

千葉県の茶樹及び茶園土壌における放射性セシウム濃度 及び存在量の経年変化とその要因

赤山喜一郎・原田浩司・廣野祐平^{*1}・谷口克彦^{*2}・久保田祥子・山本幸洋・真行寺孝^{*3}

キーワード: 放射性セシウム, 茶樹, 土壌, 濃度, 経年変化

I 緒 言

2011年3月11日の東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故で放射性物質が環境中に放出されたことにより、東日本の多くの茶産地では茶樹が放射性セシウムに汚染された。各産地とも中切り等のせん枝による低減対策が行われ、2013年産の飲用茶の放射性セシウム濃度はすべて基準値を下回り（農林水産省生産局総務課，2014），現在，茶の放射性物質汚染は収束した状況にある。しかし，放射性セシウムは，茶園土壌の表面に堆積している有機物や土壌表層に高濃度に存在することが明らかにされている（松本ら，2011；武田ら，2013；赤山ら，2014，2015）。また，有機物から土壌への移動，土壌表層から下層への移動，あるいは土壌での存在形態等は未解明な部分が多い。著者らは，放射性セシウムが降下した1年後に台切りした茶樹では，その後1年間に根による土壌からの放射性セシウムの吸収がほとんど無いことを報告した（赤山ら，2015）。しかし，放射性セシウムが有機物の分解や土壌下層への移動により根から吸収される可能性があり，これによる再汚染の有無が今後の問題となる。同時に，放射性セシウム濃度が低い茶を継続して安定的に生産するためには，茶樹における放射性セシウム濃度の経年変化と，落葉や摘採，せん枝等の通常管理が樹体濃度に及ぼす影響を明らかにする必要がある。

そこで，前報の2011年休眠期における茶樹部位別及び茶園土壌の放射性セシウム濃度及び存在量の実態（赤山ら，2014）を踏まえ，その後も同一の茶園で2014年度までの3年間調査を継続したので，その結果を報告する。

受理日 2015 年 8 月 21 日

^{*1} 国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構野菜茶業研究所

^{*2} 現千葉県長生農業事務所

^{*3} 現千葉県海匝農業事務所

本研究は，農林水産省の平成 24 年度委託プロジェクト研究「高濃度汚染地域における農地土壌除染技術体系の構築・実証（果樹園・茶園の除染技術）」及び平成 25～26 年度委託プロジェクト研究「農作物に対応した放射性物質移行低減対策技術の開発（果樹・茶における放射性セシウム移行要因の解明および移行低減対策技術の開発）」の一環として実施した。

なお，本研究に当たって，調査茶園の園主には引き続き多大なご協力をいただいた。ここに記して，厚く感謝の意を表する。

II 材料及び方法

1. 調査茶園

調査は，前回の報告（赤山ら，2014）で対象とした，放射性セシウムの沈着量が 10,000～20,000kBq/10a 程度の A 園，B 園，C 園及び D 園の 4 圃場で行った。前報で D1 園，D2 園とした調査圃場は同じ茶園内に位置する 2 地点で，放射性セシウム濃度や存在量に差がほとんどみられなかったもので，一つの D 園とした。調査茶園の位置，土壌，品種は前報に示したとおりである。A，C 及び D 園は年に 1～3 回摘採され，通常の栽培管理が行われており，放射性セシウムが降下した 2011 年には一番茶摘採後の 5～6 月に低減対策として中切りが行われた。一方，B 園は 2010 年 8 月に三番茶が摘採されて以降，除草作業以外の管理が行われていない放任園であった。なお本報では，放射性セシウムの低減対策として実施した中切りを低減対策，毎年行われる整枝や均し，浅刈り，深刈り，すそ刈り等のせん枝作業を通常枝管理と表記する。

2. 試料の採取及び調製

(1) 採取日

茶樹及び土壌の試料は，各年とも休眠期である以下の期日に採取した。2011年は前報（赤山ら，2014）に示したとおりである。2012年はA及びB園では12月20日に，C園では12月25日に，D園では12月26日に採取した。2013年はA及びC園では12月3日，B園では12月4日，D園では12月5日であった。2014年はA及びD園では12月3日，B園では12月4日，C園では12月5日であった。また，A，C及びD園で生産された荒茶は，各年ともそれぞれの茶期に生産者が製造したものを購入し試料とした。

(2) 茶樹試料の採取及び調製

前報（赤山ら，2014）と同様に，翌年の春整枝予定高から上部を「整枝部」，その下部の葉が密生している部分を「葉層」，その下部から土壌面までの主として枝及び幹部分を「その他地上部」，地表面より下部を「地下部」として，茶樹を4部位に分けて採取した。その模式図は前報（赤山ら，2014）で示した。ただし，B園では放任管理により整枝部が無いため，2012年以降葉層を上下にほぼ半分に分け，上を葉層上部，下を葉層下部として採取した。

1回の調査における採取点数は、2012年にはA、B及びC園が反復なしの1点で、D園が旧D1及びD2の2点、2013年以降にはA園が反復なしの1点のみとし、B、C及びD園は3点とした。

各園とも、整枝部と葉層では採取面積1.33～7.65m²の範囲で新鮮重369～4,694gを、その他地上部と地下部では1株ないし2株の新鮮重2,183～8,352gを採取し試料とした。

試料の調製方法も前報(赤山ら, 2014)と同様に行った。すなわち、整枝部及び葉層は乾燥後、粉碎し、放射性セシウムの分析に供し、乾物率を算出した。その他地上部は粉碎して乾燥後、また地下部は十分水洗いして付着した土壌を除去した後に粉碎して乾燥後、いずれも放射性セシウムの分析に供し、乾物率を算出した。なお、2012～2014年に採取したその他地上部及び地下部の試料の粉碎には、小型粉碎機(カリスカット, HNP-61, (株) カレイ製)を用いた。

