

芝 浦 工 業 大 学
博 士 学 位 論 文

災害復興に資する地盤環境マネジメントに関する研究

平成 31 年 3 月

橋 田 弘 之

要 旨

2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震，それに起因した津波災害や福島第一原子力発電所の事故，2016年に発生した熊本地震，さらには日本各地において頻発している台風等による豪雨災害など，近年における我が国の自然災害は，過去の事例からの想像を遥かに超えるものがある。

こうした近年の災害に向き合いつつ，本論文は地盤に関する種々の復興再開発事業における，地盤環境修復技術を環境地盤工学的な見地から，開発・提案するものである。そのため，本論文では復興再開発事業のための放射性物質の地盤内挙動特性の把握・評価，復興再開発事業における溜池除染による放射性物質の流失防止，復興再開発事業における地盤改良の高度管理，及び復興再開発事業における建設発生土等の再利用の4章で構成されている。

各章において，それぞれに適した評価手法や対策技術の開発・提案を行い画期的なマネジメント論を展開するものである。

目 次

1 序 論	5
1.1 研究の背景	5
1.2 研究の目的	7
1.3 研究の構成	8
2 復興再開発事業における放射性物質の地盤内浸透挙動の評価	11
2.1 はじめに	11
2.2 地盤中の放射性物質の対策	12
2.2.1 汚染地盤からの被ばく経路	12
2.2.2 汚染地盤に対する措置方法の分類	13
2.2.3 地盤における除染の現状	14
2.3 地盤中における放射性物質の挙動	15
2.3.1 自己崩壊に伴う濃度減衰	15
2.3.2 地盤中での移動	16
2.3.3 風雨による飛散・流出	17
2.3.4 植物等への吸収	18
2.4 放射性物質の地盤内浸透・移流分散解析	19
2.4.1 浸透流解析	20
2.4.2 半減期を考慮した移流分散吸着方程式	20
2.4.3 アボガドロの法則	22
2.5 浸透・移流分散解析の妥当性の検証	23
2.5.1 現地概要	23
2.5.2 測定方法	23
2.5.3 測定結果	24
2.5.4 解析条件	25
2.5.5 解析結果と測定結果の比較に基づく妥当性の検証	25
2.6 土質特性が地盤内浸透に及ぼす影響	26
2.6.1 解析条件	27
2.6.2 各土質特性を有する地盤内における浸透挙動	28
2.6.3 砂層土断面と粘土層断面の挙動の違い	33
2.6.4 半減期の影響	35
2.6.5 現状の除染に対する解析的評価	35
2.7 おわりに	36

参考文献	36
3 復興再開発事業における溜池除染による放射性物質の流出防止	39
3.1 はじめに	39
3.2 溜池の放射性物質汚染に関する対策	44
3.2.1 土壌中の放射性物質の動態	44
3.2.2 溜池の放射性物質汚染に関する対策の現状と課題	46
3.3 中性固化材の物理・化学的性質	52
3.3.1 中性固化材の概要	52
3.3.2 一般的な固化材との違い	58
3.4 試験概要と試験結果・考察	59
3.4.1 試験対象	59
3.4.2 試験方法	60
3.4.3 試験結果と考察	65
3.5 おわりに	71
参考文献	74
4 復興再開発事業における地盤改良の高度管理	77
4.1 はじめに	77
4.2 計測項目	78
4.2.1 GSM 計測システム	78
4.2.2 多項目水質計	79
4.3 見える化とリアルタイム計測	79
4.3.1 現地概要	79
4.3.2 GSM 計測システムによる動態計測	81
4.3.3 多項目水質計による水質測定	86
4.4 おわりに	95
参考文献	96
5 復興再開発事業に伴う建設発生土等の再利用	97
5.1 はじめに	97
5.2 建設発生土とその処理状況	98
5.3 植生基盤層に要求される環境条件	100
5.3.1 pH	100
5.3.2 EC	100
5.3.3 排水性能	101

5.3.4	硬度	101
5.4	建設発生土および中和剤	102
5.4.1	クエン酸	102
5.4.2	LCS	102
5.4.3	木材腐朽菌	103
5.4.4	クエン酸+木材腐朽菌	103
5.5	植生基盤層への適用性に関する実験的検討	103
5.5.1	pH 試験	103
5.5.2	EC 試験	104
5.5.3	排水性試験	106
5.5.4	硬度試験	106
5.5.5	植栽試験	107
5.6	植生基盤層への適用性に関する考察	107
5.6.1	pH 試験	107
5.6.2	EC 試験	109
5.6.3	排水性能試験	111
5.6.4	硬度試験	113
5.6.5	植栽試験	115
5.6.6	中和剤の経済性に関する検討	117
5.7	おわりに	117
	参考文献	119
6	結 論	121
	謝 辞	125

1 序 論

1.1 研究の背景

2011年3月に発生した東日本大震災による福島第一原子力発電所の事故, 2016年に発生した熊本地震, さらに日本各地において頻発している豪雨災害など, 近年における自然災害は, 過去の事例からの想像をはるかに超えるものがある。こうした近年の災害に対して向き合いながら, 本研究は, 災害復興再開という見地から地盤環境・修復技術を環境工学・地盤工学の視点を踏まえながら, その開発・提案するものである。福島第一原発事故により, 放射性物質が飛散しその後, 降雨などにより地表面に沈着した。県内の被災地では現状においても除染作業が継続されている。一般的に陸上の地盤におけるその除染方法は, 地盤表層の5cm程度を掘削除去するものであるが, 様々な地盤特性の下で解析的に放射性物質の挙動は検討されておらず, 安全性及び妥当性が懸念されている。また, 掘削除去した汚染土の中間貯蔵施設及び最終処分場の建設場の問題が発生している。そこで地盤に対する除染対策方法を新たに立案するために, 地盤内の放射性物質の挙動を把握する必要がある。放射性物質の地盤内浸透挙動を評価するにあたって, 実験的検討では, 放射性物質の取り扱いが危険であることや, 半減期の長い放射性物質であることで, 長期的な検討になる。本研究では, 半減期を考慮した浸透・移流分散解析を行い, 現地での測定結果と比較する。

溜池除染における放射性物質の流失防止について, 2011年3月に発生した東日本大震災による福島第一原発事故により放射性物質は広範囲に渡って地表面に沈着した。放出された放射性物質に関して, 健康や環境の影響において主たる問題になるのが, ヨウ素, セシウム134, 137, ストロンチウムである。ヨウ素は, 半減期が8日と短い, ストロンチウムは, 放出された量が少ないことから, セシウム134, 137が問題となる。

放出された放射能物質による環境への影響を評価するため, 事故直後から広い面積を占める森林や農地への放射性物質の集積とその移動に関する調査が継続的に実施されてきた。いっぽう, 溜池の除染は農地の除染が先行するなか見送られてきたが, 2014年度に方針が転換され, 環境省と農林水産省によって, 溜池の除染・溜池の放射性物質対策を実施することが発表された。また, 農業用溜池に関しては, 営農再開・農業復興の観点から, 対策が必要と判断されれば農林水産省の技術支援のもとで県や市町村による福島再生加速化交付金での対応が可能となった。従来, 放射性物質で汚染されている底泥を除去する方法が多く採用されているが, 除去した汚染底泥を搬出し所定の貯蔵施設

へ保管しておくことに限界があるため、近年では、溜池の規模や汚染状況に応じて、底泥固化による対策を講じる必要性が高まり、底泥固化による施工案件が増えていくことが予想される。底泥固化による除染方法には放射性物質に汚染された底泥を固めるために、セメント系地盤改良固化材が多く用いられている。セメント系固化材を使用することで、放射性物質の流失を防止することが可能であることは既往の研究で示されている。しかし、セメント系固化材で改良された底泥は、pHが11~12の強アルカリ性を示すため表面の底質からアルカリ成分が溶出し、溜池の水質がアルカリ性質を呈する課題が残った。

本研究では、溜池の底泥の放射性物質を封じ込める際に対象土のpH濃度中性域に保つことが効果的と考え、汚染土壌のpHを変化させない中性固化材に注目した。さらに、中性固化材を使用して、溜池の底泥を固化させることによって溜池の放射性物質の流出を防止する方法の可能性を探る。

次に地盤改良のうち高圧噴射工法の改良範囲・効果の確認技術であるが、高圧噴射工法は、機械攪拌のように攪拌翼により、原位置土とセメントスラリーを混合攪拌し、地中に改良体を造成する方法とは異なり、ジェット噴流による地盤切削のため、改良径が土質条件等で変わる可能性があり、出来形、特に改良径の確認を簡便に行う方法が切望されている。この高圧噴射工法の「見える化」が社会情勢の変化とともに要求され始め今日までその確認技術は、温度や音波のものが存在したが簡便な方法とは言えなかった。

本研究では、復興再開発事業において防潮堤補強工事の主たる対策工法として、二重管式の高圧噴射工法採用され、端部まで造成されているかを確認する必要がある。特に、高圧噴射工法に適した改良径の確認技術を開発することが必要であった。本研究では、温度や音ではない方法を今回、GSM計測システムを用いて、改良体の造成状況をリアルタイムで計測し、改良径の確認ができるかどうかを検証し、併せて、多項目水質計を用いて、pH、溶存酸素、濁度、電気伝導率、温度、塩分を測定し同時に検討を加える。

本研究では、高圧噴射工法の「見える化」する技術を開発し、またその状況をリアルタイムで示す手法を提案する。

植生基盤層としての高アルカリ建設発生土のリサイクルについて、我が国では、建設副産物の廃棄を抑制し、再利用を推進する政策が多く進められている。いっぽう、建設工事等で発生する建設副産物の一つである、建設発生土は、強アルカリを示すため廃棄時のコストは、高額で再利用もpHの面から困難を極めている。ここでいう建設発生土とは、主に建設工事時に混入するセメント混じりの土である。これが強いアルカリ性を示すため、廃棄すると周辺環境に多大な影響を与える。このアルカリ性を示す建設発生土は、地方自治体によっては、持ち込みが制限され始めており、環境問題になりつつある。

本研究では、建設工事等で発生する建設発生土に中和剤を混合することで、建設発生土の問題点を明らかにして、問題点を克服できるか検討を行う。また、建設発生土が再利用が可能であることを示す指標として、植生という観点から中和剤の有効性を検討し、

中和剤を混合することの妥当性を検証する。

1.2 研究の目的

本研究では、復興再開発事業という見地及び地盤・環境工学の視点から福島の大災地で継承されている除染における放射性物質の挙動・評価、溜池の除染における放射性物質の封じ込めについて、高圧噴射工法の施工状況時における可視化、セメント系固化材を使用した改良工事の際に発生する高アルカリの建設発生土のリサイクルについて提案する。本研究のフローを図 1-1 に示す。

具体的な目的は、以下の通りである。

- (1) 地盤に対する除染方法を立案するにあたり、地盤の放射性物質の挙動を把握する必要ある。地盤内挙動を評価するにあたり、半減期の長い放射性物質であることから本研究では、半減期を考慮した浸透・移流分散解析を行い現地での測定結果と比較することによって解析手法の妥当性を検証する。
- (2) 溜池の除染は、底泥の放射性物質を封じ込め際に対象土壌の Ph を変化させない中性固化材に注目した。中性固化材を使用して、底泥を固化させることによって放射性物質の流失防止の方法についての方法を検討・提案する。
- (3) 高圧噴射工法は、機械攪拌工法とは異なりジェット噴流による地盤切削のため、改良径が土質条件等で変わる可能性がある。改良径の確認を簡便に行う方法が切望され、「見える化」が社会情勢の変化と共に要求されている。この高圧噴射の「見える化」技術を提案する。
- (4) セメント系固化材による地盤改良工事の際の、高アルカリ建設発生土の再利用について、中和剤による実験を行い、中和剤の植生基盤への適用性について検討を行う。また、建設現場の発生木材の再利用についても、検討を加える。

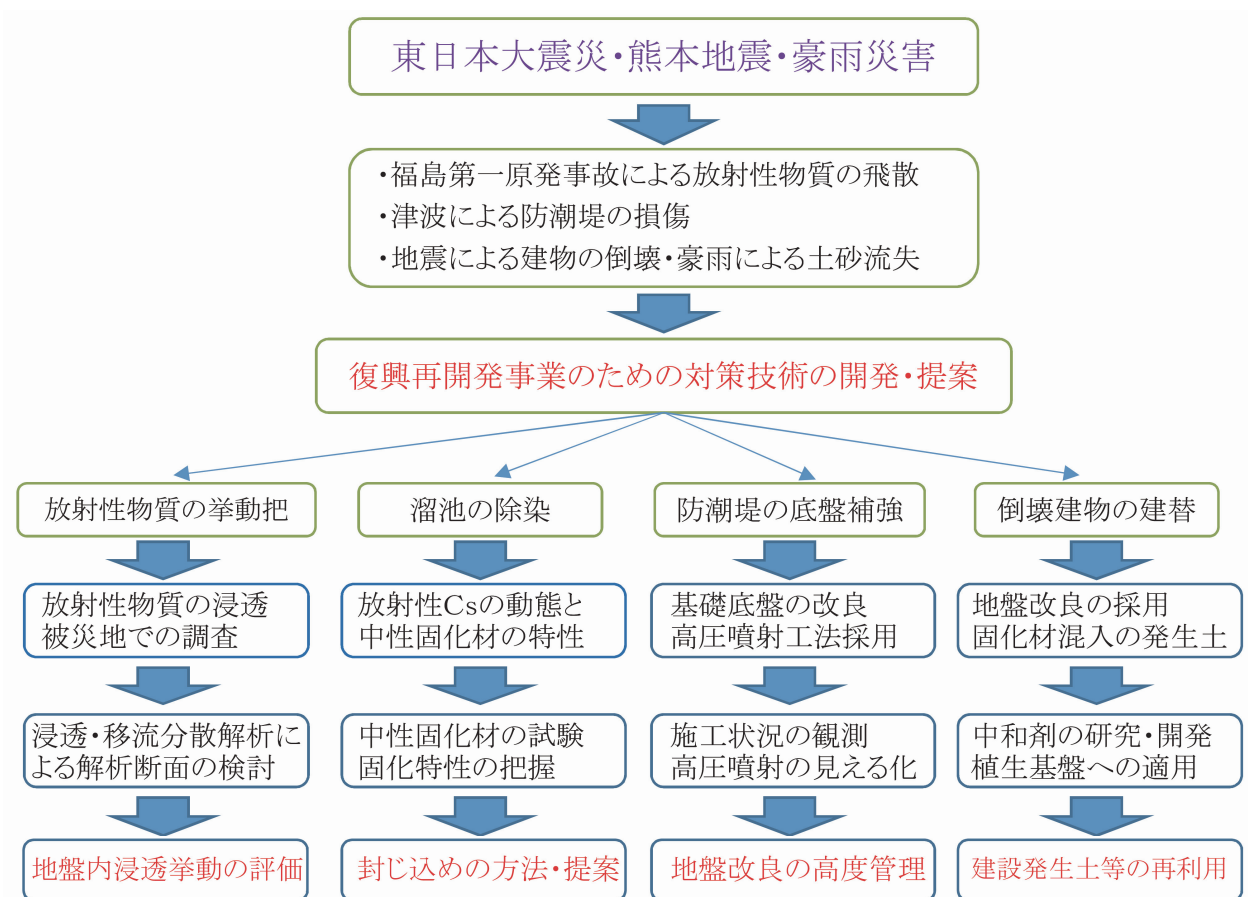


図-1.1 本研究のフロー

1.3 研究の構成

本研究の構成は、全6章からなる。

第1章では、序論として研究の背景、研究の目的、研究の構成について述べる。

第2章では、福島第一原発事故による放射性物質について、地盤中の放射性物質の対策、放射性物質の挙動の説明を行う。また、放射性物質の地盤内浸透・移流分散解析を行い、この解析の妥当性について現地での測定結果と比較し妥当性の検証をする。そして、土質特性が地盤内浸透に及ぼす影響について、砂層断面と粘土層断面について挙動の違いを明確に示し、現状の除染に対する解析的評価を述べる。

第3章では、溜池の底泥固化による流失防止について、溜池の放射性物質の汚染に関する対策を述べる。次に、中性固化材の物理・化学的性質に触れ、中性固化材による固化試験の概要と試験結果・考察を示す。そして、中性固化材の放射性物質の封じ込めの可能性について検討する。

