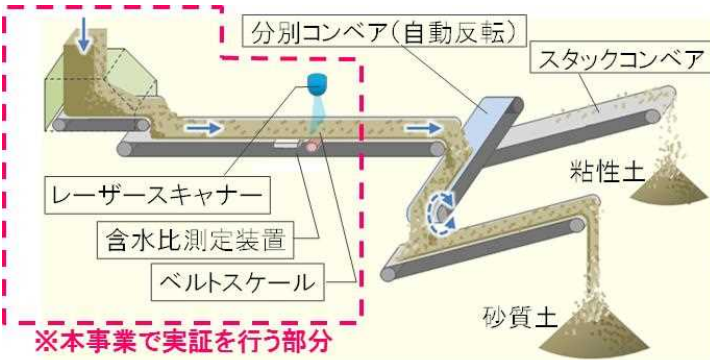


付録 2

個別試験結果と評価詳細

Web 用報告書

実施代表者：株式会社大林組
実証テーマ名：除去土壌の土質判別システムの開発
概要： 中間貯蔵施設において除去土壌を対象に、二次分別処理する前の改質や、土壌を再生資材化する際の改良、減容化処理として考えられている分級処理する場合、砂質土より粘性土の方が処理費用が高い。除去土壌は異なる場所から発生した土壌であるため大型土のう袋ごとに土質が様々であり、先述の処理過程において混ざることになる。土壌を土質ごとに分別せずに全量に対して改質や分級処理等を行う場合と比べて、土壌を土質ごとに分別できれば、処理費用を低減できる。本事業では、ベルトコンベア上を搬送される除去土壌に対し、その土の特性を瞬時に計測し、土質の種類を連続的に判別する技術を実証する。
実施内容： ベルトコンベア上を搬送される土の特性（堆積形状（断面積）、含水比、重量）を計測するシステムを実機コンベアの 1/2 幅のスケールで製作し、計測試験を行う。計測は、土が単一のケース（単一土）と、砂質土と粘性土を交互に流す複数のケース（複数土）とする。その計測結果をもとに、3 つの特性が砂質土系か粘性土系かを判別する指標として妥当かどうかを評価する。
技術概要： 1. 土質判別システム 破袋および一次分別後、ベルトコンベアを流れる土壌の土質をリアルタイムで判別する技術である。
 計測機器と指標 レーザーキャナー: 断面積 [m²] 含水比測定装置: 含水比 [%] ベルトスケール: 乾燥密度 [g/cm³] 図1 受入分別・土質判別のトータルシステムのイメージ
2. 土質を判別するための3つの指標 汎用性の高い装置（レーザーキャナー、含水比測定装置、ベルトスケール）を用いて、土の特性に着目した計測を行い、算出される3つの判別指標（ベルトコンベア上の断面積、含水比、重量（乾燥密度））により土質の種類を判別する。
3. 期待される効果 二次分別のための改質材の抑制によるコスト低減 二次分別のための改質材の抑制に伴う中間貯蔵の対象土量の増加の抑制 再生資材利用のための土質改良材（品質調整）の抑制によるコスト低減 分級処理の効率化およびコスト低減

実証試験の結果： 1. 単一土の計測試験 ・受入・分別処理施設の要求処理能力から割り出した目標速度（0.31m/s）でベルトコンベア上を搬送される土の特性（判別指標）を連続計測可能であることを確認した。 ・試験結果から本試験設備における各判別指標の閾値を検討し、改質不要な砂質土の判別指標は、断面積 0.04m² 以上かつ含水比 40%以下かつ乾燥密度 0.9g/cm³ 以上が適切であると判断した。 2. 複数土の計測試験 ・単一土の計測試験で見出した土質判別方法を複数土の計測試験に適用し、土質の種類を連続判別可能であることを確認した。 ・土の投入方法によっては一袋ごとの境界が不明確となり、データ抽出方法、コンベア速度と投入方法の最適な組合せを検討する必要があることが分かった。 3. 全体評価 ・砂質土系と粘性土系に大別して、土質の種類を判別できることが確認できた。 ・測定に用いた含水比測定装置等の精度が高かったことから、砂質土系、粘性土系の 2 つだけではなく、より詳細な条件で分けられる可能性もあることがわかった。今後、再生資材として土壌に求められる要件が明確になれば、実運用に向けた検討を行いたい。	
減容等の評価： 改質材により増加する中間貯蔵施設の埋立て量は、すべての除去土壌 1,973 万 t に 30kg/t を添加する場合は 59 万 t、提案技術を適用して粘性土 1,063 万 t にのみ 30kg/t を添加する場合は 32 万 t となり、46%を減容できる試算となる。 土質を判別せず分級洗浄を行うと、最も設備負荷の大きい土壌（高粘性土）を想定した運用となる。提案技術により土質を判別して分級洗浄を行えば、処理速度を 4 倍にでき、処理費用を 35%低減、分級処理設備の必要セット数を 33%低減できる試算となる。	
作業員被ばく量評価： 完全無人化を可能とする技術であるため、測定を実施している間の被ばくはない。メンテナンスおよび清掃は 1 日 1 時間程度の作業であり、被ばく線量は低い。	
コスト評価： 1. 土 1m³あたりの土質判別コスト（試算） 48 円 2. 改質材の抑制によるコスト低減（試算） 175 億円 3. 分級処理コストの低減（試算） 437 億円	歩掛り（作業人工、作業速度等）： ・作業員 1 名×1h/日 ・処理能力 140t/h（ベルトコンベア幅 1,200mm の場合）
コスト評価条件： 1. 稼働日数 900 日（3 年間）、処理数量 630,000m³ 2. 改質材の削減量 27 万 t、一般的な改質材（石膏系）単価 68 円/kg 3. 運転時間 8h×7 年、設備処理能力 50m³/h（細粒分含有率 20%）、分級洗浄対象土量 336 万 m³（浄化物の放射能濃度 8,000Bq/kg とした場合）	
作業における安全上の注意： ・原動機および回転軸プーリー等にカバーを設置するとともにロープ式非常停止装置・ボタン式非常停止装置を設置する。 ・清掃およびメンテナンスは主電源を切ってスイッチにロックをかけてから行う。	
試験場所（住所）： 埼玉県川越市	除去物保管場所と保管状況： 該当しない

1. 試験概要

(1) 試験の目的

本試験では、ベルトコンベア上を搬送される土の特性が計測可能であることを確認するとともに、土質判別指標の閾値の検討を行う。また、検討をした土質判別指標により土質を連続判別することが可能かどうか確認することを目的とする。土の判別指標とその考え方を表 1-1 に、土質判別フローのイメージを図 1-1 に示す。

表 1-1 土質の判別指標の考え方

粘性土の特性・傾向		計測する土の特性	判別指標と考え方																								
塊状になりやすい 粘性土 砂質土		堆積形状 (断面積) [m²]	断面積 [m²] 断面積が小さいもの (塊状で空隙が多い) ⇒粘性土に判別																								
細粒分が多く、含水比が高い		含水比 [%]	含水比 [%] 含水比が高いもの ⇒粘性土に判別																								
砂質土より乾燥密度が小さい <table><tr><th>土の種類</th><th>砂質土</th><th>まさ土</th><th>沖積粘土</th><th>関東ローム</th><th>黒ぼく</th></tr><tr><td>含水比 (%)</td><td>10 ~ 30</td><td>5 ~ 20</td><td>50 ~ 80</td><td>80 ~ 150</td><td>30 ~ 270</td></tr><tr><td>湿潤密度 (g/cm³)</td><td>1.6 ~ 2.0</td><td>2.0 ~ 2.3</td><td>1.2 ~ 1.8</td><td>1.2 ~ 1.5</td><td>1.0 ~ 1.2</td></tr><tr><td>乾燥密度 (g/cm³)</td><td>1.2 ~ 1.8</td><td>1.6 ~ 2.2</td><td>0.7 ~ 1.2</td><td>0.5 ~ 0.8</td><td>0.3 ~ 0.9</td></tr></table>		土の種類	砂質土	まさ土	沖積粘土	関東ローム	黒ぼく	含水比 (%)	10 ~ 30	5 ~ 20	50 ~ 80	80 ~ 150	30 ~ 270	湿潤密度 (g/cm ³)	1.6 ~ 2.0	2.0 ~ 2.3	1.2 ~ 1.8	1.2 ~ 1.5	1.0 ~ 1.2	乾燥密度 (g/cm ³)	1.2 ~ 1.8	1.6 ~ 2.2	0.7 ~ 1.2	0.5 ~ 0.8	0.3 ~ 0.9	重量 [kg]	乾燥密度 [g/cm³] 含水比が低いもののうち 乾燥密度が小さいもの ⇒粘性土に判別
土の種類	砂質土	まさ土	沖積粘土	関東ローム	黒ぼく																						
含水比 (%)	10 ~ 30	5 ~ 20	50 ~ 80	80 ~ 150	30 ~ 270																						
湿潤密度 (g/cm ³)	1.6 ~ 2.0	2.0 ~ 2.3	1.2 ~ 1.8	1.2 ~ 1.5	1.0 ~ 1.2																						
乾燥密度 (g/cm ³)	1.2 ~ 1.8	1.6 ~ 2.2	0.7 ~ 1.2	0.5 ~ 0.8	0.3 ~ 0.9																						
(出典：社団法人地盤工学会、2010 年、土質試験 基本と手引き、p.17)																											

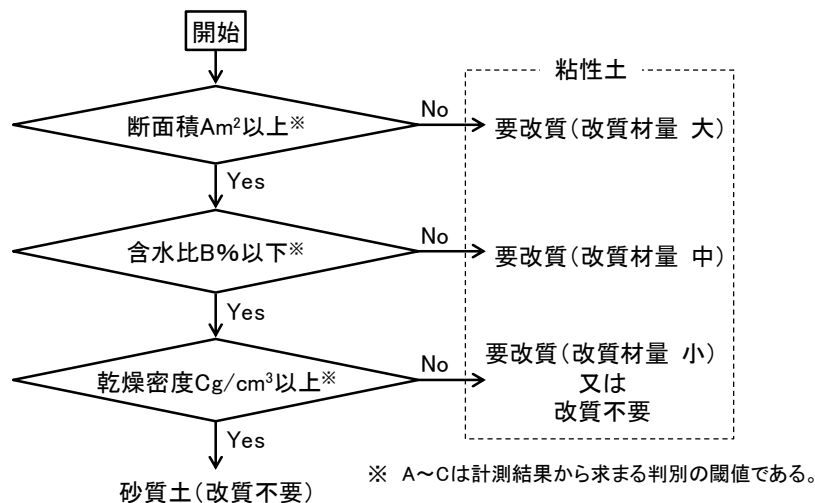


図 1-1 土質判別フローのイメージ

(2) 試験手順と試験装置

本試験の試験フローならびに試験作業フローを図 1-2 に示す。また、試験装置ならびに判別指標を計測するために用いた計測機器を図 1-3 に示す。

ベルトコンベア上を搬送される土の特性（堆積形状（断面積）、含水比、重量）を計測するシステムを実機コンベアの 1/2 スケールで製作し、計測試験を行った。計測試験は、まず単一土を用いて計測可否の確認ならびに各判別指標の閾値の検討を行い、その後、複数土の試験により判別指標の妥当性の検討を行った。

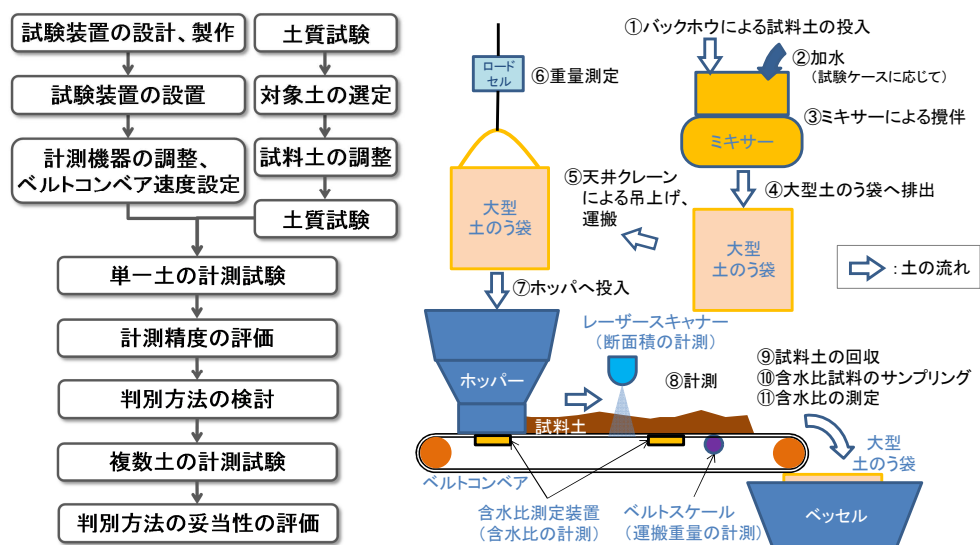


図 1-2 土質判別試験全体の処理フローと試験作業フロー



試験装置全景



ミキサー



レーザースキャナー



含水比測定装置



ベルトスケール

図 1-3 試験装置および計測機器

(3) 試験ケースと対象試料

土質判別試験の試験ケース一覧を表 1-2 に、試験に用いた対象試料の細粒分含有率と含水比の関係を図 1-4 に示す。図中には既往の環境省データ（出典：三菱マテリアル株式会社、2013 年、平成 24 年度除染等の措置の推進に係る除去土壌の基本特性に関する調査業務 平成 25 年 12 月）を併せて示している。試験では砂質土系試料 3 種類、粘性土系試料 3 種類を選定し、土の種類、含水比、ベルトコンベア速度をパラメータとして全 126 回（42 ケース×3 回）実施した。整理のため、対象土は砂質土系を S1、S2、S3、粘性土系を C1、C2、C3 と表し、自然含水比のままの試料は 1、含水比を調整した試料には 2 を末尾に付して表す。複数土の組み合わせは M1、M2 と表す。

表 1-2 試験ケース一覧

土の種類		含水比[%]	ケース番号			
			ベルトコンベア速度[m/sec]			
			0.40	0.31	0.22	
単 土 の 計 測	砂質土系	S1 山砂(川越)	S11 自然含水比	S11-1	S11-2	S11-3
			S12 含水比調整	S12-1	S12-2	S12-3
		S2 砂(福島)	S21 自然含水比	S21-1	S21-2	S21-3
			S22 含水比調整	S22-1	S22-2	S22-3
		S3 珪砂 +トチクレイ	S31 自然含水比	S31-1	S31-2	S31-3
			S32 含水比調整	S32-1	S32-2	S32-3
	粘性土系	C1 赤土(新潟)	C11 自然含水比	C11-1	C11-2	C11-3
			C12 含水比調整	C12-1	C12-2	C12-3
		C2 黒土(川越)	C21 自然含水比	C21-1	C21-2	C21-3
			C22 含水比調整	C22-1	C22-2	C22-3
		C3 黒土(福島)	C31 自然含水比	C31-1	C31-2	C31-3
			C32 含水比調整	C32-1	C32-2	C32-3
複 数 土 の 計 測	砂質土系S11 ↓ 粘性土系C11 ↓ 砂質土系S11		自然含水比	M1-1	M1-2	M1-3
	粘性土系C21 ↓ 砂質土系S21 ↓ 粘性土系C21					
			自然含水比	M2-1	M2-2	M2-3

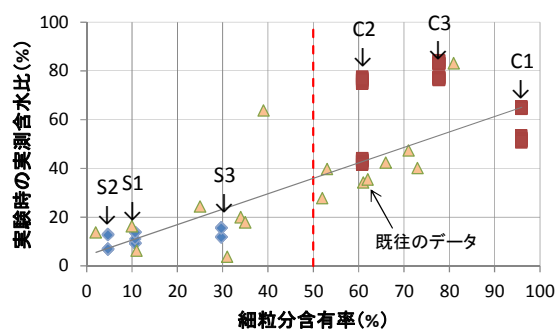


図 1-4 細粒分含有率と含水比の関係

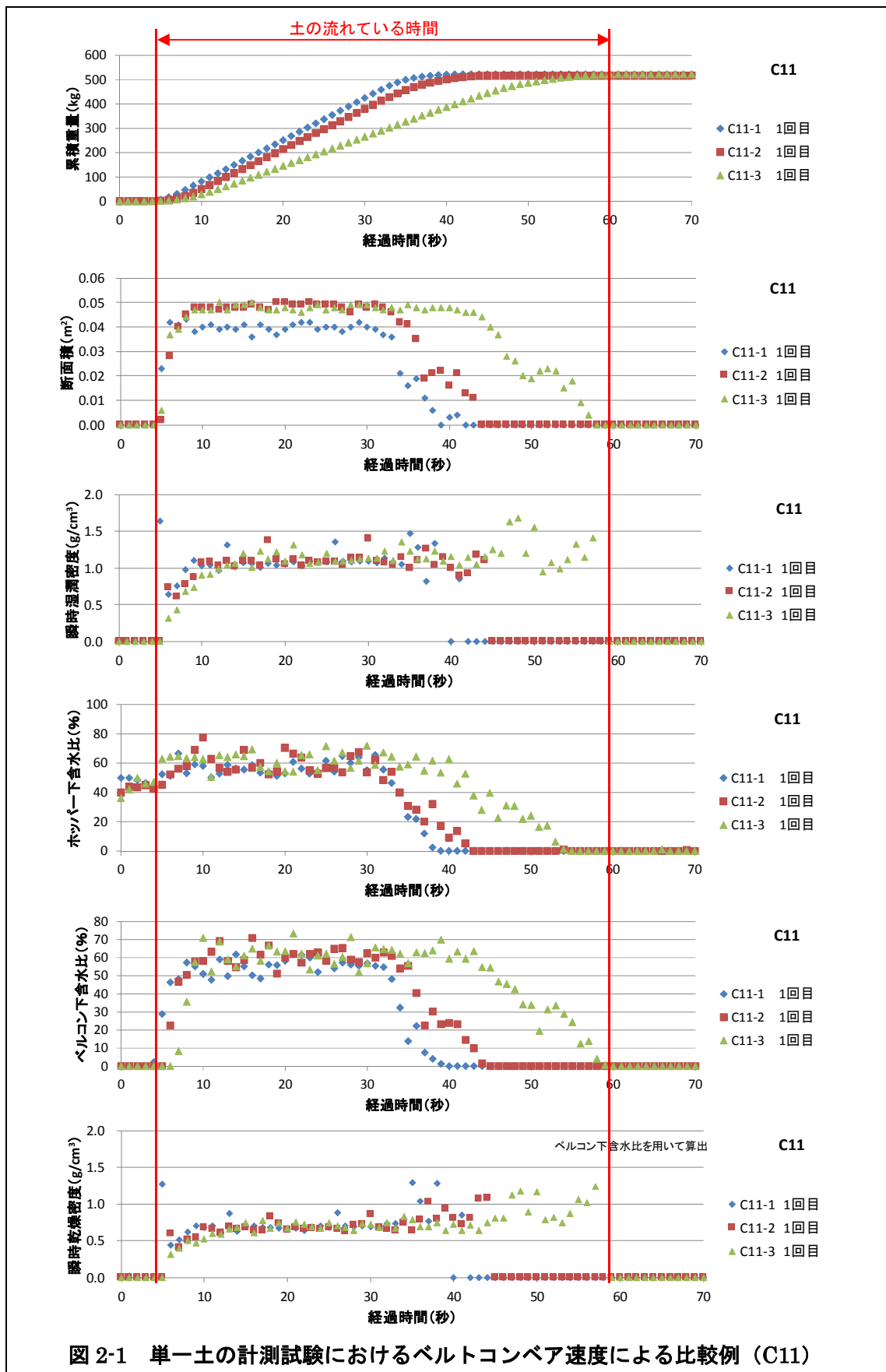
※各ケース 3 回実施

2. 試験結果

(1) 単一土の試験結果

単一土試験結果の一例を図 2-1 に、試験時の土砂の流れる状況を図 2-2 に示す。以下に単一土の試験により得られた結果を示す。

- ・レーザースキャナー、ベルトスケール、含水比測定装置ともに 1 秒間隔のデータ取得が可能であることが確認できた。目標としたベルトコンベア速度 (0.31m/s) よりも速い速度 (0.4m/s) においても計測可能であることがわかった。
- ・データには若干のバラつきがあるため、評価する際には、瞬時値ではなく平均値 (10 秒程度以上) で評価する必要があると考えられる。
- ・レーザースキャナーによる計測データより、土砂の性状により断面積に大きな差異があることがわかった。
- ・粘性土系試料、特に加水調整を行った C12、C32 については搬出時に試料を押し込む等が必要であったため、掻き出し装置あるいはホッパー形状の検討が今後必要であると考ええる。



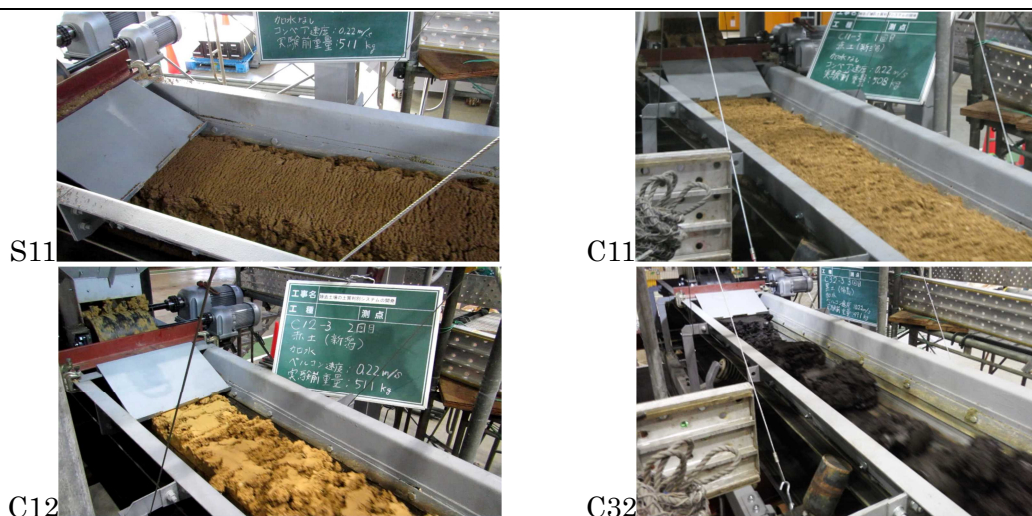


図 2-2 単一土の計測試験時の状況

(2) 計測精度の評価

①ベルトコンベア速度の違いによる評価

ベルトコンベア速度と断面積の関係を図 2-3 に、含水比との関係を図 2-4 に示す。粘性が高い C12、C32 試料では、断面積、含水比ともに、ベルトコンベア速度の増加に伴い、値が低下する傾向がみられた。これは試料土の、不均質、不連続に起因するものと考えられる。一方、それ以外の試料では、ベルトコンベアの速度によらずほぼ一定の値を示しており、ベルトコンベア速度が最も早い 0.4m/s においても測定装置による含水比の計測が可能であることがわかった。

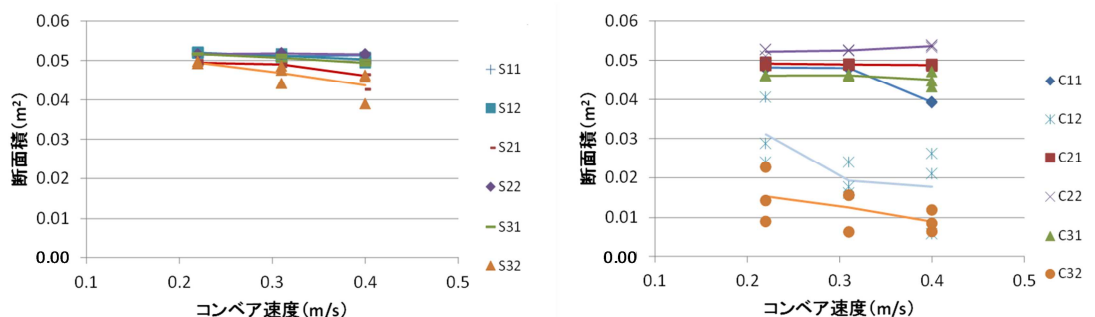


図 2-3 ベルトコンベア速度と断面積の関係

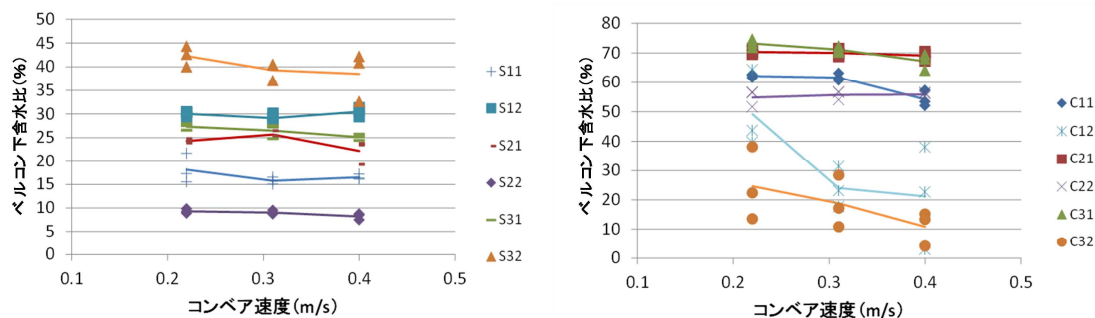


図 2-4 ベルトコンベア速度と含水比の関係

②含水比の計測精度の評価

図 2-5 より、ホッパー下、ベルコン下ともにほぼ同様の含水比測定結果が得られており、ベルコン下における含水比計測でも問題ないことが確認できた。

図 2-6 より粘性の高い C12、C32 試料を除いて、概ね良好な計測結果が得られていることがわかる。しかし、いずれの測定位置においても、含水比の小さい砂質土系試料において誤差が大きくなる傾向がみられるため、校正係数について再検討を行った。図 2-7 に実測含水比と単一土の計測試験で得られた計数比率 R_m の関係を示す。図中には赤線で当初設定を行った校正係数を併せて示す。粘性の高い C12、C32 試料を除いて、対数近似曲線により、よく表すことができることがわかった。

新しい校正係数を用いて算出を行った補正後ベルコン下測定装置による計測結果と実測含水比の関係を図 2-8 に示す。新たな校正係数を用いることにより、含水比の低い領域において実測含水比と整合がとれていることがわかる。判別方法の検討ならびに複数土の計測試験については補正後の含水比を用いて行った。

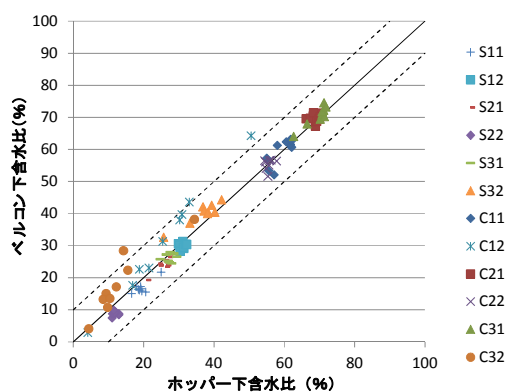


図 2-5 計測箇所の違いによる比較

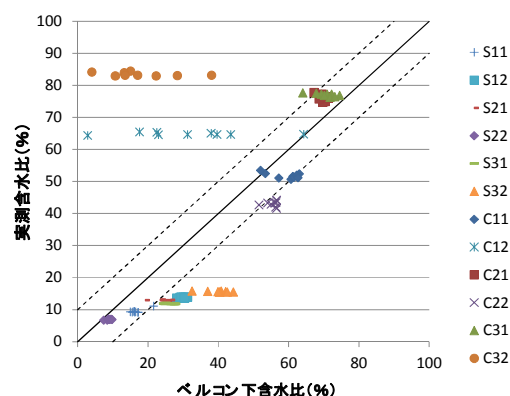


図 2-6 計測値と実測値の関係

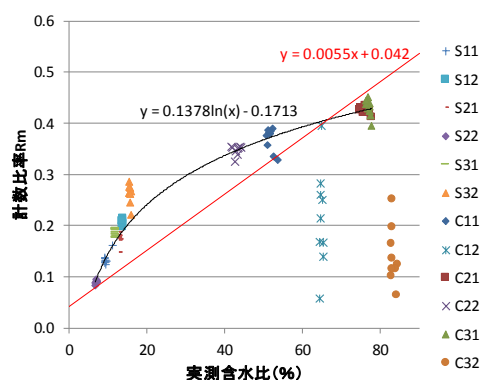


図 2-7 含水比と計数比率の関係

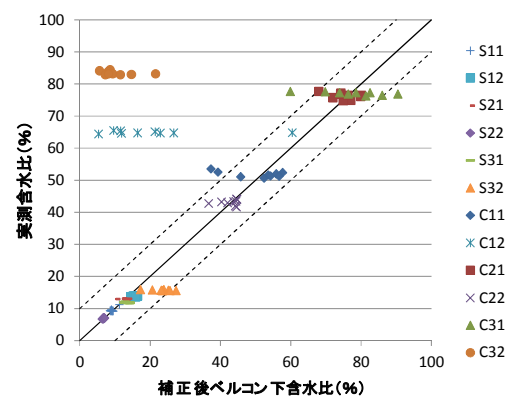


図 2-8 補正後計測値と実測値の関係

(3) 判別指標の検討

①断面積による判別指標の検討

図 2-9 にベルコン下含水比測定装置による計測含水比と断面積の関係を示す。粘性が高い C12、C32 試料では、断面積が小さく、かつ、含水比も小さくなる傾向が得られた。これは、ベルトコンベア上を流れる土砂が不均質、不連続であったため、

その影響が含水比の測定結果にも現れたと考えられる。一方、それ以外の試料では含水比に依らず概ね 0.04m^2 以上の断面積が得られていることがわかる。また、断面積 0.04m^2 以上の範囲では、断面積の違いによる含水比の低下は概ね 10%以内であるといえる。これらの結果より、判別指標のひとつとなる断面積の閾値として、 0.04m^2 を用いることとした。

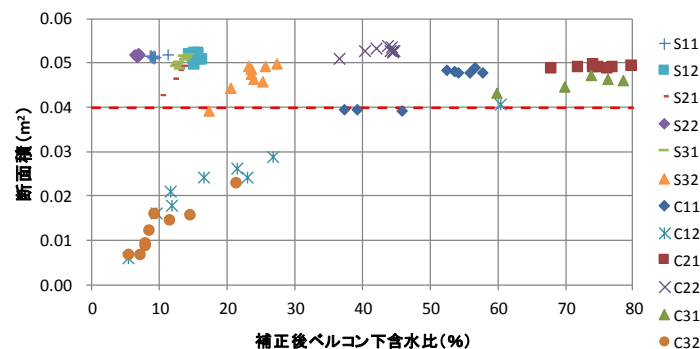


図 2-9 補正後ベルコン下計測含水比と断面積の関係

②含水比による判別指標の検討

図 2-10 に今回対象とした試料の細粒分含有率と含水比の関係を示す。また、図中には既往の環境省データを併せて示している。グラフより砂質土と粘性土の分類の目安となる細粒分含有率 50%に相当する含水比はおおよそ 40%であり、判別指標のひとつとなる含水比の閾値として 40%を用いることとした。

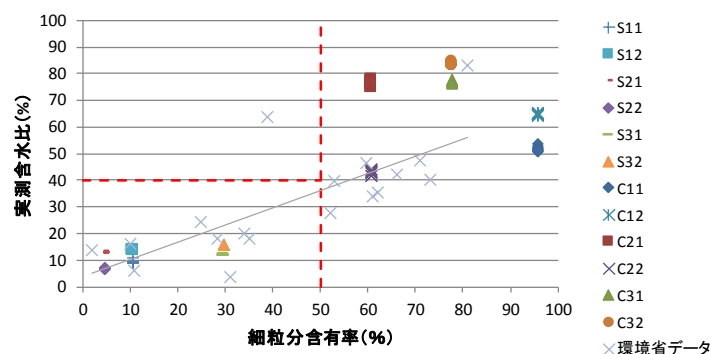


図 2-10 細粒分含有率と実測含水比の関係

③乾燥密度による判別指標の検討

図 2-11 にベルコン下に設置した含水比計測装置により得られた含水比を用いて算出した乾燥密度と細粒分含有率の関係を示す。断面積の計測結果にバラつきが多くみられた C12、C32 の結果については除外している。細粒分含有率が大きくなるに従い、乾燥密度が低下する傾向が見られる。グラフより細粒分含有率 50%に相当する乾燥密度はおおよそ $0.9\text{g}/\text{cm}^3$ であり、今回対象とした試料を分類できることがわかる。これらの結果から、判別指標のひとつとなる乾燥密度の閾値として $0.9\text{g}/\text{cm}^3$ を用いることとした。

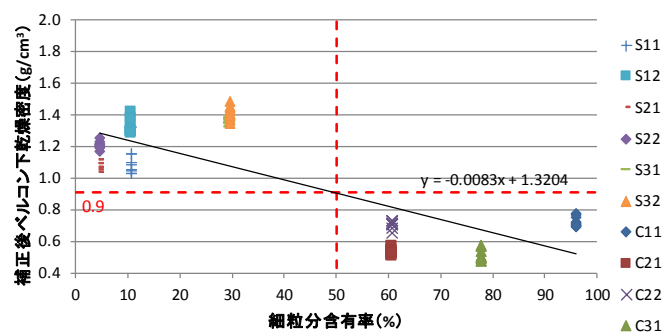


図 2-11 細粒分含有率と乾燥密度の関係

④判別指標のまとめ

単一土の試験より得られた判別指標と判別フローを図 2-12 に、含水比と乾燥密度の関係に今回実施した単一土の試験結果をプロットしたものを図 2-13 に示す。判別指標を用いることにより、土質の種類を判別可能であることが確認された。

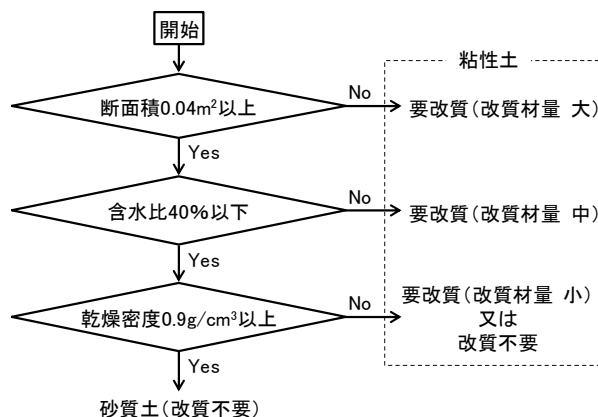


図 2-12 土質判別フロー案

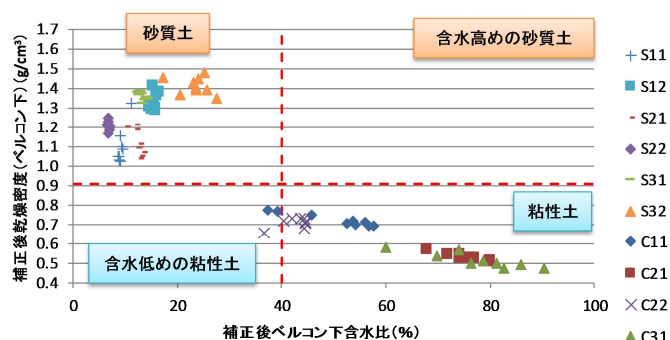


図 2-13 単一土試験の判別結果

(3) 複数土の試験結果

- 複数土の計測試験により、検討した土質判別方法によって土質を連続判別可能であることを確認した (図 2-14)。
- 複数土の計測試験ではホッパーに投入した土が混ざることが考えられたため、3つの投入方法を用いた。投入方法①はすべての土を事前に投入し、投入方法②は最初の

土が少なくなった時点で次を投入し、投入方法③は最初の土が完全になくなった時点で次を投入した。計測データ上での各試料土の境界は、投入方法①が不明、投入方法②がやや不明確、投入方法③が明確となった。投入方法③は各試料土の間にブランクを設けるために他と比べて計測作業の所要時間が長くなるが、データ抽出が容易であり、ベルトコンベア速度を早くすることで他と同等の時間で処理できることがわかった（図 2-15）。投入方法によりデータ抽出方法の検討が必要であり、ベルトコンベア速度と投入方法の最適な組合せを今後検討していく必要がある。

- 投入方法①では、試験開始後に、土砂がホッパーから排出されない状況が確認された。これは棚吊効果により土砂が落ちなかったためと考えられ、大量の土砂をホッパーにストックさせる場合には同様な状態が生じる可能性がある。

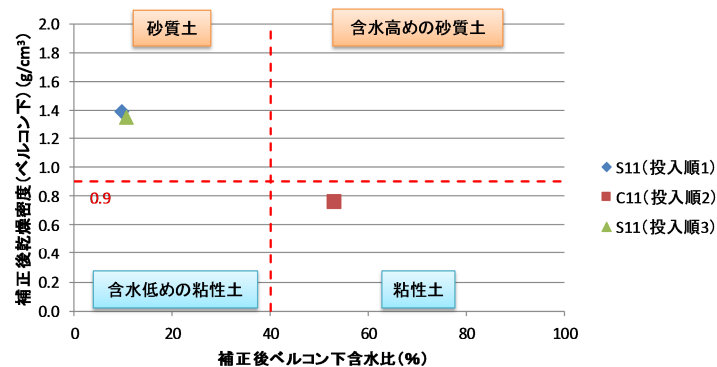


図 2-14 M1-1 ケースの判別結果の例(ベルトコンベア速度 0.4m/s 投入方法③)

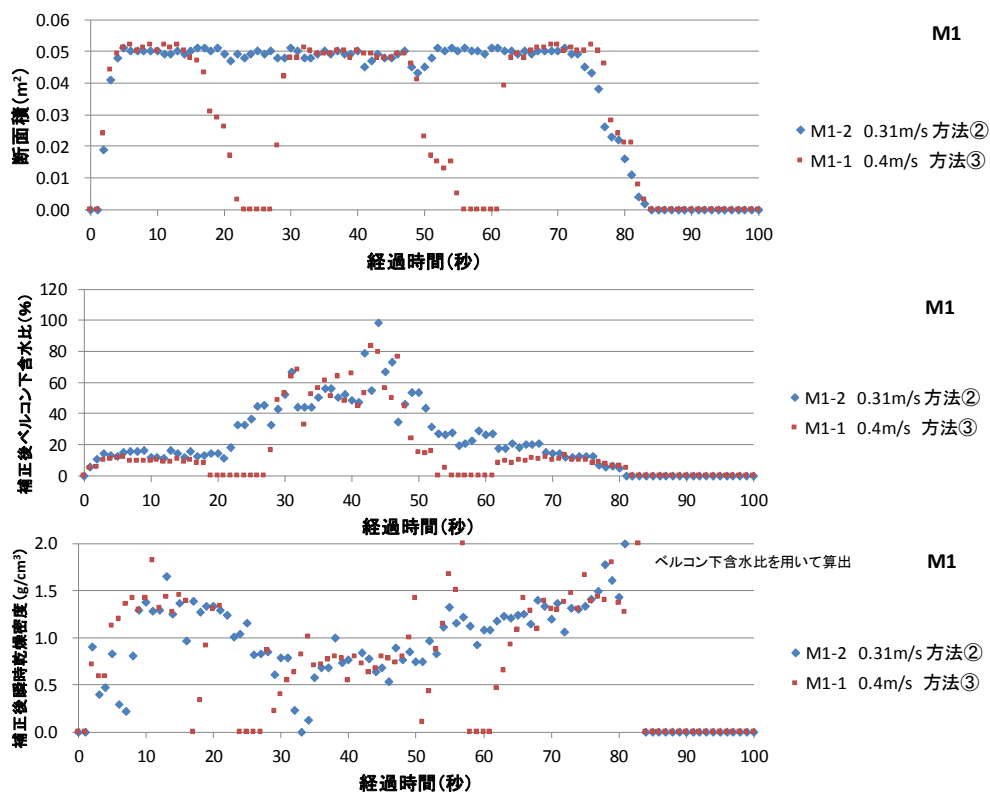


図 2-15 投入方法とベルトコンベア速度の組合せによる計測時間の比較結果の例

3. まとめと今後の課題

(1) 試験から得られた成果

- ・ 単一土の計測試験では、目標とした速度でベルトコンベア上を搬送される土の特性（判別指標）を連続計測可能であることを確認し、本試験設備における各指標の閾値を検討し、改質不要な砂質土の判別指標は、断面積 0.04m^2 以上、含水比 40% 以下および乾燥密度 0.9g/cm^3 以上が適切であると判断した。
- ・ 複数土の計測試験では、単一土の計測試験で見出した土質判別方法を複数土の計測試験に適用し、土質の種類を連続判別可能であることを確認した。また、土の投入方法によっては一袋ごとの境界が不明確となり、データ抽出方法、コンベア速度と投入方法の最適な組合せを検討する必要があることが分かった。
- ・ 試験全体を通して、砂質土系と粘性土系とに大別して土質の種類を判別できることが確認できた。また、測定に用いた含水比測定装置等の精度が高かったことから、砂質土系、粘性土系の 2 つだけではなく、より詳細な条件で土砂を分けられる可能性もあることがわかった。

(2) 試験結果の評価

- ・ 計測の精度が高く、再生利用可能な土を含水比から判別することや、判別結果から配合して盛土材料としての品質調整を行う等の活用が考えられる。
- ・ 判別結果から粘性土にのみ改質剤を添加することができれば、改質材を 27 万 t 削減でき、コストを 175 億円を低減できる試算となる（改質材単価 68 円/kg）。
- ・ 3 年間（900 日）稼働、処理数量 63 万 m^3 と仮定した場合、土質判別コストは除去土壌 1m^3 あたり 48 円と試算した。
- ・ 完全無人化を可能とする技術であり、測定を実施している間の作業員被ばくはない。メンテナンスおよび清掃は 1 日 1 時間程度の作業であり、被ばく線量は低い。
- ・ 通常のベルトコンベア使用時の安全対策と同様に、原動機および回転軸プーリー等のカバーおよび非常停止装置を設置して、作業安全を確保する。

(3) 実適用へ向けた課題

- ・ 粘性の高い土砂も容易に排出できるように、ホッパーの形状ならびにホッパーへの投入方法の改良を行うとともに、要求される処理能力に応じたベルトコンベア速度とホッパーへの投入方法の最適な組合せの設計が必要である。
- ・ 実際の設備はベルトコンベア幅が 2 倍（1,200mm）となるため、断面積や乾燥密度が異なる可能性がある。実適用に際しては実規模設備による各指標のキャリブレーション、除去土壌に関する土質データの拡充、含水比と細粒分含有率の関係式、乾燥密度と細粒分含有率の関係式および判別指標の検討を行う。その際、除去土壌に多く含まれると考えられる可燃物（有機物）の影響を考慮する。

(4) 今後の展望

- ・ 土砂の判別結果に応じて、改良材の添加量を制御するシステムおよび土砂を分配するシステムの構築を行いたい。
- ・ 再生資材として土砂に求められる要件が明確になれば、実運用に向けた検討を行いたい。

実施代表者：大成建設株式会社

実証テーマ名：アルカリ洗浄による粘土鉱物溶解および分級による除染土壤の減容化

概要：

除染土壤をアルカリ溶液で洗浄することで、放射性 Cs が吸着した粘土鉱物や腐植質を土粒子から離脱させ、さらに適切な粒度で分級することにより、土壤から放射能濃度の高い部分を除去し、放射能濃度の低い土壤を回収する除染土壤の減容化技術の有効性を検証する。

