

Agitation of radioactive substances in soil particles by agricultural practices

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2019-12-20 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 山口, 紀子, 江口, 定夫, 林, 健太郎, 藤原, 英司, 塚田, 祥文 メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.24514/00003009

農環研報 34,
33-41 (2015)

農業環境技術研究所畑圃場における農作業に伴い巻き上がる土壌粒子に含まれる放射性物質

Agitation of radioactive substances in soil particles by agricultural practices

山口紀子*・江口定夫**・林健太郎**・藤原英司*・塚田祥文***

(平成26年12月2日受理)

Synopsis :

Three weeks after the accident at the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, we determined the activity concentrations of ^{131}I , ^{134}Cs and ^{137}Cs in atmospheric dust fugitively resuspended from soil particles due to soil surface perturbation by agricultural practices. The atmospheric concentrations of ^{131}I , ^{134}Cs and ^{137}Cs increased because of the agitation of soil particles by a hammer-knife mower and a rotary tiller. Coarse soil particles were primarily agitated by the perturbation of the soil surface of Andosols. For dust particles smaller than $10\ \mu\text{m}$, the resuspension factors of radiocesium during the operation of agricultural equipment were 16-times higher than those under background condition.

I はじめに

土壌の表面を攪乱する農作業は、土壌粒子を巻き上げ、大気中ダスト濃度を上昇させる。大気中ダストのうち、粒径 $10\ \mu\text{m}$ 以下のものは、呼吸器に吸入されて、人の健康に影響を及ぼす可能性があり、浮遊粒子状物質 (SPM, Suspended particulate matter) と定義して環境基準が定められている (環境省, 2015)。PM2.5のような粒径 $10\ \mu\text{m}$ よりもさらに微小な粒子は、気管を通過し肺胞に到達するため、より健康影響が大きい。ダストの吸入そのものが健康被害の要因となるが、ダストが放射性物

質に汚染されていた場合、内部被ばくもひきおこす。

放射性セシウムは土壌の持つ負電荷に強く捕捉される性質をもつため、大部分が土壌の表層部分にとどまる (山口ら, 2012)。放射性ヨウ素も、畑条件では土壌に収着されやすい (Yamaguchi et al., 2010)。表層に放射性物質が多く存在する条件で土壌を攪乱すると、土壌粒子の巻き上がりにより大気中ダスト濃度が上昇し、それに伴い大気中放射性物質濃度が上昇する。このため放射性物質を含む土壌粒子を吸入することによる農作業者の内部被ばくが懸念される。

地表面の単位面積 (m^2) あたりに存在する放射性物質

* 土壌環境研究領域

** 物質循環研究領域

*** 福島大学

が、大気 1 m^3 にどの程度再浮遊するかを示す指標として次式であらわす再浮遊係数 (resuspension factor, RF) が用いられる (IAEA 2010)。

$$\text{RF}(\text{m}^{-1}) = \frac{\text{大気中放射能濃度 (Bq m}^{-3}\text{)}}{\text{土壌表層単位面積あたり放射能濃度 (Bq m}^{-2}\text{)}}$$

再浮遊係数は、土壌水分量 (Wagenpfeil et al., 1999)、風速 (Holländer 1994)、放射性物質沈着からの経過時間 (Rosner and Winker, 2001) といった環境因子により変動する。また、人為的攪乱によっても再浮遊係数は増加する傾向にある (Nicholson, 1988)。たとえば Wagenpfeil et al (1999) は、農作業に由来する土壌の再浮遊係数は風由来の1000倍であると報告している。

関東地方では、春先の強風により畑から土埃が巻きあがる光景を目にする。Igarashi et al. (2003) は、春先の強風により大気中ダスト濃度および ^{137}Cs 濃度が上昇することを示した。原発事故以前の土壌中 ^{137}Cs は、大気圏内核実験によるグローバルフォールアウト由来のものが主体であり、農業環境技術研究所 (農環研) 内畑土壌の作土層 ^{137}Cs 濃度は、2008年～2010年採取土壌平均値で $6.7 \pm 1.3\text{ Bq/kg}$ であった (農業環境技術研究所, 2012)。土壌中濃度が低かった2005～2007年の観測では、大気中ダスト中の ^{137}Cs の起源は、巻き上げられた土壌よりも、モンゴルや中国北東部から飛来した風成塵が主体であった (Fukuyama and Fujiwara, 2008)。

つくば市では、土壌中の原発事故由来放射性核種の大部分は、2011年3月21日から23日および26日の降雨に伴って負荷された (佐波ら, 2011)。放射性物質の沈着から間もない畑土壌で、農作業により再浮遊係数がどの程度変化するかに関する実測データは貴重である。本研究は、土壌粒子の巻き上がりに伴う大気中ダスト濃度、ダスト中 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度に農作業がおよぼす影響を明らかにすることを目的とした。