第4章では、地盤改良工法のうち、高圧噴射工法の高度管理について、GSM計測システムの説明とリアルタイムの動態計測を行い、同時に多目的水質計による測定を試みた。

その GSM 動態計測の結果の説明と高圧噴射工法の可視化技術についての適用性の評価を行う。

第 5 章では、復興再開発工事で発生する建設発生土等のリサイクルについて、植生基盤層に要求される環境条件についての説明。次に、建設発生土・中和剤の説明と中和剤を用いた各種試験（Ph 試験，EC 試験，排水機能試験，硬度試験，植栽試験）を行い，植生基盤層への適用性についての考察を行い，中和剤の適否について示す。

第 6 章では，結論として災害復興に資するマネジメントの提案を示す。

2 復興再開発事業における放射性物質の地盤内浸透挙動の評価

2.1 はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災によって、東京電力福島第一原子力発電所（以下、福島第一原発）事故が起こった。これより、大気中に放出された放射性物質は風により運ばれ、降雨などにより海面や地表面へ降下し、東北・関東地方を含む広範囲の農地や市街地の地盤や森林等の陸域でヨウ素 131（以下、 ^{131}I ）、セシウム 134、およびセシウム 137（以下、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs ）が検出されている。陸域に沈着した放射性 Cs は、放出された放射性 Cs の総量のうち約 22%と推定されており²⁻¹⁾、現在も農地やアスファルト、コンクリート面、そして森林の葉や樹皮、リター層（有機物）などに ^{134}Cs 、 ^{137}Cs を中心に放射性物質が残存している^{2-2)~2-4)}。

一般に、地表面に沈着した放射性物質は、地表面から深さ 5cm までの地盤にその大部分が存在していることが、多くの調査結果より確認されている^{2-5)~2-7)}。特に、放射性 Cs は、粘土と強く吸着するため、大部分が 0~2cm の深さの地盤までに残存する²⁻⁸⁾。また、放射性物質の特性である半減期により濃度を減少させる。

この事故による地盤環境汚染範囲は過去に事例がないほど大きく、現状においても除染作業が継続している。一般に地盤における除染方法は、地盤表層の 5cm 程度を掘削除去するものである²⁻⁹⁾が、様々な地盤特性の下で解析的に放射性物質の挙動を検討されておらず、安全性および妥当性が懸念されている。また、掘削除去した汚染土の中間貯蔵施設および最終処分場の建設場の問題が発生しており、地盤に対する除染対策手法を新たに立案するために、地盤内の放射性物質の挙動を把握する必要がある。

放射性物質の地盤内浸透挙動を評価するにあたって、実験的検討では、放射性物質の取扱いが危険であることや、半減期の長い放射性物質であると、長期的な検討になる。よって本章では、半減期を考慮した浸透・移流分散解析を実施し、現地での測定結果と比較することによって、解析手法の妥当性を確認することが目的である。

本章は、移流分散方程式に半減期を考慮した項を組み込み、現地での放射性物質の地盤内濃度調査結果と比較する。さらに、様々な土質特性が地盤内浸透に及ぼす影響を考察するものである（図-2.1 参照）。

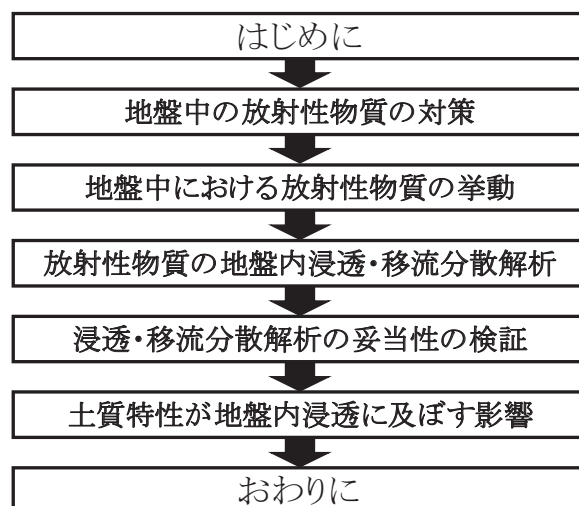


図-2.1 本章のフロー図

2.2 地盤中の放射性物質の対策

2.2.1 汚染地盤からの被ばく経路

放射性物質で汚染された地盤が原因で人が被ばくする主な経路は、①汚染地盤からの放射線による外部被ばくの経路，②土粒子飛散に伴う汚染地盤の経口摂取・吸入皮膚接触による内部被ばくの経路，そして③汚染土壌中の放射性物質を吸入した農作物の経口摂取による内部被ばくの経路である²⁻¹⁰⁾（図-2.2 参照）。

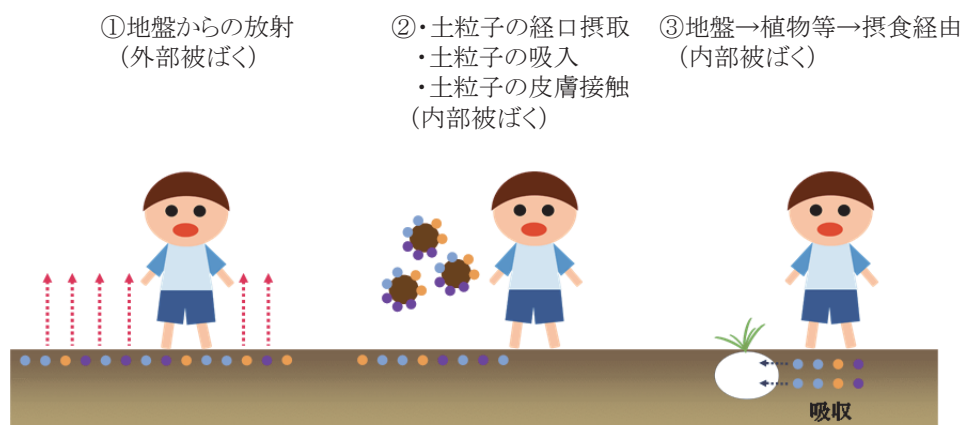


図-2.2 汚染地盤による被ばく経路

①および②の被ばく経路を比較した研究によると，学校・市街地では①の外部被ばく経路が全被ばく量の95%以上を占めており²⁻¹¹⁾，被ばく量を抑えるためには外部被ばく

量の低減が重要となる。

一方、③については、厚生労働省が平成 23 年 3 月から 8 月までの 6 ヶ月間を対象に、食物摂取量と食品モニタリングデータからの食品経路の被ばく量を推定している。その結果によると、0.041～0.135mSv であり²⁻¹²⁾、日本人が自然による通常の生活で浴びる放射線量の平均は、6 ヶ月間で 1.2mSv である²⁻¹³⁾ので、この被ばく量は人体の健康への影響が小さいと評価できる。

2.2.2 汚染地盤に対する措置方法の分類

放射性物質で汚染された地盤による前述①の経路による被ばく量の低減方法としては、制度管理、原位置管理、原位置処理、および汚染の除去の大きく 4 つに分類できる²⁻¹⁰⁾。それらの措置の分類の概念図を図-2.3 に示すとともに、以下に各措置の概要を述べる。

制度管理とは、対象地に汚染地盤を残したまま、立入禁止等の規制を行うことで被ばく量を低減する方法である。計画的避難区域や警戒区域の指定による立入禁止・制限措置がこれに該当する。技術的難易度は低いものの、土地利用が極めて制限され、住民の転出等が必要なことから、避難者の精神的負担や経済的負担、さらに避難や土地利用制限に伴う社会的コストが大きい²⁻¹⁰⁾。

原位置管理とは、対象地に汚染地盤を残したまま、土地表面の被覆や反転耕により空間線量を低減し、被ばく量を低減する方法である。技術的難易度は低く、措置コストも安価ではあるが、長期的な管理が必要であり、土地利用に一定の制約がかかるなどの課題がある²⁻¹⁰⁾。

原位置処理とは、対象地から汚染地盤そのものは除去せず、原位置で放射性物質の除去を行うことで濃度を低減させる方法である。水田における水による土壌攪乱・除去やファイトレメディエーションなどの措置技術が存在する²⁻¹⁰⁾。

汚染の除去とは、汚染地盤を除去することで、対象地の放射性物質濃度を低減する方法である。汚染地盤除去、減容化、保管・管理の 3 段階から構成される。汚染地盤の除去後、減容化せず、そのまま汚染地盤を保管・管理するパターンと、汚染地盤から放射性物質を除去する減容化を行った上で濃縮物を保管・管理するパターンがある²⁻¹⁰⁾。

濃度レベルや土地利用区分に応じて適切に選択する必要がある。例えば濃度レベルに関して、5,000～10,000Bq/kg の地盤については、地目や地盤の条件を考慮した上で、水による土壌土壌攪拌・除去、掘削除去、反転耕を選択するのが適当である。10,000～25,000Bq/kg の地盤については、掘削除去が適当である。また、25,000Bq/kg 以上の地盤については、固化剤等による土埃飛散防止措置を講じた上で、5cm 以上の掘削除去を行うのが適当である²⁻¹⁴⁾。土地利用区分については、環境省が作成した除染ガイドラインにおいて、公共施設等、住宅地、道路、農地および森林の 5 分類で区分され、それぞれに適切な除染を行っている²⁻⁹⁾。

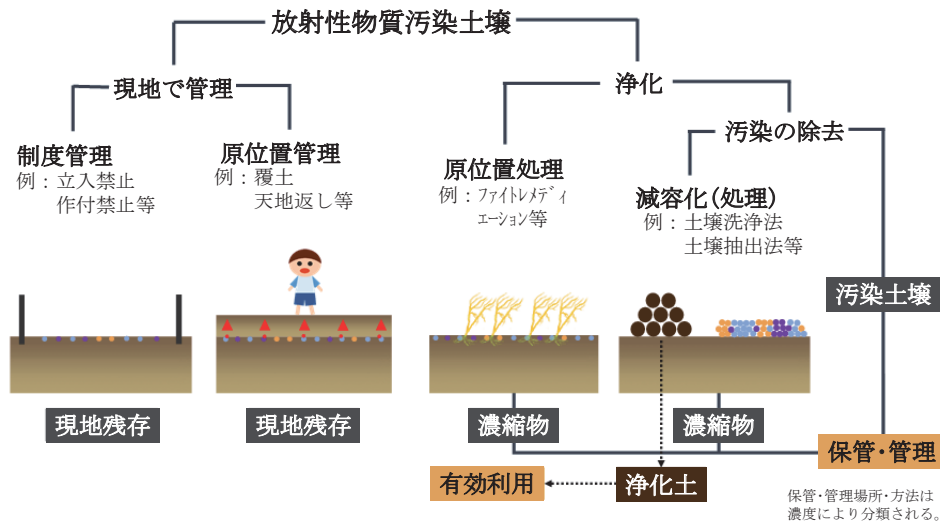


図-2.3 汚染地盤の措置の分類

2.2.3 地盤における除染の現状

除染ガイドライン²⁻⁹⁾には、土壤除染の検討範囲として、校庭や園庭、公園の土壤及び農用地が定められており、原則として空間線量率が毎時 0.23 マイクロシーベルト（追加被ばく線量年間 1mSv）を下回るまで除染を行う。

除染の手順としては、まず、生活空間としての代表的な場所等の除染作業開始前と除染作業終了後における空間線量率を測定し、除染の効果を確認する。次に、除染範囲の周りをシート等で囲う等の除染に伴う飛散、流出等の汚染の拡大を防ぐための措置をとった上で、ホットスポットの除染を行う。ホットスポットとは、放射性物質を含む雨水排水によって地盤等が高濃度に汚染され、周囲と比べて放射性物質が凝集している地点である。雨水等によって放射性物質が凝集しやすいくぼみや水たまり、側溝、雨水枡、樹木の下や近くおよび建物からの雨だれの跡等が挙げられる。それでも十分に除染の効果が得られない場合は、①土地表面の被覆、②反転耕、③表土の掘削除去を選択して行う。

土地表面の被覆は、放射性物質を含む上層の土を放射性物質の含まない土で覆う方法である。反転耕は、放射性物質を含む上層の土と、放射性物質を含まない下層の土を入れ替えることによる地盤表面を被覆する方法である。反転耕を行う際は、約 10cm の表層土を底部に置き、約 20cm の掘削した下層の土により被覆を行う。表土の掘削除去は、約 5cm 程度の除去で十分な効果が得られると考えられている。

しかしながら、前者二つの方法は、遮へいによる線量低減や放射性物質の飛散抑制を期待でき、それに加え、汚染土が発生しない利点があるが、放射性物質が土地に残存し、根本的な除染にならない。そのため、実際には人力もしくは重機を用いた表土の掘削除去が主に行われている（図-2.4 参照）。



図-2.4 掘削除去の様子

2.3 地盤中における放射性物質の挙動

地表面に沈着した放射性物質は、①自己崩壊に伴う濃度減衰、②地盤中での移動、③風雨による飛散・流出、④植物等による吸収により、その濃度を変化させながら移動する²⁻¹⁵⁾。

2.3.1 自己崩壊に伴う濃度減衰

自己崩壊に伴う濃度減衰は、放射性物質の半減期により支配される。半減期とは、放射性物質の崩壊により、残存率が初期から半分になるまでの時間である。図-2.5 に ^{131}I (約 8 日)、 ^{134}Cs (約 2 年)、 ^{137}Cs (約 30 年) の残存率の経時変化を示す。 ^{131}I の残存率はすぐに 0%になる一方、半 ^{134}Cs の残存率は約 15 年で 0%になる。また、半減期の長い ^{137}Cs の残存率は 30 年経過時に 50%になり、今後は地盤中の放射性 Cs が大きな課題となることが確認できる。

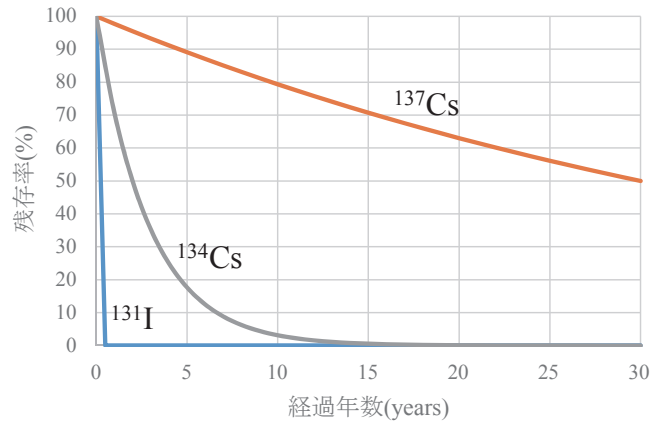


図-2.5 各放射性物質の経過年数における残存率

2.3.2 地盤中での移動

2.3.2.1 地盤中での放射性 Cs の存在形態

地盤中での移動に関しては、放射性 Cs の存在形態と地盤の特性が重要な要因となる。地盤中での放射性 Cs は主に 1 価の陽イオン (Cs^+) として存在する。地盤中には表面に多数の負電荷がある粘土鉱物や有機物等が存在しており、他の重金属類や陽イオンと同様に、放射性 Cs はこれらの負電荷に吸着する（イオン交換態）。

2.3.2.2 腐植物質への放射性 Cs の吸着

落葉ならびに落枝などの動植物遺体として地盤に入った有機物の多くは、土壤動物や土壤微生物の働きによって、水と炭酸ガスに分解される。その一部は、腐植物質と呼ばれる黒色の難分解性高分子化合物として地盤内に残存する。腐植物質は表面にカルボキシル ($-\text{COOH}$) を有しており、水素イオン (H^+) を解離することで負電荷を発現している。そのため、腐植物質は放射性 Cs の吸着体となり得る。しかしながら、この吸着は Cs^+ を取り囲む水（水和水）を介した弱い結合であるため、腐植物質に吸着した放射性 Cs は、他の陽イオンによって容易に置換される。すなわち、腐植物質は放射性 Cs を移動性の高い状態に保持する吸着体と言える。一旦、腐植物質に吸着した放射性 Cs は、吸脱着を繰り返す過程で徐々に選択性の高い吸着体に移行する。

2.3.2.3 フレイド・エッジへの放射性 Cs の吸着

粘土粒子を構成する鉱物の一つである 2:1 型層状ケイ酸塩は、ケイ素四面体シートに負電荷を保持している。特に雲母のような鉱物に負電荷量が多く、六員環を K^+ が占

有している。これより、すでに層間が強く閉じているため、他の陽イオンが入り込む余地がない。

しかしながら、風化によってシート構造を保った状態で、層の末端部分がほつれるように膨潤する。その結果、外縁部分の層間から少しずつ K^+ を放出し、その層間では、水和陽イオンが保持される。膨潤層と非膨潤層のくさび形の境界部分をフレイド・エッジと呼ぶ。このフレイド・エッジでは、空間的な制約により水和陽イオンが排除されるため、最も水和エネルギーが低く、六員環に形状的に合う Cs^+ が極めて強固に吸着される（図-2.6 参照）。