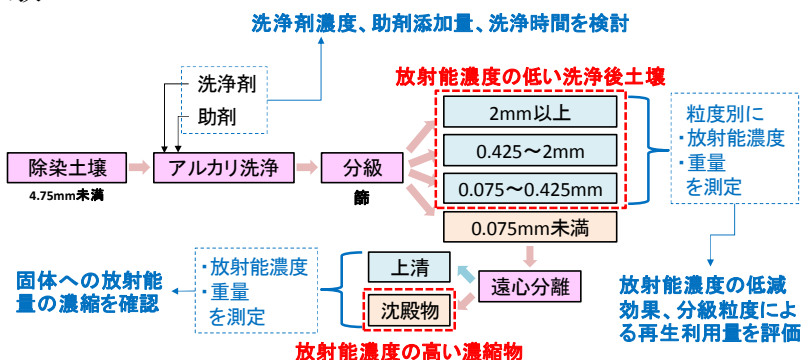
実施内容：

- ・性状の異なる土壤を採取し、土壤の放射能濃度、粒度分布、等の初期性状を調査する。
- ・室内試験にて、アルカリ溶液による洗浄の条件検討を4種の土壤に対して行い、洗浄後土壤の放射能濃度低減に効果的な、洗浄条件、土壤種の組み合わせを選定する。
- ・小型の土壤洗浄プラントを用い、室内試験にて選定した条件にて、アルカリ洗浄、分級による除染土壤の減容化技術の有効性を実証するとともに、実機を想定した場合の再生利用量、コストおよび被ばく量の評価を実施する。

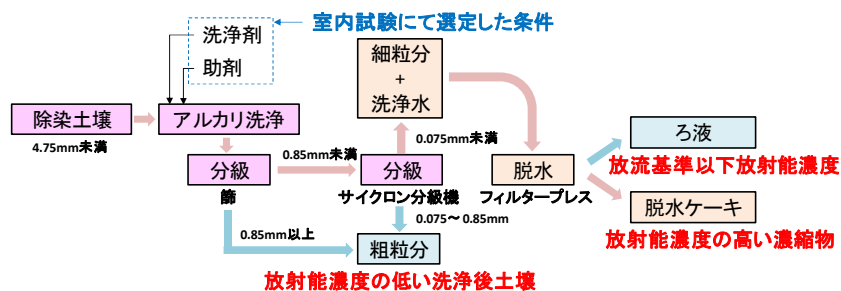
技術概要：

【試験フロー】

1. 室内試験のフロー



2. 実証試験のフロー



【試験目標】

1. アルカリ洗浄、分級に適した洗浄剤、助剤の選定
2. アルカリ洗浄の適用可能な土壤種の把握
3. 再生利用にかなう放射能濃度（8,000Bq/kg-dry）以下の処理土壤の回収

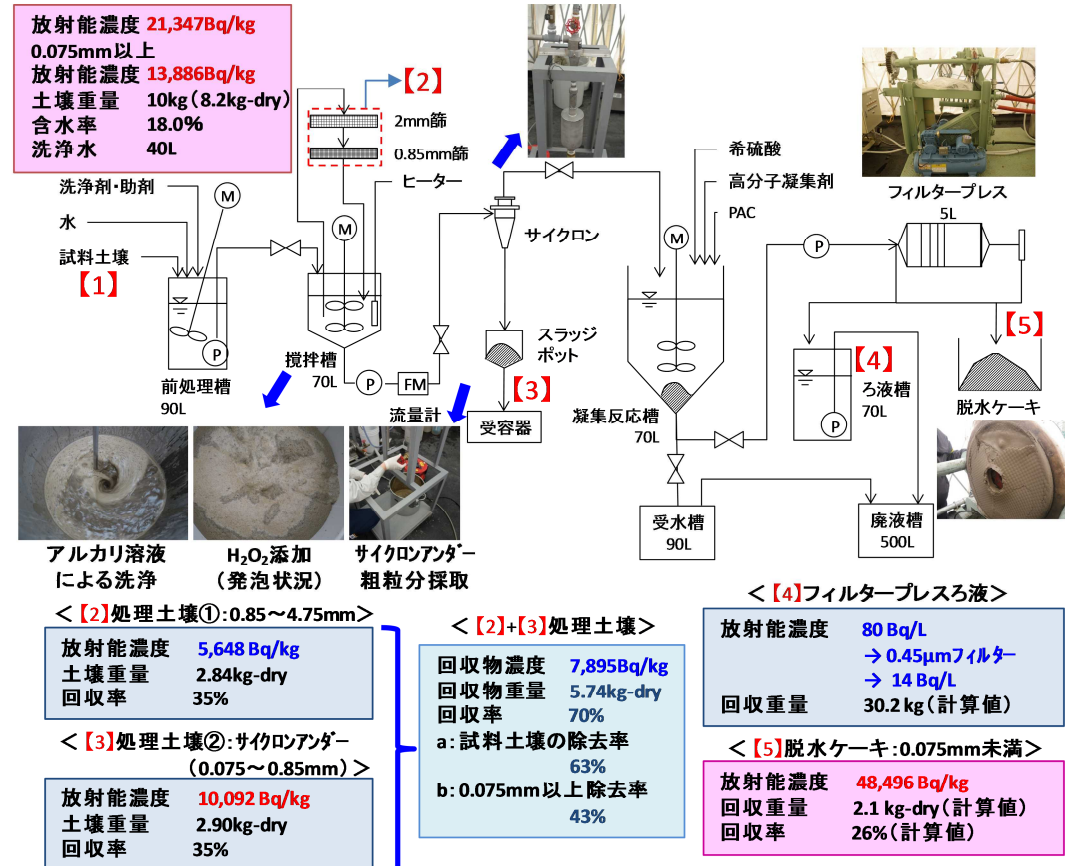
【期待される成果】

1. 除染土壤の減容化技術の確立
2. 中間貯蔵施設等に設置する土壤洗浄プラントの提案

実証試験の結果：

土壌 B、KOH 濃度 0.1M/L、助剤（H₂O₂）添加率 10mg/g-強熱減量、洗浄時間 20 分

<【1】プラントへの投入土壌：4.75mm未満>



実証試験設備のフロー図と結果

減容等の評価：

再生利用可能な土壌の放射能濃度を 8,000Bq/kg-dry とすると、土壌種によっては、室内試験では原土重量の 70%以上、実証試験では 61～70%を再生利用可能な土壌として回収できた。実証試験で採用した分級システムを改善することによって、土壌の再生利用可能量は 70%と見積もる。

作業員被ばく量測定結果：

作業場所平均空間線量率 実証試験実施前：0.64μSv/h、実施中：0.48μSv/h
(養生により低減)

設備撤去後：0.59μSv/h

作業員最大総被ばく量 47μSv (作業期間 32 日間の累計)

実機コスト評価：

処理単価 6,870 円/t

歩掛り（作業人工、作業速度）：

作業人工：0.04 人工/t、作業速度：64t/h

コスト評価条件：処理対象土壌 200 万 m³、処理期間 10 年間、土壌処理量 40m³/h クラスの設備を 2 ライン建設

作業における安全上の注意：試料土壌の前処理、実証試験設備の運転時には、マスク、手袋、保護眼鏡、保護帽を着用し、作業を行った。

試験場所（住所）：福島県相馬郡飯舘村飯樋大西 1-6

除去物保管場所と保管状況：処理後土壌については、フレコンバックに入れ、飯舘村内の仮置き場に保管。排水については、除染現場にある水処理施設にて処理。

1. 実証試験の背景と目的

(1) 背景（土壤中の放射性 Cs の存在形態）

除染土壤中の放射性 Cs は、図 1-1 に示すように土壤中に存在する負電荷を持つ有機・無機粒子に吸着しており、固定態とイオン交換態に分類される。

固定態として吸着している部位は、特に雲母などの粘土鉱物の末端部分であるフレイドエッジサイトと言われている。一方、イオン交換態としての吸着は、土壤中の腐植質（植物が分解した有機物）が持つカルボキシル基（ $-\text{COOH}$ ）等、官能基とのイオン結合である。

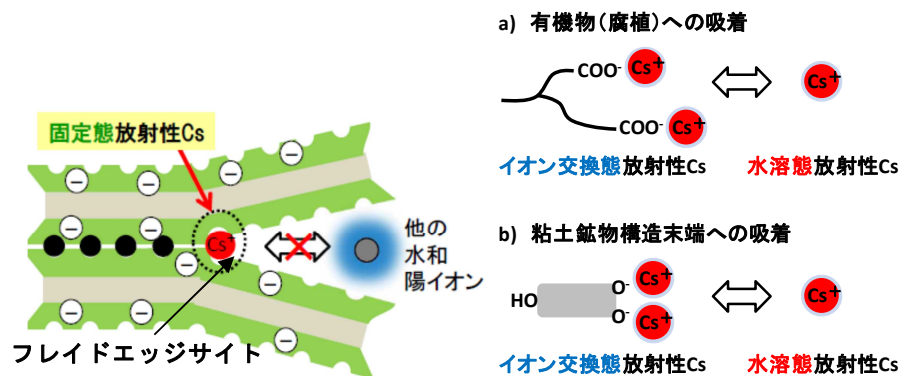


図 1-1 土壤中における放射性 Cs の存在形態

フレイドエッジサイトを含有する粘土鉱物の構成元素である Al や Si はアルカリ可溶性であるため、粘土鉱物を溶解してフレイドエッジサイトに吸着した放射性 Cs を粘土鉱物ごと土粒子から分離する効果が考えられる。

また、腐植質は土壤中で Al や Fe などの金属原子と配位結合により安定した錯体となり、かつ負の電荷を持つ土壌鉱物と金属原子との架橋によって吸着していると考えられている。腐植質を含む土壌を pH13 程度の強アルカリ環境に暴露すると、錯体金属の Al、腐植質と土壌鉱物を架橋していた Al がアルミン酸イオン($\text{Al}(\text{OH}_4)^-$)として溶解し、結果として腐植質である腐植酸およびフルボ酸が土壌鉱物から離脱するとともに、低分子化する。また、土壌鉱物から離脱した腐植質は金属塩等と結合することで不溶化し、微粒子として析出する可能性もある。

本技術は、このようなメカニズムに基づいて、放射性 Cs を含む土壌をアルカリで洗浄し、放射性 Cs の固定態である粘土鉱物、ならびにイオン交換態である腐植質を土壌鉱物から離脱、分離し、土壌の放射能濃度を低減する方法である。

(2) 目的

既往の分級処理は土壌をその粒度で分けるのみであるため、放射能の除去率は除染土壌の粒度分布に依存する。また既往の化学処理は強酸により土壌中の放射性 Cs を溶液中に溶解させるため、溶解した放射性 Cs の吸着、回収工程が必要であり、実機の機器メンテナンス費用が多くなる欠点がある。

これらに対して本提案技術は土壌をアルカリ溶液で洗浄することで、放射性 Cs が吸着した部位を離脱させ、適切な粒度で分級することにより、土壌の放射能濃度を低減させるものである（図 1-2）。

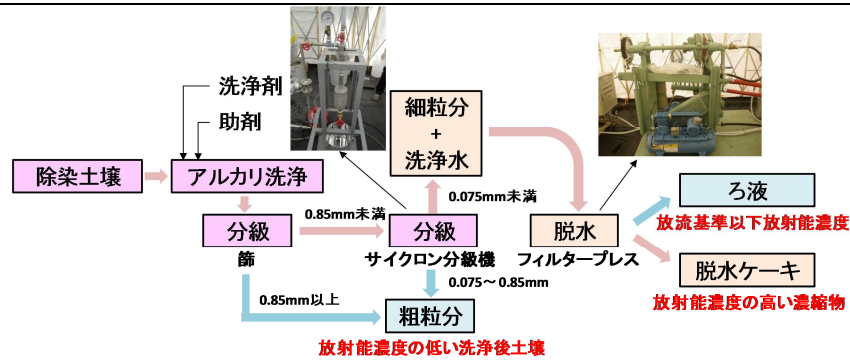


図 1-2 アルカリ洗浄、分級による除染土壌の減容化方法の概要

本事業では、適用性の高い土壌性状および有効な洗浄条件を明確にするとともに、実機を想定した場合の処理コストおよび安全性の評価を行うことを目的とする。

2. 成果目標

本技術の適用可能な土壌性状を把握すると共に、放射性 Cs の除去効果の高い最適条件を明確にする。また、本試験では 8,000Bq/kg-dry 以下を土壌の再生利用にかなう放射能濃度の判断基準として、適切な分級点を把握することにより本技術の減容効果を明確にする。

3. 試験の内容

本試験においては、以下の内容を実施した。

- ・除染現場からの性状の異なる土壌の採取
- ・採取した土壌の放射能濃度、粒度分布、等の初期性状の測定
- ・初期性状の測定済み土壌を使用した、アルカリ溶液による洗浄室内試験の実施
- ・洗浄後土壌の放射能濃度低減に効果的な、洗浄条件、土壌種の組み合わせの検討
- ・小型の土壌洗浄プラントを用いた、アルカリ洗浄、分級による除染土壌の減容化技術の実証試験

(1) 試験の実施場所

室内試験および実証試験は、平成 26 年度飯館村除染等工事（その 1、その 2）作業所（福島県相馬郡飯館村飯樋大西 1-6；図 3-1 参照）において実施した。



図 3-1 試験実施場所

(2) 試料の準備

① 試料土壌の採取場所

試料土壌は、飯舘村内にて地表面の空間線量率が高かったスポーツ公園内の野球場（土壌 A）、グラウンド（土壌 B）、小宮地区の水田畔（土壌 C）の 3 か所、また仮置き場の大型土のう袋内の水田土壌（土壌 D）から採取した（図 3-1）。

② 試料土壌の前処理

採取した土壌は土のう袋に入れて試験室へ持ち帰り、プラ舟に広げて風乾した。風乾後の土壌は、目開き 4.75mm の篩で団粒を解砕しながら篩い、篩を通った土壌を試験に使用する試料土壌とした。

③ 試料土壌の分析

前処理後の試料土壌からランダムに 150g ずつ採取し、室内試験用の試料とした。室内試験用の試料は、放射能濃度、含水率、強熱減量、重金属溶出量の測定のほか、試料土壌を KOH1.0M/L 溶液にけん濁した上清の、292nm の吸光度を測定した。さらに目開き 2、0.85、0.425、0.25、0.106、0.075mm の篩で水を用いた湿式分級を行い、各粒度別分画の重量、含水率、放射能濃度、強熱減量を測定した。

④ 試料土壌の初期性状

(ア) 試料土壌の性状

試料土壌の性状を表 3-1 に、粒度分布を図 3-2 に示す。

表 3-1 試料土壌の性状

土壌		A	B	C	D
放射能濃度 (Bq/kg-dry)	a: 試料土壌	25,092	21,347	22,644	5,201
	b: 0.075mm 以上	10,260	13,886	19,921	3,956
強熱減量(%)		2.3	8.4	9.2	15.0
292nm 吸光度		0.24	0.75	0.90	1.34

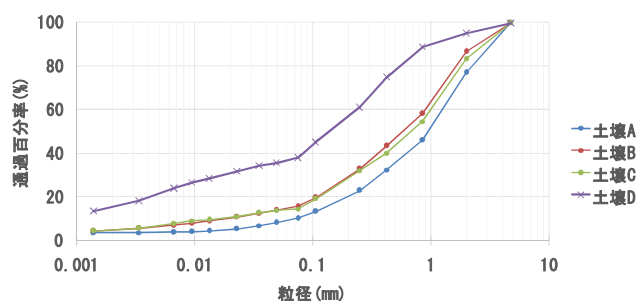


図 3-2 土壌 A、B、C、D 粒度分布

表 3-1 に示すように、土壌の有機物量に関する強熱減量は、土壌 A と比較して、土壌 B、C、D が高く、292nm の吸光度も土壌 B、C、D では相対的に多かった。土壌 B、C では土壌中に植物の根等も多く観察されており、また 292nm の吸光度は腐植質中のリグニン含有量が多いと高くなるため、相対的に土壌 A は腐植質等の有機物含有量が少なく、B、C、D は多い土壌であると言える。また、図 3-2 に示すように、粒度分布は、A、B、C いずれも砂分が多く、土壌 D は細粒分が多い土壌であった。

(イ) 試料土壌の粒度別放射能濃度

土壌 A、B、C について、試料土壌の放射エネルギーを 100%としたときの、各粒度における放射エネルギー存在比率と強熱減量を図 3-3 に示す。

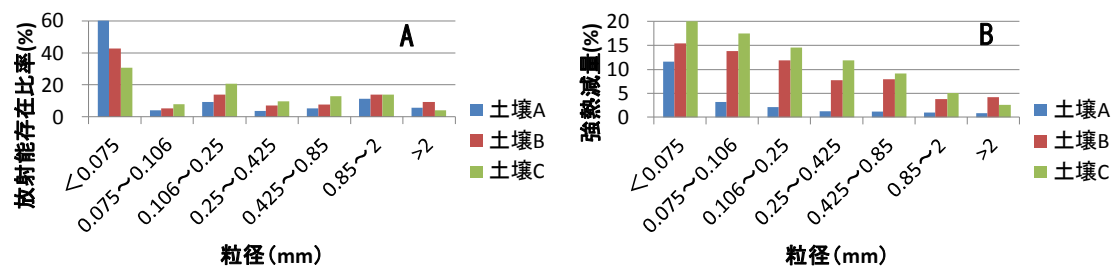


図 3-3 土壌 A、B、C 粒度別放射エネルギー存在比率 (A) および粒度別強熱減量 (B)

土壌 A では、0.075mm 未満の細粒分に放射エネルギーの 60%が存在していた。また、土壌 A と比較して土壌 B、C は放射エネルギーが広い粒度の範囲で分布していた。強熱減量は、土壌 A は 0.075mm 未満の細粒分に集中し、土壌 B、C では放射エネルギー分布と同様に粒度の広い範囲で、0.075mm 以上にも分布していた。以上の結果より、0.075mm 以上の強熱減量も大きく、放射エネルギーも広く分布する土壌 B、C では、放射性 Cs は腐植質をはじめとする有機物への吸着量が多い可能性がある。

4. 試験結果

(1) 室内試験結果

① 試験の概要と結果

4 種の土壌を各種洗浄条件にて洗浄し、目開き 2mm、0.425mm、0.075mm の篩で分級した (図 4-1)。

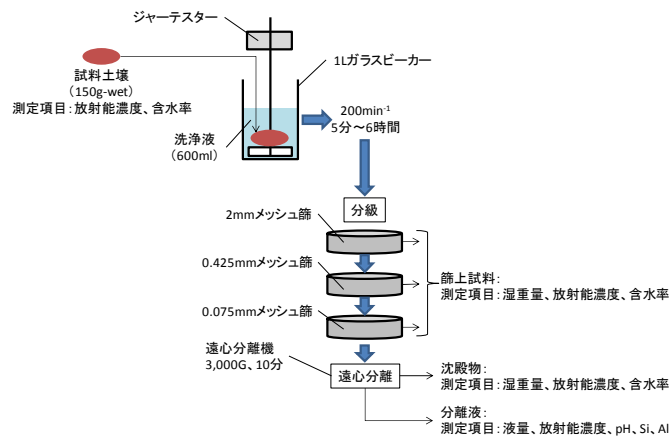


図 4-1 室内試験概要

分級後の各画分の除去率、回収率および放射能濃度を表 4-1 に示す。なお、表中の青の網掛け部分は放射能濃度 8,000Bq/kg-dry 以下となった部分である。

また、除去率、回収率の計算は以下の式にて算出した。

$$\text{除去率} = (\text{洗浄前土壌放射能濃度} - \text{洗浄後土壌放射能濃度}) / \text{洗浄前土壌放射能濃度}$$

$$\text{回収率} = \text{洗浄後土壌重量} / \text{洗浄前土壌重量}$$

表 4-1 室内試験結果一覧、粒度別回収率、放射能濃度

No.	試料 土壌	洗浄剤		助剤		洗浄 時間	原土放射 能濃度 (Bq/kg-dry)	分級点										
		薬剤	濃度 (M/L)	薬剤	添加量 (mg/g・強 熱減量)			2mm以上			0.425mm以上			0.075mm以上				
								除去率 (%)	回収率 (%)	放射能 濃度 (Bq/kg-dry)	除去率 (%)	回収率 (%)	放射能 濃度 (Bq/kg-dry)	除去率 (%)	回収率 (%)	放射能 濃度 (Bq/kg-dry)		
1	A	水	-	-	-	5min	25,116	74	19	6,543	65	63	8,704	49	89	12,750		
2						1h	26,066	74	18	6,754	66	64	8,735	51	90	12,709		
3						6h	25,037	71	22	7,164	67	66	8,328	55	88	11,310		
4						5min	24,868	75	18	6,201	63	66	9,191	51	89	12,181		
5		KOH	0.5	-	-	1h	25,376	78	16	5,520	70	65	7,667	58	87	10,768		
6						6h	25,478	71	21	7,510	67	61	8,364	55	86	11,566		
7						5min	24,788	73	21	6,667	65	64	8,790	50	87	12,482		
8						1h	24,461	75	20	6,135	67	67	8,093	54	88	11,352		
9			1	-	-	6h	25,501	72	22	7,036	69	65	8,012	57	88	10,853		
10						5min	24,472	70	21	7,250	66	60	8,216	46	91	13,192		
11						1h	25,885	75	25	6,444	70	59	7,812	56	88	11,433		
12						6h	25,003	71	23	7,227	69	62	7,805	58	87	10,588		
13			0.5	H ₂ O ₂		10	23,895	73	23	6,527	67	64	7,766	55	88	10,754		
14						50	25,478	68	20	8,117	62	69	9,559	52	89	12,338		
15						100	25,546	72	21	7,095	65	66	8,958	54	87	11,794		
16						150	24,438	75	20	6,208	68	66	7,787	58	86	10,302		
17		NaOH	1	-	-	1h	25,342	70	21	7,691	67	64	8,259	56	88	11,087		
18		HCl					25,376	76	22	6,206	68	70	8,015	55	89	11,379		
19		シュウ酸					25,297	76	24	6,103	69	66	7,758	58	89	10,564		
20		酒石酸					24,325	73	21	6,636	66	63	8,276	52	88	11,702		
21		KOH	0.5	界面 活性剤	-	1h	24,947	74	22	6,508	61	71	9,687	50	90	12,436		
22				KOH (60℃)	-		-	25,331	72	16	7,070	65	65	8,814	54	86	11,619	
23	B	水	-	-	-	1h	21,508	64	28	7,839	66	54	7,367	47	78	11,318		
24		KOH	0.5	-	-		21,105	85	19	3,174	81	48	4,017	61	74	8,144		
25							19,824	86	21	2,787	82	52	3,622	70	71	5,962		
26							22,045	88	15	2,579	82	50	3,947	70	71	6,698		
27							21,032	86	15	2,897	84	47	3,278	71	70	6,038		
28							21,044	88	12	2,539	84	41	3,355	70	62	6,234		
29							20,569	88	15	2,487	80	52	4,036	67	73	6,882		
30							21,050	88	16	2,518	85	50	3,259	72	72	5,969		
31							20,227	75	26	5,045	71	54	5,856	52	77	9,783		
32							0.1	20min	20,010	82	21	3,683	76	53	4,703	61	74	7,704
33									20,831	72	17	5,749	73	49	5,523	56	73	9,255
34									20,831	64	35	7,540	65	57	7,357	49	79	10,606
35		再利用 KOH	0.1	H ₂ O ₂	100		1h	20,831	74	13	5,321	73	52	5,701	56	77	9,123	
36	C	水	-	-	-	1h	22,191	85	19	3,249	65	51	7,878	25	78	16,592		
37		KOH	0.5	-	-		23,223	96	16	925	77	48	5,439	48	69	12,011		
38							23,880	96	14	955	80	49	4,887	60	68	9,631		
39							22,392	95	15	1,165	74	53	5,875	56	68	9,822		
40							22,285	93	17	1,590	80	47	4,405	60	66	8,940		
41							23,130	97	11	780	81	45	4,369	61	67	9,034		
42	D	水	-	-	-	20min	5,201	68	9	1,667	55	28	2,338	24	62	3,956		
43		KOH	0.1	H ₂ O ₂	100		5,201	83	9	902	76	25	1,243	44	57	2,923		

土壌 A については、水洗浄、アルカリ洗浄、酸洗浄に優位な効果は見られなかった。ただし、水洗浄、酸洗浄と比較してアルカリ洗浄の効果は相対的に高いものとする。

土壌 B の水洗浄では、分級点 0.075mm で 8,000Bq/kg-dry 以下をクリアできなかった。一方、アルカリ洗浄では、No.24 を除き、1 時間の洗浄時間を確保したすべての条件において分級点 0.075mm で粗粒分の放射能濃度 8,000Bq/kg-dry 以下をクリアした。

さらに、KOH 濃度を 0.3M/L、0.1M/L に低減し、H₂O₂ の添加量を 100mg/g-強熱減量として 1 時間洗浄を行った No.29、No.30 および KOH 濃度を 0.1M/L、H₂O₂ の添加量を 100mg/g-強熱減量として洗浄時間を 20 分で行った No.32 でも分級点 0.075mm で粗粒分の 8,000Bq/kg-dry 以下をクリアした。

また、KOH のみで洗浄した No.24 より、KOH に 1g 強熱減量あたり 10mg の

H₂O₂ を添加した No.25 ですべての分級点で放射能濃度が低減したが、それ以上に H₂O₂ を添加しても放射能濃度の低減に大きな変化は見られなかった。H₂O₂ の添加量が多いと発泡によりハンドリングが悪くなることから、H₂O₂ の添加量は土壌中の強熱減量 1g あたり 10mg で十分と考えられる。

土壌 C については、0.075mm では粗粒分の 8,000Bq/kg-dry をクリアできなかったが、分級点 2mm と 0.425mm では、いずれの条件とも 8,000Bq/kg-dry 以下となった。0.075mm における粗粒分の放射能濃度を見ると、H₂O₂ を添加した条件では、水洗浄、KOH のみによるアルカリ洗浄以上の濃度低減となっており、これらの条件では、0.075mm から 0.425mm の間で最適な分級点を見出すことにより、今回の結果以上の土壌回収率が得られると考える。

土壌 D は、元の試料土壌の放射能濃度が低く、水洗浄、アルカリ洗浄ともに、分級点 0.075mm の粗粒分の放射能濃度は 8,000Bq/kg-dry 以下であった。ただし、各分級点における粗粒分土壌の放射能濃度は、いずれも水洗浄よりもアルカリ洗浄の方が低かった。

②考察

アルカリ洗浄は、放射性 Cs が吸着した粘土鉱物や腐植質部分を土壌粒子より離脱させるため、土壌 A のように 0.075mm 未満の細粒分に放射エネルギーが集中する場合、粗粒分の放射性 Cs が吸着した部位の離脱による放射能濃度の低減効果は小さくなる。このため、放射エネルギーが粒度の広い範囲で存在する土壌 B、C、D において、アルカリ洗浄による粗粒分の放射能濃度の低減効果が見られたものとする。

粘土鉱物が溶解した場合、粘土鉱物を構成する Si、Al の洗浄後液中濃度が増加する可能性があり、腐植質が土壌鉱物より離脱した場合、溶液中の有機物量の目安となる COD の値が増加する。そこでアルカリ洗浄時の粘土鉱物の溶解、腐植質の離脱を確認する目的で、土壌 A、B、C を水および KOH0.5M/L 溶液で 1 時間洗浄し、洗浄溶液中の Si、Al および COD を測定した。また、洗浄液の回収量はそれぞれ異なったため、同じ条件で比較する目的で単位土壌重量あたりの溶出量を求めた。

表 4-2 洗浄液に溶出した Si、Al、COD の単位土壌重量あたりの量

洗浄液	単位土壌重量あたりの溶出量(mg/kg)								
	土壌 A			土壌 B			土壌 C		
	Si	Al	COD	Si	Al	COD	Si	Al	COD
水	75	37	78 (6mg/L)	89	45	136 (7mg/L)	45	49	224 (12mg/L)
KOH 0.5M/L 溶液	572	1,145	2,259 (150mg/L)	767	1,302	12,787 (550mg/L)	940	3,135	23,510 (1,200mg/L)

注) COD の下段は溶液中の COD 実測値を示す

表 4-2 に示すように、0.5M/L の KOH 溶液で洗浄した場合には、洗浄液中に Si、Al、COD いずれも水洗浄よりも高い溶出量で検出された。また、Si、Al、および COD の溶出量は、いずれも土壌 A<土壌 B<土壌 C の順で高くなっていた。

土壌中の腐植質は Al を介して土壌鉱物と架橋していると考えられており、溶液

中の Al および COD の由来はそれぞれ腐植質の離脱によって生じたアルミン酸イオン、可溶化した腐植質の可能性がある。洗浄溶液中には Si も溶出していたが、土壌 B、C では COD の増加とともに Al 溶出量が大幅に上昇していた。KOH 溶液による洗浄は、腐植質の溶解に対する影響が大きく、土壌鉱物に結合する腐植質の離脱にも作用したと考える。

また、粒度別の強熱減量と放射エネルギーは正の相関にあり、また図 3-3 に示したとおり土壌 B、土壌 C での放射エネルギーは広い範囲の粒度で分布していた。これらの結果より、土壌 B、C では放射性 Cs が吸着した腐植質がアルカリ洗浄により土壌鉱物から離脱し、粗粒分から細粒分へ移行したものと推定される。

以上のように、粘土鉱物由来の Si もアルカリ洗浄により溶解量の顕著な増加を確認したが、土壌 B や C のように幅広い粒度で腐植質が存在する土壌では、Al や COD の溶解量に現れたように、有機物溶解の影響がより大きかったと考えられる。

(2) 実証試験結果

① 実証試験の概要

実証試験では、放射能濃度が 8,000Bq/kg-dry 以下の洗浄後土壌が得られた土壌 B を中心に、室内試験で確定した条件にて検証を行った。実証試験の処理フローとサンプリングポイントを図 4-2 に示す。

前処理槽にて土壌 10kg と洗浄溶液 40L を混合し、液面に浮上した浮遊物を網で回収した。その後、試験条件に準じて助剤である H_2O_2 を所定量添加後、攪拌、洗浄を行った。所定時間経過後、 H_2O_2 と有機物との反応により生じる泡（気泡連行回収物）、および 2mm、0.85mm の篩を通して 2mm、0.85mm 以上を除去した。

以上の処理を行った 0.85mm 未満のスラリーを攪拌しながらサイクロン分級機にポンプで送り、粗粒分と細粒分に分級した。粗粒分（サイクロンアンダー）はサイクロン下部よりスラッジポットに溜められ、粗粒分が溜まった段階で受容器へと引き抜いた。細粒分（サイクロンオーバー）は凝集反応槽へ運ばれ、希硫酸を加えて pH7 に中和した後に凝集剤を添加してフロックを形成させた。フロックを形成した泥水はフィルタープレスへ高圧ポンプで移送し、脱水ケーキとろ液に分離した。

以上の操作により採取したサンプルは、①回収浮遊物、②気泡連行回収物、③2mm オーバー回収物、④0.85～2mm 回収物、⑤サイクロンアンダー回収物、⑥脱水ケーキ、⑦フィルタープレスろ液、の 7 種類である。なお、③2mm オーバー回収物、④0.85～2mm 回収物、⑤サイクロンアンダー回収物が洗浄後の洗浄後土壌に相当する。

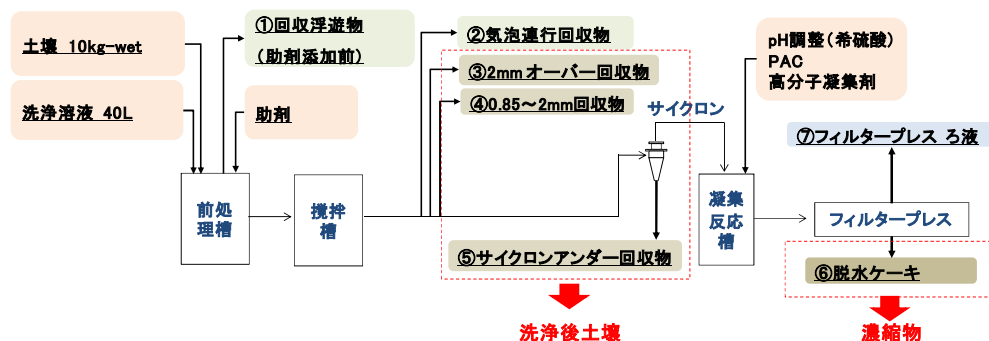


図 4-2 実証試験の処理フローとサンプリングポイント

②洗浄・分級結果

表 4-3 に各 Case での①回収浮遊物、②気泡連行回収物、③2mm オーバー回収物、④0.85～2mm 回収物、⑤サイクロンアンダー回収物、⑥脱水ケーキの重量と放射能濃度結果を示す。洗浄後土壌（③+④+⑤）の放射能濃度が 8,000Bq/kg-dry 以下となった箇所を青の網掛けで示す。放射能濃度 8,000Bq/kg-dry 以下の洗浄後土壌の回収率は、最大で約 70%となった（Case4）。

表 4-3 Case1～Case6 洗浄～分級工程サンプリングポイント採取試料の測定結果

試料		Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6
土壌		B				C	D
試料土壌放射能濃度		21,347				22,644	5,201
洗浄液		水	KOH 0.5M/L	KOH 0.1M/L		KOH 0.5M/L	KOH 0.1M/L
H ₂ O ₂ 添加量 (mg/g-強熱減量)		—	100		10	100	
洗浄時間		20 分	1 時間	20 分		1 時間	20 分
①回収浮遊物	重量 (g-dry)	26	49	61	41	5	0
	重量比率 (%)	0.3	0.6	0.7	0.5	0.1	0
	放射能濃度	26,628	22,161	28,507	26,691	27,177	—
②気泡連行回収物	重量 (g-dry)	0	116	208	118	42	132
	重量比率 (%)	0	1.4	2.5	1.4	0.6	2.5
	放射能濃度	—	41,499	52,537	44,154	52,672	7,306
③2mm オーバー回収物	重量 (g-dry)	503	313	401	331	334	56
	重量比率 (%)	6.1	3.8	4.9	4.0	4.5	1.1
	放射能濃度	24,566	8,429	5,545	10,564	871	1,788
④0.85～2mm 回収物	重量 (g-dry)	1,976	1,831	1,926	2,504	1,575	479
	重量比率 (%)	24.1	22.3	23.5	30.5	21.1	9.1
	放射能濃度	8,603	5,092	4,165	4,988	3,337	1,384
⑤サイクロンアンダー回収物 (0.075～0.85mm)	重量 (g-dry)	2,902	3,470	2,825	2,900	3,063	3,096
	重量比率 (%)	35.4	42.3	34.5	35.4	31.6	59.0
	放射能濃度	8,415	7,850	9,082	10,092	12,141	4,008
③+④+⑤ 洗浄後土壌	重量 (g-dry)	5,381	5,614	5,152	5,735	4,972	3,631
	重量比率 (%)	65.6	68.5	62.8	69.9	66.7	69.3
	放射能濃度	9,995	6,982	6,969	7,895	8,464	3,628
	放射能濃度除去率 (%)	53.2	67.3	67.4	68.3	64.5	35.0
	0.075mm 以上 放射能濃度除去率 (%)	49.8	49.7	65.0	43.1	59.8	8.3
⑥脱水ケーキ(0.075mm未満)	重量 (g-dry)	2,648	2,328	2,636	2,132	2,039	1,602
	重量比率 (%)	32.3	28.4	32.2	26.0	27.3	30.5
	放射能濃度	50,160	50,719	—	48,496	41,250	—

注) 青の網掛け部分は、洗浄後土壌の放射能濃度が 8,000Bq/kg-dry 以下のケース
放射能濃度の単位は Bq/kg-dry

5. 試験結果の評価

(1) 技術の評価

①アルカリ洗浄の適用性

今回、4種の土壌についてアルカリ洗浄、分級を行った結果、腐植質等の有機物含有量の多い土壌において洗浄後土壌の放射能濃度の低減が顕著であった。アルカリ洗浄は、放射性 Cs が吸着した粘土鉱物および腐植質を土壌粒子より離脱することを原理としている。アルカリ洗浄では、粘土鉱物の溶解を示す Si の溶解も確認され、粘土鉱物の破壊も生じていたと考えるが、今回試験では腐植質の離脱の効果がより大きかった。今回使用した土壌では植物の根等の存在も確認されたが、腐植質は粘土鉱物の表面を被覆するように存在し、粘土鉱物への放射性 Cs の固定を妨げると言われており、腐植質の放射性 Cs 吸着量が多かった要因として考えられる。

②土壌の再生利用の評価

再生利用可能な土壌の放射能濃度を 8,000Bq/kg-dry とすると、本実証試験で採用したシステム構成では、土壌の再生利用可能量は 70%と見積もられる。また、実証試験の処理後土壌の重金属溶出量を測定した結果、いずれのケースでも土壌環境基準以下となり、重金属溶出量の点からは処理後土壌の再生利用に問題は無い。

6. まとめと今後の課題

(1) まとめ

①試験のまとめ

室内試験において、水洗浄よりも KOH 溶液によるアルカリ洗浄が洗浄後土壌の放射能濃度の低減効果が大きく、助剤に H₂O₂ を使用することで低減効果がさらに大きくなることが確認された。これは、アルカリと H₂O₂ の併用が腐植質の溶解を促進するためと考える。0.075mm 以上の洗浄後土壌の除去率は、土壌 C で水洗浄の 25%に対して KOH 濃度 0.5M/L、H₂O₂ 添加量 150mg/g-強熱減量、洗浄時間 1 時間の条件で 61%と、36%の最大増を示した。また実証試験においては、放射能濃度 8,000Bq/kg-dry 以下の洗浄後土壌が最大で約 70%の回収率で得られた。

アルカリ洗浄、分級は発生場所で区分した粘性土扱いの除染土壌に有効であり、今回試験対象とした土壌のように、放射能濃度で 20,000～30,000Bq/kg でも水洗浄だけでは難しい場合などに特に有効である。また、「放射性 Cs が吸着した腐植質が広い粒度範囲で存在する土壌」に有効性が高いこと、土壌粒子に Al 等の金属を介して架橋している腐植質に対して、アルカリが結合を分離し、腐植質を土壌粒子から離脱・微粒子化する現象が、上記の理由である可能性が得られた。一方、試験においては、粘土鉱物由来と考えられる Al、Si の溶解が確認され、粘土鉱物の溶解および破壊も生じていた可能性がある。しかし、放射能濃度の低減は腐植質の離脱の影響が大きく、粘土鉱物の影響について定量的な評価までは困難であった。

②コストのまとめ

アルカリ洗浄、分級による除染土壌の減容化技術について、適用可能な処理対象土壌量を 200 万 m³、処理期間を 10 年、土壌洗浄で実績のある時間当たり 40m³の処理量を設定し、試験結果から決定した薬剤使用量（KOH 濃度 0.1M/L、H₂O₂ 添加量 10mg/g-強熱減量）、薬剤価格等から処理コストを算定した。その結果、処理費用総額は 220 億円、土壌 1t 当たりの処理単価は 6,870 円/t と試算された。

③システムのまとめ

アルカリ洗浄、分級による除染土壌の減容化システムは、従来の洗浄、分級システムと比較して以下のメリットが考えられる。

- ・酸洗浄と比較して設備の腐食等のリスクが少ない。
- ・酸洗浄のように放射性 Cs を可溶化するのではなく、固形分として回収するため、洗浄後の溶液から放射性 Cs を回収する二次処理が必要ない。
- ・アルカリ剤として KOH を使用するため、NaOH と比較して洗浄後土壌残留物の環境に対する負荷が小さい。
- ・粘性土や有機物を多く含む土壌等、異なる性質の土壌を同時に処理できる可能性があり、農地、草地、芝地のほか宅地土壌等への適用も可能である。

(2) 今後の課題

①H₂O₂ 添加による発泡

H₂O₂ を添加して攪拌洗浄する際には有機物と H₂O₂ の反応により酸素が発生するため、大量の発泡が生じた。この泡は土壌の細粒分を絡めて浮上するため、放射能濃度は比較的高くなる。また、発泡は設備稼働時のハンドリングにも影響する。実機では、スキマー等の液面上部の掻き取り機能を付与することが必要である。

②分級方法

今回の実証試験に使用した分級機であるサイクロンは、特定の粒径以上、未満に分級する原理ではなく、ある粒径を分級点のピークとし広がりをもった粒度分布で分級するものである。土壌を一定の粒径で分級するためには、サイクロンより篩が適するが、篩はサイクロンより処理速度に劣る。このため、大量処理には礫分までの除去工程には篩を、粗粒分と細粒分の分離工程には高速分離が可能なサイクロンを使用するなど、処理土壌量、工期、土壌回収率の総合的判断から、分離手法を組み合わせる使用するのが望ましい。

③脱水

実証試験の脱水工程にはフィルタープレスを使用した。アルカリによって離脱したリグニン等の腐植質によるフィルター目詰まりが原因と考えられる、脱水性が十分でないケースが存在した。ただし、凝集剤の添加量を調整することで、脱水性は向上できることを確認した。

④土壌の再生利用

本方法は土壌をアルカリで洗浄するため、処理後土壌の pH が上昇する。0.1M/L の KOH で処理した土壌の pH は、12 台後半と概ねセメントや生石灰などで改良した資材と同程度である。高 pH のままでの使用が不可の場合は、減容化施設でのシャワーリングによる処理土壌の pH 緩和等の対応を講じる必要がある。

⑤薬剤、水の再利用

実用時のコスト試算の結果、処理におけるランニングコストは薬剤の占める割合が大きい。このため、洗浄に使用した後の KOH 溶液の再利用方法については、実用時に向けて更に検討する必要がある。

実施代表者：JFE エンジニアリング株式会社	
実証テーマ名：除染土壌等に対する異物除去技術の開発	
概要：除染土壌から木屑や枯葉等の植物系異物を効率的に除去することを企図した「ジェット流解砕および重液選別技術」の組合せによる異物除去技術を実証し、浄化土壌中の強熱減量を低減させ、再利用用途の拡大を目的とする。	
実施内容： 1. 模擬土壌の作製 除染土壌をモデルとした模擬土壌の作製 2. ラボ試験 ジェット流解砕試験による解砕条件の確認 重液選別試験による異物選別性能の確認 3. ベンチ試験 「ジェット流解砕および重液選別技術」の組合せによる異物除去性能、物質収支、放射能収支の評価、浄化土壌の品質確認 4. 経済性評価 中間貯蔵施設を想定した実規模の湿式分級処理費用の試算	
技術概要： 1. 試験フロー 技術実証にあたっては、ラボ試験を通じてジェット流解砕と重液選別の個々の単体性能評価を行った後、図1に示す湿式分級を模したベンチ試験により異物除去性能、浄化土壌の再利用用途の確認をする。最後に、本技術を用いた経済性評価を実施する。 ジェット流解砕技術 + 重液選別技術 異物に固着した土壌を ジェット水流の高い衝撃力で解砕・剥離 水よりも比重の大きな選別液を用いることで 水の比重に近い枯葉等の浮上分離を促進 図1 提案技術のフローと特徴	
2. 試験目標 ・ 除染土壌等を対象とした湿式分級処理における異物除去技術の確立 ・ 浄化土壌の異物混入率の指標となる強熱減量 10%以下の達成 ・ 経済性の評価 ～実規模での設備費および運営費の試算～	
3. 期待される効果 ・ 最終処分量の削減 除染土壌等の湿式分級における浄化土壌の品質が向上し、再生土壌としての利用用途が拡大することで、最終処分量が削減される。	

