



岐阜大学機関リポジトリ

Gifu University Institutional Repository

茶樹における放射性セシウムの動態とその低減化技術に関する研究

メタデータ	言語: ja 出版者: 公開日: 2014-06-12 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 白木, 与志也 メールアドレス: 所属:
URL	http://hdl.handle.net/20.500.12099/47826

茶樹における放射性セシウムの動態とその低減化技術に
関する研究

2013年

岐阜大学大学院連合農学研究科

白木 与志也

茶樹における放射性セシウムの動態とその低減化技術に
関する研究

2013年

岐阜大学大学院連合農学研究科

白木 与志也

目 次

I	緒論	1
II	茶樹における放射性 Cs の動態	
II.1	緒言	4
II.2	福島第一原発事故に伴い放出された放射性 Cs の茶樹における分布と転流	
II.2.1	茶の放射性 Cs による汚染実態と放射性 Cs 濃度の地域間差の解明	6
II.2.2	放射性 Cs の樹体内における分布	13
II.2.3	放射性 Cs の苗木における転流	18
II.3	茶樹における放射性 Cs 濃度の経時変化	
II.3.1	放射性 Cs 濃度の樹体部位別の経時変化	25
II.3.2	古葉と新芽における放射性 Cs 濃度の関係解析	40
II.4	総合考察	50
III	茶樹における放射性 Cs 濃度の低減	
III.1	緒言	54
III.2	放射性 Cs 濃度のせん枝による低減	
III.2.1	せん枝が再生芽の放射性 Cs 濃度に及ぼす影響	56
III.2.2	摘採・せん枝が放射性 Cs 濃度に及ぼす要因の解析	61
III.3	樹体洗浄による放射性 Cs 濃度の低減	67
III.4	総合考察	74
IV	総括	76
V	謝辞	78
VI	引用文献	79
VII	Summary	86

I 緒論

チャ (*Camellia sinensis* (L.) O. KUNTZE) は、ツバキ科に属する多年生の常緑樹であり、現在では、日本を始め中国、バングラディッシュ、インド、インドネシア、イラン、ケニア、マレーシア、スリランカ、台湾、トルコなど 30 か国以上で栽培されている (Klasra et al. 2007)。日本の主要な茶産地は、静岡県、鹿児島県、京都府、茨城県、埼玉県であり、それぞれ、「静岡茶」、「かごしま茶」、「宇治茶」、「奥久慈茶・猿島茶」、「狭山茶」と産地ごとにブランド化され、ひろく国民に愛飲されている。このほか、関東から沖縄まで広く栽培されている他、神奈川県でも「足柄茶」として約 90 年の歴史を有しており、2011 年現在の栽培面積は 275 ha (社団法人日本茶業中央会 2012) であり、小田原市、南足柄市、山北町など主に県中西部の中山間地域で栽培されている。一方、日本における 2011 年の茶栽培面積は 43,500 ha で、ピーク時である 1983 年の 61,000 ha の約 70%まで減少している (社団法人日本茶業中央会 2012)。これは、生産者の高齢化や後継者不足に加え、傾斜地などの厳しい立地条件や継続農道もないなどの不便な生産環境のため廃園を余儀なくされたためであるが、中山間地域では、依然貴重な換金作物として重要な位置を占めている。加えて、茶は、茶道 (大石 2004) に見られる文化的な側面や休憩時に和菓子と一緒に嗜むといった日本の生活風景としての一面もある。このように、茶はわが国の貴重で伝統的な文化であるとともに、重要な地域産業のひとつとして位置づけられる。

2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震は、1900 年以降に発生した日本における地震の中でも最大級の規模であり、巨大地震と想定を上回る規模の津波により、東京電力福島第一原子力発電所 (以下、「福島第一原発」とする) の運転中の原子力プラントでは、燃料の溶融を伴う原子炉建屋の水素爆発 (以下、「福島第一原発事故」とする) が生じた (成合 2012)。これにより放射性物質が大気中や海中に放出され、その中でも特に、放射性セシウム (以下、「放射性 Cs」とする) が東北地方および関東地方を中心に、茶を始め、米等の穀類、ホウレンソウ、コマツナ、キャベツ等の野菜、カキ、ユズ等の果実などを汚染した。

これにより、当該農産物に出荷制限が指示され、生産者に対して深刻な被害を及ぼした。このうち茶では、2011年5月9日に神奈川県内の主産地である南足柄市で摘採された一番茶新芽から、放射性Csが当時の暫定規制値である $500 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ を超えて検出され、全国で初めて茶の放射性Csによる汚染が確認された。このような自国での原子力発電所事故による大規模な放射性物質による農産物の汚染は、日本ではこれまでに経験したことはなく、世界的にも1986年4月26日に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故（以下、「チェルノブイリ原発事故」とする）があるのみである。このチェルノブイリ原発事故では、東ヨーロッパおよび北ヨーロッパの広大な地域が放射性Csに汚染され（Perk et al. 2000）、黒海を挟んだ対岸に位置するトルコ共和国においては放射性Csによる茶の汚染が発生した。

しかしながら、放射性Csに汚染された茶に関する研究については、1950年代の核実験に伴う茶葉の放射性Cs測定事例（Hori and Folsom 1960）、チェルノブイリ原発事故にともなうトルコの茶葉における ^{137}Cs 濃度の年次変動を観測した事例（Mück 1997）、茶における放射性Csは水溶性画分に存在することを明らかにした研究（Polar 2002）など数例あるのみである。今回の福島第一原発事故に由来する放射性Csに汚染された国内茶産地では、早急に放射性Csの低減化対策を講じることが求められたが、その基礎となる放射性Csの部位別分布や濃度の経時的変化といった動態やその低減化に関する知見がほとんどなかったのが現状であった。また、 ^{137}Cs は半減期が2.55分の $^{137\text{m}}\text{Ba}$ に崩壊後、 $^{137\text{m}}\text{Ba}$ が安定な ^{137}Ba となる過程で放出する0.662 MeVのベータ線およびガンマ線により、人体の細胞が傷つけられる（馬場ら2012）。したがって、茶を含む農畜産物などの食品中に含まれる放射性Cs濃度を厚生労働省の定める基準値以下まで低減化する技術の研究・開発は、国民への食料の安定供給を遂行する上で非常に重要である。しかしながら、放射性物質に汚染された農作物の低減化技術についての知見はこれまでにほとんどなく、茶では、1950年代の核実験に関連した摘採葉の洗浄効果を調査した事例（上野ら1960、古谷ら1963）が報告されているのみである。一方、チェルノブイリ原発事故では、汚染された農作物は茶を含め埋設処理や貯蔵が行われ低減化技術の研究は行われなかった（Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment"

2005, Ilgaz 2012). このように、茶樹における放射性 Cs の実用的な低減化技術は確立されていないのが現状である。一方、Cs はカリウム (K) と同じアルカリ金属であることから、両元素の化学的性質に類似性があるとされている (塚田ら 2011)。このため、放射性 Cs の吸収や植物体内での移行が K により拮抗的に阻害される可能性が指摘されており、樹体および土壌における放射性 Cs と K の関係を解明することは重要であるが、本論文では、放射性 Cs の動態に基づく低減化技術の確立が緊急の課題であったため、K との関係についての検討は割愛し、樹体における放射性 Cs のみを研究対象とした。

以上のことから、本研究では、わが国で初めて茶の放射性 Cs による汚染が確認された神奈川県茶生産地域において、放射性 Cs の茶樹体中の動態とその低減技術の開発に関する一連の研究を行った。本論文では第 II 章において、まず茶樹における放射性 Cs の動態に関する知見を得るため、放射性 Cs が降下した茶産地で一番茶葉の放射性 Cs 濃度の実態調査を行った。また、新芽、古葉、枝などの部位別放射性 Cs 濃度から樹体内の分布状況を明らかにするとともに、古葉など樹体に付着した放射性 Cs の新芽への移行経路について検証を行った。さらに、樹体部位別の放射性 Cs 濃度の経時的な変化についても調査を行った。次に、第 III 章において、茶樹における放射性 Cs の低減化技術の 1 つとして、せん枝により放射性 Cs を多く含む部分を除去することで高い効果が得られることを明らかにした。また、樹体の高圧洗浄等による放射性 Cs の低減についても検討した。

本論文は、これまで未解明であった茶樹における放射性 Cs の動態を明らかにし、それに基づいた放射性 Cs の低減化技術を確立した実用的な研究であり、得られた成果は関東近県の茶業の復興は言うまでもなく、わが国における科学技術の進展に寄与するものと考えられる。さらに、原子力発電所を保有する茶生産国において、今後、万が一、原子力発電所事故が発生した場合に、放射性 Cs の動態や低減化において本論文で得られた知見や確立された技術が有益となると考えられる。

II 茶樹における放射性 Cs の動態

II.1 緒言

2011年5月に、福島県双葉郡大熊町および双葉町に位置する福島第一原発から直線距離で約250km以上も離れた神奈川県の一歩茶新芽から放射性Csが検出されたが、その汚染実態は不明であった。また、樹体の各部位における放射性Csの分布やその濃度の経時的な変化についても不明であった。さらに、放射性Csが降下した時期には、越冬葉である古葉や枝が茶株面を覆っており、その後に生長してきた新芽に、放射性Csが高濃度に検出された原因についても判明していなかった。緒論でも述べたが、これまでに茶樹における放射性物質の動態に関する知見はほとんどなく、過去の原水爆実験に伴って実施された緑茶や紅茶の放射性Csを含む放射性物質の調査事例が数例 (Kawai and Ishigaki 1956, Hori and Folsom 1960, National Institute of Radiological Sciences 1964) と土壌における放射性Csの垂直分布を調査した事例 (Lalit et al. 1983, Yeşin and Çakır 1989) があるのみであった。また、チェルノブイリ原発事故では、トルコにおいて放射性Csによる茶の汚染が発生したが、人の全身放射能の調査 (Hayball et al. 1989), 人における飲用した場合の実効線量 (Gediköglü and Sipahi 1989, Molzahn et al. 1990, Gökmen et al. 1995, Yule and Taylor 1989), 土壌の放射線量 (Yeşin and Çakır 1989) に関する報告はあるものの、茶樹における放射性Csの動態について研究はほとんどなく、降下後の数年間にわたる年次変動を調査した報告 (Topcuoğlu et al. 1997, Mück 1997) があるのみである。また、トルコの場合は新芽への直接的な放射性物質による汚染であり、今回の福島第一原発事故における茶葉の汚染とは異なる。

そこで本章では、まず、神奈川県下の茶産地において一番茶葉の放射性Cs濃度について実態を調査した。その結果、放射性Cs濃度に地域間に差が認められたため、この要因について関連すると考えられる項目との関係について解析を行った。次に、放射性Csの茶樹体内における部位別の分布状況を調査した。また、萌芽前の茶苗木に放射性Csを含有する茶抽出液を散布し、放射性Csの古葉や茎から新芽への移行について再現実験を行った。続いて、放射

性 Cs が樹体に降下してから 1 年 4 ヶ月間における放射性 Cs の樹体部位別並びに、茶期や季節ごとの経時的な変化を解明するとともに、降下後の時間の経過に伴う放射性 Cs の樹体内部組織への移行についても検討を行った。

II. 2 福島第一原発事故に伴い放出された放射性 Cs の茶樹における分布と転流

II. 2. 1 茶の放射性 Cs による汚染実態と放射性 Cs 濃度の地域間差の解明

福島第一原発事故当初、茶葉の放射性 Cs による汚染範囲は不明であった。その後、全国の各茶産地では市町村ごとに茶葉の放射性 Cs 濃度の検査が実施され、その検査過程で近接した地域にもかかわらず顕著な差があることが明らかとなった。しかし、この差が生じる要因については未解明であった。放射性 Cs に汚染された茶に地域間差が生じる現象は、チェルノブイリ原発事故におけるトルコの茶産地においても認められている (Ünlü et al. 1995) が、地域間差が生じる要因についての解析は行われていない。一方、大気中に放出された放射性 Cs は、エアロゾルに吸着され大気中を漂い植物体に直接沈着する (田上 2012) が、その降下量は降水量が多いほど多くなる (Lalit et al. 1983) という報告がある。これらの報告は、放射性物質の降下量に気象条件が影響する可能性を示唆するが、放射性 Cs の降下量と降雨量などの気象条件との関係を解析したものはない。

そこで本節では、神奈川県下の茶栽培地域での 2011 年一番茶の放射性 Cs 濃度の汚染実態を明らかにするとともに、その濃度と採取地点における環境や気象条件等との関係について検討し、地域間差が生じる要因解析を試みた。

II. 2. 1. 1 材料および方法

II. 2. 1. 1. 1 解析データの収集

解析には、農林水産省の2011年度茶樹放射性物質影響軽減剪枝技術実証事業で測定した神奈川県内16市町村（図2-1）の2011年一番茶摘採葉の16点（図2-1）での2011年一番茶の放射性Cs濃度（以下、「一番茶Cs濃度」とする（ $\text{Bq kg}^{-1}\text{FW}$ ））を使用した。一番茶Cs濃度の地域間差の解析では、一番茶採取地点における福島第一原発からの距離、標高、降水量および降雨回数を用いた。福島第一原発からの距離については直線距離とし、Google Maps 距離計算 (http://wisteriahill.sakura.ne.jp/GMAP/GMAP_CALCDISTANCE/index.php) により、標高についてはGoogle Maps 標高表示 (http://wisteriahill.sakura.ne.jp/GMAP/GMAP_ALTITUDE/index.php) を用いて求めた。採取地点の降水量および降雨回数は、気象庁および神奈川県農林水産情報センターで収集している気象観測データを用いた。気象庁の気象観測データでは、松田町、山北町、開成町は丹沢湖地点のデータを代表地点として用いた。同様に、箱根町、真鶴町、湯河原町では箱根地点、秦野市、伊勢原市、中井町、大井町では平塚地点、小田原市、南足柄市では小田原地点、相模原市では相模湖地点のデータをそれぞれ用いた。また、厚木市、愛川町、清川村では、神奈川県農林水産情報センターの自然環境保全センター（厚木市）のデータを代表値として用いた。降水量および降雨回数は、神奈川県衛生研究所の調査から、県内の空間放射線量が増加した2011年3月15日～3月31日までとした。なお、降雨回数については、降雨後6時間無降雨状態が続いた場合を1回と判断し算出した。

II. 2. 1. 1. 2 統計解析

相関係数は、Microsoft Excel 2010（マイクロソフト製）を用い算出した。

II. 2. 1. 2 結果

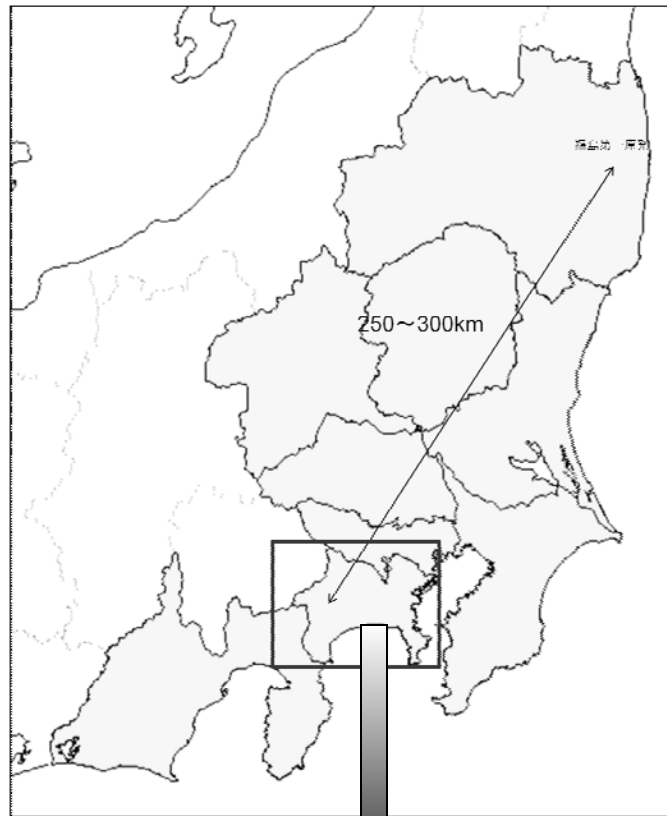
調査を行ったすべての16地点において ^{134}Cs と ^{137}Cs がともに検出され、その合計値は 64 Bq kg^{-1} (大井町) \sim 780 Bq kg^{-1} (小田原市) で、最も多い地点と最も少ない地点との差は約12倍であった。また、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の比については、全ての地点とも $1.0 : 0.8 \sim 1.2$ の間であった。各採取地点は、福島第一原発から251 km (相模原市) \sim 303 km (真鶴町および湯河原町) にあり、標高は33 m (大井町) \sim 521 m (湯河原町) の範囲であった。福島第一原発で最後の水素爆発があった3月15日から一番茶芽の発芽直前の3月31日までの降水量は34.5 mm (相模原市) \sim 148.0 mm (箱根町, 真鶴町, 湯河原町), 降雨回数は2 \sim 4回であった (表 2-1)。

一番茶 Cs 濃度と各立地条件および降雨状況間の相関係数は、採取地点の福島第一原発からの距離が0.012, 標高が-0.008 と関連性は全く認められず、放射性 Cs 濃度の地域間差を説明できる要因ではなかった (図 2-2)。同様に、降水量は0.267, 降雨回数は0.213で、いずれも一番茶 Cs 濃度との関連性は認められなかった。

II. 2. 1. 3 考察

2011年5月に実施した神奈川県内における一番茶葉の放射性Cs濃度の測定では、16市町村すべての一番茶葉から放射性Csが検出され、茶葉の放射性Cs汚染がスポット的ではなく面的な汚染であることが示された。また、その後の調査から、茶葉の放射性Cs汚染は茨城県（石井・長田 2012）、埼玉県（小川ら 2012）、千葉県（赤山 2012）、静岡県（松本ら 2011）など関東地方を中心とした範囲に及ぶことが判明した。

一番茶葉から検出された ^{134}Cs と ^{137}Cs の比は、ほぼ1:1であった。福島第一原発事故の水素爆発に伴い大気中に放出された ^{134}Cs と ^{137}Cs の比は1:1（河田・山田 2012）であるため、今回検出された放射性Csは福島第一原発事故に起因するものと推察された。しかし、神奈川県内の茶生産地における一番茶で検出された放射性Cs濃度は一様ではなく、地域により大きな差が認められた。この放射性Cs濃度の地域間差が、地理的あるいは気象的な条件の差によるものか、局所的な地形や気象条件の違いによるものかは明らかにされていなかった。そこで、各採取地点間での茶葉における放射性Cs濃度の違いを解明するために、一番茶Cs濃度と各採取地点における福島第一原発からの距離、標高および代表地点における3月15日～3月31日までの降水量並びに同期間における降雨回数との相関関係を検討した。その結果、神奈川県内の16地点において、これらいずれの因子とも一番茶Cs濃度との間に有意な関係は認められなかった。今回用いた降水量および降雨回数は、代表地点の値であり各採取地点の値ではない。また、放射性同位元素を含む塵埃の拡散は気象条件と地形により多様に変化するという報告がある（青山ら 2011）。このため、今回認められた神奈川県内の一番茶の放射性Cs濃度の各採取地点間の差は、採取地点毎の降水量や地形などの周辺環境、放射性Cs降下時の風向きといった局所的な環境要因が大きく影響したのではないかと考えられた。



神奈川県の大図

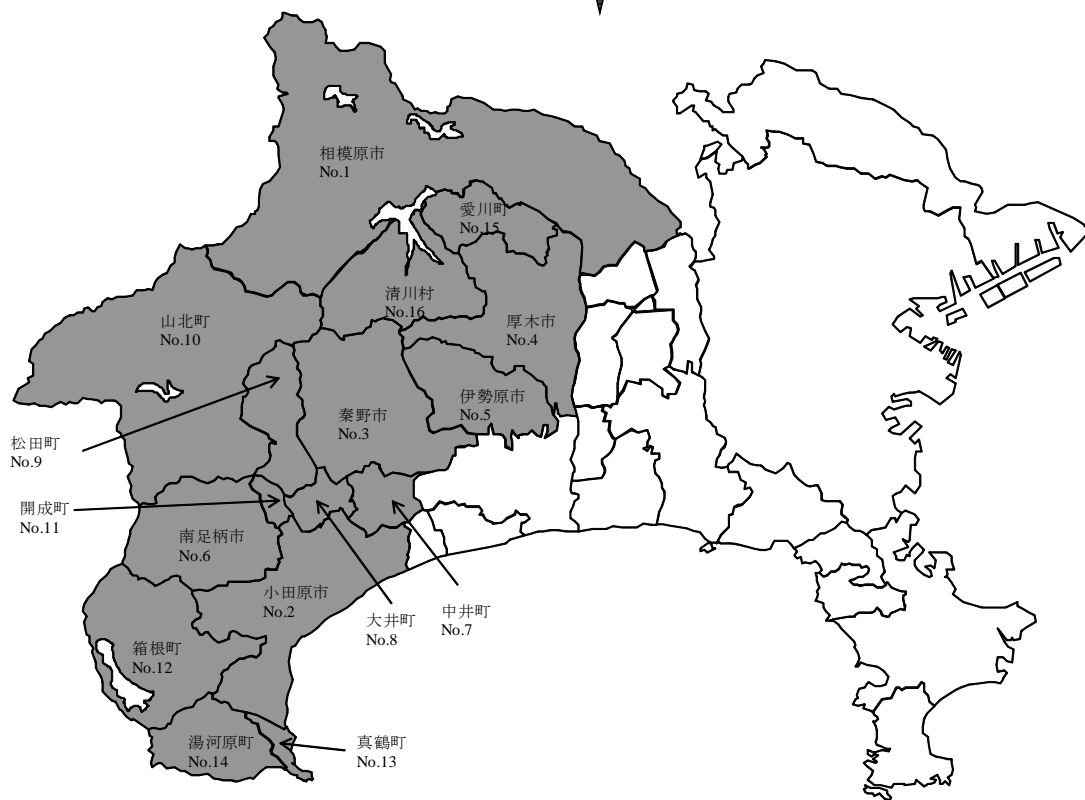


図 2-1 試験に用いた茶葉の採取地点

表 2-1 一番茶の採取地点ごとの放射性 Cs 濃度，比率，立地条件，降雨状況

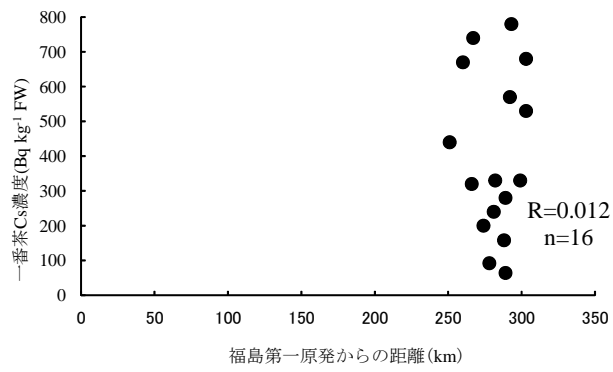
採取地点 No. (市町村)	採取年月日	一番茶 Cs 濃度(Bq kg ⁻¹ FW)				比率 ¹³⁴ Cs : ¹³⁷ Cs	立地条件		降雨状況	
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs			距離 km	標高 m	降水量 mm	降雨回数
1 相模原市	2011年5月11日	220	220	440		1.0 : 1.0	251	416	34.5	2
2 小田原市	2011年5月11日	360	420	780		1.0 : 1.2	293	64	55.5	4
3 秦野市	2011年5月11日	47	45	92		1.0 : 0.9	278	325	44.0	4
4 厚木市	2011年5月12日	150	170	320		1.0 : 1.1	266	80	47.5	4
5 伊勢原市	2011年5月12日	100	100	200		1.0 : 1.0	274	209	44.0	4
6 南足柄市	2011年5月9日	280	290	570		1.0 : 1.0	292	89	55.5	4
7 中井町	2011年5月11日	160	170	330		1.0 : 1.1	282	143	44.0	4
8 大井町	2011年5月12日	35	29	64		1.0 : 0.8	289	33	44.0	4
9 松田町	2011年5月11日	110	130	240		1.0 : 1.2	281	372	52.5	3
10 山北町	2011年5月11日	130	150	280		1.0 : 1.2	289	279	52.5	3
11 開成町	2011年5月11日	82	76	158		1.0 : 0.9	288	54	52.5	3
12 箱根町	2011年5月11日	160	170	330		1.0 : 1.1	299	111	148.0	4
13 真鶴町	2011年5月12日	260	270	530		1.0 : 1.0	303	59	148.0	4
14 湯河原町	2011年5月12日	330	350	680		1.0 : 1.1	303	521	148.0	4
15 愛川町	2011年5月11日	310	360	670		1.0 : 1.2	260	124	47.5	4
16 清川村	2011年5月14日	350	390	740		1.0 : 1.1	267	119	47.5	4

