

個別試験結果と評価詳細

実施代表者の所属機関: 国立大学法人 長岡技術科学大学

実証テーマ名:

水熱抽出方法による焼却灰に含まれる放射性セシウムの除去と放射性物質の減容化、及び安定化実証

事業の概要:

水熱抽出装置を用いて木質系焼却灰(以下、「焼却灰」という。)に含まれる放射性セシウムの水熱抽出試験、及び抽出した放射性セシウムを吸着材で吸着回収試験等を行い、焼却灰からの放射性セシウム除去効果、処理灰の安定性、放射性物質の減容化、処理コスト等の評価を行う。

実施内容:

- (1) 焼却灰の水熱抽出実証試験
- (2) 処理灰の放射性セシウム溶出実証試験
- (3) 放射性セシウム吸着実証試験
- (4) 再使用抽出水を用いた水熱抽出実証試験
- (5) 熱加工による吸着材の減容化、安定性実証試験

技術概要:

1. 試験フロー

(1) 放射性 Cs 抽出技術

(2) 放射性 Cs 吸着回収技術

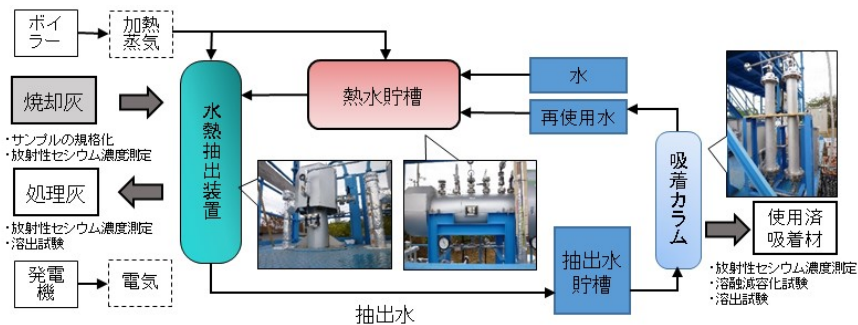


図1 装置処理フロー

2. 試験目標

- (1) 熱水貯槽を組み込んだ水熱抽出装置を用いて処理温度、時間、固液比を変えて試験し、最適抽出条件を決定する。
- (2) 放射性セシウムの抽出処理灰からの放射性セシウム溶出挙動を検証し、処理灰の安定性を評価する。
- (3) 抽出水に含まれる放射性セシウムを、繊維状吸着材を用いて吸着回収する。
- (4) 吸着回収した抽出水を、再使用抽出水として用いた水熱抽出実証試験を行う。
- (5) 放射性セシウムを吸着させた繊維状吸着材を、熱加工により溶融減容化し、放射性セシウム溶出挙動を確認する。

3. 期待される効果

- (1) 水熱処理による放射性セシウムの分離除去による高濃度放射性焼却灰の保管量の大幅削減に寄与
- (2) 放射性焼却灰の安定化と、放射性セシウムの吸着回収による放射性物質の減容化、及び放射性セシウムの固定安定化による保管リスク低減

除染効果：熱水貯層を組み込んだ水熱抽出装置により、放射性焼却灰に含まれる放射性セシウムの除去率が80%以上となる最適処理条件を確立した(表1)。また、処理飛灰からの残留放射性セシウムの溶出が無く、処理飛灰の安定化を確認できた。抽出した放射性セシウムの回収、熱加工による吸着材の1/6の減容化(図2)が可能であり、元の焼却灰と比較すると1/100以上の減容化が可能。更に熱加工した吸着材の安定化も確認でき、焼却灰に対する本水熱抽出、並びに放射性セシウム回収システムの有効性が示唆された。

表1 焼却灰の性状及び、本処理方法と水洗浄処理との比較


名称	木質焼却灰	都市ゴミ焼却飛灰	仮設焼却炉飛灰
概観			
焼却方法	木質ペレットボイラー	ストーカー炉	ストーカー炉
添加物	キレート剤無し セメント添加無し	キレート剤有り セメント添加有り	キレート剤有り セメント添加無し
放射性Cs濃度 乾燥状態	4,400Bq/kg	7,600Bq/kg	29,600Bq/kg
水洗浄後 放射性Cs濃度 (抽出率)	806Bq/kg (87%)	3,535Bq/kg (62%)	29,320Bq/kg (9%)
水熱抽出処理 後放射性Cs濃度 (抽出率)	360Bq/kg (95%)	1,630Bq/kg (85%)	17,928Bq/kg (52%) アルカリ添加 5,970Bq/kg (80%)



図2 繊維状吸着材の減容化(A-C)、及び繊維の断面SEM写真(D)、Bは繊維を100kg/cm²で圧縮したペレット。Cは400℃熱処理により融解した繊維。母材がゼオライト粒子を包み込み安定化する構造。

除去物発生量評価:

水熱抽出処理による抽出水 発生量:4 m³/トン(焼却灰あたり)

(※抽出水の再使用は考慮していない)

放射性セシウム吸着材:2.6kg~10kg/トン(焼却灰あたり)

作業員被ばく量評価:

作業場所平均空間線量率 0.11 μSv/hr、平均作業時間7時間/日

作業員最大被ばく量 ≤ 50 μSv(水熱抽出処理担当、250時間の累計)

作業員平均被ばく量 0.3~0.5 μSv/日

コスト評価:

処理コスト:59.2千円/トン(抽出24.6千円/トン、吸着24千円/トン、初期費用10.6千円/トン)

歩掛り:

- 作業人工:1人工/トン
- 作業速度:0.25t/hr

コスト評価条件:

処理対象:木質焼却灰 4,400Bq/kg、処理量:6トン/日(300日稼働、償却期間10年)、吸着材交換濃度:150万Bq/kg、放射性セシウム除去率90%

除染作業における安全上の注意:

焼却灰取扱い時はマスク、ゴーグル、ヘルメット、ゴム手袋を着用。高温蒸気を取り扱うため火傷防止対策として長袖作業着を着用した。

試験場所:

福島県広野町

除去物保管場所と保管状況:

未使用、使用後の焼却灰は実証期間終了後に提供元へ返却した。使用済み吸着材は遮蔽容器に入れ福島高専敷地内で保管している。

1. 事業の概要

1.1 目的

熱水貯槽を組み込んだ水熱抽出装置を用いて、木質系焼却灰(以下、「焼却灰」という。)に含まれる放射性セシウムの水熱抽出試験、及び抽出した放射性セシウムを吸着材で吸着回収試験等を行う。それにより、(1)焼却灰の放射性セシウム除去効果、(2)処理灰の安定性、(3)吸着材による放射性セシウム回収、(4)再使用水による水熱抽出、(5)放射性物質の減容化、並びに(6)処理コスト等の評価を行うことを目的とする。

1.2 実施内容

本実証実験の試験フロー、装置処理フローを図1と図2に示す。提供して頂いた焼却灰をよく混合し、均質化した焼却灰試料とした。各試験試料を水熱抽出処理し、処理温度・時間、並びに反応槽に充填する焼却灰試料量と使用した抽出水量の比(固液比)をパラメーターとして、その抽出効果の検討を行う。抽出処理した灰は放射性セシウムの溶出試験を行い、その安定性を評価する。一方、放射性セシウムを含む抽出水は放射性セシウム吸着材を用いて回収除去し、更にその回収処理した抽出水は、水熱抽出処理に再利用する。又、ここで使用した吸着材は熱加工と加圧処理し、焼却灰との体積を比較することで減容化効果を確認する他、放射性セシウムの溶出試験で、加工した吸着材の安定性を評価する。

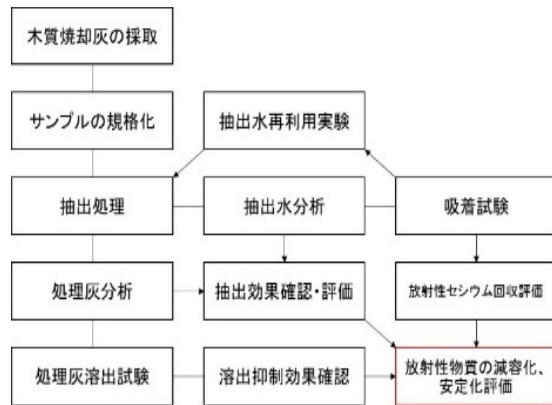


図1 焼却灰の水熱抽出処理ならびに放射性セシウム回収、減容化の試験フロー

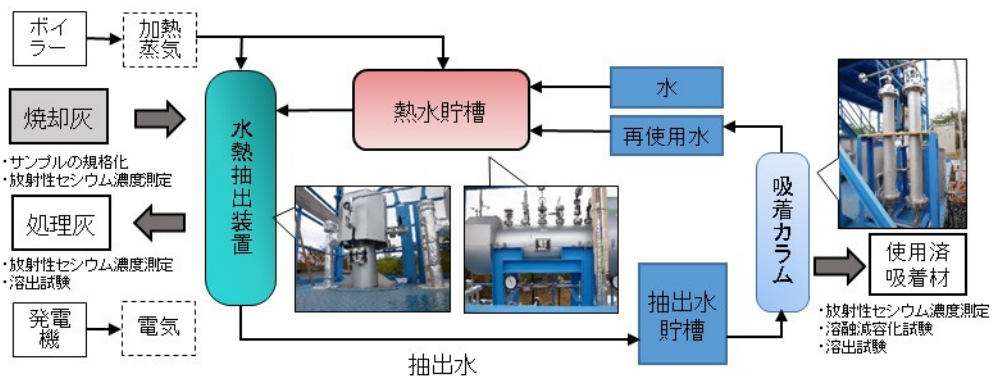





図2 装置処理フロー

2. 試験内容

2.1 水熱抽出試験に用いる焼却灰試料

本試験では木質焼却灰、一般ゴミ焼却飛灰、仮説焼却炉飛灰の3種類の試験試料に対して、水熱抽出処理を行った。各焼却灰の外観、焼却方法、放射性セシウム濃度等の物性情報を表1に示す。

表1 各種焼却飛灰物性表

名称	木質焼却灰	都市ゴミ焼却飛灰	仮設焼却炉飛灰
概観			
焼却方法	木質ペレットボイラー	ストーカー炉	ストーカー炉
キレート剤 セメント添加	キレート剤無し セメント添加無し	キレート剤有り セメント添加有り	キレート剤有り セメント添加無し
放射性セシウム 濃度(乾燥)	4,400 Bq/kg	7,600 Bq/kg	29,600 Bq/kg

2.2 焼却灰の水熱抽出実証試験

2.2.1 水熱抽出装置及び抽出処理条件

本実証試験で用いた装置(図2)は、福島県広野町に設置し、放射性焼却灰を用いた試験期間は平成27年9月10日-11月20日で、抽出実証試験を行った。実証試験装置は焼却灰から放射性セシウムを抽出する「水熱抽出装置」と、抽出水から放射性セシウムを吸着除去する「吸着カラム」で構成されている。「熱水貯槽」を新たに導入、装備することで、水及び抽出水で抽出処理する反応槽に循環供給が可能となることを特徴としている。また、「抽出水貯槽」にて処理した抽出水を保管、貯蔵できるようになっている。加熱した蒸気は小型ボイラーから供給し、電源は発電機からの供給を行っている。

水熱抽出条件は、下記の処理条件で、各パラメーターを変更して水熱抽出処理を行った。

①水熱抽出温度: 100、120、150、180、200℃、②処理時間: 15、30、60、120分、③熱水貯槽からの熱水供給量(固液比): 1:2、1:4、1:10(焼却灰:水)

各焼却灰に対する水熱抽出処理と水洗浄による放射性セシウム除去効果を比較するため、水による溶出試験を行った。固液比1:10にて、焼却灰100gを水1Lに分散させ、200rpm 6時間で攪拌後、5Cの濾紙にて濾過し、次いで得られた処理灰は120℃一昼夜の乾燥を行った。その後、濾過した処理水、並びに乾燥し焼却灰の放射性セシウム濃度(Bq/kg)を評価した。ここで、放射性セシウム濃度は、ゲルマニウム(Ge)半導体検出器(セイコー・イージーアンドジー社製SEG-EMSF 型番MCA7600)にて測定した。

2.2.2 水熱抽出結果

(1) 水熱抽出の温度依存性

水熱抽出処理の最適条件を検討する。反応槽内の抽出温度を変化させ、抽出率を測定した。ここで、処理時間は 120 分、固液比は 1:10 で固定し、それぞれの焼却灰に対して水熱抽出処理を行った。水熱抽出温度 120、150、180、200℃における抽出率の結果を図 3(左)に示す。ここで、抽出率は、下記の式より算出した。

$$\text{抽出率 \%} = \frac{(\text{未処理灰濃度 Bq/kg} \times \text{乾燥重量 kg} - \text{処理灰 Cs 濃度 Bq/kg} \times \text{乾燥重量 kg})}{\text{未処理灰 Cs 濃度 Bq/kg} \times \text{乾燥重量 kg}} \times 100$$

尚、図中、25℃の結果は、水洗浄による抽出率である。ここで、各焼却灰の処理前の放射性セシウム濃度は、表 1 に示す様に、木質焼却灰で 4,400Bq/kg、都市ゴミ焼却飛灰で 7,600Bq/kg、仮設焼却炉飛灰で 29,600Bq/kg である。水熱処理温度の増加に伴い、抽出率の増加が見られる。200℃で、木質焼却灰では 95% (359Bq/kg)、都市ゴミ焼却飛灰 85% (631Bq/kg)、仮設焼却炉飛灰 52% (17,930Bq/kg) となった。仮設焼却炉飛灰では十分な抽出率が得られず、更にアルカリ添加水による抽出実験を行った(図中アルカリ添加)。その結果、仮設焼却炉飛灰でも抽出率は、150℃にて 80% (5,970Bq/kg) となった。

(2) 水熱抽出の処理時間依存性

最適な水熱抽出時間を検討する為、処理温度を 150℃、固液比 1:10 で固定し、水熱抽出時間を 15、30、60、120 分で各焼却灰に対し水熱抽出処理を行った。処理結果を図3(右)に示す。水熱抽出開始 30 分程度で抽出率はほぼ一定値を示している。又、都市ゴミ焼却飛灰は 15 分においても抽出処理が効率良く行われた。抽出処理が実証試験では外気温やサンプル量増加等の影響があり、サンプルが熱水に充分浸漬する時間が必要であり、抽出率の変動を極力抑えるため、本実証試験では水熱抽出時間を 120 分と設定し、以下の試験を行った。

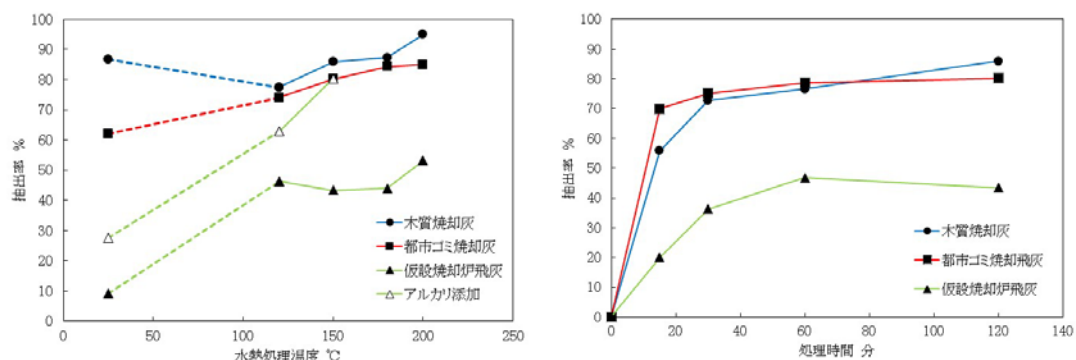


図 3 水熱抽出温度と抽出率の関係(左)ならびに抽出率の水熱処理時間依存性(右)
処理時間依存性の条件、処理温度;150℃、固液比;1:10

(3) 反応槽内の焼却灰-水の固液比による影響

水熱抽出処理における固液比を変更した結果を図 4 に示す。固液比が 1:10 は焼却灰に対して用いた抽出水量であり、この固液比において抽出率が最も高い結果となった。特に木質焼却灰はその影響が顕著であった。

2.2.3 水熱抽出処理の最適条件について

以上、前記(1)-(3)の試験結果より、本実証試験では、処理温度 150℃、処理時間 120 分、固液比、1:10 で以下の検討を行うこととした。また熱水貯槽を組み込んだ水熱抽出装置による焼却灰の放射性セシウムの抽出試験の最適温度は、200℃であり、処理時間 120 分、固液比 1:10 において、木質焼却灰で 95%、都市ゴミ焼却飛灰で、85%の抽出率が得られた。また仮設焼却炉飛灰では、同様の条件では、52%となつ

たが、アルカリを添加する事で、処理灰の放射性セシウム濃度は 5,970 Bq/kg と 8,000Bq/kg を下まわり、抽出率 80%に改善された。又、各焼却灰に対して水洗浄より高い抽出効果が可能となった。特に仮設焼却炉飛灰では、水洗浄においては 9%であり、水熱抽出処理が有効であることが示された。ここで、処理効率を考慮した場合、木質焼却灰では処理温度 200℃、処理時間 30 分、固液比 1:4 の条件でも水熱抽出が可能であり、短時間で大量の焼却灰を少量の水で処理できることがわかった。

上記条件では 1 バッチあたり、0.5hr で処理が行えるため、本試作機を 24 時間稼働させると、1 日あたり約 1 トンの焼却灰処理が可能であり、反応槽容量を 100L にスケールアップすることで実規模レベル(6 トン/日)まで処理可能である。

2.3 処理灰の残留放射性セシウムの溶出試験

水熱抽出処理を行った処理灰からの残留放射性セシウムの溶出性を検証する為、処理灰を水中に浸漬後の放射性セシウム溶出挙動を調べた。処理灰溶出試験方法は下記のように実施した。水熱抽出処理後、乾燥を行った各焼却灰 100g に対し、水 1L、6 時間、200rpm 撹拌を行った。6 時間後、ろ過を行い、溶出水を得た。得られた溶出水は U-8 容器に詰め、Ge 半導体検出器にて放射性セシウム濃度を測定した。ここで、溶出率は、以下の様に定義し算出した。

$$\text{溶出率 \%} = \frac{\text{溶出水濃度 Bq/kg} \times \text{溶出水量 kg}}{\text{溶出サンプル濃度 Bq/kg} \times \text{溶出サンプル量 kg}} \times 100$$

表 2 に水熱処理した処理灰のセシウム溶出試験の結果を示す。水熱処理した処理灰の残留放射性セシウム溶出試験は、処理灰 100g を 1L 水で 6 時間、溶出処理した後に洗浄液中の放射線量を測定して評価した。処理灰に残留している放射性セシウム溶出はほぼ観測されなかった。以上、水熱抽出処理後に処理灰中に残留する放射性セシウムの溶出量を検証した結果、木質灰は約 0.69%、都市ゴミ焼却飛灰は約 0.61%、仮設焼却炉飛灰はほぼ溶出しない事がわかった。いずれも処理灰中の残留放射性セシウムの溶出はほぼ無く、処理灰の安定性が示された。

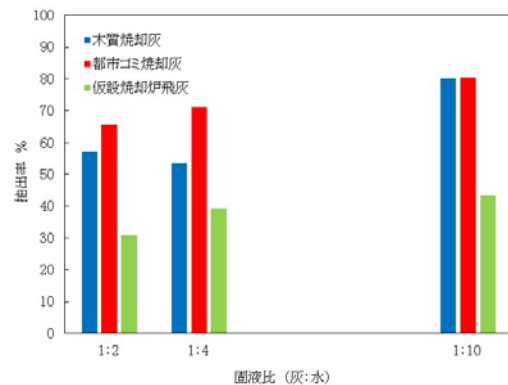


図 4 各処理灰の水熱抽出処理固液比における抽出率

表 2 処理灰溶出水測定結果

処理灰種類	放射性 Cs 濃度 Bq/kg	処理灰中の 残留放射性 Cs 濃度 Bq/kg	溶出水に含まれる放射性セシウム濃度			溶出率 %
			Cs134 Bq/kg	Cs137 Bq/kg	Cs 合計 Bq/kg	
木質焼却灰	4,400	359	ND(≤1)	0.247	0.247	0.69
都市ゴミ焼却飛灰	7,600	1,631	ND(≤1)	1.0	1.0	0.61
仮設焼却炉飛灰	29,600	19,920	ND(≤1)	ND(≤1)	ND(≤2)	≤0.1

2.4 放射性セシウムの吸着回収

水熱抽出処理により焼却灰から抽出した放射性セシウム含有の抽出水は、繊維状吸着材を用いて処理し、放射性セシウムの吸着回収を行った。放射性セシウムを回収する吸着材は(株)カサイ社製 繊維状放射性セシウム「K2AQUAa-Cs」を用いた。図 5 は繊維状吸着材の外観写真(左)及び繊維断面 SEM 画像(中)である。繊維状吸着材は吸着材に含有されるゼオライトが放射性セシウムを吸着することができる。図中 SEM 写真の様に、微細な多孔質構造の繊維であることが特徴となる。

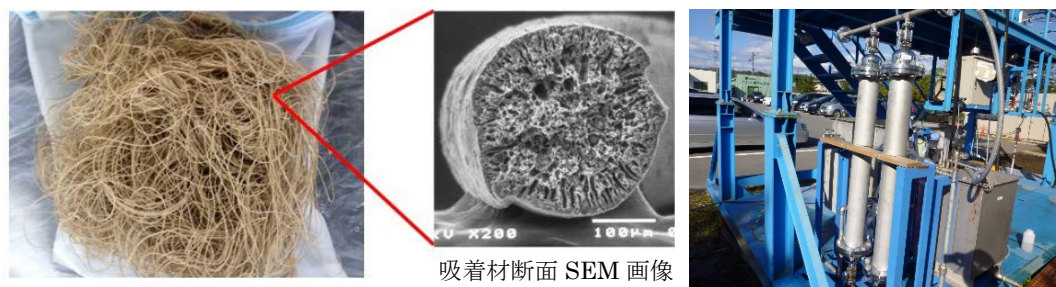


図 5 繊維状放射性セシウム吸着材「K2AQUA-Cs」(左)と吸着カラム概観(右)

2.4.1 吸着試験に用いる抽出水の調整、並びに吸着装置、評価項目

放射性セシウムの吸着材による回収実験には、水熱抽出処理で発生した各抽出水を使用した。金属製吸着カラム(図 5(右))は、直径 100mm、カラム長 1m、吸着材容積 7.85L(1塔あたり)を 2 塔装備した。仮設焼却炉飛灰を処理した放射性セシウム抽出水(444Bq/kg、70L)を、吸着カラムに充填した繊維状吸着材(4kg)を使用し、10L/min(SV 38.2hr⁻¹)の通水速度で処理した。所定の循環時間毎に貯水タンクから抽出水 200ml をポリサンプル容器に採取し、各々について放射性セシウム濃度を測定した。

2.4.2 吸着試験結果

表 3 に、抽出水を 10L/min で吸着材に通水した時、所定時間でサンプリングした処理抽出水中に含有する放射性セシウム濃度の各測定結果を示す。表 3 より、抽出水を 300 分、10L/min で循環吸着させた後の抽出水中の放射性セシウム濃度は、40Bq/kg となった。又、放射性セシウムの初期濃度に対する回収率を算出すると、91% が回収された。この際、吸着材の放射性セシウム濃度を測定した結果、6,300Bq/kg となった。ここで回収率は、以下の式より算出した。

表3 吸着処理における抽出水の放射性セシウムの回収率

循環時間 分	SV	Cs 合計 Bq/kg	回収率*1 %	基準値計算*2
0	0	444.1	—	5.37
30	19	148	67	1.8
90	57	79	82	0.95
180	115	61.7	86	0.74
240	153	47.26	89	0.57
300	191	39.73	91	0.48

*1 回収率 $\text{回収率 \%} = \frac{\text{吸着後濃度 Bq/kg}}{\text{吸着前抽出水濃度 Bq/kg}} \times 100$

*2 基準値 $\frac{\text{Cs134}}{60} + \frac{\text{Cs137}}{90} \leq 1$

2.5 再使用抽出水を用いた水熱抽出試験

水熱抽出処理に使用した抽出水の再利用は、資源等の有効活用の観点から重要である。そこで、再使用抽出水を用いた水熱抽出処理試験について以下を検討した。

2.5.1 再使用水の調整と水熱抽出処理条件

水熱抽出処理によって仮設焼却炉飛灰を処理した際、抽出水を再使用水として水熱抽出処理に使用した。再使用抽出水は、仮設焼却炉飛灰に対し 150℃、2hr、固液比 1:10 の処理条件で水熱抽出を行い得た。その後、4kgの吸着材に 3 時間通水処理して放射性セシウムを除去した後、水熱抽出処理に再利用した。

2.5.2 再使用水を用いた水熱抽出処理

図 6 に吸着回収した再利用水を用いた際の水熱抽出処理使用回数における放射性セシウムの焼却灰からの抽出率を示す。

水熱抽出処理の結果、2 回目に抽出率の低下が見られたが、回数を重ねるごとに抽出率が上昇する傾向がみられた。同時に抽出水の pH 変動をモニターした結果から推測される

に、回数が増えると共にアルカリ濃度の増加による pH 増加が観測された。従って、このアルカリ性の増加により抽出効果が増大したと推察される。

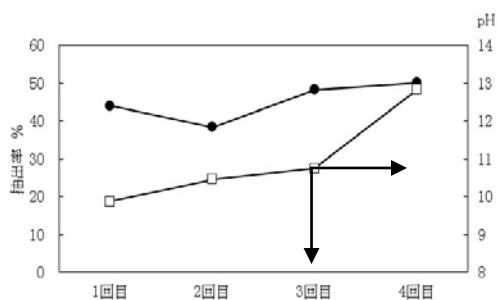


図 6 再使用抽出水による使用回数と抽出率ならびに pH の関係

2.6 熱加圧加工による吸着材の減容化及び、安定性実証試験

2.6.1 加圧加工による吸着材の減容化と吸着材からのセシウム溶出試験

放射性セシウムを吸着回収した使用済み吸着材は、今後、その吸着濃度に依存して中間処理施設等への保管が義務付けられる。従って、飛灰中に残留する放射性セシウムをどれだけコンパクトに吸着材に回収できるか大変重要となる。そこで本試験では、熱可塑性樹脂とゼオライトの複合材である繊維状吸着材を吸着回収後に融点以上で熱加工を施し、コンパクトなペレット状とし、その減容化率と放射性セシウム溶出について検討した。

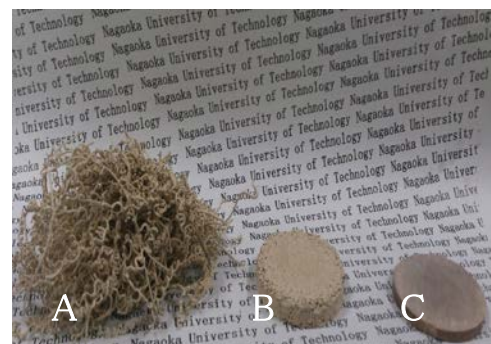
まず、繊維状吸着材の熱加工の最適な温度を調査するため、100-600℃の各温度における繊維状吸着材の比表面積の変化を測定した。又、減容化評価サンプルは、温度設定し、100kgf/cm²の圧力で成型した(直径 40mm、高さ約 4mm)。加圧成型器内に繊維状吸着材を詰め、熱加工前後の体積変化から以下の式により減容化率を求めた。

$$\text{減容化率 \%} = \frac{\text{熱加工後吸着材体積 } L}{\text{熱加工前吸着材体積 } L} \times 100$$

そして、非放射性セシウムを吸着させた繊維吸着材に対し溶出試験を行い、溶液中に含まれる非放射性セシウムを原子吸光光度計でセシウム濃度を測定し、セシウム溶出率を算出した。又、熱加工して成型したサンプルに対しても同様の溶出試験を行い、溶出率を算出した。ここで溶出率は以下の様に定義した。

$$\text{溶出率 \%} = \frac{\text{溶出水濃度 } Bq/kg \times \text{溶出水量 } kg}{\text{溶出サンプル濃度 } Bq/kg \times \text{溶出サンプル量 } kg} \times 100$$

尚、非放射性セシウムを吸着した繊維は、5,000ppmの塩化セシウム水溶液中に吸着材を6時間浸漬した試料を真空状態で50℃にて乾燥したものをを用いた。一方、放射性セシウムを吸着させた繊維吸着材についても、同様の熱加工及び溶出試験を行った。水溶液中に含まれる放射性セシウム濃度はGe半導体検出器で放射性セシウム濃度を測定し溶出率を算出した。また、熱加工サンプルに対しても同様の溶出試験を行い、溶出率を算出した。



A: 繊維状吸着材、B: 室温における加圧プレス処理、C: 400℃熱加工プレス処理

図7 吸着材成型による形状変化

2.6.2 繊維状吸着材結果

同重量の吸着材を加圧プレス、熱加工プレスを行ったサンプル写真を図7に示す。体積比で繊維状吸着材を100%とした場合、加圧プレスのみで成型した試料の減容化率は40%、熱加工プレス処理を行うと15%まで体積を減少させることが可能であった(図8a)。

各温度で加熱した際に得られる成型物のBET比表面積の結果を図8b)に示す。未熱加工に比べ、200℃までは比表面積は徐々に減少し、27.5m²/gまで低下するが、200-300℃において急激に0.9m²/gへと減少し溶融高分子が表面積を増加させている事がわかる。一方、更に温度を300-400℃まで上昇させると、表面積が増加した(比表面積は減少)。更に、500℃以上の加熱

温度で熱加工を続けると比表面積は上昇し、高分子の分解によりゼオライトの表面が露出し、表面積が減少したと考えられる。本試験では、比表面積が最も小さくなる 400℃を、加熱温度として設定することとした。

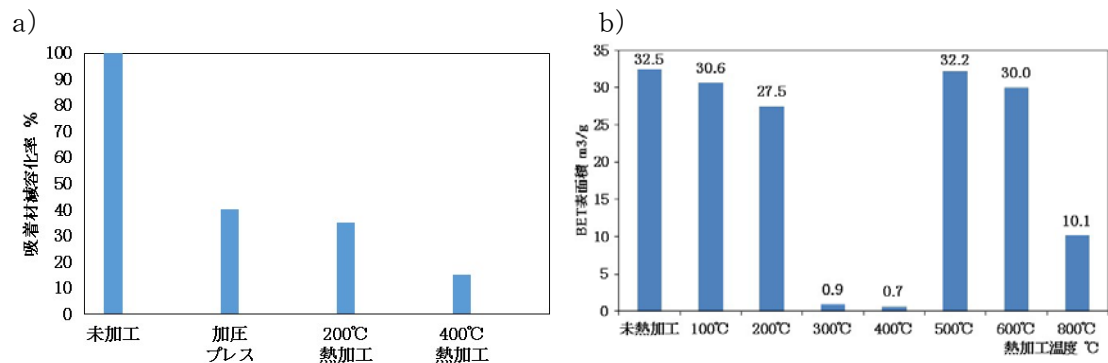


図 8 各熱加工温度による成型物の減容化率a)及び BET 表面積の変化b)

表 4 に、非放射性セシウムを吸着させた繊維状吸着材について、400℃で熱加工プレスしたペレットと未加工試料のセシウムの溶出率を示す。未加工繊維吸着材の非放射性セシウムの溶出率は 0.95%であった。一方、熱加工プレスした成型物は、0.04%となり、繊維状吸着材と比べ、およそ 25 分の 1 となった。従って、400℃で熱加工プレスした成型物はセシウムの固定化効果が有ることが判明した。これは先に述べたように吸着材の高分子が溶融しゼオライト表面を覆い、セシウムと水の接触を阻害した効果と考えられる。

表 4 熱加工によるセシウム溶出挙動

サンプル	セシウム吸着量 mg	セシウム溶出量 mg	溶出率 %
未熱加工繊維	861.5	8.17	0.95
熱加工ペレット	861.5	0.34	0.04

一方、放射性セシウムを吸着させた繊維状吸着材、熱加工サンプルからの放射性セシウムの溶出は、検出下限以下であった。

2.7 処理灰量を考慮した減容化

本実証試験において使用した 3 種類の放射性焼却灰について、木質焼却灰及び都市ゴミ焼却灰では、放射性セシウム線量が処理後には、それぞれ、359 並びに 1,631Bq/kgとなり、いずれも 3,000Bq/kg(再資源化検討基準)以下の為、処理灰の保管は考慮しなくても良い。従って、例えば木質焼却灰 4,400Bq/kg、1,000L(700kg)を水熱抽出した場合、90%の放射性セシウムを抽出し、吸着材放射性セシウム濃度が 150 万 Bq/kg では吸着材の必要量は 1.85kg となる。更に 1.85kg の吸着材に対し熱加工を行うと 1.16L となり、そのため減容化率(%) = (1.16L ÷ 1,000L) × 100 = 0.116%である。これは、焼却灰からの減容化では約 1/800 となる。同様の計算で都市ゴミ焼却灰では 7,600Bq/kg、1,000L(1,100kg)が吸着材で 2.8L の吸着材に収まり、減容化率は 0.279%となる。一方、アルカリ無添加で仮設焼却炉飛灰を処理した場合は、処理灰は抽出率が 50%に留まってしまうため 8,000Bq/kg(指定廃棄物濃度基準)以上の放射性セシウム

を含んでおり、廃棄物の減容化にはならない。しかし、水熱抽出処理を行うことで処理灰保管場所の空間線量低減や 8,000Bq/kg 以下になるまでの放射性セシウム減衰期間を大幅に短縮でき、減容化を行った高濃度吸着材を遮蔽保管するだけで良いといった利点がある。また、本実証試験で見出したアルカリ添加による水熱抽出処理により、抽出率の向上が見出され、8,000Bq/kg を下回ることが可能であり、本技術が幅広い焼却灰に適応可能であることが示唆された。

3 作業の安全性評価

空間線量率、表面汚染、作業員被ばく量を常時、点検し安全作業を徹底した。実証試験では NaI シンチレーションサーバイメータを用いて作業開始時、終了時作業環境の空間線量率の測定を行った。測定箇所と空間線量率の作業後の結果を図 9 に示す。空間線量率の変動は多少あるものの、試験環境内でモニタリングポストの値を大きく超えるような数値変動はないため実証試験による放射性セシウムの飛散、汚染は無いと判断できる。また、作業員 5 名に実証場所にて携帯させていた積算線量計(ガラスバッチ)の値は全て 50 μ Sv 以下(現地実証作業期間 36 日間 250 時間)となっていたため本実証試験による被ばくは環境からの被ばくだけと考えるとよい。作業中の注意事項として焼却灰取扱い時はマスク、ゴーグル、ゴム手袋、前掛けを着用した。高温の蒸気を使用する為、やけど防止の長袖作業着を着用した。

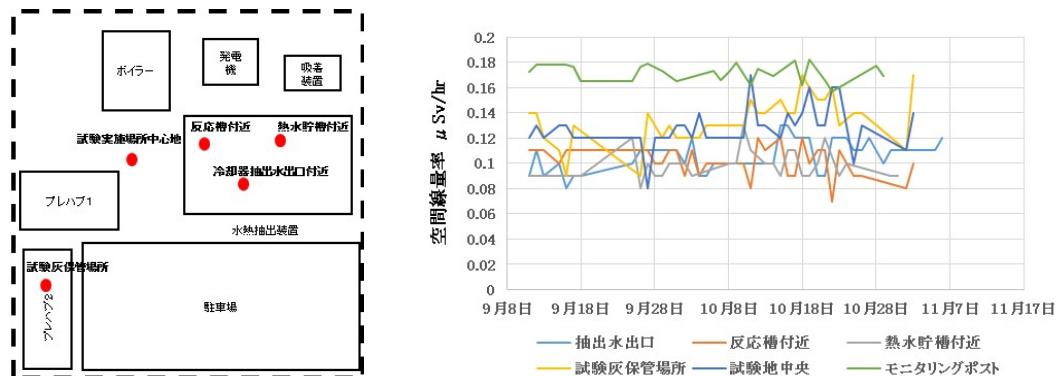


図 9 空間線量率と表面汚染測定箇所:左 と 作業後空間線量率測定結果:右

4 処理コスト

処理コスト検討の前提条件として、処理対象を本実証試験で使用した木質焼却灰 4,400Bq/kg、放射性セシウム抽出率 90%、6トン/日、年間稼働 300 日とした。保管費用等記述の無いものに関しては考慮していない。処理コストは焼却灰1トン当たりの費用として算出した。

- ① 処理量: 1,800トン/年
- ② 吸着材交換濃度: 150 万 Bq/kg
- ③ 使用固液比:(水:灰=4:1)
- ④ 放射性セシウム除去率 90%

上記①-④の条件において処理コストを算出すると、以下の様になる。

- (1) インitialコスト: 10.6 千円/トン (※償却年数 10 年)
- (2) ランニングコスト: 48.6 千円/トン(抽出コスト 24.6 千円/トン、吸着コスト 24 千円/トン)

5 まとめ

本実証試験で行った熱水貯槽を組み込んだ水熱抽出装置による焼却灰からの放射性セシウムの抽出除去及び、繊維状吸着材による吸着減容化試験により以下の知見を得た。

(1) 水熱抽出の最適処理条件の検討

焼却灰の放射性セシウムの抽出試験の結果、最適温度 200℃、処理時間 120 分、固液比 1:10 において、木質焼却灰で 95%、都市ゴミ焼却飛灰 85%の抽出率が得られる。仮設焼却炉飛灰では、同様の条件では、52%となったが、アルカリを添加する事で、処理灰放射性セシウム濃度 5,970 Bq/kg、抽出率 80%に改善し、各焼却灰に対して水洗浄より高い抽出効果がある。処理効率を考慮した場合、木質焼却灰では処理温度 200℃、処理時間 30 分、固液比 1:4 の条件でも水熱抽出処理が可能である。

(2) 処理灰からの放射性セシウム溶出挙動の安定性評価

処理灰に含まれる残留放射性セシウムの溶出は無く、残留している放射性セシウムは安定な形状で処理灰に存在していると考えられ、処理灰のリサイクル、埋立てに關しての安定性が確認できた。

(3) 水熱抽出した放射性セシウム抽出水からの放射性セシウム吸着回収

繊維状放射性セシウム吸着材を用いた放射性セシウムの吸着回収を実施した結果、90 分で放射性セシウム排出基準値を下回ることができ、回収率91%で放射性セシウムを吸着材で回収した。水熱処理抽出水は高アルカリ水であったが繊維状吸着材を使用することで効率的に吸着除去が可能であることを確認できた。

(4) 再使用抽出水を用いた水熱抽出繰り返し試験

放射性セシウム回収後の抽出水を再度、水熱処理試験に用いた。3 回の繰り返し試験を行ったが焼却灰の放射性セシウム抽出率の低下は確認されなかった。このことより抽出水の 3 回の繰り返し利用が可能であり、水の使用量、排水量を劇的に減らせ、水熱処理システムでのクローズド化処理が期待できる結果となった。

(5) 放射性セシウム吸着材の熱加工による減容化及び、放射性セシウムの安定性検討

繊維状吸着材を熱加工することにより、繊維状からペレット状に成型することが可能であった。ペレット状では繊維状に比べ1/6 に減容化ができ。また、焼却灰との体積比較では 1/100 以上の減容化が可能。熱加工後吸着材からの放射性セシウム溶出はなく、安全保管に有効であると確認された。

(6) 水熱抽出処理コスト検討

本技術を用いた焼却灰の水熱抽出処理コストは 59.2 千円/トン(水熱抽出コスト 24.6 千円/トン、放射性セシウム吸着コスト 24 千円/トン、初期費用 10.6 千円/トン)と試算された。抽出コストは既報されている水洗浄 48~68 千円/トンと同程度であったが水洗浄では効果の低い焼却灰に対しても効果がある。又、焼却炉に併設し排熱を利用することで、全体のコストの 33% を占めるボイラー燃料費を抑えることができる可能性がある。

実施代表者の所属機関:大阪大学

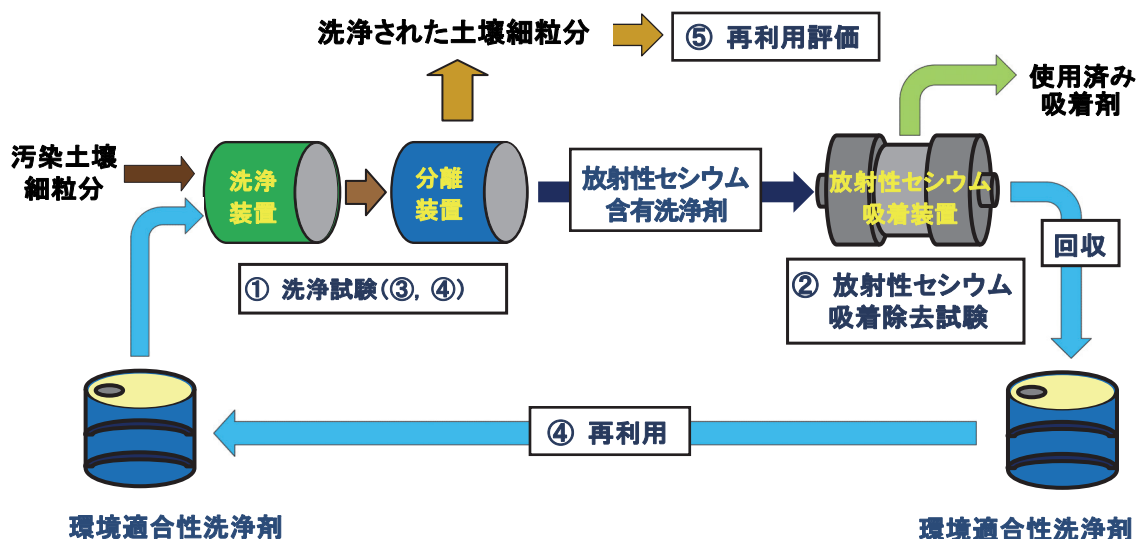
実証テーマ名:環境適合性洗浄剤を用いての汚染土壌細粒分の除染・減容化技術の開発と浄化土壌の再利用

事業の概要:放射性セシウムで汚染された土壌のうち、分級等により発生した放射線量の比較的高い土壌細粒分に対して、マグネシウムイオンとセルロース等からなる洗浄剤(以下、「環境適合性洗浄剤」という。)を用いての洗浄による除染効果等を評価する。さらに、洗浄剤中に溶出した放射性セシウムを少量の吸着剤で吸着させることによる、放射性汚染物量の減容化効果等を評価する。

実施内容:①汚染土壌細粒分の洗浄試験 ②洗浄剤中からの放射性セシウム除去試験 ③洗浄剤中の酸、アルカリ金属の影響の確認試験 ④洗浄剤の繰り返し使用効果の確認試験 ⑤洗浄土壌の再利用評価

技術概要:

1. 試験フロー



2. 試験目標

分級等により発生した放射能濃度数万 Bq/kg の土壌細粒分を、環境適合性洗浄剤で洗浄することで、数千 Bq/kg まで放射能濃度を低減する。

さらに、洗浄剤中に溶出した放射性セシウムを少量の吸着剤に吸着させて、保管が必要な汚染物量を初期量の 10 分の 1 以下に減容化する。

3. 期待される効果

- 安全、低コストで効果的な土壌除染・減容化の実現
- 土壌再利用の実現
- 汚染土壌減容化による保管スペースの有効利用

① 汚染土壌細粒分の洗浄試験 (除染効果)

フレキシブルコンテナ内の除去土壌を湿式摩砕分級して得られた、粒径 75 μm 以下の土壌細粒分(放射性セシウム濃度:29,000 Bq/kg)に、硫酸(10 wt%)、塩化カリウム、塩化マグネシウム、ヒドロキシエチルセルロースからなる洗浄剤(環境適合性洗浄剤)を用いての洗浄による除染効果を評価した結果、22%の土壌除染率が得られた(表1)。土壌細粒分中の放射性セシウム濃度は最高 19,000 Bq/kg まで低下したが、今回の試験では洗浄剤中への放射性セシウム抽出に加えて土壌成分の液中への溶解が起こったため、土壌中の放射性セシウム濃度のさらなる低下は認められず、目標の放射能濃度数千 Bq/kg 以下までの除染効果は得られなかった。洗浄剤中への土壌成分の溶解を抑える工夫が必要である。

表 1 各洗浄条件で洗浄後の土壌除染率

洗浄条件	土壌中の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)		土壌除染率 (%)
	洗浄前	洗浄後	
30°C/3時間	28574	22351	22
30°C/6時間	28574	24556	14
30°C/18時間	28574	27579	3
70°C/3時間	28574	28682	0
70°C/6時間	28574	24276	15
70°C/18時間	28574	24990	13
70°C/18時間*	28574	19008	33

*洗浄後の土壌を水の代わりに MgCl₂+KCl 水溶液で洗浄

② 洗浄剤中からの放射性セシウム除去試験 (減容効果)

洗浄剤中に抽出された放射性セシウムを吸着除去するために、洗浄剤を中和し、用いた汚染土壌細粒分に対して 10 wt%以下のプルシアンブルー (PB) 粒子を充填したカラムに放射性セシウム含有洗浄剤を通液した結果、すべての放射性セシウムが洗浄剤中から除去された(放射能濃度:ND) (表2)。このことから、本洗浄技術により汚染土壌の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、保管が必要な汚染物量を初期量の 10 分の1以下に減容化することが期待できる。

表 2 洗浄剤中の放射性セシウム吸着試験結果

PB吸着剤/ 土壌細粒分 重量比(%)	吸着処理前		吸着処理後	
	洗浄剤		洗浄剤	
	放射能濃度 (Bq/kg)	重量(kg)	放射能濃度 (Bq/kg)	重量(kg)
3.9	78	0.343	ND	0.342
3.9	95	0.324	ND	0.323
3.9	112	0.385	ND	0.382
7.6	152	0.413	ND	0.413
7.6	218	0.363	ND	0.363
7.6	348	0.326	ND	0.321
9.7	515	0.208	ND	0.206

③ 洗浄剤中の酸、アルカリ金属の影響の確認試験

洗浄剤中の塩化カリウムの代わりに塩化リチウム、塩化ナトリウムを用いた時、土壌除染率は 15%からそれぞれ 6%、-15%へと大きく低下した。一方、硫酸の代わりに硝酸を用いた場合は土壌除染率が7%向上した。各洗浄剤間での土壌の重量減少率の違いがこの現象に関与していることを明らかにした。

④ 洗浄剤の繰り返し使用効果の確認試験

放射性セシウム除去後に回収した洗浄剤に濃度が 10 wt%あるいは 20 wt%となるように硫酸を添加することで、汚染土壌の洗浄に再利用できることを確認した。初期の洗浄時よりも土壌除染率が向上しており、洗浄剤中に溶出した土壌成分が土壌除染率向上に寄与していると考えられる。

⑤ 洗浄土壌の再利用評価

洗浄後の土壌細粒分の pH は 1 以下であるが、土壌に対して 10 倍量の 1%炭酸カルシウム水溶液で洗浄することで中性付近 (pH 6.70) まで戻すことができる。また、洗浄後に土壌中の Al₂O₃ と Fe₂O₃ の割合が減り、カリウム (K₂O) と SiO₂ の割合が増えているが、その変化率は比較的小さく、本洗浄技術により汚染土壌の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、洗浄後の土壌は問題なく再利用できると期待される。

除去物発生量評価: 本洗浄技術により汚染土壌の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、洗浄剤中に抽出された放射性セシウムを吸着したプルシアンブルー (PB) 粒子のみが二次廃棄物となる。1 kg の土壌を処理した場合、二次廃棄物である PB 粒子が 0.099 kg 発生する。

作業員被ばく量評価: 作業場所平均空間線量率 0.08 μSv/hr (作業時間 8 時間)、作業員最大被ばく量 0.8 μSv (吸着作業、作業時間: 8 時間)、作業員平均被ばく量 0.64 μSv

コスト評価: 176,225 円/t (洗浄のみ)、1,876,225 円/t (洗浄+吸着) | 歩掛り(作業人工、作業速度): 2人工/t、1 t/2 days (70 °C/6 時間洗浄の場合)

コスト評価条件: 汚染土壌細粒分 1 トン (湿潤状態) 当たりを洗浄処理するのに必要な薬剤コストは 176,225 円であり、洗浄剤を再利用すれば、2 回目は 52,630 円となる。洗浄剤中のセシウム吸着のためにプルシアンブルー粒子を乾燥土壌の 1/10 量用いた場合、全行程の薬剤コストは 1,876,225 円/t となる。

除染作業における安全上の注意: 洗浄後の土壌と洗浄剤 (強酸性) を分離する時には、それらが直接手に付着しないように手袋を着用する

試験場所 (住所): 福島県内 | 除去物保管場所と保管状況: 試験で使用した汚染土壌は元のフレキシブルコンテナ内に戻す

1. 事業の概要

放射性セシウムで汚染された福島県内の土壌のうち、湿式磨砕分級により発生した放射線量の比較的高い土壌細粒分に対して、マグネシウムイオン、カリウムイオン、硫酸、ヒドロキシエチルセルロースからなる洗浄剤（以下、「環境適合性洗浄剤」という。）を用いての種々の条件下での洗浄による除染効果等を評価する。さらに、洗浄剤中に溶出した放射性セシウムを少量の吸着剤（プルシアンブルー粒子等）で吸着させることによる、放射性汚染物量の減容化効果を評価する。

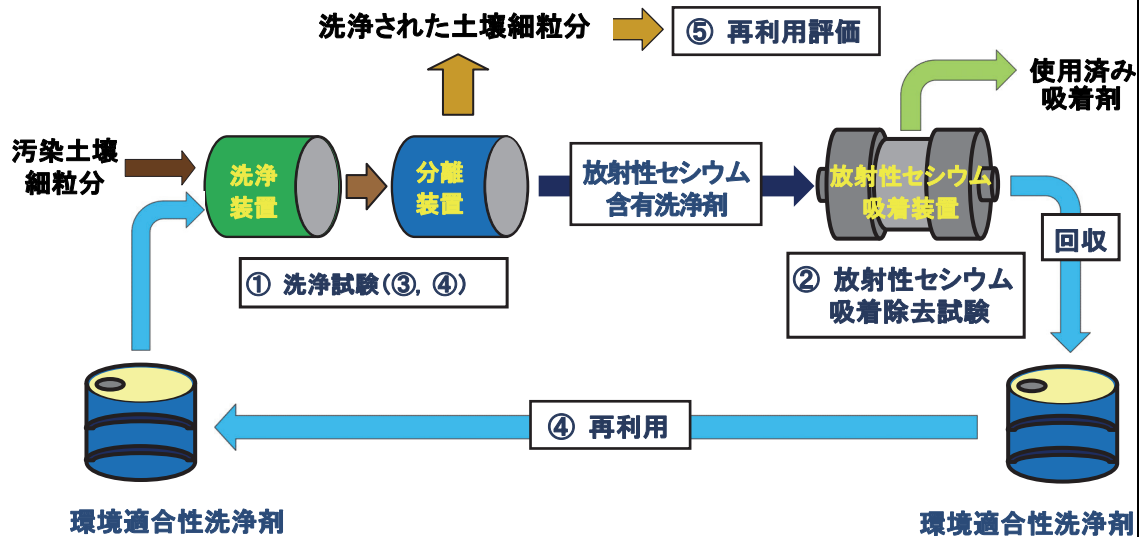


図 1-1 試験フロー図

1.1 実施項目

(1) 試験の準備

- i) 実証試験に必要な装置、薬剤を準備する。
- ii) 実証試験用の原土として福島県内で採取した汚染土壌を使用する。

(2) 環境適合性洗浄剤を用いての汚染土壌細粒分の除染・減容化技術の実証試験

環境適合性洗浄剤による汚染土壌細粒分からの放射性セシウム除去（除染）と、少量のセシウム吸着剤による環境適合性洗浄剤中からの放射性セシウム除去（減容化）の実証試験を行う。

i) 汚染土壌細粒分の洗浄試験

汚染土壌細粒分に環境適合性洗浄剤を加えて、表 1-1 と表 1-2 に示した条件で攪拌する（試験回数：計 39 回）。遠心分離機を用いて土壌と洗浄剤を分離し、土壌を水あるいは塩化マグネシウム＋塩化カリウムの混合水溶液で 1 回あるいは 2 回洗浄後、各々の重量と放射能濃度を測定して除染効果について評価する。

ii) 洗浄剤中からの放射性セシウム除去試験

i)において土壌と分離した洗浄剤を中和後、セシウム吸着剤を充填したカラム中に通液して放射性セシウムを除去する。得られた洗浄剤とセシウム吸着剤の重量と放射能濃度を測定し、減容効果について評価する（試験回数：計 18 回）。

iii) 洗浄剤中の酸、アルカリ金属の影響の確認試験

i)の結果、表 1-1 に記載の条件において除染効果の大きかった条件で、洗浄剤中の酸の種類あるいはアルカリ金属の種類の変化（表 1-3）の影響について評価する（試験回数：計 4 回）。

iv) 洗浄剤の繰り返し使用効果の確認試験

大きな除染効果が得られた洗浄条件（表 1-1）を 3 つ選定し、それらの条件下での洗浄剤（硫酸を新たに添加して 10 wt% あるいは 20 wt% の硫酸濃度となるように調製）の繰

返し使用効果について評価する(試験回数:3回)。

v) 洗浄後の土壌の再利用評価

洗浄により得られた土壌の成分について測定し再利用について評価する。

表 1-1 実証試験条件(洗浄温度と洗浄時間の変化)

	3 時間	6 時間	18 時間
30°C	○	○	○
50°C	○	○	○
70°C	○	○	○

表 1-2 実証試験条件(洗浄温度/時間と洗浄回数の変化)

洗浄温度/時間	洗浄回数					
	1 回	2 回	3 回	4 回	5 回	6 回
30°C/3 時間	○	○	○	○	○	○
30°C/6 時間	○	○	○	/	/	/
30°C/18 時間	○	/	/	/	/	/
50°C/3 時間	○	○	○	○	○	○
50°C/6 時間	○	○	○	/	/	/
50°C/18 時間	○	/	/	/	/	/
70°C/3 時間	○	○	○	○	○	○
70°C/6 時間	○	○	○	/	/	/
70°C/18 時間	○	/	/	/	/	/

*環境適合性洗浄剤で処理後の土壌細粒分を洗浄する時に水の代わりに塩化マグネシウム+塩化カリウム混合水溶液を用いる実証試験も行う。

表 1-3 実証試験条件(酸の種類とアルカリ金属塩の種類の変化)

酸	アルカリ金属塩		
	KCl	LiCl	NaCl
硫酸	○	○	○
硝酸	○	/	/

1.2 評価項目

(1)放射能濃度評価と除染効果

洗浄処理前後での汚染土壌細粒分の放射能濃度測定をゲルマニウム半導体検出器を用いて行う。また、処理前後での洗浄剤の放射能濃度測定も行う。さらに、セシウム吸着剤で処理後の洗浄剤の放射能濃度測定、セシウム吸着前後での吸着剤の放射能濃度測定も行い、これらの結果を用いて除染効果を評価する。

(2)減容又は減量効果

洗浄前後での汚染土壌の乾燥重量、処理前後でのセシウム吸着剤の乾燥重量を測定し、減容効果を評価する。また、放射性セシウムマスバランスとマテリアルバランスも評価する。

(3)処理後の生成物又は再生利用製品の物性評価

洗浄により浄化された土壌:土壌成分等を分析し、土木資材等として再利用できるかの評価を行う。

放射性セシウム除去後の洗浄剤:洗浄剤成分等を分析し、繰り返し使用についての評価を行う。

(4)空間線量率評価

除染前後での土壌ならびに洗浄剤の空間線量率評価を NaI シンチレーションサーベイメータを用いて行う。

(5)作業員被ばく量評価

作業に伴う作業員の被ばく量について、作業期間中の積算線量もしくは1日当たりの積算線量を評価する。

(6)コスト評価

実機システムを想定し、単位重量当たりの汚染土壌を処理するのに必要なコストの評価を行う。

(7)安全上の注意の評価

実験室の整理整頓、非常口の明示、廃棄物の分別、月1回以上の放射線管理責任者による巡視等、作業安全上の注意点を評価する。

2. 試験内容

2.1 土壌細粒分の準備・保管

原土として福島県内のフレキシブルコンテナ内の除去土壌(山林から採取)を使用した。これらの土壌の重量を電子天秤で測定後、放射能濃度をゲルマニウム半導体検出器で、含水率を加熱乾燥式水分計で測定した。ここから本試験研究で使用する土壌細粒分(粒径 75 μm 以下)を分級により採取した。まず、石、小枝、枯葉等を除くために目開き 4.75 mm のステンレスふるいで原土を分級し、重量、放射能濃度、含水率を測定した。その後、湿式摩砕分級により、目的の土壌細粒分を採取した。粒径 4.75 mm 以下の土壌に重量比で 1.3 倍程度の水を加えた後、循環ポンプで1時間磨砕洗浄した。得られた土壌分散液を目開き 75 μm のステンレスふるいを通して分級後、遠心分離により土壌細粒分と水を分離した。得られた土壌細粒分と水の重量、放射能濃度を測定した。土壌に対しては含水率も測定した。土壌細粒分(粒径 75 μm 以下)以外の土壌はフレキシブルコンテナ内に戻した。土壌細粒分は使用時まで専用密閉容器内で保管した。

2.2 環境適合性洗浄剤の準備

容量 10 L のポリビーカーに水(1,858 g)を入れた後、塩化マグネシウム(試薬一級、含量 97%) (129 g)、塩化カリウム(試薬特級、含量 99.5%) (251 g)、濃硫酸(試薬特級、濃度 96%) (260 g)、ヒドロキシエチルセルロース(200-300 mPa·s) (2.5 g)を加えて完全に溶解させ、環境適合性洗浄剤 2.5 kg を調製した。

2.3 汚染土壌細粒分の洗浄・減容化・再利用試験方法

(1)汚染土壌細粒分の洗浄試験

容量 10 L のポリビーカーに土壌細粒分(乾燥重量で 250 g 程度)と環境適合性洗浄剤(2.5 kg 程度)を入れ、表 1-1 に示した条件下、攪拌機(300 rpm 程度)で攪拌した(試験回数:計 9 回)。ここで加熱はウォーターバスにより行った。攪拌終了後、遠心分離機(3000 rpm 程度)を用いて土壌と洗浄剤を分離し、洗浄剤の重量と放射能濃度を測定した。土壌に対しては水あるいは塩化マグネシウム(5%) + 塩化カリウム(10%)混合水溶液(2.5 kg 程度)で 2 回洗浄後、重量、放射能濃度、含水率を測定した。

(2)洗浄回数の効果の確認試験

容量 10 L のポリビーカーに土壌細粒分(乾燥重量で 250 g 程度)と環境適合性洗浄剤(2.5 kg 程度)を入れ、表 1-2 に示した洗浄温度、洗浄時間、洗浄回数で土壌細粒分の洗浄を行った(全試験回数:計 30 回)。攪拌は攪拌機を用いて 300 rpm 程度で行った。また、加熱はウォーターバスにより行った。攪拌終了後、遠心分離機(3000 rpm 程度)を用いて土壌と洗浄剤を分離し、洗浄剤の重量と放射能濃度を測定した。土壌に対しては水(2.5 kg 程度)で 1 回あるいは 2 回洗浄後、重量、放射能濃度、含水率を測定した。2回目以降の土壌細粒分の洗浄は、新しく調製した環境適合性洗浄剤(2.5 kg 程度)を用いて行った。

(3)洗浄剤中からの放射性セシウム除去試験(減容化試験)

(1)または(2)の洗浄において土壌と分離した洗浄剤に水酸化カリウムを加えて pH 7 程度に中和し、生じた不溶分と溶液を遠心分離機を用いて分離した。不溶分に対しては水(重量比で不溶分の5倍程度)で2回洗浄後、重量、放射能濃度、含水率を測定した。溶液に対しては、セシウム吸着剤(プルシアンブルー粒子(関東化学製)またはイオン交換樹脂(三菱化学製)、5g程度)を充填したカラム(φ15×50mm程度)中に10mL/min程度の流速で通液して放射性セシウムを除去した。得られた洗浄剤とセシウム吸着剤の重量と放射能濃度を測定した。セシウム吸着剤に対しては含水率も測定した(試験回数:計18回)。

(4)洗浄剤中の酸、アルカリ金属の影響の確認試験

(1)の結果、表 1-1 に記載の条件において土壌除染率*が高かつ実用的な条件で、洗浄剤中の酸を硫酸から硝酸に変える、あるいは塩化カリウムを塩化リチウムや塩化ナトリウムといった他のアルカリ金属塩に変えた時(表 1-3)の影響について評価した(試験回数:計4回)。これまでに、マグネシウムイオン、酸、セルロース誘導体からなる洗浄剤中にカリウムイオンを添加することで汚染土壌に対する除染率が向上することが明らかとなっている(*Radiat. Safety Manag.* 2015, 14, 15-17)。これは、土壌中の空孔内に捕捉されたセシウムイオンとマグネシウムイオン間の交換がカリウムイオンによって促進されるためだと考えられる。このようなことから、マグネシウムイオンとセシウムイオン間の交換がカリウムイオン以外の他のアルカリ金属イオン(リチウムイオン、ナトリウムイオン)によっても促進されるかどうかここで評価した。

$$\text{*土壌除染率} = \frac{\text{洗浄前の土壌の放射性セシウム濃度} - \text{洗浄後の土壌の放射性セシウム濃度}}{\text{洗浄前の土壌の放射性セシウム濃度}} \times 100 (\%)$$

(5)洗浄剤の繰り返し使用効果の確認試験

(1)の結果、表 1-1 に記載の条件において土壌除染率が高かつ実用的な洗浄条件を3つ選定し、それらの条件下での洗浄剤の繰り返し使用について評価した(試験回数:3回)。繰り返し使用時の洗浄剤には、(3)により得られた放射性セシウム除去後の洗浄剤に濃度が10wt%あるいは20wt%となるように濃硫酸(含量96%)を添加したものを、土壌には未洗浄の土壌細粒分を用いた。

(6)土壌の再利用評価

洗浄後の土壌細粒分の pH を測定し、酸性の場合は水洗(土壌細粒分に対して重量比で5倍程度の水や炭酸カルシウム水溶液を使用)による中性化の条件を把握した。さらに洗浄後の土壌成分(ケイ素、アルミニウム、マグネシウム、カリウムなど)の分析を元の土壌細粒分中の成分とともに蛍光X線分析装置を用いて行った。

3. 試験結果と評価

3.1 汚染土壌細粒分の洗浄試験

洗浄処理前後での洗浄剤と汚染土壌細粒分の放射能濃度をゲルマニウム半導体検出器を用いて測定し、土壌除染率から除染効果を評価した。

(1)単回試験

汚染土壌細粒分を所定温度、所定時間で洗浄した時の土壌除染率と土壌の重量減少率を表 3-1 に示す。ここで、重量減少率は以下の式に従い算出した。

$$\text{重量減少率} = \frac{\text{洗浄前の汚染土壌細粒分の重量} - \text{洗浄後の汚染土壌細粒分の重量}}{\text{洗浄前の汚染土壌細粒分の重量}} \times 100 (\%)$$

表 3-1 各洗浄条件で洗浄した時の土壤除染率と重量減少率

洗浄条件	土壤の乾燥重量 (kg)		土壤の重量減少率 (%)	土壤中の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)		土壤除染率 (%)
	洗浄前	洗浄後		洗浄前	洗浄後	
30°C/3 時間	0.242	0.226	7	28,574	22,351	22
30°C/6 時間	0.242	0.215	11	28,574	24,556	14
30°C/18 時間	0.242	0.200	18	28,574	27,579	3
50°C/3 時間	0.194	0.138	29	35,490	34,282	3
50°C/6 時間	0.194	0.151	22	35,490	30,281	15
50°C/18 時間	0.194	0.130	33	35,490	36,617	-3
70°C/3 時間	0.242	0.177	27	28,574	28,682	0
70°C/6 時間	0.242	0.181	25	28,574	24,276	15
70°C/18 時間	0.242	0.181	25	28,574	24,990	13
70°C/18 時間*	0.242	0.218	10	28,574	19,008	33

*洗浄後の土壤を水の代わりに MgCl₂+KCl 水溶液で洗浄

30°C、3 時間の洗浄により比較的良好な土壤除染率(22%)が得られたが、洗浄温度と洗浄時間の増加と共に土壤除染率が減少する傾向が見られた。洗浄により液中に放射性セシウムが抽出されるとともに土壤成分が一部溶解していると考えられる。土壤の重量減少率は洗浄時間とともに増加する傾向が見られた。特に、50°C、18 時間の洗浄条件では、土壤の重量減少率が放射性セシウム抽出率を上回り土壤除染率は負の値となった。

このように今回のフレキシブルコンテナ内の除去土壤(山林から採取)に対しては、本洗浄技術では放射性セシウムの抽出とともに土壤成分の洗浄剤中への溶出が起ってしまうため、高い土壤除染率を得るには土壤成分の溶出を抑える工夫が必要である。本洗浄技術では洗浄後の土壤の pH が 1 以下とかなり低い値になるために、洗浄後に土壤の 10 倍量(乾燥状態の土壤に対して)の水で 2 回洗浄を行い pH を 2 付近まで戻す操作を行っているが、この水洗浄時にも土壤成分の溶出が起っている。そこで、水の代わりに塩化マグネシウム(5%)と塩化カリウム(10%)の混合水溶液を用いて塩析効果による土壤成分の溶出(重量減少)の抑制を考えた。実際、70°C、18 時間での洗浄処理後にこの塩化マグネシウム(5%)と塩化カリウム(10%)の混合水溶液を用いて洗浄を行った結果、土壤重量減少率は 10%にとどまり、通常の水洗浄の時と比べて土壤除染率は 13%から 33%まで向上した(表 3-1)。この塩化マグネシウム(5%)と塩化カリウム(10%)の混合水溶液を水の代わりに用いる方法はコスト面でやや問題があるが、土壤除染率を向上させる点では有効である。

(2) 繰り返し試験

汚染土壤細粒分を 30°C で 3 時間×6 回繰り返し洗浄した時の土壤除染率と土壤の重量減少率を図 3-1 に示す。

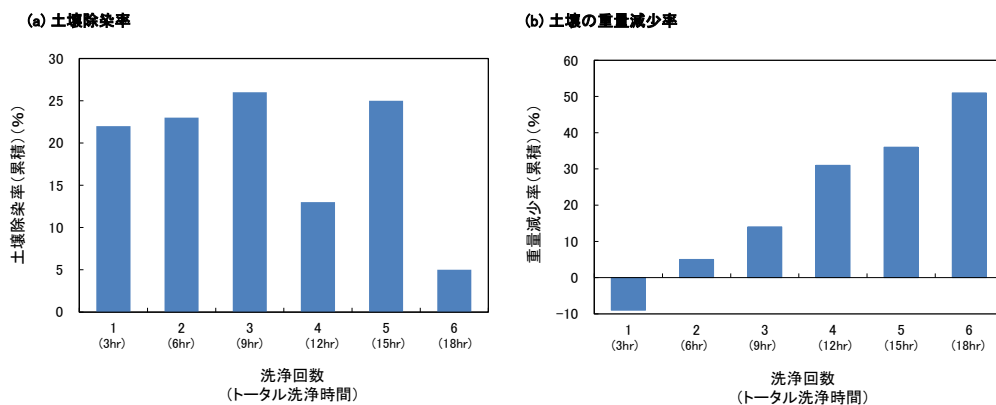


図 3-1 30°C で 3 時間×6 回繰り返し洗浄した時の(a)土壤除染率と(b)土壤の重量減少率

30℃の繰り返し洗浄では、洗浄3回目までは比較的良好な土壤除染率(22-26%)が認められたが、以後は土壤除染率が減少する傾向が見られた。洗浄回数と土壤の重量減少率のグラフから分かるように、洗浄回数の増加により土壤成分の溶出による土壤の重量減少率が増加するためであると考えられる。

3.2 洗浄剤中からの放射性セシウム除去試験

洗浄剤中に抽出された放射性セシウムを吸着除去するために、洗浄剤を中和し、洗浄した汚染土壤細粒分に対して10 wt%以下のプルシアンブルー粒子を充填したカラムに放射性セシウム含有洗浄剤を通液した結果、すべての放射性セシウムが洗浄剤中から除去された(表3-2)。また、洗浄剤中の放射性セシウム濃度が112 Bq/kg以下の場合には、プルシアンブルー粒子の使用量を4 wt%程度に減らした場合でもすべての放射性セシウムが除去できた。このことから、本洗浄技術により汚染土壤の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、保管が必要な汚染物はプルシアンブルー粒子となり、初期量の10分の1以下に減容化することが期待できる。

表3-2 洗浄剤中からの放射性セシウム吸着試験結果

吸着処理前				吸着処理後			
吸着剤		放射性 Cs 含有洗浄剤		吸着剤		洗浄剤	
乾燥重量 (kg)	吸着剤重量 / 土壤細粒分重量比 (%)	放射能濃度 (Bq/kg)	重量 (kg)	放射能濃度 (Bq/kg)	乾燥重量 (kg)	放射能濃度 (Bq/kg)	重量 (kg)
0.0019	3.9	78	0.343	12,390	0.002	ND	0.342
0.0019	3.9	95	0.324	16,240	0.0018	ND	0.323
0.0019	3.9	112	0.385	13,180	0.002	ND	0.382
0.0037	7.6	142	0.376	12,950	0.0038	ND	0.376
0.0037	7.6	152	0.413	15,130	0.0038	ND	0.413
0.0037	7.6	218	0.363	18,690	0.0037	ND	0.363
0.0037	7.6	348	0.326	29,690	0.004	ND	0.321
0.0047	9.7	515	0.208	19,878	0.0048	ND	0.199

除去物発生量評価:汚染土壤の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、洗浄剤中に抽出された放射性セシウムを吸着したプルシアンブルー(PB)粒子のみが二次廃棄物となる。1 kgの土壤を処理した場合、二次廃棄物であるPB粒子が0.099 kg発生する。

3.3 洗浄剤中の酸、アルカリ金属の影響

表3-3 酸とアルカリ金属の影響

洗浄剤	土壤中の放射性セシウム濃度(Bq/kg)		土壤除染率 (%)
	洗浄前	洗浄後	
硫酸/塩化カリウム	28,574	24,276	15
硫酸/塩化リチウム	28,574	26,775	6
硫酸/塩化ナトリウム	28,574	32,882	-15
硝酸/塩化カリウム	28,574	22,211	22

洗浄剤中の塩化カリウムの代わりに塩化リチウム、塩化ナトリウムを用いた時、土壤除染率は15%からそれぞれ6%、-15%へと大きく低下した。一方、硫酸の代わりに硝酸を用いた場

合は土壤除染率が7%向上した(表 3-3)。図 3-2 に各洗浄剤を用いた時の洗浄前後の土壤細粒分の総 Bq 数に基づく除染率(総 Bq 数ベース)を、図 3-3 に土壤の重量減少率をまとめる。洗浄前後の土壤細粒分の総 Bq 数に基づく除染率(総 Bq 数ベース)は以下の式から算出した。

除染率(総Bq数ベース) =

$$\frac{(\text{洗浄前の土壤中の放射性セシウム濃度} \times \text{土壤の重量}) - (\text{洗浄後の土壤中の放射性セシウム濃度} \times \text{土壤の重量})}{\text{洗浄前の土壤中の放射性セシウム濃度} \times \text{土壤の重量}} \times 100 (\%)$$

硫酸/塩化カリウム洗浄剤、硫酸/塩化リチウム洗浄剤、硝酸/塩化カリウム洗浄剤による土壤中の総 Bq 数に基づく除染率は 36~37%で、これらの間では除染率にはほとんど差が見られなかったが、硫酸/塩化ナトリウム洗浄剤の除染率は 19%とかなり低かった。この除染率の低さが、硫酸/塩化ナトリウム洗浄剤で土壤除染率が大きく低下した要因になっていると考えられる。各洗浄剤において 20~32%の大きな重量減少率が見られた。硫酸/塩化リチウム>硫酸/塩化ナトリウム>硫酸/塩化カリウム>硝酸/塩化カリウムの順に土壤重量減少率が低下した。この土壤重量減少率が最も小さい硝酸/塩化カリウム洗浄剤で最も大きな土壤除染率が得られたことから、土壤の重量減少率を抑えることが除染率の向上に重要であると考えられる。

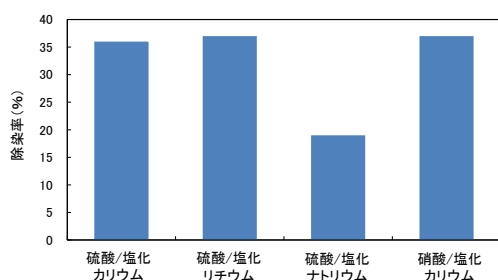


図 3-2 酸の種類とアルカリ金属塩の種類の変化が除染率(総 Bq 数ベース)に与える影響

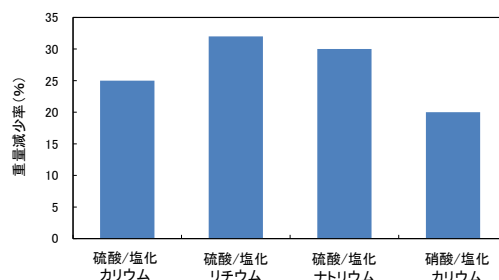


図 3-3 酸の種類とアルカリ金属塩の種類の変化が土壤の重量減少率に与える影響

3.4 洗浄剤の繰り返し使用効果

放射性セシウム除去後に回収した洗浄剤に硫酸を添加して 10 wt%あるいは 20 wt%の硫酸濃度にしてから試験することで、土壤除染率は正の値を示し、汚染土壤の洗浄に再利用できることを確認した(表 3-4)。1 回目の洗浄時よりも土壤除染率が向上しており、1 回目の洗浄時に洗浄剤中に溶出した土壤成分が、2回目洗浄時の土壤成分の溶出抑制などを通して土壤の除染率向上に寄与していると考えられる。

表 3-4 洗浄剤の繰り返し使用効果

洗浄条件	土壤中の放射性セシウム濃度(Bq/kg)		土壤除染率	備考
	洗浄前	洗浄後		1 回目の洗浄条件 土壤除染率
50°C/6 時間	28,574	22,225	22%	50°C/6 時間 15%
70°C/3 時間*	28,574	23,377	18%	70°C/3 時間 0%
70°C/3 時間	28,574	21,663	24%	50°C/18 時間 -3%
70°C/6 時間	28,574	21,982	23%	70°C/6 時間 15%

*硫酸を添加して 20 wt%の硫酸濃度で試験した。その他は 10 wt%の硫酸濃度で試験した。

3.5 洗浄後の土壌の再利用評価

洗浄後の土壌細粒分の中性化には、土壌に対して10倍量の1%炭酸カルシウム水溶液で洗浄することが効果的であることがわかった。この洗浄により、土壌のpHを1以下から中性付近(pH 6.70)まで戻すことができた。また、洗浄前後の土壌の蛍光 X 線分析による成分測定結果より、洗浄により土壌中の Al_2O_3 、 P_2O_5 、 CaO 、 Fe_2O_3 の一部が洗浄剤中に溶出することがわかった。特に、洗浄条件が激しくなるにつれて Al_2O_3 と Fe_2O_3 の溶出割合が増加した。一方、洗浄剤成分であるカリウム(K_2O)の土壌中での割合増加が認められた。このように洗浄により土壌中の Al_2O_3 と Fe_2O_3 の割合が減り、カリウム(K_2O)と SiO_2 の割合が増えるが、それらの変化率は比較的小さく、本洗浄技術により汚染土壌の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、問題なく再利用できると期待される。

以下に洗浄前後の土壌の写真(写真 3-1、3-2)を示す。外見上は大きな差は見られない。



写真3-1 洗浄前の土壌細粒分の写真



写真3-2 洗浄後の土壌細粒分の写真

3.6 物質収支と放射能収支の評価

洗浄処理前後での土壌細粒分と洗浄剤の重量、中和処理前後での洗浄剤の重量と中和後の不溶分(沈殿)の重量と含水率、さらに吸着処理前後でのセシウム吸着剤の重量と含水率、吸着処理後の洗浄剤の重量等をもとに物質収支を評価したところ、物質収支は重量差10%以内に保たれていた。また、これらの放射能濃度を測定し、放射能収支を評価した結果、放射能収支は28%以内の範囲にあった。この放射能収支における比較的大きなズレは洗浄後の遠心分離工程での放射性セシウム含有物質の損失が主な要因になっていると考えられる。

例として、汚染土壌細粒分を所定温度と所定時間で洗浄した時の土壌細粒分と洗浄剤+洗浄水の回収率(重量 kg)(物質収支)と放射性セシウム回収率(放射能収支)を図 3-4 に示す。

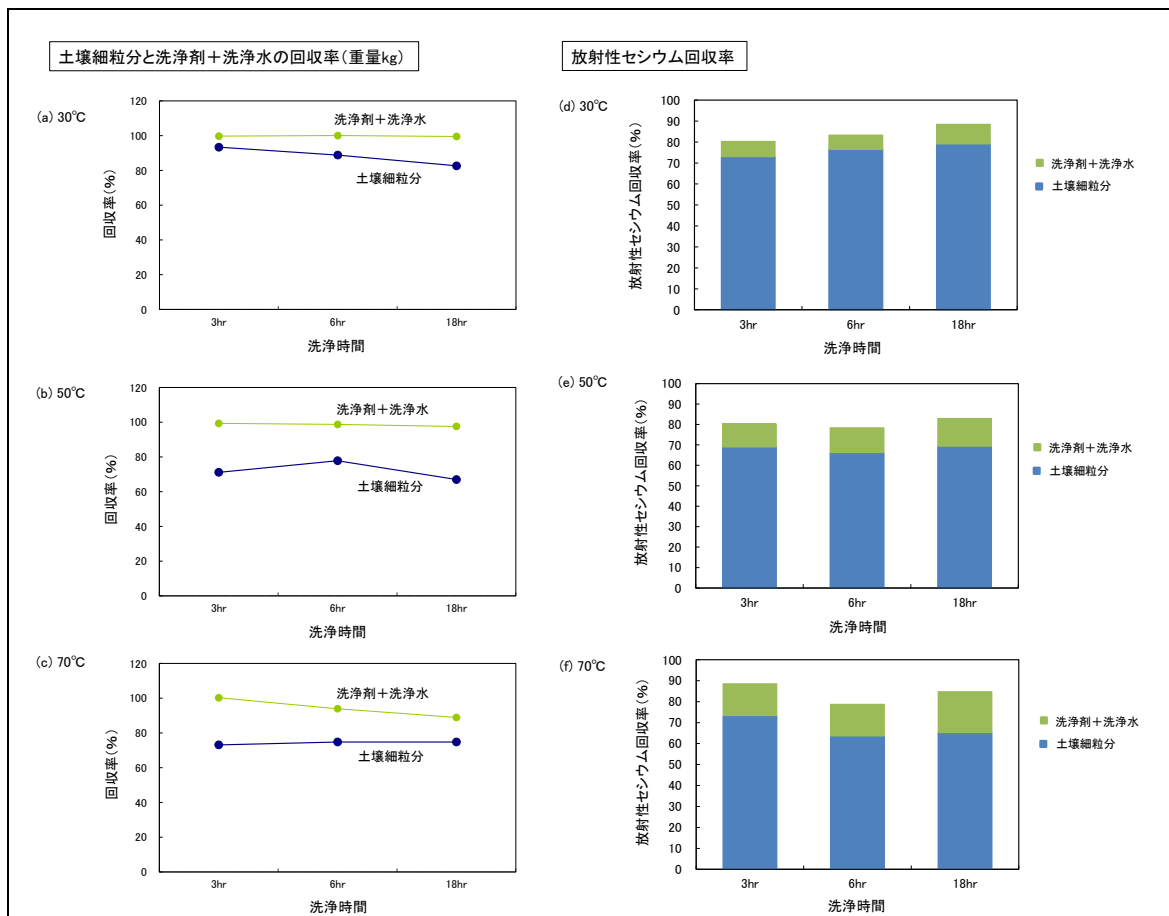


図 3-4 30℃、50℃、70℃で3時間、6時間、18時間洗浄した時の土壤細粒分と洗浄剤＋洗浄水の回収率(重量 kg) (物質収支)と放射性セシウム回収率(放射能収支)

30℃においては、土壤細粒分が 83～93%、洗浄剤＋洗浄水がほぼ 100%回収された。一方、50℃、70℃においては、洗浄剤＋洗浄水が 90～100%回収されたのに対して、土壤細粒分の回収率は 67～77%に低下した。温度が上昇するにつれて洗浄剤あるいは洗浄水中への土壤成分の溶出が起きていると考えられる。また、各温度、各時間において放射性セシウムは 80～90%回収された。温度上昇ならびに洗浄時間の増加により、放射性セシウムが土壤細粒分から洗浄剤あるいは洗浄水中に移行している傾向が見られた。

3.7 空間線量率評価

除染前後での土壤ならびに洗浄剤の空間線量率評価を NaI シンチレーションサーベイメータを用いて行ったところ、いずれも 0.10 $\mu\text{Sv/h}$ 以下であり、作業安全上問題ないと考えられる。

3.8 作業員被ばく量評価

作業に伴う作業員の被ばく量について、作業期間中の積算線量もしくは1日当たりの積算線量を評価したところ、今回の作業員の被ばく線量は最大 24 μSv であることから、本事業での作業は作業員の安全上問題ない範囲にあるといえる。

3.9 廃液処理

洗浄試験により発生した洗浄剤は放射性セシウムを吸着除去後、無機廃液として業者に処分を委託した。

3.10 汚染物処理

洗浄剤中の放射性セシウムを吸着した吸着剤は、アルカリ水溶液で洗浄することで放射性セシウムを水溶液中に溶出させた。プルシアンブルー粒子を吸着剤に用いた場合に遊離

したシアン化物イオンは、アルカリ塩素法により二酸化炭素と窒素にまで分解させた。生じた水溶液と試験により生じた浄化土壌を混合してフレキシブルコンテナ内に戻した。

3.11 コストの評価

土壌細粒分の洗浄・減容化試験結果に基づき、実機では1回あたり汚染土壌細粒分(湿潤)を1トン処理することを想定している。

汚染土壌細粒分1トン(湿潤状態)当たりを洗浄処理するのに必要な薬剤コストは176,225円であり、洗浄剤を再利用すれば2回目は52,630円となる。しかし、プルシアンブルー粒子のコストが高価(34,000円/kg)なため、本試験条件下で洗浄剤中から放射性セシウムを除去するために乾燥土壌の1/10量のプルシアンブルー粒子を用いた場合は1,700,000円の薬剤コストが必要であり、全工程の薬剤コストは1,876,225円/tとなる。プルシアンブルー粒子の使用量をさらに低減することは理論上可能であり、今後コスト削減に向けてさらなる条件検討を行う必要がある。

4. まとめと今後の課題

4.1 除染効果

フレキシブルコンテナ内の除去土壌(山林から採取)を湿式磨砕分級して採取した、粒径75 μm 以下の土壌細粒分(放射性セシウム濃度:28,600 Bq/kg)に、硫酸、塩化カリウム、塩化マグネシウム、ヒドロキシエチルセルロースからなる洗浄剤(環境適合性洗浄剤)を用いての洗浄による除染効果を評価した結果、22%の土壌除染率が得られた。土壌細粒分中の放射性セシウム濃度は19,000 Bq/kgまで低下したが、今回の試験では洗浄剤中への放射性セシウム抽出に加えて土壌成分の液中への溶解が起こるため、土壌中の放射性セシウム濃度のさらなる低下は認められず、目標の放射能濃度である数千 Bq/kg以下までの除染効果は得られなかった。洗浄剤中への土壌成分の溶解を押さえることが、本洗浄技術による土壌除染率の向上につながると考えられる。例えば、洗浄後の水洗時に、水の代わりに塩化マグネシウムや塩化カリウムなどの無機塩の水溶液を用いて塩析効果により土壌の溶出を防ぐ方法が、土壌除染率を向上させるのに有効である。あるいは、洗浄剤中の塩濃度を高めて、洗浄剤自体に塩析効果をもたせることも効果があると考えられる。

4.2 減容効果

洗浄剤中に溶解した放射性セシウムを吸着除去するために、洗浄剤を中和し、用いた土壌に対して10分の1量のプルシアンブルー粒子を充填したカラムに通液したところ、すべての放射性セシウムが洗浄剤中から除去された。このことから、本洗浄技術により汚染土壌の放射性セシウム濃度が再利用可能な濃度以下になった場合には、保管が必要な汚染物はプルシアンブルー粒子となり、初期量の10分の1以下の減容化が期待できる。

4.3 最後に

今回用いた山林から採取した汚染土壌細粒分(フレキシブルコンテナ内に保管)に対しては、本洗浄剤による土壌除染率は22%にとどまった。一方、2013年に本洗浄剤を用いた汚染土壌細粒分の洗浄においては90%程度の土壌除染率が得られている(*Radiat. Safety Manag.*, 2015, 14, 15-17)ことから、時間の経過とともに化学処理による放射性セシウム除去が難しくなっていると考えられる。今回用いた山林の土壌以外にも、様々な土壌を用いて化学処理による除染効果を検討し、その適用限界を早急に明らかにする必要がある。

実施代表者の所属機関：鹿島建設（株）

実証テーマ名：高含水・高粘性の農地除去土壌に含まれる草木類の選別除去を可能にする土質改良とふるい分けによる減容化と農地再生利用促進システムの実証・検証

事業の概要：高含水・高粘性の除去土壌を速やかに改質できる土質改良材を用いて、福島県内の除去土壌の半分程度を占める農土や模擬農土を対象とした、改質・ふるい試験を行う。また、試験結果より、本土質改良材の含水率等の適用限界とふるい分け等による改質効果を確認するとともに、ふるい分けによる処理能力、効果、コストを定量的に把握する。