実証試験の結果：

1. 模擬土壌の作製

細粒分含有率 Fc、強熱減量、粒度分布において除染土壌に近似した模擬土壌を作製した。

2. ラボ試験（実験機によるバッチ試験）

ジェット流解砕試験では、土壌 1,000kg/h に対して水量 2,000～3,500kg/h が適正水量であることを確認した。重液選別試験では、重液の比重が高いほど異物選別性能が高いことを確認し、約 1min の静置時間で比重分離が限界点に達することを確認した。ベンチ試験では、吹付水量 3,500kg/h、重液比重 1.3 を基本水準とした。

3. ベンチ試験（実証機による連続試験）

Fc30%の模擬土壌の異物除去工程の強熱減量の推移を図 2 に示す。「ジェット流解砕および重液選別技術」の組合せによる異物除去後の浄化土壌は、復興資材として活用する場合の目安である強熱減量 10%以下を達成でき、写真 1 のように浄化土壌への異物の混入が少ないことが確認できた。また、本技術の適用土壌は、細粒分含有率 Fc10～40%相当の砂質土であることを確認した。浄化土壌の土質評価も実施し、河川築堤、土地造成（公園・緑地造成）、道路等の盛土材料として使用可能なことを確認した。

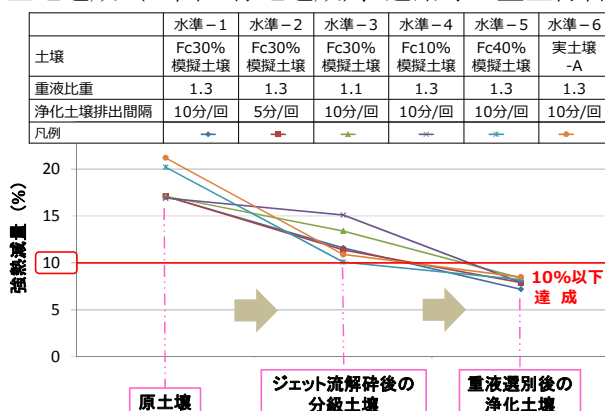


図 2 異物除去工程中の強熱減量の推移



写真 1 浄化土壌

減容等の評価：除染土壌等より異物を除去し、浄化土壌の強熱減量 10%以下を達成した。

作業員被ばく量評価：

- ・作業場所空間線量率 0.06～0.09 μ Sv/hr（バックグラウンド：0.10 μ Sv/hr）
- ・作業員最大被ばく量 0.17 μ Sv、平均被ばく量 0.14 μ Sv（作業時間：2.5 時間）

コスト評価：

約 11,300 円/t

歩掛り（作業人工、作業速度）：

17 人工 / 設備（設備能力：50m³/hr）

コスト評価条件：対象土量 52.2 万 m³（Fc30%，含水率 15%）に対し、240 日/年、稼働時間 8 時間、実運転効率 80%を運営条件として湿式分級処理すると仮定した場合の設備費、運営費を含んだ湿式分級処理費用

作業における安全上の注意：粉じん防護マスク、保護めがね、保護手袋を使用した。

試験場所（住所）：
福島県内

除去物保管場所と保管状況：

実際の除染土壌は使用せずに、同様の除染対象範囲外地域の土壌を使用し、供出元に返却した。

1. はじめに

既存の湿式分級の異物除去装置である「回転式スクラバー＋淡水比重選別」と比較して、除染土壌から木屑や枯葉等の植物系異物を効率的に除去することを企図した「ジェット流解砕＋重液選別技術」の組合せによる異物除去技術を実証するものである。

2. 試験の目的

(1) 背景

福島県内では多量の除染土壌の発生が見込まれ、中間貯蔵施設への搬入が計画されている。同様に、分級処理等の処理後の土壌も再生資材としての利用も検討されている。本事業では再生土壌の利用用途の拡大を目的に、植物系異物を多く含む除染土壌から効率的に異物を除去し、再生土壌の強熱減量を低減する技術を実証することとした。

(2) 目的

図 2-1 に示す既存の湿式分級処理は、放射性セシウム等に汚染された土壌から汚染物質を多量に含有する細粒分を分級除去することで浄化する一般的な技術だが、以下の課題がある。

- ①浄化土壌中に植物系異物が多く残留し、再利用用途先が制限されてしまう。
- ②分級設備での異物目詰まり等により設備稼働率が低下する。

既存技術フロー

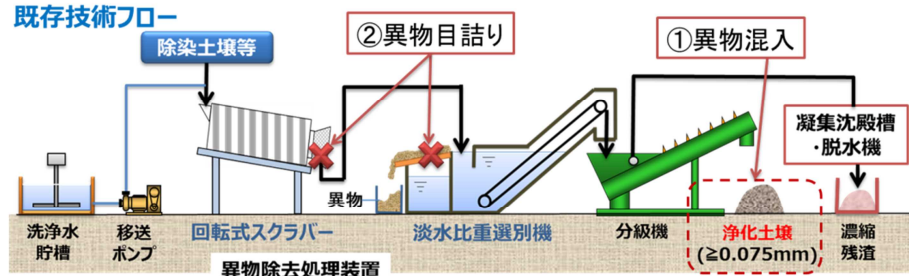


図 2-1 既存技術フローと課題

これに対して、浄化土壌等に異物が混入する原因は下記の 2 点と想定した。

- ・異物の付着土が剥離せず、おもりとなって比重分離工程で誤沈下する。
- ・水の比重より重い根や葉等の異物が浮上しない。

この原因を解決するため、本事業では、除染土壌から木屑や枯葉等の植物系異物を効率的に除去する図 2-2 の「ジェット流解砕および重液比重選別技術」の組合せによる異物除去を実証することを目的とした。

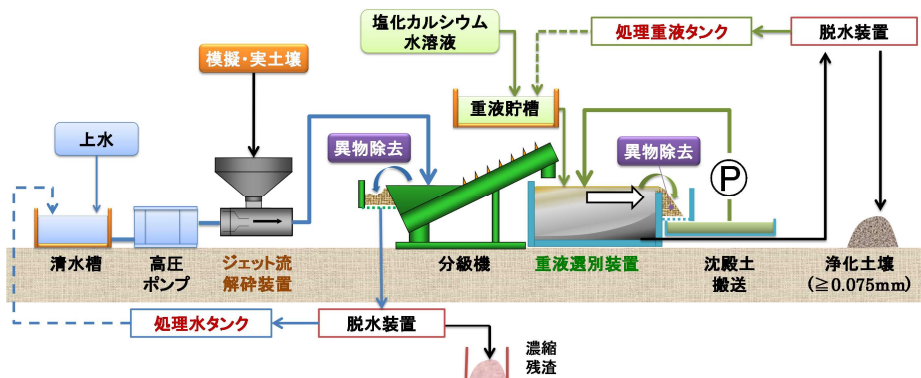


図 2-2 提案技術のフロー

(3) 成果目標

- ・「ジェット流解砕および重液選別技術」を組合せた異物除去プロセスの確立
細粒分含有率 Fc10～40%相当の砂質土に含まれる植物系異物の除去技術の確立。
- ・浄化土壌の強熱減量 10%以下の達成
復興資材として活用する場合の目安である強熱減量 10%以下を達成。
併せて土質試験を実施し、再利用用途別の要求品質を満足するか確認する。
- ・「ジェット流解砕および重液選別技術」を組合せた異物除去技術の経済性評価
中間貯蔵施設を想定した実規模の湿式分級処理費用を試算する。また参考として、浄化土壌へ対しリンス処理を実施した場合の費用も試算する。

3. 試験内容

(1) 処理フロー

図 3-1 に本事業の実施フローを示す。ラボ、ベンチ試験の順に実施し、「ジェット流解砕および重液選別技術」の組合せによる異物除去性能を評価する。

ラボ試験は模擬土壌を使用して「ジェット流解砕」と「重液選別」の単体試験を行う。ジェット流解砕試験では解砕性能を把握し吹付水量、吹付流速の適切な条件を選定する。また重液選別試験では異物選別性能を把握し、重液比重、静置時間の適切な条件を選定する。

ベンチ試験は、ラボ試験結果を反映し、実際の湿式分級処理を模した図 2-2 に示すベンチ試験機（土壌処理量：Max.1,000kg/h）で実施する。

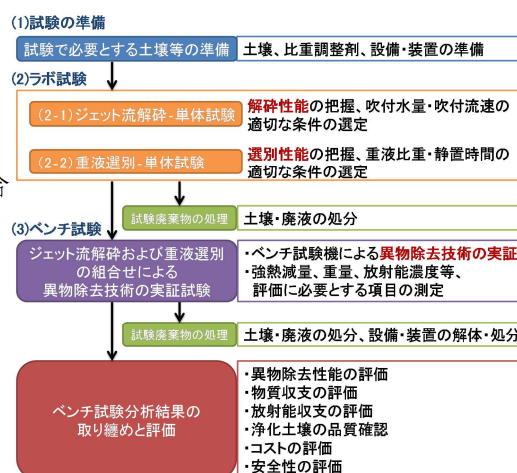


図 3-1 本事業の全体フロー

(2) 土壌の準備

本事業では、実際の除染土壌は使用せずに、同様の除染対象範囲外地域の土壌（以下、実土壌と称す）を使用する。実土壌を使用する必要のない試験は、除染土壌の性状をモデルにした強熱減量、細粒分含有率 Fc 等を調整した模擬土壌を作製し、実施する。植物系異物として腐葉土を使用し、付着する土壌として粘土の一種であるベントナイトを使用する。腐葉土とベントナイトの付着剤には植物の主成分であり強い粘着性を持つリグニンを使用し、付着強度を増強するため、この 3 成分をかくはんして、互いに付着・乾燥後、山砂、川砂、赤土を配合する。この配合比の調整で、任意の強熱減量、細粒分含有率 Fc を調整できる。

(3) 試験実施要領

① ラボ試験 - ジェット流解砕試験

上水にて吹付水量や吹付流速を変更して実施した各試験結果の相対評価を行う。図 3-2 のように解砕後のスラリーはメスシリンダーに受け、比重分離した沈殿土の強熱減量で解砕性能を評価する。

また、既存技術である回転式スクラバーの解砕性能との比較試験も実施する。

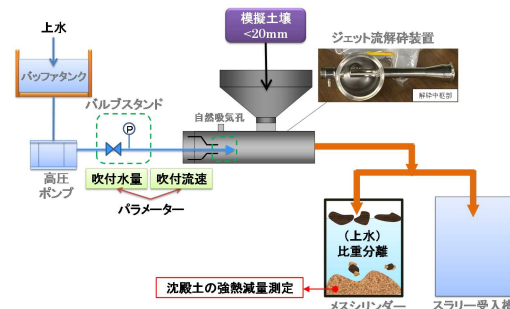


図 3-2 ジェット流解砕試験概要

②ラボ試験 – 重液選別試験

重液を使用した土壌の比重選別を行うことで異物選別性能の把握と評価を実施し、ベンチ試験で用いる重液比重と静置時間の選定を行う。図3-3に試験概要を示す。模擬土壌と塩化カルシウム水溶液をメスシリンダー内でかくはん後、所定時間静置し、メスシリンダー内で比重分離した沈殿土の強熱減量で異物選別性能を評価する。

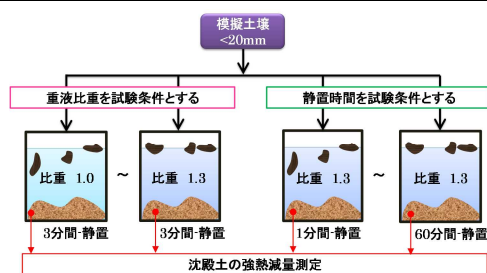


図 3-3 重液選別試験概要

③ベンチ試験

ベンチ試験は、ラボ試験での試験結果を反映し、図2-2のフローで実施する。「ジェット流解砕および重液選別技術」を組合せた異物除去性能の評価は、浄化土壌の強熱減量で評価する。試験で用いた主要設備を写真3-1～写真3-4に示す。

細粒分含有率 Fc30%相当の模擬土壌を用い、ラボ試験の結果を反映した条件を基本水準（水準-1）とし、静置時間（水準-2）、重液比重（水準-3）を変更した試験を実施する。

次に、模擬土壌の細粒分含有率 Fc10%相当、Fc40%相当の模擬土壌に変更して、本提案技術の適用土壌範囲の確認試験を実施する（水準-4,5）。最後に実土壌を用いて試験を実施する（水準-6）。合計6水準の試験結果を用いて、「ジェット流解砕および重液選別技術」の組合せによる異物除去性能の評価、物質収支の評価、放射能収支の評価、浄化土壌の土質評価も実施し、再生利用用途の要求品質を満たしているか確認する。



写真 3-1 屋内設備全景



写真 3-2 重液選別装置



写真 3-3 ジェット流解砕装置



写真 3-4 ジェット流解砕部

④経済性の評価

中間貯蔵施設を想定した実規模の湿式分級処理費用を試算する。また参考に再利用用途の拡大の可能性を考慮し、リンス処理を実施した場合の費用も試算する。

4. 試験結果

(1) 模擬土壌の作製

本事業では、実際の除染土壌は使用せずに、同様の除染対象範囲外地域の土壌（以下、実土壌と称す）を使用した。

実土壌を使用する必要のない試験は、除染土壌の性状をモデルにした強熱減量、細粒分含有率Fc等を調整した模擬土壌を作製し、実施する。図4-1にFc30%模擬土壌の配合割合と作製フローを示す。図4-2にFc30%模擬土壌の粒度加算曲線を示し、実土壌と比較した。また、強熱減量は、実土壌20.2%、模擬土壌は17.1%となった。粒度分布、強熱減量ともに実土壌に近似した模擬土壌を作製することができた。同様に、原材料の配合を変更することで、細粒分含有率Fc10%、Fc40%相当の模擬土壌も作製することができた。

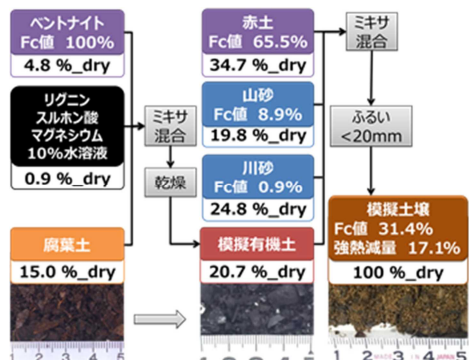


図 4-1 Fc30%模擬土壌 作製フロー

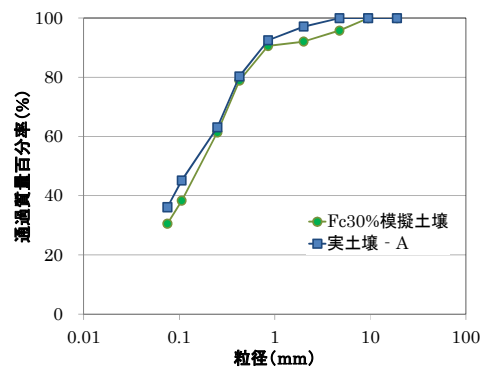


図 4-2 粒度加算曲線比較

(2) ジェット流解砕試験ーラボ試験結果

ジェット流解砕装置への上水の供給は、バルブスタンドでバルブ開度を調整し、流量を連続測定の上、試験を実施した。同様に、土壌投入はスクリーフィーダーで定量切出しを行った。解砕されたスラリーは、メスシリンダー内で比重分離を実施した。図4-3に吹付流速35m/s時のメスシリンダー内の比重分離の状況を一例として示す。あわせて、沈殿土の強熱減量の測定結果も示す。

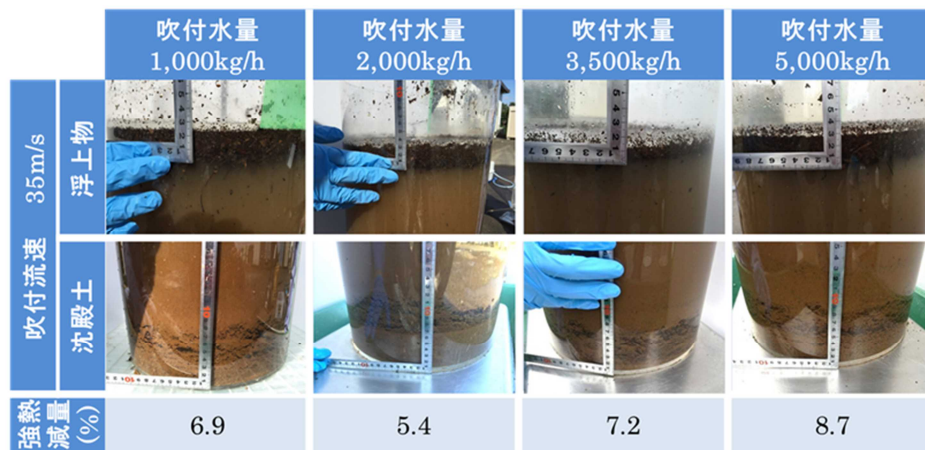


図 4-3 吹付流速 35m/s 時のメスシリンダー内の比重分離の状況

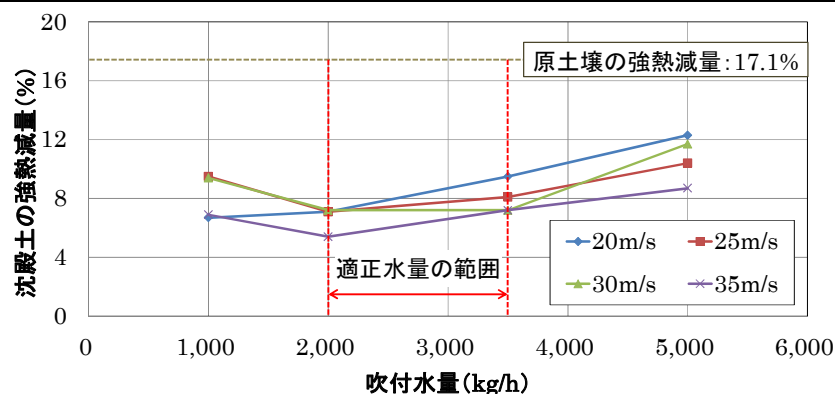


図 4-4 吹付流速・吹付水量と沈殿土の強熱減量の関係

ジェット流解砕試験は、吹付流速 4 水準×吹付水量 4 水準＝16 水準を実施した。

図 4-4 に吹付流速・吹付水量と沈殿土の強熱減量の関係を示す。この図から吹付水量 2,000～3,500kg/h の範囲で強熱減量の値が最も低下し、これよりも水量が増えた場合でも減少した場合でも強熱減量の値が上昇する傾向にあることがわかる。

吹付水量が低下すると解砕物スラリーの土壌同士の衝突が頻繁に発生するようになり、土壌が互いに磨砕されて異物からのシルト・粘土の剥離効果が高くなったことが挙げられる。ジェット流解砕は本来、乱流中での気泡と土壌の衝突、水流と土壌との衝突による洗浄・解砕効果を狙っていたが、吹付水量を下げることで土壌同士の磨砕を行うことが出来るものと予想される。しかし、極端に吹付水量を下げた場合は土壌粒子の自由な運動が阻害されるので磨砕効果が失われ、沈殿土の強熱減量値は上がるものと思われる。

また、吹付流速は、吹付水量 2,000kg/h、3,500kg/h の 2 点において吹付流速が高くなるにつれて、沈殿土の強熱減量値は低下する傾向を示した。土壌と水流の衝突エネルギーは流速に大きく依存し、また解砕洗浄に必要な微細な気泡は、エジェクター効果により発生する負圧で大気から吸引されるため、吹付流速が高いほど洗浄効果は高くなった。

以上より、適切な吹付水量は、土壌の投入量 1,000kg/h に対して、2,000～3,500kg/h の範囲であると判断した。ベンチ試験では最も土壌の搬送能力が高かった水量 3,500kg/h、流速 35m/s を選定することにした。

次に、既存技術である回転式スクラバーの解砕試験を実施し、ジェット流解砕との性能比較を行った。固液比（土壌と水の比率）は 1：1、1：3.5 の 2 水準で実施した。回転式スクラバーの回転数は実際の分級洗浄の現場で行われる解砕条件をベースに回転の周速度を計算により合わせ込んだ値の回転数 40min⁻¹とし、解砕時間はメーカーの推奨値 1min とした。結果として、既存技術による沈殿土の強熱減量は、固液比によらず 16%程度と原土壌（17.1%）とほとんど変わらない値を示した。回転式スクラバーは、植物系異物から細粒分を剥離除去できず付着土が残留すると考えられ、解砕能力としてジェット流解砕の優位性を確認できた。

最後に重液を用いたジェット流解砕試験を実施したが、ムース状の気泡が大量に発生した。これは、エジェクター効果で吸引された空気、土粒子間に含まれている空気により発生したものと推定される。図 2-2 の提案フローは、上水と重液の独立循環が可能で、重液消費量や排水量が少ないという利点があるものの、脱水

装置等の機器点数は多くなる。機器点数の削減を目的に、重液を使用してジェット流解砕を実施する場合は、消泡設備等が必要となる。

(3) 重液選別試験ーラボ試験結果

重液選別試験は、比重 4 水準×静置時間 5 水準＝20 水準を実施した。

図 4-5 に上水および重液の試験結果の一例を示す。上水では、約 1cm 程度の浮上物の厚みであったが、比重 1.3 の塩化カルシウム水溶液（重液）を用いた場合、明らかに浮上物が増加し、約 4cm 程度の厚みとなった。沈殿土についても、上水で行った場合に混入していた異物が、重液を用いた場合には低減した。以上より重液を用いることにより、上水に比べて根または葉などの異物の浮力が増加して、沈殿土への異物の混入が低減し、浮上したことがわかる。

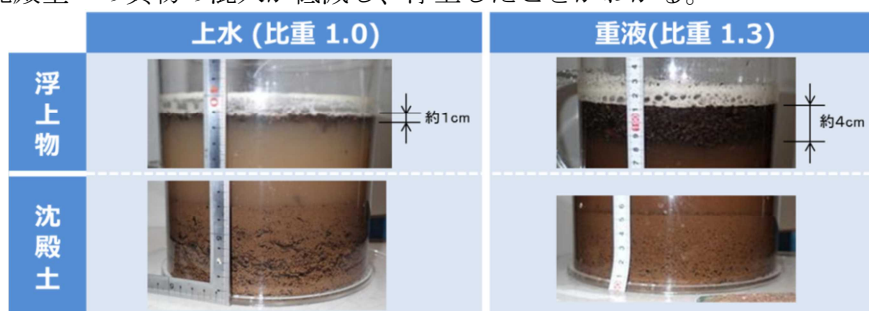


図 4-5 重液選別における浮上物と沈殿土の状況

重液を用いた場合、浮上物、沈殿土に塩化カルシウム水溶液を含んでいるため、乾燥後に塩化カルシウムが残存する。塩化カルシウムの影響を排除するためには 2 回のリンス処理が必要であることを確認されたため、沈殿土の強熱減量の測定は 2 回リンス処理後に行った。

図 4-6 に上水または重液の比重ごとの静置時間と沈殿土の強熱減量との関係を示す。比重が大きいほど強熱減量は小さくなる傾向が認められ、静置時間は増加しても、上水または重液の比重ごとの沈殿土の強熱減量に有意な差は認められなかった。沈殿土に混入した異物が、重液の比重が増加することで浮力を増し沈殿土から除かれたためと考えられる。

以上より、土壌からの異物の分離は、溶液の比重が大きいほどよく分離され、静置時間としては、溶液比重によらず、約 1min 以上あれば良いことがわかった。

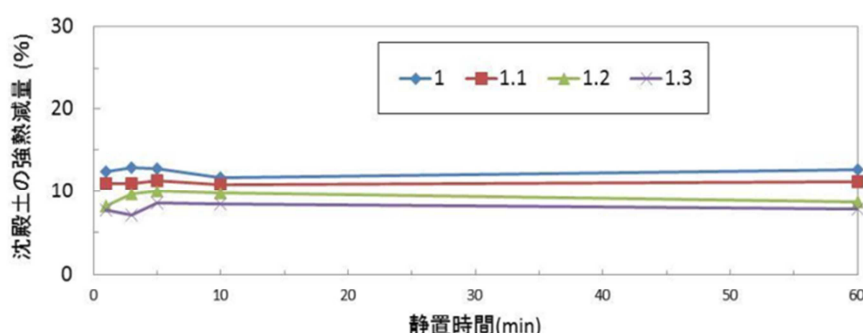


図 4-6 静置時間と沈殿土の強熱減量の関係

(4) ベンチ試験結果

① 異物除去性能の評価

「ジェット流解砕＋重液選別技術」の組合せにより除染土壌から植物系異物を

効率的に除去し、浄化土壌の強熱減量を 10%以下にできることがベンチ試験にて実証された。図 4-7 に異物除去工程における強熱減量の推移を示す。

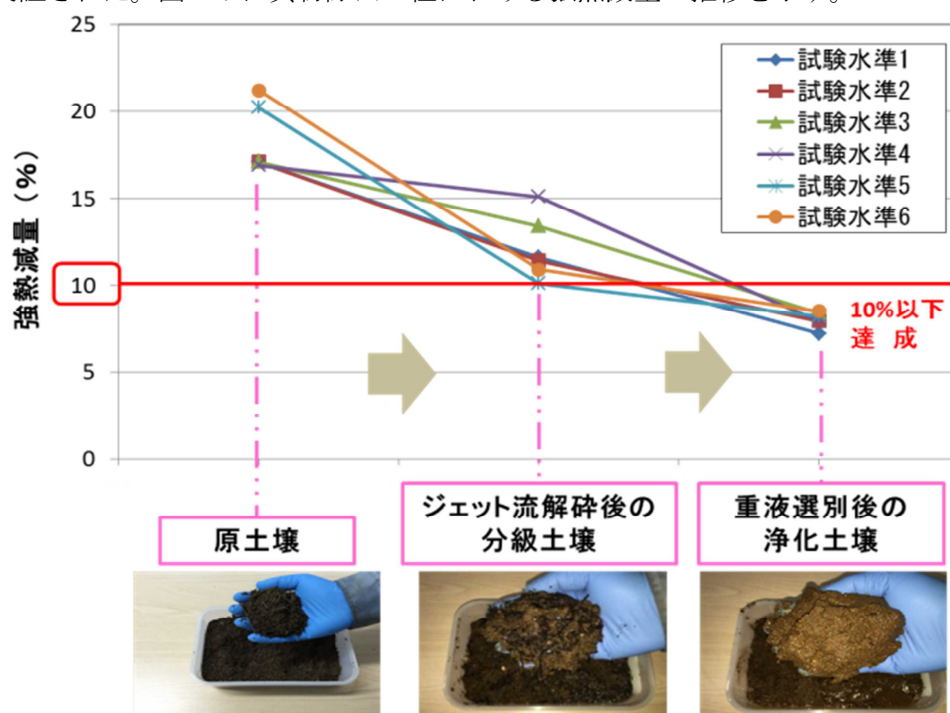


図 4-7 異物除去工程における強熱減量の推移

図 4-7 に示すとおり、重液選別後の浄化土壌の強熱減量が概ね 7～8%となっているのに対して、ジェット流解砕後の分級土壌の強熱減量には大きなばらつきが見られた。

ジェット流解砕後の解砕物スラリーは、分級機にて上水で比重分離される。解砕物に含まれる異物は分級機の液面に浮上し、オーバーフローする泥水の随伴流によって分級機の後段に送られる。しかし、一部の異物は液面に留まり、分級機のスクリーコンベヤに巻込まれて分級土壌の一部として重液選別装置に排出される場合がある。これが分級土壌の強熱減量を上げる要因となり、分級土壌の強熱減量のばらつきを生じさせたと推定される。

今後、分級機液面に浮遊している異物を効率的に排出し、スクリーへの異物巻き込み対策を講じることで分級土壌の強熱減量をラゴ試験の結果に近づけることが可能であり、重液選別装置で使用する重液の比重を下げることを期待できる。

②物質収支の評価

ベンチ試験では土壌中の異物除去と平行して分級処理を行ったが、異物は多量に除去されたものの、シルト・粘土の除去量は少なく、処理前後で土壌の細粒分含有率がほとんど変わらないことが物質収支の計上によりわかった。

投入した土壌の乾燥重量を 100 として、分級機から排出される異物、分級機のオーバーフロー水として排出されるシルト・粘土、重液選別装置から排出される異物、重液選別装置から排出される浄化土壌の 4 成分が占める割合を図 4-8 に示す。なお、浄化土壌の項目には、本試験装置では除去しきれなかった異物や、シルト・粘土が残留している。

各試験水準において排出されたシルト・粘土と模擬土壌の作製に使用した赤土

の強熱減量はほぼ一致しており、これより模擬土壌を使用した試験で排出されたシルト・粘土の成分は赤土であると推定できる。

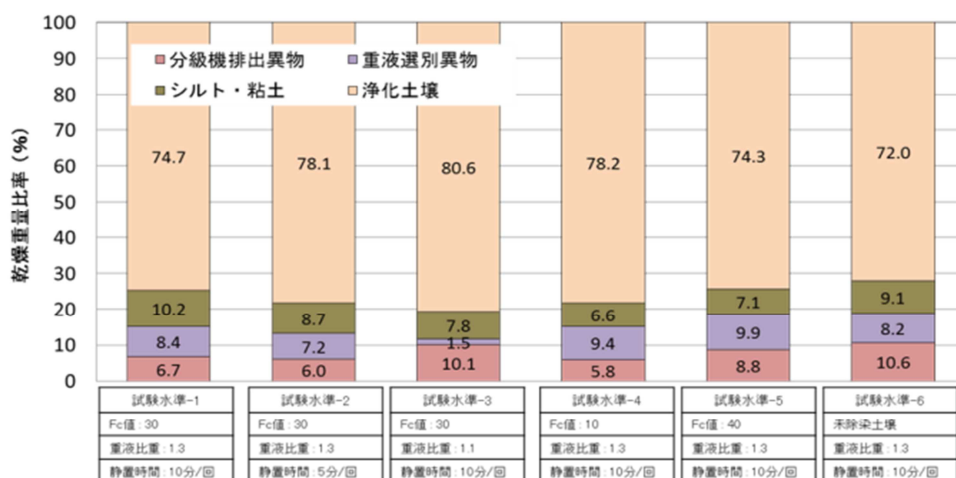


図 4-8 物質収支結果

また、原土壌の細粒分含有率の差異はシルト・粘土の排出量にて明確に現れなかった。Fc10%の模擬土壌を使用した試験水準 - 4 のシルト・粘土の排出量は 6.6% と最も低くなったが、Fc40%を使用した試験水準 - 5 では Fc30%を使用した試験水準 - 1 よりも少ないシルト・粘土の排出量となった。全体的にシルト・粘土の排出量は 7～10%の間に留まっており、試験水準毎の差異は極僅かと言える。以上より原土壌の Fc 値はシルト・粘土の排出量に影響を与えないと判断される。

原土壌中に含まれる細粒分の約 30%を除去することが出来たが、大量の異物も同時に除去されるため、浄化土壌の細粒分含有率 Fc は、試験前後で大きく変わらない値となった。そのため、多量のシルト・粘土が浄化土壌中に残留していた。

本試験は、土壌中の異物除去を主眼としたため、試験の簡便性を考えて重液選別装置の槽の底部からチューブポンプを用いて土壌を吸引した。これにより槽内で浮遊するシルト・粘土が浄化土壌として砂・礫と共に吸引排出され、浄化土壌中の細粒分含有率を押し上げた。しかし、実機では重液選別装置の沈殿土回収に分級機と同じスクリーコンベヤを用いることで重液選別装置にも土壌分級機能を付与し、分級機と重液選別装置の 2 段で分級処理をすることも可能であり、これにより浄化土壌へのシルト・粘土の残留量をさらに低減することが期待できる。

③放射能収支の評価

原土壌の放射能は、約 4 倍の濃度でシルト・粘土に濃縮したが、浄化土壌にも多量のシルト・粘土が残留したため、浄化土壌の放射能濃度は、原土壌の 60～70%程度となった。これは、本試験は異物除去を目的とした試験のため簡便な装置で浄化土壌を搬出

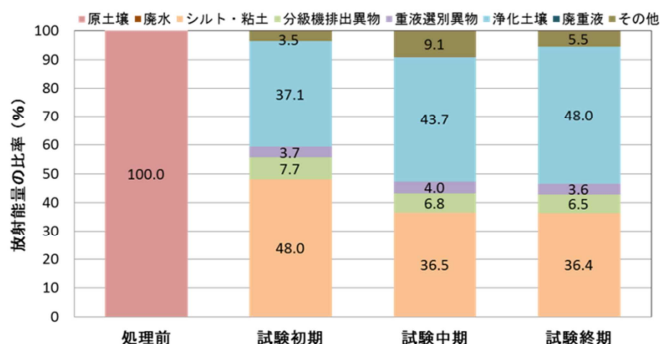


図 4-9 放射能収支結果

したためであり、前述のように重液選別装置に分級機能を付与するなどの対策により浄化土壌へのシルト・粘土の残留量を低減できると考えられる。なお、試験後の各成分の放射エネルギーの合計値を試験前の放射エネルギーで割った値を放射能回収率と定義すると、図 4-9 のとおり、回収率は試験初期から終期にかけて 91～96%であった。

④浄化土壌の品質確認

浄化土壌の品質確認の結果、河川築堤、土地造成（公園・緑地造成）、道路等の用途の盛土材料として再利用できることを確認した。

また参考として、盛土の要求品質も確認した。リンス処理を 3 回実施すれば、塩化物の影響も排除でき、要求品質が高いと考えられる宅地造成盛土相当の要求品質も満足し、再利用用途の適用範囲が拡大できることを確認した。

(5) コスト評価

本提案技術を実規模に適用した場合の設備費、運営費等を含んだ単位重量当たりの湿式分級処理コストを試算した。

実規模相当の 50m³/h とした想定処理フローを図 4-10 に示す。ジェット流解砕装置は 2 系列とし、分級機で合流する形を想定している。また、上水や重液は、循環再利用を想定している。

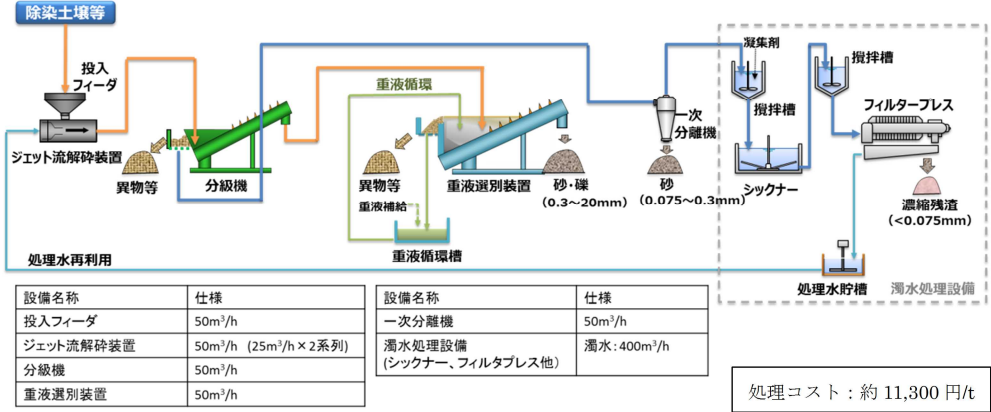


図 4-10 提案技術における処理フロー

対象の除染土壌を 52.2 万 m³、細粒分含有率 Fc30%の砂質土を、本提案技術である「ジェット流解砕および重液選別技術」の組合せによる湿式分級処理した場合の処理コストは約 11,300 円/t となった。

また、参考に再利用用途の拡大を目的に宅地造成盛土の要求品質相当の土壌を得るためのリンス処理費用を試算した結果、約 3,630 円/t となった。

(6) 安全性の評価

実土壌使用時に空間線量率を測定したが大きな変化は見られなかった。作業員の被ばく量は、最大 0.17μSv であった。

放射能収支を用いて、中間貯蔵施設を想定した作業員の被ばく量を試算した。

本提案技術での投入土壌の放射能濃度を 20,000Bq/kg として、約 5 倍に濃縮されたと仮定した 100,000Bq/kg のシルト・粘土を取扱う作業員の被ばく量を試算した。作業時間を 8 時間/日、設備稼働日数を 240 日/年として試算すると、作業員の年間被ばく量は 15.8mSv/y となった。

実機化を想定するときに、放射線防護の 3 原則である「時間・遮へい・距離」を考慮した設備とすることで、被ばく量の低減が可能である。

5. まとめと今後の課題

(1) まとめ

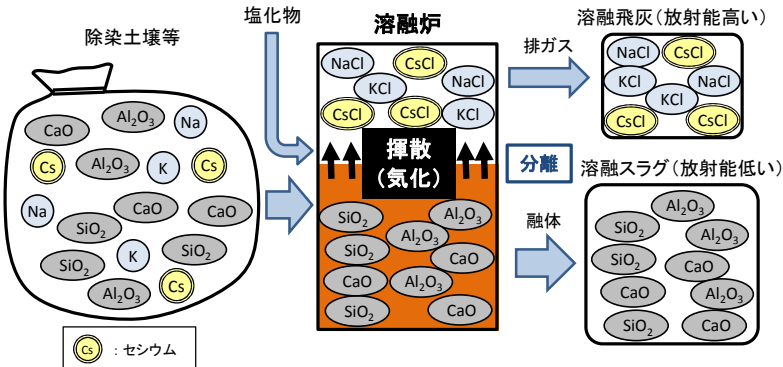
本事業では、除染土壌の湿式分級処理において、「ジェット流解砕＋重液選別技術」の組合せによる新しいプロセスの異物除去能力を実証し、以下を確認した。

- ・「ジェット流解砕および重液選別技術」を組合せた異物除去プロセスの確立
砂質土 Fc10～40%相当に含まれる植物系異物を効果的に除去可能であることを確認し、「ジェット流解砕および重液選別技術」の組み合わせによる異物除去プロセスを確立することができた。
- ・浄化土壌の強熱減量 10%以下の達成
浄化土壌について、復興資材として活用する場合の目安とされる強熱減量 10%以下を達成した。また、再生土壌の用途別の要求品質を確認し、河川築堤、土地造成（公園・緑地造成）、道路等の盛土材料に適用できることを確認した。さらに、浄化土壌に対してリンス処理を 3 回実施することにより残存する塩化物を低減することができ、宅地造成盛土の高い要求品質も満足し再利用用途の適用範囲が拡大できることを確認した。
- ・「ジェット流解砕および重液選別技術」を組合せた異物除去技術の経済性評価
試験結果を反映し、中間貯蔵施設を想定した実規模の湿式分級処理費用を試算した。湿式分級処理費用は約 11,300 円/t となった。

(2) 今後の課題

本事業を通じてあげられた主な課題・改善点を下記に示す。

- ・ジェット流解砕装置の吹付水量の低減
本事業では土壌の搬送能力を考慮して 3,500kg/h の水量としたが、機器配置の再検討等を実施し次工程への移送に要する搬送能力を抑制することにより吹付水量の低減が図れる可能性がある。また、ジェット流解砕部のノズル形状を変更することでも吹付水量の低減が図れる可能性がある。
- ・重液選別装置の最適化
重液選別装置は想定した静置時間より短くできるなど、小型化を図れる可能性がある。また、浄化土壌の搬出方法もシルト・粘土を巻き込まないようにスクリーコンベヤ等の使用を検討する必要がある。そのため、実機化を想定した場合、本事業の結果を反映した重液選別装置の最適化が必要となる。
- ・重液比重・使用量の低減
宅地造成盛土相当の要求品質を得ようとする、リンス処理のコストとして約 3,630 円/t の増額が見込まれ、本技術を適用する経済合理性が少なくなる。だが、本事業の結果より、重液選別装置を最適化することで重液比重や使用量の低減が図れると考えられ、リンス回数を低減できる可能性がある。さらに、塩化カルシウム水溶液等の重液を用いることなく、上水や工水で植物系異物が除去できればリンス処理が不要となり経済性が高まることから重液選別装置の最適化とともに再検証する必要がある。
- ・適用土壌の拡大
中間貯蔵施設の受入・分別施設での大塊異物除去を想定し、本事業では 20mm 未満の土壌を対象としたが、ジェット流解砕、重液選別装置ともに 20mm 以上の土壌に適用できる可能性がある。そのため、適用土壌の拡大を目的に、20mm 以上の土壌が混在している条件下での試験を実施する必要がある。

実施代表者：	クボタ環境サービス株式会社
実証テーマ名：	溶融技術による分級後細粒土壌の高度減容化処理に関するプラント実証評価
概要：	本実証事業では、除染土壌等の減容化における「分級処理と高度処理との組合せ」を想定し、分級処理後の細粒土壌を処理対象とした溶融システムの実証を目的とした。細粒土壌は粘土が多く、「粘い（可塑性が高い）」、「固結しやすい」という性質を有するため、搬送や前処理（脱水・乾燥、薬剤混合）におけるハンドリング性が悪い。そのため、前処理工程各プロセスの手法および条件の最適化を検討した。 その上で、細粒土壌約 10 t を前処理し、非放射性 Cs を添加して 3 t/日の溶融テストプラントで Cs 分離性能に関する実証試験を行った。浄化物である溶融スラグについては再生利用品としての評価を、濃縮物である No.1 バグフィルタ（以下、BF）灰については湿式吸着処理のための Cs 水溶解性に関する評価を行った。
実施内容：	①放射性 Cs を含む細粒土壌での加熱試験 ②前処理工程（脱水・乾燥、薬剤混合）の最適化検討試験 ③非放射性 Cs を添加した細粒土壌でのプラント溶融実証試験 ④物質収支の評価、コストの評価、安全性の評価
技術概要：	溶融技術は、1970 年代に開発され、既に実用化されている技術である。クボタグループは燃料式である回転式表面溶融技術を保有しており、31 施設を納入している。最大規模のものは、戦後最大級の不法投棄事件として注目を浴びた香川県豊島の産業廃棄物を全量資源再生させるための溶融施設（100 t/日×2 系列）である。 溶融処理では、図 1 に示すとおり、処理対象の固形物に塩化物、可燃物を共存させて処理を行うことで、固形物に含まれるアルカリ金属、重金属を塩化揮発の原理に基づき低沸点の塩化物に変化させて揮散分離し、溶融飛灰中に濃縮することができる。Cs もアルカリ金属で同様の揮散分離が可能であるため、クボタグループは既に 2011 年から様々な固形物を対象として Cs の高効率分離を実証するための基礎試験、プラント試験を行っており、反応促進剤（CaCl_2、$\text{Ca}(\text{OH})_2$）の添加により最大 99.9% の Cs 揮散率を得ている。
 図 1 溶融処理による Cs の分離イメージ図	

実証試験の結果：

1. 放射性 Cs を含む細粒土壌での加熱試験

反応促進剤として $\text{Ca}(\text{OH})_2$ のみを添加した条件では、Cs 揮散率は低かったが、併せて CaCl_2 を添加することで Cs 揮散率が 97% 以上に増加し、塩化揮発の原理を活用することで Cs の高効率揮散分離が可能であることが示された。

2. 前処理工程の最適化検討試験

スプレードライヤ技術を選定した。脱水・乾燥工程については、スラリー含水率 50%、加熱温度 260℃ 条件において低エネルギー使用量で細粒土壌を顆粒状に乾燥できることが示された。薬剤混合工程については、スプレードライヤ乾燥は土壌単独で行い、反応促進剤の混合はその後に行うことが望ましいと考えられた。

3. 非放射性 Cs を添加した細粒土壌でのプラント溶融実証試験

溶融運転状況は安定していた。溶融炉での Cs 揮散率は 96～97% となり、1. の加熱試験と比べると Cs 存在形態等の違いによりやや低かったが、高い値を示した。溶融スラグ（浄化物）については、環境安全性は溶出試験により、資材品質については骨材試験により評価したが、問題ないことが確認された。No.1BF 灰（濃縮物）については、Cs の水溶性に関する調査を行ったが、不溶率は 1% 未満と低かった。

