

平成24年度除染技術選定・評価等業務

報告書

—環境省 平成24年度除染技術実証事業—

平成25年5月

独立行政法人日本原子力研究開発機構

目次

1. 目的	1
2. 概要	3
3. 個別試験結果	6
4. 総合評価	22
5. まとめ	30
参考文献	33

付録 1:平成24年度除染技術実証事業概要書

付録 2:個別試験結果と評価詳細

付録 3:各技術のまとめ

1. 目的

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染が、人の健康又は生活環境に及ぼす影響を速やかに低減することを目的として、平成 23 年 8 月 30 日に「平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法[1]」が成立し、平成 24 年 1 月 1 日より全面施行された。

また、平成 23 年 11 月 11 日に定められた特別措置法の基本方針では、国は、環境汚染への対処に係る新規技術、材料等について、実用可能性や費用対効果を評価・公表する仕組みを構築し、産学官の研究開発の効果を活用するものとしている。

これらを踏まえ、環境省では、今後除染作業等に活用し得る技術を発掘し、除染効果、経済性、安全性等を確認するため、「平成 24 年度除染技術実証事業」（以下「実証事業」という。）として、実証事業の対象となる除染技術等について、平成 24 年 5 月 25 日（金）より平成 24 年 8 月 31 日（水）まで、広く公募を行った。本事業の公募期間に応募のあった 173 件の提案について、有識者により構成される委員会において厳正な審査を行い、実証試験の対象となる除染技術等として表 1-1 に示した 15 件の技術を選定した。[2]

本報告は 15 件のそれぞれの提案に対し、除染技術に関して、これまでの内閣府平成 23 年度除染技術実証試験事業[3、4]及び環境省平成 23 年度除染技術実証事業[5、6]に関わることにより得られた知見を活用し、実施に係る適切な助言を与えつつ、実証事業の結果等の取りまとめを行い、今後の除染事業に役立てることを目的とする。

表 1-1 環境省 平成 24 年度除染技術実証事業において選定された 15 件の除染技術

対象物	手 法	特 徴	実施代表者の所属機関	No.
路面・ コンクリート	超高压水洗浄	超高压水・少水量洗浄、汚水回収・処理・循環(可搬式)	清水建設株式会社	1
	切削	特殊ビット、薄層切削	株式会社 NIPPO	2
土壌	表土剥ぎ	法面の無人高所掘削機械	株式会社深沢工務所	3
汚泥	焼却	水ガラスによる固化、フェロシアン化鉄	国立大学法人東京工業大学	4
水	水処理	機能性炭化物によるイオン吸着・ろ過(可搬式)	株式会社ガイア環境技術研究所	5
底質	浚渫	薄層浚渫、薄層覆砂	大成建設株式会社	6
有機物	炭化	過熱水蒸気による炭化	白河井戸ボーリング株式会社	7
	減容	低温熱分解、非汚染留分の燃料化	遠野興産株式会社	8
	焼却	炉内空冷式焼却による焼却・減容(可搬式)	辰星技研株式会社	9
	洗浄	水洗、木材(パークつき原木)の表面汚染密度測定	株式会社ネオナイト	10
焼却灰	溶融	焼却灰の溶融による安定化・減容化	株式会社神戸製鋼所	11
	固化・不溶出化	複合合成樹脂による固化	株式会社 E&E テクノサービス	12
		セメントによる焼却灰の造粒、固化後の水洗	株式会社 大林組	13
再利用		汚染ガレキのコンクリート骨材利用	戸田建設株式会社	14
その他(廃棄物処理等)		多機能盛土による保管	旭化成ジオテック株式会社	15

2. 概要

独立行政法人日本原子力研究開発機構（以下「機構」という。）は、「平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法」及びその基本方針に基づき、今後の除染作業等に活用しうる技術の除染効果、経済性、安全性等を評価することを目的として、次の業務を行った。

（1）実証事業実施者の提案評価・選定の補助

環境省が公募を行った実証事業に対し応募された提案内容について、中立的・公平かつ高い知見を有した立場から審査・選定の補助を行った。また、審査・選定については、環境省が指定した有識者により構成される委員会を開催し、その助言を得ながら進め、委員会の審査より、15件の技術提案を採択した。

（2）除染技術実証事業者の事業実施に係る技術的助言

選定された15件の除染技術実証事業について、その実施計画策定及び実施に当たり、これまでの専門的知見を有効に利用しながら、助言を行うとともに、必要に応じて現地調査及び事業実施へ同行、技術的な助言を行った。なお、実施計画策定への助言に当たっては、現地条件（対象規模、インフラストラクチャーの状況、除去物保管の場所や方法）への適合性・汎用性があるか、次項の（3）に示す評価項目を適切に検証できるものとなっているか等を考慮した。

表2-1に、機構が各企業へ実施した技術指導実績を記す。技術指導は、個別ヒアリング、現場確認、中間報告等の際に実施し、主な技術指導の観点は、測定方法、評価方法、放射性物質を扱う上で確認すべき事項である。さらに、プレスがある場合には、現地に職員を派遣する等の対応を行った。

表 2-1 技術指導実績

対象物	手法	特徴	実施代表者の所属機関	No.	個別ヒアリング	現場確認	中間報告	プレス
路面・ コンクリート	超高压水洗浄	超高压水・少量洗浄、汚水回収・処理・循環(可搬式)	清水建設株式会社	1	11月6日	1月16日 1月26日	2月19日	—
	切削	特殊ビット、薄層切削	株式会社NIPPO	2	11月6日	12月13日 12月19日	2月25日	—
土壌	表土剥ぎ	法面の無人高所掘削機械	株式会社深沢工務所	3	11月6日	2月4日	2月27日	—
汚泥	焼却	水ガラスによる固化、フェロシアン化鉄	国立大学法人東京工業大学	4	11月5日	2月7日	3月25日	—
水	水処理	機能性炭化物によるイオン吸着・ろ過(可搬式)	株式会社ガイア環境技術研究所	5	11月5日	2月20日	2月20日	—
底質	浚渫	薄層浚渫、薄層覆砂	大成建設株式会社	6	11月5日	4月11日 4月18日	4月18日	—
有機物	炭化	過熱水蒸気による炭化	白河井戸ボーリング株式会社	7	11月2日	1月22日 2月14日	3月23日	—
	減容	低温熱分解、非汚染留分の燃料化	遠野興産株式会社	8	11月2日	2月14日	3月12日	—
	焼却	炉内空冷式焼却による焼却・減容(可搬式)	辰星技研株式会社	9	11月2日	1月22日 1月24日 1月28日 2月1日 2月4日	2月25日	—
	洗浄	水洗、木材(パークつき原木)の表面汚染密度測定	株式会社ネオナイト	10	11月5日	3月8日	3月8日	3月8日 : 福島民報
焼却灰	熔融	焼却灰の熔融による安定化・減容化	株式会社神戸製鋼所	11	11月2日	1月28日	2月25日	—
	固化・不溶出化	複合合成樹脂による固化	株式会社E&Eテクノサービス	12	11月1日	12月27日 1月8日	2月12日	12月28日 : 月刊Business i. ENESCO 1月28日 : 循環経済新聞
		セメントによる焼却灰の造粒、固化後の水洗	株式会社 大林組	13	11月1日	1月17日 1月24日	1月17日	—
再利用	汚染ガレキのコンクリート骨材利用	戸田建設株式会社	14	11月1日	1月30日	1月30日	—	
その他(廃棄物処理等)	多機能盛土による保管	旭化成ジオテック株式会社	15	11月1日	12月19日 2月26日	2月26日	1月17日 : 埼玉県地質調査業協会 技術講演会 2月8日 : 北九州市報道発表	