実施内容：

1. 現地実証試験の実施 (1) 土質改良試験 (2) ふるい分け試験
2. 室内試験における土質改良材の適用限界評価
3. 改質後土壌の物性評価(再利用性評価)
4. コストの評価

技術概要：

泥 DRY(でいどらい)®
改質効果イメージ



新しい中性
土質改良材
(泥 DRY)
混合・攪拌



1. 試験フロー

① 土質改良試験

試験土壌(福島県で採取した農地土壌)に対する改質材(泥 DRY、生石灰)の最適添加率、必要混合攪拌時間の把握(10mm 手ふるい分析、ふるい上土砂率算出)

② ふるい分け試験

改質後土壌をふるい分け機に投入し、図-1(1)～(5)の土砂、草木類、礫の選別状況確認
⇒草木除去率、ふるい上土砂率の把握、物性評価

③ 室内試験

4(細粒分含有率)×2(液性指数)=8種類の試験土壌に対し泥 DRY の改質効果(10mm 手ふるい分析)の確認



図-1 試験フロー

2. 試験目標

- ・高含水・高粘性土壌に対する泥 DRY の土壌改質効果、ふるい分けによる草木除去率の把握
- ・泥 DRY による土壌改質の適用限界の把握、改質後土壌の再利用適用性の確認
- ・土質改良仕様の把握(処理能力、改質材の必要量、改質・草木選別除去費用)

3. 期待される効果

- ・土壌改質の効果と課題の把握
- ・草木類除去による減容化率を想定するための基礎情報(草木除去率)の取得
- ・土壌改質によるバラ土の放射性セシウム濃度測定効率化の確認

その他：

実証試験の結果:

1. 土質改良/ふるい分け(草木選別)

2つの農地土壌(母材 A、B)を用いた土質改良試験、ふるい分け試験結果を表-1に示す。泥 DRY は生石灰の約 1/5 程度の添加率で同等の改質効果が得られた。草木除去率は 46~63%の範囲にある。比較的小さい草木類(最大径 10mm 弱、数 mm 程度も多い)しか含まれていないため、20mm ふるい下の草木類が約半分となった。泥で 5.2~8.9%、生石灰で 10.7~14.0%の土壌が 20mm ふるい上に径数 cm 程度の土塊として残留することが確認された。

2. 泥 DRY の適用限界把握

現地実証試験及び室内試験の結果とともに泥 DRY の適用範囲の目安を示す(図-2)。細粒分含有率 20~90%、液性指数 0.4~1.1 の範囲で改質効果が得られると推定した。

3. 20mm ふるい下土砂の再利用検討

(1) 連続型土壌放射性セシウム濃度測定装置への適用確認

20mm ふるい下土砂の連続型土壌放射性セシウム濃度測定装置の測定部での測定効率に関わる土砂の整形性確認のため、型枠整形試験を行い、整形性に問題がないことを確認した。

(2) 湿式分級への影響確認

泥 DRY 改質土壌に水を添加し 75 μ m ふるいを行う室内湿式分級試験を実施した結果、改質前土壌と比較して細粒分含有率(75 μ m 以下割合)に変化はなく、影響がないことを確認した。

除去物発生量評価: 試験で発生した廃棄物については産業廃棄物として処理、試験に使用した土壌については残土として適正に処理を行った。

作業員被ばく量評価: 作業場所平均空間線量率 0.14 μ Sv/hr、作業時間 8 時間、作業員最大被ばく量 2 μ Sv(現場指示業務、8 時間)、作業員平均被ばく量 0.11 μ Sv(9/10~11/14)

コスト評価: 泥 DRY を利用した 草木類分別 4,771 円/m ³	歩掛り(作業人工、作業速度): 5 人工/系列(重機オペレータ無し)、100t/h/系列(構成機械の実効能力から試算)
--	---

コスト評価条件: 5 年稼働(240 日、日稼働 7 時間)とし、改質機、改質材サイロ、ロールスクリーン、振動ふるい、接続バルコン設備費並びに運搬費・維持管理費を含む。なお、材料投入搬出、養生、電気代及び基礎部工事費は含まない。

作業における安全上の注意: 粉じん防護マスク、保護メガネ、グローブを使用した。

試験場所(住所): 福島県福島市荒井	除去物保管場所と保管状況: 今回の実証試験に使用した土壌は除去土壌を使用せず、同様の農地土壌を使用し実験を行った。
-----------------------	---

表-1 土質改良試験、ふるい分け試験の結果

試験土壌	含水率(%)		改質材	添加率(kg/m ³)	混合攪拌時間(分)	草木除去率(%) (平均)	ふるい上土砂率(%) (平均)
	細粒分含有率(%)						
母材A(畑)	35	泥DRY	20	4	55.6	5.2	
	74	生石灰	120	4	63.4	14.0	
母材B(水田)	30	泥DRY	20	4(8)※	—(45.8)	8.9(7.0)	
	58	生石灰	100	4	56.7	10.7	

※()内の数値は 8 分攪拌時の結果を示す。8 分攪拌するより高品質の改質結果を確認



写真-1 選別後土砂 写真-2 選別後草木類

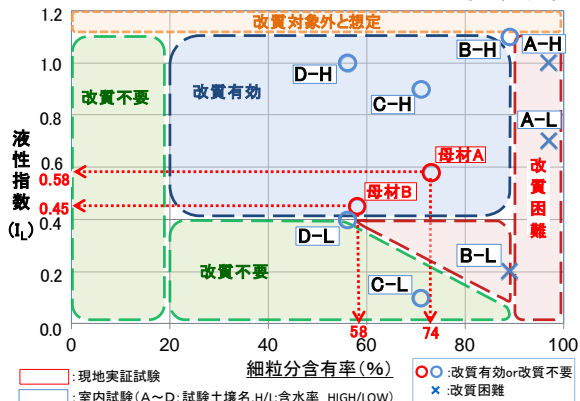


図-2 泥 DRY 適用範囲総括図

1. 実証試験の背景・目的

1.1 実証テーマ名

高含水・高粘性の農地除去土壌に含まれる草木類の選別除去を可能にする土質改良とふるい分けによる減容化と農地再生利用促進システムの実証・検証

1.2 背景

中間貯蔵施設では、除去土壌から草木類や石類を選別除去し減容化する技術がこれまで実証されてきたが、対象は比較的分別しやすい土が中心であった。除去土壌の約半分を占める高含水や高粘性の農地除去土壌では、草木類・石類と土壌の分離が容易ではなく、草木類に土壌が付着したまま焼却した場合は焼却灰が増える。

一方、土壌に草木類が大量に残留していると減容化が不十分でガス発生の問題が残る。また、バラ土の放射能濃度選別の測定上、異物除去と土壌の粘性削減は必須である。さらに、中間貯蔵時の安定性確保、pH、放射性セシウムの溶出ポテンシャルの低減という観点からも、農地除去土壌の的確な改質と草木類選別の技術の確立は重要課題である。

1.3 目的

高含水・高粘性の除去土壌を速やかに改質できる土質改良材を用いて、福島県内の除去土壌の半分程度を占める農土や模擬農土を対象とした、改質・ふるい分け試験を行う。また、試験結果より、本土質改良材の含水率等の適用限界とふるい分け等による改質効果を確認するとともに、ふるい分けによる処理能力、効果、コストを定量的に把握する。

2. 選定改質材

本検討では、汎用的な改質材の代表として「生石灰」を、高含水・高粘性土壌を迅速かつ高度な選別作業を可能とする新しい改質材として「泥 DRY(でいどらい)®」を使用した。

2.1 生石灰

安価で土壌の性質によらず広範囲の工事で使用できる生石灰は、酸化カルシウム(CaO)の別名である。生石灰を用いた高含水・高粘性土壌の改質の原理は、水和反応による水分の固化と反応によって発生する熱エネルギーによって土壌中の水分を蒸発させて付着力を奪うことによる。そのため、通常、土壌の含水率を下げる場合には養生が必要であるが、本試験では土壌改質から草木分別への連続性を確保するために養生を省略した試験とした。なお、反応熱が高温であり、土壌からの浸出水が高アルカリ性になるなど取扱いに注意が必要である。

2.2 泥 DRY

除去土壌から土以外の草木などを選別・除去するのに適した新しい改質材「泥 DRY」(写真 2-1)は、高含水・高粘性土壌を素早く選別しやすい小粒径の粒状の土壌に改質することができる。本材は、無機材料を主体として、高分子系の材料を複数混合させた中性の材料である。泥 DRY を用いた高含水・高粘性土壌の改質の原理は、急速な自由水の補足による土壌の吸着力低下と、粒子同士の小粒径化の促進である。高含水・高粘性土壌に添加後、二軸攪拌機等で数分程度攪拌することにより、すばやく改質が可能である。



写真 2-1 泥 DRY

3. 選定機器

本検討では、実プロジェクトを想定した場合の能力、性能を把握できる機器として、「混合攪拌機」として、「二軸攪拌機」を、「ふるい機」として、「ロールスクリーン(50mm)」、「振動ふるい装置(20mm)」を使用した。それぞれの機器の特徴は下記の通りである。

3.1 二軸攪拌機

ケーシング、攪拌機、攪拌ブレード、駆動部から構成されている(写真 3-1)。攪拌機(二軸)に独自の攪拌ブレードが配置されたミキサーで効果的に材料を切返し混練が可能な特徴を有する。

3.2 ロールスクリーン(50mm)

ロールスクリーン(R/S)は、傾斜調整機能付本体フレーム、そろばん状に配列された多角形ディスク、駆動装置から構成されている(写真 3-2)。ダブルディスク構造と独自のディスク配列、傾斜角度・回転数制御によって、3種(オーバー品、アンダー品、重量物品)に分別を好適に行え、目詰まりや絡みつきが少ないという特徴を有している。本実証試験では比較的大きな草木類、礫の選別を目的として採用した。

3.3 振動ふるい装置(20mm)

傾斜据付けタイプのふるい機で、ケーシング、ふるい、ウェイトから構成されている(写真 3-3)。ウェイト増減によって、振幅調整が可能であり、また目幅やふるい材質等オプションも豊富で目詰まりや絡みつきが少ないという特徴を有している。本実証試験では比較的小さな草木類、礫の選別を目的として採用した。



写真 3-1 二軸攪拌機



写真 3-2 ロールスクリーン



写真 3-3 振動ふるい装置

4. 今回の現地実証試験土壌

現地実証試験用に採取した土壌の概要、外観を表 4-1、写真 4-1、写真 4-2 に示す。写真 4-3 は加水した高含水・高粘性土壌の外観である。細粒分含有率としては一般的な農地土壌と考えられる。

表 4-1 今回の現地試験土壌の概要

試験土壌	採取地	細粒分含有率 (0~0.075mm)	含水率
母材A	福島市荒井地区 農研機構の休耕畑	74%	35%
母材B	福島県荒井地区休耕水田	58%	30%

高含水・高粘性土壌への対応という目的から試験用原土に加水を行った。表中の含水率は加水後の含水率を示す。



写真 4-1 母材 A 用試験原土



写真 4-2 母材 B 用試験原土



写真 4-3 高含水・高粘性試験土壌

5. 実証試験の結果

5.1 現地実証試験

5.1.1 試験要領

現地実証試験の試験フローを図 5-1 に、また試験に使用した設備の外観を写真 5-1、写真 5-2 に示す。試験場周辺で入手可能な 2 種類の農地土壌に関し、2 種類の土質改良材(泥 DRY、生石灰)の改質効果を確認するために、「最適添加率」、「混合攪拌必要時間」を確認し(以上、「土質改良試験」)、その条件下で「ふるい分け試験」を実施し、ふるい分け効果を確認した。

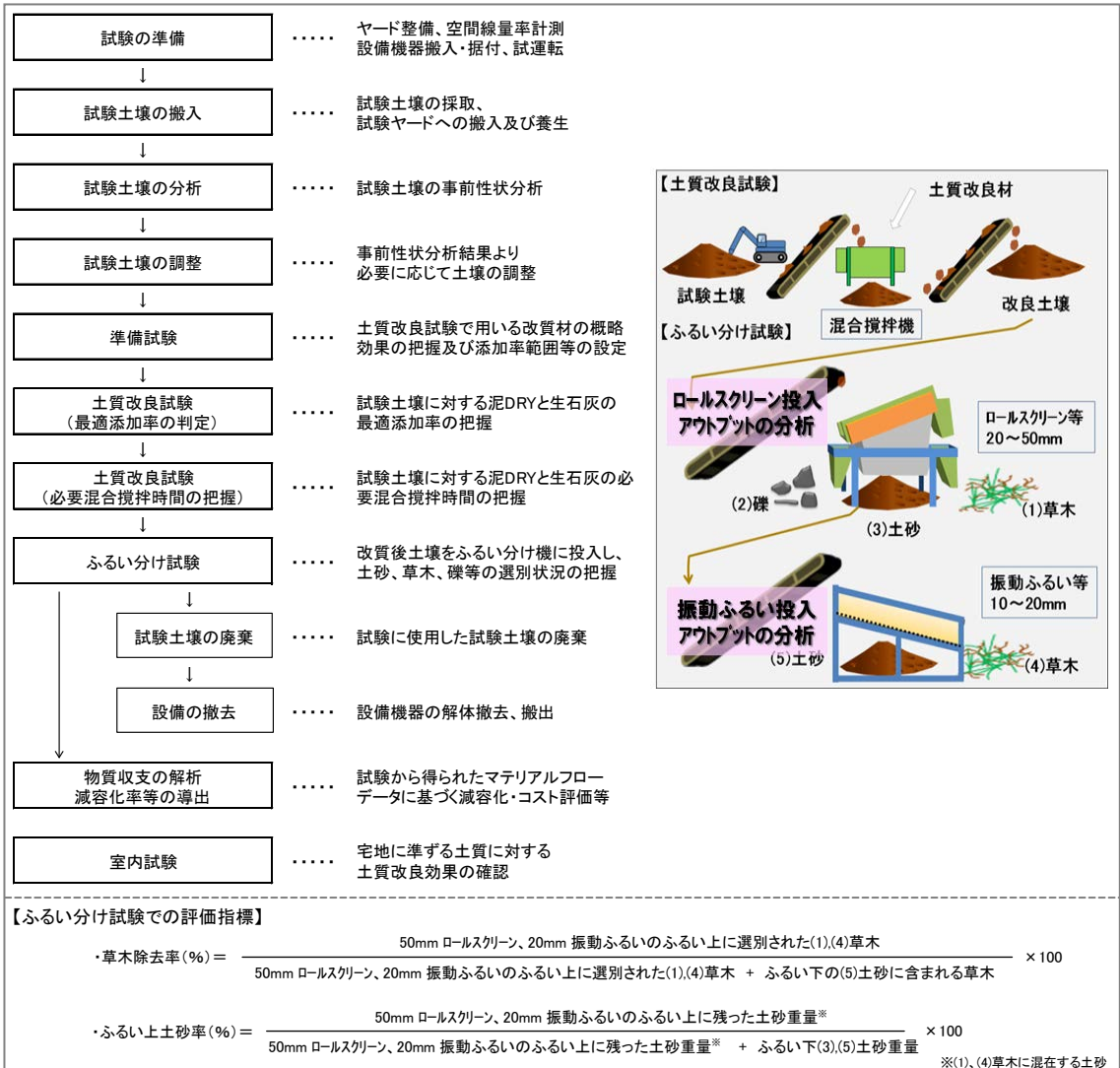


図 5-1 実証試験フロー図



写真 5-1 二軸攪拌機



写真 5-2 選別ライン(50mm ロールスクリーン、20mm 振動ふるい)

5.1.2 試験結果

(i) 土質改良試験(最適添加率の把握)

泥 DRY 15~30kg/m³、生石灰 60~120kg/m³を添加して、農地土壌を攪拌した時の 10mm 手ふるい分析結果は図 5-2~5-5 に示すとおりである。これらの結果から設定した、各条件下での最適添加率(ふるい上土砂率、ふるい上割合 15%以下程度となる添加率)を表 5-1 に示す。

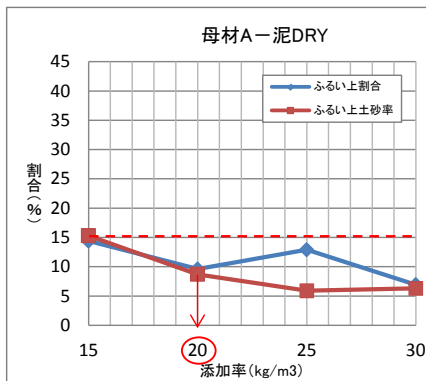


図 5-2 最適添加率の判定
(母材 A-泥 DRY)

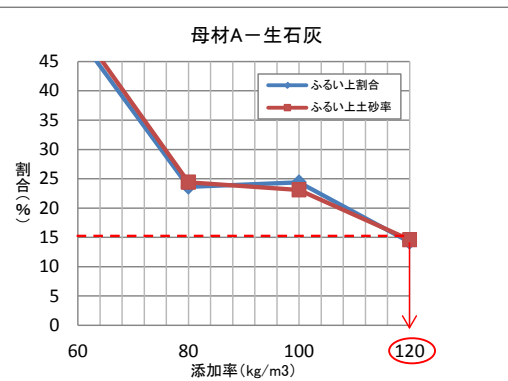


図 5-3 最適添加率の判定
(母材 A-生石灰)

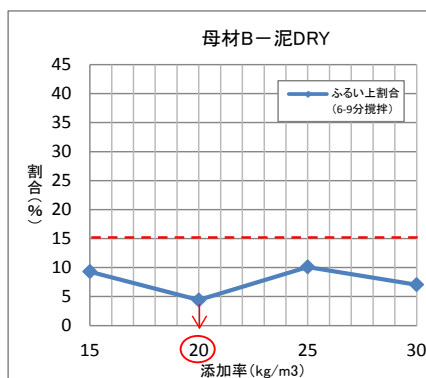


図 5-4 最適添加率の判定
(母材 B-泥 DRY)

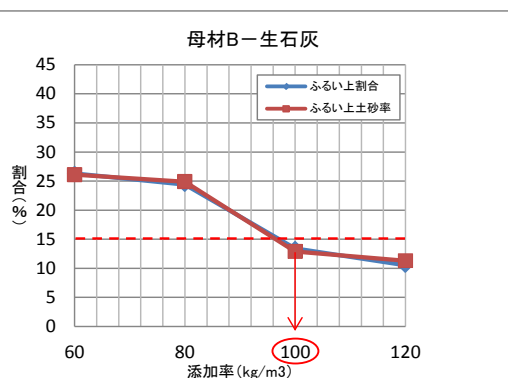


図 5-5 最適添加率の判定
(母材 B-生石灰)

表 5-1 のとおり、結果として母材 A、B に対して泥 DRY は生石灰の約 1/5 程度の添加率で同等の改質効果が得られることが確認された。

表 5-1 最適添加率

試験土壌	改質材	最適添加率(kg/m ³)
母材 A(畑)	泥 DRY	20
	生石灰	120
母材 B(水田)	泥 DRY	20
	生石灰	100

(ii) 土質改良試験(必要混合攪拌時間の把握)

改質材を最適添加率で添加し、攪拌時間を 2 分、4 分、6 分……と変化させた時の 10mm 手ふるい分析結果は図 5-6~5-9 に示すとおりである。これらの結果から設定した各条件下での必要混合攪拌時間(ふるい上土砂率、ふるい上割合 15%以下となる攪拌時間)を表 5-2 に示す。

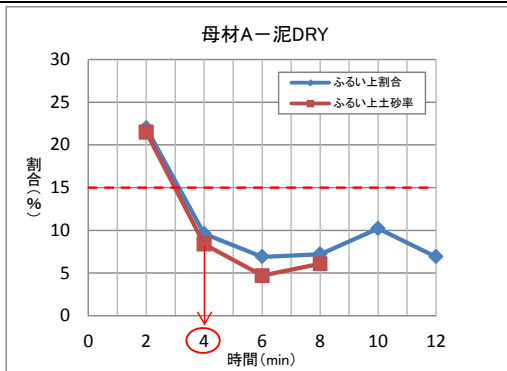


図 5-6 必要混合攪拌時間の判定
(母材 A-泥 DRY)

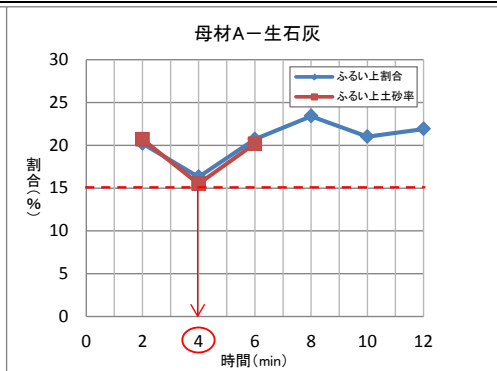


図 5-7 必要混合攪拌時間の判定
(母材 A-生石灰)

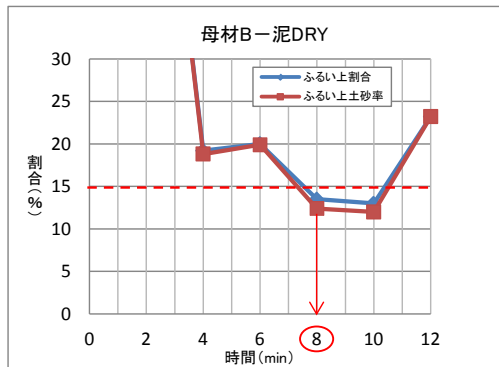


図 5-8 必要混合攪拌時間の判定
(母材 B-泥 DRY)

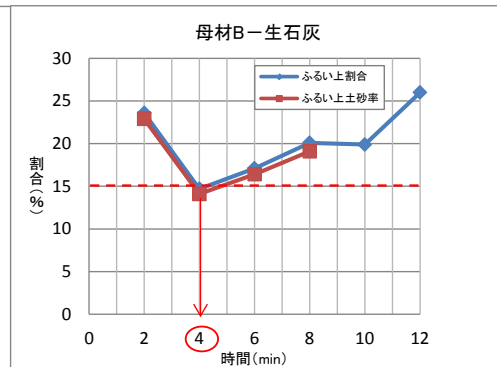


図 5-9 必要混合攪拌時間の判定
(母材 B-生石灰)

表 5-2 のとおり、結果として泥 DRY は母材 A:4 分、母材 B:8 分、生石灰は母材 A、B ともに 4 分が必要混合攪拌時間であることが把握された。

表 5-2 必要混合攪拌時間

試験土壌	改質材	最適添加率 (kg/m ³)	必要混合攪拌時間(分)
母材A(畑)	泥DRY	20	4
	生石灰	120	4
母材B(水田)	泥DRY	20	8 ※1
	生石灰	100	4

(iii) ふるい分け試験

※1: 8 分攪拌するとより高品質の改質結果となった。

最適添加率、必要混合攪拌時間で改質した土壌を用いてふるい分け試験を実施した結果を表 5-3、及び図 5-10 に示す。ふるい上土砂率は泥 DRY の場合は 5.2~7.0%、生石灰の場合は 10.7~14.0%という結果から泥 DRY の改質効果が高いことが確認された。ふるい上下の土砂・草木類の外観を写真 5-3、写真 5-4 に示す。

表 5-3 ふるい上土砂率

試験土壌	含水率(%)		改質材	添加率 (kg/m ³)	混合攪拌時間(分)	草木除去率(%) (平均)	ふるい上土砂率(%) (平均)
	含水率(%)	細粒分含有率(%)					
母材A (畑)	35		泥DRY	20	4	55.6	5.2
	74		生石灰	120	4	63.4	14.0
母材B (水田)	30		泥DRY	20	8	45.8	7.0
	58		生石灰	100	4	56.7	10.7

(ふるい上土砂率:全体土砂量に対するロールスクリーン 50mm、振動ふるい 20mm 上の土砂量の割合)



図 5-10 ふるい上土砂率

(iv) 物性試験

ふるい分け試験で得られた 20mm ふるい下土壌に対して物性試験を行った結果を表 5-4 に、母材 A,B のコンシステンシー分析と試験土壌の含水比(率)の例を表 5-5 に示す。20mm ふるい下土壌の性状として、泥 DRY については、pH は 7.7 程度(中性付近)、固化はしないためコーン指数は 500~1000kN/m²程度であり、生石灰については、pH は 11.6(アルカリ性)、固化性能があるため 2000~5000kN/m²程度となっている。

表 5-4 20mm ふるい下土壌の物性試験結果一覧

項目	母材 A		母材 B	
	泥 DRY	生石灰	泥 DRY	生石灰
含水率	やや減少	減少	ほぼ変化なし	減少
pH(原土 A: 7.8、B: 6.4)	7.6(ほぼ変化なし)	11.6(大きく増加)	7.8(やや増加)	11.6(大きく増加)
コーン指数 qc(kN/m ²)	1,050 kN/m ²	4,850kN/m ²	490kN/m ²	1,920kN/m ²
	15~21t 級 ブルドーザ走行可能	ダンプトラック 走行可能	15~21t 級 ブルドーザ走行可能	ダンプトラック 走行可能

表 5-5 コンシステンシー分析と試験土壌の含水比(含水率)の例

試験土壌	改質材	コンシステンシー分析			含水比 [%]	含水率 [%]
		液性限界	塑性限界	塑性指数		
母材A	なし	68.5	48.1	20.4	60.0	37.5
	生石灰	67.1	49.3	17.8	42.9	30.0
	泥DRY	74.1	49.3	24.9	55.0	35.5
母材B	なし	60.8	32.3	28.5	45.2	31.1
	生石灰	63.3	39.3	24.0	34.1	25.4
	泥DRY	74.9	42.1	32.8	44.8	30.9

(v) 型枠整形試験

20mm ふるい装置の後段に設置が想定される放射能濃度測定装置では、対象土壌を規定の形状に成型し測定部を通過させて効率的な測定を行う仕様となっている。改質前と改質後の土壌を用いてその整形性を把握することを目的として型枠整形試験を行った。試験結果は泥 DRY、生石灰ともに整形状態は良好であり、使用が想定される放射能濃度測定装置での測定に問題のないことを確認した(写真 5-5)。



写真 5-5 型枠整形結果(泥 DRY)

5.2 室内試験

5.2.1 試験要領

細粒分含有率や含水状態を変化させて模擬試験土壌を人工的に作製し、泥 DRY による改質の適用限界の把握、評価を行った。模擬試験土壌は細粒分含有率を変化させた A~D の 4 種類とし、さらにコンシステンシー試験により、液性限界と塑性限界から求めた上で含水率を 2 種類 (High、Low) 設定した。なお、模擬試験土壌は一般的な農地土壌を想定し、細粒分含有率が特に高いもの(A)から平均的なもの(D)を作製した。試験土壌外観、試験土壌パラメーター一覧を写真 5-6、表 5-6 に示す。試験は土壌 200mL に泥 DRY を添加し(添加量:0(攪拌無、有)、15、20、25、30、35kg/m³)、3 分間攪拌した後、10mm ふるいでふるい分けを実施し改質状況を把握した。さらに改質後土壌に加水し 75 μ m ふるいにかけることで、湿式分級への影響の有無を確認した。

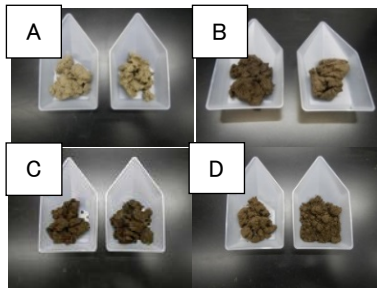


写真 5-6 試験土壌 A~D(左:High、右:Low)

表 5-6 室内試験土壌のパラメータ

試験土壌	含水率	塑性限界 Wp (%)	液性限界 Lp (%)	塑性指数 Ip	試験土壌含水比 w (%)	試験土壌含水率 (%)	液性指数 I _L	細粒分 (%)
A	High	36.4	48.0	11.6	48.1	32.5	1.0	97.1
	Low				44.3	30.7	0.7	
B	High	41.2	72.1	30.9	74.8	42.8	1.1	88.8
	Low				47.9	32.4	0.2	
C	High	48.7	55.1	6.4	54.6	35.3	0.9	70.9
	Low				49.3	33.0	0.1	
D	High	32.1	40.5	8.4	40.4	28.5	1.0	56.2
	Low				35.5	26.2	0.4	

※液性・塑性限界は 425 μ m~2mm の粒径も含む試料で測定した。

※試験土壌 A、B では含水率 Low では、塑性限界に設定すると、ブランクの土壌が 10mm ふるいでふるい分けが容易になるため、液性指数 0.5 (液性限界と塑性限界の間) に設定した。

5.2.2 試験結果

各ケースの 10mm ふるい上割合の結果は図 5-11 に示す通りである。ここでは、現地試験と同様にふるい上割合が 15%以下となった状態を改質有効と判定した。また、表 5-7 に示す通り、泥 DRY による改質前・後の土壌に対し湿式分級 (75 μ m ふるい) を実施した結果、分級後のふるい上・下土壌の細粒分含有率に変化は見られないことから、湿式分級に与える影響がないことを確認した。

表 5-7 土壌の湿式分級 (75 μ m) 結果

湿式分級前 細粒分含有率	湿式分級後 細粒分含有率	
	添加なし	泥DRY添加
76.7%	76.7%	75.9%

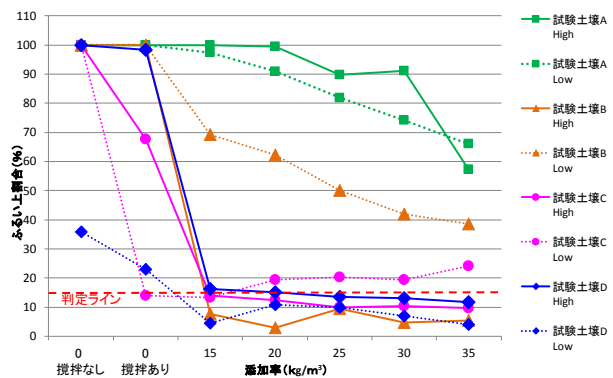


図 5-11 泥 DRY 添加量と 10mm ふるい上割合

5.3 現地実証試験及び室内試験の考察

通常、土壌中に大きな草木類が多く存在する場合、ふるい目より大きいものは、ふるい上に選別され、草木除去率も高くなると想定される。今回の 50mm ロールスクリーン、20mm 振動ふるいを使用したふるい分け試験では、試験土壌中に根、枝等の比較的大きな草木類が少なかったことから草木除去率は 46~63% に留まり、泥 DRY と生石灰に大きな差は確認されなかった。しかし、改質効果が高い程、ふるい上土砂率は低く、ふるい上に残る土塊は少なくなる。このことからふるい

上の残留物に対して焼却等を想定した後段の処理工程を考慮すると、ふるい上土砂率が生石灰よりも低い泥 DRY による土壌改質の方が有効性が高いと言える。

「母材 B-泥 DRY」の試験では、「添加率 20kg/m³-攪拌 8 分」という条件でふるい分け試験を行い、ふるい上土砂率平均 7%という結果が得られた。追加で「20 kg/m³-4 分」「30 kg/m³-4 分」の条件で試験した結果、選別ラインでのふるい上割合は各々 8.9%、5.2%となり、ふるい分け試験前段の土質改良試験(最適添加率、必要混合攪拌時間の把握)で用いた 10mm 手ふるいより実際のふるい機では攪拌時間短縮が可能であることが確認された。この結果から後述のコスト評価では攪拌時間を 4 分と設定した。

現地試験と室内試験結果から作成した泥 DRY の適用範囲総括図を図 5-12 に示す。試験土壌 A(細粒分含有率 97%)は、均一な攪拌が難しく泥 DRY による改質が困難な領域にあり、試験土壌 B(細粒分含有率 89%)では、含水率により改質の可否が分かれ、含水率が高いと改質有効だが低いと改質困難であった。さらに試験土壌 C(細粒分含有率 71%)及び試験土壌 D(細粒分含有率 56%)では、含水率が高いものは改質効果が確認された。一方含水率が低いものは攪拌するだけでふるい上割合が減少し、ほぼ改質不要の範囲にあった。

今回の試験結果から設定した泥 DRY の適用範囲総括図より、一般的な高含水・高粘性の農地土壌に対しては概ね泥 DRY による改質が有効と考えられる。

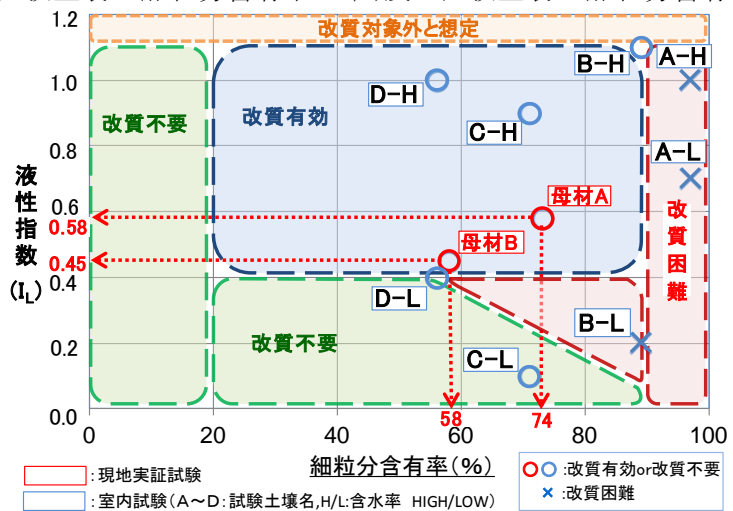


図 5-12 泥 DRY 適用範囲総括図

6. 機械・原単位・コスト

表 6-1、図 6-1 に実規模設備を想定したコスト試算の前提条件、稼働条件と装置構成模式図を示し、表 6-2 に泥 DRY、生石灰改質の 2 ケースに対する試算結果を示す。

表 6-1 実規模ラインコスト試算の条件

項目	条件	
	泥 DRY	生石灰
時間処理量想定	80 m ³ /h (100ton/h)	
稼働年数	5年	
年間稼働日数	300日	
実質年間機械稼働日数	240日	
日作業時間	8時間	
日機械稼働時間	7時間	
稼働年数内機械稼働時間	8400時間	
総処理量 (m ³)	672,000	
改質材添加量 (kg / m ³)	20	100
改質材単価 (円 / m ³)	4,000(現時点の想定)	2,250
改質機	強制2軸攪拌機3.25m ³ 3基	
攪拌時間	4分固定	4分固定
改質材サイロ	50t	200t

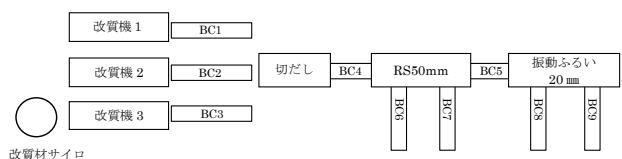


図 6-1 コスト試算対象とした処理ライン構成模式図

表 6-2 試算結果

項目	泥 DRY	生石灰
改質材材料費(円)	2,688,000,000	1,512,000,000
機器設備費(円)	258,000,000	265,000,000
処理人件費(円)	150,000,000	150,000,000
メンテナンス修繕費(円)	110,000,000	115,000,000
合計(円)	3,206,000,000	2,042,000,000
処理単価 (円 / m ³)	4,771	3,039

7. まとめと今後の課題

本実証試験は、以下の条件が明確になっていない状況下で、どの程度まで草木類が高含水・高粘性土壌から分別可能かを確認・実証するとの位置づけである。

- ▶ 莫大な量の除去土壌フレコン中に、実際にどのような性状で、どのくらいの量の草木類が混在しているか不明(経過年数との関連もあると推測)。
- ▶ フレコン内除去土壌の状態が不明(特に含水状態とそれに関する塑性化)。
- ▶ どの程度の草木類を分別するべきかの定量的目標は明確でない。

上記を踏まえ、本実証試験で得られた知見及び課題を以下に整理する。

① 改質材(泥 DRY)の適用範囲について

本現地実証試験では、2種類の農地土壌について、泥 DRY、生石灰の2種類の改質材を添加し、改質の効果を確認した。結果として、2種類の土壌いずれも泥 DRY、生石灰ともにいくらかの差異があるものの、草木類分別のための改質は可能であった。

泥 DRY の適用範囲を把握するために室内試験を実施した。現地実証試験と室内試験の結果や土質工学的知見から、細粒分含有率と液性指数による泥 DRY 適用範囲について概ねの評価ができた。ただし、除去土壌として対象となる可能性のある土壌性状は多様であることから、適用範囲の区分は画一的なものではなく、その境界は変化することが予想される。また、改質要否の判断を改質前に行うことが重要であり、今後は今回得られた泥 DRY 改質適用範囲の知見をもとに、改質の要否の事前判断方法についても検討する必要がある。

今回の試験で、液性指数が低めの土壌の場合、泥 DRY、生石灰が土壌中に容易に行きわたらないため、改質効果が発揮されないことが確認された。仮置場等で数段積み上げられた状態で長期にわたり保管される下方のフレコン内の除去土壌は、上部除去土壌の荷重により圧密現象が起きる可能性がある。この場合は、含水率の低下を伴い、場合によっては相当に固くなることも予想される。このような土壌を対象とする場合、改質材投入前に対象土壌の液性指数(含水率)を加水等により増加させてから改質を行う方法も考えられる。加水方法によっては後段の選別ラインにおいてふるい上の土塊量に違いが出ることも想定されるため、加水方法の検討も考慮に入れる必要がある。

② 泥 DRY と生石灰の評価

改質、選別に関する泥 DRY と生石灰の評価のポイントを表 7-1 に示す。改質方法やその結果、あるいは環境的側面など多様な要因から、両者には改質効果、コスト、pH、農地への再生利用に対して一長一短がある。例えば、泥 DRY で改質した場合、生石灰と異なり pH の上昇が小さく、重金属類や放射性セシウム溶出リスク、浸出水処理、農地として再生利用する等の観点から有利である。また、単純な改質コストのみの比較では泥 DRY は生石灰と比較してやや高いが、ふるい上に残存する土砂を草木類と合わせて可燃物の一部として焼却処理を行うことを想定した、全体処理コストの評価では泥 DRY が優位となる。

表 7-1 改質、選別処理に関する泥 DRY と生石灰の評価

評価項目		泥DRY	生石灰	備考他
経済性	処理単価(円/m ³)	4,771	3,039	泥DRY添加率:20kg/m ³ 生石灰添加率:100kg/m ³
	※処理単価(円/m ³) ふるい上の焼却費を含めた場合	7,309	7,485	泥DRYふるい上土砂率:7.05% 生石灰ふるい上土砂率:12.35% 土砂密度:1.2t/m ³ (共通)、焼却費30,000円/t(共通)
施工性	作業環境への影響 (粉じん、臭気)	小	大	改質材取扱い時
改質後適正	土壌埋立 コーン指数qc(kN/m ²)	500~1,000	1,500	1500kN/m ² 以上:ダンプトラック走行可能 約500~1000kN/m ² :15~21t級ブルドーザ走行可能
	再生利用 土壌pH	7.6~7.8	11.6	原土6.4~7.8

※ふるい上焼却費 (泥 DRY の場合)

$$\begin{aligned}
 &= \text{平均ふるい上土砂率} \times \text{土砂密度} \times \text{焼却単価} \\
 &= (7.05 \div 100) \times (1.2 \text{ t/m}^3 \times 1000) \times (30,000 \text{ 円/t} \div 1000) \\
 &= 0.0705 \times 1,200 \text{ kg/m}^3 \times 30 \text{ 円/kg} \\
 &= 2,538 \text{ 円/m}^3
 \end{aligned}$$



ふるい上焼却費を含めた処理単価

$$\begin{aligned}
 &= 4,771 \text{ 円/m}^3 + 2,538 \text{ 円/m}^3 \\
 &= 7,309 \text{ 円/m}^3
 \end{aligned}$$

生石灰の場合は平均ふるい上土砂率を 12.35%として左記式により算出する。

③ 改質機について

今回の試験では 1 回当たり 0.5m³ のバッチ式による改質を行ったが、過去の経験から 3.25m³ 攪拌機の 70%容量を利用した場合でも、同じ混合攪拌時間で同等の効果が得られると考えられる。より大量の処理能力要求に対しては連続型改質機の適用性について検討の必要がある。今回の試験のように、20mm のふるい分けを想定する場合、分別対象となる草木には改質中に破壊されて、ふるい下に落ちてしまう華奢な物まで含まれる。一般的に、改質機構が細密であるほど良質な改質が期待されるが、同時にこの草木破壊力も強くなることを意味する。今回の試験で採用したバッチ式改質機は、現存する他機種と比べてこの草木破壊力は強くないが、その分攪拌時間が長くなる傾向を示す。このように、改質機の選定をするには「どの程度の草木まで分別対象とするか」に応じた機種選定と調整を行い、改質状態と草木破壊状態のバランスを取ることが必要となる。

④ 最終ふるい機について

今回の試験では最終ふるい機に振動ふるい機を採用しているが、大量処理に向いているトロンメル型に置き換えることもできる。ただし、最終ふるい上に残存する土塊量を減らすためには、トロンメル型のように回転力が伴う機構と振動ふるいのいずれが団子状の土塊発生を抑える上で有利かは一概には判定できず、更なる検証の必要がある。

⑤ 草木類の除去率及び減容化率について

当然のことながら、減容化率はもともと草木類がどれくらいの量が混在しているかにかかってくる。今回は、最大径 10mm 弱で数 mm 径以下の草木類が多く、土壤に含まれる草木類の含有率は 1%未満と少なかった。また、20mm ふるい目では特に数 mm 以下の径の草木類を全てふるい上に分別することは不可能であり、これらの一部がふるい下に落下するために草木類の除去率も 46~63%に留まったと考えられる。比較的大きな径の草木類が含まれていれば、それらは確実にふるい上に分別されることになり、それに伴い草木類除去率も向上すると思われる。

⑥ その他、今後泥 DRY を実用展開していく上で確認が必要な事項

(1) 土壤の貯蔵工事における盛土施工管理法、(2) 農地土壤への再生利用性確認として長期的な成長・収穫上の問題がないこと、(3) 実プラントを用いた湿式分級に問題がないこと。