荒茶は、購入した状態で放射性セシウムの分析に供した後、茶樹試料と同様に乾燥し、乾物率を算出した。ただし、2012年におけるA、C園の一番茶、2013年におけるA、C及びD園の二番茶については、乾物率を調査しなかった。そのため、これらの放射性セシウム濃度は、各茶園の他の年度における同じ茶期の乾物率の平均値を用いて算出した。

(3) 土壌の採取及び調製

土壌の採取も前報(赤山ら, 2014)と同様であった。2011年以外は、地表面に堆積している落葉や剪定枝等の有機物を「有機物層」として採取した。樹冠下では、有機物層と地表面から深さ0～5cm及び5～25cmの土壌を採取した。うね間では、B園は同様に深さ別に採取したが、A、C及びD園は耕耘されていたため、深さ0～25cmの土壌を採取した。いずれの試料も、採取時の状態で放射性セシウムの分析に供した。

また、土壌と有機物層はともに、100mL容の試料円筒を用いて仮比重測定用試料を採取した。ただし、2012年のB園におけるうね間では、ライナー採土器(ハンドサンプラーHS-30, 藤原製作所)を用いて深さ25cmまでの土壌を採取し10～15cm部分を仮比重測定の試料とした。

3. 放射性セシウム濃度の分析と存在量の算出

2011年の茶樹及び土壌の放射性セシウム濃度は、委託により分析した(赤山ら, 2014)。2012～2014年の茶樹は、乾燥物を2L容マリネリ容器に充填して放射性セシウム濃度の分析に供し、乾物率から乾物重当たりの濃度を算出した。土壌は採取した水分状態で2L容マリネリ容器に充填後、放射性セシウム濃度を分析し、含水率から乾土当たりの濃度を算出した。セシウム134(以下¹³⁴Csとする)とセシウム137(以下¹³⁷Csとする)の濃度を、ゲルマニウム半導体検出器(SEG-EMS, SEIKO EG&G社)で分析し、物理的半減期(それぞれ2.06年と30.17年)に基づいてそれぞれ採取日の値に換算した。

¹³⁴Cs及び¹³⁷Csの存在量(10a当たり)は、樹体では各部位とも濃度と面積当たりの乾物重から求めた。有機物層及

び土壌では濃度と容積、仮比重とともに、樹冠下とうね間の面積比率によりそれぞれに存在する¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs量を求め、樹冠下とうね間の合計をそれぞれの茶園10a当たりの存在量とした。また、摘採葉の放射性セシウム量を算出するため、2011年のD園を除き各茶期の摘採量を生産者から聞き取った。すべての摘採葉の水分率を、2011年7月12日にA園で採取した二番茶摘採葉の含水率79.7%と同一と仮定し、荒茶濃度からそれぞれの摘採葉に含まれる¹³⁷Cs量を算出した。

III 結果及び考察

1. 茶樹の部位別¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs濃度と存在量の経年変化

2011年から2014年の茶樹の部位別¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs濃度の経年変化を第1表に、存在量の経年変化を第2表に示した。2011年の一番茶摘採後に低減対策を実施したA、C及びD園だけでなく、放任管理のB園においても地下部を除く各部位の¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs濃度は、ともに年々大きく減少する傾向がみられた。2011年の濃度又は存在量を100とした場合の各年の濃度及び存在量を表中に指数で示した。物理的半減期による減少の影響が小さい¹³⁷Cs濃度の指数は、例えばA園の葉層では2012年に12、2013年に6、2014年に2となった。同様に、2014年における各園の整枝部、葉層及びその他地上部では2～18であり、急激に減少した。一方、2014年における地下部では27～59であり、地上部各部位に比べ低下の程度が小さかった。また、2012年には地上部各部位では12～45へと1年間で急激に低下し、その後やや緩やかに低下する傾向にあったが、地下部では同年に66～123であり、そのような傾向はみられなかった。

¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs存在量は、2012年と2014年に一部で前年に比べ増加する場合があったが、それら以外は各園の各部位とも濃度と同様の減少傾向にあった。A園の葉層における¹³⁷Cs存在量の指数は、2012年に21、2013年に7、2014年に2となった。2014年における各園の地上部各部位では¹³⁷Cs存在量の指数は2～41であったが、地下部では38～73であり地上部各部位に比べ低下程度は小さかった。

茶樹地下部の放射性セシウムは、越冬葉や枝に沈着した放射性セシウムが転流したもので、他の部位に比べ濃度が低く、その経時変化も少ないことが報告されている(白木ら, 2013a, 2013b)。本調査においても同様の傾向がみられ、地下部の放射性セシウム濃度は汚染当初から低く推移し、低下の割合も低かった。

茶樹の根からの放射性セシウムの吸収程度を表す移行係数(茶新芽の現物当たり放射性セシウム濃度/土壌の乾物当たり放射性セシウム濃度)は、埼玉県では0.010～0.026(本多・宮崎, 2013, 2014)、茨城県では0.0080(茨城県農業総合センター山間地帯特産指導所, 2014)、神奈川県では0.034以下(武田ら, 2014)と、いずれも低いことが報告されている。また、安定同位体セシウムの土

