植物根を除去した。

(2) 分析方法

放射性物質の分布:刈取後に雑草数種について有姿、およ び灰化後の植物体におけるオートラジオグラフを作成して放 射性物質の分布を調査した。有姿植物体を乾燥させずに台紙

上に広げてビニールテープで固定し、放射性セシウム濃度の 異なるマーカーを台紙の4隅に貼ったのちに食品用ラップフィ ルムで被い、スキャナーで実画像を得た。有姿植物体の実画 像とオートラジオグラフの重ね合わせおよび放射性物質量の 推定を行うために、放射性降下物が直接付着した落ち葉から 放射性セシウムを溶出させ、ゲルマニウム半導体検出器で濃 度確認後、ろ紙に滴下してラミネートで封入したものをマー カーとして使用した。実画像を撮影した後、暗所で7日間イメー ジングプレート(BASSR2040E、富士フィルム社)に感光させ た。感光後、イメージングプレートをスキャナー (Typhoon FLA7000、GEヘルスケア社)で読み取り、画像解析ソフト (PhotoshopElements14、Adobe社)でマーカーを目印に有 姿植物体の実画像との重ね合わせ処理を行った。イメージン グプレートの読み取り画像上のマーカーの濃さ(グレー値)を 画像解析ソフト(ImageJ、オープンソフト)を用いて測定し、 放射性物質量との関係式を導いた¹⁸⁾。その関係式を用いて、 イメージングプレートの読み取り画像におけるグレー値から試 料の放射性物質量を推定した。

植物体の灰化法:粉砕した植物体20gを精秤し、陶磁製あ るいはアルミ製の容器に入れ、蒸留水 40 mLを加えてよく混 和したのち、アルミ箔で蓋をしてマッフル炉 (FO510、ヤマト 社)を用いて表2の手法AおよびBのいずれかで灰化を行っ た。手法Aは通常の野焼きを想定し、手法Bは灯油が使わ れる野焼きを想定したものである。手法Aでは、落ち葉の燃 焼条件を参考に300℃で1時間燃焼した後、室温まで冷却し 再び蒸留水40 mLを加えて500℃で1時間燃焼した15)。また、 燃焼程度が高くなると灰への放射性セシウムの濃縮率が高く なる先行知見があること11、実際の野焼きでは灯油などの燃 料を用いる場合があり、その際は燃焼時間が長くなることが 想定されることから、手法Bでは手法Aの燃焼に加えてさら に4回の加水と500℃での燃焼を追加した。A法で灰化し粉 末状になった灰はポリエチレン袋に入れ、台紙上に固定しス キャナーで実画像、イメージングプレートでオートラジオグラ フを作成し、灰化前の有姿植物体と同様に放射性物質の分布

表2 本研究における実験設計(灰化の温度、時間および加水量)

手法		温度 ℃	時間 h	加水量 mL
А	1回目	300	1	40
	2 回目	500	1	80
В	1回目	300	1	40
	2回目	500	1	80
	3回目	500	1	80
	4 回目	500	1	40
	5 回目	500	1	20
	6回目	500	1	12

	雑草の種			地区		24 <i>b</i> 7	
坦 日	科	和名		前田	伊丹沢	子名	
種別の被度 (%)*	カヤツリグサ	カヤツリグサ属			20	<i>Cyperus</i> sp.	
	イネ	カモガヤ	20			Dactylis glomerata L.	
		オニウシノケグサ	10	3		Festuca arundinacea Schreb.	
		ススキ	3	40	20	Miscanthus sinensis Andersson	
		ヨシ			10	Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.	
	タデ	イタドリ			20	<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr. var. <i>japonica</i>	
	マメ ツルマメ		5			<i>Glycine max</i> (L.) Merr. subsp. <i>soja</i> (Siebold et Zucc.) H.Ohashi	
		ムラサキツメクサ	5			Trifolium pratense L.	
	バラ	クサイチゴ		10		Rubus hirsutus Thunb.	
	キク	ヨモギ	30	10		Artemisia indica Willd. var. maximowiczii (Nakai) H.Hara	
		ヨメナ類(シオン属)	5		5	Aster sp.	
		ヒメジョオン	10	3		Erigeron annuus (L.) Pers.	
	トクサ	スギナ	10	3		<i>Equisetum arvense</i> L.	
	ゼンマイ	ゼンマイ			10	Osmunda japonica Thunb.	
	コバノイシカグマ	ワラビ			10	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) Á. et D.Löve	
植被率 (%)*			100	70	100		
最長の草高 (cm)		100	100	100			
地上部乾燥重 (g/m ²)		395	259	275			