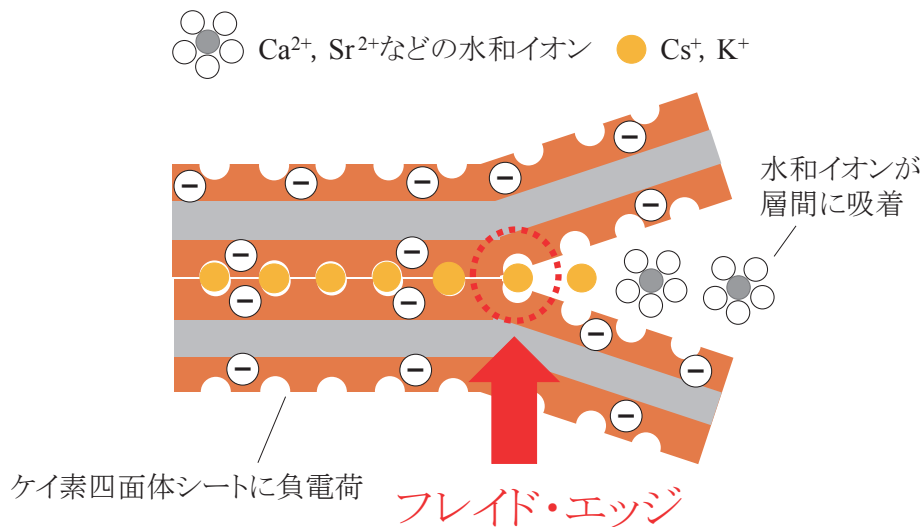


図-2.6 風化した雲母の末端構造

2.3.3 風雨による飛散・流出

前述したとおり、放射性 Cs は粘土鉱物や有機物に強く吸着し、その場に定着する傾向が強いと考えられる。また、吸着した放射性 Cs は、水には容易に融解しないことが確認されているため²⁻¹⁶⁾、表流水や地下水から放射性 Cs が検出される事例は皆無である。ただし、微量の移動が生じている研究報告が報告されている^{2-17)~2-24)}。

土に吸着した放射性物質の再移動の経路としては、①表層近くにおける再移動、②表流水や地下水への移行、③空中への再飛散の3つが想定されている²⁻¹⁷⁾。

2.3.3.1 表層近くにおける再移動

表層近くにおける放射性物質の再移動は、降雨等による表層の土壌等の流出が要因と考えられ、ウェザリング効果と呼ばれる。駒村らは、1959年から開始された日本の水田・畑作土の核実験における放射能濃度のモニタリング結果を解析した。その結果、

^{137}Cs の物理半減期（30.2 年）とウェザリング効果を合わせた滞留半減期の年平均として、水田作土は 15.9 年、畑作土は 18.4 年を得ている²⁻¹⁸⁾。

2.3.3.2 表流水や地下水への移行

表流水の移行では、放射性物質が土粒子に吸着した状態で、大雨や融雪時に河川等に流入し、下流域へ流出される。表土に沈着し、粘土に強く吸着された放射性物質は、水には容易に溶解しない。そのため、多くの場合、地表水、地下水とも放射性物質は検出されない。環境省が総合モニタリング計画に基づき平成 23 年 9 月から河川・湖沼などの水環境において実施している調査が実施されている。その調査結果より、福島県内における表流水において放射性物質はほぼ検出されていない²⁻¹⁹⁾。地下水については、同年 8 月から測定しており、福島第一原発の 20km 圏内の 2 地点で 1~2Bq/L が検出されているが、それ以外の地点では 1Bq/L 未満である²⁻²⁰⁾。

一方、土壌等が下流に流出することに伴う放射性物質の流出や拡散量については、森林からの放射性物質の流出量は、発災後 1 年間で森林内に流出した量の 0.3%程度と推定されている²⁻²¹⁾。また、文部科学省が実施した調査では、森林、畑、牧草地等の区間から流出する土壌量を測定しており、スギ若齢林について平成 23 年中旬から同年 9 月上旬にかけて約 1.5 ヶ月のうちに、放射性物質が 0.058%流出する結果が示されている²⁻²²⁾。

2.3.3.3 空中への再飛散

空中への再飛散は、放射性物質が吸着した細粒分が粉塵として移動する。または、強風などにより植物等に沈着した放射性物質が移動することが想定される。

文部科学省が実施している福島県内のダストモニタリング結果によると、平成 24 年 1 月以降は、ほぼ検出限界値以下である²⁻²³⁾。また、林野庁において、スギ花粉を吸入することにより人体が受ける放射線量の試算が実施されており、その結果によると 0.000192 $\mu\text{Sv/h}$ と極めて小さな値である²⁻²⁴⁾。

2.3.4 植物等への吸収

大気中に放出された放射性物質が植物等へ移行する経路は大きく分けて 2 つ存在する。一つは、大気中から直接、植物等の表面へ移行する経路（直接沈着経路）、もう一つは、土壌に沈着した放射性物質が植物等の根から吸収される経路（経根吸収経路）である（図-2.7 参照）。

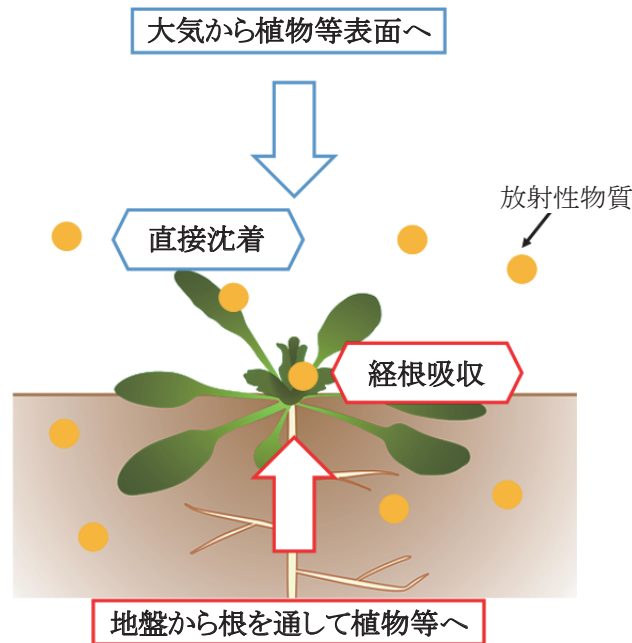


図-2.7 放射性物質の植物等への移行経路

福島第一原発事故後、大気からの放射性物質の降下量が多い期間は、植物等の表面への直接沈着経路の影響が大きく、その後の期間では、土壌中に溜まった放射性物質の経根吸収経路の影響が大きくなる。なお、直接沈着経路による植物等への汚染は、大気からの降下量に依存するので、比較的短期間である。それに対し、大部分の放射性物質は土粒子との強い吸着によって、土壌中に長く留まる。このことから、経根吸収経路による植物等への汚染は、半減期の長い放射性物質により、数年から数十年以上続くと考えられる。

経根吸収経路の吸収量は、土壌中の放射性物質の濃度とともに、作物の移行係数に大きく左右される。移行係数とは、地盤から植物等への放射性物質の移行のしやすさのパラメータであり、式 (2-1) によって表される。

$$\text{移行係数} = \frac{\text{植物の可食部中の放射性物質の濃度}}{\text{地盤中の放射性物質の濃度}} \quad (2-1)$$

移行係数、作物の種類により大きく異なり、幾何学平均値はホウレンソウや白米で 0.0005 と低く²⁻²⁵⁾、ジャガイモで 0.011 と比較的高い値である²⁻²⁶⁾。

2.4 放射性物質の地盤内浸透・移流分散解析

本章の解析において、前節の③風雨による飛散・流出、④植物等による吸収は、極め

て小さい値であることや、地盤内の挙動を評価するために、①自己崩壊に伴う濃度減衰、②地盤中での移動の2点に着目した。

一般に、地盤内における物質移動解析は移流分散方程式によってモデル化される。この方程式に半減期を考慮した項を加えることで、放射性物質の移動解析に適用できると考えられる。また、浸透解析によって、流速分布、体積含水率分布を求め、この値を用いることで移流・分散解析を実施することができる。よって、本章では、半減期を考慮した浸透・移流分散解析を行った。

2.4.1 浸透流解析

2次元の飽和・不飽和の浸透流方程式は、ダルシーの法則から式(2-2)によって表される。

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(k \frac{\partial H}{\partial x_i} \right) + Q = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (2-2)$$

ここで、 k ：透水係数 (m/day)， H ：全水頭 (m)， θ ：体積含水率， Q ：境界流束 (m³)， t ：時間 (day) である。なお、透水係数については、 x 軸方向と y 軸方向は等しいと仮定した。

定常浸透解析の下では、体積含水率 θ は常に等しいので式(2-2)の右辺は0になる。

2.4.2 半減期を考慮した移流分散吸着方程式

半減期を考慮した移流分散吸着方程式は次式で表される。

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} + \rho_d \frac{\partial S}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - U_i \frac{\partial C}{\partial x_i} - \lambda(\theta C - S \rho_d) \quad (2-3)$$

ここで、 C ：放射性物質濃度 (g/m³)， ρ_d ：土の乾燥密度 (g/m³)， D_{ij} ：分散テンソル (m²/day)， U ：ダルシー速度 (m/day)， λ ：減衰定数 (1/day)， S ：吸着率である。

2.4.2.1 分散テンソル D_{ij}

分散テンソル D_{ij} は以下の式によって導かれる。

$$D_{ij} = \alpha v_i + D^* \quad (2-4)$$

ここで、 α : 分散長 (m) , v_i : 実流速 (m/day) , D^* : 放射性物質の分子拡散係数 (m²/day) である。

分散とは、流れ方向に広がる現象であり、分散長は、縦分散長と横分散長に分けられる。縦分散長は、水の流れ方向に水の流速に先行して濃度がぶれる度合い、横分散長は、流れに直行する方向への濃度のぶれる度合いを表す (図-2.8 参照)。縦分散長は解析スケールの大きさから決定される。解析スケールが 1m 程度の場合は、縦分散長は 0.01m であり、10m は 0.1m, 100m 程度までは 1.0m である²⁻²⁷⁾。また、横分散長については、縦分散長の 1/10 とされている²⁻²⁸⁾。

拡散とは、分子絶対零度にならない限り絶えず運動しており、この運動によって濃度が増加することである。

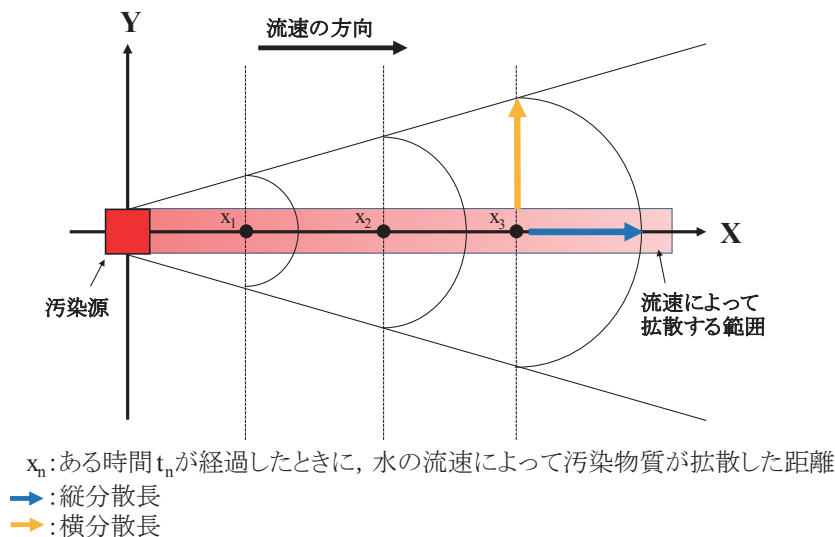


図-2.8 分散長の概念

2.4.2.2 減衰定数 λ

本解析は、放射性物質の半減期 $T_{1/2}$ によって濃度が減少する現象を表すパラメータである減衰定数 λ を用いた項を移流分散方程式に組み込んだ。それにより、放射性物質の半減期の考慮を実施した。

半減期による放射性物質の濃度の減衰する現象は、指数関数によって表される。

$$C = C_0 e^{-\lambda t} \quad (2-5)$$

ここで、 C_0 : 初期濃度 (g/m³) である。

このとき、時間 t が放射性物質の半減期 $T_{1/2}$ である場合、濃度と初期濃度の比は 1/2 であるので、以下の式に書き換えられる。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} = e^{-\lambda T_{1/2}} \quad (2-6)$$

これを、減衰定数 λ について解くと、式 (2-7) で表される。

$$\lambda = \frac{\ln(2.0)}{T_{1/2}} \quad (2-7)$$

2.4.2.3 吸着率 S

吸着率 S は分配係数 K_d を用いた線形吸着等温式によって算出される。

$$S = K_d C \quad (2-8)$$

ここで、 K_d : 分配係数である。

分配係数 K_d とは、化学物質の疎水性や移行性を表す指標となる無次元数であり、放射性物質および地盤によって決定される。線形吸着等温式の傾きになり、吸着率の大きさを決めるパラメータである (図-2.9 参照)。

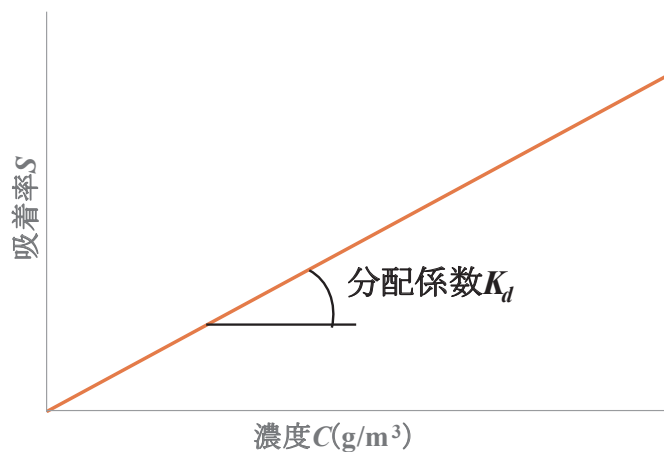


図-2.9 線形吸着等温式

2.4.3 アボガドロの法則

アボガドロの法則により、解析によって求められた放射性物質の質量 g を、一般的に用いられる放射性物質の量の単位 Bq へ単位変換を行った。

$$m = \frac{1}{8.62 \times 10^{-21} \times M \times T_{1/2}} \quad (2-9)$$

ここで、 m : 1g あたり放射性物質の量 (Bq) , M : 原子の質量である。

2.5 浸透・移流分散解析の妥当性の検証

福島第一原発事故による被災地での深度方向の放射性物質の濃度分布測定結果と、本章で実施した解析値を比較し、解析手法の妥当性を検討する。なお、被災地における濃度分布測定結果は、斎藤らによる現地調査データを用いた²⁻²⁹⁾。

2.5.1 現地概要

調査対象地盤は、福島第一原発から約 70km 離れた福島県福島市飯坂町の杉ノ平集会所に選定された(図-2.10 参照)。測定日時は、平成 23 年 12 月 15 日(事故後、9 ヶ月経過)、平成 24 年 9 月 15 日(18 ヶ月経過)、および同年 11 月 15 日(20 ヶ月経過)の 3 回に渡り実施された。



図-2.10 調査地点の概要

2.5.2 測定方法

土壌試料採取には、国際原子力機関 (IAEA) により標準的な深さ方向の土壌試料採取法と認められているスクレーパープレートを用いられた。スクレーパープレートとは、

地盤を表面から少しずつ剥ぎ取りながら採取することで、深さ方向に任意の幅を持った層別の試料を得ることができる手法である（図-2.11 参照）。地表面から、0.5～1.0, 1.0～1.5, 1.5～2.0, 2.0～3.0, 3.0～4.0, 5.0～8.0cm の深さ別の土試料を U-8 容器に封入された。

^{137}Cs の深度分布の測定方法はゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトル分析により行われた。

また、調査対象地点の粒径測定による土粒子の判定を行った。粒径測定は、ふるい分析法とレーザー回折式粒度分布測定装置を用いて測定を行った。粒径が $425\mu\text{m}$ 以上の土粒子については、ふるい分析法で、それ以下の粒径については、レーザー回折式粒度分布測定装置を用いて粒径ごとの重量百分率を測定した。



