

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

誌名	農業環境技術研究所報告
ISSN	09119450
著者	駒村, 美佐子 津村, 昭人 山口, 紀子 藤原, 英司 木方, 展治 小平, 潔
巻/号	24号
掲載ページ	p. 1-21
発行年月	2006年3月

農環研報24,
1 - 21 (2006)

わが国の米、小麦および土壌における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の 長期モニタリングと変動解析

駒村美佐子*・津村昭人**・山口紀子*
藤原英司*・木方展治*・小平 潔***

(平成17年9月20日受理)

わが国の米(玄米、白米)、小麦(玄麦、小麦粉)および水田・畑作土中の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度を1959年から42年間にわたって調査した。米、小麦では⁹⁰Srと¹³⁷Csともに1963年に最大値が観測された。この年は、大気からの放射性降下物の降下量が最も多く記録されている。水田・畑土壌の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度は、降下量の多かった1963年から1966年にかけての最大値を示した。1966年以降、米・小麦および土壌ともに⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度は多少の増減を繰り返しながら漸減し続け今日に至るが、1986年には、チェルノブイリ原子力発電所の事故に起因する特異的に高い小麦の¹³⁷Cs汚染が生じた。

上記の放射能汚染調査データを解析した結果、次のような興味ある知見が得られた。

- 白米と玄麦の放射能汚染形態(直接汚染と間接汚染の割合)を解析した結果、白米、玄麦とも⁹⁰Srと¹³⁷Csが茎葉などから取り込まれる直接汚染の割合は、⁹⁰Srと¹³⁷Csの降下量が極めて多い1963年頃では70~95%を占める。しかし、降下量が激減した1990年以降の汚染形態は直接汚染に代わり、経根吸収による間接汚染が主である。
- ⁹⁰Srと¹³⁷Csの水田および畑作土内における滞留半減時間を試算したところ、水田作土では⁹⁰Sr:6~13年、¹³⁷Cs:9~24年、畑作土では⁹⁰Sr:6~15年、¹³⁷Cs:8~26年の範囲である。
- 米および小麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度と、水稲および小麦の栽培期間中における両核種の降下量との間にそれぞれ高い正の相関が成り立つ。この関係から回帰式を導き、栽培期間中に降下した⁹⁰Srと¹³⁷Csの量を知ることにより、米および小麦の放射能濃度を推定が可能である。

はじめに

地球環境には天然と人工放射性核種が混在している。人工放射性核種の大部分は、米国、旧ソ連、英国、フランスおよび中国が1945年から80年までに行った約1200回にわたる大気圏および地下核爆発実験により放出されたものである。このうち、グローバルな環境汚染をもたらしたのは、423回に及ぶ大気圏内核爆発実験である。

大気圏内核爆発実験により放出された放射性物質は、大気中で拡散し、放射性降下物(radioactive fallout、以下フォールアウトと記す)として地上に降下する。降下

の形態として、実験地域周辺数百キロメートルに降下する局所的放射性降下物、対流圏に滞留し降下する対流圏放射性降下物および長期にわたり全世界に降下する成層圏放射性降下物(図1)があげられる。わが国に降下する主なものは、対流圏と成層圏放射性降下物で、前者は比較的短半減期の、後者は長半減期の核種が主となる。

大気圏内で行われた年次別の実験回数と爆発力の推定値を、原子力安全年報(1983)を参考にして作図した(図1)。最初の核爆発実験は、1945年7月16日米国ニューメキシコ州で大気圏内における原爆実験として行われた。わが国に多量の放射性核種の降下をもたらしたのは、

*環境化学分析センター

**元農業環境技術研究所環境資源部

***元農業技術研究所化学部

1954～58年と1961～62年の期間に頻繁に行われた大気圏内の大規模核爆発実験に起因する。1963年に、「核爆発実験停止条約」が世界106か国で調印され、実験回数は激減したものの、1980年代に入ってもなお散発的に続けられた。

一方、世界的な原子力発電所の増設に伴い、核事故が相次いだ。それらのなかでも、1979年の米国スリーマイル島、1986年の旧ソ連のチェルノブイリの原子炉事故（以下、後者をチェルノブイリ事故と略す）は最大級である。チェルノブイリ事故により1986年5月には¹³¹I、¹³⁷Cs、¹³⁴Cs、⁹⁰Sr、⁸⁵Krを含む多数の放射性核種が日本の各地で検出された。とくに、大量の¹³⁷Csの降下をもたらした、農作物の放射能濃度を引き上げた。最近では、事故としては小規模ではあるが1999年の東海村ウラン加工施設での臨界事故が記憶に新しい。

わが国において、核爆発実験に伴う放射性降下物に係る環境放射能調査研究は、1954年のビキニ環礁における米国の水爆実験による放射能マグロ事件が社会問題となったのを契機に、大学や行政機関などにより国家的規模で行われるようになった。1956年には原子力委員会の設立に伴い放射能調査網が整備された。1961年に再開された米国と旧ソ連の大型核爆発実験により、わが国に多量

の放射性核種が降下したことを受け、内閣に放射能対策本部が設置され、調査研究が一層強化された。

このような背景のもとに、当研究所（旧農業技術研究所時代からの継承を含む）は、1957年より科学技術庁（現文部科学省）の放射能調査対策研究費による環境放射能の調査研究の一環として、土壌および農作物（主に米と小麦）の⁹⁰Srと¹³⁷Csの調査・研究を分担し今日に至っている。本調査のように、長期間かつ多くの定点を持つ観測網で、土壌・農作物の放射能汚染調査が継続して実施されている例は他に見られない。

実験方法

1 試料の採取方法

全国の農林水産省および都道府県の農業試験研究機関の圃場を観測用圃場に定め（図2）1959年から2000年に至るまで、これらの圃場の水田・畑土壌とそこで生産された収穫後の玄米および玄麦の送付を受けた。水田・畑土壌は、水稻や小麦の⁹⁰Srと¹³⁷Csの吸収と関係が深いと考えられる表層から鉛直方向に10～24cmの深さの作土層から採取され、生土のまま送付を受けた。

調査期間中の採取圃場は、水田・畑圃場ともに、岡山

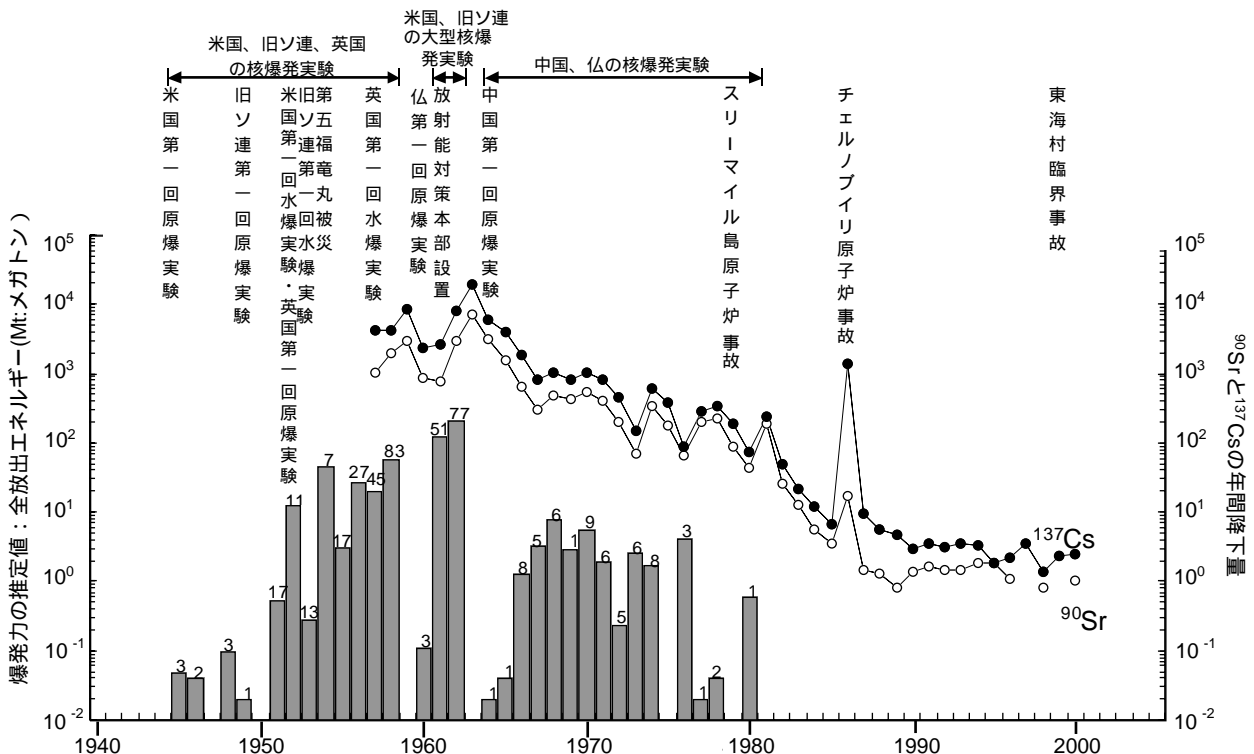


図1 大気圏内核爆発実験の年次ごとの回数と爆発力の推定値およびわが国における⁹⁰Srと¹³⁷Csの降下量（原子力安全委員会（1983）、青山ら（1996）および気象庁：放射能観測報告（2003）を参考に作図）
注）棒線は爆発力の推定値。その上の数字は核爆発実験回数を示す。折れ線は⁹⁰Srと¹³⁷Csの年間降下量である。

から山陽町に（1967年）、甲府から双葉町に（73年）移動した。水田圃場では、高田は地名変更により、1971年から上越となった。金沢は1962年に野々市へ、さらに87年に再び金沢へ、仙台は73年に名取へ、秋田は2000年に雄和町にそれぞれ変更された。畑圃場では、高田は1966年に長岡へ、鴻巣は68年に北本へ、さらに80年に熊谷へ変更した。圃場の廃止は、水田では鴻巣（1984年）、津（72年）で、畑では秋田（69年）、金沢（62年）、鳥取（63年）、双葉町（94年）、津（63年）、羽曳野（72年）、甘木（82年）で行われた。これに伴い試料の送付も中止となった。



図2 試料採取地

2 試料の調製方法

玄米は90%の歩留まりになるように精米機で精白した。玄麦の一部は製粉し小麦粉を調整（調整割合は、ふすま25：小麦粉75）した。分析試料としての玄米、白米、玄麦および小麦粉はポリエチレン瓶に保存した。

土壌は風乾したのち、科学技術庁公定法（以下公定法と略記）の放射性ストロンチウム分析法（1960）に従って、乳鉢で細粉したものを2 mmの篩を通して、分析試料とし、ポリエチレン瓶に保存した。

3 分析方法

(1) 穀類など

白米2 kg、玄米・玄麦各1 kg、小麦粉0.8 kgを直径21cmの磁性皿4つに分取し、これらを電気乾燥機で120 のもとの24時間通風乾燥したのち、大型電気炉に移して灰化した。灰化温度は、22.5時間かけて450 ま

で上昇させ450 に6時間保持し、450 から30分かけて500 まで上昇させ、500 で11時間保持、灰黒色の灰化物を得た。

灰化試料は乳鉢で細粉碎した。1959年から82年までの灰化細粉試料は公定法（1960）に従って塩酸抽出し、リンモリブデン酸アンモニウム 塩化白金酸沈殿法により¹³⁷Csを分離し、⁹⁰Srの分析に供した。1983年から2000年までは灰化細粉試料の全量をプラスチック製測定容器に詰め、公定法（1990）に準じてガンマ線スペクトロメトリ（CANBERRA GC2519-7500S）による¹³⁷Csの測定を行い、測定が終わった試料の全量をピーカに移し、発煙硝酸法による⁹⁰Srの放射化学分析に供した。1959年から82年までの試料の¹³⁷Csおよび全試料の⁹⁰Sr（⁹⁰Y）は、4 または2 ガスフロー低バックグラウンド測定装置（アロカ製 LBC-480、LBC-471）でベータ線の測定を行った。

(2) 土壌

公定法の放射性ストロンチウム分析法（1960）、セシウム¹³⁷分析法（1963）では、土壌からの浸出法として両核種とも1 M酢酸アンモニウムおよび1：1冷塩酸浸出法が暫定的に決められた。1 M酢酸アンモニウム浸出法は、作物による吸収と関連が深いとされている置換態（水溶態を含む）を定量する目的で採用された。1：1冷塩酸浸出法は全量分析を目的に採り入れられたが、全量に対し⁹⁰Srで70～100%、¹³⁷Csでは14～84%程度の浸出にとどまることがその後の実験でわかった。

⁹⁰Srの分析には1959年より95年まで継続して1 M酢酸アンモニウム浸出法を適用し、浸出液の⁹⁰Srを公定法（1960）に準じて発煙硝酸法により分離したのち、4 または2 ガスフロー低バックグラウンド測定装置でベータ線の測定を行ってきている。¹³⁷Csの分析は、1978年試料分まで⁹⁰Srと同様に浸出した液を、公定法（1963）に準じてリンモリブデン酸アンモニウム 塩化白金酸沈殿法を適用し、上記の測定器でベータ線を測定した。