表3 採集地における雑草の植生

*被度が3%以上の種のみ記録したため、種別の被度の合計と植被率は一致しない。

を調査した。

灰化前の植物体および灰からの放射性セシウムの溶出法: 灰 は 1.0 g、灰化前の植物体は灰 1.0 g相当分である 10.0 ~ 12.5 gを供試した。各試料あたり 100 mLの蒸留水を加水し、 室温にて 1時間、150 rpmで振とう後、No 6 の濾紙で濾過し た。灰化および溶出実験では須萱地区試料の灰化法Bによる 実験を除き、繰り返し実験をしなかった。須萱地区試料の灰 化法Aによる実験では溶出実験を行わなかった。

放射性セシウム濃度の分析: 灰化前および灰化後の植物体、 溶出液、および土壌中の放射性セシウム濃度についてはゲル マニウム半導体検出器 (CANBERRA社GC2520-7500SL: 相対効率 25%、GC4020-7500SL: 相対効率 40%、GCW 2523-7905-30U-ULB: 相対効率 25%のいずれか)を用いて、 ¹³⁷Csの相対標準偏差(計数誤差÷測定値×100)が10以下に なるまで測定した。¹³⁴Cs濃度は 2016年 6月 21日時点におけ る¹³⁴Cs濃度と¹³⁷Cs濃度の比から算出した。なお、本論文に おける放射性セシウム濃度とは¹³⁴Cs濃度と¹³⁷Cs濃度の合算 値のことである。

灰の元素組成:SEM-EDX装置(走査型電子顕微鏡(JEOL JSM-6610LV)およびエネルギー分散型X線分析器(OX FORD X-Max))を使って灰化後の試料の元素組成分析を 行った。

3. 結果および考察

(1) 採取地の植生

採集を行った3地区の法面の植生はいずれも農地の畦畔や 法面によくみられる一般的な雑草のものであった(表3)。須 萱地区ではカモガヤ(Dactylis glomerata L.)やオニウシノケグ サ(Festuca arundinacea Schreb.)などの寒地型イネ科牧草由 来の雑草や草高が比較的低い雑草がみられたが、前田地区お よび伊丹沢地区ではススキ(Miscanthus sinensis Andersson) やヨシ(Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.)など比較 的大型になる雑草がみられた。前田地区ではススキなど乾燥 を好む種が多かったのに対して、伊丹沢地区ではヨシやカヤ ツリグサ属などの湿った場所を好む雑草が占めていた。

(2) 灰化前後の植物体における放射性セシウム

イメージングプレートの読み取り画像の解析より導いたマー カーのグレー量(グレー値にマーカーの面積をかけた数値, x) と放射性物質量(Bq, y)の関係式は、前田地区で採取したス スキ、オニウシノケグサの有姿試料(a1)ではy=0.0000126 x+0.0018412(R^2 =0.999)、前田地区で採取したクサイチゴ (*Rubus hirsutus* Thunb)、ヨモギ(*Artemisia indica* Willd. var. *maximowiczii* (Nakai) H.Hara)の有姿試料(a2)では y=0.0000042x+0.0005797 (R^2 =0.998)であった。イメー



a 有姿試料;a1 ススキ、オニウシノケグサ(前田地区)、a2 クサイチゴ、ヨモギ(前田地区)
 a1における四隅の小円は左上、右上、右下および左下がそれぞれ4,500 Bq、2,100 Bq、1,100 Bq および450 Bq、
 a2では左上、右上、右下および左下がそれぞれ14,000 Bq、6,800 Bq、3,600 Bq および1,500 Bq のマーカーである。
 b 灰化試料;b1 須萱A、b2 前田A、b3 伊丹沢A
 試料中の放射性セシウムの平均濃度は表4参照

ジングプレートでの調査の結果、いくつかの試料のオートラジ オグラフに放射性物質の付着である可能性が高い黒点が認め られ、上記の関係式より前田地区のオニウシノケグサにある黒 点の放射性物質量は 0.019 Bq、クサイチゴにある黒点の放射 性物質量は 0.002 Bqおよび 0.014 Bqと推定された (図 1-a1、 a2)。またヨモギにも微小な黒点がみられた。須萱地区およ