第1表 茶樹部位別放射性セシウム濃度の経年変化（2011～2014年度）

調査 茶園	部位	放射性セシウム濃度 (Bq/kgDW)							
		2011年		2012年		2013年		2014年	
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
A	整枝部	32.7	39.5	5.7 (18)	9.3 (23)	3.2 (10)	5.5 (14)	0.5 (2)	1.7 (4)
	葉層	102.5	121.5	7.6 (7)	15.0 (12)	2.8 (3)	6.7 (6)	0.3 (0)	2.2 (2)
	その他地上部	104.6	126.3	28.6 (27)	48.9 (39)	10.4 (10)	20.9 (17)	5.5 (5)	13.9 (11)
	地下部	16.2	23.2	10.6 (66)	16.3 (70)	3.5 (22)	8.4 (36)	2.0 (12)	9.2 (40)
B (放任)	葉層上部	63.2	83.0	11.2 (18)	18.2 (22)	4.4 (7)	11.0 (13)	2.5 (4)	6.5 (8)
	葉層下部			20.2 (32)	28.8 (35)	7.1 (11)	17.7 (21)	2.3 (4)	7.8 (9)
	その他地上部	145.8	177.2	36.8 (25)	69.1 (39)	11.3 (8)	28.7 (16)	4.9 (3)	16.0 (9)
	地下部	18.3	23.6	9.9 (54)	19.2 (82)	8.8 (48)	19.1 (81)	4.7 (26)	13.8 (59)
C	整枝部	25.0	36.3	5.5 (22)	10.2 (28)	3.1 (12)	6.4 (18)	1.9 (8)	4.7 (13)
	葉層	33.9	42.8	10.0 (29)	18.0 (42)	5.3 (16)	12.4 (29)	2.3 (7)	7.8 (18)
	その他地上部	38.0	43.5	9.0 (24)	16.7 (38)	2.9 (8)	8.0 (18)	1.3 (4)	4.3 (10)
	地下部	16.2	24.7	9.2 (57)	16.3 (66)	4.4 (27)	9.8 (40)	2.4 (15)	6.6 (27)
D	整枝部	68.9	85.9	23.5 (34)	37.5 (44)	5.5 (8)	13.2 (15)	2.8 (4)	8.3 (10)
	葉層	191.6	251.1	34.1 (18)	56.0 (22)	8.0 (4)	17.6 (7)	3.8 (2)	11.1 (4)
	その他地上部	151.1	200.5	53.2 (35)	91.0 (45)	16.4 (11)	35.6 (18)	6.3 (4)	23.1 (11)
	地下部	26.0	30.3	19.5 (75)	37.4 (123)	9.3 (36)	23.8 (79)	5.5 (21)	16.6 (55)

注1) 中切りの除染対策は2011年一番茶摘採後にA, C及びD園で実施, B園では未実施。

2) ()内数字は, 2011年の放射性セシウム濃度を100とした時の指数。

3) B園の2011年では葉層を上下に分けて採取していない。

壤施用試験では, 新芽への移行がなかったことが報告されている(野中・廣野, 2011)。さらに, 著者らも降下後1年目に台切りした茶樹では, その後1年間に根からの放射性セシウムの吸収がほとんど無いことを明らかにしている(赤山ら, 2015)。以上のことから, 地下部の濃度の低下程度が小さいことは, 根からの吸収ではなく, 地上部位への再転流が少ないことが影響していると推察された。

放射性物質は時間の経過とともに原子核の放射性崩壊により他の核種に変化し減衰するため, 時刻 t における放射性物質量を N_t , 時刻 $t=0$ の時の放射性物質量を N_0 , 半減期を T とすると, 計算式 $N_t=N_0(1/2)^{t/T}$ が成り立つ(安斎, 2007)。そこで, $t=2011$ 年調査時, $N_0=100$ とした時の2014年における ^{137}Cs の存在量(N_t)を求めると93となる。これに対し, 茶樹全体の2014年における存在量指数は11～22で大幅に低く, 相当量の ^{137}Cs が樹体から持ち出されたことになる。特に放任園のB園における2014年の存在量指数は11で, 最も小さかった。このことから, 樹体における放射性セシウム濃度及び存在量の減少には, 低減対策以

外の要因も大きく関与していることが示された。

一方, B園における2014年の ^{137}Cs 濃度及び存在量は, 放射性セシウム降下量がほぼ同等のA園(赤山ら, 2014)に比べ高かった。この差が主として低減対策によるものであると推察された。

これまでに茶樹における放射性セシウムの低減については, 放射性セシウム降下直後あるいは降下当年におけるせん枝や摘採の効果が大きいことが報告されている(白鳥・松本, 2012; 白木ら, 2012a, 2012b; 茨城県農業総合センター山間地帯特産指導所, 2014; 赤山ら, 2014)。また, 降雨による洗脱や落葉によっても低減することが明らかにされている(廣野ら, 2011; 白木ら, 2012b, 2013a, 2013b, 2013c, 2014)。このような降雨による洗脱, 落葉又は枝や根の枯死による自然脱落が, 低減対策を行っていないB園だけでなく全ての園で, 放射性セシウムの減少に大きく影響していたと考えられる。しかし, 2012年に行われた樹体への高圧洗浄では放射性セシウムの低減がみられていない(白木ら, 2013c)。また, 著者らも降

第2表 茶樹部位別の放射性セシウム存在量の経年変化 (2011～2014年度)