II 試料および方法

1 サンプルング地点

サンプルングは、農環研内畑圃場 (D1) でおこなった。圃場面積は 944 m^2 ($24.5 \times 38.5\text{ m}$)、土壌はアロフェン質黒ボク土 (小原ら, 2011) である。2010年11月6日に、緑肥として冬小麦 (*Triticum aestivum* L.) を条間 20 cm 、播種密度 120 kg ha^{-1} で播種した。つくば市の土壌に原発事故由来の放射性物質が降雨により沈着した2011年3月21日時点での小麦の地上部高さは約 15 cm 、

被覆率は $60 \sim 70\%$ であった。風速は、サンプルング地点より北西 250 m において観測された「農業環境技術研究所総合気象観測データ」より得た (農業環境技術研究所, 2013)。

2 土壌の巻き上げをとまなう農作業

(1) 小麦の刈取り

2011年4月7日、草刈機 (ハンマーナイフモア、HMB1100、共栄) を用いて緑肥用に栽培していた冬小麦の地上部を刈り取った。刈取り幅は 110 cm 、刈取り高さは地上部より $2 \sim 3\text{ cm}$ に設定した。作業の様子を図1aに示す。刈取り前に圃場内から均等に9スポットを選定し、 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ のプロットで小麦の収量調査をおこなうとともに、1スポットにつき $5 \sim 6$ 株を採取・混合し、放射性物質分析用試料とした。土壌の混入を避けるため、地際 5 cm の茎葉は破棄した。

(2) 鋤込み

2011年4月8日、ロータリ耕うん部 (コバシロータリ、KJM180T、小橋工業) をトラクタに装着し、前日に刈り取った小麦地上部を根株と共に土壌に鋤きこんだ。耕幅は 180 cm 、耕うん爪の回転半径は 25 cm 、耕起深度は約 15 cm であった。作業の様子を図1bに示す。



図1 刈取り作業 (a) および鋤込み作業 (b) の様子

3 大気中ダスト

(1) ダストのサンプリング

ベースラインの測定として、2011年4月7日の小麦の刈取り作業の前に以下の(2)、(3)の手法により圃場の中心の地上0.85 mにおいて4時間の大気中ダストのサンプリングを行った。その後の小麦の刈取り作業の際には圃場の中心の地上1.6 mにおいて刈取り作業に要した時間である51分のサンプリングを行った。翌日の鋤込み作業の際には圃場の中心の地上0.85 mにおいて鋤込み作業に要した時間である31分のサンプリングを行った。

(2) 10 μ m以下の大気中ダスト (Dust-10)

吸引流量を毎分500 Lに設定したハイボリュームエアサンプラー (HV-500F、柴田科学) を用いて10 μ m以下の大気中粒子をガラス繊維ろ紙 (GB-100R-100A、柴田科学、0.3 μ m以下の粒子捕集効率99.99%) に収集した。サンプラーの吸引部に装着した分粒装置により、10 μ m以上の粒子を100%除去した。以上の方法により採取した粒子は、PM10とは異なり、環境基本法に基づく環境省告示の浮遊粒子状物質 (SPM) に相当する。以下、Dust-10と表記する。

(3) PM2.5

フィルターパック法 (EMEP, 2001) に基づき、フィルターホルダー (NL-O、NILU) を用いてPM2.5を捕集した。フィルターパックは2段とした。大気の吸引口には流量毎分20 Lの条件で粗大粒子とPM2.5を分離するインパクターを取り付け、粗大粒子は上流の1段目に収めたドーナツ型テフロン補強ガラス繊維ろ紙 (T60A20-H20、東京ダイレック) に捕集し、PM2.5は下流の2段目に収めたテフロン補強ガラス繊維ろ紙 (T60A20、東京ダイレック、0.3 μ m以下の粒子捕集効率96.4%) に捕集した。

(4) 大気中ダスト濃度

パーティクルマスモニター (GT-331、柴田科学) を用いて粒径10および2.5 μ m以下の粒子 (PM10、PM2.5)、全粒子状物質の重量濃度を測定した。1回4分の測定を3回繰り返して平均値を求めた。なお、パーティクルマスモニターにより得られるPM10およびPM2.5は、粒径10あるいは2.5 μ m以下の粒子の捕集効率が50%となるように、より大きな粒子を除去したものに相当する。

4 土壌

(1) 土壌のサンプリング

刈取り前の4月7日、および鋤込みから12日後の4月20日に土壌を採取した。最表層0~0.5 cmをプラスチック製スクレーパーで、0~5 cmをステンレス製100 cm³円筒コアサンプラーで採取した。刈取り前の土壌サンプルは、対角線上に5地点から採取し、それぞれ γ 線分析に供した。鋤込み後のサンプルは、同様に5地点から採取したサンプルを混合して分析に供した。