その後、⁹⁰Srと¹³⁷Csともに分析法の公定法が大幅に改訂された。⁹⁰Srは1983年の改訂により、450 の電気炉で試料を加熱分解したのち、塩酸または硝酸で浸出する全量分析法に変更されたが、本調査では、分析法の継続性を重んじ、また、植物の吸収と関係が深いとされる1 M酢酸アンモニウム浸出法を引き続き採用した。しかし、対外的な全量分析値との相互比較のため、一部試料（1959・60・61・63・65・67・69・70・73・75・80・85・90・95・98・2000年）については全量分析も併せ

て行い、置換態量と全量の分析法による量的関係を把握した。さらに、1990年の改訂によりゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ法が導入された。そこで、本調査における¹³⁷Cs分析法は、これを受けてガンマ線スペクトロメトリを用いた全量分析法に全面的に変更した。これに伴い1959年試料にまでさかのぼって、本法を適用して全量分析を行った。したがって、¹³⁷Csの分析値は、全量分析では1959年から2000年まで、置換態は1959年から78年までの試料で得られている。

4 調査水田・畑土壌の性質

本調査に用いた水田土壌の分類同定結果および理化学的性質を表1に示した。札幌、盛岡、水戸、つくばの土

壤は火山灰土壌(黒ボク土)、羽曳野土壌は洪積土壌、その他の土壌は沖積土壌である。盛岡土壌は腐植含量が極めて高く、塩基置換容量(CEC)が最も高いのに対して、山梨県双葉土壌は粘土含量が最も少なくCECは最小を示した。

調査畑土壌の分類同定結果および理化学的性質を表2に示した。札幌、盛岡、水戸、つくばの土壌は火山灰土壌(黒ボク土)、その他の土壌は沖積土壌である。長岡土壌は粘土含量の高い強グライ土壌である。盛岡土壌は腐植が多く、塩基置換容量(CEC)も高いのに対し、熊谷、山梨県双葉および岡山県山陽土壌はCECが小さい特徴を有する。

表1 調査水田土壌の分類と理化学性

採取地	土壌群	1) 土性	作土 深さ cm	容積重 kg/l	pH (H ₂ O)	2) 腐植 含量 g/kg	2) 陽イオン 交換容量 CEC cmol(+)/kg	粒径組成(重量%)				
								粗砂 2.0 ~ 0.2mm	細砂 0.2 ~ 0.02mm	シルト 0.02 ~ 0.002mm	粘土 0.002 mm以下	
北海道	札幌	多湿黒ボク土	LiC	10	0.75	6.2	38.9	28.9	19.0	22.3	32.0	26.7
秋田	秋田	細粒グライ土	LiC	12	0.81	5.0	23.5	25.7	6.0	24.5	38.8	30.7
秋田	大曲	多湿黒ボク土	CL	13	0.63	5.3	13.4	22.8	1.4	44.6	31.1	22.9
新潟	上越	細粒強グライ土	LiC	12	0.83	5.3	35.4	34.4	2.2	20.7	33.8	43.3
石川	野々市	灰色低地土	CL	14	1.11	5.8	17.9	16.4	5.9	33.7	37.1	23.3
石川	金沢	細粒灰色低地土	LiC	14	1.03	5.9	13.1	25.5	9.2	43.0	22.1	25.7
鳥取	鳥取	細粒灰色低地土	LiC	15	1.09	5.4	28.8	19.2	4.7	30.7	35.5	29.1
岩手	盛岡	多湿黒ボク土	LiC	12	0.66	5.9	117.1	55.8	14.9	25.5	28.0	31.6
宮城	名取	細粒灰色低地土	HC	12	0.96	5.5	26.4	44.3	3.4	18.5	30.5	47.6
茨城	水戸	黒ボク土	LiC	13	0.84	5.8	72.8	36.4	25.5	22.6	23.8	28.1
茨城	つくば	黒ボク土	LiC	14	0.71	5.3	25.5	20.5	10.0	30.9	24.9	34.2
埼玉	鴻巣	細粒灰色低地土	LiC	12	0.93	5.7	8.2	17.3	19.8	19.6	33.5	27.1
東京	立川	細粒褐色低地土	LiC	15	0.71	5.3	46.1	33.2	5.0	30.5	32.6	31.9
山梨	甲府	中粗粒灰色低地土	CL	12	1.05	5.6	22.7	17.4	21.7	31.0	25.7	21.6
山梨	双葉	中粗粒灰色低地土	SCL	12	1.05	5.3	9.5	10.3	36.2	35.4	13.3	15.1
大阪	羽曳野	細粒灰色台地土	CL	10	1.13	6.2	29.3	17.9	14.6	40.4	23.5	21.5
岡山	岡山	細粒グライ土	CL	13	1.13	5.2	21.2	14.4	13.7	39.9	29.6	16.8
岡山	山陽	細粒グライ土	CL	15	1.11	5.6	16.1	13.8	29.0	24.1	23.5	23.4
福岡	筑紫野	中粗粒灰色低地土	CL	10	1.07	5.7	21.8	16.4	35.1	26.8	21.0	17.1

注 1) 国際土壌学会の三角図より求めた。(LiC: 軽埴土、CL: 埴壤土、HC: 重埴土、SCL: 砂質埴壤土)

2) 単位は乾土あたり。

表2 調査畑土壌の分類と理化学性

採取地	土壌群	1) 土性	作土 深さ cm	容積重 kg/l	pH (H ₂ O)	2) 腐植 含量 g/kg	2) 陽イオン 交換容量 CEC cmol(+)/kg	粒径組成(重量%)				
								粗砂 2.0 ~ 0.2mm	細砂 0.2 ~ 0.02mm	シルト 0.02 ~ 0.002mm	粘土 0.002 mm以下	
北海道	札幌	多湿黒ボク土	LiC	15	0.70	5.4	85.3	48.0	18.0	18.1	31.1	32.8
秋田	秋田	細粒グライ土	HC	16	0.79	5.0	121.5	55.1	2.1	6.2	40.9	50.8
新潟	長岡	細粒強グライ土	HC	15	0.81	5.9	44.7	40.0	3.7	6.8	37.9	51.6
岩手	盛岡	多湿黒ボク土	CL	15	0.63	5.9	107.1	45.0	19.1	28.0	32.7	20.2
宮城	岩沼	細粒灰色低地土	LiC	15	1.51	6.1	23.6	23.8	15.7	16.7	28.9	38.7
茨城	水戸	黒ボク土	LiC	15	0.65	6.1	60.3	39.4	24.5	22.3	27.5	25.7
茨城	つくば	黒ボク土	LiC	15	0.86	6.0	60.3	41.1	8.8	21.8	36.1	33.3
埼玉	北本	細粒灰色低地土	CL	10	0.80	5.3	54.8	30.4	12.8	30.1	34.6	22.5
埼玉	熊谷	細粒褐色低地土	CL	15	0.83	5.0	9.9	16.3	11.9	36.5	31.0	20.6
東京	立川	細粒褐色低地土	LiC	15	0.71	5.7	52.2	29.3	6.1	35.1	30.6	28.2
山梨	双葉	中粗粒灰色低地土	SCL	15	0.65	6.2	11.1	14.6	29.8	33.6	17.8	18.8
岡山	山陽	細粒グライ土	CL	15	1.13	6.3	18.0	13.2	30.0	23.0	24.4	22.6
福岡	甘木	灰色低地土	LiC	12	0.73	5.6	65.3	34.9	9.9	33.0	30.9	26.2

注 1) 国際土壌学会の三角図より求めた。(LiC: 軽埴土、CL: 埴壤土、HC: 重埴土、SCL: 砂質埴壤土)

2) 単位は乾土あたり。

結果および考察

1 放射能調査

(1) 測定値の信頼性

1) 標準試料との照合

⁹⁰Srと¹³⁷Csの分析値の精度を評価するため、二種類の標準試料の分析を試みた。標準試料1は1964年5月に供給されたIAEA(国際原子力機関: International Atomic Energy Agency)のRice Flour Intercomparison Sample for Strontium-90(LAB/242-3/LOWRA)で、これら4連分析の平均値(Bq/kg fresh)は 2.23 ± 0.04 と、保証値2.16と良く一致した。この結果は1964年10月にIAEAへ報告された。

標準試料2は、気象研究所で調製された放射性降下物標準試料(青山ら, 1996)で、これら5連の分析値の平均(mBq/g)は、⁹⁰Srでは推奨値 211 ± 33 に対し 207 ± 18 、¹³⁷Csでは推奨値 312 ± 15 に対して 320 ± 6 とともに近い値が得られている。

2) 低レベル放射能測定値の信頼性

(財)日本分析センターの報告(1994)によると、白米の放射能レベルの低下により、⁹⁰Srで検出限界濃度に満たない(計数値が標準偏差の3倍以下: ND)試料が1978年以降の分析数の約半分を占め、1991年では80%以上に達し、¹³⁷CsではNDは1984年から少しずつ増加し、1991年で約60%に達していることが記されている。

本調査における白米では、1959年の調査開始以来78年頃までは全試料ともに高い値で推移し、標準偏差の3倍(3)以上の値を示した。とくに、ピーク時における最高、最低および平均値(全国平均、mBq/kg)は⁹⁰Srでは 559 ± 12 、 74 ± 7.7 および 269 ± 8.3 、¹³⁷Csでは 8140 ± 46 、 888 ± 19 および 4179 ± 33 と著しく高く、測定誤差が非常に小さい。しかし、⁹⁰Srでは1981年、¹³⁷Csでは1979年頃から含有放射能の低レベル化に伴って放射性壊変の統計誤差率が増大し、測定結果が3未満となるような試料が増加し、1987年以降には両核種ともに1未満の値が目立つようになった。

このように、分析結果の数値化は可能ではあるが、最近ではその信頼性に疑問が生じる試料が増加しつづけている。この打策として分析供試量の増大や測定器の性能向上等が考えられるが、NDの取り扱いを含めて極低レベルの放射能調査については今後の検討課題となっている。

なお、(財)日本分析センターは、白米の分析を1975年から開始し現在まで継続している。1975年から95年まで20年間分のデータ(1994)を本調査結果と比較してみると、両核種とも同様の値を示しており分析精度はともに高いと考えられる。

(2) 米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度

玄米から白米への精白は、通常9~11%の糠を除去する。本実験ではこれに準じて、糠除去率10%の搗精

度90%とした。

1) 白米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移

1959年から2000年までの玄米と白米における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の全国平均(mBq/kg)の推移を図3にそれぞれ示した。白米では、1963年に⁹⁰Sr(269)と¹³⁷Cs(4179)でそれぞれに第1極大値が認められた。この時期は、大型核爆発実験による⁹⁰Srと¹³⁷Cs降下量の最高時に相当する。その後、⁹⁰Srと¹³⁷Csによる汚染はフォールアウトの減少を反映して急激に低下し、1968年に¹³⁷Cs(618)が、また、1970年に⁹⁰Sr(61)が、1977年に¹³⁷Cs(350)および⁹⁰Sr(33)が、それぞれ極大値として観測された。これらは1963年の第1極大値に対し、68年の¹³⁷Csで15%、70年の⁹⁰Srで23%、77年の¹³⁷Csで8%、同⁹⁰Srで12%に相当した。その後も多少の増減を繰り返しながら緩やかに低下し続けている。このように、白米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度は、核爆発実験の規模と回数を反映し、フォールアウト量にほぼ比例している。

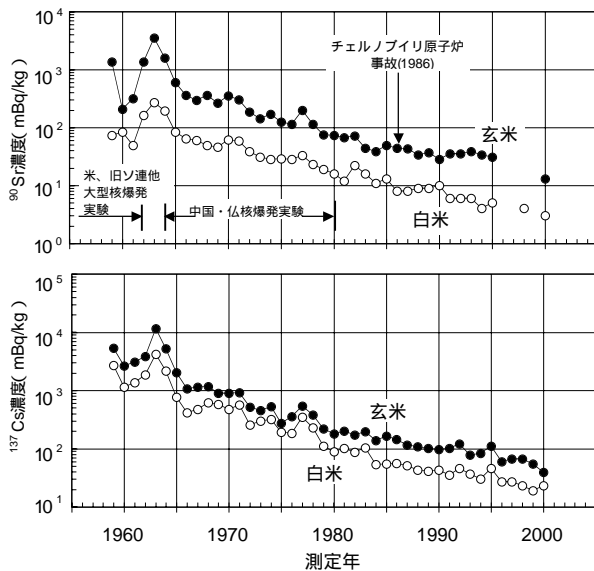


図3 玄米と白米における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移(全国平均)

全国平均値の最も高かった1963年産白米では、¹³⁷Cs濃度が最高で約10 Bq/kgを記録した試料が出現し(全国平均約4 Bq/kg)、人の健康への影響が懸念された。しかし、当時、規制値が設定されるまでには至らなかった。