	上垴					插版体				
地区		1011/101个								
	放射性セシウム 濃度 ** (0-15 cm 深)	灰化前		灰						
		放射性セシウム	玉汁 *	反復	灰化率	放射性セシウム	濃縮率	残存率	放射性センリムの 一般散率	
		濃度 **	于伍	5 以饭	***	濃度 **	****	****		
	Bq/kg 乾物	Bq/kg 乾物			%	Bq/kg	%	%	%	
須萱		29	А	-	10	204	7.1	74	26	
	1,128		В	1	5	411	14.3	73	27	
			В	2	4	313	10.9	48	52	
前田	7386	150	А	-	10	1,503	9.5	98	2	
印口	7,380	139	В	-	4	3,010	19.0	69	31	
伊丹沢	6 277	7 193	А	-	8	1,668	8.6	72	28	
	0,277		В	-	4	1,792	9.3	41	59	

表4 土壌および灰化前後の植物体の放射性セシウム濃度

*Aでは 500 ℃燃焼を1回、Bでは5回実施した。詳細は表2および本文参照

** 放射性セシウム (134Cs+137Cs) 濃度はいずれも乾物あたり

*** 灰化前に対する灰の重量割合

**** 灰化前に対する灰の放射性セシウム濃度比

***** 灰に移行した放射性セシウムの割合

び伊丹沢地区から採取し調査に用いた植物体には、黒点は認 められなかった。イメージングプレート上でみられた放射性物 質による黒点の由来は明らかではないが、事故時に放射性物 質が直接付着した雑草地上部は農地除染の際に除去されてい るため、土壌表層に分布する高濃度の放射性セシウムが植物 体表面に付着した可能性が考えられる。一方、それ以外の試 料では強い放射性物質による黒点は検出されなかったことか ら、植物体中の放射性セシウムは土壌からの経根吸収に由来 すると考えられた。須萱地区、前田地区および伊丹沢地区で 採集した植物体の放射性セシウム濃度はそれぞれ乾物あたり 29 Bq/kg、159 Bq/kgおよび 193 Bq/kgであり、土壌の 放射性セシウム濃度が低い須萱地区では植物体の濃度も低 かった(表 4)。

粉砕して灰化試験に供試した植物体は手法Aおよび手法 Bともに灰化によってさらに細かく粉末状になった。灰化に よる重量減少により、灰化後の放射性セシウム濃度は灰化前 の7.1~19.0倍に高まった。灰化により灰化前試料中の放 射性セシウムの2~59%が飛散し、飛散の割合は燃焼累積 時間が長い手法Bの方が多くなった。以下、灰化後の試料名 は地区名の後に灰化法 (AあるいはB)を付けて表示する(前 田Aなど)。

灰のオートラジオグラフでは採取した地区に関わらず黒点 が認められた。須萱地区で採取した植物体の灰化試料(須萱 A)に含まれる放射性セシウム濃度は前田地区での灰化試料 (前田A)や伊丹沢地区での灰化試料(伊丹沢A)よりも低い 値であったが、オートラジオグラフ上の黒点数や画像の濃淡 に違いは認められなかった(図1-b1、b2、b3)。

(3) 灰化による放射性セシウムの溶出割合の変化

灰化前の植物体および灰を溶出処理した際、溶出液に含まれる放射性セシウム濃度は0.7~16.1 Bq/kgであった。 放射性セシウムの溶出率は灰化前で37~65%、灰で15~ 53%であり、灰化前の方が高かった(表5)。また、燃焼累計時間が長い手法Bでは灰化試料の溶出率が手法Aよりも低下 した。

灰化による放射性セシウムの大気への飛散割合、加水による溶出割合、および試料中への残存割合を図2に示した。 灰化試料須萱B(2)を除けば、灰化前と灰化後の試料で放射 性セシウムの残存割合は採集地区ごとにおおよそ一定の割合 になった。

(4) 灰化後の元素組成の差異

SEM-EDXを用いた岩石試料などでは各「酸化物」の質量 濃度で表現することが一般的であるが、野焼きを想定した温 度域および時間で行った灰化実験(手法A)で得られた炭化し た試料では、例えば炭素はほとんどの部分が炭(C)の状態で 存在していると考えられるため、各「元素」の質量濃度を示し た(表6)。灰化試料(前田A)では炭素の占める割合が24.7% と極めて多く、須萱Aと伊丹沢Aでは炭素、酸素、ケイ素、 カリウムおよびカルシウムの分布割合が類似していた。前田A は須萱Aおよび伊丹沢Aに比べ、酸素、ケイ素およびカルシ ウムの割合が少なかった。