刈取り前、鋤込み後の作土中の放射性物質濃度の深度分布を調べるために直径8 cm、深さ15 cmのコアサンプルを、アクリル製ライナー付きのハンドサンプラー (HS-30、藤原製作所) を用いて3地点より採取した。放射性物質は土壌の表層に高濃度に存在していることが予想されたため、最表層1 cmをプラスチック製スクレーパーで採取した後、コアサンプルを採取した。深さ15 cm分の土壌コアは、5 cmの深さまでは1 cm間隔、5~10 cmの深さは2.5 cm間隔、10~15 cmは5 cm間隔で分析に供した。なお、プラスチックライナーとの接触面から内側に5 mm分のサンプルは、上層から崩れた土壌粒子を含む可能性があるため、取り除いた。

(2) 粒径分画

採取したダストの粒子径に相当する土壌粒子をバルク土壌から分離した。刈取り前に0~0.5 cmの深さより採取した土壌を5地点分混合し、500 μ mのふるいを通過させた。ふるいを通過した土壌粒子を蒸留水に懸濁させ、超音波分散をおこなった。土壌粒子濃度が10 g L⁻¹になるよう調整し、ストークス式に基づく沈降法 (土壌環境分析法編集委員会、1997) により10 μ m以下、2.5 μ m以下の粒子を回収した。80~100°Cのホットプレート上で懸濁液中の水を蒸発させ、土壌粒子を回収した。この方法では、¹³¹Iは水への溶解および揮発により損失するため、評価しなかった。

(3) γ 線測定

土壌は2 mm篩を通過後、乾燥させずにプラスチック製円筒容器 (V2型、直径7.5 cm、高さ2 cm) に充填し、ゲルマニウム半導体検出器 (BE5025およびBE5065、キャンベラ) により5000秒計測した。単位面積あたりの各層の乾燥重量をもとに重量濃度からインベントリーの換算をおこなった。

小麦地上部は1 cmの長さに切断し、700 mLマリネリ容器に充填した。その後、ゲルマニウム半導体検出器

(GCW2523S、キャンベラ)により10000秒計測した。

ダストを捕集したる紙は、捕集面を内側として注意深く折り曲げ、直径15 mm、高さ40 mmの円筒容器に充填し試料とした。また10 μm 以下、2.5 μm 以下の土壤粒子も同種の容器に充填した。これらをウェル型ゲルマニウム半導体検出器(GCW2523S、キャンベラ)により50000秒計測した。

試料の放射能濃度を求めるため、計測により得られた γ 線スペクトルから ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs が放出する364、605、662 keVの γ 線ピークを判別し、ピーク面積を集計した。ピーク面積を放射能に換算するには、ピーク検出効率を参照しなければならないが、効率値は使用する検出器や試料条件に応じて変動する。土壤試料については、放射能標準溶液MX005(日本アイソトープ協会製)を用い ^{131}I の検出効率を求めた。また放射能標準体積線源MX035SPS(日本アイソトープ協会製)を用い、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の検出効率を求めた。一方、小麦、ダスト捕集ろ紙試料および土壤粒子試料については、放射能標準溶液MX005を用い ^{131}I および ^{137}Cs の検出効率を求め、放

射能標準溶液CZ010(日本アイソトープ協会製)を用い ^{134}Cs の検出効率を求めた。なおウェル型ゲルマニウム半導体検出器による測定に際しては、試料の充填高さを考慮した効率値を使用した。試料採取日を基準日として減衰補正し、以上による計測値から試料の放射能濃度を求めた。

Ⅲ 結果と考察

1 小麦地上部および農作業前の土壤中放射性物質濃度

鋤込み前の作土中放射性物質の深度分布を図2aに示す。鋤込み前は、放射性物質の90%以上が表層3 cm以内に存在していた。単位面積あたりの放射性物質量(インベントリー)は、 ^{131}I で29.0 kBq m^{-2} 、 ^{134}Cs で15.0 kBq m^{-2} 、 ^{137}Cs で15.1 kBq m^{-2} だった。一方、小麦地上部への沈着量は ^{131}I で2.27 kBq m^{-2} 、Cs-134で0.484 kBq m^{-2} 、 ^{137}Cs で0.446 kBq m^{-2} だった。すなわち、単位面積に沈着した ^{131}I の8%、および ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の3%が小麦地上部に沈着していたことになる(表1)。

