

プロジェクト要約成果報告書

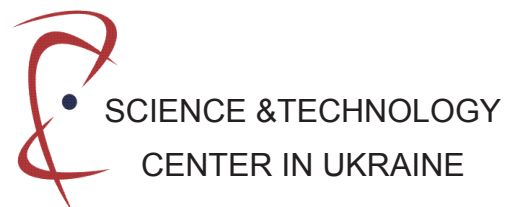
ISTC/STCU共同の特別課題

「福島とその周辺環境の長期モニタリングと
回復のための環境影響評価プロジェクト」

2015年11月5-6日

一橋講堂

東京



目 次

はじめに.....	4
寄与機関	6
セッション1: 放射性廃棄物の中間貯蔵と減容の研究	
焼却による有機廃棄物の減容	
STCU-5952	8
福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で生ずる 廃棄物の減容研究	
Dr. Volodymyr Tokarevskyy チェルノブイリ問題研究所 (ウクライナ)	
高分子材料を用いた無機廃棄物の減容	
ISTC-A-2071	29
新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対する 除染研究	
Dr. Zoya Farmazyan, エレバン SRIプラスチックポリマー (アルメニア共和国)	
セッション 2: 農畜産分野における回復研究	
高分子材料による土壌から作物への移行抑制	
ISTC-A-2072	48
高分子吸着剤を使用する ¹³⁴ Csおよび ¹³⁷ Csの土壌-植物移行の抑制によるCs汚染 土壌の浄化	
Dr. Anna Tadevosyan, 水耕栽培問題研究所 (アルメニア共和国)	
畜産物ならびに作物による放射性セシウムの取り込み移行率	
ISTC-K-2085	73
放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するための 対策の開発	
Dr. Andrey Panitskiy, カザフスタン国立原子力センター (カザフスタン共和国)	

畜産物ならびに作物による放射性セシウムの取り込み低減の長期戦略 STCU-5953	93
環境および食物連鎖における放射性核種の遷移を放射性学的に区分け、モデリングすることにより評価を行う長期の放射線監視の方法論 Dr. Mykola Talerko, 原子力発電所安全問題研究所 (ウクライナ)	
森林生態系 – キノコに関して STCU-5954	120
チェルノブイリ原発事故後における、森林生態系の放射能汚染のモニタリング Dr. Nataliia Zarubina, 原子力研究所(ウクライナ)	
特別講演：福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復研究の意義 土壌-植物間における放射性核種の移行	149
塚田祥文 教授 (福島大学)	
福島第一原子力発電所事故後の河川ネットワークを通じた水・土砂流出に伴う放射性セシウム移行	150
恩田裕一 教授 (福島大学)	

はじめに

ISTC/STCU共同の特別課題 「福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復のための環境影響評価に関する活動」の概容

2011年における東日本大震災

2011年3月11日に東日本大震災、マグニチュード 9.0 (Mw)の地震が、東日本の太平洋沿岸で発生した。この地震は明確な記録に残された中で、日本における最大規模の地震であり、世界においても記録された中で4番目に位置するものであった。福島第一原子力発電所においては、陸上の揺れのために送電塔（給電のためのライン）が倒壊したことに加えて、非常電源設備を津波が呑み込み、その機能が失われた。この連鎖した事象のため、3基の原子炉の損傷による大きな原子力事故となった。その結果生じた放射性物質の放出と環境の高度の放射性汚染は、周辺住民のただちの避難そして立ち入り制限区域の設定に至った。

この原子力事故の重大さと環境影響に対する対策の必要性を受けて、国際科学技術センター (ISTC) (ロシア・モスクワ・カザフスタン・アスタナ) ならびにウクライナ科学技術センター ((STCU) (ウクライナ・キエフ) は日本以外のISTC、STCU加盟国とともに日本政府に直接的な援助と鼓舞を提供する枠組み、福島イニシアチブを創成した。

ほぼ20年間にわたる研究支援活動の結果としてISTC/STCU放射線災害に関する長期モニタリングと回復に関する知識の蓄積を作り上げてきた。2011年の半ばから、日本の政府関係機関との協力が開始され、重大原子力事故に係る、これまでの研究成果を提供した。そして、2011年12月にはつぎの名称の下で、

ISTC/STCU共同の支援体制を発足させた：「「福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復のための環境影響評価に関する活動」（福島イニシアチブ）。

2015年11月5-6日のISTC/STCU技術評価委員会は、約3年にまたがる福島イニシアチブを総括するものである。

経緯

福島イニシアチブを通じたISTC/STCUの主なイベントの要約は以下の通りである。

- 2011年6月- ISTC 運営理事会の第53回において、原子炉の重大事故、除染、環境回復に関するプロジェクトのレビューを行うことが決定された。これは、ISTC/STCUのこれまでの成果を集約・提供し、本原子力事故の結果生じた状況に対する日本の取り組みを支援するものである。まず、初期段階として、除染・環境回復技術分野の22のプログラム日本側により関心がある課題として選定された。また、原子炉重大事象に関する18のプログラムが付加的な位置づけとして選定された。
- 2011年10月11-12日- ロシア・モスクワにおいて、ISTCは「原子炉重大事故対策に係わる専門家連絡会合」を開き、福島状況に関して、より詳細な議論を行った。会合では、16件のプロジェクトが選出され、2012年早期に日本において国際シンポジウムを開催することになった。
- 2011年12月1-2日ならびに2011年12月5-6日- モスクワにおいて、福島状況に関して、早急な技術的問題を抽出するために、重大事故対応策と除染に関する2つのワークショップがそれぞれ開かれた。
- 2011年12月8-9日- ISTCは「福島イニシアチブ」の実施をこの12月の運営理事会（第53回）にて決定し、ISTCメンバー国でもある日本のおかれた困難な状況の助けとなることを決議した。同時に、本問題についてのSTCUとの広範な公式協力も定められた。
- 2012年2月3-4日- ISTC/STCUのシンポジウムとセミナー：ロシア、ウクライナ、CIS諸国における環境対策・回復対策について、が東京と福島市で開かれた。この場では、陸域環境ならびに土壌に関する、あらかじめ選出された7件のプロジェクトの議論が行われた。そして、英語ならびに日本語による2つの公式報告書が作成された。

- 2012 年 3 月 8-12 日-農地における放射性汚染問題の対策についての国際会議が郡山市で開かれた。この場では、さらに 11 件のプロジェクトが議論された。英語ならびに日本語による公式報告書が作成された。
- 2012 年 4 月 12-13 日-ISTC/STCU は「福島事故語の環境回復に関して/II」として 17 件のプロジェクト成果評価会合をモスクワで行った。
- 2012 年 6 月 1 日-ISTC/STCU は「福島原子力発電所に関する除染とモニタリングに関するプロジェクト提案の公募」を発表した。同年 8 月までに 53 件の提案概要が集まり、一次評価が行われた。この結果、11 件が選出され、詳細提案を提案者に要請した。これらについて資金提供をするか否かの議論が 2012 年 12 月になされた（次項）。
- 2012 年 6 月 1 日 - 「福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復のための環境影響評価に関する活動」に関する作業グループの会合が東京で開かれて、その 11 件について議論・検討が行われた。
- 最終的に 6 件のプロジェクトが実施に向けて採択された（下記。期間はそれぞれのプロジェクトの実施期間である）。

放射性核種の二次移動に関する研究：

1. STCU 5954 - 2013 年 9 月～2015 年 8 月) - チェルノブイリ原発事故後における、森林生態系の放射能汚染のモニタリング
 2. STCU 5953 - 2013 年 9 月～2015 年 8 月) - 環境および食物連鎖における放射性核種の移行に係る、区分化とモデリングによる長期放射線モニタリングの方法論
 3. STCU 5952 - 2013 年 9 月～2014 年 8 月) 福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で生ずる廃棄物の減容研究
 4. ISTC A-2071 - 2013 年 7 月～2015 年 6 月) 新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対する除染研究
- 土壌-作物系における放射性核種の移行低減化の研究
5. ISTC K-2085 - 2013 年 9 月～2015 年 8 月) - 放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するための対策の開発
 6. ISTC A-2072 - 2013 年 6 月～2015 年 5 月) 高分子吸着剤を使用する ^{134}Cs および ^{137}Cs の土壌-植物移行の抑制による Cs 汚染土壌の浄化
- 2014 年 4 月 14-17 日 - ISTC/STCU 技術評価委員会は中間評価会合を開いた。この会合には、福島現地の立ち入り制限区域の視察、現地管轄機関からの状況説明機会も含まれた（下記）。
 - ・ 2014 年 4 月 14 日-次の地点の視察を行った：農業放射線研究センター、東北農業試験センター福島支所、農業・食品産業技術総合研究機構、飯舘村国有林（森林研究）、川俣地区（4箇所）。
 - ・ 2014 年 4 月 15 日-17 日- 実施中の 6 件の研究についての技術評価会合（東京）。この会合では、福島の実地への適用をめざした方向性を最大限取るように勧告がなされた。
 - 2014 年 4 月 15 日-17 日-ISTC/STCU の技術評価委員会会合が、各プロジェクトの終了についで開催された（東京）。

寄与機関

このISTC/STCU福島イニシアチブに関しては、非常に多くの機関が寄与している。以下のリストは概略的なリストに過ぎない。

イニシアチブ実行機関

- ・ ISTC - 国際科学技術センター
- ・ STCU - ウクライナ科学技術センター

研究資金提供

- ・ 文部科学省(MEXT)
- ・ 米国エネルギー省 (US DOE)
- ・ 欧州委員会国際協力開発部門 (DEVCO)
- ・ 外務省(MOFA)

技術諮問協力

- ・ 国際エネルギー機関 (IAEA)
- ・ 原子力安全研究協会 (NSRA)
- ・ 環境省 (MOE)
- ・ 農林水産省 (MAFF)

さらに多数機関

セッション 1

放射性廃棄物の中間貯蔵と減容の研究

ISTC/STCU 福島専門家会議

東京、日本
2015 年 11 月 5-6 日

概要報告書 – プロジェクト番号 5952

実施期間：2013 年 9 月 1 日～2014 年 8 月 31 日

主導的な研究所の名称:

ウクライナ・チェルノブイリユニオン チェルノブイリ問題研究所

プロジェクトマ 氏名

ネジャー: 役職・学位

Tokarevsky V.V.

教授、博士

プロジェクト名： 福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で生ずる廃棄物の減容研究

開始日： 2013年9月1日

期間： 12か月

プロジェクトマネジャー Tokarevsky V.V.

電話番号： +380506812407

Eメールアドレス： tokarevsky@voliacable.com

主導的な研究所： <名称> チェルノブイリ問題研究所
<所長> Tokarevsky V.V.
<アドレス> Prospect Nauki, 46, Kiev, Ukraine
<電話> +380445240478
<Eメール> tokarevsky@voliacable.com
<URL> 存在する場合

参加研究所 <名称> EKSIS Ltd, Ukraine
<所長> Rovensky A. I.
<アドレス> 61040, 43, Skorostnaia str, Kharkiv, Ukraine
<電話> +380577556901
<Eメール> guandr@mail.ru
<URL>

外国の協力者： <研究所> パシフィックノースウエスト国立研究所
<名前> Yasuo Onishi
<アドレス> P.O.Box 999, Richland, WA 99352, USA
<電話> +15093757203
<Eメール> Yasuo.Onishi@pnnl.gov
<URL>

1. 作業の概略説明：目的、および期待結果	10
2. 2014 年 4 月の会議後における作業変更	10
3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論、その他	12
3.1. 複合湿式技術	13
3.2. 熱分解ガス化技術	16
3.3. 代替技術を組み込んだ湿式技術	16
3.4. 熱分解ガス化技術の代替オプション	17
3.5. 複合湿式技術の有効性の照明	18
4. 結論	20
5. 日本への適用可能性と推奨事項	20
5.1. 熱分解ガス化技術	20
5.2. EKSYS LTD.の技術	21
5.3. ステップ 2 – プリプロジェクト研究	21
5.4. ステップ 3- 構想設計	22

1 作業の概略説明：目的、および期待される成果

福島第一原子力発電所の事故後、時間の経過とともにきわめて大量の放射性物質が発生した。まず最初に、密閉包囲状態の喪失により生成物が大気中に放出された後、核燃料と、損傷した使用済み核燃料の一部が炉心で溶解した。次に、水素爆発が起こり、原子炉建屋の破壊、発電所内（オンサイト）、発電所外（オフサイト）の環境が放射性物質で汚染されるという事態になった。発電所内では使用済み核燃料を冷却するために海水が使われ、きわめて大量の放射性固体廃棄物が発生した。原子炉建屋内の全域および原子炉近傍における放射能汚染のレベルは許容限度を上回った。修復工事をはじめとする建設工事により、大量の廃棄物が発生した。また、津波によって破壊された多数の建物および設備機器も放射性物質で汚染された。

福島第一原子力発電所の事故後、修復・再建が必要になった主な対象は、汚染された建物、道路、森林、農耕地および土壌である。除去された放射性物質の中間貯蔵と、それに続く放射性廃棄物予想量の処分には、巨額な初期費用と設備投資が必要となろう。本プロジェクトの目的は、福島第一原子力発電所の事故起因で汚染された地域の除染により発生した放射性廃棄物の体積を、チェルノブイリの放射性廃棄物処理の経験に基づく技術を使って減少させる可能性についてのフィージビリティスタディを開発することにある。

プロジェクトの主目標は、放射性廃棄物（RW）の減量を達成することである。修復期におけるRWの量、すなわち廃棄物の重量と体積に関しては、廃棄物の収集と処分の全プロセスにおける総量の全体的膨張を低減する必要がある、これは3つの方法によって達成される。

第1の方法は、放射能汚染物のみを収集し、隔離は主な放射性核種の重量濃度のレベルにおいて行うというものである。このレベルは、全人口にとっての安全レベルとして定義されるクリアランス値から導き出される。

第2の方法は、RWの量に関わるもので、廃棄物の量に直接依存する貯蔵施設の建設、運用および閉鎖の追加的コストに影響する。一時貯蔵時間の長さは、廃棄物の放射特性によって決まる。

第3の方法は、一時貯蔵後のRWの量をさらに低減することで、これには追加コストがかかる。この方法の具体的内容は、廃棄物処理の複数の技術プロセスの組み合わせによって決まり、結果的に、特定核種の除去レベルに関して処分の許可基準（発火、爆発、異変のないこと）が満たされることが要求される。

2 2014 年 4 月の会議後における作業変更

本プロジェクトでは、福島第一原子力発電所の所外（オフサイト）の地域に存在する放射能汚染物（RCM）と放射性廃棄物（RW）のみを考察する。除染特別地域に存在する廃棄物の評価情報が提供される（地域別対策）。この評価は、建物清掃後の廃棄物の重量（単位：トン）および津波による破壊の程度によって異なる。日本の12都県（岩手、宮城、山形、福島、茨城、栃木、群馬、千葉、東京、神奈川、新潟、静岡）において、建物の清掃後は指定された（厳密に定義された）廃棄物の分布量が減少したことをすべてのデータが示している。この情報は、本プロジェクトの対象になるとと思われる放射能汚染物（土壌、可燃物）の全体像を示すものではない。したがって、われわれとしてはいくつかの予測を示す。これらの予測には、除染により発生した廃棄物の量、および対策の対象となる可燃性廃棄物と不燃性廃棄物の量、またそれらの比放射能や他のパラメーターを計算するための情報が含まれる。

以上の大まかな分析から、以下の結論を引き出すことができる。

1. 放射能汚染物および放射性廃棄物の総量に占める土壌および可燃物の割合は決定的に大きい。
2. 土壌を浄化し、その大きな部分を再利用可能にすることで、貯蔵場所における貯蔵コストは大幅に低減されるであろう。
3. 可燃物の燃焼処理は、第一に、複合湿式技術の制約から要求されるものであり、第二に、放射性廃棄物の貯蔵コストおよびその後の処分コストを最小限に抑えるであろう。
4. 大気中へのセシウム放出を低減するための特別な措置を検討する必要がある。

放射能汚染物と放射性廃棄物に対する除染活動の現状および将来の処理活動の概略を図1に示す。福島第一原子力発電所の事故直後（AA）における対策はチェルノブイリの事故直後の対策と比較して遜色ないという点は注目に値する。主な相違点は以下のとおりである。

1. ハイカルチャーおよび除染対策の組織化。
2. 作業の全段階を律する法令、すなわち「特別措置法」、および以下を含む「廃棄物関連ガイドライン」の迅速かつ効率的な制定。
 - 汚染レベル決定方法に関するガイダンス
 - 特定の家庭ごみおよび産業廃棄物に関するガイダンス
 - 指定廃棄物に関するガイダンス
 - 廃棄物不活性化に関する廃棄物ガイダンス
 - 放射能測定方法に関するガイダンス
 - 特定廃棄物に関するガイド
3. 除染およびRE、RWの最小化のための新しい方法と技術の開発の重視、および開発資金の確保。目的は以下のとおりである。
 - テスト対象である新しい方法の可用性と有効性の確認
 - 価値、創成期間、必要労働力の調査
 - 二次廃棄物の発生量、作業員の被曝程度の推定評価
 - 廃棄物体積の減容と二次廃棄物の処理を含む廃棄物管理の全サイクルの創成
 - 作業員の放射線防護
 - 最適な放射線管理の確立
4. 放射能汚染物、放射性廃棄物の収集と定量的、定性的分析、および放射性廃棄物管理のための統合情報分析システムの創成に対する重視放射能汚染物、放射性廃棄物の処理は次の5つのステージに分けることができる。
 1. 放射能汚染物、放射性廃棄物の収集
 2. 一時貯蔵施設への輸送
 3. 一時貯蔵
 4. 放射性廃棄物の中間貯蔵施設への輸送
 5. 中間貯蔵

第1 ステージでは、放射能汚染物の最少化を目的とした核種の放射線計測および垂直移動の決定、大容量フレキシブルコンテナへの放射能汚染物の種類別収納とコンテナのラベリング (丈夫な識別器または電子チップを使用) が行われる。これらの規則により、すべての放射能汚染物の収集と履歴保存、および放射性廃棄物の管理が可能になる。比放射能が 8 kBq/kg 以下、閾値以上の放射能汚染物は家庭ごみとして処理される。各種廃棄物の処理計画のすべてにおいて、比放射能レベルが 8 kBq/kg 以下の残留物は家庭ごみとして処理すると示していることは注目に値する。しかしこれは間違っている。日本では、比放射能の下側閾値は放射性物質の採集場所の比放射能によって異なるというのがわれわれの見解である。

第2 ステージは輸送ルートに従って形成される。輸送車両には、放射線管理システムと運転者のための放射線防護システムが装備される。車両の走行経路は自動追跡され、これで輸送システムの一定の質が保障される。

第3 ステージでは、車両からの荷下ろしは物質の種類別に建設された一時貯蔵施設で行われる。

第4 ステージの放射線監視は、廃棄物をトラックに積み込む際に行われる。輸送自体は第2ステージと同様に行われる。

第5 ステージでは、次のことを可能にする十分に発達したインフラを備えた中間貯蔵施設 (ISF) が建設される: 放射能汚染物の隔離と廃棄物管理、処理、放射線監視と環境の監視、研究と実験室試験の実施、中間貯蔵施設への収納管理の全ステージにおける放射性物質の収納の記録と放射性廃棄物の仕分け、公衆への周知。

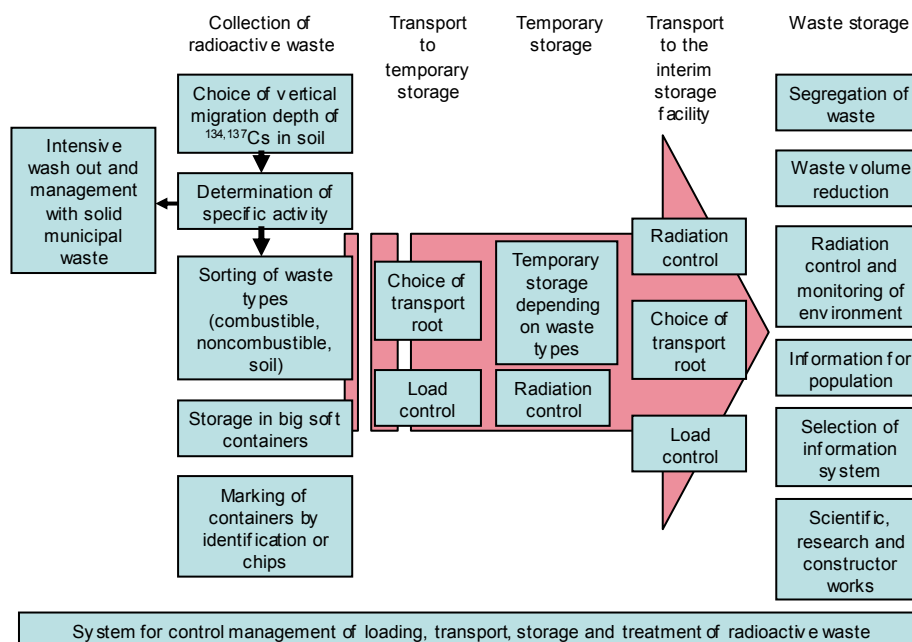


図 1. 放射能汚染物の除染の現状と将来の管理、および放射性廃棄物の処理のスキーム

3 技術的なアプローチ、方法、実験、理論、その他

これまでのセクションに記載した情報に基づき、われわれは、中間貯蔵施設 (ISF) に送られる放射能汚染物および放射性廃棄物について次のスキームを提案する。本プロジェクトは放射能に汚染された土壌と可燃物のみを対象としていることに留意されたい (図2)。

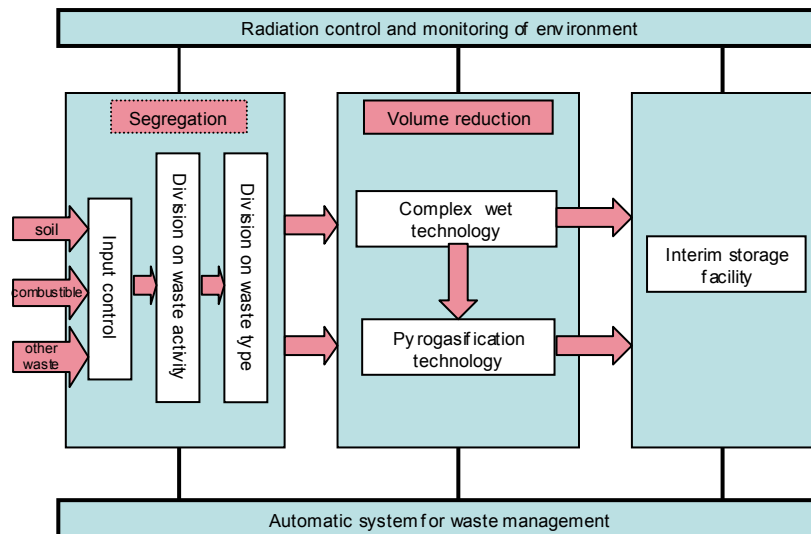


図2. 放射能に汚染された土壌および可燃物のISFにおける管理のスキーム

中間貯蔵施設 (ISF) は、放射性廃棄物の貯蔵、隔離、圧縮を行うための各セクション、24時間監視のための設備機器、研究実験開発センター、および広報センターからなることを想起されたい。上述した除染活動および放射性廃棄物管理の実施態様に基づき、隔離については放射性廃棄物の分離を行うためのいくつかの技術を適用すべきである。まず第一に、放射性廃棄物分離システムは廃棄物を2つのストリームに分ける。8~100 kBq/kg、および> 100 kBq/kg。分離システムのコンセプトを支える基本原則は次のようなものである。

1. 被曝線量低減プロセスの最大限の機械化と自動化
 2. 放射性廃棄物発生・処理の全履歴、および放射性廃棄物の記録継続と放射性廃棄物台帳の保管に必要なあらゆる情報を保存すること
- これらの原則は、遠隔制御されるメカニズム、および自動制御が可能なフィードバック付きメカニズムの使用によって達成される。

さらに、それぞれの放射性廃棄物処理技術を適用するには処理対象物の組成が均一であることが必要である。そこで、この組成にとって熱分解・ガス化技術は決定的に重要というわけではなく、湿式技術の場合、土壌にコンクリートおよび金属製品の細粒が含まれていることは許されない。したがって、土壌を機械的分別、たとえば振動分離にかけて、混合物を成分に分離する必要があるが、ただしこれは研削後に行う。

3.1. 複合湿式技術

チェルノブイリの立入禁止区域で、放射能汚染土壌の処分に先立ち体積を減容するという除染の課題を解決するために開発された複合湿式除染法の試験が行われた。この課題の解決が難しい理由は、とりわけ、汚染土壌に含まれる核種の高度「希釈」にある。放射性廃棄物の一時貯蔵場所における土壌の体積 (>700,000m³) 中に含まれる単寿命核種 (¹³⁷Cs、⁹⁰Sr) の量は、約2kgにすぎない。この事実は土壌除染の技術的課題の解決につながる。除染方法は、すべての土壌を処理し、発生した少量のの廃棄物中に核種を濃縮させるプロセスを含むべきことは明らかである。

この技術的解決が、土壌のさまざまな粒度フラクションにおける不均一な核種分布を前提とする提案方法のベースである。

このような分布の原因の一つは土壌の細粒フラクションの展開面であり、もう一つはこれら細粒フラクションの一部である鉱物の比較的高い吸着能である。したがって、たとえば、ここに示すように、土壌のメインマスから少量の細粒フラクションを分離すると、最大60%の土壌除染が可能になる。分散粒度の分別 (分級) は、乾式篩い分け (乾燥分級) の結果として行うことができる。あるいは、対象物を液体、通常は水の中に懸濁させ、次に懸濁している細粒フラクションを分離乾燥させることによって可能になるが、これは、分散フラクションは粗大粒子よりも沈降速度が遅いというストークスの法則に基づく (ハイドロ分級、hydroclassification)。ほとんどの場合、土壌粒子の分別はストークスのハイドロ分級によって行われる。さらに、ハイドロ分級に先立ち、石、コンクリート片および金属片を含む大量の機械的不純物が分離される。この予備的な土壌分別は、篩い分けと磁気分離によって行われる。実験室において土壌除染の試験が行われた。リーチング (leaching) と水力分級の組み合わせにより、除染を効果的に行うことが示された。こうして、放射性不純物は小体積 (土壌の5~10%) に濃縮される。チェルノブイリの近傍で採取された放射能汚染土壌のサンプルを使用した試験が実験室で行われた。

技術的実験の除染効果は80%のオーダーであり、実験室で得られた結果に劣らない。均質懸濁を達成できる土壌と液層溶液との最小比率は1:3とすると、指定設備における土壌除染のための工業プラントの性能は土壌10トン/時に達しうる。かくして、フェロ-フェロシアン化物吸着剤の使用により、有効な除染廃棄物溶解プロセスが実現する。¹³⁴Csおよび¹³⁷Csに対する効果は特に著しい。土壌除染の技術スキームは以下のステップからなる。

ステップ1. 土壌と工業的に発生させた粗大な機械的混入物 (建築物の破片) との混合物を破砕機で破砕し、ばら状物 (粒径4cm以下) とする。

ステップ2. ばら状物に機械的分別、たとえば振動分離を施し、次の成分ごとに分離する。

- 可燃物 (木材、バイオマス植物、プラスチック、その他)
- コンクリート建築物の碎片、金属片
- 土壌

ステップ3. 熱分解ガス化技術による可燃物の熱処理。

ステップ4. コンクリート片および金属片の強力洗浄。洗浄後の処理対象物の線量管理。処理対象物は、線量モニタリングの結果に応じて行政管理の対象から外すか、または直接処分する。

ステップ5. パルプソイル (pulp soil) を得る。このためには、ステップ4で形成されたウォッシュアウト (washout) を土壌に加える。また、プロセス水も加えて安定した懸濁を形成する。

ステップ6. パルプのpH値を1に調節した。この場合、 $\text{pH} = 7.0$ 単位pH。

ステップ7. 微細分散フラクションを分離するため、パルプに比重分離法を施して、粗大分散粒子とフラッド - 土壌細粒懸濁液 - を沈降させて浄化土壌を得る。パルプの比重分離 (ハイドロ分級) はスパイラル分級機で行う。スパイラル分級機を使用する理由は、他のタイプの分級機と比較して、土壌の粗大分散フラクションの脱水効果が最大であり、したがってCsプロセス液で汚染されたフラクションの割合が最小になるからである。粗大分散フラクションの沈殿物を蓄積し、懸濁液に遠心分離とポンプ圧送を施した。その結果、細粒分散沈殿フラクション (濃縮放射性核種) が得られた。処理液は照明した。

ステップ8. 遠心分離後、粗大分散フラクションの沈降懸濁物に対し、 $\text{pH} = \text{pH } 2$ (この場合3単位pH) の照明された処理液によるリーチングを行った。このリーチングは、たとえばコンクリートミキサーで激しく攪拌して行う。この結果、処理液中に分散している粗大粒子の表面から放射性核種が脱着し、土壌の除染効果が高まる。さらに、土壌の洗浄が繰り返されて粗大粒子が除去され、細粒分散フラクションが残る。

ステップ9. リーチング後、液をミキサーから受容容器に排出し、pH値を3にして (この場合7単位pH)、1:100 (液100リットル当たり吸着剤1kg) の水吸着液中に再懸濁させる。次に、懸濁液に遠心分離を施して使用済み吸着剤 (濃縮放射性核種) を沈殿させ、除染した処理液を照明して再利用に回した。

ステップ10. ミキサーから取り出した粗大分散フラクションを沈殿させ、脱水し、線量管理を行った。処理対象物は、線量モニタリングの結果に応じて行政管理の対象から外すか、または直接処分する。濃縮放射性核種 (沈殿させた細粒分散フラクションと使用済み吸着剤) は線量管理、コンディショニング、および貯蔵に回す。この方法の処理フローを図3および図4で説明する。

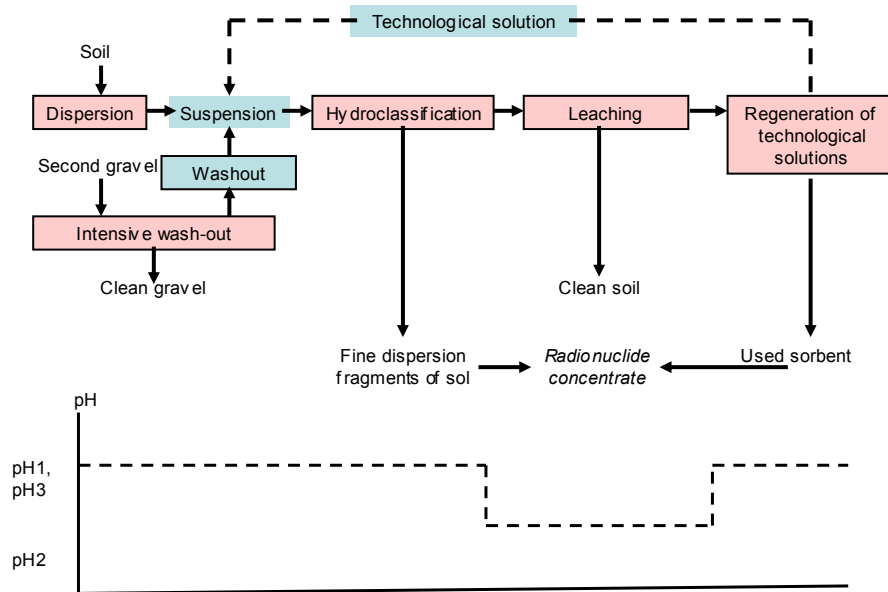


図3.処理方法のブロック図 (点線 - pH - 処理液)

図4のブロック図に示すように、複合湿式技術と熱分解ガス化技術を併用した。ISFの設計上、これらの技術の適用場所は近接させるのが望ましい。

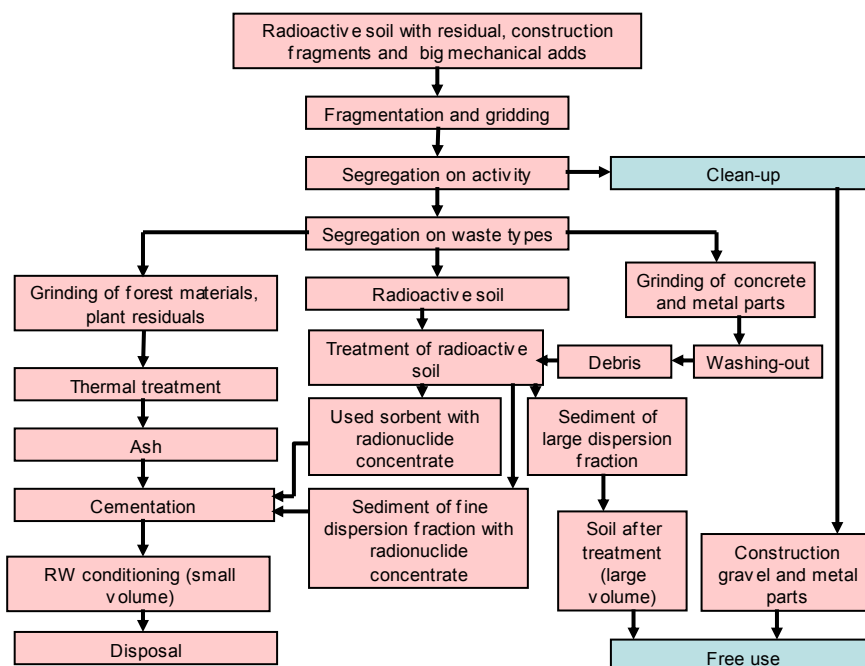


図4. 放射能汚染土壌の処理ブロック図 (複合湿式技術)

3.2. 熱分解ガス化技術

可燃性の放射能汚染物を減らすことで問題を解決するために、熱分解ガス化技術が開発され、チェルノブイリの立入禁止区域でテストされた。水分を除去するために放射性固体廃棄物を天日乾燥させ、60×60×60mmのサイズに粉碎し、燃焼時にCsと反応して不溶性化合物を形成するための粉状添加剤と混合し、バッチ炉に装入する。気密装置を使用して、バッチ炉をシャフト炉にロードする（周期電流モードまたは連続電流モード）。熱処理バッチ炉は空気 - オキシダントの上昇流によって劣化する。乾燥、熱分解、炭素のガス化、燃焼灰の回収、冷却が行われ、この過程で有機物および無機物の破壊が起きる。不純物粘土、ゼオライトなどとの反応を通じて、Csアルミノケイ酸塩化合物の凝集、吸着、固定化が起きる。熱処理で発生した主な生成物（熱分解ガスおよび灰）をシャフト炉から取り出す。気密性の容器およびゲートウェイを使用して、放射性核種が蓄積された灰を取り出す。有機物と無機物（コンクリート、れんが、その他）との混合体を処理するときは、残留無機物を除去せずに、放射性廃棄物貯蔵施設および道路の建設に使用するコンクリートの充填材として使用することもできる。得られた炉底灰では、エアロゾルがガス浄化フィルターからのドロップアウト灰に付着している。

固定化された灰の処理方法としては、次の2通りがある。

- 密閉した鋼製のドラム缶または容器に灰を入れる
 - 灰を結合材（セメント、砂、および水）と混ぜて固め、容器に異入れて中間貯蔵施設に移送する
- 得られた熱分解ガスは燃焼させて、熱と電気に変換する。排出ガスは多段ガス浄化システムで浄化する。

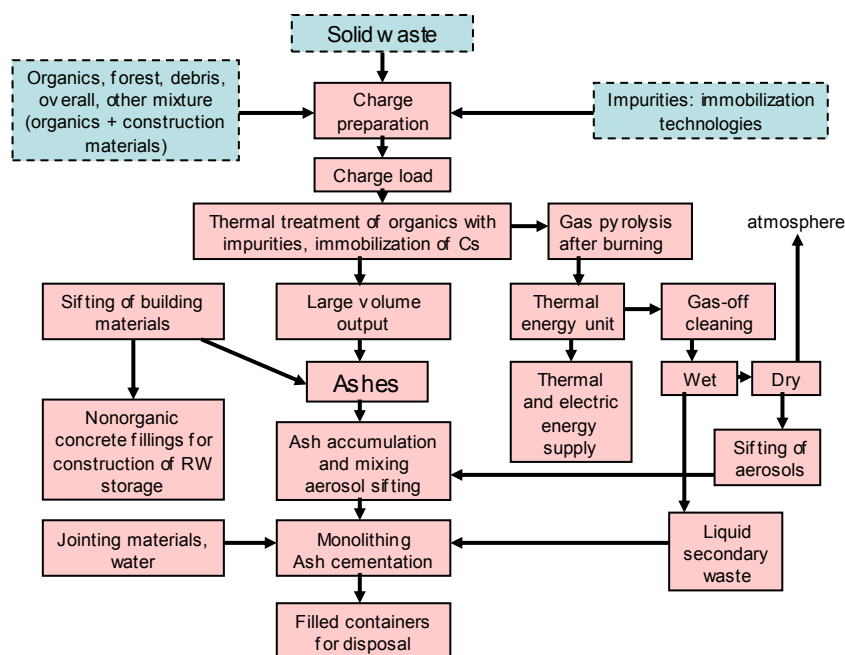


図5. 放射能汚染有機物の管理スキーム（熱分解ガス化技術）

3.3. 代替技術を組み込んだ湿式技術

代替アプローチ（チェルノブイリの経験を含む）を評価すると、主な代替アプローチは次のとおりである。

- 1 土地の浄化を汚染源である放射性核種の自然放射性崩壊に委ねる受動的戦略。
- 2 浄化を放射性核種の自然放射性崩壊に委ねるのみでなく、植物および菌類による放射性核種の根吸収も利用する（生物浄化（バイオレメディエーション））。これはバイオレメディエーションの効果は共生菌類を使用すると高くなる。

代替アプローチの比較分析の結果、受動的浄化戦略を適用した地域（ ^{137}Cs ）は300年の期間にわたり適用を続ける必要があることが示された。生物浄化技術を使用すると、この期間は100～150年（チェルノ

ブイリ地区) に短縮される。しかしながら、土壌の表層を除去し複合湿式除染技術で処理すれば、問題は数年のうちに解決されよう (高性能の工業施設での土壌処理速度は約10トン/時)。提案された方法に近似している方法は、放射性核種で汚染された土壌の分別に基づく方法である。プロセスの主なステージは次のとおりである。

1. 土壌の上層を除去する。
2. 篩い分けにより粗大混入物とバイオマス植物を除去する。
3. 土壌を水環境中に分散させてパルプ状にする。
4. パルプに超音波処理を施して均質な懸濁状態にし、ハードウォーターユニット (hard water units) を破壊する。
5. 懸濁液のハイドロ分級を行い、土壌粒子の粒度および密度別に分別する。
6. 放射性核種の大部分を含む細粒フラクション懸濁液を分離する。
7. 高分子電解質で懸濁液を処理し、細粒フラクションの沈殿を促進する。
8. 塩と酸の濃縮溶液で沈殿物を洗浄し、高分子電解質を再利用のために再生させる。
9. 脱水を行った後、スラッジを処分する。
10. 浄化水溶液 (purified water solution) パルプ形成での再利用に回す。

注意すべき点は、この方法の場合、潜在的毒性のある化学薬品 (凝集剤) を使用し、また凝集剤の再生ステージで鉱酸と塩を使用することである。その結果、廃棄物の量が大幅に増え、また残留鉱酸によって放射性廃棄物が廃薬品に転化するリスクがある。また、この方法の特徴の一つとして、最終生成物 - 処理後の土壌 - に処理廃液が高含有率で残留する。土壌粗粒分散フラクションについての提出データによると、処理液中の水分は最大30%である。土壌の洗浄に伴い、放射性核種の初期量の50%以上が処理液中に移動するため、処理液の比放射能が増える。その結果、処理後の土壌の残留比放射能は初期値の20%以下にはならない。

実験データにより、異なる土壌除染法を直接「現場」で試験した結果が示されている。これらの実験データでは、試験の結果高い性能 (除染効果、廃棄物減容) が示されたことが強調されている。ただし、注意すべき点として、これらの結果は特定の土壌の限られた数のサンプルを処理して得られたものにすぎない。

同時に、除染効果と「減容」指標は、土壌中の粘土、シルトおよび砂の相対含量、およびそれら成分の鉱物組成によって大きく左右される。したがって、われわれの研究の目的は、粒度分布および粘土、シルト、砂の含量が異なるあらゆる土壌タイプ (米国土壤学会 (SSSA) および米国共同社会科学協会 (ASSA) 所属農学者の分類による) について除染効果と「減容」指標を数量化することにあった。

3.4. 熱分解ガス化技術の代替オプション

放射性廃棄物熱分解ガス化技術を上手く使って経済的に作業を行う場合、放射性廃棄物焼却システムの規模を16の選択されたスクリーニング技術システムから2セット - ^{137}Cs の熱分解ガス化固定とEKSYS Ltd.の自治体用設備での直接焼却、にコンパクト化することにより、緊急時の放射性有機廃棄物の焼却に利用できる。近年、注目を集める代替複合技術が日本でも使用されている。

1. 有機物とその燃焼残留物の好気発酵による有機廃棄物 (草、野菜、泥水処理植物、杉、農業廃棄物など) の減容と軽量化。発酵により有機物の容積と重量を95%低減。Firm Mishimax of Mikuniya Corporationは

微生物の働きを利用した有機廃棄物化学分解設備 (処理量100kg/日～1000kg/日) を開発した。ウクライナでは、有機バイオマス急速熱分解法による燃焼残留物処理設備がInstitute of Engineering Thermal Physicsの "Biomass" 科学技術センターに導入されている。

2. ハイドロリック式焼却炉を用いた、有機物廃棄物 (樹木、植物、木材、他。湿潤物を含む) の減容技術。燃焼ガスの発生、熱の発生、消費電力を最小化する特別設計の焼却炉技術。その処理能力は1ブロックで4 t/日、3ブロックで12t/日で、15MWおよび4MWの熱を発生する。余熱で少量の汚染水を乾燥させることができる。気体中への ^{137}Cs の移行を減少させ、焼却灰中への ^{137}Cs の移動係数を高めるには、最大湿度60%のときの燃焼温度が1000°Cを超えないことが重要である (Csの気化温度が600°C付近のため)。これらのシステムはオーストリアのPolytechnik Biomass Energy社およびその日本支社であるJapan Matsubo Corporationにより「ターンキー」生産されている (出力4000kWのBiomasse Marusen)。能力10MWのコストは3000万ユーロである。

3. ボイラーを使用しガスの上昇流で木材およびバイオマスを燃焼させることによる減容技術。熱出力は6MWで、チェルノブイリの森由来の汚染バイオマスの有望な処理方法とみなされている。設備のメーカーはBioner (フィンランド) である。

4. 回転式加熱ドラム (EKSYS Ltd製設備と同様の設備) への土壌の連続供給および冷却システムでの¹³⁷Csの蒸発と濃縮により土壌から¹³⁷Csを分離し土壌中の有機不純物を燃焼させる技術。この設備では、フォローアップ (follow-up) を回収して使用する代わりに、追加の土壌を燃焼させガスで浄化した土壌中のエアロゾルを捕集することもできる。この湿式土壌除染技術は、日本の農業・食品産業技術総合研究機構によって開発された。土壌中の¹³⁷Csおよび不純物の蒸発温度に応じて、土壌中¹³⁷Csの除去率は80%~99.9% (温度1000~1300°C) である。

図6に、土壌から¹³⁷Csを熱分離する技術の模式図を示す。

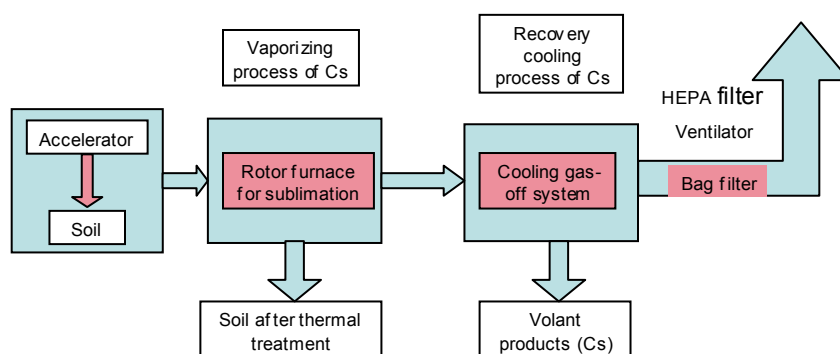


図6. 土壌から¹³⁷Csを熱分離する技術の模式図

システムの詳細比較分析によれば、この技術の熱処理効率はきわめて高く、自治体型 (municipal type) に近い。技術セクション1、2、4のテストは日本で行われる。チェルノブイリ問題研究所とEKSYS Ltd. が開発した設備と共に、HEPA (高性能微粒子除去) フィルターを備えた適切なガス浄化設備を使用することにより、最終目標の達成が可能になる。

3.5. 複合湿式技術の有効性の照明

指標「減容率」 (K_1) を、土壌全量 (M_1) の、除染で発生した放射性固体廃棄物の量 (M_2) に対する比として定義した。すなわち:

$$K_1 = M_1/M_2.$$

除染効果 (K_2) は、土壌の初期比放射能 (A_0)、除染処理後の残留比放射能 (A_2) から算定した。すなわち:

$$K_2 = (A_0 - A_2)/A_0.$$

SSSAおよびASSA所属の農芸化学専門家が挙げるあらゆる種類の土壌に対する複合土壌除染技術の安定的有効性を、土壌の粒度別 (粘土、シルト、砂) に評価した。土壌の全種類について安定性と性能を示す指標のデータベースを構築した。

技術の適用適用可能性を評価するため、パラメトリック座標付きのSSSA/ASSA分級チャート (図7) を、パラメトリック座標の基本条件 - 座標の和の恒常性 - を変えることなく三角行列の形式に改変した。この場合、この要件は次のように表現される。

$C(\%) \text{ 粘土} + C(\%) \text{ シルト} + C(\%) \text{ 砂} = 100\%$

ここで、 $C(\%)$ はそれぞれ土壌の粘土、シルト、砂の含有率。
分類ダイアグラムの各ポイント、したがってまた三角行列の各エレメントは、土壌の個々の成分の含有率および粒径に対応している。たとえば、三角チャートの各頂点および分級三角行列が示す土壌の成分含有率は次のとおりである。

頂点A (%) 粘土 = 0%、 $C(\%)$ シルト = 0%、 $C(\%)$ 砂 = 100%
頂点B (%) 粘土 = 100%、 $C(\%)$ シルト = 0%、 $C(\%)$ 砂 = 0%
頂点C (%) 粘土 = 0%、 $C(\%)$ シルト = 100%、 $C(\%)$ 砂 = 0%

土壌中の粘土、シルト、砂のパーセント濃度を除き、三角行列には、土壌の主要鉱物含有率の情報、およびpH1およびpH2における主要鉱物の吸着能の情報も含まれている。これらのデータの組み合わせをソースとして使用した。さらに、コンピューターを使用するモデリング方法により、すべての値に適用される性能基準 (K_1 および K_2) を計算した。変数 $C(\%)$ 粘土、 $C(\%)$ シルトおよび $C(\%)$ 砂のそれぞれについて1%刻みの変化を計算した。
計算結果を描画 (図7b、7c、7d) するために、MapInfoソフトウェアを使用した。

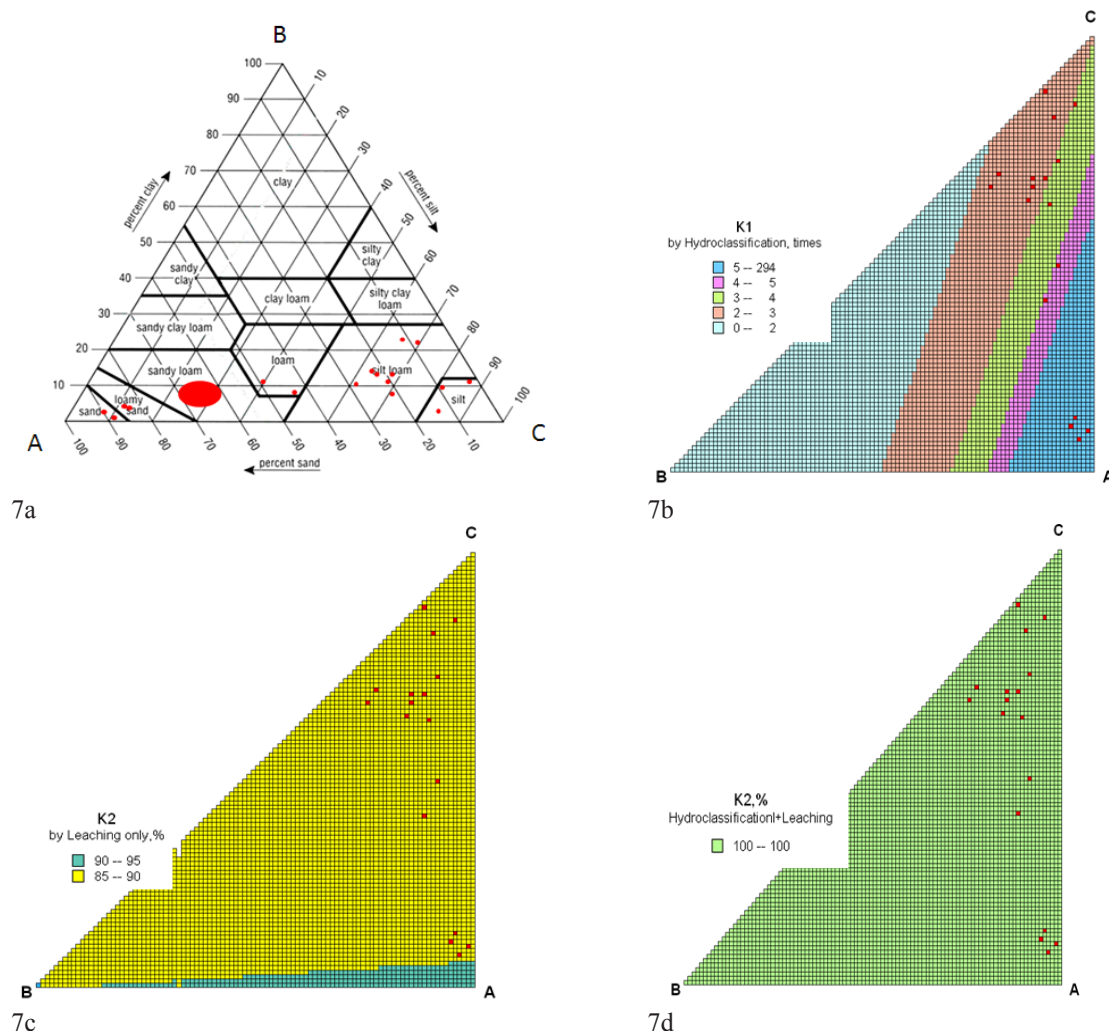


図7a. SSSAおよびASSA所属農学者による分級チャート
図7b. ハイドロ分級における「減容率」 K_1 と土壌の組成との関係
図7c. リーチングのみによる除染効果 K_2 と土壌の組成との関係
図7d. 総合除染効果 (ハイドロ分級 + リーチング) と土壌の組成との関係

われわれは福島県の土壌に近いものとしてカリフォルニアの土壌を使用することを勧められたが、図中の点はそのカリフォルニアの土壌の粒度分布を表す。図7bから明らかなように、本技術の最適化バージョンは放射性廃棄物（汚染土壌）を大幅に減少させる可能性を有する。注意すべき点として、発生する固体廃棄物は（除染処理液後の）廃収着剤に関係するとしても、福島県の土壌と同様の土壌の処理では K_d （「減容率」）の値は4～100の範囲で変化する。リーチングの除染効果（図7c）は80～90%の範囲で変化する、福島県の土壌に似た複数の土壌でほぼ同じであった。しかし、図7dに示すように、コンピュータシミュレーションの結果によれば、総合除染効果（ハイドロ分級 + リーチング）は100%に近く、被処理土壌の組成には依存しないと考えられる。