以上の結果より、雑草を灰化すると、放射性セシウム濃度 が7倍以上に濃縮されることが明らかになった。植物体は灰 化の過程で一部の灰が粉じん状になり浮遊して大気へ飛散す るだけでなく、燃焼後に残った灰も灰化前よりも細かくかつ軽

地区		手法*	繰返し**	供試重量	水溶液中の放射性 セシウム濃度	溶出率	
·				kg/L	Bq/kg	%	
須萱	灰化前	-	1	0.106	1.1	37	
			2	0.123	1.6	44	
	灰	В	1	0.010	0.7	17	
		В	2	0.010	0.7	23	
前田	灰化前	-	1	0.103	6.7	41	
灰		-	2	0.147	8.6	37	
		А	-	0.010	5.6	37	
		В	-	0.010	4.6	15	
伊丹沢	灰化前	-	1	0.130	16.1	64	
			2	0.122	15.4	65	
	灰	А	-	0.010	8.8	53	
		В	-	0.010	2.6	15	

表 5 植物体の灰化による放射性セシウム溶出の変化

* 灰化した手法を示す。A では 500℃燃焼を1回、B では 5回実施した。詳細は表2および本文参照 ** 繰り返し回数は表4と対応する。須萱の手法 A による試料は未供試



^{*}AおよびBは灰化の手法、カッコ内は繰返しの番号を示す。 繰返しの番号は表4および表5に対応している。手法の 詳細は表2および本文参照

図 2 灰化前後の植物体における放射性セシウムの飛散、 溶出および試料中の残存割合

量になるために風で飛散しやすくなると考えられる。 さらに、 全地区の灰化試料のオートラジオグラフで高濃度の放射性物 質の存在を示す黒点が観察されたが、この黒点が植物体内に 経根吸収されたものに由来するのか、あるいは植物の体表面 に付着した土壌に由来するのかは特定できなかった。

放射性物質が降下した地域では住宅地や農地内などの除染 した場所と森林、畦畔や法面などの除染しない場所が混在し ているため、未除染地である畦畔や法面での野焼きは農地内 をはじめ除染が終了した土地へ灰が飛散する可能性があると 考えられる。灰はもとの植物体より放射性セシウム濃度が高 く、高濃度の放射性物質が局所的に観察されたため、近隣で

表6 灰化後の植物体中の各元素の質量濃度

-==	質量濃度(%)					
兀系	須萱 A	前田 A	伊丹沢 A			
炭素 (C)	8.63	24.71	8.48			
酸素 (O)	37.93	29.80	39.35			
ナトリウム (Na)	0.10	0.03	0.11			
マグネシウム (Mg)	1.94	1.45	2.50			
アルミニウム (Al)	0.14	0.07	0.11			
ケイ素 (Si)	11.67	7.87	14.23			
リン (P)	1.37	1.84	2.98			
硫黄 (S)	1.31	0.64	1.12			
塩素 (Cl)	4.11	3.55	1.61			
カリウム (K)	21.54	20.13	19.66			
カルシウム (Ca)	7.65	3.72	7.13			
マンガン (Mn)	0.18	0.12	0.18			
鉄 (Fe)	0.18	0.16	0.23			
	96.74	94.09	97.71			

作物を栽培している場合、高濃度の放射性物質を含む灰が 作物に直接付着して汚染させる可能性がある。一方、灰から の溶出率は文献値より高い試料もみられたが、溶出液に含ま れる放射性セシウム濃度が元の植物体より低下すること、灰 からの放射性セシウムの溶出量も灰化前植物体からの溶出量 よりも低下することから、灰から放射性物質が溶出することに よる周囲環境への汚染リスクは灰の生成や飛散よりも小さいと 考えられた。

本研究では2段階の燃焼時間を設けることで燃焼時間が長 くなるほど灰化率が低くなり、逆に放射性セシウムの濃縮率 は高くなる傾向を見いだせた。この灰化率と濃縮率のトレード オフの関係は先行研究結果とも一致しているが、ギョリュウモ ドキや雑草、落葉、小枝の灰化では時間ではなく燃焼温度 を高くすると灰化率が下がり濃縮率が上がった^{11,14}。したがっ て、本研究での長時間燃焼である手法Bは、灰化の進行とい う点で先行研究での高温燃焼と同様な効果をもたらしたと考 えられた。一方、飛散率については燃焼時間が長くなるほどよ り多くの放射性セシウムが飛散するものの植物試料の間で差 が大きかった。先行研究の間でも同様に飛散率の差が大きい ため、飛散率は燃焼温度や時間以外の、例えば植物体の種 類なども影響を与えている可能性がある。同様に、灰化、飛 散、溶出後に固体内に残留している放射性セシウムについて も灰化の程度や有無にかかわらず試料ごとに一定の割合で あった。