調 査 茶 園	部 位	放射性セシウム存在量 (kBq/10a)									
		2011年			2012年		2013年		2014年		
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	存在比 (%)	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	存在比 (%)
A	整枝部	1.4	1.7	0.6	1.3 (95)	2.1 (127)	0.3 (23)	0.5 (33)	0.1 (6)	0.3 (16) ³⁾	0.7
	葉層	23.7	28.1	10.2	3.0 (13)	5.9 (21)	0.8 (3)	1.9 (7)	0.1 (0)	0.6 (2)	1.5
	その他 地上部	175.6	212.0	77.3	43.1 (25)	73.7 (35)	31.8 (18)	63.8 (30)	10.0 (6)	25.6 (12)	66.0
	地下部	24.6	32.4	11.8	14.2 (58)	21.7 (67)	5.9 (24)	14.0 (43)	2.7 (11)	12.4 (38)	31.9
	合計	225.2	274.1	100.0	61.5 (27)	103.4 (38)	38.8 (17)	80.3 (29)	12.8 (6)	38.8 (14)	100.0
B (放任)	葉層上部	10.9	14.3	1.6 ²⁾	4.7 (43)	7.6 (53)	1.6 (14)	3.9 (27)	2.2 (20)	5.7 (39)	5.8
	葉層下部	10.9	14.3	1.6 ²⁾	12.8 (118)	18.3 (127)	3.5 (32)	8.8 (61)	1.5 (14)	5.2 (36)	5.4
	その他 地上部	667.9	811.7	90.9	124.3 (19)	233.4 (29)	23.7 (4)	60.0 (7)	14.4 (2)	47.4 (6)	49.0
	地下部	41.1	52.9	5.9	15.5 (38)	30.1 (57)	11.2 (27)	24.0 (45)	12.8 (31)	38.4 (73)	39.7
	合計	730.8	893.3	100.0	157.3 (22)	289.4 (32)	40.0 (5)	96.7 (11)	31.0 (4)	96.7 (11)	100.0
C	整枝部	1.3	1.9	1.2	1.8 (136)	3.4 (175)	1.4 (107)	3.0 (154)	0.3 (23)	0.8 (41)	2.2
	葉層	10.8	13.6	8.4	5.4 (50)	9.7 (72)	1.8 (17)	4.2 (31)	0.5 (4)	1.5 (11)	4.2
	その他 地上部	98.8	113.1	70.0	25.0 (25)	46.5 (41)	8.6 (9)	22.7 (20)	4.3 (4)	13.7 (12)	38.7
	地下部	21.5	32.8	20.3	11.5 (53)	20.4 (62)	4.5 (21)	10.8 (33)	7.0 (32)	19.4 (59)	54.9
	合計	132.5	161.4	100.0	43.7 (33)	80.0 (50)	16.3 (12)	40.6 (25)	12.0 (9)	35.4 (22)	100.0
D	整枝部	15.6	19.5	3.2	2.1 (13)	3.4 (17)	0.8 (5)	1.9 (10)	0.3 (2)	1.0 (5)	1.1
	葉層	46.0	60.5	10.1	11.7 (25)	19.0 (31)	2.8 (6)	6.2 (10)	1.4 (3)	4.1 (7)	4.4
	その他 地上部	340.6	453.2	75.6	118.2 (35)	202.2 (45)	46.3 (14)	100.3 (22)	14.7 (4)	54.6 (12)	59.0
	地下部	56.4	66.1	11.0	20.7 (37)	40.4 (61)	11.5 (20)	29.8 (45)	10.6 (19)	32.9 (50)	35.6
	合計	458.5	599.2	100.0	152.7 (33)	265.1 (44)	61.5 (13)	138.1 (23)	27.1 (6)	92.7 (15)	100.0

注1) 中切りの除染対策は2011年一番茶摘採後にA、C及びD園で実施、B園では未実施。

2) B園の2011年における葉層上部と葉層下部は、葉層の存在量を2分割した値とした。

3) ()内数字は、2011年の放射性セシウム存在量を100とした時の指数。

下1年3か月後にB園で動力噴霧機による樹体洗浄を試みたが、放射性セシウムの減少が全くみられなかった（未公表）。これらのことから、2012年以降は降雨による放射性セシウムの低減は極めて少ないと考えられる。

茶樹では、春に展開した新葉はその年の11月下旬に一部落葉し、それ以降翌年の3月まではほとんど落葉せず、越冬葉の大部分が4～9月に落葉するといわれている（曲ら、1980；青木ら、1980；内田ら、1982）。放射性セシウムが直接沈着した2011年の越冬葉及びこの年に発生した新葉（2012年の越冬葉）は高濃度に汚染されていた（白木ら、2012a；千葉県農林水産部安全農業推進課、2011）。2011年越冬葉及び2012年越冬葉が2012年9月までに落葉することにより、各園とも2011年に比べ2012年の存在量

が大きく減少したと推察された。なお、越冬葉の多くは整枝部、葉層に含まれるが、採取したその他地上部にも越冬葉が着生していた。

また、A、C及びD園は、毎年、摘採と春整枝、均し、浅刈り、すそ刈り等の通常枝管理が行われている。2012年以降もこれらの通常枝管理で放射性セシウムが除去されたと考えられる。

以上のことから、茶樹の放射性セシウムの減少要因は、低減対策と放射性崩壊による物理的減衰以外に、沈着直後の降雨による洗脱、落葉、摘採や通常枝管理による枝葉の除去であると判断された。

2011年の部位別濃度はその他地上部＞葉層＞整枝部＞地下部の順で高かったのに対し、部位別存在量は、その他

地上部＞地下部＞葉層＞整枝部の順で高く、特に容積、重量の大きい枝幹部分に多かった（赤山ら，2014）。しかし、時間の経過とともに濃度が低下するにつれて部位別の濃度差が小さくなり、存在比は容積、重量の小さい整枝部、葉層では大きな変化はなく、その他地上部では減少し、地下部では増加することが明らかとなった（第2表）。地下部では、根の枯死による低減量がごくわずかであり、地上部への再転流も緩慢であることから、樹体の重量比が高い地下部（赤山ら，2014）での存在比が相対的に高くなると考えられた。

2. 荒茶の放射性セシウム濃度

A、C及びD園における荒茶の放射性セシウム濃度は、2011年産一番茶では1,756～5,167Bq/kgDWと非常に高かったが、2014年産一番茶では8～32Bq/kgDWと著しく低下した（第3表）。このため、各園において2011年一番茶

の放射性セシウム濃度及び ^{137}Cs 濃度をそれぞれ100とした時の2014年一番茶の濃度指数はそれぞれ0.2～1.2及び0.3～1.7であった。特に2012年の荒茶の放射性セシウム濃度指数及び ^{137}Cs 濃度指数は、それぞれ1.7～7.0及び2.0～8.5で低下が著しかった。また、2013年荒茶でも、同様に0.5～1.9及び0.6～2.5と低下していた。これらのことから、低減対策とともに落葉や通常枝管理等が荒茶における低減に大きく寄与していたと考えられた。

一番茶芽の放射性セシウム濃度は、通常整枝管理では低下3か月後を100%とすると、翌年度で12%、2年後で5%、3年後で2%まで低下し、中切りを行うと、3年後には通常整枝に比べて約25%低下することが明らかにされている（茨城県農業総合センター山間地帯特産指導所，2014）。本調査でも、荒茶濃度の3年間の低下傾向はほぼ同様であった。しかし、C園では、2011年産の一番茶より低減対策