この1963年産白米における濃度は高いようであるが、チェルノブイリ事故年の1986年に設定された、わが国への輸入食品の暫定基準(輸入禁止基準)370 Bq/kg(¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs)より桁違いに低いレベルにあった。また、後述の1963年産玄米における¹³⁷Csの最高値約100 Bq/kg(全国平均約44 Bq/kg)およびチェルノブイリ事故年に観測された玄米における¹³⁷Csの最大値16 Bq/kgおよび¹³⁴Cs + ¹³⁷Csの最大値24 Bq/kgは、いずれもこの暫定基準値に比べてはるかに低い。

2) 玄米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度および白米との放射能比

図3の玄米と白米における両核種濃度の全国平均の推移にみられるように、玄米は白米に比し⁹⁰Srで5.8倍、¹³⁷Csで2.6倍の高濃度を示した(駒村ら, 2001)。

表3に⁹⁰Srと¹³⁷Csの玄米/白米比の年次変動を示した。⁹⁰Srでは同(濃度)比は、フォールアウト量が最大で、水稻の地上部から取り込まれる直接汚染の影響が最も大きいとされる1963年に最高値13を示した。その前後年でも8.2と高い値が得られている。しかし、⁹⁰Srと¹³⁷Csの降下の少ない、すなわち、大気から降下した⁹⁰Srや¹³⁷Csが茎葉や穂に沈着して玄米に取り込まれる経路(直接汚染)の影響がほぼ無視できるとされる1984年以降95年までは、4~6の範囲にほとんど入っており、これらの値はトレーサ実験による間接汚染経路、すなわち、経根吸収のみで直接汚染の全く無い条件で得られた値の約3.9(津村ら, 1984)に近い。これに対して、¹³⁷Csの場合は、⁹⁰Srのような大きな経年変化がなく2~3の狭い範囲で推移しており、トレーサ実験による¹³⁷Csの直接汚染を伴わない経根吸収のみで得られた玄米/白米比約3.1(津村ら, 1984)とほぼ同じ値となっている。このように、1962~64年の降下量の第1極大期に⁹⁰Srの玄米/白米比が高いことは、大気から降下して穎に沈着した⁹⁰Srは一部が糠層に浸透するものの、その大部分はそのまま糠層に留まり、そこから白米への移行は極めて少ないことを示している。一方、¹³⁷Csの玄米/白米比が⁹⁰Srの同比より常に低いのは、穎に沈着した¹³⁷Csは、穎糠層白米へと比較的容易に移行すること符合している(津村ら, 1984)。

表3 ⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の玄米/白米比とその年次変動

年次		1959	1960~69	1970~79	1980~89	1990~95	平均
⁹⁰ Sr	玄米/白米	19	6.9±2.7	4.9±0.75	4.2±0.95	5.7±1.7	5.8±3.8
	¹³⁷ Cs	1.6	2.7±0.50	2.7±0.55	2.4±0.32	2.9±0.31	2.6±0.49

3) 白米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の地域差

白米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度について日本海側5～7地点、太平洋側7～9地点における各平均値の経年変化を図4に示した。⁹⁰Srでは、1961年から2000年まで常に日本海側で高い値が観測された。¹³⁷Csでは、1961年から72年までは⁹⁰Srと同様に日本海側で高い値が観測されたが、73年以降は一定の傾向が認められなかった。

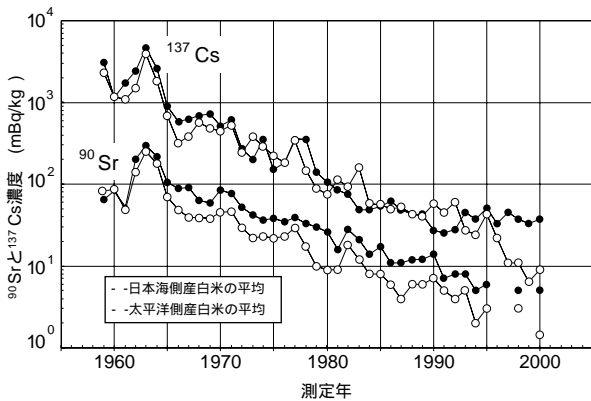


図4 日本海側産白米と太平洋側産白米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移

気象庁の降水量観測地点は、日本海側では札幌、秋田、福岡の3地点で、1959～83年の平均降下積算量は⁹⁰Sr：3114 Bq/m²、¹³⁷Cs：6562 Bq/m²であるのに対し、太平洋側では仙台、東京、大阪の3地点で、同じ期間で⁹⁰Sr：2128 Bq/m²、¹³⁷Cs：4747 Bq/m²となっている(青山ら1996)。また、水田圃場中の蓄積量が日本海側で太平洋側より多いことをKodairaら(1980)、小林ら(1984)、駒村ら(1999)らが報告している。

このように日本海側で大気からの降水量や水田土壌における蓄積量が太平洋側に比べて多いことが、白米における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の地域差の原因と考えられる。

4) 白米の¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr濃度比

白米の¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr濃度比は、1960年代では13 ± 5.7、1990年代では6.7 ± 1.6の範囲にあり、37年間の約15地点の全国平均で9.4と算出された(表4)。

核爆発実験に伴い大気中から地表に降下する¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr比は地域や観測年により幾分異なるが、上記3)の気象庁の降水量観測6地点で1959～83年の間では、1963年に最高値が観測され、1.1～2.6(全平均約1.8)の範囲に収まっている(青山ら, 1996)。

しかし、白米の¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr比はそれらの値を大きく上回り、¹³⁷Csは⁹⁰Srに比べて白米に移行しやすいことを示している。

(3) 小麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度

国産小麦の用途は、製粉された小麦粉、それを利用した麺類などのほか、脱粒したままの玄麦を用いる醤油、あるいは、ふすまを使った飼料など多種多様である。しかし、わが国の小麦(玄麦:wheat grain、小麦粉:wheat flour)を対象とした⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の分析例はほとんど無い。本調査では玄麦、小麦粉を分析の対象とし、ふすま、藁については対象外とした。

1) 玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移

1959年から2000年までの玄麦における両核種濃度の全国平均の推移を図5にそれぞれ示した。玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度は、米の場合と同様に大気圏内での核爆発実験の規模と回数を反映して、増減を繰り返す形で経年推移している。1963年には全国平均値(mBq/kg)として⁹⁰Srで12300、¹³⁷Csで43600(推定値)となり、過去最高の玄麦汚染が見られた。

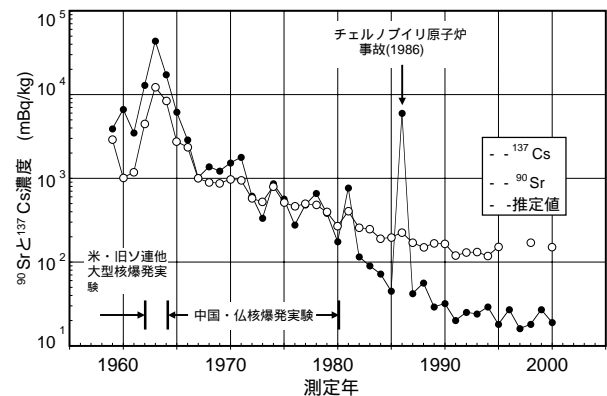


図5 玄麦における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移(全国平均)

玄麦の¹³⁷Csのデータのうち、1959年、63～65年の4か年分については欠損が生じた。汚染レベルが高い時期のデータであることから、小麦栽培期間中の¹³⁷Cs降下量(x (Bq/m²))と玄麦の¹³⁷Cs濃度(y (mBq/kg))の間に高い正の相関が成立することに着目して、推定式(y=52x^{0.91})を導き玄麦の¹³⁷Cs濃度の推定値を算出した。

表4 白米の¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr濃度比とその年次変動

年次	1959	1960～69	1970～79	1980～89	1990～95	平均
⁹⁰ Sr / ¹³⁷ Cs	37	13 ± 5.7	8.4 ± 1.9	5.6 ± 1.3	6.7 ± 1.6	9.4 ± 6.3

1959年から82年までの実測値(黒丸)と推定値(白丸)を図6に示した。かなりよく一致しており、本推定値の精度は高いと判断できる(駒村ら, 2002)。

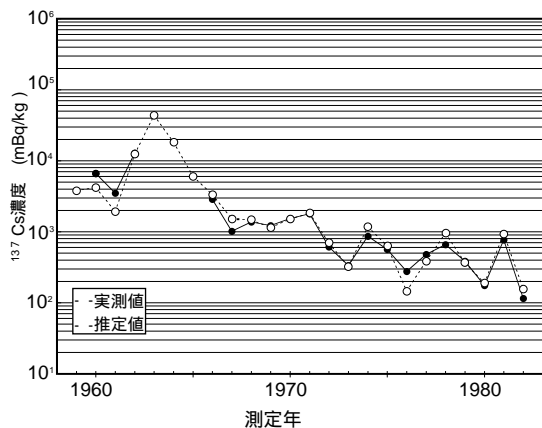


図6 玄麦における ^{137}Cs 濃度の実測値と推定値の経年推移(全国平均)

フォールアウト量が多い時期における汚染を国際比較すると、1961年に国連科学委員会で報告された、1959年産玄麦の ^{90}Sr 濃度の平均(mBq/kg)は、アメリカ1960、旧ソ連1440、イギリス1260、デンマーク1440、西ドイツ1180、フランス740、カナダ1440、などの北半球各地に対して、南半球のオーストラリアでは260と際だって低い。日本では2890と諸外国より高い値が観測された。さらに、1963年産玄麦の ^{90}Sr 濃度は、Miserez(1968)、Hackら(1968)、Csupkaら(1969)により、フランス15300、西ドイツ15200、スロバキア5200と報告され、日本の玄麦(12300)は、独・仏両国と同レベルの汚染となっている。

また、Hackら(1968)、Csupkaら(1969)による ^{137}Cs 分析例では、降水量がかなり低下してきた1966年産の例ではあるが、スロバキア3330、アルゼンチン1780、西ドイツ6150と報告されている。日本では2870となっている。

わが国における1963年産玄麦での過去最大(^{90}Sr : 12300, ^{137}Cs : 43600)の汚染は、白米や玄米の汚染と同様に、1961~62年に行われた大規模核爆発実験の影響を強く受けたフォールアウト由来の直接汚染に起因するところが大きい(駒村ら, 2002)。しかし、その最大ピークに比べて、3年後の1966年には ^{90}Sr で2360と19%、 ^{137}Cs では2870と7%にまで急減した。その後緩やかな減少傾向を示しながら推移し、1981年産玄麦では80年に行われた中国の核爆発実験の影響と考えられるピークが ^{90}Sr で小さく、 ^{137}Cs でやや大きく認められた(図5)。

1986年には、チェルノブイリ事故の影響を強く受け

^{137}Cs 濃度が5960 mBq/kgまで上昇したが、翌年には事故前年の平常レベルにまで急低下した。それ以降では両核種ともに緩やかな低下傾向を続けながら今日に至っている(図5)。

玄麦の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 濃度比は、1960年6.5、61年3.0、62年2.9、63年3.6、64年2.1、65年2.3であったが、1966年以降81年までは1~1.9の範囲であった。1981年以降、同比は1以下を示し、2000年では0.13となっている。ただし、1986年のチェルノブイリ事故年では26.4と極めて高い。

2) ^{90}Sr と ^{137}Cs の玄麦と小麦粉における濃度

本調査では玄麦を対象に分析を行ったが、小麦粉の食品としての重要性を考慮し、汚染レベルの異なる5か年の試料につき分析を行い、 ^{90}Sr と ^{137}Cs について玄麦/小麦粉の濃度比を求めた(表5)。その結果、玄麦/小麦粉比は、 ^{90}Sr では1961年4.2、69年3.1、75年2.9、86年2.8、90年2.4と、フォールアウトの多量降下時に大きく、少量降下時に小さい傾向を示した。 ^{137}Cs でもこの比は1961年2.6、69年2.0、75年2.0、86年(チェルノブイリ事故年)2.4、90年1.3となり、 ^{90}Sr の玄麦/小麦粉比と同様に降下量を反映している。フォールアウト降下がほとんど無く、直接汚染の影響がほぼ無視できる1990年に注目すると、玄麦/小麦粉比が ^{90}Sr で2.4、また、 ^{137}Cs で1.3となった。このように経根吸収された ^{90}Sr は、 ^{137}Cs に比べふすまに濃縮しやすいと考えられる。

表5 小麦粉の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度と玄麦/小麦粉の濃度比(全国平均)

年次	小麦粉濃度(mBq/kg)		玄麦/小麦粉	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1961	304±44*	1611±66	4.2	2.6
1969	303±55	634±37	3.1	2.0
1975	199±23	293±16	2.9	2.0
1986	80±10	2446±46	2.8	2.4
1990	72±9.2	26±3.4	2.4	1.3

*:計数誤差

3) 玄麦の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の地域差

玄麦の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度を日本海側2~6地点、太平洋側3~9地点の各年平均値の推移として図7に示した。1963年から94年までの32年間の小麦収穫年次のうち、玄麦の ^{90}Sr 濃度は1971年を除く31の年次で、日本海側>太平洋側の傾向を示した。この傾向は白米の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の推移と同様であるが、その地域間差は小さい。一方、日本海側での玄麦の ^{137}Cs 濃度は、1963~70年、72