(3) 除染技術実証結果の評価

除染技術実証事業の実施者が取りまとめた結果をもとに、下記の項目について評価を行った。

- ・効果（除染効果、減容率 等）
- ・コスト（単位面積当たりのコスト、単位量当たりのコスト 等）
- ・作業人工、作業速度 等
- ・安全性評価（作業に伴う被ばく量評価 等）
- ・その他必要と認められる項目

評価に当たっては、環境省が指定する有識者から構成される委員会を2回開催し、助言を得ながら評価を行った。そのうち1回は、有識者への個別ヒアリングにより委員会に代えるものとした。

(4) 技術報告書の作成

15件の実証事業について(3)で評価を行った結果を取りまとめるとともに、内閣府等で実施された技術実証試験事業及び環境省平成23年度除染技術実証事業の成果等を踏まえ、従来技術との比較等を行いつつ技術報告書の作成を行った。

また、(3)に掲げる項目のほか、実証事業の実用化にあたっての課題の抽出及びその他の課題の抽出についても検討の上、報告書の作成を行った。

本報告書は、「3. 個別試験結果」、「4. 総合評価」、「5. まとめ」の本文と、各実証事業の概要（実施内容、結果等）を記載した付録1、試験結果と先の(3)の評価項目を各事業でまとめた付録2、一覧表に評価項目をまとめた付録3から構成される。

3. 個別試験結果

以下に各技術個別の試験結果を記す。

3.1 路面・コンクリート

3.1.1 S-Jet モバイル除染システム（少量型超高压ウォータージェット）による高効率除染とゼオライトインラインフィルターを用いた水のリサイクル技術の実証（清水建設株式会社）（付録 1-1 及び 2-1）

本技術は、少量型超高压ウォータージェットにより、アスファルトやコンクリート路面、インターロッキングブロック舗装の除染を行うものである。また、除染及び除染廃液回収と処理等の全ての関連機器を 2tトラック 1 台（または 2tトラック 2 台）に搭載可能な可搬式であり、回収された廃液は処理後、除染の際にウォータージェットで使用する水として再利用できる。さらにはウォータージェットにより、作業員がケガ等を負う危険性を低減させるため、超高压水の吐出用ノズルと除染対象物にある程度の距離をとり、ウォータージェット使用時の作業の安全性を高めている。

試験では、ノズル回転速度（1,000 から 1,600 回転/分）、ノズルと対象舗装面（インターロッキングブロック、密粒アスファルト、コンクリート土間・路面）との距離（90 から 150mm）、施工速度（0.5 から 0.75 分/m²）、洗浄回数（最大 3 回）をパラメータとした。圧力（180MPa）と噴射水量（2.6L/分）は、一定で除染効果の確認を行った。

洗浄前後において、GM 管サーベイメータを使用して、バックグラウンド（約 100cpm）を引いた表面汚染（cpm）を測定した結果、インターロッキングブロックでは、約 800cpm が 100cpm 以下に、密粒アスファルトにおいては約 1,500cpm が約 300cpm、コンクリート土間で約 2,000 から 2,500cpm が約 1,000cpm、コンクリート路面で約 1,000cpm が約 300cpm に低減できた。インターロッキングブロック、密粒アスファルト及び一部のコンクリート路面で、表面汚染低減率 80%を達成した。また試験目標の除染速度 60m²/時間

以上で、表面汚染において 80%低減を達成したのはインターロッキングブロックと密粒アスファルトであった。

各試験で発生した除染廃液は、凝集沈殿処理及びフィルタによる精密ろ過（25 μ m）を行うことで、8,900 から 17,000Bq/kg の放射能濃度をいずれも 11 から 15Bq/kg 以下に除染できることを確認した。また、精密ろ過により得られたろ液を、ゼオライトインラインフィルタ処理を行ったところ、放射能濃度が約 1 から 8Bq/kg とさらに低くなることを確認した。

3.1.2 薄層切削による路面除染技術の改良・改善（株式会社 NIPPO）（付録 1-2 及び 2-2）

本技術は、特殊薄層切削機でアスファルト路面等の舗装表面を薄く削り取り、表面の放射性物質を除去するものである。また、わだち掘れがある路面では小型薄層切削機を併用して、大型薄層切削機では切削できない箇所（切削残）を低減する。平均切削厚さを極力薄く（数 mm 程度）しつつ、除去物は粉じんによる汚染拡散を生じないように切削屑回収装置で回収・袋詰作業を実施する。試験では、除染効果、作業能力を確認した。また、切削後の路面を再舗装せずに切削面のまま供用できる路面性状であることを確認するため、すべり抵抗ときめ深さを測定した。

路面状況や試験目的の異なる 3 つの工区において、GM 管サーベイメータを用い、切削前後のバックグラウンド（約 100cpm）を差し引いた計数値（cpm）の平均値と表面汚染低減率の結果は、1 工区（大型機で切削）では約 400cpm が約 15cpm となり 96.3%の低減率、2 工区（小型機で切削）で約 80cpm が約 10cpm になり、低減率は 87.7%、3 工区（意図的に切削厚さを薄化、大型機+小型機で切削）においては約 300cpm が約 20cpm で 93.1%の低減率となった。1 工区では試験目標であった、表面汚染低減率 95%を達成した。平均切削厚は 1 工区で 3.9mm、2 工区で 4.7mm、3 工区で 3.5mm であり、全工区において 5mm 以下の平均切削であった。施工能力は大型装置で 1,800m²/日であった。

試験後の切削された路面の性状を評価するため、きめ深さとすべり抵抗の測定を行ったところ、切削面のままで供用可能な路面であることを確認した。切削屑回収装置を使用した結果、試験時の粉じん発生量は最大でも $8.63\text{mg}/\text{m}^3$ で、高濃度粉じん作業（粉じんの濃度が $10\text{mg}/\text{m}^3$ を超える作業）[7]には該当しなかった。

3.2 土壌

3.2.1 無人高所掘削機械を用いた法面表土剥ぎ取りの迅速化及び安全性の向上（株式会社深沢工務所）（付録 1-3 及び 2-3）

本技術は、通常人力でしか対処できなかった高所法面の表土剥ぎ取り除染作業を、無人高所掘削機械を用いて行い、作業時間の短縮及びコスト低減と、施工時の作業の安全性向上、被ばく低減を目的とするものである。本試験では、高速道路の緑化法面（付録 2-3-3 参照）を除染の対象とし、人力による施工との比較を行い、無人高所掘削機械を用いた無人機械化施工の効果を確認した。

法面の深さ方向の放射能濃度の測定結果から、斜面であっても平面同様に表層 2cm 程度に放射性セシウムの 90%以上があったことから、無人機械化施工の剥ぎ取り深さの目標値を 2cm と設定した。表土剥ぎ取りによる除染の効果を確認するため、作業開始前と剥ぎ取り後において、法面に対して 1m 鉛直方向で空間線量率を評価したところ、無人機械化施工では $0.70\mu\text{Sv}/\text{h}$ が $0.42\mu\text{Sv}/\text{h}$ となり、人力施工においては、 $0.71\mu\text{Sv}/\text{h}$ が $0.33\mu\text{Sv}/\text{h}$ であった。GM 管サーベイメータを用いた計数値（cpm、本試験ではバックグラウンドを差し引いていない）では、無人機械化施工では、519cpm が 257cpm、人力施工においては 451cpm が 174cpm に低減された。以上のように、無人化機械化施工と人力施工による除染の効果には有意な違いはみられなかった。

^{134}Cs と ^{137}Cs の β 線の影響を考慮し、厚さ 2mm のアクリル板を使用して、 β 線の遮蔽を行いながら試験を実施した。なおアクリル板の厚さ 2mm については、エネルギー