距離：福島第一原発からの直線距離を示す。

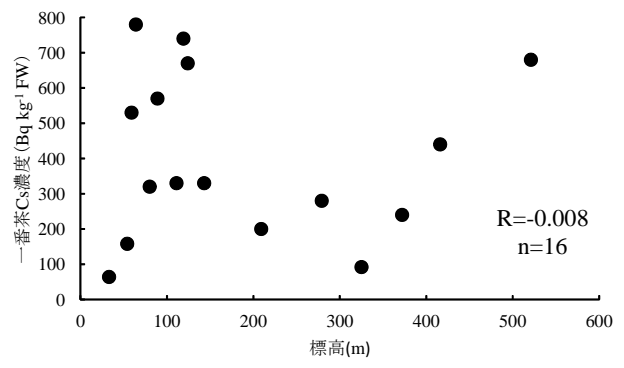
標高：採取地点の標高を示す。

降水量：2011年3月15日～3月31日までの積算値を示す。

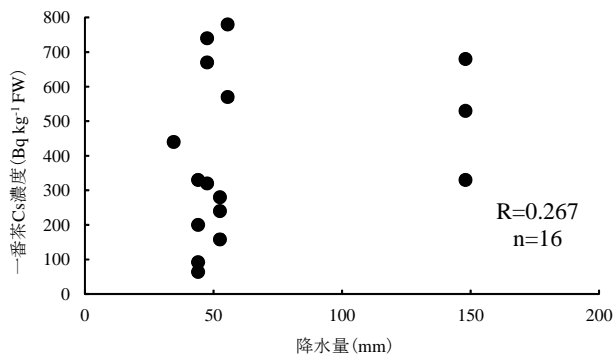
降雨回数：2011年3月15日～3月31日までの降雨回数を示す。



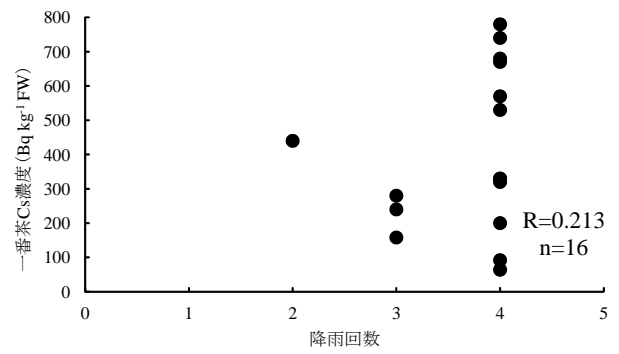
(距離)



(標高)



(降水量)



(降雨回数)

図 2-2 一番茶 Cs 濃度と各項目間の相関関係

II. 2. 2 放射性 Cs の樹体内における分布

前節で示したように、一番茶新芽から放射性 Cs が検出されたが、その降下時は萌芽期前であり、新芽の生長前、つまり樹幹面には古葉や枝が存在するのみであった。このため、新芽で検出された放射性 Cs が古葉や枝、根といった新芽以外の部位から転流した可能性が考えられた。これまでの茶における放射性 Cs に関する研究では、1960 年代の台湾におけるウーロン茶や緑茶の産地別の調査事例 (Chu et al. 1969)、1960 ~ 1970 年代のインドにおける市販茶の産地別や年代別の調査事例 (Lalit et al. 1983)、チェルノブイリ原発事故後に実施されたトルコでの茶のブランド別の放射性 Cs 濃度の調査事例 (Gökmen et al. 1995) があるが、これらは製茶品を測定したものであり、茶樹の各部位における放射性 Cs 濃度について調査された事例はほとんどなかった。

そこで本節では、放射性 Cs の新芽への移行経路を解明するために、一番茶新芽とその他の部位における放射性 Cs 濃度の測定を行った。

II. 2. 2. 1 材料および方法

II. 2. 2. 1. 1 供試材料と試料の調製

神奈川県農業技術センター北相地区事務所（神奈川県相模原市緑区：以下「当所」とする）の29年生‘やぶきた’を用いた。2011年6月13日に一番茶を摘採していない茶樹を抜き取り、一番茶新芽、古葉、小枝、太枝、幹および根に分けて採取した。採取時の新芽の生育期は、5～6葉期であった。新芽の摘採面から10 cm下層までの葉および枝をそれぞれ古葉と小枝、新芽の摘採面から10～20 cmの枝を太枝とし、それより下位の枝を幹、地際から20 cm下方までの直径15～30 mm程度の部分を根として採取した。

採取後、新芽と古葉は、葉面の埃を拭き取り、水洗や乾燥を経ずにフードプロセッサー（IFP-25108, 泉精器製作所製；TK410, TESCOM 製）により粉碎し、測定に供した。小枝、太枝および幹は、水洗や乾燥を行わず、そのまま粉碎器（DM-6, 佑崎機械有限公司製；ワンダーブレンダー WB-1, 大阪ケミカル製）を用いて粉碎したものを測定に供した。根は、付着した土壌を水洗後、乾燥を経ずに粉碎器により粉碎したものを測定した。

II. 2. 2. 1. 2 放射性 Cs 濃度の測定

放射性 Cs 濃度の測定は、調製後の試料を U8 容器に均一に詰め、神奈川県衛生研究所のゲルマニウム半導体検出器を装備した放射線スペクトル分析装置（MCA8016, PGT 製；PCA-Multiport, OXFORD 製）により、核種分析を行った。測定時間は、一番茶新芽、古葉、小枝および太枝は 10,000 秒、幹と根は 50,000 秒とした。また、放射性 Cs 濃度は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値とし、 $\text{Bq kg}^{-1}\text{FW}$ で表記した。なお、測定値が検出せずとなった場合は N.D. とし、検出限界以下となった場合は検出限界濃度（L.T.D.）と定義することとしたが、 ^{134}Cs および ^{137}Cs とともに、このような試料はなかった。

II. 2. 2. 2 結果

放射性 Cs は樹体のいずれの部位からも検出され、その ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値は、新芽 (207 Bq kg⁻¹ FW)、古葉 (650 Bq kg⁻¹ FW)、小枝 (800 Bq kg⁻¹ FW)、太枝 (670 Bq kg⁻¹ FW)、幹 (51 Bq kg⁻¹ FW)、根 (11 Bq kg⁻¹ FW) と、太枝より上位の部位に集積していた (表 2-2)。また、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の比については、幹以外では 1.0:0.8 ~ 1.2 であった。幹は 1.0 : 1.6 と ^{137}Cs の割合が高かった。

II. 2. 2. 3 考察

本節において、測定を行った一番茶芽の ^{134}Cs は $97 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ 、 ^{137}Cs は $110 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ であった。この値は、日本産の茶における ^{137}Cs の環境放射能値である $0.49 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ (山口ら 2004) をはるかに上回った。また、新芽、古葉、小枝、太枝並びに根の ^{134}Cs と ^{137}Cs の比は、 $1.0 : 0.8 \sim 1.2$ と前節の一番茶の比と同じ範囲にあった。福島第一原発事故由来の ^{134}Cs と ^{137}Cs の比は、ほぼ $1 : 1$ (河田・山田 2012) と推定されていることから、供試した茶樹で検出された放射性 Cs は、福島第一原発事故由来であると考えられた。一方、幹の ^{134}Cs と ^{137}Cs の比は $1.0 : 1.6$ と高かった。これは、供試した茶樹が 29 年生であるため、25 年前のチェルノブイリ原発事故により降下した ^{137}Cs を吸収し、幹に蓄積された可能性も考えられたが、本件実験の結果から原因は明らかにすることはできなかった。

本実験に供試した茶樹の一番茶芽が生長を始めた萌芽日は、2011 年 4 月 16 日であった。福島第一原発が水素爆発を起こし、当所に放射性 Cs が降雨等により降下したと考えられる 3 月中旬～下旬には、まだ一番茶の新芽は伸張しておらず、地上部には前年からの越冬葉である古葉と枝が存在するのみであった。本節において樹体部位別に放射性 Cs 濃度を測定したところ、古葉、小枝および太枝の放射性 Cs 濃度が根および幹より 10 倍以上の値を示した。一方、茶における土壌からの放射性 Cs の移行係数は $0.002 \sim 0.11$ の範囲で、平均 0.02 と低いことが報告されている (近澤・宅間 2005)。また、当所における茶園土壌の表層から 10 cm までの放射性 Cs 濃度は、 $19.2 \sim 395 \text{ Bq kg}^{-1}$ の範囲にあることが報告されている (武田ら 2013)。これらのことから、放射性 Cs が葉および枝表面から茶樹体内に吸収された後、新芽の生長に伴い樹体内を転流し、新芽に移行したものと推察された。また、土壌からの樹体への移行は僅かであり、根に存在する放射性 Cs は主に、古葉、小枝、太枝からの転流によると推定された。

表 2-2 茶樹の部位別における放射性 Cs 濃度とその比率

部位	放射性 Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ FW)			比率
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs : ¹³⁷ Cs
新芽	97	110	207	1.0 : 1.1
古葉	300	350	650	1.0 : 1.2
小枝	360	440	800	1.0 : 1.2
太枝	310	360	670	1.0 : 1.2
幹	20	31	51	1.0 : 1.6
根	6	5	11	1.0 : 0.8

各部位ともに反復は，1 回とした。

II. 2. 3 放射性 Cs の苗木における転流

前節において、2011 年産の一番茶新芽で検出された放射性 Cs は、前年の越冬葉である古葉や枝に付着した放射性 Cs が転流したものであると推定された。植物における放射性 Cs の転流に関する研究は、水稻の葉に塗布した ^{137}Cs が植物体の各部位へ転流することが明らかとなっている (津村ら 1984)。しかし、チャにおいて放射性 Cs の転流について検証した報告はない。

そこで本節では、放射性 Cs に汚染されていない萌芽前の幼茶樹 (2 年生) に放射性 Cs を含有した茶抽出液を散布し、古葉や茎に付着した放射性 Cs の新芽への転流について検証した。

II. 2. 3. 1 材料および方法

II. 2. 3. 1. 1 供試材料と処理方法

2012年3月19日に鹿児島県南九州市の茶苗販売業者から2012年3月に購入した2年生‘やぶきた’の幼茶樹（以下、「苗木」とする）を、当所の圃場の地下15 cm以深から採取した土を入れた硬質ポリ鉢深7号（内径20.7 cm，高さ20.7 cm）に1ポットあたり1本移植した。なお，栽培は露地条件とし，灌水は必要に応じて株元に行った。

2012年3月21日に，当所で生産・製造された放射性Csで汚染された2011年産の一番茶の抽出液 3.6 L m^{-2} ，を肩掛け式噴霧器を用いて1ポットあたり121 mL散布した。茶の抽出液は，一番茶100 gに対し1 Lの沸騰した水道水を加え5分間抽出した後，40メッシュの金属製のふるいを用いてろ過し，室温で冷却して調製した。抽出液の放射性Cs濃度は， ^{134}Cs が 40.0 Bq kg^{-1} ， ^{137}Cs が 53.8 Bq kg^{-1} であり，合計 93.8 Bq kg^{-1} であった。また， $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比は1.35であった。

II. 2. 3. 1. 2 サンプルングと試料の調製

定植前（2012年3月19日）と抽出液散布1日後（3月22日）に苗木を古葉，茎および根に分け，それぞれ採取した。その後，新芽が3～4葉期（一番茶期：5月16～28日）となった時に新芽，古葉，茎，根を採取した。なお，サンプルングは放射性Csの測定に十分な試料量を得るため，12本の苗木から採取した試料を1サンプルとし，3連で行った。また，土壌は定植前（2012年3月19日）および実験後（12月19日）に採取した。土壌の採取は，定植前は1連，実験後は3連で行った。

採取した古葉と新芽は，水洗せずに乾燥機（SS-K-80，いすゞ製作所製；STAC-P50M，島津理化学器械製）により， 70°C で24時間乾燥後，フードプロセッサーを用いて粉碎し，放射性Cs濃度の測定に供した。茎は，水洗せず粉砕器により粉碎後，同上の乾燥機により 70°C で24時間乾燥させたものを測定に供した。根は，付着していた土を落とした後，水洗せずに茎と同様に粉碎後乾燥したものを測定に供した。土壌は，風乾後に破碎し，2 mmメッシ

ユのふるいを通し根や礫等を取り除いたものを測定に供した。

II. 2. 3. 1. 3 放射性 Cs 濃度の測定

各部位および土壌の放射性 Cs 濃度の測定は、U8 容器に調製済みの試料を均一に詰め、神奈川県農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器（GEM20P4-70：ORTEC 製）を装備した放射線スペクトル分析装置（MCA7600：SEIKO EG&G 製）により、核種分析を行った。測定時間は各部位および土壌ともに 50,000 秒で行った。一番茶抽出液の放射性 Cs 濃度の測定は、2 L のマリネリ容器に抽出液を充填し、農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器により測定時間 5,000 秒で行った。

定植前ではすべての部位の試料で N.D.（検出限界濃度： ^{134}Cs は $3.47 \sim 4.99 \text{ Bq kg}^{-1}$ ， ^{137}Cs は $3.44 \sim 4.98 \text{ Bq kg}^{-1}$ ）であった。散布 1 日後では、根では ^{134}Cs がすべての試料で N.D.（ $3.86 \sim 4.52 \text{ Bq kg}^{-1}$ ）， ^{137}Cs では 1 試料で N.D.（ 3.63 Bq kg^{-1} ），1 試料で L.T.D.（ 4.00 Bq kg^{-1} ）であった。それ以外の試料では N.D.および L.T.D.はなかった。一番茶期の茎では ^{134}Cs が 1 試料で N.D.（ 5.26 Bq kg^{-1} ）， ^{137}Cs は 1 試料で L.T.D.（ 3.40 Bq kg^{-1} ）であった。根では ^{134}Cs は 2 試料で N.D.（ $3.80 \sim 4.43 \text{ Bq kg}^{-1}$ ），1 試料で L.T.D.（ 3.37 Bq kg^{-1} ）であった。それ以外の試料では N.D.および L.T.D.はなかった。また、抽出液および土壌では、N.D.や L.T.D.となった試料はなかった。なお、各部位と土壌の放射性 Cs 濃度は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値とし、 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ で表記した。

II. 2. 3. 2 結果

実験終了時に計測した苗木1本あたりの部位別重量は、根 (10.8 g) > 茎 (7.4 g) > 新芽 (2.8 g) ≒ 古葉 (2.4 g) の順で、合計 23.4 g であった。また、苗木1本あたりの葉数は、新芽と古葉でそれぞれ 11.4 枚、12.5 枚であり、樹高は 36.6 cm であった (表 2-3)。

定植前の古葉、茎および根からは ^{134}Cs 、 ^{137}Cs とともに検出されなかった。散布1日後の放射性 Cs 濃度は、古葉が 149.8 Bq kg^{-1} 、茎が 66.0 Bq kg^{-1} であった。根では 2.5 Bq kg^{-1} であった。散布1日後の $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比は、古葉が 1.45、茎が 1.28 であった。処理 56 ~ 68 日目となる一番茶期における放射性 Cs 濃度は、新芽が 31.8 Bq kg^{-1} 、古葉が 20.7 Bq kg^{-1} 、茎が 6.7 Bq kg^{-1} であった。根では 6.7 Bq kg^{-1} であった。一番茶期の $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比は、新芽が 1.31、古葉が 1.56、茎が 1.48、根が 4.20 であった (表 2-4)。

実験に用いた土壌の放射性 Cs 濃度は、散布前 (11.1 Bq kg^{-1}) と実験後 (12.3 Bq kg^{-1}) でほぼ同程度であった。土壌中の $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比も、散布前 (2.36) と実験後 (2.42) でほぼ同程度であった (表 2-5)。

II. 2. 3. 3 考察

実験に用いた茶苗木は、各部位ともに定植前の測定で放射性 Cs は検出されなかったため、放射性 Cs に汚染されていないことが確かめられた。また、抽出液散布 1 日後の苗木では、古葉および茎において放射性 Cs が検出され、苗木の古葉および茎に放射性 Cs が付着したことが確認された。一番茶期では、古葉、茎および根の他、抽出液の散布後に生長した新芽にも放射性 Cs が検出された。この新芽における $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ は 1.31 であり、抽出液の 1.35、散布 1 日後の古葉や茎の 1.45 および 1.28 とほぼ同程であった。これらのことから、一番茶期の新芽で検出された放射性 Cs は、主に、萌芽前の古葉や茎に付着した放射性 Cs が、樹体内に吸収された後に転流したことが確かめられた。同様に、一番茶期の古葉および茎の $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比もそれぞれ 1.56 および 1.48 であったことから、茶抽出液由来の放射性 Cs が主体であると考えられた。一方、根では、散布 1 日後に放射性 Cs が検出されたが、サンプル調製時に水洗は実施していないことから、土壤中の放射性 Cs による汚染の可能性が考えられた。しかし、一番茶期の根の放射性 Cs の $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比 (4.20) が抽出液 (1.35) や土壌 (2.42) と異なるため、土壌からの吸収によるものか、茶抽出液が古葉や茎から転流したのかについては判然としなかった。また、土壌における散布前と実験後の $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比がほぼ等しいことから、実験後の土壌には抽出液由来の放射性 Cs は残存していないと思われるが、この点についても判然としなかった。チェルノブイリ原発事故後のトルコにおける茶の放射性 Cs 濃度の経時調査では、根の放射性 Cs 濃度が徐々に増加する傾向が明らかになっている (Topcuoğlu et al. 1997)。このことから、土壌中の放射性 Cs の根からの吸収については、長期的な視点で別に検討する必要がある。

一番茶期の古葉と茎の放射性 Cs 濃度は、散布 1 日後と比較し大幅に減少していた。この原因について検討するために、苗木 1 本あたりの放射性 Cs 含有量 (MBq FW⁻¹) を算出し、散布 1 日後と一番茶期で比較を行った (表 2-6)。抽出液の散布日から一番茶期までに放射性 Cs は、古葉では 133.5 MBq、茎では 216.2 MBq の合計 349.7 MBq 減少しているのに対して、一番茶期の新芽で 22.7 MBq、根で 19.5 MBq が増加し、差し引き 307.5 MBq が減少していた。

また、両核種の半減期からこの間の放射壊変による放射性 Cs が古葉では 3.8 MBq、茎では 6.3 MBq の合計 10.1 MBq 減衰したと算出された。この転流量と減衰量、根における含有量を差し引きしても散布 1 日後と一番茶期の放射性 Cs 含有量の収支は合致しない。実験期間中、散布 2 日後に 11.5 mm の降水量があり実験終了まで 455.5 mm（降雨日数は 29 日）の降水量があった。茶葉の放射性 Cs 濃度の低下は風雨の影響によるとする報告（細野・高橋 2013）がある他、チェルノブイリ原発事故における茶（Mück 1997）や植物の事例（Miller and Hoffman 1983）においても放射性 Cs や放射性核種の濃度が、降雨による流亡等により減少すると報告されている。このため、本実験において一番茶期の放射性 Cs 濃度が、散布 1 日後と比較して大幅に減少していたのは、降雨により古葉や茎に付着した放射性 Cs が流失したためと考えられた。また、一部に落葉も認められ、落葉による低減もあったものと考えられた。なお、一番茶期では根の放射性 Cs 含有量が増加したが、この原因については、前節で示したように、古葉からの移行も考えられるが、前述のように土壌等の汚染混入の可能性も考えられた。

表 2-3 実験終了時(一番茶期)の部位別重量, 葉数, 長さ(本: FW)

	新芽	古葉	茎	根	合計
重量(g)	2.8 ± 0.2	2.4 ± 0.2	7.4 ± 0.7	10.8 ± 1.3	23.4 ± 2.0
葉数(枚)	11.4 ± 1.4	12.5 ± 1.6	—	—	—
長さ(cm)	—	—	36.6 ± 1.6	—	—

計測は, 2012年5月16日~28日に行った。

数値は, 平均値 ± 標準偏差(n=3)を示す。

表 2-4 定植前, 散布1日後, 一番茶期の苗木における放射性 Cs 濃度(Bq kg⁻¹ DW)