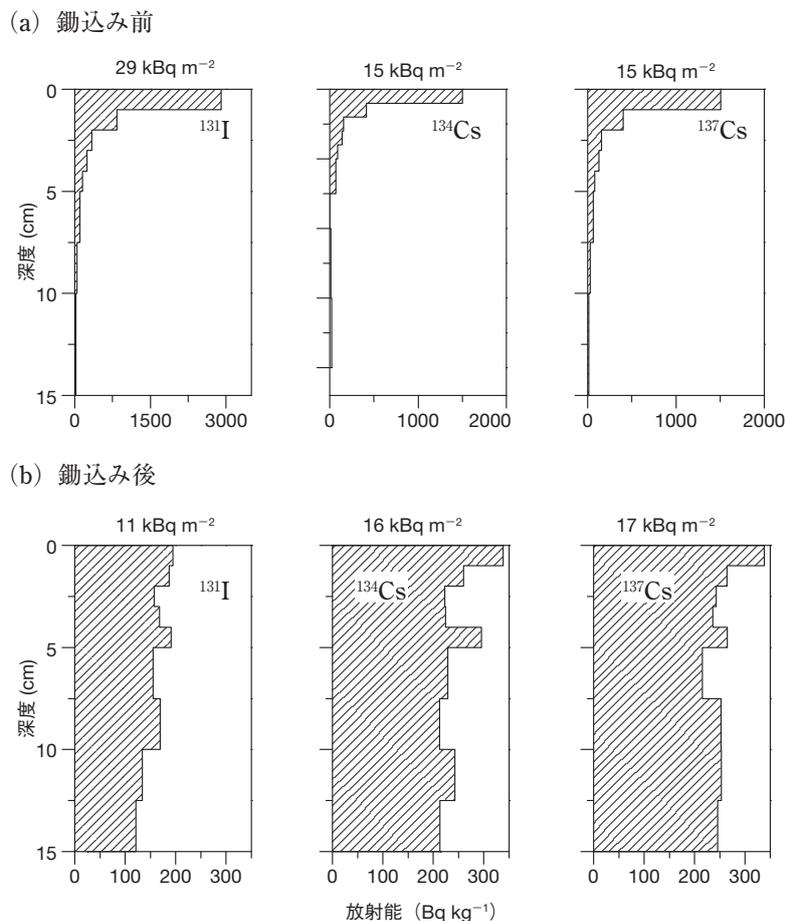


図2 鋤込み作業前後の作土中放射能濃度の深度分布とインベントリー
基準日は試料採取日(鋤込み前2011年4月7日、鋤込み後2011年4月20日)。

鋤込み前の圃場5地点の0～0.5および0～5 cmの深度から採取した土壌中放射性物質濃度の平均値と標準偏差を表2に示す。5地点における放射性物質濃度の変動係数は、¹³¹Iで4.3%、¹³⁴Csで9.6%、¹³⁷Csで9.3%であり、圃場内での沈着量のばらつきはそれほど大きくなかったことが示された。¹³¹Iは15 cmまでの存在量のうち61%が0～0.5 cmに、85%が0～5 cmに存在していた。一方、¹³⁴Csでは80%が0～0.5 cm、82%が0～5 cmに¹³⁷Csでは79%が0～0.5 cm、76%が0～5 cmに存在していた。放射性Csに比べ¹³¹Iのほうが下層に移行しやすい傾向がみられたものの、いずれも大部分が表層に蓄積していたことが明らかになった。

2 刈取り作業中のダスト濃度

4月1日以降、刈取りをおこなった4月7日までの6日間は降雨がなかった。よって、刈取り作業直前の土壌表面は乾燥しており（水分含量、23%）、土壌表面の攪乱による土壌粒子の巻き上げが起りやすい条件であった。表3に、バックグラウンド、および小麦地上部の刈取り作業時の風速およびダスト濃度を示す。刈取り時の平均風速は、バックグラウンド時より高かったが、最大瞬間風速には差がなかった。図1aに示すように、刈取り

作業により、目視でも土埃が舞い上がっていることが明らかであった。刈取り作業中の全粒子状物質の重量濃度はバックグラウンドの40倍に上昇した。このうちPM10は42倍、PM2.5は2.5倍であった。ハイボリュームサンプラーでフィルター上に回収された10 μm以下の粒子であるDust-10の流量1m³あたりの重量も、刈取り時はバックグラウンドの43倍であり、全粒子状物質およびPM10の増加割合と一致していた。フィルターパック法で捕捉したPM2.5については、捕捉された粒子量が少なく、ダスト回収前後のフィルターの重量の変化からダストの回収重量を求めることができなかった。このように巻き上がった土壌粒子は粒径2.5 μm以上の比較的粗大な粒子が主体であった。

Dust-10に含まれる放射性物質の大気濃度は、刈取り作業中においてバックグラウンドと比較して¹³¹Iで5倍、¹³⁴Csで14倍、¹³⁷Csで16倍に上昇した（図3）。同様に、PM2.5では、¹³⁴Csで6倍、¹³⁷Csで8倍に上昇した。PM2.5中の¹³¹I濃度は定量限界値以下だった。一方、フィルターに捕集されたDust-10の重量あたりの放射性物質の濃度はバックグラウンド測定時に捕捉されたダストより刈取り作業時で低く、¹³¹Iでバックグラウンドの10分の1、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csは3分の1だった（表4）。これは、刈取り作