4 結論

プロジェクトの科学的結果:

- 土壌の異なる粒径フラクション間における ^{134}Cs と ^{137}Cs の分布を数量化する半経験的モデル。
- 土壌除染における分散層（土壌の粒径フラクション）および分散環境（処理液）間における ^{134}Cs と ^{137}Cs の平衡分布の計算結果。
- 放射性廃棄物の有機熱処理における放射性核種の物質移動の解析・実験モデル。

プロジェクトの環境的結果:

- 放射性廃棄物の処分に適した形態への移行（環境への移行を除く）
- 処分のプロセスを容易化および加速する少量廃棄物中への ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の濃縮。
- 福島第一原子力発電所事故の影響を受けた地域における放射生態学的状況の正常化に資するであろう除染プロセスの促進。
- 除染処理で発生する放射性排ガスおよび放射性液体廃棄物の量的最小化。

プロジェクトの経済的結果

- 放射能汚染物の処理で発生した放射性廃棄物の減容によるコスト節約
- 放射能汚染物を含む複合体の分別で得た清浄物の再利用化
- 一次放射性廃棄物の減容による放射性廃棄物処分コストの低減

プロジェクトのその他の結果

- 処分予定の放射性廃棄物に含まれている有機不純物および可燃性不純物の除去
- 処分適正基準に基づく処理後廃棄物の特性の明確化

5 日本への適用可能性と推奨事項

5.1. 熱分解ガス化技術

熱分解ガス化技術（チェルノブイリ問題研究所が開発）を用いるときは、使用条件は、combustion in the shaft furnace in a dense layer of much the band up flow air oxidant possible recycling of rare-earth organic and 100% of a mixture of inorganic to 80%, humidity to 60 ~ 80%.)。

設計処理能力はリアクター1基500kg/時、4基で2000kg/時である。有機物圧縮率は90～100倍である。燃焼技術は（is performed with simultaneous immobilization of Cs introduction of the charge impurity clays and other materials (1 ~ 2% by weight)）、これはまた気相Csの圧力降下につながる。燃焼域の1000℃への温度低下。Csの凝固および固定化により、ガス浄化におけるCsの物質移動は最小となり、また灰のリーチングも最小となる。汚染木材の圧縮後のリサイクルは、 ^{137}Cs を含有する比放射能10kBq/kgのチャージで行った。

チェルノブイリの立入禁止区域における汚染木材処理の経験によれば、50kg/時の処理能力を設けた場合、以下の結果を得た。

チャージ圧縮率	100倍（木材） 25～80倍（有機物および無機物。後に灰から廃棄）
灰中Csの移動率	95～98%（灰中Csは主としてアルミノケイ酸塩、炭酸塩、硫酸塩などの不溶性化合物の形で存在する）
灰からのCsのリーチング率	$<10^{-5} \text{ g/cm}^2/\text{日}$
最近のガス浄化技術による固体粒子およびエアロゾル排出率	最大99.99%。関連規格準拠。

トーチ空気出口における ¹³⁷ Cs濃度 (D)	$< 8 \cdot 10^{-1} \text{ Bq/m}^3$
コスト: 資本 (2004年現在) リアクター4基	2000万ユーロ (主リアクター1基1000万ユーロ、補助リアクター3基1000万ユーロ)
運用コスト	100万ユーロ/年
1トン当たり処理コスト	166ユーロ

5.2. EKSYS Ltd.の技術

回転燃焼技術を使用するにあたり、放射性廃棄物 (有機物87.4%、プラスチック0.5%、建材5%、その他) の処理実験を行った。

この技術は、回転ドラム内でチャージの回転燃焼を行うもので、チャージおよびブランチの予備グライディングの必要がない。

有毒物質で汚染された市町村廃棄物の処理経験。8 kBq/kgの比放射能に相当する量の標識アイソトープとして¹³³Csを使用して処理を行った。その結果は次のとおりである。

チャージ圧縮率	90～95倍
灰中の ¹³³ Csの移動率	最大80%
熱触媒燃焼と密閉捕灰を伴う6段階ガス浄化による固体粒子およびエアロゾルの浄化率	最大99.99%
クオリティエミッション (Quality emissions)	要件に適合
技術実験で示された ¹³³ Cs含有エアロゾルの浄化度	$D \cdot 8 \cdot 10^{-1} \text{ Bq/m}^3$ で最大 $1 \times 10^{-1} \text{ Bq/m}^3$

ウクライナおよびロシアの生態学検査官 (Has license and positive decision of the State Ecological Expertise Ukraine and Russia. = 翻訳不能)。(Stationary produced commercially) - 研究調査会社「Energosteel」、ハリコフ (ウクライナ)。

コスト (2006年現在)

資本	1億9900万UAH
運転	1287万UAH
1トン当たり処理コスト	288UAH

本プロジェクトの第1フェーズの肯定的な結果と日本の関係者間の調整に基づき、われわれは、本報告の終了後に以下のステージが実施されることを勧める。

5.3. ステップ 2 – プリプロジェクト研究

フィージビリティスタディーに続いて、放射性核種¹³⁴Csおよび¹³⁷Csを含有する放射性廃棄物の減容努力が払われることになる。このフェーズは、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csを含有する放射性廃棄物を減容するためのパイロットプラントの立地選定に関する日本の関係者たちの提案に基づいて展開される。フィージビリティスタディーの結果は、提案された立地および廃棄物ストリームの特徴を考慮に入れて確定される。報告の始めに、パイロットプラントの立地の予備的評価が公開される。プリプロジェクト研究には以下も含まれる。

- 詳細設計基準の開発を検討し、パイロットプラント立地の事前報告の結果として生じる変化を考慮すること。
- インフラ要件。
- 放射性排ガスおよび放出物の予備評価。
- 健康リスクの評価: 排ガスおよび放出物の発生源の定量的記述、有害汚染物質の汚染経路の同定と評価、および有害汚染物質からの線量の予備評価を含む。
- 予備設計の段階で利用できる情報に基づく予備的なプロジェクトのスケジュール。

日本の関係者と協力して、放射性廃棄物処理の最終段階におけるコンディショニングの設計基準を開発し、放射性廃棄物の処分時に許容基準が満たされるようにする。

5.4. ステップ 3 - 概念設計

ブリプロジェクト研究に続いて、 ^{134}Cs および ^{137}Cs を含有する放射性廃棄物を減容するための除染パイロットプラントの**概念設計**が開発され、**概念**プロジェクトに関する報告書が作成される。**概念**プロジェクトには以下が含まれる。

- 環境への影響を評価するために必要なプロジェクトの仕様、緊急プラン、および環境影響報告。
- 各施設の詳細設計を理解するために十分な予備設計図。
- 作業員の被曝線量の推定。

日本人の関係者と協力して以下を行う。

- 廃棄物の分別と処理に関する予備的安全解析報告書を作成し、日本の行政官の同意を得る。
- プロジェクトのコスト見積り、および予備プロジェクトのために用意する代替プロジェクトの比較に必要な他の評価を行う。
- 設備の建設と調達に必要な仕様の短いリストを作成する。
- 将来の長期的調達項目を決定する。

図表の英和対訳表

Fig.1

Intensive wash out and management with solid municipal waste
 Collection of radioactive waste
 Choice of vertical migration depth of $^{134}, ^{137}\text{Cs}$ in soil
 Determination of specific activity
 Sorting of waste types (combustible, noncombustible, soil)
 Storage in big soft containers
 Marking of containers by identification or chips
 Transport to temporary storage
 Choice of transport route
 Load control
 Temporary storage
 Temporary storage depending on waste types
 Radiation control
 Transport to the interim storage facility
 Radiation control
 Choice of transport route
 Load control
 Waste storage
 Segregation of waste
 Waste volume reduction
 Radiation control and monitoring of environment
 Information for population
 Selection of information system
 Scientific, research and constructor works
 System for control management of loading, transport, storage and treatment of radioactive waste

図1

固体の市町村廃棄物の強力洗浄と管理
 放射性廃棄物の収集
 土中 $^{134}, ^{137}\text{Cs}$ の下方移行深度の選択
 比放射能の決定
 廃棄物の仕分け (可燃性、不燃性、土)
 大きな軟性容器に貯蔵
 証明書やチップで容器にマーキング
 一時貯蔵へ移送
 移送ルートを選択
 負荷調整
 一時貯蔵
 廃棄物の種類に応じた一時貯蔵
 放射線管理
 中間貯蔵施設への移送
 放射線管理
 移送ルートを選択
 積み込み管理
 廃棄物貯蔵
 廃棄物の分離
 廃棄物容量の削減
 放射線管理と環境の監視
 住民のための情報
 情報システムの選択
 科学的な研究と建設業者の作業
 放射性廃棄物の積み込み、移送、貯蔵、処理の制御
 管理システム

Fig.2

Radiation control and monitoring of environment
 Segregation
 soil
 combustible
 other waste
 Input control
 Division on waste activity
 Division on waste type
 Volume reduction
 Complex wet technology
 Pyrogasification technology
 Interim storage facility
 Automatic system for waste management

Fig.3

Technological solution
 Soil
 Dispersion
 Second gravel
 Suspension
 Washout
 Intensive wash-out
 Clean gravel
 Hydroclassification
 Fine dispersion fragments of sol
 Leaching
 Clean soil
 Radio nuclide concentrate
 Regeneration of technological solutions
 Used sorbent

図2

放射線管理と環境の監視
 分離
 土壌
 可燃性
 その他の廃棄物
 入力管理
 廃棄物の放射能による分割
 廃棄物の種類による分割
 減容
 複合湿式技術
 熱分解ガス化技術
 中間貯蔵施設
 廃棄物自動管理システム

図3

技術的解決
 土壌
 分散液
 使用済みの砂利
 懸濁液
 洗浄液
 集中洗浄
 清浄な砂利
 ハイドロ分級
 清浄な土塊の分散液
 リーチング
 清浄土
 放射線核種濃縮物
 処理液の再生
 使用済み吸着剤

Fig.4

Radioactive soil with residual, construction fragments and big mechanical adds
 Fragmentation and gridding
 Segregation on activity
 Clean-up
 Segregation on waste types
 Grinding of forest materials, plant residuals
 Thermal treatment
 Ash
 Cementation
 RW conditioning (small volume)
 Disposal
 Radioactive soil
 Treatment of radioactive soil
 Used sorbent with radionuclide concentrate
 Sediment of fine dispersion fraction with radionuclide concentrate
 Grinding of concrete and metal parts
 Debris
 Washing-out
 Sediment of large dispersion fraction
 Soil after treatment (large volume)
 Construction gravel and metal parts
 Free use

図4

残渣や建造物の破片、大きな機械的付加による放射能汚染土
 破碎とふるい分け
 放射能に基づく分離
 汚染除去
 廃棄物の種類に基づく分離
 森林物質や植物残渣のふるい分け
 熱処理
 灰
 セメント化
 RWのコンディショニング（低容量）
 廃棄
 放射能汚染土
 放射能汚染土の処理
 放射線核種が凝縮された使用済み吸着剤
 放射線核種が凝縮された微細分散液の分留沈殿物
 コンクリート部と金属部の粉碎
 がれき
 洗浄
 粗大分散液の分留沈殿物
 処理済みの土（大容量）
 建造物の砂利と金属部
 自由に使用

Fig.5

Solid waste
Organics, forest, debris, overall, other mixture (organics + construction materials)
Charge preparation
Impurities: immobilization technologies
Charge load
Thermal treatment of organics with impurities, immobilization of Cs
Gas pyrolysis after burning
atmosphere
Sifting of building materials
Nonorganic concrete fillings for construction or RW storage
Jointing materials, water
Large volume output
Ashes
Ash accumulation and mixing aerosol sifting
Monolithing Ash cementation
Filled containers for disposal
Thermal energy unit
Thermal and electric energy supply
Gas-off cleaning
Wet
Dry
Sifting of aerosols
Liquid secondary waste

図5

固体廃棄物
有機物、森、がれき、全般、他の混合物（有機物 + 建築資材）
装入準備
浄化: 固定化技術
処理分を装入
不純物を含む有機物の熱処理、Csの固定化
燃焼後の熱分解ガス大気
建築資材の移動
RWの貯蔵建築物用無機コンクリート充填物
接合資材、水
大容量の出力
灰
灰の堆積とエアロゾル混合物の移動
灰の接合をモノリス化
廃棄用に充填された容器
熱エネルギーユニット
熱および電気エネルギーの供給
ガスオフクリーニング
湿潤
乾燥
エアロゾルの移動
液状の二次廃棄物

Fig.6

Vaporizing process of Cs
Recovery cooling process of Cs
Accelerator
Soil
Rotor furnace for sublimation
Soil after thermal treatment
Cooling gas-off system
Volant products (Cs)
HEPA filter Ventilator
Bag filter

図6

Csの気化工程
Csの冷却回収工程
促進剤
土壌
昇華用回転炉
熱処理後の土
ガスオフシステムの冷却
揮散性の生成物 (Cs)
HEPAフィルター換気装置
袋状フィルター

ISTC/STCU 福島専門家会議

東京、日本
2015 年 11 月 5-6 日

概要報告書 – プロジェクト ISTC 番号 A-2071

実施期間：2013 年 7 月 1 日～2015 年 6 月 30 日

CJSC 「エレバン SRI」 「プラスチックポリマー」

プロジェクトマ
ネジャー

Farmazyan Z.M.
博士

プロジェクト名: 新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対する除染研究

開始日: 2013年7月1日

期間: 2年

プロジェクトマネジャー: Farmazyan Z.M.

電話番号: 374-10-48-80-90

Eメールアドレス: zoefa2000@yahoo.com

主導的な研究所: CJSC 「エレバン SRIプラスチックポリマー」
Arshakunyats av., 127 Yerevan 0007, RA

他の参加機関: -

コラボレーター: Dr. Upendra Singh Rohatgi、米国ブルックヘブン国立研究所

Dr. Sang Don Lee、米国環境保護庁 (EPA)

Dr. Mitsuru Akashi、教授、大阪大学大学院工学研究科応用化学、日本

目次

1. 作業の概略説明：目的、および期待される結果	32
2. 2014 年 4 月の会議後における作業変更.....	35
3. 技術的手法、方法、実験、理論など	38
4. 結論	42
5. 日本への適用可能性と推奨事項	43

1. 作業の概略説明：目的、および期待される結果

プロジェクトの目標および目的

プロジェクトの開始において、2つの主要な問題が研究対象とされることになった：

1. 多孔性の表面を除染できる、剥離可能フィルムであるポリマーシステムを開発すること
2. 高分子溶液の土壌における振る舞いを研究すること。特に以下の側面に注目する：
 - ・ 地面の表土層における固化剤としての側面。
 - ・ 放射性核種 (^{137}Cs と ^{134}Cs) を土壌から除去するために実施する、高分子溶液の実験。
 - ・ ポリマーと微細な土壌菌類 (MSF) の組み合わせがもたらす、放射性核種の固定効果について研究すること。

期待される成果とその応用

1. 剥離可能フィルムの不活性化: ポリマーシステムを開発するという事は、多孔性表面を除染するため、現在一般的な水による高圧洗浄に代わって、剥離可能フィルムであるポリマーシステムを使用する可能性があることを示している。

2. 土壌除染

土壌の除染においては、ポリマーシステムをさまざまな形態で利用することが見込まれた：

- ・ ポリマー層を蓄積および保持することにより、土壌中の放射性核種の拡散を防ぎ固定化すること。
- ・ 放射性核種を土壌の狭い層に集中させた後で、地面からこの土壌から除去すること。
- ・ 取り除いた廃土を除染するため、ポリマーシステムを使用すること。

2014年4月13日から18日にかけて、プロジェクト実施の (第1-3四半期に関する) 結果に関する検討および協議が、ISTC / STCUの技術検討委員会で開催された。日本の福島と東京周辺においてモニタリングと除染を長期的に行うための環境評価が、この会議の議題となった。

日本側は福島の現状を踏まえ、「舗装された場所をポリマーで除染することには、現時点で関心はない。ただし、土壌中の ^{137}Cs を補足・除去することについては非常に関心を持っており、大変重要だと考える」と述べた。

従って、舗装場所における作業は中断され、今後のすべての努力は、高分子溶液が土壌中でどのように振る舞うかを調査することに注がれることとなった。

しかし第3四半期末までに、多孔質の表面からポリマーフィルムを剥離することのできる、高分子合成の主な種類が発見された。また、土壌に関する作業の一部が実施された。

2014年4月以前に行われた作業による主な成果を、以下で簡潔に示す。

除染のための剥離可能フィルム:

- ・ 多孔性表面から ^{137}Cs と ^{134}Cs を除去するため、剥離可能フィルムとして使用できる新たなポリマーシステムが開発された。
- ・ 新ポリマーの基本的な技術プロセスの設計がなされた。技術プロセスのパラメータによってフィルムの品質が確保された。具体的には、粘着力、剥離可能性、可塑性-弾性、多孔性表面への浸透の深さといった使用特性が適切に得られるようになった。

- 4 種類の多孔性表面において、フィルムの特性が調査された。これらの多孔性表面は、化学組成や多孔度がそれぞれ異なっていた。調査対象のサンプルを、孔の中に浸透させた。フィルムの可塑性／弾性、乾燥後の形成によって、表面の層からフィルムを剥がすことができた。これにより、多孔性表面からの ^{137}Cs の除去率は、最大で 35% に達した。
- 開発された製品の技術プロセスと特性は、表面除染のための化合物として有名な、Carboline 社の製品である水分散型 ALARA-1146 (比較対象として使用された) に対しても競争力を有している。

土壌除染

調査対象

土壌。第一の土壌サンプル (sANPP) は、アルメニアの原子力発電所 (所在地はアララト平野、ANPP) で採取された。土壌の種類は福島周辺と類似している (灰色森林土)。

XRD 分析によると、粘土分は主にモンモリロン石 (MMT、化学組成は $(\text{Al}_{1.67}\text{Mg}_{0.33}) \text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2\text{Na}_{0.33}$) で構成されている。粒度組成のデータを表1に示す。

放射性核種に汚染された土壌の準備。プロジェクトの過程で採取されたすべての土壌サンプルを、 ^{137}Cs と ^{134}Cs に人為的に汚染させた。放射性汚染物の源は、放射性廃水だった。ふるいにかけて粒子の大きさを 2-3mm にした土壌を、数回に分けて放射性廃水と混合した。混合比は重量ベースで 1:0.4 とした。その後、空気乾燥させた。サンプルの準備プロセスは、最低でも 8-10 日の期間を要した。

ポリマー

土壌実験の初期段階において、2つのグループのポリマーが使用され、調査が実施された (サンプルの選別過程として)。

1. ポリビニルアルコール (PVA) のサンプルは 2 つの形態が存在する: 工業生産されている既知のグレードのものと、我々が特別に作った変性ポリビニルアルコール (MPVA) である。PVA は主に水酸基と酢酸基で構成されているが、その比率はさまざまである。一方 MPVA は、カルボキシル基を含むモノマーである。

PVA と MPVA のサンプルは水溶性の粉末である。土壌試験では、これらの溶液 (0.5-3.0%) が使用された。

2. 酢酸ビニルに基づき、VA-AA ポリマーシステムを新たに開発した (VA-AA 共重合体)。これらは水分散型のカテゴリに入る製品である。共重合体の比率と合成条件の違いにより、さまざまな特性 (溶解から分散まで) を持つポリマーを作り出すことができた。土壌試験においては、薄めた溶液／分散液 (0.5-3.0%) が使用された。

以下、これら両方のポリマーシステムを「高分子溶液」と呼ぶことにする。

土壌実験の手順

初めに、土壌に関するプロジェクトの課題を解決するため、土壌内の高分子溶液が下に向かって流れる場合を研究すべきだと考えた。すなわち、高分子溶液は土壌の最上層に噴霧しなければならないことになる。放射性セシウムの主要部分は土壌の表面部分 (最大で 3-5cm) で拡散することが既に分かっていた。よって、高さ 6-7cm の実験容器が選択された。

放射性物質に汚染させかつ湿気を与えた土壌サンプル (最大 250g) を、プラスチック製チューブ (高さ 6cm、直径 6.2cm) に満たした。

その後、一定量の高分子溶液 (15-20mL) を、土壌の表面に注いだ。

24時間後、プラスチック製チューブの上層部 (1-1.5cm) を切り落とし、新たに現れた土壌表面に高分子溶液を再び注いだ。

24時間後、プラスチック製チューブの上層部 (1-1.5cm) を再び切り落とした。最初の土壌、すべての層、そして残っている土壌部分について、放射能の測定を行った。実験のこの部分を以下では「ステージ1」と呼ぶ。

土壌試験で得られた主な結果および結論 (2014年4月以前)

上述した手順に従い、いくつかのサンプル (PVA、MPVAおよびVA-AAの共重合体) の溶液が調査された。

これらの溶液に関して、2種類の実験も実施された。これらの溶液に、土壌菌類 (クロコウジカビ *Aspergillus niger*、黄色コウジ菌 *Aspergillus flares*、アスペルギルス *apricalis* *Aspergillus apricalis*、葉上生息菌 *Alternaria alternata*およびクモノスカビ *Rhizopus stolonifer*) の孢子懸濁液を加えた。

実験のこの段階で、主要かつ重要な効果が確認された。

1. 一部の高分子溶液 (ポリビニルアルコールの2つのグレード) が土壌の最上層に注がれた際に、土壌の上部にある各層において ^{137}Cs および ^{134}Cs の放射能が高まっていることが確認された。
2. 調査されたその他すべての溶液では、正反対の効果が観察された。溶液が移動するに伴い、下の層でセシウムの放射能が高まっていった。
3. 孢子懸濁液を高分子溶液に加えた結果、セシウムの動きに大きな変化が現れた。菌類が存在することによりセシウムの量が増加した。とりわけ下の層でこの傾向が顕著だった。

基本的な結論

1. 土壌における高分子の振る舞いは、水の振る舞いと似ている。毛細現象と重力の影響と思われる。
2. 今回の実験環境 (溶液を上から下に流す) では、高分子溶液の影響によって、土壌中の放射性核種は毛細現象と重力に基づく動きを見せた。
3. 実験対象の高分子溶液の移動にはは複数のパラメータが関係している。毛細現象と重力に基づく土壌中の動きは、これらのパラメータによって決定づけられる。土壌中でのこれら2つの正反対の動きがポリマーと結びつくことにより、上層または下層における ^{137}Cs の増加に影響を与えているとすれば、ポリマーシステムの各パラメータの役割を明らかにするため、さらなる研究を行うべきである。
4. 毛細現象に基づく高分子溶液の移動により ^{137}Cs が増加したという事実は、ポリマーが毛細現象によってどのように動くか、そして重力によってどのように動くかを、別途研究する必要があることを示している。

ステージ1ではさまざまな実験が行われた。一方、高分子溶液が土壌を上向き (下から上) に異動させる実験も行った。

さまざまな高分子溶液を使用したすべての実験 (土壌の種類はsANPPのみ) の結果により、 ^{137}Cs が土壌中でどれほど広く再拡散するかを決定づける、主要な要因を同定することができた。

- 最初の段階における土壌の湿気 (ISM)
- 高分子溶液の量
- ポリマーに含まれる親水基と疎水基の比率、イオノゲン基の存在。
- ポリマーシステムの形態 (溶液または分散液)。

これらすべての結果について分析が行われ、結論が導き出され、2014年4月以降に行われる詳細な研究の基礎となった。

6 2014年4月の会議後における作業変更

4月以降の主な作業は以下の通りとなった:

1. 高分子溶液の影響を受ける土壌中のセシウムの、毛細現象および重力に基づく動きの研究。
2. 地表から取り除かれ袋で保管されている放射性廃土の量を減らすために、共通の問題に関するこれらの研究結果を活用できないかを模索すること。

新たな課題を解決するため、これまでに得られた結論に基づき、実験手順に修正が加えられた。また、研究対象の数も増やされた。

土壌。

1. sANPP (MMTにより濃縮されたもの) に加えて、モスコバイトとイライトを含むその他2種類の土壌サンプルが、さまざまな場所から採取された。これらの採取地点は、Tsaghkunyats山脈付近のメラゾール (sMdz) とツァグカゾール (sTh) である。

XRD分析によると、これらの土壌には以下の成分が含まれていることが分かった:

雲母-モンモリロン石— $((\text{Al}_9\text{Ti}_9\text{Fe}) \text{Al}_{0.68}\text{Si}_{9.32}) \text{O}_{10} (\text{SOH}_2) (\text{K}_8\text{Na})_{0.43}\text{X}_{0.17}$

イライト— $(\text{K}_9\text{Na}_9\text{Ca})_{1.36} (\text{Al}, \text{Mg})_{4.17} (\text{Si}, \text{Al})_8 (\text{O}, \text{SOH})_{24}$

モスコバイト— $(\text{K}_9\text{Na}) (\text{Al}_9\text{Mg}_9\text{Fe})_2 (\text{Si}_{2.1} \text{Al}_{0.9}) \text{O}_{10} (\text{SOH})_2$

イライト— $(\text{K}_9\text{Na}_9\text{Ca})_{20.33} (\text{Mg}_9 \text{Mn})_{0.43} (\text{Al}_9\text{Fe}_9 \text{Ti})_2 \text{O}_{216} (\text{Si}_9\text{Al}) \text{O}_2 4\text{H}_2\text{O}$

sMdzとsThの土壌は、鉱物組成は非常に似ていたものの、粒度組成は異なっていた (表1)。

表1 土壌の粒度に関する性質

土壌サンプルの採取場所	土壌懸濁液における、粒子の大きさ (mm) 別の含有物 (%) (カチンスキ法)					
	1-0.25	0.25-0.05	0.05-0.01	0.01-0.005	0.005-0.001 5-1 μm	<0.001 <1 μm
アララト平野 (sANPPの土壌)	4.2	21.84	23.1	12.0	33.58	5.28
メラゾール (sMdz)	16.81	29.37	27.24	4.9	14.74	6.94
ツァグカゾール (sTh)	1.35	6.06	20.12	11.52	28.4	32.56

2. プロジェクトを通じて、調査結果の検討および分析はU.Rohatgi博士とY.Onishi博士が行った。

純粋な粘土鉱物 (イライト、バーミキュライト) においてセシウムが高分子溶液にどのように取り込まれるかについて、メカニズムを洗練させる必要があるとの提案が出された。その理由は以下の通り: 1—これらの鉱物は、土壌中で ^{137}Cs と ^{134}Cs を最も多く固定することが知られていること。2—福島県土壌 (粘土分) は、これらの鉱物を特に多く含んでいること。3—日本の専門家が、汚染度の高いシルトと粘土分を分離させるため、汚染土壌をふるいにかける計画を立てていること。

粒子の大きさが1-2cmのバーミキュライト (Vm) が、原料として購入された。購入したバーミキュライトは砕かれた後、マス目が0.25mmのふるいにかけてられた (Vm-0.2mm)。

イライトを置く含む粘土分は、マス目が0.2-0.25mmのふるいに掛けられることにより、2mmのsMdzから分離された (sMdz-0.2mm)。

上述したように、すべての土壌サンプルは ^{137}Cs と ^{134}Cs により汚染されていた。土壌中のセシウムの放射能レベルは、6000-10000 Bq/kg (sANPP) および5000-6000Bq/kg (sMdz) だった。

sMdz-0.2mmとVm-0.2mmのみを汚染させるため、サンプルは、重量を測った後で、濾過材で作られた袋に入れられ、放射性廃水に浸された。24時間後、汚染された土壌とVmは袋から取り出され空気乾燥された。これらのサンプルに含まれるセシウムの比放射能は、それぞれ最大で6000 Bq/kgと2500 Bq/kgだった。

RIP (放射性セシウム捕捉ポテンシャル)

このプロジェクトで使用された土壌と福島第一原発周辺の土壌がどの程度類似しているかを評価するため、試験対象の土壌 (sANPP-2mm, sMdz-2mm, sTh-2mm) のRIP (放射性セシウム捕捉ポテンシャル) の値が検査された (表2)。

表2 土壌別のRIP			
土壌	^{137}Cs のRIP (K) mmol/kg	^{134}Cs のRIP (K)	Σ RIP (K) mmol/kg
sANPP-2mm	1296 $\pm$ 94.5	1234 $\pm$ 91.6	2530
sMdz-2mm	646 $\pm$ 6.4	650 $\pm$ 19.6	1296
sTh-2mm	773 $\pm$ 60.5	728 $\pm$ 60.3	1501

得られたデータは、福島に存在するさまざまな土壌や粘土鉱物におけるRIP値のデータとの間で相関がある。詳しくはOnishi博士が作成した81ページの文書 (日本語) の77ページに記載されている。

ポリマーシステム

2014年4月以前の結果に基づき、研究対象である複数のポリマーシステムが変更された。

1. いくつかのPVAサンプルに、新たなグレードが加えられた。すでに選定されているサンプルと組み合わせることにより、土壌に含まれる高分子溶液の振る舞いに与える影響を見積もることが可能になる。これらのポリマーの特性は、親水基／疎水基の比率や、粘度、分子量(MM)によって異なる。

2. PVAとVA-AA共重合体の試験結果を踏まえて、VA-AA共重合体にヒドロキシ基を導入する方法が発見された。

その結果、加水分解されたVA-AA共重合体 (VA-AA-H) を合成するための新たな技術が開発された。

プロジェクトの課題という観点から見て、これらの共重合体は、土壌中で使用するための最適な特性を有している。

3.開発された技術により、再現可能な特性を持つポリマーの合成が可能になった。この技術により、VA-AA-H-80のパイロットサンプルが合成された。その後このサンプルは、すべてのバッチテストで使用された (ステージ4)。

4.開発された技術によって、複数のVA-AA-H-80サンプル・類似物が新たに合成された。ただしsMdz-0.2mmとVm-0.2mmの試験に使うため、サンプルの粘度は低いものとなった。

実験ステージ

このプロジェクトにおける土壌の実験は、**ステージ1からステージ4まで**で構成される。

ステージ1 上述したように、容器（高さ6cm、直径6.5cm）での実験。

ステージ2 毛細現象による上昇を研究するため、土壌中における水および高分子溶液の実験。ポリマーチューブ（高さ35-60cm、直径1.9-2.1cm）が使用され、土壌サンプルの重さは100-200gである。

ステージ3 ステージ2に似るが、高さ35-40cmの円柱での実験。土壌の重さは1.2-1.5 kg。すべての結果への分析に基づき、「この実験環境において、これらの体積におけるプロセスに影響を与えるパラメータを、十分に評価することはできない」との結論が出された。

ステージ4 小バッチテスト一連の実験を行う。ステージ1-3で明らかになったすべての法則や発見が使用されることになる。

容器に入れる土壌の高さ（Hmax）は孔のサイズにより決定される。試験対象である各々の土壌について、チューブ内での評価が（ステージ2）が行われた。容器の幅が広げられた。異なる時間間隔で分析を行うため、円柱状の土壌を3回採取できるようにすることが目的だ。ANPPにおける最初の実験により、この体積では毛細現象と重力の両方の影響が表れることが示された。また、結果は再現可能であり、結論の導出とその後の実験の予測も可能となった。

よって、7-8四半期中に実施されたANPPにおけるすべての実験は、ステージ4の小バッチテストとして実施されたことになった。sANPP、sMdzおよびsTh（土壌粒子のサイズは2-3mm）に関して、下方実験と上方実験の両方が実施された。また、sMdz-0.2mmとVm-0.2mmについては下方実験が行われた。

結果として考案された手順は以下の通り：

ある重さ（2.5-4 kg）と初期湿度（2-8%）を持つ土壌がプラスチック製容器に入れられ、その高さは25-40cmとされた。容器の底部が切り取られ、2層のガーゼにより覆われた。容器が、高さ0.5-1cmのホルダー（大きな穴のあるリングまたはメッシュ）上のトレーに乗せられた。上方実験の場合、トレーは所定量の高分子溶液で満たされた。下方実験の場合、溶液は最上層から徐々に注がれた。両方の場合において、溶液が完全に吸収されるまでの時間が測定された。

この実験のため、土壌サンプルの採取方法（類似の地質コア）が考案された。この方法では、先が尖ったプラスチック製チューブ（内径3.5cm、高さ30-40cm）が使用される。

このチューブは調査対象の土壌の底まで挿入された後、引き抜かれ、いくつかの部分に切り分けられる。これらはサンプルとして分析に回される（¹³⁷Cs、¹³⁴Cs）。24時間、48時間そして120時間の間隔で、3回のサンプル採取が行われた。

土壌が入ったチューブについて最初のサンプル採取を終えた後、空となった土壌部分に空のチューブが挿入される。システムの均衡状態を崩さないためである。2回目と3回目のサンプル採取でも、同様の作業を繰り返す。

Washburn方程式

すべての実験対象の土壌において高分子溶液が毛細現象によりどの程度上昇するかを比較するため、Washburn方程式が使用された。この方程式は、円筒状の毛細管における液体の浸透メカニズムおよび浸透率を定義するものであり、これらは液体の特性により異なる。

$$h(t) = \sqrt{\frac{\sigma \cdot r \cdot \cos \theta}{2\eta} \cdot t}$$

σ は液体 (高分子溶液) の表面張力、 θ は濡れ角、 h はその時点における、溶液で満たされた毛細管部分の長さ、 η は液体の粘度、 r は孔の半径を示す。

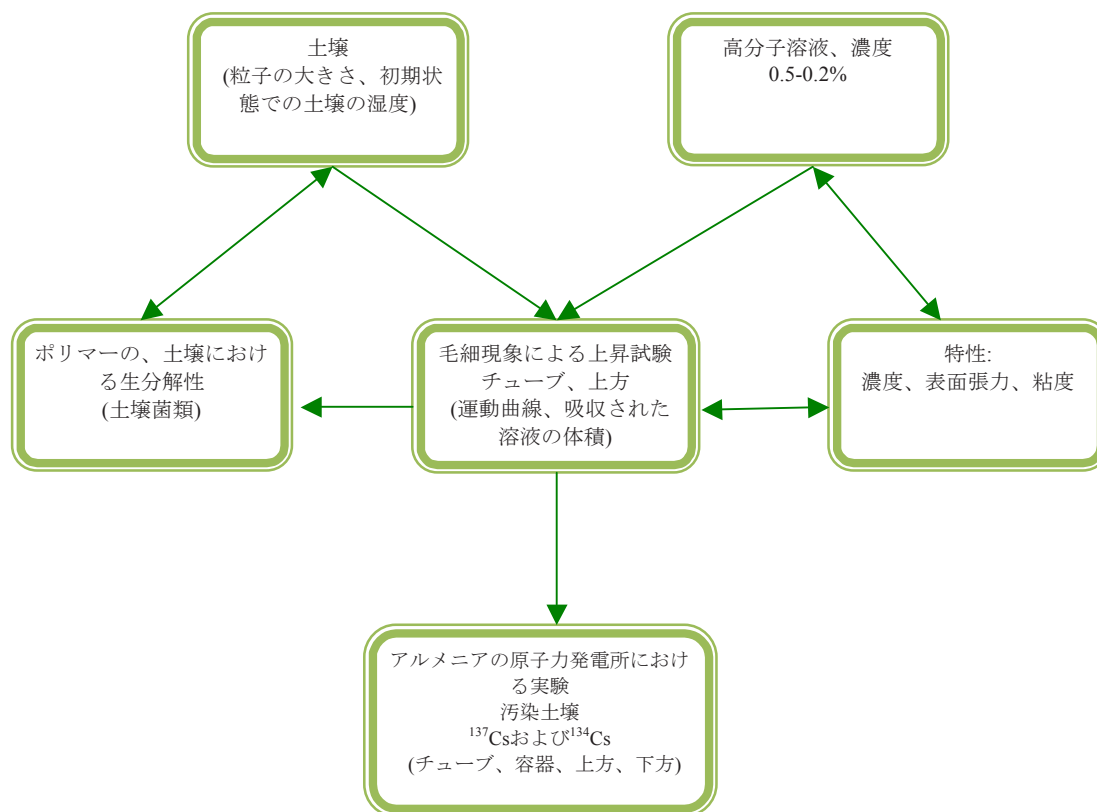
実験対象のすべての高分子溶液における値 (η, σ) が、実験により確定される。孔の大きさ r と濡れ角 θ^0 を評価するため、高分子溶液の上昇に関する運動曲線が適用された。

この方法が適用された理由は、溶液上昇に関する理論上の運動曲線と、実験結果に基づく曲線とを一致させるような、接触角 θ^0 と穴の直径 r のペアを選ぶためである。

この手法により、毛細管状の土壌を浸透する高分子溶液が、どのような大きさの孔を通るかを見積もることが可能となる。

7 技術的手法、方法、実験、理論など

2014年4月以降の作業ステージは、以下のフローチャートで表現することができる:



土壌実験の手順

過去数四半期における作業の過程で、ポリマー研究室とANPPで実施されたすべての実験について、比較分析を行った。この分析の結果によって実験方法が明らかになり、毛細管状チューブのデータが、規模別実験の指針として役立てられることとなった。この手順はいくつかのステップで構成される:

1. 第一に、土壌の入ったチューブ (既知の ISM を有するもの) に関して、毛細現象による高分子溶液の上昇メカニズムが測定される。また、湿度の拡散や液体の吸収量も測定される。
2. 次に、ステップ 1 のデータを根拠として、最適なサンプル (毛細現象による溶液の上昇を可能とするような、表面張力と粘度を有する高分子溶液) が選定される。
3. その後、選定した溶液を使った実験を、ANPP の汚染土壌を入れたチューブの中で行う (上方実験)。

4. 得られたデータに基づき、規模別実験（バッチテスト）に使用する高分子溶液を選定する。

7-8四半期におけるすべての実験（sANPP, sMdz, and sThの土壤に関する上方実験と下方実験）は、この手順により行われた（下方）。層による ^{137}Cs の放射能の違いは、sANPPでは40%、sMdzでは30%に達した。

以下では、sMdz-0.2mmの土壤で使用された手順を一例として示す。ISMが6.5%、重さが4kgの土壤に、高分子溶液を上から下に向けて注いだ（下方）。

sMdz-0.2mmとVm-0.2mmを試験するため、複数の低粘度VA-AA共重合体を合成した。

1. 表3は、合成した共重合体サンプルの一部と、その官能基を示している。

まず、粒子サイズが2-3mmであるすべての土壤において、VA-AA-H 80サンプルが実験的に調査された。PVA GFサンプルは、複数のVA-AA-H共重合体を作成する際の参照サンプルである。よって、比較のために記載する。

表3 VA-AA- H共重合体

サンプル VA-AA-H （「テスト」） *	官能基の内容 重量に占める%		
	エステル	カルボキシル	ヒドロキシル
80	19,8	19,3	60,9
83	53,5	21,3	25,2
87	23,7	18,6	57,7
PVA GF	15.8	-	84.2

*定義「VA-AA-H」 = 「テスト」

2. 表4は、Washburn方程式におけるパラメータの値を要約している。これらの値は、濃度0.23- 0.24%の溶液を用いて実験的に決定されたものである。

表4 VA-AA共重合体、Washburn方程式のパラメータ

パラメータ	溶液、0.23-0.24%			
	VA-AA-H 80	VA-AA-H 83	VA-AA-H 87	PVA GF
表面張力、 mN/m	58	71	62	51
粘度、mm ² / 秒	1,42	1,57	1,38	1.25
密度 (d), d g/cm ³	0,9986	0,9987	0,9989	0.9986

3. 土壤Mdz- 0,2mmにおける高分子溶液の上昇を示す運動曲線が、チューブ内で測定された（ステージ2）（図1

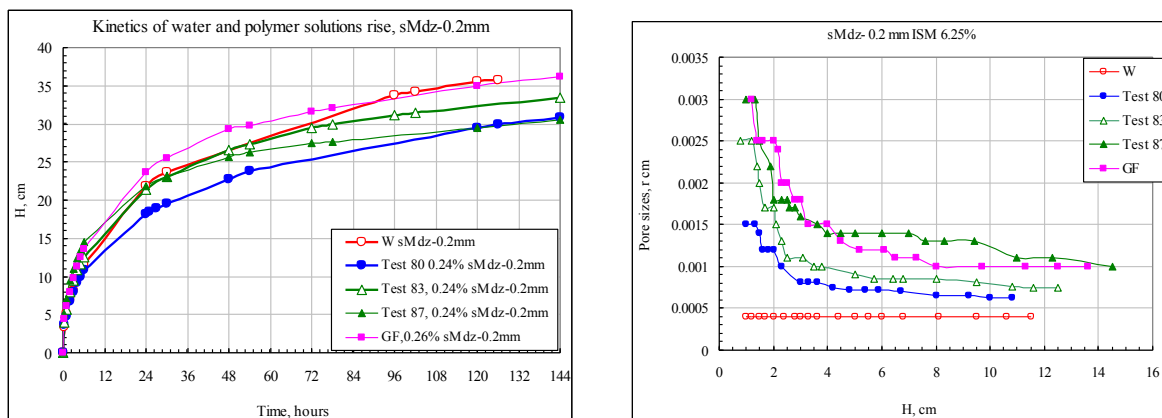


図1(a)-高分子溶液の上昇を示す運動曲線(a)、孔の大きさの分布(b)、sMdz-0.2mm。

それぞれの溶液について、毛細現象による上昇が起きる孔の半径が、運動曲線により特定された。これを行うため、Washburn方程式の理論曲線を作った。これは表4の実験データを裏付けるものとなった。そして、実験曲線と理論曲線を一致させる r の値を選んだ。接触角 θ は 89.8° である (この値は、我々が行った多くの定義により得られた)。

高さごとの孔の大きさの分布 (図16) は、高さ20-25cmまでについては、溶液83と87は水と同じように上昇したことを示しているが、一方で高分子溶液は、より大きな孔にも浸透している。

4. 高分子溶液83と87、そしてPVA GFについて実験が行われた。この実験は、ANPPの汚染土壌を使用し、チューブの中で、同一の条件下で行われた。4つのチューブが土壌で満たされた。このうち2つはテスト83の実験に使用された。試験対象であるテスト87とPVA GFが満たされたチューブの土壌、そして試験対象であるテスト83が満たされた1本のチューブが、24時間後に分析された。一方、もう1つのチューブは実験開始から48時間後に分析された (図2a)。

図2(a)は、実験の経過時間ごとの、土壌層に含まれる ^{137}Cs の比放射能の分布状況を示している。

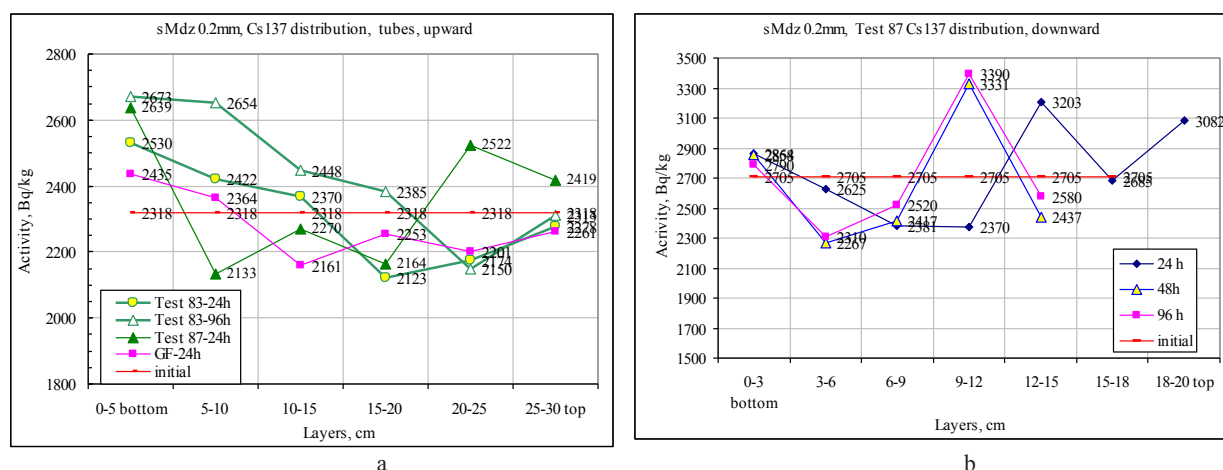


図2(a)-sMdz-0.2mmの上方実験 (チューブ内) における、高さごとの ^{137}Cs の分布状況。(b)-sMdz-0.2mm (容器) における、高さごとの ^{137}Cs の分布状況。

予想外の結果となったのが、サンプル83が ^{137}Cs を下方に移動させたこと、そして毛細現象によってセシウムが上昇する傾向が、4日後においても観察できなかったことである。サンプルPVA GF (低分子ポリビニルアルコール) は83と似通った結果を示した。

83やGFと異なり、サンプル87は、最初の24時間以内において、重力による動きと毛細現象による動きの両方をすでに示していた。よってサンプル87が、バッチテストの実験に選ばれた (ステージ4)。

5. バッチ実験では、溶液VA-AA-H 87 (0.24%)の試験が、ANPPの汚染土壌を用いて行われた。試験結果は図2bにプロットされている。

層による ^{137}Cs の放射能の違いは、最大で30%となった。高分子溶液の孔への浸透は、10mmまでにとどまった。48時間後に、システムが均衡状態に至ったことが観察された。

よって、土壌における高分子溶液の振る舞いを評価するための方法論が開発された。これにより、溶液上昇の動きと高さ、孔の大きさの分布、毛細現象と重力がセシウムの動きに与える影響などを確認することが可能となった。

メカニズムについて

1. 研究の実施により得られた主な結果は以下の通り：高分子溶液へのセシウムを取り込みと土壌中の動きが、粘土鉱物の種類（モンモリロン石、イライト、バーミキュライト）にかかわらず、同じメカニズムによって生じること。
2. 現在の調査段階において、この現象に関して行いうる説明は、「ポリマー分子が溶液から吸収されたことによって、粘土のインターカレーションと剥奪作用における既知のプロセスと類似する現象が起きた」というものだ。
3. セシウムを高分子溶液に取り込むためには、粘土の格子における活性中心とセシウムとの結合を、弱めまたは破壊する必要がある。セシウムの取り込みにおける高分子ポリマーの役割は以下の通りである：
 - ・ 自らの官能基と結合させることにより、セシウムと鉱物との結び付きを弱めること。
 - ・ 自らの官能基と結び付けて吸収することにより、セシウムを溶液内にとどめること。粘土と再び結びつくのを妨げること。
 - ・ 塊の間のスペースからセシウムを引きずり出し、孔に引き込むこと。孔では毛細現象と重力が作用する。

試験対象となったポリマーは、セシウムが粘土鉱物の活性中心に結びつくのを阻害しうるほどのパラメータを有している。

この観点から、粘土鉱物におけるセシウムの具体的な位置をナノレベルで特定することは、セシウムを土壌から効率的に除去するための重要な要素の一つである。

福島第一原発の事故後、日本およびその他の国々の著者らは、走査型透過電子顕微鏡検査法、エネルギー分散型X線分光法、広域X線吸収微細構造 (EXAFS) 分光法などの新技術を用いて、セシウム吸収のメカニズムについて詳細な研究（特に、イライトやバーミキュライトなどの純粋な鉱物を使用した研究）を行ってきた。

これらの手法によって、粘土分子を含むセシウムの構造について、1nm以下のレベルでの詳細な観測が可能となるとともに、粘土鉱物の活性中心をより正確に突き止めることも可能となった。その結果、イライトやバーミキュライトにおいてセシウムの脱着が弱い理由について、より正確に理解できるようになった。

これらの調査に基づく現時点での主な結論は、「層の間のスペースからセシウムを取り除くのは簡単ではない」というものだ。効果的な除染方法を用いても、イライト／バーミキュライトの粘土分を劣化させることは避けられない。一つの可能性としては、大型もしくは高荷電の陽イオンを使用することにより、またはセシウムと強力に結合する大型の配位子を使用することにより、中間層を広げることが考えられる。

セシウムの固定メカニズムに関するプロジェクトの結果と最新のデータを比較することにより、粘土鉱物からセシウムを除去する効果を高める方法が考案されるかもしれない。

土壌中におけるポリマーの生分解性の評価

日本では、日本バイオプラスチック協会 (JBPA) が、生分解性ポリマーについて厳密な分類（グリーンプラとバイオマスプラ）を定めている。

PVAは生分解性のポリマーとして知られており、JBPAの資料によるとグリーンプラに分類されている。同時に、PVAの修正についても引き続き研究されている。加えて、生分解性の判定方法の標準化 (ISOの手法を含む) も進行中である。

このプロジェクトで使用されたPVAおよびカルボキシル基を含む誘導体は、概ね「グリーンプラ」の分類に適合している。

新たに開発されたVA-AA共重合体システムは、生分解性ポリマーシステムにおいて標準的な官能基を有しており、土壌での使用に適している。

新たに開発されたVA-AA共重合体の土壌における生分解性を評価するため、我々は一般的な調査を実施した。すなわち、サンプルに対する土壌微生物（菌類およびバクテリア）の影響を調べたのである。この場合、土壌におけるポリマーの量が時間の経過とともに変化すると、調査対象であるポリマーの影響により、土壌菌類の構成にも変化が生じる。

土壌（sMdz-2mmとsANPP-2mm）に関して、いくつかの研究が14、28、60日の時間枠で行われた。一連の実験において、新たに開発されたVA-AA-Hのサンプルが、PVAのグレードの一つである「Mowiol」とともにテストされた。「Mowiol」は、完全に分解できるポリマーであると思われている。

実験結果に基づき、以下の結論が導き出された：「ポリマーは土壌中で分解される（おそらく、ポリマーは徐々に変化し、最終的に分解される）。そしてこの過程によって、ある種の反応を引き起こす菌類が活性化するのに好都合な状況が、土壌の中で作り出される。」土壌の種類やサンプル採取の季節（夏、秋）によって、結果が異なることが明らかになった。

新たに開発されたVA-AA-H群の結果は、Mowiolと非常に似通っていた。

菌類の構成が変化した理由は、「ポリマーが『干渉』した結果、菌類学の観点から見て、土壌に劇的な変化が発生しなかったから」と結論付けることができる。

実験結果によって、新たに開発された共重合体が、菌類の構成の変化によって生物分解されたことが証明された。またこの分解のメカニズムは、Mowiolの場合と似通っていた。よってこの研究段階においては、VA-AA-H共重合体は土壌中の微生物にとって有害ではないとの結論を導き出すことができる。

8 結論

1. 放射能に汚染された土壌では、一部の高分子溶液の影響により、土壌の上層において ^{137}Cs と ^{134}Cs の放射能が高まることが確認された。この現象は、土壌中の高分子溶液が毛細現象により移動したことが原因である。
2. 各種の高分子溶液の作用により引き起こされる、毛細現象に基づくセシウムの上昇について、さまざまな土壌で調査が行われた。モンモリロン石、イライトおよびバーミキュライトを含む、粒度組成と鉱物組成が異なるさまざまを土壌が調査対象となった。
3. これらの結果に基づき、「セシウムを取り込むメカニズムと、高分子溶液とともに移動するメカニズムは、調査対象となったすべての鉱物において共通だった」との結論が得られた。このプロセスのメカニズムが示唆された。
4. ^{137}Cs と ^{134}Cs の取り込みに影響を与える、ポリマーシステムの種類とパラメータが突き止められた。
5. 研究所レベルでこれらの共重合体を合成する技術が開発され、さまざまな規模で実験を行う過程において、技術の洗練が進んだ。開発された技術によって、パイロットサンプルが合成され、ANPPに関するいくつかのバッチテストで使用された。

6. 土壌中の実験で観測された、セシウムを再拡散させる効果を利用して、より狭い層に濃縮することが現実的に可能かどうか、さまざまな土壌を用いて実験された。
7. ポリマーシステムがどの程度のセシウムを取り込み移動させることができるかを、暫定的に評価するための方法論が考案された。

9 日本への適用可能性と推奨事項

1. 高分子溶液の効果により、土壌の上層では ^{137}Cs と ^{134}Cs が上昇するという法則性が、研究結果によって確認された。この法則を利用して、汚染土壌の体積を減らしたり、地面から除去することが可能になると思われる。
2. ANPP において「小バッチモードテスト」として実施された一連の実験によって、主要な技術的パラメータが特定されるとともに、これらが土壌中の ^{137}Cs と ^{134}Cs の再拡散の効果に与える影響についても突き止められた。
3. まず日本では、プロジェクトの成果を実際の汚染土壌で確認することが必要となる。開発された方法論 (ポリマー、チューブ、バッチモードテスト) は、初期段階での予測に利用することができる。
4. 実験対象である体積 (小さい土壌粒子) を変更しようとする場合、容器の幅を広げるのではなく、高さを高くすべきであると思われる。この段階では、プロセスの効率性を高めるために必要なすべてのパラメータを、正確に定めることが期待される。すなわち、この段階では「小バッチテスト」を検討することができる。このテストの結果によって、実験対象の体積をさらに増減させた場合に見込まれる変化を予測することが可能となる。
5. イライトとバーミキュライトにおけるセシウムの吸着-脱着メカニズムに関する資料を分析した結果、毛細現象によるセシウムの上昇をさらに促進するためには、ポリマー分子と粘土鉱物やセシウムとの相互作用について、分子レベルでさらに研究することが必要かもしれない。

図表の英和対訳表

Page 9 Flowchart	9ページ フローチャート
Soil (Particle size, initial soil moisture)	土壌 (粒子の大きさ、初期状態での土壌の湿度)
Polymer solutions, concentration 0.5-0.2%	高分子溶液、濃度 (0.5-0.2%)
Polymers biodegradability in soils (soil fungi)	土壌におけるポリマーの生分解性 (土壌菌類)
Capillary rise tests: Tubes, upward, (kinetic curves, volume of absorbed solutions)	毛細現象による上昇試験: チューブ、上方 (運動曲線、吸収された溶液の体積)
Characteristics: Density, surface tension, viscosities	特性: 濃度 、表面 張 力、粘度
Tests at Armenian NPP Contaminated soil, Cs137,134 (tubes, vessels, upward, downward)	アルメリアの原子力発電所で採取された、 ¹³⁷ Cs と ¹³⁴ Cs に汚染された土壌に関するテスト (チューブ、容器、情報、下方)

Fig.1

Kinetics of water and polymer solutions rise, sMdz-0.2mm

H, cm

W sMdz-0.2mm

Test 80 0.24% sMdz-0.2mm

Test 83, 0.24% sMdz-0.2mm

Test 87, 0.24% sMdz-0.2mm

GF,0.26% sMdz-0.2mm

Time, hours

sMdz-0.2mm ISM 6.25%

Pore sizes, r cm

W

Test 80

Test 83

Test 87

GF

H, cm

Fig.2

sMdz 0.2mm, Cs137 distribution, tubes, upward

Activity, Bq/kg

Test 83-24h

Test 83-96h

Test 87-24h

GF-24h

initial

bottom

top

Layers, cm

sMdz 0.2mm, Test 87 Cs137 distribution, downward

Activity, Bq/kg

24 h

48 h

96 h

initial

bottom

top

Layers, cm

図1

水および高分子溶液の動き (sMdz-0.2mm)

高さ (cm)

水、sMdz-0.2mm

テスト 80、0.24%、sMdz-0.2mm

テスト 83、0.24%、sMdz-0.2mm

テスト 87、0.24%、sMdz-0.2mm

GF、0.26%、sMdz-0.2mm

時間 (時間)

sMdz-0.2mm、ISM 6.25%

孔の大きさ (半径、cm)

水

テスト 80

テスト 83

テスト 87

GF

高さ (cm)

図2

sMdz 0.2mm、¹³⁷Cs の拡散状況、チューブ、上方

放射能 (Bq/kg)

テスト 83-24時間後

テスト 83-96時間後

テスト 87-24時間後

GF-24時間後

初期状態

底面

上面

層 (cm)

sMdz 0.2mm、テスト87、¹³⁷Cs の分布状況、下方

放射能 (Bq/kg)

24時間後

48時間後

96時間後

初期状態

底面

上面

層 (cm)

セッション 2

農畜産分野における回復研究

ISTC/STCU 福島専門家会議

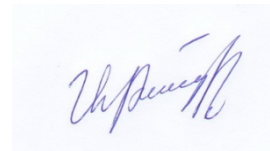
東京、日本
2015 年 11 月 5-6 日

概要報告書 – プロジェクト番号 A-2072

実施期間：2013 年 6 月 1 日～2015 年 5 月 31 日

NAS RA 水耕栽培問題研究所
Yerevan, 0082, 108 Noragyugh, アルメニア共和国

プロジェクトマネジャー **Tadevosyan Anna**
 Hovhannesovna
 博士



プロジェクト名: 高分子吸着剤を使用する ^{134}Cs および ^{137}Cs の土壌-植物移行の抑制による Cs 汚染土壌の浄化

開始日: 2013年6月1日

期間: 24か月

プロジェクトマネジャー: Tadevosyan Anna Hovhannesovna

電話番号: +374- 10- 563 015

Eメールアドレス: anntadevosyan@yahoo.com

主導研究所: NAS RA水耕栽培問題研究所
108, Noragyugh, 0082 Yerevan, アルメニア共和国
hydrop@netsys.am
www.sci.am

参加機関: Yerevan Scientific Research Institute “Erplastpolymer” Close Joint Stock Company
127, Arshakunyats Avenue, 0007 Yerevan, アルメニア共和国
(374 10) 488 090
plastpolymer@web.am

コラボレーター: Upendra Singh Rohatgi
Bldg 197D , 11973, Upton, USA, NY
+631-344-2475
rohatgi@bnl.gov

Shuji Tsuruoka
17-1 Wakasato 4-chome, 380-5883, Nagano, Japan
+81-26-269-5740
s_tsuruoka@shinshu-u.ac.jp

目次.....