実施代表者の所属機関：株式会社CDMコンサルティング

実証テーマ名：準連続式亜臨界水熱爆砕処理による細粒土の除染減容化

事業の概要：

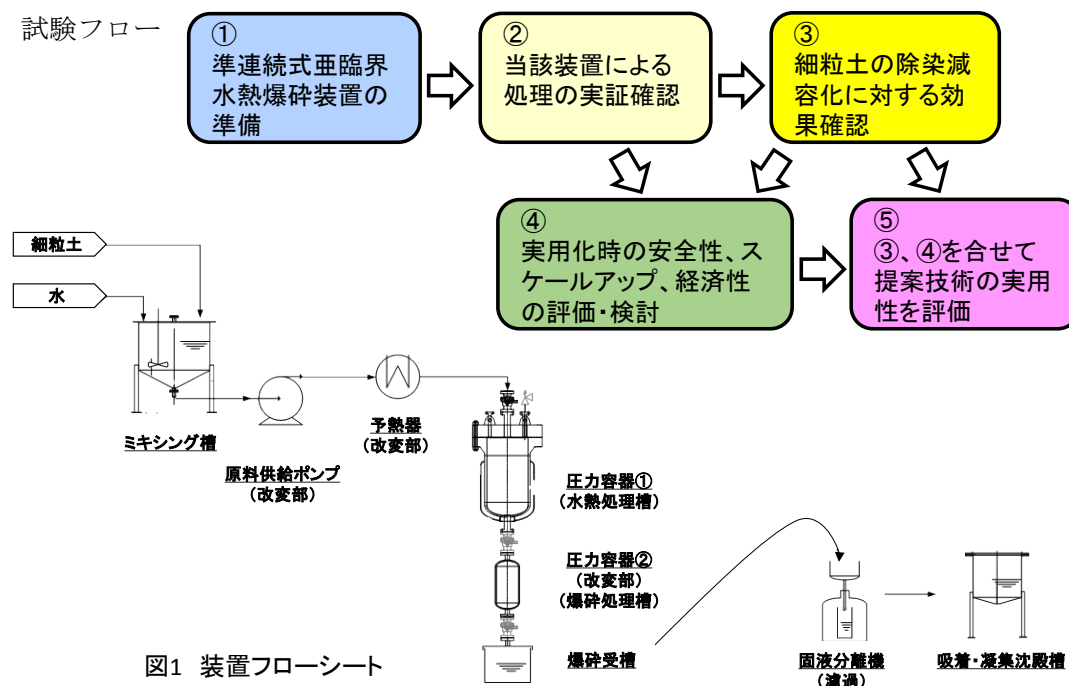
汚染土壌を対象に、準連続的に改造した亜臨界水熱爆砕装置を使用した放射性セシウム含有細粒土の除染減容試験を行い、セシウム除去率、処理速度、エネルギー効率、エネルギーコスト、セシウム減容率等のデータを把握して、細粒土の除染減容化に対する当該処理の効果を確認するとともに、実用化時の安全性、スケールアップ、経済性を評価・検討する。

実施内容：

1. 原料の連続供給と短サイクル爆砕が可能であることを示す画像、温度・圧力チャート等を取得し、準連続運転が可能であることを確認する。
2. 細粒土の除染減容試験を行う。準連続式とバッチ処理方式の比較、爆砕有無による微粒子レベルでの差異、細粒土粒径の違いによる影響を併せて検証する。
3. 実用化時のハード面の安全対策、プロセス全体の最適化、構成機器の仕様と課題、単位重量当りの処理費を示す。

技術概要：

1. 試験フロー



2. 試験目標

細粒土の除染減容処理として、準連続式の処理が可能であり、バッチ処理方式に対して、処理性能を向上できること、同程度の除染減容効果が得られることを確認する。

3. 期待される効果

細粒土の除染減容化において、準連続式亜臨界水熱爆砕処理の確立による処理の効率化が期待される。

実証結果

1. 準連続式処理の実証

原料供給ポンプ、予熱器、一對の水熱処理槽・爆砕処理槽を配備し、バルブ制御システムを構築した準連続式装置にて、250℃、4MPa、爆砕周期 1.5 分の条件で 1 時間以上の運転を 20 日間行い、準連続式処理が可能であることを確認した（表 1 参照）。

2. 準連続式の処理性能

本試験機を用いてバッチ処理方式と比較した結果、処理速度を 10 倍以上、エネルギー効率（消費電力の逆数）を 2 倍以上向上できるデータが得られた（表 2 参照）。

3. 除染減容効果

原料土と水熱爆砕処理土のセシウム濃度比から除染率を求め、減容率は吸着凝集沈殿後に回収したセシウム濃縮物量の原料土重量からの減少率で評価した。土壌粒径、スラリー濃度が異なる条件において、バッチ処理方式と同程度の除染減容効果が得られた（表 3 参照）。

表1 準連続式装置の動作性

水熱処理槽内の温度・圧力変動	温度:2℃以内、圧力:0.2MPa(5%)以内
爆砕バルブ作動時間	0.数秒程度
爆砕最短周期	1.5分(スラリー濃度20%以下の条件)
爆砕各回の排出量のばらつき	5%程度(うち、土壌相当量は20%程度)

表2 準連続式とバッチ式の処理性能の比較

	処理速度	消費電力
準連続式	4.8 kg/h	3.2 kWh/kg
バッチ式	0.45 kg/h	8.5 kWh/kg

・土壌粒径0.2mm以下、スラリー濃度20%、加熱温度250℃、圧力4MPaは共通
 ・準連続式は爆砕周期1.5分の条件

表3 準連続式とバッチ式の原料土条件別の除染減容効果の比較

	粒径0.2mm以下 20%スラリー		粒径0.2mm以下 10%スラリー		粒径0.075mm以下 10%スラリー	
	除染率	減容率	除染率	減容率	除染率	減容率
準連続式処理	70～65%程度	99～98%	75～70%程度	97%	65～60%程度	97%
バッチ処理相当	70～65%程度	99～98%	75～70%程度	97%	65～60%程度	97%

バッチ処理相当とは、爆砕処理量が安定した運転状態で試験開始後、爆砕初回から5回までの処理を言う

作業員被ばく量評価：作業場所平均空間線量率 0.16～0.27 μSv/hr、作業時間 863 時間
 作業員最大被ばく量 26.3 μSv（処理液取扱い・固液分離作業、作業時間 167.5 時間）
 作業員平均被ばく量 20.6 μSv

コスト評価：42,800 円/t 歩掛り（作業人工、作業速度）：12 人/日、40 t/日

コスト評価条件：日処理量 40 t、稼働年数 8 年、稼働率 85%、設備費 8,300 円/t、ランニング 31,900 円/t、消耗品費 2,600 円/t

除染作業における安全上の注意：装置・施設の定期点検時等、汚染物に接する可能性がある場合、作業員への保護具着用は必要。高温高压作業に配慮した作業要領書を整備する。

試験場所（住所）： 飯舘村森林組合加工センター（福島県相馬郡飯舘村白石字町 307）	二次廃棄物保管場所と保管状況（写真）： フレキシブルコンテナに詰め、飯舘村仮置場に移動予定
---	--

1. 事業の概要

1.1 目的

汚染土壌を 0.2mm 以下と 0.075mm 以下に分級した 2 種類の放射性セシウム含有細粒土を対象に、準連続的に改造した亜臨界水熱爆砕装置を用いた新工法の除染減容技術の実証を行う。セシウム除去率、処理速度、エネルギー効率、エネルギーコスト、セシウム減容率等のデータを把握して、細粒土の除染減容化に対する当該処理の効果を確認するとともに、実用化時の安全性、スケールアップ、経済性を評価・検討する。

(注) 準連続式とは、一回の処理時間を数分程度とした少量処理を連続して行う方式（1 時間当りの処理回数は 10 回程度）。

1.2 実施項目

(1) 本業務の全体フローと実施項目

本業務の全体フローを図 1-1 に示す。

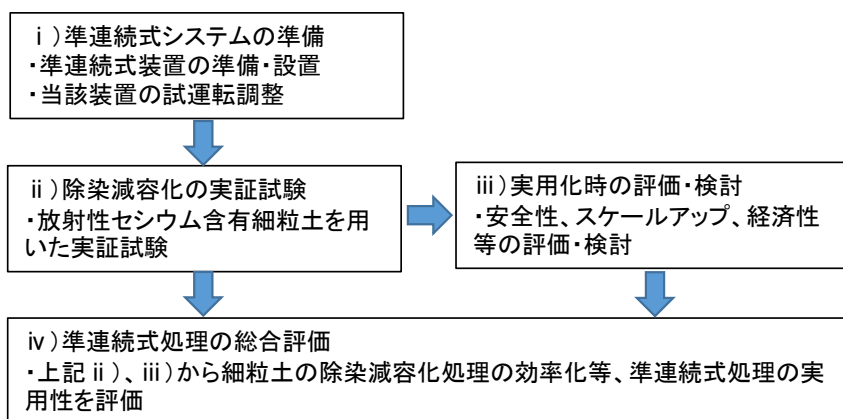


図 1-1 業務全体フロー

2. 試験装置

(1) 準連続式のコンセプト

亜臨界水熱爆砕法において、水熱処理槽を繰返し加熱冷却するバッチ処理方式では熱損失、時間損失、熱負荷が小さくない。原料の連続供給と短サイクル爆砕機構を導入した準連続式では、水熱処理槽内は定常的な充填・加熱状態で損失・負荷を軽減できる。

(2) 本業務で使用する機器

装置フローシートを図 2-1 に、準連続式装置の外観を写真 2-1 示す。主要機器について概説する。

i) ミキシング槽

原料の土壌スラリーを攪拌する。下部に原料供給口、上部に余剰分の戻り口を備える。内容積は約 100L である。

ii) 原料供給ポンプ

原料の連続供給を可能とするスネークポンプ（供給能力：50L/h）である。

iii) 予熱器

電気ヒータで加熱した熱媒油により原料スラリーを予熱する（二重管式熱交換器）。

iv) 水熱処理槽

内容積 4L の圧力容器で内部に攪拌機、外周にバンドヒーターを備える。機器調達期間の制約から入口径は 1/2 インチ (内径 10mm)、常用最大圧力は 4.9MPa のメーカー標準品を使用 (設計値はそれぞれ、3/4 インチ (内径 16mm)、6MPa)。

v) 爆砕処理槽

内容積 0.6L の圧力容器で外周にバンドヒーターを備える。下部の爆砕用自動ボールバルブと水熱処理槽間のバルブの開閉を制御することで短サイクル爆砕を可能とする。

vi) 爆砕受槽

20L ペール缶の蓋を加工して爆砕排出口、蒸気凝縮用ダクトに取付け。缶本体には水 1kg を貯水し、爆砕 1 回毎に交換する。

vii) 固液分離機

容量 10L の減圧濾過器を使用する。減圧にはアルバック機工製のダイヤフラム型ポンプを使用する。濾布は敷島カンバス製フィルタークロスを使用する。

viii) 吸着・凝集沈殿槽

市販のポリタンクで代用する。沈殿物は上記の減圧濾過器を利用して脱水ケーキとして回収する。

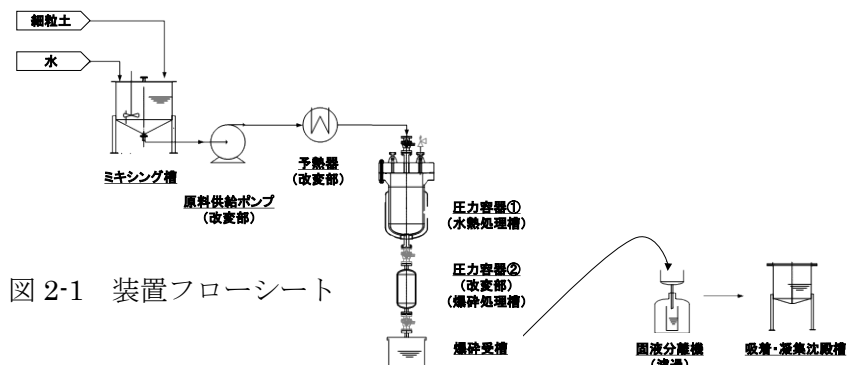


図 2-1 装置フローシート



写真 2-1 準連続式装置の外観

3. 試験結果と評価

3.1 装置の試運転調整

3.1.1 基本特性確認

(1)温度・圧力および耐圧性(安全性)

水熱処理槽の常用最大圧力 4.9MPa 以下で、水熱爆砕による十分な除染効果が期待できる運転条件として、250℃、4MPa を設定した。システム全体の耐圧性、安全性の確認として、試験開始前の漏れ有無確認、増し締め作業を日常点検業務として実施した。

(2)バルブ応答性

爆砕処理槽下部のバルブには空気圧式自動ボールバルブを使用した(写真 3-1 参照)。バルブ閉開時間を計測した結果、0.数秒のレベルであることを確認、実証試験での日常点検項目とした。対応する温度・圧力の画像を写真 3-2 に例示する。



写真 3-1 爆砕用自動ボールバルブ
(写真は「開」の状態)



写真 3-2 爆砕時の温度・圧力の画像

(3)供給速度(爆砕周期の下限值)

水熱処理槽から爆砕処理槽への供給速度を確認した。爆砕処理槽の内容積 0.6L の充填に要する時間は 1 分を超える場合があることがわかった。これより爆砕周期の試験条件は 3 分、2 分、1.5 分を設定した。

3.1.2 模擬土を使用した試験

(1)試験方法

原土は市販の園芸黒土を篩により 0.2mm 以下に分級して使用した。水熱処理槽入口付近での配管閉塞の懸念から、原料供給ライン内を水で満たしてから原料スラリーを装入した。加熱温度 250℃、圧力 4MPa、爆砕周期 1.5 分で 40 回爆砕し、各回の全排出量、土壌量に相当する量(全排出量－固液分離後の濾過水量)を測定した。この要領でスラリー濃度は 10%から徐々に増加した。

(2)試験結果

スラリー濃度 20%の例を図 3-1 に示す。爆砕回数 20 回以降で各回の全排出量のばらつきは概ね 5%程度、土壌相当量は 20%程度でほぼ安定して回収できることがわかった。一方、スラリー濃度 25%の試験では爆砕 6 回目に水熱処理槽入口で詰まりが発生した。これより実証試験のスラリー濃度は 10%と 20%の 2 条件とし、回収量が安定する爆砕 20 回後に

10 分間の加熱保持をしてからデータ取りすることにした。

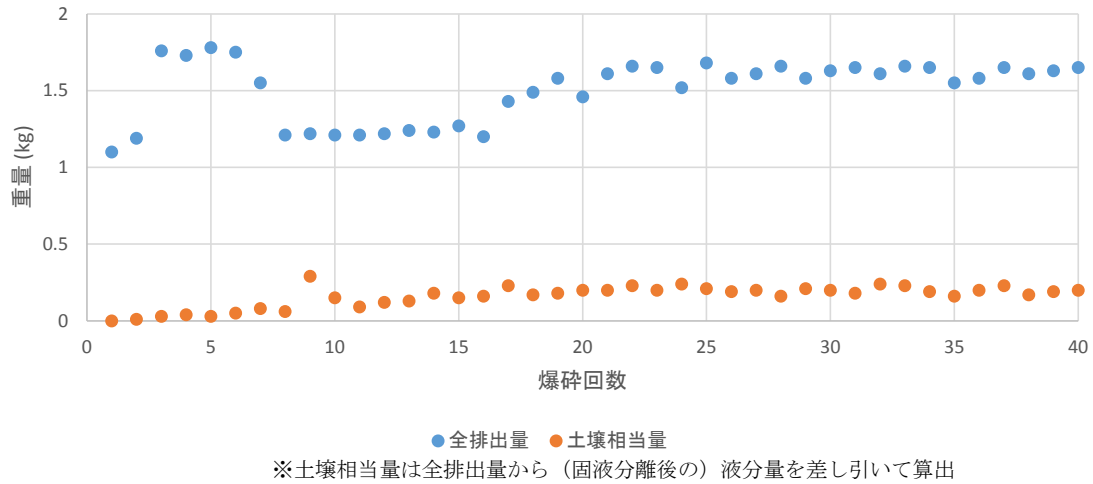


図 3-1 爆砕処理一回毎に排出される処理物の重量（スラリー濃度 20%）

3.2 除染減容化の実証試験

(1) 試験の処理フローと評価項目

試験の処理フローを図 3-2 に示す。評価項目は、準連続式の処理性能（処理速度、消費エネルギー）、除染率・減容率、物質収支・放射能収支、XRD・粒度分布による爆砕効果、二次廃棄物の物性である。

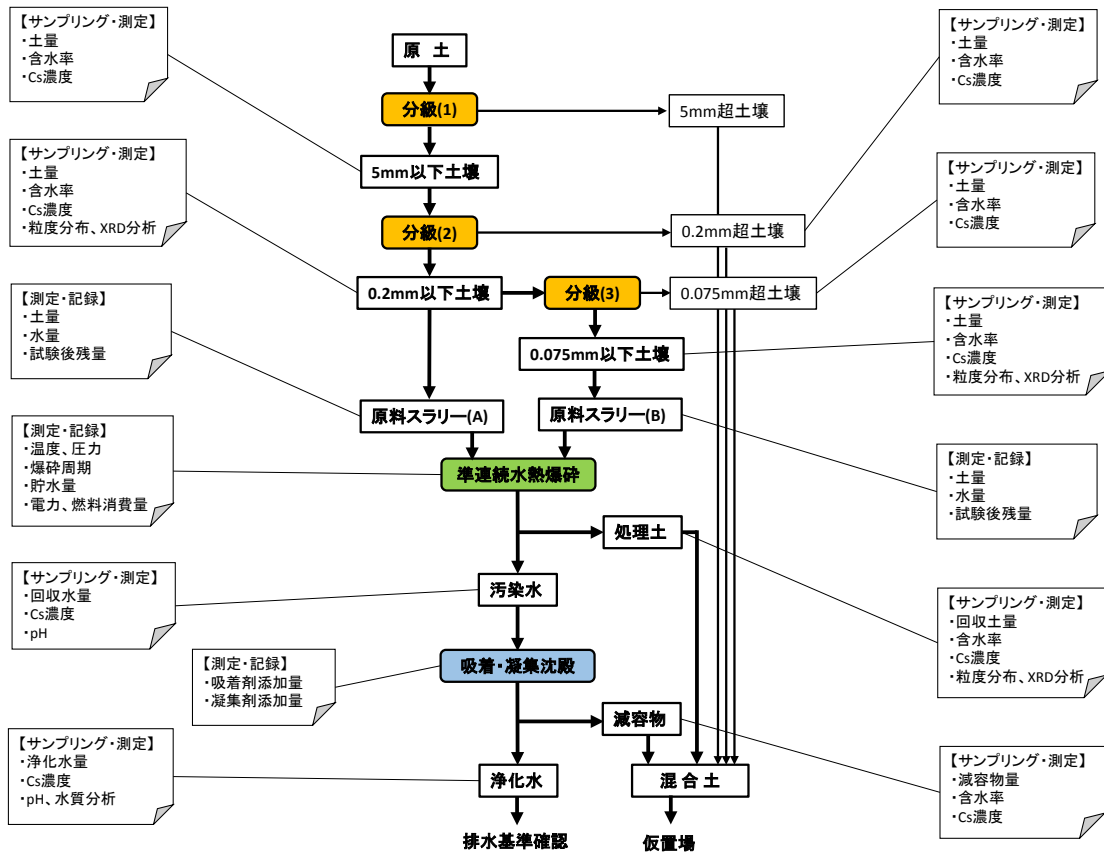


図 3-2 試験の処理フロー

(2)試験方法

i) 供試土

原土は飯館村草野地区の田地表層 50mm から収集した。自然乾燥後、目開き 5mm の篩で乾式分級し、さらに湿式で、より細かい目開きの篩を使用して分級し、0.2mm 以下と 0.075mm 以下の 2 種類の細粒土を調製した。放射能濃度の測定には Ge 半導体検出器を使用し、¹³⁷Cs と ¹³⁴Cs の合算値により放射能濃度を求めた(千代田テクノル(株)に外注)。採取・調製量と放射能濃度の一覧を表 3-1 に示す。

表 3-1 土壌原料の放射性セシウム濃度

種別	放射能濃度(Bq/kg、 ¹³⁷ Cs+ ¹³⁴ Cs、乾燥状態)				採取量(kg、乾燥状態)
	サンプル①	サンプル②	サンプル③	平均値	
原土 (収集土)	8,662			8,662	約400
5mm以下	13,548	13,084	14,635	13,755	355
0.2mm超	8,548	10,564	10,776	9,962	197
0.2mm以下 (供試土)	27,283	27,527	27,498	27,436	94
0.075mm超	15,498	13,607	12,890	13,998	25
0.075mm以下 (供試土)	29,321	28,522	29,119	28,987	23

ii) 水熱爆砕処理

水熱爆砕条件の一覧を表 3-2 に示す。処理後は爆砕 1 回毎に固液分離し、5 回分をまとめて試料とした。この間で、バッチ処理相当の処理、水熱のみの処理を併せて行った。バッチ処理相当の処理とは爆砕回収量が安定した運転状態から一旦 250℃で 10 分間保持してから試験を開始後、爆砕初回から 5 回までの処理を表し、その間で回収した処理物はバッチ処理相当のサンプルとした。水熱処理のみのサンプルは最後に水熱処理槽内に残った処理物を温度、圧力を約 1 時間かけて徐々に下げ爆砕させずに回収することで得た。放射能濃度の測定に加えて、処理土については爆砕の効果検証として XRD 分析、粒度分布測定を行い、処理前の原土、爆砕無しの処理土と比較して検討した。

表 3-2 水熱爆砕条件

原料細粒土の種別	0.2mm以下、0.075mm以下(2条件)
原料スラリー濃度	10%、20%(2条件)
水熱処理温度・圧力	約250℃-4.0MPa
爆砕処理の周期	3分、2分、1.5分(3条件)
爆砕処理の回数	爆砕周期毎に各20回
爆砕受槽の貯水量	爆砕処理毎に1kg

iii) 吸着凝集沈殿処理

汚染水は爆砕周期の条件毎に分けて吸着凝集沈殿処理を行った。吸着剤には粉末のフェロシアン化鉄を、凝集・凝集剤にはポリ塩化アルミ 10%水溶液、ポリアクリルアミド系 0.1%水溶液を、中和剤として水酸化ナトリウム 20%水溶液を使用した。凝集沈殿後、減圧濾

過器によりセシウム減容物（沈殿物）と浄化水（濾過水）に分離した。

(3)試験結果

i)除染率、減容率

試験結果の一例を表 3-3 に示す。処理土の放射能濃度は 20 回の爆砕の間で 8 千 Bq/kg 前後の値を示した。その他の条件の結果をまとめて表 3-4 に示す。原料土粒径、スラリー濃度の異なる条件において、準連続式の除染率は爆砕周期の条件にはあまり影響されずにバッチ処理相当と同程度の結果が得られた。また、水熱処理のみ（爆砕無し）の除染率は明らかに低いことが確認できた。一方、減容率については 99～96%の結果が得られた。

表 3-3 試験例（0.2mm 以下細粒土の 20%スラリーを爆砕周期 1.5 分で処理）

【原料】	粒径(mm): 0.2以下	Cs濃度(Bq/kg): 27,436			
	スラリー濃度(%): 20	スラリー使用量(kg): 11.8			
【水熱爆砕条件】					
		加熱温度(°C): 250	圧力(MPa): 4.0		
		爆砕周期(min): 1.5	貯水量(kg): 1/回		
爆砕回数		1～5	6～10	11～15	16～20
処理土	土量(kg)	0.51	0.54	0.53	0.56
	Cs濃度(Bq/kg)	8,415	8,695	6,006	10,980
汚染水	水量(kg)	7.15	7.25	7.43	7.36
	Cs濃度(Bq/kg)	785	608	926	718
吸着凝集沈殿	添加物量(kg)	0.305			
		フェロシアン化鉄30g、PAC10%水溶液120g NaOH20%水溶液65g、PAM0.1%水溶液90g			
減容物	減容物量(kg)	0.034			
	Cs濃度(Bq/kg)	353,900			
浄化水	水量(kg)	29.15			
	Cs濃度(Bq/kg)	44			

表 3-4 除染率、減容率の結果

原料土種別	爆砕周期 (min)	準連続式の 除染率 (%)	準連続式の 減容率 (%)	バッチ処理相 当の除染率 (%)	水熱処理の みの除染率 (%)
0.2mm以下 20%スラリー	1.5	78～60	99, 98	73～63	51, 48
	2	75～63	99, 98		
	3	76～60	98		
0.2mm以下 10%スラリー	1.5	83～60	97	83～73	54
	2	83～61	97		
	3	84～60	96		
0.075mm以 下 10%スラリー	1.5	70～56	97	66～60	43
	2	75～54	97		
	3	69～56	97		

ii)物質収支、放射能収支

物質収支、放射能収支は水熱爆砕工程と吸着凝集沈殿工程の二つに分けて評価した。代表例として粒径 0.2mm 以下、スラリー濃度 20%、爆砕周期 1.5 分の結果を表 3-5 に示す。2 回の試験で物質収支は 99%、97% の良好な結果を得た。一方、放射能収支は約 40% の不足が生じる結果となった。このうちの約 10% は固液分離で使用した濾布への付着・吸着分であることが放射能強度の測定から判明した。残分は分析していないが、機器内洗浄水中の微粒子に含まれている可能性がある。

表 3-5 物質収支、放射能収支の一例

(粒径 0.2mm 以下、スラリー濃度 20%、爆砕周期 1.5 分の試験)

	物質収支		放射能収支	
	水熱爆砕工程	吸着凝集沈殿工程	水熱爆砕工程	吸着凝集沈殿工程
試験1回目	99%	99%	63%	60%
試験2回目	97%	97%	58%	64%

iii) 準連続式の処理性能

本機を使用して準連続式とバッチ式の処理速度および消費電力を比較した。土壌粒径 0.2mm 以下、スラリー濃度 20%、加熱温度 250°C、圧力 4MPa を共通条件として試験した結果を表 3-6 に示す。ここで準連続式の場合は爆砕処理槽内容積 0.6L、スラリー濃度、爆砕周期から処理速度を算出し、消費電力は実測値 15.5kWh を使用した。バッチ式では水熱処理槽にスラリーを 2.5kg 装入し、水熱処理したデータ（加熱時間 67 分、消費電力 3.8kWh）から算出した。爆砕周期 1.5 分の条件では、バッチ処理に比較して処理速度は 10 倍以上、消費電力は 40% 程度に低減できることがわかった。

表 3-6 準連続式とバッチ式の処理性能の比較

	処理速度	消費電力
準連続式	4.8 kg/h	3.2 kWh/kg
バッチ式	0.45 kg/h	8.5 kWh/kg

・土壌粒径0.2mm以下、スラリー濃度20%、
加熱温度250°C、圧力4MPaは共通
・準連続式は爆砕周期1.5分の条件

iv) XRD、粒度分布による爆砕効果検証

水熱爆砕による微粒子化を粉末 X 線回折 (XRD) 分析および粒度分布測定により検証した。粒径 0.2mm 以下の原土と処理土の分析結果を図 3-3、図 3-4 に示す。XRD 結果から供試土は、粘土鉱物としてカオリン鉱物、イライトおよびパーミキュライトを含有しており、このうちイライトおよびパーミキュライトのフレイドエッジサイト (FES) に放射性セシウムが固定されていた可能性が示唆された。また、水熱爆砕処理により供試土の造岩鉱物の結晶構造が破壊され一部は非晶質となっていること、さらに FES サイトに放射性セシウムが固定されていることを示唆する構造の消失が明らかになった。粒度分布測定では 0.2mm 以下と 0.075mm 以下の 2 種類の細粒土について、水熱爆砕による微粒化効果を定量的に評価することができた。

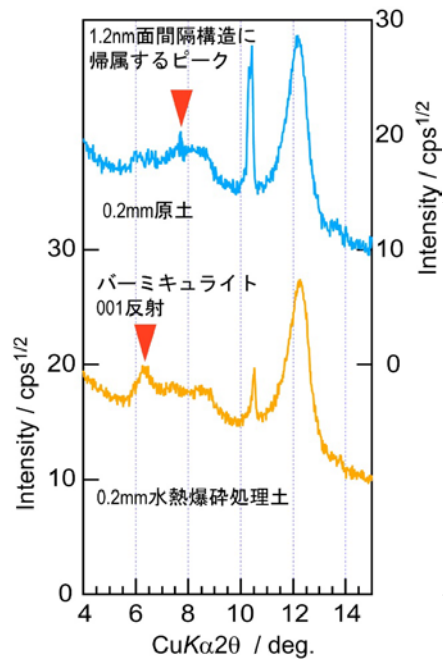


図 3-3 XRD 分析結果

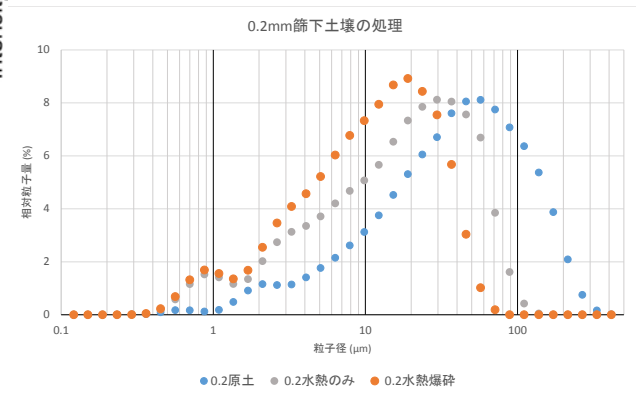


図 3-4 粒度分布の測定結果

v) 二次廃棄物の物性

処理土と混合して低濃度に希釈した減容物は環境省告示第 13 号に従い実施した評価試験結果に基づいて処置した。

浄化水については「公共の水域中の事故由来放射性物質の濃度」まで除染後、水質検査を行い、水質汚濁防止法の排出基準を下回っていることを確認した上で飯館村の許可を得て処置を講じた。

3.3 放射線管理

(1)空間線量率

実証事業実施場所の空間線量率は $0.15 \sim 0.35 \mu\text{Sv/h}$ で装置運転により顕著な線量率上昇は認められなかった。

(2)空気中濃度および粉塵濃度

装置運転に伴う空気中濃度および粉塵濃度の顕著な上昇は認められなかった。

(3)表面密度

運転開始前及び運転開始後の床面は黄色化学雑巾(サッサ)によるスミヤの結果、全ての測定結果は検出限界値 ($1.2 \times 10^{-1} \text{Bq/cm}^2$) 以下であった。運転による床面への汚染拡散は認められなかった。

(4)個人被ばく及び従事時間

実証試験開始後の期間中個人被ばく量および作業に従事した時間を表 3-7 に示す。

(5)防護装備及び身体サーベイ

作業に従事する場合、タイベック、布手、長靴等を着用し、処理液取扱い及び固液分離作業者はさらに半面マスク、ゴム手袋着用とした。退出時のマスクフィルタ、身体サーベイの結果、期間中汚染は検出されなかった。

表 3-7 個人被ばく及び作業時間（全期間）

作業区分	従事時間(h)		被ばく線量(μSv)		時間あたりの被ばく(μSv/h)
	最大	平均	最大	平均	
指導員(1名)	107.5		14.6		0.14
運転操作員(1名)	176.5		22.2		0.13
爆砕受槽取扱い及び固液分離作業員(3名)	167.5	161.7	26.3	24.9	0.15
放管員(1名)	94.0		11.9		0.13
合計	863.0		123.4		0.14

4. 実用化時の安全性、スケールアップ、経済性の評価検討

4.1 安全性

(1)メンテナンス

圧力容器、熱交換器は年1度の法定検査が義務付けられており、寸法検査、非破壊検査等により腐食の程度、健全性を検査する。同様に亜臨界環境下となる配管、バルブについては自主的に寸法検査、非破壊検査、動作確認を実施する。使用頻度の高いバルブについては年1度の交換を原則とする。

(2)異常時・緊急時対策

圧力容器異常（温度、圧力）に加熱を停止するインターロックと安全弁を設ける。緊急停止に対してはフェイルセーフ設計とするが、計装機器が安全に作動していることを監視するための非常用電源を整備する。

(3)作業員の安全確保に関する対策

プラント操作を遠隔化、自動化し作業員への放射線の影響を最小限とする。放射線が最も強くなる受入前処理施設と二次固液分離処理装置（減容物生成処理）、減容物梱包設備の周囲にコンクリート遮蔽壁を設けて放射線防護をし、作業員への影響を低減する。また、高温高圧作業での安全確保として、運転前、運転中の日常点検項目・方法を含めた作業要領書を整備する。

4.2 スケールアップ

今回の実証により、濃度 20%の土壌スラリーを爆砕周期 1.5 分の条件で準連続処理できることが実証された。水熱処理槽内容積を 300L（バッチ式実規模設備の実績）、爆砕処理槽を 50L（水熱処理槽の約 1/6（実証機））に設定して 24 時間運転した場合の処理量は一対の水熱・爆砕処理槽で 10t/日程度は可能となる。実用プラントはこれを四対装備し 1 基とする予定で処理量は 40t/日程度とする。なお、原料の安定供給が可能な流路内径を設定することでスラリー濃度 25~30%、爆砕周期 1 分は対応可能と考えており、その場合、処理能力は 80t/日程度まで高めることができる。爆砕用バルブについては 50A~80A を考えているが、耐久性や応答性を含めて最適値を設定する予定である。爆砕後の固液分離機には濾布走行式・洗浄機能付きのフィルタープレスを考えている。今回の実証で 1 回の爆砕処理で使用した水量は濃度 20%の場合、1.48kg（処理槽内 0.48kg、貯水 1kg）で土壌重量比で 13 倍になる。実機の場合も 10 倍程度使用すると仮定すると 1 日に 400m³ が必要になる。

凝集沈殿処理後の水はイオン交換樹脂等による除塩を行えば再利用が可能であり、問題点にはならないと考えている。一部排水が必要になることも想定されるが本事業結果から判断できるように排水基準以下にすることは容易と考えている。

4.3 経済性

今回の実証試験結果ならびに以前実施したバッチ処理方式による実機ベースの試験データから算出したコストは次のとおりである。

表 4-1 処理コスト

設備費	運転費	消耗品費	処理単価
8,300 円/t	31,900 円/t	2,600 円/t	42,800 円/t

条件：8年稼働、稼働率 85%、総処理量 99,280t（40t/日×8年×365日×0.85より）

【計算に使用した根拠またはデータ】 設備費：820 百万円（水熱爆砕処理設備（準連続式）：632 百万円、後処理設備（処理土、処理物の分離回収）：151 百万円、放射線管理設備（測定機器等）：37 百万円）、運転費：燃料費 4,200 円/t、添加剤購入費 16,000 円/t、人件費 11,700 円/t の合計、消耗品費：設備費の 4%

4.4 処理物の利用性

バッチ処理方式の実規模装置で処理した処理土は原土と同程度の土質である結果を得ている。今回の実証の処理土の XRD、粒度分布の結果はバッチ式の処理土と同様であったことから土木資材として利用できる可能性は十分にあると推定する。また、水熱爆砕技術は元来、有機物の処理に有効であり、バイオエタノール生成等の利用性が期待できる。

5. まとめと今後の課題

5.1 まとめ

- (1)準連続式に改造した亜臨界水熱爆砕装置で 1.5 分周期で 1 時間以上の運転を 20 日間行い、原料の連続供給と短サイクル爆砕機構を新たに導入した準連続式処理が可能であることを実証した。
- (2)準連続式処理の処理速度、エネルギー効率を評価し、従来のバッチ処理方式に対して処理速度 10 倍以上、消費電力の 60%削減のデータが得られ、処理性能を大幅に向上できることを確認した。
- (3)除染細粒土の粒径、スラリー濃度が異なる条件において、バッチ処理方式と同程度の除染減容効果が得られた。
- (4)コスト評価では 40t/日で 8 年間処理する条件で試算した場合、処理単価は 42,800 円/t になる。
- (5)本処理は、細粒土に限らず有機物（バイオマス）を対象とする処理への適用・利用可能性が期待できる。

5.2 今後の課題

今回の実証では放射能収支が不十分であった。機器残留箇所の推定と対策を具体化し、実機設計に活かすことを考えている。また、土壌以外の原料の供給方法について明確にしたいと考えている。

実施代表者の所属機関:株式会社 日立パワーソリューションズ

実証テーマ名:バックホウ型放射線計測装置を用いての土のう袋計測の安全性(被ばく低減・作業安全)、省力化の比較検証

事業の概要:福島県における除去廃棄物が収納された土のう袋を対象に、新規に開発されたバックホウ型放射線計測装置を使用することにより、人力での玉掛け、重量計測、放射線計測等の土のう袋取扱業務における安全性および省力化効果を調査する。

実施内容:

1.バックホウ型放射線計測装置の計測検証試験

バックホウ型放射線計測装置による4点計測は従来の計測方法に比べ、どのような測定値となるのか比較する。また、バックホウ型放射線計測装置および手動計測の各々の複数計測点のうち、互いが近傍にある計測点同士の測定結果について比較評価を実施する。

2.土のう袋計測の安全性、省力化の比較検証試験

バックホウ型放射線計測装置について現状の作業との比較を行い、人員削減、省力化や被ばく低減、重機作業と人的作業の隔離性について評価し、安全性・省力化の有効性を検証する。

技術概要:

1.試験フロー

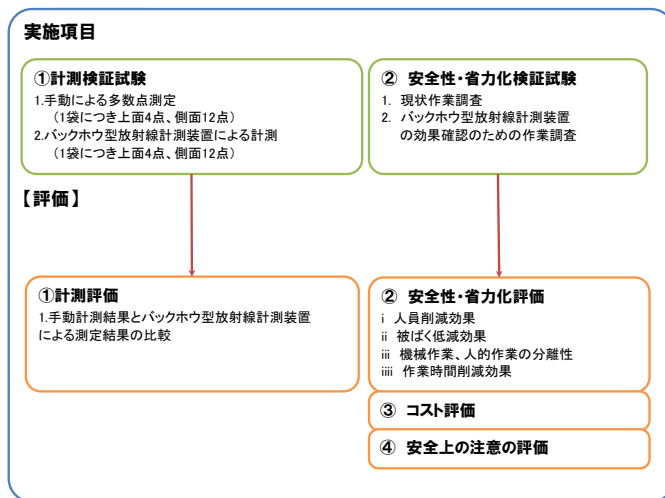


図 1 試験フロー(左)とバックホウ型放射線計測装置による測定の様子(右)

2.試験目標

バックホウ型放射線計測装置による実証を行い、現在仮置き場で行われている計測作業と比較して、提案技術にて土のう袋取扱作業の安全性、省力化が達成できることを確認する。

3.期待される効果

バックホウ型放射線計測装置を用いて土のう袋の移動・荷上げや重量計測、線量計測を行うことによる中間貯蔵輸送事業における人員削減による省力化およびクレーン作業における潜在的な危険の回避および被ばくリスク低減に寄与できることが期待される。

実証結果:

1.バックホウ型放射線計測装置の計測検証試験

現状作業で使用されている1インチNaIシンチレータを用いて土のう袋の周囲を測定した手計測データと2インチNaIシンチレータを4基搭載したバックホウ型放射線計測装置で計測したデータとで測定値のレスポンス(平均値を1としたときの比率)を比較した。

バックホウ型放射線計測装置による計測は土のう袋の表面線量の分布に対して同程度の比で追従しており(図2)、側面4点の同時計測の手法は計測ポイントごとの表面線量の差異を評価することが容易であることがわかった。

2.土のう袋計測の安全性、省力化の比較検証試験

現在、土のう袋の手計測、移動ではバックホウ1台を運用する人員配置6名に対し、バックホウ型放射線計測装置では3名で運用可能である。(図3)

ただし、各作業員の作業量は増加するため、特にバックホウのキャビン内の機器操作に対しての簡略化の対策が必要である。

追加作業により作業時間は増加するものの、人員削減や被ばく低減効果による総被ばく線量の削減に寄与するとともに、人的作業と機械作業の分離性も確立でき、仮置き場における災害防止に有効であるとの見通しを得た。

	従来計測方法 手動計測	バックホウ型 放射線計測装置
シンチレータタイプ	1インチNaI × 1台	2インチNaI × 4台
BG遣へい	16mm厚 鉛	50mm厚 鉄 (鉛厚換算22mm)
周辺線量計測値	0.07 μSv/h	0.010 μSv/h

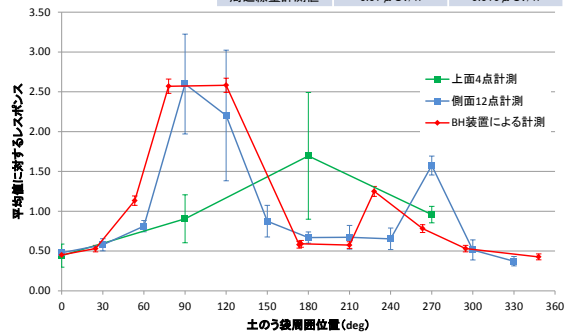


図2 土のう袋の測定値比較

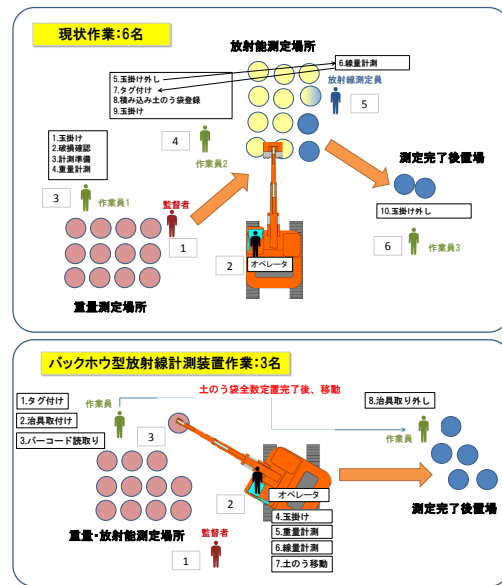


図3 作業人員比較

コスト評価:

現状作業に対するバックホウ型放射線計測装置の作業は月額ランニングコストを57万7500円削減することが出来る。(表1)

表1 作業コスト

	現状作業	バックホウ型放射線計測装置作業	差額
機械費用	160,000	1,300,000	1,140,000
労務費	3,620,000	1,902,500	-1,717,500
合計	3,780,000	3,202,500	-577,500

(円/月)

コスト評価条件: 以下の仮定の下にコスト算定を行った。

作業員労務費およびバックホウの導入費用を対象範囲とし、労務費は8時間労働/日、25日間勤務/月とし、バックホウはリースとした場合の月あたりのランニングコストとする。

※バックホウは現在市販中のものは使えず、油圧制御系・自動計測等の機能が追加された改造機が必要になる。

作業における安全上の注意: 油圧機器の追加等でレバー操作が複雑になっているため、事前の訓練・教育が重要である。

試験場所(住所): 福島県会津美里町仮置き場

除去物保管場所と保管状況: 本実証試験中に除去物は発生していない。

1. 試験の目的

福島県における除去廃棄物が収納された土のう袋を対象に、新規に開発されたバックホウ型放射線計測装置を使用することにより、人力での玉掛け、重量計測、放射線計測等の土のう袋取扱業務における安全性および省力化効果を調査する。