第3表 荒茶の放射性セシウム濃度の経年変化（2011～2014年度）

調査 茶園	放射性セシウム濃度 (Bq/kgDW) ¹⁾									
	2011年			2012年		2013年		2014年		
	一番茶	二番茶	三番茶	一番茶	二番茶	一番茶	二番茶	一番茶	二番茶	
A	合計	3,348 ²⁾	2,034	307	86 ⁴⁾	56	15	24 ⁴⁾	8	—
			(61)	(9.2)	(2.6)	(1.7)	(0.5)	(0.7)	(0.2)	—
	^{137}Cs	1,715 ²⁾	1,045	177	52 ⁴⁾	33	10	16 ⁴⁾	6	—
C			(61)	(10)	(3.0)	(2.0)	(0.6)	(0.9)	(0.3)	—
	合計	1,756 ²⁾	1,904	—	123 ⁴⁾	103	21	33 ⁴⁾	21	21
			(108)	—	(7.0)	(5.8)	(1.2)	(1.9)	(1.2)	(1.2)
D	^{137}Cs	898 ²⁾	991	—	76 ⁴⁾	62	14	22 ⁴⁾	15	17
			(110)	—	(8.5)	(6.9)	(1.6)	(2.5)	(1.7)	(1.9)
	合計	5,167	—	—	223	164	65	47 ⁴⁾	32	29
D			—	—	(4.3)	(3.2)	(1.3)	(0.9)	(0.6)	(0.6)
	^{137}Cs	2,612	—	—	131	100	43	31 ⁴⁾	22	21
			—	—	(5.0)	(3.8)	(1.6)	(1.2)	(0.8)	(0.8)

注1) 各茶園とも上段は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計濃度、下段は ^{137}Cs 濃度を示す。

2) A園及びC園における2011年一番茶は製茶の測定値。

3) ()内数字は2011年一番茶の濃度を100とした時の指数。

4) 乾物率を測定しなかったため、各茶園の他の年度における同じ茶期の乾物率の平均値を用いて算出した。

第4表 A、C及びD園における茶の摘採量とそのセシウム137存在量推定値（2011～2014年度）

調査 茶園	項目	2011年			2012年		2013年		2014年	
		一番茶	二番茶	三番茶	一番茶	二番茶	一番茶	二番茶	一番茶	二番茶
A	摘採量 (kg/10a)	300	200	100	200	200	150	100	100	—
	^{137}Cs 量 (kBq/10a)	104	42	3.6	2.1	1.4	0.0	0.3	0.1	—
C	摘採量 (kg/10a)	380	260	—	350	400	300	260	500	200
	^{137}Cs 量 (kBq/10a)	69	52	—	5.4	5.1	0.1	1.2	1.5	0.7
D	摘採量 (kg/10a)	—	—	—	508	—	202	—	405	—
	^{137}Cs 量 (kBq/10a)	—	—	—	14	—	1.8	—	1.8	—

注1) 摘採量は生産者からの聞き取りによる。

2) ^{137}Cs 量は摘採葉の含水率を79.7%（A園における2012年二番茶の含水率）とし、荒茶濃度から算出した推定値。

3) D園では2011年の一番茶、2012年以降の二番茶の摘採量は不明。

後の二番茶の濃度が高かった。また、A及びC園においても2013年産の一番茶に比べ二番茶の濃度が高かった。この原因は、放射性セシウムの降下量が園内の場所によって異なる（武田ら、2013）ためと考えられた。

2011年に摘採によって持ち出された¹³⁷Cs量は、A園ではおよそ150kBq/10a、C園ではおよそ122kBq/10aと推定された（第4表）。これらは2011年休眠期の樹体の存在量、それぞれ274kBq/10a及び161kBq/10aと比較してかなり多い量であった。しかし、2012年には両園ともおよそ10kBq/10a以下、2013年以降は2kBq/10a以下となり、樹体の存在量の減少とともに大きく減少した。このように、放射性セシウムの降下1年目では、摘採も大きな低減要因であったことが示された。

3. 茶園土壌の放射性セシウム濃度と存在量

各茶園における有機物層と土壌の放射性セシウム濃度の経年変化を第5表に、存在量の経年変化を第6表に示した。各園の樹冠下とB園のうね間の有機物層の¹³⁷Cs濃度は、その直下の土壌の深さ0～5cmの濃度に比べ、いずれも1.4～23.8倍と高かった。有機物層にはその表面に直接降下した放射性セシウムに加え、降雨により樹体から洗脱されたものが存在している。さらに、放射性セシウムを含む枝葉が脱落し堆積している。そのため、有機物層の¹³⁷Cs濃度は土壌に比べて大幅に高かったと考えられる。しかし、有機物層は厚さが1.9～5.9cmであり、仮比重が0.11～0.30で土壌の0.27～1.21に比べて小さかったため、存在量は深さ0～25cmの土壌と同程度か、逆に少なかった。一方、土壌では深さ0～5cmが深さ5～25cmに比べて明らかに濃度が

高く、存在量も多かった。放射性セシウムの多くが有機物層と土壌表層に存在し、土壌表層では粘土鉱物に固定されるため（日本土壌肥料学会、2011；中尾、2012）、5cm以下の下層への移動は少ないものと推察された。

有機物層では、2012～2014年にかけて、各園とも¹³⁷Cs濃度が概ね低下傾向にあるのに対して、その直下の深さ0～5cmの土壌では上昇傾向がみられ、深さ5～25cmでは大きな変化はみられなかった。森林ではリター層に降下した¹³⁷Csは、大部分が降下後1年以内に雨水によってその下の土壌に浸透するが、表層に留まり、深さ10cm以下へ浸透するものは2%と少ないといわれている（Nakanishi, T et al, 2014）。茶園においても、有機物の分解や雨水による溶出により有機物層の放射性セシウムが、直下の土壌へと徐々に移動していることが示された。一方、茶園土壌の放射性セシウム濃度は、深さ0～5cmで高く5～30cmで低いが、3年後は深さ0～5cmの濃度が低下し、深さ5～15cmの濃度が上昇し、徐々に下層に移動することが報告されている（茨城県農業総合センター山間地帯特産指導所、2014）。このような土壌中における移動状況の違いの原因は不明であるが、今後は本調査地においても放射性セシウムが下層へ移動する可能性があると考えられた。