部位	定植前(2012年3月19日)				散布1日後(2012年3月22日)				一番茶期(2012年5月16日~28日)			
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	Cs 比	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	Cs 比	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	Cs 比
新芽	—	—	—	—	—	—	—	—	13.7 ± 1.3	18.0 ± 2.8	31.8 ± 3.1	1.31
古葉	N.D	N.D	—	61.2 ± 2.1	88.6 ± 5.7	149.8 ± 5.1	1.45	8.1 ± 1.5	12.6 ± 0.8	20.7 ± 1.7	1.56	
茎	N.D	N.D	—	28.9 ± 0.9	37.1 ± 2.4	66.0 ± 2.6	1.28	2.7 ± 2.5 ^{b)}	4.0 ± 0.5 ^{c)}	6.7 ± 2.6	1.48	
根	N.D	N.D	—	N.D	2.5 ± 2.2 ^{a)}	2.5 ± 2.2	—	1.3 ± 2.2 ^{d)}	5.4 ± 0.6	6.7 ± 2.7	4.20	

数値は, 平均 ± 標準偏差(n=3)を示す。

散布日は2012年3月21日である。

N.Dは検出せずを示す。

^{a)} N.Dを1試料, L.T.Dを1試料含む。

^{b)} N.Dを1試料含む。

^{c)} L.T.Dを1試料含む。

^{d)} N.Dを2試料, L.T.Dを1試料含む。

表 2-5 散布前後の土壌の放射性 Cs 濃度(Bq kg⁻¹ DW)

散布前(2012年3月19日)					実験後(2012年12月19日)			
¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	Cs 比	Cs 比	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	Cs 比
3.3	7.8	11.1	2.36	2.36	3.6 ± 0.5	8.7 ± 0.7	12.3 ± 0.7	2.42

散布前は n=1, 実験後は n=3 である。

実験後は, 数値 ± 標準偏差(n=3)を示す。

表 2-6 抽出液散布1日後と一番茶期の苗木1本あたりの放射性 Cs 含有量(MBq/苗木: FW)

部 位	散布1日後(2012年3月22日)			一番茶期(2012年5月16日~28日)		
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs
新 芽	—	—	—	9.8 ± 0.7	12.8 ± 1.5	22.7 ± 1.1
古 葉	62.4 ± 3.4	90.6 ± 13.1	153.0 ± 16.5	7.6 ± 1.6	11.9 ± 1.7	19.5 ± 2.7
茎	104.4 ± 9.7	134.5 ± 20.6	239.0 ± 30.0	9.0 ± 8.2 ^{b)}	13.8 ± 2.4 ^{c)}	22.8 ± 7.7
根	N.D	13.4 ± 11.7 ^{a)}	13.4 ± 11.7	5.3 ± 9.2 ^{d)}	27.5 ± 1.8	32.9 ± 7.4
計	166.8 ± 8.0	238.6 ± 24.4	405.4 ± 32.2	31.8 ± 15.5	66.0 ± 3.9	97.8 ± 11.6

数値は, 平均 ± 標準偏差(n=3)を示す。

散布日は2012年3月21日である。

N.Dは検出せずを示す。

^{a)} N.Dを1試料, L.T.Dを1試料含む。

^{b)} N.Dを1試料含む。

^{c)} L.T.Dを1試料含む。

^{d)} N.Dを2試料, L.T.Dを1試料含む。

II. 3 茶樹における放射性 Cs 濃度の経時変化

II. 3. 1 放射性 Cs 濃度の樹体部位別の経時変化

茶樹における放射性 Cs 汚染後のその濃度の経時的変化について、チェルノブイリ原発事故に伴い汚染されたトルコの茶樹において、葉や茎、根の年次変化を調査した事例がある (Mück 1997, Ünlü et al. 1995, Topcuoğlu et al. 1997). しかし、これらの調査は年 1 回であり、茶期や季節ごとの詳細な検討は行われていない。また、福島第一原発事故による日本とチェルノブイリ原発事故によるトルコでの茶樹への放射性 Cs 汚染は、放射性物質の降下時の生育期がそれぞれ一番茶の萌芽前と開葉期 (収穫期前) と異なり、茶葉に降下した放射性 Cs 量も異なる (Komosa et al. 2007, Stohl et al. 2011, Brumfiel 2011) ほか、トルコと日本での茶の栽培管理方法に違いがある (Vanli 1991). このため、トルコで得られた知見を今回の日本での茶樹の放射性 Cs 汚染にそのまま適用することはできない。さらに、放射性 Cs の降下後の時間の経過に伴い、放射性 Cs は枝や幹の表面だけでなく組織内部に移行する可能性が考えられた。実際、福島第一原発事故関連の研究の中で、モモの枝において、樹皮の内側部位に放射性 Cs が検出されているという報告 (高田ら 2012c) や、樹皮の皮層よりその内側である二次師部で放射性 Cs 濃度が高いという報告 (高田ら 2012d) があり、放射性 Cs の枝内部組織への移行が確認されている。しかしながら、これまで茶樹に降下した放射性 Cs の組織内部への移行についての報告はない。

以上のことから本節では、放射性 Cs の汚染後、せん枝を行わない慣行管理下で栽培した茶樹を用い、新芽や古葉、枝、幹、根の放射性 Cs 濃度の茶期や季節ごとの経時変化を調査した。さらに、放射性 Cs が降下後、1 年 7～9 ヶ月を経過した時点での放射性 Cs の枝および幹の内部組織における移行状況について検討を行った。

II. 3. 1. 1 材料および方法

II. 3. 1. 1. 1 サンプルングと試料の調製

[実験 1] 新芽における放射性 Cs 濃度の経時変化

当所内の 30 年生'やぶきた'の茶樹（樹高 106 cm）を供試し、2011 年一番茶新芽を 2011 年 6 月 13 日、同年二番茶新芽を 7 月 27 日、同年秋冬番茶新芽を 10 月 18 日、2012 年一番茶新芽を 2012 年 5 月 21 日および同年二番茶新芽を 7 月 25 日に採取した。原則として 1 芯 3 ～ 4 葉まで生長した新芽を摘採し、放射性 Cs 測定用サンプルとした。ただし、2011 年 6 月 13 日については、一芯 5 ～ 6 葉に生育した新芽を採取した。なお、採取は 2012 年 5 月 21 日および 7 月 25 日は 3 連で、それ以外は 1 連で行った。試験期間中の摘採、整枝、すそ刈りの作業の履歴は、以下の通りである；2011 年 6 月 13 日：一番茶摘採、6 月 15 日：整枝、すそ刈り、7 月 27 日：二番茶摘採、8 月 10 日：整枝、すそ刈り、10 月 18 日：秋冬番茶摘採、10 月 19 日：整枝、すそ刈り、2012 年 3 月 22 日：整枝、5 月 21 日：一番茶摘採、6 月 13 日：整枝、すそ刈り、7 月 25 日：二番茶摘採。

2011 年 6 月 13 日に採取した新芽は、水洗および乾燥を経ずにフードプロセッサーにより粉砕後、放射性 Cs の測定に供した。それ以外の時期に採取した新芽は、サンプルング後、水洗をせずに乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥を行い含水量を測定後、フードプロセッサーを用いて粉砕し、放射性 Cs 濃度の測定に供した。

[実験 2] 古葉、枝、幹、根における放射性 Cs 濃度の経時変化

実験 1 と同じ茶樹を、2011 年 5 月 25 日、6 月 13 日、7 月 27 日、10 月 18 日、2012 年 1 月 11 日、3 月 28 日、5 月 21 日および 7 月 25 日に抜き取り、新芽がある場合は新芽を除去し（実験 1 の試料として供試）、古葉、枝（小枝、太枝）、幹、根の部位別に解体した（図 2-3）。古葉は摘採面から 10 cm 下方（地際から 96 ～ 106 cm）の間に位置する葉、小枝は摘採面から 10 cm 下方（地際から 96 ～ 106 cm）の間に位置する枝、太枝は小枝から 56 cm 下方（地際から 40 ～ 96 cm）までの間に位置する枝、幹は地際から 40 cm 上方までの間に位置する茎、

根は地際から 20 cm 下方までの直径 15 ~ 30 mm 程度の部分を採取した。各部位ともに採取は、2012 年 5 月 21 日と 7 月 25 日は 3 連としたが、それ以外は 1 連であった。試験期間中の摘採、整枝、すそ刈り作業の履歴は実験 1 と同じである。

古葉は、採取後水洗せずに、乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥後、フードプロセッサにより粉砕したものを測定に供した。小枝、太枝、幹は、水洗せずに粉砕器により粉砕後、乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥を行い測定に供した。根は、付着した土壌を水洗後、小枝、太枝、幹と同様に粉砕および乾燥の処理を行い測定に供した。

[実験 3] 放射性 Cs の時間の経過に伴う枝および幹の内部組織への移行

当所内の 26 年生 'やぶきた' の茶樹 (樹高 108 cm) から、2012 年 10 月 3 日および 12 月 5 日に、小枝 (地際から 85 ~ 108 cm の範囲に位置する枝)、太枝 (地際から 40 ~ 85 cm の範囲に位置する枝)、幹 (地際から 40 cm の範囲に位置する茎) を採取した。次に、それぞれの部位について、小刀を用いて、樹皮から形成層までとなる表層部分の厚さ 0.2 ~ 0.5 mm を削ぎ取って集めた試料 (以下、本節では「表層」とする) と、その内側の木部からなる残りの部分の試料 (以下、本節では「木部」とする) に分けた (図 2-4)。10 月 3 日では、小枝は表層の厚さが 0.31 mm で木部の直径は 4.64 mm であった。同様に、太枝では 0.41 mm および 6.93 mm、幹では 0.51 mm および 12.14 mm であった。12 月 5 日では、小枝は、表層の厚さが 0.24 mm で木部の直径は 2.78 mm であった。同様に、太枝では 0.35 mm および 5.60 mm、幹では 0.43 mm および 12.28 mm であった (表 2-7)。なお、各部位の表層および木部ともに、3 反復で行った。

各部位の表層および木部は、水洗を行わずに、粉砕器により粉砕後、乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥し、測定に供した。

II. 3. 1. 1. 2 解析に用いた核種

実験 1 および実験 2 では、2011 年 5 月 25 日 ~ 2012 年 7 月 25 日までの期間における

^{134}Cs および ^{137}Cs の放射壊変による減衰の影響を検討するため以下の式 1) (文部科学省科学技術・学術政策局 2002) および式 2) (佐治・石割 1953) により, 測定値 (Bq) から壊変した原子数を求めた.

$$A = \ln 2/T \times m/M \times N_A \quad \text{式 1)}$$

$$N = N_0 \exp^{-\lambda t} \quad \text{式 2)}$$

ここで, A は放射能 (Bq), T は半減期 (秒), m は重量 (g), M は原子質量, N_A はアボガドロ定数 (6.0221×10^{23}), N は時刻 t (2012 年 7 月 25 日) における原子数で, N_0 は時刻 $t = 0$ (2011 年 5 月 25 日) における原子数, λ は壊変定数 ($\ln 2/T$) である. 半減期は ^{134}Cs では 2.06 年, ^{137}Cs は 30.17 年 (山本・Bunzl 1993) で計算した. その結果, 2011 年 5 月 25 日から 2012 年 7 月 25 日までに, ^{134}Cs と ^{137}Cs の放射能はそれぞれ 32.5%, 2.7% が減少した (図表は省略). このことから, 放射壊変による減衰の影響が少ない ^{137}Cs のみを用い, 放射性 Cs の経時変化を解析した. なお, 実験 3 のみ核種別の値が重要と判断し, ^{134}Cs および ^{137}Cs を用いた.

II. 3. 1. 1. 3 放射性 Cs 濃度の測定

実験 1 では, 調製後の新芽を U8 容器に均一に詰め, 農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器により, 測定時間 10,000 秒で核種分析を行った. なお, 2011 年 6 月 13 日の新芽は, 衛生研究所のゲルマニウム半導体検出器により測定を行った. 放射性 Cs 濃度は, 新鮮重あたりに換算し Bq kg^{-1} FW で表記した.

実験 2 では, 調製後の各部位を U8 容器に均一に詰め, 農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器により核種分析を行った. 測定時間は, 古葉, 小枝および太枝では 10,000 秒とし, 幹と根では 50,000 秒とした. 放射性 Cs 濃度は, 乾燥重あたりとし, Bq kg^{-1} DW で表記した.

実験 3 では, 調製後の各部位の表層および木部を U8 容器に均一に詰め, 農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器により核種分析を行った. 測定時間は小枝および太枝では 10,000 秒とし, 幹は 50,000 秒で行った. 放射性 Cs 濃度は, 各部位 1 kg あたりの表層および

木部の構成割合に応じて算出し、 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ で表記した。

実験 1, および実験 2 ともに, N.D.および L.T.D.となった試料はなかった。実験 3 では, 2012 年 10 月 3 日では幹の木部の 1 試料で ^{134}Cs が N.D. (検出限界濃度は $11.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$) であり, 2012 年 12 月 5 日では小枝および太枝の木部の計 2 試料で L.T.D. ($14.2 \sim 16.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$) であった。

II. 3. 1. 1. 4 統計解析

統計解析は, Microsoft Excel 2010 を使用した。

II. 3. 1. 2 結果

[実験 1] 新芽における放射性 Cs 濃度の経時変化

2011 年の一番茶新芽（6 月 13 日）の ^{137}Cs 濃度は $110.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ であり，同年二番茶新芽（7 月 27 日）では，一番茶と同程度の $108.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ であった．その後，秋冬番茶新芽（10 月 18 日）の ^{137}Cs 濃度は $42.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ と顕著に低下した．翌年の 2012 年一番茶新芽（5 月 21 日）および二番茶（7 月 25 日）新芽の ^{137}Cs 濃度は，それぞれ $47.7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ ， $34.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ と前年秋冬番茶（2011 年 10 月 18 日）と同レベルで，時間の経過に伴う ^{137}Cs 濃度の変化は認められなかった．また，2012 年一番茶新芽（5 月 21 日）における ^{137}Cs 濃度は，前年 2011 年一番茶新芽（6 月 13 日）の 56.6% 減であった（図 2-5）．

[実験 2] 古葉，枝，幹，根における放射性 Cs 濃度の経時変化

古葉，小枝および太枝における ^{137}Cs 濃度は，2011 年 5 月 25 日に $713.0 \sim 1420.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であったものが，2011 年 10 月 18 日までに $189.0 \sim 373.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ と 47.7 ~ 86.7% 減となったが，これ以降の減少はわずかであった．これに対し，幹および根では，調査期間中の ^{137}Cs 濃度がそれぞれ， $40.3 \sim 98.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ ， $12.2 \sim 38.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ と低く，変動も古葉や小枝，太枝に比べ小さかった．各部位の 2012 年 7 月 25 日における ^{137}Cs 濃度は 2011 年 5 月 25 日の ^{137}Cs 濃度を 100 とすると，古葉では 6.7%，小枝では 8.9%，太枝では 16.9% となり大きな減少を示したが，幹および根では 85.5% および 44.8% にとどまった（図 2-6）．

次に，古葉，小枝，太枝，幹および根の ^{137}Cs 濃度とサンプリングを開始した 2011 年 5 月 25 日を基点（0 日）とした 2012 年 7 月 25 日までの各サンプリング日までの経過日数（以下，「経過日数」とする）との関係について解析を行った．その結果，古葉，小枝，太枝の ^{137}Cs 濃度と経過日数との関係は指数近似曲線で表すことができ，その決定係数はそれぞれ，古葉が 0.938，小枝が 0.783，太枝が 0.869 であった（図 2-7）．これに対し，幹と根の決定係数はそれぞれ 0.140 および 0.034 であり， ^{137}Cs 濃度と経過日数との間に関連性は認められなかった．

[実験 3] 放射性 Cs の時間の経過に伴う枝および幹の内部組織への移行

各部位の表層および内部における放射性 Cs 濃度は、10 月 3 日では小枝の表層が 108.4 Bq kg⁻¹ DW で木部が 50.0 Bq kg⁻¹ DW であった。同様に、太枝では 48.9 Bq kg⁻¹ DW および 41.0 Bq kg⁻¹ DW, 幹では 41.9 Bq kg⁻¹ DW および 32.0 Bq kg⁻¹ DW であった (表 2-8)。12 月 5 日では小枝が表層では 123.2 Bq kg⁻¹ DW で木部が 43.3 Bq kg⁻¹ DW であった。同様に、太枝では 72.8 Bq kg⁻¹ DW および 41.3 Bq kg⁻¹ DW, 幹では 30.5 Bq kg⁻¹ DW および 29.7 Bq kg⁻¹ DW であり、各部位の木部に放射性 Cs の存在が確認された。また、各部位における放射性 Cs 濃度は、両調査日ともに小枝において表層が木部より高い傾向にあったが、太枝および幹では表層、木部ともに同程度であった (表 2-8)。

II. 3. 1. 3 考察

新芽における放射性 Cs 濃度をみると、2011 年一番茶（6 月 13 日）と同年二番茶（7 月 27 日）の ^{137}Cs 濃度がほぼ同程度であった。同様に 2011 年の一番茶と二番茶の放射性 Cs 濃度を比較した静岡県の場合では、本実験結果とは異なり、二番茶が一番茶の 26%と大きく低下していたことが報告されている（松本ら 2011）。これは、本実験で用いた一番茶の採取時期が 6 月 13 日と一番茶としては大幅に遅れている、すなわち生育のかなり進んだ一番茶新芽であったため、茶葉の成長や開葉数の増加に伴い、葉の細胞容量の増大や細胞間隙の広がり（中山 1980）等により ^{137}Cs 濃度が希釈されたためと考えられた。このことは、本実験での一番茶の収穫量が茶樹 1 本あたり 0.42 kg FW、二番茶では 0.26 kg FW であることから明らかである。

古葉、小枝、太枝の経時変化をみると、汚染当年の 2011 年 5 月 25 日～2011 年 10 月 18 日までの減少が著しいという特徴的なパターンを示した。放射性 Cs が減少した要因として、Mück (1997) はチェルノブイリ原発事故に伴い汚染されたトルコの茶の調査から、降雨による流亡と摘採、整枝並びに落葉などによる葉の損失であると推定している。また、Miller and Hoffman (1983) も、植物に降下した放射性物質が雨、風、霧等により減少することを報告している。本実験での 2011 年 5 月 25 日～6 月 13 日の期間に注目すると、この期間摘採や整枝が行われていないにもかかわらず、古葉、小枝、太枝の ^{137}Cs 濃度は減少していた。一方、この期間中に 162 mm の降水量（図 2-8）があったことから、本実験期間中にも降雨による放射性 Cs の流亡が起きた可能性が示唆された。この降雨による ^{137}Cs 濃度の減少への寄与を検討するために、この期間の茶樹 1 本あたりの古葉、小枝および太枝における ^{137}Cs 含有量についてみると、古葉では 62.8 Bq、小枝では 275.2 Bq、太枝では 55.4 Bq の合計 393.4 Bq 減少している（表 2-9）。つまり、この減少がすべて降雨によると仮定すると、これらの部位では 2011 年 5 月 25 日における含有量（ $2782.6 \text{ Bq Plant}^{-1}$ ）の 14.1%が降雨により減少したと試算された。次に、2011 年 6 月 13 日～10 月 18 日の期間に注目すると、この間に一番茶の摘採と一番茶後の整枝、二番茶の摘採と二番茶後の整枝並びに秋冬番茶の摘採が行われている。例え

ば、実験 1 の一番茶の ^{137}Cs 濃度と摘採量との積から一番茶摘採に伴う ^{137}Cs 収奪量は $46.2 \text{ Bq Plant}^{-1}$ となる。同様に、二番茶摘採に伴う ^{137}Cs 収奪量は $28.2 \text{ Bq Plant}^{-1}$ 、秋冬番茶摘採に伴う ^{137}Cs 収奪量は $13.1 \text{ Bq Plant}^{-1}$ となる。加えて、茶葉は 6 月中旬～9 月下旬までに越冬葉の大部分は落葉する（岡野ら 1996, 曲ら 1980, 青木・中山 1980）という報告がある。これらことから、放射性 Cs が茶樹に降下後の 2011 年 5 月 25 日～2011 年 10 月 18 日までの期間における樹体中の放射性 Cs の減少の要因は、降雨による流亡に摘採および整枝あるいは落葉といった茶葉の除去や損失が加わった複合的なものであると考えられた。なお、僅かではあるが、放射壊変による減衰の影響もある。一方、2012 年 10 月 18 日以降は新芽、古葉、小枝、太枝ともに、 ^{137}Cs 濃度の減少は非常に小さくなった。これは、この時期には放射性 Cs が直接降下した葉の大部分はすでに落葉しているため、その後生長した 2011 年 10 月および 2012 年の新芽では、組織内部に放射性 Cs が存在するため降雨の影響をほとんど受けなかった可能性が考えられた。同様に、枝でも放射性 Cs が樹皮表面より下層の師部あるいは木部といった内部に移行している可能性があり、その場合は降雨の影響を受けにくくなると考えられた。既に、放射性 Cs に汚染されたモモでは、幹の木部に放射性 Cs の存在が確認されており、樹皮からの移行の可能性が示唆されている（高田ら 2012d）。今回の実験 3 の結果から、2012 年 10 月および 12 月の時点の枝や幹において、放射性 Cs は樹皮から形成層までの表層のみにとどまらず、枝および幹の木部に移行していることが明らかとなっている。これらことから、2011 年 10 月 18 日以降の各部位において ^{137}Cs 濃度の顕著な減少が見られなくなった要因については、降雨による流亡の寄与が少なくなり、葉の除去や自然損失に依存する割合が高くなったためではないかと考えられた。これに対し、幹や根の ^{137}Cs 濃度では試験期間中ほとんど変化がなかった。新芽への放射性 Cs の移行は主に茶葉や枝条からの吸収に由来すると推定されている（野中・廣野 2011）。つまり、幹や根から葉や枝への転流量が小さく、加えて、葉や枝から幹や根への転流量も小さかったことから、 ^{137}Cs 濃度が変化しなかったと考えられた。しかし、前述のトルコの茶樹における根の長期的な経時変化では、根の土壌からの吸収による ^{137}Cs 濃度の増加が認められているため（Topcuoğlu et al. 1997）、今後も引き