～75年、80～90年（ただしチェルノブイリ事故年の86年を除く）において太平洋側より高かったが、⁹⁰Srとは異なって、¹³⁷Csによる玄麦汚染の地域間差は判然としなかった。

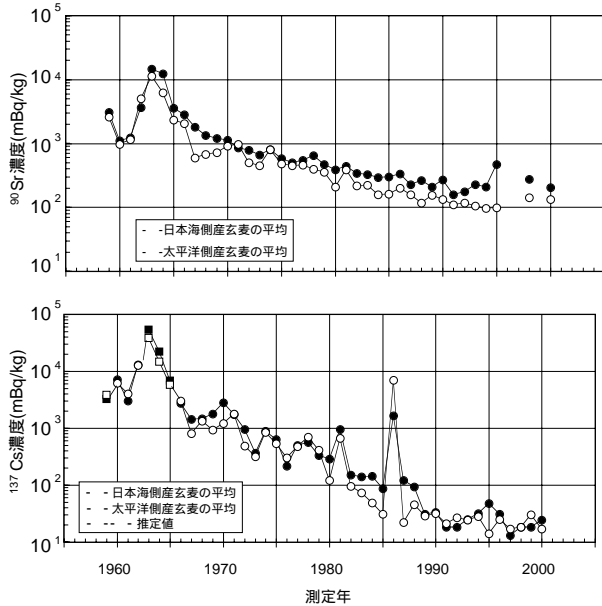


図7 日本海側産玄麦と太平洋側産玄麦における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移（全国平均）

一方、Kodairaら（1980）、駒村ら（1984；1999；2001）は、玄米および白米の⁹⁰Sr・¹³⁷Cs濃度などについて、日本海側＞太平洋側の地域間差を認めている。しかし、玄麦の¹³⁷Cs濃度の地域間差は、玄米や白米ほど明確ではなかった。

4) 玄麦と玄米間の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の比較

玄麦と玄米の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の全国平均値の推移を図8に示した。1959から2000年にわたる観測期間のうち、1959、63、64、65の計4年の玄麦の¹³⁷Cs濃度は、前述の方法による推定値であり黒の四角で示した。

⁹⁰Sr濃度は全調査期間を通じて玄麦で玄米より高い値が得られた。¹³⁷Cs濃度では1960～66年までは玄麦が玄米より高い傾向を示したが、1967～81年では一定した傾向が認められず、82年以降では逆に玄麦より玄米で高くなった（チェルノブイリ事故年を除く）。

⁹⁰Sr濃度の玄麦／玄米比を比較すると、単年度平均の最低は2.1（1959年）、最高6.5（1966年）で全年度平均は4.1となった（表6）。これに対して¹³⁷Csにおける比は最低0.16（1995年）、最高3.8（1963年）、全年度平均1.4と（表6）なり、1981年頃までは1より大きい、それ以降は1以下となった。このことは、¹³⁷Csの根からの吸収（間接汚染）は、⁹⁰Srとは逆に小麦では水稻より小さいことを示唆している。

なお、チェルノブイリ事故年の¹³⁷Cs濃度の比は41.4と極めて高く、平均値の算出からは除いた。小麦と水稻の栽培時期の違いを反映し、小麦で認められた直接汚染が玄米では認められなかったためと考えられる。

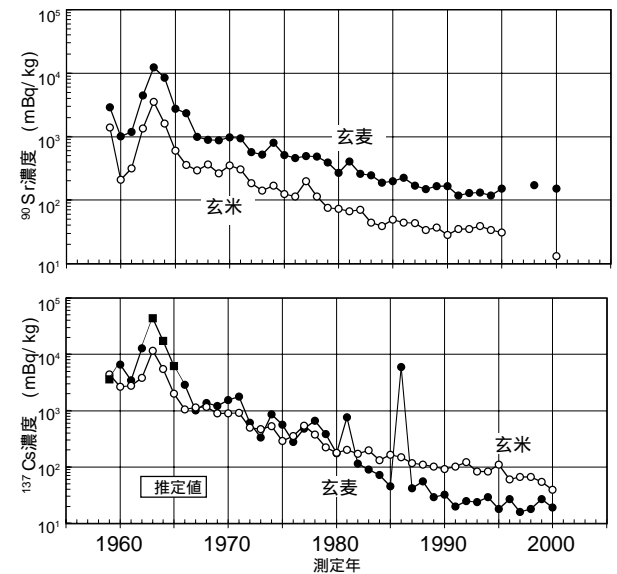


図8 玄麦と玄米における⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の経年推移（全国平均）

5) チェルノブイリ事故に起因する玄麦の高い¹³⁷Cs汚染

1986年4月26日に起きたチェルノブイリ事故により、大量の放射性物質がフォールアウトとして地球環境中に放出され、わが国の玄麦で¹³⁷Csによる高い汚染が記録された（図5）。当所での緊急調査（1986年5月2日～6月6日）においてもハウレンソウやキャベツで4～12 Bq/kg（生）と明らかに高い¹³⁷Cs濃度を記録した。

表6 ⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の玄麦／玄米比とその年次変動

年次		1959	1960～69	1970～79	1980～89	1990～95	平均
⁹⁰ Sr	玄米／白米	2.1	4.1±1.1	3.8±0.86	4.6±0.76	4.1±0.95	4.1±1.0
¹³⁷ Cs	玄米／白米	0.73	2.4±1.0	1.4±0.47	0.87±1.1	0.22±0.073	1.4±1.1

注) 1986年の¹³⁷Csの値はチェルノブイリ事故年のため平均値から除外した。

玄麦でこのような ^{137}Cs の高い汚染が生じた理由を、以下のように考察した。チェルノブイリ事故由来の ^{137}Cs 降下は、事故年の5月に集中した(青山ら, 1996)。前述したように玄麦では ^{137}Cs 降下量が多いほど直接汚染の割合が増加するが、とくに収穫期に ^{137}Cs 降下量が多いと直接汚染の割合が顕著に増加する。小麦の収穫日と玄麦の ^{137}Cs 濃度の関係を調査地別に図9に示した。気象庁の降下量観測地点の札幌、秋田、仙台、東京、大阪および福岡で観測された ^{137}Cs の平均降下量(Bq/m^2)は、5月1日~7日:63、5月8日~14日:44、5月15日~21日:31、5月22日~6月1日:26であり5月上・中旬に降下が集中していたことがわかる。5月頃は、小麦の収穫期に当たっていた。玄麦の ^{137}Cs 濃度は、 ^{137}Cs 降下量の多い時に収穫が重なった調査地で高い値が得られている。たとえば、 ^{137}Cs 降下量の多い5月上旬に収穫日が多かった立川、つくば、熊谷、水戸、双葉町(山梨)、山陽町(岡山)で高い値が、 ^{137}Cs 降下量の多い5月上旬に未収穫の岩沼、盛岡、長岡および札幌で低い値がそれぞれ観測された。このようにチェルノブイリ事故の年に玄麦の顕著な汚染が生じたのは、 ^{137}Cs 降下量の多かった時期に小麦の収穫日が多かったためと推定される。このことを裏付ける知見として、Ichikawaら(1961)の小麦の収穫直前に穂にパラフィン紙の袋を被せることにより放射能汚染が大幅に低下したという結果、津村ら(1984)の水稻の結果ではあるが開花時における ^{137}Cs の取り込みが極めて大きいという報告を挙げることができる。

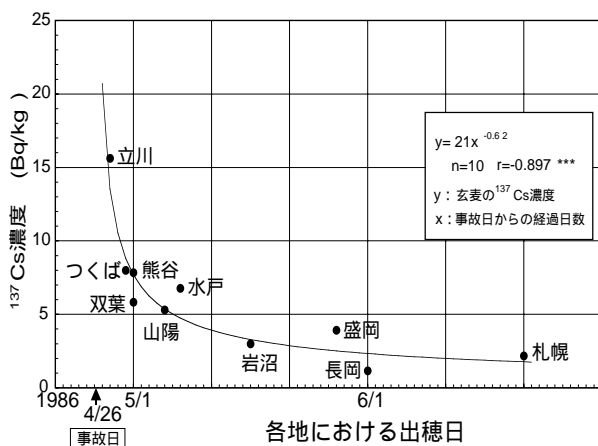


図9 チェルノブイリ事故年産小麦の収穫日と玄麦の ^{137}Cs 濃度の関係

さらに、玄麦の ^{137}Cs 汚染と ^{137}Cs 降下量の地域差の関係を検討すると、小麦栽培期間の3月から6月までににおける ^{137}Cs 降下量(Bq/m^2)は、前記気象庁の降下量観測地点の札幌:79、秋田:431、仙台:158、東京:179、

大阪:83、福岡:90となっている。また、同期間における気象研究所で観測された ^{137}Cs の降下量は、つくば:135であった。3月から6月までの ^{137}Cs 降下量は東京と仙台ではほぼ同レベルであるにもかかわらず、降下量観測地点の東京に近い立川・熊谷で収穫された玄麦に比べ、降下量観測地点の仙台に近い岩沼で収穫された玄麦の ^{137}Cs 濃度はかなり低い。また、日本海側の秋田では ^{137}Cs 降下量が最も多いが、同じ日本海側の長岡では玄麦の ^{137}Cs 濃度は最低値となっている。これらのことから、チェルノブイリ事故年に採取された玄麦の ^{137}Cs 濃度には、小麦栽培期間の3月から6月までににおける ^{137}Cs 降下量よりも、先に述べたように収穫期における ^{137}Cs の降下量が大きく影響したと考えられる。

チェルノブイリ事故の農作物汚染への影響は全世界に及んだ。イタリアで事故年に採取された玄麦400点の全Cs($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$)濃度の調査結果(Lotfら, 1990)を紹介する。汚染の発生頻度は、約60%が10 Bq/kg 以下、約80%が50 Bq/kg 以下で、約3%の試料で200 Bq/kg 以上の非常に高い値となっている。同年採取されたわが国の玄麦の全Cs($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$)濃度(Bq/kg)は最低1.7、最高24.4、平均9.1で、10以下の試料が約60%を占め、イタリアでの結果と類似しているが、50以上の高い数値は得られていない。

一方、わが国の水稻では、 ^{137}Cs の降下量の多かった時期は生育の初期に当たり、収穫期にはその降下量は0.3%まで減少したため、直接汚染は無視できる程度であった。また、間接汚染源である水田土壌中の ^{137}Cs 濃度は1985年19.3、86年19.4(Bq/kg)と事故による増加がほとんど認められなかったため、米の ^{137}Cs 汚染は平常値を上回るには至らなかったと考えられる。

(4) 水田土壌の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度

1) 水田土壌の ^{90}Sr 濃度の経年推移

1959年から2000年における水田土壌の置換態 ^{90}Sr と全 ^{90}Sr 濃度(一部試料)を年次、地点別に調査した結果、最大値の出現年次は、地点により若干異なるが、1963年から1966年にかけて観測された。1963年の置換態ならびに全 ^{90}Sr の最大値(Bq/kg)は上越(28.7、26.9)で、最小値は羽曳野(3.2、3.1)でそれぞれ記録され、全国平均は11.4、13.7となった。最大値が観測された1963年から1966年は、すでに述べたように、1954~58年と1961~62年の期間に頻繁に行われた大型核爆発実験に起因し、放射能の高いフォールアウトが地上に最も多く蓄積した年である。それ以降、核爆発実験の減少を反映

してフォールアウトが減少するが、中国の核爆発実験の影響を受けて多少の増減を繰り返しながら経年的に減り続け、2000年時点では最大時に比べて全⁹⁰Srで約7%（平均）にまで低下してきている。

地域別に全⁹⁰Sr濃度を検討した結果、日本海側で太平洋側よりも高い値で推移していることが認められた（図10）。

置換態と全⁹⁰Sr濃度の比（置換態/全⁹⁰Sr比）を検討した。この比は、地点（土壌）により異なり、腐植含量の高い盛岡、水戸、立川などで低く、腐植含量の低い秋田、金沢、双葉町などで高い傾向が認められた（表7）。腐植含量の高い土壌で置換態⁹⁰Srが少ない理由は、⁹⁰SrはCaと同様に腐植物質とキレート結合した安定な形態で存在する傾向が強いため、1M酢酸アンモニウムで浸