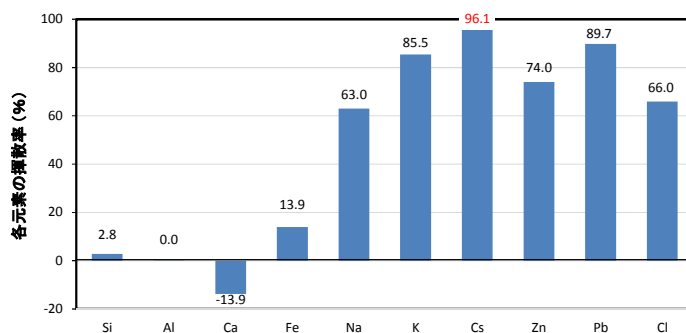


図2 溶融炉での各元素の揮散率

【期間A：溶融温度 1, 350℃、酸素富化なし】

減容等の評価：

No.1BF 灰の湿式吸着処理を行えば、容積は約 1/1,500、減容化率は 99.94% と推算され、溶融システムでの減容効果は高いことが示された。

作業員被ばく量評価：

No.1BF 灰貯留槽、計量槽について鉛板の場合は約 10 mm、鉄板の場合は約 17 mm の追加遮へいを行うことで、機器表面から 1 m 地点での空間線量率を 0.1 mSv/h 以下にできる。

コスト評価：

160t/日(dry)、20 年処理におけるコスト
22.4 万円/t・乾燥細粒土壌
11.2 万円/t・細粒土壌スラリー

歩掛り（作業人工、作業速度等）

160t/日(dry)でのプラント運転人員
30～40 人

コスト評価条件：

香川県豊島の不法投棄廃棄物溶融施設でのデータを元にして算出した。

作業における安全上の注意：

放射性試料の分取は専用ドラフト内で行い、作業者はポケット線量計を装着した。

試験場所（住所）[プラント実証試験]：
(株)クボタ 新淀川環境プラントセンター
大阪市西淀川区西島 2-1-6

除去物保管場所と保管状況：
中外テクノス(株)の専用保管庫で保管

1. 試験の目的

(1) 提案技術の目的

本実証事業では、除染土壤等の減容化における「分級処理と高度処理との組合せ」を想定し、分級処理後の細粒土壤を処理対象とした熔融システム（図 1-1）の実証を目的とした。

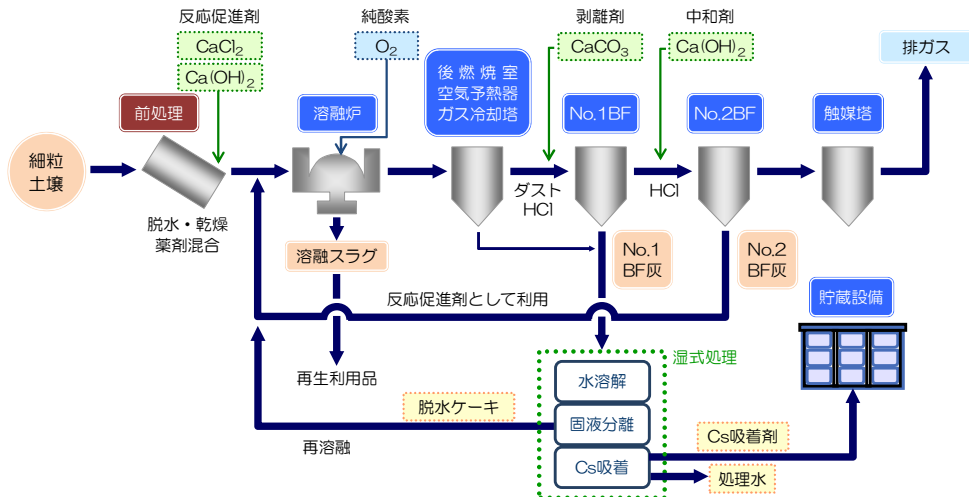


図 1-1 細粒土壤を処理対象とした熔融システム

(2) 成果目標

放射性 Cs の 99%以上を揮散分離できる熔融システムの構築を目標とした。

2. 試験の内容

(1) 本試験の実施フロー

まず、福島県内で放射性 Cs を含む土壤を採取、分級して細粒土壤を作製して電気管状炉を用いた加熱試験を実施し、Cs 揮散率が 99%以上になる反応促進剤添加条件を検討し、プラント実証試験での反応促進剤添加率を選定した。

次に、前処理工程の最適化調査として、放射性 Cs を含まない細粒土壤を試料として、最適な前処理方法を評価し、プラント実証試験用の細粒土壤を作製した。

それらの結果を受け、非放射性 Cs を添加した模擬細粒土壤でのプラント実証試験を行い、熔融炉での Cs 分離性能および固形物、排ガスの性状について調査した。浄化物である熔融スラグについては再生利用品としての評価を行った。濃縮物である No.1 バグフィルタ（以下、BF）灰については湿式吸着処理のための Cs 水溶解性に関する評価を行った。

最後に、実機システムにおける物質収支、コスト、安全性に関する評価を行った。

(2) 試験方法

①放射性 Cs を含む細粒土壤での加熱試験

(ア) 試験条件

2 検体の細粒土壤（細粒表層土壤、細粒混合土壤）について、99%以上の高い

Cs 揮散率が得られる条件を探索することを目的として、反応促進剤の添加比率を変化させた 9 条件および草木類を模擬したおがくずを添加した 3 条件の 12 条件で試験を行った。細粒表層土壌については、ブランク試験として反応促進剤未添加、 CaCl_2 のみ 30% 添加、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ のみ 30% 添加の条件についても試験を行った。また、プラント操業温度の低温化〔酸素富化を行わないことを想定〕を検討するため、加熱温度を 1,400℃ から 1,350℃ に下げた条件についても試験を行った。

(イ) 試験方法

電気管状炉を用いて行った。図 2-1 に試験装置の概要を示す。試料を舟形の磁製ボートに約 30 g 充填し、管状炉の入口側（ガス供給側）から所定温度に調整した磁製管の中に磁製ボートを金属棒で押し込んで挿入し、熔融した。加熱時は、キャリアガスとして空気を 2 L/min 流通させた。30 分経過後、磁製ボートを炉内から取出し、空气中で静置して自然冷却した。

排出ガスは、ガラス管を通すことで温度を 100℃ 以下とした後、円筒ろ紙、吸収瓶および活性炭フィルタを通し、ドラフトを介して排気した。

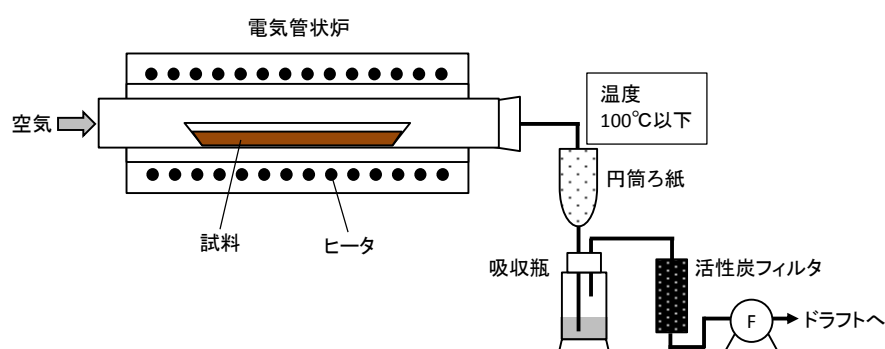


図 2-1 試験装置の概要

②前処理工程の最適化検討試験

(ア) 脱水・乾燥工程の検討

脱水・乾燥技術としては、脱水・乾燥が同時に可能であり、また乾燥後の形状が板状、塊状ではなく、適度な粒状となることの理由から、スプレードライヤを選定した。

スプレードライヤを用い、反応促進剤未添加（細粒土壌 100%）で含水率と加熱温度を変えた 3 条件について各 1 時間の処理を行い、乾燥後の粒径、含水率、ランニングコスト等について調査した。脱水・乾燥後の粒径 0.1～1 mm、含水率 10% 以下を目標とし、コストも考慮して最適な装置運転条件を評価した。

(イ) 薬剤混合工程の検討

スプレードライヤを用い、反応促進剤未添加（細粒土壌 100%）、 CaCl_2 20% 添加、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 20% 添加、 CaCl_2 20% + $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 20% 添加の 4 条件について試験

を行い、前処理工程内における CaCl_2 、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の最適添加ポイントを検討した。
また、脱水・乾燥後の土壌について吸湿性やハンドリング性を比較した。

③非放射性 Cs を添加した細粒土壌でのプラント溶融実証試験

約 10 t の細粒土壌を処理対象物として、非放射性 Cs を添加したプラント溶融実証試験を実施した。放射性 Cs 加熱試験の結果から、反応促進剤添加条件は乾燥ベースで CaCl_2 20%+ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 20%添加とした。本試験で用いる細粒土壌は、放射性 Cs 加熱試験で用いた細粒土壌と比較すると有機物含有量が少なかったことから、有機物としておがくずを 10%添加して供試した。

(ア) 溶融テストプラント

溶融テストプラント（溶融炉内径 1.8 m）を用いて行った。図 2-2 に溶融テストプラントのフローを示す。

溶融炉は外筒と内筒の二重円筒構造で、試料をその間の供給筒と呼ばれる部分に投入する。外筒は水平方向に緩速回転（0.5～1 rph）しており、それに伴い、試料が溶融炉本体である主燃焼室に全円周方向から供給され、溶けてスラグとなる。スラグは炉中心方向に流下し、スラグピット水に落下して急速冷却され、排出される。溶融の過程で揮散した低沸点金属は燃焼排ガスの一部となり、排ガス処理設備へ導入される。

排ガスは空気予熱器で熱交換された後、ガス冷却塔で水噴霧により 200℃以下に冷却される。その過程で、低沸点金属は凝縮固化して溶融飛灰となり、BF において捕集、排出される。BF は二段とし、No.1 BF では剥離剤の炭酸カルシウム（ CaCO_3 ）のみを噴霧して溶融飛灰だけを分離捕集し、No.2 BF でアルカリ剤の高反応性消石灰（ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ）を噴霧して酸性ガスを中和し、中和物を捕集する。この二段 BF の適用は、Cs が濃縮される No.1 BF 灰の減量化および No.2 BF 灰の溶融薬剤としての循環再利用を実証することを目的とする。

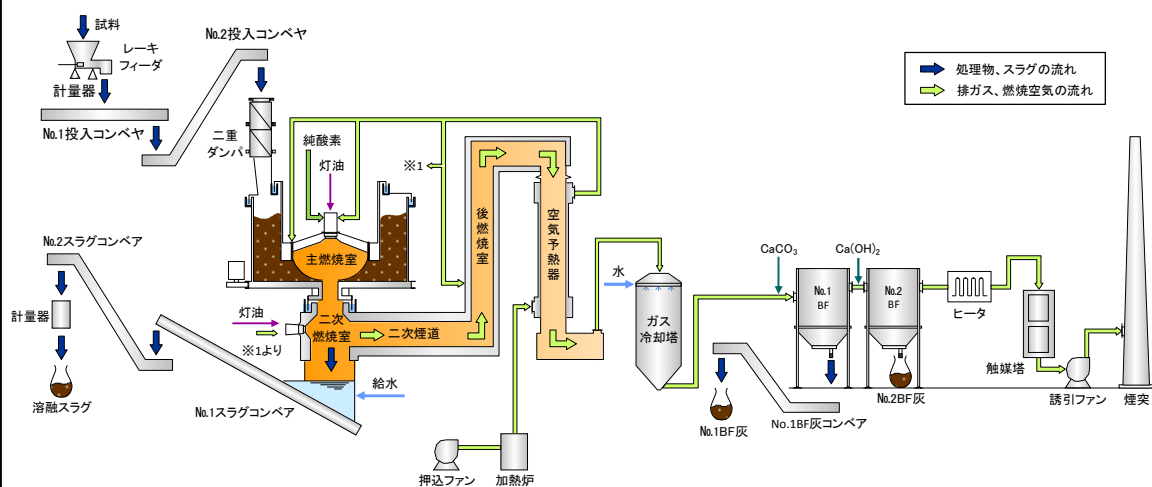


図 2-2 溶融テストプラントのフロー

(イ) 試験条件

表 2-1 に、試験条件を示す。24 時間以上の熔融連続運転を行い、運転状態が安定した後半期間内の平均値を用いて評価した。評価は、期間 A、B、C の 3 期間に分けて行った。期間 A、B は同一で酸素富化を行わず炉内温度が 1,300～1,350℃と低い条件、期間 C は酸素富化を行い炉内温度が約 1,400℃と高い条件とした。

表 2-1 試験条件

期間		試験内容	処理対象物	土壌中有機物割合*1 (%)	反応促進剤添加率*2 (%)		熔融炉温度 (°C)
					CaCl ₂	Ca(OH) ₂	
期間A	2016/11/10 4:00～10:00	酸素富化なし	細粒土壌	10	20	20	1,300～1,350
期間B	2016/11/10 10:00～16:00						
期間C	2016/11/10 17:00～20:00	酸素富化あり	細粒土壌	10	20	20	1,400

*1 土壌重量に対するおがくずの乾重量割合(内数)

*2 試料重量に対する各薬剤の乾重量割合(内数)

3. 試験結果

(1) 放射性 Cs を含む細粒土壌での加熱試験

①細粒土壌の放射能濃度

表 3-1 に、細粒表層土壌、細粒混合土壌の放射能濃度を示す。土壌全画分の放射能濃度も併せて示す。表層土壌の放射能濃度は混合土壌の約 3 倍であり、土壌表層部分に放射性 Cs が濃縮していることが示された。また、細粒分 (0.075 mm 未満) の放射能濃度は土壌全画分の 1.3～1.4 倍であり、細粒分に含まれる放射性 Cs が比較的多いことが示された。¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs の比率は概ね 1 : 5.5 であった。

表 3-1 細粒土壌の放射能濃度

試料名		採取深さ	粒径	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs
				Bq/kg(dry)	Bq/kg(dry)	Bq/kg(dry)
1	細粒表層土壌	0-5cm	<0.075mm	4,400	25,000	29,400
2	細粒混合土壌	0-20cm	<0.075mm	1,500	8,300	9,800
[参考] 表層土壌		0-5cm	全体	3,300	18,000	21,300
[参考] 混合土壌		0-20cm	全体	1,200	6,500	7,700

②結果と考察

(ア) ブランク条件での Cs 揮散率

反応促進剤を未添加、Ca(OH)₂ のみを 30%添加、CaCl₂ のみを 30%添加した条件で比較した。Cl を添加しない未添加、Ca(OH)₂ 30%添加の条件では、Cs 揮散率は約 22%と低く、1,400℃に高温加熱しただけでは、細粒土壌中の Cs を高効率に揮散分離できないことが示された。

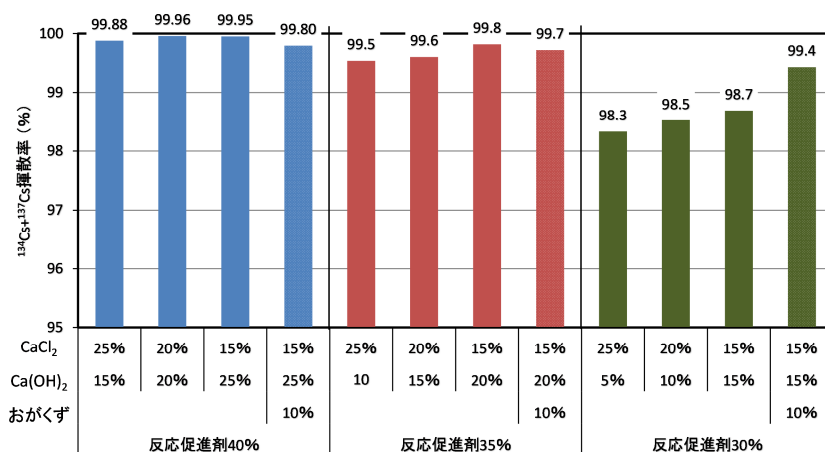
(イ) 反応促進剤添加による Cs 揮散促進効果

図 3-1 に各反応促進剤添加条件での Cs 揮散率を示す。細粒表層土壌、細粒混合土壌ともに、全ての条件について 97%以上の高い Cs 揮散率が得られ、細粒土壌の粘土鉱物等に吸着した放射性 Cs についても溶融技術による高効率揮散分離が可能であることが示された。

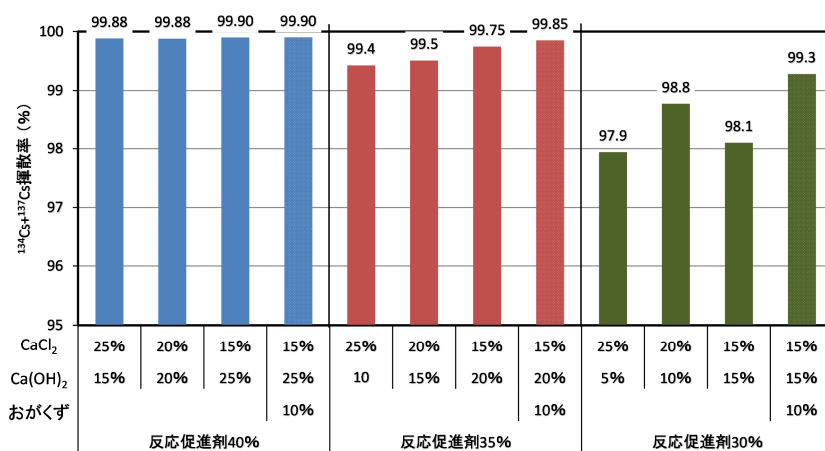
反応促進剤の合計添加率が高い条件ほど、Cs 揮散率は全体的に高い結果となった。また、同一の合計添加率条件においては、CaCl₂ 比率が高い条件ほど Cs 揮散率が高い訳ではなく、最適な CaCl₂—Ca(OH)₂ 添加比率があることが示された。

これは、スラグ塩基度 (CaO/SiO₂ 重量比) の影響によると考えられる。スラグ塩基度の増加は Ca(OH)₂ の方が大きい。そのため、Ca(OH)₂ 比率を高めた場合、Cl 添加量減少による揮散抑制効果と塩基度増加による揮散促進効果の両方の相反する影響があり、それらが拮抗する添加比率での Cs 揮散率が最も高くなったと考えられる。

草本類としておがくずを 10%添加した条件では、概ね、おがくず添加により Cs 揮散が促進される結果となり、既往の知見と符合した。



(A) 細粒表層土壌



(B) 細粒混合土壌

図 3-1 各反応促進剤添加条件での Cs 揮散率

細粒表層土壌と細粒混合土壌とで、放射性 Cs 濃度は約 3 倍異なったが、Cs 揮散率は概ね同程度であり、Cs 揮散率は処理対象物の放射性 Cs 濃度によらないことが示された。反応促進剤の添加率と相関するのは、Cs の揮散量ではなく Cs の気液分配比率であるためと考えられる。

図 3-2 に、 ^{134}Cs 揮散率と ^{137}Cs 揮散率との関係を示す。 ^{134}Cs が不検出であった条件を除けば、反応促進剤の添加条件によらず、 ^{134}Cs 揮散率と ^{137}Cs 揮散率はほぼ同値となり、Cs 同位体の違いによる揮散特性の違いは見られなかった。

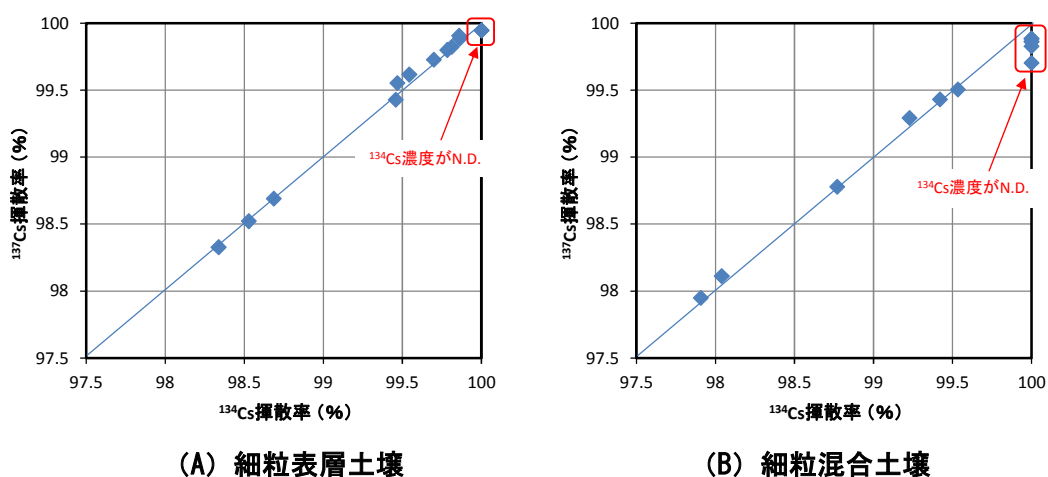


図 3-2 ^{134}Cs 揮散率と ^{137}Cs 揮散率との関係

細粒表層土壌において Cs 揮散率が最も高かった反応促進剤添加条件は、「 CaCl_2 20% + $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 20% 添加」条件であり、Cs 揮散率は 99.96% と目標の 99% 以上であった。そこで、プラント溶融実証試験では、この条件で実施することとした。

(2) 前処理工程の最適化検討試験

① 脱水・乾燥工程の検討

スプレードライヤ装置で試験を行った。運転条件として、スラリー含水率を 65%、50%、加熱温度を 400℃、260℃ と変化させたが、いずれの条件でも含水率は目標の 10% 以下となり、付着性も見られず、顆粒状の乾燥物になることが確認された。エネルギー使用量としては、スラリー含水率 50%、加熱温度 260℃ 条件が最も低く、1,632 kcal/kg-土壌(dry)であった。

乾燥後の細粒土壌は、形状がほぼ球状で粒径は概ね 0.5~1 mm であったことから、乾燥物のさらなる造粒処理は不要であることが示された。

② 薬剤混合工程の検討

細粒土壌スラリーに反応促進剤を事前混合してスプレードライヤで脱水・乾燥した条件について調査した。 CaCl_2 もしくは CaCl_2 と $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の両方を事前混合した条件では、乾燥後の細粒土壌の付着性が高まり、スプレードライヤ排出口での閉塞

が生じた。また、乾燥後土壌を室内静置したところ、静置直後から吸湿が起こって重量が増加し、表面が固結した。 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ を事前混合した条件では、付着性のない顆粒状の細粒土壌が得られたが、使用エネルギーが $2,640 \text{ kcal/kg-土壌(dry)}$ と細粒土壌のみと比べて約 1.6 倍に増加する結果となった。

したがって、 CaCl_2 の事前混合は、スプレードライヤでの閉塞および保管での固結の観点から、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ の事前混合は、ランニングコスト増加の観点から、どちらも不適であり、土壌単独でスプレードライヤ乾燥を行い、その後に反応促進剤を混合することが望ましいと考えられた。

(3) 非放射性 Cs を添加した細粒土壌でのプラント溶融実証試験

①細粒土壌の性状

陶土製造工場において残土として発生するシルト・粘土分をスプレードライヤで乾燥した細粒土壌に非放射性 Cs_2CO_3 試薬を 0.5% 添加したもの試料とした。主要組成は、 SiO_2 、 Al_2O_3 、 CaO 、 FeO が主体で、(1) の加熱試験に供試した細粒表層土壌と同様であった。有機物含有量については、細粒表層土壌と比較すると低かった。そのため、有機物としておがくずを 10% 添加して供試した。

②溶融運転状況および固形物量

溶融運転状況は安定していた。スラグ化率（投入物灰分量に対するスラグ量の割合）は 90% 前後で高く、炉内で処理物が飛散していないことが確認された。溶融飛灰化率（投入物灰分量に対する No.1BF 灰量の割合）は 6～7% であった。

③溶融炉での Cs 揮散率

図 3-3 に、期間 A における溶融炉での各元素の揮散率を示す。鉱物元素 (Si、Al、Ca) の揮散率は低かったが、アルカリ金属 (Na、K、Cs) および重金属 (Zn、Pb) の揮散率は高かった。Cs 揮散率はいずれの期間も 96～97% と高かったことから、プラントレベルの試験においても、反応促進剤の添加により Cs を塩化揮発により高効率に揮散分離できることが実証された。

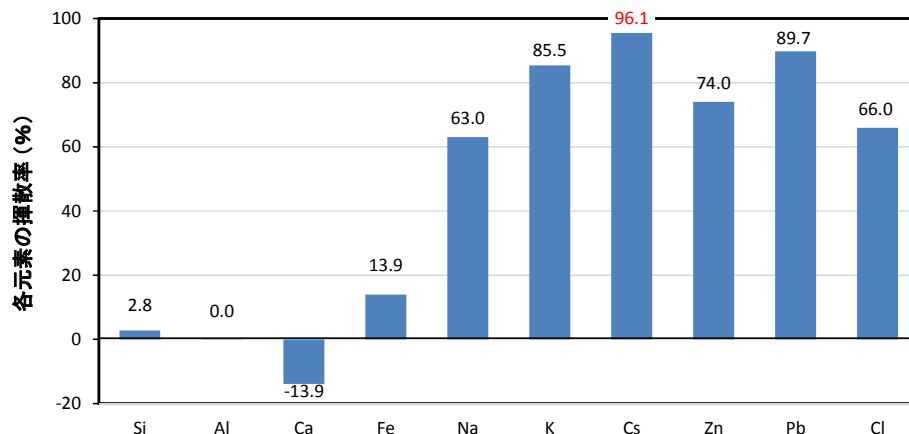


図 3-3 溶融炉での各元素の揮散率 [期間 A]

④溶融システムでの元素収支

鉍物元素は、試料として投入された分については、ほぼ全量がスラグとして排出された。アルカリ金属元素は、大部分が No.1BF 灰として排出された。アルカリ金属元素は投入量に対して排出量合計が 80%前後と少なかったが、これは試験が数日の短期間であったため、定常蓄熱前の運転初期に後燃焼室、空気予熱器、ガス冷却塔でダスト付着、堆積が起こり、そのロスが主因であったと推定される。

⑤溶融スラグ（浄化物）の再生利用に関する評価

スラグについて環境安全性、資材品質に関する調査を行った。

環境安全性については、H15 環境省告示第 19 号試験（以下、19 号試験）および H3 環境庁告示第 46 号試験（以下、46 号試験）により評価した。19 号試験では、有害元素はいずれも含有濃度は低く、土壤環境基準値を満足する値であった。Cs の溶出率は 58.0%であった。仮に、放射能濃度 1,000 Bq/kg のスラグを 100 mg/日摂取した場合の暴露量を算出すると 0.058 Bq/日となり、飲料水基準 10 Bq/L の水を 2 L/日摂取した場合の暴露量 20 Bq/日と比較して非常に低いレベルであり、環境安全リスクは低いと推察される。46 号試験では、有害元素はいずれも溶出濃度は低く、土壤環境基準値を満足する値であった。Cs の溶出率は 0.68%であった。溶出濃度を飲用地下水中の濃度に相当すると保守的に仮定しても、放射能濃度 1,000 Bq/kg のスラグの 0.68%が溶出した場合の溶出濃度は 0.68 Bq/L であり、飲料水基準 10 Bq/L と比較すると低いレベルであり、環境安全リスクは低いと推察される。

資材品質は、スラグは細骨材としての資材品質を有することが示唆された。

⑥No.1BF 灰（濃縮物）の Cs 水溶解性に関する評価

No.1BF 灰については、二次的に湿式吸着処理（水溶解－固液分離－Cs 吸着）を施し、Cs のみを吸着剤に吸着させて Na、K と分離し、Cs 吸着塔カートリッジを貯蔵設備にて保管する想定としている。そのため、水溶性に関して、19 号試験、46 号試験を用いて評価した。

その結果、アルカリ金属（Na、K、Cs）については、19 号試験、46 号試験共に溶出率は 99%以上と高く、水溶性が高い結果となり、二次的な湿式吸着処理による Cs 高度濃縮、保管が可能な性状であることが示された。

⑦No.2BF 灰の循環薬剤利用に関する評価

No.2BF 灰を反応促進剤として放射性 Cs を含む細粒表層土壤に添加し加熱試験を行った結果、Cs 揮散率は 99.6%となった。No.2BF 灰は、反応促進剤の代替として循環利用が可能であることが確認された。

4. 試験結果の評価

（１）溶融システムにおける物質収支の評価

①放射性 Cs 細粒土壤を溶融処理した場合の物質収支

プラント実証試験での物質収支を元に、放射能濃度 50,000 Bq/kg(dry)の放射性

Cs 細粒土壌を 100 t(dry)/日 で溶融処理した場合の物質収支を算出した。Cs 収支が合うよう、No.1BF 灰の量、放射能濃度について補正を行った。その結果、1 日 100 t の処理により、浄化物であるスラグが 134.7 t、濃縮物である No.1BF 灰が 10.3 t の発生し、放射能濃度はスラグが 1,430 Bq/kg(dry)、No.1BF 灰が 46.6 万 Bq/kg(dry) と算出された。No.2BF 灰は、反応促進剤の代替として循環利用することとした。

②No.1BF 灰の湿式吸着処理で発生する保管物（Cs 吸着塔カートリッジ）の量

放射性 Cs 細粒土壌を 100 t(dry)/日 で年間 300 日溶融処理した場合に発生する No.1BF 灰について、湿式吸着処理における物質収支の計算を以下の条件で行い、保管物である Cs 吸着塔カートリッジの発生量を試算した。Cs 吸着剤はケイチタン酸塩とし、Cs 吸着性能については、模擬溶液で放射性 Cs の吸着試験を行い、得られた分配係数（ K_d ）を用いた。処理水は、放流基準を順守して外部放流とした。

[水溶解工程] 水と No.1BF 灰の混合液固比： 4
放射能 Cs の水溶出率： 100%
(溶出試験での溶出率が 99%以上であったため)

[固液分離工程] 脱水ケーキの含水率： 50 wt%

[Cs 吸着工程] 溶液処理速度： 2 m³/h
Cs 吸着塔容積： 0.16 m³、Cs 吸着塔数： 3 塔

ローゼンモデルによる解析から評価を行った結果、Cs 吸着塔カートリッジの年間保管量は、8.6 m³/年（8.7 t/年）と算出された。

③プラント撤去時に発生する二次廃棄保管物（耐火物）の量

100 t(dry)/日×1 系列の溶融プラントを撤去する際に発生する二次廃棄保管物の量を試算した。香川県豊島の不法投棄廃棄物を全量資源再生させるための溶融施設（以下、豊島プラント）をモデルとした。その結果、廃棄耐火物の重量は 550 t、容積は 367 m³（比重 1.5）と推算された。

④溶融システムでの減容効果

Cs 吸着塔および二次廃棄保管物（耐火物）の量を用いて、溶融システム全体での減容化率を算出した。結果を表 4-1 に示す。保管物の容積は細粒土壌に対して約 1/1,500、減容化率は 99.94%と算出され、減容効果は高いことが示された。

表 4-1 溶融システムでの減容化率

項目	単位	INPUT		OUTPUT		
		投入物		スラグ (浄化物)	保管物	
		細粒土壌 A	反応 促進剤		Cs吸着塔 (高度濃縮物) B	二次廃棄物 (耐火物) C
重量	t(dry)/20年	600,000	405,195	808,077	174	550
容積	m ³ /20年	834,078	526,227	593,434	173	367
容積比 [A/(B+C)]	-	1,546				
減容化率 [(1-(B+C)/A)×100]	%	99.94				

(2) コストの評価

本実証試験結果の物質収支等を元に、放射能濃度 50,000 Bq/kg(dry)の放射性 Cs 細粒土壌を処理対象とした 80 t/日×2 系列の溶融システムについて、豊島プラントのデータを参考にしてコスト試算を行った。設備費は、400 億円と概算された。運転・維持管理費は、豊島プラントの約 1.9 倍の 78,000 円/t と推算された。Cs 高度濃縮に関しては、設備費を含めて 2～4 万円/t・細粒土壌と推算された。

この結果を元に、豊島プラントと同一の溶融炉を用いて乾燥細粒土壌 160 t/日（含水率 50%の細粒土壌スラリーベースでは 320 t/日）を年間 280 日稼働で 5～20 年間処理した場合のコスト原単位を試算した。結果を、表 4-2 に示す。20 年処理でのコスト原単位は、乾燥細粒土壌ベースで 22.4 万円/t、細粒土壌スラリーベースで 11.2 万円/t と算出された。

表 4-2 細粒土壌の溶融処理における処理量、費用のまとめ

項目	単位	処理期間			
		5年	10年	15年	20年
細粒土壌処理量	万t(dry)	22.4	44.8	67.2	89.6
	万t(wet)	44.8	89.6	134.4	179.2
設備費	億円	400	400	400	400
運転・維持管理費	億円	402	804	1,207	1,609
合計	億円	802	1,204	1,607	2,009
コスト原単位	万円/t(dry)	35.8	26.9	23.9	22.4
	万円/t(wet)	17.9	13.4	12.0	11.2

(3) 安全性の評価

①定常作業（日常点検）における作業被ばく低減対策

実効線量が高い機器について No.1BF 灰貯留槽（No.1BF から灰を排出して、一時的に貯留する槽）、計量槽（No.1BF 灰貯留槽の灰を湿式吸着処理に定量供給するために計量器、開閉ダンパが付属した槽）について追加遮へいの検討を行った。その結果、鉛板の場合は約 10 mm、鉄板の場合は約 17 mm の追加遮へいを行うことで、機器表面から 1 m 地点での空間線量率を 0.1 mSv/h 以下にできると考えられた。

②非常作業、整備工事における作業被ばく低減対策

非常作業、整備工事においては、遮へいではなく、事前に汚染物を除去した上で作業できるようなハード設計とすることを対策の基本と考えられた。

5. まとめと今後の課題

分級処理後の細粒土壌を溶融処理することにより、放射性 Cs が高効率に No.1BF 灰として分離され、それを湿式吸着処理することで大幅な減容化が可能であることが示された。今後は、実際の放射性 Cs を含む細粒土壌を用いたプラント実証試験、さらに、そこで発生する No.1BF 灰を用いた Cs 高度濃縮の実証試験が必要であると考えられる。

以 上

実施代表者：国立大学法人 東京工業大学
実証テーマ名：金属イオン含有亜臨界水による土壌分級物中の Cs の高速イオン交換回収と高減容ガラス固化
概要： 汚染土壌をアルカリ土類金属などのイオンを含有する亜臨界水で洗浄し、金属イオンとの高速イオン交換により土壌から Cs を脱離させ、その洗浄水から Cs を吸着分離・ガラス固化することにより、放射性 Cs 廃棄物の高減容化と安定固定化を実現する技術の実用性を実証するとともに、その実規模システムにおける物質収支、コスト、安全性を評価する。
実施内容： (1) イオン含有亜臨界水による Cs 脱離試験 (2) 亜臨界処理水中の Cs の吸着分離・ガラス固化試験 ①【固化法-1】 亜臨界処理水からの Cs 選択回収による Cs ガラス固化 ②【固化法-2】 固体酸含有高珪酸ガラスへの Cs ガラス固化 (3) 実規模システムの検討
技術概要： 1. 試験フローと体制 【イオン含有亜臨界水によるCs脱離試験】 【亜臨界処理水中のCs吸着分離・ガラス固化試験】 (固化法-1) (固化法-2) 2. 成果目標 ①汚染した細粒物からの放射性 Cs 脱離率が 95%以上 ②最終廃棄物（ガラス固化体）の体積が試験試料（細粒物）の 5 千分の 1 以下に減容される（分級前の土壌から処理する場合は、約 2 万分の 1 に減容される）。 3. 期待される効果 粘土鉱物の微細結晶構造に入り込み取れにくくなっている放射性 Cs を、金属イオンとの高速イオン交換により高率かつ容易に回収できる。また、回収された Cs を吸着分離・ガラス固化することにより、元の土壌に対して大幅に減容化し安定的に固定化できる。

実証試験の結果：

(1) イオン含有亜臨界水による Cs 脱離試験

模擬汚染土壌および実汚染土壌に対して Mg イオンを含有した亜臨界水による Cs 脱離試験を実施したところ、液固比 (L/S) [mL/g] の増加や繰り返し処理などにより Cs 回収率が概ね 100% になることを確認した (表 1)。

表 1 亜臨界水による Cs 脱離試験結果

試験区分	試験対象	Cs 回収率 (%)	備考
コールド試験	模擬汚染土壌 (非放射性Csを十分に浸透させた非汚染土壌 : 2.12×10^2 Bq/kg)	100	L/S=100, 250℃ Mg イオン濃度=0.5M
		79	L/S=10, 250℃ Mg イオン濃度=2.0M
ホット試験	実汚染土壌 (1.55×10^4 Bq/kg)	98	L/S=100, 250℃ Mg イオン濃度=0.5M 繰り返し処理: 3回
		78	同上, 処理: 1回

(2) 亜臨界処理水中の Cs の吸着分離・ガラス固化試験

Cs 脱離後の亜臨界水中の Cs をフェロシアン化鉄系吸着剤による吸着→吸着剤の熱分解→熱分解残渣からの Cs 溶出→ガラス固化という方法【固化法-1】で回収する試験を行ったところ、吸着から溶出までについては、全量に近い Cs を回収可能であることを確認した (表 2)。

表 2 亜臨界水中の Cs 吸着分離・溶出試験結果

試験区分		Cs 吸着率 (%)	熱分解残渣の Cs 溶出率 (%)	備考
固化法-1	コールド試験	97	99.8	残渣からの溶出 + 水洗浄 3 回
	ホット試験	94	99.8	水溶出: 94.5% 硝酸溶出: 5.3%
固化法-2	コールド試験	94	—	L/S=10 吸着時間: 3 時間

固体酸含有高珪酸ガラスにより亜臨界水中の Cs を直接選択吸着しガラス固化する方法【固化法-2】による試験結果においても、94% という高率の Cs 吸着率 (表 2) を確認した。また、固化法-1, 2 について回収された Cs のガラス固化を行ったところ、Cs を含む固化体のガラス化が確認され、安定的に固化していることが示唆された。

減容等の評価：

Cs 脱離工程と固化法-1 または 2 を連結したプロセスにおいて、分級後の汚染土壌に対して 18,700 分の 1 以下に高減容化できる見通しを得た。

作業員被曝量評価：

対象汚染土壌が 10 万 Bq/kg 超の場合は、装置周辺の空間線量が極めて高くなるので、遠隔操作が前提となる。

コスト評価：

シナリオ 1 : 210 千円/t、シナリオ 3 : 3,100 千円/t (両シナリオともに償却費 : 33%、ユーティリティ・試薬費 : 43%、人件費 : 24%)

歩掛り：

作業人工 : (シナリオ 1 の場合) 1.4 人日/t

コスト評価条件：

処理対象土壌 : 汚染濃度が高く (10 万 Bq/kg 超) 粘土成分の多い粘性土 (約 1 万 m³)

処理期間 : 8 年、年間操業時間 : 300 日

シナリオ 1 : 14.4t/d (最終処分前処理、Cs 回収 : 50%、L/S : 20、繰り返し処理回数 : 1 回)

シナリオ 3 : 1.0t/d (土壌再利用、Cs 回収 : 95%、L/S : 100、繰り返し処理回数 : 3 回)

作業における安全上の注意：

防塵マスクの着用、耐熱手袋の着用、換気

試験場所 (住所)：

東工大 : 東京都目黒区

三菱マテリアル : 茨城県那珂市

除去物保管場所と保管状況：

試験で生成した汚染物は、当面三菱マテリアルの倉庫内に保管する。

1. 事業の概要

(1) 目的

本事業は、金属イオン含有亜臨界水による汚染土壌からの Cs 脱離技術および 2 種類の Cs 吸着分離・ガラス固化技術についての実証試験を行い、その実規模システムの検討を行うことにより、汚染土壌を大幅に減容化し、かつ安定的に放射性 Cs を固定化する技術の実用化に資することを目的とする。

(2) 試験の内容

本事業の試験全体フローを図 1-1 に示す。

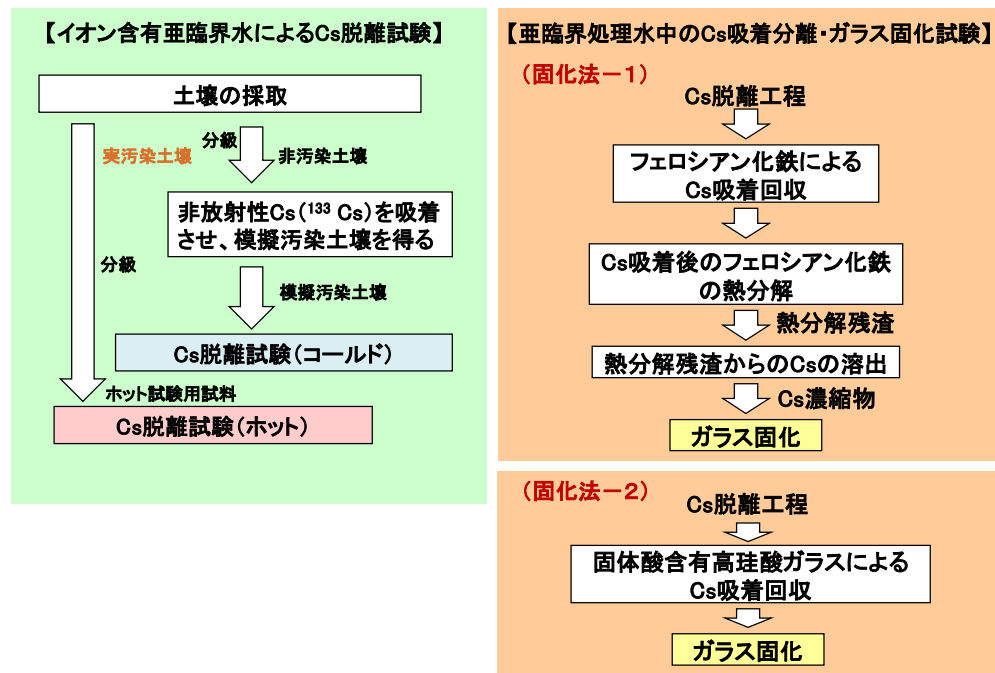


図 1-1 試験全体のフロー

①試料の準備

本試験に供する事故由来の放射性 Cs による汚染土壌と非汚染土壌を、三菱マテリアル（株）那珂エネルギー開発研究所敷地内にて採取し、篩分級により 2mm 以下の土壌を用いた。本試験では、Cs を強く吸着している粘土成分を試験対象とするため、2mm 以下に分級した土壌をさらに 0.075mm 以下に分級して細粒物を回収し試験に供した。

②試験の実施方法

(a) イオン含有亜臨界水による Cs 脱離試験

コールド試験では、非放射性 Cs を吸着させた非汚染土壌を Mg などのイオン含有水とともに小型水熱装置（図 1-2）に入れ、亜臨界状態にして攪拌（洗浄）し、主に Mg イオンとのイオン交換により Cs を脱離させた。その処理物から固液分離して得られた洗浄水中の Cs 濃度を測定し、土壌から液相への Cs 移行量を求め Cs 脱離率を評価した。