(E) 範囲 $0.15\text{MeV} < E < 0.8\text{MeV}$ の β 線の物質中での飛程について遮蔽を見積もる場合の近似式 [8] である、 $R=0.407E^{1.38}$ (R : 飛程 gcm^{-2}) を用いて求めた。この式に、 ^{137}Cs の場合の支配的な β 線のエネルギー 0.512MeV (94.4%) を代入して計算すると飛程 $R=0.162\text{gcm}^{-2}$ が得られ、一般的なアクリルの比重 1.2gcm^{-3} から厚さ $t=0.162/1.2=0.135\text{cm}$ となる。同様に ^{134}Cs についても支配的な β 線のエネルギー 0.658MeV (70.1%) で計算すると、厚さが 0.191cm 求まる。以上の計算結果から、 β 線の遮蔽のアクリル板は厚さ 2mm に決定した。

3.3 汚泥

3.3.1 汚泥等燃焼減容実証 (国立大学法人東京工業大学) (付録 1-4 及び 2-4)

本技術は、放射性セシウムに汚染された下水道汚泥等を焼却炉 (ドラムスクリーン型ロータリーキルン焼却炉) で焼却・焼成させることにより減容化するものである。焼却炉より発生した飛灰はサイクロンに入り、ダスト (飛灰) の大きさによっては回収され、サイクロンで回収されなかったダストはスクラバーで回収する (付録 2-4-3 参照)。

下水道汚泥を燃焼した場合の減量率は 95%、減容率は 78%であった。また燃焼温度 800°C から 900°C では、下水道汚泥中の放射性セシウムは、ドラムスクリーン型焼却炉下部より回収された焼却灰、サイクロンの下部より回収された飛灰とスクラバー水中の浮遊物質 (凝集剤による沈殿処理により回収) に存在した。凝集沈殿により処理されたスクラバー水の放射性セシウム濃度は 10Bq/L 未満であった。本試験において、放射性セシウムの物質収支はとれなかったが、排出ガスの放射能濃度 ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) は 0.21Bq/m^3 と、環境省放射能濃度等測定方法ガイドライン [9] の空気中の濃度限度より低いことを確認した。この他、排出ガスでは、シアン化合物濃度と一酸化炭素の濃度が高かったため、二次燃焼装置の増設を行う等の対策が必要である。スクラバー水を凝集沈殿処理した処理水は、放射能濃度 ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) は約 5Bq/L であったが、水素イオン濃度 (pH)

と生物化学的酸素要求量（BOD）及びシアン化合物が高くなった。BOD については未燃のタール分のスクラバー水への流入が考えられ、シアン化合物は、燃焼工程で未燃ガスとして生成されるシアン化合物によるものと思われる。これらの結果から、スクラバー水については、放射性セシウム濃度のみ注目するだけでなく、その他の BOD やシアン化合物等の項目について、適切な管理が必要である。

3.4 水

3.4.1 実際の放射能汚染水の性状に適応できる機能性炭化物を使用した移動式水浄化システムの実証（株式会社ガイア環境技術研究所）（付録 1-5 及び 2-5）

本技術は、セシウムイオン吸着力とコロイド懸濁液のろ過能力の両方を単体で有する機能性炭化物を使用し、市販の凝集剤と組み合わせた移動式（2t トラック一台に積載可）の小型浄化システムにより、放射能汚染した水の処理を行うものである。基礎試験として、凝集剤と機能性炭化物の適合試験、各種除染剤との比較試験を行い、実証試験としては移動式小型浄化システムを用いた放射能セシウムを含む汚染水の除染試験を行った。

凝集剤は、カオリン等の市販粘土模擬水に対し、無機系凝集剤（ポリ硫酸第二鉄等）や各種粉末凝集剤を用いて、凝集フロック径の大きさの比較により行った。その結果、フロック径が大きく、現地での pH 調整を必要としない、粉末凝集剤を選択した。採用した粉末凝集剤と、炭化温度を 300℃から 700℃までに变化させた、もみ殻を原料とした機能性炭化物で適合性を試験したところ、500℃と 600℃の炭化温度のもみ殻炭が最も凝集フロック径が大きいことを確認した。セシウムイオン（非放射性セシウムと、放射性セシウムを含む焼却飛灰の洗浄水）を対象として、機能性炭化物であるもみ殻炭と各種除染剤の比較試験を行ったところ、プルシアンブルーがセシウムイオンに対する選択性が非常に強く、もみ殻炭はゼオライトの種類によるものの、その性能は同等から半分程度であることが確認された。

移動式小型浄化システムを用いた試験では、 380Bq/kg の放射性セシウム ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) を含む汚染水 (汚染された土壌と水を混合した懸濁水) 0.5m^3 を 20 分 (攪拌 7 分、沈殿 3 分、排出 10 分) で処理し、処理対象水の放射能濃度を検出下限値 (3.6Bq/kg) 以下に低減できた。除染処理後に発生するスラッジは土のう袋で回収することができ、スラッジを圧縮することで減容、減量化可能であることを確認した (付録 2-5-10 参照) が、圧縮による脱水でスラッジより発生する懸濁水を除染システムへ戻す必要がある。

3.5 底質

3.5.1 廃棄物を低減する薄層浚渫及び薄層覆砂による水域の汚染底質拡散防止技術 (大成建設株式会社) (付録 1-6 及び 2-6)

本技術は、ため池等の水域の放射性セシウムを含む底泥に対して、グラブ浚渫工法による薄層浚渫と、クリーン薄層覆砂工法による薄層覆砂を行うものである。試験を行ったグラブ浚渫工法は、密閉二重構造グラブ浚渫工法で、底質中のダイオキシン等対策用であり、密閉型グラブを用いることにより、施工中の水の濁りを抑え、グラブを閉じた状態で排土するため、汚染した底泥の拡散を抑制できる。一方、覆砂は閉鎖水域での水底からの有害物質等の溶出を抑制する目的で主に用いられ、クリーン薄層覆砂工法は、覆砂材をノズルから密度流状態で拡散、沈降させるため、底質の攪乱を抑制する工法である。

浚渫や覆砂を行った範囲のため池の底に対し、プラスチックシンチレーションファイバを用いて、作業前後の放射線量率を測定したところ、ため池底泥の 10cm の薄層浚渫では、作業前の 2.23 から $2.75\mu\text{Sv/h}$ (3 箇所の浚渫範囲を測定し、それぞれの浚渫範囲における平均値) が、作業後には 0.15 から $0.34\mu\text{Sv/h}$ に低減した (付録 2-6-6 参照)。また、ため池の底泥に 10cm の薄層覆砂を行ったところ、作業前は 2.45 から $2.75\mu\text{Sv/h}$ (3 箇

所の薄層範囲を測定し、それぞれの覆砂範囲における平均値)であったが、作業後は0.86から1.49 μ Sv/hに低減した(付録2-6-9参照)。覆砂を行った範囲内から採取した表層底泥部(覆砂前は、ため池の底質の表層部にあたる部分)は12,500Bq/kg(乾燥、 $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$)であった。

3.6 有機物(炭化、減容)

3.6.1 過熱水蒸気による放射性物質に汚染された植物の高効率な減容実証(白河井戸ボーリング株式会社)(付録1-7及び2-7)

本技術は、放射性セシウムに汚染された植物(木質系廃棄物)を無酸素下で、間接加熱による炭化処理を行い、炭化物への放射性セシウムの固定化を行う可搬型の炭化装置である。炭化装置は、炭化炉の容積が1 m^3 程度で、上部に搬入部、下部に搬出部を設け、生成された炭化物を熱影響の少ない下部の位置からスクリーコンベアにより外部に搬出する構造である。炉内に熱容量の大きい過熱水蒸気を導入して無酸素状態とし、ラジエントチューブヒーターにより炉内を常時650 $^{\circ}\text{C}$ から700 $^{\circ}\text{C}$ の温度に加熱する装置である(付録2-7-3参照)。