2. 実施項目

本業務の実施フローを図 2-1 に示す。

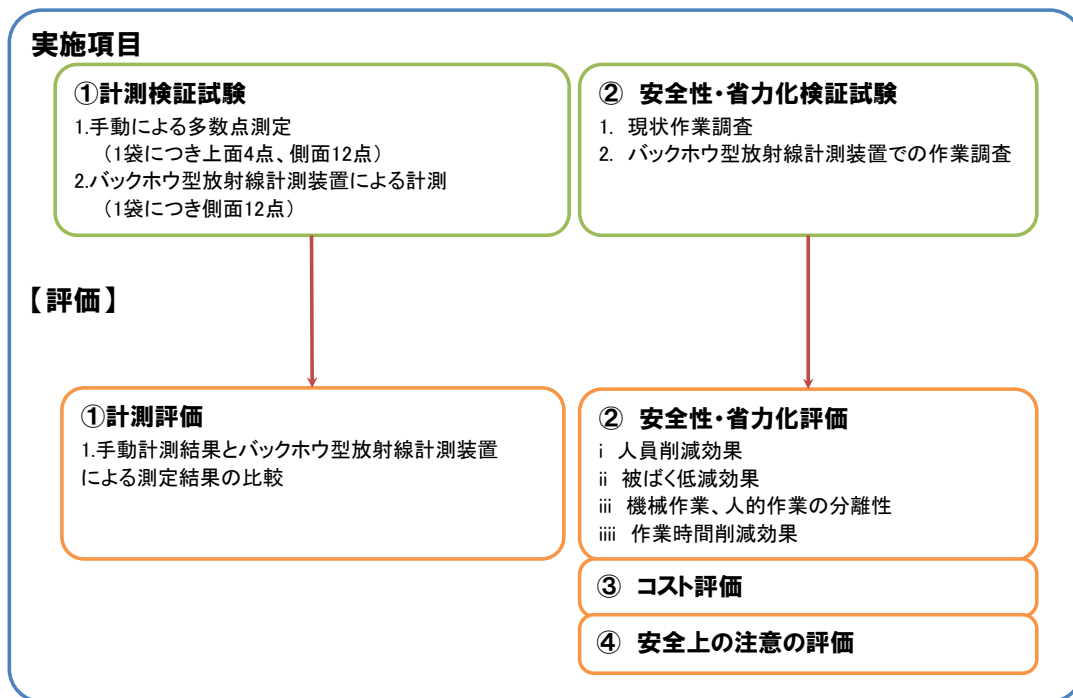


図 2-1 業務全体フロー

3. バックホウ型放射線計測装置について

仮置き場や除染現場では、バックホウは表土の剥ぎ取り、除去土壌の土のう袋への詰め込み、バケット部に取り付けたフックによる土のう袋の吊上げ、移動など広い用途で使用されている。この「バックホウ」に放射線計測器や重量計などの各種機器を搭載することで、人の手によって土のう袋の計測作業をする機会が少なくなり、結果として次のようなメリットを達成することが出来るようになる。

- **省力化:** バックホウに乗ったまま土のう袋の各種測定が出来るため、計測作業員を減らせる。
- **安全性の向上:** 吊上げた土のう袋の下に入って作業をすることがなくなり、下敷きなどの災害の抑制が図れる。
- **被ばく低減:** 土のう袋に接近する頻度、時間を少なくすることが出来る。

本実証では表 3-1 のような専用架装を施したバックホウ型放射線計測装置(図 3-1)を製作、現地作業に投入した。

表 3-1 バックホウ型放射線計測装置専用架装一覧

No.	専用架装	内容
1	開閉グラップルおよび土のう袋紐部倒立治具	人手を使わず土のう袋に玉掛けするための 1.開閉グラップル 2.土のう袋紐部倒立治具
2	放射線測定排土板アタッチメント	バックホウのキャビン(以下、「キャビン」と記載する。)内から土のう袋の線量を計測するための測定器を搭載したバックホウ前面の排土板アタッチメント
3	重量計測システム	土のう袋の重量を計測するためのロードセル
4	放射線計測システム	土のう袋の表面線量を計測するための検出器(2インチNaIシンチレータ)
5	測定データ管理システム	土のう袋の重量測定値、線量測定値を無線送信し、データとして格納するシステム
6	専用油圧・電源回路	上記の専用架装の油圧・電源系統の追加・改造



4. 試験結果と評価

4.1 バックホウ型放射線計測装置の計測検証試験

会津美里町の仮置き場の周辺線量は試験実施エリアの周辺で $0.07 \mu\text{Sv/h}$ 、現場全体でも $0.06 \sim 0.07 \mu\text{Sv/h}$ という値であった。

仮置き場の土のう袋のうち、任意の5袋にHP1～5までの土のう袋IDを振り、線量測定を行った。



図 3-1 バックホウ型放射線計測装置

4.1.1 手動による多数点の測定結果

線量測定に使用する計測器は清水建設殿所有の日立アロカメディカル(株)社製1インチNaIシンチレーションセンサーベイメータTCS-172Bを借用し、バックグラウンドの影響を排除するための、遮へいコリメータ(同じく清水建設殿より借用)と併用して線量測定を実施した。(図 4-1)

計測手順は下記のとおり。

- i) 土のう袋へ紐部倒立治具を設置し、バックホウ型放射線計測装置で吊上げ、重量を計測する。

計測器：
日立アロカメディカル(株)社製 TCS-172B
遮へいコリメータ鉛厚さ：16mm



図 4-1 計測器および遮へいコリメータ

ii) 土のう袋を地面に下ろした後、バックホウ型放射線計測装置の計測高と同じ高さ(600mm)で土のう袋を周方向に12分割(30度ピッチ)した位置(図4-2)の表面線量を測定する。測定は土のう袋1体につき、30秒の安定時間の後、3回ずつ読み取りながら1周、それを3周して、最終的に1計測点につき9回測定した。

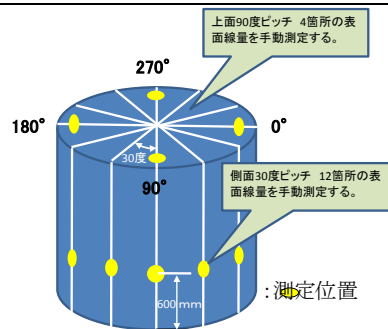


図4-2 土のう袋手動計測位置

4.1.2 バックホウ型放射線計測装置による測定

手動測定を行ったものと同じ土のう袋について、バックホウ型放射線計測装置による計測システムにて計測した。

手動測定では1インチのNaIシンチレーションサーベイメータを使用したのに対し、バックホウ型放射線計測装置では2インチのNaIシンチレーション検出器を4台搭載している。

また、手動測定で使用した鉛製のコリメータの厚さは16mmの円筒状であるのに対し、バックホウ型放射線計測装置で使用されているコリメータは鉄製で50mm(鉛厚換算22mm)の厚さがあり、かつ周辺線量の影響を受けないよう周囲5面をこの鉄板で密閉して遮へい効率の向上を図っている。(図4-3)これにより $1\mu\text{Sv/h}$ の環境下での遮へい率は90%以上となっている。

計測の際はバックホウで土のう袋をはさみ、鉄遮蔽箱の開口部と土のう袋を密着させて検出効率を向上させている。また、密着させることにより、装置の鉄製遮蔽箱だけでなく、計測している土のう袋も積極的に遮蔽の一部として利用している。この手法により手動計測と比較してより高い周辺線量下での計測を可能としている。

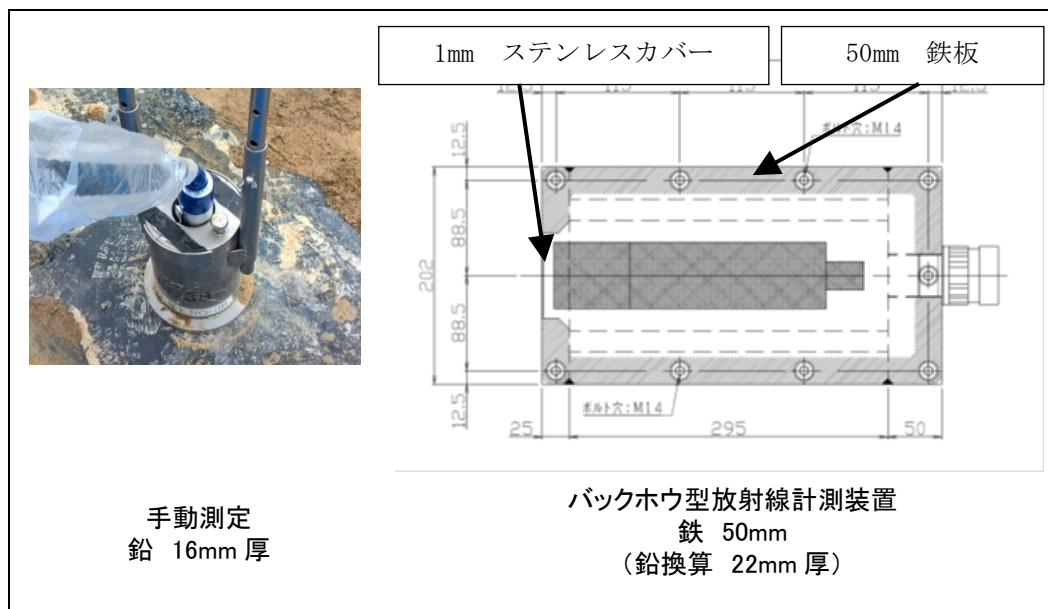


図4-3 遮へい状況の比較

4.1.3 バックホウ型放射線計測装置による測定

手動測定を行ったものと同じ土のう袋を、バックホウ型放射線計測装置を使って計測した。計測は土のう袋 1 体当たり 3 回、1 回ごとに約 120 度程度回転しながら、4 基の計測器により土のう袋周囲 1 周の測定値を採取した。(図 4-4)

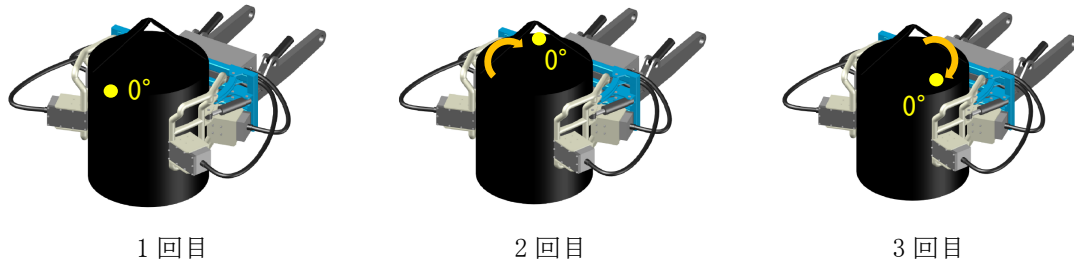


図 4-4 バックホウ型放射線計測装置による測定位置

手順は下記のとおり。

- i) バックホウ型放射線計測装置で吊上げ、重量を計測する。
- ii) さらにバックホウ型放射線計測装置による放射能濃度測定を行い、オペレーションパネルに表示された測定値を記録する。
- iii) 3 回分の測定値の平均値・最大値を検出器ごとにそれぞれ算出し、記録する。

土のう袋を手動測定とバックホウ型放射線計測装置の両方でそれぞれ計測した値の平均値を1としたときの比率を「レスポンス」と定義し、比較したグラフを図 4-5～図 4-9 に示す。

左側グラフの緑色が上面4点の測定値、青色が側面12点の測定値、赤色がバックホウ型放射線計測装置で計測した値である。また上下に延びる線は 3σ 分の計測誤差(エラーバー)である。右側のレーダーチャート(丸いグラフ)は青色が側面12点の測定値、赤色がバックホウ型放射線計測装置で一回ごとに3回計測したレスポンスである。

尚、グラフ下に記載した表はバックホウ型放射線測定装置の回ごとに4つの検出器で測定した時の値の平均値と1としたときの標準偏差で、値のバラツキを示す指標である。

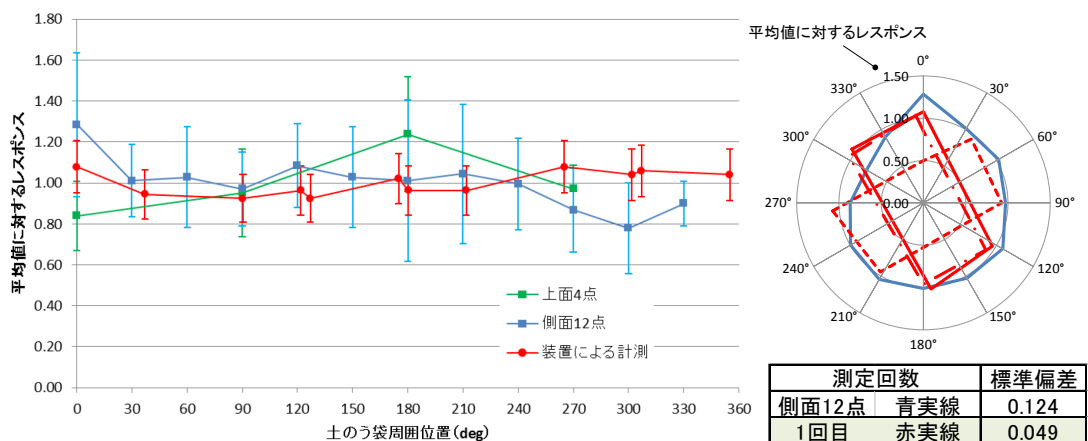
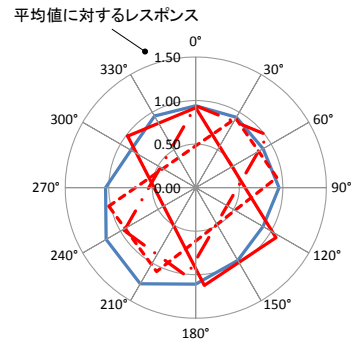
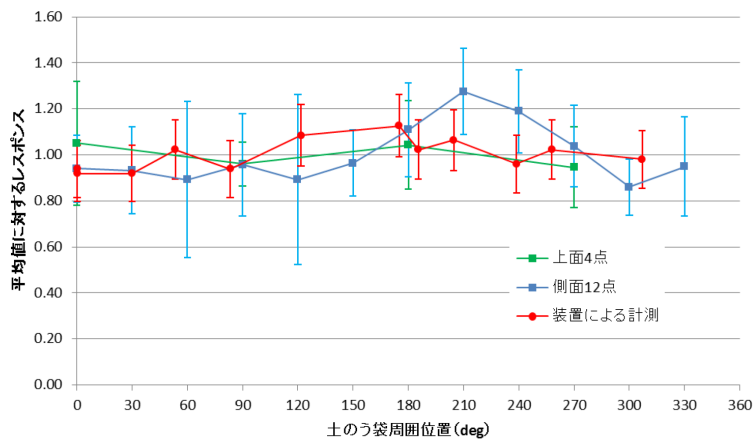
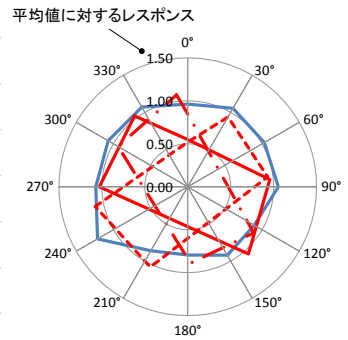
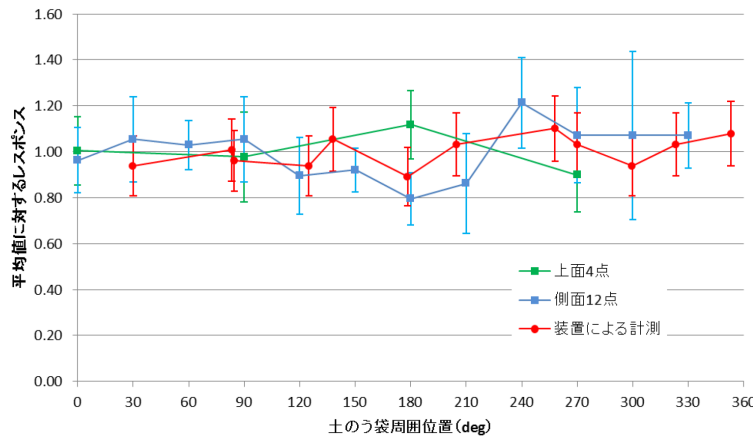


図 4-5 HP1 の測定値比較グラフ



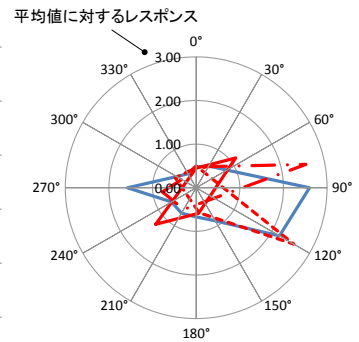
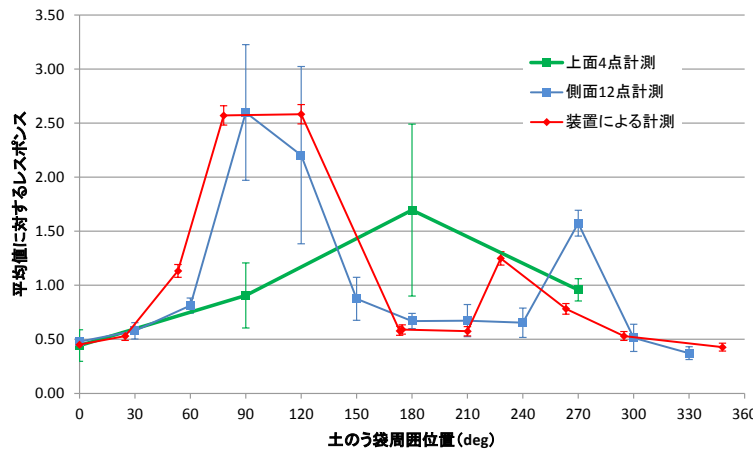
測定回数	標準偏差
側面12点 青実線	0.128
1回目 赤実線	0.093
2回目 赤点線	0.070
3回目 赤鎖線	0.044

図 4-6 HP2 の測定値比較グラフ



測定回数	標準偏差
側面12点 青実線	0.116
1回目 赤実線	0.040
2回目 赤点線	0.066
3回目 赤鎖線	0.084

図 4-7 HP3 の測定値比較グラフ



測定回数	標準偏差
側面12点 青実線	0.726
1回目 赤実線	0.460
2回目 赤点線	1.007
3回目 赤鎖線	0.876

図 4-8 HP4 の測定値比較グラフ

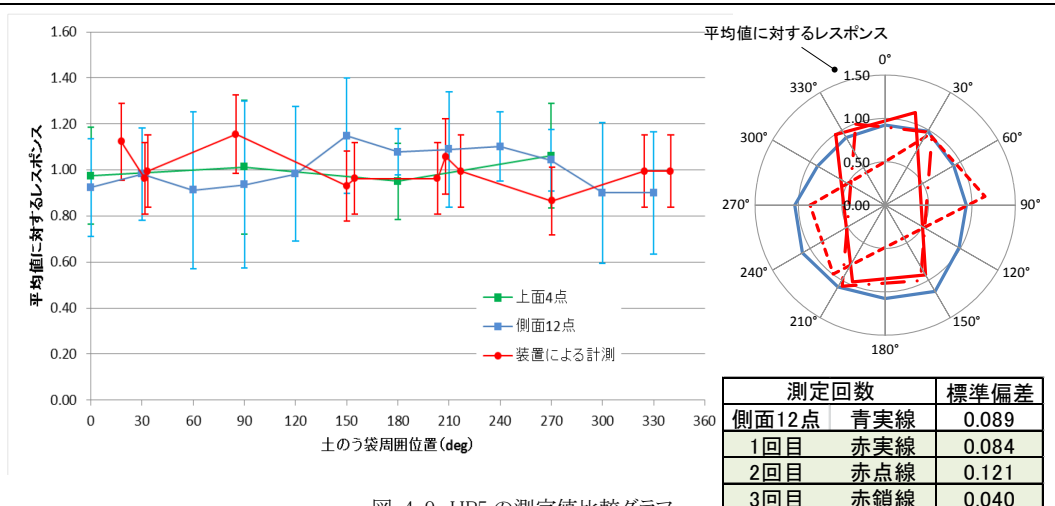


図 4-9 HP5 の測定値比較グラフ

- ① 手動計測と装置の計測のレスポンスのプロットとを比較した折れ線グラフは、土のう袋の表面線量の分布が同程度の比で追従していることを示しており、バックホウ型放射線計測装置による計測は、土のう袋の表面線量の偏差を把握できることが分かる。
- ② レーダーチャートでは、バックホウ型放射線計測装置で測定した 4 点のレスポンスの分布は 3 回分のいずれも手動測定との分布とおおむね一致する。また、偏在の大きいHP4においても土のう袋の表面線量の偏在を確認することが出来る。バックホウ型放射線計測装置による側面4点の同時計測の手法は計測ポイントごとの表面線量の差異を評価することは容易であることがわかる。
- ③ 側面 12 点の標準偏差とバックホウ型放射線計測装置の計測 1 回ごとの標準偏差を比較すると、バックホウ型放射線計測装置のほうが偏差が小さくなっている傾向がある。これは計測誤差が装置よりも手動計測の方が高い理由による。特にHP4 は、側面 12 点の偏差よりもバックホウ型放射線計測装置の計測 1 回ごとの偏差の方が大きい。これは装置と手動計測の計測誤差ではなく、土のう袋の線量の偏在を計測したからである。つまり装置によって計測した4つの測定データのバラツキを判断することで、土のう袋内の偏在を評価することが可能で、放射能の測定に反映することができる。尚、通常の手動測定は 1 回測定なので、このバラツキを確認・評価することができない。
- ④ HP4においては、偏在の状況から、1回目と2回、3回目は、バラツキの数値に差が出ているが、③のバラツキの数値から偏在がみられる土のうについては、位置を変えて再測定を行うことで、より精度の良い濃度測定が可能になる。

この理由から、この装置による計測をすれば、手動計測より短時間で、土のう袋の表面線量の分布を考慮した土のう袋測定を行うことが期待できる。

4.2 土のう袋計測の安全性、省力化の比較検証試験

仮置き場にて現状作業における作業手順毎の作業時間や被ばく線量等量の実績調査などを行った後、バックホウ型放射線計測装置を用いて同じ調査を行い、下記の項目にて比較、評価した。

結果として、バックホウ型放射線計測装置を使用することによる土のう袋 1 袋あたりの作業時間は現

状作業と比べて増加となるが、人員削減効果や被ばく低減効果、機械作業と人的作業の分離性などにおいて優位性を示した。

(1) 人員削減効果

現状作業では玉掛け、玉掛け外しのための人員を土のう袋の移動元、移動先に配置する必要があり6名での運用となるが、バックホウ型放射線計測装置では紐部倒立治具を使用することより移動先に玉掛け外しの作業員や放射線測定員を配置する必要がなくなり、最小3名で運用可能である。作業員は治具の取付けをはじめとしてタグ付けやタブレット操作などを兼務し、オペレータはキャビン内で PC 操作を行うなど、各人員の担当作業量は現状作業よりも増加する。(図 4-10)

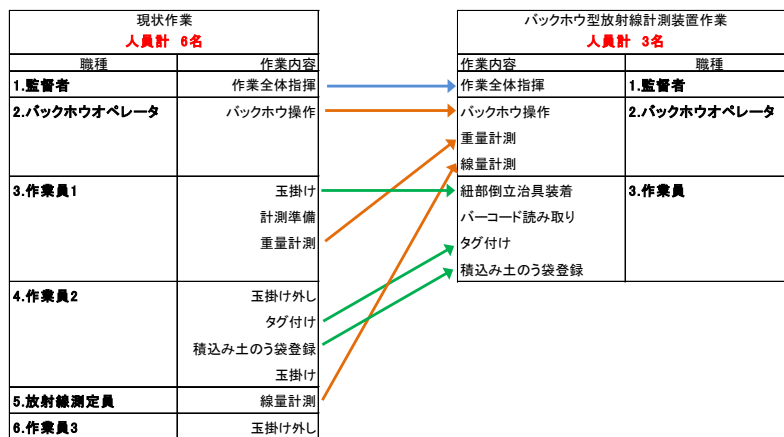


図 4-10 現状作業とバックホウ型放射線計測装置作業の人員構成

(2) 被ばく低減効果

土のう袋との接触時間について検証した結果、バックホウ型放射線計測装置では 62 秒/袋の接触時間となり、現状作業の 182 秒/袋に比べ 120 秒少ない接触時間で作業を行うことが出来る。(表 4-2)

表 4-1 土のう袋との接近頻度

(3) 機械作業、人的作業の分離性

表 4-1 に示すとおり、現状作業ではバックホウとの接近頻度が7(赤色セルの数)あるのに対し、バックホウ型放射線計測装置の作業では開閉グラップルと紐部倒立治具の組合せにより、接近頻度を0にでき、作業員は稼働中のバックホウに接近することなく作業を進めることが出来る。

作業項目	現状作業	バックホウ型放射線計測装置作業
計測準備作業	—	紐部倒立治具装着
重量計測作業	ガムテープ巻きつけ	—
	重量計取付け	—
	玉掛け	掴み作業
	重量読み取り	—
	玉掛け外し	—
線量計測作業	測定値書込み	重量計測
	重量計取外し	—
	—	引きこみ
	—	クランプ
タグ付け作業	線量計測	線量計測
	測定値書込み	測定値処理
	—	クランプ解除
土のう袋定置作業	新タグ取り付け	新タグ取付け
	旧タグ情報継承登録	旧タグ情報継承登録
接触頻度	玉掛け	—
	定置	定置
	玉掛け外し	離し作業
	—	紐部倒立治具取り外し
接触頻度	7	0

※赤色のセルは稼働中のバックホウに接近が必要な作業を示す。

(4) 土のう袋 1 袋あたりの作業時間削減効果(表 4-2)

バックホウ型放射線計測装置の作業は 282 秒/袋であり、これは現状作業の作業時間 182 秒/袋に比べて 100 秒多い。これは省力化による時間削減(-39 秒)よりもバックホウ型放射線計測装置独自の作業が追加されることによる増加時間(+139 秒)が上回り、結果として+100 秒となったものである。

増加時間の短縮可能性を考えた場合、「油圧操作」時間の短縮が期待できる。この作業はオペレータの経験値の積み上げや事前の訓練などの習熟度によって作業時間を短縮化することが可能である。またこの作業は先述の 139 秒のうち 99 秒(70%)を占めており、油圧操作時間の全体作業時間への影響は大きい。

この習熟度による時間短縮についてシミュレーションを行った。図 4-11 は油圧作業の一例として選択した「重量計測」の作業時間推移のグラフである。作業回数が多くなるに従って作業平均時間が減少し、かつ作業時間のバラツキが収束してゆくことを確認した。また、油圧操作作業の最短時間は、最大で 55%の低減をすることが分かった。この最大低減率を全ての油圧操作作業に適用した場合、土のう袋 1 袋あたりの作業時間は 282 秒→227 秒となる。(図 4-12)

表 4-2 現状作業とバックホウ型放射線計測装置作業の土のう袋への接触時間および作業時間比較(秒/袋)

作業項目	現状作業		バックホウ型放射線計測装置		時間差分析			
	作業内容と時間		作業内容と時間		時間差	増加時間内訳		
						①油圧操作	②計測	③側立治具設置
計測準備作業			紐部側立治具装着	23	23			23
重量計測作業	ガムテープ巻きつけ	15			-15			
	重量計取付け	3			-3			
	玉掛け	3	掘み作業	19	16	16		
	重量読み取り	8			-8			
	玉掛け外し	2			-2			
	測定値書込み	10	重量計測	19	9	9		
線量計測作業	重量計取がし	3			-3			
			引きこみ	26	26	26		
			クランプ	41	41	41		
	線量計測	30	線量計測	44	14		14	
	測定値書込み	8	測定値処理	6	-1			
タグ付け作業			クランプ解除	7	7	7		
	新タグ取り付け	12	新タグ取付け	12	0			
土のう袋設置作業	旧タグ情報継承登録	24	旧タグ情報継承登録	24	0			
	玉掛け	5			-5			
	定置	54	定置	54	0			
土のう袋への接触時間	玉掛け外し	3	離し作業	3	0			
			紐部側立治具取り外し	4	4			4
1袋あたりの作業時間	182	-120秒(66%)	62	282	100	99	14	26
			+100秒			増加分の時間計 139		

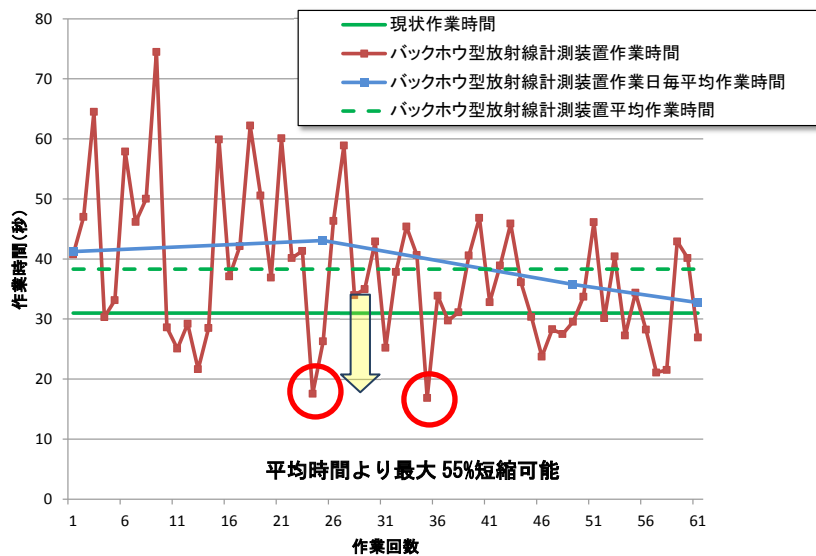


図 4-11 オペレータ習熟度の推移

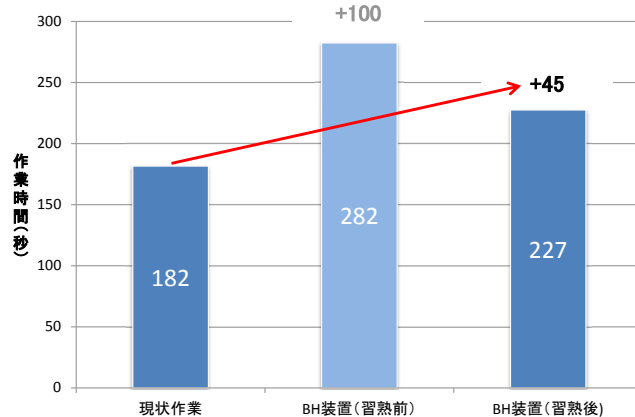


図 4-12 バックホウ型放射線計測装置(BH 装置)の習熟後の作業時間

4.3 コスト評価

機械費用としてバックホウのリース料に作業員労務費を含めた月間のランニングコストで費用を評価した。機械費用はレンタル会社のリース標準価格を、労務費に関しては除染等工事に係る設計労務単価を参考とした。

(1) 機械費用

リース費用を考えると、通常のバックホウはその汎用性の高さから約 8 年の回収期間にてリース費を設定しているが、バックホウ型放射線計測装置の場合、市販のバックホウではなく、油圧制御系・自動計測等の機能が追加された改造機であることに加え、現在の中間貯蔵施設の運転におけるバックホウ型放射線計測装置の運転期間を想定すると回収年数は市販品よりも短く、約 3 年である。以上のことから月額リース料としては通常のバックホウに比べ、月額 1,140,000 円の増額となる。

表 4-3 バックホウ型放射線計測装置導入コスト

	現状作業	バックホウ型放射線計測装置作業	差額
機械費用	160,000	1,300,000	1,140,000
労務費	3,620,000	1,902,500	-1,717,500
合計	3,780,000	3,202,500	-577,500

(円/月)

(2) 労務費

一方労務費に関しては 3 名の人員の削減効果より月額 1,717,500 円の削減が可能となる。したがってバックホウ型放射線計測装置を導入することによる機械費用の 1,140,000 円/月の増額を人員削減による削減額 1,717,500 円/月が上回り、結果として 577,500 円/月のコストを削減することが出来る。

4.4 安全上の注意の評価

バックホウ型放射線計測装置は作業員の介添えの無い玉掛けを実現できることで作業時の潜在的な危険を大幅に削減することが出来る。また重量計・線量計用コリメータといった重量物の運搬作業が省略され、落下による災害、腰痛災害の防止に効果的である。注意点としては油圧機器の追加等でオペレータによるレバー操作が複雑になっているため、事前の訓練・教育が重要である。

5. まとめと今後の課題

バックホウ型放射線計測装置は、計測精度が高いことに加え、多機能性や人員削減効果や被ばく低減効果などの省力性・安全性について確認できた。また土のう袋1袋あたりの作業時間は現状作業と比べて45秒の増加となるものの、大型重機・設備が設置困難な狭小な仮置き場などにおいてはこの多機能性や安全性により優位性がある。

5.1 バックホウ型放射線計測装置の計測検証試験

バックホウ型放射線計測装置の計測器は従来使用しているものより検出器が大型で遮蔽性能も高いので、計測精度が高く、周辺線量の影響を受けにくい。また、検出器が位相差を持って配置されているため複数測定点を同時に測定し、計測ポイントごとの表面線量の差異を評価することが可能である。これらの理由によりこの装置による計測は、手動計測より短時間で、土のう袋の表面線量の分布を考慮した、より正確な土のう袋測定を行うことが期待できる。

5.2 バックホウ型放射線計測装置の安全性・省力化の比較検証試験

(1) 人員削減効果

現状作業の人員配置6名に対し、各作業員の作業量は増加するが3名で運用可能。

(2) 被ばく低減効果

放射線防護3原則のうち、土のう袋との接触時間を検証した結果、接触時間を120秒(66%)削減できるなど有意な被ばく低減効果を確認できた。

(3) 機械作業、人的作業の分離性

バックホウ型放射線計測装置の作業は開閉グラブと紐部倒立治具の組合せによりバックホウの運転時に可動範囲内に作業員が入らずに作業を進められることを確認でき、作業安全に寄与できることが確認できた。

(4) 作業時間削減効果

バックホウ型放射線計測装置の作業時間は油圧操作作業の追加に伴い、現状作業の作業時間182秒/袋に比べて45秒増加の227秒/袋となった。

5.3 コスト評価

機械費用の1,140,000円/月の増額を人員削減による削減額1,717,500円/月が上回り、結果として577,500円/月のコストを削減することが出来る。

5.4 今後の課題

(1) オペレータ作業の省力化

バックホウ型放射線計測装置では少人数で運用する分、各作業員の作業量は増加する。特にオペレータは通常のバックホウ動作のほかにオペレーションパネルでの操作が追加されるため、操作系の見直しを行ってより早く作業を進められるシステムへの改良を検討する。

以上

実施代表者の所属機関:株式会社大林組

実証テーマ名:除去土壌等の輸送時における可搬型放射能濃度測定技術及び埋立時における粉塵等発生抑制技術

事業の概要:

1. 除去土壌等の中間貯蔵施設への輸送時における放射能濃度測定に関して、トラック荷台に複数のフレキシブルコンテナを積載した状態で、一袋ごとの濃度を測定する可搬型放射能濃度測定装置(以下、「可搬型 TRUCKSCAN」という。)の測定精度、作業員の被ばく線量低減効果等の評価を行う。
2. 除去土壌の中間貯蔵施設への埋立時における粉塵及び土砂懸濁物の発生に対して、簡易かつ持続性の高い粉塵等発生抑制技術を評価するために、土壌固化剤の散布による流出土抑制効果の評価を行う。

実施内容:

1. 可搬型 TRUCKSCAN を設置し、除染作業で発生した除去土壌等が充填されたフレキシブルコンテナをトラック荷台に積載し、濃度を測定する。
2. 砂質土及び粘性土にポリイオンコンプレックス剤 (PIC) を散布し、人工降雨により流出した土砂、送風により飛散した土砂(粉塵の代替として)を採取し、水だけの散布の場合と比較して抑制効果を評価する。

技術概要:

1. 可搬型放射能濃度測定技術

(1) 試験フロー

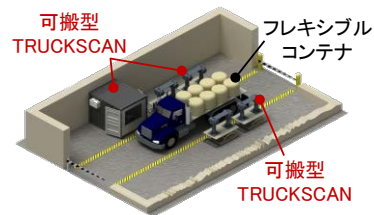
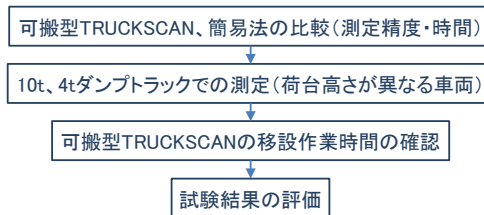


図 1 可搬型放射能濃度測定技術の試験フロー及び概要図

(2) 試験目標

簡易法との比較、荷台高さが異なる車両への適用性、移設作業の所要時間を確認する。

(3) 期待される効果

測定精度の向上による 8,000Bq/kg 超フレキシブルコンテナ減容化、測定時間短縮、作業員の被ばく線量低減

2. 粉塵等発生抑制技術

(1) 試験フロー

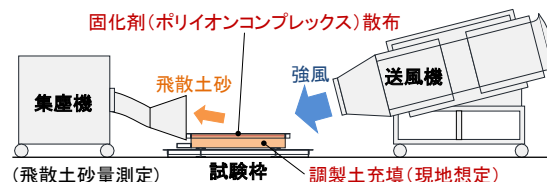
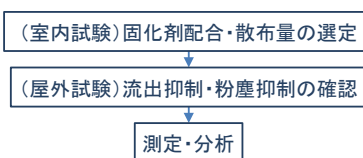


図 2 粉塵等発生抑制技術の試験フロー及び概要図

(2) 試験目標

固化剤の最適な材料・配合・濃度・散布量を選定する。

(3) 期待される効果

下流の雨水調整池の堆積土壌量の減容、作業時間の短縮、作業員の被ばく線量低減、コスト低減

その他:該当なし

<p>1. 可搬型放射能濃度測定技術</p> <ul style="list-style-type: none"> 表面線量率から放射能濃度を換算する簡易法と屋外用 Ge 検出器による土壌が充填されたフレキシブルコンテナの放射能濃度測定結果を比較した。その結果、簡易法による放射能濃度測定結果は、屋外用 Ge 検出器による単体測定と比較して、約 2 倍となった。 可搬型 TRUCKSCAN による、10t ダンプトラックと 4t ダンプトラックの荷台に積載されたフレキシブルコンテナの放射能濃度測定結果は、屋外用 Ge 検出器による単体測定に対して、1.02 倍、0.98 倍となった。また、相対合成不確かさ 1σ は、それぞれ 14.9%と 13.4%となった。 可搬型 TRUCKSCAN の測定装置を移設する際の所要時間は、移設作業の開始から移設後の試運転完了まで約 4 時間であり、迅速な移設が可能であった。 フレキシブルコンテナ1袋当たりの測定時間は、簡易法の約 1/12 であることを確認した。 	
<p>除去土壌発生量評価: 簡易法と、TRUCKSCAN を使用した場合、8,000Bq/kg 超過の土壌が充填されたフレキシブルコンテナを、土壌貯蔵施設 II 型にどの程度正確に振り分け可能か評価した。(ここで、2,800 万トン発生が予想される除去土壌のうち、8,000Bq/kg 超過:8,000Bq/kg 以下の比率を 1:1 と仮定) その結果、TRUCKSCAN は、1,720 万トン、簡易法は 2,400 万トンとなり TRUCKSCAN は、簡易法に対して 28%の低減が可能と推定された。</p>	
<p>作業員被ばく量評価: 従来工法(簡易法)との比較において、1,000 袋/時で 1 ヶ月間放射能濃度測定を実施した場合の測定作業員の被ばく線量を約 1/7 に、測定作業員数を約 1/17 に低減できる。</p>	
<p>コスト評価: 142 円/袋 (本技術) 2,073 円/袋 (従来工法)</p>	<p>歩掛り: 最大 180 袋/h</p>
<p>コスト評価条件: 測定数量 1,000 袋/h、実稼働時間 6 時間/日、4.5 年間(1,350 日)稼働</p>	
<p>除染作業における安全上の注意:マスク、手袋を着用する。</p>	
<p>試験場所(住所):福島県富岡町</p>	<p>除去物保管場所と保管状況(写真):該当なし</p>
<p>2. 粉塵等発生抑制技術 砂質土及び粘性土に対して、濃度・散布量をパラメータとして 2 種類の PIC 溶液(ハイブリッド系、合成系)及び水のみを散布した後、人工降雨による流出土砂・送風による飛散土砂を採取し、発生抑制効果を評価した。室内試験では、ハイブリッド系 PIC の 1%溶液 2L/m²、合成系 PIC の 3%溶液 2L/m² の場合、水のみと比較してそれぞれ流出土砂量が砂質土約 1/4、約 1/20、粘性土約 1/3、約 1/2 に低減した。飛散土砂量はどちらの PIC も砂質土で 95%以上低減した。粘性土では飛散土砂量が少なく、効果は測定できなかった。屋外試験でも、PIC 散布による流出土砂量、飛散土砂量の低減が確認されたが、流出土砂量は合成系 PIC の方が低減効果が高かった。これらの結果から、コストが安価なハイブリッド系 PIC の 1%溶液 2L/m²を選定するが、強雨時の土砂流出に対して弱い面もあると考えられ、今後メーカーとも協力し、より効果を高められるようにハイブリッド系 PIC の濃度、散布量の最適化が必要である。</p>	
<p>除去土壌発生量評価: 下流の雨水調整池に堆積する土壌量を 1/3 程度に減容</p>	
<p>作業員被ばく量評価: 個人の被ばく線量は変わらないが、作業員数を低減できることから、全作業員の合計の被ばく線量については、覆土の 1/3 に低減、シート掛けと比較して 10%程度低減できる。</p>	
<p>コスト評価:37 円/m²</p>	<p>歩掛り:作業員 2 名、3,000m²/日</p>
<p>コスト評価条件: ハイブリッド系 PIC 1%溶液 2L/m² 散布、8 時間/日、ディストリビュータタンク容量 3,000L</p>	
<p>除染作業における安全上の注意:車両での散布だが、内部被ばく防止のためマスクを着用する。</p>	
<p>試験場所(住所):東京都清瀬市</p>	<p>除去物保管場所と保管状況(写真):該当なし</p>

1. 可搬型放射能濃度測定技術

1.1 目的

本試験では、除去土壌等の輸送時における放射能濃度測定に対して、ダンプトラック荷台に複数のフレキシブルコンテナを積載した状態で、フレキシブルコンテナ袋ごとの放射能濃度を測定する放射能濃度測定装置(以下、「可搬型 TRUCKSCAN」という。)を用いて、測定精度、作業員の被ばく線量の低減効果及び実用性について実証する。