ホット試験では、実汚染土壌を用いてコールド試験と同様の方法で Cs 含有洗浄水を得た。

土壌から液相への Cs 移行量については、放射性 Cs からの放射エネルギーの差から求め、Cs 脱離率を評価した。

さらに、以上の試験結果と特定の粘土鉱物からの Cs 脱離に関する予備試験結果との比較から、脱離機構から見た亜臨界処理法の各種粘土鉱物への適用について考察した。

(b) 亜臨界処理水中の Cs の吸着分離・ガラス固化試験

【固化法-1】 亜臨界処理水からの Cs 選択回収による Cs ガラス固化

コールド試験では、まず Cs 脱離試験（コールド）で液相に脱離された Cs をフェロシアン化鉄系吸着剤で吸着し電気炉で熱分解させた。吸着物を 350～400℃ 程度で熱分解させると、主に水に不溶性の酸化鉄と可溶性の硝酸セシウムになるため、水または希硝酸で洗浄することにより、酸化鉄と分離されて液相側へ Cs を溶出させることができた。さらに小型ガラス溶融装置（図 1-2）を用いてその溶出 Cs をホウ珪酸ガラスで固化する試験を実施した。また、各工程前後での Cs 濃度を測定し、工程間の Cs 移行量などを評価した。

ホット試験では、Cs 脱離試験（ホット）で得られた亜臨界処理水中の Cs をフェロシアン化鉄系吸着剤で吸着させ、管状型電気炉（図 1-2）による熱分解後に溶出させる試験までを実施した。各工程間の Cs 移行量は、Cs からの放射エネルギーを測定することにより評価した。

【固化法-2】 固体酸含有高珪酸ガラスへの Cs ガラス固化

試薬の非放射性 Cs を含む水溶液を用いて、Cs を選択吸着する機能を有する固体酸含有高珪酸ガラスと Cs 水溶液とを接触させて Cs 吸着量を評価したのち、Cs 脱離試験（コールド）により土壌から液相に移行した Cs を固体酸含有高珪酸ガラスで吸着させ固化する試験を実施した。



図 1-2 小型水熱装置(左)・小型ガラス溶融炉(中)・管状型電気炉(右)の外観

(c) 実規模システムの検討

上記試験の実施結果に基づき、実規模システムの構成等を検討し、その検討結果を踏まえて全体システムフローの評価（概略の物質収支と放射能収支の評価、および適用対象土壌とその処理シナリオの構築）、二次廃棄物量の評価、コストの評価、安全性の評価を行うとともに、実用化に向けての課題を明らかにした。

2. 試験結果

(1) イオン含有亜臨界水による Cs 脱離試験

①コールド試験

図 2-1 に、Cs 脱離試験（コールド）における各種試験条件での Cs 回収率の比較結果を示す。液固比（L/S：土壌 1[g]に対する水の体積[mL]の比率）：100、添加イオン： Mg^{2+} 、添加イオン濃度：0.5 mol/L のときに、1 回の亜臨界処理により約 99～100%の Cs を回収できた。また、L/S の増加、あるいは添加 Mg イオン濃度の増加により Cs 回収率が増加することなどを確認した。

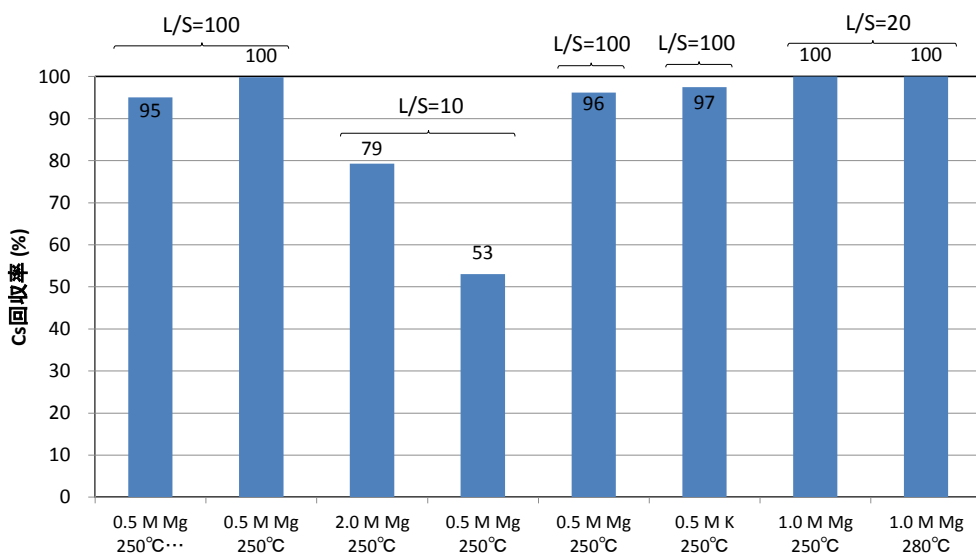


図 2-1 Cs 回収率への液固比 (L/S)、添加イオン、イオン濃度の影響

②ホット試験

図 2-2 に、Cs 脱離試験（ホット）における各種試験条件における Cs 回収率の比較結果を示す。L/S=100 の場合に、1 回の亜臨界処理により Mg イオン濃度によらず 80%弱の放射性 Cs を回収できた。また、L/S の増加により Cs 回収率が増加すること、処理液の Mg イオン濃度や処理温度（250～280℃）の Cs 回収率への影響は小さいことを確認した。さらに、3 回の繰り返し処理により、汚染土壌（粘土成分）から L/S=100 の場合は 98%、L/S=20 の場合は 60%の放射性 Cs を回収できることを確認した。

③Cs 脱離機構から見た亜臨界処理法の各種粘土鉱物への適用

本事業に先行して実施した予備試験において、粘土鉱物のバーミキュライトの Cs 吸着サイトについて、比較的容易にイオン交換できるのは、①粘土鉱物への表面吸着、②結晶層末端が風化作用を受けて開いたような構造（フレイドエッジサイト）、③水和したアルカリ土類金属イオンが存在する膨潤状態の層間であること、逆にイオン交換が困難な Cs 吸着サイトは、アルカリ金属イオンで飽和吸着された閉じた層間であることが分かっている。

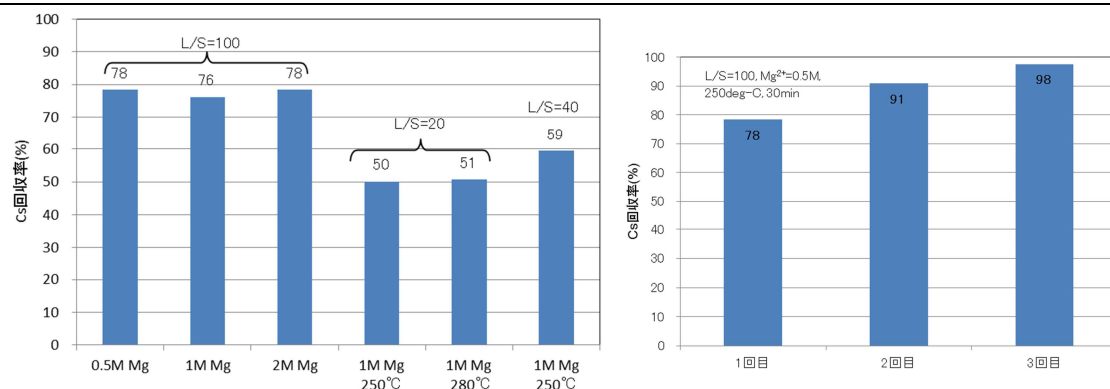


図 2-2 Cs 回収率への L/S、Mg 濃度、処理温度 (左) および繰り返し回数 (右) の影響

このバーミキュライトを用いたコールド試験の結果と本事業での実汚染土壌でのホット試験結果を比較すると、同一条件ではホット試験の結果をコールド試験がほぼ再現していることが判明した。これは、図 2-3 に示すようなバーミキュライトへの Cs 吸着過程 (a) 初めに Cs⁺はフレイドエッジサイトに吸着され、アルカリ土類金属イオンとイオン交換される。(b)Cs 吸着量が増加すると Cs とバーミキュライトの強い吸着力と Cs⁺の集積されやすさによって一部の層間で層間距離が短くなり、(c)最終的に層間の一部が閉じた構造を形成) で形成される(c)の状態が、模擬汚染土壌の層間の金属イオンを全て Cs で置き換えた状況と類似しているためであり、実汚染土壌から分級して得られた粘土鉱物からの Cs 脱離が、層間を Cs で飽和吸着したバーミキュライトからの Cs 脱離で模擬できると考えられる。

すなわち、汚染土壌の主要粘土鉱物であるバーミキュライトやイライトなどを用いて Cs による飽和吸着を行い、閉じた層間を形成させてコールドの Cs 脱離試験を行うことにより、汚染土壌によるホット試験の状況を十分模擬できる。したがって、主要な粘土鉱物に対してこのようなコールド試験を継続し、脱離条件を整備していくことで、粘土鉱物の組成が異なる土壌に対して、最も有効に亜臨界処理法を適用することが可能となる。

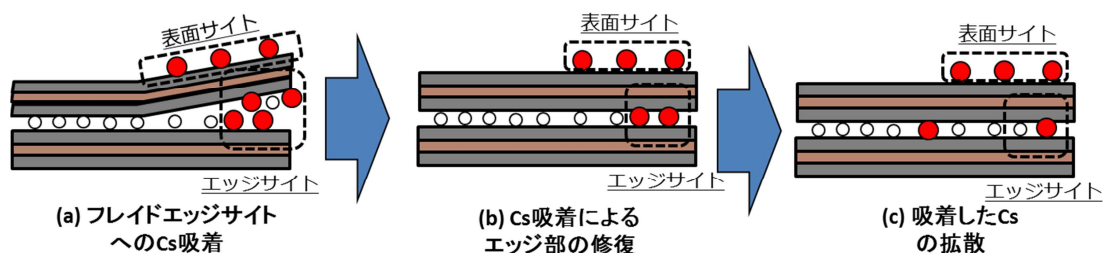


図 2-3 粘土鉱物のエッジサイトへの Cs 吸着とその後の経緯

(2) 亜臨界処理水中の Cs の吸着分離・ガラス固化試験

①【固化法-1】亜臨界処理水からの Cs 選択回収による Cs ガラス固化

(a) コールド試験

図 2-4(a) に示すように、フェロシアン化鉄系粒状吸着剤：MC-B（プルシアンブルーの造粒粒子、関東化学(株)製）による亜臨界処理後の溶液中の Cs 吸着試験を行ったところ、

1回のバッチ処理 (L/S=10) にて Cs 吸着率 94%を達成した。また、その吸着剤を電気炉にて 360℃で 3 時間保持し熱分解させ、その残渣からの Cs 溶出試験を行ったところ、溶出後に水洗浄を 3 回繰り返すことにより、累積で 99.8%の Cs を溶出させることができた (図 2-4(b))。さらにその溶出液を想定した模擬塩にてガラス固化試験を行ったところ、Cs を含む固化体のガラス化が確認された。

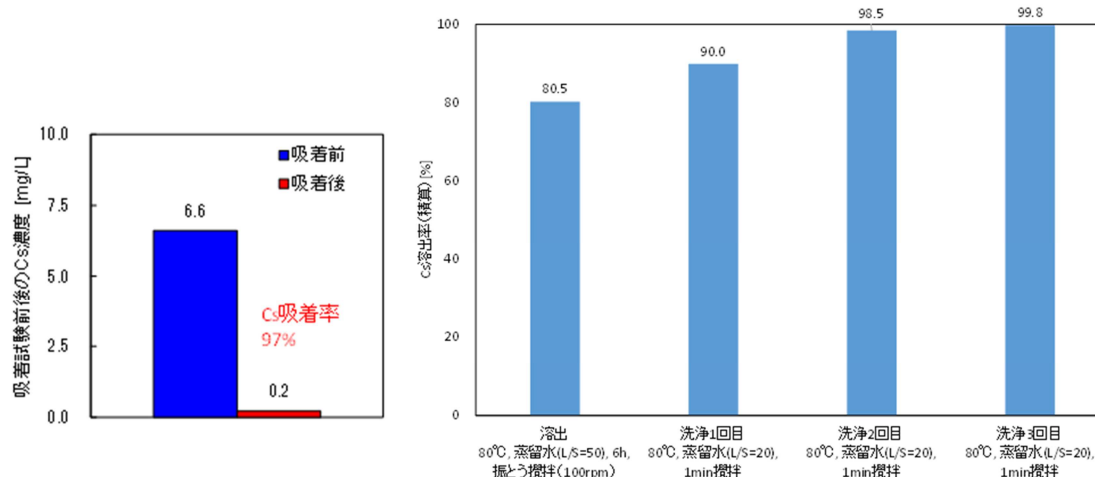


図 2-4 MC-B による (a) 吸着試験結果および (b) 熱分解残渣からの Cs 溶出試験結果
(b) の水洗浄 1 回目 : L/S=50, 洗浄時間(t)=6 時間、2～4 回目 : L/S=20, t=1 分)

(b) ホット試験

Cs 脱離試験 (ホット) から得られた処理水を用いて、MC-B による吸着試験を行なったところ、Cs 吸着率は 93～94%となった。また、Cs を吸着した MC-B を管状型電気炉にて熱分解したところ、熱分解後の残渣への Cs の移行率はほぼ 100%であり、分解中に Cs がほぼ揮発しないこと確認した (炉内内面およびオフガス系への Cs の移行率は検出下限以下 (<0.9%) であった)。さらにその残渣からの Cs 溶出試験を実施し、水で 95%の Cs を溶出でき、その水溶出後の残渣から希硝酸 (0.5N) により残りの Cs のほぼ全量を溶出することができることを確認した。各工程間の Cs 移行率を表 2-1 に示す。

表 2-1 吸着・熱分解・溶出の各工程間における Cs 移行率

吸着 (亜臨界処理水→MC-B)	熱分解 (MC-B→熱分解残渣)	溶出 (熱分解残渣→溶出液)
1 回目 : 93.3% 2 回目 : 93.6%	99.5%	水溶出 : 94.5% 硝酸溶出 : 5.3% 合 計 : 99.8%

②【固化法-2】固体酸含有高珪酸ガラスへの Cs ガラス固化

図 2-5 に固体酸含有高珪酸ガラスによる亜臨界処理後の溶液中の Cs の吸着試験結果を示す。1回のバッチ処理 (L/S=10) にて Cs 吸着率=94%を達成し、亜臨界処理水中の Cs を高率で吸着できることが分かった。また、Cs 吸着率は L/S (10～500) によらず 90%程度であること、繰り返し吸着試験により Cs 吸着率が増加すること、および亜臨界処理水中の Cs の吸着後模擬塩が高珪酸ガラスに固定化されることを確認した。

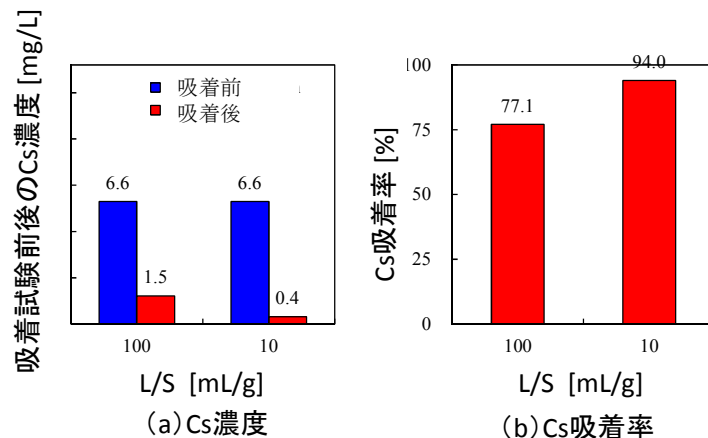


図 2-5 固体酸含有高珪酸ガラスによる亜臨界処理後溶液中の Cs の吸着試験結果
(吸着時間：3h、初期 Cs 濃度：6.6 mg/L)

3. 試験結果の評価（実規模システムの検討）

(1) 技術の評価

①物質収支

図 3-1 に亜臨界処理（Cs 脱離）工程と固化法-1（Cs 吸着・熱分解・溶出・ガラス固化）を連結したシステムにおける今回の試験結果を踏まえた物質収支の試算値を示す。

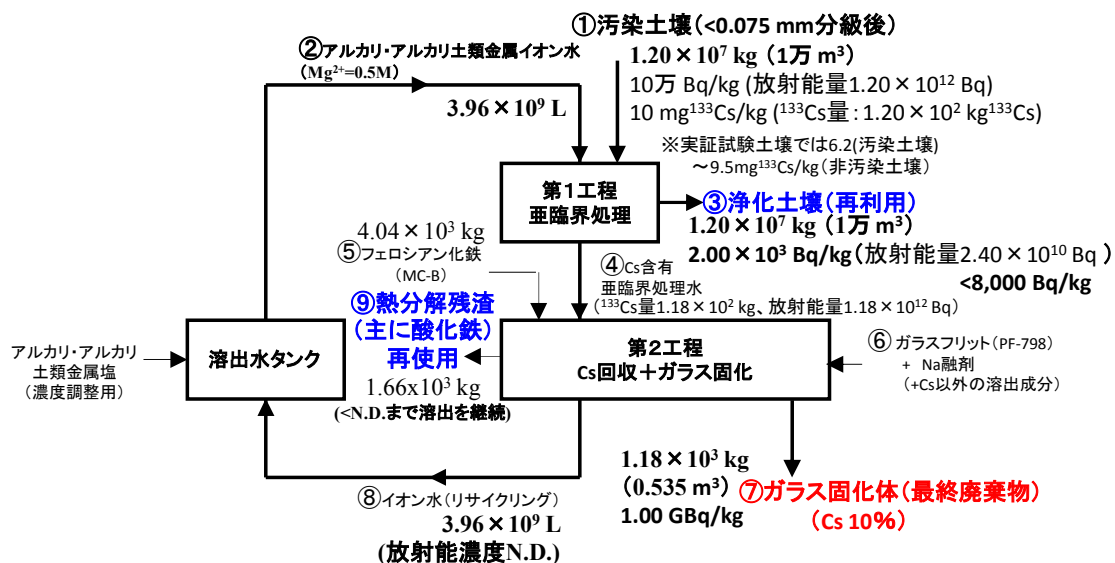


図 3-1 （亜臨界処理+固化法-1）のフローにおける物質収支の概算値

処理対象としての1万 m³ (12,000t) の汚染土壌は、最終的に約 0.5m³ のガラス固化体となり、約 18,700 分の 1 の減容率となった。同様に亜臨界処理と固化法-2 を連結したシステムにおける減容率も約 18,700 分の 1 となり、いずれも大幅な減容化が期待できる。

この試算における各工程での Cs 回収率は、本事業での試験で得られたベストの値を適用しているが、L/S や繰り返し処理回数を変えて Cs 回収率が低くなった場合は、非回収 Cs

が増える一方で、減容率はさらに低くなりガラス固化体数は低減する。条件の最適化については、コスト評価などと併せて決定する必要がある。

②処理シナリオ

イオン含有亜臨界水を用いた本法は、Cs を強く吸着している粘土成分から Cs を回収できるプロセスであることと、1 日当たりの処理能力が最大で約 14t と膨大な物量処理には不向きであることを考慮すると、処理対象となる土壌は汚染濃度が高く（10 万 Bq/kg 超）、粘土成分の多い粘性土（約 1 万 m³）への適用が考えられる。特に、亜臨界水による Cs 脱離処理により放射能濃度を 10 万 Bq/kg 以下または 10 万 Bq/kg を大幅に超えない濃度まで低減し、一時保管や最終処分の負荷低減のために利用することが考えられる。

Cs 脱離処理は、対象土壌の放射能濃度と、それを処理した後の目標放射能濃度に合わせて、L/S や繰り返し回数の組み合わせを適切に選定することで、粘土成分から Cs を目標とする回収率まで除去できる柔軟性の高いプロセスである。再資源化だけでなく、一時保管や最終処分の負荷低減への応用など、柔軟なシナリオ構築に利用できる。ここでは、Cs 回収率をパラメータとするシナリオを設定した。設定したシナリオを表 3-1 に示す。シナリオ 1 では最終処分負荷軽減のための前処理を、シナリオ 3 は土壌再利用を想定している。

表 3-1 Cs 脱離処理シナリオ

シナリオ	Cs回収率 (%)	L/S	繰り返し 回数	処理能力 (t/日)	処理対象土壌 放射能濃度
シナリオ 1	50	20	1	14.4	4万Bq/kg 10万Bq/kg 100万Bq/kg
シナリオ 2	70	40	2	3.6	
シナリオ 3	95	100	3	1.0	

③処理フロー

図 3-2 にイオン含有亜臨界水による Cs 脱離に係る全体システムフローを示す。全体システムは汚染土壌から亜臨界水により Cs を脱離する Cs 脱離工程と、脱離した Cs を Cs 吸着剤（フェロシアン化鉄）により回収する Cs 回収工程、回収した Cs をガラス固化するガラス固化工程から構成される。Cs 回収からガラス固化までは固化法-1 に対応する。

この処理フローから物質収支と放射能収支を概算したところ、例えば Cs 脱離工程における 1 日当りの処理水量はどのシナリオにおいても 145m³ となった。また Cs 回収工程における吸着剤の消費量は 1 日当り最大約 40kg となった。

（2）コストの評価

コストの評価に当たり、図 3-2 のプロセスフローを構成する機器を決め、設備建設費、建屋建設費、ユーティリティ費、試薬費、人件費を設定して、Cs 脱離処理コストを試算したところ、図 3-3 に示すように、シナリオ 1 では処理単価は約 20 万円/t、シナリオ 2 では約 80 万円/t、シナリオ 3 では約 300 万円/t となった。シナリオ 2 および 3 では、Cs 回収率を確保するために処理の際の L/S が大きく、また繰り返し処理を行うため処理能力が低く、処理単価が非常に高くなる結果となった。なお、シナリオ 1 の処理単価は、除去土壌を熱処理する際のコストと同程度である。

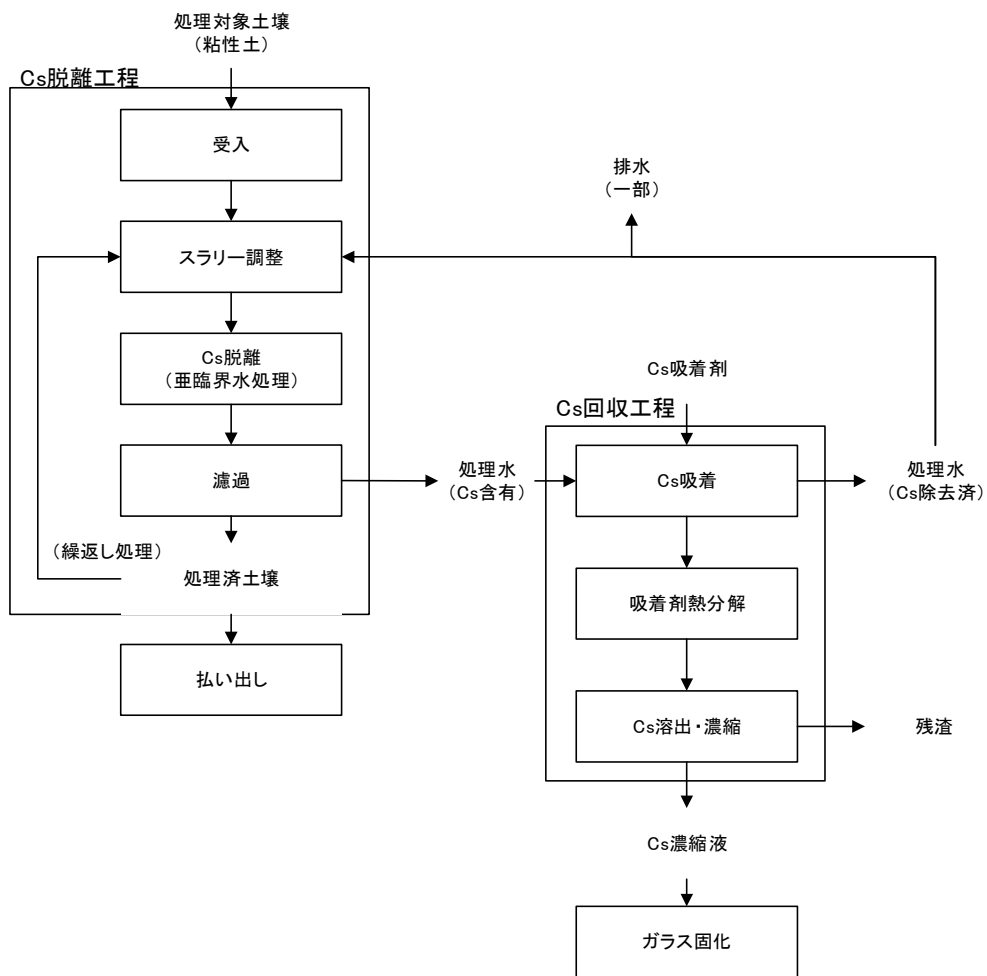


図 3-2 イオン含有亜臨界面水による Cs 脱離に係る全体システムフロー

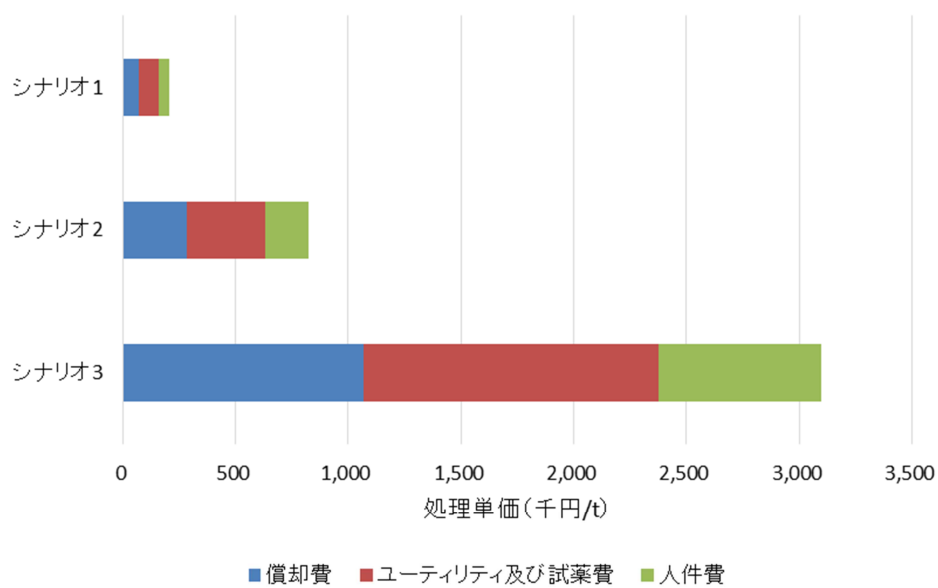


図 3-3 Cs 脱離工程の処理単価

また同様のシナリオについて Cs 回収工程の処理コストを試算したところ、シナリオ 1 で約 20 万円/t、シナリオ 2 で約 90 万円/t、シナリオ 3 で約 300 万円/t となった。これらのコストの大半は建設費（設備および建屋）が占めている。この原因は、Cs 脱離工程において Cs 脱離のために大量の水を使用するため、処理系列が増加したためである。

（３）安全性の評価

イオン含有亜臨界水による Cs 脱離工程および Cs 回収工程を構成する際に考慮が必要な放射線防護に係る項目について検討を実施した。

Cs 脱離工程では、スラリー中継槽において初期土壌放射能濃度が 10 万 Bq/kg を超える場合、装置外面から 1m 地点の空間線量が 1mSv/h となることが分かった。また、処理済液貯槽の空間線量は 10mSv/h を超えることが分かった。この空間線量は、管理区域内においても通常は立ち入らない領域として分類される。したがって、Cs 脱離工程における主工程の装置類は、適切な遮蔽壁や機器近傍に設ける遮蔽板によって囲われるように配置計画をする必要がある。また、運転中は人が近接することはできないため、完全に自動化した施設となる。

Cs 回収工程では、いずれの装置においても空間線量は極めて高く、特に Cs 溶出液貯槽の線量は 1,000mSv/h を超える結果となった。したがって、Cs 回収工程は全て遠隔操作による運転が前提となる。また、適切な遮蔽壁や機器近傍に設ける遮蔽板によって囲われるように配置計画をする必要があり、必要に応じてセル構造を設ける必要がある。上記の遮蔽対策に加え、機器の保守を考慮する必要がある。具体的には、保守時に近接できるように内容物を移送でき、かつ容器および配管内を遠隔で洗浄するシステムが必要となる。

4. まとめと今後の課題

（１）まとめ

- ・ **目標の達成**：本事業において、Cs 脱離・吸着・ガラス固化工程からなる汚染土壌二次減容化システムに対して設定した次の 2 つの目標を達成した。
 - (a) 汚染した分級細粒物からの放射性 Cs 脱離率が 95%以上
 - (b) ガラス固化体の体積が分級細粒物の 5 千分の 1 以下
- ・ **Cs 脱離試験結果**：非汚染土壌を分級した細粒物（0.075mm 以下）に非放射性 Cs を吸着させたものを亜臨界水（Mg イオン濃度=0.5M、250℃、L/S=100）で 30 分洗浄することにより、大部分の Cs（95～100%）を脱離することができた（コールド試験）。汚染土壌に対して同様の条件で洗浄することにより、放射性 Cs が 78%脱離され、2 回繰り返すと 91%、3 回で 98%脱離することができた（ホット試験）。この結果から、本法により汚染土壌の分級細粒物からほぼ 100%の Cs の回収が可能であることを確認した。
- ・ **Cs 脱離機構**：土壌中の粘土鉱物では、Cs はフレイドエッジサイト（粘土層間のエッジの膨潤した部分）にまず吸着し、Cs の強い吸着力とイオンの集積しやすさによって膨潤した層間の一部を閉じてしまい、脱離されにくくなっている。こうした状態は粘土鉱物の層間を全て Cs で交換することで再現できることが判明した。このことから、層間を全て Cs で交換した各種粘土鉱物を用いたコールド試験により、汚染土壌を用いたホット試験を模擬することができることを明らかにした。

- ・ **Cs 吸着・熱分解・溶出・ガラス固化試験結果（固化法-1）**：コールド試験の亜臨界処理水中の Cs のうち 97%が MC-B により選択吸着され、この吸着剤の熱分解残渣から 80℃の蒸留水洗浄 4 回で 99.8%の Cs が回収された。同様にホット試験の亜臨界処理中の Cs の 94%が選択吸着され、吸着剤の熱分解残渣から水と希硝酸（0.5N）による溶出で 99.8%の Cs を回収した。なお、コールドのガラス固化試験により、Cs をガラスに固定化できることも確認した。
- ・ **Cs 吸着・ガラス固化試験結果（固化法-2）**：固体酸含有高珪酸ガラスの Cs 吸着特性を調べたところ、コールド試験の亜臨界処理水中の Cs のうち、L/S=10 の条件で 94%という高い吸着率で Cs が回収された。また、ガラス固化試験により、Cs が固体酸含有高珪酸ガラスに固定化できることを確認した。
- ・ **試験結果の評価**：以上の試験結果を踏まえ、システムフローシートを作成し、放射性 Cs の回収率に対する物質収支、放射能収支を計算し、実汚染土壌処理に想定されるシステム規模を検討した。その結果から、2 次廃棄物発生量、処理コストを算出し、連続運転に対する安全性評価を行った。
- ・ **技術評価**：Cs 脱離工程では回分法（バッチ法）による処理システムを想定し、土壌処理速度を評価した。その結果、Cs は土壌からほぼ完全に脱離回収できることが分かったが、回分処理では水の使用量が多くプラント規模が大きくなり、高コストになる傾向が見られた。今後は後述するカラム法の導入を図る必要がある。Cs 回収・ガラス固化工程では、固化法-1、固化法-2 とともに脱離工程からの Cs のほぼ全量を回収・ガラス固化できることを確認した。また、脱離と回収・ガラス固化（2 種類）の連結システムの導入により、分級後の汚染土壌に対していずれも 18,700 分の 1 以下に高減容化できる見通しを得た。2 次廃棄物については、固化法-1 では主に熱分解残渣（主に酸化鉄：再利用可能）が排出されるが、固化法-2 では 2 次廃棄物は排出されないことを明らかにした。

（２）今後の課題

- ・ **多様な汚染土壌の処理への対応**：今後は多様な土壌に対応できるように、粘土鉱物として 2:1 型のバーミキュライト、イライト、モンモリロナイト、1:1 型のカオリナイトなど、福島汚染土壌に含まれると想定される多種類の粘土鉱物からの放射性 Cs 回収に適した (a)交換イオンの種類、(b)亜臨界水中の Cs 脱離の平衡理論および速度論、(c)温度、L/S、洗浄時間などの最適な操作条件を決定する。
- ・ **連続回収技術（カラム法）による処理システムの高度化**：亜臨界水中でのイオン交換速度は大変速く、亜臨界処理法がカラムを用いた連続回収法にも適応可能であることを確認した。カラム法にすれば連続的に溶離剤を流すため、バッチ処理のような繰り返し洗浄操作は不要となり、土壌細粒物（粘土鉱物）からの Cs 回収技術の一層の高速化・高効率化・低コスト化を図ることができる。
- ・ **水相に回収した Cs の固定化技術の高度化**：本事業では、アルミノ珪酸（固体酸）を高分散した多孔質高珪酸ガラスにより高選択的に Cs をガラスに吸着させ、直接ガラス固化体にすることに成功した。固体酸としては、ほかにヘテロポリ酸、アルミノリン酸などがあり、低温軟化ガラスやタンゲステンブロンズのような骨格構造に Cs を安定固定化する無機材料も検討しており、最終処分に向けて高選択・高吸着容量の吸着を可能とする Cs 固定化材料について広い選択肢を提供できる。

実施代表者：株式会社安藤・間
実証テーマ名： 連続式土壌濃度測定分別装置を用いた土壌分別および分別しやすい土壌改質の実証
概要：土質改良機を使用して石こう系改質材により放射能汚染土壌を改質処理し、新たに構築した放射能濃度測定分別装置により、所定の放射能濃度による分別を実規模で行い、改質処理および濃度測定分別技術の確実性や有効性を実証した。
実施内容： ・大量供給が可能な 3 社 6 種類の石こう系改質材を用い、室内試験により水田土壌、宅地土壌、畑土壌を対象とした改質試験を行って改質材の性能を把握する。 ・室内試験で最適と考えられた改質材を用いて、現場において実規模土質改良機で放射能汚染土壌の改質を行い、さらに改質した土壌を対象に、土壌重量測定機能を付加した自社構築の濃度測定分別装置により所定の濃度で土壌分別する。 ・改質材の改質効果を定量的に把握し、さらに濃度測定分別装置の測定精度や処理能力を実証試験により明らかにする。
技術概要： 1. 試験フロー 図 1 に示すとおり 2. 試験目標 ①ふるい分けによる改質材の性能確認試験 ・粘性土の改質によるふるい分け状況の改善 ・改質材添加による体積増加を最小限に抑制 ②粘性土の実規模改質試験 ・土壌改質能力が 70t/h 以上 ③検出器特性確認試験 ・連続式土壌濃度測定分別装置の構築 ④土壌濃度測定分別試験 ・汚染土壌の濃度測定精度が誤差平均 10% 以下。 ・測定分別能力が 70t/h 以上。 ・作業中の装置近傍の粉じん濃度が 10mg/m³ 以下 3. 期待される効果 ・石こう系改質材による最適改質条件を選定する。 ・土壌を改質することで、濃度分別処理を精度よく安定的に行うことができる。 ・放射能汚染土壌を所定濃度で精度よく分別し、貯蔵土壌の再生利用の促進に寄与する。 注) 〔 〕内は、除染特別地域内で実施 図 1 実証試験フロー

実証試験の結果：

①ふるい分けによる改質材の性能確認試験および②粘性土の実規模改質試験

石こう系改質材による改質効果を 19mm ふるい上残割合で評価した結果、水田土壌のような粘土系土壌での改質効果を確認した。最適改質条件は添加量 30kg/t、混合時間 0.5 分となり、改質材製品間の改質効果の差は小さかった。また、宅地土壌や畑土壌では改質が必ずしも必要性がなかった（図 2）。これらの結果は実規模改質試験でも同様であった。

③検出器特性確認試験および④土壌濃度測定分別試験

濃度測定分別装置の測定精度は誤差平均が 8.1% であり、分別精度は超過混入率が 10%、未満混入率は 0% であった（表 1）。また、同装置の処理能力が 70t/h 以上であることを確認した。土壌改質～回転式ふるい機による二次分別～濃度測定分別の一連の作業時の粉じん濃度は最大 5.8mg/m³ であり、空气中放射能濃度は 1Bq/m³ 未満であった。

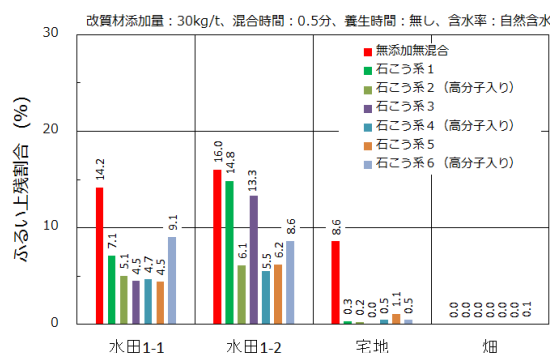


表 1 分別精度の確認結果

分別設定濃度 (Bq/kg)	超過混入率	未満混入率
8,000	0/2検体=0%	0/4検体=0%
5,000	1/2検体=50%	0/2検体=0%
3,000	0/6検体=0%	0/6検体=0%
合 計	1/10検体=10%	0/12検体=0%

図 2 改質材の種類による改質効果の比較

減容等の評価：（評価対象外）

作業員被ばく量評価：

今回の実証試験における被ばく実績：9.8 μ Sv/日（作業従事者延べ 443 人日の平均値）

実工事における想定値：2.94mSv/年（300 日／年従事として）

コスト評価：土壌改質～二次分別～濃度測定分別までのランニングコスト

（昼間 8 時間／日作業時）3,550 円/t

（昼夜 24 時間／日作業時）2,700 円/t

歩掛り（作業人工、作業速度等）

作業員数：15 人／シフト

（指揮者 1、特殊作業員 6、運転手 8）

作業速度：140t/h×5 時間／日

コスト評価条件：直接工事費のみ（装置運搬費、設置・撤去費、試運転・調整費、テントや敷鉄板等の仮設費、大型土のう搬入・開袋費、施工管理費、間接経費等は考慮せず）

作業における安全上の注意：防じんマスク、使い捨て手袋、ゴーグルを着用

試験場所（住所）：（番号は実証試験の結果欄と同じ）

①（株）安藤・間 技術研究所（茨城県つくば市荻間 515-1）

②陶芸の杜おおぼり駐車場（福島県浪江町大字大堀字大堀 37）

③日立造船（株）築港工場（大阪市大正区船町 2-2-11）および
陶芸の杜おおぼり駐車場（②に同じ）

④陶芸の杜おおぼり駐車場（②に同じ）

除去物保管場所と保管状況：実証試験に使用した汚染土壌は、大型土のうに入れ大堀仮置場に保管した。破袋土のうは対策地域内廃棄物として適正に処理した。

1. 試験の目的

大量の放射能汚染土壌を精度よく分別する技術を実証することを目的として、土壌の放射能濃度測定と同時に土壌重量を測定し、精度よく濃度測定分別ができる装置*1 を構築する。この濃度測定分別装置により、様々な濃度の汚染土壌（例えば 2,000～25,000Bq/kg*2）を用いて、各濃度帯における測定精度と処理能力を実証試験により明らかにし、土壌濃度測定分別装置の性能を実証する。

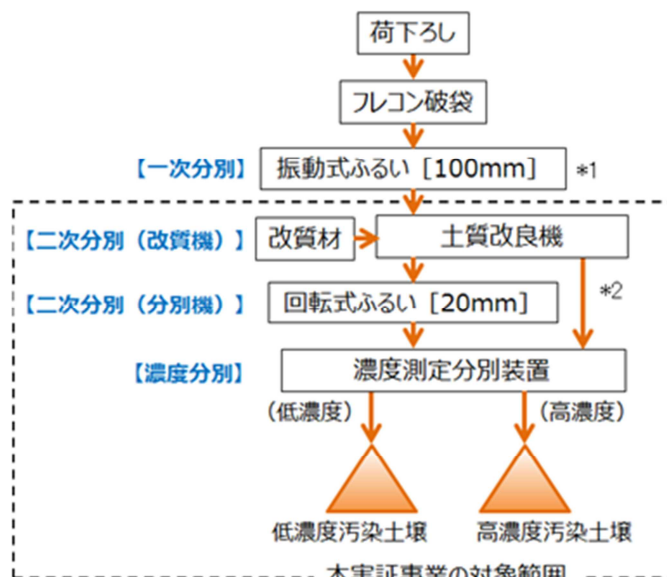
また、濃度測定分別の精度を確保し、安定的な分別運転を行うためには、測定対象土壌を分別装置で取扱いやすい性状にして送り出す定量供給が重要であるため、環境省発注の「平成 28 年度中間貯蔵施設の土壌貯蔵施設等工事：受入・分別処理工事」の要求水準書に示される石こう系の改質材による粘性土等の改質効果を確認する。そのため、大量供給可能な複数種類の石こう系改質材を対象とした土壌改質試験を行い、最適な改質条件を選定し、実規模機械（70t/h 級以上*3）による混合・改質試験により、大量施工時の土壌改質の施工性を実証する。

*1：ゲルマニウム（Ge）半導体検出器での測定値に対する誤差平均 10%以下で測定できることを目標とした。なお誤差平均とは、Ge 半導体検出器の測定値に対する本装置の測定値から誤差の絶対値を求め、測定データ数で平均した値とした。

*2：放射能濃度は湿潤土壌基準とした（以下、とくに記載のない限り同様）。

*3：70t/h の処理能力の設備を 2 基設置するものと想定した。

なお、本技術実証においては前述の要求水準書に示された施工フローおよび仕様を前提とした。本実証の前提とした施工フローを図 1-1 に、仕様を表 1-1 に示す。



*1 一次分別（振動式ふるい）は連続処理外とし、スケルトンバケットにて実施した。

*2 二次分別（回転式ふるい）は用いないケースについても処理状況を確認した。

図 1-1 本実証で前提とした施工フロー

表 1-1 要求水準書に示された仕様（抜粋）

分類	項目	仕様・諸元
共通	処理能力	140t/h
	稼働時間	5h/日
各設備	一次分別設備	振動式ふるい、140t/h 以上（1 基）、 ふるい目 100mm 程度
	二次分別設備（改質機）	二軸パドルミキサ式、70t/h 以上（2 基）、 石こう系中性改質材、添加量 30kg/t
	二次分別設備（二次分別機）	回転式ふるい、70t/h 以上（2 基）、 ふるい目 20mm 程度
	濃度分別設備	シンチレータ、測定精度 10%以下、高低 2 分別

2. 試験の内容

（1）処理フロー

本技術実証事業を構成する 4 つの試験等を以下に示す。これらの試験の関連を示す全体フローは図 2-1 のとおりである。

- ①ふるい分けによる改質材の性能確認試験
- ②粘性土の実規模改質試験
- ③検出器特性確認試験
 - （ア）工場内試験
 - （イ）現場試験
- ④土壌濃度測定分別試験
 - （ア）測定精度・分別精度確認試験
 - （イ）実規模連続運転試験
 - （ウ）高含水土壌試験