実証試験では、チップ化した木質系廃棄物(主に葉や茎)を投入物($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ で2,760Bq/kgから6,200Bq/kg)とし、炭化後の炉内物質(炭化物)を処理物として、投入物と処理物、それぞれの容積と重量を測定した。また投入物・処理物・排ガス・凝縮水・油(タール等)・処理水・洗浄水の放射能濃度を測定し、炭化処理による放射性セシウムの物質収支をとり、放射性セシウムの挙動の把握を行った。本実証試験では、温度(650 $^{\circ}\text{C}$ と700 $^{\circ}\text{C}$)と加熱時間をパラメータに計9回の試験を実施した。この計9回の試験結果の平均で評価したところ、減容率は82.6%、減量率は63.4%となった。放射性セシウム濃度については、排ガス、処理水、洗浄水では検出下限値未満であり、凝縮水・油では1.4から2.2Bq/kgもしくは検出下限値未満であった。処理物の放射能濃度は6,000

から 18,300Bq/kg であり、計 9 回の試験における放射性セシウムの物質収支は、投入物に対する処理物の放射性セシウムの量の割合は 1.06 と投入量の±10%以内の測定結果であった。これらの結果から、放射性セシウムは処理物である炭化物に留まり、炭化装置系外への放出は認められないことを確認した。

3.6.2 放射能汚染されたバークの低温熱分解による汚染物除去・減容化と非汚染留分の燃料化（遠野興産株式会社）（付録 1-8 及び 2-8）

本技術は、放射能汚染された木材の樹皮であるバークを低温（約 400℃から 500℃）で急速熱分解することで放射性セシウムを固形残渣（炭化物）中に濃縮し減容化を図るとともに、揮発分と液体留分をバークの熱分解用の燃料として回収するものである。特に液体留分の収率を上げるために、炉内での滞留時間を短くした急速熱分解としている。使用した熱分解装置は加熱用熱風発生炉で、外熱式のキルンタイプである。外熱部は、灯油を用いたバーナーで加熱され、その熱風の温度を管理することにより反応器内部の熱分解部の温度を制御する。投入された原料の熱分解後の残渣は、キルン投入部の反対にある排出部からドラム缶に貯留され、熱分解した揮発分とともに飛散する微細なチャー等の固形物を捕集するサイクロンと、液体留分を回収するためのスクラバーとミストコレクターが設けられている。

約 400Bq/kg (134Cs+137Cs) のバークを使用して、400℃から 500℃の温度条件で試験を行い、熱分解による生成物である固体残渣（炭化物：チャー）、液体留分、揮発留分の性状把握及び放射性セシウム濃度を測定し、放射性セシウムの分布の把握や物質収支を確認した。

固体残渣である炭化物（キルンの排出口と、サイクロン下部より回収）は、約 700 から約 1,500Bq/kg の放射性セシウム濃度であった。スクラバーとミストコレクターで回収された液体留分の放射能濃度は、検出下限値未満もしくは 2 から 10Bq/kg であり、液体

留分を燃料とするために濃縮した液体留分では約 20Bq/kg であった。揮発留分については、環境省放射能濃度等測定方法ガイドライン[9] に基づき行い、結果はいずれも検出下限値未満であることを確認した。放射性セシウムの物質収支は、原料に対し、約 80% であったが、一部を除いた液体留分や揮発留分では放射能濃度が検出下限値未満であったこと、サイクロンやスクラバーの装置不具合により固形分の滞留や液体留分への混入があったこと等を考慮すると、放射性セシウムは固体残渣中に濃縮されると考えられる。燃料としての性能を確認する試験へ供するために液体留分を濃縮したものを使用し、燃焼特性の確認を行った。

3.7 有機物（焼却、洗浄）

3.7.1 移動可能な炉内空冷式焼却設備による汚染廃棄物の減容化（辰星技研株式会社）（付録 1-9 及び 2-9）

本技術は、移動可能な炉内空冷式焼却設備を使用して、放射性物質に汚染された農業系廃棄物（草木類汚染廃棄物）に対し、飛灰を炉内から排ガス処理側へ移行させることなく、廃棄物の発生現場で焼却減容処理を行うものである。

炉内空冷式焼却設備は、焼却炉本体と排ガス処理装置（排気調整室、排気滞留槽、排気調整塔、フィルタ、二次燃焼装置）から構成されている。焼却炉の運転方式はバッチ式連続処理方式となっており、焼却炉上部の廃棄物投入口の二重開閉扉から廃棄物を投入する。炉内空冷式焼却炉は、炉内全体へ適切に空気を供給することにより焼却及び排ガス急冷を炉内で完結させるものであり、炉内では、廃棄物焼却から生じる焼却灰の高い熱容量を利用し、かつ適切な空気供給によって限定的かつ安定的な燃焼層を炉底部に実現させる。これにより供給空気による燃焼層からのばいじん（飛灰）の巻き上げを抑制し、さらに燃焼層上部を空冷することで排ガスを急冷し、燃焼層上部の廃棄物層による飛灰の物理的除去が行われ、飛灰の炉内から排ガス処理側への移行が抑制されるもの

である。廃棄物の焼却処理に伴って発生する排ガスは焼却炉上部ダクトより排気調整室へ排気される。この時点で排ガスの温度は100℃程度になっている。燃焼層は高温（～800℃程度）であり、燃焼層上部で即座に空冷されるため、ダイオキシンの発生抑制が可能となる（付録 2-9-3 及び付録 2-9-5 参照）。焼却減容処理のための装置立上げとして、炉内底部に非汚染の灰を敷設後、炭とおが屑を投入する。

今回の実証試験では、はじめにバッチ処理試験で、草木類の汚染廃棄物（ $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ）の放射能濃度で 225Bq/kg を約 30kg （容量 360L ）焼却減容化処理した際に、放射性セシウムの排ガス中の存在の有無と、減容及び減量（重）率を評価した。バッチ試験の結果として、草木類汚染廃棄物に対する炉内の固体残渣（焼却灰と炭化物）の放射エネルギーの割合は 88% であり、排ガスは検出限界未満、排ガス処理装置により回収された木酢液についても検出下限値未満であった。また減容率は 97% で、減量（重）率は 88% であった。次に、連続処理試験を実施して、焼却炉内に堆積する焼却灰中の放射性セシウム濃度が高くなって場合における排ガス中の放射性セシウム濃度測定等を行った。連続処理試験では、 367Bq/kg の草木類汚染廃棄物を約 120kg （容量 $1,620\text{L}$ ）焼却処理したところ、投入物に対する炉内の固体残渣（焼却灰と炭化物）の放射エネルギーの割合は、 99% であった。バッチ試験と同様に、排ガスや木酢液の放射能濃度は検出下限値未満であった。また、減容率は 99% で、減量（重）率は 98% となった。これらの結果から炉内空冷式焼却設備により、処理対象物の草木類汚染廃棄物中の放射性セシウムを炉内の固体残渣に濃縮し、放射性セシウムを含む飛灰の発生を抑制し、放射性セシウムを外部へ飛散させることなく焼却減容処理が可能であることが確認された。

3.7.2 木材バークに係わる除染及び測定システムの構築（株式会社ネオナイト）（付録 1-10 及び 2-10）

本技術は、これまで人の手によって行われていた木材（バーク付の原木の状態）の表面汚染密度測定を自動で行い、汚染木材の判別、汚染箇所を確認するものである。また、汚染したバークを水洗により除染し、発生した汚染水を凝集剤で処理し、浄化された水は再利用する。