作業の概略説明: 目的、および期待結果.....	51
1. 2014 年 4 月の会議後における作業変更.....	51
2. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論、その他.....	54
本プロジェクトにおいては、セシウムを吸収できるポリマーシステムにより、植物への移行なしで土壌および水中の放射性 CS を最少化する技術を提供する。.....	55
ポリマーを得る方法.....	56
水収着および脱着プロセスにおいて複数の目的に使用する保水性ポリマーを、水媒体中でのビニルモノマーのラジカル重合によって合成した。.....	56
合成ポリマーで構成される合成物は無機フィラーを使用して調製した。.....	57
3. 結論.....	67
4. 日本への適用可能性と推奨事項.....	68

略語リスト

AAc - acrylic acid (アクリル酸)
 AC - Accumulation Coefficient (蓄積率)
 ANPP - Armenian Nuclear Power Plant (アルメニア原子力発電所)
 AP - ammonium persulfate (過硫酸アンモニウム)
 IF - irrigation frequency (灌漑頻度)
 IPN - interpenetrating polymer networks (相互侵入高分子網目)
 NF - nourishment frequency (養液供給頻度)
 PRIZ - plants' root-inhabited zone (植物根茎生息域)
 VA - vinyl acetate (酢酸ビニル)
 VS - vegetation season (植物季節)

1. 作業の概略説明：目的、および期待される成果

目的

プロジェクトの目的は、水-土壌-植物系における高分子吸着剤の移行制御により、種々の汚染レベルのCs汚染土壌を浄化する新しいプロセスと技術を開発することにある。本研究は以下のタスクに分かれる（フローチャート参照）。

タスク1: 土壌中の放射性核種を吸着するための高効率高分子吸着剤の合成方法の開発、および吸着剤の特性の研究

タスク2: 放射生態学的な緊張度が高い区域と低い区域での植物生育に対するポリマーの効果の評価

期待される成果

プロジェクトの主要成果として、放射性核種、特に¹³⁴Csおよび¹³⁷Csで汚染された福島および福島周辺における農地のための新しい段階的除染モデルの開発の可能性が示されるであろう。対象となる区域は以下のとおりである。

- 低汚染レベル区域: 土壌-植物系におけるCsの移動を抑制し、日本バジル -シソ- の無害で放射生態学的に健全なバイオマスを得る可能性を与える組成物/高分子吸着剤を使用する。
- 低レベル区域: 食用植物（シソ）とCsの高集積植物との異種混合栽培方式により、対応の組成物/高分子吸着剤およびポリマー型を使用する。
- Cs汚染レベルが高い区域: Csの高集積植物によるファイトレメディエーションを行い、土壌から植物へのCs移行に寄与するポリマー材料を使用する。

2. 2014 年 4 月の会議後における作業変更

専門家たちの以下のコメントを考慮に入れた。

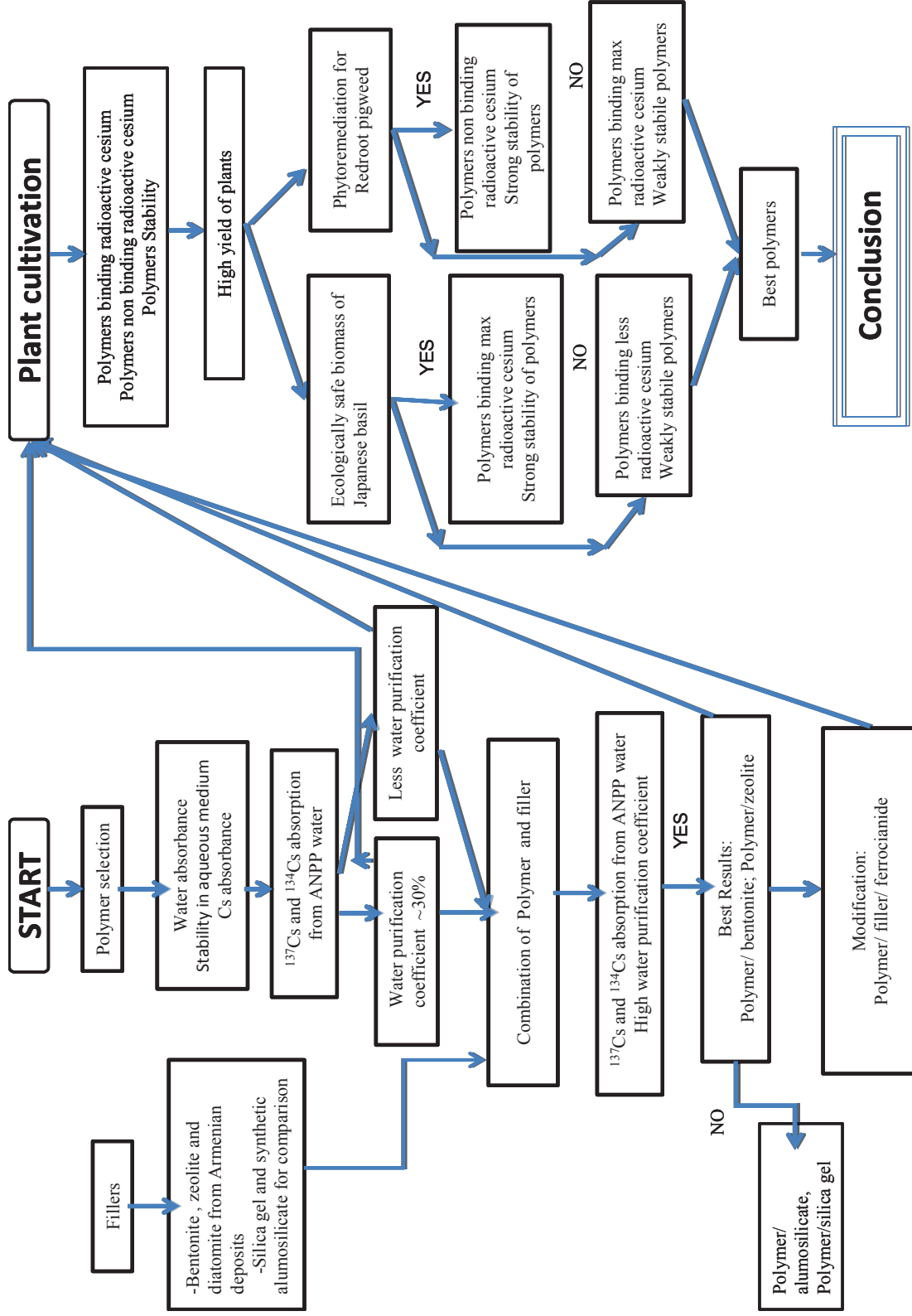
1) ポリマーの毒性について検討する必要がある。

提案されたポリマー材料が、不都合な作用を示したり予想外の結果をもたらしたりする可能性はない事が、以下の特性、試験から示される。

- 高分子吸着剤は非毒性で、ダストが付着したりダストを発生させたりすることはない。また、植物の根系によって容易に土壌から除去することができる。
- 成分鉱物（ベントナイト、ゼオライト、フェロシアン化物）は非毒性である。
- 合成ポリマー材料は三次元架橋構造を持ち、水や土壌中には溶解しない。
- 最も徹底的に研究したサンプル 13 に対して急性毒性試験（ISO 10993-11）を行った。
白色の近交系ラット 5匹に2g/kgのサンプル13を経口投与して急性毒性を調べるに当たり、放射線医療・熱傷科学センター（エレバン、アルメニア）より技術援助の提供を受けた。1回投与後24時間の間、好ましくない影響は観察されなかった。投与15日後の時点で、被験動物と対照動物との間に体重、挙動、外観の差異は認められなかった。

2) ポリマーへの Cs 吸着は、肥料や土壌からのカリウム吸着にもつながるだろう。

土壌および水耕材料から取り出したポリマーの性質を植物期間終了時に評価した（表1）。



ポリマーは吸水能力を保持しており、膨潤度は水耕条件下で使用了全サンプルで土壤条件下より高かった。

植物期間後に土壤から取り出したすべてのポリマーサンプルは初期サンプルとは異なっており、カリウム含有率は下がっていた (表1)。得られた結果で確認されたのは、使用了ポリマーは土壤からカリウムを回収しなかったということであった。

水耕条件 (表1) のもとでサンプル73*および13のカリウム含有率がわずかに増加したことが認められた。この結果は、水耕栽培の栄養培地は過剰なカリウムイオンを含んでおり、水媒体では恒常的にイオン交換が起きることから説明できるだろう。

表1. バジル収穫後のポリマー組成物の性質

サンプルコード	Q、 g/g初期	Q、g/g		初期Kイオン ポリマー、mg/g	ポリマー中の Kイオン、mg/g	
		土壤	水耕		土壤	水耕
73*	58.3	52.0	87.5	1.36	0.4	3.0
13*	2.4	3.5	11.5	6.2	0.6	2.2
13	5	3.25	8.0	1.76	1.2	2.4

したがって、バジル栽培にポリマー73*、13*、および13を使用了も、土壤または肥料からの「有用な」カリウムの回収/取り出しにはつながらない。

水耕条件下では、高分子吸着剤を使用的場合は栄養液の量を追加する必要はない。水耕用の栄養液1Lは310mgのKを含んでおり、我々は植物期間の全体を通じて、2m² の水耕設備のために1600Lの水耕栄養液 (K 496g) および30gのポリマーを使用了。実際には、植物期間終了時に1gのポリマーが吸収したカリウムは全カリウムのわずか0.01%にすぎなかった。

3) 日本の水田におけるポリマーおよび各種無機物の使用状況を調査し、ポリマーを使用后に回収する方法を開発する必要がある。たとえば、シート状のポリマーを使用了、米の収穫後に除去する。

我々は水田にうまく適用できるポリマーの使用方法を開発した。ポリマーをラチス布でリボン状に包むという方法である。米の収穫後、ポリマーのロスを生じさせることなくリボンを容易に土壤から抜き取ることができる (図1)。



図1. ラチス布に包まれたサンプル13のポリマー

次の2つの条件 (バリエーション) で、それぞれ2つのグループ (第1グループは稲あり、第2グループは稲なし) に対して実験を行った。

1. 対照バリエーション - ポリマーを入れた Cs 汚染土壤。
2. 試験バリエーション - サンプル 13 ポリマーを入れた Cs 汚染土壤。
3. 試験バリエーション - Cs 汚染土壤 + 水中に入れたサンプル 13 ポリマー。
4. 試験バリエーション - サンプル 73*ポリマーを中に入れた Cs 汚染土壤。

土壤の初期放射能 ≈ 2870 Bq/kg。

残念ながら、米収穫の試験はすべて失敗に終わった。稲は発芽して10~15cmの高さまで生長してから枯死してしまった。

4か月後、第2グループ (稲なし) のポリマーを汚染土壤から取り出して、放射化学分析を行った。その結果が示すところは、蓄積放射性セシウムの吸収量はサンプル73*ポリマーが最大であり、サンプル13およびサンプル13*のポリマーのそれぞれ2.1倍および1.3倍というものであった (表2)。

表2 Cs汚染土壤中に4か月保持した核種ポリマーの ^{137}Cs および ^{134}Cs 吸収能、Bq/kg

試験の バリエーション	高分子剤の種 類と条件	^{137}Cs	^{134}Cs	$\Sigma^{137+134}\text{Cs}$	土壌からの 除去割合(%) $\Sigma^{137+134}\text{Cs}$	土壌からの 除去割合(%) $\Sigma^{137+134}\text{Cs}$
2	高分子材料 #13、土壌	317 ± 25	203 ± 16	520	>18	>60
3	高分子材料 #13、水耕	527 ± 42	316 ± 25	843	>29	>60
4	高分子材料 #73*、土壌	716 ± 57	385 ± 31	1101	>38	>85

大豆の栽培。

正常な土壌 (Taronik (アルメニア)) とCs汚染土壌の両方で大豆栽培の研究を行った。

第1グループ。

1. 対照バリエーション (v. Taronikの土壌、ポリマーなし)。
2. 試験バリエーション - v. Taronikの土壌 + サンプル13ポリマー、1g/ポット。

第2グループ。

1. 対照バリエーション: Cs汚染土壌、ポリマーなし。
2. 試験バリエーション: Cs汚染土壌 + サンプル13ポリマー、1g/ポット。

大豆の苗を小形ポット内に植え、冬期および早春のあいだ屋内条件下で生育させたが、蓄積されたバイオマス量は小さすぎた。

第1グループの2つのバリエーションにおいて、放射性セシウムは植物の器官にも使用したポリマー中にも検出されなかった。

第2グループの試験結果では、対照バリエーションにおける大豆の種に次の濃度の放射性セシウムが検出された。 $^{137}\text{Cs} = 150\text{Bq/kg}$ および $^{134}\text{Cs} = 130\text{Bq/kg}$ 。一方、ポリマーありバリエーションの種には放射性セシウムは検出されなかった。使用後のサンプル13ポリマーでは、 $^{137+134}\text{Cs}$ の蓄積が 81Bq/kg であった。

我々の初期実験の結果が示したのは、高分子吸着剤を使用すれば、Cs汚染土壌であっても生態学的に健全な生物材料を得ることは可能、ということである。

より詳細な大豆の研究を行い、信頼できる結果を得るためには、我々の調査研究を、より広い枠組みの中で、そして屋外条件 (自然気候条件) のもとで続行する必要がある。

10 技術的なアプローチ、方法、実験、理論、その他

技術的なアプローチ

本プロジェクトでは、ポリマー選定のために従来型の段階的スキームを用いた。

- 合成: 物理的および科学的性質に基づくポリマーの選定。吸着剤は無機フィラーを使用して得た。
- 耕地で、および水耕条件下で異なる植物を育成する。(ANPP から半径 2~15km および 30km の)放射生態学的な緊張度が異なる地域にある PRIZ (植物根茎生息域) でポリマーを使用する場合、使用しない場合について調査する。
- ポリマー材料および水養生の有無 (対照群はポリマーなし) と種類に依存する植物の定量的および定性的生産性を決定する。
- ANPP 付近の水-土壌-植物系 (半径 2~15km) において、および水-栄養液-植物系 (半径 30km) において水耕条件下で放射性核種含有率を決定する。
- 土壌の異なる層 (深さ 0~5、5~10、10~20cm) に存在する放射性核種の、植物の地表より下および上の部分への移動がポリマーの使用によりどのように変わるかを明らかにする。また、水-土壌-植物系および水-栄養液-植物系にお

ける放射性核種の再分布がポリマーの種類、植物の種類および灌漑頻度によりどのように変わるかを明らかにする。

本プロジェクトにおいては、セシウムを吸収できるポリマーシステムにより、植物への移行なしで土壌および水中の放射性 Cs を最少化する技術を提供する。

水-土壌-植物系では、ポリマーの次の2つが役割があり得る。

- 放射性核種を結合させる (抽出する)。
- 放射性核種を結合させない。

ポリマーの選定を次のパラメーターに基づいて行った。

1. 汚染水からの放射性セシウムの収着 (取り込み)
2. Cs汚染ポリマーサンプルから純水への放射性セシウムの脱着

方法

¹³⁷Csおよび¹³⁴Cs取り込みの決定

低バックグラウンドγ線スペクトロメータ、Ge半導体検出器および解析ソフトウェア「GENIE」からなるシステムを使用して、¹³⁷Csおよび¹³⁴Csの放射能を測定した。取り込みを24時間後に室温で評価した。各実験において、吸着剤0.2g、およびANPPからの放射能汚染水100mlを使用した。

パーセント (%) を単位とする放射性Csの取り込み率を次のように算定した。

$$Uptake, \% = \frac{A_i - A_f}{A_i} \times 100 \quad (1)$$

ここで、 A_i は水の初期放射性 (単位: Bq/L)、 A_f はポリマー除去から24時間後における水の最終放射性 (単位: Bq/L) である。

放射性セシウム脱着の決定

放射性核種の吸着に続いて、ポリマーを恒量まで乾燥させてから純水中に入れ、24時間保存した。その後、水をブレーカーから排出し、水中の放射性核種含量を測定した。

調査のために次の2種類の植物を選んだ。

1. 食用植物: 日本バジル - シソ (*Perilla frutescens* v. *crispa*)。Perilla (shiso [紫蘇、しそ、シソ]) は日本系のハーブである。日本では野菜として広く栽培されている。日本バジルの緑色の葉は、テンプラやサラダとして、またサシミに添えて供される。
2. アオビユ (*Amaranthus retroflexus*)。この植物は、(トウモロコシ、クサヨシ、テパリービーン、ヒマワリ、アブラナ科植物とともに) 高Cs集積 (最大3000Bq kg⁻¹) 植物の1種として知られる。

放射生態学的汚染度が異なる2区域で実験を行った。

1. 放射生態学的汚染度が低い区域: ANPPから30km離れた区域、屋外水耕条件 (エレバン、水耕問題研究所)
2. 放射生態学的汚染度が高い区域: ANPPから0~7km離れた区域:

3.1 高分子吸着剤の選定

新しく開発した2種の放射性セシウム吸着剤について報告する。それらは、1) 無機陽イオンを含むポリマー、2) 無機フィラーを含むポリマー組成物である。

水膨潤性および保水性を有する高分子ゲルは、農作植物の生育にとって効果的な吸保湿物質である。水を吸収し、つづいて放出もするポリマーゲルの性質は、乾燥地や水耕での植物栽培に広く利用されている。我々は本プロジェクトに先立つプロジェクトA-1671において、植物中の放射性セシウムおよびストロンチウム核種の移動に対する保水性コポリマーの影響を明らかにした。本プロジェクトA-2072の主な目的は、Cs汚染土壌の浄化に有効な高分子吸着剤の開発と選定である。

3.1.1 無機陽イオンを含むポリマー

ポリマーを得る方法

水収着および脱着プロセスにおいて複数の目的に使用する保水性ポリマーを、水媒体中でのビニルモノマーのラジカル重合によって合成した。

- フィルム材料としてのVAとAAcのコポリマー

多官能基と架橋結合したVAとAAcのコポリマーから、 Ca^{2+} イオン、 NH_4^+ イオンおよび K^+ イオンを含む高分子電解質ポリマーを作製した。アクリル酸をアルカリ溶液で部分中和した。架橋結合材としてアリルグリシジルエーテルを使用した。コポリマー分散液の合成後、フィルムを調製した。フィルムの水膨潤率100g/gを達成した。架橋結合のVA/AAcコポリマーの水膨潤度は、電解質濃度が高くなるにつれて低下した。

- 固体粒子 (粒径1~3mm) としてのアクリル酸アンモニウム

ヒドロゲルの調製: 異なる量のアクリル酸、脱イオン水、および $[\text{AP} + \text{NH}_3]$ インジケーターとしてのレドックス剤を80°Cで混合した。1時間後、ヒドロゲルをサイズ15~20mmの個片に切断し、室温で乾燥させた。アクリル酸アンモニウムゲルの水膨潤率は100~150g/gであった。

アクリル酸アンモニウムのゲルの調製はさまざまな処理条件下で行った。反応開始剤の濃度とモノマーの影響を調べた。レドックス剤の分子比 $\text{C}_{\text{AP}}/\text{C}_{\text{NH}_3} = 0.012/0.1$ で合成したアクリル酸アンモニウムゲルであるサンプル11 (コード表記) を、水媒体中で高い抵抗/強度を示すものとして選択した。サンプル11は、水中および水耕栄養培地中で繰り返される膨潤サイクルを通じて安定している。

Csアイソトープ汚染水からの放射性セシウムの取り込み

提案対象の材料の吸着特性を間接的に照明するために、浄水処理を行った。水からの放射性セシウム収着の実験を静的条件下で行った。100mLの汚染水の中にポリマー (0.2g) を入れ、24時間放置して汚染させた。

浄水率 = $A_{\text{initial}}/A_{\text{final}}$ ここで、

$A_{\text{initial}}[\text{Bq/L}]$ は水の初期放射性、

$A_{\text{final}}[\text{Bq/L}]$ は (ポリマー除去後) 1日後の水の放射性。

測定相対誤差は4~6%であった。T = 20±1.0°C

アクリル酸アンモニウムゲルの放射性セシウム吸着は十分ではなく (サンプル11)、VA/AAc (%比率56/4) コポリマー (サンプル3) のフィルムは浄水率1.5を示した (図2)。VA/AAcコポリマー吸着剤は、イオン交換に基づいて水溶液からセシウムイオンをピックアップする。図3は、すべてのイオンを使用するコポリマーによるCs汚染水からの放射性セシウムの取り込み率を示す。水からのセシウムアイソトープの取り込み率は、初期濃度の約30%であった。

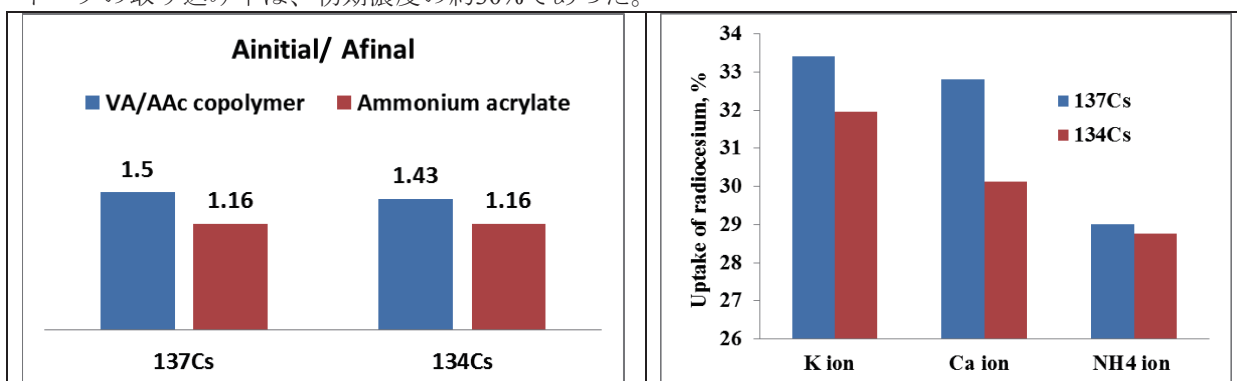


図2. VA/AAcコポリマーフィルムとアクリル酸アンモニウムゲルの浄水率の比較

図3. VA/AAcコポリマーフィルムによる水からの放射性セシウムの取り込み

ポリマー = 0.2g, ANPP水 = 100ml, 時間 = 24時間, T = 20±1.0°C

水の初期放射性は、 ^{137}Cs で18600Bq/L、 ^{134}Cs で21750Bq/Lであった。

以上から、保水性のVA/AAcコポリマー (%比率56/44, AAcの中和化程度は全イオンについて3.6%) は、放射汚染水から ^{137}Cs および ^{134}Cs を収着することができるといえる。

3.1.2 無機フィラーによるポリマー組成

合成ポリマーで構成される合成物は無機フィラーを使用して調製した。

- フィルム状のVA/AAcコポリマーをベースとする合成物。
- 固体粒子状およびフィルム状のポリ(アクリル)酸をベースとする合成物。
- 固体粒子状のアクリル酸アンモニウムゲルの合成物。

すべての組成の合成物を準備するため、合成過程で反応混合物にフィラーを添加した。アルメニアの堆積物 (ベントナイト、ゼオライトおよび珪藻土) からのフィラーとシリカゲル (比較のため) を使用した。充填ポリマー材料の特性は、ポリマーマトリックスの内容、種類およびフィラーの量に依存する。

Csアイソトープ汚染水からの放射性セシウムの取り込み

ポリマーマトリックスの種類に関わらず、充填ポリマーは ^{137}Cs および ^{134}Cs に対する浄水率が高い (図4). という特徴を示した。

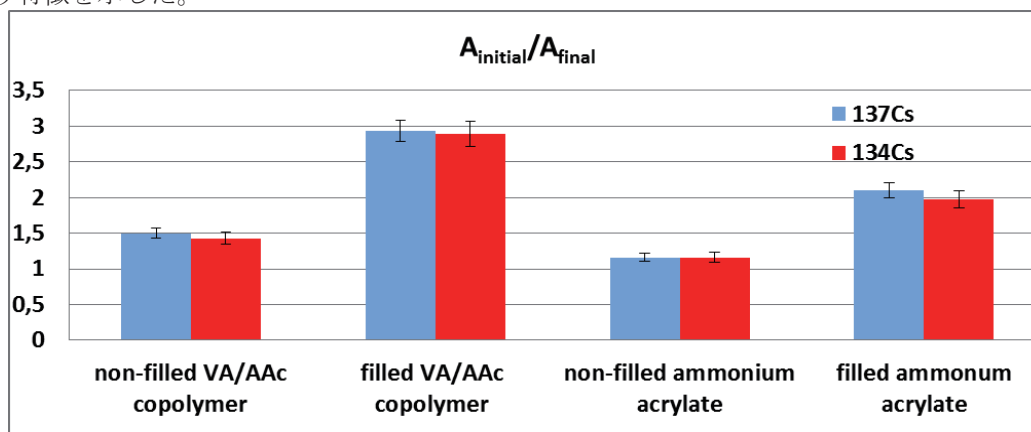


図4 非充填ポリマーと充填ポリマーの浄水率の比較

合成物 = 0.2g, ANPP水 = 100ml, 時間 24時間, T = 20±1.0°C

水の最初の放射能は、 ^{137}Cs については18600 Bq/L、 ^{134}Cs については21750 Bq/Lであった。

VA/AAc コポリマーをベースとする合成物によるCsの取り込み

フィラーがない場合、VA/AAcコポリマー (%比率56/44) による放射性セシウムの取り込み率は約30%であった。 Ca^{2+} 、 NH_4^+ および K^+ イオンを含むVA/AAcコポリマーの充填サンプルには非充填サンプルと比較して高い放射能吸着性があり、65%に達した (図5)。

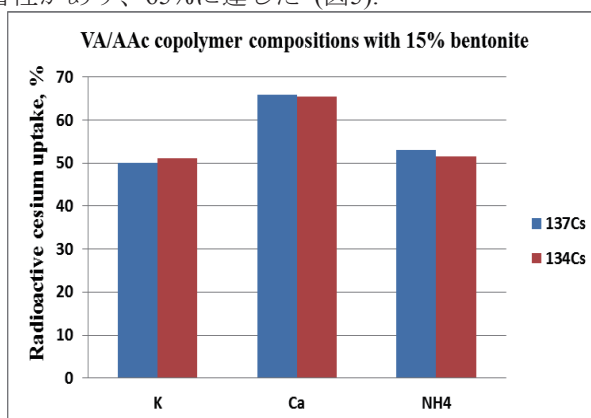


図5 VA/AAcコポリマー/ベントナイト合成物による放射性セシウムの取り込み率

合成物 = 0.2g, ANPP水 = 100ml, 時間 24時間, T = 20±1.0°C

水の最初の放射能は、 ^{137}Cs については37200 Bq/L、 ^{134}Cs については36500 Bq/Lであった。

浄水率が最も高かったという理由で、フィラーを重量で15%含むVA/AAcコポリマー (%比率56/44) の耐水性合成物がさらなる研究の対象として選択された。

フェロシアン化物を添加すると、VA/AAc コポリマー/ベントナイト合成物による放射性セシウムの水からの吸着性が増大する。VA/AAc コポリマー/ベントナイト/フェロシ

アン化物(ベントナイト対フェロシアン化物- $\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$ 10 : 0.75)の合成物による取り込み率は90%に達した (図 6)。

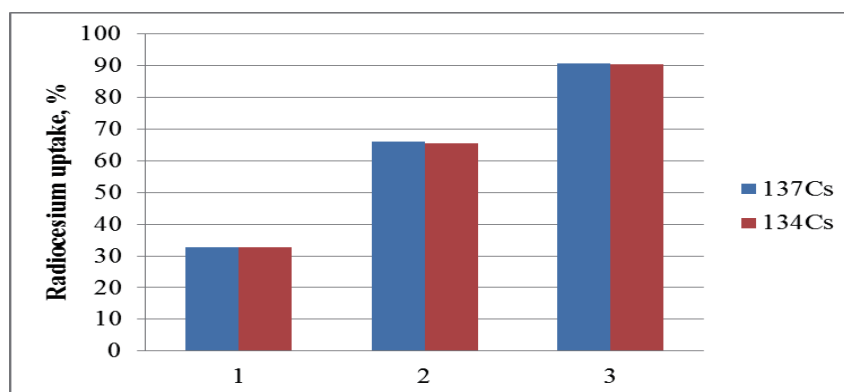


図 6 1-VA/AAc コポリマー、2-VA/AAc コポリマー/ベントナイトおよび 3-VA/AAc コポリマー/ベントナイト/フェロシアン化物による放射性セシウム取り込み率の比較

吸着剤 = 0.2g、ANPP水 = 100ml、時間 24時間、T = 20±1.0°C

水の最初の放射能は、 ^{137}Cs については28070 Bq/L、 ^{134}Cs については24270 Bq/Lであった。

図 5、図 6 は放射性セシウムの水からの吸着性が次のように増大することを示した。

非充填ポリマー < 充填ポリマー < 充填ポリマー+ フェロシアン化物。

ポリ(アクリル)酸をベースとする合成物によるCs取り込み

- IPN ハイドロゲルは、他のポリマー水溶液中でAAcを架橋剤なしに高分子化することにより合成された。高分子化工程はフィラーの存在下で行われた。ベントナイト (20~30%) で構成されるポリマーはCs汚染水の浄化性能を示した。水からの放射性セシウムの吸着性は60%に達した。

ここで得られたデータが示すのは、放射性核種 ^{137}Cs および ^{134}Cs に対する比較的高い収着性により、合成物サンプル13 (コード表記) のフィルムが指定されることである。

図7から明らかなように、室温下1時間で0.4gの吸着剤による十分な放射性セシウム吸着性 (約 17%) が観測された。従って、サンプル13について、濃度0.04g ml^{-1} が接触時間に対する依存性の研究条件とした。

接触時間の影響を図8に示す。放射性セシウムの取り込み率は時間に応じて増大し、3時間で30%に達し、24時間での取り込み率は85%となった。得られた研究結果に基づいて、接触時間として24時間を選択し、さらに測定を行った。

サンプル13による放射性Csの「収着-脱着」

フィルム状のサンプル13は、ANPP水から放射性セシウムを62%まで取り込んでいる（表3）。放射性セシウムの吸着後、乾燥しないままのサンプル13が清浄水内に24時間放置され、水中の放射性核種の内容が決定された。測定の結果により、放射性セシウムの脱着が6%までであると立証された。

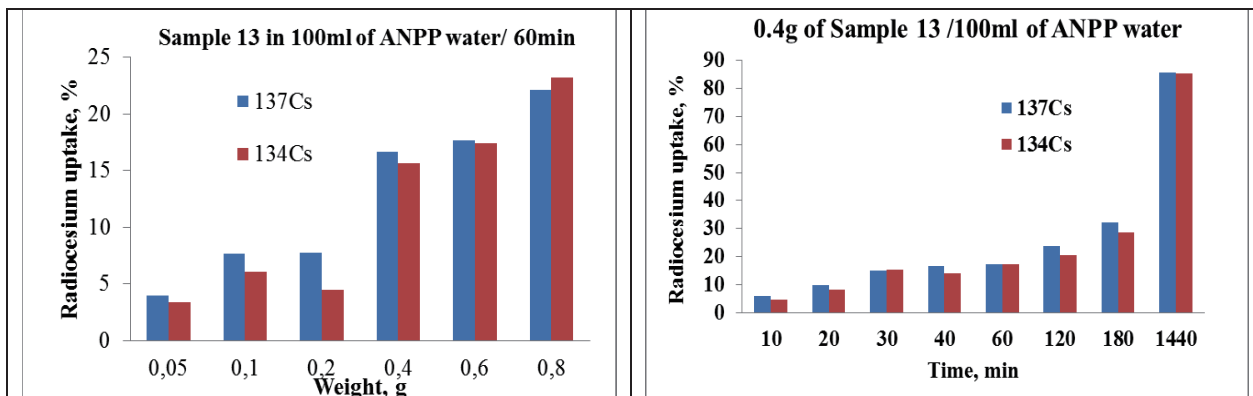


図7 接触時間1時間での¹³⁷Csおよび¹³⁴Cs吸着に対するフィルムサンプル13の量効果

図8 サンプル13の量が0.4gの場合の¹³⁷Csおよび¹³⁴Cs吸着に対する接触時間の効果

フィルム厚0.4～0.5 mm、ANPP水=100 ml、T= 18±1.0°C

水の最初の放射能は、¹³⁷Csについては4068 Bq/L、¹³⁴Csについては2262 Bq/Lであった。

表3 フィルムサンプル13による放射性セシウムの「収着-脱着」処理の結果

溶媒100ml中に0.1 gのサンプル13、時間 = 24時間

汚染水からの収着 接触時間: 24時間				清浄水への脱着 接触時間: 24時間			
ANPP水 ¹³⁷ Cs A _{initial} = 12950 Bq/L、 ¹³⁴ Cs A _{initial} = 10300 Bq/L				脱イオン水			
A _{final} , Bq/L		取り込み率, %		A _{final} , Bq/L		脱着率, %	
¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
4900	3900	62.2	62.1	520	425	6.5	6.6

このようにサンプル13は、静的状態の水溶液における放射性セシウムの効果的な吸着剤である。サンプル13とフェロシアン化物で構成されるポリマー組成物はCs汚染水の浄化効果を示した。我々は、フェロシアン化物に対するポリマー、ベントナイトの質量比を32.5:10:0.75にすることを実験的に決定した。サンプル13* (コード表記) はサンプル13にフェロシアン化物を添加することにより調製された。サンプル13*により放射性セシウムの水からの吸着性は80%に達した。

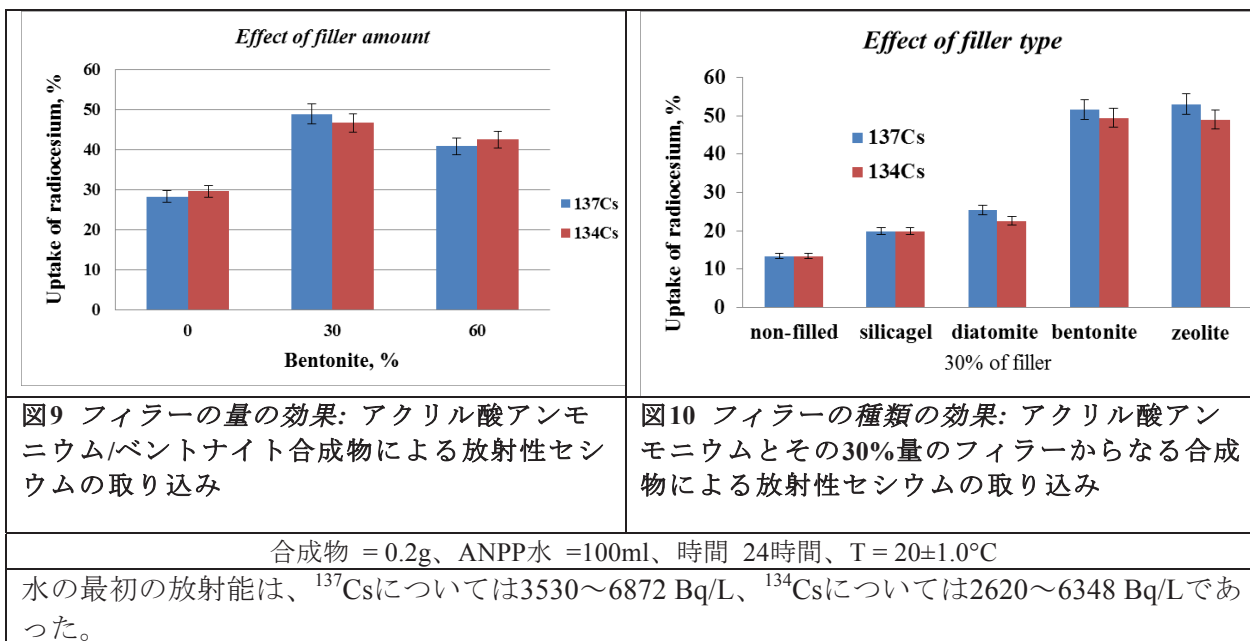
結論として、ポリマーマトリックスの種類 [VA/AAcコポリマーまたはポリ (アクリル) 酸] に関わらず、フェロシアン化物の添加により放射性セシウムの水からの吸着性が20%増大する。

- いくつかのポリマーゲルは、架橋剤とフィラー(ベントナイト)の存在下でAAcを室温で高分子化する方法により合成された。これらの合成物は¹³⁷Csおよび¹³⁴Csを水から取り込む高い性能を持っている。この手法により得られる吸着剤の探索は、我々の調査の補足としてこれからも継続されるであろう。

アクリル酸アンモニウムゲルをベースとする合成物によるCs取り込み

2～3mmサイズの固形粒子状アクリル酸アンモニウム合成物が使用された。

フィラーなしの場合、アクリル酸アンモニウムヒドロゲルによる放射性Csの取り込み率は低く、約13%であった。無機フィラーは放射性Csの取り込み率を増大させた。充填アクリル酸アンモニウムヒドロゲルによる取り込み率は、フィラーの種類と量に依存した。図9にフィラーの量の影響を示す。アクリル酸アンモニウムゲルの場合、最適なフィラー量はポリマーの30%であることが見出された。図10にフィラーの種類の影響を示す。シリカゲルおよび珪藻土を含むサンプルは吸着性が低いと立証されたアクリル酸アンモニウムマトリックスにゼオライトやベントナイトを添加すると、¹³⁷Csおよび¹³⁴Csイオンの最大取り込み率が約50%になることが立証された。かくして、ベントナイトまたはゼオライトのどちらを充填したアクリル酸アンモニウムヒドロゲルも水中のセシウム吸着に優れた結果を示した。



アクリル酸アンモニウム合成物からの放射性Csの脱着

放射性核種吸着の重要な特徴は、水を使うリーチングに対する安定性である。¹³⁷Csおよび¹³⁴Csの取り込みにより、ベントナイトまたはゼオライト含む2つのアクリル酸アンモニウムの合成物において、水中へのセシウム脱着が起こった (表4)。

いずれの場合もセシウム脱着が発生した。脱着率は10～15%に達した。すなわち、合成物が90%以上の放射性セシウムを保持することはなかった。しかし、この結果により、ベントナイトまたはゼオライトを含むポリマー組成物は効果的に放射性セシウムを吸着し、ゲル内の放射性セシウムの十分な量を固定することが示された。

表4 充填アクリル酸アンモニウムからの放射性核種の脱着に関する研究結果

フィラー	ポリマーの放射能、Bq		水の放射能、Bq		脱着率、%	
	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
ベントナイト	1.08×10 ³	1.23×10 ³	0.16×10 ³	0.19×10 ³	14.81	15.44
ゼオライト	1.28×10 ³	1.14×10 ³	0.13×10 ³	0.11×10 ³	10.15	9.65

3.1.1.3 植物栽培のために選択したポリマー材料

表5. 植物栽培用サンプルの特徴の概要

サンプルコード	化学組成	フイラー	吸着剤の形態	水からの ¹³⁷ Cs取り込み率、%	水からの ¹³⁴ Cs取り込み率、%	水膨潤性 Q、g/g	サイクル間での安定性	土壌/水耕培地における植物の生育率	バジルの葉またはアオビヨバイオマス全体における ¹³⁷ Cs濃度
3	VA/AAcコポリマー	なし	フィルム	32.8	30.0	95±5	7～8***	土壌、水耕培地とも良好	水耕培地では最大5.3倍増加、土壌では影響なし
4	アクリル酸アンモニウム	ゼオライト	1～3mmの固体粒子	53.0	49.0	40±5	5～7**	土壌、水耕培地とも良好	水耕培地では影響なし、土壌では2.3倍減少
11	アクリル酸アンモニウム	なし	1～3mmの固体粒子	13.4	13.4	30±5	5～7	土壌、水耕培地とも良好	水耕培地では最大15.1倍増加、土壌では影響なし
12	アクリル酸アンモニウム	ベントナイト	1～3mmの固体粒子	52	49.4	54±3	5～7	土壌、水耕培地とも良好	水耕培地では3.2倍減少、土壌では2.2倍減少
13	IPNゲル	ベントナイト	フィルム	63.0	62.0	6±1.5	100以上	土壌、水耕培地とも良好	バジル葉の場合、水耕培地では最大6.7倍増加、土壌では最大5.6倍増加。 アオビヨバの場合、水耕培地では最大3.3倍増加、土壌では影響なし
13*	IPNゲル	ベントナイト	フィルム	81.2	81.2	3.0±0.5	20以上	土壌、水耕培地とも良好	水耕培地では8.7倍減少、土壌では9.5倍減少
73*	VA/AAcコポリマー	ベントナイト	フィルム	86.8	84.5	60±2	8～10	土壌、水耕培地とも良好	水耕培地では1.7倍増加、土壌では6.8倍減少

*+ フェロシアン化物

**水中に最大6か月貯蔵すると、サンプル4はほぼ溶解し、生育期後に土壌または基材から取り出すと根/基材に固着する。

3.2 水耕栽培植物に対するポリマーの有効性評価

閉鎖型水耕栽培システム (調整人工培地) の場合、植物の生育と生産性、および放射生化学的特徴に対するポリマーの影響に関する実験的観察 (モデル試験) を行うことができる。土壌の物理化学的性質はこの状況ではいかなる役割も果たすことはできず、調査対象ポリマーのふるまいにはなんら影響しない。そして、試験対象ポリマーの真の性質を評価することは可能である。

培養面積2m²の自動水耕設備を使用して、水耕条件下での植物栽培を行った。培床として砂利 + 火山スラグ (1:1の割合) を使用した。植物にはpH 5.5~6.5のダフチャン培養液を供給した。育苗期はPRIZにおいて種類の異なるポリマー (1g/植物) を使用した。

3.2.1 日本バジル

以下のバリエーションについて実験を行った。

第1VS (植物季節):

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、養液供給頻度 (NF) = 2回/日。
2. PRIZ + サンプル4、NF = 1回/日。
3. PRIZ + サンプル12、NF = 1回/日。
4. PRIZ + サンプル13、NF = 1回/日。

第2VS:

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、NF = 2回/日。
2. PRIZ + サンプル13、NF = 1回/日 (2013の試験の繰り返し (repitation))。
3. PRIZ + サンプル13*、NF = 1回/日。
4. PRIZ + サンプル73*、NF = 1回/日。

(バジルの第1植物期間の結果に基づき、最良のポリマーとしてサンプル13を選び、またプラスチックポリマーの研究対象グループとして新しい合成ポリマー (サンプル13*および73*) を選んだ。これらのポリマーは放射能汚染水からの高い放射性セシウム吸着率を特徴としており、この理由から、第2植物期間においてもこれらを試験すること、サンプル13の経験を繰り返すことが望ましいと判断した。)

試験の結果では、葉の生量に関してはバリエーション間で有意の差はなかったが、ポリマー使用植物の養液供給頻度は2倍低下した。ただし、サンプル12の葉の生量は対照植物の1.3倍、そして他のサンプルポリマーの1.4~1.6倍に達した。ポリマー使用バリエーションの場合、葉の精油、ベータカロテン、ビタミンCの含有量は、対照バリエーションと同等以上であった。

実際、日本バジルの水耕栽培でポリマーを使用すると、養液供給頻度を2倍低下させる可能性があり、質のよい葉 (食用) の生量が減少せずむしろ増加する傾向がある。

葉の¹³⁷Cs濃度が最も低かったのはサンプル13および13*のポリマー使用バリエーションで、逆に最も高かったのはサンプル4 (第1VS) およびサンプル73* (第2VS) のポリマー使用バリエーションであった。このことは、サンプル4および73*のポリマーの使用は根から葉への¹³⁷Csの移行率を高めたことを意味する (図11)。

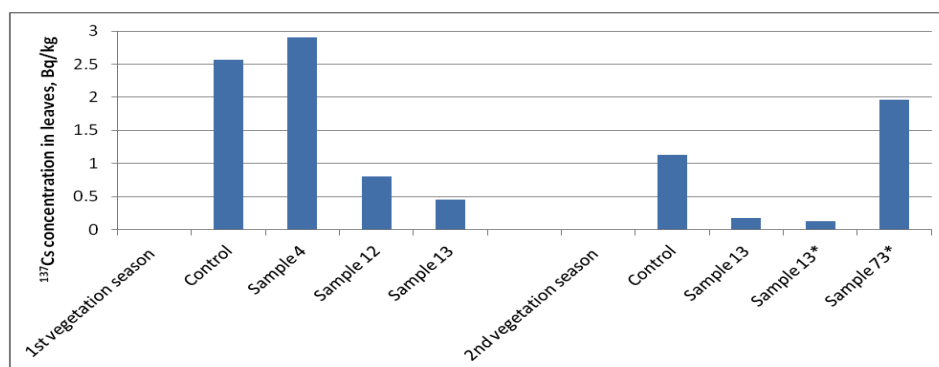


図11. 水耕栽培で得た日本バジルの葉の¹³⁷Cs濃度、Bq/kg

対照バリエーションの場合、葉中の¹³⁷Cs濃度は、サンプル13および13*のポリマー使用バリエーションと比較して、それぞれ5.7倍 (第1VS)~6.3倍 (第2VS)および8.7倍高かった。対照バリエーションの根の¹³⁷Cs取り込み率は、第1VS、第2VSとも、すべてのポリマー使用バリエーションと比較して最も低かった。

第2VSでは、対照バリエーションにおけるバジル苗単体の ^{137}Cs 取り込み率は、サンプル13および13*のポリマー使用バリエーションよりも3.1倍高かった。サンプル73*のポリマー使用バリエーションは、日本バジルの全部位（葉、茎、根）における ^{137}Cs のAC（蓄積率）が最も高かった。