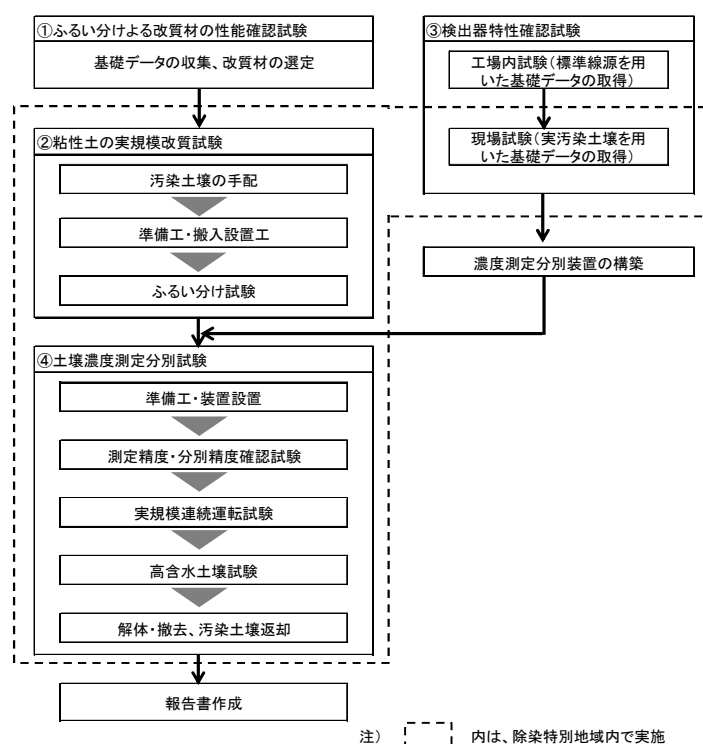


図 2-1 実証試験の全体フロー

（2）試験場所および設備・機器の配置

放射能汚染土壌を用いた試験は、福島県浪江町にある陶芸の杜おおぼりの駐車場を借りて実施した（帰還困難区域内）。試験場所に仮設テント（W20m×L50m×H11m、図 2-2 参照、遮水シートおよび敷鉄板を 2 層に敷設）を設置し、すべての試験はテント内で行った。土壌濃度測定分別試験では、テント内に土質改良機（日立建機 SR-2000G）、回転式ふるい機（マクロスキー512RET）、濃度測定分別装置（自社構築）を配置した（図 2-3 参照）。

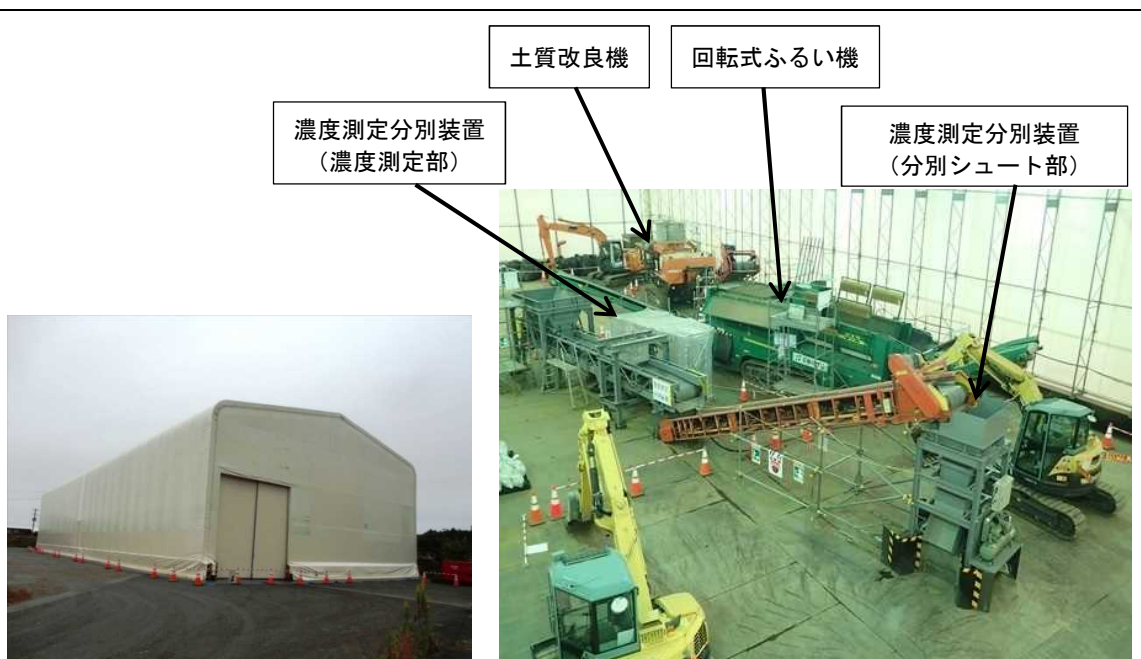


図 2-2 仮設テントの設置

図 2-3 テント内の試験装置配置状況

(3) 試験に用いた土壌

ふるい分けによる改質材の性能確認試験では、つくば市内の農地等から採取した非汚染土壌を使用した。その他の試験での放射能汚染土壌は、福島県浪江町内の除染等工事の除去土壌のうち、大堀行政区、他の仮置場に大型土のうで保管されている土壌を使用した。試験終了後の土壌は、再度大型土のうに入れ新タグにて登録し、大堀仮置場に保管した。

3. 試験結果

(1) ふるい分けによる改質材の性能確認試験

主に粘性土の改質を目的とし、効果的な改質に関する諸条件を確認した。具体的には、実作業時に予想される 4 種の土壌（水田土壌 2 種類、宅地土壌、畑土壌）に対して、改質材の種類、添加量、改質のための混合時間、養生時間等の最適な改質条件を明らかにするため、室内でのふるい分け試験を行った（図 3-1）。

ふるい分け試験は改質前後の土壌を 19mm 目のふるいを用いてふるい分けし、ふるい上に残留した土壌の量により改質の程度を評価した。

大量供給が可能な 3 社 6 種類の石こう系の改質材を用いて、改質試験を行った結果を図 3-2 に示す。図中の水田 1-1 土壌と水田 1-2 土壌は同場所から採取した試料であるが、採取時期がずれているため含水率が異なることから別表記とした。

図 3-2 より、水田 1 土壌では石こう系改質材による改質効果が認められた。また、改質材の種類（製品種類）による大きな差がないことがわかった。水田 2 土壌のような水田深部に存在する粘土は、他の土壌と比較して細粒分含有率が卓越しており、石こう系改質材



図 3-1 ふるい分け試験の状況

による十分な改質ができなかった。また、畑土壌等の砂質土壌では改質なしでもほぼ全量がふるいを通過することがわかった。また、改質効果に対する混合時間の影響を確認した試験結果を図 3-3 に示す。混合時間が 0.5 分～1 分では大きな差がないが、混合時間 2 分では、改質状況が悪くなる傾向が見られ、すべての改質材で同様の状況であった。

以上のような試験結果から、最適な改質条件として、改質材の種類は A 社石こう系 1、改質材添加量 30kg/t、混合時間 0.5 分、養生時間なし（試験結果図示せず）を基本とし、現地における実規模の土質改良機を用いた改質試験を行うこととした。

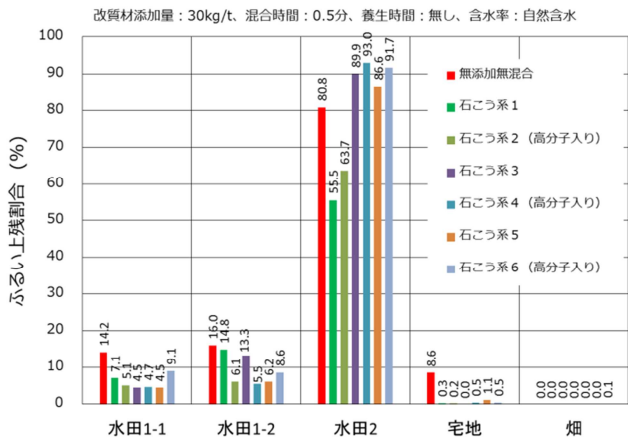


図 3-2 改質材による土質別改質効果

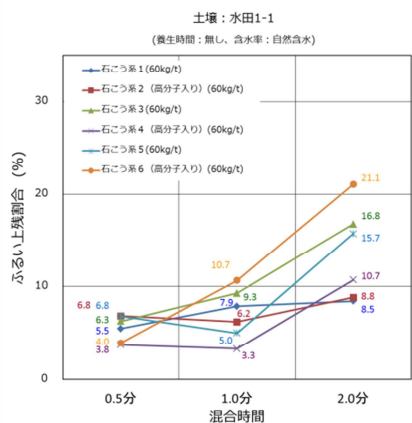


図 3-3 改質効果への混合時間の影響

（２）粘性土の実規模改質試験

前述のふるい分けによる改質材の性能確認試験結果から得られた最適改質条件により、福島県浪江町内の実証試験場所にて、3,000～25,000Bq/kg 程度の放射能汚染土壌を用いた実規模改質試験を行った。改質に使用した機械は土質改良機 SR-2000G（日立建機）である。実規模改質試験の状況を図 3-4 に示す。



図 3-4 実規模改質試験の状況

実規模改質試験結果を表 3-1 に示す。水田土壌に対する石こう系改質材の改質効果が認められ、改質材の添加量は 30kg/t、改質のための混合回数は改質機 1 回通しという条件が適当と考えられた。また、宅地土壌や畑土壌では改質が必要のない性状であった。これらの試験結果は室内で実施した改質材の性能確認試験結果と同様であった。

表 3-1 実規模改質試験結果（ふるい上残割合%）

試験土壌	改質前（原土）	改質 1 回後*1
水田	34.8	5.2
宅地	3.5	1.4
畑	0.8	4.3

*1 改質材の添加量：30kg/t

（３）検出器特性確認試験

土壌の放射能濃度を精度よく測定するためには、土壌を一定形状に整形して濃度測定分別装置に供給するだけでなく、土壌重量をリアルタイムに測定して濃度を算出する必要があると考えた。また、実工事での使用を想定し、メンテナンスや装置の改良・改造に柔軟に対応するためには国内供給品であることが望ましいと考え、装置を自社にて構築した。

検出器は振動や粉じんなどの厳しい条件に対する耐環境性に優れているフォトダイオードと CsI シンチレータの組合せで構成することとし、工場内試験により検出器の特性把握、実機に必要なシンチレータ個数、コリメータの必要性等の検討を行い、その知見をもとに濃度測定分別装置を構築し、現場試験において汚染土壌を用いて装置を検証した。図 3-5 に工場内試験の状況を、図 3-6 に現場試験の状況を示す。



図 3-5 工場内試験の状況



図 3-6 現場試験の状況

工場内試験の結果、8,000Bq/kg での分別を想定した時、測定精度 10%を満足するためには、ベルトコンベア幅 900mm に対して 9 個のシンチレータが必要であり、またコリメータの適正配置等について知見を得た。これをもとに構築した装置により現場試験を行った結果、約 24,000Bq/kg の汚染土壌を使用した場合に、実際に誤差平均 10%以下で濃度測定できることを確認した。

（４）土壌濃度測定分別試験

①測定精度・分別精度確認試験

3,000～25,000Bq/kg 程度の汚染土壌を用いて、濃度測定分別装置による放射能濃度と Ge 半導体検出器による相関を確認した。当初計画では上記の濃度範囲にばらついた土壌試料により試験を行う計画であったが、試験を進めて行く中で土壌試料の濃度が均質化したことから、3,000Bq/kg 付近、10,000Bq/kg 付近、25,000Bq/kg 付近の濃度の試料を作製して試験を行った。この時の運転は 8,000Bq/kg の分別を想定した条件（ベルトコンベア速度 21m/min、処理能力 70t/h に相当）で行った。試験結果を図 3-7 に示す。

本試験の結果、3,000～25,000Bq/kg の 31 点の全測定の誤差平均（誤差の絶対値を平均したもの）が 8.1%となり、目標とした測定精度（誤差平均 10%以下）を満足した。ただし、3,000Bq/kg 程度の低濃度域のみに注目すると、測定精度が低下することが判明した。低濃度での分別を主体として運用する場合には、CsI シンチレータ個数の増加やベルトコンベアの最適化（幅広化、低速化）、測定値の校正手法の最適化などを検討する必要がある。

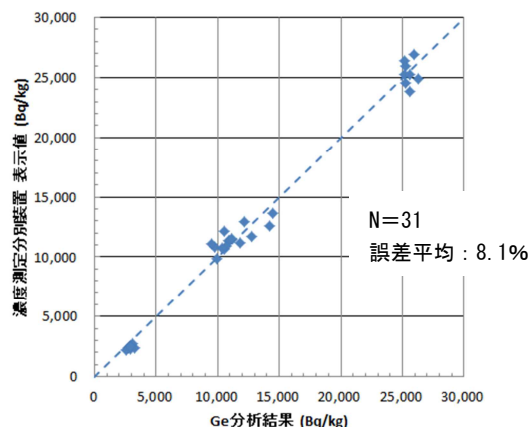


図 3-7 濃度測定分析装置と Ge 半導体検出器による分析結果の相関

濃度測定後の低濃度側／高濃度側への分別精度については、分別濃度定を 8,000Bq/kg、5,000 Bq/kg、3,000 Bq/kg に設定し、それぞれに設定分別濃度付近の土壌を用いて分別試験を行い、超過混入率（低濃度側に混入した高濃度検体の割合）および未満混入率（高濃度側に混入した低濃度検体の割合）を求めた。試験結果のまとめを表 3-2 に示す。

試験の結果、3 つの試験の合計で超過混入率 10%、未満混入率 0%であり、良好な分別精度であることを確認した。

表 3-2 分別精度の確認結果

分別設定濃度	超過混入率	未満混入率
8,000 Bq/kg	0 検体/2 検体=0%	0 検体/4 検体=0%
5,000 Bq/kg	1 検体/2 検体=50%	0 検体/2 検体=0%
3,000 Bq/kg	0 検体/6 検体=0%	0 検体/6 検体=0%
合 計	1 検体/10 検体=10%	0 検体/12 検体=0%

②実規模連続運転試験

当初目標とする 70t/h の処理能力を確認するため、3 種類の土壌（水田土壌、宅地土壌、畑土壌）各 35～40t の土壌を用いて、測定分別装置を 30 分間以上連続運転した。連続運転試験の結果を表 3-3 に示す。また試験状況を図 3-8 に、運転記録を図 3-9 に示す。

実規模連続運転試験の結果、本装置が 70t/h 以上の測定分別処理能力を有していることを確認した。なお、図 3-9 の運転中断部は、土壌供給待ちのための装置一時停止である。

表 3-3 連続運転試験時の処理能力

試験ケース 土壌種類	処理重量 (t)	稼働時間 (分)	処理能力 (t/h)	備 考
宅地	39.7	31.0	76.8	トラブル停止なし
畑	37.0	30.0	74.0	〃
田	37.9	32.1	70.8	〃



(バックホウによる土質改良機への土壌供給) (濃度測定分別装置による分別の状況)

図 3-8 連続運転試験の状況

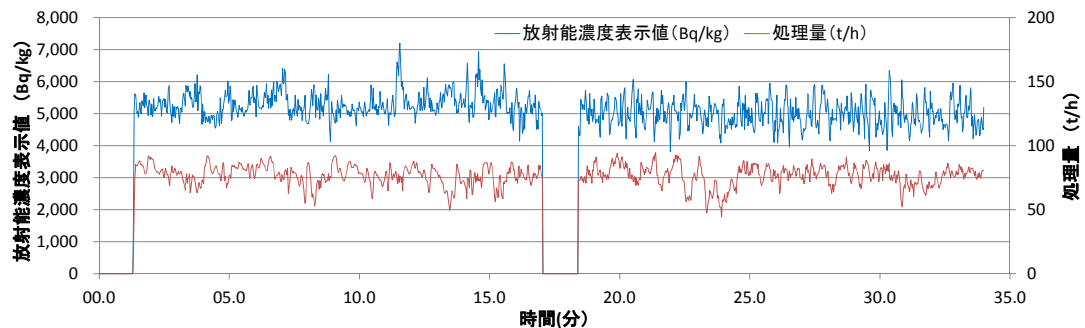


図 3-9 連続運転試験時の運転記録の例

③高含水土壌試験

濃度測定分別装置で、高含水の川砂の整形・ベルトコンベアによる搬送・排出を問題なく行うことができた。

④粉じん濃度

連続運転作業時の作業場所にて粉じん濃度を測定した結果を表 3-4 に示す。どの試験ケースの場合でも「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」に示される高濃度粉じん作業の基準値 $10\text{mg}/\text{m}^3$ を下回ることを確認した。また、空气中放射能濃度は投入側、排出側の両方で Cs-134、Cs-137 のいずれもが $1\text{Bq}/\text{m}^3$ 未満であり、「放射能濃度等測定方法ガイドライン」に示される空気中の濃度限度を下回ることを確認した。

表 3-4 粉じん濃度の測定結果

試験ケース 土壌種類	測定位置	質量濃度 (mg/m^3)	放射性Cs濃度(Bq/m^3)		備考
			Cs-134	Cs-137	
宅地	投入側	0.60	1未満	1未満	検出下限値 $1\text{Bq}/\text{m}^3$
	排出側	1.4	1未満	1未満	
畑	投入側	4.2	1未満	1未満	
	排出側	2.3	1未満	1未満	
水田	投入側	5.8	1未満	1未満	
	排出側	1.6	1未満	1未満	

4. 試験結果の評価

(1) 技術の評価

本技術実証事業において、3,000～25,000Bq/kg 程度の汚染土壌を対象とし、施工能力 70t/h 規模の装置を用いて実規模での土壌改質、二次分別および濃度測定分別を実施した。その結果、土壌改質および二次分別を確実に行うことができ、誤差平均 8.1%（今回実施した低濃度から高濃度までの全測定誤差の平均値）で土壌の放射能濃度を測定できることを確認した。これより、本技術は中間貯蔵施設工事等の実工事に十分適用可能と考える。

①ふるい分け試験による改質材の性能確認試験

ふるい分け試験結果から、水田土壌のような粘性土について石こう系改質材による改質効果が大いことを確認した。また、畑土壌などの砂質系の土壌は、原土のままでふるい分けが可能であり、改質が必ずしも必要でないことを確認した。

なお、今回の実証試験では、3 社 6 種類の石こう系改質材を用いた試験を実施したが、石こう系改質材の種類（製品）による改質効果の差は小さかったことから、コスト面で優位性のある高分子材が配合されていない製品（石こう系 1）の利用が適当であると考えた。

②粘性土の実規模改質試験

二軸パドルミキサ方式の土質改良機を使用して、70t/h 規模の実規模混合を行い、良好な改質結果を得た。本試験では、改質材の性能確認試験結果から選定した A 社の石こう系 1 改質材を使用し、水田土壌に関する同様の改質効果が認められた。

改質材の使用条件は、土壌 1t あたりの添加量が 30kg/t、改質のための混合回数は改質機 1 回通しという施工条件が適当と考えられた。また、宅地土壌や畑土壌などの砂質系の土壌では、改質材による改質が必ずしも必要ではないということが判明し、前述の性能確認試験と同様の結果を得た。

③検出器特性確認試験

濃度測定分別装置を自社で構築し、工場内試験、現場試験により測定性能を実証した。

工場内試験にて検出器の基本的な性能を確認し、幅 900mm のベルトコンベアに対し 9 個の CsI シンチレータから構成される濃度測定検出器とした。この検出器により、現場試験にて放射能汚染土壌を用いた測定を行った結果、誤差平均の目標値 10%を満たす精度で測定できることを確認した。

④改質済み土壌を用いた土壌濃度測定分別試験

濃度測定分別装置での測定値と Ge 半導体分析装置での分析値を比較し、本装置により誤差平均 8.1%（今回実施した低濃度から高濃度までの全測定誤差の平均値）で測定できることを確認した。この時の運転は 8,000Bq/kg の分別を想定した条件（ベルトコンベア速度 21m/min、処理能力 70t/h に相当）で行った。

一方、低濃度（3,000Bq/kg 程度）の土壌に対しては、測定精度が低下することがわかった。3,000Bq/kg のような低濃度での分別を主体とした運用では、検出器の CsI シンチレータ数の増加やベルトコンベアの最適化（低速化、幅広化）、または測定値の校正手法の最適化などにより対応可能と考えられる。

濃度測定後の低濃度側／高濃度側への分別精度については、分別濃度定を 8,000Bq/kg、5,000 Bq/kg、3,000 Bq/kg に設定し、それぞれに設定分別濃度付近の土壌を用いて分別試験を行い、超過混入率（低濃度側に混入した高濃度検体の割合）および未満混入率（高濃

度側に混入した低濃度検体の割合)を求めた。その結果、超過混入率は 1 検体/10 検体＝10%、未満混入率は 0 検体/12 検体＝0%であり、良好な分別精度であることを確認した。

今回の試験では、土質改良機による土壌の改質→回転式ふるい機（トロンメル）による二次ふるい→濃度測定分別装置による測定・分別の一連の作業を連続的に行い、30 分以上の濃度測定分別の連続運転および 70t/h 以上の処理能力を確認した。

一連の作業中における作業場所での粉じん濃度は、投入側（土質改良機付近）で 0.6～5.8mg/m³、排出側（濃度測定分別装置の分別シュート付近）で 1.4～2.3mg/m³であり、前述のガイドラインに規定する高濃度粉じん作業（10mg/m³）にはならないことを確認した。また、作業場所の空气中放射能濃度はいずれも 1Bq/m³未満であった。

（２）コストの評価

①今回の実証試験範囲におけるコスト

「平成 28 年度版 建設機械等損料表」を参考に、土質改良機による土壌改質、回転式ふるい機による二次分別、濃度測定分別装置による土壌分別の一連の処理について、施工コスト（ランニングコストのみの直接工事費）を試算した。試算対象の作業フローを図 4-1 に示し、処理機械および作業員等の構成、数量（2 ライン）を表 4-1 のように設定した。

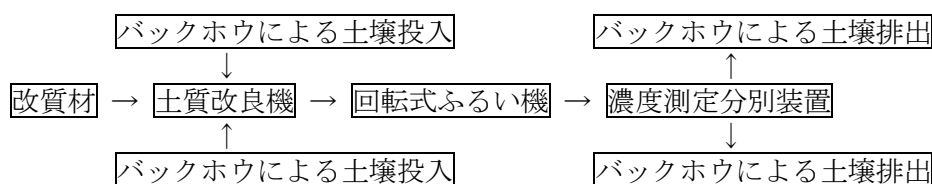


図 4-1 コスト試算対象作業のフロー（1 ラインあたり）

表 4-1 機械および作業員数量の設定

項 目	数 量	備 考
自走式改良機	2 台	70t／日×2 ライン
回転式ふるい機	2 台	70t／日×2 ライン
濃度測定分別装置	2 台	70t／日×2 ライン
バックハウ	8 台	（土壌投入 2 台、土壌排出 2 台）×2 ライン
作業指揮者	1 名	
特殊作業員	6 名	自走式改良機、回転式ふるい機、濃度測定分別装置の操作に 1 名ずつ配置
運転手－特殊除染	8 名	バックハウオペレータ

これより、1 日あたりの施工費用を合計すると 2,485,600 円／日となり、1 日あたりの処理量 140t×5 時間＝700t／日で割ると、単価は 3,550 円／t となった。ただし、各装置の運搬・設置・撤去費、試運転・調整費、テントや敷鉄板等の仮設費、大型土のうの搬入・開袋費、施工管理にかかる費用、間接経費等は考慮していない。

②実工事で 24 時間／日操業とした場合のコスト

1 日あたりの操業時間を 24 時間（3 交代）とした場合のコストを試算した。機械整備・

メンテは1班のみ1時間で行うこととし、他の2班の作業時間を6時間とする。したがって、1日あたりの作業時間は、6時間+6時間+5時間=17時間/日となる。

処理機械構成および数量は表4-1と同様であり、3交代制のため作業員数を3倍に設定した。その結果、1日あたり(24時間/日操業)の施工費用は合計6,424,200円/日となり、1日あたりの処理量140t×17時間=2,380t/日で割ると、単価は2,700円/tとなった。

このように昼間のみ作業(8時間/日操業)時のコスト3,550円/tに比較して、3交代作業(24時間/日操業)時のコストは2,700円/tとなり、25%程度のコスト低減につながると考えられた。

(3) 安全性の評価

今回の実証試験場所の空間線量は以下のとおりであった。

- ・テント内部(四隅および中央の5点平均、2層に敷設した鉄板の上): 1.0~1.5 μ Sv/h
- ・テント外部(テント北側2m離れの5点平均): 3.0~4.0 μ Sv/h
- ・現場事務所(スーパーハウス内四隅および中央の5点平均): 2.5 μ Sv/h 前後

この環境下で実証試験を行った結果、作業従事者14名の1日あたりの被ばく量の平均値は9.8 μ Sv/日であった。なお、実証試験場所の滞在時間は1日あたり9時間程度であった。

実工事における作業場の周囲空間線量を今回の試験条件とほぼ同様と考えれば、年間の被ばく線量は、今回の平均値9.8 μ Sv/日×年間作業日数300日/年=2.94mSv/年となり、除染作業従事者の基準である20mSv/年を大きく下回るものと考えられる。

5. 今後の課題

① 土壌改質から濃度分別までの一連の連携処理

処理ラインを構成する各設備間の処理能力(処理速度)の差を吸収する機構や各設備の処理能力のバランスの確保が必要である。装置間に一定のバッファ(一次貯留ホッパやストックパイルなど)を設けること、各機械装置の速度制御をきめ細かに行うなどの自動運転が必要である。

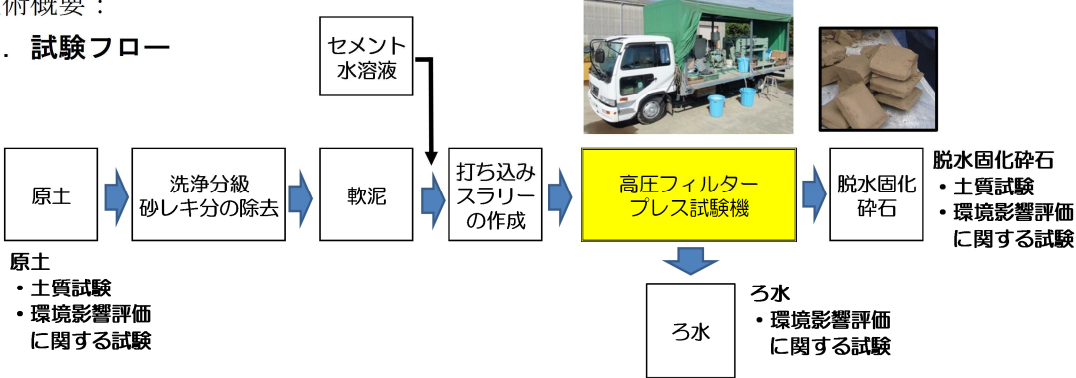
② 土壌改質

宅地土壌や畑土壌などでは、改質を必要とせずに濃度分別できるものが存在する。処理対象土壌の改質の可否を自動的、かつリアルタイムに見分ける技術が必要である。また、改質材に代わって、畑土壌や宅地土壌を水田土壌に混合すると、十分な改質を行うことができ、改質材を低減できる可能性を得た。今後、土壌同士を混合する機械装置の選定と処理フローの策定が必要である。

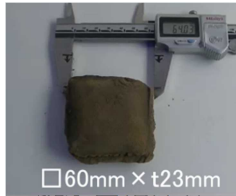
③ 濃度測定分別

今回開発した濃度測定分別装置で連続・大量処理運転を行うにあたっては、土壌ホッパ容量の最適化と合わせて安定した土壌排出機構を検討する必要がある。また、濃度測定分別装置のシンチレータで得られた計数率を換算する校正の方法については、多くの測定データを蓄積し、より適切な方法に仕上げることが重要である。

濃度測定分別装置の運用にあたっては、本装置が有する分別精度(測定誤差)を考慮して、高濃度の土壌が低濃度側に分別しないよう基準値を低く設定するか、その際にどの程度の誤混入まで許容するかなどの濃度測定分別装置運用上のルールを決める必要がある。

実施代表者：りんかい日産建設株式会社
実証テーマ名： 洗浄分級で発生する高含水比粘性土の減容化と脱水ケーキの人工砕石としての再利用
概要： 土壌の洗浄分級処理の結果として発生する放射性セシウムを含む高含水比粘性土（以下、軟泥という）にセメントを添加後、高圧フィルタープレス機にて脱水し、脱水ケーキを製作する。脱水ケーキはセメントの効果により脱水固化砕石となるが、これが中間貯蔵施設の排水層の材料（以下ドレーン材という）として使用できる人工砕石の品質と安全性を満たしているかを実証する。また、本処理過程で発生する「ろ水」の処理水が、自然放流の水質基準を満たしているかについても検証する。
実施内容： ① 軟泥を用いた、固化材別・添加率別の脱水固化砕石の製作 ② 原土（放射性セシウムを含む畑土）および脱水固化砕石の土質強度試験 ③ 原土および脱水固化砕石の環境影響評価に関する試験 ④ 脱水固化処理で発生した「ろ水」の環境影響評価に関する試験 ⑤ 原土の仮定条件（放射性セシウム濃度、細粒分含有率）ごとに製作された脱水固化砕石の放射性セシウム濃度の予測 ⑥ 原土の仮定条件（放射性セシウム濃度、細粒分含有率）ごとの脱水固化砕石製作コストと再利用に関わる費用対効果の検討
技術概要： 1. 試験フロー  <pre> graph LR A[原土] --> B[洗浄分級 砂レキ分の除去] B --> C[軟泥] D[セメント 水溶液] --> E[打ち込み スラリー の作成] C --> E E --> F[高圧フィルター プレス試験機] F --> G[脱水固化砕石] F --> H[ろ水] G --> I[土質試験 ・環境影響評価 に関する試験] H --> J[ろ水 ・環境影響評価 に関する試験] </pre> 2. 試験目標 ① 脱水固化砕石の一軸圧縮強度、粒度および透水係数がドレーン材としての品質を満足しているか ② 脱水固化砕石からの放射性セシウムの溶出等の環境影響評価 ③ 「ろ水」の処理後の水質が「福島県生活環境の保全等に関する条例」などの排水基準を満足する等の環境影響評価 3. 期待される効果 ① 製作された脱水固化砕石は、一般の建設機械で安全に取り扱いができる ② 脱水固化砕石をドレーン材として有効利用することにより、中間貯蔵施設の建設コストの削減が可能になる

実証試験の結果 ①高圧フィルタープレス機を用いて製作した脱水固化碎石は、中間貯蔵施設のドレーン材として利用可能であることを確認した ②原土に含まれる放射性セシウムは、その殆どが脱水固化碎石に捕捉され、「ろ水」には溶出しないことを確認した。また、「ろ水」の水処理後の水質は、「福島県生活環境の保全等に関する条例」の基準を満足することを確認した ③脱水固化処理の過程における物質収支の精度は、平均 98.8%であり、製作される脱水固化碎石の放射性セシウム濃度を高い精度で予測できる ④脱水固化碎石の放射性セシウム濃度は、減容化（脱水固化）することにより、脱水固化処理前より高くなることを確認したが、上記の予測手法により脱水固化碎石がドレーン材として許容できる放射性セシウム濃度の範囲内で製作管理が可能である 以上のことより、放射性セシウムを含む畑土の洗浄分級により発生する高含水比粘性土は、高圧フィルタープレス機を用いて脱水固化碎石を製作することが可能であり、脱水固化碎石は、中間貯蔵施設のドレーン材として利用することが可能である。さらに、脱水固化処理で発生する「ろ水」には放射性セシウムの溶出が検出（検出下限値：Cs-134 0.60～0.95Bq/L 以下、Cs-137 0.59～0.87Bq/L 以下）されないことから外部環境に影響を及ぼすことはなく軟泥の再利用を促進できる。	
減容等の評価： ・脱水固化碎石（セメント添加率 40%/ds）は、400kN/m²の载荷条件で、ドレーン材として利用できる。なお、400kN/m²は土被り 20m に相当する。 ・脱水固化碎石からは放射性セシウム、土壤環境物質の溶出は検出されなかった。 ・脱水固化直後のろ水そのものには放射性セシウムは含まれていなかった。 ・ろ水の処理水は、「福島県生活環境の保全に関する条例」の全 44 項目を満足した。 ・ドレーン材として購入材を用いる場合と、貯蔵する土壤の一部から製作した脱水固化碎石をドレーン材として有効する場合を比較すると、建設コストを 11%削減できる。また、設備容量に 16%の余裕ができる。	
作業員被ばく量評価：脱水固化碎石の製作にかかわる最大被ばく線量は、13.4mSv/年と想定される。これは、20mSv/年を下回るため、問題はない。 前提条件：線源土壤の放射能濃度を 40,000Bq/kg、量を 10,880kg（高圧フィルタープレスの容量/基）とした場合（土壤自体や機材による遮へい効果は見込んでいない）。	
コスト評価：13,000 円/m³（軟泥当り） （その他水処理費用：260 円/m³）	歩掛り（作業人工、作業速度等） ・作業員 27 名、1,100m³/日（軟泥当り）
コスト評価条件：高圧フィルタープレス機（6.4m³型）5 基、稼働年数は 5 年間、稼働時間は 4,000 時間/年、軟泥処理数量：110 万 m³	
作業における安全上の注意：軟泥の取り扱いや脱水固化処理中はマスク、ゴーグル、ヘルメット、長靴、ゴム手袋の着用その他、テントやシートによる軟泥の飛散防止対策をした。	
試験場所（住所）：福島県南相馬市原町区	除去物保管場所と保管状況：発生した廃棄物はすべて産業廃棄物処理した



1. 事業概要

(1) 目的

福島県内の田畑から集積した、放射性セシウムを含む除染土壤等の洗浄分級をおこなった場合、高含水比粘性土（以下軟泥という）の発生が予想される。この軟泥は、一般の建設系車両による積み込み運搬が難しいこと、放射性セシウムを吸着していることから、その処理コストが高額になる。弊社は、『この軟泥にセメントを添加し高圧フィルタープレス機を用いて高圧脱水することによりできる高強度の脱水ケーキ（以下脱水固化碎石という）を製作し、中間貯蔵施設の排水層のドレーン材に人工碎石として利用』するコスト縮減方策を提案する。

本試験の目的は、①洗浄分級により発生する軟泥から製作された脱水固化碎石がドレーン材として利用可能な品質と安全性を有すること、②「ろ水」の処理後の水質が『福島県生活環境の保全等に関する条例』などの排水基準を満足することを検証するものである。

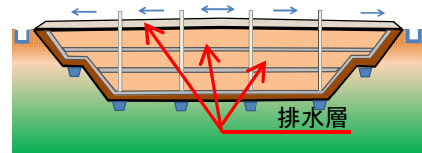


図 1-1 中間貯蔵施設設計画図

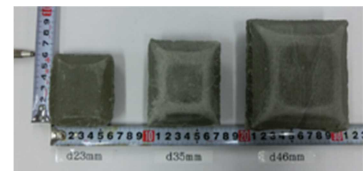


図 1-2 脱水固化碎石

(2) 実施フロー

本試験の実施フロー（脱水固化碎石の製作～評価～検討フロー）を図 1-3 に示す。



図 1-3 脱水固化碎石の製作～評価～検討フロー

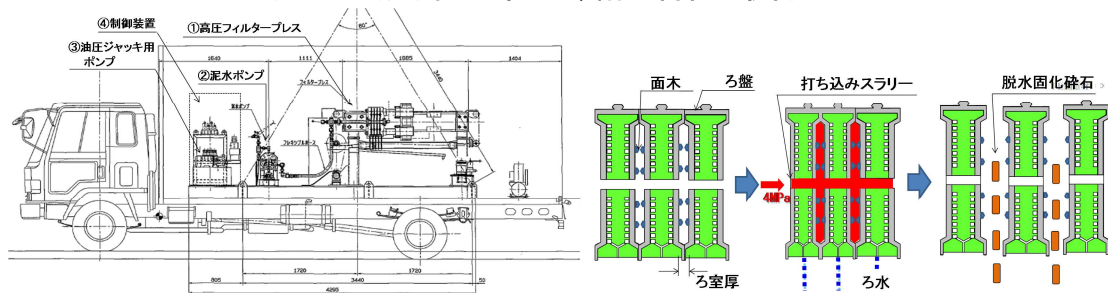


図 1-4 高圧フィルタープレス試験機と脱水機構

2. 実施試験の内容・目的とその結果

軟泥を材料として脱水固化碎石（ $\square 60\text{mm} \times t23\text{mm}$ ）を製作し、ドレーン材として利用するためには、以下の項目について調査をおこない評価する必要がある。

① 脱水固化碎石の土質強度

- ・中間貯蔵施設内のドレーン材に求められる品質

② 脱水固化碎石の環境への影響

- ・放射性セシウムやその他の環境有害物質の流出の有無
- ・脱水固化碎石に含まれる放射性セシウムの環境影響の有無

③ 脱水固化碎石を製作する過程で発生する「ろ水」の環境への影響

表 1-1 試験目標値

試験項目	目標値
一軸圧縮強度試験	9.8MN/m ²
粒度試験（圧壊前）	～2.00mm、5%未満
粒度試験（圧壊後）	～2.00mm、5%未満
圧壊および透水試験	k=1.0×10 ⁻² cm/s以上
スレーキング率試験	1.0%以上
一面せん断試験	30～35°以上
すり減り減量試験	50%以下

（１）脱水固化碎石の土質強度に関する試験

脱水固化碎石がドレーン材に求められる品質（透水係数）を満たすためには、『集合体としての強度』が必要であり、そのためには『脱水固化体の強度』と『粒度分布』が重要である。本項では、脱水固化碎石の土質強度に関する主な試験内容とその結果について述べる。

①原土の土質試験

『脱水固化体の強度』は、原土の物性や性状の影響が大きいことから、原土および供試泥（原土より砂レキ分を取り除いた軟泥）の土質試験をおこなった。表 2-1 に、原土の土質試験の結果を示す。土質試験の結果、液性限界が低いことから、脱水時間が早いことが予想される。ただし、赤褐色の粘性土（関東ローム）を含むこと、強熱減量が高いことから、セメントの強度発現が低いことが予想される。

表 2-1 原土および供試泥の土質試験

試験名	試験方法	原 土		供試泥	
土粒子の密度試験	JISA1202	2.625 (g/cm ³)		2.630 (g/cm ³)	
土の含水比試験	JISA1203	33.3 (%)		255.0 (%)	
土の粒度試験	JISA1204	礫分 (2～75mm)	11.6 (%)	礫分 (2～75mm)	0.0 (%)
		砂分 (0.075～2mm)	32.4 (%)	砂分 (0.075～2mm)	0.0 (%)
		シルト分 (0.005～0.075mm)	26.7 (%)	シルト分 (0.005～0.075mm)	48.0 (%)
		粘土分 (0.005mm未満)	29.3 (%)	粘土分 (0.005mm未満)	52.0 (%)
		最大粒径	19.0 (mm)	最大粒径	0.425 (mm)
土の液性限界	JISA1205	液性限界	62.6 (%)	液性限界	66.5 (%)
・塑性限界試験		塑性限界	37.2 (%)	塑性限界	41.9 (%)
		塑性指数	25.4	塑性指数	24.6
土の強熱減量試験	JISA1226	9.3 (%)		13.3 (%)	
土懸濁液のpH試験	JGS0211	6		5.9	

②セメントの適合性試験

本試験の目的は、原土とセメントの適合性の調査である。粘土の成分分析の結果、アロフェン（粘土準鉱物）と腐植酸（フミン酸）が多く含まれており、セメントの強度発現に影響することが明らかになった。このため、アロフェンとフミン酸に対応した特殊セメントを含む、4 種類

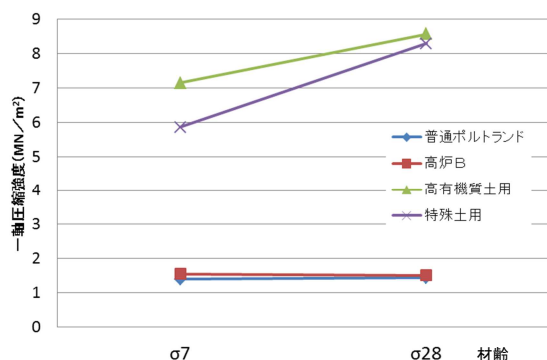


図 2-1 セメントの種類と一軸圧縮強度

のセメントを用いて、適合性試験をおこなった。適合性試験の方法は、セメントの種類以外は、同一条件で脱水固化碎石を製作し、その一軸圧縮強度試験で評価した。

試験結果を図 2-1 に示す。汎用性が高い普通ポルトランドセメントや高炉セメントでは、強度発現が低かった。最も強度発現が高いセメントは、高有機質土用固化材であった。この固化材は、関東ロームと高有機質土に対応した地盤改良用セメント系固化材であり、六価クロム溶出量低減型の固化材である。以上のことから、『主に使用するセメントは、高有機質土用固化材（以下、セメントという）。』とした。

③セメントの添加率試験

本試験の目的は、原土に対するセメント添加率と一軸圧縮強度の関係の調査である。表 2-2 および図 2-2 にセメント添加率と一軸圧縮強度に関する試験結果を示す。

・セメント添加率が 20%/ds（軟泥の固形分重量に対するセメントの重量割合）の場合、目標強度（9.8MN/m²）を大きく下回った。セメント添加率が 40%/ds の場合、目標強度（9.8MN/m²）下回り、セメント添加率が 60%/ds の場合、目標強度（9.8MN/m²）を満足した。

表 2-2 セメント添加率と一軸圧縮強度

添加率 (%/ds)	一軸圧縮強度(MN/m ²)			備考
	σ7	σ28	σ91	
20	1.45	1.57	1.87	平均値
40	5.62	6.65	7.58	平均値
60	9.88	12.71	14.95	平均値

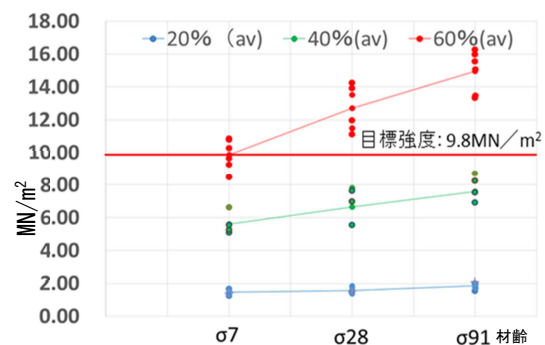


図 2-2 セメント添加率と一軸圧縮強度

④脱水固化碎石の粒度試験

本実験の目的は、脱水固化碎石の現場における粒度分布の想定である。脱水固化碎石の製作から敷設まで、4 回の積み込み運搬があるものと仮定した。4 回の積み込み運搬後の粒度分布を図 2-3 に示す。セメント添加率 40、60%/ds の脱水固化碎石の粒度分布は、37.5mm 以上の粒度が 90%以上であり、製作時の粒度分布とほぼ変わらないことを確認した。

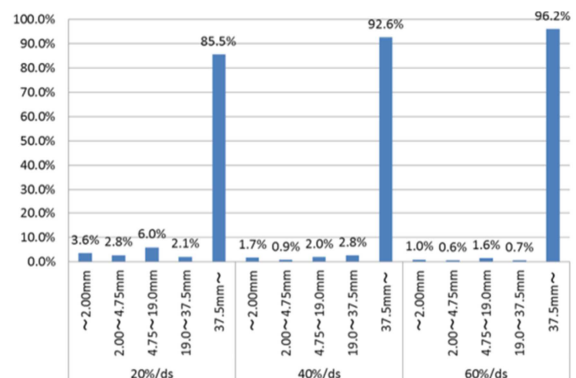


図 2-3 セメント添加率毎の粒度試験

⑤圧壊および透水試験

本試験の目的は、中間貯蔵施設内のドレーン材の使用条件を想定し、その条件下における脱水固化碎石の透水係数と粒度分布を確認することである。中間貯蔵施設の下層ドレーン材は、土被り圧が作用する。このため、圧縮試験機と透水試験機を組み合わせた『圧壊および透水試験装置』