表面汚染密度自動測定器は、検出部にプラスチックシンチレーターを使用し、木材を回転させながら移動させ、バーク付の原木表面を測定する（付録 2-10-3 から付録 2-10-6 参照）。標準線源から校正した本測定器の検出限界は 0.29Bq/cm^2 であった。バーク付の原木一本（直径 20cm、長さ 3m）に対し表面汚染密度自動測定器を用いて、表面汚染を測定したところ、10 分間で測定できる（時定数 1 秒）ことを確認した。放射性セシウム濃度（ $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ）が約 $4,000\text{Bq/kg}$ のバークを用い、小型及び中型のバーク洗浄装置で試験を行い、最適条件を調べたところ、バーク 1.5kg に 90°C の湯を 30L 加え、常圧で 30 分間攪拌し、30L 湯の入れ替えを 6 回繰り返した場合に、洗浄後のバークを 100Bq/kg 以下にできることが確認された。バーク洗浄で発生した 160Bq/kg 程度の汚染水に凝集沈殿剤を添加し、5 分間攪拌し、5 分間静置したあとの上澄み水は 10Bq/kg 以下にできることを確認した。

3.8 焼却灰

3.8.1 焼却溶融システムの減容と除染に関する実証研究（株式会社神戸製鋼所）（付録 1-11 及び 2-11）

本技術は、アスベストやダイオキシン等の難分解性化合物の無害化処理のために開発された溶融炉を用い、焼却灰（主灰、飛灰）を溶融処理するものである。なお、溶融処理時に放射性セシウムの揮発を促進するための揮発促進剤、あるいは、放射性セシウム

を揮発させずに溶融処理物（スラグ等）に閉じ込めるための揮発抑制剤の添加効果を調べ、8,000Bq/kg をこえる焼却灰の処理方法に資する。また溶融処理後のスラグ等からの放射性セシウムの溶出試験を環境省放射能濃度等測定方法ガイドライン[9]に基づき行った。

使用した溶融装置は、表面溶融試験装置で、エマルジョンバーナー式表面溶融炉とオフガスを冷却するための熱交換器及びサイクロン、オフガス中のばいじんを捕捉するためのバグフィルタ、煙突から構成される。エマルジョンバーナーは、水を重油に均質分散させた油中水滴型のエマルジョン燃料を用い、このエマルジョン燃料は高温環境下に噴霧されると水が爆発的に揮発することで重油が微粒子化し、酸素との接触表面積が増えるため、安定した 1,450 から 1,800℃での燃焼が維持される（付録 2-11-4 及び 2-11-5 参照）。

目標安定温度を 1,650℃に設定した溶融処理により、主灰（ $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ で約 6,600Bq/kg）は単体で溶融処理（スラグ化）できたが、飛灰（約 23,000Bq/kg）は単体では溶融せず、 B_2O_3 と CaCl_2 等を加えることでスラグ化された。また煙突入口でのばいじんの放射性セシウム濃度は測定下限以下であり、揮発したセシウムは後段のバグフィルタで捕集できていることを確認した。主灰のみのスラグ化に伴う減容比は 1/3.3、スラグからの放射性セシウム除去率は 38%であり、飛灰のみでは除去率は 72%であった。セシウム揮発抑制効果を確認するために、主灰に B_2O_3 を添加して溶融処理を行ったところ、放射性セシウム除去率が 23%へ低下した。セシウムを揮発促進させるために主灰へ CaCl_2 を添加した結果、放射性セシウム除去率は 85%に上昇した。これらの添加剤効果を調べた結果において、主灰を用いた場合はいずれもスラグ化が確認できたが、飛灰では、 B_2O_3 にはスラグ化が確認され、 CaCl_2 を添加した場合には溶融したもののスラグ化は確認できなかった（付録 2-11-7 及び 2-11-8）。放射性セシウムの溶出試験では、主灰とその溶融スラグ、溶融スラグ化もしくは溶融したもののスラグ化できなかった飛灰は、

検出限界値以下であった。しかしながら飛灰と溶融できなかった飛灰については、放射性セシウムの溶出が確認された。

3.8.2 複合合成樹脂「セインテラスレジン」による放射性セシウム含有廃棄物の固化実証試験（株式会社 E&E テクノサービス）（付録 1-12 及び 2-12）

本技術は、ビスフェノール A 型エポキシ系樹脂を主剤として、ポリエステル系有機繊維とガラス繊維を混ぜ込んだ複合合成樹脂「セインテラスレジン」に、変性脂肪族ポリアミンの硬化剤を添加することによる熱反応を用いて、放射性セシウム含有廃棄物を固化するものである。

放射性セシウムを含有しない木灰、汚泥及び海水に浸漬したゼオライトをセインテラスレジンによる固化対象とした場合と、放射性セシウムを含む一般廃棄物の焼却による主灰と飛灰、薪灰、汚泥、除染廃液を吸着させたゼオライトを対象として同様に固化させたもので試験を行った。試験項目としては、固化対象をセインテラスレジンで固化体とした際の体積減少の評価、各種強度評価試験（ γ 線照射試験、促進腐食試験、圧縮強度試験、燃焼性試験）、放射性セシウムの溶出評価を行った。固化による体積減少率（固化対象の体積を 100%としたときの固化体の減少した体積）は、本試験で対象とした固化対象では約 43 から約 50%であった。 γ 線照射試験及び促進腐食試験を行ったところ、固化体の外観に変化は観察されなかった。セインテラスレジンによる固化体の圧縮強度では、ゼオライトの固化体が 2.3N/mm^2 以上と最も低い強度を示したが、廃棄体基準[10] 1.47N/mm^2 を満たしていた。燃焼性試験ではいずれの固化対象の固化体において、UL94 規格のうち、UL94V-0 相当の難燃性（絶縁性を必要とする電気機器の内部部品に用いられる難燃性ポリカーボネイトと同等）であることが確認された。環境省放射能濃度等測定方法ガイドライン[9]に基づく有姿攪拌試験による放射性セシウムの溶出試験においては、飛灰と薪灰の固化体から放射性セシウムの溶出が確認され、飛灰固化体からの放

放射性セシウム溶出率は最大で 6.6%であった。主灰と汚泥及び除染廃液を吸着させたゼオライトの固化体からは放射性セシウムの溶出はなかった。

3.8.3 飛灰の放射能濃度低減等を目的とした造粒固化洗浄技術（株式会社大林組）（付録 1-13 及び 2-13）

本技術は、放射性セシウムを含有する飛灰にセメントを添加混合し、一定の粒径に造粒したのち、この造粒物を水洗浄するものである。飛灰を造粒物とすることで、飛散のおそれをなくすることができ、水洗浄により飛灰の造粒物の放射能濃度を低下させ、洗浄後の造粒物からの放射性セシウムの溶出を抑制することで安定な処理が期待される。

試験では、放射能濃度（ $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ）が 780Bq/kg の飛灰を使用した。飛灰 66.7%、キレート（鉛等の重金属の溶出抑制） 6.7%、早強セメント 6.7%、水 20%の配合割合で混合し、造粒物を作製したところ、粒径が 1 から 9.5mm の割合は全体の 80%程度であった。造粒物を水洗浄することにより、造粒物の放射能濃度を 70%低減できることが確認された。水洗浄後の造粒物からは放射性セシウムの溶出は定量下限値レベルであり、鉛等の重金属類の溶出性については、キレートの溶出抑制効果を阻害していないことを確認した。

3.9 再利用

3.9.1 放射性物質に汚染されたガレキのコンクリート骨材への利用（戸田建設株式会社） （付録 1-14 及び 2-14）

本技術は、放射性セシウムに汚染されたコンクリートガレキをコンクリート骨材として利用する技術である。汚染されたコンクリートガレキを骨材利用した場合の放射線量を把握し、ガレキの有効活用と廃棄物削減を図る。