続き調査を継続し、複数年次にわたる変動パターンを細かく把握する必要がある。

古葉、小枝、太枝の ^{137}Cs 濃度と 2011 年 5 月 25 日を起点としたサンプリング日までの経過日数との解析結果では、これらの関係式は各部位の ^{137}Cs 濃度を Y 、経過日数を X とした指数曲線すなわち、古葉では $Y=956.95e^{-0.0054X}$ 、小枝では $Y=860.36e^{-0.0046X}$ 、太枝では $Y=599.49e^{-0.0043X}$ でよく近似でき、各部位における ^{137}Cs 濃度の減少程度は時間の経過とともに小さくなることが推定された。トルコでの調査事例でも年次経過に伴い指数関数的に減少する (Ünlü et al. 1995) ことが報告されているが、 ^{137}Cs 濃度減少速度については異なっていた。これは、上記に示した減少要因である降雨量や摘採回数などの違いがトルコと神奈川県産地との間にあったためと考えられた。また、部位によりそれぞれ関係式が異なることは、樹体内での放射性 Cs の動態を反映しているのではないかと考えられた。

実験 3 では、枝や幹の木部への ^{137}Cs の移行が明らかとなったが、枝や幹の表面に降下した放射性 Cs が浸透したのか、古葉に降下した放射性 Cs の転流機構や、枝や幹の木部のどこにどの程度存在しているのかについては、ここでは解明することができなかった。今後、木部への ^{137}Cs の移行過程を含め、根や幹への移行など長期的な調査により、茶の樹体内での放射性 Cs の動態を明らかにする必要がある。

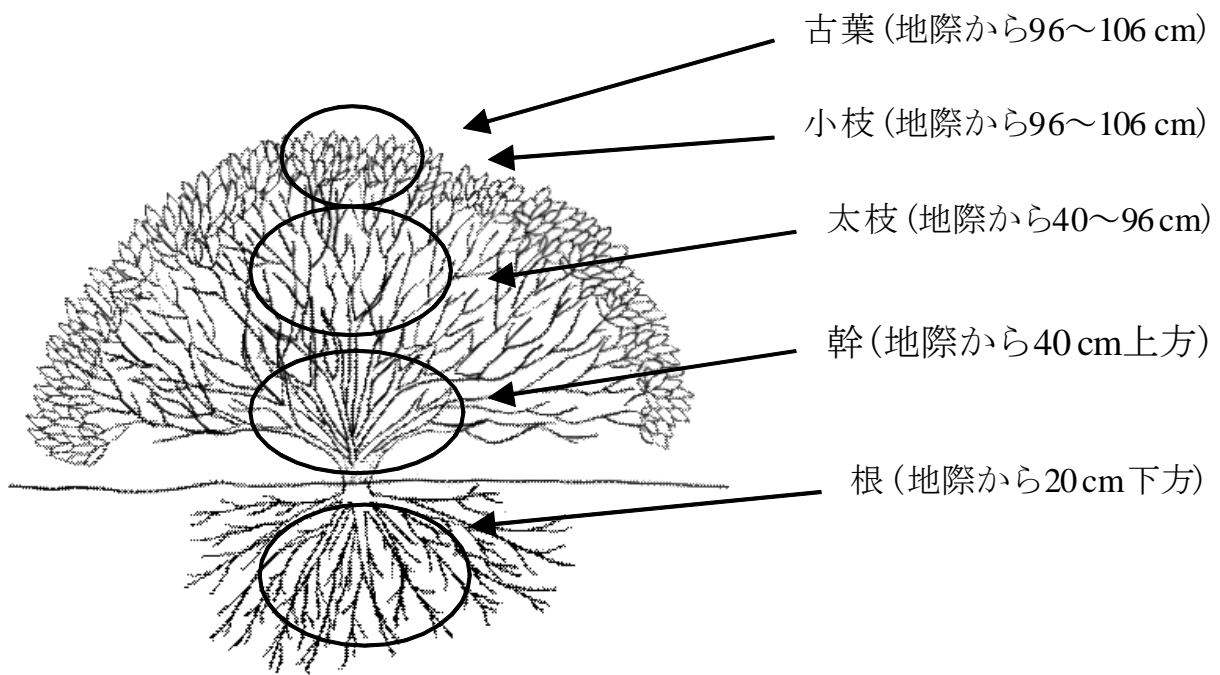


図 2-3 実験に用いた茶樹の部位



小枝（右）の表層（左）と木部（中央）



太枝（右）の表層（左）と木部（中央）



幹（右）の表層（左）と木部（中央）

図 2-4 小枝，太枝および幹の表層と木部

表 2-7 各部位における表層の厚さ，木部の直径

調査年月日	部位	表層の厚さ，木部の直径(mm)	
2012年10月3日	小枝	表層	0.31 ± 0.09
		木部	4.64 ± 0.83
	太枝	表層	0.41 ± 0.11
		木部	6.93 ± 0.72
	幹	表層	0.51 ± 0.20
		木部	12.14 ± 1.25
2012年12月5日	小枝	表層	0.24 ± 0.01
		木部	2.78 ± 0.42
	太枝	表層	0.35 ± 0.06
		木部	5.60 ± 0.09
	幹	表層	0.43 ± 0.10
		木部	12.28 ± 0.89

数値は，平均値 ± 標準偏差 (n=20) を示す。

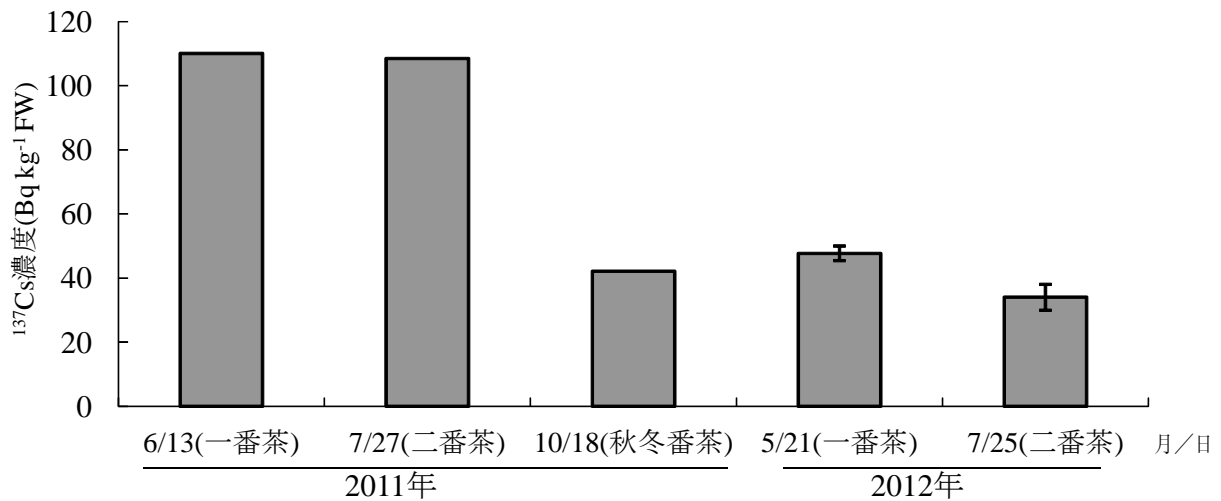


図 2-5 新芽における ¹³⁷Cs 濃度の経時変化

図中のエラーバーは標準偏差を示す。

(2011年 6/13, 7/27, 10/18 は n=1, 2012年 5/21, 7/25 は n=3)

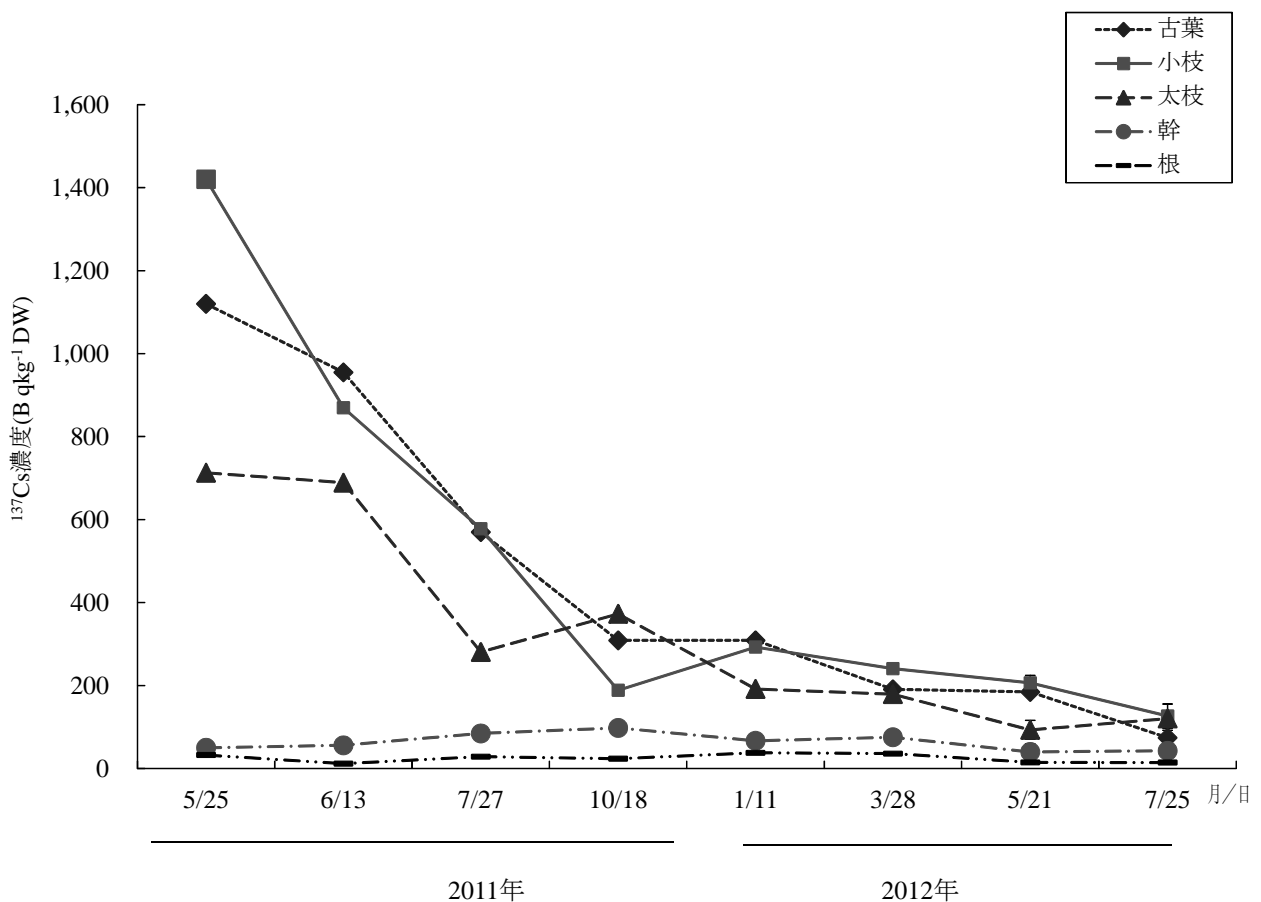


図 2-6 古葉，枝，幹，根における ¹³⁷Cs 濃度の経時変化

図中のエラーバーは標準偏差を示す。

(2011年 5/25, 6/13, 7/27, 10/18, 2012年 1/11, 3/28 は n=1, 2012年 5/21, 7/25 は n=3)

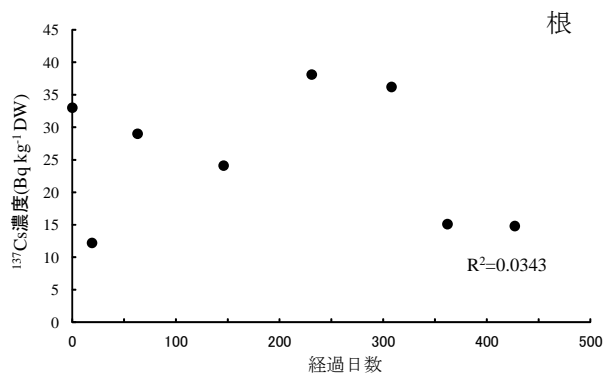
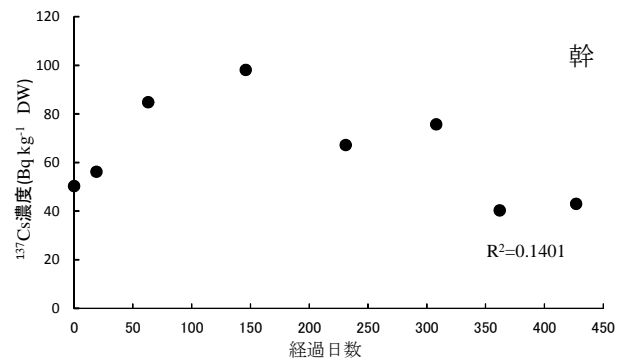
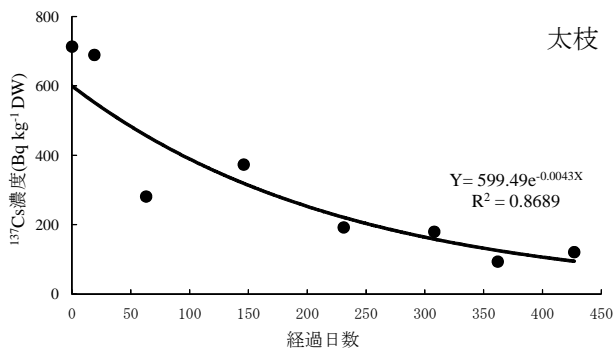
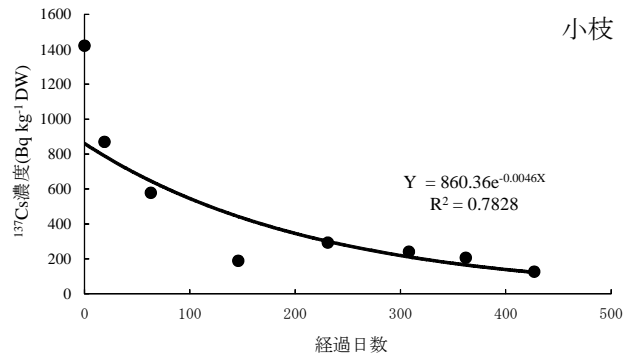
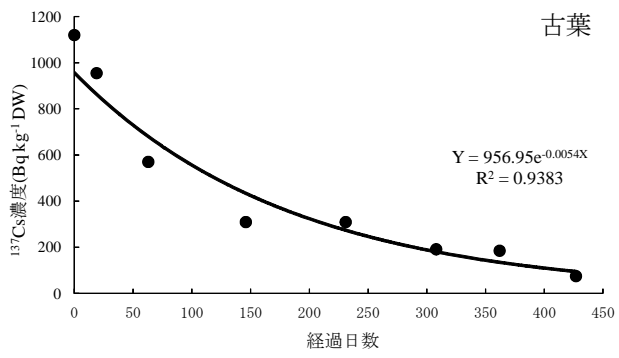


図 2-7 古葉，小枝，太枝，幹および根の ^{137}Cs 濃度($\text{Bq kg}^{-1}\text{DW}$)と経過日数との関係

表 2-8 各部位の表層および木部における放射性 Cs 濃度

調査年月日	部位	放射性 Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ DW)				
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs		
2012 年 10 月 3 日	小枝	表層	39.4 ± 13.7	69.0 ± 22.4	108.4 ± 35.8	
		木部	15.4 ± 5.1	34.6 ± 9.1	50.0 ± 14.2	
		有意差			*	
	太枝	表層	18.4 ± 11.5	30.5 ± 13.1	48.9 ± 24.5	
		木部	16.5 ± 5.4	24.5 ± 9.9	41.0 ± 14.8	
		有意差			n.s.	
	幹	表層	15.9 ± 12.2	26.0 ± 21.7	41.9 ± 33.9	
		木部	12.3 ± 11.7 ^{a)}	19.7 ± 13.1	32.0 ± 24.4	
		有意差			n.s.	
	2012 年 12 月 5 日	小枝	表層	45.4 ± 14.6	77.8 ± 28.4	123.2 ± 42.8
			木部	16.2 ± 7.9 ^{b)}	27.1 ± 5.9	43.3 ± 13.5
			有意差			*
太枝		表層	25.5 ± 10.7	47.2 ± 19.1	72.8 ± 29.8	
		木部	14.8 ± 2.7 ^{c)}	26.5 ± 7.3	41.3 ± 9.8	
		有意差			n.s.	
幹		表層	11.1 ± 4.6	19.3 ± 8.2	30.5 ± 12.8	
		木部	10.5 ± 1.1	19.2 ± 1.9	29.7 ± 2.5	
		有意差			n.s.	

数値は、平均値 ± 標準偏差(n=3)を示す。

*：各部位の表層および木部の間に 5%水準で有意差があることを示す(t 検定)。

n.s.：有意差なしを示す。

^{a)}N.D を 1 試料含む。

^{b)}L.T.D を 1 試料含む。

^{c)}L.T.D を 1 試料含む。

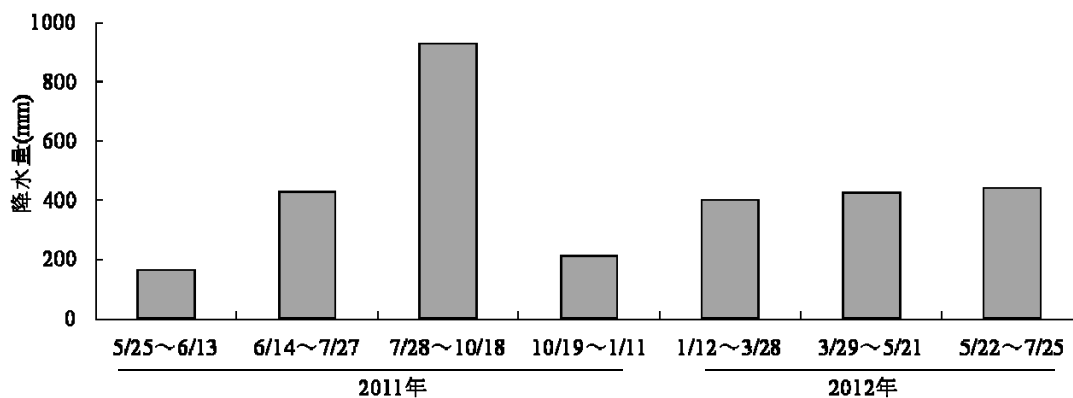


図 2-8 神奈川県農業技術センター北相地区事務所における 2011 年 5 月 25 日～2012 年 7 月 25 日の降水量

表 2-9 2011 年 5 月 25 日～6 月 13 日までの期間における茶樹 1 樹あたりの古葉、小枝、太枝における ¹³⁷Cs 濃度の含有量 (Bq Plant⁻¹ FW)

部 位	2011 年 5 月 25 日	6 月 13 日	減少量
古 葉	425.6	362.8	62.8
小 枝	710.0	434.8	275.2
太 枝	1647.0	1591.6	55.4
合 計	2782.6	2389.2	393.4

II. 3. 2 古葉と新芽における放射性 Cs 濃度の関係解析

小西（1984）は、古葉（越冬葉）に貯蔵された窒素が新芽に移行することから、新芽の生育前の萌芽期の越冬葉の全窒素濃度と新芽の全窒素濃度との関係を調査し、両者の間に正の相関関係が成り立つことを明らかにした。また、萌芽期の越冬葉の遊離アミノ酸含量は芽出し肥の施用量や葉面散布剤の使用の適否を判断する栄養診断指標として使用できる可能性を指摘している。既に、前節までに、新芽で検出された放射性 Cs が古葉や枝から転流したものであることを明らかにした。つまり、放射性 Cs においても、全窒素濃度と同様に、古葉の値から新芽の値を推測できるのではないかと考えられた。前年冬期における古葉の放射性 Cs 濃度から翌年一番茶新芽の放射性 Cs 濃度を推定することができれば、第 3 章で検討する放射性 Cs の低減化技術の適用の有無や効果の程度などを予測することが可能となるとともに、消費者に安全・安心な茶を提供する生産体制の構築にもつながると考えられた。

そこで本節では、2012 年産一番茶新芽と前年の越冬葉である古葉における放射性 Cs 濃度との相関関係や、冬期古葉の放射性 Cs 濃度から一番茶新芽の放射性 Cs 濃度を予測する方法について検討した。

II. 3. 2. 1 材料および方法

II. 3. 2. 1. 1 サンプルングと試料の調製

[実験 1] 古葉と新芽における放射性 Cs 濃度の解析

秋冬番茶期（2011 年 10 月 27 日～11 月 18 日）に、神奈川県内 3 町の 6 地点（図 2-1, 表 2-10）から古葉と新芽を各 1 点ずつ採取した。また、翌年一番茶期（2012 年 4 月 21 日～5 月 25 日）に神奈川県内 7 市町村の 20 地点（図 2-1, 表 2-10）から古葉および一番茶新芽を各 1 点ずつ採取した。なお、秋冬番茶期に採取した古葉は、葉層として採取したため、枝を一部に含んでいた。

採取した古葉および新芽は、水洗せずそのまま 70 ° C の乾燥機で 24 時間乾燥を行い、フードプロセッサーにより粉碎した後、放射性 Cs の測定に供した。

[実験 2] 冬期古葉の放射性 Cs 濃度に基づく一番茶新芽の放射性 Cs 濃度の予測

神奈川県内 6 市町村の 9 地点（図 2-1, 表 2-11）において、2011 年 11 月 28 日～2012 年 1 月 11 日に古葉（以下、「冬期古葉」とする）を、2012 年 5 月 7 日～5 月 21 日に新芽をそれぞれ 1 点ずつ採取した。

採取した冬期古葉および新芽は、ともに乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥後、フードプロセッサーを用いて粉碎を行い、測定に供した。

[実験 3] 2011 年および 2012 年産の一番茶新芽の放射性 Cs 濃度

2011 年産一番茶新芽（以下、「2011 年産新芽」という）の放射性 Cs 濃度として、II. 2. 1. 1. 1 の内 7 市町村（小田原市、南足柄市、相模原市、清川村、秦野市、愛川町、湯河原町）の一番茶における測定値を使用した。2012 年産の一番茶新芽（以下、「2012 年産新芽」という）は、2011 年産新芽と同じ市町村内から、2012 年 5 月 5 日～5 月 21 日に採取した 23 サンプル（小田原市 7 サンプル、南足柄市 6 サンプル、相模原市 3 サンプル、清川村 3 サンプル、秦野市および愛川町 1 サンプル、湯河原町 2 サンプル）を解析に用いた。

2012年産新芽は、乾燥機により70°Cで24時間乾燥後に、フードプロセッサーにより粉砕を行い、測定に供した。

II. 3. 2. 1. 2 放射性 Cs 濃度の測定

実験1、実験2および実験3ともに、放射性Cs濃度の測定は、調製後の新芽および古葉をU8容器に均一に充填し、農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器により核種分析を行った。測定時間は10,000秒とした。解析には、 ^{137}Cs のみの値を用い、放射壊変による減衰の影響は無視した。なお、 ^{137}Cs 濃度は乾燥重当たりとし $\text{Bq kg}^{-1} \text{DW}$ で表記した。ただし、実験3では2012年産新芽の放射性Cs濃度は、新鮮重当たりに換算した。なお、実験1、実験2および実験3ともに、N.D.やL.T.D.となった試料はなかった。

II. 3. 2. 1. 3 統計解析

回帰分析等の統計解析は、Microsoft Excel 2010を使用した。

II. 3. 2. 2 結果

[実験 1] 古葉と新芽における放射性 Cs 濃度の解析

秋冬番茶期に採取した古葉と新芽の ^{137}Cs 濃度は、それぞれ $175.0 \sim 470.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ と $67.2 \sim 406.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ の範囲にあり (表 2-10), 両者間の相関係数は 0.731 であったが (図 2-9), サンプル数が少なく有意差は認められなかった. 一方, 一番茶期に採取した古葉と新芽の ^{137}Cs 濃度は、それぞれ $37.3 \sim 202.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ と $42.6 \sim 271.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ で (表 2-10), 両者の間の相関係数は 0.663 ($p < 0.01$) であり, 有意な正の相関が認められた (図 2-10).