図-2.11 スクレーパープレートによる土壌試料採取の様子

2.5.3 測定結果

濃度分布結果より、9ヶ月経過時の濃度分布は、地盤表層の濃度の約 $10,000\text{Bq/kg}$ から、指数関数的に分布している。また、地盤表層の濃度が、18ヶ月経過時は約 $8,000\text{Bq/kg}$ であることから、9ヶ月間で約 $2,000\text{Bq/kg}$ の減少が生じている。これは、前節の放射性物質の減衰、地盤内の移動、風雨等による再飛散および植物等による吸収によるものである。また、時間が経過しても、減少の傾向は同様であることから、この対象地盤では、強い風雨や、人為的な外力によって地盤が乱れることが少ない箇所だと考えられる。他の測定地点の一部では、地盤が攪乱することで、地盤の深度が大きいところまでほぼ同一の濃度となる分布が確認された。ただ、現地の調査結果での全体としては、指数関数に近い形で分布している。

また、対象地盤は、粒径測定結果よりシルト層 ($5\sim 75\mu\text{m}$) 層であることが判定されており、長期に渡って ^{137}Cs は地盤表層から 5cm までに滞留している。よって、実際に除染を行う際は、地盤表層からの 5cm の掘削除去は効果的である。

2.5.4 解析条件

2.5.4.1 解析断面および地盤の条件

地盤内の深度方向における放射性物質の濃度分布を解析するため、1次元の半減期を考慮した浸透・移流分散解析を行った。

解析断面は、シルト断面とし、シルトの各パラメータの代表値を表-2.1に示す^{2-30) 2-31)}。

表-2.1 シルトのパラメータ

透水係数 k (m/sec)	1.0×10^{-6}
体積含水率 θ	0.4
乾燥密度 ρ_d (g/m ³)	1.2×10^6
分配係数 K_d (g/m ³)	8.0×10^{-3}

2.5.4.2 放射性物質の条件

既往の研究において、この地点における¹³⁷Csの初期濃度および分子拡散係数を推定されている。その結果によると、初期濃度 C_0 は 3.0×10^8 Bq/m²、分子拡散係数 D^* は 1.801×10^{-7} m²/day となっており²⁻³²⁾、その数値を解析に用いた（表-2.2参照）。

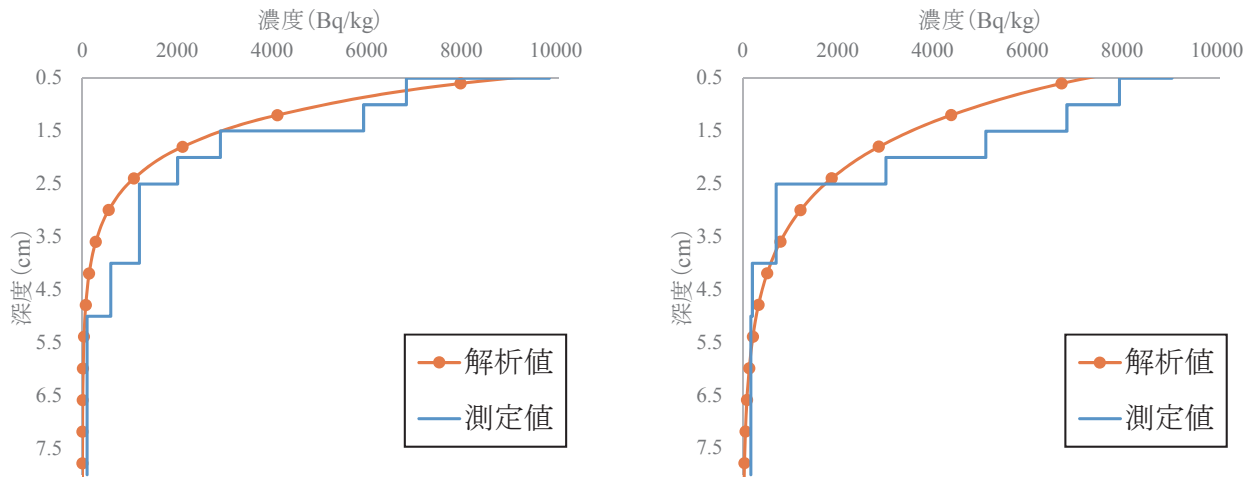
表-2.2 ¹³⁷Csのパラメータ

半減期 $T_{1/2}$ (years)	30.2
分子拡散係数 D^* (m ² /day)	7.2×10^{-6}
初期濃度 C_0 (Bq/m ²)	3.0×10^8
分散長 α (m)	0.01

2.5.5 解析結果と測定結果の比較に基づく妥当性の検証

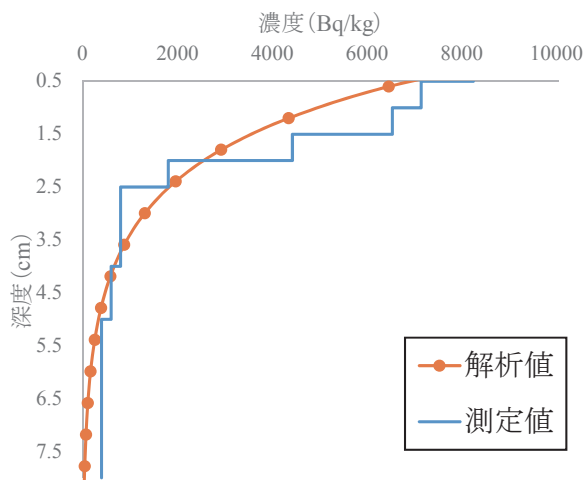
図-2.12は、深度方向の実測値および解析値の濃度分布である。解析値は、深度とともに濃度が指数関数的に減少している。9ヶ月経過における地盤表層の濃度には、実測値と約5,000Bq/kgの違いが生じているが、それ以深では、1,500Bq/kg程度の差異で収まっており、地盤における放射性物質の浸透・移流分散解析を用いても問題ないと考えられる。また、実際の除染において重要なポイントは、放射性物質の到達深度である。解析値は深度が大きくなるほど、すなわち、濃度が小さくなるほど、実測値と酷似している。減少の傾向および実測値との精度は、時間が経過しても同様である。このことか

ら、本解析手法の妥当性が確認することができる。



(a) 9ヶ月経過時

(b) 18ヶ月経過時



(c) 20ヶ月経過時

図-2.12 解析結果ならびに現地での調査結果の深度方向における ^{137}Cs の濃度分布

2.6 土質特性が地盤内浸透に及ぼす影響

多種多様な土質特性の下で、半減期を考慮した2次元の浸透・移流分散解析を行う。その結果を、濃度のコンター図および、ある地点での深度方向の濃度分布によって示し、各断面における放射性物質の挙動の違いを評価し、その要因を考察する。

2.6.1 解析条件

2.6.1.1 解析断面

本章では，局所的な浸透・移流分散解析を行う。解析に使用した解析断面を図-2.13に示す。解析断面表層に ^{137}Cs が大気中から降下し，水頭差が生じた際による浸透を評価する。解析断面の青線で示された境界は，排水条件を意味している。また，解析断面の地盤モデルを，被災地において採取されたシルト，透水係数 k が大きい砂，透水係数 k が小さく吸着率が大きい粘土の 3 種類を用いた。解析は，4 ケースにおいて解析を行い，ケース 1，2，3 は解析断面全ての範囲においてがシルト，砂および粘土層とした。ケース 4 は，粘土層の上に砂層の盛土の実施を想定した，断面①が砂層断面，断面②が粘土層断面の互層において，解析を実施した。

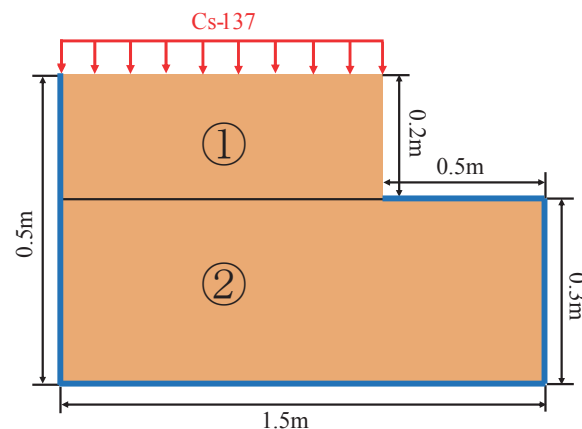


図-2.13 解析断面

2.6.1.2 地盤の解析条件

地盤モデルは，シルト，砂および粘土の 3 種類存在し，それぞれのパラメータには，代表値を用いた^{2-30), 2-33)}。それをまとめた数値を表-2.3 に示す。

表-2.3 各地盤モデルのパラメータ

地盤モデル	シルト	砂質土	粘土
透水係数 k (m/sec)	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-7}
体積含水率 θ	0.4	0.4	0.4
乾燥密度 ρ_d (g/m ³)	1.2×10^6	1.5×10^6	9.5×10^5
分配係数 K_d (g/m ³)	8.0×10^{-3}	4.0×10^{-3}	1.0×10^{-2}

2.6.1.3 放射性物質の解析条件

放射性物質は、福島第一原発事故で大量に放出され、かつ、半減期の長い ^{137}Cs について検討する。その ^{137}Cs の代表値および、現地の測定結果で得られた初期濃度 C_0 、分子拡散係数 D^* を用いたため、前記の表-2.2 に横分散長を加えたものになる。縦分散長は、解析スケールの高さが 0.5m のため、0.01m に、横分散長は、縦分散長の 1/10 の 0.001m に設定した（表-2.4 参照）。

表-2.4 ^{137}Cs のパラメータ

半減期 $T_{1/2}$ (years)		30.2
拡散係数 D^* (m^2/day)		7.2×10^{-6}
初期濃度 C_0 (Bq/m^2)		3.0×10^8
分散長 α (m)	縦方向	0.01
	横方向	0.001

2.6.2 各土質特性を有する地盤内における浸透挙動

シルト層断面における流線ベクトルを図-2.14 に示す。コンターは、全水頭を表し、青色から赤色にかけて小さくなることを示している。図-2.14 より、全水頭が大きい地点から小さい地点に、すなわち断面①の表面から断面②の表面に水の移動が発生している。特に、断面①の右端から断面②の左端に強い水の移動が生じている。ただ、左端から断面①の 0.3m までにおいては、この水頭差による影響がなく、鉛直方向に小さく下降する。これは、別の 3 ケースにおいても、同様であることが確認できた。

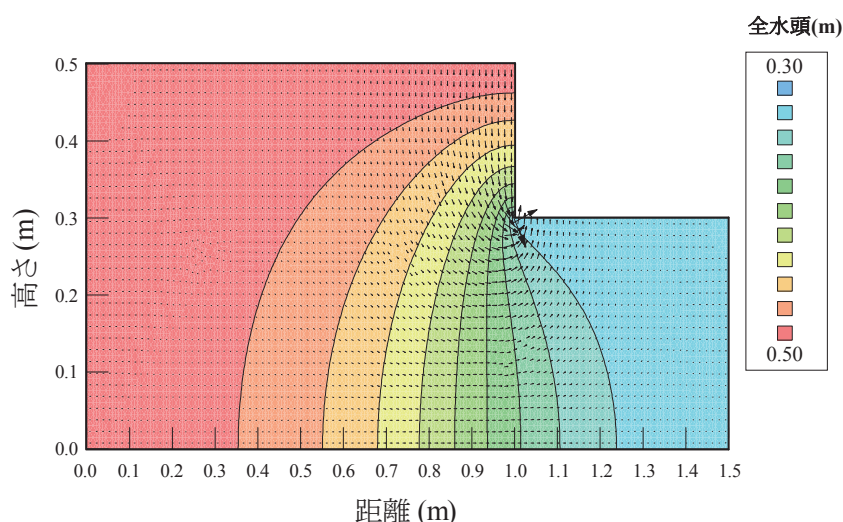


図-2.14 シルト層断面における等ポテンシャル図

次に、1、2、5、10年経過時における全ケースの濃度のコンター図を示す（図-2.15～2.18 参照）。コンターは放射性物質の濃度を表し、青色は濃度が小さく、赤色になるほど濃度が大きくなることを表している。

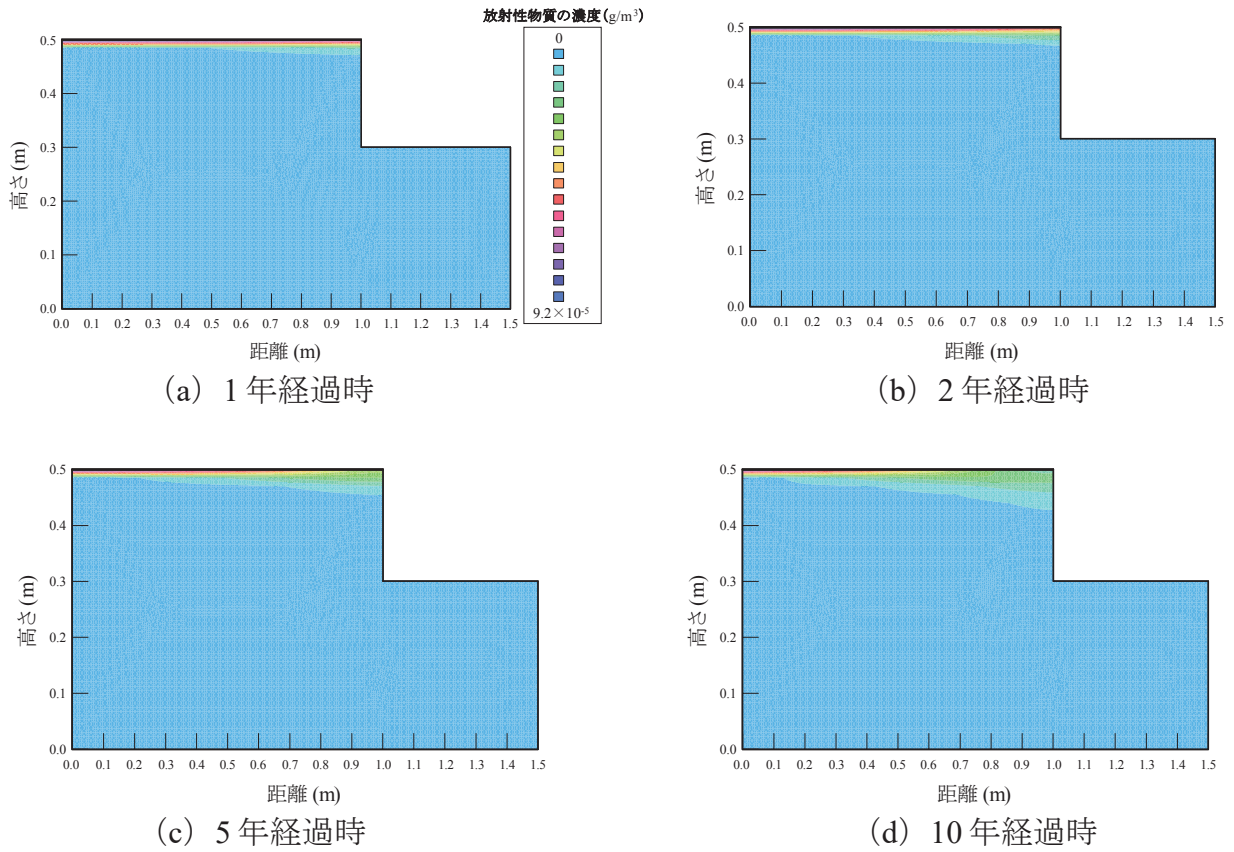
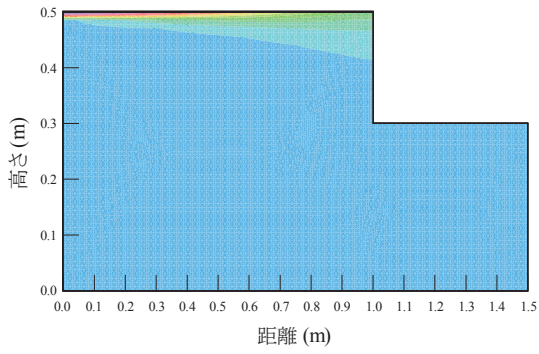
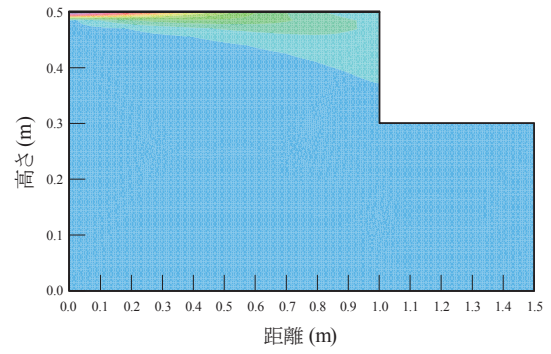