本試験では、放射性セシウムに汚染されていないコンクリートガレキと重量骨材（重

晶石、電気炉酸化スラグ、銅スラグ) を使用して、設定したコンクリート要求性能を満たす示方配合を決めた。ここで決めた示方配合をもとに、汚染されたコンクリートガレキ及び重量骨材を使用して、試験体を作製し、放射線量の低減効果を確認した。表面線量率が約 $0.03\mu\text{Sv/h}$ の汚染コンクリートガレキでは、普通細骨材や重量骨材を用いて作製した試験体で、表面線量率の低減に違いは、ほとんどみられなかった。表面線量率が約 $0.35\mu\text{Sv/h}$ の汚染コンクリートガレキと普通細骨材や重量骨材で作製した試験体では、表面線量率は約 $0.20\mu\text{Sv/h}$ と約 40%低くなったが、重量骨材の種類の違いによる明確な差は観察されなかった (付録 2-14-9 参照)。

3. 10 その他

3. 10. 1 多機能盛土による放射性物質含有ごみ焼却飛灰の処理・保管に関する実証実験(旭化成ジオテック株式会社) (付録 1-15 及び 2-15)

本技術は、放射性セシウムを含有する焼却飛灰を収納したフレキシブルコンテナ (フレコンバッグ) を盛土構造で保管するものである。ジオセルと呼ばれる法面や護岸等の保護材として使用されている高密度ポリエチレン製の工材、ガス通気機能と透水抑制機能を兼ね備えた特殊シート、土砂及びゼオライト吸着材の混合土等で盛土を構築する。

本試験の多機能盛土 (幅 5.4m、奥行 5.4m、高さ 3.0m、フレコンバッグ 13 袋 (13m^3)) の施工 (付録 2-15-1 参照) には、構築に 5 日間、撤去に 2 日間を要した。盛土によるフレコンバッグ (表面線量率 5.39 から $6.30\mu\text{Sv/h}$) からの放射線の遮蔽効果を調査するため、盛土の天端部及び側面の表面線量率を測定したところ、盛土施工中においては、盛土壁による遮蔽がないため、線量率が高くなったが、完成後は施工前の状態 (盛土表面の線量率で 0.15 から $0.19\mu\text{Sv/h}$) に戻った。上部排水機能による排水量と盛土内の含水率を計測した結果、降雨等による盛土内への水の浸透の影響は小さかった。盛土内に注入した CO_2 ガスの拡散状態から盛土内は通気状態であることが確認され、盛土内のガス

発生抑制の効果が示唆された。

4. 総合評価

前項で 15 件の実証事業における各試験結果等を述べたが、本項では各技術の評価を記載する。

4.1 路面・コンクリート

吐出した水を回収可能な少水量型超高压ウォータージェット (3.1.1)、特殊薄層切削 (3.1.2) は、ともに一定の除染効果を得ることが確認できた。

3.1.1 については、超高压水を吐出するノズルの回転数の違いによる切削能力への影響をみるため、ノズルの回転数を 1,000 から 1,600 回転/分と変化させたが、材質が硬いインターロッキングブロックを除染対象とした試験では有意な差は確認されなかった。除染対象をインターロッキングブロックとして、ノズルと除染対象舗装面の距離を 90 から 150mm と変化させたところ、距離が近いほど除染効果が高くなることが確認され、除染速度が速いほど、距離による低減率の違いが現れ、最大で約 20% の低減率の差があった (付録 2-1-3 及び 2-1-4 参照)。4t トラック一台に除染装置から水処理装置まで搭載し、現地で除染可能なシステムである。

3.1.2 は、平均切削厚 5mm 以下の施工が可能で、密粒アスファルト路面であれば 3 から 5mm の切削により低減率 95% 以上が得られた。これまでの課題であった、わだち掘れ路面での切削残の発生を、小型切削機を併用することで、低減できることを実証できた (付録 2-2-2 及び 2-2-6 参照)。また薄層切削機による切削では、路面のすべり抵抗、きめ深さとも切削面の状態のまま、補修することなく、交通供用できることが確認できた (付録 2-2-10 参照)。このことから、例えば、高線量地域における主要道路の初期段階の粗除染を薄層切削機により実施すれば、移動や運搬時等における路面からの作業員への外部被ばくを低減させることが可能になると考えられる。しかしながら、高線量地域の除染作業では、切削による粉じんの放射能濃度が高くなることから、薄層切削を行

う作業員に対する被ばく管理等、作業上の安全管理に注意が必要である。

図 4.1-1 に、機構によって得られたアスファルト舗装の違いによる放射性セシウム汚染の状態を示した。

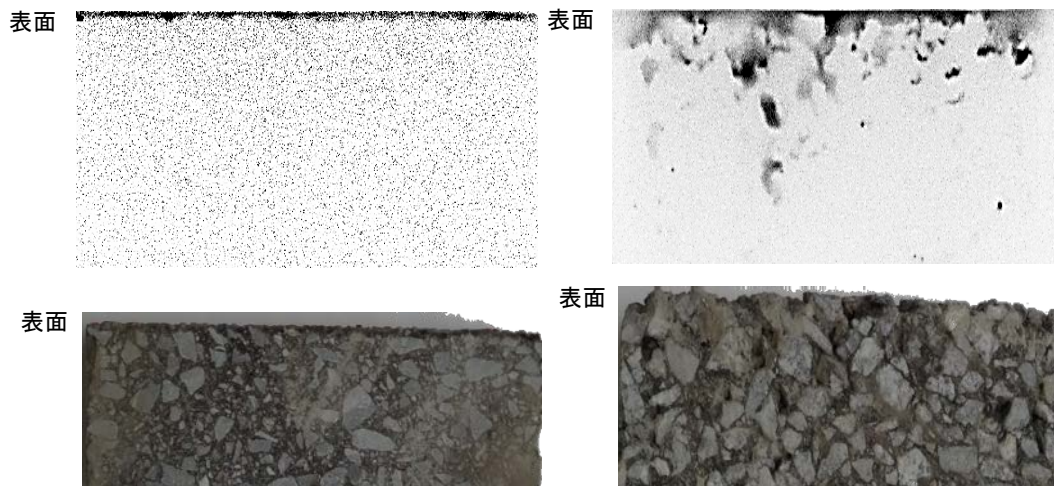


図 4.1-1 密粒アスファルト（左）と透水性アスファルト（右）の汚染状態
（上段がイメージングプレート、下段がコア抜きサンプルの断面）

密粒アスファルトのイメージングプレートでは、表面に黒点が集まっていることが確認でき、放射性セシウムが舗装面表面に留まっていることがわかった。一方、透水性アスファルトのイメージングプレートでは、黒い部分が表面から内部にかけて観察でき、放射性セシウムがアスファルトの内部まで広がっていることが確認できた。このように、アスファルト舗装の違いで、汚染状態が異なっていることから、除染対象のアスファルトが透水性舗装の場合には、深く切削しなければ除染効果が得られないこともあり、除染方法の選択には注意が必要である。

4.2 土壌

無人高所掘削機械を用いた法面の表土剥ぎ取り (3.2.1) では、無人機械化施工により、人力施工と比較して、作業時間の短縮と被ばく低減可能な成果が得られた。また、試験を行った高速道路法面の表土中の全セシウム放射能濃度の深さ方向の分析により、両施

工区域とも0から2cmの深さに約90%の放射性セシウムが含まれていることを確認できた（図4.2-1及び付録2-3-7参照）。

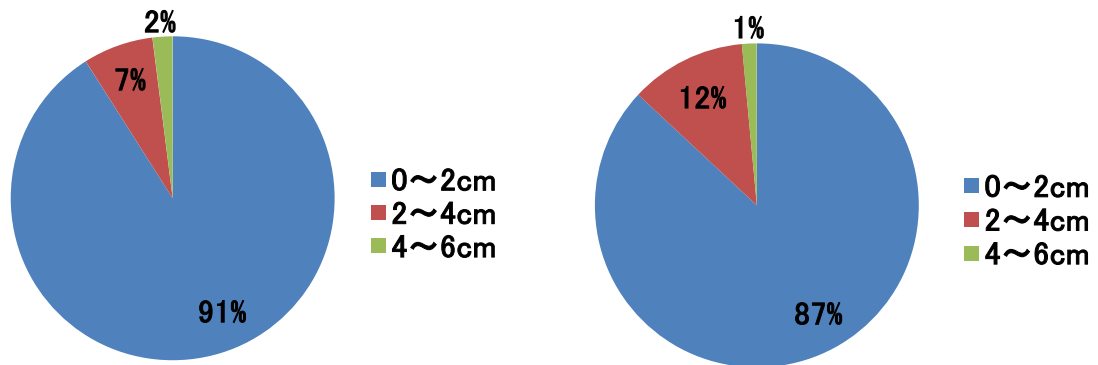


図4.2-1 実証試験実施場所（法面）の表土中の全Csの放射エネルギーの深さ方向の割合（%）
（左図：無人機械化施工区域、右図：人力施工区域、株式会社深沢工務所）