次に, 図 2-1 および表 2-10 に示す 6 地点から採取した秋冬番茶期の新芽と古葉について, 2011 年 10 月 27 日を起点 (0 日) にした採取までの日数と, 新芽の ^{137}Cs 濃度を古葉の ^{137}Cs 濃度で除した濃度比 (以下, 「新芽/古葉濃度比」とする) との関係を見ると, 新芽/古葉濃度比は, 採取時期が遅くなるにしたがい低下する傾向がみられた (図 2-11). サンプル数が 6 と少なく, 有意性は認められなかったものの, 相関係数は -0.725 であった. 次に, 図 2-1 および表 2-10 に示す 20 地点から採取した一番茶期の新芽と古葉では, 2012 年 4 月 21 日を起点 (0 日) とした採取までの日数と, 新芽/古葉濃度比との間には, 相関係数 -0.771 ($p < 0.01$) と有意な負の相関関係が認められ, 採取時期が遅くなるにしたがい新芽/古葉濃度比は低下する傾向が認められた (図 2-12).

[実験 2] 冬期古葉の放射性 Cs 濃度に基づく一番茶新芽の放射性 Cs 濃度の予測

冬期古葉の ^{137}Cs 濃度は $29.3 \sim 309.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$, 一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度は $42.6 \sim 210.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であった (表 2-11). 両者の間には, 相関係数 0.783 ($p < 0.05$) と有意な正の相関が認められた (図 2-13). さらに, 回帰式による解析を試みた. この場合, 仮に冬期古葉の ^{137}Cs 濃度が 0 であっても枝等から新芽へ ^{137}Cs が移行する可能性もあるため, 定数項を持った回帰式を適用した. その結果, 新芽の ^{137}Cs 濃度を Y とした回帰式は, $Y=0.591X+28.035$ (X: 冬期古葉の ^{137}Cs 濃度) となり, 決定係数は 0.558 が得られた (図 2-13).

[実験 3] 2011 年および 2012 年産の一番茶新芽の放射性 Cs 濃度

2011 年産新芽の ^{137}Cs 濃度は、小田原市では $420 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、南足柄市では $290 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、相模原市では $220 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、清川村では $390 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、秦野市では $45 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、愛川町では $360 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、湯河原町では $350 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であった。これに対し、2012 年産新芽の ^{137}Cs 濃度は、小田原市では $39.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、南足柄市では $42.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、相模原市では $23.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、清川村では $33.6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、秦野市では $7.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、愛川町では $14.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、湯河原町では $49.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であった。各地域ともに 2012 年産新芽の ^{137}Cs 濃度は、2011 年と比較し、約 $1/6 \sim 1/25$ と大幅に減少した (図 2-14)。

II. 3. 2. 3 考察

2011年産の秋冬番茶および2012年産一番茶において、古葉の ^{137}Cs 濃度が高いほど新芽の ^{137}Cs 濃度も高くなる傾向が認められた。また、2012年産一番茶における ^{137}Cs の新芽/古葉濃度比は、採取までの日数との間に有意な負の相関が認められた。これは、日数の経過に伴う新芽の生育、すなわち葉の細胞の肥大や細胞間隙の広がり等（中山 1980）により、結果として新芽形成時に細胞に転流・蓄積された ^{137}Cs が濃度的に希釈されたことが一因と考えられた。茶の生育に伴う ^{137}Cs 濃度の希釈効果については、チェルノブイリ原発事故に関連したトルコの事例でも報告されている（Yaprak et al. 2000）。サンプル数が少なく有意差は認められないものの、2011年産秋冬番茶でも同様の現象が認められた。また、この新芽/古葉濃度比は、秋冬番茶期より一番茶期の方が高かった。これは、一番茶期の新芽生育が秋冬番茶期より活発である（曲ら 1980）と考えられるため、放射性Csが他の養分とともに新芽により多く移行したものと推察された。

次に、冬期古葉の ^{137}Cs 濃度と一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度との相関関係について解析したところ、両者の間には有意な正の相関、すなわち冬期古葉の ^{137}Cs 濃度が高いと翌年の一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度も高くなることが明らかとなった。さらに、冬期古葉の ^{137}Cs 濃度から一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度を予測する回帰式を求めたところ、その決定係数は0.558であった。したがって、本回帰式により、放射性Csの降下当年の冬期古葉の ^{137}Cs 濃度から翌年一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度の約56%が説明できることが明らかとなった。ただし、冬期古葉の ^{137}Cs 濃度が今回の解析範囲を超える地域への適応や、通常の栽培管理と異なる自然仕立て園などへの適応には、留意する必要がある。

表 2-10 秋冬番茶期および一番茶期における新芽と古葉の ¹³⁷Cs 濃度

茶期	採取地点		採取年月日	¹³⁷ Cs 濃度(Bq kg ⁻¹ DW)	
	No	市町村		古葉	新芽
秋冬番茶	13	真鶴町	2011年10月27日	175.0	157.0
	13	真鶴町	2011年10月27日	445.0	406.0
	13	真鶴町	2011年10月27日	413.0	196.0
	14	湯河原町	2011年10月28日	352.0	281.0
	13	真鶴町	2011年11月7日	470.0	233.0
	10	山北町	2011年11月18日	175.0	67.2
一番茶	2	小田原市	2012年4月21日	46.9	89.0
	13	真鶴町	2012年4月24日	125.0	271.0
	14	湯河原町	2012年4月25日	54.0	112.0
	13	真鶴町	2012年4月25日	92.7	188.0
	14	湯河原町	2012年4月25日	65.3	105.0
	2	小田原市	2012年4月28日	42.4	95.3
	2	小田原市	2012年4月28日	78.7	169.0
	2	小田原市	2012年4月28日	58.4	125.0
	13	真鶴町	2012年4月28日	38.6	101.0
	13	真鶴町	2012年4月28日	60.7	130.0
	13	真鶴町	2012年5月1日	98.1	211.0
	2	小田原市	2012年5月7日	120.0	184.0
	6	南足柄市	2012年5月7日	118.0	148.0
	15	愛川町	2012年5月11日	37.3	57.6
	16	清川村	2012年5月11日	69.9	42.6
	1	相模原市	2012年5月14日	178.0	186.0
	1	相模原市	2012年5月14日	85.4	72.0
	14	湯河原町	2012年5月21日	202.0	210.0
2	小田原市	2012年5月25日	137.0	125.0	
2	小田原市	2012年5月25日	91.2	132.0	

表 2-11 冬期古葉と一番茶新芽における ¹³⁷Cs 濃度

採取地点		冬期古葉		一番茶新芽	
No	市町村	採取年月日	¹³⁷ Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ DW)	採取年月日	¹³⁷ Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ DW)
15	愛川町	2011年11月28日	29.3	2012年5月11日	57.6
14	湯河原町	2011年11月30日	199.0	2012年5月21日	210.0
2	小田原市	2011年11月30日	147.0	2012年5月7日	184.0
6	南足柄市	2011年11月30日	238.0	2012年5月7日	148.0
16	清川村	2011年12月19日	100.0	2012年5月11日	42.6
1	相模原市	2012年1月11日	128.0	2012年5月14日	72.0
1	相模原市	2012年1月11日	309.0	2012年5月14日	186.0
1	相模原市	2012年1月11日	106.3	2012年5月14日	64.8
1	相模原市	2012年1月11日	251.6	2012年5月14日	179.0

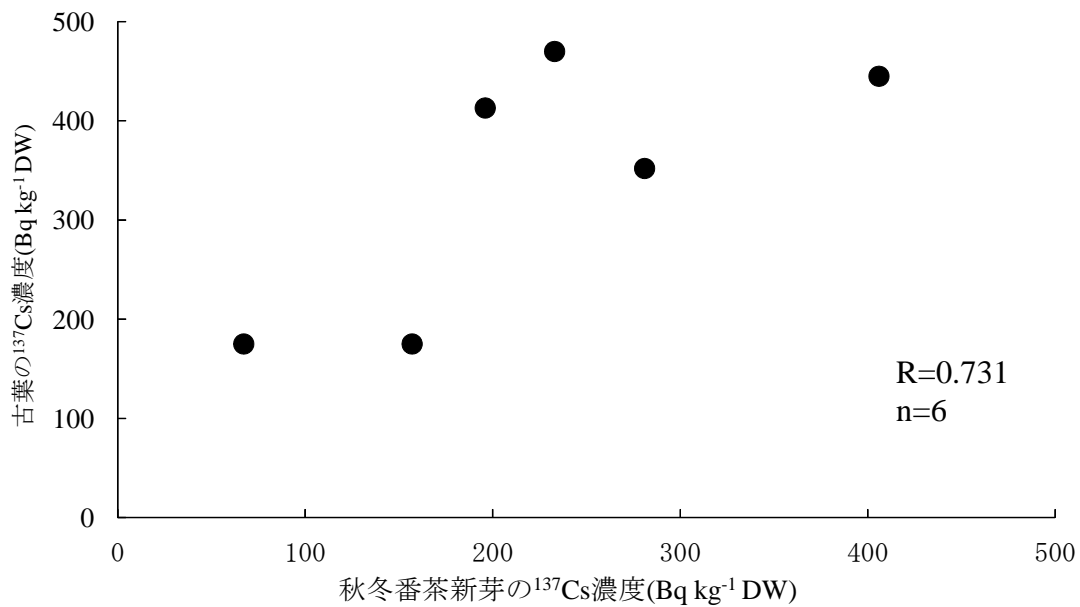


図 2-9 秋冬番茶期における新芽と古葉の ^{137}Cs 濃度の関係

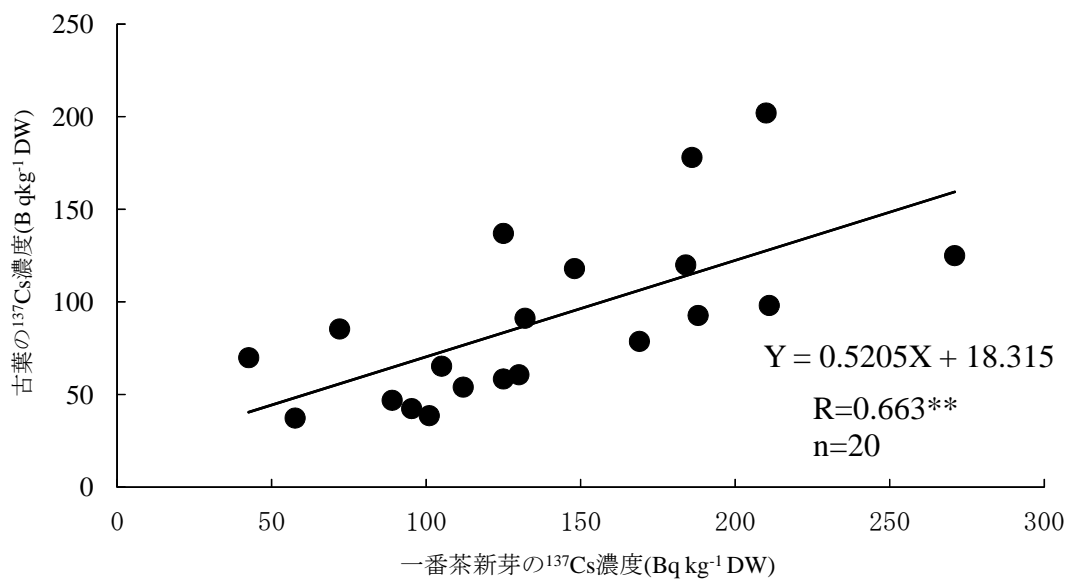


図 2-10 一番茶期における新芽と古葉の ^{137}Cs 濃度の関係

** : 1%水準で有意であることを示す。

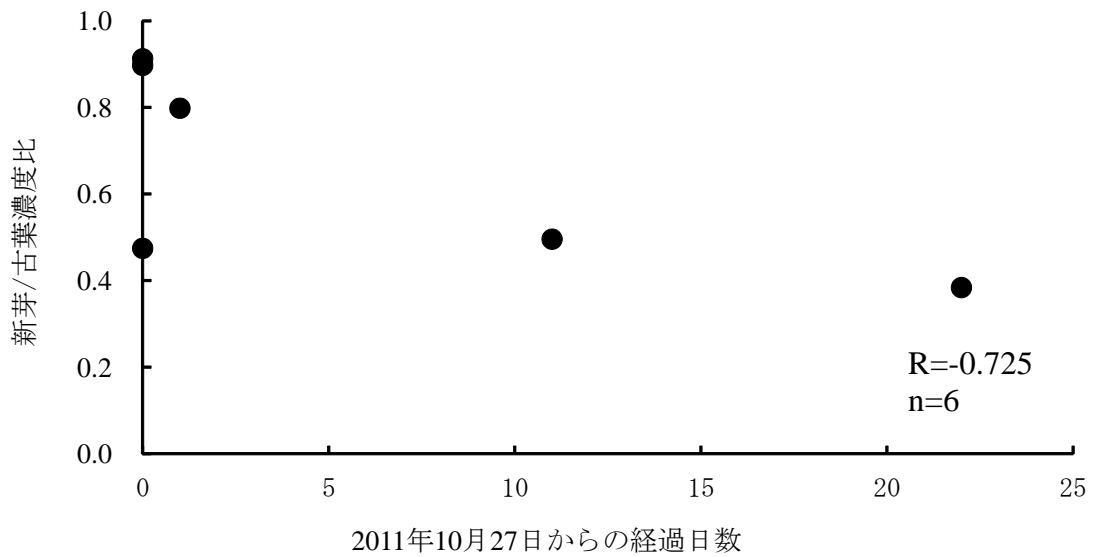


図 2-11 2011 年秋冬番茶における ^{137}Cs の新芽/古葉濃度比と収穫までの日数との関係
 新芽/古葉濃度比：秋冬番茶新芽の ^{137}Cs 濃度/古葉の ^{137}Cs 濃度

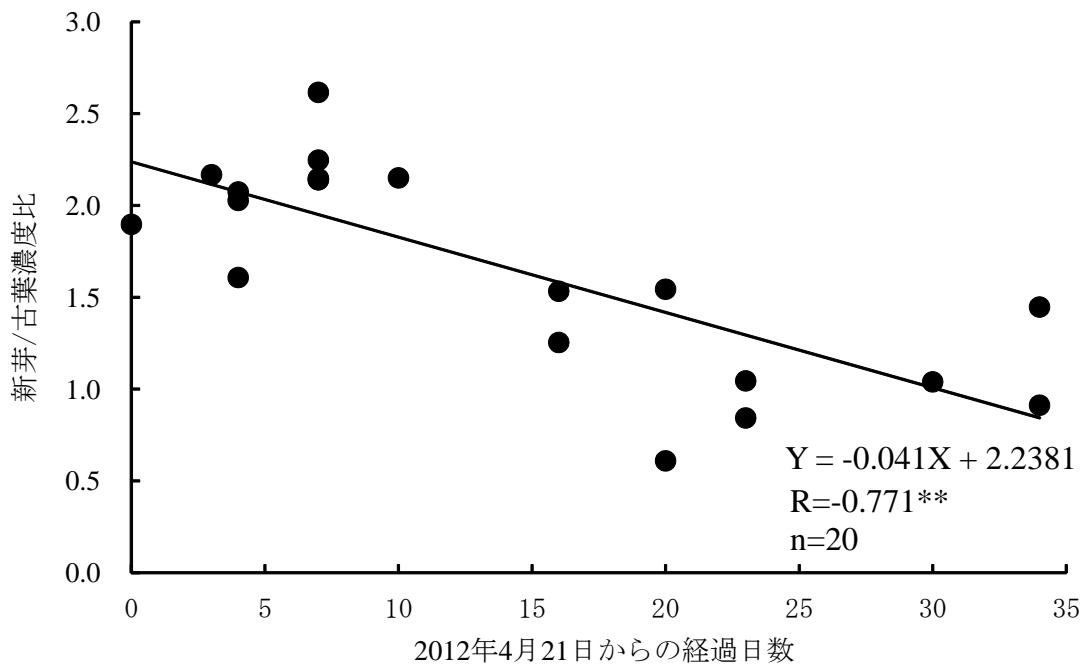


図 2-12 2012 年一番茶における ^{137}Cs の新芽/古葉濃度比と収穫までの日数との関係
 新芽/古葉濃度比：一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度/古葉の ^{137}Cs 濃度

**：1%水準で有意であることを示す。

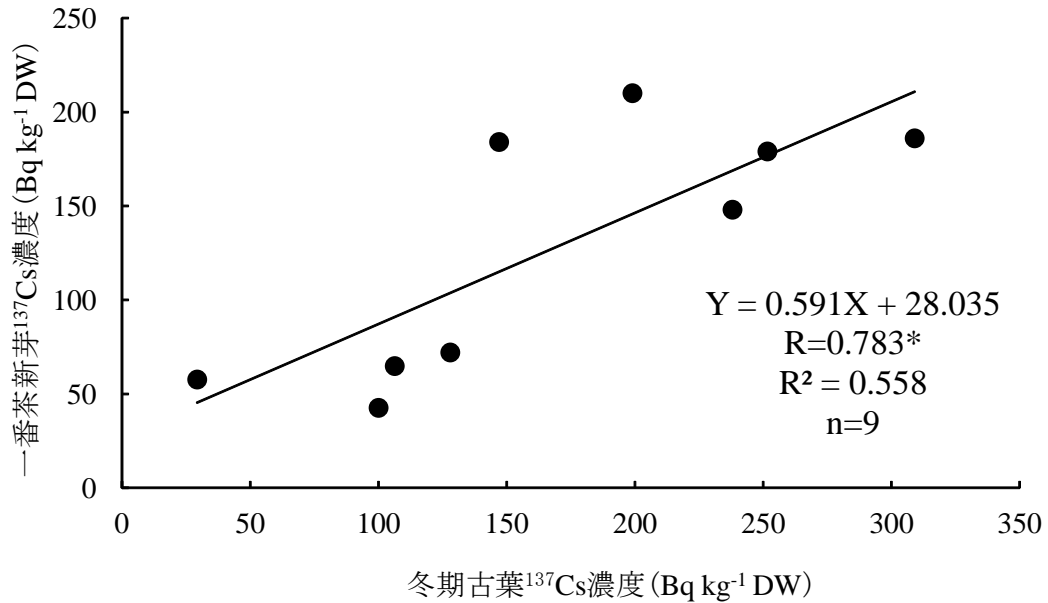


図 2-13 冬期古葉および一番茶新芽の ¹³⁷Cs 濃度における回帰分析結果
X : 冬期古葉(2011 年 11 月～2012 年 1 月)の ¹³⁷Cs 濃度
Y : 2012 年一番茶新芽(2012 年 5 月)の ¹³⁷Cs 濃度
* : 5 %水準で有意であることを示す。

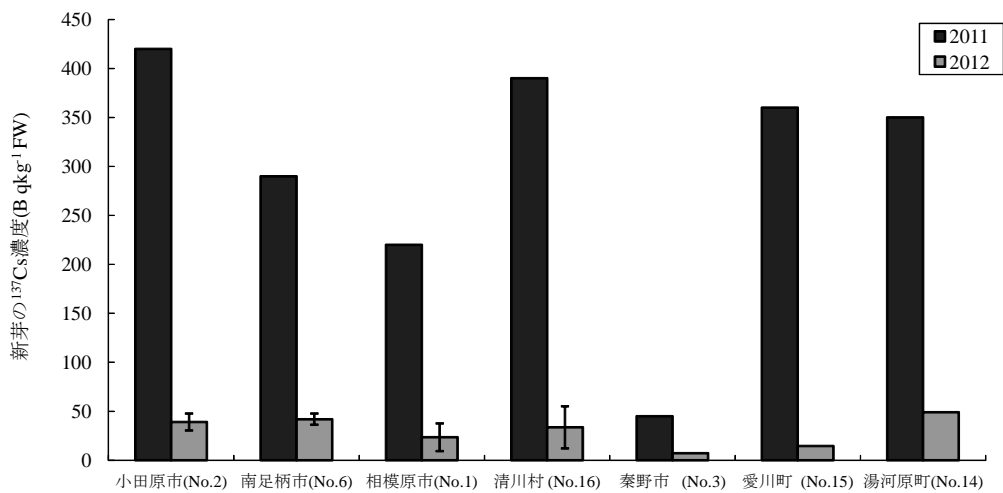


図 2-14 神奈川県内で収穫された 2011 年産と 2012 年産一番茶における ¹³⁷Cs 濃度の変化
エラーバーは標準偏差を示す。

2011 年は各市町村ともに n=1, 2012 年は小田原市 : n=7, 南足柄市 : n=6, 相模原市 : n=3, 清川村 : n=3, 秦野市と愛川町 : n=1, 湯河原町 : n=2 である。

II. 4 総合考察

福島第一原発事故による農作物の放射性 Cs 汚染が確認されて以来、大学、国、関係県による研究が進められたことにより、イネ体内の放射性 Cs の濃度分布（田野井ら 2013）、ウメ、ブドウ並びにモモの樹体内の放射性 Cs の分布（高田ら 2012a, 2012c, 2012d）、モモでの放射性 Cs の土壌からの移行（高田ら 2012b）など、これまでほとんど知見のなかった各種作物における放射性 Cs の動態が徐々に明らかとなっている。チャでは、神奈川県で 2011 年 5 月に放射性 Cs による汚染が初めて確認されたが、放射性 Cs が降下した時期には樹冠面には新芽は存在せず、新芽で放射性 Cs が検出された原因についても不明であった。また、放射性 Cs の地域的な汚染実態や茶樹体内における分布、二番茶以降の濃度変化といった基本的な知見もほとんどなかった。茶樹における放射性 Cs の迅速かつ効果的な低減を実現するために、本章ではまず放射性 Cs の地域的な汚染実態を明らかにしようとした。続いて、茶樹体内における放射性 Cs の分布特性を明らかにするとともに、萌芽前の非汚染苗木を使用した放射性 Cs の移行再現実験を行った。また、放射性 Cs 濃度の樹体部位別の経時変化を明らかにし、古葉の値に基づいた新芽の放射性 Cs 濃度予測の可能性についても検討した。