表1 緑肥用小麦の地上部収量および放射能濃度

収量（乾重） ^a	t ha ⁻¹	1.85 ± 0.5		
		¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
放射能濃度 ^b （乾重あたり）	Bq kg ⁻¹	12200	2620	2410
	kBq m ⁻²	2.27	0.484	0.446

^a 平均 ± 標準偏差, n = 9. 70°Cで乾燥した。

^b 圃場内5プロットから採取し、コンポジットサンプルとして分析した。

表2 鋤込み作業前後の土壌中放射能濃度

	鋤込み前 ^a		鋤込み後 ^b	
	Bq kg ⁻¹		MBq km ⁻²	
0～0.5 cm				
¹³¹ I	6320 ± 227	206	17800 ± 760	553
¹³⁴ Cs	4300 ± 409	358	12000 ± 1150	963
¹³⁷ Cs	4270 ± 395	377	12000 ± 1110	1020
0～5 cm				
¹³¹ I	866 ± 88	163	24600 ± 2470	4390
¹³⁴ Cs	438 ± 103	227	12400 ± 2830	6110
¹³⁷ Cs	405 ± 100	231	11500 ± 2720	6210

^a 平均 ± 標準偏差, n=5.

^b 圃場5地点から採取したサンプルを混合したサンプルの分析値

表3 風速および大気中粒子重量濃度

サンプリング時間	min.	バックグラウンド		刈取り作業中		鋤込み作業直前 ^b		鋤込み作業中	
平均風速	m s ⁻¹		2.0		2.5				4.4
最大瞬間風速	m s ⁻¹		5.3		5.4				9.1
Dust-10	μg m ⁻³		167		7190				6130
全粒子状物質 ^a	μg m ⁻³		43 ± 12		1710 ± 2310	1480	1490	1650 ± 877	
PM10 ^a	μg m ⁻³		37 ± 9.4		1530 ± 2120	863	797	1070 ± 694	
PM2.5 ^a	μg m ⁻³		9.3 ± 5.4		23.4 ± 31	15	27	38 ± 26	

^a 平均 ± 標準偏差, n=3.