1.2 試験概要

図 1.2-1 に可搬型 TRUCKSCAN の概要図を示す。可搬型 TRUCKSCAN は放射性物質を有する除去土壌等が充填されたフレキシブルコンテナを荷台に積載したまま、約 30 秒の測定時間で各々のフレキシブルコンテナの放射能濃度を測定することが可能である。本試験では、福島県富岡町で実施中の除染作業で発生した放射性物質を有する除去土壌等が充填されたフレキシブルコンテナの放射能濃度を測定し、可搬型 TRUCKSCAN による放射能濃度測定精度を検証した。また、測定時間及び測定に従事する作業員の被ばく線量を測定し、測定時間の短縮効果及び測定に従事する作業員の被ばく線量の低減効果を検証した。

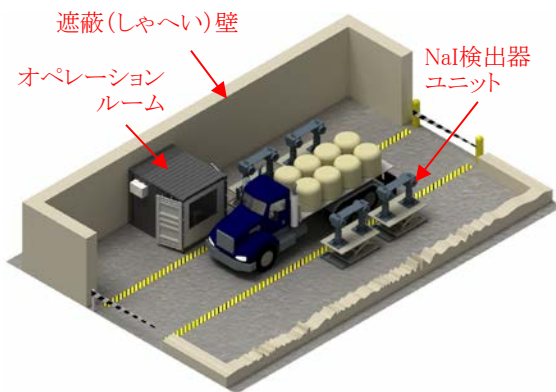


図 1.2-1 可搬型 TRUCKSCAN 概要図

1.2.1 試験内容

可搬型 TRUCKSCAN によるフレキシブルコンテナの放射能濃度測定試験の試験フローを図 1.2-2 に示す。

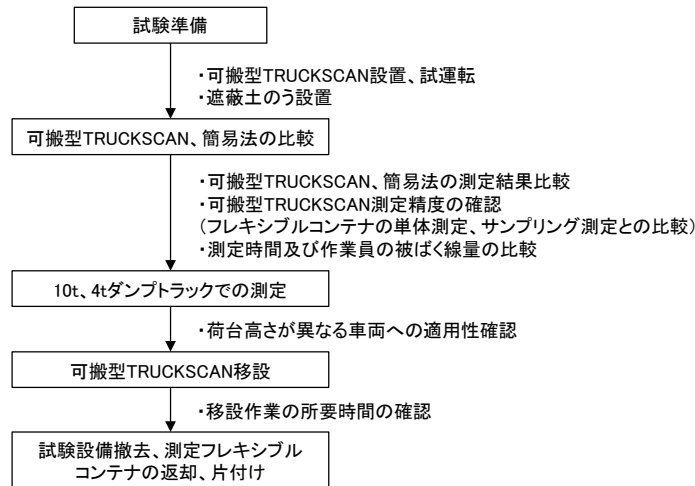


図 1.2-2 試験フロー

(1) 試験の準備

試験の準備作業として、可搬型 TRUCKSCAN の測定装置を設置した。測定装置設置位置の周囲には、周辺の空間線量が測定に与える影響を低減するため、遮蔽土のう(3 段積み)を設置した。放射能濃度測定試験で使用するフレキシブルコンテナは、富岡町内で実施中の除染作業で発生した放射性物質を有する除去土壌等が充填されたフレキシブルコンテナを使用した。

測定試料の種類を表 1.2-1 に示す。

表 1.2-1 測定試料の種類

測定試料の種類	数量	備考
土壌	51 袋	住宅地等における表土の剥ぎ取り土壌
可燃物	16 袋	農地に分布する草木(ロールベアラーで成型)
高濃度	2 袋	濁水処理設備で発生する脱水ケーキ(10 万 Bq/kg 超過)

(2) フレキシブルコンテナの単体測定、サンプリング測定

測定試料 1 袋ごとの放射能濃度を定量するためフレキシブルコンテナの単体測定を行った。単体測定では、Ge 半導体検出器を用いてフレキシブルコンテナの周囲 4 方向(測定高さ:フレキシブルコンテナ側方の下部から 47cm)から放射能濃度の測定を行い、その平均値をフレキシブルコンテナの放射能濃度とした。また、単体測定の結果から、フレキシブルコンテナ内のばらつきが多いものと小さいものを 1 袋ずつ選定し、サンプリング測定を行った。

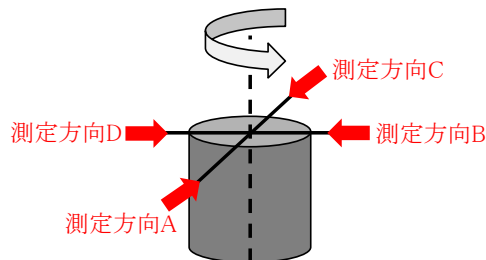


図 1.2-3 フレキシブルコンテナの単体測定概要図

(3) 可搬型 TRUCKSCAN、簡易法の比較試験

可搬型 TRUCKSCAN による放射能濃度測定試験では、10t ダンプトラックに 6 袋及び 7 袋のフレキシブルコンテナを積載して放射能濃度の測定を行った。

可搬型 TRUCKSCAN による放射能濃度の測定では、荷台上のフレキシブルコンテナ積載位置フォーマットに合わせて 10t ダンプトラックにフレキシブルコンテナを積込む。積込み作業時に、タブレット端末を用いたフレキシブルコンテナ情報入力システムを使って、フレキシブルコンテナの識別番号(QR コードの読取)、高さ、重量等のデータを入力した後、可搬型 TRUCKSCAN で放射能濃度を測定した。

除染等業務に従事する労働者の放射線障害防止のためのガイドラインでは、フレキシブルコンテナの放射能濃度測定方法として、表面線量率から放射能濃度を換算する簡易法が示されている。上記の積込み作業を行う際に、フレキシブルコンテナの周囲 4 方向の表面線量率を測定して放射能濃度に換算する簡易法による測定を併せて実施した。

測定時間の比較試験では、10t ダンプトラックに 6 袋のフレキシブルコンテナを積載し、放射能濃度測定を行う際の可搬型 TRUCKSCAN、簡易法のそれぞれの測定時間を確認した。写真 1-1 に、可搬型 TRUCKSCAN による 10t ダンプトラックに積載したフレキシブルコンテナの測定状況を示す。

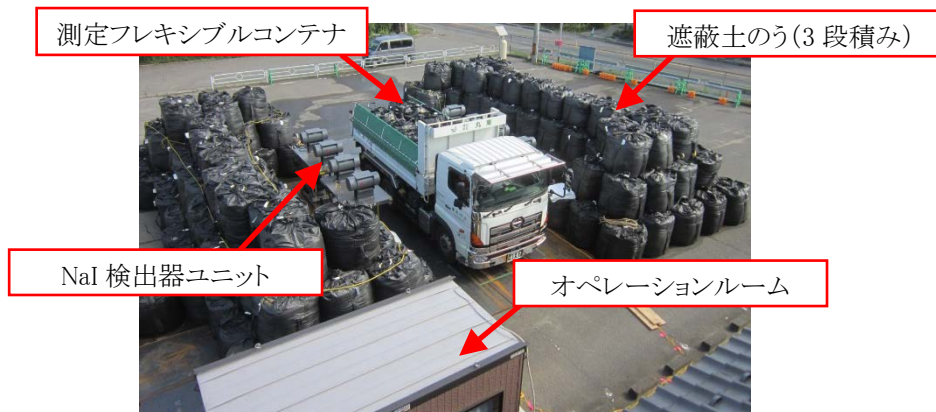


写真 1-1 可搬型 TRUCKSCAN によるフレキシブルコンテナ測定状況

(4) 荷台の高さが異なる車両への適用性確認試験

可搬型 TRUCKSCAN の荷台の高さが異なる車両への適用性確認を目的として、4t ダンプトラックの荷台にフレキシブルコンテナを積載して放射能濃度の測定を行い、高さの異なる車両に積載したフレキシブルコンテナの放射能濃度を測定した。

(5) 可搬型 TRUCKSCAN の移設試験

可搬型 TRUCKSCAN の移設作業の作業性を確認することを目的として、可搬型 TRUCKSCAN の測定装置を他の場所へ移設し、移設開始から移設先での準備作業完了までの所要時間を確認した。また、揚重作業等の作業の安全性や注意点等を整理した。

可搬型 TRUCKSCAN の測定装置は、NaI 検出器ユニット(4 台)、オペレーションルームで構成されている。

1.3 試験結果と性能評価

(1) 簡易法による放射能濃度測定結果

簡易法による土壌試料の放射能濃度測定結果と屋外用 Ge 検出器による単体測定結果の比較結果を図 1.3-1 に示す。

簡易法と屋外用 Ge 検出器による単体測定結果の相関は、 $y=2.050x$ 、 $R^2=0.797$ となり、簡易法による測定では、屋外 Ge 検出器による測定に対して約 2 倍となった。

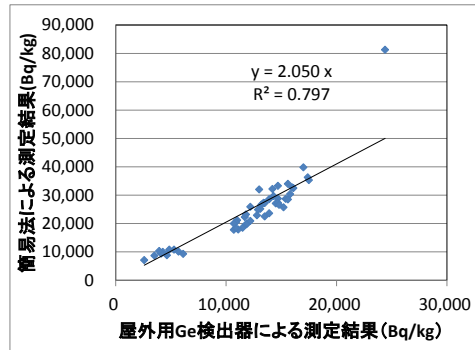


図 1.3-1 簡易法と Ge 検出器による単体測定結果

なお、簡易法は除染作業時のフレキシブルコンテナの濃度測定を迅速に行うために、フレキシブルコンテナの表面線量率と放射性セシウム濃度の相関関係から求めた、簡易算定法により放射性セシウム濃度を求めるものである。この方法は、現場で迅速に評価するため保守的な係数を採用していることから、正確に測定する場合はゲルマニウム半導体分析器等で計測する必要がある。

(2) 可搬型 TRUCKSCAN によるフレキシブルコンテナの放射能濃度測定精度

10t 及び 4t ダンプトラックに積載した土壌が充填されたフレキシブルコンテナの可搬型 TRUCKSCAN と Ge 検出器による単体測定による放射能濃度測定結果を図 1.3-2 に示す。

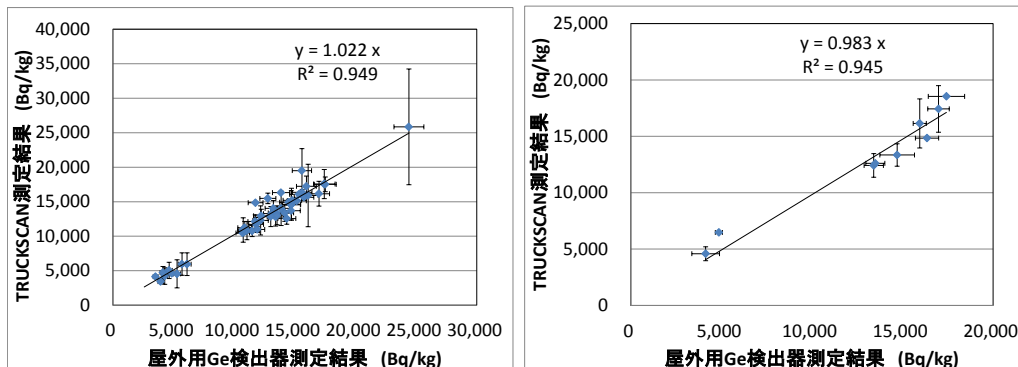


図 1.3-2 可搬型 TRUCKSCAN と Ge 検出器による単体測定結果

(左) 10t ダンプトラック積載時、(右) 4t ダンプトラック積載時

可搬型 TRUCKSCAN の測定精度(濃度帯 2,590~24,400Bq/kg)は、相対合成不確かさ 1σ は、荷台高さが異なる 10t ダンプトラックで 14.9%、4t ダンプトラックで 13.4%であった。また、可搬型 TRUCKSCAN/Ge 検出器の値は、10t で 1.02、4t で 0.98 となり単体測定の結果と同等であった。

(3) 測定精度向上による 8,000Bq/kg 超過のフレキシブルコンテナの減容効果

可搬型 TRUCKSCAN は、目標精度である相対合成不確かさ $1\sigma = 20\%$ を達成していると認められる。このことから、閾値を 8,000Bq/kg を 20% 下回る 6,400Bq/kg をスクリーニングレベルと設定して 8,000Bq/kg を超過するフレキシブルコンテナが土壌貯蔵施設 II 型に仕分けられる量の減容化効果を評価した。

前提条件

- ・ 除染廃棄物の総量を 2,800 万トンとする。
- ・ 8,000Bq/kg 超過除染廃棄物:8,000Bq/kg 以下除染廃棄物の比率は 1:1 とする。即ち、8,000Bq/kg 超過と以下の除染廃棄物量はそれぞれ 1,400 万トンとする。
- ・ 可搬型 TRUCKSCAN のスクリーニングレベルは 6,400Bq/kg とする。
- ・ 簡易法によるスクリーニングレベルは 3,000Bq/kg とする(図 1.3-1 より、簡易法と屋外用 Ge 検出器による単体測定結果の相関は、 $y=2.050x$, $R^2=0.797$ となった。このことは、簡易法で 8,000Bq/kg と算出されたフレキシブルコンテナの濃度は、Ge 検出器で測定すると約 3,900Bq/kg となる。ここで、簡易法による不確かさを $\pm 20\%$ とすると、 $3,900 \times 0.8=3,120$ Bq/kg となる。この結果より、3,000Bq/kg をスクリーニングレベルと想定した。)
- ・ 8,000Bq/kg 以下の除染廃棄物は、各濃度帯で同量存在すると仮定する。

推定結果を表 1.3-1 に示す。この結果、可搬型 TRUCKSCAN を用いて仕分けを行うことで、8,000Bq/kg 超過のフレキシブルコンテナを簡易法の 2,400 万トンに対して 1,720 万トンと約 28% 減容化することが可能である。

表 1.3-1 8,000Bq/kg 超過フレキシブルコンテナの判定量

濃度帯 (Bq/kg)	除染 廃棄物量 (万トン)	8,000Bq/kg以下の判定	
		TRUCK SCAN	簡易法
8,000超過	1,400	×	×
7,000-8,000	200	×	×
6,000-7,000	200	△	×
5,000-6,000	200	○	×
4,000-5,000	200	○	×
3,000-4,000	200	○	×
2,000-3,000	200	○	○
2,000以下	200	○	○
8,000超過判定量		1,720万トン	2,400万トン

(4) 放射能濃度測定に要する測定時間の評価

簡易法及び可搬型 TRUCKSCAN のフレキシブルコンテナ 1 袋当たりの測定時間は、簡易法の 2 分 53 秒(173 秒)に対して、可搬型 TRUCKSCAN は 15 秒となり、可搬型 TRUCKSCAN を適用することで、測定時間を簡易法の約 1/12 に短縮できることが確認できた。

(5) 可搬型 TRUCKSCAN の移設時間の評価

移設作業の開始から移設後の試運転完了までの所要時間は 4 時間と、非常に迅速な移設が可能であることを確認できた。測定装置のうち、重量物となる NaI 検出器(約 2.5t)は、移設の際に最下部までジャッキダウンすることで安定した揚重作業及び輸送が可能であることが確認できた。

1.4 コスト・被ばく線量評価

中間貯蔵施設の受入部に可搬型 TRUCKSCAN を適用することを想定し、時間当たり 1,000 袋のフレキシブルコンテナを 4.5 年(1,350 日)運搬した場合の放射能濃度測定に関するコストを評価する。また、1 ヶ月当たりの測定作業に従事した測定作業員の被ばく線量を評価する。コスト、被ばく線量の比較では、比較対象の従来工法として簡易法による放射能濃度測定との比較を行った。

前提条件

- ・コストには、設備投資、設置撤去費、ランニングコストを考慮する。
- ・被ばく線量の比較では、可搬型 TRUCKSCAN を操作する測定作業員と簡易法による測定における表面線量率を測定する測定作業員の総被ばく線量を比較する。
- ・1 日の実作業時間を 6 時間、1 ヶ月の作業日数を 25 日とする。
- ・簡易法による測定では、フレキシブルコンテナを仮置場等から揚重し、フレキシブルコンテナの表面線量率(周囲 4 方向)を測定するものとする。
- ・可搬型 TRUCKSCAN による 1 時間当たりの測定数量は、180 袋/時とする(ダンプトラック 1 台当たりの測定時間は約 2 分/台、ダンプトラックへの積載フレキシブルコンテナ 6 袋/台とすると、1 時間当たりの測定数量=60(分)÷2(分/台)×6(袋/台)=180(袋))
- ・簡易法による 1 時間当たりの測定数量は 10 袋/時とする(フレキシブルコンテナ 6 袋の揚重+表面線量率測定(周囲 4 方向)の測定時間は約 36 分、1 袋当たりの測定時間 6 分/袋とすると、1 時間当たりの測定数量=60(分)÷6(分/袋)=10(袋))

可搬型 TRUCKSCAN と簡易法のコスト比較結果を表 1.4-1 に、被ばく線量の比較結果を表 1.4-2 に示す。可搬型 TRUCKSCAN による測定コストは、稼働期間 4.5 年(1,350 日)で 1 時間当たり 1,000 袋のフレキシブルコンテナを測定する条件で比較した場合、フレキシブルコンテナ 1 袋当たりの測定コストを約 93%低減できることが確認できた。

1 ヶ月間測定作業に従事した測定作業員の被ばく線量は、簡易法に比べて約 1/7 に、測定作業員数を約 1/17 に低減できることが確認できた。

表 1.4-1 コスト比較結果

項目	TRUCKSCAN	簡易法
処理能力	180袋/時	10袋/時
測定装置台数	6台	100台
測定作業員数(延べ)	8,100人	405,000人
取得費用	900,000,000	100,000,000
設置撤去費	12,000,000	不要
運搬費(往復)	6,000,000	不要
測定作業員	204,930,000	3,415,500,000
揚重作業員	不要	6,831,000,000
揚重機	不要	6,426,000,000
ランニングコスト	25,920,000	20,000,000
合計	1,148,850,000	16,792,500,000
単価(円/袋)	142	2,073

表 1.4-2 被ばく線量比較結果

項目	TRUCKSCAN	簡易法
作業時間	150時間/月	150時間/月
被ばく線量率	0.4 μ Sv/h	2.62 μ Sv/h
被ばく線量	60 μ Sv/人	393 μ Sv/人
被ばく線量比	1	6.55
測定作業員数	150人/月	2,500人/月
測定作業員数比	1	16.7

1.5 安全上の注意

点検及びメンテナンス作業では、NaI 検出器ユニットの上下稼働時の挟まれ・巻き込まれ災害防止対策が必要である。移設作業時は、一般的な機械設備の揚重作業に対する災害防止対策が必要となる。

2. 粉塵等発生抑制技術

2.1 試験目的

本試験では、除去土壌の中間貯蔵施設への埋立時における粉塵及び土砂懸濁物の発生に

対して、除去土壌等の表面にポリオンコンプレックス(PIC)を散布し、表層土壌処理を行うことでその発生を抑制する効果について実証し、最適な PIC の材料、配合及び散布量を決定する。なお、PIC の主成分は各種化学物質取締法の適用外であり、安全性・長耐久性・持続性がある。

2.2 試験内容

(1) 室内試験

現地の砂質土及び粘性土に粒度分布を合わせて調製した 2 条件の供試土(砂質土は最大乾燥密度の 90%、粘性土は 85%)をコンテナへ充填し、表 2.2-1 に示す 2 種の PIC (ハイブリッド系、合成系)を散布し、人工降雨(以下、本試験のために水を撒くことを「撒水」という。)による土砂の流出抑制及び送風による飛散土砂の発生抑制について試験を実施し、良好な PIC の配合を選抜した。

流出土抑制試験は、PIC 散布から 1 日後の供試体に、図 2.2-1 に示す人工降雨装置を用いて降雨強度 100mm/h で 1 時間撒水した場合の流出土量の乾燥質量(g)を測定した。

粉塵抑制試験は、PIC 散布から 2 日後の供試体を大型容器内に設置し、送風機を用いて風速 15m/s で 5 分間送風した場合の供試体から飛散した土砂量の乾燥質量(g)を測定した(図 2.2-2)。

表 2.2-1 PIC の材料

	陽イオン	陰イオン	塩
ハイブリッド系 PIC	ポリメタルアクリル酸 エステル系アミド	カルボキシメチルセルロース	硫酸アンモニウム
配合重量比	1	4	7
合成系 PIC	ポリジアルリルジメチル アンモニウムクロライド	アクリル酸ナトリウム・ アクリルアミド共重合体	硫酸アンモニウム
配合重量比	1.4	1.6	1.5



図 2.2-1 人工降雨装置(テクノコア社製)



図 2.2-2 室内粉塵抑制試験装置

(2) 屋外試験

1m×1m の鉄製土槽及び土槽受枠(図 2.2-3)に室内試験と同様の供試土を充填した試験区を造成し、試験を実施した。

流出土抑制試験は、室内試験と同様に人工降雨装置を用いて試験区に降雨強度 100mm/h で 1 時間撒水を行った。浸透水は土槽に取り付けたガス管にサクシオンホースを接続してホーローバットへ、表流水は土槽受枠から湿式掃除機で回収した。浸透水及び表流水(土砂懸濁液)に含まれる土粒子の乾燥質量(g)を測定した。

粉塵抑制試験は、大型送風機等の装置(図 2.2-4)を用いて、PIC 散布から 1 日後の試験区に風速 20m/s で 5 分間送風を行った。飛散土砂は集塵器で捕集し、その乾燥質量(g)を測定した。供試土の水分条件は PIC が土中に含浸するように、最適含水比とした。

上記の結果から PIC の良好な配合を選抜し、中間貯蔵施設における土砂埋立エリアを想定して造成した勾配 4 度の 1m×10m 試験区(図 2.2-5)での屋外試験を行った。供試土は現地に多く分布する粘性土とし、粉塵抑制試験を実施した後の試験区を流出土抑制試験にも用いた。飛散土砂量の測定は PIC 散布から 1 日後、2 日後、3 日後の 3 回行い、集塵装置から 5m の位置

で風速 20m/s となるように設定して 5 分間送風した。流出土量の測定は 2 週間の自然降雨及び人工降雨装置による撒水(降雨強度 100mm/h×1 時間)の後に行った。

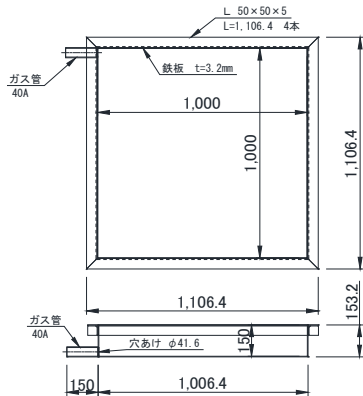


図 2.2-3 試験土槽

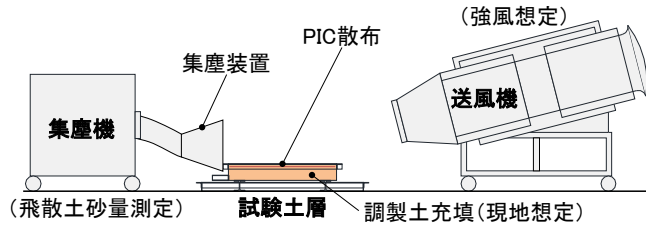


図 2.2-4 1m×1m 試験区粉塵抑制試験イメージ

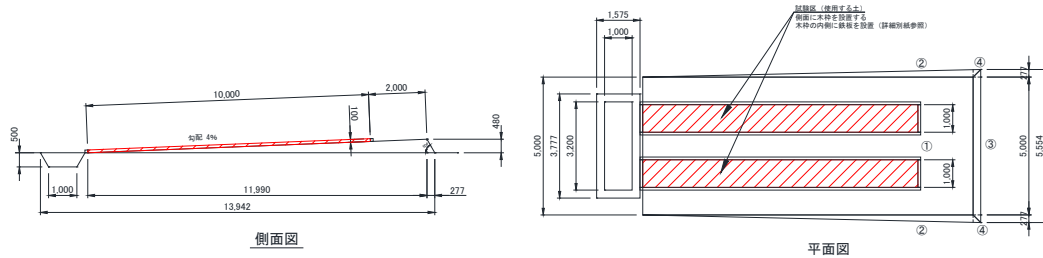


図 2.2-5 1m×10m試験区

2.3 試験結果

(1) 室内試験結果

室内における流出土抑制試験及び粉塵抑制試験の条件(26 ケース)を表 2.3-1 に、結果を図 2.3-1 及び図 2.3-2 に示す。

流出土抑制試験については、砂質土では、ハイブリッド系 PIC の 1%溶液 2L/m²あるいは合成系 PIC の 3%溶液 2L/m²を散布した場合、散水のみ行った場合(以下、対照区という)と比べて、流出土量は前者が約 1/4、後者が約 1/20 に低減した。粘性土では、ハイブリッド系 PIC の 1%溶液を 2L/m²あるいは合成系 PIC の 3%溶液を 2L/m² 散布した場合、流出土量は前者が対照区の約 1/3 に、後者が約 1/2 に低減した。

粉塵抑制試験については、砂質土では、ハイブリッド系 PIC は濃度 0.25%でも抑制効果が見られ、濃度 1%、2L/m²の場合、水のみと比べて 98%低減した。合成系 PIC の場合も同様に大きく低減し、濃度 1%でも抑制効果が見られ、濃度 3%、2L/m²の場合、水のみと比べて 95%低減した。粘性土の場合、対照区でも飛散土砂量は比較的少なかったため測定精度を考慮する必要はあるものの、PIC 濃度 1%、2L/m² で飛散土砂量は対照区の 1/2 程度となった。一方、合成系 PIC の場合、低減効果は見られず、特に濃度 3%では、土壤に PIC 薬液が十分含浸せず、1L/m²では薬液が含浸していない場所からの土砂飛散が発生したため飛散量が増えた。

これらの室内試験結果から設定した 1m×1m 屋外試験の条件を表 2.3-2 に示す。

表 2.3-1 室内試験の散布条件(共通)

土質	ハイブリッド系 PIC			合成系 PIC			水
	濃度 0.25%	濃度 0.5%	濃度 1%	濃度 1%	濃度 2%	濃度 3%	
砂質土	2L/m ²	2L/m ²	2L/m ²	1L/m ²	1L/m ²	1L/m ²	1L/m ²
	4L/m ²	4L/m ²	4L/m ²	2L/m ²	2L/m ²	2L/m ²	
粘性土	2L/m ²	2L/m ²	2L/m ²	1L/m ²	1L/m ²	1L/m ²	1L/m ²
	4L/m ²	4L/m ²	4L/m ²	2L/m ²	2L/m ²	2L/m ²	

※PIC 濃度及び散布量はメーカー推奨値を考慮して設定した

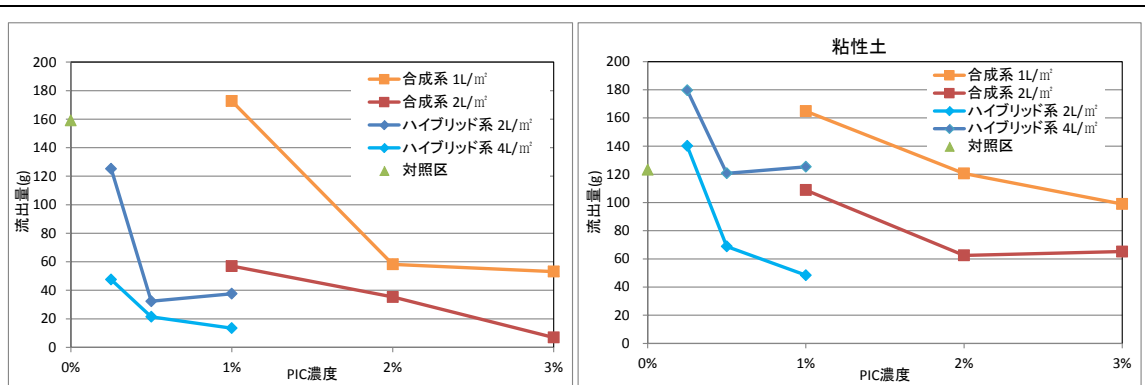


図 2.3-1 室内流出土抑制試験(左:砂質土、右:粘性土)

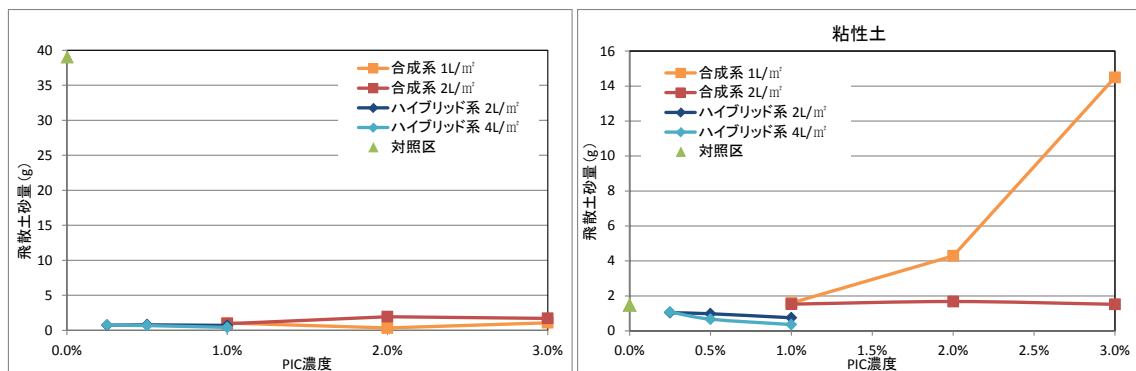


図 2.3-2 室内粉塵抑制試験結果(左:砂質土、右:粘性土)

表 2.3-2 1m×1m 屋外試験の散布条件(共通)

土質	PIC	ハイブリッド系 PIC	合成系 PIC	水
		濃度 1%	濃度 3%	
砂質土		2L/m ²	2L/m ²	2L/m ²
		4L/m ²		
粘性土		2L/m ²	2L/m ²	2L/m ²

(2) 1m×1m 屋外試験結果

1m×1m 試験区での流出土抑制試験及び粉塵抑制試験の条件(7 ケース)を表 2.3-2 に、結果を図 2.3-3 及び図 2.3-4 に示す。

流出土抑制試験については、ハイブリッド系 PIC、合成系 PIC 共に、対照区に比べて表面流出土量の低減が認められた。砂質土の場合、ハイブリッド系 PIC の 1%溶液を 4L/m² 散布した試験区では流出量はわずかであった。2L/m² 散布した試験区では、対照区よりは少ないが土の流出があり、撒水によって PIC の被膜が壊れた可能性があると考えられた。合成系 PIC の 3%溶液を 2L/m² 散布した試験区では、流出土量を対照区の約 1/2 に低減できた。粘性土の場合、ハイブリッド系 PIC の 1%溶液を 2L/m² 散布した試験区では流出土量は対照区の約 1/2 に低減できた。また、合成系 PIC の 3%溶液を 2L/m² 散布した試験区では、対照区の約 1/8 に低減できた。

粉塵抑制試験については、砂質土の場合、ハイブリッド系 PIC、合成系 PIC 共に、水だけを散布した対照区に比べて飛散土砂量を大幅に削減できた。ハイブリッド系 PIC は、1%溶液を 2L/m² の散布で十分効果が示された。粘性土の場合、対照区との差は無く、すべて飛散土砂量はわずかであった。室内試験でも観察されたように、水の散布だけで土表面が固結し、飛散土砂の発生が抑制されたと考えられた。

上記の結果及び材料コストを考慮し、1m×10m 試験には「ハイブリッド系 PIC の 1%溶液を 2L/m² 散布する」条件を採用した。

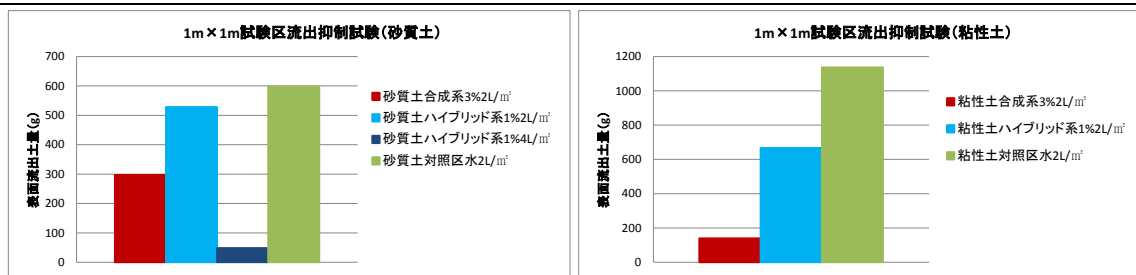


図 2.3-3 1m×1m 屋外流出土抑制試験の流出土量の比較(左:砂質土、右:粘性土)

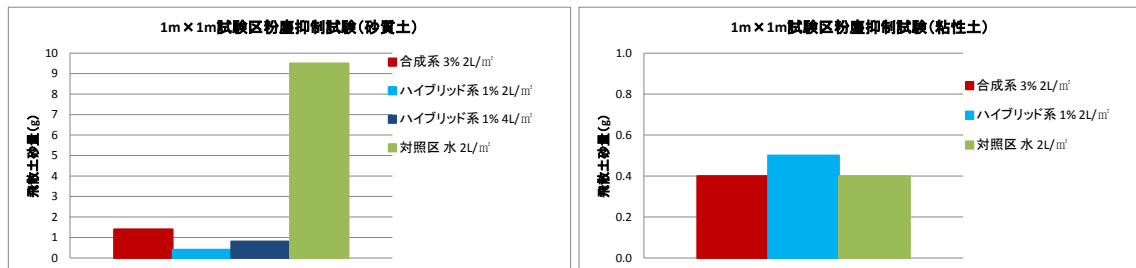


図 2.3-4 1m×1m 屋外粉塵抑制試験の飛散土砂量の比較(左:砂質土、右:粘性土)

(3) 1m×10m 屋外試験結果

1m×10m 試験区での粉塵抑制試験及び流出土抑制試験の条件(2 ケース)を表 2.3-3 に、粉塵抑制試験結果を図 2.3-5 に、流出土抑制試験結果を表 2.3-4 に示す。水 2L/m²を散布した対照区では1日目で表層の結合の弱い土のほとんどが飛散した。ハイブリッド系 PIC の1%溶液を 2L/m² 散布した試験区では、対照区より土砂の飛散が抑制される傾向が見られた。ただし、開放系での実施のため、飛散土砂全量を捕捉したものではない。一方、流出土抑制試験では、かえって PIC 散布区の方が流出土が大きくなった。原因として、流出試料のサンプリング法や縮分で大きな誤差が生じた可能性が否めず、今後試験法を含めて検討する必要がある。

表 2.3-3 1m×10m 屋外試験の散布条件(共通)

土質	PIC	水
	ハイブリッド系 PIC 濃度 1%	
粘性土	2L/m ²	2L/m ²

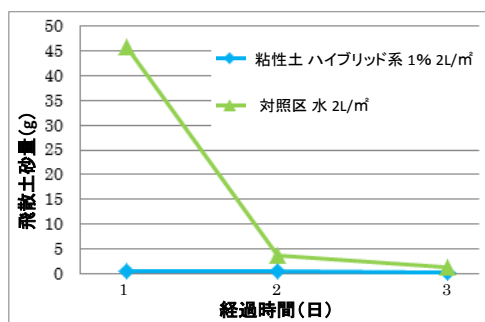


図 2.3-5 1m×10m 粉塵抑制試験結果

表 2.3-4 1m×10m 流出土抑制試験結果

	降水量		試験区	対照区	備考
	合計 (mm)	降水強度 (mm/h)	土粒子 (g)	土粒子 (g)	
自然降雨	67	1.2	46.3	102.1	浸透水を乾燥させたところ、試験区及び対照区ともに流出土はほぼ見られなかった。
人工降雨	100	100	7860.4	3787.3	ただし降水と土粒子は一部を採取しその比率から全量を算出した。
流出土量			7906.7	3889.4	

2.4 性能評価

流出土抑制効果は、ハイブリッド系 PIC の1%溶液 2L/m²で対照区の約 1/4、粘性土で約 1/3 に低減した。現地で想定される降雨量によって PIC の濃度を考慮する必要があると考えられた。

粉塵抑制効果は、砂質土において顕著であり、ハイブリッド系、合成系ともに、水のみを散布した対照区と比較して 95%以上低減された。粘性土ではもともと飛散土砂量が少なく、効果の差異は十分ではなかった。なお、合成系 PIC と比べてハイブリッド系 PIC は単位面積あたりの散布費

用が安価となると考える。

2.5 コストおよび被ばく線量の評価

粉塵等発生抑制の他の工法である覆土、シート掛けとコストを比較した。1日の施工高として想定した3,000m²当たりのコストを算出した結果、覆土約215万円、シート掛け約14万円、PIC散布約11万円となり、PIC散布により大幅にコストを低減できると考えられる。

被ばく線量については、覆土では重機やダンプトラックの運転手6名が必要であるのに対し、PIC散布では2名でよい。そのため、全作業員の合計の被ばく線量を1/3に低減できる。シート掛けは、作業員6名で作業時間が3時間と短く、合計の被ばく線量はPIC散布の1.1倍程度となる。

2.6 安全上の注意

屋外確認試験においては、重機災害を防止に留意した。4t ユニック車による土槽の運搬をはじめ、危険作業があったことから、作業手順書を作成し、それに作業関係者が全員サインし、安全確認を行いつつ作業を進めた。

造成用盛土については、試験終了後、その安全性を確認したうえで、弊社技術研究所内で有効利用する予定であり、現在敷地内でフレキシブルコンテナに詰めて保管している。今後、PICを含む有機物の長期な影響の評価を行う必要がある。

3. まとめ

3.1 可搬型放射能濃度測定技術

可搬型 TRUCKSCAN の測定精度と実際のオペレーションへの適用性を実証試験で評価し、従来法である簡易法と比較した。その結果、簡易法による放射能濃度測定結果が、屋外用 Ge 検出器による単体測定約 2 倍程度の高い値を示すのに対して、可搬型 TRUCKSCAN の測定結果は、0.98～1.02 倍であり、高い精度で測定できることを確認した。また、相対合成不確かさ 1σ は 20%以内であり、ダンプトラックの荷台高さの違いによる差もないことが分かった。さらに、作業員の被ばく線量を従来工法の約 1/7 に、測定作業員数を約 1/17 に低減できることを確認した。コスト面では、6 ヶ月以上の運用で安価となることを確認した。また、今後の課題としては、①遮蔽フレキシブルコンテナ（遮蔽壁）の適切な配置、②ダンプトラックの停止位置の正確性の向上、③ダンプトラック荷台に積載されたフレキシブルコンテナ位置の適切な反映、④フレキシブルコンテナ位置の誤入力に対する対応が挙げられる。

3.2 粉塵等発生抑制技術

砂質土及び粘性土に対して 2 種類の PIC の流出土・粉塵発生抑制効果を測定し、評価した。室内試験では、ハイブリッド系 PIC の 1%溶液 2L/m²、合成系 PIC の 3%溶液 2L/m² の場合、水のみと比較して流出土砂量が砂質土でそれぞれ約 1/4、約 1/20、粘性土で約 1/3、約 1/2 に低減し、飛散土砂量は砂質土で大幅に低減した。粘性土では飛散土砂量が少なく、効果は測定できなかった。1m×1m 試験区での屋外試験でも、PIC 散布による流出土砂量、飛散土砂量の低減が確認されたが、流出土砂量は合成系 PIC の方が低減効果が高かった。これらの結果から、コストが安価なハイブリッド系 PIC の 1%溶液 2L/m² を選定した。今後の課題として、①強雨時の土砂流出に対して弱い面もあると考えられるため、メーカーとも協力し、より効果を高められるようにハイブリッド系 PIC の濃度、散布量の最適化、②気象条件による影響（気温、湿度、降雨の有無など）及び PIC 散布後の性状の把握、③ディストリビュータの散布条件の確認、④PIC 流出に伴う土粒子分散状態の防止方法の検討⑤現地の降雨条件に合わせた検討⑥土の透水状況による PIC 被膜の破壊防止の検討が挙げられる。また、粉塵等抑制技術である覆土、シート掛けと比較し、コスト、被ばく線量の観点から PIC 散布の優位性が確認できた。

実施代表者の所属機関: (株)菊池製作所

実証テーマ名: ミニサーベイヤを活用した上空からのガンマ線可視化装置による空間線量の迅速測定技術の実証

事業の概要:

ミニサーベイヤに搭載したガンマ線可視化装置を用いて上空から放射線量測定を行い、局所的汚染箇所の位置とその放射能濃度を迅速かつ正確に特定する技術を検証するとともに、放射線測定器を用いる方法(「放射線測定に関するガイドライン(平成23年10月21日付 文部科学省、日本原子力研究機構)」)や福島県の技術実証事業の成果を参考に、歩行サーベイとの比較を行い、効果、コスト等を評価する。

実施内容:

(1)ガンマカメラ装着による有線給電型ミニサーベイヤの飛行安定性試験

ミニサーベイヤにガンマ線可視化装置を取付け、上空10m高さでの飛行安定性を確認し、異なる風速での風の影響によるGPS位置制御が±50cmの誤差範囲内であることを確認する。

(2)上空及び地上からの放射線計測・画像撮影結果の解析

各試験区の中心の10m上空の定点からガンマカメラにより計測し、計測後は隣の試験区へ移動し計測を連続して行う。地上ではサーベイメータを使いガイドラインに記載された方法で同地区を計測する。ホットスポットが見出されたら表面線量率を測定する。上空からの放射線撮影画像を放射線測定器による計測結果に基づく放射能分布マップと照合する。作業時間と工数を記録する。

(3)ガンマカメラを搭載した有線給電型ミニサーベイヤの定速度飛行による放射線計測

ガンマカメラを搭載したミニサーベイヤを一定速度で移動させ、連続的に画像撮影を行う。

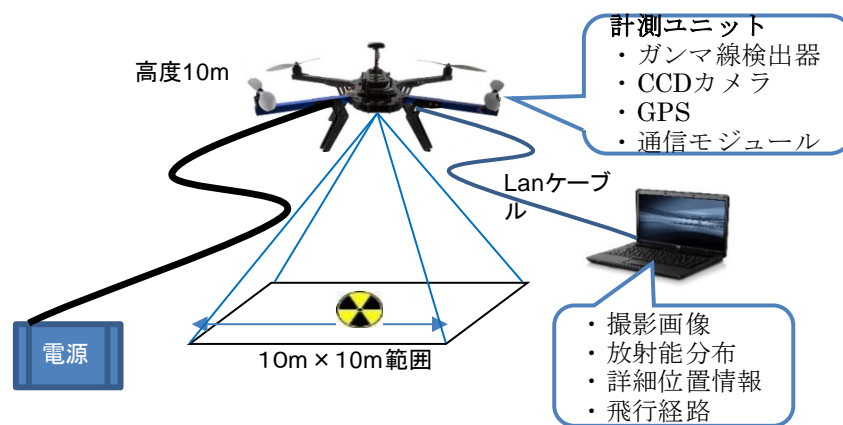
(4)上空からのガンマカメラによる計測の有効性評価

上空からの放射線計測の効果を評価する。この方法の不利な点を抽出し、解決策を提案する。この方法の実施に必要な工数(人・日)と費用を算出し、放射線計測器による方法と比較する。