その結果、2011 年 5 月の一番茶葉における放射性 Cs は、検査を行った神奈川県下の全茶産地 16 地点すべての茶葉から検出され、放射性 Cs 汚染が広範囲に及んだことが明らかとなった。また、千葉県および埼玉県産地（赤山 2012, 小川ら 2012）、チェルノブイリ原発事故におけるトルコの茶産地（Ünlü et al. 1995）と同様に、一番茶葉の放射性 Cs 濃度には地域間差があることが明らかとなった。この要因について解析を行ったが、放射性 Cs 濃度の地域間差は、採取地点の福島第一原発からの距離、標高、代表地点における降下時の降水量から説明することができなかった。Romny et al. (1963) は、放射性物質の降下は、風速や風向、地形などの局所的な要因により影響を受けると報告している。本研究で見られた一番茶葉の放射性 Cs 濃度の地域間差も、局所的な地形や降水量などの気象条件が関与している可能性が考えられた。また、神奈川県の場合、茶のみが規制値を超える放射性 Cs 濃度を示したのに対し、他の作物では規制値を超えるものはなかった。一般に、茶園における土地面積に対する

茶株の占有率は、約 80%であると言われている。こうした茶園特有の構造が、放射性 Cs がうね間などの土壤に降下するよりも古葉などにより多く吸収され、新芽の放射性 Cs 濃度が高くなった一因となったと考えられた。

また、放射性 Cs が、新芽だけでなく古葉や枝、幹、根の樹体各部位に存在することが明らかとなった。特に、新芽、古葉および枝の放射性 Cs 濃度は幹と根より 10 倍以上高く、部位による違いが明らかとなった。これらの結果と、放射性 Cs の降下時の樹冠面には新芽は存在せず古葉と枝のみが存在するだけであったこと、さらに降下から 8 ヶ月後の調査でも土壌中の放射性 Cs は地表面に集中していた（武田ら 2013）ことを考慮すると、一番茶新芽で検出された放射性 Cs は、主に古葉や枝から移行したものと考えられた。同様の現象は、チェルノブイリ原発事故におけるリンゴ果実にも認められている。すなわち、降下時点では、花が存在するのみであったが、その後果実に放射性物資が検出された原因は、枝や葉から果実への転流によるとしている（Mück 1997）。この放射性 Cs の古葉や茎から新芽への移行を検証するために、萌芽前の茶苗木に、放射性 Cs を含む茶抽出液を散布した結果、古葉や茎に付着した放射性 Cs が新芽に転流することが確認された。同様に、水稻においても、葉鞘や葉から吸収された ^{137}Cs が他の器官に容易に移行することが明らかになっている（津村ら 1984）。また、この茶苗木を使用した実験では、樹体表面に付着した放射性 Cs は降雨により著しく減少することが推定された。

次に、2011 年 5 月～2012 年 7 月までの期間において、せん枝を行わない慣行栽培下の茶樹における部位別の ^{137}Cs 濃度の経時的な変化について検討した。その結果、 ^{137}Cs 濃度は古葉、小枝および太枝で大きく減少し、この減少の主な要因は降雨や摘採・整枝および落葉といった葉の除去や損失であると推察された。さらに、古葉、小枝、太枝の ^{137}Cs 濃度と 2011 年 5 月 25 日を基点とした各サンプリング日までの経過日数との関係は指数曲線でよく近似できることを明らかにした。このことは、新芽生育前の古葉の放射性 Cs 濃度から新芽の放射性 Cs 濃度を推定できる可能性を示唆するものである。一方、前述のようにチェルノブイリ原発事故におけるトルコの茶の研究事例では、根の放射性 Cs は降下 2 年後から徐々に上昇したこと

が報告されている (Topcuoğlu et al. 1997). また、白米および玄米における ^{137}Cs 濃度のモニタリングでは、経根吸収を明らかにしている (駒村ら 2006). これらのことは、今後、茶樹においても ^{137}Cs の経根吸収が新芽の ^{137}Cs 濃度に影響する可能性を示唆する. このため、長期的な視野にたった部位別のモニタリングを継続して行い、チャにおける経根吸収の影響を評価する必要がある.

降下から約 1 年 7 ~ 9 ヶ月が経過した茶樹の枝および幹について、樹皮から形成層までの表層とそれ以外の木部に分離し、放射性 Cs 濃度を測定したところ、放射性 Cs は枝および幹の木部に移行していたことが明らかになった. 放射性 Cs の枝や幹内部への移動は、モモ (高田ら 2012 d) のほかに、ブラジルの放射性 Cs 汚染事故におけるグアバ樹でも報告されている (Carvalho et al. 2006). これらのことから、茶の樹体表面に降下した放射性 Cs は、時間の経過とともに樹体内部組織に移行しており、容易に除染することが困難になると考えられた.

一方、新芽の ^{137}Cs 濃度と同時期に採取した古葉の ^{137}Cs 濃度との間には正の相関が認められ、古葉の ^{137}Cs 濃度が高いと新芽の ^{137}Cs 濃度も高くなることが示された. また、摘採時期の遅れに伴い新芽と古葉の ^{137}Cs 濃度比が低くなることから、茶葉の生長に伴う希釈効果が生じることも明らかになった. このことは、摘採期を遅らせることにより、新芽に含まれる放射性 Cs 濃度を低下させることができる可能性を示唆している. しかしながら、摘採時期の遅れは、品質の低下、すなわち荒茶官能審査値の低下 (白木 1991) やアミノ酸等の内容成分が低下する (袴田・前原 1978) ことによる価格低下 (向井ら 1992) を招くことにもなるため、慎重な判断が必要となる. また、降下当年の冬期古葉 ^{137}Cs 濃度から翌年一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度との間には正の相関関係が成り立ち、冬期古葉の値から新芽の値を予測できる可能性が明らかとなった. これにより、収穫の可否や除染の有無などを事前に判断できる他、冬期古葉の ^{137}Cs 濃度が低い地点の新芽を選択的に摘採することで、より低濃度の茶が製造できるなど生産現場での指導にも役立たせることができると考えられた. ただし、適応する茶園の冬期古葉の ^{137}Cs 濃度や栽培管理法により両者の関係式は異なることが予想されることから、そ

の適応にあたっては留意が必要である。

本章で得られた知見や、放射性 Cs は植物体内では高い移動性を持つ (Zhu and Smolders 2000) という報告から、一番茶新芽において放射性 Cs が検出されるまでの過程を次のように推定した。まず福島第一原発事故により大気中に放出された放射性 Cs が風や雨などにより運ばれて、萌芽前の茶樹の古葉や枝に付着した。次に、放射性 Cs は、古葉では気孔などを通じて葉組織内に取り込まれるとともに、枝からも取り込まれ樹体全体に転流した。特に、一番茶の成長期には、放射性 Cs が新芽へ積極的に転流されたため、新芽に放射性 Cs が高濃度に集積した。

一方、緒論で述べたように、周期表では Cs は K と同じ第 1 族に分類される元素であり、その化学的性質に類似性があり (塚田ら 2011)、根による Cs の吸収機構は K の吸収機構と類似する (山口ら 2012) とされている。K は植物体内では 1 価の陽イオンとして存在しており、浸透圧の調整 (小菅 1994) などの生理作用がある必須元素である。これに対し、Cs は必須元素ではなく吸収後の役割も不明である (山口ら 2012)。このようなことから、本研究では検討しなかったが、茶樹体内の移行における Cs と K の関係や吸収に関わる分子メカニズムの解明も今後の解決すべき課題であると考えられる。

III 茶樹における放射性 Cs 濃度の低減

III.1 緒言

放射性 Cs による汚染が確認された茶産地では、2011 年産一番茶の出荷制限や自粛がなされ、生産者に大きな損害を与えた。また、茶の放射性 Cs の影響は、生産者だけに留まらず、出荷制限に加え風評被害もあり、売り上げが大幅に減少し、流通業者や茶商にも波及した。このため、茶の消費を回復させ安定生産を図るためには、茶の放射性 Cs の低減が早急に求められた。一方、茶生産者の中には前述のような損害に加え、高齢化や後継者不足により、茶業経営が困難となっている経営体も多く存在する。このような中で、放射性 Cs の低減化のために改植や新たな機械の購入が必要となれば、資金難や労働力不足、生産意欲の減退等の理由により、廃園を余儀なくされる生産者も出現すると思われた。以上のような理由から、茶樹の放射性 Cs 濃度の低減技術としては、既存の機械・装備でただちに実行することができ、即効性のあるものである必要があった。

放射性物質に汚染された植物の除染に関しては、チェルノブイリ原発事故により ^{131}I や放射性 Cs に汚染されたコムギ、シュンギクやハウレン草に対する水洗浄に関する研究（結田ら 2002, Muramatsu et al. 1987, 動力炉・核燃料開発事業団 1986）、レタスに対する食塩水中での煮沸による放射性 Cs の除去効果に関する研究（Šušnovská et al. 2012）などの報告がある。福島第一原発事故関連では、水田での表土剥離による除染効果（藤村ら 2012）が報告されている他、イネ科植物による土壌表層の ^{137}Cs 除去（塚田ら 2011）についても検討されている。一方、茶樹における放射性物質の低減化に関する研究については、原水爆実験で汚染した茶葉に対する洗浄の効果についての報告（上野ら 1960, 古谷ら 1963）があるのみである。しかし、この研究で検討された洗浄方法は、酸やアルカリ、洗浄剤で洗浄するものであり、食品である茶葉への適用は困難で現実的な方法ではないと考えられた。また、チェルノブイリ原発事故で茶が汚染されたトルコでは、製品となった 120,000 t の茶を埋設処理しただけであり（İlgaz 2012, Yücel and Özmen 1995）、樹体中の放射性 Cs 濃度を低減させる措置や技術につ

いては検討しなかった。

このようなことから、本章においては、第 II 章で得られた放射性 Cs の茶樹体内における分布に関する知見をもとに、既存の機械を使用し樹体中の放射性 Cs 濃度を効果的に低減化させる技術について検討を行った。次に、開発した低減化技術の効果について、産地における実証データをもとに検証を行った。

III. 2 放射性 Cs 濃度のせん枝による低減

III. 2. 1 せん枝が再生芽の放射性 Cs 濃度に及ぼす影響

第 II 章において、茶樹体中の主な放射性 Cs の存在部位が古葉および枝であることが明らかとなった。このため、放射性 Cs 濃度が高いこれらの部分を除去することにより、茶樹の放射性 Cs 濃度を低減できる可能性が考えられた。茶園では、茶樹の樹勢回復や樹高の調整を目的に、古葉や枝を刈り落とすせん枝が数年に一度定期的に行われている。このため、除染作業としてせん枝を行うことは、既存の機械で対応できるため、生産者にとっては取り組みやすい。

そこで、一番茶芽の摘採後にせん枝を行った茶樹とせん枝を行わなかった茶樹について、その後の再生芽や二番茶芽の放射性 Cs 濃度を測定し、せん枝による次茶期新芽における放射性 Cs 濃度の低減効果について検討した。

III. 2. 1. 1 材料および方法

III. 2. 1. 1. 1 供試試料

当所の29年生‘やぶきた’を用いた。一番茶の摘採は2011年6月13日に行い、せん枝は、翌日の6月14日に行った。せん枝の位置は、一番茶摘採面から20 cm 下層とし（図3-1）、古葉および小枝と太枝の一部を取り除いた。せん枝後の枝葉は、そのまま畝間に放置した。次茶期新芽として、せん枝後に生長した再生芽とせん枝を行わなかった二番茶芽をともに2011年7月27日に採取した。

III. 2. 1. 1. 2 試料の調製と放射性Cs濃度の測定

一番茶新芽、再生芽および二番茶芽は、葉面の埃を取り、水洗および乾燥を経ずにフードプロセッサーにより粉碎したものを測定に供した。

放射性Csの測定は、調製後の試料をU8容器に均一に詰め、衛生研究所のゲルマニウム半導体検出器により、核種分析を行った。測定時間は、いずれも10,000秒とした。また、放射性Cs濃度は、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値とし、 $\text{Bq kg}^{-1}\text{FW}$ で表記した。なお、N.D.およびL.T.D.となった試料はなかった。

III. 2. 1. 2 結果

せん枝の有無に係わらず，再生芽，二番茶芽ともに ^{134}Cs と ^{137}Cs が検出された．しかし，せん枝を行わなかった二番茶芽の放射性 Cs 濃度が $210 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ と一番茶新芽の放射性 Cs 濃度 ($207 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$) とほぼ同じ値であったのに対して，せん枝後に成長した再生芽の放射性 Cs 濃度は $95 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ FW}$ と一番茶新芽の約半分の値であった (表 3-1)．

III. 2. 1. 3 考察

一番茶後に古葉，小枝および太枝の一部をせん枝により除去することにより，せん枝後の再生芽における放射性 Cs 濃度は，せん枝を行わなかった二番茶芽の放射性 Cs 濃度の約 1/2 まで低下した。これは，第 II 章で明らかにしたように，次茶期新芽の放射性 Cs の主な供給源である古葉および枝が除去されたことにより，これらの部位から新芽への転流量が減少し，新芽の放射性 Cs 濃度が低下したと考えられた。次に，せん枝を行うことで，茶樹 1 本から除去することができる放射性 Cs 量について，当所の茶樹を用いて試算した。その結果，今回のせん枝により，せん枝前の茶樹 1 本あたりの放射性 Cs 含有量の約 40% に当たる 923 Bq が除去できると試算された（表 3-2）。茶園でのせん枝には，摘採面から 10~20 cm 下までを刈り落とす「深刈り」，地上 30 ~ 50 cm の位置（摘採面から 20 ~ 40 cm 下）で刈り落とす「中切り」，地際あるいは地上 10cm の位置で刈り落とす「台切り」（摘採面から 50 ~ 70 cm 下）と刈り落とす程度（強度）により 3 種類に分けられる。本実験で行ったせん枝は深刈りであり，せん枝としては軽度のものである。刈り落とす程度が大きくなれば，放射性 Cs の除去量も増加し，次茶期の新芽の放射性 Cs 濃度を低下させることができると推定される。したがって，汚染の程度によりせん枝の強度を変えることにより除染効果を調整できると考えられた。

なお，II.3.2 の実験 3 において，2012 年産新芽の ^{137}Cs 濃度が，2011 年産の約 1/6 ~ 1/25 と大幅に減少したが，これは，本節の知見をもとに，生産者がせん枝を実施した茶園のデータであり，大幅な減少の要因の 1 つはせん枝であったと考えられた。

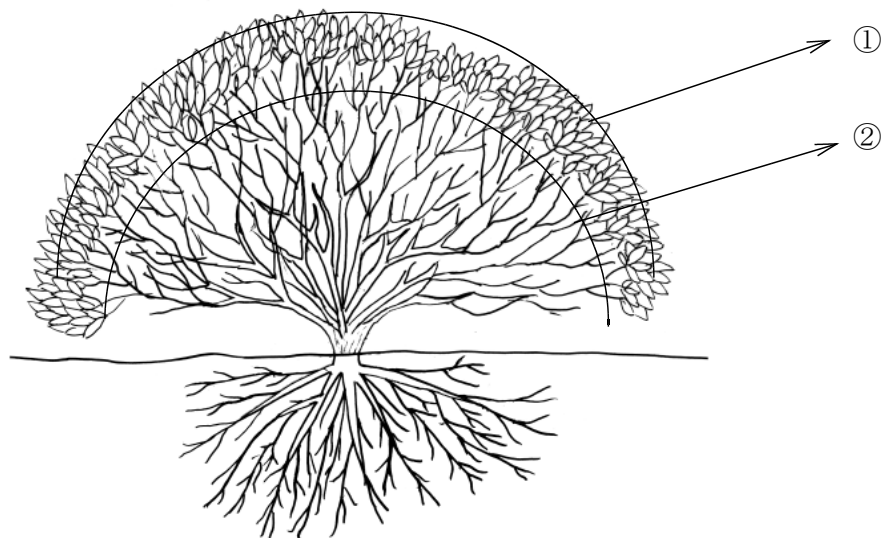


図 3-1 一番茶芽摘採面およびせん枝面の位置

- ① 一番茶芽の摘採面
- ② せん枝位置（一番茶摘採面から 20 cm 下方）

表 3-1 茶樹におけるせん枝が再生芽，二番茶芽の放射性 Cs 濃度に及ぼす影響

試験区	放射性 Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ FW)			¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs (一番茶芽に対する比)
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	
一番茶新芽	97	110	207	—
再生芽	43	52	95	0.5
二番茶芽	90	120	210	1.0

各試験区ともに，反復は 1 回とした。

表 3-2 せん枝による樹体中の放射性 Cs 含有量の低減

部位	放射性 Cs 含有量 (Bq plant ⁻¹)	せん枝による放射性 Cs 低減量 (Bq plant ⁻¹)
古葉	247	247
小枝	400	400
太枝	1547	276
幹	69	—
根	17	—
合計	2280	923

放射性 Cs 含有量は，2011 年 6 月 13 日における数値。

せん枝による放射性 Cs 低減量は，2011 年 6 月 14 日に実施したせん枝量からの計算値。

III. 2. 2 摘採・せん枝が放射性 Cs 濃度に及ぼす要因の解析

前節において明らかになったせん枝による次茶期新芽の放射性 Cs 濃度の低減効果をもとに、2011 年 6 月以降、生産者によるせん枝が推奨され、各地で実施された。その結果、既に II. 3. 2 の実験 3 に示したように翌年一番茶の新芽の放射性 Cs 濃度は、2011 年の一番茶と比較し各調査地点において大きく減少した。これまでに、茶樹の放射性 Cs の減少要因として、せん枝以外にも前章で述べたように通常管理として行われている整枝や摘採も影響している他、Miller and Hoffman (1983) が報告しているように降雨の影響がある。また、せん枝の強度によりその低減効果も異なると考えられる。加えて、汚染程度の差も低減効果に影響すると考えられる。

以上のことから本節では、2011 年二番茶以降の新芽における放射性 Cs 濃度の減少要因として、一番茶 ^{137}Cs 濃度、摘採・せん枝回数、降雨回数を取り上げ、それぞれの影響度を重回帰分析により検討した。

III. 2. 2. 1 材料および方法

III. 2. 2. 1. 1 解析に用いたデータと項目

栽培履歴の判明している神奈川県内9市町村の9茶園（図 2-1, 表 3-3）における 2011 年一番茶期, 二番茶期, 三番茶期および秋冬番茶期に摘採された新芽の放射性 Cs 濃度, 一番茶摘採日から二番茶以降の摘採日までの摘採, せん枝, 整枝の回数（以下, 「摘採・せん枝回数」とする）, 一番茶摘採日から二番茶以降の摘採日までの降雨回数を用いて解析を行った。なお, 各茶園の放射性 Cs 濃度は, 農林水産省の 2011 年茶樹放射性物質影響軽減剪枝技術実証事業で測定された値 ($\text{Bq kg}^{-1} \text{FW}$) を引用して用いた。また, 摘採・せん枝作業の有無や実施月日は, 神奈川県農業技術センター足柄地区事務所の普及指導員による聞き取り調査により確認し, 降雨回数は, II. 2. 1 と同様にアメダスデータ等より求めた。

III. 2. 2. 1. 2 解析に用いた放射性核種

2011 年一番茶摘採日から同年二番茶以降の摘採日までの期間における ^{134}Cs および ^{137}Cs の放射壊変による減衰の影響を検討するため, 文部科学省科学技術・学術政策局 (2002) および佐治・石割 (1953) の式により, 測定値 (Bq) から壊変した原子数を求めた。その結果, この期間中に ^{134}Cs は 4.2 ~ 15.2%減少し, ^{137}Cs では 0.3 ~ 1.1%の減少であった（図表は省略）。このことから, 放射壊変による減衰の影響が少ない ^{137}Cs のみの測定値を用い解析を行うこととした。

III. 2. 2. 1. 3 統計解析

重回帰分析等の統計解析は, エクセル統計 2008 (社会情報サービス社) の多変量解析を使用した。目的変数は, 一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度と二番茶以降の各茶期に収穫した新芽の ^{137}Cs 濃度の差（以下, 「 ^{137}Cs 減少濃度」とする）とした。説明変数には, 一番茶 ^{137}Cs 濃度, 摘採・せん枝回数, 降雨回数を用いた。なお, せん枝は, 深刈りと中切りとし, 強度の大きい中切りを行った場合は, 摘採・せん枝回数に 1 を加算した。

III. 2. 2. 2 結果

一番茶の採取日は2011年5月9日～14日であり、二番茶以降の採取日は2011年6月27日～11月7日の間であった。一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度は76～420 Bq kg^{-1} FWであったのに対し、二番茶以降の新芽の ^{137}Cs 濃度は26～240 Bq kg^{-1} FWであり、すべての採取地点、いずれの時期においても一番茶 ^{137}Cs 濃度より減少していた。また、一番茶摘採日から各二番茶以降の摘採日までの摘採・せん枝回数は1～5回であり、降雨回数は16～63回であった(表3-3)。

次に、目的変数である新芽の ^{137}Cs 減少濃度と説明変数である一番茶 ^{137}Cs 濃度、摘採・せん枝回数、降雨回数との間の相関関係を表3-4に示した。 ^{137}Cs 減少濃度との相関係数をみると、一番茶 ^{137}Cs 濃度が0.827 ($p < 0.01$)、摘採・せん枝回数が0.652 ($p < 0.01$)、降雨回数が0.405 ($p < 0.05$)と、いずれも有意な正の相関を示した。さらに、摘採・せん枝回数と降雨回数の説明変数相互間に相関 ($p < 0.703$)が認められたため、 ^{137}Cs 減少濃度との相関が摘採・せん枝回数より低かった降雨回数を除外して重回帰分析を行った。その結果、 ^{137}Cs 減少濃度をY、一番茶 ^{137}Cs 濃度を X_1 、摘採・せん枝回数を X_2 とした重回帰式 $Y=0.697X_1+38.135X_2-88.498$ を得た。この重回帰式の自由度調整済みの重相関係数は0.915 ($p < 0.01$)、自由度調整済み決定係数は0.838であった(表3-5)。