なお、うね間土壌の¹³⁷Cs濃度の経年変化には一定の傾向がみられなかった。これは、うね間では施肥毎に耕耘されることで、深さ0～25cmの土壌が均質化されていることに起因していると考えられた。

存在量の2012～2014年の経年変化は、濃度とほぼ同様な傾向にあった。しかし、C園を除くと樹冠下土壌の深さ

第5表 茶園土壌の放射性セシウム濃度の経年変化（2011～2014年度）

調査 茶園	採取 部位	深さ (cm)	放射性セシウム濃度 (Bq/kgDW)							
			2011年		2012年		2013年		2014年	
			¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
A	樹冠	有機物層	—	—	177	308	105	241	57	178
		0～5	93	123	16	32	10	26	15	50
		5～25	2	3	1	3	1	3	1	4
	うね間	0～25	30	44	8	16	11	27	6	24
B (放任)	樹冠	有機物層	—	—	233	390	185	449	91	290
		0～5	104	141	17	42	33	86	22	80
		5～25	4	15	6	11	2	12	2	12
	うね間	有機物層	—	—	177	322	160	379	68	232
C	樹冠	0～5	184	246	70	124	64	158	44	150
		5～25	14	23	1	6	7	21	3	13
		有機物層	—	—	144	252	119	282	49	162
	うね間	0～5	165	216	7	21	19	50	34	115
D	樹冠	5～25	5	16	1	10	1	10	2	12
		有機物層	—	—	708	1,236	388	919	222	717
		0～5	356	464	22	52	23	62	38	130
	うね間	5～25	7	19	1	11	1	7	2	12
	うね間	0～25	107	146	47	94	16	43	27	88

注) 2011年は土壌表層に堆積する有機物を取り除いて深さ0～5cmの土壌を採取し、有機物層は採取していない。

第6表 茶園土壌の放射性セシウム存在量の経年変化（2011～2014年度）

調査 茶園	採取 部位	深さ (cm)	放射性セシウム存在量 (kBq/10a)							
			2011年		2012年		2013年		2014年	
			¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
A	樹冠	有機物層	—	—	1,170	2,033	290	667	248	768
		0～5	2,282	3,003	454	895	306	762	431	1,389
		5～25	383	487	103	511	93	558	125	651
		小計	2,665	3,490	1,727	3,440	688	1,988	804	2,808
	うね間	0～25	1,834	2,710	320	647	887	2,195	415	1,544
	合計		4,499	6,200	2,047	4,087	1,575	4,182	1,219	4,352
B (放任)	樹冠	有機物層	—	—	832	1,394	1,652	3,984	217	696
		0～5	2,548	3,462	473	1,181	944	2,450	640	2,296
		5～25	623	2,071	1,056	1,863	272	2,000	266	2,117
		小計	3,171	5,533	2,362	4,438	2,868	8,433	1,123	5,109
	うね間	有機物層	—	—	83	150	82	193	16	55
		0～5	737	990	109	193	204	502	183	628
		5～25	282	453	5	36	134	437	53	282
		小計	1,019	1,443	197	380	420	1,131	252	965
	合計		4,190	6,976	2,558	4,818	3,287	9,565	1,376	6,074
	C	有機物層	—	—	789	1,382	823	1,948	205	692
		0～5	1,725	2,249	146	419	376	998	799	2,729
		5～25	514	1,711	142	1,005	75	1,038	187	1,355
		小計	2,239	3,960	1,077	2,807	1,274	3,983	1,191	4,777
D	うね間	0～25	1,811	2,427	330	648	481	1,227	345	1,139
	合計		4,050	6,387	1,407	3,454	1,754	5,211	1,536	5,915
	樹冠	有機物層	—	—	2,063	3,605	2,668	6,308	866	2,789
		0～5	4,149	5,406	520	1,218	545	1,487	1,146	3,885
		5～25	727	2,040	171	1,425	98	1,042	440	2,082
		小計	4,875	7,446	2,755	6,248	3,310	8,837	2,453	8,757
D	うね間	0～25	1,778	2,526	645	1,321	559	1,470	876	2,856
	合計		6,653	9,973	3,399	7,570	3,869	10,306	3,328	11,613

注1) 濃度と容積、仮比重とともに、樹冠とうね間の面積比率によりそれぞれに存在する¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs量を求め、樹冠とうね間の合計をそれぞれの茶園10a当たりの存在量とした。

2) 2011年は土壌表層に堆積する有機物を取り除いて深さ0～5cmの土壌を採取し、有機物層は採取していない。

5～25cm で増加傾向がみられた。したがって、放射性セシウムの土壌下層への移動については、今後も調査継続の必要性がある。

4. まとめ

以上のように、放射性セシウム沈着量が10,000～20,000kBq/10a程度の茶園においては、①低減対策、②摘採、③枝葉等の自然脱落、④通常枝管理による枝葉の除去により、樹体の放射性セシウム濃度及び存在量は大きく減少し、その割合は降下年からその翌年において特に大きいことが明らかになった。A園とB園は位置的に近く、品種も同じ「やぶきた」が栽培されており、土壌の放射性セシウム存在量が同程度であることから、樹体の沈着量もほぼ同程度と判断される。2011年の降下直後における樹体の¹³⁷Cs量のデータがないので精度はやや低いが、放射性セシウムの低減に寄与する①～④の影響程度を¹³⁷Cs量の両園における差、あるいはそれぞれの園の年度における差から、以下のように推定した。