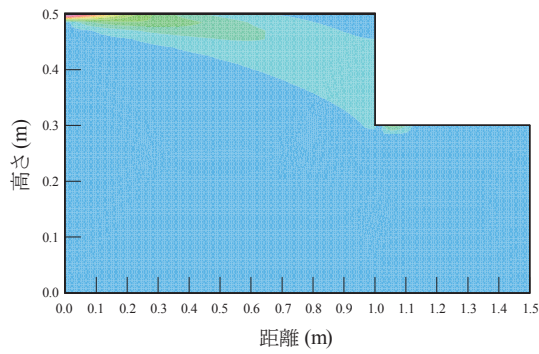
図-2.15 シルト層断面における濃度の推移



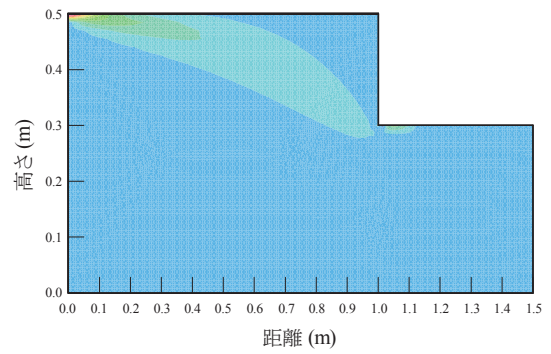
(a) 1年経過時



(b) 2年経過時

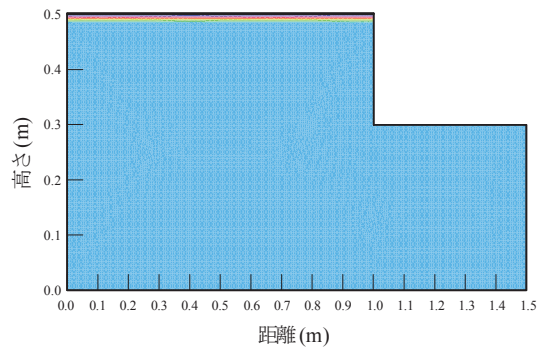


(c) 5年経過時

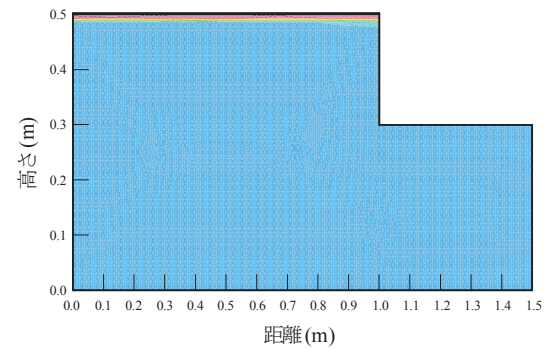


(d) 10年経過時

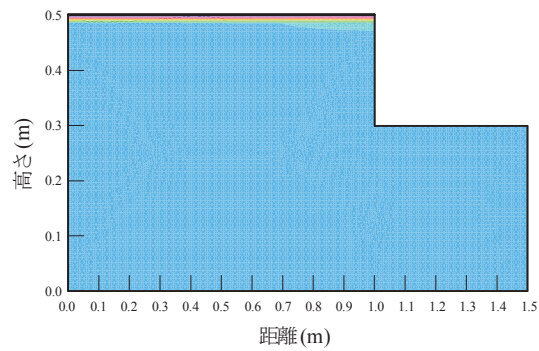
図-2.16 砂層断面における濃度の推移



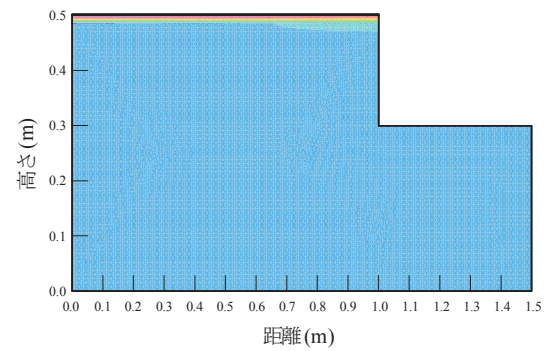
(a) 1年経過時



(b) 2年経過時



(c) 5年経過時



(d) 10年経過時

図-2.17 粘土層断面における濃度の推移

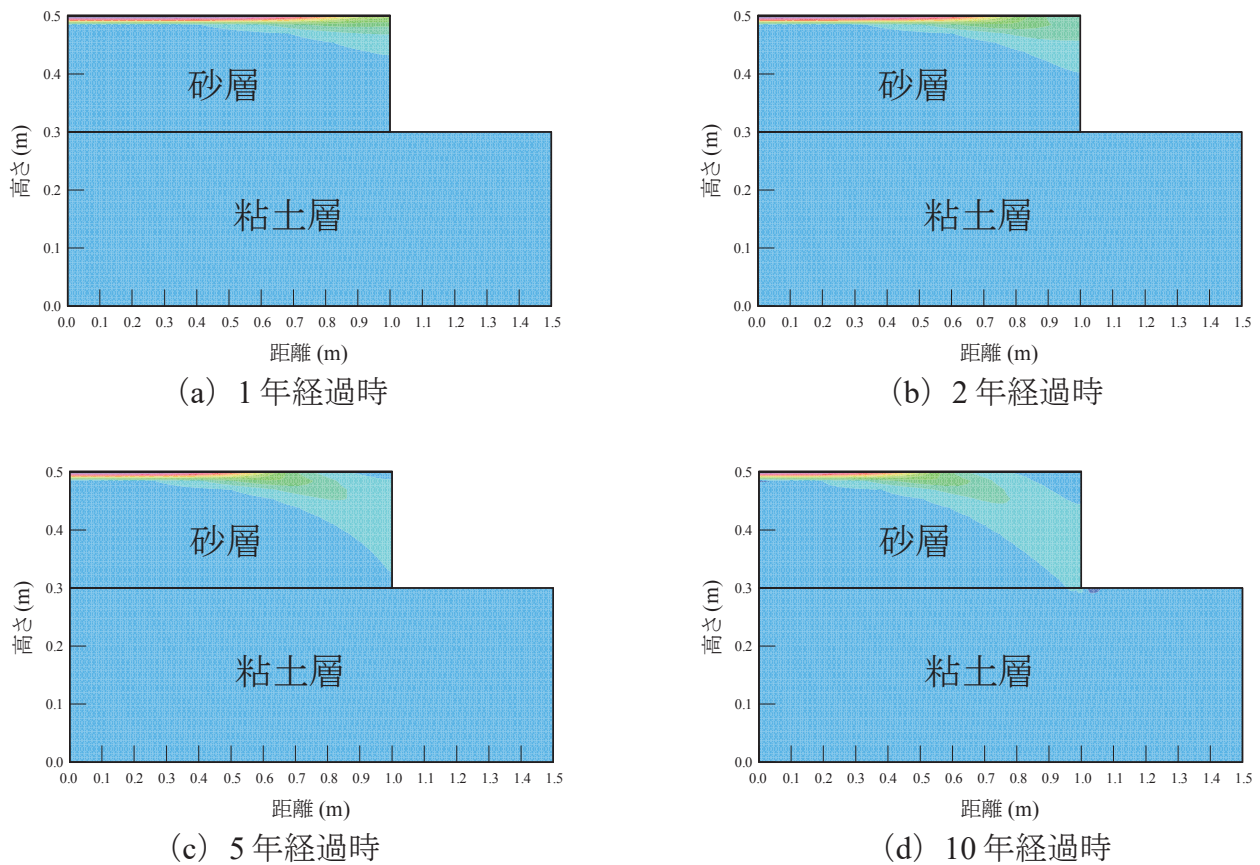


図-2.18 互層断面における濃度の推移

全ての断面において、前述の水の流れに沿って、移流、分散していることが確認できる。特に、砂層断面の浸透が最も大きく、5年経過時に断面②の地盤表層まで到達し、浸出している。また、10年経過時には、断面①の地盤表層から浸出したため、地盤内の濃度の総量が減少した様に見える。砂質土断面は、1年経過の時点で深度0.1m以上の浸透が生じており、これまでの現場調査データから大きく外れた結果となっている。逆に、最も浸透が小さかったのは、粘土層断面である。断面①の地盤表層の右端あたりで、わずかに浸透していることが確認できるが、全体的には、浸透がほぼ生じず、地盤表層の濃度が大きい。それら2つの中間であるのがシルト層断面である。砂層断面では、断面②の表層に達していたが、シルト層断面では、10年が経過しても到達しない。互層断面は、他のケースとは違った浸透挙動をしており、1、2年経過時における断面①の砂層では、砂層断面と同様な浸透が生じる。しかしながら、5、10年経過時においては、左端から9.5m地点付近で、断面②の粘土層までほぼ浸透しない。ここで、10年経過時における、砂層および互層の左端から9.5m地点での深度方向による濃度分布にて表した(図-2.19参照)。図-2.19より、互層断面の濃度は、砂層断面よりも浅い箇所分布している。また、砂層断面の濃度は、深度0.2m以降でピークを与えているが、互層断面は、0.2m以前で与えている。これは、上述の粘土断面において判明した粘土層は浸透が小さいため、粘土層の上方で滞留していることが判る。

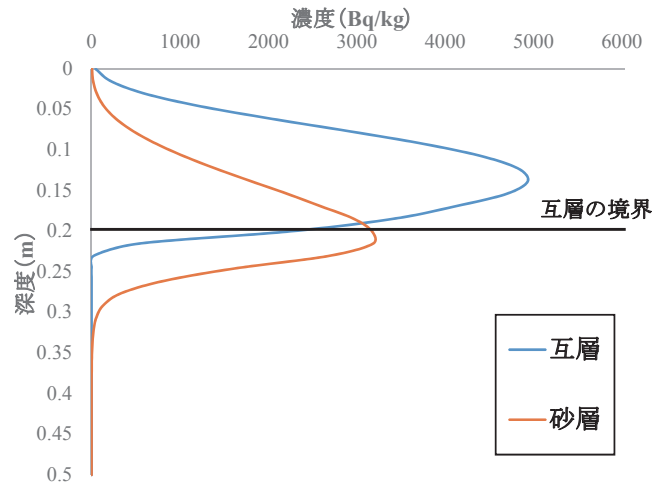
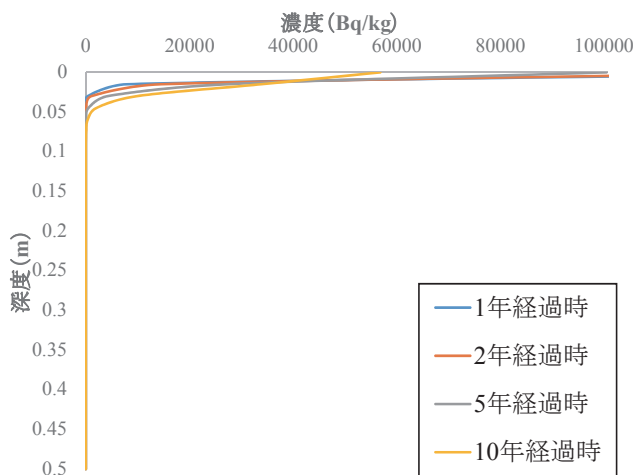
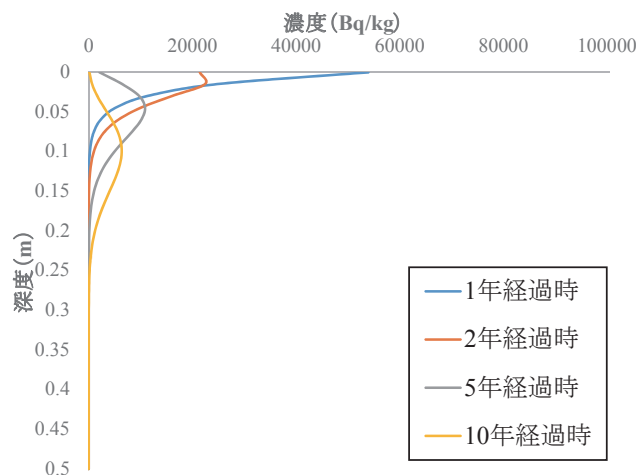


図-2.19 左端から 9.5m 地点での互層および砂層断面の深度方向における濃度分布

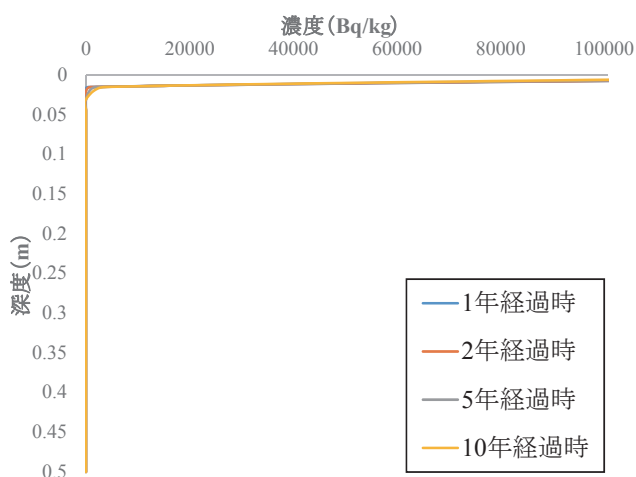
各断面の時間ごとの放射性物質の到達度を、解析断面の中央である左端から 0.7m の地点における、地盤表層からの深度方向の濃度分布によって表した（図-2.20 参照）。全ての断面の濃度分布において、地盤表層の濃度は、時間が経過するごとに小さくなる。シルト層断面では、濃度が下降していくことから、浸透していることが確認できるが、10年経過時でも、地盤表層 0.05m までに残存する。砂層断面は、1年経過時では、地盤表層が最も濃度が大きい地点であるが、2年経過時以降は、波型に分布し、地盤内部において濃度が最も大きい地点が発生する。また、10年経過時では、波型の濃度分布が引き伸ばされ、0.25m までに広く分布していることから、浸透が大きく起こっていることがわかる。粘土層断面は、10年経過しても浸透が全く生じず、地盤表層の濃度が極めて大きい。互層断面の濃度分布は、砂土断面と同様に、時間経過とともに、波型の濃度分布をする。しかしながら、10年経過時において、深度 0.1m までの到達のことから、砂層断面よりも浸透しないことが判る。



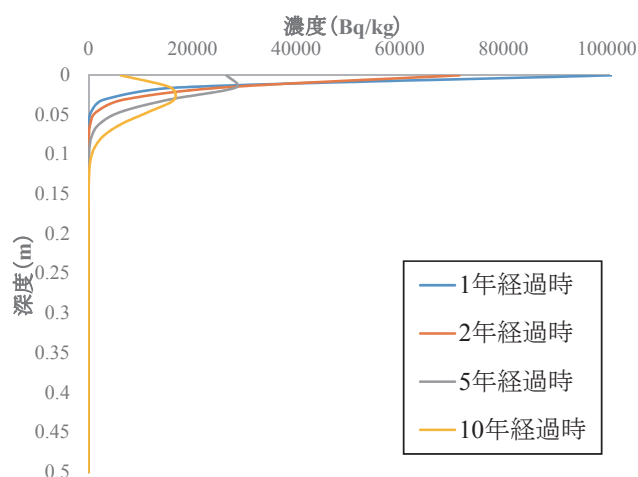
(a) シルト層断面における濃度分布



(b) 砂層断面における濃度分布



(c) 粘土層における濃度分布



(d) 互層断面における濃度分布

図-2.20 左端から 0.7m 地点での各断面の深度方向における濃度分布

2.6.3 砂層土断面と粘土層断面の挙動の違い

砂層断面と粘土層断面では、放射性物質の浸透挙動に大きな違いが発生した。この要因は、移流項が吸着項を卓越しているからである。すなわち、透水係数 k が分配係数 K_d よりも浸透挙動に大きな影響を与える。そこで、表-2.3 の砂層断面のパラメータにおける透水係数 k および分配係数 K_d の数値をそれぞれ変化させ、左端から 0.7m、地盤表層から 0.2m の地点の時間経過による濃度の変化を評価する。

まず、透水係数 k を $1.0 \times 10^{-4} \text{m/sec}$ から $1.0 \times 10^{-6} \text{m/sec}$ まで 1 オーダーごとに変化させた (図-2.21 参照)。図-2.21 より、 $1.0 \times 10^{-4} \text{m/sec}$ の透水係数の濃度の推移は、経過年数が早い段階で、放射性物質が到達し、4 年経過時にピークを迎え、それ以降は、濃度が減少する。また、 $1.0 \times 10^{-5} \text{m/sec}$ の透水係数では、4 年経過時まで、放射性物質が到達せ