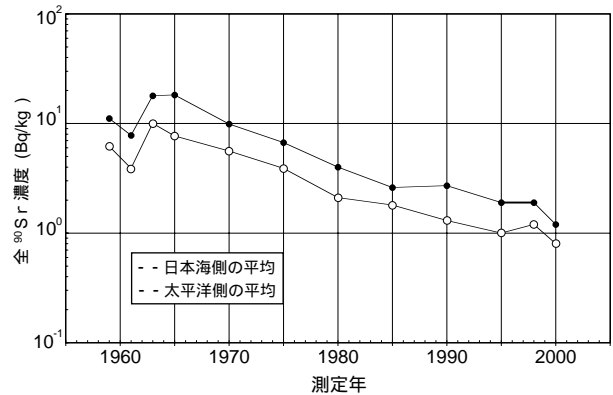


図10 水田土壌における全⁹⁰Sr濃度の日本海側と太平洋側の経年推移

表7 採取地別水田土壌⁹⁰Sr濃度の置換態/全量比

年次	札幌	秋田	大曲	上越	金沢	鳥取	盛岡	名取	水戸	つくば	鴻巣	立川	双葉	津	羽曳野	山陽	筑紫野	平均
1959	0.79	0.89		0.98			0.95									0.87		0.90
1960		0.99																0.99
61	1.21	0.85		1.03	1.08	0.91	0.54	0.77	0.92		0.95	0.84	0.79	0.69	0.85		0.65	0.86
62		0.99																0.99
63	0.98	1.11		1.07	0.86	0.83	0.57	0.85	0.81		0.84	0.62	0.69	1.03	0.87		0.75	0.85
65	0.81	1.04		0.62			0.44								0.72		0.73	0.73
67		1.08																1.08
69		0.73																0.73
1970	0.75	1.18		1.05	0.83	0.72	0.37	0.84	0.77		0.70	0.53	0.85	0.78	0.83	0.81	0.79	0.79
73		0.66																0.66
75	0.70	0.83		0.90			0.55								0.93		0.90	0.80
1980	0.60	0.97		0.93	1.05	0.79	0.53	1.06	0.66		0.76	0.68	0.86		0.68	1.00	0.47	0.79
85	0.53	1.16		1.22			0.51								0.48		0.76	0.78
1990	0.81	0.83	1.05	1.02	1.00	0.60	0.32	0.90	0.55	0.83		0.73	0.85		0.70	0.86	0.75	0.79
95	0.67	1.15		1.04			0.45								0.32		0.52	0.69
平均	0.79	0.96	1.05	0.99	0.96	0.77	0.52	0.88	0.74	0.83	0.81	0.68	0.84	0.72	0.73	0.88	0.70	0.81

出されがたいという津村ら(1984)の実験結果から説明される。全⁹⁰Srの約81%は置換態で占められていたが、経年的な置換態/全⁹⁰Sr比の変化には明確な傾向がみられなかった。

2) 水田土壌の¹³⁷Cs濃度の経年推移

1959年から2000年における水田土壌の置換態（1959～78年）および全¹³⁷Cs濃度を年次、地点別に調査した結果、最大値は、⁹⁰Srの場合と同様に、1963年から1966年にかけて観測された。1963年における置換態ならびに全¹³⁷Csの最大値（Bq/kg）は上越（17.8、100）で、最小値は羽曳野（0.81、7.3）でそれぞれ記録され、全国平均

は8.3、38.9となった。以降多少の増減を繰り返しながら経年的に漸減した。1986年にチェルノブイリ事故により多くの¹³⁷Csが大気中に放出され、その影響とみられる¹³⁷Cs濃度の微少な増加が伺われた。

全¹³⁷Cs濃度は、日本海側で太平洋側よりも高い値で推移している傾向が認められた（図11）。

全¹³⁷Csに対する置換態¹³⁷Csの濃度比は、地点により異なるが、各地点の1959～78年の平均で最高は札幌0.27、最低は双葉町の0.08、地点全体の平均は0.15となった（表8）。経年的な割合の変化はほとんど見られなかった。また、全量に対する置換態の割合は、⁹⁰Srでは約81%と高いが、¹³⁷Csでは約15%と著しく低かった。

全¹³⁷Cs / 全⁹⁰Sr濃度比 (表9) は、全国平均で1961年3.2 (同年のフォールアウトでは2.3)、70年4.2 (同年の同比1.8)、80年7.7 (同年の同比1.6) と経年的に増加している。フォールアウトの¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr比は常にほぼ一定であるにもかかわらずこのように両者の比に変化が生じた。⁹⁰Srは¹³⁷Csに比べて土壌中での溶脱が容易である (Millerら, 1963; 津村ら, 1984) ことに起因すると考えられる。

全調査期間を通じて全¹³⁷Cs濃度は、常に全⁹⁰Sr濃度より高い値で推移している。経年的な濃度の減少は、⁹⁰Srで¹³⁷Csより大きい。

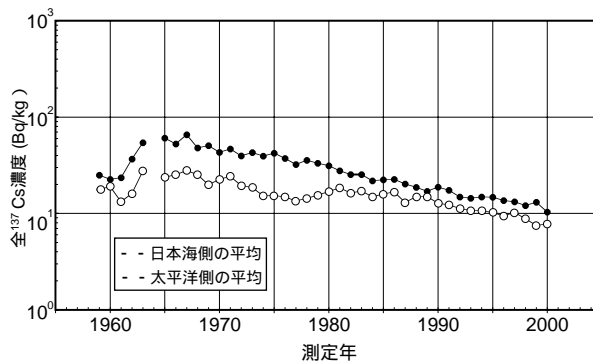


図11 水田土壌における全¹³⁷Cs濃度の日本海側と太平洋側の経年推移

表8 採取地別水田土壌¹³⁷Cs濃度の置換態 / 全量比

年次	札幌	秋田	上越	金沢	鳥取	盛岡	名取	水戸	鴻巣	立川	双葉	津	羽曳野	山陽	筑紫野	平均
1959	0.28	0.31	0.080	0.26	0.16	0.049	0.33	0.28	0.15	0.24	0.060			0.14		0.19
1960		0.26		0.31		0.24						0.10			0.24	0.23
61	0.25	0.14	0.10	0.22	0.13	0.28	0.38	0.26	0.14	0.25	0.078	0.055	0.076	0.12	0.087	0.17
62	0.22	0.29	0.12	0.15			0.25	0.13		0.10			0.085	0.16	0.22	0.17
63	0.83	0.30	0.18	0.17	0.11	0.26	0.18	0.068	0.13	0.18		0.15	0.11	0.23	0.18	0.22
65	0.81	0.13	0.24	0.17	0.059	0.19	0.24	0.21	0.069	0.11		0.078	0.22	0.15	0.063	0.15
66	0.24	0.22	0.14	0.22	0.087		0.26	0.34	0.090	0.23	0.17	0.28	0.051	0.16	0.072	0.18
67	0.13	0.28	0.12	0.15		0.26	0.13	0.27	0.042		0.031	0.12	0.056	0.034	0.063	0.13
68	0.21	0.25	0.11	0.24		0.27	0.14	0.43	0.30	0.052	0.076	0.16	0.067	0.25	0.061	0.19
69	0.17	0.25	0.14	0.28	0.064	0.26	0.24	0.32	0.074	0.23	0.15	0.16	0.36	0.12	0.13	0.20
1970	0.34	0.47	0.13	0.19	0.066	0.12	0.17	0.14	0.037	0.089	0.063	0.086	0.028	0.025	0.052	0.13
71	0.24	0.19	0.16	0.15	0.034	0.070	0.14	0.101	0.031	0.051	0.065	0.13	0.071	0.022	0.067	0.10
72	0.29	0.26	0.13	0.14	0.034	0.12	0.076	0.25	0.029	0.12	0.058	0.096	0.076	0.024	0.036	0.12
73	0.28	0.27	0.23	0.15	0.052	0.15	0.20	0.14	0.025	0.13	0.11		0.039	0.032	0.088	0.14
74	0.30	0.17	0.075	0.11		0.10	0.21	0.11	0.033		0.072		0.029	0.026	0.11	0.11
75	0.25	0.19	0.10	0.10		0.098	0.19	0.11	0.035		0.052		0.026	0.011	0.053	0.10
76	0.20	0.15	0.11	0.12		0.11	0.19	0.10	0.033		0.076		0.084	0.016	0.044	0.10
77	0.26	0.24	0.049	0.15		0.19	0.12	0.16	0.033		0.053		0.048	0.021	0.052	0.11
78	0.21	0.28	0.054	0.096		0.088	0.13	0.11	0.031		0.059		0.031	0.026	0.052	0.10
平均	0.27	0.25	0.12	0.18	0.079	0.17	0.20	0.20	0.075	0.15	0.078	0.13	0.086	0.087	0.093	0.15

表9 水田土壌の¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr濃度比とその年次変動

年次	1959	61	63	65	1970	75	1980	85	1990	95	平均
⁹⁰ Sr / ¹³⁷ Cs	2.5	3.2	2.9	3.5	4.2	5.2	7.7	8.8	7.8	8.9	5.5

(5) 畑土壌の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度

1) 畑土壌の⁹⁰Srの経年推移

1961年から95年における畑土壌の置換態⁹⁰Sr濃度を年次、地点別に調査した結果、最大値 (Bq/kg) は1964年に観測され、最大は24.3 (長岡)、最小は5.1 (羽曳野)

平均13.1となった。それ以降フォールアウトの減少を反映して経年的に減りつづけ、1995年時点では平均でピーク時の約11%にまで低下した。

地域別に置換態⁹⁰Sr濃度を検討した結果、日本海側で太平洋側よりも高い値で推移している (図12)。

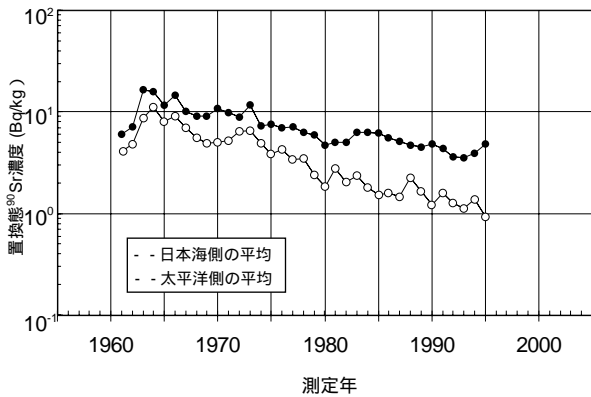


図12 畑土壌における置換態⁹⁰Sr濃度の日本海側と太平洋側の経年推移

2) 畑土壌の¹³⁷Cs濃度の経年推移

1959年から2000年における畑土壌の置換態（1959～78年）および全¹³⁷Cs濃度を年次、地点別に調査した結果、最大値はほとんどの地点で水田土壌と同様に1963年から1966年にかけて観測された。1963年における置換態ならびに全¹³⁷Csの最大値（Bq/kg）は上越（8.2、66.3）で、最小値は羽曳野（0.74、6.8）でそれぞれ記録され、全国平均は6.3、30.5となった。以降経年的に増減を伴いながら漸減したが、減少勾配は⁹⁰Srの場合より緩やかである。

地域別では、日本海側で太平洋側よりも高い値で推移している傾向が水田土壌の場合と同様に認められた（図13）。

1986年にチェルノブイリ事故により多くの¹³⁷Csが大気中に放出されたが、畑土壌での¹³⁷Csの濃度の上昇は、

水田土壌の場合と同様にわずかであった。これは、チェルノブイリ事故による¹³⁷Csの降下量に対し土壌中の¹³⁷Cs蓄積量が多いことに起因する。すなわち、1986年の1m²当たりの¹³⁷Csの降下量は土壌中の全¹³⁷Cs蓄積量の約9%（全国平均）にすぎない。

¹³⁷Csの置換態と全量の比は、地点により異なるが、1961～78年の平均で最高0.30（秋田）最低0.06（羽曳野）全平均0.18となった（表10）。この比は、水田土壌に比較してやや高い。

畑土壌の全¹³⁷Cs / 全⁹⁰Sr濃度比は、全国平均で1990年に3.7（同年のフォールアウトでは2.2）、2000年に3.6（同年のフォールアウトでは1.4）となり、水田土壌の同比に比べて低い傾向を示した。これは、¹³⁷Csの年間溶脱量が畑より水田でより多く起こることによると考えられる。

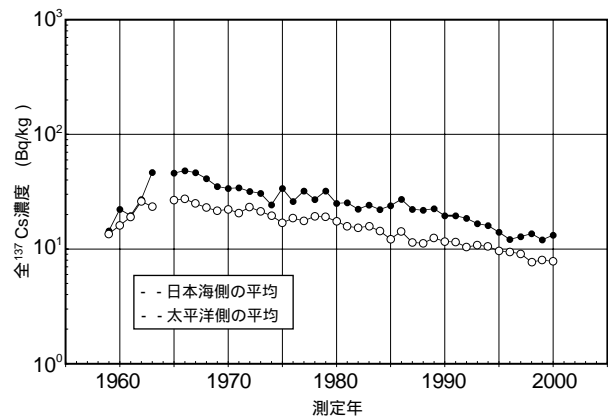


図13 畑土壌における全¹³⁷Cs濃度の日本海側と太平洋側の経年推移

表10 採取地別畑土壌¹³⁷Cs濃度の置換態 / 全量比

年次	札幌	秋田	長岡	盛岡	岩沼	水戸	熊谷	立川	双葉	羽曳野	山陽	甘木	平均
1961		0.22	0.11	0.26									0.20
62	0.14	0.33	0.21	0.31	0.043		0.067	0.32				0.57	0.25
63		0.27	0.12	0.24	0.18	0.23	0.10	0.24	0.13	0.11	0.16	0.26	0.19
65	0.10	0.38		0.28	0.26	0.11	0.36	0.15	0.041	0.034	0.22	0.092	0.18
66	0.22	0.28	0.30		0.15	0.29	0.20	0.20	0.065	0.020		0.27	0.20
67	0.14	0.31	0.31	0.29	0.20	0.24		0.24	0.055	0.072	0.16	0.16	0.20
68	0.13	0.32	0.23	0.44	0.16			0.21	0.22	0.068	0.12	0.092	0.20
69	0.15	0.30	0.26	0.21	0.18	0.34		0.23	0.16	0.064	0.076	0.076	0.19
1970	0.12		0.23	0.12	0.20	0.32	0.25	0.22	0.17	0.052	0.10	0.057	0.18
71	0.15		0.24	0.19	0.19	0.29	0.20	0.23	0.24	0.085	0.077	0.12	0.18
72	0.22		0.22	0.39	0.19	0.30	0.19		0.14	0.063	0.12	0.11	0.19
73	0.11		0.20	0.33		0.30	0.23		0.14		0.14	0.082	0.19
74	0.17		0.12			0.33	0.14		0.095		0.12	0.093	0.15
75	0.28		0.26	0.23	0.20	0.30	0.16		0.088		0.060	0.10	0.19
76	0.19		0.17	0.34	0.20	0.17	0.20		0.088		0.080	0.064	0.17
77			0.16				0.18				0.060	0.082	0.12
78	0.086		0.19	0.17	0.24	0.23	0.15		0.089		0.11	0.076	0.15
平均	0.16	0.30	0.21	0.27	0.18	0.27	0.19	0.23	0.12	0.063	0.11	0.14	0.18