III. 2. 2. 3 考察

^{137}Cs 減少濃度は、一番茶 ^{137}Cs 濃度、摘採・せん枝回数、並びに降雨回数と有意な正の相関を示した。このことから、一番茶 ^{137}Cs 濃度が高いほど、摘採・せん枝回数、降雨回数が多いほど、二番茶以降の ^{137}Cs 濃度が減少することが明らかとなった。そこで、一番茶 ^{137}Cs 濃度、摘採・せん枝回数を説明変数とし、 ^{137}Cs 減少濃度への寄与率を重回帰分析により検討したところ、回帰式の自由度調整済み決定係数が 0.838 となった。このことから、一番茶 ^{137}Cs 濃度および摘採・せん枝回数の 2 つによって二番茶以降の ^{137}Cs 減少濃度の約 84% が説明できることが明らかとなった。また、 ^{137}Cs 減少濃度と 3 つの説明変数との間の相関係数を比べると、一番茶 ^{137}Cs 濃度 > 摘採・せん枝回数 > 降雨回数の順で、一番茶 ^{137}Cs 濃度が二番茶以降の ^{137}Cs 濃度差に最も影響していることも明らかとなった。このため、摘採・せん枝による ^{137}Cs 濃度の低減効果を明らかにするため、一番茶 ^{137}Cs 濃度に対する二番茶以降の ^{137}Cs 濃度の低減率を求め (表 3-3)、この ^{137}Cs 濃度低減率を目的変数、摘採・せん枝回数を説明変数とした回帰分析により解析を行った。その結果、回帰式 $Y=0.122X_2+0.395$ (X_2 : 摘採・せん枝回数) が得られ、その相関係数は 0.755 ($p < 0.01$)、決定係数は 0.570 であった (表 3-6)。つまり、茶樹の放射性 Cs 濃度の低減率の 57% が摘採・せん枝回数によると推定され、摘採・せん枝の寄与が大きいことが明らかになった。

表 3-3 各採取地点における新芽の ^{137}Cs 濃度, ^{137}Cs 減少濃度, ^{137}Cs 低減率, 摘採・せん枝回数, 降雨回数

採取地点 No 市町村	採取年月日	新芽の ^{137}Cs 濃度 (Bq kg^{-1} FW)	^{137}Cs 減少濃度	^{137}Cs 低減率	摘採・ せん枝回数	降雨回数
1 相模原市	2011/ 5/11	220	—	—	—	—
	2011/ 9/15	26	194	0.88	2	50
2 小田原市	2011/ 5/11	420	—	—	—	—
	2011/ 6/29	240	180	0.43	1	16
	2011/ 7/25	79	341	0.81	3	21
	2011/ 8/15	106	314	0.75	2	26
	2011/ 8/31	72	348	0.83	4	33
	2011/ 9/ 7	75	345	0.82	4	38
	2011/ 9/28	39	381	0.91	4	44
	2011/10/12	64	356	0.85	3	47
	2011/10/12	37	383	0.91	4	47
	2011/10/24	33	387	0.92	4	51
6 南足柄市	2011/ 5/ 9	290	—	—	—	—
	2011/ 6/29	220	70	0.24	1	17
	2011/ 8/22	40	250	0.86	3	29
	2011/10/ 7	50	240	0.83	3	47
	2011/10/ 7	27	263	0.91	4	47
7 中井町	2011/ 5/11	170	—	—	—	—
	2011/ 9/14	32	138	0.81	2	35
10 山北町	2011/ 5/11	150	—	—	—	—
	2011/ 7/29	69	81	0.54	1	26
	2011/ 8/29	34	116	0.77	3	31
11 開成町	2011/ 5/11	76	—	—	—	—
	2011/ 6/27	48	28	0.37	1	18
13 真鶴町	2011/ 5/11	270	—	—	—	—
	2011/ 8/31	100	170	0.63	3	45
	2011/10/27	53	217	0.80	4	60
	2011/11/ 7	44	226	0.84	5	63
14 湯河原町	2011/ 5/12	350	—	—	—	—
	2011/10/28	88	262	0.75	3	61
	2011/10/28	85	265	0.76	4	61
16 清川村	2011/ 5/14	390	—	—	—	—
	2011/ 6/29	240	150	0.39	1	22
	2011/ 7/22	95	295	0.76	3	26
	2011/ 8/25	72	318	0.82	2	42
	2011/10/ 5	49	341	0.87	3	54

^{137}Cs 低減率 : $1 - (\text{二番茶以降 } ^{137}\text{Cs} \text{ 減少濃度} / \text{一番茶 } ^{137}\text{Cs} \text{ 濃度})$

表 3-4 ¹³⁷Cs 減少濃度と各変数間の相関関係

	¹³⁷ Cs 減少濃度	一番茶 ¹³⁷ Cs 濃度	摘採・せん枝回数	降雨回数
¹³⁷ Cs 減少濃度	—			
一番茶 ¹³⁷ Cs 濃度	0.827**	—		
摘採・せん枝回数	0.652**	0.322	—	
降雨回数	0.405*	0.097	0.703**	—

n=27 で解析を行った。

* : 5 %水準で有意であることを示す。

** : 1 %水準で有意であることを示す。

表 3-5 ¹³⁷Cs 減少濃度の重回帰分析結果

重回帰式	重相関係数	決定係数
$Y = 0.697 X_1 + 38.135 X_2 - 88.498$	0.915**	0.838

Y : ¹³⁷Cs 減少濃度

X₁ : 一番茶 ¹³⁷Cs 濃度

X₂ : 摘採・せん枝回数

n=27 で解析を行った。

** : 1 %水準で有意であることを示す。

表 3-6 二番茶以降の ¹³⁷Cs 濃度低減率と摘採・せん枝回数の回帰分析結果

回帰式	相関係数	決定係数
$Y = 0.122 X_2 + 0.395$	0.755**	0.570

Y : 二番茶以降の ¹³⁷Cs 濃度低減率

X₂ : 摘採・せん枝回数

n=27 で解析を行った。

** : 1 %水準で有意であることを示す。

III. 3 樹体洗浄による放射性 Cs 濃度の低減

前節までにせん枝が、茶樹における放射性 Cs 濃度の低減効果の高いことが判明した。しかし、せん枝は、古葉と枝を除去するものであり、その強度によっては次茶期以降の再生芽の生育や次年度の一番茶の収量や摘採期に影響を及ぼす（大場 1994, 此本 1986）。このため、望ましい実施時期は一番茶後とされ、時期的な制約がある（大場 1994）。一方、樹木の放射性物質の低減化技術としては、高圧洗浄機による樹皮洗浄が提案されており、モモではその低減効果が確認されている（阿部ら 2012）。このため、茶樹においても放射性 Cs 濃度の高い枝を洗浄することにより、樹体の放射性 Cs 濃度を低減できる可能性が考えられた。また、茶葉では酸やアルカリ溶液浸漬による放射性物質の洗浄効果が確認されている（上野ら 1960）が、食品である茶葉への適用は現実的には困難であるものの、枝への適用は可能と考えられる。

そこで本節では、茶樹の高圧洗浄を試みるとともに、古葉と同様に放射性 Cs 濃度が高かった枝の酸・中性・アルカリ溶液処理による放射性 Cs 濃度の低減効果について検討を行った。

III. 3. 1 材料および方法

III. 3. 1. 1 供試材料と処理方法

[実験 1] 樹体の高圧洗浄

当所の 39 年生 ‘やぶきた’ を用いた。高圧洗浄は 2012 年 2 月 3 日に、高圧洗浄機 (AJP-1700VGQ : リョービ製) により、水道水を用い吐出圧力 7.5 MPa, 吐出水量は病害虫防除における散布量の 6 倍量となる 1,200 L 10 a⁻¹ で行った。また、高圧洗浄は、葉面を残したままの通常管理区 (以下, 「通常管理区」とする) と、株面から 10 cm 下方までの葉層および枝を除去し枝を露出させたせん枝区 (以下, 「せん枝区」とする) の 2 区を設け実施した。なお、せん枝処理は、2012 年 2 月 2 日に行った。1 区当たりの試験規模は 10 m² で、処理は 3 反復とした。

[実験 2] 枝の各種溶液浸漬処理

実験 1 の高圧洗浄処理を行っていないせん枝区の茶樹を用い、2012 年 4 月 4 日にせん枝面から 10 cm 下方の枝を採取し、試験に供した。試験は実験室内において実施した。以下の各処理溶液 2 L に対し、採取した枝 100 g をそのまま 5 分間浸漬処理し、室内で 2 日間後、水道水で 5 分間浸漬した。用いた各処理溶液は、1%酢酸溶液 (pH = 3.52), 1%塩化ナトリウム溶液 (pH = 6.84), 1%次亜塩素酸ナトリウム溶液 (pH = 8.67), 1%炭酸ナトリウム溶液 (pH = 10.77) とした。また、対照区として、水道水 (pH = 6.75) を用いて同様に浸漬処理を行った。なお、各溶液は水道水を用いて調製した。処理は、3 反復で行った。

III. 3. 1. 2 試料の採取と調製

[実験 1] 樹体の高圧洗浄

通常管理区では、越冬葉 (以下, 「古葉」とする), 株面から約 10 cm 下方までの枝 (以下, 「0-10 cm」とする), そこからさらに約 10 cm 下方に存在する枝 (以下, 「10-20 cm」とする) を高圧洗浄処理前と処理後に採取した。同じく、せん枝区では、せん枝位置から約 10

cm 下方の枝（株面から 10-20 cm 下方となる）を採取した。採取した古葉は、水洗せずにそのまま 70 ° C の乾燥機で 24 時間乾燥後にフードプロセッサーにより粉砕を行い、測定に供した。また、枝は、水洗を経ずに粉砕器により粉砕後、乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥し、測定に供した。

[実験 2] 枝の各種溶液浸漬処理

処理前と処理後の枝は、水洗せずそのまま粉砕器により粉砕後、乾燥機により 70 ° C で 24 時間乾燥し、測定に供した。

III. 3. 1. 3 放射性 Cs 濃度の測定

放射性 Cs の測定は、調製した試料を U8 容器に均一に詰め、農業技術センターのゲルマニウム半導体検出器により測定時間 10,000 秒で行った。放射性 Cs 濃度は、Bq kg⁻¹ DW で表記した。実験 1 および実験 2 とともに、N.D.や L.T.D.となった試料はなかった。

III. 3. 1. 4 統計解析

実験 1 では、Microsoft Excel 2010 のデータ分析を使用し、t 検定を行った。実験 2 では、エクセル統計 2008 を使用し、Dunnet 法による有意差検定を行った。

III. 3. 2 結果

[実験 1] 樹体の高圧洗浄

通常管理区における各部位における放射性 Cs 濃度は、高圧洗浄前では古葉が $396.7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、 $0-10 \text{ cm}$ が $584.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、 $10-20 \text{ cm}$ が $511.7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であったのに対して、洗浄後は、古葉が $437.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、 $0-10 \text{ cm}$ が $621.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、 $10-20 \text{ cm}$ が $543.3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ と、いずれの部位においても高圧洗浄の処理前と処理後の間に有意な差は認められなかった (表 3-7)。せん枝区においても、高圧洗浄処理前の枝の放射性 Cs 濃度は $511.7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、洗浄後が $545.0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であり、両者の間に有意な差は認められなかった (表 3-8)。なお、通常管理区およびせん枝区ともに、高圧洗浄による古葉、枝の損傷は認められなかった。

[実験 2] 枝の各種溶液浸漬処理

処理前における放射性 Cs 濃度は、 $302.3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であった。これに対して、処理後の値は、1%酢酸溶液では $274.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、1%塩化ナトリウム溶液では $243.2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、1%次亜塩素酸ナトリウム溶液では $254.1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、1%炭酸ナトリウム溶液では $283.2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ 、水道水では $281.7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ DW}$ であり、すべて処理前より低い値を示したが、サンプル間のばらつきが大きく有意な差は認められず、また、水道水との違いも認められなかった (表 3-9)。

III. 3. 3 考察

茶樹の古葉と枝に対する高圧洗浄による放射性 Cs 濃度の低減効果について検討を行ったが、いずれの部位とも高圧洗浄の効果は認められなかった。本実験の実施時期は放射性 Cs の降下後約 11 ヶ月であった。したがって、第 II 章第 3 節で示したように、供試した枝の放射性 Cs は表層だけでなく、木部に存在していると推測された。また、茶葉は、6 月中旬～9 月下旬までに越冬葉の大部分は落葉する（岡野ら 1996, 曲ら 1980, 青木・中山 1980）とされることから、高圧洗浄されたほとんどの古葉は一番茶以降の新芽が硬化した古葉であると考えられた。このため、枝と同様に、放射性 Cs が古葉表面だけではなく内部にも存在していたと推定され、このことが枝と古葉に対して高圧洗浄効果が認められなかった原因の一つと考えられた。また、汚染直後の放射性 Cs が樹体表面に留まっている段階で、洗浄を行えばその効果が得られた可能性もあったのではないかと考えられた。一方、 $10,000 \text{ L } 10 \text{ a}^{-1}$ で茶樹を高圧洗浄した場合、枝の放射性 Cs 濃度が無処理と比較して 23% 低下することが報告されている（石井・長田 2012）。このため、本実験の処理条件（水圧 7.5 MPa, 水量 $1,200 \text{ L } 10 \text{ a}^{-1}$ ）では水量が足りず樹体の放射性 Cs 濃度の低減効果が認められなかった可能性が考えられた。しかし、樹体洗浄に要する大量の水を確保できる地域は限られており、水源確保が普及上の課題となると考えられる。加えて、洗浄に使用した水は少量ながらも放射性 Cs を含む。このため、多量の洗浄水が土壌に流れ込み、土壌の放射性 Cs 濃度を上昇させることも危惧される。

放射性 Cs に汚染された枝を酸性溶液（1%酢酸）、中性溶液（1%塩化ナトリウム）並びにアルカリ性溶液（1%次亜塩素酸ナトリウムと 1%炭酸ナトリウム）に 5 分間浸漬したところ、いずれの溶液でも放射性 Cs 濃度は変化せず、溶液中のイオンと枝表面の放射性 Cs イオンとの交換反応による低減効果は認められなかった。これに対し、過去に行われた茶葉の溶液浸漬による放射性物質濃度の低減に関する研究では、1%クエン酸、1%塩酸、1%酢酸などの酸溶液では 20～50%、1%苛性ソーダなどのアルカリ溶液では 15～35%の低減効果が報告されている（上野ら 1960）。しかし、当時の核実験由来の放射性元素は第 3 族元素が最も多く（河合ら 1956）、今回の放射性 Cs（第 1 族元素）による茶の汚染にそのまま適用はできないと指

摘されている（廣野 2011）。また，本実験の供試材料は枝であり，葉の場合とは異なると考えられる。さらに，枝の浸漬処理による放射性 Cs 濃度の低減効果が認められなかった原因の一つは，第 II 章第 3 節で示したように放射性 Cs が枝の内部組織に存在しているためであると考えられた。

表 3-7 通常管理区における高圧洗浄前後の樹体部位別放射性 Cs 濃度

部 位	処理前 (Bq kg ⁻¹ DW)			高圧洗浄後 (Bq kg ⁻¹ DW)		
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs
古葉	166.3 ± 23.0	230.3 ± 24.0	396.7 ± 46.8	182.7 ± 28.7	254.3 ± 46.6	437.0 ± 75.2
0-10 cm	250.0 ± 35.8	334.0 ± 46.1	584.0 ± 81.0	261.7 ± 86.0	359.3 ± 108.5	621.0 ± 194.6
10-20 cm	210.7 ± 8.1	301.0 ± 36.7	511.7 ± 38.1	235.7 ± 34.2	307.7 ± 45.6	543.3 ± 76.1

数値は、平均±標準偏差 (n=3) を示す。

表 3-8 せん枝区における高圧洗浄前後の樹体部位別放射性 Cs 濃度

部 位	処理前 (Bq kg ⁻¹ DW)			高圧洗浄後 (Bq kg ⁻¹ DW)		
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs
10-20 cm	210.7 ± 8.1	301.0 ± 36.7	511.7 ± 38.1	244.7 ± 8.6	300.3 ± 1.5	545.0 ± 10.1

数値は、平均±標準偏差 (n=3) を示す。

表 3-9 各種溶液浸漬処理を行った枝の放射性 Cs 濃度

溶液の種類 (pH)	放射性 Cs 濃度 (Bq kg ⁻¹ DW)		
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs
処理前	123.7 ± 5.0	178.7 ± 12.7	302.3 ± 17.0
1%酢酸溶液 (pH= 3.52)	108.9 ± 17.6	165.7 ± 22.3	274.5 ± 39.8
1%塩化ナトリウム溶液 (pH= 6.84)	103.9 ± 27.7	139.3 ± 40.6	243.2 ± 65.2
処理後 1%次亜塩素酸ナトリウム溶液 (pH= 8.67)	101.7 ± 5.0	152.3 ± 15.8	254.1 ± 20.1
1%炭酸ナトリウム溶液 (pH=10.77)	111.2 ± 22.1	172.0 ± 18.5	283.2 ± 40.5
水道水 (pH= 6.75)	115.7 ± 11.7	166.0 ± 20.8	281.7 ± 32.4

数値は、平均±標準偏差 (n=3) を示す。

III. 4 総合考察

放射性 Cs の汚染被害を受けた茶業において、効果的な放射性 Cs 低減化技術の確立が最も緊急の課題であった。しかし、これまで茶園での放射性 Cs の効果的な低減方法については知見がまったくなかった。放射性 Cs に汚染された樹体の最も確実な除染方法は、改植であると考えられる。しかし、チャの場合、定植から成園に達するまでに 6～7 年以上を要し（中村 2007）、その間の収入は見込めないことから、改植は生産者にとって経営的に大きな負担となる。一方、ナシにおいて粗皮剥ぎや粗皮削りが放射性 Cs 濃度を低下させる効果のあることが報告されている（阿部 2012）。このように、直接の汚染部位である樹皮を除去することは、チャにおいても効果的であると考えられる。しかしながら、チャは分枝が多く、またその多くが直径数 mm 以下と細いため、表面をすべて剥ぎ取ることは、現実的には不可能である。

そこで本章では、第 II 章で得られた放射性 Cs の動態に関する知見をもとに、まず、一番茶摘採後に放射性 Cs 濃度の高い古葉や枝を除去するせん枝の放射性 Cs 濃度低減効果を検討した。その結果、次茶期新芽である再生芽の放射性 Cs 濃度は、せん枝を行わなかった二番茶芽の濃度と比較し、約 50% と大幅に低下することを明らかにした。次に、2011 年二番茶以降に茶葉の ^{137}Cs 濃度が低減した要因について解析したところ、 ^{137}Cs 濃度の低減には、摘採や整枝およびせん枝回数に寄与が高いことを明らかにした。

次に、樹体の高圧洗浄、枝の 1%酸、1%中性および 1%アルカリ溶液による 5 分間の浸漬処理を行ったが、いずれも放射性 Cs の低減効果は認められなかった。このように、降下からの時間が経過すると、第 II 章で明らかにしたように、放射性 Cs が葉や枝の表面から内部組織に移行するため、洗浄効果が減少するものと考えられた。

以上のことから本章では、初めてせん枝による茶樹の放射性 Cs 濃度の低減化技術を確立した。せん枝は、茶園で数年毎に行っている栽培管理作業であり、新たな機械を導入することなく経営的な負担が軽く、かつすぐに実行できる効果的な放射性 Cs 濃度の低減化技術であった。このため、2011 年度より神奈川県をはじめ放射性 Cs に汚染された茶産地では、本研

究の成果をもとにせん枝により除染作業が実施され、大きな効果を上げることができた。しかし、大量に発生した枝葉残渣の処理については未検討で解決されておらず、茶園のうね間や圃場に残されたままとなっている。今後は、これらの減容化などの処理技術の確立が課題となる。一方、樹体の高圧洗浄は、茶の場合放射性 Cs の低減化技術として実用的なものではないと判断された。

IV. 総括

東京電力福島第一原発事故に起因する放射性セシウム (Cs) が、2011 年 5 月の一番茶新芽から検出され、消費者や生産者をはじめとする多くの茶業関係者に負の影響を及ぼした。このため、早期における茶樹体内からの放射性 Cs の低減化技術の開発が求められたが、その基礎となる茶樹における放射性 Cs の分布、新芽への移行や茶期ごとの経時的な変化等の動態に関する研究知見についてはほとんどなかった。そこで本研究では、放射性 Cs による茶新芽の汚染が国内でいち早く報告された神奈川県を事例に、茶の放射性 Cs の動態やその低減化に関する研究を行い、以下の知見を得た。

1. 茶樹における放射性 Cs の動態

神奈川県内における主な茶産地 16 地点の 2011 年一番茶葉を対象に、放射性 Cs による汚染実態と茶樹体内における分布を調査した。その結果、放射性 Cs による汚染は局所的ではなく神奈川県全域に及ぶことが明らかとなった。また、放射性 Cs による汚染程度には地域間差が認められたが、福島第一原発からの距離との関連性は低く、局所的な気象要因が影響した可能性が考えられた。一方、茶樹体内の放射性 Cs 濃度は部位により異なり、樹体上部 (古葉や枝) で高く、樹体下部 (幹や根) では低いことが明らかとなった。また、萌芽前の茶苗木に、 93.8 MBq mL^{-1} の放射性 Cs を含む茶抽出液を散布し、放射性 Cs の樹体内における転流検証実験を行ったところ、新たに生長した新芽から放射性 Cs が検出され、その $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ 比は散布した茶抽出液とほぼ等しかった。このことから、古葉や茎に付着した放射性 Cs が実際に新芽へと転流したものと推察された。

次に、神奈川県相模原市内の茶園を対象に、2011 年 5 月から 2012 年 7 月までの樹体内 ^{137}Cs 濃度の変化を調査したところ、古葉および枝中の ^{137}Cs 濃度は経時的に減少する傾向が示された。この減少要因について要因解析を行ったところ、降雨による流亡の影響が大きく、加えて摘採や整枝、落葉等も関与している可能性が示唆された。また、古葉、小枝、並びに