①低減対策の効果は、2011年におけるA園とB園の樹体の¹³⁷Cs量の差 $893-274=619\text{ kBq/10a}$ から、②のA園の摘採による¹³⁷Csの持ち出し量を差し引いて算出した。前述のように、②はA園の荒茶の濃度とその摘採量から¹³⁷Cs量 150 kBq/10a と推定した。したがって、①は $619-150=469\text{ kBq/10a}$ となった。③枝葉等の自然脱落は、放任園のB園では2011年と2012年における樹体の¹³⁷Cs量の差から $893-289=604\text{ kBq/10a}$ と推定したが、通常管理園では推定できなかった。④通常枝管理のみの影響の推定は困難であるが、A園の2011年と2012年の¹³⁷Cs量の差 $274-103=171\text{ kBq/10a}$ から同園の2012年の摘採による低減量 3 kBq/10a を差し引いた 168 kBq/10a が、通常枝管理と枝葉の自然脱落を合わせた低減量と判断され、通常管理園の降下2年目でも両者により相当量の¹³⁷Csが除去されていると推測された。このように、放射性セシウム沈着量が $10,000\text{ kBq/10a}$ 程度である（赤山ら、2014）茶園では、樹体の放射性セシウムの低減に及ぼす影響は、中切りによる低減対策と

枝葉等の自然脱落が最も大きく、次いで通常枝管理による枝葉の除去や降下した年の摘採が大きいと推察された。

放射性セシウム汚染のあった茶の主産県において、濃度は樹体各部位や荒茶及び有機物層ではいずれも減少傾向にあり、土壌では表層に大部分が存在し、下層への移動が少ないことが報告されている(白木ら, 2013a, 2013d, 2014; 松本ら, 2013; 茨城県農業総合センター山間地帯特産指導所, 2014; 本多・宮崎, 2014; 黒澤ら, 2014; 高橋ら, 2014)。本調査においても、同様の結果が得られ、有機物層の放射性セシウムが直下の土壌へと徐々に移動していることが示された。

しかし、前述のように茶樹の移行係数は極めて低い値であることが示されており、再汚染のリスクは低いと判断される。本調査結果から、茶樹の放射性セシウム濃度は、今後も順調に低下していくことが予想される。

IV 摘 要

中切りの低減対策を実施した茶園及び放任管理の茶園において、2011～2014年度の茶樹及び土壌の放射性セシウム濃度及び存在量の変化を明らかにし、低減対策、摘採、管理作業等が樹体の放射性セシウムの低減に与える影響を検討した。

1. 低減対策を実施した茶樹及び放任樹ともに、整枝部、葉層、その他地上部及び地下部の放射性セシウム濃度は年々減少し、2014年の ^{137}Cs 濃度は2011年を100とした時、地上部各部位では2～18に、地下部では27～59に低下した。同様に、2014年の ^{137}Cs 存在量は地上部各部位では2～41に、地下部では38～73に減少した。また、荒茶の放射性セシウム濃度は2011年一番茶を100とした時、4年間で0.2～1.2に減少した。
2. 茶樹部位別の ^{137}Cs 濃度の差は年々小さくなり、存在量は容積、重量の大きいその他地上部及び地下部が他の部位に比べて相対的に多くなった。
3. 樹冠下の有機物層の ^{137}Cs 濃度は深さ0～5cmの土壌に比べ、2012～2014年の3年間を通じて1.4～23.8倍と高かった。3年間で ^{137}Cs 濃度は有機物層では概ね低下傾向にあるのに対し、樹冠下の深さ0～5cmの土壌では上昇傾向にあり、深さ5～25cmではほとんど変化はなかった。 ^{137}Cs 存在量もほぼ同様な傾向にあった。有機物層に含まれる放射性セシウムが、直下の土壌へと徐々に移動する傾向が示された。
4. 通常管理されている茶樹における放射性セシウムの低減に及ぼす影響は、中切りによる低減対策及び落葉や枯死枝等の自然脱落が最も大きく、次いで整枝等の管理作業、降下した年の摘採が大きいことが推察された。また、

放任管理の茶樹では落葉や枯死枝等の自然脱落が放射性セシウム低減の主たる原因と推察された。

V 引用文献

- 安斎育郎 (2007) 一図解雑学—放射線と放射能. 138—139. ナツメ社. 東京.
- 青木 智・中山 仰 (1980) 落葉の程度と生理機能との関係. 茶研報. 51 : 30—32.
- 千葉県農林水産部安全農業推進課 (2011) 県産農産物の放射能モニタリング検査結果について.
<http://www.pref.chiba.lg.jp/annou/h23touhoku/index.html>
- 廣野祐平・西坂章宏・山口優一・野中邦彦 (2011) チャの樹体中における部位別の放射性セシウム含量. 茶研報. 112 (別) : 42—43.
- 本多勇介・宮崎保博 (2013) 黒ボク土壌における茶の放射性セシウム移行係数の推定. 茶研報. 116 (別) : 70—71.
- 本多勇介・宮崎保博 (2014) 埼玉県の黒ボク土壌における茶の放射性セシウム移行係数の推定 (第2報). 茶研報. 118 (別) : 92—93.
- 茨城県農業総合センター山間地帯特産指導所 (2014) 県北内陸部茶園の茶樹と土壌の放射性セシウムの動態および茶新芽における中切りの放射性セシウム濃度低減効果 (原発事故3年後まで).
<http://www.pref.ibaraki.jp/nourinsuisan/santoku/summary3/documents/h26cyacecium2.pdf>
- 黒澤 晃・白木与志也・武田 甲・北浦健生 (2014) 神奈川県の茶における放射性セシウムについて (第4報). 茶研報. 118 (別) : 88—89.
- 曲 清春・青木 智・中山 仰 (1980) チャの落葉時期およびその品種間差異. 茶研報. 51 : 1—6.
- 松本昌直・江本勇治・白鳥克哉 (2011) 静岡県内茶園における放射能の動態. 茶研報. 112 (別) : 40—41.
- 松本昌直・小杉 徹・高橋冬実 (2013) 静岡県内茶園における放射性セシウムの2年間の変化. 茶研報. 116 (別) : 64—65.
- Nakanishi, T., Matsunaga, T., Koarashi, J. and Atarashi-Andoh, M. (2014) ^{137}Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Journal of Environmental Radioactivity. 2014 Feb vol 128 : 9—14.
- 中尾 淳 (2012) セシウムの土壌吸着と固定. 学術の動向. 2012.10 : 40—45.