2 放射能調査結果の解析

(1) ^{90}Sr と ^{137}Cs による白米と玄麦の汚染経路

農作物がフォールアウトにより汚染される経路として、大気から降下した ^{90}Sr や ^{137}Cs が茎葉や穂に沈着して取り込まれる直接汚染と土壌から経根吸収により取り込まれる間接汚染が考えられる。両汚染経路の割合は、 ^{90}Sr と ^{137}Cs の降下量によって大きく変化することが本調査結果から明らかになった。すなわち、降下量の多い時ほど直接汚染経路の割合が、逆に、降下量が少ないほど間接汚染経路の割合が増大することになる。

白米・玄麦の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の直接汚染と間接汚染の割合を算出する方法は、以下のとおりとした。すなわち、直接汚染の影響がほぼ無視できる1987～93年の試料について、水田または畑土壌から白米または玄麦へのそれぞれの移行係数（白米または玄麦の単位重量当たりの ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度 / 水田または畑土壌の単位重量当たりの ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度）の平均を算出し、これを過去37年分の水田・畑土壌の両核種濃度にそれぞれ乗じて白米・玄麦の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の間接汚染相当分を推定した。各年における白米・玄麦の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度から、上記で求めた間接汚染相当分をそれぞれ差し引き、残りの部分を直接汚染相当量とみなした。

1) 白米の直接・間接汚染経路

図14に見られる通り ^{90}Sr による白米の直接汚染の割合は、1963年を中心とした極多量降下期では70～80%を占めた。1970～71年および77年頃では約50%で、これらは中国の核爆発実験の影響を受けたと考えられ、比較的多量の両核種の降下が観測された年に相当する。1991年以降では降下がほとんど認められない（青山ら，1996）ため、直接汚染はあったとしてもその割合は極めて小さく、ほぼ全てが間接汚染経路によると考えられる。

Ichikawaら（1962）は、1960年産白米の ^{90}Sr の約60%は間接汚染経路により、残りの約40%は直接汚染経路に由来していることを報告している。本研究で得られた同年産白米の間接汚染と直接汚染経路の割合は ^{90}Sr で約40：60となっており、Ichikawaらの結果より直接汚染の割合がやや大きくなっている。 ^{137}Cs でも直接汚染の割合は ^{90}Sr と同様に降下量の多少を強く反映しているが、 ^{90}Sr よりもその割合が大きい。すなわち、1959～64年では直接汚染の割合は約95%に達している。このことは、トレーサ実験の結果（Kodairaら，1973；津村ら，1984）の、水稻生育中に両核種が降下し地上部に沈着した場合、水稻のどの生育ステージでも茎葉や穂などから取り込ま

れる量および子実への移行割合がともに $^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$ の関係にあるということと符合する。

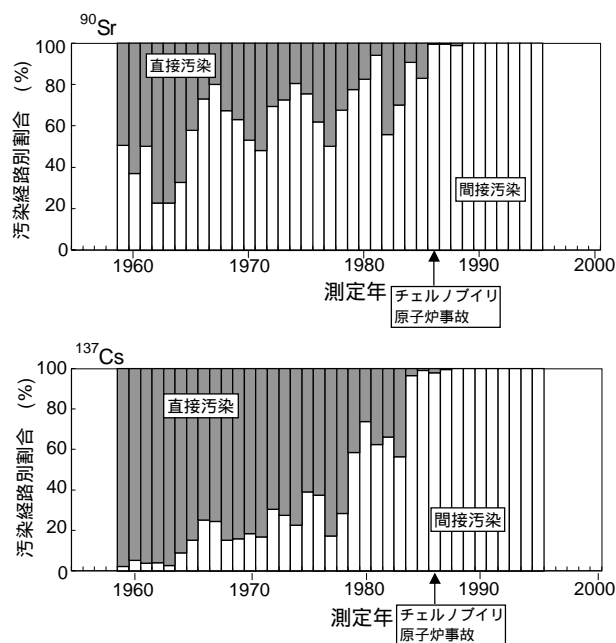


図14 白米の ^{90}Sr と ^{137}Cs 汚染経路割合とその経年変化

2) 玄麦の直接・間接汚染経路

^{90}Sr の直接汚染割合は、フォールアウトが極多量に降下した時期初頭の1959年に82%、翌60年に68%、それ以後増減を経て極多量降下期末の66年には約50%の値を示し、多量降下期（1967～73年）では9～29%程度、少量降下期（1974～81年）では1～26%程度、極少量降下期（1982年以降）では1～6%と算出された。

^{137}Cs による直接汚染割合は、極多量降下期のほぼ100%から、多量～少量降下期に95%さらに70%と漸減し、極少量降下期に急低下し、1987年にはほとんど認められなくなった。このパターンは、白米における ^{137}Cs の直接汚染割合の経年変化図と同様で、水稻と小麦では ^{137}Cs の汚染形態がそれほど変わらないと考えられる（図15）。

Ichikawaら（1961）は1959、60の両年にわたり、小麦圃場で穂ばらみ期～収穫期にかけて小麦全体をポリエチレンシートで覆った区、および同時期に穂のみをパラフィン紙で包んだ区を設定した。その結果を解析して、 ^{90}Sr の直接汚染と間接汚染の割合は、1959年産小麦粉で80：20、1960年産小麦粉では65：35と報告している。本調査の結果は小麦粉ではなく、玄麦で得られているが、前述のとおり1959および1960年産で82：18および68：32となり、Ichikawaらの割合に近い値を示した。

以上を要約すると両核種とも直接汚染の割合は、降下量の多い時ほど高く、また、 ^{137}Cs ^{90}Sr の関係にあった。

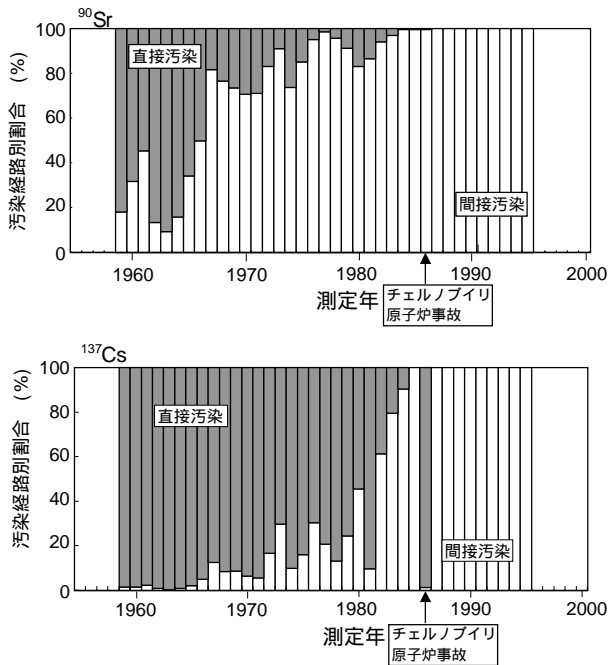


図15 玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs汚染経路割合とその経年変化

(2) 水田・畑作土の⁹⁰Srと¹³⁷Csの滞留半減時間

ここでは、水田・畑作土に存在する⁹⁰Srと¹³⁷Csの含量が、作土からその下層などへ移動して半減するまでの時間を滞留半減時間と定義する。

⁹⁰Srと¹³⁷Csの水田作土内の滞留半減時間を算出することにより、将来における水稻による両核種の経根的な吸収量を、土壌から子実への移行係数(駒村ら, 1994)の

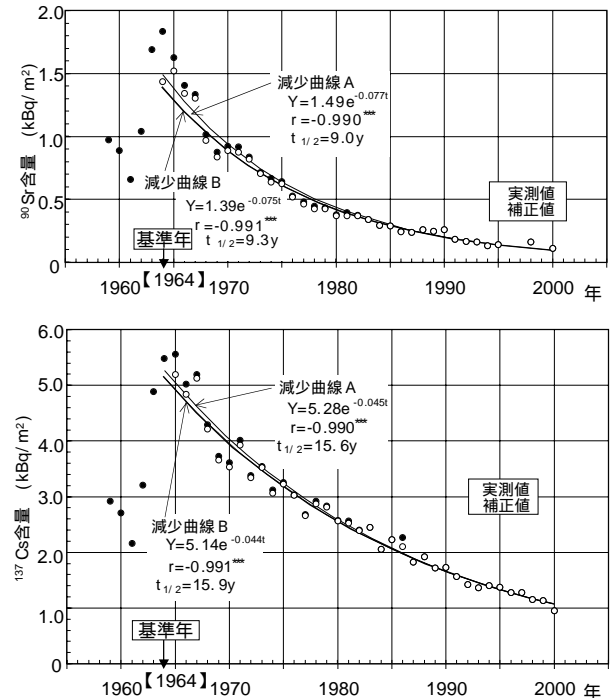


図16 水田作土からの⁹⁰Srと¹³⁷Cs含量の減衰

表11 水田作土における¹³⁷Csと⁹⁰Srの滞留半減時間(年)

採取地	⁹⁰ Sr				¹³⁷ Cs			
	試料数 (n)	回帰式	相関係数 (r)	滞留半減 時間	試料数 (n)	回帰式	相関係数 (r)	滞留半減 時間
日本海側								
札幌	26	$Y = 1.51e^{-0.069t}$	-0.930***	10.1	23	$Y = 3.63e^{-0.081t}$	-0.901***	8.6
秋田	32	$Y = 2.30e^{-0.072t}$	-0.985***	9.6	33	$Y = 6.54e^{-0.031t}$	-0.976***	22.4
上越	33	$Y = 4.29e^{-0.086t}$	-0.973***	8.0	33	$Y = 12.85e^{-0.052t}$	-0.958***	13.4
金沢	10	$Y = 1.40e^{-0.083t}$	-0.854**	8.4	13	$Y = 5.78e^{-0.069t}$	-0.651*	10.1
鳥取	26	$Y = 1.52e^{-0.062t}$	-0.959***	11.1	26	$Y = 6.37e^{-0.028t}$	-0.962***	24.4
筑紫野	14	$Y = 0.70e^{-0.118t}$	-0.784***	5.9	15	$Y = 4.25e^{-0.050t}$	-0.859***	13.7
平均1(全データ使用)	141	$Y = 1.67e^{-0.067t}$	-0.731***	10.4	143	$Y = 5.52e^{-0.038t}$	-0.528***	18.0
平均2(年平均データ使用)	36	$Y = 2.12e^{-0.079t}$	-0.990***	8.8	36	$Y = 8.42e^{-0.055t}$	-0.987***	12.7
太平洋側								
盛岡	30	$Y = 1.41e^{-0.089t}$	-0.945***	7.8	30	$Y = 5.45e^{-0.047t}$	-0.981***	14.6
名取	14	$Y = 1.59e^{-0.055t}$	-0.791***	12.5	15	$Y = 8.69e^{-0.057t}$	-0.841***	12.2
水戸	20	$Y = 1.46e^{-0.099t}$	-0.921***	7.0	16	$Y = 3.82e^{-0.077t}$	-0.955***	9.0
鴻巣	17	$Y = 0.86e^{-0.065t}$	-0.970***	10.7	17	$Y = 3.63e^{-0.040t}$	-0.786***	17.3
立川	28	$Y = 0.78e^{-0.110t}$	-0.909***	6.3	26	$Y = 4.30e^{-0.031t}$	-0.920***	22.6
双葉	17	$Y = 0.53e^{-0.116t}$	-0.920***	6.0	21	$Y = 2.88e^{-0.057t}$	-0.891***	12.2
津	10	$Y = 1.92e^{-0.107t}$	-0.822**	6.5	10	$Y = 4.99e^{-0.045t}$	-0.634*	15.5
羽曳野	32	$Y = 0.44e^{-0.063t}$	-0.934***	10.9	29	$Y = 1.46e^{-0.031t}$	-0.862***	22.3
山陽	29	$Y = 0.40e^{-0.061t}$	-0.864***	11.4	25	$Y = 3.32e^{-0.031t}$	-0.846***	22.6
平均1(全データ使用)	197	$Y = 0.93e^{-0.091t}$	-0.770***	7.6	194	$Y = 3.19e^{-0.036t}$	-0.616***	19.0
平均2(年平均データ使用)	36	$Y = 0.89e^{-0.072t}$	-0.983***	9.6	36	$Y = 3.06e^{-0.033t}$	-0.935***	21.2
平均1(全データ使用)	338	$Y = 1.17e^{-0.080t}$	-0.675***	8.7	337	$Y = 4.10e^{-0.038t}$	-0.543***	18.1
平均2(年平均データ使用)	36	$Y = 1.39e^{-0.075t}$	-0.991***	9.3	36	$Y = 5.14e^{-0.044t}$	-0.991***	15.9