図 2-4 圧壊および透水試験装置

(図 2-4 参照) を製作し、現場条件を室内で再現した。試験フローを、図 2-5 に示す。①φ300mm のモールドに脱水固化碎石を入れる②油圧シリンダーを用いて段階的に载荷する。圧縮応力は、 $100\sim 400\text{kN}/\text{m}^2$ (土被り 5~20m に相当) とする。③荷重を取り除いた後、圧縮量の測定と透水試験をおこなう。④圧縮応力 ($400\text{kN}/\text{m}^2$) による圧壊試験完了後に粒度試験をおこなう。

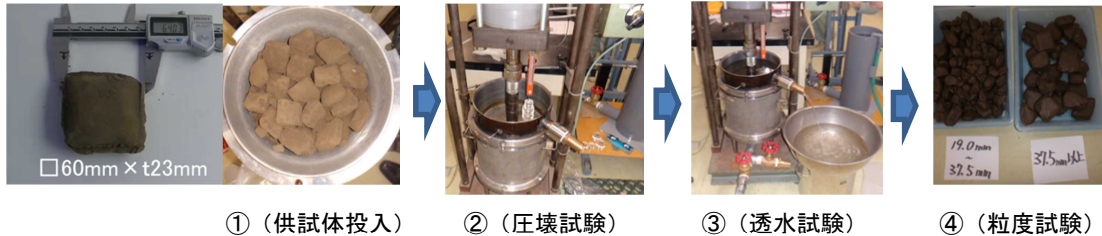


図 2-5 圧壊および透水試験の試験フロー図

表 2-3、図 2-6 に、圧壊および透水試験結果を示す。セメント添加率 20%/ds の脱水固化碎石では、圧縮応力の増加とともに透水係数が小さくなり、圧縮応力 $300\text{kN}/\text{m}^2$ 以上で透水係数が $1.0\times 10^{-2}\text{cm}/\text{sec}$ 以下になる。セメント添加率 40%/ds 以上の脱水固化碎石は、圧縮応力 $400\text{kN}/\text{m}^2$ まで透水係数がほぼ一定であり、求められた透水係数 $1.0\times 10^{-2}\text{cm}/\text{sec}$ が確保できる。

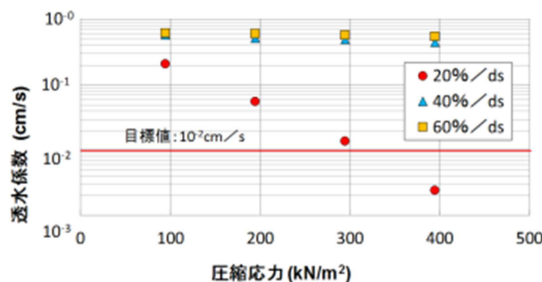


図 2-6 圧壊試験後の透水係数

表 2-3 圧縮応力と透水係数

応力 (kN/m^2)	透水係数 (cm/s)		
	20%/ds	40%/ds	60%/ds
100	2.0×10^{-1}	5.7×10^{-1}	6.2×10^{-1}
200	5.5×10^{-2}	5.2×10^{-1}	6.0×10^{-1}
300	1.3×10^{-2}	4.9×10^{-1}	5.7×10^{-1}
400	2.2×10^{-3}	4.5×10^{-1}	5.4×10^{-1}

圧壊および透水試験後の粒度分布を、図 2-7 に示す。セメント添加率 20%/ds の脱水固化碎石は、圧縮後 2.00mm 以下の粒度の割合が、3.6%から 43.4%に大幅に増加している。これに対し、セメント添加率 40%/ds の脱水固化碎石は、圧縮後の 2.00mm 以下の粒度の割合が、変化が少ない。

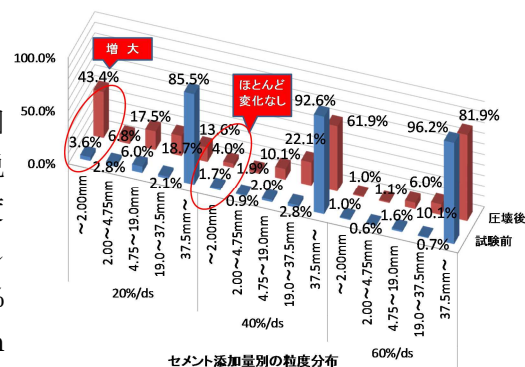


図 2-7 圧壊透水試験後の粒度分布

図 2-8 に圧壊試験前後の脱水固化碎石の状況を示す。セメント添加率 60%/ds の脱水固化碎石は細粒化していないことを確認した。



図 2-8 圧壊試験前後の脱水固化碎石の状況

⑥その他の土質試験

その他の土質試験結果を表 2-4 に示す。

表 2-4 脱水固化碎石のその他の土質試験

試験名	試験方法	目標値	試験値		
			20%/ds	40%/ds	60%/ds
スレーキング率試験	JHS 110	1%以下	1.1% ×	0.2% ○	0.1% ○
すり減り減量試験	JIS A 1121	50%以下	99.8% ×	85.5% ×	64.8% ×
一面せん断試験	JGS 0561	30～35° 以上	32.11° ○	30.81° ○	38.91% ○

- ・スレーキング試験は、乾湿繰り返しによる耐劣化の指標となる試験である。セメント添加率 40%/ds 以上の場合、所定の目標値（1%以下）を満たす。
- ・すり減り減量試験は、道路材などの動荷重下における耐磨耗性の指標となる試験である。実測値は目標値を下回っている。しかし JIS A 1121 によるとすり減り減量試験は軽量骨材には適用されない。
- ・一面せん断試験は、盛土や岸壁などの土構造物の強度の指標となる試験である。セメント添加率 40%/ds 以上の場合、所定の目標値（ $\phi=30^\circ$ ）を満足する。

以上の結果より、セメントの種類は高有機質土用セメント系固化材、その添加率は、60%/ds が最適であると判断される。しかし、圧壊および透水試験の結果、一軸圧縮強度が目標値におよばないが、土被り圧力には十分に耐えることから、除染土壌の減容化率、経済性に着目し、セメント添加率 40%/ds を採用すべきと考えた。

(2) 脱水固化碎石の環境影響評価に関する試験

①脱水固化碎石からの放射性セシウム溶出量試験

本試験は、脱水固化碎石からの放射性セシウム溶出の有無を確認するためにおこなった。放射性セシウム溶出量は、脱水固化碎石のセメント添加率と比表面積の違いにより異なることも考えられるため、セメント添加率を 3 種類（20、40、60%/ds）、粒度を 3 種類（2mm、5mm、10mm）、合計 9 個の検体を用い、環告 46 号に準じておこなった。試験結果、9 検体全て ND（検出下限値：Cs-134 0.56～0.89Bq/L 以下、Cs-137 0.66～0.95Bq/L 以下）であった。

②脱水固化碎石からの長期溶出量試験

本試験は、脱水固化碎石の長期溶出の可能性の有無を pH による溶出特性に置き換えて評価する。脱水固化碎石からの長期溶出性（セメントのカルシウムアルカリ分が粘性土に吸着している放射性セシウムの脱着を促進しないかどうか）の評価は脱水固化碎石が、長期に渡り低 pH 環境下に曝され、また、細粒化し、放射性セシウムが溶出

表 2-5 脱水固化碎石からの長期溶出量試験結果

試料名	pH	測定結果 (Bq/L)			検出下限値 (Bq/L)	
		Cs-134	Cs-137	Cs—合計	Cs-134	Cs-137
脱水固化碎石 セメント添加率 20%/ds	4	ND	ND	—	0.73	0.81
	6	ND	ND	—	0.84	0.68
	8	ND	ND	—	0.69	0.93
	10	ND	ND	—	0.65	0.61
	12	ND	ND	—	0.73	0.66
脱水固化碎石 セメント添加率 40%/ds	4	ND	ND	—	0.77	0.87
	6	ND	ND	—	0.74	0.54
	8	ND	ND	—	0.75	0.55
	10	ND	ND	—	0.79	0.57
	12	ND	ND	—	0.84	0.68
脱水固化碎石 セメント添加率 60%/ds	4	ND	ND	—	0.55	0.70
	6	ND	ND	—	0.70	0.90
	8	ND	ND	—	0.74	0.61
	10	ND	ND	—	0.85	0.80
	12	ND	ND	—	0.82	0.77

しやすい条件となることが想定されることから、ここでは、これらの条件を長期使用条件とし、使用する検査液の pH をセメント添加後のアルカリ（pH=12）から一

般的な酸性雨（pH＝4）の範囲で変化させ、セメント添加率（20%、40%、60%／ds）ごとに、2.0mm 未満に脱水固化碎石を粉砕し、環告 46 号に準じて溶出試験を行った。試験結果を表 2-5 に示す。長期溶出に対しても全て ND（検出下限値：Cs-134 0.55～0.85Bq／L 以下、Cs-137 0.54～0.93Bq／L 以下）であった。

③脱水固化碎石からの法定有害物質溶出試験

本試験は、「採取した土壌」「製作した脱水固化碎石」からの法定有害物質の溶出量を把握するためにおこなった。まず、『原土』の、法定有害物質の有無の確認と溶出量を評価するために、土壌環境基準に関する全項目の溶出試験をおこなった。「製作した脱水固化碎石」は、セメント系材料を水環境中に使用した場合、六価クロム等の重金属類が「製作した脱水固化碎石」から溶出する可能性があるため、重金属の溶出に関する試験を、セメント添加率（20、40、60%／ds）ごとに行った。試験の結果、「採取した土壌」「製作した脱水固化碎石」ともに、法定有害物質は検出されなかった。

④脱水固化碎石の放射性セシウム濃度試験

本試験は、供試泥の放射性セシウム濃度と脱水固化処理後の放射性セシウム濃度の比較のためおこなった。セメント添加量 20%／ds の場合、供試泥の放射性セシウム 1,373Bq／kg に対して、脱水固化することにより濃縮され 2,580Bq／kg となった。セメント添加量 40%／ds の場合、供試泥 1,363Bq／kg に対して、脱水固化後 2,177Bq／kg、セメント添加量 60%／ds の場合、供試泥 1,403Bq／kg に対して、脱水固化後 2,117Bq／kg となった。セメント添加量が増えるに従い脱水固化碎石の放射性セシウム濃度が低くなっている。これは、脱水固化碎石の中に含まれる放射性セシウムが相対的に減ることによるものと考えられる。

（３）「ろ水」の環境影響評価

①『福島県生活環境の保全等に関する条例』などの排水基準に基づく試験

本実験の目的は、「ろ水」が、『福島県生活環境の保全等に関する条例』などの排水基準を満たすことを確認することである。図 2-9 に本試験で配置した水処理装置のフロー図を示す。

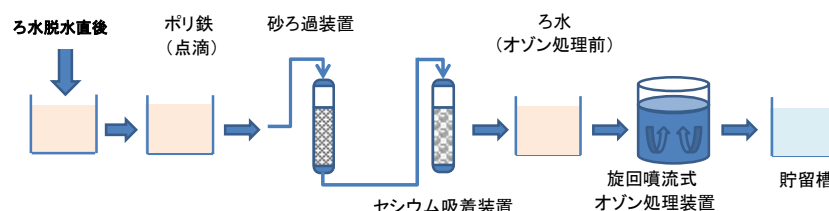


図 2-9 「ろ水」の処理フロー

今回設置した水処理設備の機器構成の選定にあたっては、

- （ア）原土に放射性セシウムが含まれること
- （イ）原土が畑土であり、有機質分が多く含まれていること
- （ウ）「ろ水」はセメント添加により、高アルカリであることが予想されること

以上を考慮し水処理システムは『ポリ鉄による凝集＋砂ろ過装置』と『放射性セシウム吸着装置』と『旋回噴流式オゾン処理装置』を組み合わせたシステムとした。

脱水固化処理直後の「ろ水」そのものには放射性セシウムの溶出は検出（検出下限値：Cs-134 0.60～0.95Bq/L 以下、Cs-137 0.59～0.87Bq/L 以下）されなかったため、放射性セシウム吸着装置は不要であった。水処理後の処理水でおこなった、『福島県生活環境の保全等に関する条例』の全項目（44 項目）、『生活環境・健康項目に関する、pH、BOD、COD などの代表的な 7 項目の試験』のいずれの測定値も基準値未満であった。

3. 物質収支

(1) 物質収支調査結果

脱水固化処理における物質収支の概念を図 3-1 に示す。脱水固化砕石の製作段階毎に物質収支を管理することは、放射性セシウムを含む除染土壌を安全に管理する上で、もっとも重要な事項である。本試験においては、脱水処理前、脱水処理後における固形分重量、水分重量、放射性セシウム濃度の 3 つに分けて、セメント添加率ごと合計 9 回の計測をおこなった。

固形分重量および水分重量の物質収支は、95%以上の精度で、ばらつき範囲は 93.0%～104.0%であった。

表 3-1 に脱水処理時の放射性セシウムのみの物質収支を示す。放射性セシウムはそのほとんどが脱水固化砕石に捕捉され、「ろ水」からは放射性セシウムは検出されなかった。また、「ろ布」に付着する放射性セシウムは増加しないことから、その影響は少ない（図 3-2）。

放射性セシウムの物質収支の精度は、9 回平均で、98.8%で、ばらつき範囲は91.1%～104.0%であった。放射能セシウムの物質収支の差異（脱水後が僅かに少ない）は、①放射性セシウム測定機器の誤差と②高压フィルタープレス機の配管内に残った土粒子の影響と考えられる。

放射能収支は、軟泥の放射性セシウム総量を 100 とすると以下のとおりとなる。

脱水固化砕石：ろ布：ろ水＝416,137Bq：741Bq：0Bq＝99.8：0.2：0

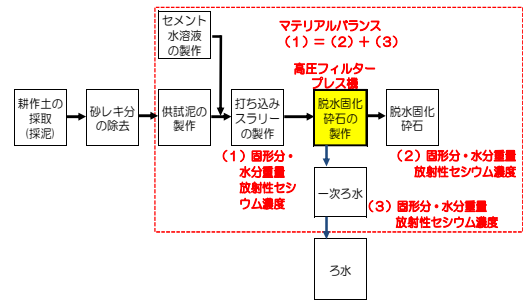


図 3-1 物質収支概念図

表 3-1 放射性セシウムの物質収支

計量対象	単位	脱水固化処理前		脱水固化処理後		収支 (②+③) +	備考	
		① 供試泥	② セメント 水溶液	③ 脱水固化砕石	④ ろ布		ろ水の検出下限値 (Bq/kg)	
20%/ds		50,473	0	51,108	105	ND	0.74	0.71
		53,338	0	50,512	105	ND	0.60	0.71
		57,151	0	51,958	105	ND	0.73	0.74
40%/ds		42,928	0	47,050	70	ND	0.80	0.75
		41,233	0	42,794	70	ND	0.95	0.87
		46,907	0	44,636	70	ND	0.72	0.59
60%/ds		43,027	0	42,438	72	ND	0.82	0.59
		42,158	0	40,608	72	ND	0.84	0.86
		44,852	0	45,033	72	ND	0.84	0.86
総量		422,067	0	416,137	741	ND	—	—

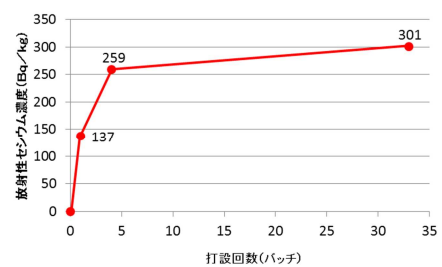


図 3-2 ろ布の放射性セシウム濃度

(2) 原土の放射性セシウム濃度と脱水固化砕石の放射性セシウム濃度の関係

物質収支調査から物質収支の精度が高いため、脱水固化砕石の放射性セシウム濃度は、予測が可能である。ここでは、原土の含水比を 30%、脱水固化砕石の含水比を 40%、セメント添加率を 40% / ds、原土の細粒分含有率を 20%、30%、40%と仮定して、脱水固化砕石の放射性セシウム濃度の予測をおこなった。表 3-2 に、

脱水固化碎石の放射性セシウム濃度の計算結果を示す。

表 3-2 脱水固化碎石の放射性セシウム濃度の計算結果の推定

		Fc:原土の細粒分含有率		
		20%	30%	40%
原土 (m ³)		1.000	1.000	1.000
分級後の砂 (m ³)		0.610	0.533	0.457
脱水固化碎石 (m ³)		0.364	0.546	0.728
原土の放射性セシウム濃度	区分	(Bq/kg)	脱水固化碎石の放射性セシウム濃度の予測値 (Bq/kg)	
	土壌A 876万m ³	2,000	7,140	3,570
		5,000	17,860	8,930
		8,000	28,570	14,290
	土壌B 555万m ³	10,000	35,710	17,860
		12,000	42,860	21,430
		15,000	53,570	26,790
		20,000	71,430	35,710
		25,000	89,290	44,640
	土壌C 336万m ³	30,000	—	53,570
		35,000	—	62,500
		40,000	—	71,430
		45,000	—	80,360
		50,000	—	—
		～	—	—
		80,000	—	—

原土の細粒分含有率が 30%で放射性セシウム濃度が 8,000Bq/kg である場合、脱水固化碎石の放射性セシウム濃度は 19,000Bq/kg 程度になることが予測される。

なお、洗浄分級によって製作される分級砂の容量は 0.53m³、脱水固化碎石は 0.55m³程度であると予測される。

4. 費用とコスト評価

(1) 脱水固化碎石の製作コスト

処理単価：13,000 円/m³（軟泥当り）（排水処理費用：260 円/m³）

※処理単価には現場管理費、一般管理は含まれない

仮定条件を以下に示す。

- ① 高圧フィルタープレス機：5 基
- ② 操業期間：5 年
- ③ 運転日数：200 日/年
- ④ 総運転日数：1,000 日/5 年
- ⑤ 総処理土量 110 万 m³

表 4-1 に、脱水固化碎石の処理費用と排水処理費用の内訳を示す。

脱水固化碎石：13,903 千円 / 1,100m³ ÷ 13,000 円/m³

排水処理費用：285 千円 / 1,100m³ ÷ 260 円/m³

表 4-1 製作コスト(軟泥 1,100m³ 当り)

脱水固化処理費用			
工種	単位	数量	金額 (千円/日)
直接工事費			
脱水固化碎石処理工	式	1	13,261
高圧フィルタープレス運転工 (5台)	式	1	10,282
設備費	式	1	1,455
人件費	日	1	683
試運転調整工	式	1	96
特殊消耗品 (ろ布、ゴム球、バルブ)	式	1	687
脱水処理プラント組立	式	1	37
脱水処理プラント解体	式	1	21
共通仮設費 (計)	式	1	642
運搬費 (東京～福島)	式	1	34
屋外建屋設備	式	1	75
共通仮設 (単)	式	1	533
純工事費	式	1	13,903
排水処理費用			
工種	単位	数量	金額 (千円/日)
直接工事費			
旋回噴流式オゾン処理装置 (550m ³ /日処理)	式	1	255
施設装置費	式	1	189
電気設備	式	1	33
人件費	日	1	30
薬剤費・汚泥処理費	式	1	3
砂ろ過装置、放射性セシウム吸着装置	式	1	30
純工事費	式	1	285

(2) 除染土壌から製作した脱水固化碎石の有効利用による費用対効果

費用対効果の検討は、次の2つの貯蔵施設（案）の建設コストでおこなう

A 施設：ドレーン材として購入材を用いる場合

B 施設：ドレーン材として除染土壌から製作した脱水固化碎石を用いる場合

図 4-1 に A 施設の概念図を、表 4-2 に B 施設の概念図を示す。費用対効果を検討するための仮定条件を以下に示す。

(仮定条件)

- ・ A および B 施設も処分できる除染土壌は $1,000,000\text{m}^3$ とする
- ・ A および B 施設も用いるドレーン材は貯蔵容量の 10% とする
- ・ $160,000\text{m}^3$ の除染土壌から製作できる脱水固化碎石は $84,000\text{m}^3$ とする（B 施設）
- ・ $160,000\text{m}^3$ の除染土壌から製作できる分級砂は $82,000\text{m}^3$ とする（B 施設）
- ・ 分級砂は建設資材として利用する（B 施設）
- ・ 除染土壌 1m^3 保管する費用は、 $50,000$ 円/ m^3 とする（除染協議会）
- ・ 洗浄分級費用は、 $6,000\sim 9,000$ 円/ m^3 とする

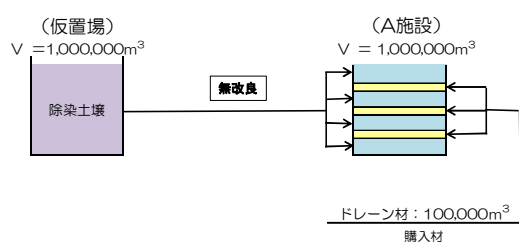


図 4-1 A 施設の概念図

図 4-2 B 施設の概念図

表 4-2 に A 施設と B 施設のコスト比較を示す。

表 4-2 費用対効果の検討

項目	A施設			B施設			コスト比較		施設容量削減率
	数量 (施設容量) (m^3)	単価 (円/ m^3)	①金額 (百万円)	数量 (施設容量) (m^3)	単価 (円/ m^3)	②金額 (百万円)	縮減額 (百万円)	縮減率 $\Sigma ② / \Sigma ③$	
除染土壌	1,000,000	-	-	1,000,000	-	-			
貯蔵物	1,000,000	49,500	49,500	840,000	49,500	41,580			
洗浄分級+脱水固化工				160,000	19,000	3,040			
➡①分級砂		0	0	82,000	-4,000	-328			
➡②ドレーン材	100,000	5,000	500	84,000	0	0			
	1,100,000		50,000	924,000		44,292	5,708	0.89	0.84

以上の検討結果より、

ドレーン材として購入材を用いる場合と、貯蔵する土壌の一部から製作した脱水固化碎石をドレーン材として有効利用する場合を比較すると、建設コストを 11%削減できる。また、設備容量に 16%の余裕ができる。

5. 作業の安全評価

(1) 実証試験の結果

被ばく線量が最大の作業者は、 $41\mu\text{Sv}$ である。1 日当たりの被ばく線量は $1.0\sim 1.1\mu\text{Sv}/\text{日}$ であり、 $20\text{mSv}/\text{年}$ を超える被ばくはなかった。また、空間線量率および表面汚染に有意な増加は見られず、周辺環境への影響もなかった。

(2) 実機を用いた場合の作業員の被ばく線量の簡易評価

線源となる土壌の放射性セシウム濃度を最大 $40,000\text{Bq}/\text{kg}$ 、土壌の量を実際の高圧フィルタープレス容量である $10,880\text{kg}$ として、被ばく線量の評価をおこなった。最大値は、 $13.4\text{mSv}/\text{年}$ であり、基準の $20\text{mSv}/\text{年}$ を下回るため問題はない。

6. まとめと今後の課題

(1) まとめ

①脱水固化碎石の土質強度

セメントは関東ロームと有機質土に対応したセメント系固化材、その添加量は $40\%/ds$ とすることにより、製作された脱水固化碎石は、 $400\text{kN}/\text{m}^2$ の載荷条件でドレーン材として利用できる。なお、 $400\text{kN}/\text{m}^2$ は土被り 20m に相当する。

②脱水固化碎石の環境影響評価

除染土壌に含まれる放射性セシウムは、そのほとんどが脱水固化碎石に含まれ、脱水固化碎石から放射性セシウムの溶出は検出（検出下限値：Cs-134 $0.56\sim 0.89\text{Bq}/\text{L}$ 以下、Cs-137 $0.66\sim 0.95\text{Bq}/\text{L}$ 以下）されなかった。また、土壤環境基準を超える物質の溶出は検出されなかった。

③「ろ水」の環境影響評価

放射性セシウムの溶出は検出（検出下限値：Cs-134 $0.60\sim 0.95\text{Bq}/\text{L}$ 以下、Cs-137 $0.59\sim 0.87\text{Bq}/\text{L}$ 以下）されなかった（「ろ水」そのものに放射性セシウムは含まれていなかった）。また、「生活環境・健康項目」に関する代表的な 7 項目、「福島県生活環境の保全に関する条例」の全 44 項目を満足した。

④物質収支

放射性セシウムの物質収支のばらつき（9 回）は、 $91.1\%\sim 104.0\%$ の範囲で、平均値 98.8% と高いので、製作する脱水固化碎石の放射能の濃度管理が可能である。

⑤コスト評価

ドレーン材として購入材を用いる場合と、貯蔵する土壌の一部から製作した脱水固化碎石をドレーン材として有効利用する場合を比較すると、建設コストを 11% 削減できる。また、設備容量に 16% の余裕ができる。

(2) 今後の課題

①当該試験は、福島県の一箇所の畑土を用いておこなった実験であることから、事業化するためには、広範囲の原土を用いた脱水実験が必要である。

②脱水固化碎石は減容化により放射性セシウム濃度が濃縮させることから、除染土壌の再利用の関わる予測が重要である。

③（今回の濃度域では問題なかったが）より高濃度の放射性セシウムを含む脱水固化碎石からの放射性物質の溶出について、別途検討する必要がある。

実施代表者：NTT コミュニケーションズ株式会社
実証テーマ名：除染土壌等の輸送路上に存在する「通信不感区域」に係る対策技術の実証
概要：除染土壌等の輸送経路上に存在する「通信不感区域」において、Wi-Fi および FWA（Fixed Wireless Access）等の通信方式を組み合わせ、通信不感区域を補完することの実現可能性を実証する。一般的に Wi-Fi は移動を伴わない環境下で使用されるため、走行中の輸送車両であっても一定の通信品質が確保可能か実証を通じ評価を行う。
実施内容：Wi-Fi 方式の有効性を評価する観点から、以下の 2 項目について実証を行う。 ・実証 A 走行中の輸送車両における通信品質の測定評価 ・実証 B 主要な通信不感区域の調査（サイトサーベイ） 実証 A、実証 B の結果をもとに実環境への導入検討（置局設計）を行う。
技術概要： 1. 処理フロー <pre> graph TD subgraph Realization_A [実証A] A1[実施内容の検討] --> A2[実施機器の選定、各種届出・手続き] A2 --> A3[プレ実証（本実証に向けた基礎情報の取得）] A3 --> A4[実証システム構築・調整] A4 --> A5[本実証（Wi-Fiハンドオーバー等基礎実証）] A5 --> A6[追加実証（高速移動時のハンドオーバー実証）] A6 --> A7[補足実証（通信不感区域でのWi-Fi接続実証）] end subgraph Realization_B [実証B] B1[実施区域の検討] --> B2[各種届出・手続き] B2 --> B3[通信不感区域の実確認試験（携帯キャリア電波調査）] B2 --> B4[ドローンによる見通し調査（FWA等の置局設計調査）] B3 --> B5[基盤インフラ事業者等への利用可否調査（商用電力・光ファイバ）] B4 --> B5 end A7 --> C[データ集計・分析] B5 --> C C --> D[報告書作成] </pre>
2. 試験目標 実証 A および実証 B により、Wi-Fi 方式による通信不感区域を補完することの実現可能性を実証し、本方式を通信不感区域へ導入した場合のコスト等の概算額を試算し、具体的な導入に向けての留意事項を整理する。
3. 期待される効果 通信不感区域の解消により、リアルタイムな輸送管理がシームレスに実施できるようになる。また、Wi-Fi 方式の採用により、携帯キャリアを問わず共通的に利用できることが期待される。

実証試験の結果：実証 A、実証 B の成果・得られた知見は次のとおりである。

○速度に比例しフ

ェーキング等の影響が顕著に表れると推定したが、実運用を見据えた小容量データ通信、移動速度 60km/h 以下の実験環境下では影響無し

○通信方式や Wi-Fi AP が切り替わる際に発生

する通信断時間は 3G/LTE→Wi-Fi で 1～5 秒、Wi-Fi→Wi-Fi で 1～10 秒、Wi-Fi→3G/LTE で 7～16 秒であった。置局設計では定数値として 7 秒以下（確率：75%）を用いる

○端末側の接続タイミングにより最大 360 秒程度の待ち時間が発生することが判明したが、端末へのアプリケーション実装により待ち時間の大幅な短縮が可能と考えられる

○Wi-Fi からインターネットに接続する回線として、光ファイバ、FWA、衛星が使用可能である

本方式が輸送路上の「通信不感区域」を補完し輸送管理の精度向上に一定の効果があることを確認したとともに、実導入に向けてさらに検討すべき事項を明確化できた。

分類		成果・得られた知見	備考
車両走行速度 (10km/h～60km/h)		60km/h でも顕著な通信品質の低下は未検出	—
10t ダンプカーの遮蔽影響		車両前方からの電波受信は良好 車両後方からの電波受信は遮蔽の影響が検出されたものの、ある程度通信は可能であった	往路の通信のみを前提とした置局の場合、復路の通信品質は低下する可能性あり
ハンドオーバー等の通信断	3G/LTE→Wi-Fi	通信断時間は概ね 1～5 秒程度 ただし Wi-Fi の接続に要する時間は概ね数秒～数分（端末機種や端末状態により大きく変化）	接続に要する時間の短縮について、端末のアプリケーションによる対処が必要
	Wi-Fi→Wi-Fi	通信断が生じた場合の断時間は概ね 1～10 秒の範囲	通信断が生じない場合や通信断が十数秒に及ぶ場合もあり
	Wi-Fi→3G/LTE	通信断が生じた場合の断時間は概ね 7～16 秒の範囲	通信断が生じない場合もあり
	完全不感→Wi-Fi	接続に要する時間は概ね数秒～数分（端末機種や端末状態により大きく変化）	端末のアプリケーションによる対処が必要
通信端末種別 (Android OS、iOS)		通信端末種別により、3G/LTE・Wi-Fi 間、Wi-Fi→Wi-Fi 間の切替時間に差がある	Wi-Fi の切替時間について端末のアプリケーションによる対処が必要

減容等の評価：該当なし

作業員被ばく量評価：

測定した平均空間線量率をもとに、実システム導入時における作業員の被ばく線量を試算した。6 ヶ月程度の工事であれば上限を超えるレベルの被ばくには至らないと想定できる。

対象 ルート	被ばく線量 (mSv)		
	1 ヶ月	3 ヶ月	6 ヶ月
国道 114 号	0.56	1.69	3.38
国道 288 号	0.09	0.27	0.54
県道 36 号	0.07	0.21	0.42

コスト評価：国道 288 号について試算した結果、本方式を 100 とした場合、携帯キャリア方式では 111 となり、本方式によるコスト低減効果を確認した。

歩掛り（作業人工、作業速度等）：
現地 Wi-Fi 用アンテナ構築作業：
20 人工／箇所

コスト評価条件：

- ・本システム（案 3）と同等のエリアをカバー（エリアカバー率 71%）
- ・携帯基地局の中継回線には全て光ファイバを使用
- ・携帯キャリア 1 社分として試算

作業における安全上の注意：作業環境の空間線量率や土壌の放射能濃度を計測し、安全性を確認したうえで作業実施

試験場所（住所）：浪江町、大熊町、富岡町、福島市、
浦安市

除去物保管場所と保管状況：
該当なし

1. 事業の概要

(1) 背景と取組み

除染土壌等の輸送については、輸送車両の位置情報管理を行うこととされているが、主要な輸送ルートの一部（国道 114 号・国道 288 号・県道 36 号等）において通信不感区域（携帯電話の電波が届かない区域）が存在し、当該区間で事故等が発生した場合、発見や通報に時間を要し、救助活動の遅れや深刻な渋滞を引き起こす等の懸念がある。

通信不感区域の解消については、行政機関と各携帯キャリア間で対策が検討されているが、基盤インフラ（電源や光ファイバ）の未整備、収益性の問題等により、迅速かつ完全な解決は難しい状況にある。

今後、輸送が本格化する中で、輸送管理環境を迅速に整備するため、通信不感区域を解消する新たな解決手段が求められている。

新たな解決手段の検討に際しては、無線通信・有線通信・インターネット・通信建設土木・システム運用など多岐にわたる技術・ノウハウが必要であり、さらにそれらをマネジメントできる総合力も必要となることから、これまで日本の通信技術をリードしてきた NTT グループが取り組むべきテーマであると考ええる。

特に当社は、NTT グループの中において、インターネットや企業向けネットワークを提供する「通信事業者」としての役割に加え、お客様毎のニーズに適応した個別システムを提供する「ソリューションベンダ」としての役割も担っていることから、これまでの経験で蓄積された実績やノウハウを最大限に活用することにより、通信不感区域の解消に貢献できると考える。

(2) 提案技術の目的

輸送車両の位置情報管理にはタブレット端末やスマートフォン等、無線 LAN（Wi-Fi）機能を具備した端末が使用されることから、通信不感区域に Wi-Fi のアクセスポイント（以下 AP とする）を設置することで通信不感区域を補完することが可能となる。

一般的に Wi-Fi は移動を伴わない環境下で使用されるため、走行中の輸送車両であっても一定の通信品質が確保可能か、電波遮蔽の大きい輸送車両（10t ダンプカー等）の影響度等について実証を通じ評価を行う。

通信不感区域の解消により、リアルタイムな輸送管理がシームレスに実施できるようになる。また、Wi-Fi 方式の採用により、携帯キャリアを問わず共通的に利用できることに加え、設備費用の抑制、施工期間の短縮等が期待できる。なお、周辺住民への開放による帰還事業への貢献等にも資すると考えられる。

(3) 成果目標

除染土壌等の輸送経路上に存在する「通信不感区域」において、Wi-Fi および FWA（Fixed Wireless Access）等の通信方式を組み合わせ、通信不感区域を補完することの実現可能性を実証する。

本方式の有効性を評価する観点から、以下の 2 項目について実証を行う。

①実証 A：走行中の輸送車両における通信品質の測定評価

- ・通信品質試験
- ・IP 電話の通話品質試験

②実証 B：主要な通信不感区域の調査（サイトサーベイ）

- ・通信不感区域の実確認試験（携帯キャリア電波調査）
- ・基盤インフラの利用可否調査（商用電力）
- ・基盤インフラの利用可否調査（光ファイバ）
- ・ドローンによる見通し調査（FWA 等の置局設計調査）

実証 A では各種環境条件と通信品質の相関性を整理し、実導入にむけた必要条件や制約条件等の洗い出しを行う。実証 B では解決すべき通信不感区域を明確化するとともに、基盤インフラの利用可否状況等、整備計画の立案に必要な基礎情報を収集する。

また実証 A と実証 B の結果をもとに、本方式を通信不感区域へ導入した場合のコスト等の概算額を試算し、具体的な導入に向けての留意事項を整理する。

2. 試験の内容

（1）試験の実施要領

①走行中の輸送車両における通信品質の測定評価（実証 A）

実証 A は、4 段階に分けて実施した。各実証の概要を表 2-1 に示す。

表 2-1 実証 A 実施試験概要

実証名	実施期間	試験場所	実施目的
プレ実証	2016 年 10 月 3 日 ～10 月 5 日	千葉県浦安市・公道	本実証に先立ち、試験方法や試験に用いる装置の動作の確認
本実証	2016 年 10 月 25 日 ～10 月 27 日	福島県浪江町北幾世橋および棚塩地区・公道	約 2km の道路で 10t ダンプカーを使用し、実証の中でもメインとなる測定
追加実証	2016 年 11 月 16 日	福島県福島市・ふくしまスカイパーク内	60km/h の高速走行時の測定など、本実証に追加する形の測定
補足実証	2016 年 11 月 17 日	福島県大熊町中屋敷・国道 288 号	3G/LTE が完全に不感となるエリアから Wi-Fi エリアに移動する場合の測定

（ア）実機システムを想定した通信システムの構築

実機システムを想定した通信システム構成を図 2-1 に示す。

4 段階の実証のうち、本実証が最大構成であり、プレ実証、追加実証のシステム構成を包含することから、ここでは本実証の図で示す。

5	電波遮蔽状態種別	・車両と AP の位置関係（AP の位置が車両の前方の場合と後方の場合） ・車両内（運転席）に設置する通信端末の位置 ・AP のアンテナの指向方向
6	インターネット 接続回線種別	・光回線接続 ・衛星回線接続（可搬型衛星通信システムを使用）
7	通信端末種別	・Android OS 端末 [富士通社 ARROWS] ・Android OS 端末 [HUAWEI 社 MediaPad] ・iOS 端末 [Apple 社 iPhone]

(ウ) IP 電話の通話品質試験

測定は全て端末からの操作で行う。Wi-Fi のエリアによる通話品質の差を見るため、測定場所は、Wi-Fi AP からの距離を変化させ、数か所で PESQ 値（IP 電話の通話品質評価法）を測定した。また、比較のため、現地の LTE 回線経由での PESQ 値も測定した。これらの結果から、IP 電話の一定の通話品質が確保できる条件や、実導入に向けた課題、制限等を明確化した。

②主要な通信不感区域の調査（サイトサーベイ）（実証 B）

(ア) 通信不感区域の実確認試験（携帯キャリア電波調査）

ローデ・シュワルツ社 ROMES4（ソフトウェア）および TSMA（ハードウェア）の測定器を用い、移動車両の中で携帯基地局から送信される電波から得られる情報をもとに試験対象道路上の地点で測定を行い、その測定結果から、試験対象道路上の各地点における主要携帯キャリアのエリアカバー状態を明らかにする。

(イ) 実システム構築に向けた基盤インフラ（商用電力・光ファイバ）利用可否調査

(ア) により明確化した通信不感区域において、Wi-Fi による実システム構築の実現性について以下の確認を行う。

(a) 基盤インフラの利用可否調査（商用電力）

通信不感区域における商用電力の利用可否を、電力事業者（東北電力）にヒアリング調査を実施する。

(b) 基盤インフラの利用可否調査（光ファイバ）

通信不感区域における光ファイバの利用可否を、光ファイバの主な所有者である通信事業者（NTT 東日本）および自治体にヒアリング調査を実施する。

(c) ドローンによる見通し調査（FWA 等の置局設計調査）

一つの測定ポイントでバルーン（直径約 150cm）を上げ、別の測定ポイントでドローンを上げ、ドローンに搭載したカメラにより遠隔で撮影、確認を行い、2 つのポイント間の見通しを得るためにどの程度の高さが必要か調査を行う。

3. 試験結果と評価

(1) 技術の評価

①成果・得られた知見

実証 A および実証 B の成果・得られた知見を表 3-1、表 3-2、表 3-3 に示す。

表 3-1 実証事業の成果・得られた知見の概要（実証 A）
走行中の輸送車両における通信品質の測定評価

分類		成果・得られた知見	備考
車両走行速度 (10km/h～60km/h)		60km/hでも顕著な通信品質の低下は検出されなかった	—
10tダンプカーの遮蔽影響		車両前方からの電波受信は良好 車両後方からの電波受信は遮蔽の影響が検出されたものの、 ある程度通信は可能であった	往路の通信のみを前提とした 置局の場合、復路の通信品質 は低下する可能性あり
ハンド オー バ等 の通 信断	3G/LTE→Wi-Fi	通信断時間は概ね1～5秒程度 ただしWi-Fiの接続に要する時間は概ね数秒～数分 (端末機種や端末状態により大きく変化)	接続に要する時間の短縮につ いて、端末のアプリケーショ ンによる対処が必要
	Wi-Fi→Wi-Fi	通信断が生じた場合の断時間は概ね1～10秒の範囲	通信断が生じない場合や通信 断が十数秒に及ぶ場合もあり
	Wi-Fi→3G/LTE	通信断が生じた場合の断時間は概ね7～16秒の範囲	通信断が生じない場合もあり
	完全不感→Wi-Fi	接続に要する時間は概ね数秒～数分 (端末機種や端末状態により大きく変化)	端末のアプリケーションによ る対処が必要
Wi-Fi APの設置間隔		見通し区間の場合、200m～400mが望ましい	ハンドオーバーの機会を減らす ことが望ましい
インターネット 接続回線種別 (光回線、衛星回線)		光回線、衛星回線ともに通信品質の低下なし	通信容量が大きくなる場合は、 衛星回線でボトルネックが生 じる可能性あり
通信端末種別 (Android OS、iOS)		通信端末種別により、3G/LTE・Wi-Fi間、Wi-Fi→Wi-Fi間 の切替時間に差がある	Wi-Fiの切替時間について端 末のアプリケーションによる 対処が必要
通信内容 (メール)		静止状態での通信に比べ、送信に要する時間が約60%増加 (5MByte送信の場合)	送信容量が大きい場合、連続 して安定した通信が得られず、 送信失敗する場合もあり得る

表 3-2 実証事業の成果・得られた知見の概要（実証 A）
その他測定評価

分類	成果・得られた知見	備考
IP電話の通話品質試験	LTEによる通話品質とほぼ同等の通話品質（PESQ値） であった	-0.5～4.5の値を取り、値が大 きいほど通話品質が良いこと を示す。携帯電話は3.1が目安
Wi-Fi APからの伝搬距離	指向性APの採用により見通し距離400m程度でも十分通 信が可能であった	走行車両のハンドオーバーを考 慮すると、見通し区間では、 APの設置間隔100mは短すぎ る
標識や支柱による電波反射や 遮蔽の影響	標識や支柱が至近の位置にある場合は遮蔽の影響が多少 出るが、反射の影響は見られなかった	反射の影響は少なからずある と考えられるので、実際に設 置するときには考慮が必要
端末の設置位置による影響 (ダッシュボード上、足元)	足元の位置では、ダッシュボード上に比べ4dB程度の損 失増であるが、走行車両内で受信するレベル変動範囲に 十分含まれる範囲であった	実際の設置においてはダッ シュボード上が望ましい
輸送路が渋滞した場合の 通信路（想定）	通信の影響は少ないと想定される	—
雪の影響（想定）	通信の影響は少ないと想定される	—
樹木の影響（想定）	通信の影響は少ないと想定される	—

表 3-3 実証事業の成果・得られた知見の概要（実証 B）

分類		成果・得られた知見	備考
携帯キャリア 電波調査	国道114号	測定した全てのキャリアにおいて不感区域あり	B社はCDMA2000方式で一部区間対応
	国道288号	測定した全てのキャリアにおいて不感区域あり	A社、B社は一部区間対応
	県道36号	測定した全てのキャリアにおいて不感区域あり	A社、B社は断続的に不感区域が存在
基盤インフラ 調査 (商用電力)	国道114号	事前に電力会社と協議が必要	－
	国道288号	不感区域の約40%で商用電源利用可	－
	県道36号	事前に電力会社と協議が必要	－
基盤インフラ 調査 (光ファイバ)	国道114号	不感区域の約60%で光ファイバあり	－
	国道288号	不感区域の約5%で光ファイバあり	－
	県道36号	不感区域の全域で光ファイバ無し	－
ドローンによる 見通し調査	国道288号	高低差が激しく樹木が生い茂る山間の道路でFWAの見通しを確保するためには、30m以上の高さが必要	－

②実環境への導入検討（置局設計）

（ア）得られた知見に基づく置局設計の基本方針

実証実験で得られた知見に基づき、国道 288 号通信不感区域に Wi-Fi AP を構築する場合の置局設計基本方針を以下に示す。

（実証 A）

- ・ 3G/LTE→Wi-Fi、Wi-Fi→Wi-Fi、Wi-Fi→3G/LTE、完全不感→Wi-Fi の全てにおいて、Wi-Fi ゾーンに入ってから通信可能になるまで 7 秒を要するとする
- ・ 上記、通信可能になるまでの時間が 7 秒以下となる確率は 75%とする
- ・ Wi-Fi AP からの伝搬距離は見通し区間で 400mまでとする
- ・ Wi-Fi ゾーンに複数の Wi-Fi 電波が極力到達しないようにする
- ・ 同一チャネル使用の Wi-Fi AP 間で、オーバーリーチ等の干渉が無いようにする