- 日本土壤肥料学会（2013）原発事故関連情報(2)：セシウム（Cs）の土壌でのふるまいと農作物への移行。
<http://jssspn.jp/info/nuclear/cs.html>
- 野中邦彦・廣野祐平（2011）二番茶生育期間中の茶樹におけるセシウムの吸収・移行について。茶研報。112（別）：55－59.
- 農林水産省生産局総務課（2014）平成25年度の農産物に含まれる放射性セシウム濃度の検査結果（平成25年4月～）。
http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_chosa/H25gaiyo.html#H25hinmoku
- 赤山喜一郎・廣野祐平・斉藤研二（2014）千葉県の茶園・茶樹における放射性セシウムの分布実態とせん枝による低減効果。千葉農林総研研報。6：69－77.
- 赤山喜一郎・原田浩司・廣野祐平・谷口克彦・山本幸洋（2015）台切りした茶樹における放射性セシウムの動態。千葉農林総研研報。7：81－87.
- 白木与志也・北 宜裕・山田良雄（2012a）神奈川県の花における放射性セシウムの樹体内分布とその低減化について。RADIOISOTOPES。61：261－265.
- 白木与志也・北 宜裕・武田 甲（2012b）神奈川県における茶葉中放射性セシウム濃度低減への摘採・せん枝の効果。RADIOISOTOPES。61：587－594.
- 白木与志也・武田 甲・岡本 保（2013a）神奈川県の花樹における放射性セシウム濃度の経時変化について。茶研報。115：1－9.
- 白木与志也・武田 甲・岡本 保・北 宜裕（2013b）放射性セシウムの茶苗木における転流, および成木茶園の枝, 幹における分布について。茶研報。115：11－19.
- 白木与志也・武田 甲・岡本 保（2013c）神奈川県の花における放射性セシウムの樹体洗浄について。茶研報。115：21－25.
- 白木与志也・武田 甲・岡本 保（2013d）神奈川県の花における放射性セシウムについて（第3報）。茶研報。116（別）：68－69.
- 白木与志也・武田 甲・岡本 保（2014）神奈川県産のチャ新芽における放射性セシウム濃度。茶研報。117：35－39.
- 白鳥克哉・松本昌直（2012）茶樹からの放射性セシウムの収奪量と摘採回数との関係。茶研報。114（別）：84－85.
- 高橋冬実・松本昌直・小杉 徹（2014）静岡県内茶園における中切り処理残さと土壌中の放射性セシウムの変化。茶研報。118（別）：86－87.
- 武田 甲・白木与志也・舩橋秀登・北 宜裕・山田良雄（2013）神奈川県の花園土壌における放射性セシウムの垂直分布。土肥誌。84：49－52.
- 武田 甲・黒澤 晃・北浦健生（2014）土壌または有機物から茶葉への放射性セシウム移行係数の検討。茶研報。118（別）：90－91.
- 内田浩輔・青木 智（1982）仕立てられた成木茶樹の落葉時期およびその品種間差異。茶研報。56：69－70.

Yearly Changes in Radioactive Cesium Concentrations and Quantities in Tea Plants and Tea Garden Soil and Factors Affecting Yearly Changes in Chiba Prefecture

Kiichiro SEKIYAMA, Koji HARADA, Yuhei HIRONO*, Katsuhiko TANIGUCHI, Shoko KUBOTA, Yukihiro YAMAMOTO, Takashi SHINGYOJI

Keywords: radioactive cesium, tea plants, soil, concentration, changes over several years

Summary

Our task was to measure the radioactive cesium concentrations and quantities in tea plants and tea garden soil in fiscal years 2011 - 2014. We studied three tea gardens that had been medium-pruned as a cesium reduction measures, as well as an abandoned tea garden. We investigated the effects of medium pruning, plucking and skiffing on the reduction of radioactive cesium in tea plants.

1. In both the three gardens subjected to cultivation and the abandoned garden tea plants, the radioactive cesium concentration of skiffed parts, the leaf layer, other aboveground parts, and underground parts fell year by year. Setting the ^{137}Cs concentration in 2011 at 100, its concentration in 2014 had fallen to 2 - 18 in the aboveground parts at both sites, and to 27 - 59 in underground parts. Similarly, at both sites, ^{137}Cs quantities in 2014 had fallen to 2 - 41 for aboveground parts and to 38 - 73 in underground parts. Setting the radioactive cesium concentration of crude tea of the first crop in 2011 at 100, the concentration in crude tea had fallen to 0.2 - 1.2 after four years.

2. The difference between ^{137}Cs concentrations in tea plants in both sites decreased year by year, although ^{137}Cs quantities in other aboveground parts and underground parts that have a large volume and weight contained larger quantities.

3. The ^{137}Cs concentration in the organic layer under the tea canopy was much higher, at 1.4 - 23.8-fold that of the ^{137}Cs concentration seen in the soil at depths of 0 - 5 cm in the years 2012 - 2014. In that three-year period, whereas ^{137}Cs concentration showed a generally downward trend in the organic layer, it showed an upward trend in the soil at depths of 0 - 5 cm depth under the tea canopy. There was little change at greater depths of 5 - 25 cm. Radioactive cesium present in the organic layer tended to move gradually but directly downwards into the soil.

4. Our results suggest that medium pruning causes the greatest reduction of radio-

active cesium in tea plants subjected to cultivation, followed by skiffing and plucking in the fallout year. In addition, these suggest that natural loss, such as defoliation and death of whole branches, causes primarily the reduction of radioactive cesium in abandoned tea plants.

* National Institute of Vegetable and Tea Science, National Agriculture and Food Research Organization