したがって、PRIZでサンプル12および13のポリマーを使用した場合、バジルの地表より上の部分における ^{137}Cs の蓄積が防がれ、その効果はサンプル13の方が大きかった。結論として、サンプル12および13のポリマーを使用すれば、生態学的により健全な作物を得ることができる。

3.2.2 アオビユ

以下のバリエーションについて実験を行った。

第1VS (Vegetation Season植物季節):

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、NF = 2回/日。

2.PRIZ + サンプル3、NF = 2回/日。

3.PRIZ + サンプル11、NF = 2回/日。

4.PRIZ + サンプル13、NF = 2回/日。

第2VS (専門家グループからの勧めに従い、被験バリエーションの数を減らした)

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、NF = 2回/日。

2. PRIZ + 0.5gのサンプル13 + 0.5gのサンプル11、NF = 2回/日。

(第1VSにおいて、アオビユの地表より上の部分のCs蓄積率は、土壌栽培ではサンプル13とサンプル11とで同一レベルであったのに対し、水耕栽培ではサンプル11がサンプル13よりも4.6倍高かった。)両方を同時に使用した場合の結果を知るとは、科学的観点から非常に興味深い。

結果が示すところでは、第2VSでは対照バリエーションとポリマー使用バリエーションの間で有意の差はなかった。

第1VSにおけるポリマー使用バリエーションの場合、アオビユの異なる部位における ^{137}Cs 蓄積率は対照バリエーションよりも高いことが分かった: 地表より上の部分で3.3~15.1倍、根で1.3~1.5倍。すなわち、ポリマーが地表より上の部分における ^{137}Cs の蓄積を促進したことになるが、この効果はサンプル11の方が高かった。サンプル11のバリエーションの場合、 ^{137}Cs は主としてアオビユの新芽に蓄積され、その蓄積率は根の1.3倍を超えることが明らかになった。

図12のデータは、ポリマー使用バリエーションの場合、アオビユ単体の ^{137}Cs 取り込み率は対照バリエーションより2.8~8.8倍高いことを示している。また、ポリマー使用バリエーションの場合、地表より上の部分の ^{137}Cs 取り込み率は対照バリエーションよりも3.8~13.1倍高かった。サンプル11+13のポリマー使用バリエーションでは、アオビユ単体の ^{137}Cs 取り込み率は対照バリエーションより11.3倍低かった。

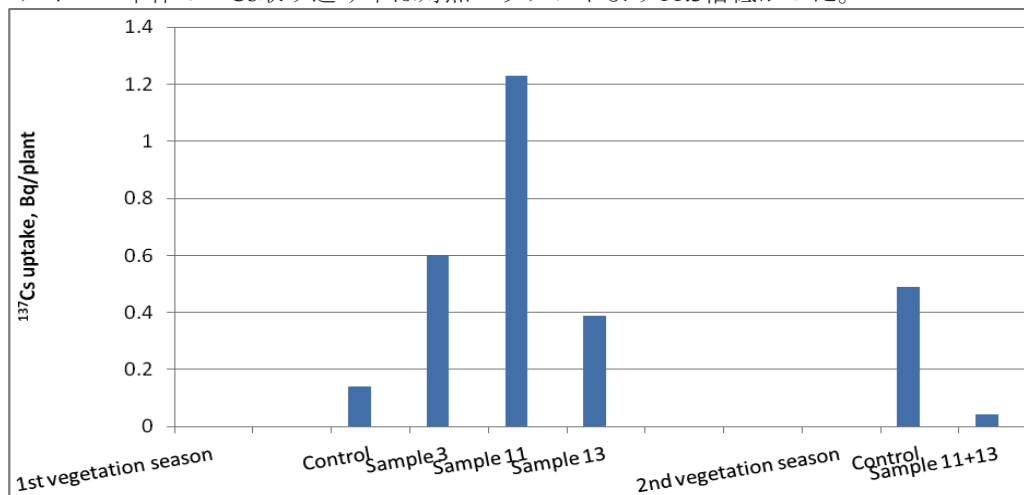


図12. 水耕栽培によるアオビユ単体の ^{137}Cs 取り込み率

結局、PRIZにおけるポリマーの分離使用は、アオビユバイオマスにおける ^{137}Cs の蓄積を促進した。特にサンプル11のポリマーは他よりも高い効果を示した。水耕条件下におけるサンプル11と13の併用は、アオビユ、特に根における ^{137}Cs の蓄積を阻害した。

3.2.3 異種混合栽培方式

異種混合栽培とは、食用植物（シソまたはバジル）とCsの高集積植物（アオビユ）を一緒に（1列おきに）植え、対応する種類の組成物/高分子吸着剤とポリマーを使用し

て栽培することを意味する。アオビユは土壌から放射性セシウムを取り込んで蓄積するので、生態学的に健全な食用バジルが得られる可能性がある、という前提を立てた。異種混合栽培方式を採用したのは初めてである

以下のバリエーションについて実験を行った。

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、NF = 2回/日。
2. アオビユのPRIZでサンプル11のポリマー + バジルのPRIZでサンプル13のポリマーを使用、NF = 1回/日。

結果によれば、対照バリエーションとポリマー使用バリエーション (サンプル11使用のアオビユおよびサンプル13使用のバジル) とで、植物の生量に大きな差はなかった。ここから導きえる結論は、日本バジルとアオビユの異種混合栽培でポリマーを使用するとNFは2倍低減され、水耕栽培におけるのと同じ収量が得られる可能性がある、というものである。

対照バリエーションにおけるバジルの葉および茎の¹³⁷Cs濃度は、サンプル13のバリエーションに較べてそれぞれ2.6倍および2.1倍高かった。根の¹³⁷Cs濃度に関してはバリエーション間で差はなかった。かくして、サンプル13のポリマーを使用した場合、¹³⁷Csの移動量は「根－茎－葉」という生物学的連鎖において減少したことになる。

アオビユについてもほとんど同様の規則性が認められた。対照バリエーションにおけるアオビユの新芽の¹³⁷Cs濃度は、根に較べて2.9倍高く、サンプル11ポリマー使用バリエーションに較べて3倍高かった。対照バリエーションにおけるアオビユの新芽および根の¹³⁷Cs濃度は、サンプル11ポリマー使用バリエーションに較べて2.2倍高かった。

対照バリエーションにおけるバジル単体の¹³⁷Cs取り込み率は、サンプル13ポリマー使用バリエーションよりも2.7倍高く、アオビユ単体の¹³⁷Cs取り込み率は、サンプル11ポリマー使用バリエーションよりも2.6倍高かった。

つまり、異種混合栽培方式はバジルの生育に効果的であるが、アオビユに対する我々の期待にはそぐわなかった (我々はアオビユの方が多くの放射性セシウムを取り込んで蓄積する可能性があるという前提を立てていた)。

3.3 耕地におけるポリマーの有効性評価

自然の状態の耕地 (v. Taronik, ANPPから半径7kmの) において、PRIZでポリマーを使用する場合、使用しない場合について検査を行った。

育苗期はPRIZにおいて同じポリマー (1g/植物) を使用した。

3.3.1 日本バジル

以下のバリエーションについて実験を行った。

第1VS (植物季節):

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、灌漑頻度 (IF) = 1回/3日。
2. PRIZ + サンプル13、IF = 1回/4日。
3. PRIZ + サンプル12、IF = 1回/4日。
4. PRIZ + サンプル4、IF = 1回/4日。

第2VS:

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、IF = 1回/3日。
2. PRIZ + サンプル13、IF = 1回/4日。
3. PRIZ + サンプル13*、IF = 1回/4日。
4. PRIZ + サンプル73*、IF = 1回/4日。

葉の生量に関しては間で有意の差はなかったが、ポリマー使用植物の養液供給頻度は2倍低下した。試験の結果では、第1VSの葉の乾燥収量はすべてのポリマー使用バリエーションについて対照植物の1.7～2.0倍に達したが、植物の感傷頻度を25～30%減らしたにも関わらず、第2VSではすべてのバリエーション間に有意な差はなかった。ただし、第2VSではサンプル13*の葉の生量は対照植物の1.3倍に達した。

第1VSでは対照植物の方が乾燥した葉の中の精油の含有量が高いという違いがあったが (1.3～1.6倍)、一方でポリマー使用バリエーションの植物ではベータカロテンの含有量が高いという特徴があった (20～40%)。第2VSでは、サンプル73*ポリマーの使用時に精油の生合成の強度が、対照バリエーションや他のポリマー使用バリエーションと較べて1.5倍低下した。実際、日本バジルの耕地実験でポリマーを使用すると、灌漑頻度を25%低下させる可能性があり、食用になる葉の生量は同じかまたは増加する傾向がある。

この結果によれば、対照バリエントの場合、葉中の ^{137}Cs 濃度は、すべてのポリマー使用バリエントに比較して、第1VSでも (2.1~2.3倍) 第2VSでも (5.6~9.5倍) 高かった (図13)。2つのVSにおける葉中の ^{137}Cs 濃度に関してはポリマー使用バリエント間で差はなかった。

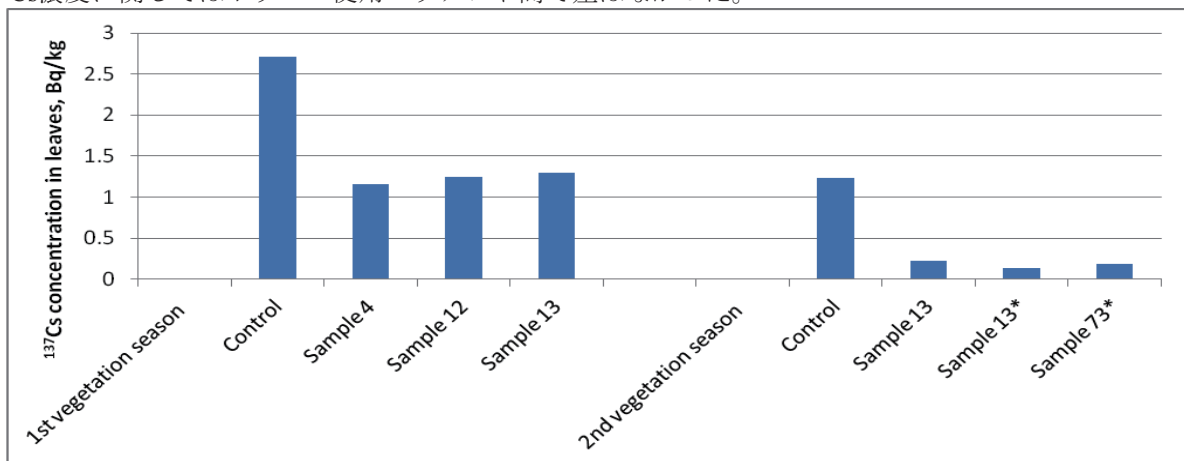


図13 地植えの日本バジルの葉の ^{137}Cs 濃度、Bq/kg

サンプル4および12のポリマー使用バリエントにおける根の ^{137}Cs 濃度は、対照バリエントに較べて3.0~3.9 倍高かった。このことが示すのは、ポリマーが ^{137}Cs の根から茎や葉への遷移を抑止し、サンプル4および12が高い性能を示したということである。

第2VSでは根の中の ^{137}Cs 濃度の最大値がサンプル73*で観測され、他のバリエントを4.2~6.5倍上回った。サンプル13および13*ポリマーは ^{137}Cs の茎や葉への蓄積を抑止した。

地植えでも水耕でも対照バリエントの根の ^{137}Cs 取り込み率は、第1VS、第2VSとも、すべてのポリマー使用バリエントと比較して最も低かった。

第2VSでは、対照バリエントにおけるバジル苗単体の ^{137}Cs 取り込み率は、サンプル13および13*のポリマー使用バリエントよりも3.0~3.2倍高かった (図14)。

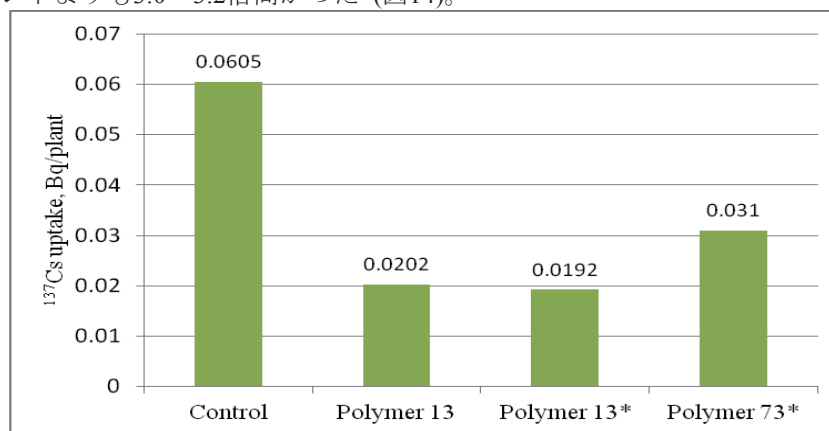


図14 地植えによる日本バジル単体の ^{137}Cs 取り込み率 (Taronik、2014年)

いずれのVSでも根の中の ^{137}Cs の最小値は対照バリエントで観測された。

第1 VSでは土の各層における ^{137}Cs 濃度には対照バリエントとポリマー使用バリエント間での有意な差はなかったが、第2VSではサンプル13ポリマー使用時に0~5cmの層における ^{137}Cs 濃度が、対照バリエントより1.3 倍の低下を示した。

植物期間の終了時には、開始時に較べて、0~20cm層における ^{137}Cs 濃度が対照バリエント、サンプル13、サンプル13*およびサンプル73*ポリマー使用バリエントのそれぞれ1.6、1.9、1.8 および1.5倍に低下することも判明した (図15)。

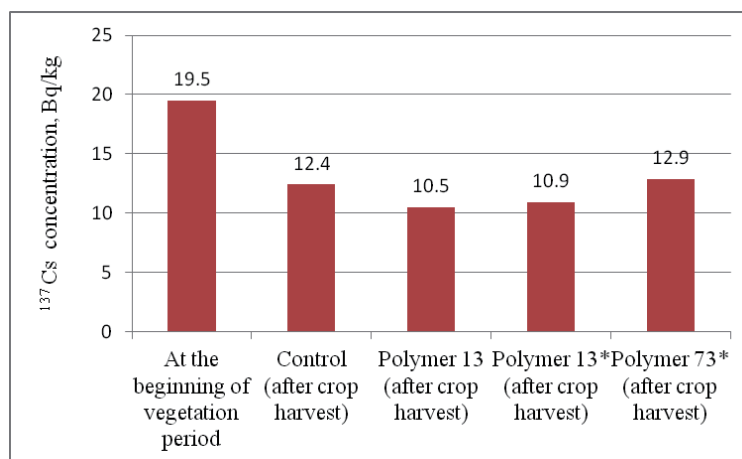


図15 植物期間の開始時と終了時における地中0～20cm層の ^{137}Cs 濃度、Bq/kg (被覆作物-日本バジル、第2VS)

3.2.2 アオビユ

以下のバリエーションについて実験を行った。

第1VS (植物季節):

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、IF = 1回/3～4日。
2. PRIZ + サンプル3、IF = 1回/3～4日。
3. PRIZ + サンプル11、IF = 1回/3～4日。
4. PRIZ + サンプル13、IF = 1回/3～4日。

第2VS

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用、IF = 1回/3～4日。
2. PRIZ + 0.5gのサンプル13 + 0.5gのサンプル11、IF = 1回/3～4日。

第1VS におけるアオビユの耕地栽培での生産性の結果によると、PRIZでサンプル13の場合バイオマスの乾燥収量は対照植物の1.8倍に達した (地上部で1.9倍、根では1.5倍) が、対照バリエーション、サンプル3および11ポリマー使用バリエーション間では有意な差はなかった。サンプル11+13使用バリエーションでは、バイオマスの乾燥収量が対照植物の1.9倍に達した (地上部で1.9倍、根では1.6倍)。

ポリマーを個別に適用した場合、対照バリエーションとポリマーバリエーションによるアオビユの地上部の ^{137}Cs 濃度には有意な差がない (第1VS) と判明した。サンプル11+13ポリマーの使用は、対照バリエーションに比べてアオビユのバイオマス中の ^{137}Cs 濃度を下げた (第2VS)。

第1VSにおけるサンプル13ポリマー使用バリエーションでは、アオビユ単体の ^{137}Cs 取り込み率が対照バリエーションに比べて2倍、地上部で1.9倍、根では3倍に増えることが明らかになった (図16)。従って、植物期間の終了時における土中の ^{137}Cs 濃度 (0～20cm層) は対照バリエーションに比べて1.7倍減少する結果となった。これは、サンプル13ポリマーの使用により土中の ^{137}Cs 濃度の減少が促進されたことを示す (図17)。一方、第2VSにおけるサンプル11+13ポリマー使用バリエーションによるアオビユ単体の ^{137}Cs 取り込み率は、対照バリエーションに比べて地上部と根でそれぞれ1.8、1.9および1.3倍減少した。サンプル11+13ポリマーは土壌層における ^{137}Cs 濃度に影響を与えなかった。

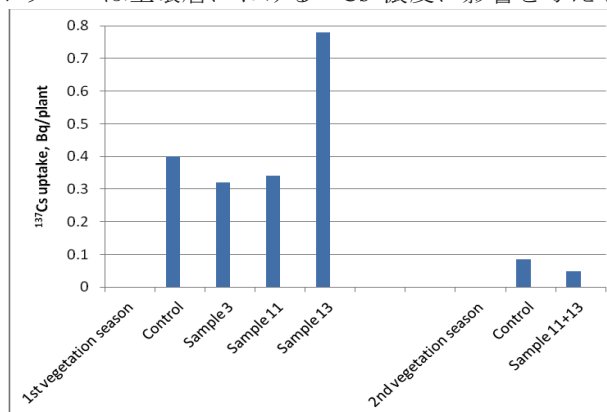


図16 耕地栽培によるアオビユ単体の ^{137}Cs 取り込み率 (第1VSおよび第2VS)

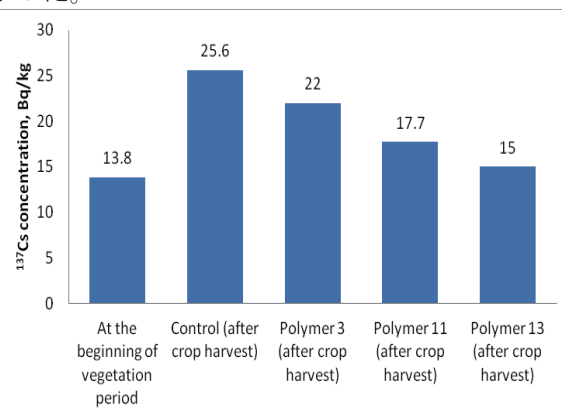


図17 植物期間の開始時と終了時における地中0～20cm層の ^{137}Cs 濃度、Bq/kg (被覆作物-アオビユ、第1VS)

3.3.3 異種混合栽培方式

以下のバリエーションについて実験を行った。

1. 対照バリエーション - ポリマー不使用。
2. バジルのPRIZでサンプル13のポリマーを使用 + アオビユのPRIZでサンプル11のポリマーを使用。

水耕栽培における収量についてバリエーション間の差はなかった。土壌共同成長システムにポリマーを添加しても、シソとアオビユの収量に影響はなかったと結論付けることができる。

対照バリエーションにおけるバジルの葉の ^{137}Cs 濃度は、根に較べて1.7倍高く、ポリマー使用バリエーションに較べて1.8倍低かった。このことが示すのは、サンプル13ポリマーが ^{137}Cs の根への蓄積を促進すると同時に ^{137}Cs が根から離脱するのを防ぐということである。

アオビユの根の ^{137}Cs 濃度は、対照バリエーションでは新芽に較べて1.3倍高く、サンプル11ポリマー使用バリエーションでは4.2倍高かった。すなわち、 ^{137}Cs の移動は「根-新芽」という生物学的連鎖においてより強いことになる。対照バリエーションにおけるアオビユの新芽および根の ^{137}Cs 濃度は、サンプル11ポリマー使用バリエーションに較べて2.2倍高かった。一方、対照バリエーションにおけるアオビユの根の ^{137}Cs 濃度は、ポリマー使用バリエーションに較べて2.1倍低かった。このことが示すのは、ポリマーが ^{137}Cs の根への蓄積を促進すると同時に ^{137}Cs が根から離脱するのを防ぐということである。

水耕栽培と同様、異種混合栽培方式はバジルの生育に効果的であるが、アオビユに対する我々の期待にはそぐわなかった（我々はアオビユの方が多くの放射性セシウムを取り込んで蓄積する可能性があるという前提を立てていた）。

4. 結論

無機フィラーと結合性合成ポリマーを含む新しい合成吸着剤を調製し、特性を調べた。

水からの放射性セシウムの取り込み

- 異なる対イオンを有し陽イオン交換体の作用をする高分子電解質は、水-植物系における放射性核種の植物移行を低減させることができる。

保水性のVA/AACコポリマーは、放射能汚染水から約30%の ^{137}Cs および ^{134}Cs を吸収することができる。

- ポリマー組成物中の無機フィラーは、水から放射性セシウムを取り込んで保持するポリマー組成物の能力を大幅に向上させる。Cs取り込み率はVA/AACコポリマーで2~2.5倍増加、アクリル酸アンモニウムで2.5~3倍増加した。

- ポリマーマトリックスの種類に関わりなく、フェロシアン化物を組成物に添加すると、水からの放射性セシウム取り込み率は20%以上増加した。

植物の栽培に有効と思われる何種類かのポリマーについて試験を行った結果、次の結論を得た。

- 日本バジルの栽培でポリマーを使用すると、水耕栽培における養液供給頻度を2倍減少させ、耕地栽培における灌漑頻度を25%減少させ得る可能性があり、また、質のよい葉（食用）の収量を減少させずむしろ増加させることができる。
- アオビユの水耕栽培でのポリマー使用は収量にはなんら影響しなかった。ただし、露地栽培でサンプル13のポリマーを使用した場合、サンプル13および11のポリマーを併用した場合は、対照バリエーションと比較して収量は1.8~1.9倍増加した。
- PRIZでサンプル13と13*のポリマーを使用した場合は、水耕栽培、土壌栽培の両方でバジル葉における ^{137}Cs の蓄積を防ぐことができた。
- サンプル13と13*のポリマーは、土壌層中の ^{137}Cs の濃度を対照バリエーションと比較して10~20%減少させた。
- 土壌および水耕培地でのサンプル13と13*の使用は、生態学的により健全な食用バイオマスの生産に役立つと考えられる。
- 水耕栽培でサンプル11とサンプル13を個別に使用したケースでは、アオビユにおける ^{137}Cs の蓄積が促進され、土壌中の ^{137}Cs 濃度は低下した。しかしながら、これらのポリマーを併用した場合は、水耕栽培でも土壌栽培でもアオビユへの ^{137}Cs の蓄積は阻害され、土壌中の ^{137}Cs 濃度には影響しなかった。

- 異種混合栽培方式は効果がなかった。すなわち、ポリマーの使用により、 ^{137}Cs の蓄積はバジル葉、アオビユのバイオマス全体の双方で減小した (我々の予想は、 ^{137}Cs の蓄積はバジル葉で減小、アオビユのバイオマスでは増加、というものであった)。
- 我々の初期実験に基づくと、高分子吸着剤の使用により、Cs 汚染土壌であっても生態学的に健全な生物材料を得ることは可能である。
- Cs 汚染土壌における放射性セシウム吸収性ポリマーの吸収能順位は以下のとおり: $73^* > 13^* > 13$.

5. 日本への適用可能性と推奨事項

我々はこのプロジェクトにおいて福島への新しい対策を提案する: 高分子吸着剤を使用して放射性セシウムを固定化し、次の可能性として (放射性セシウムが蓄積した) ポリマーを土壌から除去することである。

最も効果的な高分子吸着剤のラボサンプルを提供し、福島の汚染地域において検査することができる。

我々の吸着剤はその高い浄水レベル(最大90%) により、福島地域の水浄化のために提供することもできる。

我々が推奨するのは、サンプル13および13*ポリマーを使用して汚染レベルの低い地域で植物を育てることで、それにより無害で放射生態学的に健全な食用バイオマスを得る可能性が与えられるであろう。

さらに、Cs汚染が低および中レベルの地域で食用植物の水耕栽培を行うことを提案する。

サンプル13には別の利点もある。すなわち、放射性セシウムの吸着後、焼却により減容できることである。

図表の英和対訳表

Fig.2 $A_{\text{initial}}/A_{\text{final}}$

VA/AAc copolymer

Ammonium acrylate

Fig.3

Uptake of radiocesium, %

K ion

Ca ion

NH₄ ion**Fig.4** $A_{\text{initial}}/A_{\text{final}}$

non-filled VA/AAc copolymer

filled VA/AAc copolymer

non-filled ammonium acrylate

filled ammonium acrylate

Fig.5

VA/AAc copolymer compositions with 15% bentonite

Radioactive cesium uptake, %

Fig.6

Radiocesium uptake, %

Fig.7

Sample 13 in 100ml of ANPP water/ 60min

Radiocesium uptake, %

Weight, g

0.4g of Sample 13/100ml of ANPP water

Radiocesium uptake, %

Time, min

図2 $A_{\text{initial}}/A_{\text{final}}$

VA/AAcコポリマー

アクリル酸アンモニウム

図3

放射性セシウムの取り込み率、%

Kイオン

Caイオン

NH₄イオン**図4** $A_{\text{initial}}/A_{\text{final}}$

非充填VA/AAcコポリマー

充填VA/AAcコポリマー

非充填アクリル酸アンモニウム

充填アクリル酸アンモニウム

図5

ベントナイトを15%含むVA/AAcコポリマー合成物

放射性セシウムの取り込み率、%

図6

放射性セシウムの取り込み率、%

図7

ANPP水100ml中のサンプル13/60分

放射性セシウムの取り込み率、%

重量、g

0.4gのサンプル13/ANPP水100ml

放射性セシウムの取り込み率、%

時間、分

Fig.9

Effect of filler amount

Uptake of radiocesium, %

Bentonite, %

Fig.10

Effect of filler type

Uptake of radiocesium, %

non-filled

silicagel

diatomite

bentonite

zeolite

30% of filler

Fig.11¹³⁷Cs concentration in leaves, Bq/kg

1st vegetation season

Control

Sample 4

Sample 12

Sample 13

2nd vegetation season

Control

Sample 13

Sample 13*

Sample 73*

Fig.12¹³⁷Cs uptake, Bq/plant

1st vegetation season

Control

Sample 3

Sample 11

Sample 13

2nd vegetation season

Control

Sample 11+13

図9

フィラーの量の影響

放射性セシウムを取り込み率、%

ベントナイト、%

図10

フィラーの種類の影響

放射性セシウムを取り込み率、%

フィルなし

シリカゲル

珪藻土

ベントナイト

ゼオライト

フィラー量30%

図11葉の中の¹³⁷Cs、Bq/kg

第1植物季節

対照バリエント

サンプル4

サンプル12

サンプル13

第2植物季節

対照バリエント

サンプル13

サンプル13*

サンプル73*

図12¹³⁷Cs取り込み率、Bq/plant

第1植物季節

対照バリエント

サンプル3

サンプル11

サンプル13

第2植物季節

対照バリエント

サンプル11+13

Fig.13¹³⁷Cs concentration in leaves, Bq/kg

1st vegetation season

Control

Sample 4

Sample 12

Sample 13

2nd vegetation season

Control

Sample 13

Sample 13*

Sample 73*

Fig.14¹³⁷Cs uptake, Bq/plant

Control

Polymer 13

Polymer 13*

Polymer 73*

Fig.15¹³⁷Cs concentration, Bq/kg

At the beginning of vegetation period

Control (after crop harvest)

Polymer 13 (after crop harvest)

Polymer 13* (after crop harvest)

Polymer 73* (after crop harvest)

Fig.16¹³⁷Cs uptake, Bq/plant

1st vegetation season

Control

Sample 3

Sample 11

Sample 13

2nd vegetation season

Control

Sample 11+13

Fig.17¹³⁷Cs concentration, Bq/kg

At the beginning of vegetation period

Control (after crop harvest)

Polymer 3 (after crop harvest)

Polymer 11 (after crop harvest)

Polymer 13 (after crop harvest)

図13葉中の¹³⁷Cs、Bq/kg

第1植物季節

対照バリエント

サンプル4

サンプル12

サンプル13

第2植物季節

対照バリエント

サンプル13

サンプル13*

サンプル73*

図14¹³⁷Cs取り込み率、Bq/plant

対照バリエント

ポリマー13

ポリマー13*

ポリマー73*

図15¹³⁷Cs汚染、Bq/kg

植物期間の最初

対照バリエント (作物の収穫後)

ポリマー13 (作物の収穫後)

ポリマー13* (作物の収穫後)

ポリマー73* (作物の収穫後)

図16¹³⁷Cs取り込み率、Bq/plant

第1植物季節

対照バリエント

サンプル3

サンプル11

サンプル13

第2植物季節

対照バリエント

サンプル11+13

図17¹³⁷Cs汚染、Bq/kg

植物期間の最初

対照バリエント (作物の収穫後)

ポリマー3 (作物の収穫後)

ポリマー11 (作物の収穫後)

ポリマー13 (作物の収穫後)

ISTC/STCU 福島専門家会議

東京、日本
2015 年 11 月 5-6 日

概要報告書 – プロジェクト #K-2085

実施期間：2013 年 9 月 1 日～2015 年 8 月 30 日

放射能の安全性と生態学学会、カザフスタン国立原子力センター
所属

住所：カザフスタン国、071100 Kurchatov 市 Krasnoarmeyskaya 通り 2

プロジェクト

マネジャー： Andrey. V. Panitskiy
生物科学学位取得候補生

プロジェクト名: 放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するための対策の開発

開始日: 2013年9月1日

期間: 24か月

プロジェクトマネジャー: Andrey. V. Panitskiy

電話番号: 87055425371

Eメールアドレス: Panitskiy@nnc.kz

主導研究所: 放射能の安全性と生態学学会、カザフスタン国立原子力センター所属
Sergey N. Lukashenko
Kurchatov, 071100, 2 Krasnoarmeyskaya Str., Kazakhstan
8(72251)23413
Irbe@nnc.kz
www.irse.kz

他の参加機関: なし

外国の協力者: パシフィックノースウエスト国立研究所
Dr. Yasuo Onishi
P.O. Box 999, ZIP 99352, Richland, WA, USA
509-375-7203
yasuo.onishi@pnnl.gov

オーストリア、国際原子力機関
Dr. Sergey Fesenko
P.O. Box 100, ZIP 1400, Vienna, Austria
+43 (1) 2600-22491
s.fesenko@iaea.org

1. 作業の概略説明：目的、および期待される結果	75
2. 2014 年 4 月の会議後における作業変更.....	76
3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論など	76
4. 結論	78
5. 日本への適用可能性と推奨事項	88
6. 参考	90

1 作業の概略説明：目的、および期待される結果

福島第一原子力発電所の事故は、日本の広い領域にわたって、人工放射性核種による広範囲の汚染を引き起こした。そのほとんどの地域では農業が営まれていた。影響を受けた地域では農業が禁止または制限され、日本における急速な都市化もあって、食の安全性が負の影響を蒙った。放射能要因の点で安全な農由来製品を生産するためには、農由来製品および動物の組織と器官における放射性核種の分布の特徴を記述することは必須である。動物に餌を与えるに際しては、動物の組織と器官における放射性核種の変動に関する情報の収集が重要である。農耕地が不足するので、日本にとって、人間の食料および家畜の飼料の主要素である農産物への、放射性核種の移行を減少させる施策の実行が必須となる。

放射性物質に関係する、これまでのさまざまな実験（地上、大気中および地下核実験、掘削核爆発、仮想戦争状態での放射性物質試験など）に起因する各種の放射能汚染を伴う生態系が存在したセミパラディンスク試験場（STS）内において、このようなデータを見いだすことができる。

したがって、本プロジェクトの主要目的は、放射能汚染条件下においても、農由来製品を一定量生産するための一連の方策の開発にある。

農林水産省によるデータ分析（2010年のStatistical Handbook of Japan）によると、日本でもっとも盛んな畜産は養豚、肉牛飼育、乳牛飼育および養鶏である。国際データの分析によると、牧畜への¹³⁷Csの移行要因はよく研究されているのに対して、豚と鶏の由来製品のデータは不足している。したがって、本プロジェクトにおいては、いろいろな摂取形態（土壌、水および人工飼料）での、豚と鶏への放射性核種の移行の調査をすることが望ましい。得られるデータにより、生産物における放射性核種の考え得る内容を予測できるであろうし、摂取と排泄時の放射性核種濃度の変動に関するデータにより、安全な由来製品が放射性核種を飼料により摂取するときの規則を突き止めることができるだろう。

農林水産省（2010年のStatistical Handbook of Japan）によると、日本では、農作物としては、米、じゃがいも、キャベツ、玉ねぎ、テンサイが多くを占めている。データを総合的に分析すると、これらの由来製品への放射性核種の移行要因については極めてよく研究されていることがわかる。したがって、本プロジェクトでは、いくつかの農産物での放射性核種の源となる土壌が、その物理的、化学的特性によりどんな効果をもたらすかを実験的に評価することを集中して行う。

そこで、われわれは、日本の農業の特性に鑑みて、本プロジェクトのゴールに到達するために3つの主目的を掲げた：

1. 動物由来製品の放射性核種による汚染の特徴の研究
 - 1.1. 豚由来製品におけるいろいろな摂取形態での放射性核種汚染の特徴の研究
 - 1.1.1. 豚由来製品における土壌、水からの摂取による放射性核種汚染の特徴の研究
 - 1.1.2. 豚由来製品における植物飼料からの摂取による放射性核種汚染の特徴の研究
 - 1.2. 鶏由来製品の放射性核種による汚染の特徴の研究
 - 1.2.1. 鶏由来製品における土壌、水からの摂取による放射性核種汚染の特徴の研究
 - 1.2.2. 鶏由来製品における植物飼料からの摂取による放射性核種汚染の特徴の研究
2. 家畜の飼料として使われる農産物の放射性核種汚染の特徴の研究
 - 2.1. 研究対象の植物中の食用成分の放射性核種汚染に対して、土壌の物理的・化学的要因が及ぼす影響についての調査

- 2.2.農産物の成長に関する器官における放射性核種の分布に関する研究
3.放射能汚染条件下において農畜産物を必要量、生産するための推奨事項の開発

セミパラティンスク試験場の放射能汚染条件下での、家畜と植物に対する広大な土地規模の実験を通して得られた、農産物における放射性核種の移行に関する実験データ。実験は、環境における人工放射性核種の凝縮が見られる生態系で行われた。飼料の成分(土壌、水、植物)による、実験動物における放射性核種の摂取のいろいろな形態は、家畜による実験で考慮されることになろう。実験動物に与えられる食事となる植物を使った実験において、農産物の個々の組織での放射性核種の分布および土壌の物理的、化学的特性が研究対象種の食用部分に及ぼす影響についての研究が行われた。

本プロジェクトで選ばれたタスクの下での調査研究は、以下の作業に対してなされる:

- 一豚と家禽(鶏)における放射性核種の分布データの取得;
- 一豚由来製品と鶏由来製品における放射性核種の移行率の特定;
- 一飼料の成分(土壌、水、植物飼料)による放射性核種の摂取のいろいろな形態における、豚と農産物内の放射性核種濃度の変動の特定;
- 一豚、鶏の体内からの放射性核種の排泄の変動の特定、および「クリーンな」飼料に変更した場合の豚由来製品、鶏由来製品における放射性核種濃度の半減期の確定;
- 一人間の食糧および家畜(豚と鶏)の飼料の主たるものとしての農産物における放射性核種の移行率の特定;
- 一土壌の物理的、化学的要因における、研究対象となる野生植物と農業で育てられる植物の種への放射性核種の移行の依存度の実験による特定;

2. 2014年4月の会議後における作業変更

2014年4月の会議後、専門家は以下の点を推奨した:

日本のCsレベルと同等のCsが蓄積した土壌での、動物のいろいろな組織へのCs摂取に関する詳細なデータを集めること。日本では、動物の飼料と水にはCsが含まれない。農家の将来の事業にとって信頼しうる科学的根拠を構築するために、時間との関わりにおける飼料の汚染と家畜の汚染の関係を調査すること。

これらの推奨事項をすべて行うために、専門家は本プロジェクトに以下の変更を加えることを提案した:

タスク1: 福島レベルまで汚染した土壌からのセシウム摂取だけを研究し、引き続いてクリーンな土壌と飼料で飼育した豚と鶏のセシウム排出について研究すること。福島レベルの凝縮濃度を用いるということは、日本人にとって、移行要因測定の科学的データの有効性に疑問を呈するというよりも、本プロジェクトの研究結果を受け入れることである。この観点から、¹³⁷Csの物理的、化学的形態は日本の条件に合致するものでなければならない。

研究対象動物の生産性と与える飼料の一定量は、日本の動物の典型的な値と同じでなければならない。

タスク2: 農産物におけるセシウム分布のみを研究すること。

放射性核種の、植物と水から農産物への移行に関する実験研究は2014年4月に完了しており、専門家の推奨事項を考慮して、本プロジェクトの残り期間においては、われわれは土壌に限定して、Csの移行のみの調査を継続した。また、日本の専門家は、福島第一の事故の影響を受けた地域内で飼育される国産豚から得られる移行要因のデータを使うことが可能かどうかについて疑念を抱いた。日本の研究仲間の興味の対象に鑑みて、われわれは野生の豚に関しての追加実験を行った。土壌から、長期にわたってセシウムを摂取した野生の豚の肉へのCs移行要因。

Csの放射能の強さが、福島事故の影響を受けた土壌の放射性核種の放射能濃度以下である土壌を用いた実験。

植物の農業上の実験も、¹³⁷Csに限って継続した。

3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論など

家畜と植物、および野生植物の全面的な実験が、セミパラティンスク試験場の放射能汚染された区域で行われた。これらは、地下核実験が集水横坑方向、つまり水平方向に行われた山脈を代表する「Degelen」区域と、地上核実験が行われた「試験圃」内の「P-2」区域である。

テストの手順

豚由来製品におけるいろいろな摂取形態での放射性核種汚染の特徴の研究

研究には、3つにグループ分けされた動物を用いた。各グループとも、2ヶ月の子豚16頭で構成されていた。第1の動物グループは、放射性核種の量が完全に均一化された土壌で毎日飼育された。第2のグループには、人工の、一定量の放射性核種で汚染された水を毎日与えた。

第3のグループには、 ^{137}Cs を含む「かいば」を植物飼料として毎日与えた。

「汚染された」飼料による飼育は最大で56日続けられ、その後は各グループとも「クリーンな」飼料が与えられた。各グループで、放射性核種の摂取開始から7日、14日、28日、56日、63日、70日、84日、112日目に、それぞれ2頭の豚を屠殺した。この実験方式により、由来製品への放射性核種の移行の変動、および体からの放射性核種排出の変動を特定することができる。

研究対象は ^{137}Cs である。動物は豚舎に保たれた。

各期ごとに、分析のために肝臓と筋肉組織を採取した。実験の56日目以降は、さらに、筋肉、骨、皮膚組織、心臓、腎臓、肺、脳、血液、脾臓および肝臓という組織と器官を採取した。実験期間中、われわれは、土壌と水からの放射線核種の摂取および用意された量の土壌と水の放射性核種の放射能濃度を定期的に観測し、その消費量を計算した。

野生豚と飼育豚の肉への放射性核種の移行要因の変わりやすさに関する追加研究

この実験は、 ^{137}Cs で汚染された栗の実の土壌と、草地の栗の実の土壌という、2種類の土壌を用いて行われた。これらの土壌は、物理化学的特性（機械的成分、腐植土含有など）がそれぞれ異なる特徴を持っている。

本プロジェクトで得られた過去データによると、放射性核種の摂取と排泄が均衡するのは30日以後である。したがって、豚には、一日一頭あたり260gの割合で、放射能汚染された土壌が45日間与えられた。45日を過ぎると、豚は屠殺された。全体で、それぞれの土壌に対して3頭の国産豚と5頭の野生の豚が用いられた。

鶏由来製品の放射性核種による汚染の研究

研究には、3グループの鶏を使用した。各グループは27羽の鶏で構成されていた。第1の鶏グループは、放射性核種で汚染された土壌で毎日飼育された。第2のグループには放射性核種で汚染された水が毎日与えられ、第3のグループには ^{137}Cs を含む植物が飼料として毎日与えられた。

「汚染された」飼料による飼育は最大で56日続けられ、その後は鶏に「クリーンな」飼料が与えられた。各グループで、放射性核種の摂取開始から7日、14日、28日、56日、63日、70日、84日、112日目に、それぞれ3羽の鶏を屠った。この実験方式により、由来製品への放射性核種の移行の変動、および体からの放射性核種排出の変動を特定することができる。

研究対象は ^{137}Cs である。

各期ごとに、分析のために筋肉組織と副産物を採取した。実験の56日目以降は、さらに、筋肉、骨、心臓、肝臓および心臓の心室という組織と器官を採取した。

農産物の放射性核種汚染の特徴

農産物の放射性核種汚染の特徴を研究するために、われわれは農産物として、「試験圃」区域で全面的な実験用に育てられた次のものを選択した：じゃがいも、テンサイ、ひまわり、小麦、大麦、とうもろこし、大根、ソバ、アブラナ

土壌の物理化学的要因が試験対象植物の放射性核種汚染に及ぼす影響

土壌のいくつかの特性がテスト対象植物の食用部分での放射性核種汚染形成に及ぼす影響を評価するために、われわれは、調査区画（実験区画）において、土壌に試験溶液を加えて、その物理化学的要因を変化させた。

1. HCl と NaOH —土壌のpHを変える、
2. KCl —土壌のK (^{137}Cs と性質が等しい元素) の増加量を増やす、
3. CaCl_2 —土壌のCaの量を増やす、
4. NaCl —イオン構成を変える。

土壌の物理的、化学的要因が農作物の食用部分（小麦、じゃがいも、テンサイ）での放射性核種汚染に及ぼす影響を調査するために、われわれは、リストアップされた農産物のそれぞれに対して、調査区域として、 KCl を加える区域、 CaCl_2 を加える区域、 NaCl を加える区域、 HCl を加える区域、 NaOH を加える区域、そして管理区域を用意した。

各区域から、研究対象植物と混合土壌を標本抽出した。

調査対象の農産物の成長に関わる器官における放射性核種の分布

調査対象の農産物の成長に関わる器官における放射性核種の分布については、すべての農産物で調査が行われた。

4. 結論

豚由来製品におけるいろいろな摂取形態での放射性核種汚染の特徴 動物の器官と組織における¹³⁷Csの分布

動物の器官と組織における¹³⁷Csの分布は、心臓での放射性核種の放射能の強さに対する当該の器官の¹³⁷Csの放射能濃度を計算して得られる相対濃度として示される。動物の器官と組織における¹³⁷Csの相対活量を表(表2)に示す。

表1—長期にわたり摂取を続けた動物の器官と組織における¹³⁷Csの相対濃度(心臓での¹³⁷Csの放射性核種量を1とする)

要因	*AM±SD	最小—最大	数量
腎臓	1.6±0.4	2.4—1.2	8
筋肉	1.3±0.3	1.9—1.0	7
舌	1.2±0.3	1.8—0.8	8
心臓	1.0	1.0	8
肝臓	0.9±0.1	1.1—0.7	8
骨組織	0.9±0.4	1.4—0.5	7
脾臓	0.8±0.1	1.1—0.6	8
肺	0.7±0.1	0.8—0.6	4
脳	0.5±0.2	0.7—0.3	7
血液	0.2±0.08	0.3—0.2	7

*注: AM—算術平均; SD—標準偏差

表から、¹³⁷Csは、熱帯と異なって、体内各所におしなべて平均的に分布していることがわかる。しかしながら、体内での¹³⁷Csの放射能の強さの最大値は、最小値の8倍に及びうる。長期間にわたって摂取した場合に、¹³⁷Csの凝縮が最大になるのは筋肉組織と腎臓、最小になるのは脳と血液である。

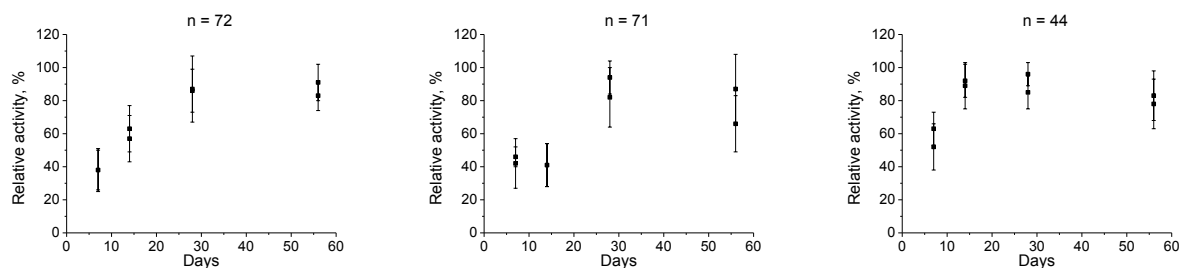
長期間にわたって摂取された¹³⁷Csの放射能の強さを、強い順に並べると、腎臓>筋肉>舌>心臓>肝臓>骨組織>脾臓>肺>脳>血液となる。

¹³⁷Csの器官と組織における分布は、種や体内の放射性核種の原料に依存するものではない。

一般的に、¹³⁷Csが長期にわたって体内に侵入すると、その分布は特定のパターンを持ち、ある器官での放射性核種の凝縮を別の器官での凝縮度によって予測することができる。

いろいろな摂取条件とタイミングでの¹³⁷Csの移行

図1は、動物の器官と組織における¹³⁷Csの蓄積と排出の変動のようすを示している。データは、¹³⁷Cs(最大の放射性核種の濃度を100%とする)の相対濃度として示されている。



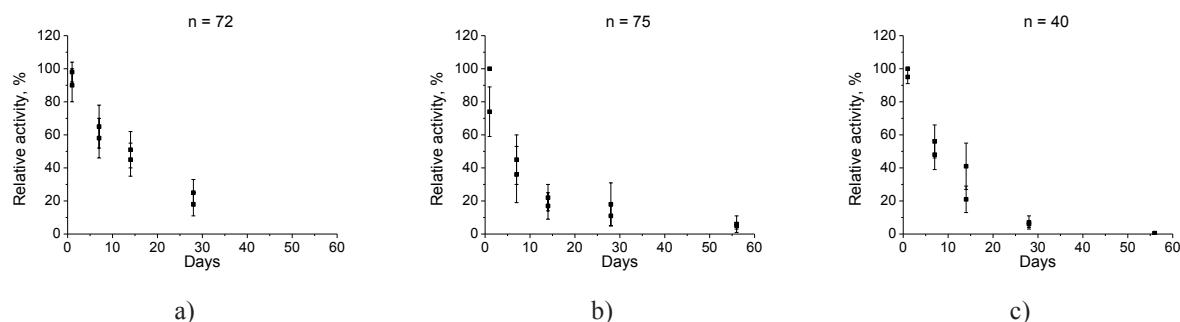


図 1 ^{137}Cs の動物の器官と組織への蓄積および動物からの排泄の変動の、水からの摂取の場合を(a)、土壌からの摂取の場合を(b)、「かいば」からの摂取の場合を(c)に示す

結果として、いろいろな環境の構成要素において長期間にわたり毎日 ^{137}Cs を摂取したとすると、器官における ^{137}Cs の濃度は一定の値まで増加し、続いて蓄積と排出が動的均衡状態に至る。器官における ^{137}Cs の放射能の強さは、それ以上増大することはない。そして、28 日目に、各種器官と組織における均衡状態が成立する。

実験で選択した計画により、豚の器官と組織からの ^{137}Cs の排出の変動を特徴づけるデータが得られた。

水や「かいば」から摂取した ^{137}Cs の放射能濃度の半減期は 14 日未満であり、56 日目には、 ^{137}Cs はほぼ完全に排泄されることが明確に見て取れる。土壌から摂取した場合の放射能濃度の半減期は 7~10 日未満で、56 日目にはほぼ完全に排泄される。

^{137}Cs の動物の器官や組織への移行の要素を表 (表 3) に示す。

表 2—いろいろな摂取形態ごとの、動物の器官と組織への ^{137}Cs の移行の要素 (平衡状態において)

器官と組織	*AM±SD	最小—最大	数量
摂取源—水			
腎臓、筋肉、舌	0.74±0.1	0.98 – 0.54	12
心臓、肝臓、骨組織、脾臓	0.50±0.1	0.71 – 0.21	16
心臓、血液	0.21±0.08	0.34 – 0.11	8
摂取源—土壌			
腎臓、筋肉、舌	0.12±0.03	0.18 – 0.08	12
心臓、肝臓、骨組織、脾臓、肺	0.83±0.3	0.14 – 0.046	19
心臓、血液	0.056±0.02	0.076 – 0.037	4
摂取源—かいば			
腎臓、筋肉、舌	3.8±0.6	5.0 – 2.8	13
心臓、肝臓、骨組織、脾臓、肺	2.3±0.8	3.6 – 0.76	17
心臓、血液	1.3±0.5	1.7 – 0.79	5

腎臓、筋肉と舌における ^{137}Cs の濃度は、心臓、肝臓、骨組織、脾臓および肺と同等である。したがって、これら一群の器官と組織に対して、われわれは別の移行率を計算した。

表は、 ^{137}Cs の動物の器官と組織への移行要因はグループごとに異なっており、何から放射性核種を摂取したかに依存することを示している。食物から摂取した ^{137}Cs は、土壌や水から摂取した場合よりもよく移行することがわかった。 ^{137}Cs の移行が最小になるのは土壌の場合である。

1.2×10^{-1} から 4.0×10^{-1} の間で変化する (平均 2.2×10^{-1} 、 $n=22$)、豚への ^{137}Cs の移行率に関する IAEA のデータベースから入手できる情報によると、カザフスタンのような乾燥した気候でも、放射性核種の移行率は、この範囲内で変化すると思われる。しかしながら、移行率は、IAEA のデータベースが示す移行率の平均をはるかに上回るものであった。 ^{137}Cs の豚への移行率は 3.8 であった。

鶏由来製品の放射性核種による汚染の研究

^{137}Cs を長期にわたって毎日摂取した場合の筋肉組織および肝臓での蓄積の変動のようすを図 (図 2) に示す。データは、 ^{137}Cs の相対活量として示してある (器官と組織での凝縮の最大値を 100%とする)。ここに示した値は、各期間の平均値である。

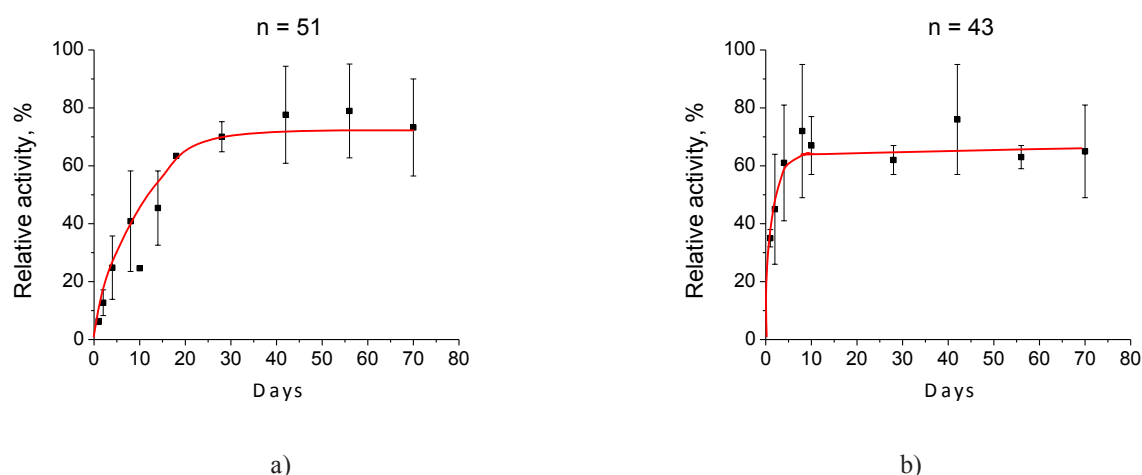


図 2—筋肉組織 (a)および肝臓(b)における ^{137}Cs の蓄積の変動

図は、いろいろな摂取源のデータをまとめて示している。データから、摂取源 (土壌、水、食物) に関わらず、蓄積の変動は変わらないことがわかる。筋肉と肝臓で、蓄積の程度は同じである。器官と組織への移行の強さに、相違が観察される。再分配と排泄により放射性核種が体内に取り込まれると、その濃度はゆっくりと上昇するが、その強度は一定の値まで下降し、相対的恒常性の傾向を示す。筋肉組織に均衡状態が現れるのは 28 日後で、肝臓では 8 日後である。