^b 鋤込み作業直前はパーティクルマスモニター計測のみおこなった。測定は2連のため、2回分の測定値を表示

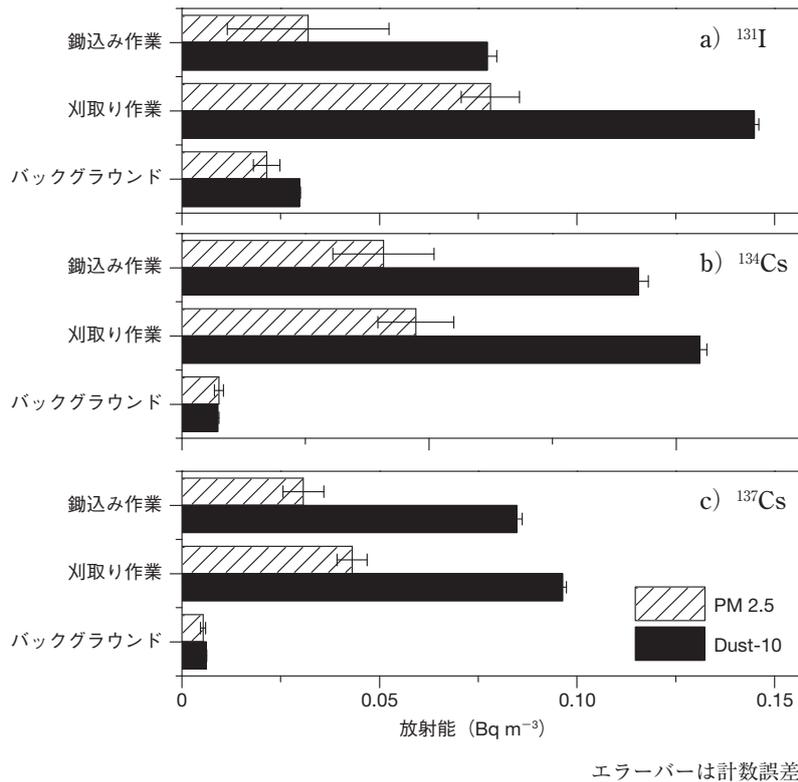


図3 大気中ダストの放射能濃度

業中の大気中ダストの組成が¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Csともに、バックグラウンド測定時と異なったことを反映していると考えられる。土壤中¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs濃度は粒径の小さい画分ほど大きかった(表4)。Tsukada et al. (2008) 青森県内の黒ボク土で、大気圏内核実験由来の¹³⁷Cs濃度が粒径の小さい粘土画分ほど高いことを示しており、放射性Csは、土壤中の粒径の小さい画分に濃集している。すなわち大気中ダストを構成する土壌粒子に粒径の小さい画分が占める割合が低ければ、放射性Cs濃度が低くなる。パーティクルマスモニターによる観測より、大気中ダストに占めるPM2.5の割合は、バックグラウンド測定時は21.5%だったのに対し、刈取り作業時は1.4%と低かった(表3)。巻き上がった土壌粒子は比較的粗大な粒子が主体であった結果とも整合する。また、農作業などの人為的な攪乱によって増加した大気中の放射性Csは、粒径の比較的大きい粒子に由来する画分が主体であることを示したチェルノブイリ事故後の観測結果(Garger et al., 1998, Wagenpfel et al., 1999)とも一致した。

3 鋤込み作業のダスト濃度

鋤込み作業をおこなった4月8日は、作業前から強風が吹いていた。瞬間最大風速は9.1 m s⁻¹、平均風速は

4.4 m s⁻¹だった(表3)。4月8日の作業前のバックグラウンドとして、パーティクルマスモニターによるPM10、PM2.5および全粒子状物質の重量濃度を測定したが、フィルターへの粒子の捕集はできなかった。パーティクルマスモニターによる大気中粒子の重量濃度はばらつきが大きく、鋤込み作業前後で有意な差がなかった。鋤込み作業中の大気1 m³あたりのDust-10に含まれる放射性物質濃度は、4月7日のバックグラウンド値と比較し、¹³¹Iで2.6倍、¹³⁴Csで13倍、¹³⁷Csで14倍に上昇した(図3)。PM2.5では、¹³¹Iで1.5倍、¹³⁴Csで5.5倍、¹³⁷Csで5.7倍であった(図3)。フィルターに捕捉されたDust-10の重量あたりの濃度は刈取り作業時と差がなかった(表4)。

鋤込みにより、乾燥した表層土(水分含量、23%)が、水分含量の高い下層土(46%)と混合されたことにより、作土(0~15 cm)の水分含量は36%になった。また、表層0~0.5 cmの放射性物質濃度も、鋤込みによる下層土との混合で希釈されることにより低下した(表2、図2)。表層土の水分含量が低いほど土壌粒子が巻き上がる量は増加する(Wagenpfel et al., 1999)。Dust-10由来の放射性物質濃度に刈取り作業時と鋤込み作業時で顕著な差が認められなかったのは、鋤込み作業時に巻き上がる

表4 粒子サイズ10 μm 以下の大気中ダスト (Dust-10) およびストークス径10 μm 、2.5 μm 以下の土壌粒子中の放射能濃度

	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
	Bq g ⁻¹		
バックグラウンド測定時のDust-10	178	43.7	36.9
刈取り作業中のDust-10	20.1	14.6	13.4
鋤込み作業中のDust-10	12.6	15.1	13.8
土壌粒子< 10 μm		7.29	6.70
土壌粒子< 2.5 μm		9.65	8.91

土壌は、下層土と混合する前の乾燥した表層土由来であるためである可能性がある。しかし、巻き上げられる土壌の量は、風速にも依存するため (Holländer, 1994)、強風条件下での観測結果からの解釈は困難である。

4 鋤込み後の土壌中放射性物質濃度

鋤込み作業による表層土壌の混合により、表層5 cm以内の土壌中放射性物質濃度は著しく減少し (表2)、作土15 cm以内における深度別濃度分布は、ほぼ均一になった (図2)。鋤込み後の土壌のインベントリーは¹³¹Iで11.0、¹³⁴Csで16.4、¹³⁷Csで16.9 kBq m⁻²であった。半減期が8日の¹³¹Iのインベントリーは、鋤込み前土壌の採取日である4月7日の濃度に換算すると、34 kBq m⁻²であった。放射性ヨウ素、放射性セシウムともに鋤込み前後のインベントリーの差は、鋤込み前土壌の圃場内濃度のばらつきの範囲内であった。

5 再浮遊係数

式 (1) より算出した再浮遊係数を表5に示す。本研究では、再浮遊可能な土壌粒子は表層0~0.5 cmに存在する土壌粒子であると仮定して、再浮遊係数を見積もった。ただし、鋤込み作業時は、耕うん機で攪乱する表層15 cmの土壌が再浮遊するとも考えられるため、0~15 cmの放射性物質存在量をもとに算出した再浮遊係数も表5に括弧書きで示した。農作業を行っていないバックグラウンド時のDust-10の再浮遊係数は、放射性ヨウ素で10⁻⁶ m⁻¹、放射性セシウムで10⁻⁷ m⁻¹であった。チェルノブイリ事故から5~36日後のドイツで観測された放射性Csの再浮遊係数は、10⁻⁵~10⁻⁶ m⁻¹であった (Holländer, 1994)。一方、Rosner and Winkler (2001) は、同じくドイツにおけるチェルノブイリ事故の年の放射性Csの再浮遊係数は、月平均10⁻⁹ m⁻¹であったと報