***: <0.001 ** : <0.01 * : <0.05

Y: 1964年を基準年とし、t年後における作土中の⁹⁰Srと¹³⁷Cs含量(kBq/m²)

適用により推定できる。

水田作土の⁹⁰Srと¹³⁷Cs含量の経年的な推移をもとに、水田作土の⁹⁰Srと¹³⁷Cs含量が半減する時間、すなわち"滞留半減時間"を算定するため、⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度のピークを基準年と定め(本研究では1964年とした)減少曲線Aを求めた(図16)。減少曲線Aは各年度における⁹⁰Srと¹³⁷Csの残存蓄積量を示し、1964年以前の大気中からの降下蓄積量、1964年以前および当該年までの灌漑水による負荷量、表面流去、下層への溶脱量、水稻に吸収され系外に持ち出された量および当該年に新たに降下蓄積した量などを包括しており、さらに、放射能壊変による減衰量をも含む。すなわち、減少曲線Aは、1964年以降の新たな降下量を含む"みかけ"の減少曲線に相当す

る。減少曲線Aから新たな降下量を差し引きし、その補正を施したものを減少曲線Bとした(図16)。減少曲線Bの回帰式から滞留半減時間を既報(駒村ら, 1999)に従って算定した(表11)。畑作土についても水田作土と同様の方法で算定した(表12)。

滞留半減時間は調査地による差異が認められた。水田作土の場合、滞留半減時間の最大は⁹⁰Srで名取の12年、¹³⁷Csで鳥取の24年であるが、最小は⁹⁰Srで筑紫野の6年、¹³⁷Csで札幌の9年となった。全国平均値は水田作土の⁹⁰Srで9年、¹³⁷Csで16年、畑作土の⁹⁰Srで11年、¹³⁷Csで18年であった。このように、⁹⁰Srや¹³⁷Csの水田における滞留半減時間が畑におけるそれに比べ短いのは、年間容脱量が畑より水田でより多いことによると考えられる。

表12 畑作土における⁹⁰Srと¹³⁷Csの滞留半減時間(年)

採取地	⁹⁰ Sr				¹³⁷ Cs			
	試料数(n)	回帰式	相関係数(r)	滞留半減時間	試料数(n)	回帰式	相関係数(r)	滞留半減時間
日本海側								
札幌	17	Y= 1.02e ^{-0.056t}	-0.939 ^{***}	12.3	17	Y= 4.20e ^{-0.063t}	-0.930 ^{***}	11.0
秋田	6	Y= 1.54e ^{-0.111t}	-0.511	6.2	5	Y= 8.61e ^{-0.083t}	-0.875	8.4
長岡	18	Y= 2.74e ^{-0.046t}	-0.881 ^{***}	15.1	18	Y= 9.18e ^{-0.041t}	-0.895 ^{***}	17.0
甘木	16	Y= 0.87e ^{-0.111t}	-0.875 ^{***}	6.2	15	Y= 3.09e ^{-0.029t}	-0.886 ^{***}	24.0
平均1(全データ使用)	57	Y= 1.29e ^{-0.062t}	-0.428 ^{***}	11.1	55	Y= 5.24e ^{-0.044t}	-0.456 ^{***}	15.7
平均2(年平均データ使用)	21	Y= 1.44e ^{-0.047t}	-0.890 ^{***}	14.6	20	Y= 5.46e ^{-0.041t}	-0.883 ^{***}	16.9
太平洋側								
盛岡	31	Y= 1.27e ^{-0.056t}	-0.857 ^{***}	12.3	28	Y= 4.00e ^{-0.031t}	-0.944 ^{***}	20.9
岩沼	14	Y= 1.95e ^{-0.093t}	-0.969 ^{***}	7.4	16	Y= 5.15e ^{-0.062t}	-0.961 ^{***}	11.2
水戸	30	Y= 0.98e ^{-0.064t}	-0.932 ^{***}	10.9	30	Y= 3.06e ^{-0.049t}	-0.948 ^{***}	14.1
つくば	7	Y= 1.08e ^{-0.066t}	-0.705	10.5	15	Y= 3.14e ^{-0.042t}	-0.873 ^{***}	16.7
熊谷	12	Y= 0.99e ^{-0.082t}	-0.912 ^{***}	8.4	19	Y= 3.50e ^{-0.051t}	-0.913 ^{***}	13.7
立川	26	Y= 0.95e ^{-0.110t}	-0.900 ^{***}	6.3	27	Y= 3.96e ^{-0.034t}	-0.945 ^{***}	20.6
双葉	19	Y= 0.21e ^{-0.061t}	-0.833 ^{***}	11.3	10	Y= 2.35e ^{-0.027t}	-0.765 ^{***}	25.8
羽曳野	9	Y= 0.47e ^{-0.068t}	-0.662	10.1	8	Y= 1.33e ^{-0.041t}	-0.724 [*]	16.8
山陽	22	Y= 0.88e ^{-0.120t}	-0.962 ^{***}	5.8	18	Y= 3.11e ^{-0.032t}	-0.831 ^{***}	21.4
平均1(全データ使用)	171	Y= 0.84e ^{-0.077t}	-0.703 ^{***}	9.0	171	Y= 3.10e ^{-0.038t}	-0.750 ^{***}	18.2
平均2(年平均データ使用)	32	Y= 0.91e ^{-0.071t}	-0.960 ^{***}	9.8	36	Y= 3.08e ^{-0.035t}	-0.967 ^{***}	20.1
平均1(全データ使用)	228	Y= 1.07e ^{-0.083t}	-0.691 ^{***}	8.3	226	Y= 4.08e ^{-0.047t}	-0.757 ^{***}	14.7
平均2(年平均データ使用)	32	Y= 1.11e ^{-0.061t}	-0.973 ^{***}	11.4	36	Y= 3.89e ^{-0.038t}	-0.977 ^{***}	18.4

***: <0.001 ** : <0.01 * : <0.05

Y: 1964年を基準年とし、t年後における作土中の⁹⁰Srと¹³⁷Cs含量(kBq/m²)

(3) 不測の核事故時における米・小麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs汚染の推定方法

⁹⁰Srと¹³⁷Csの降下が著しく多い、または比較的多い1959~82年(チェルノブイリ事故は1986年)の玄米、白米および玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の全国平均値と、当該年の栽培期間中における気象庁の降下量観測6地点の両核種降下量平均値(青山ら, 1996)との間に高い正の相関が成り立つことが判明した(図17)。この関係はy=ax^bとして表され、これを濃度推定式とした(表13)。本式は両核種の栽培期間中の積算降下量(x)から白米

と玄麦中の両核種濃度(y)を推定するものであり、⁹⁰Srと¹³⁷Csが水稻と小麦の栽培期間中に約1~1000Bq/m²降下した場合に適用され(降下量が多いほど適合性がよい)、核事故などの不測の事態が起きた場合に、米・麦の汚染程度を推定するのに利用できる。

⁹⁰Srと¹³⁷Cs降下量のデータ(青山ら, 1996)が得られている気象庁の降下量観測6地点と、水田、畑圃場が比較的近接している札幌、秋田、名取・岩沼(仙台)、立川(東京)、羽曳野(大阪)、筑紫野・甘木(福岡)の6地点それぞれにおける⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度も、降下量と高い

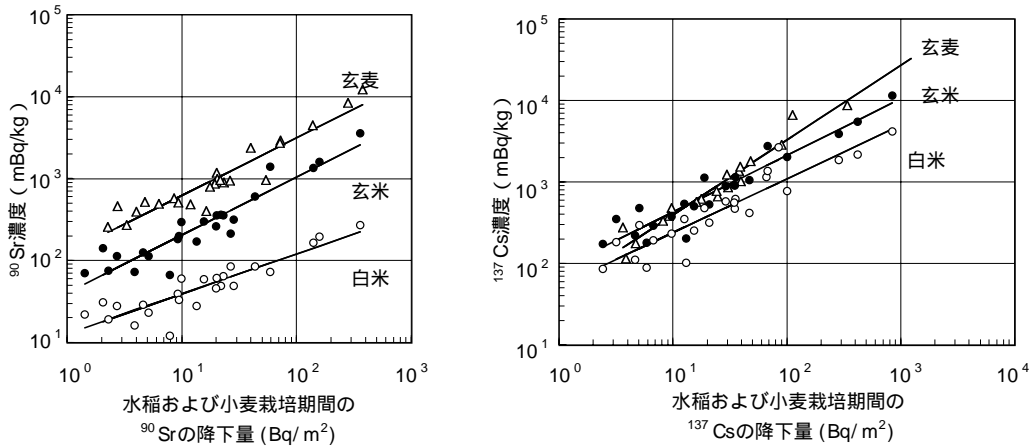


図17 水稲および小麦栽培期間における⁹⁰Srと¹³⁷Cs全国平均降水量と米および玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs全国平均濃度の関係

表13 水稲および小麦の栽培期間における⁹⁰Srと¹³⁷Cs降水量と白米および玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度の関係 (比較的降水量の多い1959年から1982年に採取された米麦を対象に濃度推定式を算定)

表13-A 水稲栽培期間における⁹⁰Srと¹³⁷Cs降水量と白米中の濃度の関係

採取地		⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs		
		試料数	濃度推定式(回帰式)	相関係数	試料数	濃度推定式(回帰式)	相関係数
北海道	札幌	24	$y = 13x^{0.523}$	0.897***	24	$y = 50x^{0.813}$	0.908***
秋田	秋田	23	$y = 24x^{0.405}$	0.823***	23	$y = 114x^{0.535}$	0.934***
宮城	名取	24	$y = 8.7x^{0.554}$	0.833***	21	$y = 128x^{0.483}$	0.877***
東京	立川	17	$y = 4.0x^{0.737}$	0.897***	17	$y = 7.4x^{1.047}$	0.928***
大阪	羽曳野	21	$y = 11x^{0.439}$	0.747***	21	$y = 33x^{0.577}$	0.673***
福岡	筑紫野	22	$y = 8.9x^{0.529}$	0.730***	23	$y = 58x^{0.538}$	0.707***
全国平均	全データ	131	$y = 11x^{0.521}$	0.780***	129	$y = 49x^{0.671}$	0.790***
	年平均データ	24	$y = 13x^{0.489}$	0.893***	24	$y = 52x^{0.659}$	0.918***

表13-B 小麦栽培期間における⁹⁰Srと¹³⁷Cs降水量と玄麦中の濃度の関係

採取地		⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs		
		試料数	濃度推定式(回帰式)	相関係数	試料数	濃度推定式(回帰式)	相関係数
北海道	札幌	23	$y = 87x^{0.732}$	0.840***	18	$y = 88x^{0.848}$	0.901***
秋田	秋田	10	$y = 285x^{0.674}$	0.818**	5	$y = 45x^{0.983}$	0.920*
宮城	岩沼	17	$y = 71x^{0.801}$	0.845***	14	$y = 78x^{0.749}$	0.874***
東京	立川	18	$y = 96x^{0.656}$	0.907***	12	$y = 33x^{0.989}$	0.973***
大阪	羽曳野	11	$y = 81x^{0.743}$	0.848***	8	$y = 53x^{0.779}$	0.980***
福岡	甘木	23	$y = 125x^{0.708}$	0.954***	16	$y = 38x^{0.969}$	0.924***
全国平均	全データ	102	$y = 90x^{0.761}$	0.873***	73	$y = 56x^{0.872}$	0.903***
	年平均データ	24	$y = 123x^{0.707}$	0.947***	19	$y = 47x^{0.918}$	0.972***

*** : <0.001 ** : <0.01 * : <0.05

y : 白米と玄麦の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度 (mBq/kg)

x : 水稲と小麦栽培期間(水稲6~10月、小麦:3~6月)の⁹⁰Srと¹³⁷Cs降水量 (mBq/m²)

正の相関を示し、濃度推定式を作成することができた(表13)。気象庁の降水量観測地点におけるデータの適用範囲を広げ、同様に全国の調査地点ごとの濃度推定式も作成した。