肝臓と筋肉組織からの放射性核種の排出の変動のようすは、相対濃度 (図 3) の変動と同様である。しかしながら、いろいろな器官からの排出の変動は、曲線が示すようにそれぞれ異なっている。データから、筋肉組織での半減期は 8 日であることがわかった。一方、鶏の飼料が「クリーンな」ものに置き換えられてから 2 日目で、放射性核種の濃度は最大濃度の 50%以下となる。

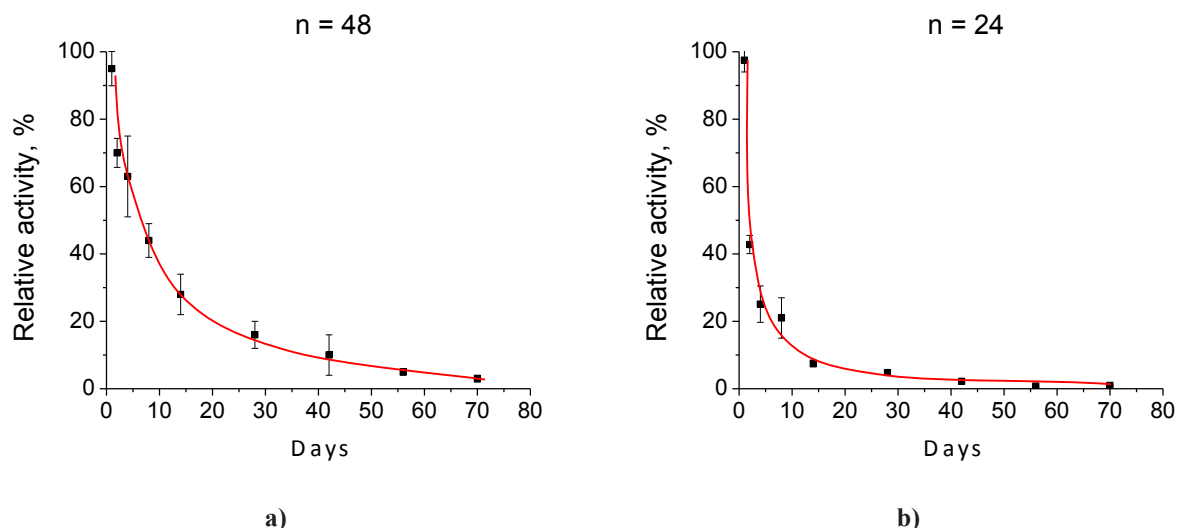


図 3—筋肉組織 (a)および肝臓(b)における ^{137}Cs の排出の変動

結果の曲線は、筋肉組織では等式 $A = 73.302e^{-0.05x}$ 、肝臓では等式 $A = 36.67e^{-0.064x}$ によってまめられている。

卵での放射性核種の蓄積が開始した時点では、大きな蓄積が見られる (図 4、図 5)。さらに、蓄積は相対的恒常性を持つ傾向を示す。蓄積の変動は、摂取源によって異なるということはない。それぞれの摂取源ごとに、卵においては 21 日目に均衡状態に至り、以降放射能濃度は増加しないことが観察された。

卵における ^{137}Cs の濃度は、6 日目において最大値の 50%を下回る (図 4、図 5)。

移行率が、主要な要因のひとつである。いろいろな摂取源ごとの、鶏の器官と組織へのセシウムの移行の要因を表 (表 4) に示す。

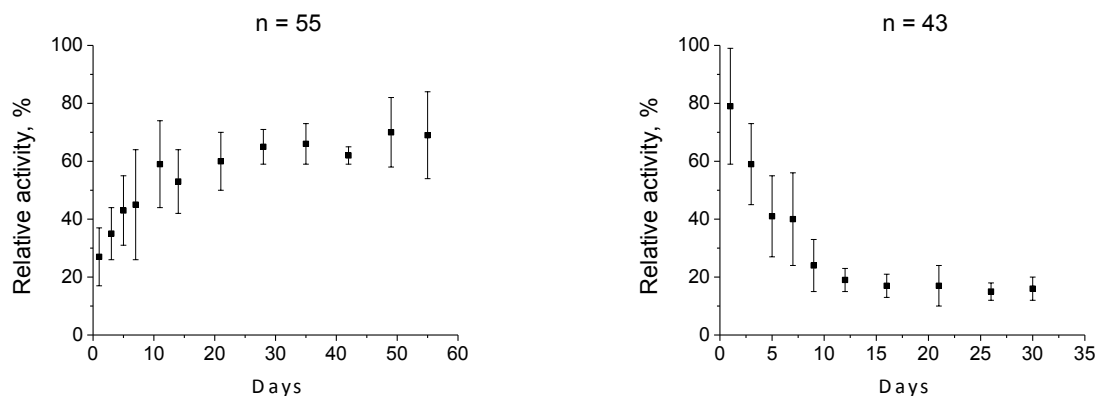


図 4—土壌からの摂取時の卵における ^{137}Cs の蓄積と排出の変動

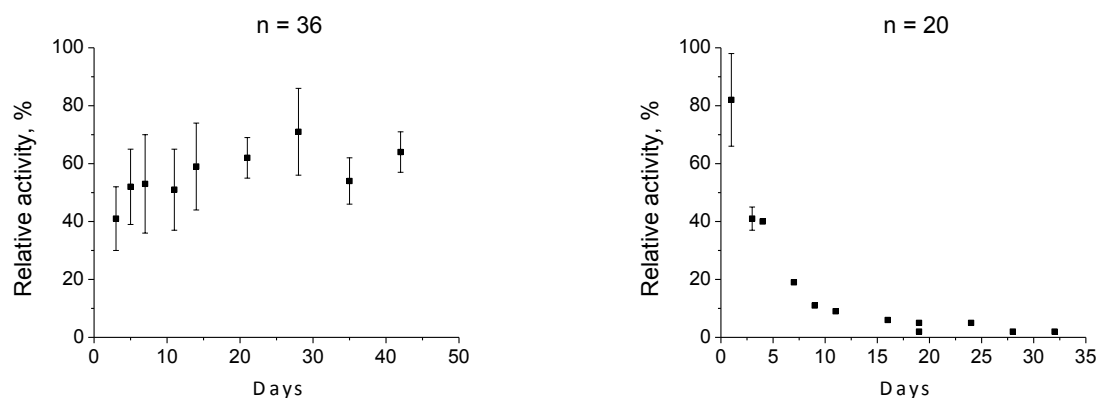


図 5—水からの摂取時の卵における ^{137}Cs の蓄積と排出の変動

表 3—いろいろな摂取源ごとの筋肉組織と肝臓への ^{137}Cs の移行率

器官と組織	いろいろな摂取源ごとの移行率		
	土壌 (n=13)	かいば (n=11)	水 (n=5)
筋肉組織	0.18±0.05	2.0±0.3	4.2±0.8
肝臓	0.078±0.03	0.62±0.1	1.2±0.5
卵	0.05±0.01	-	0.1±0.02

表から、放射性核種の移行要因は、摂取源によって異なることがわかる。放射性核種は、土壌や食物から摂取した場合よりも水から摂取した場合の方が良く移行する。もっとも小さい値は土壌からの摂取の場合である。要因を比較すると、摂取源に関係なく、筋肉組織への移行率は肝臓への移行率の2～3.5倍であることがわかる。肉と肝臓における水からのセシウム摂取量は、食物からの摂取量の2倍で、土壌からの摂取量に対しては最大15倍に達する。

農産物の放射性核種汚染の特徴

土壌から植物への放射性核種の移行を評価するために、われわれは「移行率 (TF)」—植物と土壌の単位質量当たりの放射性核種の割合—を用いた。国際放射生態学連合の推薦にしたがって、国際公開では同じ指標—移行率 (TF または Fv) (蓄積率と同じ)—が用いられている^[1]。移行率 (Fv、TF)—植物の単位乾燥重量当たりの放射性核種濃度 (Bq/乾燥重量 kg) の、土壌の濃度 (Bq/乾燥重量 kg) に対する割合。

^{137}Cs の移行率 (TF)は、以下のようにして計算した:

$$\text{TF} = \frac{C_{\text{plant}}}{C_{\text{soil}}} \quad (1)$$

TF—放射性核種の蓄積要因 ;

C_{plant} —乾燥植物サンプルにおける放射性核種濃度 (Bq/kg);

C_{soil} —乾燥土壌サンプルにおける放射性核種濃度 (Bq/kg);

研究により得られた 6 種類の農産物の ^{137}Cs の蓄積要因 (TF)。得られた ^{137}Cs の蓄積濃度を表 (表 5) に示す。

表 4— ^{137}Cs の蓄積要因

農産物	サンプルの種類	TF*	
		実験による値	IAEA ^[1]
テンサイ	地上部位	9.6E-03	2.6E-02

	地下部位	7.0E-04**	7.5E-02
じゃがいも	葉	2.7E-03	-
	茎	8.8E-04	-
	根	5.3E-03	-
	塊茎	2.4E-04	4.6E-02
ひまわり	種	<***	4.3E-02
	花	<	-
	葉	1.4E-03	2.7E-01
	茎	<	2.7E-01
	根	2.6E-02	-
とうもろこし	穀粒	7.1E-04	2.3E-02
	茎	<	2.1E-02
	葉	1.5E-03	2.1E-02
	根	1.6E-02	-
大麦	穂先	2.5E-04	4.3E-02
	茎	1.6E-03	2.7E-01
	根	1.8E-03	-
小麦	穂先	4.1E-04	4.3E-02
	茎	4.8E-04	2.7E-01
	根	3.1E-02	-

注: TF*—算術平均; 7.0E-04**—単一値; <***—植物サンプルにおける放射性核種の濃度は、用いた方法での検出限界を下回った; IAEAのデータは、主に埴土のものである

結果が示すように、農産物の¹³⁷Csの蓄積要因は、IAEAの参照データベースに列記された値に比べて1～2倍下回った。

植物による放射性核種の蓄積の効果のあるものは、土壤の物理化学的特性と土壤中の放射性核種の種類の両方によって引き起こされる可能性がある。この点について、土壤の物理化学的特性（酸性度、腐植土と炭酸塩、抽出水中の塩の量および穀粒の大きさの分布（aliphititeの含有量））と¹³⁷Csの種類を調査した（表6、表7）。

表 5—研究対象の土壤（0～15cm 層）の物理化学的特性

サンプル採取場所	pH	腐植土、%	抽出水中の塩の量、%	交換（土壌100gにおけるmg-eq）		土壌100gにおけるCa ²⁺ とMg ²⁺ のmg-eq交換量	炭酸塩、%	穀粒の大きさの分布、%	水溶性（土壌100gにおけるmg-eq）		
				Ca ²⁺	Mg ²⁺				Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻
1	6.7	3.4	0.34	13.2	2	15.2	なし	40.37	0.4	0.5	2.6
2	6.8	2.3	0.36	13.2	3.2	16.4	なし	40.54	0.6	1.25	2.9

一般的に、「試験圃場」で研究した土壤は、一種の栗色土である（未固結の堆積物の厚さ80cm以上；aliphitite含有率40.37%）。実験区域の土壤は中性の環境—pHが6.7から6.8—にある。土壤の、腐植土含有率は2.3～3.4%の範囲にある。土壤の水平方向の表面における水溶性塩の量は0.34～0.36%で、特徴としてやや塩気のある土壤ということになる。吸収ベースでいえば、カリウムがマグネシウムに対して圧倒的に多く、いろいろな土壤の多くが標準的である。ということは、土壤から植物への¹³⁷Csの移行に対して、土壤の物理化学的特性が影響を及ぼすことはない、ということになる。

表 6―「試験圃場」での調査による ^{137}Cs の種の土壌中の濃度

サンプル 採取場所	¹³⁷ Cs濃度、Bq/kg (総濃度の%)									
	水溶性		交換		有機		可動性		固い束縛	
	(H ₂ O dist.)		(1M CH ₃ COONH ₄)		(0.1N NaOH)		(1M HCl)			
	Bq/kg	%*	Bq/kg	%*	Bq/kg	%*	Bq/kg	%*	Bq/kg	%*
1	< 3.5	<2.8	< 4.5	<3.6	< 6	<4.7	< 2.5	<1.97	110±22	86.9
2	< 1.5	<0.19	< 5.0	<0.62	< 7.5	<0.94	< 6	<0.75	780±160	97.5
3	< 1.5	<0.41	< 5.5	<1.5	< 4.5	<1.2	< 5	<1.4	350±69	95.5
4	< 8.5	<0.88	< 7	<0.72	< 3.5	<0.36	< 8.5	<0.88	940±190	97.15
範囲、 Bq/kg	<1.5- <8.5		<4.5- 7.0		<3.5- <7.5		<2.5- <8.5		110- 940	
範囲、%	<0.19- <2.8		< 0.6- 3.6		< 0.36- <4.7		<0.88- <1.9		86.9- 97.5	
*ー 推測データ										

「試験圃場」の土壌では、 ^{137}Cs のほとんどが強く土壌に結合した形態として確認された。多くの場合、その割合は、全形態の少なくとも 86.9%を占める。この事実が、「試験圃場」での作物移行率が国際データと比較して低い理由である可能性がある。

植物のいろいろな器官における放射性核種の分布

一般的に、植物の個々の器官（果実、葉、茎、根）での ^{137}Cs の移行率の差異の大きさは1～2倍に達する。しかしながら、試験対象の植物の器官における ^{137}Cs の分布はいずれも同じだった：発生に関する器官（種子、根菜および塊茎）においては分布が最少、葉と茎では中程度の分布、植物の根（根菜は例外）で最大であった。いろいろな農産物の、成長および発生に関する器官における放射性核種の移行率を明確にして比較すると、各種植物の移行率として得られたデータは、すべて葉の ^{137}Cs の移行率に標準化された（表8）。

表 7―植物のいろいろな器官における ^{137}Cs の分布

特定の器官における ^{137}Cs の移行率/葉における ^{137}Cs の移行率				
農作物	植物の器官			
じゃがいも	根	葉	茎	塊茎
	0.96	1	0.28	0.26
ひまわり	根	葉	種子、花、茎	-
	148.9	1	< 0.5	-
とうもろこし	根	葉	穂、茎、穀粒	-
	39.9	1	< 0.38	-
大麦	根	茎	穂先	-
	15.76	1	0.21	-
小麦	根	茎	穂先	-
	46.97	1	0.87	-

土壌の物理化学的要因が試験対象植物の食用部分の放射性核種汚染に及ぼす影響

土壌のもともとの特性を変える化学物質を用いた場合の、土壌の物理的・化学的・生物学的特性の効果を評価することで、以下の移行率（表9）が得られた。

表 8—実験対象植物種の ^{137}Cs の移行率

観測所	農産物	サンプルの種類	蓄積要因	注	投与量、 g/m^2 または ml/m^2
1	小麦	茎	7.1E-03	$2 \times \text{KCl}$	493.9
2		根	2.1E-02		
3	小麦	穂先	9.7E-03	$4 \times \text{KCl}$	987.5
4		茎	1.1E-02		
5		根	1.6E-02		
6	小麦	穂先	5.6E-03	$2 \times \text{CaCl}_2$	367.9
7		茎	5.4E-03		
8		根	3.4E-02		
9	小麦	穂先	1.4E-03	$4 \times \text{CaCl}_2$	735.9
10		根	4.5E-03		
11	小麦	穂先	<2.7E-03	$2 \times \text{NaOH}$	330
12		根	3.7E-02		
13	小麦	穂先	<1.9E-03	$4 \times \text{NaOH}$	710
14		茎	2.1E-02		
15		根	3.4E-03		
16	小麦	穂先	1.1E-03	$2 \times \text{Na}_2\text{SO}_4$	470.7
17		茎	1.3E-02		
18		根	9.2E-03		
19	小麦	穂先	3.1E-03	$4 \times \text{Na}_2\text{SO}_4$	941.5
20		茎	1.1E-02		
21		根	1.2E-02		
22	じゃがいも	葉	4.8E-03	$2 \times \text{CaCl}_2$	367.9
23		茎	5.8E-03		
24		根	2.4E-03		
25	じゃがいも	葉	1.5E-02	$4 \times \text{CaCl}_2$	735.9
26		茎	2.1E-02		
27		根	5.1E-03		

以上の結果は、土壤に種々の化学物質を量を変えて与えると、植物における ^{137}Cs の蓄積も影響を受けることを示している。塩化カリウムを大量投与 ($4 \times \text{KCl}$ —4倍投与) すると、小麦の茎における ^{137}Cs の蓄積量がわずかに増えたが、反対に、根において、より少ない投与 ($2 \times \text{KCl}$ —2倍投与) と比較して、蓄積量はわずかに少なかった。いずれの場合も、放射性核種の蓄積量の差は1.5倍以下である。水酸化ナトリウムの投与量を変えたとき (2倍投与または4倍投与) の ^{137}Cs の蓄積要因を比較することで、小麦の地上部 (穂先と茎) に相違は見られなかったが、根においては明確な相違が見られ、その差は倍に達した。塩化カルシウムの投与量を $4 \times \text{CaCl}_2$ (4倍投与) としたとき、小麦の根の ^{137}Cs 蓄積量は10分の1にまで減少し、穂先では4分の1まで減少した。硫酸ナトリウムをいろいろな投与量で使用した場合は、 ^{137}Cs の蓄積量には、1.3～1.8倍を超えない、わずかな相違しか見られなかった。塩化カルシウムをいろいろな投与量で使用した場合、われわれは、 $4 \times \text{CaCl}_2$ (4倍投与) じゃがいも において、 $2 \times \text{CaCl}_2$ (2倍投与) に比べて移行率が高くなることがわかった。じゃがいもの ^{137}Cs の蓄積量の差異は、2～4倍に達する。

植物の、発生に関わる器官にいろいろな物質を投与して得た ^{137}Cs の移行率と比較すると、興味深いことに、 $4 \times \text{KCl}$ の穂先において最大の蓄積が見られた。広く知られているように、CsはKと性質が似ており、土壤のカリウム濃度が小さいほど植物の摂取濃度が大きくなる。しかしながら、われわれの場合 (KClの投与量がより大きい) その理由は土壤中のKの種類、植物の一般条件と生育、植物個々の生物学的特徴にあることがわかった。現在、この問題はKの量定により慎重に分析されており、その土壤中の種類と関係性から、一般的な状態とサンプル採取時の植物生育の結論が導き出された。

各種の肥料が農作物の放射性核種蓄積要因に及ぼす影響

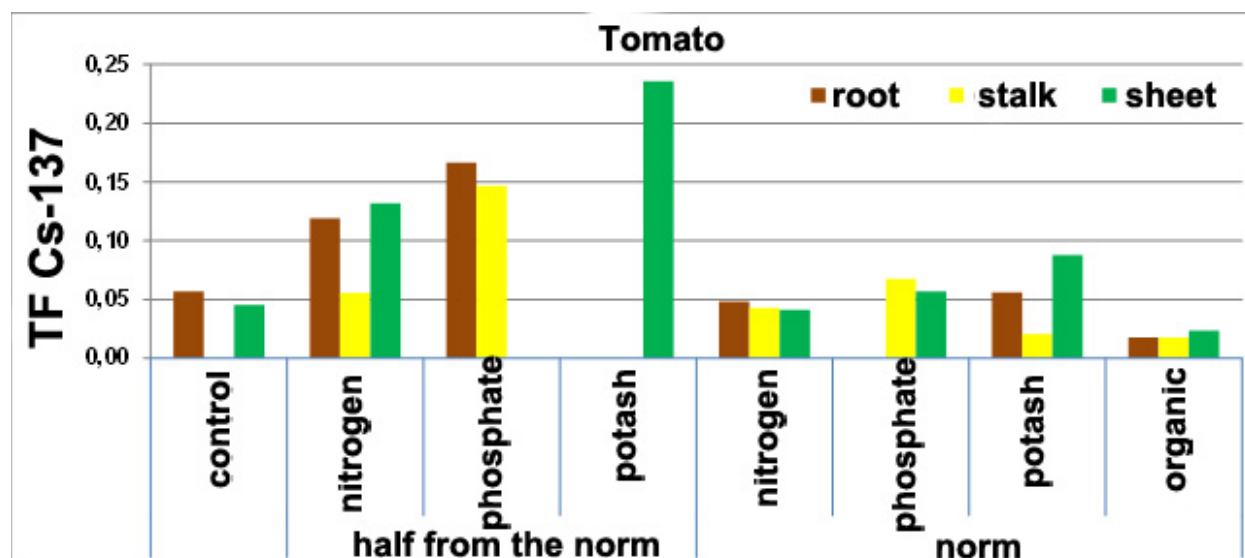
肥料が ^{137}Cs の蓄積の特徴に及ぼす効果に関する従来の研究で、異なる種類と量の肥料を投与すると、植物における ^{137}Cs の蓄積量が変化することがわかっている (表 10)。

表 9—2011 年の実験区域における肥料の種類

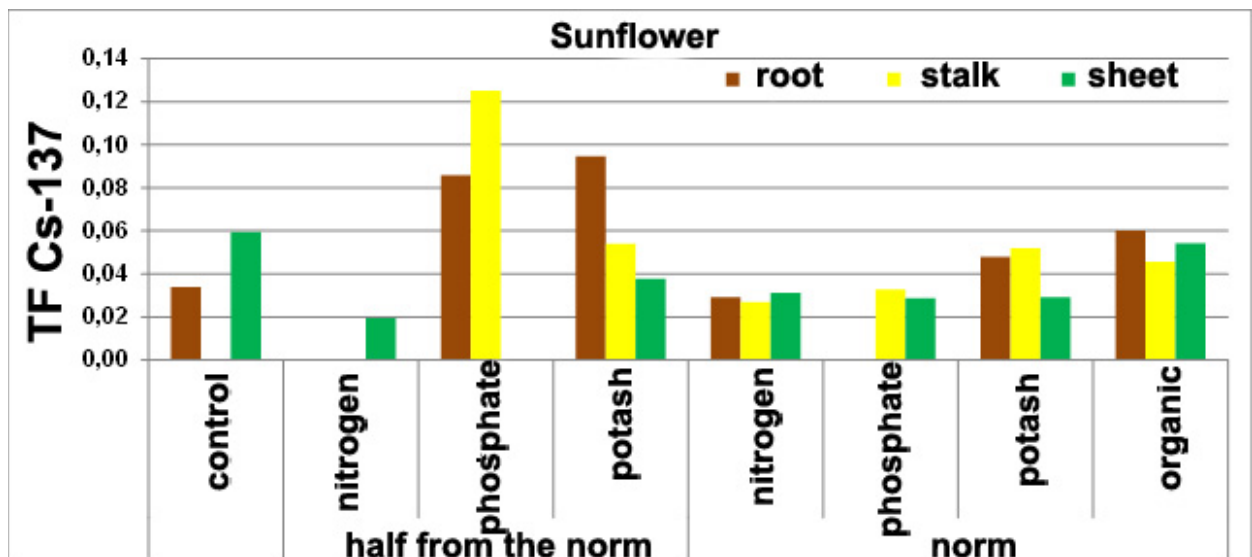
農産物	無機質肥料、g/m ²						有機肥料、kg/m ²	
	窒素 (尿素) $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$		リン (過リン酸肥料) $(\text{CaH}_2\text{PO}_4)_2 \times \text{H}_2\text{O} + 2\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$		Калийные (カリ (硫酸カリウム)) K_2SO_4		乳牛肥料	
	投与量	農業における標準**	投与量	農業における標準	投与量	農業における標準	投与量	農業における標準
スイカ	13.0 (6.5)*	13-19	30.0 (15.0)	30-45	15.0 (7.5)	10-13.3	6	1.5-2
トマト	18.6 (9.3)	19-26	45.2 (22.6)	30-45	15.2 (7.6)	13.3-20	5	4
ひまわり	7.5 (3.75)	13-19	18.5 (9.25)	30-45	7.5 (3.75)	13.3-20	6	1.5-2

注:*—投与量の50% **—要約データおよびPavlodar Agriculture (カザフスタン) の推奨、教授V.I.によるEdelsteinおよびAgricultural Sciences Academician P.P. Vavilovの教授

結果、たとえばトマト、スイカとひまわりの地上部に窒素とリン酸肥料を農業の標準量投与した場合、管理区域 (肥料投与なし) と比較して ^{137}Cs の蓄積量に増減はないが、カリウム肥料を使用すると、 ^{137}Cs の蓄積要因は管理区域の ^{137}Cs の蓄積要因の 2 倍を超える (図 6)。



a)



b)

図 6—いろいろな種類と量の肥料による ^{137}Cs の蓄積の特徴: a)はトマト、b)はひまわり

土壌に有機肥料 (肥やし) を施すと、管理地区と比べて蓄積量にあいまいな変化が見られ、0.5 から 1.8 倍の範囲にある。

農業の標準量の 50%を施した場合、 ^{137}Cs の移行率は、トマトの地上部において管理地区の ^{137}Cs の移行率の 2~7 倍に、ひまわりの根において 2.8 倍になることに注意を払うべきである。

5. 日本への適用可能性と推奨事項

体内の放射性核種分布、長期にわたる体内への摂取時の由来製品におけるCsの放射性濃度の変動、「クリーンな」飼料への変更後に関するデータ、研究対象の動物の器官と組織への放射性核種の移行率は、ヒトの体内へのCs取り込みの評価に用いることができる。さらに、得られたデータは、土壌や飼料の放射性核種の濃度に関する法規制に用いることができ、放射能に関して安全な由来製品をもたらす。

たとえば、カザフスタンの法規制によれば、鶏肉の ^{137}Cs の放射能濃度の許容レベルは180Bq/kgである。筋肉組織への移行率を知り、鶏飼料の許容レベルが与えられれば、 ^{137}Cs に関する境界要因を計算することができる。したがって、鶏は1日あたり50gの土壌を食べ、移行率は0.18であり、カザフスタンの鶏肉の ^{137}Cs の放射性濃度の許容値は180Bq/kgであるから、境界要因は25000～30000Bq/kg (表11) となる。食物の場合、鶏は1日あたり150gの飼料を食べ、移行率は2.0であり、許容レベルは180Bq/kgであるから、境界要因は600Bq/kgとなる。水からの摂取の場合、水を1日あたり150ml飲むので、境界要因は215Bq/kgとなる。

表 10—放射能濃度の境界要因の計算

飼料の構成	許容レベル、 Bq/kg	TF	1日の摂取量、kg/日	放射能濃度、Bq/kg
土壌	180	0.18	0.050	20000
かいば	180	2.0	0.15	600
水	180	4.2	0.15	215

表 (表4) が示すように、放射能濃度のレベルが超過した場合、法規が定めるとおりに許容レベルを評価するのが良いかも知れない。同様に、われわれは、豚由来製品の許容レベルを計算することができる。

また同様に、データを農産物に適用することもできるかも知れない。これらの農産物の移行率と植物由来製品における放射性核種の放射能濃度の許容値を用いて、土壌の許容濃度を計算することができる。土壌の放射性核種の許容濃度は、以下のように計算された:

$$\text{PDC}_{\text{soil}} = \text{DYA}_{\text{dry}} / \text{KH}, \quad \text{ここで} \quad (3)$$

PDC_{soil} —研究による放射性核種の最大許容濃度、

DYA_{dry} —植物由来製品の放射性核種の放射能濃度を乾燥重量に換算したもの

KH —研究対象の放射性核種の蓄積要因

たとえば、カザフスタンでの農由来製品の規制値として制定されている、農作物の場合の土壌の ^{137}Cs の最大許容濃度を、表 (表12) に示す。

表—農産物用の土壌における、 ^{137}Cs の最大許容濃度の推測値 (植物の乾燥重量) (カザフスタン共和国の標準に基づく)

農産物	由来製品	土壌の ^{137}Cs の最大許容濃度、Bq/kg
じゃがいも	塊茎	90900
テンサイ	根菜類	92300
とうもろこし	穀粒	120000
とうもろこし	穀粒	195000
大麦	穀粒	320000
ひまわり	種	13500
トマト	果物	26000

実験データは、土壌の ^{137}Cs による高い汚染が見られる地域で、許容される品質の農産物を育てることの可能性を示している。セミパラディンスク試験場の土壌と同じ土壌で、植物にとっての ^{137}Cs の許容レベルをクリアするために、放射性核種の濃度は ^{137}Cs で $n \times 10^3$ Bq/kgを超えてはならない。

ひまわりとトマトでは、それ以外の研究対象農産物に比べて、 ^{137}Cs の蓄積量が大きいことに注意すべきである。農産物を育て、セミパラティンスク試験場の研究地域で農産物を受け取る場合、小麦、大麦、とうもろこし、じゃがいもとテンサイという農作物は最低の放射性核種蓄積のものを使う、という事実が考慮されるべきである。

農産物の品質を事前に（果実の結実などの前に）評価するために、植物の葉や茎（地上部）を最大のAFの器官として用いても良い。1つの器官だけのデータで、いろいろな植物の器官における放射性核種の濃度の差異をしることによって、望みの器官での放射性核種濃度の予測値を得ることができる。

現在も分析作業は続いている。最終結論は、ガンマ線エネルギー分析を待って、2015年11月5日～6日の東京会議で発表される予定である。

参考

¹放射生態学での数量、単位および用語。国際放射線単位・測定委員会。ICRU レポート 65//ICRU の機関紙 2001. V. 1. № 2. P. 2～44 ページ

¹国際原子力機関、放射線学上の評価のための土壌と淡水における放射線核種移行の数量化、IAEA-TECDOC-1616、ウィーン: IAEA、2009. C. 155～178。

図表の英和対訳表

Figure 1.
n = 72
Relative activity, %
Days

図1
n = 72
相対活量、%
日数

Figure 6
Tomato
root
stalk
sheet
control
nitrogen
phosphate
potash
nitrogen
phosphate
potash
organic
half from the norm
norm

図6
トマト
根
茎
シート
監視
窒素
リン酸肥料
カリ
窒素
リン酸肥料
カリ
有機
基準の半量
基準

ISTC/STCU 福島専門家会議

東京、日本
2015 年 11 月 5-6 日

概要報告書 – プロジェクト番号 5953
実施期間 2013 年 9 月 1 日～2015 年 8 月 31 日

ウクライナ科学アカデミー原子力発電所安全問題研究所

プロジェクトマ
ネジャー:

Talerko Mykola
技術科学博士



プロジェクト名: 環境および食物連鎖における放射性核種の移行に係る、
区分化とモデリングによる長期放射線モニタリングの方
法論

開始日: 2013年9月1日

期間: 2年

プロジェクトマネジャー Talerko Mykola

電話番号: +38096 3768306

Eメールアドレス: ntalerko@mail.ru

主導研究所: ウクライナ科学アカデミー原子力発電所安全問題研究所
Kluchnikov Oleksandr (所長)
12, Lisogirska str., Kyiv, Ukraine, 03028
+38044 9351738
ipbaes@slavutich.kiev.ua

参加研究所

外国の協力者: パシフィックノースウエスト国立研究所
Onishi Yasuo
(+1.509) 3757203
yasuo.onishi@pnnl.gov

目次

1 研究の概要：目的と期待される結果	96
2 2014 年 4 月の会議後における作業変更	96
3. 技術的アプローチ、方法、実験、理論など	97
3.1 放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を包括するシステムの一般的な構造	97
3.2 情報データベースのサブシステム	98
3.3 領域の予防的な放射生態学的評価のサブシステム	99
3.4 放射線状況を予測およびモデリングするサブシステム	101
3.5 地理情報によるモデリングのサブシステム	101
3.6 農地における放射線状況の監視、製品の品質管理および対策のサブシステム	107
3.7 放射線状況予測、農地監視および生産物放射の質管理の総合システムの機能図	108
4 結論	109
5 日本での適用可能性と推奨事項	113

1 研究の概要：目的と期待される結果

重大な放射線（原子力）事故に共通する特徴は、農業地域の大規模な汚染である。住民の内部被曝の主要因となる農業地域の放射線状況を評価することは、主要な事故後監視タスクの1つとして重要視されていない。（これまでの事故事例では）農業分野での監視は、実のところ農産物品質の放射能管理に置き換えられていた。このような事故の間、放射線状況の評価に必要な情報はそれが住民の被曝の主要部分となってから取得された。個別の環境要素の放射能汚染の評価は、照合や調整なしに計画され、実行された。結果として、グリッドとそのスケール、統合結果の空間および時間調整が難しく、汚染地域における評価結果と対策計画がいずれも顕著に不確定さを増している。

このプロジェクトの目標は、放射線状況を予測し、農業地域の放射線を監視し、農産物品質の放射能を管理し、対策を計画および実施する包括システムの作成原則を策定し、重大な放射線事故に対する準備体制を大きく引き上げることである。

策定される監視方法論の（これまでの手法との）根本的な相違点は、原子力発電所の大きな放射線事故後に放射能汚染を被っている可能性のある地域について事前の予防手段を（農業における放射生態学の観点から）研究することにある。予防手段の準備段階は、人体被曝の形成を大部分防止することに役立つ可能性のある、GISテクノロジー、地図層、および放射線状態の構成を数量モデル化するプロセスに必要なパラメータのデータベースを用いた地域の放射生態学モデルの作成により完了する。

方法論の検証は、ウクライナと日本の領域上にある2つの検証ポリゴンを例として行われた。入力データソースは電子地図の作成により決定され、GISテクノロジーは空間情報の処理と解析を行うように設計され、そのアプローチと要件は、IAEAの推奨と原子力発電所の放射能管理規制に対応して放射線状況を評価するためのデータベースとデータ回収システムを公式化する場合と同じである。方法論の普遍性はキーパラメータの分類子の開発により確保される。意思決定を支援する地図製作文書の作成アルゴリズムは、リモートセンシングデータと領域汚染の数値予測結果を用いて開発されている。

農地監視の最適化を決定する原則となり、対応手段を確定する基本は、原子力発電所の監視地域とその重大事故に際して影響を受ける地域全体（集水域）についての、領域区分である。領域区分の構造単位（集水域、すなわち基本地形または基本要素）は、同質の環境地域とみなされ、その中では放射性核種の蓄積濃度またはその他の放射生態学特性（表土、土壌、土地の基本的な使用方法の種類）は平均化されているものとする。この構造単位は、予測、監視、対策計画のサブシステムの統合対象とみなされ、区分方法論を普遍化し、主題地図層の重畳を可能にする。データベースは、空間スケールの全ての層上にある対象と食物連鎖の全ての栄養レベル上にある対象に関する情報を結合する。

選択した区域とその構造上の要素は、潜在的危険性、すなわち等しい土壌汚染度においてより大きな放射線量の内部被曝への寄与度に従って順位付けされる。対象の危険度は、監視、管理および対策の計画時の優先度を示す統合指数による専門家評価を経て推定される。危険度は予想結果と放射線状況監視データに基づいてさらに正確に定義される。

緊急度を伴う放射線状況を予測する一連の数値モデルは（予防的にまたは事故後すぐに）作成され、（「Mayak」発電所における）ChelyabinskおよびChornobyl事故のデータを使用して開発したモデルを含む。放射線状況の評価は、国内外の基準による予想結果を比較して行われた。

この方法論で使用されるアプローチは、優先度コンプライアンスによる対策の意図的な監視を実行可能にする。対策システムの予測、監視、管理および計画の統合は監視と農産物管理の規模を最適化し、その効果と受け取った決定の情報能力を高めるものである。

2 2014年4月の会議後における作業変更

プロジェクトへの参加者は開発された放射生態学的区分の方法論という主題に立脚しており、農産物汚染地域における放射線監視の組織化は普遍的で、いかなる領域にも適合可能かつ適用可能である。そこで、プロジェクト5953の初期作業プランに従い、ウクライナ北西部（チェルノブイリ原子力発電所と運用中のリウネ発電所の間）にある検証地域を例として、この方法論の開発に関する作業が計画された。このような領域の選択は、チェルノブイリ原子力発電所の事故後に放射性降下物が西側に残した高度汚染地域（West Trace）の形成結果として、その領域が農産物汚染の形成に対する地形の生態学的特徴の影響を明示するという事実により決定されている。さらに、プロジェクトの参加者はこの地域についての必要な放射線学情報かつ地図製作情報をすべて有している。

2014年4月の東京における会合で、ISTC/STCUの技術審査委員会は、プロジェクトの成果を、福島第一原発周辺の汚染地域内の農地の放射線監視作業と除染作業の必要性に可能な限り合致させる

ようプロジェクト参加者に勧告した。この推奨に続く作業プランに加えて、開発された方法論をプロジェクトチームが日本の領域に適合させた。一方、プロジェクトの実施中、日本側がプロジェクトチームに日本の環境状態および放射生態学的状態に関する特定の放射線学的かつ地図製作情報を提供しなかったことにも留意をいただきたい。

放射生態学的区分地域の方法論の実践用検証ポリゴンとして選択された領域は、農芸化学特性上の有意な遷移と ^{137}Cs による $1\sim 1000\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (図1) の土壤汚染度に特徴があり、福島県伊達地区にある。検証サイトは伊達市、相馬市、宮城市、福島市に帰属する地域と行政管理下の領域を含む。角度の地理座標: N - 37.934° 、S - 37.686° 、W - 140.465° 、E - 140.766° 。検証サイトの面積は 728.7 km^2 で、福島第一原発の北西に位置する。原発の場所からポリゴンの中心までの距離は 57 km である。検証サイトの多くは森に覆われた領域である。その領域内には発達した農産地がある。伊達地域の典型的な作物は米、野菜、大豆、いも、菜種、果樹である。

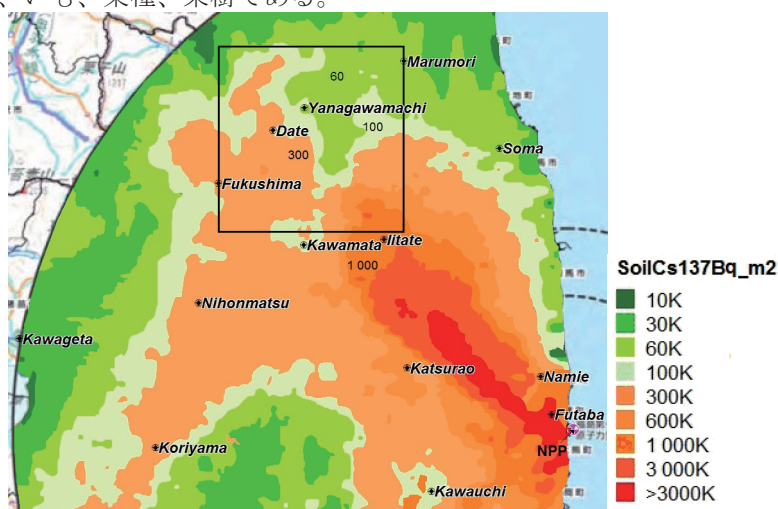


図1 福島事故後の ^{137}Cs 土壤汚染度マップ上の検証ポリゴン

プロジェクトの作業プランへのコメントに加え、福島第一原発事故の影響に対する復興作業に関して議論された、日本側の提言事項は下記の通りである。

1. 日本の「土壌 - 植物」システムにおけるセシウムの遷移予測に放射性セシウム捕捉ポテンシャル (RIP) を使用できる可能性を分析する。
2. 福島第一原発事故地域で使用でき、チェルノブイリ事故地域の農産物から ^{137}Cs を減少させるために適用された対策の実施に対する分析評価を行う。
3. 福島第一原発周辺の汚染地域に再懸濁する ^{137}Cs による作物の空気汚染の予測と評価を行う。
4. 屋外飼育時に飼料を摂取している鶏の肉や卵に対する ^{137}Cs 汚染の寄与を評価する。

プロジェクトのメンバーは、プロジェクトの海外協力者である大西教授に対して、このプロジェクトの体制内でこの問題の分析を我々に薦めてくれたことに深く感謝する。

3. 技術的アプローチ、方法、実験、理論など

3.1 放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を包括する

システムの一般的な構造

放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を包括するシステムを作成する技術とは、モデル、データベース、技術的手順の首尾一貫した組み合わせをすることであり、情報の流れを統合形成し、地図学情報システムとデータベースを利用して、放射線状況の予測および監視のタスクを実行することである。放射線状況の予測、農地の監視、農産物の放射能品質管理を行うシステムの構造を図2に示す。

包括システムは以下のサブシステムで構成される。

- **放射生態学上の予防評価および領域区分を行うサブシステム**では、領域の特徴を分析して放射生態学的区分を行うとともに、集水域地形原理を使用して、地域の危険度を3つの空間レベル(国、地域、地元)で評価する。

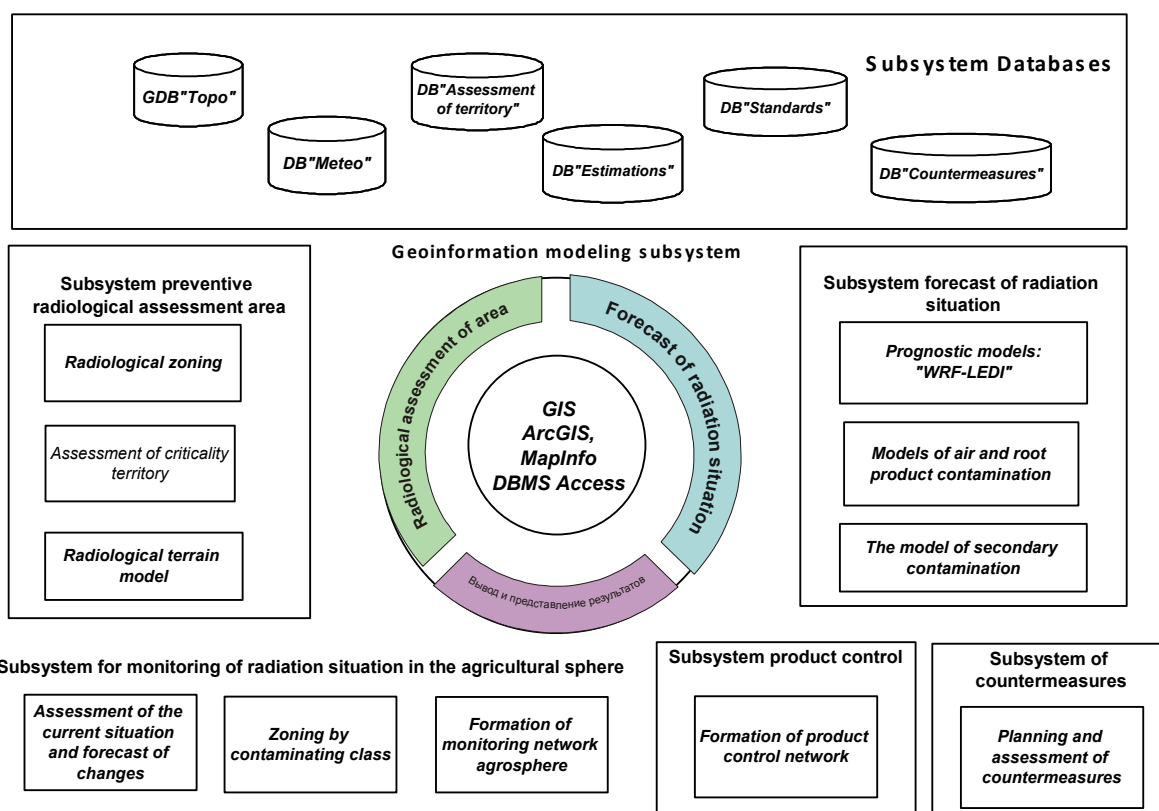


図2 放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を行うシステムの構造

- **放射線状況を予測およびモデリングするサブシステム**は、放射線事故の直後および後の段階における流出事故の影響を算出することを想定している。
- **地理情報によるモデリングを行うサブシステム**が提供するのは、
 - 「放射線状況の予想とモデリング」のサブシステムに含まれるモデルの一貫した相互作用と継続的な実行、
 - 放射線状況の空間分析と評価、地域および地元レベルでの監視ネットワークの形成、
 - 分析結果の視覚化と畑や庭の農産物汚染の予測や、GIS および DBMS の技術手順を用いた状況マップの作成である。
- **放射線状況監視のサブシステム**が実行するタスクは、農産物汚染の等級によるモデリングの結果に基づく領域区分と、監視結果の処理と視覚化を行う監視ネットワークの形成である。
- **生産品質管理のサブシステム**が提供するのは、汚染事故領域における農産物管理結果の処理と視覚化、国の基準を超えないことを目的とする管理ネットワークの計画と最適化である。
- **対策の有効性を企画および評価するサブシステム**は、原子力発電所での大規模事故の際に、汚染地域住民への放射線量が制限を超えないようにするための保護手段を最適化および最優先する経営上の問題を解決する。
- **情報データベースのサブシステム**が提供するのは、実際に入力される地図製作情報（データベース「Topo」）、大気概況情報（データベース「Meteo」）、算出された情報（データベース「Calculations」 - 異なる天気概況に対する放射性核種の搬送と蓄積をモデル化したデータ）、放射生態学的情報（領域の包括的分析と予備的な放射生態学的评价の結果）に加えて、承認された入出力データを介して標準化される多数のモデルの相互作用を持つシステムである。

サブシステムの構造と機能をさらに詳細に考察する。

3.2 情報データベースのサブシステム

このサブシステムが提供するのは、自然、地理学（地形学、支持構造の表面、傾斜角）および土壌のデータを含む放射生態学的情報で、土壌、農産物、作物、地形、集水域などについて開発および修正された分類子を使用している。3つの空間レベルにおける地図製作データベースと主題データベースの関係は集水域、地形、土壌およびGISを使用する管理部門といった要素を通じて確立される。

データベース「Topo」は、領域の気候的および地形的特徴に関する情報を含む。主な地形の特徴（土壌、河川流域、植生、地形標高、傾斜角および統合生態学コード）が、すべての地図層と2×2kmのグリッドを交差させることにより得られるベーステーブルグリッド内に集積される。ベーステーブル内に統合される情報により、個々の環境インジケータで領域を分析かつ区分できる。

大気概況データベース「Meteo」は、USAのWRFモデルを使用して得られる多数の天気予報の運用概況データと公共のサーバー（<http://nomads.ncdc.noaa.gov>）から得られる運用データで構成される。オリジナルのデータは客観的に分析され、水平および垂直方向に空間の目盛り（27および9km）が変わる（27段階）規則正しいグリッドのノードに挿入される。これらの予測データが処理され、データベース内に保管され、さらにさらに入力情報として放射線核種大気搬送モデルLEDI内に送られる。

放射生態学データベース「領域評価」は、原子力発電所における放射能事故の場合にその領域の放射生態学的状況を包括的に分析し、予防的評価を行うべく設計されている。このデータベースに含まれるのは、植生のシナリオマップで、これは土壌から植生への放射性核種の遷移因子間の関係を示す表であり、葉と根の汚染について土壌と植生の種類に対応している。さらに、土壌から植生への放射性核種の遷移因子の時間依存性を算出する表と緊急時における放射性核種（ ^{131}I 、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr ）の農作物および基本食品（牛乳、肉、根菜）内の濃度をモデリングした結果を示すマップに加えて、IAEA 基準（外部放射線量に関するOIL1-OIL3、放射性核種による汚染度に関するOIL4および食物中の放射性核種濃度に関するOIL5-OIL6）と緊急事態のタイプに対応する**領域区分マップ**が含まれている。

データ算出（モデリング）用データベース「Calculations」には、気象概況の種類と大気境界層のパラメータモデルによりモデル化された（算出された）一連の放射性核種の大気遷移と蓄積データ（11項目）が含まれる。支持構造（植生）の表面上での放射性核種の蓄積密度に関するデータや、空気中の放射性核種の活動量に関するデータ、外部放射線量の割合などにより、表が作成される。遷移と蓄積のモデルデータは、入力情報の必要性に応じて、空気および根からの放射線核種による農産物汚染の算出モデル用に処理され、モデルユニットに送られる。

データベース「Standards」には、放射線核種の環境における管理レベル値に関する国内および国外の規制、核または放射線核種の緊急事態に対応するための基準、事故の異なる段階における効果を示す対策と保護手段などが含まれる。データベース「Standards」には、空間データを統合、組織化かつ分析するための地図製作情報および主題情報の分類子が含まれる。

3.3 領域の予防的な放射生態学的評価のサブシステム

このサブシステムにより、原子力発電所の緊急事態における、生態学的因子および放射生態学的因子による領域の評価、最も危険な地域の認識、人体被曝の危険レベルの形成が可能になる。集水域地形の原理と、起伏地図の使用、集水域、支持構造表面、土地の使用法などによる領域の特徴分析に基づいて、領域の生態学的特徴を決定する自然因子、基本地形タイプ、土壌タイプ、支持構造表面タイプおよび植生タイプが選択される。伊達地域の検証サイト用にマップ群が作成された（図3）。

集水域領域の放射生態学的特性を評価するため、各集水域の土壌タイプが「土壌-植物」システムにおける放射線核種遷移の特徴に応じてグループ化される。領域の危険性は複素積分指標を用いて評価され、この指標は各因子の格付けと重要度を用いて専門的に推定される放射生態学的因子と生態学的因子の総和である。重み付けされた生態学パラメータの総和としての積分指標は、国、地域、地元レベルの集水域マップにおいて選択された対象物（各集水域内の同じ土壌タイプの）を類型化するために算出される。このサブシステムの出力は、領域の危険度評価を伴う主題地図と、3つの空間レベル用に算出される積分指標付き対象物の最も危険な組み合わせ表である。

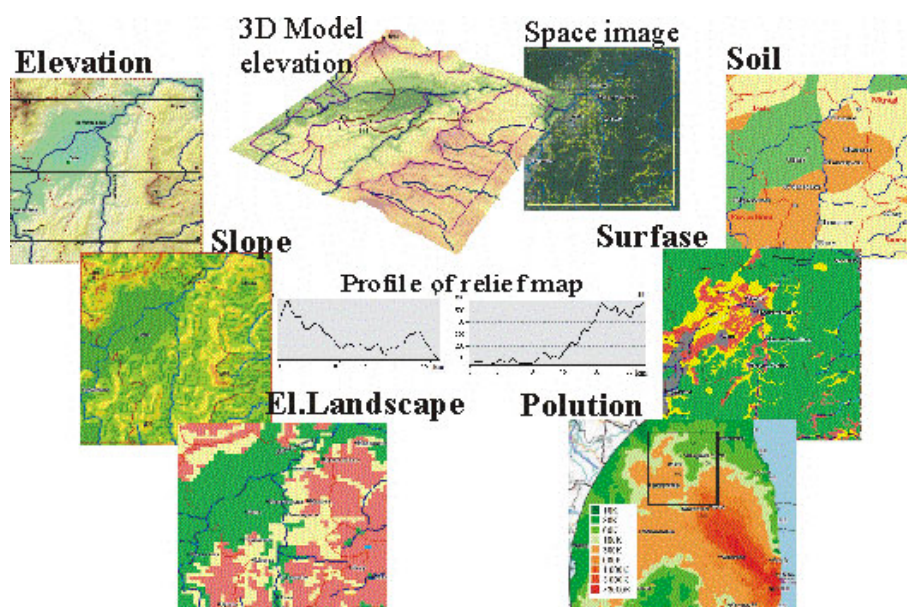


図3 検証サイトを放射生態学的に評価するための基本的な地図製作層

図4 に、領域の危険度評価を伴う放射生態学的区分の結果を提示する。

放射生態学的区分の結果は同種と類型化される対象物の選択であり、対象物には「集水域 - 土壌 - 地形 - 土地使用」などの統一コードが割り当てられ、適切な空間規模の集水域内にある地形の任意の等級において同種の土壌 (植物) 単位的位置を決定する。統一コードは主題情報の地理参照として電子地図に使用され、異なる空間規模への移行と異種データの複合分析を可能にする。