表5 農作業中の再浮遊係数

	再浮遊係数 ^a × 10 ⁻⁷ (m ⁻¹)					
	Dust-10			PM 2.5		
	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
バックグラウンド	17	6.1	5.2	12	6.2	4.5
刈取り作業中	81	87	81	-	39	36
鋤込み作業中	43	77	71	18	34	26
	(28) ^b	(66)	(60)	(12)	(29)	(22)

^a 再浮遊係数 (m⁻¹) = 大気中放射能濃度 (Bq m⁻³) / 表面汚染密度、(Bq m⁻²)。

表面汚染密度は、表層0~0.5 cmの土壌が再浮遊する土壌粒子として寄与すると仮定して計算した。

^b 括弧内の数値は、作土0~15 cmの土壌が再浮遊する土壌粒子として寄与すると仮定して計算した再浮遊係数

告している。本研究で実測した放射性Csの再浮遊係数は、チェルノブイリ事故の影響を受けた都市において観測された再浮遊係数の範囲にあった。

本研究で実測した農作業中のDust-10の再浮遊係数は、7~8 × 10⁻⁶ m⁻¹であり、チェルノブイリ事故から数年後の実測値と同等かわずかに高かった (2 × 10⁻⁶ m⁻¹、高さ1 m、Tersaakov et al., 1994; 2 × 10⁻⁹ ~ 5 · 10⁻⁷、高さ1.5 m、Wagenpfeil et al., 1999)。また、Wagenpfeil et al. (1999) は、チェルノブイリ事故から5~8年後における実測値をもとに、人為的攪乱による再浮遊係数は、風由来の再浮遊係数より1000倍高いことを示した。本研究における実測値では、刈取りおよび鋤込み作業時のDust-10中の放射性Csの再浮遊係数はバックグラウンド値の16倍、PM2.5では8倍であった。風由来の再浮遊係数は、沈着からの時間経過とともに減少する傾向にある (Rosner and Winkler, 2001)。Wagenpfeil et al. (1999) の実測結果と比較して本研究で実測された再浮遊係数におよぼす農作業の影響が小さかったのは、事故直後のデータであるために風による再浮遊係数への寄与が比較的大きかったことが関係している可能性がある。再浮遊係数は、浮遊する放射性物質の起源となる表面が均一であり、放射性物質の再浮遊と沈着が平衡に達していると仮定して求める。このような条件は、農作業のような人為的な土壌表面の攪乱には当てはまらない。さらに再浮遊係数は、風速、水分含量などさまざまな環境因子によって大きく変動することが知られている (Holländer, 1994; Nicholson, 1988; Rosner and Winkler, 2001; Wagenpfeil et al., 1999)。

表5に示した再浮遊係数は、水分含量などの環境因子が異なれば、異なる値となるだろう。本研究で実測対象とした黒ボク土は、団粒構造が発達している一方、腐植物質が多いため仮比重が小さく、風食をうけやすい土壌

である。表5に示した再浮遊係数は、土壤表層に放射性物質が蓄積していた事故直後、土壤が乾燥した条件下、風食をうけやすい土壤、という土壤粒子が再浮遊しやすい条件下での実測値である。今後、土壤分類、土地利用、水分等異なる条件下において、気象条件と併せた実測値の蓄積が必要である。

本研究では、圃場の中央にサンプラーを固定して観測をおこなった。しかし、農業者が吸引しうるダスト由来放射性物質量を評価するためには、農業機械および農業者とともに圃場内を移動して大気中ダストを収集する必要がある。

IV 結 論

小麦の刈り取りや鋤込み作業によって増加した大気中ダストの放射性Csは、粒径の比較的大きい粒子に由来する画分が主体であることが明らかになった。すなわちこれらの農作業中には、粒径の大きい土壤微粒子を捕捉可能なマスクを着用することにより、放射性物質の吸入を大幅に軽減できる。また、農作業中の再浮遊係数は、 ^{131}I で $4 \times 10^{-6} \text{m}^{-1}$ 、放射性Csで $7 \sim 8 \times 10^{-6} \text{m}^{-1}$ であった。

本原稿は、Science of the Total Environment (2012)425巻128-134ページ掲載論文、Radiocesium and radioiodine in soil particles agitated by agricultural practices: Field observation after the Fukushima nuclear accidentの内容を日本語で解説したものである。

謝 辞

農作業、観測に協力いただいた研究支援室の皆様、気象データをご提供いただいた大気環境研究領域、石郷岡康史氏、一部の土壤サンプルの放射性物質濃度を測定いただいた土壤環境研究領域 木方展治氏に感謝の意を表します。