本研究では放射性物質の拡散を考慮し室内で燃焼試験を 行ったが、本研究の試験と実際の野焼きの違いについて燃焼 に関する条件と材料に関する条件に分けて考察する。まず燃 焼の条件について、本研究では炉を用いて植物体を燃焼させ たが、炉内では植物体および空気ともに温度は均一であり、 かつ最高温度に至るまで数十分を必要とする。一方、実際の 野焼きでは燃焼温度より低い空気や風などの影響で燃焼の中 央から外れるほど燃焼温度は低くなり、また、燃焼開始後は 急激に昇温し30~90秒で最高燃焼温度に至るなど燃焼温 度は空間的にも時間的にも変動が大きい15-17,19)。さらに、同 一圃場のススキ草地を燃焼させたとしても生育量のばらつきに よって最高温度は345℃から789℃まで異なるなど、燃焼温 度や燃焼時間は燃料となる植物体の量でも大きな影響を受け る¹⁰。これらのことから、実際の野焼きでは多様な燃焼温度 や燃焼時間にともない灰化率と濃縮率は一定でないと考えら れるが、本研究において 500℃という平均的な燃焼温度での 灰化および濃縮の数値が得られたことや上述の通りトレードオ フの関係が確かめられたことは今後様々な燃焼条件を考える 際に重要な基礎情報になる。

次に、材料の条件について、本研究では実際に野焼きを想 定している地区で採集した雑草を用いているものの、野焼きと は異なり採集した全雑草種をまとめて機械で乾燥および粉砕 したのち、水を添加して灰化試験に供試した。実際の野焼き では刈り倒して、あるいは立ち枯れて自然乾燥したもの(有姿 のままの状態)を、場合によっては灯油などを散布して燃えや すくして燃焼させる。これらの材料の水分や形状に関する違 いは、まず燃焼温度とその推移に影響を与えると考えられる が、本研究では炉の温度設定で制御したので影響を受けな かった。また、粉砕物、有姿いずれの由来であっても灰は脆 く容易に粉末状になるため、溶出においては水分の浸透や溶 出状況に差はないと考えられた。ただし、畦畔や法面では灰 化していない植物体からの溶出は水分を保持あるいは自然乾 燥した有姿の植物体が降雨などにより水分過多になって溶出 が始まると考えられる。そのため、有姿の植物体は粉砕した 植物体に比べて切断面が小さいため溶出量が少なくなると予 測されるが、この点についてはより実際に近い条件で検討を 行う必要がある。

本研究の結果より、灰化によって放射性セシウムが濃縮さ れた灰が生成されること、それらが灰化時に大気中へ飛散あ るいは灰化後に飛散することで周囲環境への拡散や汚染の主 な要因になり得ることが示唆された。また、土壌の放射性物 質濃度から生育する雑草、さらに灰、大気へ飛散、溶出物中 の放射性セシウム濃度がおおよそ推定できること、また、灰 にも放射性物質が高濃度に存在する部分が見つかっている。 本研究で得られた知見に加えて放射性物質による土壌汚染程 度や灰中の放射性物質濃度、飛散距離のシミュレーション等 についてさらなる研究を行うことで、野焼きを行うことによる 放射性物質の拡散や周囲環境への汚染リスクを実用的な精度 で予測できると考えられる。

謝 辞

飯舘村復興対策課 中川喜昭氏、庄司稔氏、大東勇氏には 採集地の選定および採取にご協力いただいた。農研機構東 北農業研究センター 齋藤みき子氏、安納絵理氏、阿部久美 氏には試料調整および分析、産業技術総合研究所 鈴木正哉 氏、森本和也氏には炭化した灰の各種分析にご協力いただい た。ここに深く感謝申し上げます。