表土を剥ぎ取ることにより、空間線量率（1m鉛直高さ）を約50%に低減できた。剥ぎ取り後、新たな表土の吹付けを行ったところ、空間線量率はほとんど変化なかった。

次に無人機械化施工と人力施工の両方に共通する、法面の伐採・表土剥ぎ取り、剥ぎ取り表土集積作業について、のべ作業時間を比較したところ、人力施工に対し、無人機械化施工は49%に低減した。被ばく線量について同様の共通作業について比較したところ、無人機械化施工は、人力施工に対し、63%まで低減した（付録2-3-12参照）。

4.3 汚泥

下水道汚泥の燃焼（3.3.1）では、燃焼過程で発生するシアン化合物と一酸化炭素が排出口で確認され、シアン化合物はスクラバー水中にも溶けていたことが確認された。またスクラバー水中において、有機物の燃焼によるタール分等によって生物化学的酸素要求量（BOD）も高い値となったことから、これらについては対策が必要である。

4.4 水

機能性炭化物と粉末凝集剤を用いて、放射能汚染懸濁水を除染できることが確認された(3.4.1)。浄化システムは小型で2tトラックに積載可能で可搬式(付録2-5-1参照)なため、現地を移動しながら、住宅街等の除染で発生した放射性セシウムを含む水の処理等に対応可能と思われる。本試験では、各種除染剤のセシウムイオンの吸着力を比較するために、放射性セシウムがイオン状で存在すると推定される焼却飛灰洗浄水を用いて除染効果を確認した。その結果、比較を行った試料中ではプルシアンブルーの吸着力が高く、溶液のpH、導電率、共存イオン等の影響を受け難いことがわかった。一方で、機能性炭化物やゼオライトは共存イオンの影響などを強く受け、除染効果は低く留まることが確認された。

4.5 底質

薄層浚渫や薄層覆砂を行った結果、ため池の底の放射線量率が低減されたことから、浚渫による除染の効果と、覆砂による放射性セシウムに汚染された底質の遮へい効果が確認された(3.5.1)。また、図4.5-1の水生植物の状況に示したように、実施時期で植物の繁茂状態が異なるため、ため池の浚渫等では、実施する季節により、水生植物等の除去作業が必要となる。除去した植物は、付着した土壌等により、放射性セシウムに汚染されている場合があるので、処理には注意しなければならない。

ため池の浚渫等を行う範囲の底における放射線量率測定には、プラスチックシンチレーションファイバを用いたことにより、数mにわたる浚渫等範囲を一度で測定することができた。プラスチックシンチレーションファイバ(図4.5-2参照)は、ガンマ線がファイバに入射すると発光し、ファイバの両端にある検出器が光を検知する。左右両端の検出器に達する光の検出時間の差と計数率から放射線の位置と強さを測定する原理である。プラスチックシンチレーションファイバでの測定の際は、ため池の底にファイバが

到達していることを確認する必要がある。



図 4.5-1 実証試験実施場所（ため池）の水生植物の状況
（左図：7月頃、右図：4月頃撮影、大成建設株式会社）



図 4.5-2 プラスチックシンチレーションファイバ
（左図：測定機器、右図：ため池での測定状況（水中に沈める前）、大成建設株式会社）

底質の放射性セシウム濃度については、ため池の斜樋管により、水位をできるだけ下げ、干上がった部分で、表層底泥のサンプリング（深さ約 1cm）を行い、分析したところ、2,990～71,800Bq/kg（乾燥、 $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ）であった（付録 2-6-2 参照）。

4.6 有機物（炭化、減容）

汚染された木質系廃棄物やバークを炭化炉で処理した場合、放射性セシウムが炭化物に濃縮されることが確認され、木酢液等液体留分や、揮発留分、排ガスには放射性セシ

ウムは検出下限値未満であったことから、炭化処理では、放射性セシウムは、系外には移動せず、炭化物に留まることが確認できた（3.6.1 及び 3.6.2）。処理物である炭化物の粒度が細かい場合は、活性が比較的高いので、発火等が起こらないように、通気の制限等の対策を行うことが望ましい。3.6.2 では、回収された液体留分については、濃縮によるコスト増やエネルギー収支を今後検討する必要があるが、燃料として利用の可能性があることが確認された。しかしながら装置の不具合のため、濃縮の際に放射性セシウムを含む固形分が液体留分に混入したことから、実用化のときには混入を防ぐ対策が必要である。また 3.6.2 の炭化処理により得られた炭化物について、環境省放射能濃度等測定方法ガイドライン[9]に基づき、有姿攪拌試験による放射性セシウムの溶出試験を行ったところ、検出下限値未満（約 4Bq/kg 未満）であった。バークについては堆肥、燃料及び敷料用需要が、いずれも従来と比較して激減した状況が継続しており、行き場のないバークは敷地内に仮置きをしている。現状のバーク流通として、従来の用途、用法への回復は難しいと考えられ、引き続きあらたな方策の検討が必要である。

4.7 有機物（焼却、洗浄）

移動可能な炉内空冷式焼却設備（3.7.1）により、放射性セシウムに汚染された農業系廃棄物（草木類）を、炉内の灰中に放射性セシウムを濃縮させ、焼却減容化処理できることが確認された（付録 2-9-8 及び 2-9-9 参照）。焼却対象物の放射能セシウム濃度が高い場合には、炉内の灰の放射濃度も高くなるため、灰の取り出し時等に、放射線防護上の外部及び内部被ばく対策を行う必要がある。

本装置により、汚染された農業系廃棄物が保管されている現地へ移動し、焼却減容処理が可能である。処理量は 1 日あたり 1m³であるが、今後の 1 バッチあたりの廃棄物の投入量を管理することなどにより、処理量を増やすことが可能と思われる。バッチ処理で約 30kg の廃棄物を焼却処理した際に 7.8kg の木酢液が発生し、約 120kg の廃棄物を

連続処理した場合には約 47kg の木酢液が発生した。発生した木酢液からは放射性セシウムは検出限界未満であったものの、本装置による焼却減容処理で発生する木酢液の処理や活用方法は今後の課題である。

バーク付の原木の表面汚染密度を自動で測定できることが確認された (3.7.2)。今回の実証試験の測定器は初期段階のものであり、今後、測定により発見された原木の汚染箇所を特定する機能等の改良が必要である。また洗浄装置により、バークを 100Bq/kg 以下に除染できたものの、現状では 90℃で 30 分の洗浄を 6 回繰り返す必要があり、洗浄方法の効率化が求められる。洗浄水は、検出限界以下 (10Bq/kg 以下) に処理できることを確認した。

4.8 焼却灰

表面熔融装置による焼却灰の減容 (3.8.1) では、放射性セシウムを含む焼却灰の熔融処理技術として、エマルジョンバーナー式表面熔融装置を用いた熔融処理、熔融処理時の放射性セシウム揮発促進もしくは抑制剤の添加効果に見通しを得た。しかしながら、主灰、飛灰からの放射性セシウムの揮発抑制のために、酸化ホウ素 (B_2O_3) を添加しているが、ホウ素は環境基準 (水質、土壌、地下水) が設定されているため、使用には注意が必要である。主灰及び飛灰が熔融した状態になれば、有姿攪拌試験による放射性セシウムの溶出試験[9]において、放射性セシウムの溶出は検出下限値以下になった。