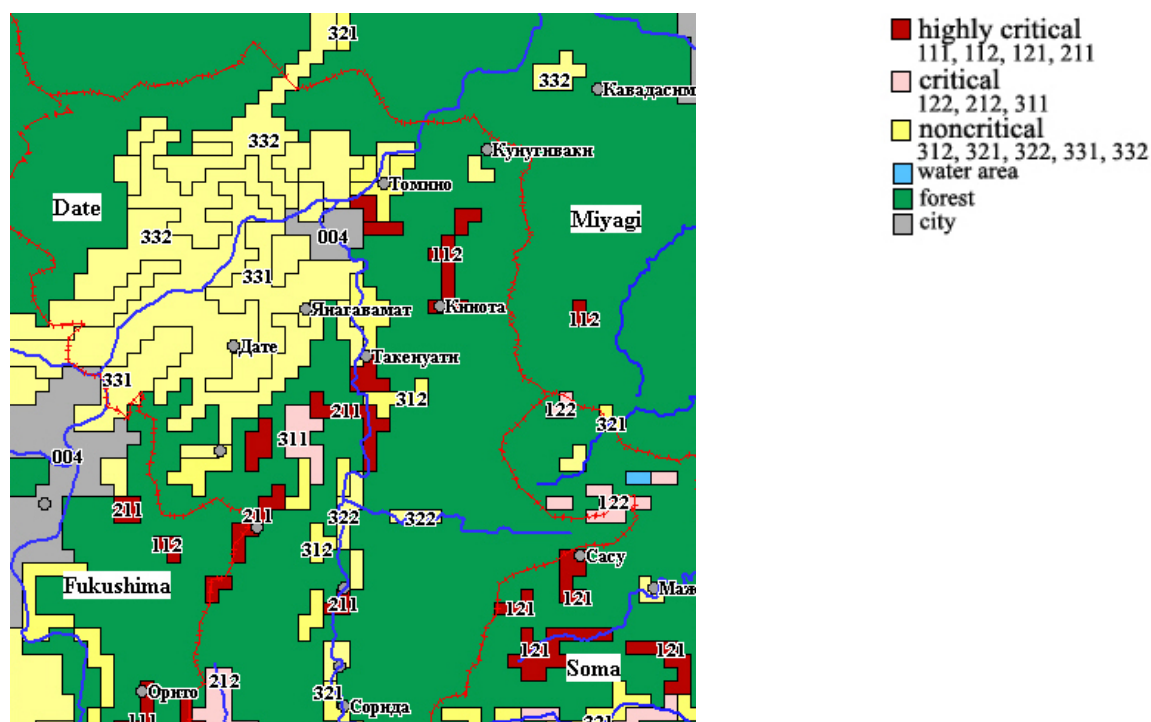


図4 選択した地域の汚染危険度評価を伴う検証サイトの包括的な放射生態学的区分マップ

予防地域の放射生態学的評価の結果は、データベース「領域の評価」に統合され、放射生態学的領域モデルの作成や、放射生態学的状況の進展を予測する多くのシミュレーション、緊急時における監視ネットワークの企画に使用される。放射生態学的領域モデルは、グリッドの各セルが自然と地理 (緯度、経度、地形標高、傾斜角、基本地形のタイプ、指示構造表面のタイプ、集水域コード、土壌タイプおよび植生など) および生態学パラメータ (使用する特徴の加算貢献度に基づく評価数と総積分指標、放射性核種の土壌から植物への遷移因子、土壌の農芸化学的特性など) によって特徴づけられている正規グリッドの形状をした表または地図層である。

3.4 放射線状況を予測およびモデリングするサブシステム

このサブシステムは、以下のタスクを実行する:

1. 原子力発電所の事故時に放出される放射性物質の空気搬送と蓄積を、LEDI地域モデルを使用して算出する。LEDIモデル用の気象情報は多数のWRF気象予報モデルから得る。
2. 事故の直後におけるAeralPlantモデルを用いて、農産物の空気汚染を評価する。
3. 「土壌-植物-生産物」システムにおけるSoilPlantモデルを用いて、農産物の地中汚染を評価する。
4. 飼料から動物および畜産物への放射性核種の遷移モデルを用いて、畜産物の汚染を評価する。
5. 農産物の二次汚染 - 植生への再懸濁と蓄積のモデル。

このモデルは、大きな一連のフィールド実験において、実験的に根拠づけられ、パラメータ化されており、チェルノブイリ原発および福島原発の事故後のデータに基づいて検証されている。

使用するモデルはすべて入力データと出力データが一致している。主題となる空間情報は、包括的な「生態学コード」(集水域コード、土壌コード、地形コードおよび植生コード)と地理座標を伴う独自のセル番号を用いて、すべて電子地図とリンクしている。入力データは、タスクの範囲に応じて目盛りの異なる規則正しいグリッドのセル内に提示され、国レベルではグリッドの目盛りが2km、地域レベルでは500m、地元レベルでは250mである。モデルを相互作用させるため、データを異なるフォーマットに変換する技術手順が開発され、さらに情報をジオコーディングする - 情報を地図層に変換する手順が開発されている。コード化した情報を統合し、分類子を作成し、グリッドを使用(グリッド-データ)することにより、主題である地図製作データベースの相互作用を確保できるとともに、建造物状況マップを伴うGISモデリングが実行可能となり、深刻な事故の際に人体の放射線量を減らすための予防的対策を決定できる。

3.5 地理情報によるモデリングのサブシステム

このサブシステムが提供するものは、すべてのサブシステムの一貫した操作で、得られた結果を統合して、評価、分析および放射生態学的状況のモデリングを行う。このサブシステムは、以下のタスクを実行する。

- 放射線状況を3つの空間レベルすべてにおいて分析および評価
- IAEA 規定と国の基準に従って領域を区分
- 監視ネットワーク形成のタスクに応じて領域を分級

異なるプログラム(監視、モデリングおよび予測)を時間と場所の異なる手順で行うことにより得られる様々な情報の包括的分析が、方法論とプログラミングの統合に基づく情報の組織化のもとで可能になる。GIS ArcGIS、MapInfo、SurferおよびDBMS Microsoft Office Access を用いて地理情報によるモデリングのサブシステムを確立することにより、モデルデータの処理と分析が可能になる。とともに意思決定用の状況マップと表形式の資料を準備することができる。

住民生活の可能性という観点から領域の評価を行うことは、放射線監視の分野に帰属する。農地監視は地方公共団体の決定により生活や農業が許可された地域においてのみ行われる。必要に応じて、立入禁止区域での監視が特別な規制により行われなくてはならない。

3つの空間レベルにおける放射線状況の評価は、土壌汚染と農産物汚染を国際基準および国内基準に照らして行う。

領域区分は、まず数値モデリングの結果に基づいて行われ、次に監視データを使用し、外部放射線量と支持構造の表面に蓄積する ^{131}I 、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr のデータを用いたIAEA OIL1 - OIL3の基準に対応する。

植生の空気汚染と植物生成物(自生および作付けされた草、野菜、根菜)や主食品(牛乳、肉、パン)内の放射性核種濃度の算出と評価は、GIS MapInfoにより事故の直後(OIL6)に行われる。

事故直後の農産物汚染を予想するため、AeralPlant植物空気汚染モデルが使用されている(Prister, 1975年、2008年)。既存モデルとの主な違いは、このモデルが大きな一連のフィールド実験により実験的に根拠付けされたことである。このモデルの主要パラメータは、チェルノブイリ原発および福島原発の事故後に得られたデータに基づいて検証された。

蓄積経過時間 t のときの植物バイオマス内の放射性核種濃度は、公式(1)を用いて算出された。

$$C(t) = \sigma \cdot PF \cdot (a_1 \cdot e^{-0.693 \frac{t}{T_1}} + (1 - a_1) \cdot e^{-0.693 \frac{t}{T_2}}) \quad (1)$$

ここで、 $C(t)$ は蓄積 (Bq kg^{-1}) 経過時間 t のときの植物バイオマス内の放射性核種濃度であり、 σ は放射線核種の汚染度 (kBq m^{-2}) である。PF は植物内の放射線核種濃度と放射線核種による土壌汚染度の比例因子である。 t は蓄積経過時間 (日単位) である。 T_1 と T_2 は、植物の放射線核種の半減期 (日単位) で、放射線核種が除去されやすい存在形態と除去されにくい存在形態の場合に対応しており、 a_1 –部分は除去されやすい存在形態の場合にあたる。

AeralPlant モデルを用いて、福島第一原発事故に起因する葉物野菜と牧草の ^{137}Cs 汚染を算出した (図 5)。この目的のため、 ^{137}Cs 土壌汚染度マップと事故直後用の作物配置シナリオが使用され、その際放射線核種蓄の農産物内における蓄積密度と比放射能の間の比例係数 PF が割り当てられた。

モデリングの結果によると (図 5)、事故後の最初の数日は、選択したポリゴン内にある葉物野菜内の ^{137}Cs の濃度は高く、 $120 \sim 6\,000 \text{ kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$ に達した。緊急時の介入操作レベル OIL6 (IAEA, GSG-2) $2 \text{ kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$ である。すなわち、事故後の最初の数日におけるモデリングによると、葉物野菜の汚染は、検証ポリゴン地域内で OIL6 を 2 桁～3 桁上回る規模である。

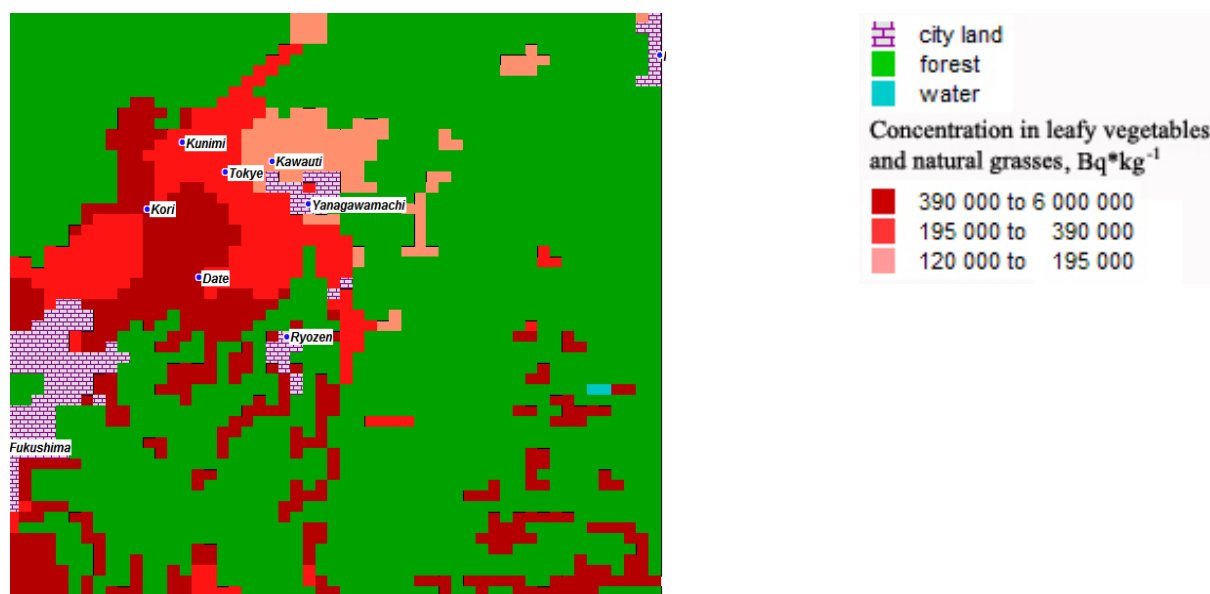


図 5 福島第一原発後の放射能漏出による検証ポリゴン上の葉物野菜と自生の草の ^{137}Cs 空気汚染の算出

分析用に選択された領域内に自生する草の ^{137}Cs 濃度も、数百、数千、数百万ベクレルに達した。日本の乳牛の食料が粗飼料需要の 30%を含むとしても、この地域で飼料となる草と乳牛が食べる草がもたらす牛乳の汚染は甚大なものとなる。1 日の草の使用料が $10 \sim 15 \text{ kg}$ とすると、約 $1\,200 \sim 60\,000 \text{ kBq}$ が家畜の体内に入り、そのうちの約 1%の ^{137}Cs が 1 リットルの牛乳内に移行した。このため、牛乳内の放射線核種濃度が $12 \sim 600 \text{ kBq} \cdot \text{l}^{-1}$ に達することができ、これは OIL6 よりも著しく高い。これにより、生乳に類する状態で消費される牛乳としての使用の可能性を削減し、 ^{137}Cs が消滅するまで長期間保持できる製品への加工が必要となる。この計算により、日本の専門家に事故直後数日の牛乳内の ^{137}Cs と ^{131}I の濃度を再構築することを推奨でき、人的被曝を防ぐための監視および管理データがなくても、事故直後の 10～14 日間については牛乳の摂取禁止や葉物野菜の使用禁止を推奨することの正しさを裏付けることができる。

植生の空気汚染のモデリング結果を検証するため、我々は福島第一原発の事故により汚染された領域における放射性物質の公式な監視データであり、IAEA 用に準備された、FMD データベース (日本の文部科学省) を使用した。原発から異なる距離にあり、土壌汚染レベルの異なるいくつかの地点で、葉の中にあるヨウ素とセシウムの放射性核種を測定しているデータがある (図 6)。

データベース内で $100 \sim 300 \text{ kBq m}^{-2}$ の放射線核種による土壌汚染を提示したモニター地点の 1 つである en2_8 は、検証ポリゴン領域上にある。他の汚染レベルの領域におけるモデリング結果を検証するため、検証ポリゴン近辺のモニター地点が使用されており、これらは ^{137}Cs による土壌汚染度 $60 \sim 100 \text{ kBq m}^{-2}$ (en2_4 地点) の等値線と $600 \sim 1000 \text{ kBq m}^{-2}$ (2_1 地点) の等値線の間にある。図 7 は、福島第一原発事故後における葉物野菜の ^{137}Cs 汚染の変動を示すとともに、他の 3 つのモニター地点 (放射性ヨウ素の測定が可能な) における葉物野菜の ^{131}I 汚染の変動を示す。

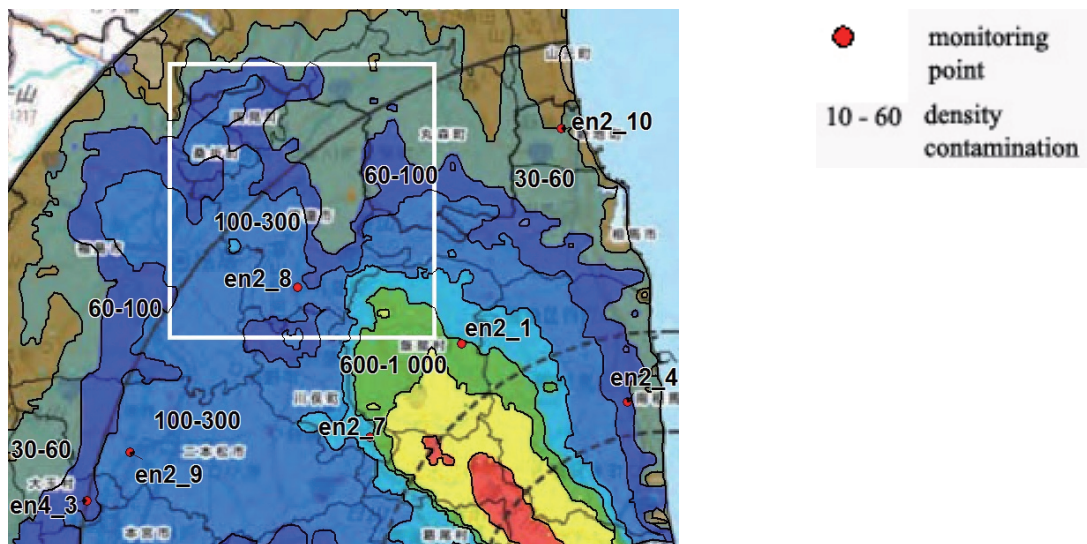


図6 福島第一原発事故後の検証ポリゴン内または近辺にある土壌と葉物野菜の汚染モニター地点

事故後わずか7日目に植生の汚染モニターが開始された。図7は、葉物野菜内の放射線核種濃度がAeralPlantモデルで得られる値に近い $15\sim300\text{ kBq m}^{-2}$ の値に達した日にちを示す。このように、事故直後においてはモデルの放射線状況と実際の放射線状況は十分に合致する。

その後農産物内の放射性核種濃度は急速に経時減少し、最初の1週間で基準の約10倍になったが、それでもこの時点では基準よりかなり高かった。

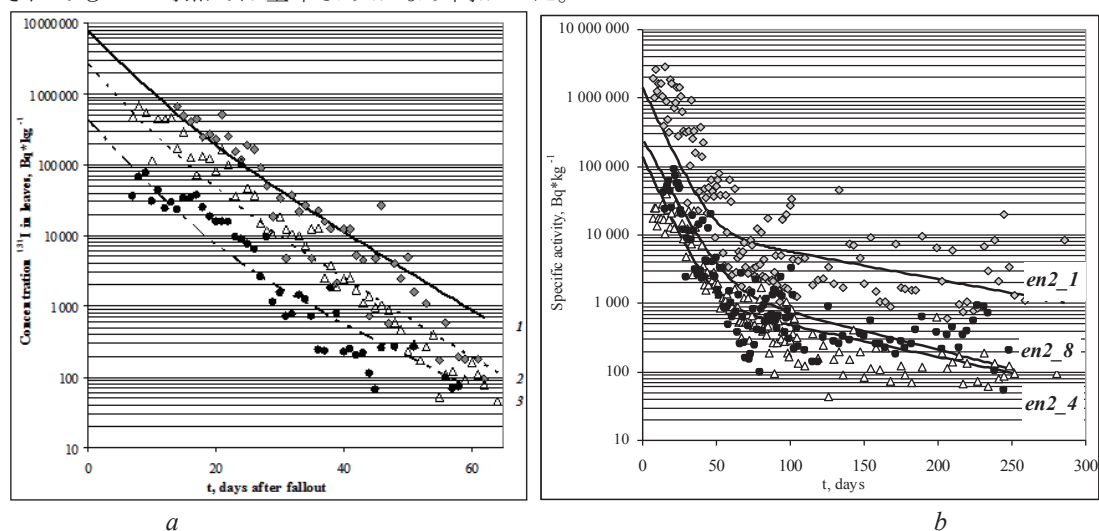


図7 モニタリングデータ (モニター地点) と植生の空気汚染モデル (Prister、2008年) に対応する福島第一原発事故後の葉物野菜の汚染の変動 (曲線):

a - モニター地点en_2.7 (1)、en_2.6 (2) およびen_2.3 (3) の ^{131}I

b - モニター地点en_2.1、en_2.8およびen_2.4の ^{137}Cs

図7でわかるように、2つの指数曲線は汚染変動を十分に概算しており、植物の空気汚染による放射線状況の評価と予測にAeralPlantモデルを使用できる可能性を示している。事故直後にモニタリングを構成および実行する場合、農産物中の放射性核種濃度の変動を考慮に入れなければならない。このモデリングに対応して野菜や草が高い ^{131}I 濃度を示したことと、実際の管理データが福島第一原発事故後の人体甲状腺における被曝線量再構築問題の調査を引き起こすことに再度注目すべきである。

放射能事故経過の半ばおよび終わりの段階では、根から取り込まれる放射性核種による植物汚染が引き起こされる。作物生産における汚染のシミュレーションにはSoilPlantモデルが使用されたが、これはチェルノブイリ事故後の科学的な農芸化学モニタリングのデータベースを作者が集約しそれをもとに開発したモデルで、16種類の作物の収穫における4タイプの土壌からの ^{137}Cs 遷移について3,000を超える因子がある (Prister 他、2003年)。

^{137}Cs の農作物中の濃度は公式 (2) を使って算出される。

$$SA(t) = \sigma \cdot TF(0) \cdot \left\{ \frac{k_1 - (2 \cdot k_2 + \frac{k_3}{2})}{k_1 - k_2} \cdot e^{-(k_1 + \frac{k_3}{2}) \cdot t} + \frac{k_2 + \frac{k_3}{2}}{k_1 - k_2} \cdot e^{-(k_2 + \frac{k_3}{2}) \cdot t} \right\} \quad (2)$$

ここで、 SA は植物中の比放射能 $Bq \cdot kg^{-1}$ である。 $TF(0)$ は土壌から植物への放射性核種の遷移因子で、蓄積時間に対して推定される。 k_1 、 k_2 、 k_3 は放射性核種の収着定数 - 土壌からの脱着率 - 各土壌タイプの吸収複合体である。

分析的に記述された土壌特性への TF 依存に基づいているという理由で、このモデルは既知のモデルと根本的に異なっており、土壌の農芸化学的特性 Sef (Prister, 2002年; Prister 他, 2003年)の複素パラメータ値により定量化されている。このパラメータは土壌の形成プロセスの段階を反映する土壌特性、すなわち塩の pH 、有機物や腐植土の内容、吸収能や吸収された塩基量などに基づいて算出される。 Sef は互いに直行するベクトル、すなわち土壌特性を次元とする3次元空間の横断面として定義される。

遷移因子のパラメータ Sef に対する依存性は公式(3)により記述される。

$$TF_{Sef} = TF_0(0) \cdot e^{-\lambda \cdot Sef} \left\{ (1 + 0.031 \cdot \ln(Sef)) \cdot e^{-0.31 \cdot (1 + Sef) \cdot t} + (-0.031 \cdot \ln(Sef)) \cdot e^{-0.055 \cdot (1 - Sef) \cdot t} \right\} \quad (3)$$

福島を検証サイトにおける農産物中の ^{137}Cs 濃度の算出は、最悪のシナリオに対して行われ、土壌汚染度(土壌汚染マップに対応する)が最大の場合と各土壌タイプのパラメータ Sef が最小の場合の組み合わせである。土地使用に関する実際の情報がないため、我々はキャベツが居住地村落(庭のある村)の地域内で栽培されるというシナリオを選択し、傾斜角3度未満の地形上にキャベツ、傾斜角が3度を超える斜面にはキュウリが配置された。草、ソバおよび大豆は等しく耕作地に配置された。事故後1年以内の検証ポリゴン位置における ^{137}Cs 農産物汚染の算出結果を、提案された栽培シナリオごとに図8と図9に示す。

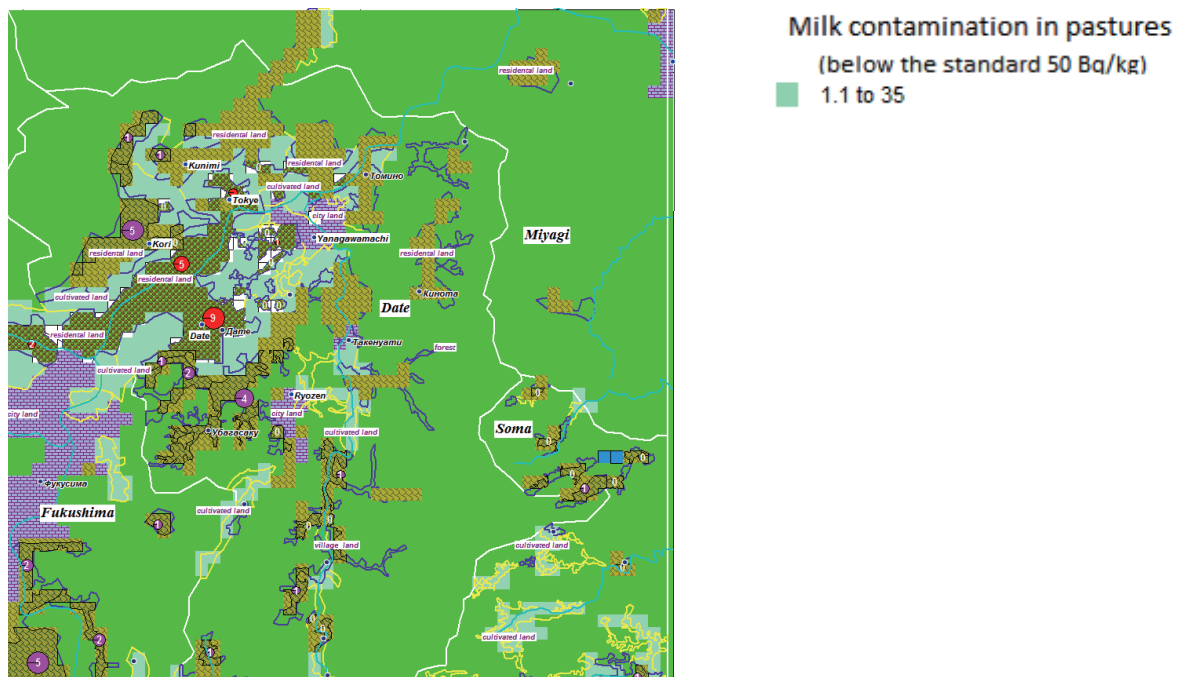
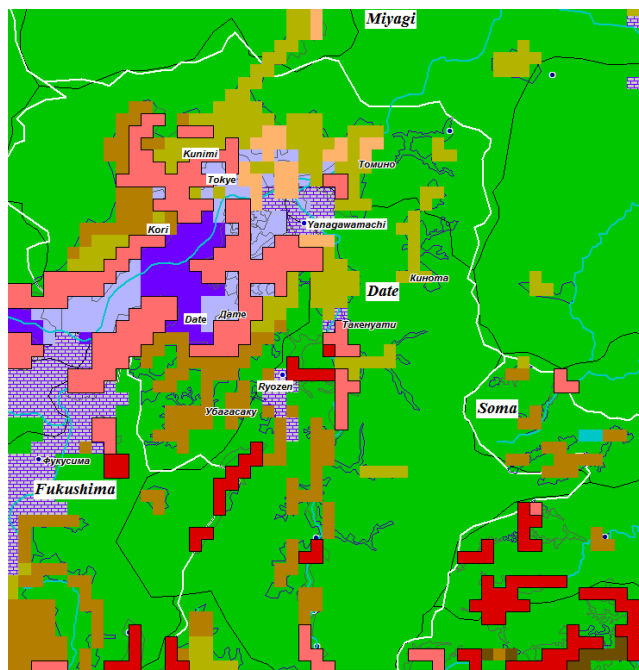


図8 事故後1年以内の検証ポリゴン内にある耕作地の牛乳および居住地村落の野菜に対する ^{137}Cs の汚染状況

図8が示唆するのは、事故後1年以内の牛乳の ^{137}Cs 汚染の予想値は、根を通じて引き起こされる草の汚染が限界レベル $LL = 50 Bq \cdot kg^{-1}$ より低い場合、 $35 Bq \cdot kg^{-1}$ を超えないということである。従って、事故から1年後の検証ポリゴン内にある汚染された牧草地で育った雌牛から得られる牛乳の算出値は、放射性セシウム汚染に関する日本国の基準に適合する。これは、長い目で見れば牛乳の汚染濃度は LL を超えないことを意味する。

図8と図9に、作物の汚染濃度を国の基準 LL と比較して表示する。牛乳を除くすべての作物について、農産物中の ^{137}Cs 数字は、 $0.7 LL$ 以下、 $0.7 LL$ から $3 LL$ 、 $3 LL$ 以上の範囲を提示する。このアプローチは、モニタリングと予防的手段の導入をさらに組織化するという観点により選択されている。



Contamination soybean 1 year after accident
Bk/kg. Conservative prediction. Cultivated land

- 300 - 2 570 ($>3^*PL$), very critical
- 70 - 300 ($0.7-3^*PL$), critical
- 40 - 70 ($0-0.7^*PL$), not critical

Contamination cucumber 1 year after accident
Bk/kg. Conservative prediction. Residential land

- 300 - 303 ($>3^*PL$), very critical
- 70 - 300 ($<0.7-3^*PL$), critical
- 17 - 70 ($<0.7^*PL$), not critical

Contamination cabbage 1 year after accident
Bk/kg. Conservative prediction. Residential land

- 70-94, ($<1^*PL$), critical
- 18-70, (0.7^*PL), not critical

Type of land where product
contamination assessment was not carried out

- city land
- forest
- water

図9 検証ポリゴン内にある耕作地の大豆および居住地村落の野菜に対する事故後1年以内の ^{137}Cs 汚染

大豆およびソバは ^{137}Cs の汚染が最も高く、化学的にセシウムと類似のポタシウムの濃度が高いという特徴がある。広い地域で放射性核種の濃度は $70 \sim 300 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ かそれ以上の場合さえある。キャベツについては、 $70 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ を少し超える値が得られた。

ウクライナの検証サイトの場合、植物中の ^{137}Cs 濃度と土壌汚染度は、地形上のどの場所であるか、土壌タイプは何か、作物の種類は何かによって決定される。土壌汚染度を考慮に入れると、これらの農産物中の ^{137}Cs 濃度について、最も高い値が観測されたのは褐色森林土上で、最も低い値となったのはフルビゾル上である。 ^{137}Cs 濃度の値が $0.7 \text{ LL} \sim 3 \text{ LL}$ の範囲になる地域では、(土壌と植物の汚染評価を統合した) モニタリングと管理 (対応する要素を持つ区分内における作物中の放射線核種濃度の評価) を行うことが必要である。

図8と図9が示すシミュレーション結果を検証するため、検証地域用農産物内の放射性核種濃度を管理するIAEAデータベースからのデータを使用した。図10に算出に使用した福島県伊達地区における土壌汚染と土壌タイプの概略マップを示す。図11と図12に、伊達地区の2つの集落 (元村と富野) における大豆の管理データと長沼とSirakawa Oja集落におけるソバの管理データをモデリング結果と比較して提示する。

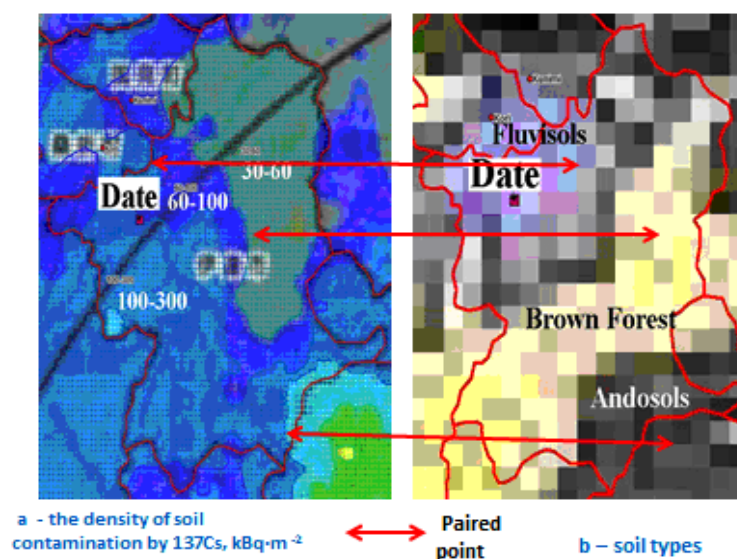


図10 福島県伊達地区における ^{137}Cs 土壌汚染と土壌タイプの概略マップ

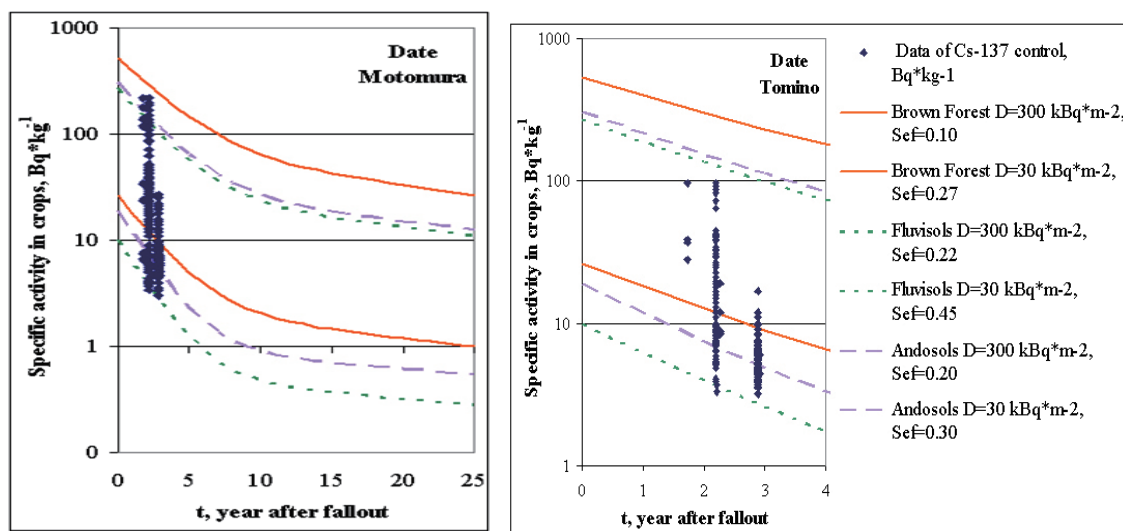


図11 異なる土壌タイプと福島県伊達地区における典型的な土壌汚染度レベルの組み合わせに対する大豆の ^{137}Cs 汚染変動の予想値（曲線）および福島第一原発事故後に得られた管理データ（ポイント）

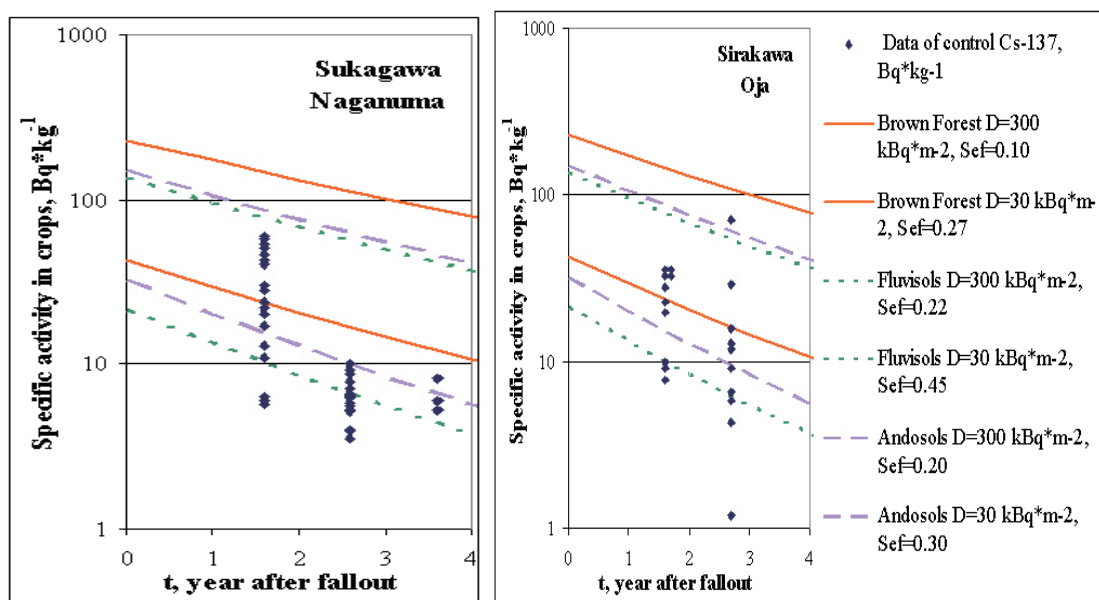


図12 異なる土壌タイプと福島県伊達地区における典型的な土壌汚染度レベルの組み合わせに対するソバの ^{137}Cs 汚染変動の予想値（曲線）および福島第一原発事故後に得られた管理データ（ポイント）

管理データの変化は非常に重要で（25倍を超える場合）、領域の生態学的特性の影響と ^{137}Cs の汚染度に起因する。事故後1年間富野で継続された管理のデータによると、大豆内の ^{137}Cs 濃度は $100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ を超えなかった。汚染度と土壌汚染特性において注目すべき変化が見られ、このことは管理データでも確認されている。農産物内の ^{137}Cs 汚染はオーダーレベルの範囲で変化するが、基準よりかなり低い場合が多い。しかしながら、伊達地区のいくつかの集落周辺では、大豆やソバにおいて基準を超えることが数回あり、最大値の $300 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ は予測値および最も信頼できる値と一致し、これは最も高い土壌汚染度が植物の生長特性に最も不都合である場所で（褐色森林土）観測された値であった。検証サイトの境界では濃度がより高い値になる可能性がある。農産物中の ^{137}Cs 濃度が最も低くなるのは、低い土壌汚染度に最も高い農芸化学指標が結びついた場合である。その効率を高めるためには、農産物管理の計画を立てなくてはならない。すなわち、土壌汚染度の空間的分布とその特性を考慮に入れることと同時に、同じ場所の異なる時刻における管理用の代表サンプリングを予測し、放射性核種移行因子の変動を評価しなくてはならない。

南に1～2km離れた場合の予測結果として、富野村の西側では放射性核種量がさらに極めて高い上記の作物が生産される可能性を実証し、北については予測結果によりデータ管理が確認される。従って、正確にどの領域からの生産物が富野村で管理され、同様に明らかにすることが重要である

元村（伊達の近く）周辺では、管理データに基づく大豆内の ^{137}Cs の濃度が約半分のサンプルで基準を超えた。予測算出結果はこの地域の管理データと一致する。図11によると、農産物中の放射線核種の濃度は蓄積後時間とともに減少し、早くも7年後には大豆が基準を超える ^{137}Cs を取得する可能性が小さくなる。従って、監視と管理の規模を計画する際は、予測データと農産物のセシウム汚染の変動を考慮に入れる必要がある。

植物汚染の予測において、地域の生態学的特性と土壤汚染レベルの組み合わせが最悪となる場合のシナリオが使用されてきたことと、最も広範囲の濃度が提供されていることは重要視されなければならない。その場所についての実際の情報を持っている場合、算出される農産物の汚染レベルの範囲はさらにせまくなる。数字の分析により、土壤と汚染度の異なる領域で作物を育てると、ほぼすべての起こり得るシナリオが真実となった。基準を超える場合があってもそれを避けることは可能で、なぜなら土壤タイプと汚染度（図11および図12の破線参照）の組み合わせを選ぶことにより、 ^{137}Cs の濃度が基準を下回るようにすることができるからである。このプロセスは、作物が受容する ^{137}Cs の量を $100\text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 未満にできる「土壤タイプ - 汚染度」の組み合わせが可能な地域に特定の栽培作物を植えることにより管理されることが必要である。もう一つの方法は、土壤特性と作物の生物学的特徴に基づく農芸化学対策を行うことである。

この研究では、根を通じて放射線核種を摂取することに起因する農産物中の放射線核種の濃度に左右される放射線障害により区域を選択することが提案されている。プロジェクトの期間中、我々は（危険度の）基準を超える濃度の比率により区分けする原理を適用し、以下の区分を確認した。

- 濃度が基準の0.7 未満（放射能品質管理下で農産物を使用可能）
- 濃度が基準の0.7～3.0の範囲内（厳しい放射能管理下で放射線核種の蓄積効率を1/3に抑える対策を強制的に使用する区域）
- 濃度が基準の3倍を超え、単一の対策の導入では基準まで下げられない - 農産物を加工しないで消費することは禁止されている
- 濃度が基準の3～5ないし10倍で、複合された継続的な対策ないし生産効率の高い手段が適用できるかどうかにより左右される（根本的な牧草の改良、牛乳をバターに加工するなど）

選択された区域とその間の数は、特定の状況、すなわち国の規制要件、対策の適用の可能性、可能な監視規模などにより変わることがある。我々は管理を最適化するための一般的なアプローチとアルゴリズムを考察する。事故の経験からわかるように、監視と農産物管理の組織化が最も難しくなるのは、深刻な緊急時で、放射線吸収量の形成において最も重要である。そのため農産物の監視と管理の最適化の問題が、特に小さな農家では非常に重要となる。福島第一原発事故はチェルノブイリ核災害から25年経っており、その間に放射線監視サービスの技術装置のレベルは大きく向上した。日本は、世界の経済主導国の1つであり、基本的に緊急時対応に対するより高いポテンシャルを有するにもかかわらず、突発的要素が非常に克服しがたいものである。このため福島第一原発地域における監視は少し開始が遅れた。

人の甲状腺への過剰暴露を防ぐため、予測により ^{131}I の濃度が基準を超えている地域では、そこで作られた生の薬物野菜、全乳、乳製品の消費を制限または禁止することが提案されている。この禁止は管理や事故後の操業監視に基づいて撤廃されることになっている。農地監視プログラムの第一歩として、最も不十分な測定器を使用している場合でも、農産物の汚染レベルを明らかにすることが目標とされなければならない。従って、監視と管理の組織化を予防のために準備すること、特に情報量の少ない汚染区域において、ネットワーク形成により放射線状況の評価を説明する原則とガイドラインを作り出すことは、事故のネガティブな影響を減らす上で重要な役割を果たす。

サンプル数を減らすことは、組成内に含まれる個別のサンプル数を増やすことにより平均サンプルの代表性を高める結果を伴う。優先度は、特に初期において、放射能汚染された領域内にある地域に与えられなければならない、その地域は危険度に応じた予防的準備の工程で危険であると評価されなくてはならない。監視および管理のサブシステムから実情報が得られる限り、危険度評価とネットワーク形成を修正していかなくてはならない。

3.6 農地における放射線状況の監視、製品の品質管理および対策のサブシステム

放射線状況監視のサブシステムでは、以下のタスクを実行する。

- 予防のための領域評価（潜在的危険性）および入手できる生産物汚染監視データ（顕在化した危険性）に基づく、事故の2つの段階に関する監視と生産管理のネットワーク形成、

- 最適化のための、生産物内の放射性核種の特定の活動の程度による領域の分け—もっぱら、領域の危険区域に注意を払うこと
- 形成された監視ネットワークから得られる結果に基づく、主題地図の形での解決策の視覚化

監視ネットワークの形成 (監視サンプルの数とその空間分布) は、プロジェクト5953のテクニカルレポートT04に記載のアルゴリズムを使って行われる。利用可能な監視の総量 (与えられた時間内に選択し計測することのできるサンプル数) は、監視対象の間に分布する。監視の特定の対象、すなわち区域、居住者人口、将来の農業生産での使用可能性など、を特徴付ける加重係数法を使用する。監視の最適化は、決定—対策の実施—に際してタイムリーに情報を得るためのキーである。

監視システムと制御システムの主な違いは、前者がテクノロジーと生産の条件—土地の位置、土壌の種類、景色の状態、土壌汚染濃度、汚染したときにサンプリングした植物の生育段階など—の評価を含むことである。それは、どんな要因がサンプルの汚染レベルを決定するか—の結論を導き出すのみならず、必要な対策の選択の正当性をも与える。あるレベルの汚染の原因を理解することにより、継続する監視のもと、目的をもってサンプリングの場所を決定することができるようになる。

生産物の品質管理サブシステムは、生産物が国の基準を満たし、食品とすることができるかどうかを決めるために、生産物の状態にかかわらず、生産物内の放射性核種の実際の内容を評価するタスクを設定する。品質管理には、国際的手順あるいは国内での手順が使われる。品質管理のための生産物のサンプリングは、生産地、および受け取り、販売および処理の過程のりょうほうで行われる。品質管理のためのサンプリングにあたっては、農地を適切な区分け地域のデータベースにインプットし、この地域の境界内の放射線状況の査定に利用するために、農地を登録することが重要である。サンプリングのルールは事故発生時に関係機関が制定した、それぞれの法律に従うこととする。

対策のサブシステムは、開発プログラムに従って実施された必須の監視とともに、実施 (対策実行前後の監視と汚染制御) のあとの計画プログラムと対策の効果の評価を含む。対策は、その効果が、生産物内の核種の濃度の超過の割合が基準に合致するように選ばれる。個々の対策の効果が不十分な場合は、続いて一連の計測を行う必要がある。

監視の方法論的側面がきわめて重要である。土壌と植物のサンプルと場所とを関連付けることが非常に重要である—植物と土壌の平均的サンプルは、同じ区域 (その大きさに係らず) を代表するものでなければならない。本プロジェクトで開発されたシステムでは、「土壌—植物—動物—ヒト」の食物連鎖の異なる栄養レベルにおける、地域内の情報は、池、基本的な景色とその要素、土地で使用する物体といった生態学的座標によって区分けされ、すべての情報層が等しくなる地域区分けネットワークによって結合される。データベース各層の情報は、それぞれの区域の対象のセルに集められる。各層を水平方向に分析すると、景色の要素間の、水と風による放射性核種の遷移の程度の空間分布のパターンを特定することができ、垂直方向に分析すると、食物連鎖のあるレベルから次のレベルへの放射性核種の移動の法則がわかる。

このようにして、集中データ処理と分析の原則、および汚染地域の自然的、地理学的特性により決まるモデルと新しい情報機器 (GIS、データベース) 一式を使った農産品の監視と制御のネットワーク形成を伴う放射線状況の予測が開発、実施された。

3.7 放射線状況予測、農地監視および生産物放射の質管理の総合システムの機能図

システムの構造を、図13に図示する。

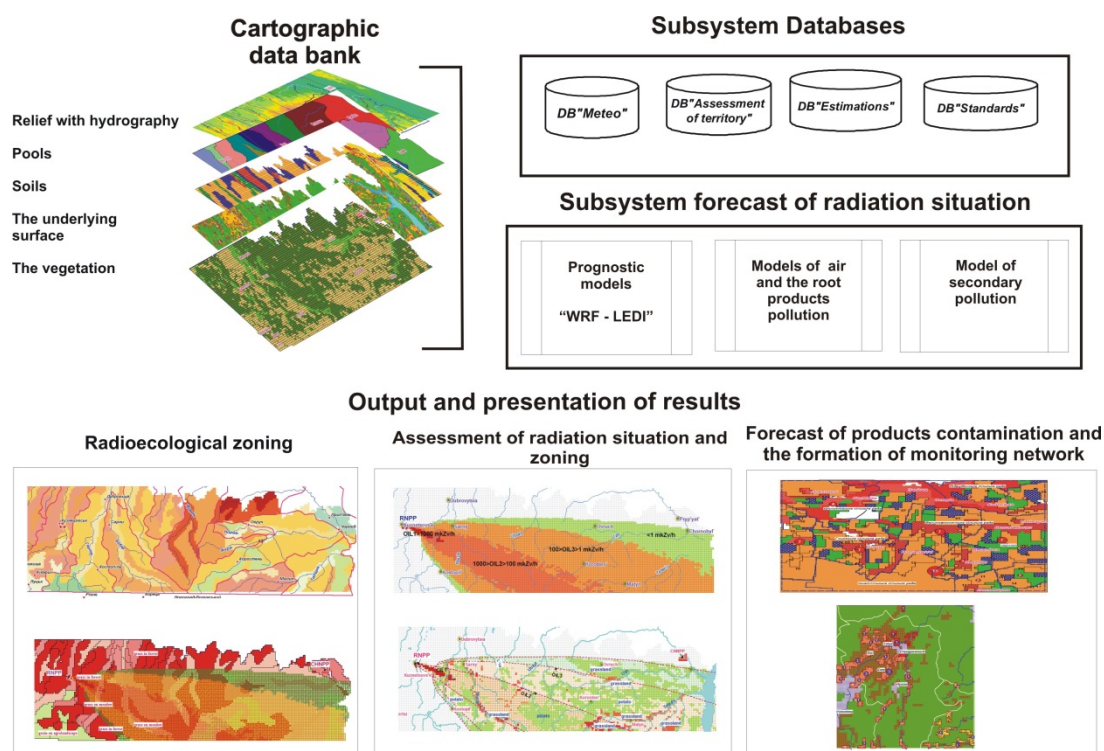


図13放射線状況予測、農地監視および生産物の放射の質管理の総合システムの機能図

4 結論

1.問題の分析は、原子力発電産業と電力会社で生じたすべての重大な緊急事態—チェリャビンスク（ソビエト連邦）、ウインドスケール（英国）、チェルノブイリ（ソビエト連邦）、福島（日本）—の結果、かなりの人口が暮らす広大な農業集中地が放射能汚染にさらされたことを示している。これらの事故は、農業の緊急事態として認識された。同時に、緊急事態後の農地監視の法律は、現在に至るまで存在しない。原子力発電所での重大な事故発生において、既存の環境放射線制御のシステムの情報は、放射線量のプロセスを管理し、農地で適切な対策を適切な時期に実施するためには不十分である。

放射線状況形成の主要要素として、外部放射線量の割合と土壤汚染の濃度は、異なる質の土壤に対して蓄積濃度が等しい場合の内部線量が2倍に達し得るにも係らず、土壤の特質と陸域環境の特徴は考慮されないままとなっている。

2.長期間（チェルノブイリ事故から30年）にわたって汚染された農産物を食べたことによる内部線量は、住民全体の放射線量に対して甚大で、場合によっては決定的な寄与となる可能性がある。しかしながら、農地における放射線状況の評価は監視の主要タスクとして強調されることはなかった。

プロジェクトの実施過程において、原子力発電所の領域で起こりうる緊急放射線の影響を監視するシステムを、放射能による環境汚染問題のうち純粋に農業的な側面を明確にすることを目的とした「農地の放射生態学的監視」で補うことが提案された。これにより、当局が、住民の被曝過多を防ぐために、どこで、いつ、どんな対策を実施することが必要かの情報を得ることができるようになる。

3.長期予防と緊急事態後の農地監視の方法論は、原子力発電所における重大な事故のあとに農地を監視する方法を開発するための科学的方法論的ベースとして、プロジェクト5953の実施に伴って開発された。

4.放射生態学的区分を含む予防的な領域準備、領域の潜在的危険性の評価とデータベースに入力する放射生態学的パラメータの割り当て、農産物の汚染計算と基準との比較を含む事故の結果の数値シミュレーションを用いた放射線状況の評価、監視ネットワーク形成と放射能汚染領域の危険区域や自然物を考慮に入れた対策の計画、以上から成る放射生態学的監視の全般計画が開発された。

5.重大な事故を最小限にとどめた経験から、汚染された土地の放射線状況を予想するために必要な情報が、事故からかなりの時間が経過して後、人体への放射線量も多大になったときに、集めら

れ、分類された。それにより、開発された監視の方法論の主な相違は、あらゆる可能な天候のもと、プラントにおける重大な事故のあとの放射能汚染の可能性のある農地の放射生態学的研究をターゲットにして、予防効果のあるもの（事故の前）となった。予防的準備の段階は、GISテクノロジーや地図図層、放射線状況形成の数量モデル化に必要なパラメータのデータベースを用いた地域の放射生態学的モデルの作成により終了し、深刻な緊急事態の段階で、監視の実施と人体への多大な放射線量形成を避ける対策の実施をすでに可能にしている。

6.開発された、農地の放射生態学的監視の方法論の特徴は、非常に重要な監視および最適化、対策の実施の確実化としての、包括的な予防の受け皿、すなわち原子力発電所監視区域の風景の区域と重大な事故の場合に衝撃を受ける区域、ということである。盆地は、土地に存在する第一の対象物とみなされ、風景、下層表面の種類、土壌と植物の種類といった放射線学的特性が、風景のインパクトと放射性核種が蓄積した土地の地球科学的条件を考慮に入れること、および「土壌－植物」系における遷移と放射性核種が動物や人体に取り込まれることによる住民の被曝線量の評価をモデル化することを可能にする。