太枝中の ^{137}Cs 濃度は経過日数とともに指数関数的に低下することと、新芽の ^{137}Cs 濃度は生育に伴う希釈効果により低下することを明らかにした。さらに、汚染当年の冬期古葉の ^{137}Cs 濃度と翌年一番茶新芽の ^{137}Cs 濃度との間に有意な正の相関関係が成り立ち、放射性 Cs の経時的な減少量を推定できることを明らかにした。一方、放射性 Cs が降下してから約 19 ヶ月後に枝および幹を採取し、表層と木部組織中の放射性 Cs 濃度を測定したところ、表層だけでなく木部組織にも放射性 Cs が存在することが示され、表層から内皮へ移行していることが確かめられた。

2. 茶樹における放射性 Cs の低減化技術の開発

2011 年の一番茶摘採後、放射性 Cs 濃度が高かった古葉、小枝および太枝を除去するせん枝処理を実施したところ、次茶期の新芽における放射性 Cs 濃度はせん枝を実施しなかった場合の約半分に低下することが分かった。このことから、せん枝処理は放射性 Cs 濃度の効果的な低減化技術の一つであることが明らかとなった。また、神奈川県内 9 地点における茶園での実態調査から、二番茶期以降の新芽中 ^{137}Cs 濃度低減率に対して摘採・せん枝回数による寄与率が高いことが明らかとなったことから、せん枝は放射性 Cs の有効かつ効率的な低減化技術であることが支持された。一方、高圧洗浄機（水量 $1,200 \text{ L } 10 \text{ a}^{-1}$ 、水圧 7.5 MPa ）による古葉および枝の樹体洗浄と、1%酸性、1%アルカリ性、並びに 1%中性溶液を用いた枝の浸漬処理（5 分間）による放射性 Cs の低減効果を検討したが、いずれも効果は認められなかった。

以上のことから、2011 年一番茶新芽の放射性 Cs による汚染は、3 月中下旬に大気中へ放出された放射性 Cs が主に古葉、小枝および太枝表面に付着後に樹体内に吸収され、その後生長した新芽に移行し引き起こされたものと考えられた。汚染後の樹体中の ^{137}Cs 濃度は、降雨による流亡、摘採や落葉による収奪などにより時間の経過とともに減少するが、一方で表層から木部組織への移行も進むことが明らかとなった。また、せん枝処理が、経営的な負担が軽く、かつすぐに実行できる効果的な放射性 Cs 濃度の低減化技術であることが明らかとなった。

V. 謝辞

本研究の遂行ならびに取りまとめに当たり、終始懇切丁寧なご指導、ご校閲を賜った国立大学法人静岡大学大学院農学研究科教授 森田明雄博士に深謝の意を表します。また、本論文の執筆にあたり有益なご助言を賜った同静岡大学大学院農学研究科助教 一家崇志博士に深く感謝の意を表します。

本研究を実施するに当たり、神奈川県環境農政局農政部農業振興課長 北宜裕博士，神奈川県農業技術センター北相地区事務所長 岡本保博士，同元所長 山田良雄氏には，放射性 Cs の研究全般に関し適切なお指導を頂きました。また，神奈川県横須賀三浦地域県政総合センター農政部地域農政推進課課長 船橋秀登氏，神奈川県農業技術センター農業環境研究部の職員の方々には，ゲルマニウム半導体検出器の保守管理ほか，放射性 Cs 濃度の測定にご協力いただきました。同農業技術センター足柄地区事務所の普及指導員の方々には，茶葉および樹体のサンプリングやサンプリングに係る生産者および関係機関との調整に関しご協力をいただきました。さらに，同農業技術センター北相地区事務所技能技師 菊地原勉氏，佐藤修一氏，榎本タヅ子氏には，樹体のサンプリングや粉碎等の調製に関し多大なご協力をいただきました。ここに記して感謝の意を表します。

なお，本研究は主に，農林水産省の「放射性物質による農畜産物等への影響調査」および「茶樹放射性物質影響軽減剪枝技術実証事業」で実施したデータ，平成 23 年度新たな農林水産政策を推進する実用技術開発事業「茶・果樹の放射性 Cs 濃度低減技術の開発」および平成 24 年度農林水産省の委託プロジェクト研究「農地・森林等の放射性物質の除去・低減技術の開発」の「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)」で実施したデータを利用したものである。

VI. 引用文献

- 阿部和博 (2012). 福島県における果樹の放射能汚染低減対策. 平成 24 年度農研機構シンポジウム: 茶・果樹の放射性セシウム汚染に関する対策技術開発の現状要旨集. 農研機構, 38-41.
- 阿部和博, 佐藤守, 山口奈々子, 瀧田克典, 湯田美菜子, 額田光彦, 佐久間宣昭, 安部充, 田野井慶太郎, 大野剛, 菊永英寿, 大槻勤, 村松康行 (2012). モモにおける放射性 Cs の樹皮汚染と除染技術の開発. 園学研. 11 (別 1), 153.
- 青木智, 中山仰 (1980). 落葉の程度と茶葉の生理機能との関係. 茶研報. 51, 30-32.
- 青山智夫, 八木徹, 神部順子, 中山榮子 (2011). 放射性物質拡散に関する一考察. J. Comput. Chem. Jpn. 10, A7-12.
- 馬場護, 野村貴美, 企画委員会 (2012). 放射線—基礎と影響, 汚染の状況と対応—. 日本放射線安全管理学会誌. 11, 150-159.
- Brumfiel, G. (2011). Fallout forensics hike radiation toll. Nature 478, 435-436.
- Carvalho, C., Mosquera, B., Anjos, R.M., Sanches, N., Bastos, J., Macario, K. and Veiga, R.(2006). Accumulation and long-term behavior of radiocaesium in tropical plants. Brazilian Journal of Physics 36, 1345-1348.
- 近澤紘史, 宅間範雄 (2005). 薬草中の ^{137}Cs . 高知衛研報. 51, 53-62.
- Chu, T.C., Cheng, C.H. and Weng, P.S. (1969). A Survey of Strontium-90 and Cesium-137 Concentrations in Taiwan Tea. Japanese Journal of Health Physics 4, 514-517.
- 動力炉・核燃料開発事業団東海事業所 (1986). ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査, 67-68.
- 藤村恵人, 柳沼利和, 佐久間祐樹, 佐藤睦人, 田野井慶太郎, 中西友子 (2012). 福島県の水田におけるリヤグレーダを用いた表土剥離による放射性物質の除去効果. RADIOISOTOPES 61, 327-330.

- 古谷弘三, 河合惣吾, 岡田文雄 (1963). 製茶における生葉洗浄の効果 (第3報) 洗浄剤ならびに洗浄後の脱水方法と茶の品質について. 茶技研. 27, 29-37.
- Gedikoğlu, A. and Sipahi, B.L. (1989). Chernobyl radioactivity in turkish tea. Health Physics 56, 97-101.
- Gökmen, G., Birgül, O., Kence, A. and Gökmen, A. (1995). Chernobyl radioactivity in turkish tea and its possible health consequences. J. Radioanalytical Nuc. Chem.198, 487-497.
- 袴田勝弘, 前原三利 (1978). 茶芽の生育に伴う茶葉の全窒素, 遊離アミノ酸, カフェイン, タンニンの変化. 茶研報. 48, 57-63.
- Hayball, M.P., Dendy, P.P., Palmer, K.E., Szaz, K.F., Webster, M.J. and Whittaker, M.V. (1989). Chernobyl radioactivity in a turkish tea drinker. Health Physics 57, 1017-1019.
- 廣野祐平 (2011). 茶の放射性物質による汚染. 茶研報. 112, 1-8.
- Hori, S. and Folsom, T.R. (1960). Gamma Radioactivities observed in tea. J. Radiation Res. 1, 10-13.
- 細野米市, 高橋浩之 (2013). 福島第一原子力発電所の事故による放射能汚染とその放射能濃度の経時変化—文京区本郷と所沢市の茶葉等の測定—. RADIOISOTOPES 62,19-23.
- Ilgaz, Ş. (2012). チェルノブイリ原発事故とトルコ茶の汚染. 平成24年度農研機構シンポジウム: 茶・果樹の放射性セシウム汚染に関する対策技術開発の現状要旨集. 農研機構, 5-14.
- 石井貴, 長田仁志 (2012). 茨城県における茶の放射性セシウム汚染低減対策. 平成24年度農研機構シンポジウム: 茶・果樹の放射性セシウム汚染に関する対策技術開発の現状要旨集. 農研機構, 36-37.
- 河合惣吾, 石垣幸三, 高柳博次 (1956). 放射性物質による茶の汚染について. 東近農試研報. No.4, 39-59.
- Kawai, S. and Ishigaki, K. (1956). The radioactivity of tea. Research in the effects and influences of the nuclear bomb test explosions I, 709-715.
- 河田燕, 山田崇裕 (2012). 原子力事故により放出された放射性セシウムの $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能

- 比について. ISOTOPENEWS 697, 16-20.
- Klasra, M.A., Khawar, K.M. and Aasim, M. (2007). History of tea production and marketing in Turkey. *Int. J. Agri.Biol.* 9, 523-529.
- Komosa, A., Debczak, A. and Kitowski, I. (2007). Chernobyl fallout in the environment of South-Eastern Poland-A Review. *Global J. Environ. Res.* 1, 63-68.
- 駒村美佐子, 津村昭人, 山口紀子, 藤原英司, 木方展治, 小平潔 (2006). わが国の米, 小麦および土壌における ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析. *農環研報.* 24, 1-21.
- 小西茂毅 (1984). 茶樹の栄養診断. 日本土壌肥料学会編. 作物の栄養診断—理論と応用—. 113-142, 博友社.
- 此本晴夫 (1986). 三番茶不摘採園における整,せん枝の翌年の一番茶の収量および品質に及ぼす影響. *静岡茶試研報.* 12, 35-46.
- 小菅伸郎 (1994). 無機代謝. 岩浅潔編. 茶の栽培と利用加工. 114-119, 養賢堂.
- Lalit, B.Y, Ramachandran, T.V. and Rajan, S.(1983). Strontium-90 and Caesium-137 in Indian tea. *Radiation Environ. Biophysics.* 22, 75-83.
- 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.
- Miller, C.W and Hoffman, F.O. (1983). An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation. *Health Physics* 45, 731-744.
- Molzahn, D., Tufail, M. and Patzelt, P. (1990). Chernobyl radioactivity in Turkish tea. *J.Radioanal Nucl. Chem.* 145, 135-141.
- 文部科学省科学技術・学術政策局原子力安全課防災環境対策室 (2002). ウラン分析法 (2訂). 財団法人日本分析センター, 73.
- Mück, K. (1997). Long-term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout. *Health Physics* 72, 659-673.

向井俊博, 堀江秀樹, 後藤哲久 (1992). 煎茶の遊離アミノ酸と全窒素の含量と価格との関係について. 茶研報. 76, 45-50.

Muramatsu, Y., Sumiya, M. and Ohmomo, Y. (1987). Iodine-131 and other radionuclides in environmental samples collected from Ibaraki/Japan after the Chernobyl accident. *The Science of the Total Environment*. 67, 149-158.

中村順行 (2007). チャの組織培養による大量増殖法とポット育苗技術に関する研究. 静岡茶試特別報告. No.4, 1-84.

中山仰 (1980). 茶芽の形態形成と, その物理, 化学的制御に関する研究. 茶試研報. 16, 1-190.

成合英樹 (2012). 福島第一原子力発電所事故について. *RADIOISOTOPES* 61, 193-207.

National Institute of Radiological Sciences. (1964). Radioactivity survey data in Japan. 2, 29-30.

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, 55-59.

大場正明 (1994). 更新 (せん枝). 岩浅 潔編. 茶の栽培と利用加工. 159-161, 養賢堂.

小川英之, 宮崎保博, 本多勇介 (2012). 埼玉県における茶の汚染低減対策. 平成 24 年度農研機構シンポジウム: 茶・果樹の放射性セシウム汚染に関する対策技術開発の現状要旨集. 農研機構, 27-28.

大石貞男 (2004). 茶の栽培と製造 I. 413-415, 農文協.

岡野邦夫, 松尾喜義, 忠谷浩司 (1996). チャ葉の発育にともなう光合成活性の変化と光条件の関与. 茶研報. 82, 1-8.

Perk, M.V.D., Jetten, V.G., Karssenberg, D., He, Q., Walling, D.E., Laptev, G.V., Voitsekhovitch, O.V., Svetlichnyi, A.A., Slavik, O., Linnik, V.G., Korobova, E.M., Kivva, S. and Zheleznyak, M. (2000). Assessment of spatial redistribution of Chernobyl derived radiocaesium within catchments using GIS-embedded models. *IAHS Publ.* 263, 277-284.

Polar, E. (2002). The association of ^{137}Cs with various components of tea leaves fermented from Chernobyl contaminated green tea. *J. Environ. Radioactivity* 63, 265-270.

- Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (2005). Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. IAEA, 119-121.
- Romney, E.M., Lindberg, R.G., Hawthorne, H.A., Bystrom, B.G. and Larson, K. H. (1963). Contamination of plant foliage with radioactive fallout. *Ecology* 44, 343-349.
- 佐治淑夫, 石割隆太郎 (1953). 放射能の測定. *RADIOISOTOPES* 2, 1-10.
- 赤山喜一郎 (2012). 千葉県における茶の汚染低減対策. 平成 24 年度農研機構シンポジウム : 茶・果樹の放射性セシウム汚染に関する対策技術開発の現状要旨集. 農研機構, 34-35.
- 社団法人日本茶業中央会 (2012). 平成 24 年版茶関係資料.
- 白木与志也 (1991). 荒茶品質の地域間差の解析. 神奈川園試研報. 41, 63-71.
- Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhardt, J.F., Eckhardt, S., Tapia, C., Vargas, A. and Yasunari, T.J. (2011). Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric, dispersion, and deposition. *Atoms. Chem. Phys.* 11, 28319-28394.
- Šušnovská, A., Horník, M., Marešová, J., Pipiška, M. and Augustín, J. (2012). ¹³⁷Cs uptake and translocation in leafy vegetable: A study with *Lactuca sativa* L. grown under hydroponic conditions. *Nova Biotechnologica et Chimica.* 11-2, 153-166.
- 田上恵子 (2012). 直接沈着及び経根吸収による放射性核種の植物への移行. *RADIOISOTOPES* 61, 267-279.
- 高田大輔, 安永円理子, 田野井慶太郎, 中西友子, 佐々木治人, 木下誠一 (2012a). 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布—放射性降下物低濃度地域における核果類に関する事例的調査—. *RADIOISOTOPES* 61, 321-326.
- 高田大輔, 安永円理子, 田野井慶太郎, 中西友子, 佐々木治人, 木下誠一 (2012b). 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布 (第 2 報)—福島第一原子力発電所事故当年における土壌からの放射性 Cs の移行について—. *RADIOISOTOPES* 61, 517-521.

高田大輔, 安永円理子, 田野井慶太郎, 小林奈通子, 中西友子, 佐々木治人, 木下誠一

(2012c). 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布 (第3報) - 福島県南地域におけるブドウとモモの樹体内放射性セシウム濃度について-. RADIOISOTOPES 61, 601-606.

高田大輔, 安永円理子, 田野井慶太郎, 中西友子, 佐々木治人, 大下誠一 (2012d). 放射性降下物に起因した果樹樹体内放射性核種の分布 (第4報) - モモ樹体内における放射性セシウム含量とその分布について-. RADIOISOTOPES 61, 607-612.

武田甲, 白木与志也, 舩橋秀登, 北宜裕, 山田良雄 (2013). 神奈川県のカ茶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.

田野井慶太郎, 小林奈通子, 小野勇治, 藤村恵人, 中西友子, 根本圭介 (2013). 2011年における福島県の汚染された農地における収穫期イネの放射性セシウム濃度分布. RADIOISOTOPES 62, 25-29.

Topcuoğlu, S., Güngör, N., Köse, A. and Varinlioğlu, A. (1997). Translocation and depuration of ¹³⁷Cs in tea plants. J. Radioanalytical Nuc. Chem. 218, 263-266.

塚田祥文, 鳥山和伸, 山口紀子, 武田晃, 中尾淳, 原田久富美, 高橋知之, 山上睦, 小林大輔, 吉田聡, 杉山英男, 柴田尚 (2011). 土壌-作物系における放射性核種の挙動. 土肥誌. 82, 408-415.

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. 農技研報 B. 36, 57-113.

上野健二, 岡田文雄, 河合惣吾 (1960). 製茶における生葉洗浄の効果 (第1報) 洗浄方法と茶の放射能ならびに品質との関係. 茶技研. 22, 53-62.

Ünlü, M.Y., Topcuoğlu, S., Küçükcezzar, R., Varinlioğlu, A., Güngör, N., Bulut, A.M. and Güngör, E. (1995). Natural effective half-life of ¹³⁷Cs in tea plants. Health Physics 68, 94-99.

Vanli, H. (1991). Tea production and consumption in Turkey. World tea. International symposium on tea science, 97-104.

- 山口実穂, 森田裕子, 村上勲, 本多照幸, 本間義夫, 金澤秀子 (2004). 輸入茶, 輸入野菜中の環境放射能の定量. ライフサポート. 16 (Supplement), 139-140.
- 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, 和颯朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平舘俊太郎 (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. 農環研報. 31, 75-129.
- 山本政儀, Bunzl, K. (1993). ドイツにおける森林生態系の環境影響研究-チェルノブイリ原発事故由来の放射性 Cs の動態. RADIOISOTOPES 42, 180-188.
- Yaprak, G., Gür, F. and Epik, Ö. (2000). Radiocesium activity in turkish tea followed the Chernobyl after thirteen years. Eurasia Conference on Nuclear Science and its Application. Proceedings, 674-677.
- Yeşin, T. and Çakır, N. (1989). Caesium-137 and caesium-134 levels in soil in a tea plantation in Turkey after the Chernobyl accident. Appl. Radiat. Isot. 40, 209-211.
- Yücel, H. and Özmen, A. (1995). Migration of ¹³⁷Cs Extracted from contaminated tea in sandy clay soil. J. Nuc. Sci. Tech. 32, 547-555.
- 結田康一, 駒村美佐子, 木方展治, 藤原英司, 栗島克明 (2002). 原子力施設事故等に伴う農作物・土壌の緊急放射能調査-チェルノブイリ原発事故と東海村臨界事故への対応を中心に-. 土肥誌. 73, 203-210.
- Yule, L. and Taylor, D.M. (1989). Chernobyl radioactivity in trukish tea: A Response. Health Physics 57, 495.
- Zhu, Y.G. and Smolders, E. (2000). Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. J. Exp. Bot. 51, 1635-1645.

Studies on Dynamics and Reduction Techniques of Radioactive Cesium in Tea Plants

Yoshiya SHIRAKI

The year's first crop of tea leaves in May 2011 was contaminated with radioactive cesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Many tea farmers and tea industries suffered serious damage with the radioactive cesium contamination. Therefore, development of a reduction technique for radioactive cesium in tea plants was necessary for the supply of safety green tea for consumers. However, there is no available information of radioactive cesium dynamics in tea plants, such as translocation to new shoots and periodic change of crop season. In this study, we conducted for the elucidation of radioactive cesium dynamics and the establishment of a technique to reduce radioactive cesium in tea plants focused on the tea plants cultivated in Kanagawa Prefecture, which were first found to have the contaminated green tea in Japan.

1. Dynamics of radioactive cesium in tea plants.

The actual situation of the contamination in the first crop of leaves in 2011 and the distribution of radioactive cesium concentration in tea plants were investigated by using 16 samples harvested in the main tea production area in Kanagawa Prefecture. It was revealed that the contamination of tea with radioactive cesium was spread throughout the tea production area of Kanagawa Prefecture. Although the regional differences of radioactive cesium concentration in the first tea crop were observed, their differences in radioactive cesium concentration were not related to the distance from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. It was speculated that the regional differences might be depended on local meteorological factors. On the other hand, the radioactive cesium concentration in the old leaves, twigs and branches was higher than that of trunks and roots. Uncontaminated tea rooted cuttings before sprouting that were sprinkled with the 93.8 MBq mL⁻¹ of contaminated first crop of processed tea extracts. In new shoots, radioactive cesium was detected, and as the ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs ratio was almost equal to that of contaminated tea extracts. The radioactive cesium was absorbed through the old leaves and stems, and then translocated to the new shoots.

The periodic changes in the ¹³⁷Cs concentration of tea plants (new shoots, old leaves, twigs, branches, trunks and roots) was investigated from May 25th, 2011 to July 25th, 2012 in

Sagamihara, Kanagawa Prefecture. It was observed the tendency for the ^{137}Cs concentration of old leaves, twigs and branches to be decreased exponentially. As the result from the statistical analysis, it was suggested that main factors of the decrease of the ^{137}Cs concentration in these parts were rainfall, loss of leaves by plucking, skiffing and defoliation. It was also cleared that the ^{137}Cs concentration of new shoots decreased due to a dilution effect according to growth and development of the tea plants. Furthermore, there was a positive correlation between the ^{137}Cs concentration of new shoots harvested in the first crop one year after fallout and the old leaves harvested the previous winter (fallout year). After nineteen months of fallout, the radioactive cesium was detected not only in the bark and cambium of branches and trunks but also in their xylem, suggesting that the radioactive cesium confirmed to translocate to the endothelium from surface.

2. Reduction techniques of radioactive cesium in tea plants.

‘Pruning treatment’ (cutting off the highly contaminated old leaves, twigs and branches) after plucking of the first crop of tea was applied to contaminated tea plants. It was clear that the radioactive cesium concentration of regenerated new shoots with pruning reduced the level to

half compared to the second crop of leaves without pruning, suggesting that ‘pruning treatment’ was one of the more effective techniques to reduce the radioactive cesium concentration in contaminated tea plants. In the actual investigation of tea leaves in 9 tea production areas in Kanagawa Prefecture, plucking and pruning frequency largely influenced on the reduction rate of ^{137}Cs concentration from the second crop of tea. These results supported that pruning is an effective and efficient reduction techniques for radioactive cesium in tea plants. High-pressure washing was applied to old leaves, twigs and branches contaminated with radioactive cesium at 7.5 MPa of 1,200 L10 a⁻¹, and tea branches contaminated with radioactive cesium thirteen months earlier were soaked in 1% acid solution, 1% alkaline solution and 1% neutral solution for 5 minutes, respectively. However, no reduction in the amount of radioactive cesium was observed in these treatments.

As mentioned above, the radioactive cesium released in the atmosphere was fallout on the old leaves, twigs and branches from mid-March, 2011 to the end of March, 2011. At that time, radioactive cesium absorbed to tea plants and translocated to the new shoots developed in May, 2011. Although the ^{137}Cs concentration of old leaves, twigs and branches decreases over time

along with rainfall, and removed of tea leaves (plucking and defoliation). At the same time it was clear that radioactive cesium infiltrates the internal parts of tea plants.