参考文献

- 「「農地除染対策の技術書」について」 農林水産省 HP (http://www.maff.go.jp/j/nousin/seko/josen/index. html), 2017 年7月閲覧.
- 「除染等工事共通仕様書」環境省 HP (http://tohoku. env.go.jp/fukushima/procure/index.html), 2017 年 7 月閲覧.
- 小山豊: 畦畔・農道の雑草管理法,「雑草管理ハンド ブック」, pp.216, 草薙 得一, 近内 誠登, 芝山 秀次 郎編, 朝倉書店, 東京 (1994).
- (稲わら等を活用しましょう!」新潟県 HP (http://www. pref.niigata.lg.jp/nosanengei/1343685653296.html), 2017 年7月閲覧.
- 5)「福島県施肥基準」福島県農林水産部 HP (https:// www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/69941. pdf), 2017年7月閲覧.
- 「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」総務省行政管理 局 HP (http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S45/S45HO137. html), 2017 年 7 月閲覧.
- 7)「廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令」総務省行 政管理局 HP (http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S46/ S46SE300.html), 2017 年7月閲覧.
- 8) 河川砂防技術基準維持管理編(河川編)国土交通省

HP (http://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/ gijutsu/gijutsukijunn/ijikanri/kasen/pdf/gijutsukijun. pdf), 2017 年7月閲覧.

- 9) 好野 奈美子,小林 浩幸,高橋 義彦,齋藤 邦人:剥 ぎ取り除染を行った農地において表土剥ぎ取りおよび 客土が地力に与える影響.環境放射能除染学会誌,3, 145-152 (2015).
- 10)「きのこ、山菜類のモニタリングと出荷制限品目・市町 村について」福島県 HP (https://www.pref.fukushima. lg.jp/sec/36055c/ringyo-monitoring.html), 2017年7月 閲覧.
- A. D. Horrill, V. H. Kennedy, I. S. Paterson, G. M. McGowan: The effect of heather burning on the transfer of radiocaesium to smoke and the solubility of radiocaesium associated with different types of heather ash. *J. Environ Radioact.*, **29**, 1-10 (1995).
- 12)「薪ストーブ等を使用した際に発生する灰の取扱いについて」環境省 HP (https://www.env.go.jp/jishin/rmp/ attach/no120119001.pdf), 2017 年7月閲覧.
- 「圃場での雑草等の処理に伴う放射性セシウムの飛散 防止技術の開発」農林水産技術会議 HP (http://www. affrc.maff.go.jp/docs/nogyo_gizyutu/pdf/1_5.pdf), 2017 年7月閲覧.
- 14)「放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分(技

術資料:第四版)改訂版」国立環境研究所 HP(http:// www.nies.go.jp/fukushima/pdf/techrepo_r4_140414_ all.pdf), 2017 年7月閲覧.

- 15) 樋口 隆哉, 浮田 正夫, 関根 雅彦, 今井 剛: 草木の 燃焼に伴う PCDD/Fs の発生評価に関する研究.山口 大学工学部研究報告, 58, 69-73 (2008).
- 16) Y. Iwanami: Temperatures during *Miscanthus* Type Grassland Fires and their Effect on the Regeneration of *Miscanthus sinensis*. *Reports Inst. Agric. Res. Tohoku Univ.*, **20**, 47-88 (1969).
- 17) 岩波 悠紀:本邦草地における火入れ温度の測定:(4) ササ型草地の火入れ温度.日本生態学会誌,22,24-33 (1972).
- Schneider CA, Rasband WS, Eliceiri KW: NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat. Methods*, 9, 671-675 (2012).
- Y. Iwanami, S. Iizumi: Temperatures during *Zoisia* type Grassland Fires and their Effect on the Regeneration of *Zoisia japonica* Steud. *Reports Inst. Agric. Res. Tohoku* Univ., 20, 29-45 (1969).

2017年7月20日受付 2018年2月26日受理

和文要約

東京電力福島第一原子力発電所事故後、除染が終了した地域では畦畔などの雑草の野焼きを再開したいとの要望があるが、野焼きが周囲の環境に与える影響については情報が少ない。本報では、雑草に含まれる放射性セシウムの灰化による灰への残存および大気への飛散割合、ならびに灰化前後の水への溶出割合の変化を調査した。雑草を灰化することで放射性セシウム濃度は7~19倍に上昇し、燃焼累積時間が長くなるほど灰の放射性セシウム濃度は上昇し、灰化の際に飛散する放射性セシウムも増加した。灰からの放射性セシウムの溶出量は灰化前の植物体からの溶出量よりも低く、溶出後に試料(灰化前の植物体あるいは灰)内に残存する放射性セシウム量は灰化前後で大きく変動しなかった。以上より、雑草の灰化によって放射性セシウムが濃縮された灰が生成されること、それらが灰化時あるいは灰化後に大気中へ飛散することで周囲環境への拡散や汚染の主な要因になり得ることが示唆された。