ず、それ以降は、徐々に濃度が増加していく傾向がある。しかしながら、 $1.0 \times 10^{-6} \text{m/sec}$ の透水係数では、10年経過しても、放射性物質が地点に到達しない。よって、透水係数の数値によって大きな挙動の変化が生じることが判る。

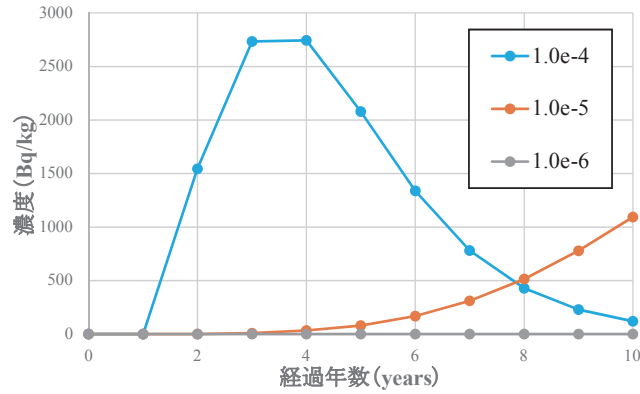


図-2.21 透水係数 k の変化による濃度の推移

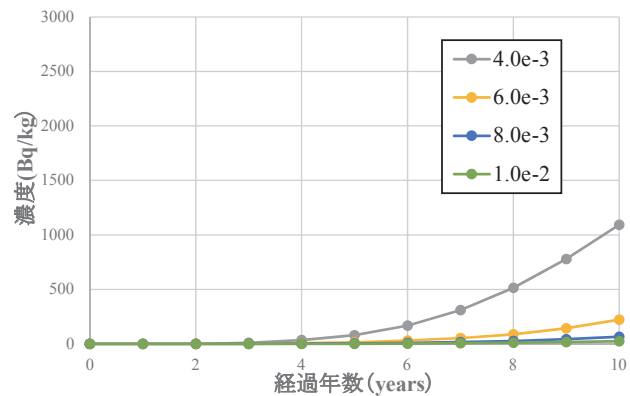


図-2.22 分配係数 K_d の変化による濃度の推移

次に分配係数を砂の数値である $4.0 \times 10^{-3} \text{g/m}^3$ から粘土の数値である $1.0 \times 10^{-2} \text{g/m}^3$ まで変化した (図-2.22 参照)。これより、分配係数 K_d が小さくなるほど 10年経過時の濃度が大きくなる。しかしながら、分配係数 K_d が小さくなるほど、濃度の増加する割合が大きくなるだけであり、分配係数 K_d の変化によって透水係数 k の場合のような、大きな挙動の違いが生じない。また、最も濃度が大きくなった分配係数 K_d が $4.0 \times 10^{-3} \text{m/sec}$ の場合でも 1,000 Bq/kg 程度であり、図-2.21 と比べ、浸透挙動への影響が小さい

以上より、移流項が吸着項を卓越していることが確認することができた。このことから、砂層断面でも締固め等を行い、透水係数 k を小さくすることで、浸透の抑制を期待することができる。ただ、透水係数 k が小さい地盤であっても、分散による浸透挙動を把握する必要がある。

2.6.4 半減期の影響

本解析は、浸透・移流分散解析に減衰すなわち、半減期の要素を組み込んだ方程式を用いたが、半減期を考慮しない解析と比較し、半減期の影響を考察する。図-2.23 は、10年経過時において、左端から0.7m地点の砂層断面における半減期を考慮した場合としない場合の深度方向の分布である。これより、ピークの濃度では、約2,000Bq/kg程度の差異が生じる。半減期による減衰は、環境中による外部からの影響を受けないため、この差異は大きい。しかしながら、半減期を考慮の有無をかかわらず、放射性物質の到達深度0.25mと変化は生じないことが判明した。このことより、解析結果をもとに、実際の現場で掘削除去によって完全に汚染土を取り除く際は、 ^{131}I のような半減期の短い放射性物質を除いて、半減期を考慮した解析を行う必要はない。

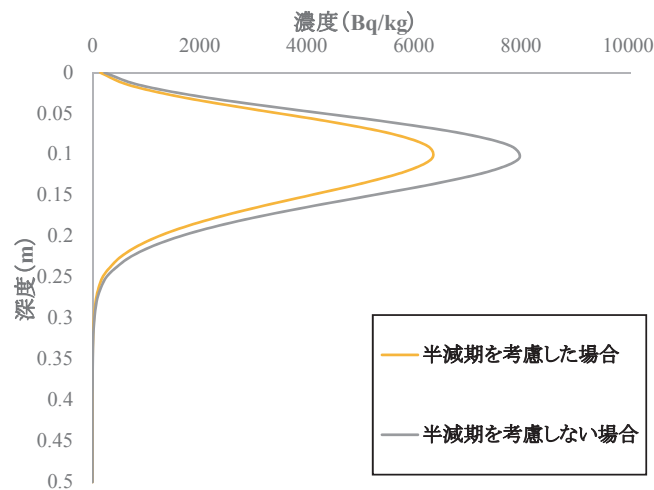


図-2.23 半減期の考慮の有無による濃度分布の変化

2.6.5 現状の除染に対する解析的評価

実際に、本解析断面において、5cm程度の掘削除去によって除染を行う際、シルト層、粘土層であれば非常に効果的である。また、互層断面であれば、1年経過時では、その方法は効果的であるが、それ以降の経過年数であると、放射性物質は地盤表層5cm以上深く到達しているため、不適當である。ただ、粘土層は浸透し難いことより、粘土層までを掘削除去すると効果が期待できる。砂層断面は1年経過の時点で深度0.1m程度到達している部分が存在していることから、解析的評価においては、現状の除染方法は不適當である。また、5年経過時点で、断面②の地盤表層まで下降するのが、大きな問題となる。その対策手法として、前述の締固め等により透水係数 k を小さくすることで、浸透を抑制する方法や、地盤内に遮水工の設置が挙げられる。遮水工を設置することに

よって、放射性物質が遮水工に滞留し、浸透抑制の効果が期待できる。

2.7 おわりに

本章では、浸透・移流分散方程式に半減期を考慮した項を組み込むことで、放射性物質の地盤内の浸透挙動を評価した。

得られた成果は以下のとおりである。

- (1) 福島第一原発事故の被災地における現地調査データと、その地点におけるパラメータを用いた半減期を考慮した浸透・移流分散解析の結果との比較により、本解析手法は放射性物質の地盤内浸透挙動の評価に用いることが可能である。
- (2) 多種多様な土質特性の下で解析を実施することで、浸透挙動の違いを評価することができた。具体的に、砂層断面では、大きな浸透が生じ、粘土層断面では、逆にほぼ生じない。また、互層断面では、粘土層の上方に放射性物質が滞留する。
- (3) 半減期を考慮した浸透・移流分散解析は移流卓越モードであることから、地盤の透水係数 k が浸透挙動に大きな影響を与える。ただ、透水係数 k が小さい地盤でも、分散による浸透挙動を把握する必要がある。
- (4) 半減期の考慮による濃度の深度分布の違いが評価できた。しかしながら、半減期の考慮の有無をかかわらず、到達深度は変わらないことが判明した。
- (5) 本章で使用した解析断面において掘削除去による除染を行う場合、地盤がシルト層ならびに粘土層であるときはその方法は効果的である。また、互層であると粘土層まで掘削除去を行うと効果が期待できる。しかしながら、砂層であると、その方法は不適切である。

本章における解析は、2.3 の③風雨による飛散・流出、④植物等による吸収を考慮していない。これらも考慮した解析を実施すると、放射性物質の濃度がさらに小さくなるであろう。そのためには、解析の方程式項に新たなファクターが必要となる。また、本解析断面は局所的な地盤であるので、十分に大きな断面において、さらには、遮水工等の除染対策手法を施した断面で、解析を実施することも重要である。

参考文献

- 2-1) Morino, Toshimasa Ohara, M. Nishizawa : Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011 Geophys. Res. Lett. , Vol. 38, 2011
- 2-2) 文部科学省：文部科学省による第4次航空機モニタリングの測定結果について、

文部科学省，2015

- 2-3) 文部科学省：文部科学省による放射性物質の分布状況等に関する調査研究（森林内における放射性物質の移行調査）の結果について，文部科学省，2015
- 2-4) 文部科学省：文部科学省による放射線量等分布マップ（放射性セシウムの土壌マップ）の作成について，文部科学省，2015
- 2-5) 文部科学省・農林水産省：東京電力株式会社福島原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果，文部科学省，2015
- 2-6) S., E., Kimura S , Takatsuji T, Nanasawa K, Imanaka T, Shizuma K : Measurement of soil contamination by radionuclides due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated estimated cumulative external dose estimation, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.111, pp.18-27, 2012
- 2-7) Kato H, Onda Y, Teramaga M : Depth distribution of ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, and ¹³¹I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.111, pp59-64, 2012
- 2-8) 塩沢 昌，田野井慶太郎，根本圭介，吉田修一郎，西田和弘，橋本 健，桜井健太，中西友子，二瓶直登，小野勇治：福島県の水田土壌における放射性セシウムの深度別濃度と移流速度，RADIOISOTOPES, Vol.60, pp.323-328, 2011
- 2-9) 環境省：除染関係ガイドライン（改訂版），環境省，2015
- 2-10) 保高徹生：放射性物質の土壌中での挙動及び農作物への影響：対策の整理と課題，農業と経済，Vol.78, pp101-112, 2012
- 2-11) 文部科学省：「暫定的考え方」の取りまとめに際し検討した内部被ばくに関する算定結果と根拠，文部科学省，2015
- 2-12) 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会 放射性物質対策部会作業グループ：厚生労働省，2015
- 2-13) チェルノブイリ救援・中部：放射性線の測定量（マイクロシーベルト/時間）と健康に与える影響および対応の仕方，チェルノブイリ救援・中部，2015
- 2-14) 農林水産省：農地土壌の放射性物質除去技術（除染技術）について，<http://www.s.affrc.go.jp/docs/press/110914.htm>, 2015
- 2-15) 保高徹生，駒井 武：放射性物質と土壌汚染，地盤工学会誌，地盤工学会，Vol.60, pp.34-35, 2012
- 2-16) 環境回復検討会：今後の森林除染の在り方に関する当面の整理について，http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20719&hou_id=15731, 2015
- 2-17) 保高徹生，伊藤健一，鈴木弘明，中島 誠，山田優子：地盤環境中の放射性物質の挙動，地盤工学会誌，地盤工学会，Vol.61, pp.24-27, 2013
- 2-18) 駒村美佐子，津村昭人，山口紀子，藤原英司，木方展治，小平 潔：わが国の米，小麦及び土壌における ⁹⁰Sr と ¹³⁷Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析，農業

環境技術研究所報告, Vol.24, pp.1-21, 2006

- 2-19) 環境省：総合モニタリング計画に基づく水環境の放射性物質モニタリング実施状況, 環境省, 2015
- 2-20) 環境省：被災地の地下水質のモニタリング調査における放射性物質濃度の測定結果（第4報）及び有害物質濃度の測定結果（第2報）について, 環境省, 2015
- 2-21) 独立行政法人産業技術総合研究所：水中の低濃度の溶存態放射性セシウムを簡易・迅速に測定, http://www.aist.go.jp/aist_j/new_research/2012/nr20120905/nr20120905.html, 2015
- 2-22) 原子力規制委員会：放射線量等分布マップ関連研究に関する報告書（第2編）, 原子力規制委員会, 2015
- 2-23) 文部科学省：文部科学省によるダストサンプリングの測定結果, 文部科学省, 2015
- 2-24) 林野庁：スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/120208.html>, 2015
- 2-25) JAEA：生物圏評価のための土壌から農作物への移行係数のに関するデータベース, JAEA, 2015
- 2-26) 農林水産省：農地土壌中の放射性セシウムの野菜類及び果実類への移行の程度, 農林水産省, 2015
- 2-27) 独立行政法人国立環境研究所：北港処分地（夢洲1区）における広域処理災害廃棄物焼却灰埋立時の放射性セシウムの挙動に関する評価報告書, 独立行政法人国立環境研究所, 2015
- 2-28) Lynn W. Gelhar, Carl L. Axness：Three-Dimensional Stochastic Analysis of Macrodispersion in Aquifers, *Water Resources Research*, Vol.19, pp.161-180, 1983
- 2-29) 斎藤公明, 青木和弘, 谷畑勇夫：土壌中における放射性物質の深度分布の確認, 独立行政法人日本原子力研究開発機構, 2015
- 2-30) 地盤工学会：土質試験-基本と手引き-, 地盤工学会, p.91, 2010
- 2-31) 井上頼輝, 森澤眞輔：放射性物質の土壌と水との間の分配係数値, *日本原子力学会誌*, Vol.18, pp.524-534, 1976
- 2-32) 鈴木和之, 小宮由里子, 南 弘征, 水田正弘：土壌中における放射性セシウムの深度分布に関する解析, *日本計算機統計学会シンポジウム論文集*, Vol.27, pp.11-14, 2013
- 2-33) 原子力環境整備センター：土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数, 原子力環境整備センター, 2015

3 復興再開発事業における溜池除染による放射性物質の流出防止

3.1 はじめに

2011年の東日本大震災によって発生した東京電力福島第1原子力発電所の事故に起因して大気中に放出された放射性物質は、広範囲に渡って地表面に沈着した(図-3.1)。当事故により放出された放射性物質に関して、健康や環境影響において主に問題となるものはヨウ素、セシウム134、セシウム137ならびにストロンチウムの4種類である(表-3.1)。その他にも様々な物質が放出されたが、いずれもこの4種類に比べると半減期が短い、放射能が小さいことがわかっている³⁻¹⁾。簡潔に各放射性物質の説明を記述する。例えば、ヨウ素は、半減期が8日と短いのだが、体内に入ると10~30%は甲状腺に蓄積される。そうすると甲状腺は、しばらくの間、 β 線と γ 線の被ばくを受けることになる。原子力発電所の事故による汚染の場合、問題になる放射性セシウムにはセシウム134とセシウム137の2種類がある。セシウム137の半減期は30年と長く、環境汚染が長く続く。放射性セシウムは、化学的性質がカリウムとよく似ているため、体に入った場合は、カリウム同様ほぼ全身に分布する。ストロンチウムは半減期が長く、化学的性質がカルシウムに似ているため、体に入ると骨に蓄積する。 γ 線を出さないため、セシウム134及び137ほど簡単にどこにどれだけあるかを調べることはできない。原子力発電所事故の場合セシウム134及び137よりも量は少ないながら、核分裂によって発生したストロンチウムも存在すると考えられている。福島第一原発事故由来のプルトニウムなども検出されているが、量的には事故発生前に全国で観測された測定値と同程度である。