複合合成樹脂による固化 (3.8.2) では、対象物を固化することにより約 45%の減容化と、ある一定以上の圧縮強度であることが確認された。固化体飛灰からの放射性セシウムの溶出率は 6.6%となり、飛灰の溶出率 43.6%よりは低く、放射性セシウムの抑制効果は得られるものの、放射性セシウムの溶出が確認された。複合合成樹脂で飛灰の固化体をオーバーパックすると固化体からの放射性セシウムの溶出を検出限界以下に抑えることができるが、現状ではコストに課題がある (付録 2-12-2 コスト評価参照)。

セメントによる焼却灰の造粒、固化後の洗浄（3.8.3）は、焼却灰の造粒・洗浄により、造粒物（付録 2-13-9）の放射能濃度を低減でき、洗浄後の造粒物からの放射性セシウムの溶出は定量下限値レベルであることが確認された。また、重金属類の溶出については、従来のキレートによる溶出抑制効果がみられた。

4.9 再利用

放射性物質に汚染されたコンクリートガレキをコンクリート骨材として再利用する際の影響を確認した（3.9.1）。その結果、圧縮強度、空気量、スランプ等は想定したコンクリート要求性能を満たした。

4.10 その他

放射能汚染廃棄物の保管技術の検証（3.10.1）では、遮水性・通気性・遮へい性について既存工法と同等の機能を兼ね備えていることが確認された。既存工法との違いは遮へい壁の構築材にフレキシブルコンテナではなく、ジオセルを使用している点にあるが、コスト、施工性に関して有意な差はみられなかった。

5. まとめ

内閣府平成23年度除染技術実証試験事業と環境省平成23年度除染技術実証事業により、これまでに得られている成果等に対し、本実証事業で新たに追加された知見等を次にまとめる。

5.1 路面・コンクリート

3.1.1の少水量（水量3L/分、水圧180MPa）型の高圧ウォータージェット（吐出した水は吸引）による舗装面除染では、これまでの実証試験で行われた超高压水洗浄による舗装面の除染と同程度の効果が得られることが確認された。少水量型であるため、これまでの超高压水洗浄よりも、汚染水の処理が軽減でき、4tトラック一台で現場へ行けるので、住宅地や市街地の除染の対応が可能である。

3.1.2の薄層切削機は、大型と小型切削機を組み合わせることで路面を除染することで切削残を低減できることがわかった。切削による除染効果は、実証試験で得られた吸引式の超高压水による除染と同程度と考えられるが、除去物の発生量が超高压水の場合と比較するとかなり多くなることが課題である。

5.2 土壌

3.2.1により、高速道路の緑化法面の表土については、これまでの土壌に関する実証事業で得られた知見と同様に、放射性セシウムの大部分が表面から数cmの深さ部分に存在していることを確認できた。

5.3 底質

密閉二重構造グラブ浚渫工法で、ため池底質に対し、10cmの薄層浚渫を行うことにより、ため池の底部分の放射線量率を低減することができた。また、10cmの薄層覆砂で、

ため池底の放射線量率を覆砂による遮へい効果で、低減できることが確認された。ため池の浚渫については、今回のグラブ式のほか、これまでの実証事業でポンプ式を対象としたこともあったが、ため池の周囲の状況によっては、舗装道路がなくバックホウ等の重機が、ため池へ近づくことができない場合や、水深が浅く組立台船を浮かべることができない等の状況も考えられる。

5.4 有機物（炭化、減容）

これまでの実証試験結果と同様に、炭化処理では、放射性セシウムは炭化物に濃縮されることが確認された。また、熱分解ガスの利用について以前実証されてきたが、3.6.2により、回収された液体留分については、濃縮によるコスト増やエネルギー収支を今後検討する必要があるものの、燃料としての利用の可能性があると確認された。また3.6.2の炭化物からは放射性セシウムの溶出は確認されなかった。

5.5 有機物（焼却、洗浄）

据え置き型の小型焼却炉やバイオマスガス化処理装置を使用している汚染された有機物の焼却が可能であることが実証されてきたが、3.7.1の炉内空冷式焼却設備を使用することにより、移動式の焼却炉で汚染された有機物を焼却減容処理できることを確認した。これにより、汚染された農業系廃棄物が保管されている現地へ移動し、その場で焼却減容処理が可能である。

5.6 焼却灰

3.8.1の放射性セシウムを含む焼却灰の熔融処理技術として、熔融処理時の放射性セシウム揮発促進もしくは抑制剤の添加効果が示唆された。熔融処理技術は、熔融するための熱エネルギーが必要となることや設備が複雑になる難点があるが、一般焼却灰を熔融

処理し、スラグ化することは、元の廃棄物量に対して減容効果が大きいことやスラグからの重金属類の溶出量が低い利点がある[11]。重金属と同じように、放射性セシウムにおいても、主灰及び飛灰に対し、熔融スラグ化もしくは、スラグ化まで至らないが熔融された状態になれば、放射性セシウムの溶出は確認されなかった。

セメント固化による焼却灰の減容がこれまでの実証事業で報告されてきたが、3.8.2の複合合成樹脂により焼却灰等を固化することで、焼却灰を減容可能であることが確認された。また、これまでにプラスチック固化法は、高い減容効率、優れた固化体物性などの面から注目され、1970年代初期から研究開発が始められたものの、アスファルト固化体と同様、固化体自身が可燃性であるという欠点を有している[12]。本試験の複合合成樹脂による固化体は、難燃性であった。

参考文献

- [1] “平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法”,
<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/H23/H23HO110.html>
- [2] 環境省, “平成 24 年度除染技術実証事業」に係る実証試験対象技術の選定結果及び「平成 23 年度除染技術実証事業」に係る評価結果の公表について（お知らせ）”,
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15864>
- [3] （独）日本原子力研究開発機構, “平成 23 年度「除染技術実証試験事業」公募結果について（お知らせ）”,
<http://www.jaea.go.jp/02/press2011/p11110901/>
- [4] （独）日本原子力研究開発機構, “福島第一原子力発電所事故に係る避難区域等における除染実証業務 報告書 分冊 III 除染技術実証試験事業編”,
http://www.jaea.go.jp/fukushima/kankyoanzen/d-model_report.html
- [5] 環境省, “平成 23 年度除染技術実証事業」に係る実証試験対象技術の選定結果について（お知らせ）”,
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15000>
- [6] （独）日本原子力研究開発機構, “平成 23 年度除染技術実証事業（環境省受託事業）報告書”,
http://www.jaea.go.jp/fukushima/techdemo/h23/h23_techdemo_report.html
- [7] 厚生労働省, “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”,
<http://www.mhlw.go.jp/new-info/kobetu/roudou/gyousei/anzen/dl/120118-01.pdf>
- [8] 飯田博美 編, “放射線概論”, 通商産業研究社, P93
- [9] 環境省, “第五部 放射能濃度等測定方法ガイドライン（平成 23 年 12 月 第 1 版）”,
http://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/haikibutsu-gl05_ver1.pdf

[10] (独) 日本原子力研究開発機構, “研究施設等廃棄物埋設事業計画策定のための受入要件等に関する調査”,

<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAEA-Review-2008-034.pdf>

[11] (独) 日本原子力研究開発機構, “焼却灰のセメント固化試験 I – 模擬焼却灰の基本的固化特性–”,

<http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAEA-Technology-2010-013.pdf>

[12] ATOMICA, “低レベル放射性廃棄物の固化技術”,

http://www.rist.or.jp/atomica/data/dat_detail.php?Title_Key=05-01-02-08