技術概要:

1. 試験フロー

- ①ガンマカメラを取り付けた有線給電型ミニサーベイヤの飛行試験
- ②ガンマカメラによる上空からの放射線計測
- ③放射線撮影画像と放射線測定器による計測結果のマッピングの比較
- ④低速度飛行による連続画像撮影
- ⑤上空からのガンマカメラによる計測の評価・課題抽出



2. 試験目標

上空からのガンマカメラ放射線計測について有用性を評価し、課題抽出を行う。

<p>3. 期待される効果</p> <p>地上からの放射線計測と組み合わせることで除染対象箇所の確認及び除染結果の確認を効率的に進める。</p>	
<p>(1) ガンマカメラ装着による有線給電型ミニサーベイヤの飛行安定性と性能試験(準備計測)</p> <p>①ウェイポイント飛行制御による GPS 位置制御</p> <ul style="list-style-type: none"> ・GPS の設定目標(目標到達点)に対する GPS 計測平均値の差は 44cm であった。 ・位置制御の誤差範囲は、目標の± 50 cm に対し±58 cm であった。 <p>②CCD カメラによるモニター画面の目視観察では最大の揺れ幅は 0.8m であり、測定中の 90% の時間は 1m の範囲内を飛行していた。</p> <p>③上空からガンマカメラが捉えた点線源の位置の誤差は最大で 0.6m であった。</p> <p>④微風条件(風速1~3m/秒)での飛行時の揺れ幅は 1.5m 以内に収まっていた。 なお、風速 3m/s 以上の弱風条件での影響は把握できなかった。</p> <p>当該ミニサーベイヤの現地試験場となるはずであった一般家屋の解体やミニサーベイヤの墜落等の不具合による事業の遅れにより、業務の遂行が困難となったため、試験フロー②以降の試験は中止となった。</p>	
<p>除去物発生量評価：除去物等の発生はなし。</p>	
<p>作業員被ばく量評価：作業場所平均空間線量率 0.5 μ Sv/hr 作業時間 5 時間/日 作業員被ばく量 2.5 μ Sv/日</p>	
<p>コスト評価：</p>	<p>歩掛り(作業人工、作業速度)：</p>
<p>コスト評価条件：</p>	
<p>作業における安全上の注意：感電防止用ゴム手袋、ヘルメット、作業着</p>	
<p>試験場所(住所)：</p>	<p>福島県南相馬市小高区飯崎</p>

1.事業の概要

福島第一原発事故に伴い環境に放出された放射性セシウムによる生活圏における被ばく線量の低減を図るため面的な除染作業が実施されてきたが、除染作業を行っても以下の2つの要因などにより周辺に比べて空間線量率が十分に低減されない箇所がある。

- 周辺の除染対象範囲外に存在する放射性セシウムの影響(いわゆる「バックグラウンド」)
- 除染作業終了後も局所的汚染箇所の存在(いわゆる「ホットスポット」:ホットスポットは、空間線量率が周辺よりも1 μ Sv/h 以上高い部分とする。)

空間線量率が十分に低減されていない場所においてはフォローアップ除染の実施等が考えられるが、これを効率的に実施するためには、要因となる汚染箇所の範囲を特定する必要がある。

本実証試験では、ミニサーベイヤに搭載したガンマカメラにより、高度10mの上空から10m×10mの正方形の範囲内(=100m²)を3分間で計測・撮影し、対象範囲内の放射能分布をビデオ画像に重ねて表示させることにより、ホットスポットの有無、位置および大きさを測定する技術の実用性を検討・評価する。この方法による作業効率、必要工数、コストについて前記ガイドラインに示された歩行サーベイによる方法と比較し、本技術が従来法に比べて、より迅速かつ正確に空間線量率に影響を与えるようなホットスポットを発見し、計測できる方法となり得るか実証を行う。

2.実施内容

2.1 試験準備

2.1.1 有線給電型ミニサーベイヤ

ガンマカメラを取り付けた有線給電型ミニサーベイヤの飛行試験は、有線給電方式の KIKU-30-2-2014 型を使用した。

表1に使用した有線給電型ミニサーベイヤの仕様を示す。

表1 使用した有線給電型ミニサーベイヤの仕様

項目	内容	
型式	KIKU-30-2-2014	
メーカー	(株)自律制御システム研究所	
外形寸法	・直径:2.4 m(プロペラ含む) ・全高:約 0.6 m	
ペイロード	30kg(内ガンマカメラ重量 10 kg)	
機体総重量	約 16 kg(有線ケーブル含まず)	
プロペラピッチ	1680 mm	
プロペラ長さ	735 mm	
機体素材	CFRP(部分的にアルミ等)	
折り畳み機能	あり	
地上電源	20 kVA(ディーゼル発電機、給電線巻取り機付)	
電源装置	400VCD	
GPS	UBLOX LEA-6H GPS module with high accuracy (性能・誤差±20 cm 以内)	
モータ	数量:6 (ヘキサコプター)	定格消費電力:1500 W ・入力電圧:48 V ・入力電流:約 30 A
		最大推力:12 kgf(プロペラ 30 インチ使用時)
		外形寸法: ・直径:90~100 mm ・高さ:50 mm
		重量:800 g 程度
		基本構成:インナーロータ型
		出力軸:M6 雄ネジ仕様(プロペラ回転方向に一致)

2.1.2 ガンマカメラ

マルチコリメータ方式のガンマカメラを使用した。
表 2 に使用したガンマカメラの仕様を示す。

表 2 ガンマカメラの仕様

項目	内容
名称	セシウムビューアー
型式	FD-08Cs-V2
メーカー	(株)テクノエックス社
本体サイズ	220 mm×206 mm×231 mm
重量	8.9 kg
測定角度範囲	60 dge
角度分解能	3 deg

2.1.3 CCD カメラ

CCD カメラはガンマカメラの開口部中心に予め取り付けられた。
表 3 に使用した CCD カメラの仕様を示す。

表 3 CCD カメラの仕様

項目		内容
視野角	水平	119 deg
	垂直	99 deg
画素数	640×480 pixel	
解像度	5 cm	

2.1.4 試験地、試験区の設定

本技術は、フォローアップ除染等において供されることが想定される。そのため、試験地としては、すでに宅地除染が行われたが、空間線量率が $0.23 \mu\text{Sv/h}$ を超える箇所が存在する民家を 2 軒選定した。民家は共に福島県相馬郡飯舘村の深谷地区にあり、それぞれ試験地 1 と試験地 2 と表示して識別した。

3. 有線給電型ミニサーベイヤを活用した迅速測定技術の実証試験

3.1 ガンマカメラ装着による有線給電型ミニサーベイヤの飛行安定性と性能試験(準備計測)

高い建物や電柱などの障害物が多く存在する場所では GPS などの計測値の誤差が大きくなるので、準備計測は障害物が存在しない空間が十分に確保できる当社南相馬工場敷地内のグラウンドを使用して実施した。



図-1 南相馬におけるミニサーベイの飛行

3.1.1 GPS 位置制御の精度の測定

(1) 予備試験区の設定

有線給電型ミニサーベイヤの飛行範囲として、10m 四方の予備試験区を設定した。有線給電型ミニサーベイヤの落下時などの安全を保障するため、予備試験区の地表高さ 2m に試験区を覆う十分な範囲に安全ネットを設置した。予備試験区の位置は赤いコーンを用いて指示することとした。

(2) GPS 位置情報等

予備試験区の中心位置の上空 10m 位置に有線給電型ミニサーベイヤを飛行させ、飛行が安定したときの GPS 位置情報(緯度(deg)、経度(deg))と高度情報を取得し目標到達点とした。高度については気圧式高度計を用いた。

表-4 取得した GPS 位置情報および高度情報

記録項目	目標到達点の位置情報
緯度(deg)	37.5525838
経度(deg)	140.9582350
高度(m)	10.223

(3) 飛行の安定性と到達位置精度

GPS 情報と高度情報を取得することで、ウェイポイント航法による飛行の安定性と到達位置精度を評価するため有線給電型ミニサーベイヤを高度 10m で飛行させ、目標到達点(以下「ウェイポイント」という。)に誘導し、飛行が安定した状態で GPS 情報と高度情報を測定した。有線給電型ミニサーベイヤが搭載するガンマカメラは同一ヶ所に 3 分間とどまり計測を行うため、GPS 情報と高度情報の測定時間も 3 分間とした。

取得した GPS 位置情報を図 2 に示す。横軸は経度(deg)、縦軸は緯度(deg)とし、3 分間のデータを 1.0s ごとにプロットした。ウェイポイントに対する GPS 計測平均値の差は 0.44m であった。中心位置を表 5 の GPS 計測平均値として、GPS 位置情報が存在する領域を緑色の円で示した。緑色の円の半径(有線給電型ミニサーベイヤの最大振れ半径)は位置精度の目標値である $\pm 0.5m$ に対し $\pm 0.58m$ であった。

取得した GPS 位置情報および高度情報の 3 分間の平均値を表 5 に示す。以降の計測は、表に示す誤差が存在するものとして計測を進めた。

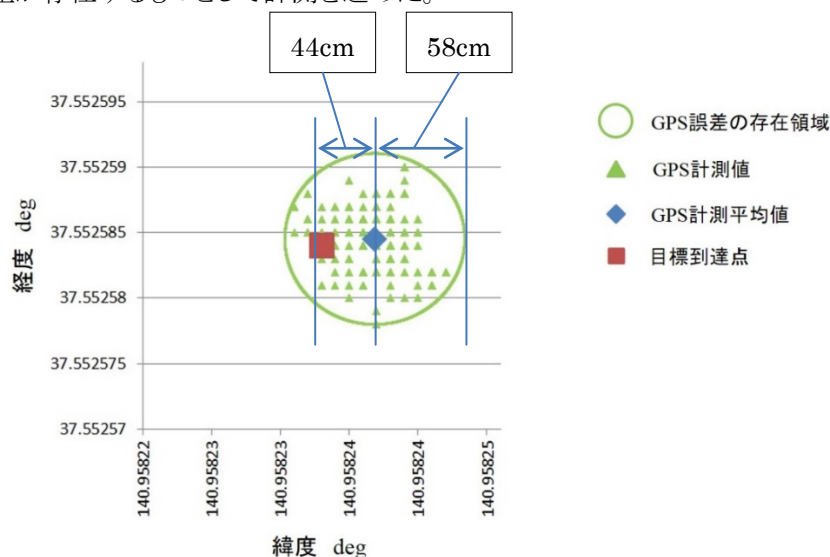


図 2 目標到達点誘導後の 3 分間の GPS 位置情報

表 5 ウェイポイント航法による到達位置情報

記録項目	計測値(3分間の平均)
緯度(deg)	37.55258452
経度(deg)	140.95823890
高度(m)	10.204

3.1.2 CCDカメラを用いたホバリング中の有線給電型ミニサーバイヤの位置変動の検証

有線給電型ミニサーバイヤをウェイポイントにてホバリングさせ、ホバリング中の CCD 画像揺れ幅を計測した。GPS 情報と高度情報の測定と同様、計測時間は 3 分間とした

2 秒ごとに CCD 画像を撮影し記録した。CCD 画像より求めた最大の揺れ幅は約 0.8m であった。また、測定中の 90%以上の時間は直径 1m の範囲内を飛行していることが確認された。

3.1.3 ガンマカメラ中心位置と線源中心位置の誤差の検証

地表の基準点に 10MBq の点線源を置き、CCD カメラの画像で十字交差点が基準点と重なるように有線給電型ミニサーバイヤをウェイポイントにてホバリングさせ、ガンマカメラが捉えた線源画像の中心が地上に置いた点線源の位置と一致するかどうかをモニター画面上で確認した。

この際のモニター画面を図 3 に示す。この際、10MBq の標準線源は十字で示した位置に設置されている。線源近くの赤表示は標準線源によるもので、右に 0.5m、上部に 0.6m 程度のずれが発生した。このずれは有線給電型ミニサーバイヤの移動が主な要因と考えられるが、線源の強度が小さく計測値の揺らぎが多いことも要因と考えられる。

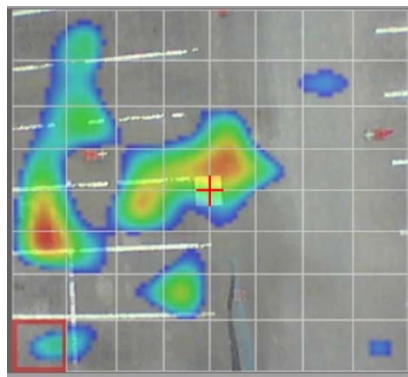


図 3 ガンマカメラ中心位置と線源中心位置の誤差の結果

3.1.4 風速の影響試験

一般的なミニサーバイヤの無風状態での GPS 位置制御による飛行精度は、 $\pm 0.2\text{m}$ とされている。しかし、風速が変化した場合の飛行精度については定かではない。また、目標到達位置でのホバリング時に強風が発生した場合、ミニサーバイヤ自体が揺れることによりガンマカメラの計測範囲や計測した放射線源の位置に大きな誤差が発生する恐れがある。そのため、試験地において想定される風速の範囲で、風による有線給電型ミニサーバイヤの位置制御への影響を検討することを目的とした。

風速は風向・風速計を用いて計測した。建物の影響が少なく準備計測地に近い位置にて、有線給電型ミニサーバイヤの飛行高度である高度 10m 付近に高所作業車を用いて設置した。風速の値としては、10 分間の平均風速を用いた。

今回は全試験時間を通して微風状態しか得られなかったため、風速が有線給電型ミニサーバイヤに搭載したガンマカメラによる撮像に及ぼす影響を微風状態で評価した。

試験フライト時の風速を図5に示す。この際、10分間の風速は1.5~3.0m/sであり、平均風速は1.95m/sであった。この時、飛行時の揺れ幅はガンマカメラによる撮像の許容範囲である1.5mに収まっていたことから、風速3m/s未満では計測に悪影響を与えないと考えられた。

風速3m/s以上の弱風条件での影響は把握できなかった。

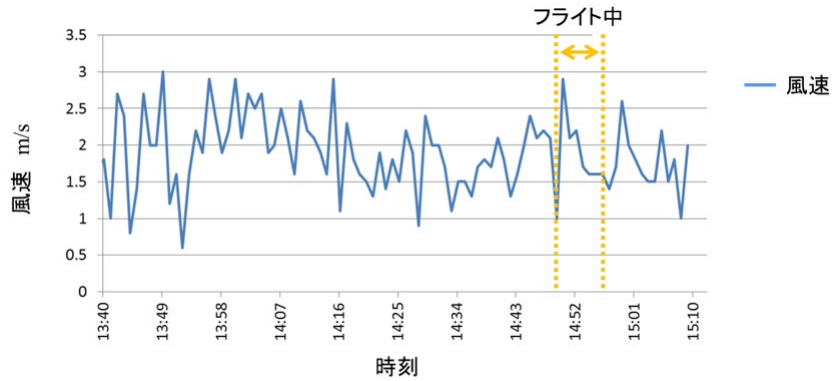


図4 フライト中の風速データ

3.1.5 有線給電型ミニサーベイヤの定速度飛行試験。

当該ミニサーベイヤの現地試験場となるはずであった一般家屋の解体やミニサーベイヤの墜落等の不具合による事業の遅れにより、業務の遂行が困難となったため、試験フロー②以降の試験は中止となった。

実施代表者の所属機関：鹿島環境エンジニアリング株式会社

実証テーマ名：クロスフローシュレッダによる放射性物質除去の処理技術補助事業

事業の概要：密閉式の装置で金属複合体を破砕するクロスフローシュレッダ（以下、「CFS」という。）を用いて、放射性物質が付着した自動販売機等の汚染ラジエータ（以下、「供試体」という。）を破砕し、破砕に伴う金属間の摩擦による除染効果等を確認・評価する。また、破砕された金属チップを溶液で除染し（以下、「溶解除染」という。）、CFS と溶解除染を合わせて実施した場合の除染効果等を確認・評価する。

実施内容：

- (1) CFS を用いた摩擦洗浄による汚染ラジエータの除染効果の確認試験
- (2) 金属チップの溶解除染効果の確認試験
- (3) 摩擦洗浄と溶解除染についてそれぞれ放射能収支等の確認

技術概要：

1. 試験のフロー図と設備

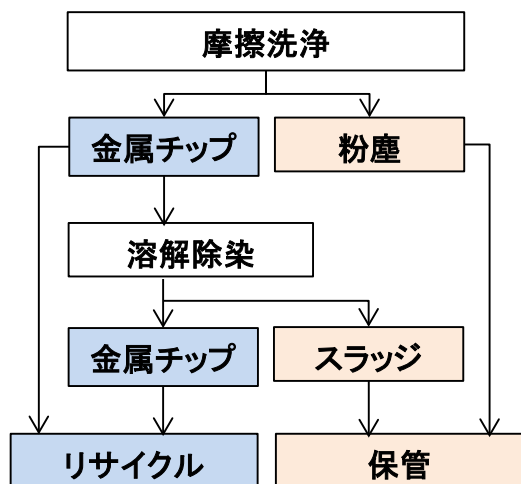


図1 試験のフロー図



写真1 CFS装置外観



写真2 自動販売機ラジエータ外観

2. 試験目標

CFS による摩擦洗浄でリサイクル可能なレベル*まで線量率が下がること。補完技術として溶解除染の効果を確認すること。

※金属廃棄物の再資源化の運用基準（2012年3月1日 関東鉄源協同組合） $0.2 \mu\text{Sv/h}$ 未満

3. 期待される効果

汚染ラジエータ等を破砕・除染することでリサイクルし、放射性廃棄物の減容化を促進する。

その他：溶解除染については、特許出願及び商標登録済み

特許出願番号：特願 2015-103383、発明の名称：「放射能汚染した金属材料の除染方法」

商標登録：第 5797203 号：「ケミカルデコン / ChemicalDecon」

除染効果：

1. CFS による除染効果の確認		2. 溶解除染による除染効果の確認																													
<p>・摩擦洗浄により、BG 値 $0.06 \mu\text{Sv/h}$ を除く線量率 $0.26 \sim 1.72 \mu\text{Sv/h}$ の汚染ラジエータが $0.04 \sim 0.15 \mu\text{Sv/h}$ に低下した。</p> <p>表 1. 汚染ラジエータの摩擦洗浄による線量率の変化 ($\mu\text{Sv/h}$)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>項目</th> <th>バッチ1</th> <th>バッチ2</th> <th>バッチ3</th> <th>バッチ4</th> </tr> <tr> <th>ラジエータ</th> <th>①</th> <th>②</th> <th>③</th> <th>④</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>摩擦洗浄前</td> <td>0.39</td> <td>0.37</td> <td>1.72</td> <td>0.51</td> </tr> <tr> <td>摩擦洗浄後</td> <td>0.04</td> <td>0.15</td> <td>0.04</td> <td>0.04</td> </tr> </tbody> </table>		項目	バッチ1	バッチ2	バッチ3	バッチ4	ラジエータ	①	②	③	④	摩擦洗浄前	0.39	0.37	1.72	0.51	摩擦洗浄後	0.04	0.15	0.04	0.04	<p>・溶解除染により、BG 値 $0.06 \mu\text{Sv/h}$ を含んだ線量率 $0.22 \mu\text{Sv/h}$ のアルミが $0.11 \mu\text{Sv/h}$ に低下した。</p> <p>・アルミのアルカリ溶解による除染率は 67% であった。</p> <p>・銅及び鉄の酸溶解による除染率も 67% であった。</p> <p>表 2. アルミの溶解除染による線量率の変化 ($\mu\text{Sv/h}$)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>項目</th> <th>バッチ 2</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>金属</td> <td>アルミ</td> </tr> <tr> <td>溶解除染前</td> <td>0.22</td> </tr> <tr> <td>溶解除染後</td> <td>0.11</td> </tr> </tbody> </table>		項目	バッチ 2	金属	アルミ	溶解除染前	0.22	溶解除染後	0.11
項目	バッチ1	バッチ2	バッチ3	バッチ4																											
ラジエータ	①	②	③	④																											
摩擦洗浄前	0.39	0.37	1.72	0.51																											
摩擦洗浄後	0.04	0.15	0.04	0.04																											
項目	バッチ 2																														
金属	アルミ																														
溶解除染前	0.22																														
溶解除染後	0.11																														
<p>・摩擦洗浄により、汚染ラジエータと金属チップの放射能を比較した結果、除染率は 93~97% になった。</p> <p>図 1. 摩擦洗浄による放射能の変化と除染率</p>		<p>図 2. 溶解除染による放射能の変化と除染率</p>																													
3. 放射能収支の確認																															
<p>放射能収支を図 3 に示す。金属チップに残った放射能が 5.1%、集塵工程で回収した放射能が 35.2% あり、40.3% が確認された。残り 59.7% については、CFS 内及び集塵機のプレフィルタの線量率の上昇が確認されたことから、試験設備内面への付着やプレフィルタでの捕集と推定。[] 内は物質収支で、増えた理由は予備試験の残留物回収と推定される。</p> <p>図 3. 摩擦洗浄による放射能収支</p>																															
<p>除去物発生量評価：ラジエータ総重量 14.7kg に対し、除染粉塵（セパレータ粉塵でのアルミを含む）2.4 (kg)、金属リサイクル量 12.3 (kg)</p>																															
<p>作業員被ばく量評価：試験に伴う作業員の被ばく量は、試験期間 6 日間で最大 $6.8 \mu\text{Sv}$。</p>																															
<p>コスト評価：ラジエータ 1 台 (3kg) あたり 230 円</p>	<p>歩掛り（作業人工、作業速度）：作業人工：3 人工 作業速度：20 日×6 時間×60 分×6kg/分=43.2t/月</p>																														
<p>コスト評価条件：CFS S-1250 ×1 基、金属選別機、投入ベルトコンベア 作業人工 3 人/日（CFS 投入、搬出、検査）</p>																															
<p>除染作業における安全上の注意：（作業全般）防塵マスク、ゴム手袋、（CFS 破碎室内作業）ゴーグル、レインウェア、（高所作業）安全帯</p>																															
<p>試験場所（住所）： 福島県郡山市</p>	<p>除去物保管場所と保管状況：郡山市内の株式会社 EARTHSHIELD にて郡山市指定の方法に従い屋外保管。</p>																														

1. 試験設備の概要

(1) 試験工程

試験工程は、大きく CFS 摩擦洗浄と溶解除染から構成される。図 1-1 に本施設の工程とフロー図を示す。CFS で供試体を摩擦洗浄し、回収した金属チップ（アルミ、銅、鉄）について、放射性物質の付着状況に応じて、溶解除染を実施した。

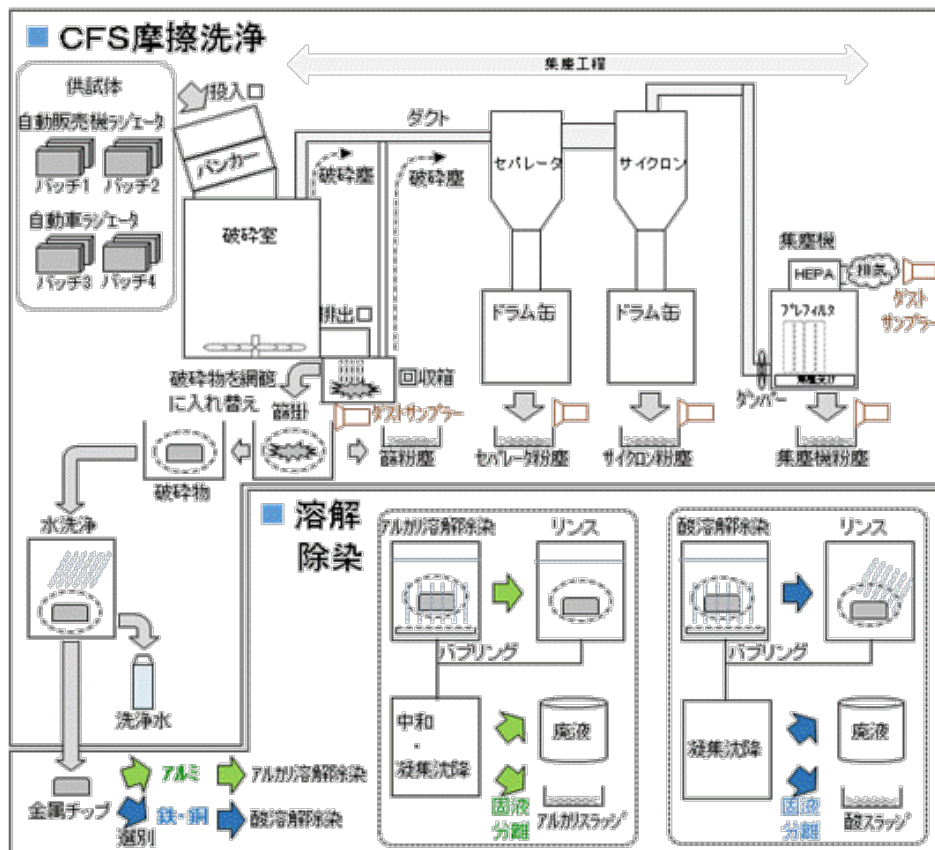


図 1-1 本施設の工程とフロー図

(2) 摩擦洗浄工程

摩擦洗浄工程は、CFS 本体と、集塵工程のセパレータ、サイクロン、集塵機から構成される。破砕物は回収箱に収納され、破砕塵はセパレータ及びサイクロンのドラム缶と、集塵機の集塵受で回収される。



写真 1-1 摩擦洗浄工程



写真 1-2 集塵工程

(3) 溶解除染工程

溶解除染工程は、溶解槽とリンス槽から構成される。
アルミについては容量 100ℓのものを使用し、写真
1-3 に示す。銅及び鉄については 10ℓのものを使用した。



写真 1-3 アルカリ槽とリンス槽

2. 供試体

(1) ラジエータの選定

福島県浜通りから自販機 23 台を回収し、予備調査で線量率の高い汚染ラジエータ 4 体を選定し、供試体 (B-1、B-2、B-4、B-9) とした。また福島県内のスクラップ工場から自動車の汚染ラジエータ 4 体を選定し、供試体 (C-1～C-4) とした。

供試体の重量、線量率及び放射能を表 2-1 に示す。

供試体の放射能は、現場用ゲルマニウム測定装置を用いて測定した。その状況を写真 2-1 に示す。また、写真 2-2 及び写真 2-3 に供試体の外観を示す。

表 2-1 供試体の測定



写真 2-1 供試体の放射能測定状況

番号	重量 (g)	線量率 (μ Sv/h)	放射能 (Bq)
① B-1	1,830	0.39	32,560
② B-2	1,170	1.72	135,830
③ B-4	1,438	0.51	40,850
④ B-9	1,160	0.37	23,840
⑤ C-1	1,782	0.26	19,940
⑥ C-2	3,225	0.28	35,290
⑦ C-3	3,174	0.32	40,970
⑧ C-4	875	0.42	25,500



写真 2-2 自動販売機のラジエータ



写真 2-3 自動車のラジエータ

(2) バッチの構成

同じ由来のラジエータ別に放射能の高いものどうしを組み合わせ、ラジエータ 2 体を 1 バッチとして、表 2-2 に示す 4 バッチを構成した。なお、放射能濃度の高いバッチ 2 はクロスコンタミを避けるために試験の最後とした。

表 2-2 バッチの構成

バッチ番号	組み合わせ	重さ (g)	放射能 (Bq)
1	B-1、B-9	2,990	56,400
2	B-2、B-4	2,608	176,680
3	C-2、C-3	6,399	76,260
4	C-1、C-4	2,657	45,440

3. 摩擦洗浄試験

(1) 試験条件

CFS の運転条件は、予備試験で設定した回転数 1,450rpm、破砕時間 60 秒、排风量 40 m³/分を基本として実施した。

試験状況を写真 3-1 に示す。



写真 3-1 CFS への供試体の投入状況

(2) 破砕物

① 金属チップ

摩擦洗浄後に篩分けし、水洗浄して得た金属チップを写真 3-2 に示す。

水洗浄後の金属チップについて線量率及び放射能を測定した。放射能には CsI 測定装置を使用し、測定状況を写真 3-3 に示す。



写真 3-2 金属チップ



写真 3-3 CsI 測定装置

② 破砕塵

バッチ毎にセパレータ粉塵、サイクロン粉塵及び集塵機粉塵を回収し、放射能を測定した。写真 3-4 はセパレータ粉塵例、写真 3-5 はサイクロン粉塵例を示す。セパレータ粉塵は主に顆粒状のアルミであった。



写真 3-4 セパレータの回収物例



写真 3-5 サイクロンの回収物例

(3) 試験結果

① 測定結果

各バッチの金属チップの重量、線量率、放射能濃度及び放射能を表 3-1 に示す。
 なお、線量率は測定場の BG 値 $0.06 \mu\text{Sv/h}$ を除いた値である。

表 3-1 金属チップの測定結果

項目		金属チップ			
測定項目	単位	バッチ 1	バッチ 2	バッチ 3	バッチ 4
重量	g	2,550	2,530	5,110	2,220
線量率	$\mu\text{Sv/h}$	0.04	0.15	0.04	0.04
放射能濃度	Bq/kg	710	5,030	430	710
放射能	Bq	1,810	12,740	2,220	1,570

② 金属チップの線量率

線量率測定の結果、バッチ 2 の金属チップの線量率が基準より高い値となり、それ以外は運用基準未満となった。

③ 除染率

表 2-2 及び表 3-1 より、除染率（1－金属チップの放射能／供試体の放射能）を求めた結果を表 3-2 に示す。除染率は 93%～97%、平均で 95%であった。

摩擦洗浄前後の各バッチの放射能の変化と除染率についてグラフ化したものを、図 3-1 に示す。

表 3-2 摩擦洗浄による除染率結果

項目	自動販売機ラジエータ		自動車ラジエータ		合計
	バッチ 1	バッチ 2	バッチ 3	バッチ 4	
供試体 (Bq)	56,400	176,680	76,260	45,440	355,100
金属チップ (Bq)	1,810	12,740	2,220	1,570	18,300
除染率 (%)	97	93	97	97	95

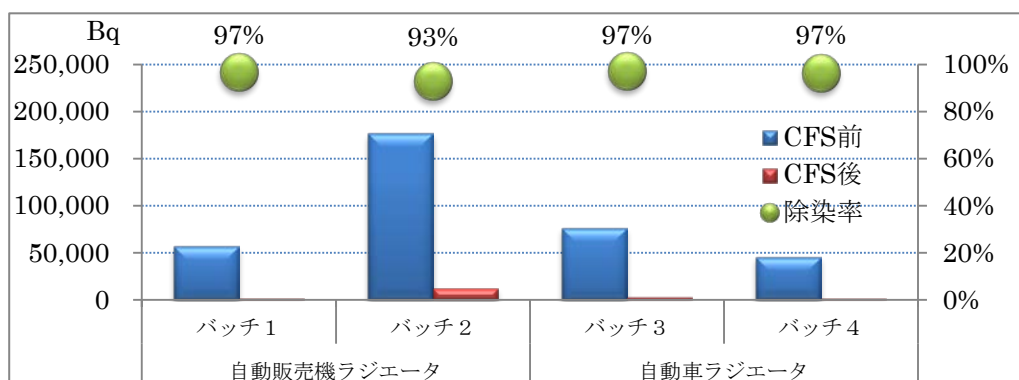


図 3-1 摩擦洗浄による放射能の変化と除染率

④ 金属回収率

金属チップの重量を供試体の総重量で除したものを金属回収率として、算出した結果

を表 3-3 に示す。金属回収率は自動販売機の供試体であるバッチ 1、2 でそれぞれ 86%、94%、自動車の供試体であるバッチ 3、4 で 79%、82%、全体で 79~94%であった。

セパレータ粉塵から分離、回収したアルミを含めた金属回収率は 82~99%であった。

表 3-3 バッチ毎の金属回収率

項目	バッチ 1	バッチ 2	バッチ 3	バッチ 4	合計
A：供試体 (g)	2,990	2,608	6,399	2,657	14,654
B：金属チップ (g)	2,576	2,461	5,080	2,165	12,282
B/A×100：金属回収率 (%)	86	94	79	82	84
C：セパレータのアルミ (g)	153	109	197	133	592
D=B+C (g)	2,729	2,570	5,277	2,298	12,874
D/A×100：金属回収率 (%)	91	99	82	86	88

⑤ 放射能収支

○ バッチ毎の放射能収支

放射能収支を得るため、供試体の放射能及び金属チップ、分別回収物（篩粉塵等、セパレータ粉塵、サイクロン粉塵、及び集塵機粉塵）の放射能を測定し、その結果を表 3-4 に示す。

供試体に含まれる放射能のうち、金属チップ及び分別回収物から確認された放射能について、バッチ毎に放射能確認量を図 3-2 に示す。また、バッチ毎の放射能回収率図 3-3 に示す。確認された放射能は 17~62.7%になった。

表 3-4 バッチ毎の放射能収支

項目	バッチ 1	バッチ 2	バッチ 3	バッチ 4	合計	割合 (%)
供試体 (Bq)	56,400	176,680	76,260	45,440	354,780	100
CFS 後						
金属チップ (Bq)	1,810	12,740	2,200	1,570	18,320	5.1
分別回収物 (Bq)	7,770	72,806	17,445	26,904	124,925	35.2
確認された放射能 (%)	17.0	48.4	25.8	62.7	40.3	40.3
工程残 (推定)	46,820	91,134	56,615	16,9660	211,535	59.7

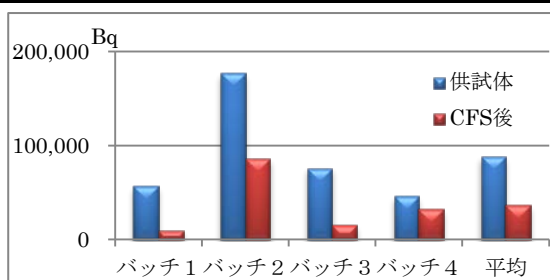


図 3-2 バッチ毎の放射能確認量

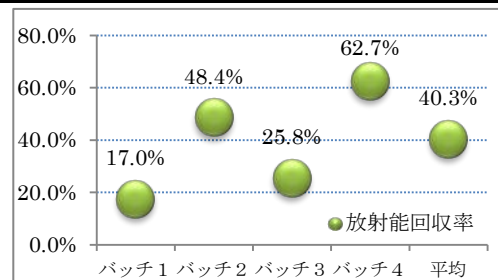


図 3-3 バッチ毎の放射能回収率

○ 摩擦洗浄の放射能収支

4 回の摩擦洗浄試験を通じて得た放射能収支の結果を整理すると図 3-4 となる。確認できた放射能の割合は 40.3%で、金属チップ（供試体残留）約 5%、分別回収物が約 35%であった。残りの約 60%は CFS 本体、ダクト及びフィルタ等に付着し、工程

内に残ったと推定される。[] 内は物質収支で、増えた理由は予備試験の残留物回収と推定される。

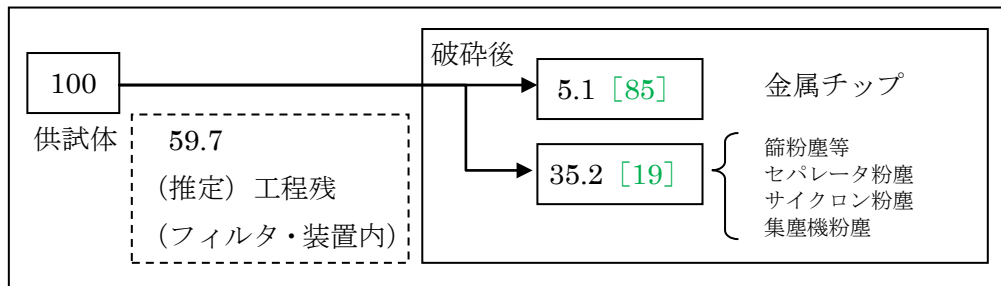


図 3-4 摩擦洗浄による放射能収支

4. 溶解除染試験

(1) 試験条件

溶解除染は初回のバッチ 1 及びバッチ 2 について実施した。溶解除染に先立ち、アルミ、銅、鉄に分別し、アルミに対しては苛性ソーダを使用し、銅、鉄に対してはクエン酸を使用した。溶解洗浄の濃度は 1wt%、時間は 10 分とした。また溶解除染中はバブリングを行い、溶解を促進させた。写真 4-1 にアルカリ溶解洗浄の状況、写真 4-2 に酸溶解洗浄の状況を示す。



写真 4-1 アルカリ溶解洗浄



写真 4-2 酸溶解洗浄

溶解洗浄後は同量の水でリンスを行い、リンス水についてもサンプリングして放射能濃度を測定した。

(2) 溶解除染後の状況

溶解除染後のアルミ、銅及び鉄をそれぞれ、写真 4-3、写真 4-4 及び写真 4-5 に示す。



写真 4-3 アルミ



写真 4-4 銅



写真 4-5 鉄

(3) 放射能測定結果

① 線量率による評価

溶解除染前後のアルミについて線量率を測定した。その結果を表 4-1 に示す。

溶解除染により、アルミは $0.22 \mu\text{Sv/h}$ から $0.11 \mu\text{Sv/h}$ に下がり、運用基準未満となった。

表 4-1 溶解除染による線量率の変化

項 目	バッチ 2
金 属	アルミ
溶解除染前 (μSv/h)	0.22
溶解除染後 (μSv/h)	0.11

② 放射能による評価

溶解除染前後の金属チップについて、放射能濃度を測定し、放射能及び除染率を算出した。その結果を表 4-2 及び図 4-1 に示す。放射能の大半がアルミに付着していた。溶解除染後の結果、アルミで 67%の除染率が確認できた。銅及び鉄はそれ程高い放射能ではなかったが、アルミと同程度、65～67%の除染率が確認できた。

表 4-2 溶解除染による放射能の変化と除染率

項 目	バッチ 1			バッチ 2			合計	割合 (%)
	アルミ	銅	鉄	アルミ	銅	鉄		
溶解除染前 (Bq)	1,850	170	60	11,100	890	240	14,310	100
溶解除染後 (Bq)	620	60	20	3,700	290	80	4,700	33.3
除染率 (%)	66.5	64.7	64.7	66.7	67.4	66.7	66.7	66.7

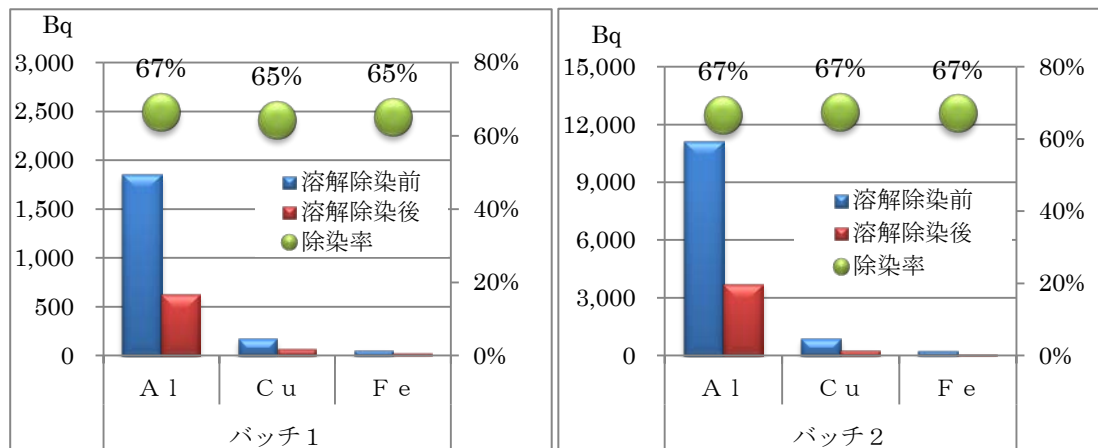


図 4-1 溶解除染による放射能の変化と除染率

③ 放射能収支

溶解除染後の放射能収支では、除染後の金属チップに 33%、溶解液等に 82%の放射能が確認された。100%を超えたのは使用した篩への放射性物質の付着の影響と推定される。

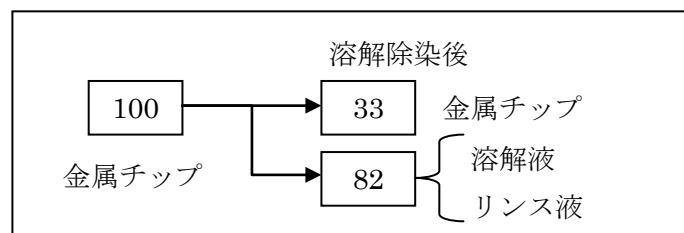


図 4-2 溶解除染による放射能収支

5. 試験結果

(1) 除染の効果

試験を通して、供試体及び金属チップの線量率及び放射能を測定した。その結果、摩擦洗浄による除染率は約 93%～97%となった。しかし、金属チップの線量率が運用基準を上回った。溶解除染を行った結果、 $0.11\mu\text{Sv/h}$ となり、運用基準を下回った。

これにより、すべての金属チップの線量率が運用基準未満となった。

(2) 金属リサイクル率

試験全体を通して得られた金属のリサイクル率は、自販機のラジエータについては 86%～94%、自動車のラジエータについては、79%～82%であった。また、セパレータ後のアルミを加えたリサイクル率は、それぞれ 91%～99%、82%～86%となった。

自動車のラジエータはアルミの割合が多いため、CFS の運転条件（集塵機の風速等）の見直しや、アルミのセパレータへの移動を抑えることで、リサイクル率の改善を図ることができると思われる。

6. 放射線管理

試験期間中、放射線管理を実施した結果、異常無く安全に管理された。

(1) 作業員の外部被曝管理については、作業環境中の BG を測定するとともに、代表者 3 名に個人線量計を付けて毎日の被曝線量を測定した。その結果、試験期間中の被曝量は最大 $6.8\mu\text{Sv}$ であった。

(2) 内部被曝管理については、作業中は防塵マスクの着用を徹底した。また、作業環境の床面の汚染密度を毎日測定するとともに、放射性物質が空気中に飛散するおそれのある作業については、空気中の放射性物質濃度を測定した。何れも検出限界以下であった。

(3) 汚染のおそれのある作業については、作業後にスクリーニングを実施した。全ての作業で汚染は検出されなかった。

7. CFS のコスト評価

本試験の経験から効果的な運転条件として歩掛かりを想定し、コストを評価した。

(1) 前提

① CFS 本体の選定

CFS の装置には処理能力が高く、バンカーが大きい S-1250 を想定した。

○ CFS S-1250 の処理能力： $9\text{kg}/90\text{秒}=6\text{kg}/\text{分}$ 。

○ 月間処理能力は、 $20\text{日}\times 6.0\text{時間}\times 60\text{分}\times 6\text{kg}/\text{分}=43.2\text{t}/\text{月}$ 。