7.基本的な風景あるいはその構造上の要素は、生態学的に同質の地域とみなされ、そこでは放射性核種の蓄積濃度あるいはその他の割合、すなわち生態学的特性は平均化される。この構造単位は、予測、監視、計画と対策実施の統合対象と見なされ得る。土地の区分けの方法論により、主題地図の各層（生態学的特性、土壌の性質など）をいろいろなスケール（国、地域、地元）で重ね合わせ、農産品の放射性核種による汚染のモデリング、監視、管理と対策実施の結果の空間的・時間的分布を最適化し結びつけることができるようになる。ここで提案するアプローチにより、優先度に従って特定の区域における対象の監視と対策実施が可能になる。

8.区分けの工程は、完全に形を成すのが困難である。基本のルールや原則を定義することはできないが、各地域は独自の特性を持っており、分類時に反映する必要がある、また異なるスケールでの対象物の分析と統合時に考慮されるべきである。本報告書は、手本として使用可能な例を提供する。区分けには、ユーザーの幅広い知識と経験、直感が求められる。

9.選択した区域とその構造上の要素は、等しい土壌汚染度に対してより大きな内部線量をもたらすという潜在的危険性に従って順位付けられる。土地の危険性は、基本の土地の種類、土壌、下層表面および植物相といったもっとも影響力の大きい指標を専門的に調査することで決まる完全な指標によって評価される。個々の危険性のパラメータを完全な指標に導入するための計算には、加重係数法が用いられる。完全な指標は、土地の要素の優先度あるいは監視、管理と対策の計画の目標を反映する。チェルノブイリ事故によって汚染されたウクライナの土地の危険性の完全な指標と、ウクライナにおける、特殊な線量計プログラムによるデータを使って評価したこれらの土地の村々の住民の平均線量との正の相関関係は、アプローチのしかたが危険性の評価において客観的であると確認された。

10.すべての重大な事故において、牧草の放射能汚染の重要性はその他の農産品の汚染をはるかに上回ることが知られている。牧草の汚染の主要な役割の要素は、風景に占める場所、土壌の種類と植物相である。牧草は、事故の直後および後の段階の放射線状況の形成に多大な貢献をする。汚染度が等しい氾濫原、放牧地および草地の風景、汚染された草、干草と畜産品は、潜在的に危険な物の属性である他の風景要素と比較して、線量の形成に大きく貢献する。このことにより、農地監視と対策実施の組織化において、その優先度が決定する。

表面の放射性核種による汚染濃度だけが風景の主要要素の放射線事故と危険性を決定するパラメータではなく、主に土地の生態学的特性によって決まることが定説となっている。もっとも危険な物に対して監視の注意を集中すべきである。

11.緊急事態発生後の重要なタスクのひとつは、汚染基準値を上回る農産品が生産されないようにすることである。事故の分析により、品質管理システムの効果は、明らかな冗長性は少ないにしても、産品汚染の出所と原因の特定には役立たない。産品の放射線管理を作業の協調の監視サブシステムとして予防目的で予見する必要がある。この結論は、福島第一の原発事故の地域において、大豆、ソバ、米の汚染超過を記録した管理システムの分析によって確認されるが、その原因は特定できず、もっとも危険な区域を発見したり、このような汚染された産品の生産を防ぐ手立となることもできない。

12.放射線状況の予想の方法論は、事故後、放射生態学的区分けと、汚染された可能性のある領域のモデル、放射性核種の大気中の移動、放射性核種の土壌と植物への堆積、放射性核種の再懸濁とそれに続く大気中の移動、植物の葉の汚染、「土壌－植物」、「食物－動物の体－畜産品」の放射線モデルという一連のモデル群をベースにした総合的なモデリングによって開発された。このモデルに入出力されるデータは、空間・時間に座標を持ち、広範囲に有効に利用できる。

13. 予防目的で特定の全体に適合したモデルと地域の風景の状態を使った放射線状況形成の予想により、事故の深刻な段階で住民の生命の状態が制限される時間と領域を本質的に軽減することができる。放射線状況の評価のアルゴリズムは、予想値あるいは測定値を国内標準、国際標準と比較することにより完成し、比較結果の比率は対策の策定のベースとなる。

14. 原発が影響する地域での緊急事態における放射線状況の放射生態学的監視と評価のネットワーク構築の方法論が開発された。監視の方法論により、適切なスケールの各区域の要素の代表的な評価が可能になり、それは空間での監視ネットワークの形成と、評価対象土地の代表的「土壌－植物」サンプリングの接合に対する適切な方法論により達成される。区分け要素間のサンプリングポイントの分布の計算は、住民被曝の形成に影響を及ぼす、対象エリアごと、危険度の程度ごと、そして食事により人体に取り込まれる放射性核種における選ばれた物質の寄与の度合いなどの主要要素を考慮した重量を使って行われる。例として、盆地のサンプリングポイントの分布の計算を行い、試験区域での汚染シナリオに対する監視システムネットワークを構築した。

15. データベースと、気象学、放射生態学およびその他の情報の収集システムへのアプローチと要請は、IAEAのガイドラインと原発環境における放射に関する法に準ずる、緊急状態応答地域での放射線状況の査定のために整備された。要請には、情報データベースへの入力の方法と頻度、そのフォーマットのリスト、分類指標、統計分析方法、品質管理パラメータとデータ保管の方法が含まれる。

16. 入力データの出所は電子地図を作成するために決められ、GISテクノロジーは放射線の区分けのための空間的情報の処理と分析のために設計される。

データのリモート探知と土地汚染の予想を利用する地図製作のドキュメント作成のアルゴリズムは、原子力発電所における事故発生時の意思決定を支援し得るという考えのもとに提案された。

福島汚染地域での結論

1. 福島地方における農産物の放射線学的管理データベースを分析することにより、2011年から2013年までの農作物の放射線状況はおしなべて満足のいくものであることがわかり、心配の種はなかった。全地域での産品内の ^{137}Cs の濃度は基準値以下だった。しかしながら、大豆とソバにおいてはその度合いにばらつきがあり、伊達地方ではいくつかの地区で基準値を数倍上回った。

2. 結論としては、現在に至るまで管理スキームは実行されておらず、したがって、管理の効果を減ずる、植物への ^{137}Cs の蓄積に影響する土壌汚染濃度と土壌特質の空間分布が軽んじられている。さらに、放射性核種の移動要因のダイナミクスを査定するために、同じ場所で異なる時間に管理用のサンプリングを行うことはなされていない。管理スキームは調整の必要があり、管理システムは監視システムと一致調和させるのが適切である。

3. インターネット上の地図製作データを使用することにより、伊達地方の、地域レベルでの区分けが可能になり、その結果土壌の特質と汚染濃度には1倍以上のかなりなばらつきがあることがわかった。収穫物において汚染が基準値を超過していたり、あるいは汚染の最大値が観測されるのは、コーヒー色の森など、土壌汚染の最大レベルが植物の生育にもっとも適さない土壌の特質と一致する場所であることが多い。産品の ^{137}Cs の濃度がもっとも低いのは、低い土壌汚染濃度と高い農芸化学指標が組み合わさった場合である。

4. 日本の土壌の特質に関する出版データを用いて、土壌の特質の統合アセスメント値 Se_f が計算された。日本とウクライナでは、土壌にかなりな形態学的、農業化学的相違が見られるにも係らず、福島県の主要な土壌の Se_f 値の間隔は0.10～0.45であり、ウクライナの主要な土壌での値0.11～0.41に極めて近い。ウクライナの「土壌－植物」モデルを日本の条件におけるプロジェクトに適用できるかもしれないことを示唆している。

5. 監視データベースによる、2012年から2013年にかけての福島県伊達地方における大豆とソバの ^{137}Cs の測定結果は、日本の土壌の農芸化学の特質に関する出版データを用いてウクライナの「土壌－植物」システムでの放射性核種の遷移モデルを予想できることを確認している。時間の経過に伴う大豆の汚染レベルのダイナミクスの予想は、ウクライナの動的モデルを使って行われたが、それによると、大豆の ^{137}Cs 濃度は核種が土壌に固定される自然過程により、事故後4年で3分の1に減少する。

6. モデルから得られる結果と管理データベースから入手できるデータを比較すると、ウクライナの「土壌－植物」システムにおける放射性核種の遷移モデルは、一般的に濃度のダイナミクスを正確に復元し、事故からの4年間で移転要素は変化するが、より合理的結論としては、事故から4年後の同一サンプリング地点から得られるデータベースの大豆の放射能値との比較が必要である（残念ながら、存在するデータベースに地点の座標は記録されていない）。結果によると、モデルを使って管理結果の可変性をより詳しく説明し、農作物の汚染を予想し得ることが望ましい。

7. 「土壌－植物」システムでの放射性核種の遷移モデルを使って農産物における ^{137}Cs の濃度を正確に、かつ高い信頼性で予測するには、土壌の農業化学的特性（ pH_{KCl} 、土壌の有機成分、吸収された

主成分の量) は典型的な (参考) 管理ポイントから得られるべきであり、そこでは土壌と植物の組み合わせのサンプルは、必ず分析する土地の位置座標とともに選ばねばならない。

8. 日本で「土壌－植物」システムにおけるセシウムの遷移を予測するために推奨された、RIP (放射性セシウム妨害能力) の値を使った可能性の分析が行われた。結果としては、農産物の汚染の予測に RIP を使用することはまだ十分には正当とはいえなかった。RIP と植物における ^{137}Cs の蓄積係数の相関関係は事実上存在しない。RIP は、土壌の特性の多様性を明確に反映するものではない。さらに、RIP は時間とは無関係で、放射性降下の開始時点に依存する TF を決定する吸収過程の力学を考慮していない。現時点では、RIP を予後指標として使用することにはかなりな問題があり、予備実験とさらなる実験による正当化が求められる。

9. 福島第一原発周囲における、 ^{137}Cs の再懸濁による農作物の大気からの汚染に関する評価と予想がなされた。そのために、放射性核種の再懸濁およびそれに続く自然の懸濁による源泉の平らな表面から大気中への移動、その技術的インパクトのモデルが開発され、植物の大気からの汚染のモデルが用いられた。

福島県の5箇所の監視地点 (南相馬市石神、南相馬市大田、川俣町富田、二本松市渋川、二本松市針道) では、2013年～2014年に大豆の放射能汚染が測定され、モデルによる評価が行われた。5箇所すべての監視地点において、堆積地形成の2～4年後の期間中、大豆内の全セシウムに対する ^{137}Cs の再懸濁による大気からの汚染濃度は2.5から6.3%であり、農作物の汚染において有意な役割は担っていない。これらの評価は目立つものではなく、植物組織の汚染として予測されていた最大値を示している。

10. 福島第一原発事故地域で使用でき、チェルノブイリ事故地域の農産物から ^{137}Cs を減少させるために適用された対策の実施に対する分析評価がなされた。日本では、現在 (事故の4年後)、農場の農産物の借り入れ時の ^{137}Cs の移動を減少させるのに有効な対策は、農芸化学的な再生利用 (有機、無機の肥料、とくにカリウムの制限) であることがわかった。これらの手段の効果の程度はたくさんの要因、すなわち手段の種類、土壌とその特性の種類、植物種などによって決まる。100g中10mg以上の交換性カリウムを含む土壌においては、収穫物汚染を減らす手段としてのカリウム肥料の効果は激減した。日本の経験はこれらの結論を裏付けている。1ヘクタールあたり120～180kg以上のカリウム肥料の使用は不適切である。

11. ウクライナのチェルノブイリおよび他の国での経験を概括すると、 ^{137}Cs による汚染の少ない収穫を高めるもっとも効果的な方法は、複合肥料の導入である。この農作物の計画された収穫に基づく窒素肥料の投与量が計算された。計画された収穫において、放射性核種の吸収を減少させるためには、リン酸塩肥料と炭酸カリウム肥料の投与量は窒素肥料の投与量のそれぞれ1.5倍と2.0倍とすべきである。

12. 2011年のデータベースに基づく ^{131}I と ^{137}Cs の濃度変動の長期的観測の結果が、プロジェクトチームが開発した植物の大気からの汚染モデルの確認に用いられた。9箇所のポイントでの ^{131}I と ^{137}Cs の植物の葉における濃度変動は、ふたつの説明モデルが適切に記述している。福島における、植物の葉の ^{131}I (2.8および6.0日) と ^{137}Cs (4.4および47日) のセミクリーニングの平均は、チェルノブイリ事故後のすべてのデータの平均、すなわち ^{131}I の3.2および5.4日、 ^{137}Cs の6.6および59日と、申し分なく一致している。

事故から7日後の、原子炉からかなり離れた場所での植物の葉の ^{131}I ($0.29 \sim 12.3 \text{ MBq} \cdot \text{kg}^{-1}$) および ^{137}Cs ($0.045 \sim 2.90 \text{ MBq} \cdot \text{kg}^{-1}$) の濃度の絶対値の大きさは、 ^{131}I の人体および動物への、生物学的に有意な吸収量を示しており、事故発生後の初日からすぐに植物の大気による汚染を監視することの必要性を訴えている。当然、これらの地点での牛乳 (そこで生産されたものである場合) に含まれる放射性核種、および葉モノ植物の ^{131}I と ^{137}Cs の濃度が高い監視地点での人体甲状腺について、過去に遡って分析することが望ましい。

13. 屋外飼育時に飼料を摂取している鶏の肉や卵に対する ^{137}Cs 汚染の寄与の評価がなされた。日本では、鶏の肥育にクリーンな飼料が用いられており、汚染した土壌が放射性核種を取り込む唯一の源とみなされている。土壌中の核種の許容濃度は、 $1500 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ に制限される。鶏の体内における ^{137}Cs の代謝パラメータの最大値を用いた控えめな評価は、戸外飼育の鶏肉と鶏卵の ^{137}Cs 濃度は、日本の基準である $100 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ を下回るであろうことを示している。

5 日本での適用可能性と推奨事項

農業生産地域の放射線監視を組織化するプロジェクト、原子力発電所での放射能事故による汚染、およびその質的管理の結果として開発された一般的方法論は、緊急事態への準備システム（放射能汚染地域内の危険区域の存在を考慮した、対策の計画と最適化と同様の、放射生態学的監視のネットワークの形成）および緊急応答システム（放射線学上の緊急度の異なる段階での経緯の有用な予測）の一部として用いることができる。

緊急事態への準備に責任を持つ国の当局は、予防準備情報（放射生態学的区分けなど）を含む、原発領域の潜在的影響の地理的環境条件に対して開発された方法論を適用する作業の顧客となり得る。

既存の原発エリアの潜在的影響域内の農業生産地域に関するデータの予防準備の過程の形成、開発された方法論に基づく複合放射生態学的区分け、放射線状況評価システムの改良、そして地域の放射生態学的特性を考慮した予測は、開発された方法論（この作業の潜在的顧客はIAEA、FAO（国際連合食糧農業機関）、DOE（米国エネルギー省））に基づき「緊急事態における農地の長期監視のガイド」という文書を開発する際に実施することができる。

福島地域への提言

1.日本の専門家とともに、プロジェクトチームの支援のもと、日本の条件に合わせて開発された方法論を用いた実現可能性を決定するセミナーの手はずを整えるべく、福島第一原発事故地域における農地の監視システムでの方法論を実施した。

2.プロジェクトで開発された方法論に合致する地域地方レベルでのマッピングおよび蓄積濃度と土壌の農業化学的特性（塩化カリウムのpH、土壌の有機成分、吸収された量）に関するデータを用いての土地の放射生態学的区分けが、管理をもっとも危険な地域に集中させ、 ^{137}Cs の産品への蓄積の可能性がもっとも高い場所で、目的の対策を実施することを可能にする。適切な推奨事項が提供された。

3.最適かつ注意深く科学的に根拠付けられた、放射生態学的監視のネットワークを形成する。その作成の原則は、「福島第一原発事故の地域における農地の長期的監視に関する推奨事項」という文書（Q4レポートの付録）に記載されていた。土壌特性に即したTF主要農産物の独立性確保のために科学的監視を行う。RIP決定のための科学的監視中。各RIPの評価は、土壌の農業化学的特性に関する情報、土壌の属性のSef値の統合パラメータおよび主要農産物の移動要因とともになされねばならない。

4.産品の放射能汚染のレベルの信頼できる予測（人口の戻りの前の）に基づいて避難民が戻ってくる可能性があるか農業の復興が可能な非難区域の区分けと科学的監視を行う。

5.日本の条件下で農作物の ^{137}Cs の蓄積を減少させるために、使用する肥料のN:P:K=1.0:1.5:2.0という肥料成分の比率の効果をチェックする。

チェリャビンスクとチェルノブイリの事故から得られる獣医学上の重要な教訓は、事故前も事故後も、家畜の治療サービスに関する放射能の公式基準とそれに対応する放射線監視パートの法律は導入されなかったということである。ウクライナ、ベラルーシおよびロシアでは、150,000頭以上の肉牛が正当な理由なく虐殺された。農地の長期的な放射生態学的監視のプログラムに、獣医上の試験、家畜の体への可能な投与量の予測、その被曝による起こりうるダメージの評価および汚染し放射能にさらされた動物の扱いに関する推奨事項の開発を含めることが推奨された。IAEAおよび関連国が、事故発生時に対応するガイドを公式に採用することが強く求められる。

図表の英和対訳

Fig.2

Subsystem Databases
GDB "Topo"
DB "Meteo"
DB "Assessment of territory"
DB "Estimations"
DB "Standards"
DB "Countermeasures"
Subsystem preventive radiological assessment area
Radiological zoning
Assessment of criticality territory
Radiological terrain model
Geoinformation modeling subsystem
Radiological assessment of area
Forecast of radiation situation

Subsystem forecast of radiation situation
Prognostic models: "WRF-LEDI"
Models of air and root product contamination
The model of secondary contamination
Subsystem for monitoring of radiation situation in the agricultural sphere
Assessment of the current situation and forecast of changes
Zoning by contaminating class
Formation of monitoring network agrosphere
Subsystem product control
Formation of product control network
Subsystem of countermeasures
Planning and assessment of countermeasures

Fig.3

Elevation
3D Model elevation
Space image
Soil
Slope
Profile of relief map
Surface
EI.Landscape
Polution

図2

サブシステムデータベース
GDB「Topo」
DB「Meteo」
DB「領域評価」
DB「評価」
DB「基準」
DB「対策」
予防的な放射生態学的評価地域のサブシステム
放射性学的区分
危険領域の評価
放射性学的地形モデル
地理情報によるモデルリングのサブシステム
地域の放射性学的評価
放射線状況の予測

放射線状況の予測サブシステム
予後モデル: WRF-LEDI
空気および根菜の汚染モデル
二次汚染のモデル
農地における放射線状況の監視サブシステム
現状評価と変化の予測
汚染レベルによる区分
農地監視ネットワークの形成
生産管理サブシステム
生産管理ネットワークの形成
対策のサブシステム
対策の計画と評価

図3

仰角
3Dモデルの仰角
空間図
土壌
斜面
起伏地図のプロフィール
表面部分
EI.地形
汚染

Fig.4

Highly critical 111,112, 121, 211
critical 122, 212, 311
noncritical 312, 321, 322, 331, 332
water area
forest
city

Fig.5

city Land
forest
water
Concentration in leafy vegetables and natural grasses, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
390 000 to 6 000 000
195 000 to 390 000
120 000 to 195 000

Fig.6

monitoring point
10 – 60 density contamination

Fig.7

concentration ^{131}I , $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
t, days after fallout
Specific activity, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
t, days

Fig.8

Milk contamination in pastures (below the standard 50 Bq/kg)
1.1 to 35

Fig.9

Contamination soybean 1 year after accident
 Bk/kg . Conservative prediction. Cultivated land
300 – 2 570 ($>3^*\text{PL}$), very critical
70 – 300 (0, $7-3^*\text{PL}$), critical
40 – 70 (0-0, 7^*PL), not critical
Contamination cucumber 1 year after accident
 Bk/kg . Conservative prediction. Residential land
300 – 303 ($>3^*\text{PL}$), very critical
70 – 300 ($<0.7-3^*\text{PL}$), critical
17 – 70 ($<0.7^*\text{PL}$), not critical
Contamination cabbage 1 year after accident
 Bk/kg . Conservative prediction. Residential land
70-94, ($<1^*\text{PL}$), critical

図4

非常に危険 111,112, 121, 211
危険 122, 212, 311
危険なし 312, 321, 322, 331, 332
水域
森林
市街

図5

都市部
森林
水
葉物野菜と自生の草内の濃度、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
390 000～6 000 000
195 000～390 000
120 000～195 000

図6

モニター地点
10～60汚染度

図7

^{131}I 濃度、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
t、放出後の日数
比放射能、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
t、日数

図8

牧草地における牛乳の汚染 (基準50 Bq/kg 未満)
1.1～35

図9

事故後1年の大豆の汚染
 Bk/kg 保守的な予測 耕作地
300 – 2 570 ($>3^*\text{PL}$)、非常に危険
70 – 300 (0, $7-3^*\text{PL}$)、危険
40 – 70 (0-0, 7^*PL)、危険なし
事故後1年のキュウリの汚染
 Bk/kg 保守的な予測 居住地
300 – 303 ($>3^*\text{PL}$)、非常に危険
70 – 300 ($<0.7-3^*\text{PL}$)、危険
17 – 70 ($<0.7^*\text{PL}$)、危険なし
事故後1年のキャベツの汚染
 Bk/kg 控えめな予測 居住地
70-94, ($<1^*\text{PL}$)、危険

18-70, (0.7*PL), not critical
 Type of land where product
 contamination assessment was not carried out
 city land
 forest
 water

Fig.10

a - the density of soil contamination by ^{137}Cs , $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$
 Paired point
 b - soil types

Fig.11

Date Motomura
 Specific activity in crops, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t, year after fallout
 Date Tomino
 Specific activity in crops, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t, year after fallout
 Data of Cs-137 control, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 Brown Forest $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.10$
 Brown Forest $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.27$
 Fluvisols $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.22$
 Fluvisols $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.45$
 Andosols $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.20$
 Andosols $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.30$

Fig.12

Sukagawa Naganuma
 Specific activity in crops, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t, year after fallout
 Sirakawa Oja
 Specific activity in crops, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t, year after fallout
 Data of control Cs-137, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 Brown Forest $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.10$
 Brown Forest $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.27$
 Fluvisols $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.22$
 Fluvisols $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.45$
 Andosols $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.20$
 Andosols $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.30$

18-70, (0.7*PL)、危険なし
 農産物汚染評価が行われなかった土地のタイプ
 *上の行に統合
 都市部
 森林
 水

図10

a - ^{137}Cs による土壌汚染度、 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$
 対になる地点
 b - 土壌タイプ

図11

伊達 元村
 作物の比放射能、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t、放出後の年数
 伊達 富野
 作物の比放射能、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t、沈着後の年数
 ^{137}Cs 管理データ、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 褐色森林土 $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.10$
 褐色森林土 $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.27$
 フルビゾル $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.22$
 フルビゾル $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.45$
 アンドソル $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.20$
 アンドソル $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.30$

図12

須賀川 長沼
 作物の比放射能、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t、放出後の年数
 Sirakawa Oja (確認中)
 作物の比放射能、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 t、放出後の年数
 Cs-137 管理データ、 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
 褐色森林土 $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.10$
 褐色森林土 $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.27$
 フルビゾル $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.22$
 フルビゾル $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.45$
 アンドソル $D=300 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.20$
 アンドソル $D=30 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{Sef}=0.30$

Fig.13

Cartographic data bank
Relief with hydrography
Pools
Soils
The underlying surface
The vegetation
Subsystem Databases
DB "Meteo"
DB "Assessment of territory"
DB "Estimations"
DB "Standards"
Subsystem forecast of radiation situation
Prognostic models "WRF – LEDI"
Models of air and the roof products pollution
Model of secondary pollution
Output and presentation of results
Radioecological zoning
Assessment of radiation situation and zoning
Forecast of products contamination and the formation of
monitoring network

図13

地図製作データバンク
ハイドログラフィー付き起伏図
貯水
土壌
支持構造表面
植生
サブシステムデータベース
DB「Meteo」
DB「領域評価」
DB「評価」
DB「基準」
放射線状況を予測するサブシステム
予後モデル: WRF-LEDI
空気および根菜の汚染モデル
二次汚染のモデル
結果の送出と提示
放射性学的区分
放射線状況と区分の評価
農産物汚染の予測と監視ネットワークの形成

Fig.13

Cartographic data bank
Relief with hydrography
Pools
Soils
The underlying surface
The vegetation
Subsystem Databases
DB "Meteo"
DB "Assessment of territory"
DB "Estimations"
DB "Standards"
Subsystem forecast of radiation situation
Prognostic models "WRF – LEDI"
Models of air and the roof products pollution
Model of secondary pollution
Output and presentation of results
Radioecological zoning
Assessment of radiation situation and zoning
Forecast of products contamination and the formation of
monitoring network

図13

地図製作データバンク
ハイドログラフィー付き起伏図
貯水
土壌
支持構造表面
植生
サブシステムデータベース
DB「Meteo」
DB「領域評価」
DB「評価」
DB「基準」
放射線状況を予測するサブシステム
予後モデル: WRF-LEDI
空気および根菜の汚染モデル
二次汚染のモデル
結果の送出と提示
放射性学的区分
放射線状況と区分の評価
農産物汚染の予測と監視ネットワークの形成

ISTC/STCU 福島専門家会議

2015 年 11 月 5-6 日
一橋講堂、東京

概要報告書 – プロジェクト番号 5954

実施期間：2013 年 9 月 1 日～2015 年 9 月 1 日

ウクライナ国立アカデミー原子力研究所

プロジェクト
マネジャー:

Zarubina Nataliia、博士



プロジェクト名: チェルノブイリ原発事故後における、森林生態系の放射能汚染のモニタリング

開始日: 2013年9月1日

期間: 2年

プロジェクトマネジャー Zarubina Nataliia

電話番号: +380955198555

Eメールアドレス: nataliia.zarubina@gmail.com

実施研究所: ウクライナ国立アカデミー原子力研究所
Vishnevsky Ivan Mykolayovich
03680, pr-t Nauki, 47, Kiev, Ukraine
+380445252349
interdep@kinr.kiev.ua

コラボレーター: Rohatgi Upendra Singh
アメリカ合衆国
ブルックヘブン国立研究所
(+1.631) 3442475
(+1.631) 3443374
Rohatgi@bnl.gov

Fesenko Sergey
オーストリア
国際原子力機関、原子力安全局、放射線・運搬・廃棄物安全部
(+43.126) 00728269
(+43.126) 00728222
s.fesenko@iaea.org

目次

1.	作業の概略説明：目的、および期待される結果	123
2.	2014 年 4 月の会議後における作業変更	124
3.	技術的なアプローチ、方法、実験、理論など	125
3.1.	福島第一原発の事故で汚染された日本の森林生態系のモニタリングに関する勧告の、実証および立案	127
3.2	キノコの子実体を用いた、森林土壌の除染促進に関する研究	132
3.3	チェルノブイリ原発および福島第一原発の事故で汚染された森林生態系に関する、 ¹³⁷ Cs の移行モデルの作成。	134
4.	結論	139
5.	日本への適用可能性と推奨事項	141

1. 作業の概略説明：目的、および期待される結果

福島第一原子力発電所の事故の結果、半減期が長く生物利用度も高い ^{137}Cs を含む、さまざまな放射性核種が環境中に放出された。各種の論文データ（森林汚染-吉田聡および村松康行、リスク特定と将来の見通しに関する最近の動向（1999年）、ならびに福島周辺の長期的なモニタリングおよび改善に関する環境評価のためのISTC/STCU技術ワーキンググループ（金子真司、2012年））によると、日本全土の約67%、福島県の71%が森林に覆われている。今回の事故の結果、福島県内の森林は ^{137}Cs によって汚染された。さまざまな森林および土壌物質を対象として、 ^{137}Cs の蓄積に関する徹底的な予備調査を実施しない限り、森林の除染問題を解決することはできない。さらに、事故後の状況の各段階における森林生態系について、 ^{137}Cs の今後の振る舞いに関する予測を立てなければならない。

プロジェクト番号 5954 はその第一段階として、福島県の気象条件および地理的条件を対象とする、放射線モニタリングプログラムの策定を計画した。特別な放射線モニタリングプログラムの結果（森林生態系の中のさまざまな物質に含まれる ^{137}Cs の量に関するデータ）は、将来の研究および見通しに活用されることが期待される。

第二に、日本の森林生態系における ^{137}Cs の長期的な振る舞いに関するモデルを作るため、プロジェクトの枠組みの中で、森林生態系における ^{137}Cs の再拡散について見積もりを実施したいと考えた。このモデルの基礎となるのは、チェルノブイリの立入禁止区域内で 30 年近くにわたり収集された、森林生態系のさまざまな物質に蓄積されている放射性核種に関するデータである。福島県の森林生態系の中のさまざまな物質にどの程度の ^{137}Cs が含有されているかを測定することにより、このモデルの検証が行われる。

このプロジェクトの主な目的は、データおよびモデルを数学的および統計的に分析することにより、汚染地域における ^{137}Cs の振る舞いと再拡散について予測することだった（第 3 段階）。事故後の長い期間にわたり森林生態系のさまざまなエリアを人々が利用する上での勧告を策定するため、そして緊急時計画を策定するため、この予測は有効に活用できるはずである。さまざまな種類のキノコの子実体にどの程度の ^{137}Cs が含まれているか、そして 1km^2 につきどの程度の重量の各種キノコが生育しているかに関するデータが、福島県内のさまざまな森林生態系から収集される計画を立てた。これらのデータを活用すれば、日本の森林内でこの放射性核種を濃縮させる性質を持つキノコの種類が特定できるとともに、この種類のキノコによって日本国内の土壌の除染がどの程度進むかを予測することも可能となる。

2. 2014 年 4 月の会議後における作業変更

2014年4月の東京で、プロジェクトマネジャーのザルビナ氏はプロジェクトの実施状況について報告を行った。ISTC/STCUの評価委員会および日本の専門家らは、日本の森林におけるキノコ汚染という喫緊の課題について既存のデータを最大限活用するため、福島第一原発事故で汚染された日本の地域について作業（キノコの子実体および土壌のサンプル採取）を実施するようプロジェクトの参加者に勧告した。

福島大学環境放射能研究所に所属する日本の同僚らから招待を受けたN.ザルビナは、2014年9-10月に日本を訪れた。同氏は、福島第一原発の立入禁止区域内の複数の場所から、キノコおよび土壌のサンプルを共同で採取した。そして福島大学環境放射能研究所は、採取したサンプルに含まれる¹³⁷Csの比放射能について測定を実施した。測定で得られた結果は、このプロジェクトの全3段階の成果を検証するために使用された。

また、ISTC/STCUの評価委員会は、第2段階（キノコの子実体を活用することによる、森林土壌の除染の促進）の範囲を変更するよう提案した。しかし、福島第一原発の立入禁止区域内におけるサンプル採取とデータ解析によって、私たちは予想外の前進を実現することができた。2014年のサンプル採取作業に基づく予備的な評価においても、日本の汚染地域内で現在利用されている他の方法と比べて、子実体を用いた除染方法の有効性は証明された。すなわち、キノコの子実体を用いれば森林土壌を除染できる可能性が高いことが、日本でのデータによって確認された。

ISTC/STCUの評価委員会は、福島県内のデータを活用してプロジェクトモデルを検証するよう勧告している。これらの勧告を考慮に入れ、かつ日本でのサンプル採取の結果を使用することにより、最終モデルの検証が行われた。

3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論など

プログラムのプロジェクトを実施する上で、測定対象のサンプルの準備するため、森林生態系を構成する主要な物質を収集しなければならない。また、サンプルに含まれる¹³⁷Csと¹³⁴Csの量を測定する必要がある。

キノコにおける放射性核種の蓄積に対する天候の影響を避けるため、landfillsにおいてキノコの子実体を速やかに（できれば1日以内）に選定した。キノコの子実体は、成熟段階が同程度のものを選定しなければならない。まず、子実体の表面から汚れを取り除き、（種ごとに）プラスチックの袋に入れ、印を付けた。

研究所では、キノコのサンプルを均質化し、その後に行われるガンマ線分光測定のため、密封容器に入れる。作成した子実体の測定サンプルは、測定までの間冷凍庫（-18⁰ C）の中で保管した。

キノコのサンプルに加えて、土層のサンプルも封筒法により採取した。各サンプルは別々の容器に入れられ、ラベルが貼られ、研究所に送られた。研究所で土壌サンプルは風乾重になるまで乾燥され、必要な部分についてガンマ線分光測定が実施された。

作業によっては、土壌とキノコだけでなく、高等植物のサンプルも同時に採取された。サンプルは袋に入れられ、ラベルが貼られ、研究所に送られた。研究所でサンプルは風乾重になるまで乾燥され、細かく砕かれ、ガンマ線分光測定のためメモリ付きボウルに入れられた。

同軸形半導体検出器(GC6020、「CANBERRA」)を用いて、ガンマ線分光測定装置による測定が実施された。放射性核種の含有量はパーソナルコンピュータに整理された。

サンプルに含まれる¹³⁷Csの比放射能は、以下の通り計算された：

$$A(\text{Bq/kg}) = (S - S_f) / (\epsilon \cdot I_\gamma \cdot t_{\text{meas}}) \cdot m(\text{kg})$$

各々の記号の意味は以下の通り

S - サンプルのスペクトルに含まれる、¹³⁷Csに由来する

661.6keVのガンマ線が存在する領域。

S_f - 背景スペクトルに含まれる、¹³⁷Csに由来する661.6keVのガンマ線が存在する領域。

ε - この測定形状における、¹³⁷Csに由来する661.6keVのガンマ線を記録する際の絶対発光効率

I_γ - ガンマ線の量子収率（¹³⁷Csに由来する661.6keVのガンマ量子については、0.851）。

t_{meas} - 測定時間（s）。

m (kg) - サンプルの重量（kg）

サンプルに含まれる¹³⁷Csの比放射能は、以下の通り計算された：

$$\delta A = \sqrt{(\sqrt{\delta S^2 + \delta S_\phi^2})^2 + \delta \epsilon^2 + \delta I_\gamma^2},$$

各々の記号の意味は以下の通り

:

δA - サンプルに含まれる¹³⁷Csの比放射能を測定する際の相対誤差（%）

δS - サンプルに含まれ、¹³⁷Csに由来する661.6keVのガンマ線の領域を測定する際の相対誤差（%）

δS_φ - バックグラウンドスペクトルに含まれる、¹³⁷Csに由来するガンマ線の範囲を測定する際の相対誤差（%）

δε - この測定ジオメトリにおける、¹³⁷Csに由来する661.6keVのガンマ線の絶対発光効率を測定する際の相対誤差（%）

δI_γ - ¹³⁷Csに由来する661.6keVのガンマ線の相対誤差（%）

値は、既知である検出器のジオメトリと測定に基づき、コード (MCNP-4C) を使用することにより、さまざまな測定形状について計算が行われた。標準線源の測定により、計算の妥当性を検証した。標準線源は、¹³⁷Csの比放射能に関して検定された線源であるOYSN EM66である。誤差の大きさは、1 (P = 0.68) σに関して5%と見積もられた。この見積りは、コード (MCNP-4C) を用いたモンテカルロ計算に影響を与えるさまざまな要因を評価することにより行われた。δI_γ 値は、CANBERRA社の

プログラムパッケージNUCHATから取られ、0.2%だった。エラーの値 t_{meas} と m は無視することができる。

3.1. 福島第一原発の事故で汚染された日本の森林生態系のモニタリングに関する勧告の、実証および立案

事故に由来する放射性核種の沈着を受けた地域で実施される地域レベルの放射生態学的なモニタリングの目的は、環境放射線の状況に関する情報を収集することである。この情報は、放射能汚染地域の管理に関する意思決定プロセスを支援するために用いられる。一般に、汚染を受けた地域の放射線管理は2つの作業から構成される。放射性汚染に関する安全性検証と当該地域の利用制限戦略である。放射性汚染に関する安全性検証には、以下の事項が含まれる。

- 自然環境およびその構成要素（水、空気、天然資源）の汚染について、一般的なパラメータを見積もること。
- 放射線にまつわる危険な状況について、分析および予測すること。
- 地域に流出した放射性物質について、予測および管理すること。

当該地域の利用制限戦略には通常、以下の措置が含まれる：

- 天然資源の利用。
- 輸送および通信活動。
- 放射能除染、およびこれに類するその他の作業。
- 地域の生態学的管理（森林、水管理の実施）。

これらの活動を安全に実施しその結果を予測するためには、最新の放射生態学的情報に関する、大規模なデータベースが必要となる。これらのデータを提供できるのは、放射生態学的なモニタリングのみである。

モニタリングでは基礎データが収集される。そして基礎データは、必要情報（データベース、地図製作資料、分析ノートおよびレポート、情報請求への回答など）へと加工される。情報の型式および意味は、情報利用者（政府の執行機関）の作業内容によって主に決定される。これと同時に、その時点において情報が必要かどうかや、まだ必要はないものの、作業の解決に今後活用される可能性があるかどうかとも考慮される。

モニタリングは3つの機能を果たす。監視、状況の予測、および予測的判断である。監視活動とは、調査ネットワークで得られる、前処理されたデータ解析を意味する。状況の予測とは、管理作業に関する情報を準備すること（例：放射線の安全に関する国家基準の観点から、調査結果を予測すること）を意味する。予測的判断とは、取得されたデータに基づき、状況の変化に関する選択肢を適切に考案することを意味する。この目的のため、モデリング技法およびトレンドセパレーションなどが活用される。モニタリングの大まかな枠組みは、図3.1.1に示される。

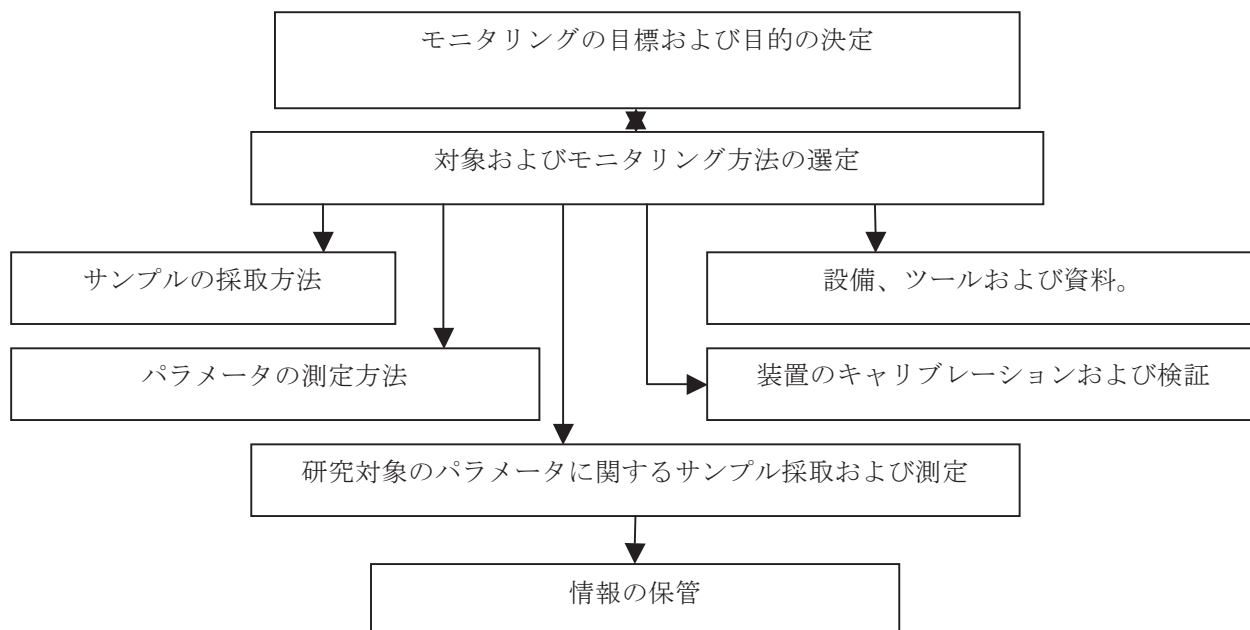


図 3.1.1 環境モニタリングの大まかな枠組み。

我々は、モニタリングで実施される作業の暫定リストを作成した。

- 森林地帯の放射能汚染レベルに関する、完全かつ詳細で、統計学的に信頼し得る情報を取得すること。
- 森林地帯における放射能汚染プロセスを判定すること。
- さまざま土壌や地形における、放射性核種の再拡散について研究すること。
- 樹種、灌木、草本、キノコ、コケ、地衣類、および「土壌-森林生物相」システムの構成要素（植物種、キノコ、動物）への放射性物質の移行の程度について研究すること。
- 放射性核種の「土壌 - 飼料植物 - 野生動物」への移行について研究すること。
- 森林から人間へと至る食物連鎖における放射性核種の移行について研究すること。

モニタリングネットワーク。 取得される情報の性質に従い、ネットワークは2つのレベル（基本レベルと特別レベル）に分けられる。基本レベルには、モニタリング対象となるすべての地域が含まれる。サンプル採取地点は8kmメッシュのグリッドの交点から成セットである（図3.1.2）。

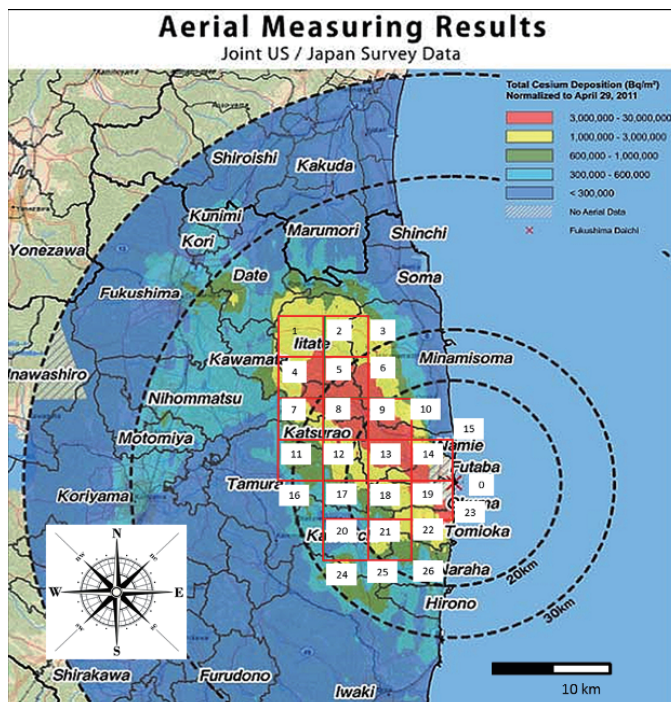


図3.1.2 森林を放射生態学的にモニタリングするための、基本的な観察ネットワーク

モニタリングの実施期間およびプローブサンプリングのスケジュール。モニタリング活動の期間は、さまざまな要因(放射生態学的な要因、管理上の要因、そして社会的な要因)に基づき決定される。上限としては、ある地域において人為的な放射性核種がほぼ完全に除染されるために必要な期間とすることを勧告したい。この期間は、ある放射性核種の半減期の10倍となる。 ^{137}Cs では約300年である。期間の下限は、管理当局の判断で決定することができる。管理当局は、ある地域で認められている基準に基づき、その地域の放射線状況が安全か否かを判断するとともに、放射生態学的モニタリングの実施を停止または変更できるものとする。大規模な放射能汚染事故(1986年のチェルノブイリ原発、および1957年の「マヤーク」処理施設)に関するこれまでの経験は、放射生態学的なモニタリングが数十年に及ぶことを示している。それぞれ8年および57年。いずれにせよ、福島第一原発周辺の森林に対する放射生態学的なモニタリングは、数十年にわたる長期的なプロジェクトとなる可能性がある。

モニタリング対象の選定は、生態系の構造に従い行われる。観察のため、生態系における主要な成分が選定される。この成分は、必要に応じて構成要素へと細分化される。森林生態系については、3つの基本成分(土壌(層ごと)、植物、およびキノコ)が存在することを強調しておきたい。これらの基本成分は、森林生態系に関するモニタリングの対象となる。

照射線量率の測定。サンプル採取に加えて、各地点で照射線量率を測定することを勧告する。これは、放射線状況に関する普遍的かつ明確な指標である。測定は、プローブサンプリングの各地点で、認定装置を用いて実施される。各地点では2つの高さ(土壌の表面、および表面から高さ1メートル)で測定する。

土壌。実地の放射生態学に基づく経験によると、陸域においては、放射性核種は主に土壌に蓄積されることが明らかになっている。ここで我々は土壌を生物学的システムであると考え、このシステムには、土壌そのものと森林のリター(落葉とその分解物)が含まれる。

放射生態学モニタリングでは、複数の土壌層が研究の対象となる。すなわち、地表のリターと、地下20cmまでの上層土壌である。必要に応じて(その時点までに行われた、放射性核種の垂直的な移行に関する研究に基づき)、地下150cmまでの土壌サンプルが採取される。

地表のリター。この層では、有機物質の分解プロセスと、土壌への回帰が起きる。これは、物質の生物学的な循環を固定化する上で不可欠な要素である。これは3つの層で構成される。

1. リターフォール (A01)。
2. 分解過程にあるリターフォール層 (A0f)。
3. 分解を終えたリターフォール層 (A0h) [31]。

A01層と、A0fおよびA0hの層は、別々に採取される。リターフォールのサンプルは、ナイフで切り取られるか、25x25cmの金属枠を使ってブロック状に分割される。サンプルに、(直下の層にある) 分解有機物土壌のフラクションが含まれてはならない。

土壌自体。 プローブサンプリングは、円筒状のサンプラーを用いて (図4)、深さ20cmになるまで行われる。この作業の目的は、土壌表面の汚染度を見積もることである。

現場では、0-1 cm、1-5 cmなど、土壌層の分割を5cm刻みで行ってもよい。この場合、各層の試料をしっかりと包装する必要がある。そしてこの包装には、詳細な説明とプローブサンプリングの座標を表記しなければならない。

土壌は、封筒法を用いることにより、面積25m²の四角形のエリアから5か所から採取する (角から4つのサンプル、中央から1つのサンプル)。

すべての地点から採取したサンプルを混合する。

放射性核種が垂直方向にどの程度移行しているかを見積もるため、1.5 m x 0.8 m x 0.5 mの寸法の穴が使用される。直径5cmのサンプラーを用いてプローブの収集が行われる。清掃した穴の壁から、厚さ5cmの土壌層が収集される。

森林生態系の植物は、いくつかの集団 (林分、草本-低木層、草、およびコケ) により代表される。

林分。 森林を構成する樹種は、地形における放射性核種の蓄積場として、土壌に次ぐ第二の地位を占める。樹木は、物質を蓄積して数年にわたり保持する一方で、土壌から地形の表面部分へと物質を移動させる主なルートとなる。

林分における以下の構成要素のプローブが、サンプルとして採取される: 樹木、表面および内部の樹皮、葉、および針状葉。樹木に関しては、幹の高さ1.5mの場所から、錐を使って採取が行われる。

表面および内部の樹皮に関しても、1.5mの高さで採取が行われる。混合サンプルを作るため、優先する種の3-5本の樹木から成分を採取する。

草本-低木層。 ライフサイクルが短く組織内のリグニンも少ないことから、草本は鉱物を土壌に素早く回帰させる性質がある。低木も落葉を通じて、鉱物を毎年回帰させる。支配的な種について、3-5本の低木から枝および葉のサンプルが採取される。

コケ。 リターフォールの変成において、**地表を覆うコケ**は重要な役割を果たす。変成に必要な湿度とpHをもたらすからだ。25x25cmの塊の状態で苔のサンプルが採取され、トレーに乗せられる。このサンプルに土壌の分子や葉、針状葉が含まれてはならない。

草本の採取は、1m²のエリアから行われる。この目的においては、地質植物学的(geobotanical)な区分が使用される。表面部分のみを採取する。

土壌生態系における¹³⁷Csの汚染度を示す指標としてのキノコ。

チェルノブイリ原発事故の後、森林生態系において最も汚染された植生はキノコである。¹³⁷Csの比放射能レベルは、いくつかの生物学的要因による影響を受ける。キノコの栄養タイプ (どの生態学的グループに属しているか) は、重要な要素の一つである。菌糸体の主要部分の生育深度は、二番目に重要な要素である。この要素は、共生的な生態系に属するキノコにとって、重要な役割を果たす (高等植物との共生関係)。

栄養タイプ (生態系グループ)。 放射性核種の沈着から最初の2-3年間、特定の種類のキノコ (腐生型および菌樹生キノコ) において¹³⁷Csが高い濃度で蓄積していることが確認された。この期間において、¹³⁷Csの含有量の最大値は、これらの種類にとって大きな特徴となった。

一方、別の種類のキノコ (共生型キノコ) においては、¹³⁷Csの増加は比較的緩やかだった。これらのキノコにおいては、生態系への放射能汚染が発生してから8-12年にわたり、この放射性核種の比放射能が最大値を示すことがあった。

菌糸体の生育深度。 共生型の生態系グループに属するキノコにおいて、¹³⁷Csの蓄積量に影響する主要要素は、菌糸体の主要部分の生育深度である。これは種によって異なる (各種の菌糸体の生育深度である土壌の中に存在する¹³⁷Csの量)。

チェルノブイリ原発の事故後に実施されている森林生態系の汚染調査の期間全体 (1986-2014年) において、菌糸体の生育深度が5センチ以上であるキノコに比べて、菌糸体の生育深度が0-5cmであるキノコは、¹³⁷Csの含有量が比較的高かった (1,000倍を超えることもあった)。

菌糸体の場所がさほど深くない (0-5cm) キノコ場合、種による違いはかなり大きいですが、それでも10倍を超えることはない。このグループに属するすべてのキノコは、菌糸体の場所が深い他のキノコに比べて、より多くの量のセシウムを蓄積する。

深さ5cmを越える土壌の生物相に属する他の種がこの放射性核種に接する可能性が高まった場合、および／または放射性核種の主要な蓄積場所が深さ5cmを越える場所へと移動した場合は、菌糸体の場所が深いキノコについても、¹³⁷Csの蓄積量の増加が観察された。

森林生態系のモニタリングを実施する際は、生物種の指標としてキノコを使用することを勧告する。この使用に当たっては、さまざまな生態系グループに属するキノコにおける¹³⁷Csの蓄積状況がどのような特性を示しているかや、土壌中の菌糸体の主要部分がどのような深度で生育しているかなどを勘案すべきである。

モニタリング作業を実施するに当たっては、放射性核種の蓄積に影響を与える特性に留意しつつ、各種のキノコの子実体を採取する必要がある。上述したように、主要な要素は「どの生態系グループに属しているか」と「土壌における菌糸体の生育深度」である。

高等キノコ-キノコのサンプル採取は、チェルノブイリ原発事故後にウクライナ国立アカデミー原子力研究所が開発した技法に従い行われる。またこの作業においては、一般によく知られた手順が用いられる。

以下の生態系グループに属する大型菌類が、この研究で使用される:

1. 共生型キノコ (菌根を形成する種類)。
2. 土壌における腐生型キノコ。
3. リターフォールにおける腐生型キノコ。
4. 菌樹生キノコ-寄生。
5. 菌樹生キノコ-腐生。

モニタリングのためのサンプル採取作業においては、共生的な生態系グループに属し、かつ菌糸体の主要部分の生育深度が異なるさまざまなキノコを収集することが望ましい (生育深度は種によって異なる)。