（実証 B）

- ・ 光ファイバが敷設されている場所をインターネットへの接続ポイントとする
- ・ 電力会社からの電力供給を前提とするが、供給が困難な場合は太陽光発電システム等を用いた自律電源システムを使用する
- ・ 既存電柱への共架（配線などで共用すること）はできない前提とする

（イ）実環境への導入にむけた置局設計案

調査対象とした 3 路線のうち、空間線量率・通信不感区域の距離等を鑑み、国道 288 号をモデルケースとして選定し、置局設計案の検討を行った。

理想案：全ての通信不感区域の解消を実現する案

一部区間において鉄塔等を設置するスペースが確保できず、導入には大規模な土木工事が伴うことから実現ハードルが極めて高い

このハードルを踏まえ一部区間で通信不感区域が残るものの実現性を優先した設計案を 3 案にまとめた。案 1、案 2、案 3 を図 3-1、図 3-2、図 3-3 に示す。

案 1：可能な限りカバー率を高める案

見通しが悪い区間において鉄塔を含む高いアンテナを設置する必要がある、費用面や工期面のハードルが高くなる

案 2：鉄塔建設を回避する案

カバー率は下がるものの、自営光ファイバ、FWA を組み合わせ費用圧縮と
工期短縮を実現する

案 3：衛星回線を利用する案

自営光ファイバ区間を縮小し、費用圧縮と工期短縮を実現する

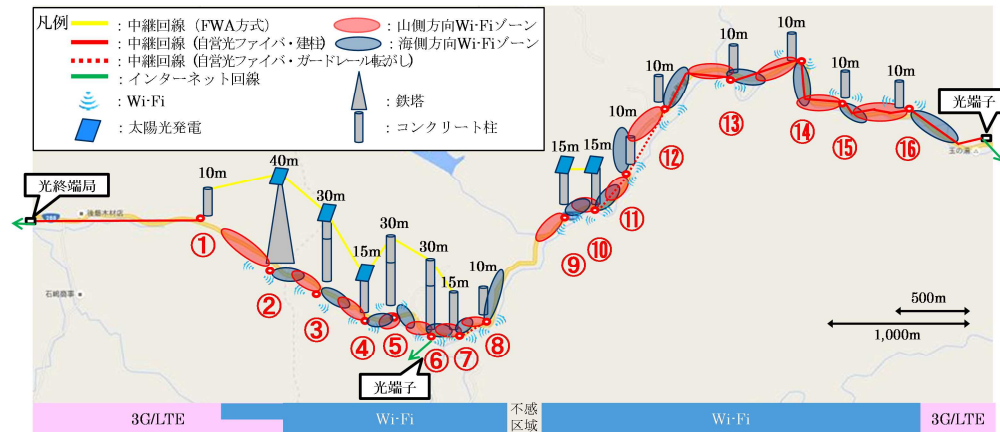


図 3-1 案 1 バックホール置局設計

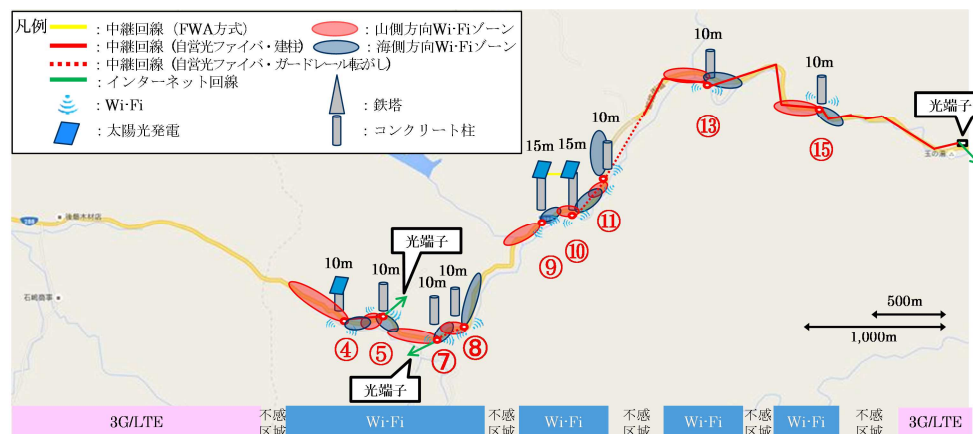


図 3-2 案 2 バックホール置局設計

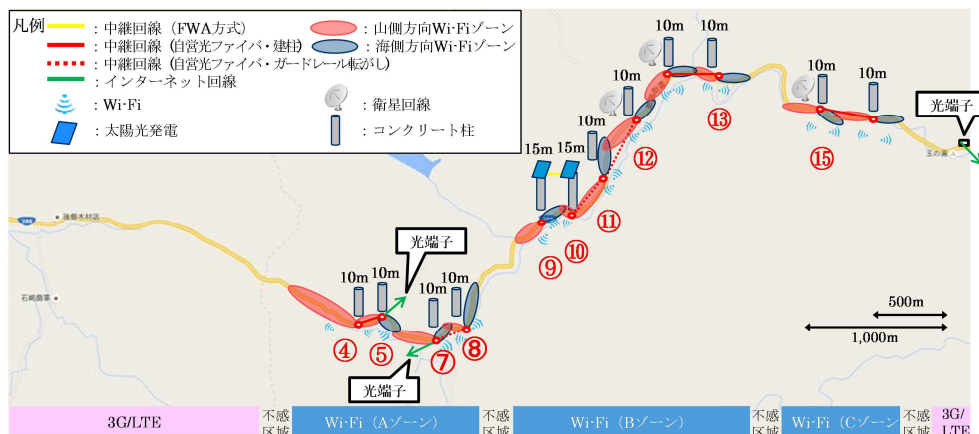


図 3-3 案 3 バックホール置局設計

各案について、運用性、工事の容易性、コスト等の比較を表 3-4 に示す。

表 3-4 各案の比較

項目	案 1	案 2	案 3
概要	エリアカバー率最大	工事費削減	衛星回線活用
エリア カバー率	92%	60%	71%
位置情報 送信率	往路：713% 復路：627%	往路：545% 復路：409%	往路：610% 復路：466%
バックホー ル伝送容量	10Mbps 以上	10Mbps 以上	10Mbps 以上 〔一部最大 1.2Mbps 〕
工期	1 年以上	6 ヶ月以上	6 ヶ月以下
交通規制	大規模	中規模	小規模
コスト	合計：100	合計：82	合計：77
	初期構築費：71% 〔・機器材料費：17% ・労務費：69% ・現状復旧費：7% ・その他：7%〕	初期構築費：69% 〔・機器材料費：14% ・労務費：71% ・現状復旧費：7% ・その他：8%〕	初期構築費：61% 〔・機器材料費：20% ・労務費：62% ・現状復旧費：9% ・その他：9%〕
	5 年運用費：29% 〔・監視/故障等対応費：45% ・機器保守費：4% ・オンサイト保守費：29% ・その他：22%〕	5 年運用費：31% 〔・監視/故障等対応費：41% ・機器保守費：4% ・オンサイト保守費：32% ・その他：23%〕	5 年運用費：39% 〔・監視/故障等対応費：39% ・機器保守費：4% ・オンサイト保守費：28% ・その他：29%〕

※コストは案 1 を 100 とした場合の相対表記

(ウ) その他の留意事項

各案の留意点は以下のとおりである。

案 1：FWA 用の鉄塔等の建設について基礎面積も大きくなることから敷地確保のリスクが高まり、事業完了後の撤去費も膨大となる

案 2：カバー率が低いため、位置情報の送信率が低くなる

案 3：施工の短期化・簡易化のため自営光ファイバの敷設にガードレール等の活用が前提だが、使用可否・許認可について関係機関との調整が必要

(エ) 携帯キャリア方式とのコスト比較（案 3 と同様のエリアカバー率で試算）

本方式（案 3）と携帯キャリア方式のコスト比較を表 3-5 に示す。

表 3-5 携帯キャリアとのコスト比較

採用方式	本方式（案 3）	携帯キャリア方式
コスト試算	100	111

※コストは本方式（案 3）を 100 とした場合の相対表記

4. まとめと今後の課題

(1) まとめ

本実証実験は、除染土壌等の輸送路上に存在する「通信不感区域」の対策において Wi-Fi 方式による通信の有効性を実証することが最大の目的であった。Wi-Fi は移動通信用の規格で無いことから移動通信特有の AP 間のハンドオーバー、フェージング等の影響が懸念されたが、情報量が数 kByte 程度の小容量データ通信であれば適用可能と判断し実験に臨んだ。10t ダンプカー車内のスマートフォンと沿道の Wi-Fi AP とのダイレクト通信といった例の無い実験であったが、実運用に向け以下の結論を見出すことができた。

(実証 A)

- ・速度に比例しフェージング等の影響が顕著に表れると推定したが、実運用を見据えた小容量データ通信、移動速度 60km/h 以下の実験環境下では影響無し
- ・10t ダンプカーの車体（ボディ）による遮蔽影響については、車両前方からの電波受信であれば影響は軽微で通信は良好
- ・通信方式や Wi-Fi AP が切り替わる際に発生する通信断時間は 3G/LTE→Wi-Fi で 1～5 秒、Wi-Fi→Wi-Fi で 1～10 秒、Wi-Fi→3G/LTE で 7～16 秒であった。置局設計では定数値として 7 秒以下（確率：75%）を用いる
- ・Wi-Fi ゾーンが重なった場合など、Wi-Fi チャンネルが複数存在するゾーンほど上記処理時間は長くなる。これらの事象より Wi-Fi AP 間隔は 200～400m が適切
- ・使用する端末により、安定性、処理時間が異なる。今回の実験では、HUAWEI 社 MediaPad、富士通社 ARROWS、Apple 社 iPhone6s を使用
- ・3G/LTE 接続状態もしくは不感状態から Wi-Fi に接続する際は、端末側の接続タイミングにより最大 360 秒程度の待ち時間が発生することが判明したが、端末へのアプリケーション実装により待ち時間の大幅な短縮が可能と考えられる
- ・Wi-Fi からインターネットに接続する回線として、光ファイバ、FWA、衛星が使用可能である

(実証 B)

- ・国道 114 号、国道 288 号および県道 36 号における通信不感区域を明確化した
- ・通信不感区域の光ファイバ敷設状況は、国道 114 号が約 60%、国道 288 号が約 5%、県道 36 号が 0%であり、光ファイバによるバックホール回線の構築が難しいエリアが多くを占めることが判明した

(導入にむけての留意事項)

- ・Wi-Fi ゾーンの切り替わり時に通信断が発生するため、Wi-Fi ゾーンは可能な限り大きなゾーンを確保し、各 Wi-Fi ゾーンにおいて走行車両が 7 秒以上滞在可能となるような置局設計とする
- ・車載端末が常に最適な Wi-Fi AP のみに接続するよう、Wi-Fi ゾーンが重ならない（複数 AP を検知しない）置局設計とする
- ・建柱作業時に道路の通行規制が必須となり、通行車両への影響が懸念されるため建柱数を可能な限り削減するよう配慮が必要

- ・光ファイバのサービスエリア外において、FWA や自営光ファイバ敷設のハードルが高い場合は、衛星回線などの使用が必要
(置局設計)

これら実証実験結果を元に、通信不感区域の長さ・詳細調査の難易度等を総合的に評価した結果、国道 288 号を詳細検討の対象として選定し、当該区間における置局設計案を本実証実験結果としてまとめた。

本方式の導入にあたっては沿道に十分な設備の設置スペースが確保できることが前提条件となるため、通信不感区域の完全な解消を実現するには、対象区間の全域にわたりスペースの確保が必要となる。

国道 288 号における現地調査の結果、通信不感区域の一部区間において沿道に十分なスペースが確保できず、当該区域を含めた完全な解消を実現するには、森林の伐採・斜面の切り崩し等、大規模な土木工事が必要となることが判明した。

これら大規模な土木工事を実施する場合、工期の長期化、費用の増加、長期にわたる車両通行規制等、実現ハードルが極めて高くなることから、一部区間で通信不感区域が残るものの実現性の高さに重点を置いた設計案を 3 案にまとめた。

この 3 案の方法であれば、実証実験結果の知見から実証実験エリアと同等の環境とした場合、国道 288 号の通信不感区域全体でエリアカバー率 60～92%、位置情報送信回数は往路 5～7 回以上、復路 4～6 回以上となることが机上検討結果から見いだせた。

(2) 今後の課題

今回の実証実験を通じて、Wi-Fi 方式が通信不感区域の解消に一定程度効果があることは確認できたが、本方式の導入により最大限の効果を得るためには、さらなる検証・評価・検討等が有効であり、取り組むべき具体的な事項を以下に示す。

(通信品質や導入工事)

- ・Wi-Fi 方式による車載端末と輸送管理システム間のアプリケーション検証
- ・実際の通信不感区域における通信品質評価
- ・車載端末の適合条件あるいは制約条件等の検討
- ・工期短縮とコスト低減にむけた簡易型設置方式の検討
- ・各通信不感区域における導入環境の詳細調査（地盤調査・地権者調査等）

(放射線対策)

- ・施工場所における土壌の放射能濃度の測定評価
- ・避難指示区域内の作業で発生した残土等の処分方法の検討
- ・施工時の作業員や運用開始後の保守員を対象とした被ばく低減対策の検討

(本方式の応用可能性)

- ・保管場あるいは中間貯蔵施設内における携帯キャリア網の輻輳（ふくそう）対策
- ・仮置場や搬出路等における通信不感区域の対策

実施代表者：日立造船株式会社
実証テーマ名：中間貯蔵施設における自動搬送実証
概要：中間貯蔵施設において安全・確実な搬送を実施する観点から、作業者の安全性向上を図り、搬送の効率化・省力化を推進するため、自動で搬送物等を搬送するシステムの試験を行い、安全性・実用化等の評価を行う。
実施内容：中間貯蔵施設において安全・確実かつ搬送の効率化・省力化を可能にするために搬送物等を完全自動走行で搬送可能なシステムを構築し、自動搬送システムが複数台での運用も可能なことを実証する。中間貯蔵施設における実運用を想定し、自動搬送システムは、管制システムからの走行ルート指令にもとづき、自由に走行ルートを設定・走行できることを実証する。また、24時間搬送を具体化し、夜間走行の作業になっても対応できるシステムであることを実証する。人、物体の接近を検知した場合、停止等の命令が働く、自動走行車に必要な安全系を備えたシステムであることを実証する。本システムを利用することで、運搬車の運転手が不要になり、中間貯蔵施設に関わる運転手の被ばく量を低減可能なことを実証する。実証試験を通して、実運用を行うために必要な課題を洗い出し、その対応策を検討する。 技術概要：クローラを自動走行させるためのシステムを構築・導入した。搬送車両としてキャタピラ式搬送車であるクローラキャリア(以下、クローラと記載)を選定した。選定理由は、中間貯蔵施設内では道路が整備されていない場所(悪路)も走行ルートになる可能性があり、クローラは悪路も走行が可能なためである。本システムは、ルート作成やクローラの管制、遠隔操作などを行う「管制システム」、クローラの自動走行制御を行う「クローラ制御システム」、複数台想定試験を行うために自動車に位置情報計算装置を搭載した「模擬クローラシステム」のサブシステムから構成される。管制システムでは、ルート作成、各クローラへの走行・停止の制御指示、PC画面上への各クローラ位置の表示、またコントローラによるクローラの遠隔操作を行う。遠隔操作のためにクローラに搭載したカメラの表示も行う。クローラ制御システムでは、2つのGNSS受信機からの位置と、傾斜計データを元に、クローラ重心座標およびクローラの方角を計算する。求めた位置座標と方角、管制システムから取得したルート情報を照らし合わせ、自動走行制御を行う。
図 実証試験概要

実証試験の結果：中間貯蔵施設で搬送される荷物を想定して、土壌を積めたフレキシブルコンテナ（以下、フレコン）とドラム缶を準備した。これらをクローラに積載し、自動搬送試験を行った。 ・完全自動走行で搬送可能なシステム：管制システムにより与えられたルート通りにクローラが自動走行することを実証した。走行精度 1m 以下で走行することを実証した。 ・走行ルートの変更・設定：管制ソフトウェアの画面上で複数のルートを設定・命令でき、自由に走行ルートを変更し、自動走行できる機能を実施した。 ・夜間操業：夜間においても昼間と同等に安全系センサが動作することを確認し、クローラの自動走行を行うことができた。またカメラ画像および管制の走行ルート地図を見て、簡単に遠隔制御が可能なことを実証した。 ・安全なシステム：無線タグによる人検知、レーザ距離計による物体検知を行い、クローラが停止する安全なシステムであることを実証した。また不足の自体に備えて、管制のコントローラにより、クローラの遠隔制御による手動運転で、自動走行へ復旧できることを確認した。 ・複数台の運用：実用化において、クローラが複数台稼動すると想定される。渋滞、交差点に複数台が進入する想定をし、クローラが想定通り制御されることを確認した。	
減容等の評価：本実証試験では実施しない	
作業員被ばく量評価：本システムを用いることで、自動走行時は、運搬車の運転手が不要になる。従って、自動走行中は、運転手の被ばく量を低減できることを検証した。完全自動のため、搬送機器オペレータの被ばく量はゼロとなる。	
コスト評価：導入しない場合のコストを、100 とした場合、導入費と運用費にかかるコストは、1 年目では 106 であるが、4 年目では 100 を下回り、5 年後には、99 となる。これは、導入費に対し、導入しない場合、運転手の人件費が高くなるためである。 本システムを導入することで、被ばく量の低減、運転手の負荷低減、安全運行（事故の低減）さらに夜間の操業が可能となり、コストの差以上に全体的に与えるメリットは、大きいと考える。	歩掛り（作業人工、作業速度等）： 作業人工：管制システムのオペレータ 1 人が 5 台まで遠隔制御できる。1 日 24 時間を 3 交代で操業し、3 人／日で操業が可能。 作業速度：クローラの最高走行速度は、12km/h であるが、運用上、走行速度を 10km/h と仮定した。
コスト評価条件：受入・分別施設からの処理能力を 140t/h とする。走行距離を往路、復路それぞれ 2km(計 4km)とし、11t クローラで土壌 10t/台を積載しクローラ 3 台で、20 時間/日、300 日/年運用する場合を想定する。システムを導入しない場合として、10t ダンプで土壌 9t/台を積載しダンプ 8 台で、7 時間/日、300 日/年運用する作業を仮定した。	
作業における安全上の注意： クローラが完全無人で自動走行するため、クローラとの接触事故に注意が必要である。	
試験場所： 福井県高浜町	除去物保管場所と保管状況： 本試験では、除去物は発生しない。

1. 試験の目的

本実証試験の目的は、中間貯蔵施設において安全・確実な運用を実施する観点から、作業者の安全性向上を図り、搬送の効率化・省力化を推進するため、自動で搬送物等を搬送するシステムの試験を行い、安全性・実用化等の評価を行うことである。

(1) 背景と取組み

①これまでの背景と取組み

本実証試験で行う自動搬送に関する技術開発として、弊社はこれまで以下のような取組みを行ってきた。

(ア) 衛星測位技術の研究開発

自動搬送システムの中核となる衛星測位の技術の研究開発、製品開発を昭和 60 年より行ってきた。特に車両制御に関するシステムとしては、「産業廃棄物搬送管理システム」、「建設機械自動運転支援システム」や「工場構内車両位置管理システム」などがある。これらは、一般的にカーナビや携帯電話などで使われている測位精度より高精度な位置を算出し利用するシステムである。本実証試験においても、これまでの知見を用いた測位システムを構築する。

(イ) 準天頂衛星の LEX 補強信号を利用した農機ガイダンス・自動走行システム

平成 22 年度文部科学省宇宙利用促進調整委託費としてトラクターの自動走行システムの研究開発・実証を行った。自動走行ユニットを搭載したトラクターである。本研究成果は平成 25 年度宇宙開発利用大賞「内閣府特命大臣（宇宙政策）賞」を受賞するなど、特殊車両の自動走行システムの開発として高い評価を得た。

(ウ) 林業機器の自動走行実証事業

平成 27 年に木材の集材機械であるフォワーダの自動走行の実証試験を実施した。弊社は位置情報を取得する GPS と慣性装置部分の役割を担い、研究開発・実証を行った。

弊社は、上記のように、衛星測位システムを利用した制御システム、自動走行システムの取り組み実績があり、その経験から、今回の中間貯蔵施設における自動搬送の実証試験を実施する背景となっている。

②中間貯蔵施設における搬送作業の課題

中間貯蔵施設における搬送作業についての課題として以下が考えられる。

- ・処理物には焼却残渣等の放射線量が高いものがあり、人による搬送には制限や問題が想定される。
- ・施設内では複数の搬送車が操業するが、搬送車同士の事故や物体との衝突の無い操業が必須であり、安全・安心の確保が必須である。
- ・約 2,200 万 m³ 以上の除染土壌等の処理が必要である。現在、除染土壌等の処理後の搬送能力の把握ができるシステムが存在していない。そのため搬送能力によっては、24 時間搬送も検討が必要であり、夜間走行の操業になっても対応できるシステムが必要である。

(2) 提案技術の目的

本実証試験では、中間貯蔵施設内を自動で搬送するシステムを手配し実証する。また、実用化を考慮し、複数台の車両を管制することを検討及び適応可能な場面を設定し、評価を行う。さらに、実運用に向けた提言を行う。

本実証試験を通して、中間貯蔵設備の 24 時間搬送を具体化し、夜間走行の操業になっても事故等の発生を防止するシステムを実証する。

さらに荷積み、搬送、荷降ろしの処理能力(稼働率)を把握し必要設備数、稼働時間を把握し、コスト評価や運転手の被ばく量低減効果を評価する。

(3) 成果目標

本実証試験では、中間貯蔵施設において安全・確実かつ搬送の効率化・省力化を可能にするために搬送物等を完全自動走行で搬送可能なシステムを構築する。また、実証試験を通して、実運用を行うために必要な課題を洗い出し、その対応策を検討する。具体的な成果目標は、以下の通りである。

- ・構築した自動搬送システムが複数台での運用も可能なことを実証する。
- ・中間貯蔵施設における実運用を想定し、自動搬送システムは、管制システムからの走行ルート指令にもとづき、自由に走行ルートを設定・走行できることを実証する。
- ・中間貯蔵設備の 24 時間搬送を具体化し、夜間走行の操業になっても対応できるシステムであることを実証する。
- ・人、物体の接近を検知した場合、停止させる等の自動走行車に必要な安全系を備えたシステムであることを実証する。
- ・自動走行の位置精度は、位置誤差が 1m 以下を目指す。
- ・本システムを利用することで、搬送車の運転手が不要になり、中間貯蔵施設に関わる運転手の被ばく量を低減可能なことを実証する。

(4) 実施体制

本実証試験は、図 1-1 の体制で実施した。

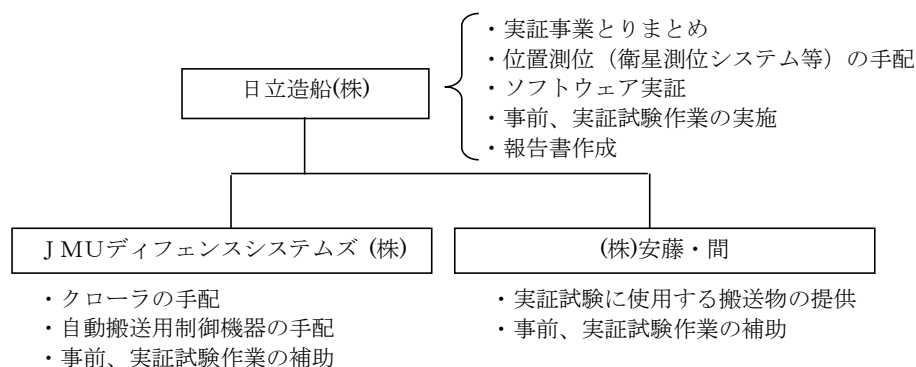


図 1-1 実施体制

2. 試験の内容

(1) システム概要

本実証試験のシステム全体を図 2-1 に示す。

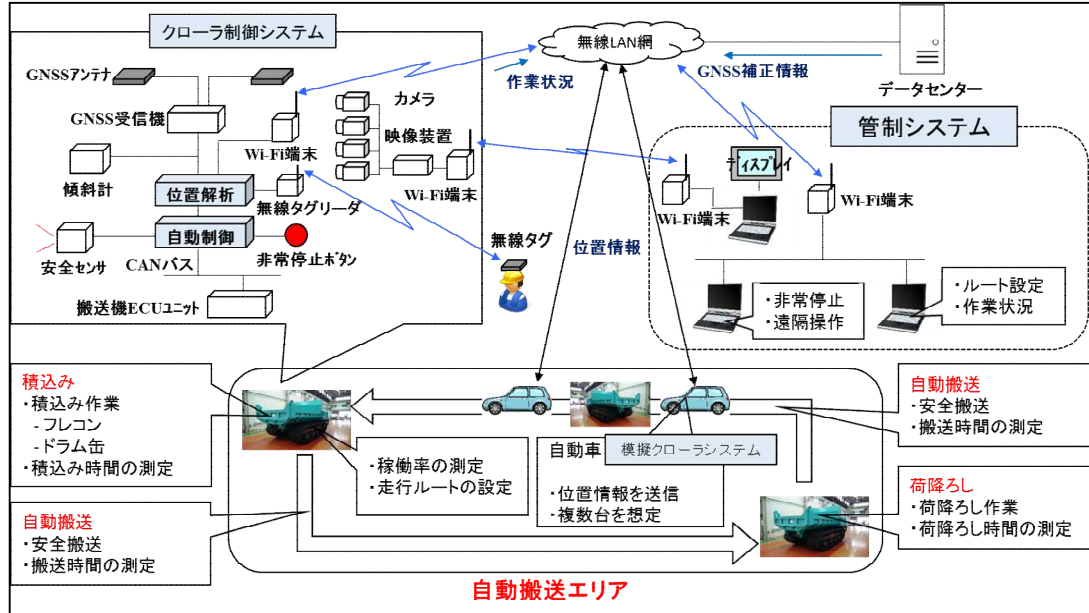


図 2-1 システム全体図

本システムの搬送車両としてキャタピラ式搬送車であるクロールキャリア（以下、クロールと記載）を選定した。選定理由は、道路が整備されていない場所（悪路）も走行ルートに設定することが可能になるためである。ただし公道の走行は基本的にできない。

本システムは、ルート作成やクロールの管制、遠隔操作などを行う「管制システム」、搬送車両であるクロールの自動走行制御を行う「クロール制御システム」、クロールの複数台想定試験を行うために、クロールを模擬する装置として、自動車に位置情報計算装置を搭載した「模擬クロールシステム」のサブシステムから構成される。

管制システムでは、ルート作成、各クロールへの走行・徐行・停止の制御指示、PC画面上への各クロール位置の表示、またコントローラによるクロールの遠隔操作を行う。遠隔操作のためにクロールに搭載したカメラの表示も行う。

クロール制御システムでは、2つのGNSS受信機からの位置と、傾斜計データを元に、クロールの重心座標および方位角を計算する。求めた位置座標と方位角、管制システムから取得したルート情報を照らし合わせ、自動走行制御を行う。クロールに搭載したカメラは、自動走行制御には用いず、周辺画像を表示するのみに使用する。安全系として、人検知のための無線タグリーダ、レーザ距離センサ、非常停止ボタンを搭載する。制御状態は位置情報とともに、管制システムに送信される。

模擬クロールシステムは、GNSS受信機1台の位置情報から、クロール制御システムで管制システムに送信する制御状態メッセージのダミー情報を作成し、管制システムに送信する。また管制からのメッセージを受信し、PC上に表示する。

図 2-2 に機材搭載後のクローラと、管制システムを示す。



図 2-2 試験設備（左：クローラ、右：管制システム）

(2) 試験の実施場所

①試験場所

実証試験は、以下の場所で行った（図 2-3）。

- ・日立造船（株）機械事業本部 システム機械ビジネスユニット 若狭事業所（福井県大飯郡高浜町）

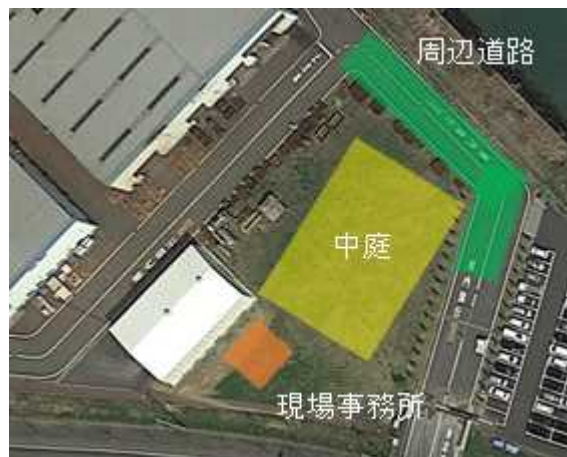


図 2-3 試験場所概要

②走行ルート

走行ルートは後述する試験要領に基づき、2 つの周回ルート、渋滞制御確認のための直線ルート、交差点制御確認のための三叉路の 4 つのルートを作成した。

渋滞制御確認のためのクローラ間の距離は 9m、交差点半径は 6m に設定した。

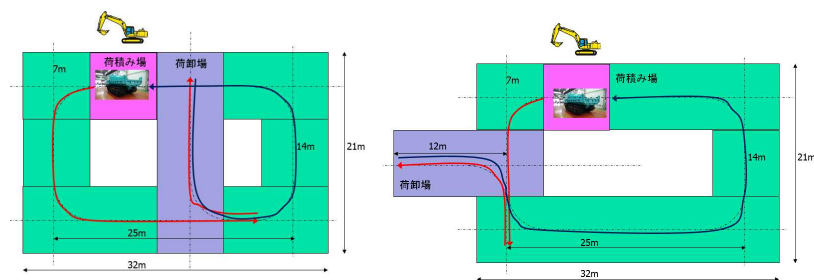


図 2-4 走行ルート

3. 実証試験

(1) 試験項目

実証試験項目一覧を以下に示す。

表 3-1 実証試験項目一覧

No.	概要	内容	搬送物	回数	備考
1)	搬送物試験-1 (通常運転試験)	設定されたルートでの自動搬送	フレコン	2	フレコン搬送に関する検証
2)	搬送物試験-2	搬送物をドラム缶に変更	ドラム缶	2	ドラム缶搬送に関する検証
3)	ルート変更試験	設定されたルートと違うルートを設定し、自動搬送	ドラム缶	2	ルートを自由に設定できる検証
4)	安全試験-1 (非常停止)	非常停止（機側と遠隔）及び復旧作業	ドラム缶	2	安全に関する検証
5)	安全試験-2 (人の検知)	人がルート上に入った場合及び復旧作業	ドラム缶	2	安全に関する検証
6)	安全試験-3 (物体の検知)	ルート上に異物があった場合及び復旧作業	ドラム缶	2	安全に関する検証
7)	遠隔運転	異常時に停止した場合の遠隔運転による復旧	ドラム缶	2	異常復帰に関する検証
8)	複数台想定運転-1 (渋滞の想定)	模擬クローラ 1 台を先行させ、荷積み場所・荷降ろし場所の手前で停車する場合	ドラム缶	2	実用化に向けた検証 渋滞時の想定
9)	複数台想定運転-2 (交差点 1)	クローラが先に交差点に先に進入する場合。模擬クローラに停止（待機）指令が出力される。	ドラム缶	2	実用化に向けた検証 交差点走行の想定 (2 台走行)
10)	複数台想定運転-3 (交差点 2)	模擬クローラが先に交差点に進入する場合。クローラに停止（待機）指令が出力される。	ドラム缶	2	実用化に向けた検証 交差点走行の想定 (2 台走行)
11)	複数台想定運転-4 (交差点 3)	模擬クローラ①の後をクローラが走行。模擬クローラ②も、交差点に進入する場合	ドラム缶	2	実用化に向けた検証 交差点走行の想定 (3 台走行)
12)	夜間搬送	夜間時の自動搬送	ドラム缶	1	夜間搬送に関する検証

(2) 試験結果

①試験全体

実証試験項目 1)~12)のすべての項目について試験を行い、本システムがすべての機能を達成していることを実証した。次節以降に、試験における特記事項について記載する。

②自動走行制御結果

管制システムからの走行ルートファイル送信および走行指示を受けて、定められたルート通りに走行することを確認した。予め、ルート上に、クローラ幅から 1m ずつ離れた場所にコーンを設置、トラロープを敷設し、自動走行中にクローラがポールに接触、あるいはコースを逸脱しないことで精度確認とした(図 3-1)。走行ルート 1 および走行ルート 2 を使用する試験項目 1)~7)および 12)について、この方法で精度確認を行い、すべての場合において目標精度である 1m 以内でクローラを自動制御できることを実証した。



図 3-1 コーン間を走行

③安全センサ確認結果

本システムは、安全センサとして、無線タグ及びレーザ距離計を備えている。これらが動作確認結果を記載する。

走行中のクローラが無線タグにより人を検知し停止するかどうか、距離センサが物体を検知し停止するかどうか、またその距離をそれぞれ計測した。表 3-2 にまとめた通り、昼夜ほぼ同じ距離(設定した値)で停止することを確認した。

表 3-2 無線タグ停止距離

	位置	昼	夜
無線タグ	前方	11.9m	11.9m
	後方	10.5m	11.3m
距離センサ	前方	3.8m	3.8m
	後方	3.6m	3.5m

④渋滞制御試験結果

模擬クローラを停止させておき、クローラ後ろから自動走行で近づいた際に、管制システムが渋滞を検知し、クローラに信号を送ることで停止し、模擬クローラが離れた後、自動走行を再開するかどうかの試験を行った。図 3-2 は渋滞制御によってクローラが停止した際の写真である。



図 3-2 渋滞制御確認

⑤交差点制御試験結果

模擬クローラ 2 台、クローラ 1 台の計 3 台での交差点制御確認結果を示す。

模擬クローラ 1 が交差点内に進入し、停止した状態で、模擬クローラ 2 とクローラを交差点に進入させた（図 3-3）。模擬クローラ 2 とクローラにそれぞれ停止信号が行き、クローラは自動走行を停止した（図 3-4）。模擬クローラ 1 と模擬クローラ 2 が交差点を抜けたあと、クローラが自動走行を再開したことを確認した。



図 3-3 交差点制御確認（走行前）

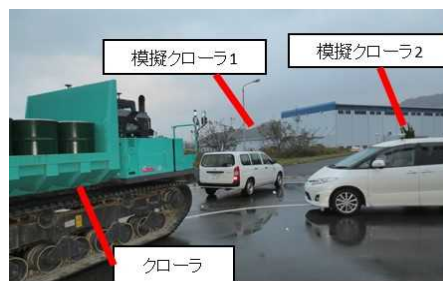


図 3-4 交差点制御確認（停止時）

⑥走行・停止時の荷物の移動有無の確認

荷物を積んだ後、荷降ろし場所まで自動走行を行い、その間に荷物がずれていないか、積込時、走行後にそれぞれ写真撮影を行い荷物がずれていないか確認した結果、フレコン、ドラム缶ともにずれ、移動は見られなかった。よって、自動搬送時に、荷物の固縛は必要ないことが確認できた。

⑦遠隔制御試験結果

夜間において、管制システムおよびカメラ画像だけを使用して遠隔走行可能か試験を行った。この時、照度計で試験場所の照度を確認した。試験場所西側の周辺道路付近は街灯が点灯するため 5 ルクス程度、その他の場所は 0～1 ルクスであった。概ね暗闇の中であったが、カメラ画像は高感度カメラでなくても周辺を表示できていた。

この中で、現場事務所から管制ソフトウェア画面とカメラ画像を見て、遠隔操作を実施し、走行ルート1、走行ルート2ともに走行したが、コースを逸脱することなく、走行することができた。

4. まとめと今後の課題

(1) 試験結果まとめ

成果目標に対する実証成果を記載する。

①総論：完全自動走行で搬送可能なシステム

目標：中間貯蔵施設において安全・確実かつ搬送の効率化・省力化を可能にするために搬送物等を完全自動走行で搬送可能なシステムを構築する。

→搬送物を搬送する車両として、クローラを採用し、そのクローラを完全自動で走行するシステムを構築した。本システムは、高精度な位置制御技術をもって、与えられた走行ルートを逸脱することなく、土壌の運搬、複数台での運用、夜間の操業も可能であるシステムであることが実証された。また、安全系についても人、物体を検知し、非常停止することができ、遠隔操縦によるクローラのコントロールもすることができた。したがって、中間貯蔵施設における汚染土壌等の搬送技術として導入することができるシステムだといえる。システムの適用場所としては、図4-1に示すエリアが考えられる。

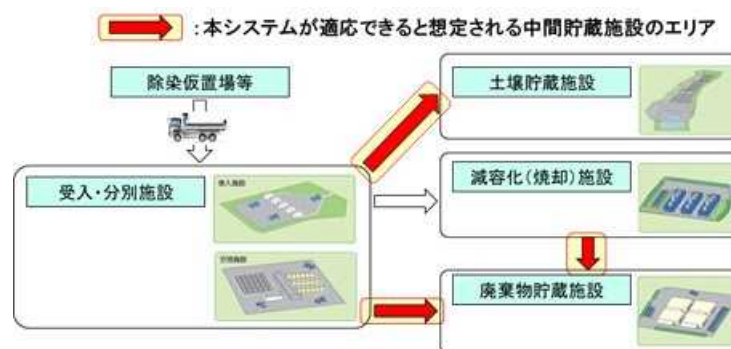


図 4-1 本システムの適応エリア

②走行ルートの変更・設定

目標：中間貯蔵施設における実運用を想定し、自動搬送システムは、管制システムからの走行ルート指令にもとづき、自由に走行ルートを設定・走行できることを実証する。

→管制ソフトウェアの画面上で、任意の点（ノード）をクリックし、そのノードをさらに繋いでいくことで、自由に走行ルートを設定できる仕組みを構築した。ただし、走行ルートは完全に自由ではなく、逆走するルートは作成できない、ノード間が設定した道幅より近い場合は選択できないなど、実際の運用において必要となる安全な走行ルート作成ルールを組み込んである。作成した走行ルートをクローラに送信し、クローラがその通りに自動走行することを実証した。

③夜間操業

目標：中間貯蔵設備の 24 時間搬送を具体化し、夜間走行の操業になっても対応できるシステムであることを実証する。

→夜間においても昼間と同等にクローラの自動走行を行うことができ、また夜間においてもすべての安全系センサが昼間と同じように動作することを確認した。クローラの前後の状況を映すために取り付けられたカメラが、おおよそ 0 ルクスの状況においてもクローラ周辺が映ることを確認した。管制システム上に表示されるルートとクローラ位置、およびこのカメラ画像だけを頼りに、夜間においても遠隔制御で走行ルート通り安全に搬送できることを実証した。

④安全なシステム

目標：人、物体の接近を検知した場合、停止等の命令が働く、自動走行車に必要な安全系を備えたシステムであることを実証する。

→人検知センサとして、無線タグリーダをクローラに取り付け、クローラ周辺おおよそ 10m の距離内に人が近づいた場合、クローラが停止することを実証した。また、人、物体両方の近接センサとして、レーザ距離計をクローラ前後に取り付け、おおよそ 4m の距離でセンサが検知し、クローラが停止することを実証した。これらの安全センサは昼夜問わず動作することを確認した。

⑤複数台の運用

目標：構築した自動搬送システムが複数台での運用も可能なことを実証する。

→複数台運用において、各クローラの接近時が安全上問題となる。これはクローラの渋滞発生時、また交差点進入時が想定される。管制システムにおいて、渋滞制御および交差点制御のロジックを導入した。渋滞および交差点への複数台の進入が発生した場合、クローラへの走行信号指示を変更するようにした。

渋滞制御の場合、自分の前方を走行するクローラがいる場合、一定距離以内に近づくると一旦自動走行を停止し、前方クローラが離れた場合、また自動走行を自動で再開する仕組みを構築し、実証した。

交差点制御の場合、走行ルートを作成した際に、ルートが交差する場合は自動で交差点ゾーンが生成される。また、荷積み場などルート上は交差点でない場合でも複数のクローラの進入を防ぎたい場合は、その場所を交差点とできるように、任意の場所を交差点とする機能を構築し、実証した。

⑥コスト評価

目標：本システムを導入することで、中間貯蔵施設の導入・運用費を削減する。コスト評価の前提条件は、以下の通りとした。

受入・分別施設からの処理能力を 140t/h、施設は 1 日 5 時間稼動するものとし、1 日の処理能力を 700t/d とした。荷積み、荷降ろしに要する時間を 15 分、走行距離は、往路・復路それぞれ 2km(計 4km)、11t クローラで土壌 10t/台を積載しクローラ 3 台で、20 時間/日、300 日/年、運用すると仮定した。管制システムのオペレータ 1 人がクローラ 5 台まで遠隔制御できるとし、1 日 24 時間（実働 20 時間）を 3 交代で、3 人/日で操業する。クローラの最高走行速度は、12km/h であるが、運用上、走行速度を 10km/h と仮定した。

システムを導入しない場合として、同じ処理能力 700t/d を 10t ダンプを利用し、土壌 9t/台を積載しダンプ 8 台で、7 時間/日、300 日/年、走行速度 10km/h で搬送すると仮定した。

→コスト評価の結果、導入しない場合のコストを、100 とした場合、導入する場合のコストは、1 年目 106 であるが、4 年目では 100 を下回り、5 年後には、99 となる。
(図 4-2 を参照) これは、導入する場合は初期投資が大きい、導入しない場合は、運転手がダンプ台数分必要であり、人件費が高くなるためである。

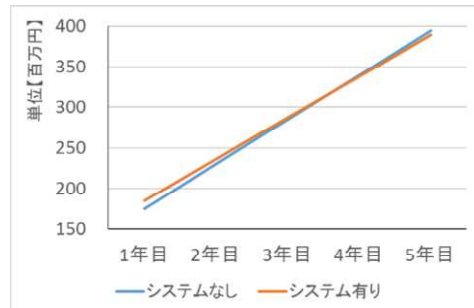


図 4-2 コスト比較

本システムを導入することで、被ばく量の低減、運転手の負荷低減、安全運行（事故の低減）さらに夜間の操業が可能となり、コストの差以上に全体的に与えるメリットは、大きいと考える。

⑦被ばく量の低減

目標：本システムを利用することで、運搬車の運転手が不要になり、中間貯蔵施設に関わる運転手の被ばく量を低減可能なことを実証する。

→1 年あたり 300 日、1 日あたり 20h 時間、3 交代で、搬送業務を行うと仮定した場合、表 4-1 のとおり、被ばく線量を低減することが可能となる。ここで、バックグラウンドの値を 1μSv/h と想定した。

表 4-1 低減される被ばく線量 (単位：mSv/年)

No.	種別・機種	本システムを導入しない場合の被ばく線量	本システムを導入した場合の被ばく線量	低減される被ばく線量
1	フレコン	16.8	0	16.8
2	ドラム缶	17.7	0	17.7

上記の通り、成果目標として挙げたすべての項目について、実証することができた、本システムを用いることで、中間貯蔵施設における運搬作業の自動化が可能となり、搬送の効率化、および運転手の被ばく量の低減を行うことができる。

(2) 今後の課題

実証試験を実施した結果、判明した課題をハードウェア、ソフトウェア、運用についてそれぞれまとめた。システム導入の課題は、実運用時、中間貯蔵施設の現場状況・情報を元に検討することで解決できる。

- ①ハードウェアに関する課題：センサ類の取り付け位置の検討
 - ②ソフトウェアに関する課題：管制ソフトウェアの機能の充実、屋内での自動走行
 - ③運用に関する課題：積み降ろし場所・置場の管理手法、一般車両の入場ルール検討
- 以上