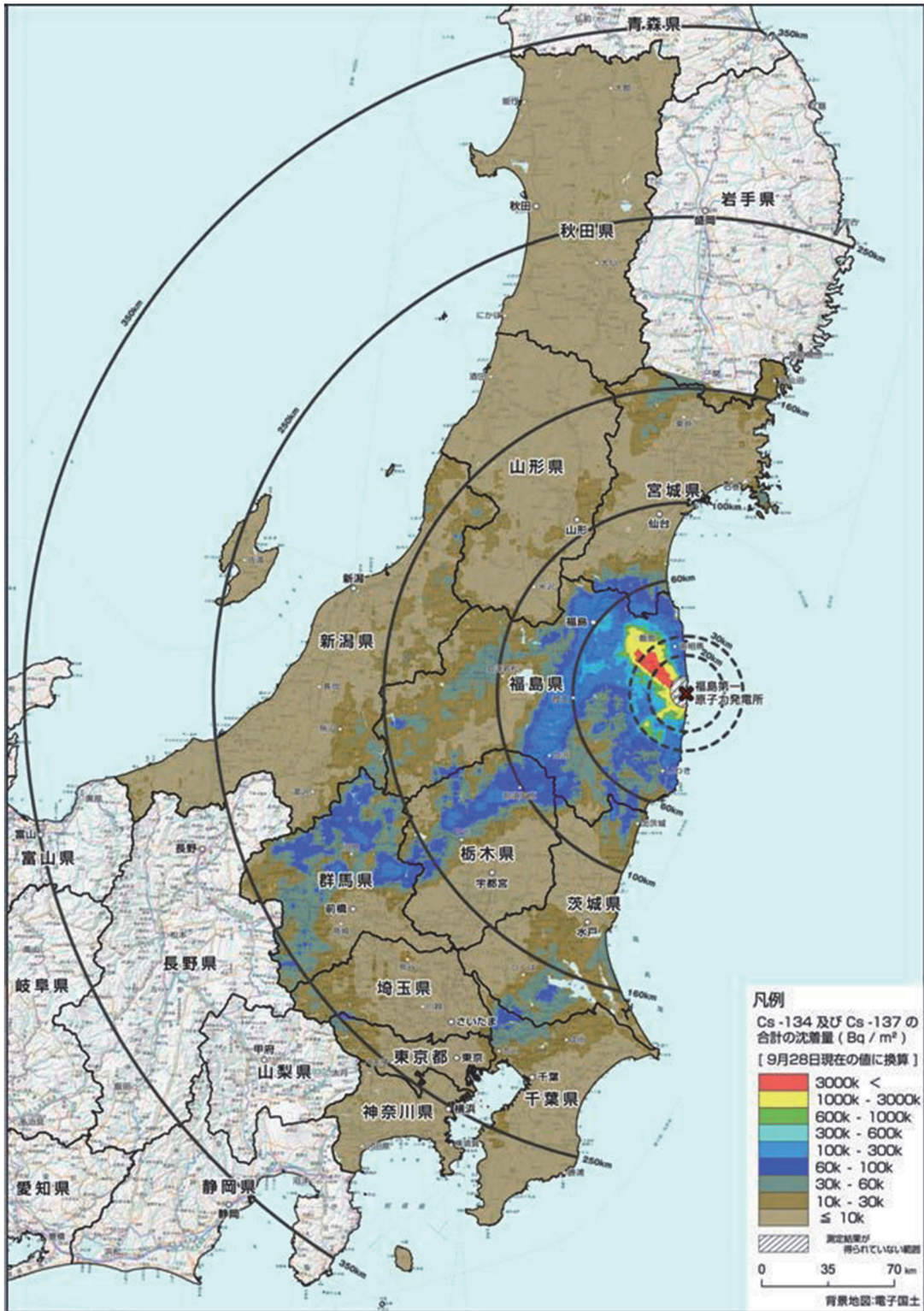


図-3.1 福島原発事故による放射性セシウムの沈着量マップ

表-3.1 原発事故により拡散された放射性物質の特性

	I-131 ヨウ素	Cs-134 セシウム	Cs-137 セシウム	Sr-90 ストロンチウム	Pu-239 プルトニウム
放射線の種類	$\beta \cdot \gamma$	$\beta \cdot \gamma$	$\beta \cdot \gamma$	β	$\alpha \cdot \gamma$
物理学的半減期	8日	2.1年	30年	29年	24,000年
実効半減期	8日	64日	70日	15年	197年
蓄積する器官・組織	甲状腺	全身	全身	骨	骨・肝臓

実効半減期：体内に取り込まれた放射性物質の量が生物学的排泄作用（生物学的半減期）及び放射性物質の物理的壊変（物理学的半減期）の両者によって減少し半分になるまでの時間。

放出された放射性物質による環境への影響を評価するため、事故直後から広い面積を占める森林や農地への放射性物質の集積とその移動に関する調査が継続的に実施されてきた³⁻²⁾、³⁻³⁾。同時に、放射性物質による汚染の実態解明と除染のための実証的研究がおこなわれ、チェルノブイリ原発事故での研究とも比較されながら、多くの知見が得られてきた³⁻⁴⁾。

我が国で定められた除染作業は、農地の除染が先行する一方、溜池から供給される農業用水を介して農地が放射性物質で再汚染される可能性があるのにも係わらず、溜池の除染は見送られてきた。これは、溜池の汚染土壌が放射性物質汚染対処特別措置法による除染廃棄物とみなされず、受け入れ施設も決まらない状態が長く続いたこととともに、溜池の水質や底泥の汚染調査において、発電所付近の高濃度汚染地区を除き、平常時の地下水や河川水、溜池等の環境水中の溶存セシウム濃度がほぼ基準内であったという理由等³⁻⁵⁾から、溜池の除染に緊急性が認められなかったことが、溜池の除染見送られてきた背景と考えられる。しかしながら、2014年度に方針が転換され、環境省と農林水産省によって、溜池の除染・溜池の放射性物質対策を実施することが発表された³⁻⁶⁾。溜池の放射性物質対策の流れは図-3.2に示す。また、農業用溜池に関しては、放射性物質汚染対処特別措置法に基づく環境省が行う除染の基準を満たす溜池（住宅や公園に隣接する、一定期間、水が干上がる溜池（図-3.3））でなくとも、営農再開・農業復興の観点から対策が必要と判断されれば、農林水産省の技術支援のもとで、県や市町村による福島再生加速化交付金での対策事業が可能となった³⁻⁷⁾。

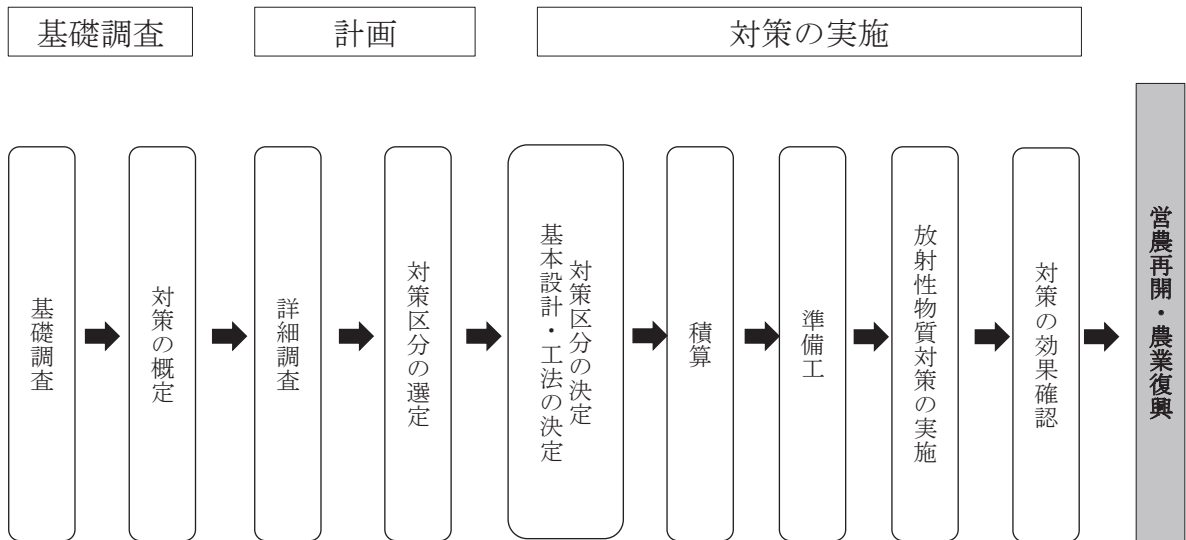
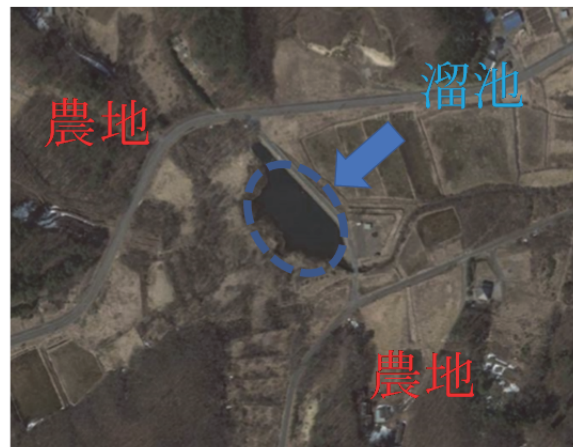
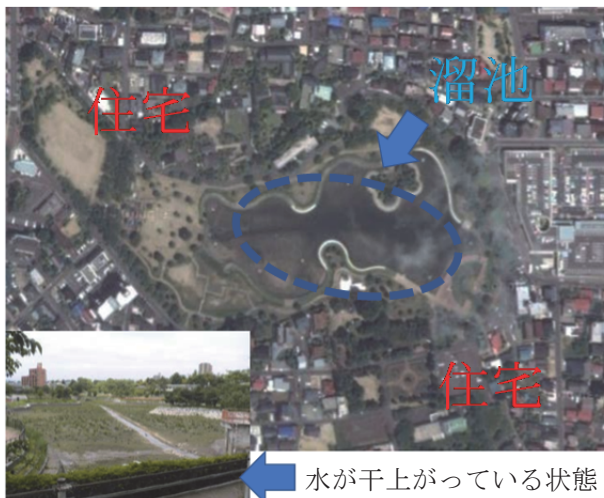


図-3.2 溜池における放射性物質対策の手順

【除染対象となる溜池】

【福島再生加速化交付金の対象となる溜池】



【環境省が管轄】

【農林水産省が管轄】

図-3.3 立地条件に伴う除染対策の管轄の相違

溜池の除染方法は、農林水産省が規定している「ため池の放射性物質対策技術マニュアル³⁻⁸⁾に即して、目的や諸条件に応じて選定される。従来は放射性物質で汚染されている底泥を除去する方法が多く採用されているが、除去した汚染底泥を搬出し所定の貯蔵施設へ保管しておくことに限界があるため、近年では溜池の規模や汚染状況に応じて底泥固化による対策を講じる必要性が高まっているため、底泥固化による施工案件が増えていくことが予想できる。底泥固化による除染方法には、放射性物質に汚染された底泥を固めるために地盤改良材が用いられる。一般的には、セメント系固化材が使用される

施工例が多い。セメント系固化材を使用することで放射性物質の流出を防止することが可能であることは既往の研究で示されている³⁻⁹⁾。しかしながら、セメント系固化材で改良された底泥は pH が 11~12 の強アルカリ性を示すため、表面の底質からアルカリ成分が溶出し、溜池の水質がアルカリ性質を呈する課題が残った。また、放射性物質は土壌が酸性域である程、溶出しやすい傾向があることも実証されている³⁻¹⁰⁾。

本章は、溜池底泥の放射性物質を封じ込める際に対象土の pH 濃度を中性域に保つことが効果的であると考え、土壌の pH を変化させない中性固化材に注目し、さらに、中性固化材を使用し、溜池の底泥を固化させることによって溜池の放射性物質の流出を防止する方法の可能性を探ることを目的とした。

本章の構成を図-3.4 のフロー図として示している。3.1 については、本章における背景および目的を述べており、次に 3.2 では、先行研究における放射性物質の土壌中での動態を踏まえて、溜池の除染対策の現状と課題を具体的に取り上げ、溜池底泥固化の有効性について述べている。3.3 では、溜池底泥を固化する際に使用される固化材に言及している。セメント系固化材と 2 種類の中性固化材の違いを比較することで溜池底泥固化において、どの固化材を使用することが望ましいのかを改良後の環境影響的観点から検討する。3.4 では、実際に中性固化材を使用する際に求められる物理特性における試験を実施した。今回の試験は土のコーン指数試験と pH 試験を行い、その結果と放射性物質の特性を関連付けて考察を行った最後に 3.5 では、3.1~3.4 をまとめて、溜池底泥固化における中性固化材をどのような条件下で使うことが実用性を高めるのかを検討した。

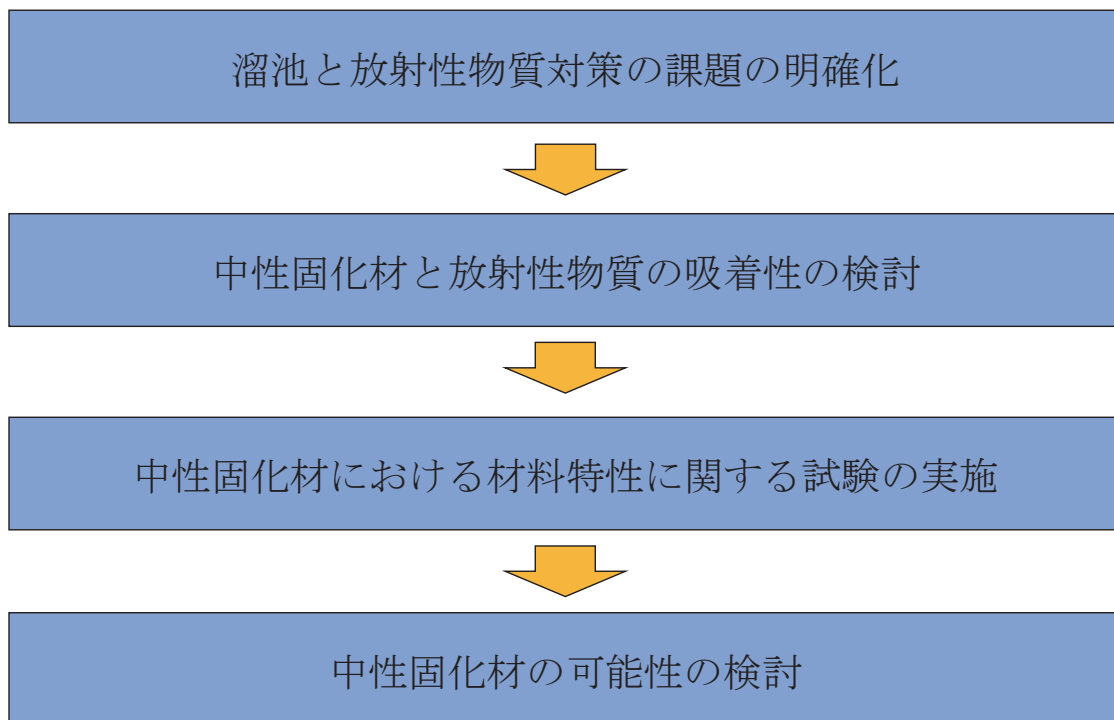


図-3.4 本章における構成のフロー

3.2 溜池の放射性物質汚染に関する対策

3.2.1 土壌中の放射性物質の動態

3.2.1.1 放射性セシウムの動態

土壌中の放射性物質が植物や農作物に吸収される時は、土粒子に吸着している放射性物質が水中に溶けている状態にある。ここで述べる放射性物質とは、セシウム (Cs)、ストロンチウム (Sr) を指し、これらは水に溶けると陽イオン Cs^+ 、 Sr^{2+} となる。土壌に降下した放射性セシウム、放射性ストロンチウムは、カリウム (K)、ナトリウム (Na) やカルシウム (Ca)、マグネシウム (Mg) といった交換性塩基と同様に土壌の負電荷に吸着される³⁻¹¹⁾。

土粒子に付着している放射性物質が水中へ溶出する程度は、土粒子表面の負電荷に放射性セシウムまたは放射性ストロンチウムがどれだけ強く吸着されやすいかによって決まる。これらの放射性物質が土壌に沈着した時点で、すでに溜池内の土粒子の負電荷の大半は K^+ や Ca^{2+} などの交換性塩基によって図-3.5 のように占有されている。従って、放射性セシウムや放射性ストロンチウムの水中への溶出されやすさを考える際は、土壌中に多量に存在する陽イオンとの関係も重要になるということである。

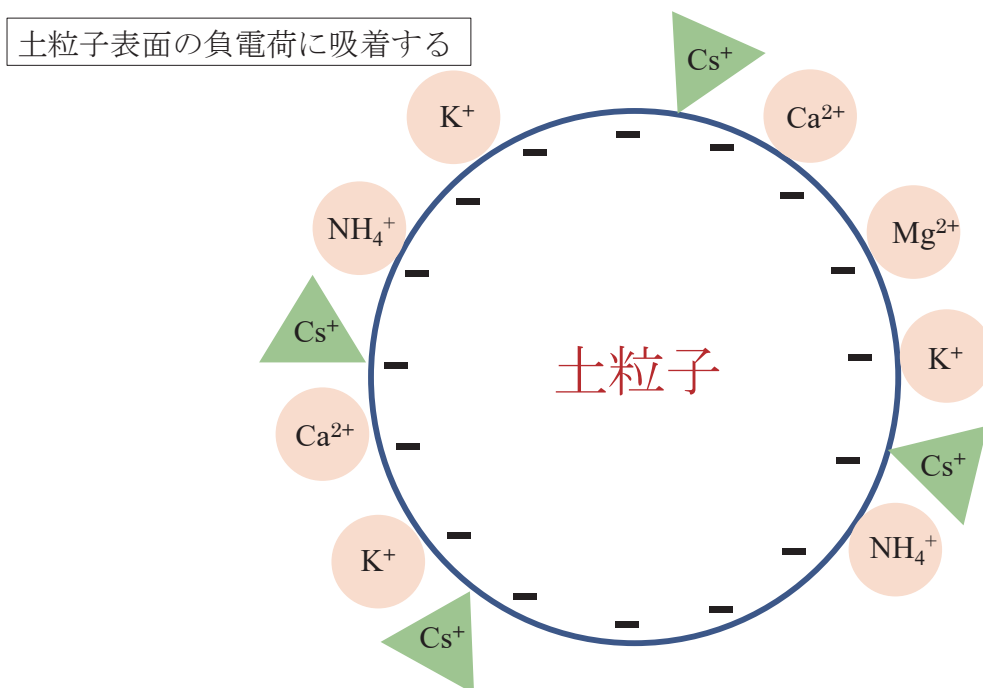


図-3.5 土粒子の負電荷による放射性セシウムの吸着

また、福島第一原子力発電所事故により土壌に降下した放射性物質のうち長期的影響

を考慮する必要があるのは放射性セシウムであると判断し、本章では、特に放射性セシウムの挙動に重点を置くこととする。

放射性セシウムの存在形態は、水中での形態で3つに分けることができる。

- (1) 水溶態：単独で Cs^+ として水中に浮遊している状態。
- (2) イオン交換態：土粒子に吸着しているが容易に他の陽イオンと交換される状態。
- (3) 固定態：土粒子に非常に強く固定されおり、水中に溶出しない状態。