② 自動装置の採用

CFS への投入は(a)コンベアを使用する。CFS バンカーの開閉とコンベア上昇を同期させることにより、汚染物投入の合理化を図る。CFS の排出口から回収箱に溜まった破碎物は、(b)篩選別及び(c)風力選別を用いて選別する。なお放射線モニタ装置はコスト試算外とした。

③ 歩掛かり

投入、搬出、測定等の作業人工として 3 人/日を想定した。作業時間は、始業前・

後点検に 30 分、昼休憩等で 1 時間 30 分とし実稼働時間を 6 時間とした。

④ コスト試算

イニシャルコスト：CFS S-1250（集塵工程設備含）、選別機等 35,400 千円

ランニングコスト：(i) 減価償却費：45 万円/月（法定 7 年）

(ii) 消耗品（チェーン、フィルタ等）：100 万円/月

(iii) 人件費 3 人×50 万円/月＝150 万円/月

(iv) 電気（72kw/h）33 万円/月

(i) ～ (iv) の合計 約 330 万円/月

(2) 処理コスト

ランニング費用約 330 万円に対し、月に 43.2t 処理したとして、ラジエータ 1 体の重量を 3 kg とした場合、1 体あたりの処理費は 230 円/体となる。

(3) 溶解除染の補助的活用（コスト試算外）

摩擦洗浄後、アルミの線量率のレベルによっては、溶解除染をする必要がある。

8. 安全上の知見等

(1) CFS 摩擦洗浄工程

① 放射線安全

サイクロン粉塵及び集塵機粉塵の回収物は放射能濃度が 20～50 万 Bq/kg あった。本試験では、CFS 摩擦洗浄に伴い回収物の放射性物質濃度が高くなることを想定し、作業員はゴム手袋、防塵マスク、ゴーグル着用を着用した。

本格導入時は、処理対象物の汚染度によっては更に高い放射能の粉塵が発生するものと想定される。

② 工程内残留

放射能を帯びた微細な粉塵が工程内に付着・滞留する傾向が認められた。

本格導入時は、集塵系の機器の構造、配管の材質等に配慮が必要である。

③ 一般安全

本格導入時は、次の 2 点について検討が必要である。

○ 処理物の投入口が高所となるため安全ベルトを使用した。安全対策の面からも投入の自動化を図る。

○ CFS の点検保守のため、破碎機の扉を開ける機会が多い。安全のために実機においてはインターロック構造にする等。

(2) 溶解除染工程

① 化学的な安全

アルミの溶解除染のために苛性ソーダを使用する。作業員の防具を徹底するとともにバブリングにより溶液の飛散が認められた。実機では苛性ソーダの飛散防止の措置を図る必要がある。

② アルミを溶解除染する過程で水素ガスが発生する。実機での作業場では換気を行うとともに火器類の使用を厳禁とする。

9. 除去物保管

(1) 放射性廃棄物の発生量

本試験において発生した汚染物を表 9-1 に示す。

放射能が 8,000Bq/kg を超えた廃棄物は、工程で発生した集塵工程の粉塵等で、発生量は 2.4kg であった。

CFS 設備については、継続使用を予定している為、本試験の廃棄物から除外とした。

表 9-1 廃棄物の重量と放射能濃度

項目	重量 (kg)	放射能濃度 (Bq/kg)	保管時の性状
集塵工程粉塵	2.4	47,400	ポリ袋
酸スラッジ	0.26	2,000	ポリ袋
アルカリスラッジ	2.9	1,700	ポリ袋
津波汚泥※	19.4	5,600	土嚢袋
ろ布	2.0	—	大型ポリ袋
合計	28.16	5,100	専用容器

※ 津波汚泥は 23 台の自動販売機中 2 台から取り除いて保管したもの。

(2) 保管状況

放射性廃棄物については、郡山市内の作業場に郡山市指定の専用容器に入れて保管する。

10. まとめと課題

(1) 全体のまとめ

- ① 摩擦洗浄により、線量率及び放射能が大幅に低減し、高い除染効果が確認できた。また、溶解除染を補助的に使用する事により、金属チップはリサイクル可能となった。
- ② 銅及び鉄は摩擦洗浄の除染が十分であったので溶解除染は不要である。

(2) 課題（実用化に向けた提言）

- ① ラジエータによっては、アルミ、銅、鉄などで構成されている。実用化に際しては自動選別の検討が必要である。
- ② サイクロン、集塵機で回収される破碎塵は放射能濃度が高くなるため、放射線管理上の対策が必要となる。

(3) 拡張性

汚染ラジエータには、今回試験を行わなかった家庭用エアコンや業務用空調機の室外機に含まれるものと、トラックや重機等のエンジンルーム内にあるものもある。

今後はこれらについても CFS による除染対象と考えられる。

また、ラジエータ以外の汚染物に対しても除染効果が期待できるので、今後はこれらへの除染効果についても検証が必要である。

以上

実施代表者の所属機関:三菱マテリアル株式会社

実証テーマ名:放射性セシウムで汚染した金属廃棄物の熔融除染による除染・減容・資材化技術

事業の概要:

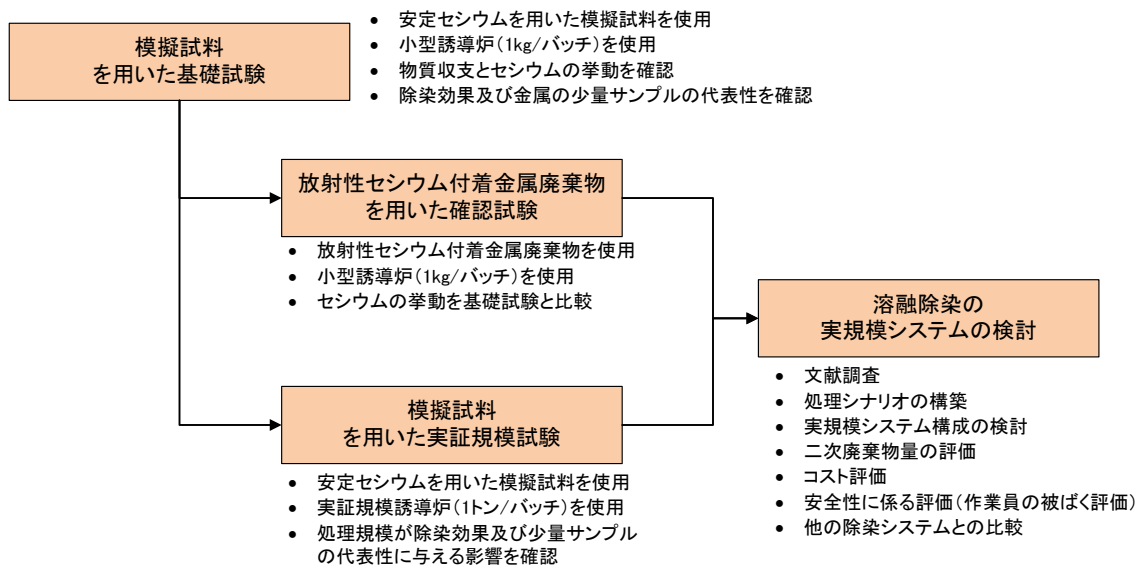
事故由来の放射性セシウムが付着した金属廃棄物(以下、「放射性セシウム付着金属廃棄物」という。)を高周波誘導炉で熔融処理し、熔融処理によるセシウムの除染効果の確認及び金属中に残留するセシウムの分布状況の把握を行う。また、その結果に基づき、実規模の熔融設備のシステム構成の検討を行い、そのコスト評価等を行う。

実施内容:

1. 模擬試料を用いた基礎試験
2. 放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験
3. 模擬試料を用いた実証規模試験
4. 熔融除染の実規模システムの検討

技術概要:

1. 試験フロー



2. 試験目標

模擬試料を用いた基礎試験及び実証規模試験、放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験により、熔融処理によるセシウムの除染効率の確認及び熔融処理後の少量試料による放射能測定の代表性の確認を行う。また、実規模システムの検討により、実規模の熔融設備のイメージを具体化する。

3. 期待される効果

金属廃棄物の大幅な減量・減容及び資源化による再利用の促進、並びに金属廃棄物の熔融後の放射能測定の合理化が期待される。

試験結果:

表1 基礎試験における金属中の安定セシウム濃度

(単位:ppm)

1. 模擬試料を用いた基礎試験(表 1)

模擬試料の材質	炭素鋼	SUS鋼	鋳鉄
溶融前(模擬試料)	1,058	998	1,000
溶融後・金属固化体	<0.02	0.02	0.05
溶融後・溶湯サンプル	<0.02	0.02	0.07

- 安定試薬のセシウムを約 1,000ppm の含有濃度となるように添加した金属試料(1,000g)を用い、溶融処理により 0.1ppm を下回る濃度までセシウムを

※スラグ材を1wt%添加した場合の例、検出下限値:0.02ppm

除染できることを確認した(表 1)。これから算出される除染率は 1 万分の 1 以下である。

- 金属を溶融することにより、金属中の安定セシウム濃度を少量の溶湯サンプルで代表して分析できることを確認した。

表2 確認試験における金属及び土壤中の放射能濃度

		放射能濃度[Bq/kg]	
		Run1	Run2
溶融前	金属廃棄物	5.6	5.6
	土壌	/	
溶融後	金属固化体	<0.2	<0.2

Cs-134,137の合計値、検出下限値:0.2Bq/kg

2. 放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験(表 2)

- 事故由来の放射性セシウムが 5.6Bq/kg 付着した金属試料(1,000g)を用い、溶融処理により検出下限未満(<0.2Bq/kg)まで除染できることを確認した。

表3 実証規模試験における金属中の安定セシウム濃度

溶融前	模擬試料	977 ppm
溶融後	金属固化体①	<0.02ppm
	金属固化体②	<0.02ppm
	溶湯サンプル	<0.02ppm

Cs-134,137の合計、検出下限0.02ppm

金属固化体:全てのサンプリング位置

- 汚染土壌(スラグ)が付着した場合でも金属から放射性セシウムを除染できることを確認した。

3. 模擬試料を用いた実証規模試験(表 3)

- 安定試薬のセシウムを 1,000ppm の含有濃度となるように添加した金属試料(1 トン)を用いて、基礎試験と同様に、検出下限未満(<0.02ppm)までセシウムを除染できること、及び本技術が処理規模の影響を受けないことを確認した。

- 実証規模においても少量のサンプルで代表して分析できることを確認した。

4. 溶融除染の実規模システムの検討(コスト評価、コスト評価条件参照)

作業員被ばく量評価:該当なし

コスト評価:

溶融処理システムの処理単価は 90~160 万円/t 程度になる。処理単価の 50~60%は建設費用(償却費)が占める。処理対象物量及び二次廃棄物処分方法により、処理単価が大きく変動する。

コスト評価条件:

処理対象物量 5,000t 又は 10,000t、処理期間 10 年、年間操業日数 200 日、日運転回数 2 バッチ又は 4 バッチとし、償却費(設備・建屋)、ユーティリティ費、人件費、二次廃棄物処分費を算出した。二次廃棄物処分費は原子力施設からの放射性廃棄物処分単価(ピット、トレンチ)を参照した。

安全上の注意:防じんマスクの着用、難燃材の使用(火災)、水分除去(水蒸気爆発)

試験場所(住所):

茨城県那珂市

除去物保管場所と保管状況(写真):

試験で生成した汚染物は当面請負者の倉庫内で保管する。



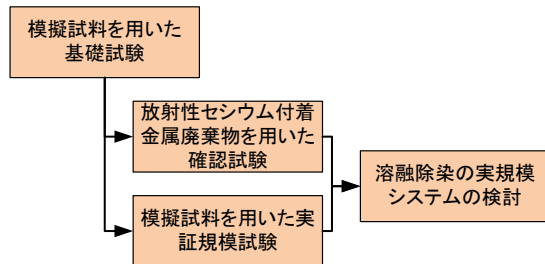
1.はじめに

放射性セシウムで汚染した金属廃棄物を高周波誘導炉で熔融処理し、放射性セシウムを除去してクリアランスレベルの金属材料を得る「熔融除染技術」について提案する。熔融除染技術は、放射能濃度測定が容易で、放射性セシウムを含む二次廃棄物が処理対象金属と比較して大幅に減量・減容される。

2.事業の概要

2.1 目的

事故由来の放射性セシウムが付着した金属廃棄物(以下、「放射性セシウム付着金属廃棄物」という。)を高周波誘導炉で熔融処理し、熔融処理によるセシウムの除染効果の確認及び金属中に残留するセシウムの分布状況の把握を行う。また、その結果に基づき、実規模の熔融設備のシステム構成の検討を行い、そのコスト評価等を行う。



2.2 実施項目

本業務の試験全体フローを図 2-1 に示す。

図 2-1 試験全体のフロー

2.3 試験装置

本業務で使用する主な装置は、小型誘導炉、実証規模誘導炉、ICP-MS(誘導結合プラズマ質量分析装置)、ゲルマニウム半導体検出器、電子天秤である。このうち、小型誘導炉及び実証規模誘導炉の外観及び仕様を図 2-2 及び図 2-3 に示す。模擬試料を用いた基礎試験および放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験では小型誘導炉を、模擬試料を用いた実証規模試験では実証規模誘導炉を使用した。



加熱方式	高周波誘導加熱方式
炉入力	30kW
周波数	3kHz
るつぼ寸法	内寸 φ60×150mm
処理量	鉄換算 1kg/バッチ

図 2-2 小型誘導炉の外観及び仕様



加熱方式	高周波誘導加熱方式
炉入力	600kW
周波数	500Hz
炉寸法	内寸 φ490×900mm
処理量	鉄換算 1,000kg/バッチ

図 2-3 実証規模誘導炉の外観及び仕様

3. 試験結果と評価

3.1 模擬試料を用いた基礎試験

溶融処理による除染効果を確認するために、安定セシウムを添加した模擬試料を小型誘導炉(1kg/バッチ)で溶融する試験を行った。溶融時の物質収支やセシウムの挙動に関わる基本的データを取得し、併せて、少量のサンプルで溶融金属全体の濃度を代表的に取得できることを確認した。試験条件を表 3-1 に示す。

金属材料の安定セシウム添加状況を写真 3-1、溶融処理による生成物の例を写真 3-2 に示す。粉体状のセシウムを添加した Run1～Run3 及び Run10 は円柱形状の金属材料とし、水溶液状のセシウムを添加した Run4～9 は円板形状の金属材料とした。図 3-1 に金属材料のつばへの充填状況を示す。いずれの形状の金属試料も、セシウムが露出しないように積み重ねた。

表 3-1 模擬試料を用いた基礎試験の試験条件

No.	金属材料	金属重量	スラグ材 添加量	安定セシウム		溶融温度
				添加形態	添加量	
1	炭素鋼	1kg	なし	Cs ₂ CO ₃ 粉体	0.1wt%	1,600℃
2	炭素鋼	1kg	1wt%	Cs ₂ CO ₃ 粉体	0.1wt%	1,600℃
3	炭素鋼	1kg	3wt%	Cs ₂ CO ₃ 粉体	0.1wt%	1,600℃
4	ステンレス鋼	1kg	なし	CsNO ₃ 水溶液	0.1wt%	1,600℃
5	ステンレス鋼	1kg	1wt%	CsNO ₃ 水溶液	0.1wt%	1,600℃
6	ステンレス鋼	1kg	3wt%	CsNO ₃ 水溶液	0.1wt%	1,600℃
7	鋳鉄	1kg	なし	CsNO ₃ 水溶液	0.1wt%	1,350℃
8	鋳鉄	1kg	1wt%	CsNO ₃ 水溶液	0.1wt%	1,600℃
9	鋳鉄	1kg	3wt%	CsNO ₃ 水溶液	0.1wt%	1,600℃
10	ステンレス鋼	1kg	なし	Cs ₂ CO ₃ 粉体	0.1wt%	1,600℃

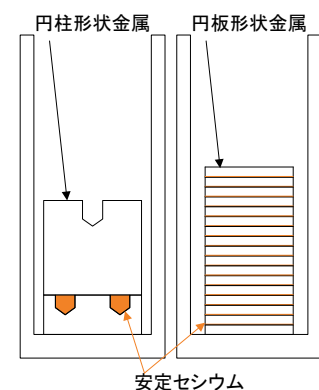


図 3-1 金属材料の充填状況



円柱形状の金属材料 (Run1～3, Run10)



円板形状の金属材料 (Run4～9)

写真 3-1 金属試料と安定セシウムの添加状況



金属固化体



溶湯から採取したサンプル



スラグ残存状況



回収したスラグ

写真 3-2 模擬試料を用いた基礎試験における生成物の例

(1) 少量サンプルの代表性

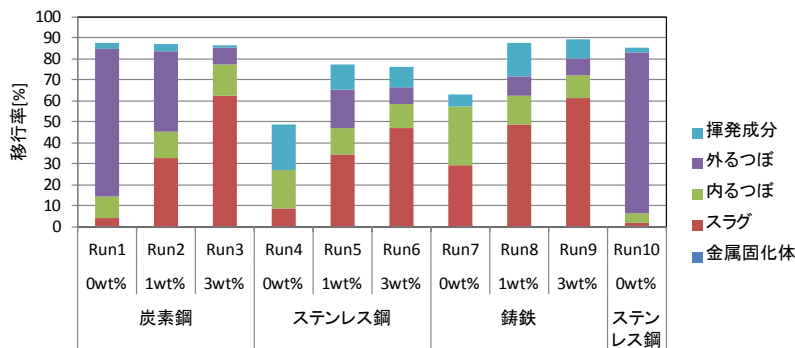
溶融後の金属固化体の複数部位から採取した試料、及び溶融中に採取した溶湯サンプルの安定セシウム濃度分析結果を表 3-2 に示す。炭素鋼及びステンレス鋼では金属固化体、溶湯サン

濃縮され、約 100,000ppm(約 10%)の高い濃度になった。しかし Run1 と Run10 では、スラグ発生量が比較的少ないに関わらず、2,000ppm 程度と他の条件に比較して低い濃度であった。この差異については、Run7 では円板形状の金属材料中でセシウムが広い範囲に分散していたため金属表面が酸化して発生するスラグに効率良く取りこまれたが、Run1 と Run10 では円柱形状の内部に集中してセシウムを添加しており金属表面が酸化して発生するスラグとの接触が少なかったことが影響した可能性が考えられる。

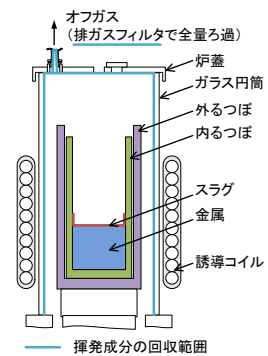
溶融前の安定セシウム添加重量に対する溶融後の各試料(金属、スラグ、るつぼ等)中のセシウム重量の割合をセシウムの移行率(%)として算出した。セシウムの移行率を表 3-4 に示す。すべての条件において、金属への移行率は 0.002%未満又は 0.001%のオーダーであった。セシウムは、スラグ、内るつぼ、揮発成分のいずれにも移行する可能性があるが、スラグ材の添加量が多いほどスラグ材に移行する傾向が認められる。移行率の合計値が 100%に満たない分は主に揮発成分の回収不足によるものと推定する。溶湯サンプル採取時の試験装置上部への漏出や、るつぼ台座やガラス円筒の台座より下側の試験装置下部への付着の可能性が考えられる。

表 3-4 模擬試料を用いた基礎試験におけるセシウムの移行率

試料	Run1	Run2	Run3	Run4	Run5	Run6	Run7	Run8	Run9	Run10
	炭素鋼			ステンレス鋼			铸铁			ステンレス鋼
	セシウム形態									
	Cs ₂ CO ₃			CsNO ₃			CsNO ₃			Cs ₂ CO ₃
スラグ材割合	0wt%	1wt%	3wt%	0wt%	1wt%	3wt%	0wt%	1wt%	3wt%	0wt%
金属固化体	0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	<0.002	0.005	0.005	0.007	<0.002
スラグ	4	33	63	9	34	47	29	49	61	2
内るつぼ	10	13	15	18	12	11	28	14	11	4
外るつぼ	70	38	8	-	18	8	-	9	8	77
揮発成分	3	3	1	22	12	10	6	16	9	2
合計	88	87	86	48	77	76	63	87	89	85



・Run4とRun7については、外るつぼの評価を行わなかった。



3.2 放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験

放射性セシウム付着金属廃棄物に対する溶融処理による除染の適用性を確認するため、放射性セシウム付着金属廃棄物を小型誘導炉で溶融する試験を行った。また、溶融時の放射性セシウムの挙動と模擬試料を用いた基礎試験で得られた安定セシウムの挙動との比較を行った。

試験条件を表 3-5 に示す。金属材料は放射性セシウム付着金属廃棄物とした。

表 3-5 放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験の試験条件

No.	金属材料	金属材料		スラグ材(汚染土壌)		溶融温度
		重量	放射能濃度	添加量	放射能濃度	
1	放射性セシウム付着金属廃棄物	1kg	5.6Bq/kg	なし		1,600°C
2	放射性セシウム付着金属廃棄物	1kg	5.6Bq/kg	3 wt%	10,500Bq/kg	1,600°C

スラグ材としては、事故由来の放射性セシウムで汚染された土壌(以下、「汚染土壌」という)を用いた。放射性セシウム付着金属廃棄物及び汚染土壌は請負者の事象所内で採取したものをを用いた。汚染土壌の添加量は 0wt%又は 3wt%とし、安定セシウムは添加しなかった。熔融材料を写真 3-3 に示し、熔融後に回収したサンプルを写真 3-4 に示す。金属廃棄物は、内るつぼに入る大きさの円板状に加工し、さらに温度測定用熱電対が入るようにそれぞれの中心を穿孔した。るつぼにはまず金属廃棄物を充填し、これとるつぼ壁との空隙を汚染土壌で充填した。



金属廃棄物 汚染土壌 るつぼへの充填状況 金属固化体 スラグ
写真 3-3 熔融材料 写真 3-4 熔融後に回収したサンプル

物質収支と放射能濃度を表 3-6 に示す。Run1、Run2 共に熔融前後で物質収支は減少した。金属の酸化によりスラグが発生するが、るつぼも酸化物であること及びるつぼが多孔質で

表 3-6 放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験における物質収支と放射能濃度

No.	試料		重量 [g]	放射能濃度[Bq/kg]			放射能 [Bq]		
				測定値			合計		
				Cs-134	Cs-137	合計	Cs-134	Cs-137	合計
Run1	熔融前	金属廃棄物	1043.7	1.2	4.4	5.6	1.3	4.6	5.9
	熔融後	金属固化体	1030.0	ND	ND	ND	<0.1	<0.1	<0.2
		スラグ	3.5	24	76	0.1	0.3	0.3	
		合計	1033.5			0.1	0.3	0.3	
Run2	熔融前	金属廃棄物	1047.6	1.2	4.4	5.6	1.3	4.6	5.9
		土壌	30.0	2,200	8,300	10,500	66	249	315
		合計	1077.6			67	254	321	
	熔融後	金属固化体	1039.7	ND	ND	ND	<0.1	<0.1	<0.2
		スラグ	19.6	1,400	5,400	6,800	27	106	133
		合計	1059.3			27	106	133	

※熔融前金属廃棄物の放射能濃度は、平均値を示す。
※検出下限値は、Cs-134、Cs-137ともに0.1Bq/kg

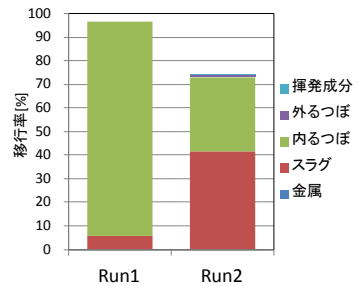
あることから、スラグの一部がるつぼに浸透してスラグの回収量が減少した可能性がある。

放射性セシウムの移行率を表 3-7 に示す。Run1 については初期放射能を熔融前の金属廃棄物の放射能とし、Run2 については熔融前の金属廃棄物と汚染土壌の放射能の和として、各試料(金属、スラグ、るつぼ等)への移行率を算出した。金属廃棄物と汚染土壌の放射能濃度(Cs-134とCs-137の合算値、以下同じ)はそれぞれ、5.6Bq/kg、約 10,000Bq/kg であった。金属廃棄物の放射能濃度はクリアランスレベル以下の低い濃度であったが、熔融処理により検出下限値未満(約 0.2Bq/kg)までさらに低減できることを確認した。また、約 10,000Bq/kg の汚染土壌が共存しても、除染効果が変わらないこと及び土壌の放射性セシウムが金属に移行しないことを確認した。

以上より、放射性セシウムも安定セシウムと同様に熔融処理により金属から除染されることを確認した。Run1 では金属廃棄物に付着していた放射性セシウムの約 90%が内るつぼに移行した。セシウムを取り込んだスラグの一部が内るつぼに浸透したためと考えられる。模擬試料を用いた基礎試験においては、内るつぼよりもスラグや外るつぼに多く移行し異なる傾向であったが、これは分析下限値を考慮して安定セシウムを実廃棄物の放射能濃度に相当する量よりも過剰に添加したためと考えられる。放射能 5.9Bq の放射性セシウムをすべて Cs-137 として仮定すると重量 $1.8 \times 10^{-12}g$ に相当するのに対し、基礎試験における安定セシウム添加重量は 0.1g-Cs であった。

表 3-7 放射性セシウム移行率

No.	溶融前				溶融後				移行率 [%]
	試料	放射能[Bq]			試料	放射能[Bq]			
		Cs-134	Cs-137	合計		Cs-134	Cs-137	合計	
Run1	金属廃棄物	1.3	4.6	5.9	金属固化体	<0.1	<0.1	<0.2	<4
					スラグ	0.1	0.3	0.3	6
					内るつぼ	1.0	4.3	5.3	91
					外るつぼ	<0.6	<0.5	<1.1	<18
					揮発成分	<0.6	<0.5	<1.0	<18
	合計	1.3	4.6	5.9	合計	1.1	4.6	5.7	97
Run2	金属廃棄物	1.3	4.6	5.9	金属固化体	<0.1	<0.1	<0.2	<0.07
	土壌	66	249	315	スラグ	27	106	133	42
					内るつぼ	20	80	100	31
					外るつぼ	0.5	2.2	2.8	1
					揮発成分	<0.5	0.4	0.4	0.1
	合計	67	254	321	合計	48	189	237	74



※移行率は、Cs-134とCs-137の合算値で評価した。
 ※Run1においては、移行率の基となる溶融前放射能を溶融前金属廃棄物の放射能とした。
 ※Run2においては、移行率の基となる溶融前放射能を溶融前金属廃棄物と土壌の放射能の和とした。
 ※放射能及び移行率の合計には、不等号で示す値は含まない。

3.3 模擬試料を用いた実証規模試験

処理規模の影響を評価するために、安定セシウムを添加した模擬試料を実証規模誘導炉(容量1トン/バッチ)で溶融する試験を行い、実証規模における除染効果、少量サンプルの代表性、物質収支及びセシウムの挙動を確認して、基礎試験結果との比較・評価を実施した。

試験条件を表 3-8 に示し、溶融材料を写真 3-5 に示す。金属材料として市販の炭素鋼材(アングル、フラットバー)を供試し、これを4本のドラム缶に充填した後、安定セシウムをCs₂CO₃粉体で添加した。溶融材料は1,600℃で溶融処理した。溶融材料を写真 3-5 に示し、固化体の铸造状況及び铸造した金属固化体を写真 3-6 に示す。金属固化体は2体作製した。

表 3-8 模擬試料を用いた実証規模試験の試験条件

No.	金属材料	金属重量	スラグ材	安定セシウム		溶融温度
				添加形態	添加量	
1	炭素鋼	1,024kg	なし	Cs ₂ CO ₃ 粉体	0.1wt%	1,600℃



誘導炉への材料装荷 誘導加熱の実施状況 铸造の実施状況 金属固化体

写真 3-5 溶融試験の実施状況

物質収支を表 3-9 に示す。物質収支は、模擬試料を用いた基礎試験の同等の試験条件である Run1 と同様の傾向であり、処理規模の違いはなかった。

金属の安定セシウム濃度を表 3-10 に示す。金属の安定セシウム濃度は、2体の金属固化体から採取した8点のサンプルについてすべて、検出下限値(0.02ppm)未満であった。従って、金属固化体はセシウム濃度について0.02ppm未満の範囲で均質であり、セシウムの除染係数は50,000超となった。また、溶湯サンプルも検出下限値未満であり、金属固化体と同等の濃度であった。これらから溶湯サンプルを用

表 3-9 模擬試料を用いた実証規模試験における物質収支

溶融前		溶融後	
材料	重量 [kg]	生成物	重量 [kg]
金属	1023.8	金属	1006.5
Cs ₂ CO ₃	1.23	スラグ	25.8
脱酸材	4.0		
除滓材	0.9		
合計	1025.0	合計	1032.3

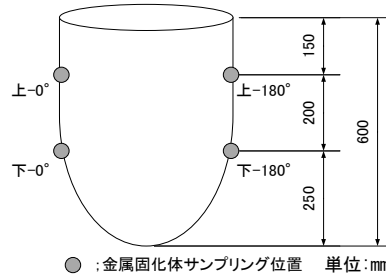
いて代表的にセシウム濃度を測定できることが確認された。

以上より、除染効果、金属の均質性、少量サンプルの代表性は、基礎試験と同様の傾向であり、処理規模の違いによる影響はなかった。

表 3-10 模擬試料を用いた基礎試験における金属の安定セシウム濃度

		(単位:ppm)	
溶融前	模擬試料		977
溶融後	固化体①	上-0°	< 0.02
		上-180°	< 0.02
		下-0°	< 0.02
		下-180°	< 0.02
		下-180°	< 0.02
	固化体②	上-0°	< 0.02
		上-180°	< 0.02
		下-0°	< 0.02
		下-180°	< 0.02
		下-180°	< 0.02
溶湯サンプル			< 0.02

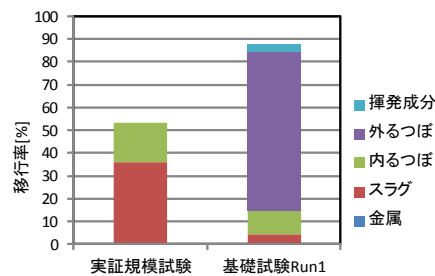
※検出下限値;0.02ppm



溶湯サンプル

セシウム移行率の処理規模の比較を図 3-2 に示す。セシウムが金属にほとんど移行しないことは、実証規模試験も基礎試験も同様であり、処理規模の違いによる影響はなかった。実証規模試験では実証規模試験では揮発成分の評価を実施していないが、初期セシウム添加量とスラグ、耐火物への移行量との差分約 50%相当のセシウムは揮発成分に移行したと考えると、基礎試験に比較して、揮発成分への移行率とスラグへの移行率が大きかった。実証規模試験では、誘導炉直上部で炉内雰囲気吸引したこと及び溶融材料の広い範囲にセシウムを分散させたことが影響したと考えられる。

以上より、セシウムの移行挙動については処理規模の影響よりも試験体系や試験条件の影響が大きいと考えられる。



・実証規模試験の耐火物は内るつぼに相当するとした。
 ・実証規模試験において、揮発成分は評価しなかった。

	実証規模試験	基礎試験 Run1
金属	<0.002	0.002
スラグ	36	4
内るつぼ	17	10
外るつぼ	-	70
揮発成分	-	3
合計	53	88

図 3-2 セシウム移行率の処理規模の比較

3.4 溶融除染の実規模システムの検討

3.4.1 文献調査

国内外の原子力施設からの放射性廃棄物処理事例について、金属の溶融除染についての文献調査を実施し、放射性核種の移行率、二次廃棄物の発生量、海外における主要な溶融処理施設について調査した。

(1)放射性核種の移行率

放射性核種の移行率は、それぞれの元素の化学特性(酸化物の自由生成エネルギー、融点、沸点 等)に応じたものになる。セシウムについては、金属中には残存せず、スラグや排ガス中に移行する。なお、排ガスに移行する揮発成分はダストとしてろ過システムにて回収している。

(2)二次廃棄物の発生量

海外の実績値及び国内の研究事例において、二次廃棄物の発生量は処理物量の 4~5%となることが示されている。溶融処理にて回収される残りの 95%の金属は、除染することにより再利用されている。特に、クリアランス制度が整備されているドイツ及びスウェーデンの事例においては実際に一般市場での再利用(フリーリリース)が実施されている。

(3)海外における主要な溶融処理施設

海外における主要な溶融処理施設を表 3-12 に示す。文献調査では、処理能力や処理フロー、受入基準等について整理した。

表 3-12 海外における主要な原子力施設からの放射性廃棄物溶融処理施設

施設	対象物	製品
socodei 社 (フランス)	炭素鋼、ステンレス鋼	低レベル処分専用の 廃棄物容器
Studs vik 社 (スウェーデン)	炭素鋼、ステンレス鋼、 アルミニウム、銅、鉛	インゴット
Siempelkamp 社 (ドイツ)	炭素鋼、ステンレス鋼、 アルミニウム、銅、鉛	インゴット、遮へいブロック、 廃棄物容器
Energy Solutions 社 (USA)	炭素鋼、ステンレス鋼、 アルミニウム、銅	遮へいブロック、 廃棄物容器強化鋼材

3.4.2 処理シナリオの構築

溶融処理システムでは、放射性セシウム付着金属廃棄物の除染及び放射能測定を目的としている。処理対象物として、仮設焼却炉の解体から発生する金属廃棄物及び除染廃棄物等を想定する。福島県内の仮設焼却炉数(27 基)と処理能力 200t/日の焼却炉の解体から発生する処理対象廃棄物量を 200t と仮定した場合に発生する廃棄物量は 3,700t である。物量の変動も踏まえ、仮設焼却炉解体から発生する処理対象物量を 5,000t、その他の除染廃棄物を受け入れを想定し 2 倍の 10,000t の処理対象物量を想定した。

設定した処理物量に対し、処理期間を 10 年、年間操業日数を 200 日として、操業形態(2 直/日、1 直/日)をパラメータとするシナリオを構築し(表 3-13 参照)、処理対象物量と設備規模(炉容量: 1.25t, 2.5t)の違いを評価した。

表 3-13 処理シナリオ

シナリオ	処理対象物量	処理期間	操業日数	操業形態	バッチ数	炉容量
シナリオ 1	5,000t	10 年	200 日	1 直/日	2 バッチ/日	1.25t
シナリオ 2	10,000t	10 年	200 日	2 直/日	4 バッチ/日	1.25t
シナリオ 3	10,000t	10 年	200 日	1 直/日	2 バッチ/日	2.5t

3.4.3 コスト評価

設定した処理シナリオに対し、溶融処理システムの構成を検討し、概略物質収支、機器構成、ユーティリティ消費量、必要人員を検討し、コストを試算した。現時点では、対象物の最終処分方法は決まっておらずその費用も不明である。そのため、二次廃棄物の放射能濃度が高い場合と低い場合を想定し、それぞれについて原子力施設からの低レベル放射性廃棄物に係る単価(ピット処分:350 万/t、トレンチ処分:65 万円/t)を適用した。結果を図 3-3 に示す。試算の結果、処理単価は 90~160 万円/t 程度になることが分かった。また、処理単価の 50~60%は建設費用が占めており、処理対象物量が多いほど処理単価を低減できることが明らかとなった。さらに、二次廃棄物の放射能濃度が高い場合、その処分費用は全体の 2 割程度と大きな影響を与えることが分かった。

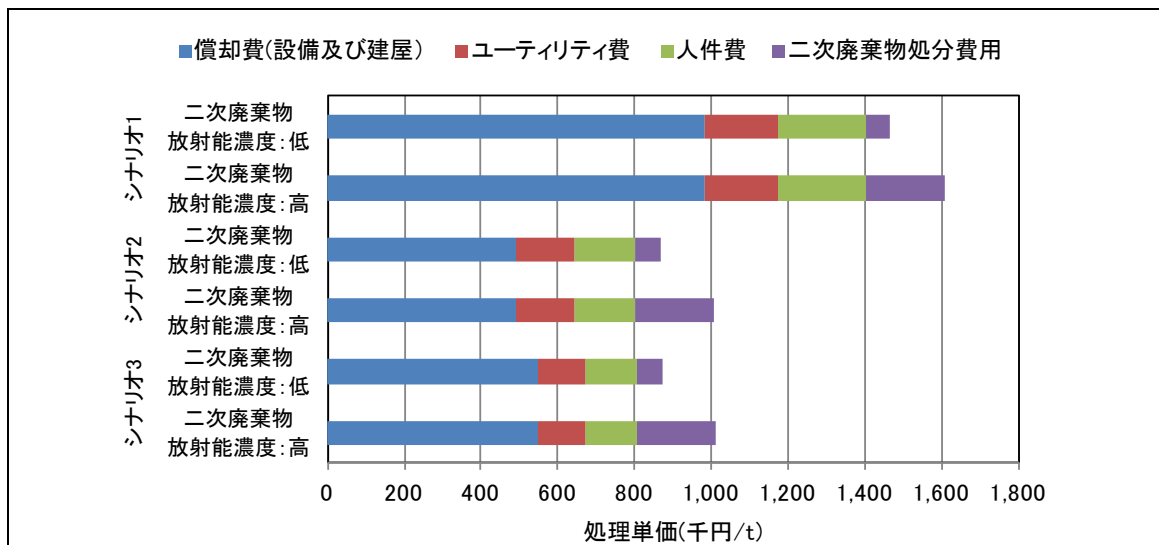


図 3-3 コスト評価結果

3.4.4 安全に係る評価

(1)放射線防護に係る評価

溶融処理システムにおいて作業員が処理対象物に近接する作業として、分別及び溶融作業を想定して被ばく評価を実施した。評価では、線源強度や線源からの距離をパラメータに、各評価対象をモデル化し作業位置における空間線量率を計算コード(QAD-CGGP2R)を用いて算出した。評価の結果、溶融作業における線量率は最大で 0.1mSv/h 程度であった。作業者の年間被ばく線量は、作業時間の制限や保護具の着用により 100mSv/5y 以下にすることが十分可能である。

放射性物質の汚染防止対策として、処理エリアに管理区域を設定すること、溶融炉を密閉構造のチャンバ内に設置すること、チャンバへの出入り前後にて着替え等を実施し直接放射性物質で汚染されたものをチャンバ外に持ち出さないシステムとすること、サイクロン装置・バグフィルタ・HEPA フィルタから構成される排気設備を設置することが挙げられる。

(2)労働安全に係る評価

溶融処理システムの労働安全を確保するために必要となる項目について、高温の溶湯及びLPGガス等の可燃性ガスを用いることを念頭に、火災・爆発の防止対策及び異常時の対応について検討した。火災の防止対策として難燃材の使用や断熱処理等が、爆発防止対策として水分除去やガス漏れ検知器の設置等が挙げられる。想定される異常事象として、冷却水停止や冷却水喪失、負圧維持低下等が抽出され、対策として予備系統などを用意することが挙げられる。

3.4.5 他の除染システムとの比較

ブラストによる表面除染システムを検討し、溶融除染システムとコスト比較を実施した。検討では、表面除染が困難なものが 20%存在し、それらは廃棄物として処分することを前提とした。表 3-13 に示したシナリオ 3 において両者を比較した結果を図 3-4 に示す。その結果、表面除染システムの償却費及びユーティリティ費は溶融処理システムより安価になるが人件費は高くなるのが分かった。また、処理対象物が少なく二次廃棄物および除染困難物(複雑形状物等)の処分単価が低い場合は表面除染システムが、処理対象物が多く処分単価が高い場合は溶融処理システムが優位

になることが分かった。

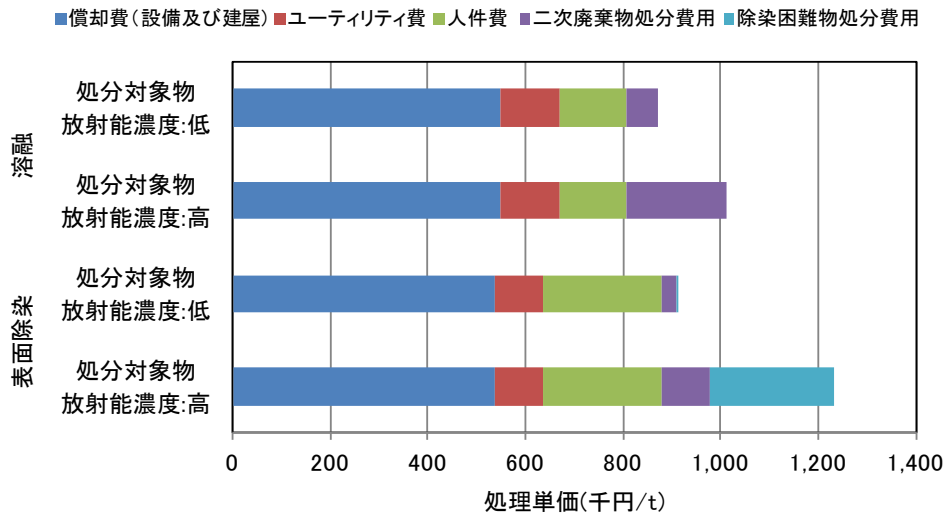


図 3-4 他の除染システムとの比較(シナリオ 3)

4. まとめと今後の課題

4.1 まとめ

模擬試料を用いた確認試験により、除染係数は 10,000 以上であること、得られる金属は均質であること、少量サンプルに分析上の代表性があること、除染効果にスラグ量は影響しないことが分かった。放射性セシウム付着金属廃棄物を用いた確認試験では、熔融処理により金属から付着した放射性セシウムが除染されること、汚染土壌(スラグ)が共存しても除染効果は変化しないことを確認した。模擬試料による実証試験では、規模の違いが除染効果、金属の均質性、少量サンプルの代表性に影響を与えないことを実証した。

熔融除染の実規模システムの検討では、試験結果および文献調査結果に基づき、実規模の熔融処理システムの検討を実施し、処理対象物量 5,000~10,000t を 10 年で処理するとした場合、処理コストが 90~160 万円/t であること、処理対象物量及び二次廃棄物の処分方法・単価で処理コストが大きく変動することが分かった。また、安全に係る評価として放射線防護及び労働安全に係る評価を実施し、作業員の被ばく線量及び労働安全上の注意点を整理した。

これらの結果、熔融除染技術を適用することにより、鉄系の処理対象金属廃棄物中の放射性セシウムを除染できることができ、基本的に処理した金属廃棄物を全て再利用できる可能性を明らかにした。また、処分が必要な廃棄物は処理に伴い発生する二次廃棄物(スラグ、耐火物等)のみであることが分かった。さらに、一定の処理対象物量を確保できれば、合理的な処理方策であることが分かった。

4.2 今後の課題

より競争力のある熔融処理システムを構築するためには、処理後の金属の再利用の促進、経済性に見合った処理対象物量の確保、鉄系以外の金属(アルミニウム、銅等)への熔融除染適用性の確認、再利用まで考慮した分別の効率化などが必要である。