- リターフォール層。
- 土壌層が 0-5cm。
- 深さが 5cm を超える。

放射生態学的なモニタリングによって、いくつかの初期データが生成される。データの基礎として、より高い水準の情報フォーマットが作成される: 一般化、情報分析資料、予後など。情報保管組織のシステム全体は、主に初期データに関連して開発される。

近代的なコンピュータインフラを使用した分散型データベースシステムは、情報の収集、保管、処理および出力における技術的な基盤となるべきものである。このシステムの諸機能は、統一的なソフトウェアソリューションによって支援されなければならない。

森林に対する放射生態学的モニタリングで得られた結果は、保管の上、以下の情報に転換される：

- ・ モニタリング対象のサンプル測定のためのデータベース。
- ・ モニタリング結果のデータベース。
- ・ 検証された統計情報。
- ・ 観測結果データセット。
- ・ 情報分析資料 (分析ノート、記事、モノグラフなど)。

データの保存および情報の処理において、これらすべての情報はいずれも重要である。測定結果およびモニタリング結果のデータベースは互いに似たものになるが、このような状況は、情報保管の安全性を向上させるのに役立つ。このような分類と情報フローの整理は、データおよびその他の情報資料へのアクセスを大幅に単純化することができる。このことは重要である。なぜなら、意思決定のための情報提供が、モニタリングの主要な目的だからである。

3.2 キノコの子実体を用いた、森林土壌の除染促進に関する研究

STCUのプロジェクト 番号 5954 «チェルノブイリ原発事故後における森林生態系の放射能汚染» の研究項目のひとつである«キノコの子実体を用いた、森林土壌の除染促進に関する研究» の枠組みの中で、我々は文献データや、森林生態系 (例えば、チェルノブイリ原発から30キロメートル圏内にある「レッドフォレスト」など) の除染に関する経験について検討を加えた。また我々は、ウクライナと日本の国内で実験を行った。

チェルノブイリ原発事故後の「レッドフォレスト」では、木本および土壌表面を機械的に除去した後、深さ1.5～2.0m (地下水の水位と同じ) の溝への物理的な「埋設処分」が行われた。これらの作業の結果、地下水だけでなく、埋め立て場所付近で新たに生育する植物にも、放射性核種による汚染が長い間残ることになった。したがって、「レッドフォレスト」における「埋設処分」は1986～1987年における目先の問題を解決したに過ぎず、将来において放射生物学的な諸問題を必然的に引き起こすことになった。

その後、人為的なファイトスタビライゼーション (人の手による植林) と自然によるファイトスタビライゼーション (自然発生的な播種) が、「レッドフォレスト」周辺の除染において一定の役割を果たした。しかし、「レッドフォレスト」の生態系の大部分は、依然としてかつての状態に戻っていない。なぜなら、かつて主要な地位を占めていた樹木種が伐採され、埋設されて、別の林相へと変化したからだ。

放射性核種により汚染された広大な森林生態系が除染された例は、我々の知る限り地球上のどこにも存在しない。我々は、日本の森林生態系において、¹³⁷Csのファイトエクストラクションやファイトスタビライゼーションを利用した除染の可能性について検討した。

これらの手法を選定する際は、放射性核種の汚染による人間や生物への影響をできる限り小さくすることを基準にする。また、成熟した生態系への影響と経済的な費用をできる限り小さくすることも重要である。

この目的のため、2013から2015年にかけて、放射性核種による汚染度が異なる、チェルノブイリ原発の30キロメートル圏内のさまざまな試験区域において研究を行った。試験区域「Kopachi」には3か所の観測地点が設けられ、試験区域「Paryshe」、「Leliv」および「Dytiatky」には、それぞれ1か所の観測地点が設けられた。比較対照区域として、チェルノブイリ原発から150kmの地点に試験区域「Staiky」が作られた。森林生態系における主な構成要素が研究された。

また我々は日本の専門家とともに、日本国内において類似の研究を同時並行で実施した。日本国内の試験区域は、福島第一原発の影響圏内にある「大河原」、「浪江」および「飯舘」である。日本国内の

これらの試験区域は、チェルノブイリ原発の30キロメートル圏内にある試験区域と、環境特性および放射性核種の汚染レベルの点で似通っている。

ウクライナおよび日本で選ばれた試験区域の特性は、汚染レベルと、 ^{137}Cs の土壌層内での垂直的な分布において、互いに似通っている。研究対象であるこれらの試験区域における ^{137}Cs の比放射能の最浅部は、主に地表のリター ($A_0l + A_0f + A_0h$) で観測され、最深部は深さが5cmを超える土壌層で観測される。これにより、試験区域間において概ね正確な比較が可能となる。

第一に、野生のキノコ (大型菌類) の子実体を用いることにより、森林生態系において ^{137}Cs のファイトエクストラクションを実施できないか検討している (マイコエクストラクション)。我々がこのような検討を行うのは、森林生態系において、キノコ (大型菌類) の子実体が ^{137}Cs を最も多く蓄積するからだ。

マイコエクストラクション。この技法は、キノコを採取するという比較的単純な作業である一方、森林生態系への干渉がきわめて少ない。よって、森林生態系を除染する技法としては大変優れていると言える。

ウクライナと日本を含む全世界に広く分布するキノコの普遍種が、研究対象として選ばれた。我々は、共生型キノコの生態群を代表する種類を主な研究対象とした。

マイコエクストラクションの結果の概要を、表3.2.1および3.2.2に示した。

表3.2.1 2013年10月15日-11月15日の期間にウクライナの試験サイト「Kopachi」内の観測地点で実施した、マイコエクストラクションの結果

観測地点番号	観測地点の面積 (m ²)	観測地点の土壌に含まれていた ^{137}Cs の総量 (Bq)	同期間中に観測地点の土壌からキノコへと移行した ^{137}Cs (Bq)	同期間中に観測地点の土壌からキノコへと移行した ^{137}Cs (総量に占める%)
1	100	68962000	1536440	2,228
2	100	16778000	34248	0,204
3	100	201583000	313934	0,156

表3.2.2 2014年9月28日の1回限りのサンプル採取において、日本の試験区域「大河原」の観測地点で実施されたマイコエクストラクションの結果。

観測地点番号	観測地点の面積 (m ²)	2014年9月28日時点において、観測地点の土壌に含まれていた ^{137}Cs の総量 (Bq)	2014年9月28日の単一のサンプル採取において、観測地点の土壌からキノコへと移行した ^{137}Cs (Bq)	2014年9月28日の単一のサンプル採取において、観測地点の土壌からキノコへと移行した ^{137}Cs (総量に占める%)
1	1,92	2371920	581	0,025
2	1,05	1473150	28824	0,196
3	2,70	6197850	15547	0,251

試験区域「浪江」でも、マイコエクストラクションに関する同様の結果が得られた。

試験区域「大河原」の結果は、1回限りの収集によって得られたものであることを指摘しておかなければならない。キノコを定期的に採取すれば、 ^{137}Cs のマイコエクストラクションの効果は高まるだろう。さらに、豊作の年におけるキノコの収穫量は、試験期間の平均値の数十倍や数百倍に達する可能性がある。そうなれば、除染は大成功を収めるだろう。

つまり、マイコエクストラクションの過程を通じて、かなりの量の ^{137}Cs が森林生態系から除去される (1年当たりの最大で、土壌中の総量の数%) 一方で、システムへの悪影響は皆無である。

樹木を使用する**ファイトエクストラクション**。試験区域「Leliv」の観測地点#1にある森林は、主に人為的な植林によって形成された。この植林は1946年から1955年にかけて行われ、植えられたのはヨーロッパアカマツである。2014年時点の同観測地点における ^{137}Cs の量は、 $26,250,590 \text{ Bq}/100 \text{ m}^2$ と見積もられた。

森林を構成する主要種（ヨーロッパアカマツ）の表面部分を仮に全面的に除去した場合に、ファイトエクストラクションによる ^{137}Cs の除去がどの程度の効果を上げるかについて、その理論的な計算を行った。この計算は試験区域「Leliv」での研究中被行われた。その結果を表3.2.3に示す。

表3.2.3 2014年に試験区域「Leliv」の観測地点#1において、ヨーロッパアカマツを利用した全面的なファイトエクストラクションを実施した場合に得られる結果。

部位または組織	重量、 $\text{kg}/100 \text{ m}^2$	^{137}Cs (Bq/kg)	ファイトエクストラクションによって土壌から抽出される可能性のある ^{137}Cs (Bq)	28年間に、ファイトエクストラクションによって土壌から抽出される可能性のある ^{137}Cs の、総量に占める割合 (%)
針状葉	80	160 ± 17	12800	0,049
枝	140	115 ± 23	16100	0,061
木部	1010	335 ± 26	338350	1,289
樹皮	90	2269 ± 194	204210	0,778

チェルノブイリ原発事故の後28年の間に、試験区域「Leliv」内の 100m^2 のエリアにおいて、ヨーロッパアカマツを用いたファイトエクストラクションによって除去できる ^{137}Cs の総量は、 $571,460 \text{ Bq}$ （総含有量の2.955%）となる。1年当たりでは約0.1%に相当する。

しかし2014年、試験区域「Leliv」におけるキノコの子実体に含まれる ^{137}Cs の比放射能はかなり高く、1830から最大で $62,300 \text{ Bq}/\text{kg}$ だった。これは、木部における放射性核種の比放射能5から300倍、あるいはそれ以上に相当する。主に、数多くの種類のキノコは、比放射能において30から250倍の高さを示した。キノコの子実体におけるこのような比放射能の高さは、チェルノブイリ原発の30キロメートル圏内にあるすべての試験対象エリアにおいて、1989-1990年から現在（2015年）に至るまで一貫して見られる特徴である。

3.3 チェルノブイリ原発および福島第一原発の事故で汚染された森林生態系に関する、 ^{137}Cs の移行モデルの作成。

このモデルは、「土壌-キノコ」システム内における放射性核種のさまざまな移行プロセスを考慮した上で作成された、動的なコンパートメントモデルである。このモデル化されたシステムの主な対象は以下の通りである：土壌およびキノコ。これらの特徴となるのが、土壌の種類、土壌の汚染度 σ 、土壌に存在する放射性核種の倍数(t)、およびキノコの種類である。以下の**プロセス**が、土壌からキノコに取り込まれる ^{137}Cs の値を決定づける。

1. 放射性核種の放射性崩壊。

2. 土壌を基準とする：

地表リターの分解。

土壌の要因(pH等)による**燃料粒子の風化分解**。

土壌水による Cs^+ イオンの拡散および移流によって起きる、**土壌断面上における ^{137}Cs イオンの垂直的な移行**。

イオンの「吸着-脱着」プロセス。

3. 生物学的：キノコの子実体による表面吸着、物質交代など。

モデル使用の**時間的制限**は、放射性沈殿物の積率で決定される。 $t_0 = 0$ で $t_{\max} = \infty$ となる。

使用範囲は、このモデルのパラメータを使用できる範囲を示す。使用できるのは以下の通り：実験的研究の対象となった複数のキノコ、さまざまな土壌の種類。土壌の種類については、これらに関する吸着-脱着のパラメータ、拡散および対流の値が使用される。

本モデルの概念図式および主な原則を考慮しつつ、基本的な土壌層における放射性核種の収支が確認され、収支に関する連立方程式が作られた:

$$Q_{WSi}^m = Q_{WSi}^{m-1} + k_{fp} \cdot Q_{fpi}^{m-1} + k_{l1} \cdot Q_{WSi-1}^{m-1} - k_{l2} \cdot Q_{WSi-1}^{m-1} - k_s \cdot Q_{WSi}^{m-1} - \lambda \cdot Q_{WSi}^{m-1} + (D_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi-1}^{m-1} - Q_{WSi}^{m-1}}{\Delta x^2} + v_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi-1}^{m-1} + Q_{WSi}^{m-1}}{2 \cdot x}) \cdot \Delta t - (D_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi}^{m-1} - Q_{WSi+1}^{m-1}}{\Delta x^2} + v_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi}^{m-1} + Q_{WSi+1}^{m-1}}{2 \cdot x}) \cdot \Delta t$$

よって、(それぞれ異なる土壌層に存在する)キノコの菌糸体における¹³⁷Csの蓄積量は、以下の通りとなる:

$$\text{リター} \quad SA_l = TF_0 \cdot \sum_{i=0}^n Q_{wsi} \quad (3.16)$$

$$\text{土壌層0-5cm} \quad SA_{0-5} = TF_0 \cdot \sum_{i=n}^m Q_{wsi} \quad (3.17)$$

$$\text{土壌層5-10cm} \quad SA_{5-10} = TF_0 \cdot \sum_{i=m}^d Q_{wsi} \quad (3.18)$$

ここでTF₀とは、時間がゼロ (t = 0) である場合に推定される値であり、¹³⁷Csの土壌からキノコへの移行係数 (Bq·kg⁻¹)/(kBq·m⁻²) である。

初期条件を実施した場合、初期段階における放射性核種の量は

$$\text{燃料粒子} \quad Q_{fp0} = a_{fp0} \cdot \sigma \quad (3.14)$$

$$\text{水-水溶液の形態} \quad Q_{ws0} = (1 - a_{fp0}) \cdot \sigma \quad (3.15)$$

このモデルのパラメータの値は三重対角行列アルゴリズムであり、「土壌-キノコ」システムにおける放射性核種の移行プロセスに関する研究の過程で、他の研究者が入手したデータを使用している。このデータの内容は表3.3.1および表3.3.2に示している。

表3.3.1 「土壌-キノコ」システムにおける、¹³⁷Cs移行モデルのパラメータ

パラメータ			測定単位	値
土壌の汚染度			σ	kBq·m ⁻²
分解率	A _{0l}	k _{l1}	y ⁻¹	0,6
	A _{0f} +A _{0h}	k _{l2}		0,4
リター層の深さ			n	cm
土壌層 (0-5cm) の深さ			m	8
土壌層 (5-10cm) の深さ			d	13
燃料粒子の組成におけるセシウムの割合			a _{fp0}	0,80
燃料粒子の破壊率	k _{fpl}	k _{fpl}	y ⁻¹	0,06
	k _{fps}	k _{fps}		0,16
土壌中の湿度の対流率	A _{0l} + A _{0f} +A _{0h}	v _s	v _s	0,46
	soil	v _s		0,86
拡散係数	A _{0l} + A _{0f} +A _{0h}	D _l	cm ² ·y ⁻¹	0,34
	soil	D _s		0,62
放射性核種の非交換吸着率			k _s	y ⁻¹
崩壊率			λ	y ⁻¹

表3.3.2 ¹³⁷Csの降下後、土壌からキノコへの移行時間がTF₀である場合に推定される値 (Bq·kg⁻¹)/(kBq·m⁻²)

キノコ	TF ₀
腐生型 (A _{0l} +A _{0f} +A _{0h})	
ヒダハタケ <i>Paxillus involutus</i> (Batsch: Fr.) Fr.	1 150

カラカサダケ <i>Macrolepiota procera</i> (Scop.: Fr.) Sing.	125
ホコリタケ <i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.	115
ナラタケ <i>Armillariella melea</i> (Vahl: Fr.) P. Karst.	65
共生型 (0-5cm)	
ニセイロガワリ <i>Armillariella melea</i> (Vahl: Fr.) P. Karst.	1 120
ニオイベニハツ <i>Russula xerampelina</i> var. <i>erythropus</i> Pelt.	750
ヌメリイグチ <i>Suillus luteus</i> (L.: Fr.) S.F.Gray	610
ウグイスチャチチタケ <i>Lactarius</i> <i>necator</i>	470
共生型 (5-10cm)	
キシメジ <i>Tricholoma flavovirens</i> (Pers.: Fr.) Lund.	2 650
ヤマドリタケ <i>Boletus edulis</i> Bull.: Fr.	1 830
ヤマイグチ <i>Leccinum scabrum</i> (Bull.: Fr.) S.F.Gray	1 650

図3.3.2は、事故後における ^{137}Cs の比放射能の変化と、腐生型キノコと共生型キノコにおける比放射能の変化を、モデル曲線で示している。

上述したすべての基準を用いたことにより、試験区域「Dytiatky」での「土壌-キノコ」要素における ^{137}Cs の移行に関して開発したモデルが、全体として適切であるとの結論を得ることができた。また、決定されたパラメータも、統計的に有意であり、8種のキノコ（菌糸体が土壌層0-5cmにある腐生型キノコおよび共生型キノコ）に関しては、十分な有意性があることが確認された。このモデルは、土壌の深さや時間に関してより少ないステップで数値計算ができ、かつモデルのパラメータを明示できるソフトウェアコードで実施すべきであることに留意してほしい。したがって、このモデルを分析的に確認した結果、実際のプロセスにモデルが適合していること（これはモデルの理論的基盤である）、および概念図式が正確であること、さらにはモデルのパラメータが、キノコの放射性核種汚染に関する予想に利用できることが示された。

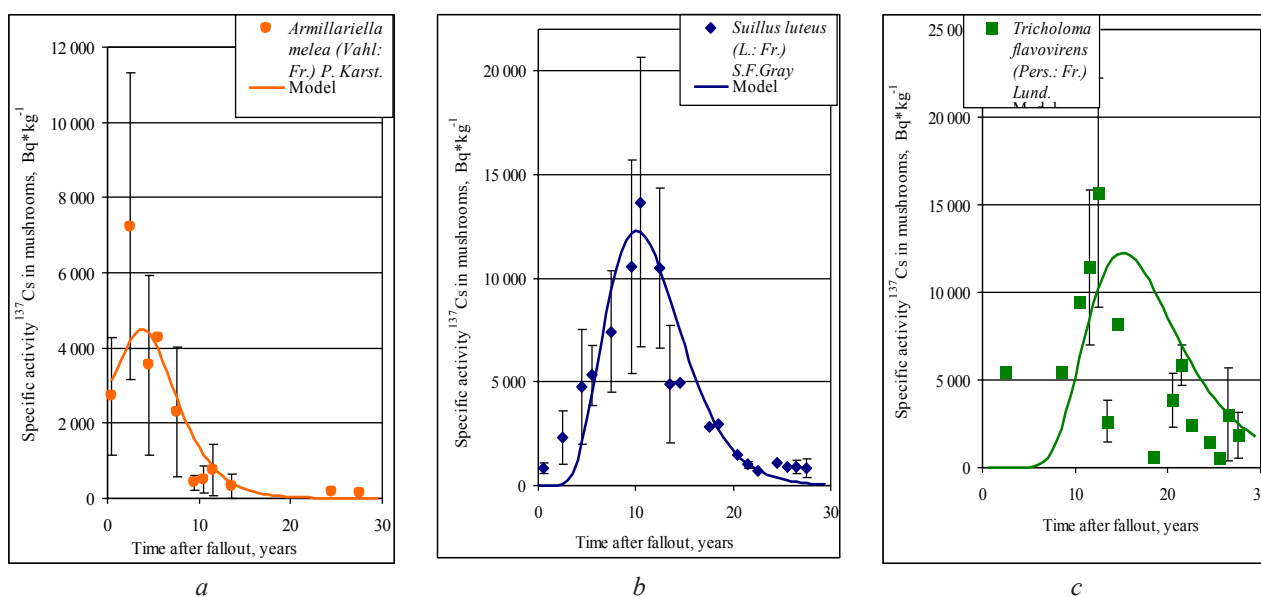


図3.3.2 事故後における ^{137}Cs の比放射能の変化を示している。またモデル曲線は: a: 菌糸体が森林のリター($A_{0l} + A_{0f} + A_{0h}$)に存在する腐生型キノコ、b: 菌糸体が深さ0-5cmの土壌に存在する共生型キノコ、およびc: 菌糸体が深さ5-10cmの土壌に存在する共生型キノコに関する変化を示している。

予測の品質保証に関する統計解析により、予測の結果と実際の結果が互いに相関していること、そして土壌からキノコへの ^{137}Cs の移行に関するモデルの正確性が、事例の60%において100%の枠内に収まっていることが確認された。

図において、キノコの比放射能が増加から減少に転ずる点（転換点）の決定に関して理論的な検証は行われていない。したがって転換点は、予測の結果と実際の結果を視覚的に確認する過程において、定義され得るに過ぎない。この確認により、「土壌-キノコ」の要素における ^{137}Cs の移行モデルに関して、転換点を決定することが可能となる。転換点の存在は、土壌断面に沿って放射性核種が垂直に移行していること、および土壌においてさまざまな吸着サイトが存在することによって説明が可能である。吸着サイトは、セシウムイオンの「吸着-脱着」プロセスの速さの違いによって特徴づけられる。速さの値には不確かさが伴うので、予測曲線上の転換点は、土壌断面上にある水溶物の垂直移動プロセスの速さと、放射性核種の非交換吸着の速さとをすり合わせた均衡点に対応することになる (SAC)。転換点が発生する時点は、土壌層によって異なる！ よって、「土壌-キノコ」要素における ^{137}Cs の移行モデルを使用するに当たって、移行全体において平均的かつ受認可可能な正確さを見出すためには、キノコ汚染の見通しにおける正確さと変動との間で折り合いをつける必要がある。

放射性核種（セシウムとストロンチウム）の土壌からキノコへの移行に関するモデルが初期データ（汚染生成時のデータ）への依存性は減らすことができる。すなわち、各種のキノコと、その菌糸体がある土壌層とを正確に対応させることにより、また予測結果に大きく影響するその他の要因を分析および検討することにより、初期データへの依存性を減殺することができる。セシウムの土壌からキノコへの移行に関するモデルが所期のデータとパラメータにどの程度の変化を与えるかを見積もった結果、このモデルは全体として質が高いことが確認された。

実験データならびにLelivおよびParyshevエリアにおける予測を分析した結果、キノコにおける ^{137}Cs の濃縮に関する開発モデルによる計算は、信頼性が100%の間であり、放射環境を予測する上で十分なものであるとの結論に達した。

このモデルにおいて、キノコの ^{137}Cs 汚染に関する計算の結果は、入力データによって大きく左右される。したがって我々は、基本的な要件を設定した。キノコの汚染度を予測するためには、以下の情報が必要となる：

1. 土壌における ^{137}Cs の汚染度、サンプルが採取された土壌の深さ（土壌の汚染度を評価するため）。
2. ^{137}Cs の放出形態：ガス状放出からの凝縮形態、燃料粒子に含まれた形態、または、その部分的な混合。
3. 土壌の種類。特に土壌に含まれる農芸化学的な特徴。これにより我々は、土壌中における放射性核種の動的なパラメータを決定することができる。国が定める分類および食糧農業機関 (FAO) と国連教育科学文化機関 (UNESCO) が定める土壌分類に基づき特定される土壌の種類。
4. 森林のカテゴリー（種類）。指標となるのは、リターにおける樹種の構成（針葉樹、落葉樹）、 1m^2 当たりの森林リターの厚さおよび重量。
5. キノコの種類。指標となるのは、採取時点でキノコの菌糸体が存在する土壌層。収集時点におけるキノコの状況（生育度、乾燥など）。
6. キノコの採取時点。正確な日付を表記すること。
7. 土壌およびキノコのサンプルを採取する方法。土壌サンプルとキノコが混在する割合を必ず表記すること。測定に使用される子実体の数を明示することが望ましい。
8. サンプルを採取した正確な位置。これにより、土壌の種類と土壌の汚染度をデジタル地図上に表示することが可能になる。

重要なのは、実験データの正確性と信頼性である。「キノコ-土壌-年」のサンプルには、子実体に含まれる放射性核種の値が、少なくとも3つ含まれることが望ましい。

11 結論

4.1. 福島県の71%を森林生態系が占めていることから、汚染地域において放射線の安全性をもたらす上で、森林生態系は重要な地位を占める。したがって、放射性核種で汚染された地域にとって、森林生態系の管理は最重要課題の一つとなる。

このプロジェクトの過程において、我々は森林生態系をモニタリングする計画を策定した。この計画は、福島第一原発で汚染された地域の自然環境に適用される。提案された計画によると、モニタリングの信頼性を高めるため、少なくとも26か所の交点を選定すべきである。交点の場所は地形に基づき特定すべきであるが、サンプル採取地点をそのまま交点としても構わない。これらの点は、詳細なサンプル採取のために活用される：土壌（層ごと）、植物、キノコなど。このアプローチによって、放射性核種の拡散メカニズムに関する十分な情報を取得できるとともに、モデルに組み込むデータを得ることもできる。このモデルは、森林における放射性セシウムの振る舞いを年単位で予想するためのものだ。初期データで判明した地域内の汚染レベルに基づき、サンプル採取地点の数を修正することができる。

福島大学環境放射能研究所から派遣された日本の専門家の協力により、福島第一原発の立入禁止区域内にある4か所のサンプル採取地点において、2014年と2015年にモニタリングが実施された。サンプル採取地点は26か所が望ましいので、これは明らかに不十分だ。しかし、いくつかの地域において土壌を除染できる可能性があることを証明するため、そして現地の状況を考慮し、開発されたモデルにつき検証を行うため、我々はこの少ないデータを活用した。我々は、日本の同僚と緊密に協力することにより、福島第一原発の立入禁止区域にある森林生態系のモニタリングを、今後も続けることが重要であると考えている。

4.2. 我々は、全面的な森林伐採はマイコエクストラクションに比べて効果が低いと考えている。なぜなら、日本の森林生態系が放射性核種に恒常的に汚染されている現状を踏まえると、樹木はキノコに比べて、1年当たりの ^{137}Cs の吸収量が少ないからだ。

ファイトエクストラクション（全面的な森林伐採）のメリット：

放射性核種が汚染地域から速やかに除去されること。
除去プロセスにおいて、機械類を大規模に使用できること。
樹木を技術的に利用できる可能性があること。例えば、杭。人が訪れない、またはほとんど訪れない敷地、構造物および建物において、建築資材として使用すること（係船バース、保管施設、納屋など）。

ファイトエクストラクションのデメリット：

森林生態系の構造が完全に破壊されること。
放射性核種の取り込みという、森林が持つバッファ機能が失われること。
樹木植物の植物安定化機能が失われることにより、放射性核種の垂直的および水平的な移行が促進され、生態系の崩壊および劣化が進むこと。
膨大な体積と重量の放射性物質（特に、最大許容水準を上回る放射性物質）によって、材料加工が複雑になり、放射性核種の濃縮や固定が進み、および／または入手した材料の埋め立てが必要になること。その結果、多くの人々がさらに被ばくすることになるとともに、人件費もかさむことになる。生態系の人工的な除染には多額の費用が掛かる。一方で、生態系が元の状態に戻るには長い年月が必要となる。

マイコエクストラクション（キノコの子実体の収穫）のメリット：

森林生態系への影響を最小限に抑えられる。事実上、生態系への干渉はほとんどない。
キノコの子実体の高い比放射能により、相当量の ^{137}Cs を汚染地域から吸収することができる。
豊作年であれば、汚染地域内のキノコの子実体を活用することにより、土壌に含まれる ^{137}Cs の総量の0.5-2%（またはそれ以上）を吸収することができる。

その結果、キノコには高い濃度の ^{137}Cs が含まれることになるが、一方で重量は比較的軽い。したがって、輸送費用と所期の保管費用を抑えることができる。

キノコの子実体を乾燥させれば、重量と体積を約10分の1に減らすことができる。これにより、保管やその後の埋め立てはさらに簡単になる。

マイコエクストラクション (キノコの子実体の収穫) のデメリット:

キノコの収穫量はさまざまな要因に左右され、地区や地域により年ごとに異なる。したがって、 ^{137}Cs を対象とするマイコエクストラクションの効果に関して、年単位のパラメータを正確に予測する作業は、一部の地域においては複雑なものとなる。

キノコの子実体の比放射能は比較的高いことから、作業員に関する特別な保護要件をあらかじめ定めておく必要がある。また、収穫物のその後の処理および保管 (活用) に関する技術的枠組みについても、安全要件を定めておかなければならない。

4.3. 開発モデルの顕著な特徴は、さまざまな種類のキノコの菌糸体 (мицелия) が土壌のどの部分 (デブリ層、0-5cmおよび5-10cmの土壌層) に存在するかに基づき、説明を行っている点である。森林リターの枠組みおよび特性について検討が加えられた。なぜなら、不純物を多く含むダイナミックな媒体であるとともに、0cmより下の土壌層とは大きく異なるからだ。

モデルの概念図式が始めて作られた。これには、土壌中のすべての移行プロセスと、各種キノコの特徴が含まれている。初期のデータおよびパラメータの変化に、モデルがどの程度敏感に反応するかを評価した。その結果、このモデルは概ね質的であることが確認された。

チェルノブイリ原発事故のはるか後に他の地域で取得した実験データを立証する際にも、このモデルが使用された。モデルの立証作業を通じて、他の試験区域 (日本の試験区域「浪江」を含む) で育つキノコの子実体に含まれる放射性セシウムの量に関する予測も、十分に正確であることが示された。

このモデルは、福島第一原発の事故により汚染された、日本の森林生態系にも使用することができる。

日本の現状に合わせてこのモデルを適切に当てはめるためには、各調査エリアの具体的なデータを使用することが必要となる。

森林の種類。

支配的な植物およびキノコの種類。

リターの厚さおよび構成。

土壌の種類および特性。

一覧で示した特徴は、土壌断面上における ^{137}Cs の移行に関するパラメータ、および土壌吸着複合体による ^{137}Cs の吸着に関するパラメータの値に影響を与える。

4. 日本への適用可能性と推奨事項

5.1. 我々はプロジェクトの実施過程において、福島第一原発の事故により汚染された日本の森林生態系をモニタリングするシステムを開発してきた。モニタリングシステムは、日本の当該地域の地理的条件および環境的条件を勘案して開発された。我々は開発したモニタリングシステムにおいて、森林生態系に存在する放射性核種の蓄積および再拡散における、キノコの役割について検討してきた。

5.2. 我々はチェルノブイリ原発の影響圏内にある森林生態系について、放射生態学的研究に基づく経験を長年にわたり積み重ねてきた。このプロジェクトを実施に当たって、この経験を活用することにした。日本の森林生態系の放射生態学的な状況については、文献データと情報が公開されている。我々は日本の専門家の協力を得て、プロジェクトの過程においてこれらのデータと情報を入手および分析することができた。我々はこれらに基づき、福島第一原発の影響圏内の森林生態系を除染する方法について以下のように推奨を行う。

我々が推奨する森林生態系の除染アプローチは、以下の事項を主な原則とする：生態系の維持および再生（治癒）に関して所期の効果を得るため、既に発達している生態系への人為的な（人為起源の）影響をできる限り小さくすること。人工的かつ外的な影響を及ぼす必要がなくなったとき、かつ生態系が重篤な状況から脱した場合、自己回復に向けた自然なプロセスが始まったと言える。

我々は「生態系に干渉しないこと、または生態系への影響を最低限にすること」が、基本原則であると考えている。ただし、生態系の状況が人間の健康や生物に脅威をもたらす場合、または生態系の存続そのものに脅威をもたらす場合を除く。

人にとって危険性があつたり、影響が非常に懸念される状況である場合、**ファイトエクストラクション（伐採）**を用いることができる。その後は、新しい樹木を植えたり、地表植生を再生したりすることが必要となる。しかし、これは長い期間と高い費用を要する計画である。一方で効果が低い可能性もある。

マイコエクストラクションとは、キノコの子実体を採取し、処理および活用することである。森林生態系への悪影響はきわめて小さい。キノコの収穫量が十分であれば、放射性核種およびその他の多くの汚染物質に関するマイコエクストラクションは、ファイトエクストラクションに比べて効果が高く、かつ森林生態系への悪影響も少ない。

森林生態系においては、**自然なファイトエクストラクション**が、鉱物（放射性核種の化合物を含む）を水平的および垂直的に移動させるとともに、土壌を形成し、森林生態系そのものをも形成する。さらに、人為的な干渉が比較的少ない天然の森林では、自己回復機能が働くようになる。

日本の森林生態系への悪影響があまり大きくない場合、**人為的なファイトエクストラクション**（在来種の樹種および灌木種を植えることを含む）を行うことも可能である。

このアプローチは、環境への影響を可能な限り抑えつつ、さほど重大でない放射生態学的な問題を解決することに資するかもしれない。

5.3. STCUのプロジェクト番号5954の実施過程において、プロジェクトマネジャーのNE Zarubinaは2014年9月、大熊町近くの村の放射線観測施設の専門家らとともに、土壌とキノコのサンプル採取を行った（2014年9月28日）。日本の専門家らは、一部のサンプルについて¹³⁷Csの比放射能を測定した。最も注目したのは、福島第一原発の東7kmにある大河原町の試験地である。

大河原試験地では、3つの観測地点が森林生態系の調査対象となっており、総面積は495m²である。小面積内に設定された複数の観測地点は相互に30mも離れていない。実験場所は落葉樹林となっており、森林の土壌は茶色だった。

日本の専門家によると、一部の地域では、事故後しばらくして林床の層（ $A_0l + A_0f + A_0h$ ）が除去されたという。2014年9月時点で、この層は自然に回復しつつあった。サンプル採取した時点で、このエリ

アの環境は共生型キノコが支配的なグループとなっていた。浪江エリアでも研究が同時並行的に行われた。このエリアの環境の状況は、大河原エリアと類似していた。
上記の各エリアで取得したデータを用いて、 ^{137}Cs によるキノコ汚染に関するモデルを検証できないか、その可能性を見積もった。表5.1は、日本の「土壌-キノコ」システムにおける ^{137}Cs の移行モデルのパラメータを示している。

表5.1 日本の「土壌-キノコ」システムにおける ^{137}Cs 移行モデルのパラメータ

パラメータ			測定単位	値	
				大河原、飯舘	浪江
土壌の汚染度	σ	$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$		1 235 – 2 295	13 910
分解率	A_0l	y^{-1}	年^{-1}	0,6	0,6
	A_0f+A_0h			0,4	0,4
リター層の深さ	n	cm		3	6
土壌層 (0-5cm) の深さ	m			8	11
土壌層 (5-10cm) の深さ	d			13	16
土壌中の湿度の対流率	$A_0l+ A_0f+A_0h$	v_l	$\text{cm}\cdot\text{y}^{-1}$	0.46	0.86
	土壌	v_s		0.54	0.94
拡散係数	$A_0l+ A_0f+A_0h$	D_l	$\text{cm}^2\cdot\text{y}^{-1}$	0.26	0.62
	土壌	D_s		0.30	0.48
放射性核種の非交換吸着率	k_s	y^{-1}		0,31	0,31
崩壊率	λ	y^{-1}		0,022	0,022

これらのデータは、農芸化学的に見て褐色森林土の特性を示している。よってその吸収特性は、ウクライナで一般的な灰色森林土と類似していることになる。したがって我々は、灰色森林土による放射性核種の非交換吸着率を使用することにした。福島第一原発の事故によって拡散した降下物は、濃縮度が高かったことが知られている。よって、この表の設定では、燃料粒子の速度低下を想定していない。表5.2は、キノコにおける ^{137}Cs の比放射能に関する実験データと、開発したモデルにより計算した値を表示している。

表5.2 2014年9月28日に試験場所（大河原および浪江）で採取したキノコにおける、 ^{137}Cs の比放射能、ならびにモデルを使用した予測データ。

観測地点 番号	キノコの種類	キノコにおける ¹³⁷ Csの比放射能 Bq kg ⁻¹		相対偏差、 ± %
		実験データ	予測データ	
サンプル採取地点《大河原》				
共生型 (0-5cm)				
1	ケシロハツモドキ <i>Lactarius subvellereus</i> 、アカチチタケ <i>Lactarius rufus</i>	1 970 – 49 293	1 190	65
2、3	ドクベニタケ <i>Russula emetica</i>	1 634 – 52 974	1 900	16
共生型 (5-10cm)				
2、3	コウタケ <i>Sarcodon aspratus</i>	12 592 - 15 031		
2	ホウキタケ属のキノコ <i>Ramaria spp.</i>	12 459		
サンプル採取地点《浪江》				
共生型 (0-5cm)				
	ヌメリイグチ <i>Suillus luteus</i>	49 111	17 530	280
共生型 (5-10cm)				
	ケロウジ <i>Sarcodon scabrocus</i> 、コウタケ <i>Sarcodon aspratus</i>	22 535 - 35 265		
	ホウキタケ属のキノコ <i>Ramaria spp.</i>	5 425		

この表は、大河原エリアで育つ同種のキノコでも、 ^{137}Cs の濃縮度に4-32倍の違いがあることを示している。例えば、同じ観測地点 (№1) で育つドクベニタケでも、セシウムの比放射能は1 634から52 974 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ まで開きがある。これほどの違いが生じる理由としては、放射性核種を構成する燃料成分が、

地域により異なることが挙げられる。その結果、 ^{137}Cs の比放射能も地域により異なるのである。それぞれの試験地域には、明確に把握しにくい特徴があると思われる。このような特徴が移行パターンに影響を与え、表にも違いが現れていると推察される。特に、リターが除去されたか否か、除去されたとすればそれはどの時期なのかを、明確に突き留めておく必要がある。除去されたとすれば、事故当時の土壤汚染度はどの程度だったのか？

これと同じ結論は、大河原エリアと浪江エリアのデータを比較することによっても導き出すことができる。土壤の汚染度の違いは最大で10倍であり、キノコにおける ^{137}Cs の濃縮度の違いもほぼ同じであった。ところがホウキタケ属のキノコでは、最大濃度は2分の1以下となった。

これらすべての事実は、他の地域の「土壌-キノコ」システムにおける放射性核種の移行モデルの検証に使用される入力データについて、明確な要件を設定すべきであることを改めて示している。

表5.2における予測は、リターが除去されていないことを前提として行われた。そして表5.1aは、上述した条件の下で、大河原エリアのさまざまな環境群に住むキノコがどのように汚染されるかについての予測である。

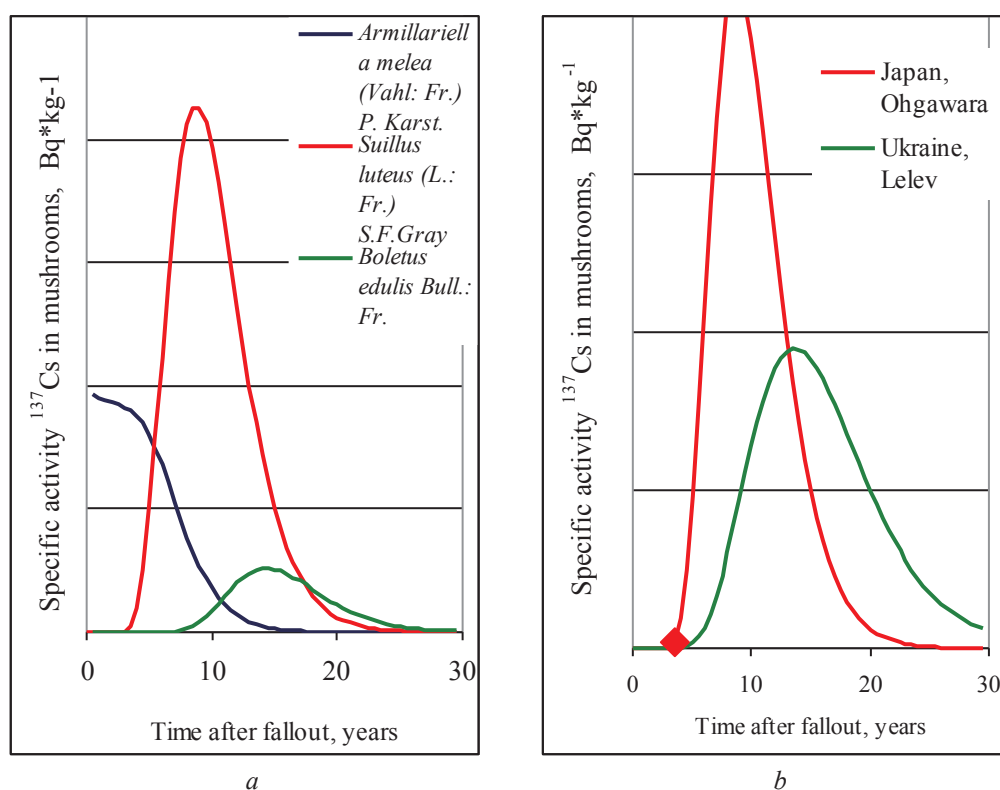


表5.1は、キノコにおける ^{137}Cs の濃縮度を予測している。aは日本の大河原エリア、bは土壤の汚染度が同じウクライナと日本の比較である。

放射性核種の濃縮度が最も低かったのは、菌糸体が土壌層の深さ5-10cmにある共生型キノコである。

図は、以下の種類における ^{137}Cs の濃縮度を示す:

- 腐生型キノコにおける濃縮度は、放射性物質の降下後、時間の経過とともに徐々に低下している。
- 菌糸体が土壌層の深さ0-5cmにある共生型キノコは、3-4年後から上昇し始め、9-10年後にピークに達する。
- 菌糸体が土壌層の深さ5-10cmにある共生型キノコは、8-9年後から上昇し始め、15-16年後にピークに達する。

図5.1bは、チェルノブイリと福島第一の各原発の事故により土壤が放射性核種に同じくらい汚染されたウクライナと日本の地域において、ニオイベニハツが ^{137}Cs にどの程度濃縮されるかを予想した曲線を

描き、これらを比較している。この図は、共生キノコにおける ^{137}Cs の濃縮度が、ウクライナのLelivエリアに比べて日本的大河原エリアのほうで2倍以上高いことを示している。この違いが見られる理由は、ウクライナのLelivエリアにおける放射性核種は燃料粒子の一部であり、土壌断面を移行するからだと思われる。

図の英和対訳

Figure 3.1.2

Aerial Measuring Results
Joint US / Japan Survey Data

Figure 3.3.1

FALLOUT

ions Cs^+ in fuel particle

water-soluble ions Cs^+

ions Cs^+ in fuel particle

water-soluble ions Cs^+

Paxillus involutus (Batsch: Fr.) Fr., *Lycoperdon perlatum* Pers., *Macrolepiota procera* (Scop.: Fr.) Sing., *Armillariella melea* (Vah: Fr.) P.

non-exchange sorbed ions Cs^+

ions Cs^+ in fuel particle

water-soluble ions Cs^+

Soil layer A (0 - 5 cm)

non-exchange sorbed ions Cs^+

ions Cs^+ in fuel particle

water-soluble ions Cs^+

Xerocomus badius (Fr.) Kuhn. ex Gilb., *Russula xerampelina* var. *erythropus* Pelt., *Suillus luteus* (L.: Fr.) S.F.Gray, *Lactarius necator*

Soil layer B (5 - 10 cm)

non-exchange sorbed ions Cs^+

ions Cs^+ in fuel particle

water-soluble ions Cs^+

Tricholoma flavovirens (Pers.: Fr.) Lund., *Leccinum scabrum* (Bull.: Fr.) S.F.Gray, *Boletus edulis* Bull.: Fr.

図3.1.2

空気測定の結果
日米合同調査のデータ

図3.3.1

降下放射性物質

燃料粒子に含まれる Cs^+ イオン

水溶性 Cs^+ イオン

燃料粒子に含まれる水溶性 Cs^+ イオン

水溶性 Cs^+ イオン

ヒダハタケ *Paxillus involutus* (Batsch: Fr.) Fr.、ホコリタケ *Lycoperdon perlatum* Pers.、カラカサタケ *Macrolepiota procera* (Scop.: Fr.) Sing.、ナラタケ *Armillariella melea* (Vah: Fr.)

非交換吸着の Cs^+ イオン

燃料粒子に含まれる水溶性 Cs^+ イオン

水溶性 Cs^+ イオン

土壌層A (0-5 cm)

非交換吸着の Cs^+ イオン

燃料粒子に含まれる水溶性 Cs^+ イオン

水溶性 Cs^+ イオン

ニセイロガワリニオイベニハツ *Xerocomus badius* (Fr.) Kuhn. ex Gilb.、ヌメリイグチ *Russula xerampelina* var. *erythropus* Pelt., *Suillus luteus* (L.: Fr.) S.F.Gray、ウグイスチャチタケ *Lactarius necator*

土壌層B (5-10 cm)

非交換吸着の Cs^+ イオン

燃料粒子に含まれる水溶性 Cs^+ イオン

水溶性 Cs^+ イオン

キシメジ *Tricholoma flavovirens* (Pers.: Fr.) Lund.、ヤマイグチ *Leccinum scabrum* (Bull.: Fr.) S.F.Gray、ヤマドリタケ *Boletus edulis* Bull.: Fr.

Fig. 3.3.2.

Armillariella melea (Vahl: Fr.) P. Karst.

Model

Specific activity ^{137}Cs in mushrooms, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Time after fallout, years

Suillus Luteus (L.: Fr.) S.F.Gray

Model

Specific activity ^{137}Cs in mushrooms, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Time after fallout, years

Tricholoma flavovirens (Pers.: Fr.) Lund.

Model

Specific activity ^{137}Cs in mushrooms, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Time after fallout, years

Fig. 5.1.

Armillariella melea (Vahl: Fr.) P. Karst.

Suillus Luteus (L.: Fr.) S.F.Gray

Boletus edulis Bull.: Fr.

Specific activity ^{137}Cs in mushrooms, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Time after fallout, years

Japan, Ohgawara

Ukraine, Lelev

Specific activity ^{137}Cs in mushrooms, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Time after fallout, years

図3.3.2

ナラタケ *Armillariella melea* (Vahl: Fr.) P. Karst.

モデル

キノコにおける ^{137}Cs の比放射能 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

放出後の時間 (年)

ヌメリイグチ *Suillus Luteus* (L.: Fr.) S.F.Gray

モデル

キノコにおける ^{137}Cs の比放射能 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

放出後の時間 (年)

キシメジ *Tricholoma flavovirens* (Pers.: Fr.) Lund.

モデル

キノコにおける ^{137}Cs の比放射能 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

沈着後の時間 (年)

図5.1

ナラタケ *Armillariella melea* (Vahl: Fr.) P. Karst.

ヌメリイグチ *Suillus Luteus* (L.: Fr.) S.F.Gray

ヤマドリタケ *Boletus edulis* Bull.: Fr.

キノコにおける ^{137}Cs の比放射能 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

沈着後の時間 (年)

大河原 (日本)

リリョフ (ウクライナ)

キノコにおける ^{137}Cs の比放射能 ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

沈着後の時間 (年)

特別講演

福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復研究の意義

土壌-植物間における放射性核種の移行

塚田祥文 教授（福島大学）

土壌-植物間における放射性核種の移行は、農畜産物の摂取による内部線量評価をする上で重要な課題である。土壌から植物への放射性核種の移行は、植物の種類、土壌の種類、施肥、気象などの要因によって大きく異なることが知られている。モデルに適用される土壌-植物間の移行係数（土壌中放射能濃度に対する作物中放射能濃度の比）は、大きな範囲にあることが知られている。例えば、砂質や泥炭質土壌での放射性セシウムの移動性は高く、植物への移行率が高い。そのため、それら土壌での放射性セシウムの移行係数は、鉍物質土壌に比べて高い。また、土壌における放射性セシウムの特異的な吸着の保持能を示す放射性捕捉ポテンシャル（RIP）は、移行係数と負の相関を示す。

植物体内に移行した放射性核種は、各部位へ転留し分配される。イネはアジアの国々での主食であり、白米への放射性核種の移行は被曝線量評価をするうえで最も重要な過程である。また、イネの非可食部は肥料として土壌に還元され、家畜の餌としても利用される。イネの部位別における ^{137}Cs 濃度は1桁の違いがあり、白米で最も高く、ヌカで最も低い値である。一方、最も ^{90}Sr 濃度の低い部位も ^{137}Cs と同様に白米であるが、最も ^{90}Sr 濃度の高い部位はワラであり、白米に比べ2桁高い。このように、土壌-植物系における放射性核種の移行を明らかにすることは、陸域環境における放射性核種の動態予測のためにも重要である。本講演では、東電福島原発事故後の福島県における農業環境中放射性核種の変遷と作物中濃度についても報告する。

福島第一原子力発電所事故後の河川ネットワークを通じた
水・土砂流出に
伴う放射性セシウム移行
筑波大学アイソトープ環境動態研究センター

恩田 裕一

本研究では、福島及び宮城県内の河川の30か所に調査地点を設置し、懸濁粒子及び河川水に含まれる放射性セシウム濃度の測定と、河川流量及び浮遊砂濃度の観測に基づいて放射性セシウム移行量（フラックス）のモニタリング結果を報告する。河川を通じた放射性セシウム移行量観測を実施し、河川水中の放射性セシウム濃度の経時変化傾向の把握及び地域性の解析を行った。また、移行量のモニタリング結果を解析し、放射性セシウム濃度の経時変化 $C(t)$ 、河川流量 Q 及び浮遊砂移行流量 Q_s の関係式を地点ごとに算出した。これらの関係式をもとに、河川流量から放射性セシウム移行量を推定するL-Q式を提示した。

1. はじめに

福島第一原発事故により自然環境に沈着した放射性セシウムについて、河川を介した移行は移動距離が長い陸域環境中での分布状況の把握において重要なプロセスである。特に浮遊砂による放射性セシウムの移行がその大部分を占めることが明らかになっているため、浮遊砂の放射性セシウムの濃度低下傾向とフラックスをモニタリングすることが、河川を通じた放射性セシウムの移行を明らかにする上で重要である。

2. 調査地域

調査地域は、阿武隈川および浜通りの2級河川に設置した、福島・宮城県下30地点である。そのうち6地点は平成23年6-7月観測を開始した長期観測点である。No.7-30の24地点の観測始期は平成24年12月-平成25年1月である。但し、No.7-16の10地点については、平成24年度の調査までに日本分析センターにより計測された浮遊砂の放射性セシウム濃度の記録を利用した。各調査地点には、浮遊砂サンプラー、濁度計（Analite turbidity meter、MacVan 社製、3000-NTU）・水位計（RuggedTROLL100, In-situ Inc.社製、一部国交省・福島県による水位データで代用）が設置されている。浮遊砂サンプラーは、サンプラー内を通過する河川水に含まれる浮遊砂を連続的に採取する装置で、設置期間中の時間平均的な浮遊砂試料を得ることができる。現地調査の際に、浮遊砂サンプラー内に捕捉された浮遊砂試料を回収し、110℃で乾燥した後、ゲルマニウム検出器で放射性セシウム濃度を測定し、懸濁態セシウム134、セシウム137濃度とした。河川水のサンプルは、濾過した後、ろ液に含まれる溶存態の放射性セシウムをAMPによる共沈処理を行って吸着・回収した後、ゲルマニウム検出器で溶存態セシウム137濃度を測定した。

3. 結果と考察

長期観測6地点における懸濁態および溶存態セシウム137濃度の経時変化を示す。懸濁態セシウム137濃度（懸濁態1kgあたりの値）については、事故後1年後までの急激な減少に引き続いた緩やかな濃度低下が続いていた。また、溶存態セシウム137濃度についても同様な傾向が見られている。平成26年12月までのデータをもとに、懸濁態セシウム137濃度の変化傾向を2重指数関数の形で定式化した。その際、阿武隈川本川、東側

支流、浜通河川ごとに異なった傾向が見られた。特に、阿武隈川本川において浮遊砂濃度の低下傾向が著しい。

平成26年10月までの流量・浮遊砂濃度について、リバプール大・プリマス大にてデータの解析を実施した。データクリーニング作業を実施したのち、実測に基づく河川流量 Q (kg/month) と浮遊砂移行量 Q_s (kg/month) が算出された期間のデータを用いて、27の観測点地点について以下のべき乗の形の Q - Q_s 式を示した。その結果、流出率の積算値については、支流の口太川では上流ほど流出率が低く、阿武隈本川の流出率は口太川に比べ高くなる傾向が見られた。平成25年の欠測期間を補完した上での、平成23年7月以降の阿武隈本川のセシウム137流出率は、初期沈着量の2~3%と推定された。また、流域の初期沈着量に対する流出率については、流域にダムを持つ観測点では、近隣の流域にダムを持たない観測点よりも低い値を示した。