引用文献

- 1) EMEP 2001: EMEP manual for sampling and chemical analysis. EMEP/CCC-Report 1/95. <http://www.emep.int/>, (accessed 2015-03-04)
- 2) 土壤環境分析法編集委員会編 (1997): 土壤環境分析法, p.24-29. 博友社, 東京
- 3) Fukuyama, T. and H. Fujiwara. (2008): Contribution of Asian dust to atmospheric deposition of radioactive cesium (^{137}Cs). The Science of the total environment, **405**, 389-395
- 4) Garger, E.K., H.G. Paretzke and J. Tschiersch. (1998): Measurement of resuspended aerosol in the Chernobyl area. Radiation and Environmental Biophysics, **37**, 201-208
- 5) Hollander, W. (1994): Resuspension factors of Cs-137 in Hannover after the Chernobyl accident. Journal of Aerosol Science, **25**, 789-792
- 6) IAEA (2010): Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series, 472.
- 7) Igarashi, Y., M. Aoyama, K. Hirose, T. Miyao, K. Nemoto, M. Tomita and T. Fujikawa. (2003): Resuspension: Decadal monitoring time series of the anthropogenic radioactivity deposition in Japan. Journal of Radiation Research, **44**, 319-328
- 8) 環境省 (2015) 大気汚染に係る環境基準. <http://www.env.go.jp/kijun/taiki.html>(accessed 2015-03-04)
- 9) Nicholson, K.W. (1988): A review of particle resuspension. Atmospheric Environment, **22**, 2639-2651
- 10) 農業環境技術研究所 (2012): 主要穀類および農耕地土壤の ^{90}Sr と ^{137}Cs 分析データ一般公開システム (accessed 2015-03-04)
- 11) 農業環境技術研究所 (2013): 農業環境技術研究所総合気象観測データ <http://niaesaws.ac.affrc.go.jp/> (accessed 2013-10-10)
- 12) 小原洋, 大倉利明, 高田裕介, 神山和則, 前島勇治, 浜崎忠雄 (2011): 包括的土壤分類 第1次試案, 農業環境技術研究所報告, **29**, 1-73
- 13) Rosner, G. and R. Winkler. (2001): Long-term variation (1986-1998) of post-Chernobyl Sr-90, Cs-137, Pu-238 and Pu-239, Pu-240 concentrations in air, depositions to ground, resuspension factors and resuspension rates in south Germany. Science of the Total Environment, **273**, 11-25
- 14) 佐波俊哉, 佐々木慎一, 飯島和彦, 岸本祐二, 齋藤究 (2011): 茨城県つくば市における福島第一原子力発電所の事故由来の線量率とガンマ線スペクトルの経時変化. 日本原子力学会和文論文誌, **10**, 163-169
- 15) Tersaakov, A.A., M.V. Glebov, S.K. Gordeev, A.I.

- Ermakov, Y.L. Luchkin and A.A. Khilov. (1994): An experimental study of the radioactivity associated with soil and dust particles in the vicinity of the Chernobyl nuclear-power-plant. *Journal of Aerosol Science*, **25**, 779-787
- 16) Tsukada, H., A. Takeda, S. Hisamatsu and J. Inaba. (2008): Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *Journal of environmental radioactivity*, **99**, 875-881
- 17) Wagenpfeil, F., H.G. Paretzke, J.M. Peres and J. Tschiersch. (1999): Resuspension of coarse particles in the region of Chernobyl. *Atmospheric Environment*, **33**, 3313-3323
- 18) Yamaguchi, N., M. Nakano, R. Takamatsu and H. Tanida. (2010): Inorganic iodine incorporation into soil organic matter: evidence from iodine K-edge X-ray absorption near-edge structure. *Journal of environmental radioactivity*, **101**, 451-457
- 19) 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, 平館俊太郎 (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. 農業環境技術研究所報告, **31**, 75-129

摘 要

東京電力福島第一原子力発電所の事故から3週間後、農環研内の圃場において、農作業による土壌攪乱によって巻き上げられた土壌粒子をフィルターに捕捉し、放射性セシウム、放射性ヨウ素濃度を測定した。ハンマーナイフモアによる幼麦の地上部刈取り及びロータリー耕耘機による鋤込み作業中、粒子径 $10\mu\text{m}$ 以下の土壌粒子の再浮遊係数は、バックグラウンド値と比較して放射性セシウムで16倍、放射性ヨウ素で5倍に増加した。農作業による土壌粒子の巻き上げにより増加する大気中放射性セシウム、放射性ヨウ素の大部分は、 $2.5\mu\text{m}$ よりも大きい粒径画分に由来するものが主体であった。すなわちこれらの農作業中には、粒径の大きい土壌粒子を捕捉可能なマスクを着用することにより、放射性物質の吸入を大幅に軽減できる。