これらによって得られた推定値の信頼性の検証を、1986年のチェルノブイリ事故年産の白米・玄米・玄麦における ^{137}Cs 濃度で行った。概括的に見た場合、推定値と実測値の比較的良好一致が見られ(図18)本推定式の有効性が確認された。詳細に見れば、玄麦では前述したように主なフォールアウトが出穂期に重なった場合は、 ^{137}Cs 濃度が推定値より高くなる。

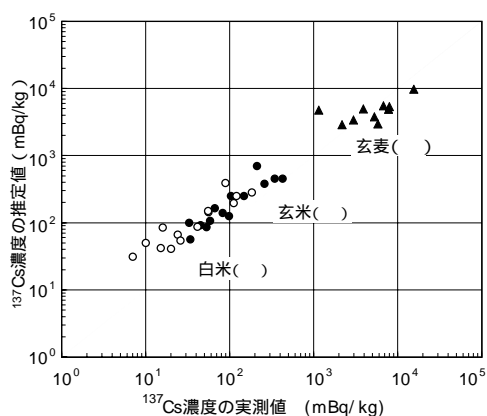


図18 チェルノブイリ事故年産の米および玄麦における ^{137}Cs 濃度の実測値と推定値の関係

要約

1950年代大気圏内の核爆発実験で放射性降下物が生じ、これによるわが国の農作物や農地の汚染が懸念された。そこで日本国内各地から玄米・玄麦と土壌の検体試料を毎年それぞれ所定の時期に採取して、その放射能を1959年から2000年までの42年間測定した。

大気からの降水量の最も多く記録された1963年に、白米中 ^{90}Sr で0.27 Bq/kg、 ^{137}Cs で4.2 Bq/kg、また玄麦中 ^{90}Sr で12 Bq/kg、 ^{137}Cs で44 Bq/kgの最高値が認められた。以後低下し、1984年頃にはピーク時の1~4%となった。各地水田・畑土壌(作土)では、1963年から1966年にかけて最高値が認められ、1963年の水田土壌で ^{90}Sr : 14、 ^{137}Cs : 39、畑土壌で ^{90}Sr : 13、 ^{137}Cs : 31 Bq/kgであった。その後、米麦・土壌ともに ^{90}Sr ・ ^{137}Cs 濃度は、多少の増減を繰り返しながら漸減し続けて、今日に至っている。 ^{90}Sr と ^{137}Cs による汚染は、米・小麦および水田・畑土壌とも日本海側>太平洋側の傾向がみられた。1986年春のチェルノブイリ事故によって、玄麦試料に6.0 Bq/kgの高い ^{137}Cs 汚染が認められたが、翌年には

僅か0.04 Bq/kgの平常値に戻った。一方、チェルノブイリ事故に起因する米の汚染は日本ではほとんど認められなかった。

以上の放射能汚染調査データを解析したところ次のようないくつかの興味ある知見が得られた。

a) 米と小麦が ^{90}Sr と ^{137}Cs によって汚染される形態を地上部から取り込まれる直接経路と経根吸収される間接経路に分けて検討すると、直接汚染の割合は白米と玄麦ともに1963年で70~95%と高い値を示した。その後漸減し、1990年以降は極低レベルとなり、直接汚染経路はほとんど無くなり、大部分が間接汚染に起因した。

b) ^{90}Sr と ^{137}Cs の水田と畑作土における滞留半減時間(年)を試算したところ、水田作土では ^{90}Sr : 6~13、 ^{137}Cs : 9~24、畑作土では ^{90}Sr : 6~15、 ^{137}Cs : 8~26の範囲であった。

c) 白米および玄麦の ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度と、水稻および小麦の栽培期間中の両核種の降水量との間にそれぞれ高い正の相関が成り立つことが判明した。この関係から回帰式を導き栽培期間中に降下した ^{90}Sr と ^{137}Cs の量を把握することにより、白米と玄麦の放射能汚染を定量的に推定できる。

謝辞

本研究は、科学技術庁(現文部科学省)放射能調査対策研究費により行われた。

本調査研究を進めるに当たって、分析用試料を長年にわたって提供していただいた、秋田県農業試験場、新潟県農業総合研究所、石川県農業総合研究センター、鳥取県農業試験場、宮城県古川農業試験場、茨城県農業総合センター、埼玉県農林総合研究所、東京都農業試験場、山梨県総合農業試験場、大阪府立農林技術センター、岡山県農業総合センター、福岡県農業総合試験場および独立行政法人農業技術研究機構北海道農業研究センター、北陸研究センター、東北農業研究センターの関係者の方々に深謝いたします。研究機関名は2001年4月現在の呼称とした。

1960、61、62、66年産試料のガンマ線スペクトロメトリによる ^{137}Cs 測定は元国立公衆衛生院の故山登博士の協力を賜った。当研究所生態システム研究グループ長三輪哲久博士には統計処理のご指導をいただいた。本調査研究は、長期にわたる分析などの業務は一貫して著者らが担当し現在に至るが、歴代室長の小林宏信、小山雄生、山崎慎一、結田康一の博士には室長として全面的な

ご協力とご指導をいただいた。伊藤多恵子女史には本調査上多大なご協力をいただいた。また、前環境化学分析センター長（現理事）の上路雅子博士および現同センター長遠藤正造博士には本報告原稿のご校閲をいただいた。ここに各位に謝意を表する。

引用文献

- 1) 青山道夫・広瀬勝巳・五十嵐康人・宮尾 孝 (1996) : 降水・落下塵の人工放射性核種の分析法及びその地球科学的研究．気象研究所技術報告，36, 1-34，付1-71
- 2) Csupka, Š., J. Carach, M. Petrášová (1969) : Retention of radiocaesium in crop plants in Years 1963-1967. *Biológia, Bratislava*, 24, 645-652
- 3) 原子力安全委員会編 (1983) : 昭和58年原子力安全年報．p.6-29
- 4) Hack, A. und H. D. Ocher (1968) : Die radioaktive kontamination der argentin, Weizenernte 1965/66. *Getreide u. Mehl*, 18, 40-42
- 5) Ichikawa, R., M. Abe and M. Eto (1961) : Evaluation of the origins of Strontium-90 contained in wheat plant. *Science*, 133, 2017
- 6) Ichikawa, R., M. Eto and M. Abe (1962) : Strontium-90 and Cesium-137 absorbed by rice plants in Japan, 1960. *Science*, 135, 1072
- 7) 科学技術庁 (1960) : 放射性ストロンチウム分析法．p.1-50
- 8) 科学技術庁 (1963) : セシウム137分析法．p.1-64
- 9) 科学技術庁 (1976) : 放射性セシウム分析法 (放射能測定法シリーズ3) . 改訂，p.1-56，日本分析センター
- 10) 科学技術庁 (1983) : 放射性ストロンチウム分析法 (放射能測定法シリーズ2) . 3訂，p.1-101，日本分析センター
- 11) 科学技術庁 (1990) : ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ (放射能測定法シリーズ7) . 改訂，p.1-315，日本分析センター
- 12) 気象庁 (2003) : 放射能観測報告，85，28-31
- 13) 小林宏信・駒村美佐子・津村昭人 (1984) : 農業環境における人工放射性核種の挙動に関する解析的研究 放射能汚染調査資料の解析による⁹⁰Srの挙動．農業技術研究所報告B，36，115-170
- 14) Kodaira, K., A. Tsumura and H. Kobayashi (1973) : Uptake of radioactive strontium and cesium in rice plants, (1) Accumulation of Sr and Cs in rice grains through roots. *J. Rad. Res.*, 14, 31-39
- 15) Kodaira, K., M. Kato, M. Komamura, A. Kawamura, A. Yamamoto, R. Ebisawa, M. Sakanoue and K. Komura (1980) : Distribution of lead-210 in Japanese soils and its relation to the distributions of strontium-90, cesium-137 and stable lead. *In* Natural radiation environment (DOE symposium series No.51), p.611-632, Technical Information Center, U. S. Department of Energy
- 16) 駒村美佐子・津村昭人・小平 潔・小林宏信 (1984) : 農作物及び農耕地土壌の放射能汚染について 米麦子実と水田・畑土壌のストロンチウム - 90 含量．農業技術研究所報告B，36，19-55
- 17) 駒村美佐子・津村昭人 (1994) : 誘導結合プラズマ質量分析法による土壌から白米への放射性核種の移行係数算定．*Radioisotopes*，43，1-8
- 18) Komamura, M., A. Tsumura, K. Kodaira, K. Yuita, and S. Yamasaki (1996) : Transfer factors of radionuclides from paddy soils to polished rice. *In* Improvement of Environmental Transfer Models and Parameters: Proceedings of Nuclear Cross-Over Research, p.155-164, Promotion Committee on Nuclear Cross-Over Research, Japan
- 19) 駒村美佐子・津村昭人・小平 潔 (1999) : 水田および畑作土に存在する¹³⁷Csの滞留半減時間．クロスオーバー研究シンポジウム「放射性物質の環境移行研究の新たな展開」報告集 (JAERI-Conf 99-001), p.12-23，日本原子力研究所
- 20) 駒村美佐子・津村昭人・小平 潔 (1999) : 日本の水田における作土中の¹³⁷Csの滞留半減時間．*Radioisotopes*，48，635-644
- 21) 駒村美佐子・津村昭人・小平 潔 (2001) : わが国での⁹⁰Srと¹³⁷Csによる白米の汚染 1959年以来37年間の長期観測とその解析．*Radioisotopes*，50，80-93
- 22) 駒村美佐子・津村昭人・木方展治・小平 潔 (2002) : 国産小麦の⁹⁰Srおよび¹³⁷Cs汚染に関する長期観測と解析 1959年以来チェルノブイリ事故を含む37年間．*Radioisotopes*，51，345-363
- 23) Lotfi, M., M. Notaro, D. Azimi-Garakani, R. Cubadda, G. P. Santaroni and L. Tommasino (1990) : Concentrations of radiocaesium in Italian durum wheat and its products after the Chernobyl accident. *J.*

- Environ. Radioact.*, 11, 177-182
- 24) Miller, J. R. and R. F. Reitemeier (1963) : The leaching of radiostrontium and radiocesium through soils. *Proc. Soil Sci. Am.*, 27, 141-144
- 25) Miserez, A. (1968) : Radioaktivität der lebensmittel im jahre 1967. *Mitt. Geb. Lebensmitteluntheers Hyg.*, 59, 156-192
- 26) 津村昭人・駒村美佐子・小林宏信(1984) : 土壤及び土壤 - 植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究 . 農業技術研究所報告 B , 36 , 57-113
- 27) (財) 日本分析センター (1994) : 日本分析センター - 20年の成果 . p.1-203

Long-term Monitoring and Analysis of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs concentrations in Rice, Wheat and Soils in Japan from 1959 to 2000

Misako Komamura · Akito Tsumura · Noriko Yamaguchi
Hideshi Fujiwara · Nobuharu Kihou and Kiyoshi Kodaira

Summary

Atmospheric nuclear tests in the 1950s and thereafter had showered radioactive fallout throughout Japan. Therefore, radioactive contamination of crops cultivated in Japan was concerned. We continued to monitor concentrations of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in rice, wheat and soils collected annually from sixteen national and prefectural experimental farms for forty-two years, from 1959 to 2000.

In 1963, when the largest annual precipitation of radioactive fallout was observed, ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs concentration in rice and wheat reached at their maximum; 0.27 Bq/kg for ⁹⁰Sr and 4.2 Bq/kg for ¹³⁷Cs in polished rice and 12 Bq/kg for ⁹⁰Sr and 44 Bq/kg for ¹³⁷Cs in wheat grain. The concentration of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in the plowed layer of paddy and upland soils reached maximum from 1963 to 1966. After 1966, concentrations of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in polished rice, wheat grain, and soils were gradually decreased although there were some minor fluctuations. The Chernobyl nuclear power plant accident in 1986 caused contamination of wheat grain by ¹³⁷Cs up to 6.0 Bq/kg. However, the concentration of ¹³⁷Cs in wheat grain decreased to its normal level in the following year. There was no evidence for the polished rice contamination in Japan that could be ascribed to the accident at Chernobyl.

Based on the analyses of the data above, we made several interesting findings as follows:

a) The accumulated amounts of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in fallout during cultivation period were highly correlated with those concentrations in husked rice, polished rice and wheat grain. The estimate equations derived from the correlations were accurate enough for quick prediction of contamination level of polished rice and wheat grain based on ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs contents in fallout in case of contingencies.

b) The sensitive response of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in polished rice and wheat grain to concentrations of fallout suggested that direct absorption of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs from radioactive fallout deposited on plant body played important role. In 1963 the contribution of direct absorption of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs to total absorption was 70 ~ 95% for both polished rice and wheat grain. After then, the contribution of direct absorption continued to decrease, and became negligible in 1990. Instead, the indirect absorption through soil became major pathway for the uptake of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs by rice and wheat.

c) Concentrations of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in plowed layer of paddy and upland fields were higher on the Japan Sea side than those on the Pacific Ocean side.

d) The residence half-times of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in plowed layer were estimated as 6 ~ 13 years for ⁹⁰Sr and 9 ~ 24 years for ¹³⁷Cs in paddy fields, and 6 ~ 15 years for ⁹⁰Sr and 8 ~ 26 years for ¹³⁷Cs in upland fields, respectively.