植物や農作物に吸引されるのは水溶態のみであるが、イオン交換態では有機物の方が無機物より分解しやすいため、その過程で分解された放射性セシウムが植物や農作物に吸引されることがある³⁻¹²⁾。

3.2.1.2 放射性セシウムと pH の関係

土粒子のもつ負電荷は、土壤の pH に依存して発現量が異なるものが存在する。このような、土壤の pH に依存する負電荷は、図-3.6 に示すように、表面水酸基 (OH^-) と土壤有機物である腐植物質の官能基 (COO^-) で構成されていることがわかっている³⁻¹³⁾。これらの負電荷の数は酸性、つまり pH が低いほど、土粒子の持つ官能基は水素イオンと結合しているため減少する。結果として、pH が酸性側にあるとき、土粒子の官能基は正に帯電しているため、 Cs^+ を吸着できない³⁻¹⁴⁾。

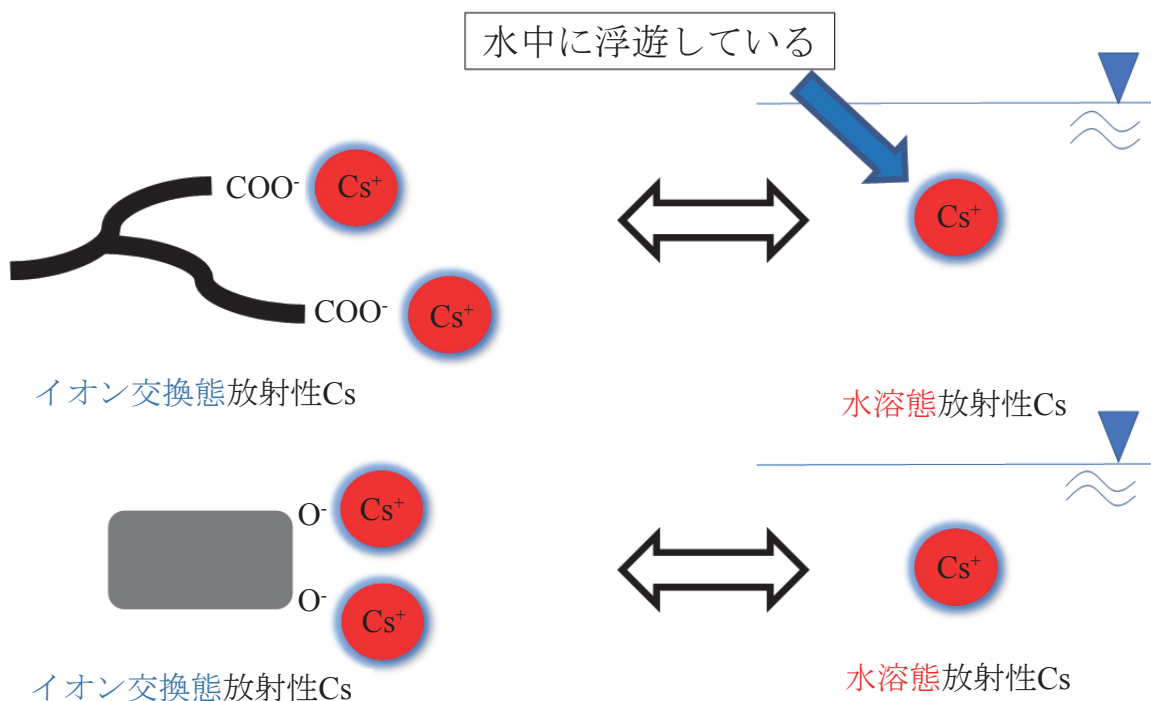


図-3.6 pH に依存する負電荷に吸着される放射性セシウム

また、正電荷が強いイオンほど負電荷に吸着されやすい傾向にある。したがって、pH

に依存する負電荷には、 Cs^+ よりも Ca^{2+} などのほうが吸着されやすい。さらに Ca^{2+} は、腐植物質のもつカルボキシル基と親和性が高く、腐植物質と比較的安定な複合体を形成する。 Cs^+ も腐植物質のカルボキシル基に吸着はするが、安定な複合体は形成しない。

したがって、pHに依存する土粒子の負電荷は、pHが高くなるほど Ca^{2+} などを吸着しやすく、土壌にとどめておく機能を発揮するが、 Cs^+ を土壌にとどめる力はそれほど強くないといえる。さらに、 Ca^{2+} が多量に存在する場合は Cs^+ の吸着が妨害され、 Cs^+ が一度吸着したとしても容易に他の陽イオンによって追い出されてしまうと考えられる。つまり、土壌中のpHがアルカリ性を示すことも好ましくないため、効果的に放射性セシウムを安定させるには、土壌を中性域（pH5.8～8.6）に保持することが望ましいと考えられる。

3.2.2 溜池の放射性物質汚染に関する対策の現状と課題

3.2.2.1 溜池における放射性物質の沈着傾向

溜池の放射性物質による汚染は、事故当初の降下物質による1次汚染と森林域やその他周辺部からの放射性セシウムの流出に伴う2次汚染によって引き起こされている。東北農政局と福島県は、事故当初、農業用溜池に流れ込んで蓄積している放射性物質について12-37カ所で底泥の調査を実施したが³⁻¹⁵⁾、³⁻¹⁶⁾、2013年度より、県内の全域的な蓄積状況を把握するため、福島県内の溜池全3730箇所（約半数にあたる1939箇所（県1639、国300））の溜池を対象に放射性物質のモニタリングを実施した³⁻¹⁶⁾、³⁻¹⁷⁾。放射性物質のモニタリング調査の結果、以下のことが分かった。

- (1) 溜池によって底質の放射性セシウム汚染濃度は様々であったが、ほとんどの溜池の底質から放射性セシウムが検出された。
- (2) 溜池底質の放射性セシウム汚染濃度は、均一ではなく、凹部や集水域からの流入部等において高い傾向がある。また、底質の深さ20cm以浅の上層部では高く、下層になるほど低くなる傾向もみられた。
- (3) 溜池によっては、原発事故直後よりも溜池内の放射性セシウムの沈着量が高いところも確認され、溜池からの放射性セシウムの流出よりも集水域からの流入が多く、その結果、池内の放射性セシウム沈着量が上昇したところもあると推測される。
- (4) 一部の溜池については、貯留水から放射性セシウムが検出された。また、検出された放射性セシウムは、主に土粒子の浮遊物質（濁り成分）に吸着・固定されている懸濁態の放射性セシウムであった。

さらに、溜池底泥の放射性セシウムによる汚染は、溜池の立地や構造・機能等の影響によって、その汚染度にばらつきが多いことが報告されている。例えば、「流域内の森林

面積率が放射性セシウム流出に影響を与える」³⁻¹⁷⁾、「放射性セシウムの水系への流出は森林からではなく、アスファルトや建物で被覆された市街地から生じた」³⁻¹⁸⁾、「山頂汚染を伴う沢の出口付近で放射性セシウム汚染が改善していない」³⁻¹⁹⁾、「溜池底質において、放射性セシウムは平面方向、鉛直方向のいずれにも不均一に存在していた」³⁻²⁰⁾、というように溜池における放射性セシウムの分布と動態に関する様々な知見が述べられている。

3.2.2.2 溜池の除染における底泥固化の位置づけ

溜池の除染方法については、農林水産省により公開されている溜池の放射性物質対策技術マニュアルに即して実施される³⁻²¹⁾。このマニュアルの中では、溜池の放射性物質対策に関する詳細な選定フローが決められており、表-3.2 のとおり、対策の目的を4つに分け、それに応じた対策の分類を7つ設けたうえで、10の対策区分を明示している。

表-3.2 溜池における放射性物質対策区分の一覧

対策の目的	対策の分類	対策区分									
		濁水をト避操作に取よる	取水工の変更	水塊隔離	吸着除去	流入抑止工	他水源への転換	底質被覆	底質の原位置固定	底質除去	被覆、源となる場の除草等
(1) 溜池からの取水後の施設管理への影響を低減する	濁水の取水抑制	○	○	○	○						
	集水域から流入する濁水対策				○	○	○				
	底質の巻き上がり抑制			○				○	○	○	
(2) 池底の土砂上げ作業等への影響を低減する	底質の放射性セシウム対策						○				
	集水域からの流入対策				○	○	○			○	
(3) かんがい水による作物への影響を低減	底質からの溶出対策				○		○	○	○	○	
	管理範囲の空間線量の低減										○

具体的な対策の内容については、懸濁態放射性セシウムの取水を抑制するためのゲート操作や取水口の変更といった取組み、底質の放射性セシウムからの影響を抑制するための底質の被覆や除去といった取組み、管理範囲の空間線量を低減させるための表土の被覆や堆積有機物等の除去といった取組みを紹介している。

本章における、溜池の底泥固化という方法は表-3.2 では、底質の原位置固定という対策区分に該当される。まず、底質も原位置固定による対策は、溜池からの取底水後の施設管理への影響を低減する目的とかんがい水による作物への影響を低減する目的に実施される。前者の目的では、特に放射性物質を含む底質の巻き上がり抑制に効果を発揮し、

後者の目的では、底質からの放射性物質の溶出を抑制する効果を発揮する。さらに底質の原位置固定の対策は、底質固化工法、底質反転工法、集積反転工法に細分化される。底質固化工法は、原位置の底質に固化材を添加し、放射性セシウム濃度が比較的高い表層と低い下層をバックホウ等の掘削・混合機械により一体的に攪拌する。そして底質を固化することで、底質からの放射性セシウムの溶出抑制や、池底への被覆層（固化層）形成による高濃度底質の巻上がり抑制を図ることが可能な工法である。また、底質反転工法は、図-3.7 に示す工法である。この工法は放射性セシウムで汚染された底質の深さが 10cm を超える範囲は、上層 30cm を重機で剥ぎ取り、セメント系固化材で改良する。さらに覆土材として下層 20cm を重機で剥ぎ取り、中性固化材で改良し、セメント系固化材で改良した上層を先に埋め戻し、続いて中性固化材で改良した下層を埋め戻し反転させる工法である。集積反転工法は、図-3.8 に示す工法である。放射性セシウム汚染の深さが 10cm 以下の範囲において実施される。表層 5～15cm を重機で剥ぎ取り、セメント系固化材で改良し、集積場に埋めて中性固化材で改良した覆土材にて覆土し埋め戻す工法である。いずれの工法を用いたとしても、必ず用いられる材料として固化材が挙げられる。例えば、平成 24 年度の実施工例³⁻²²⁾を参照すると、固化材の種類は放射性セシウムを含む上層土及び表層土は改良効果が高く経済的なセメント系固化材、下層土は覆土材として転用し、工事完了後は溜池の底質となるため、水質に影響が出にくい中性固化材が使用されていることがわかった。またそれぞれの固化材の添加量は、改良後のバックホウによる池敷き内作業を想定して、トラフィカビリティ確保に必要な強度を得るためにセメント系固化材は 120kg/m³、中性固化材は 210kg/m³としていた。この工事では、対策工法の効果を把握するために、工事期間中、施行範囲の測点ごとに空間線量率を測定した。図-3.9 に固化反転工法の空間線量率測定結果を示す。施行開始前の空間線量率は 0.6～1.0μSv/h であったが、剥取り、埋戻しを順次行うことにより、空間線量率は徐々に低減し、施工完了時には 0.4μSv/h まで低減していることが図-3.10 から読み取れる。測定結果より、汚染土を固化・反転して覆土する固化・反転工法は、空間線量率を 30～60% でき、対策工法として有効であるといえる。

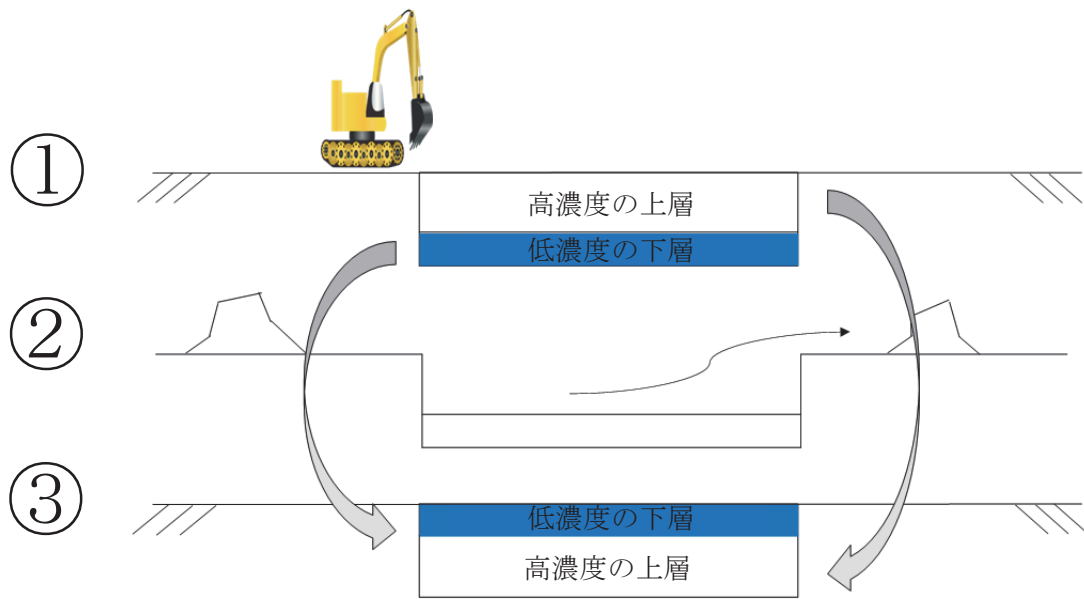


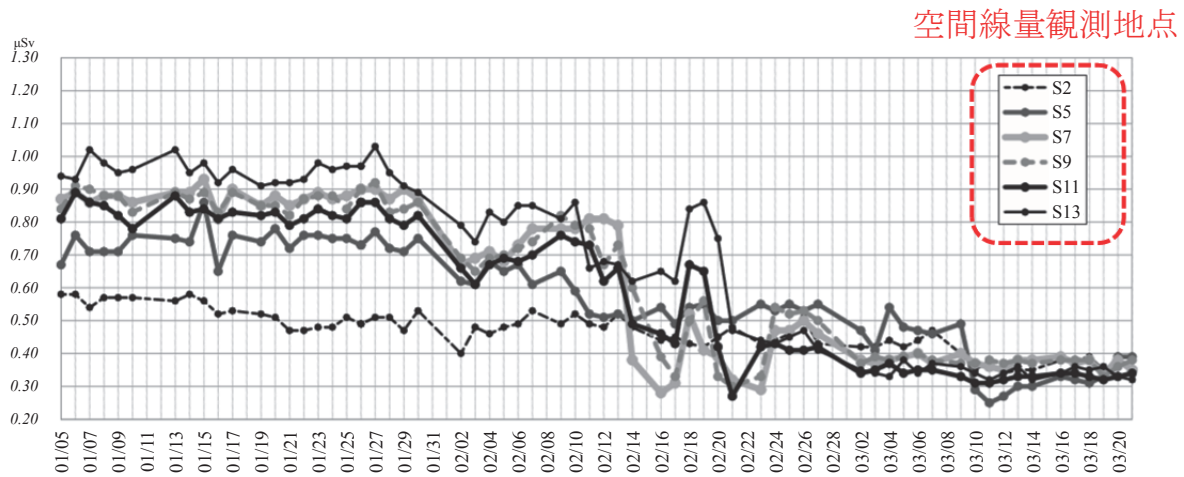
図-3.7 固化反転工法の施工イメージ

①表層5～15cmを剥ぎ取り
セメント系固化材で改良する

②改良土を集積場に埋め戻し
覆土する



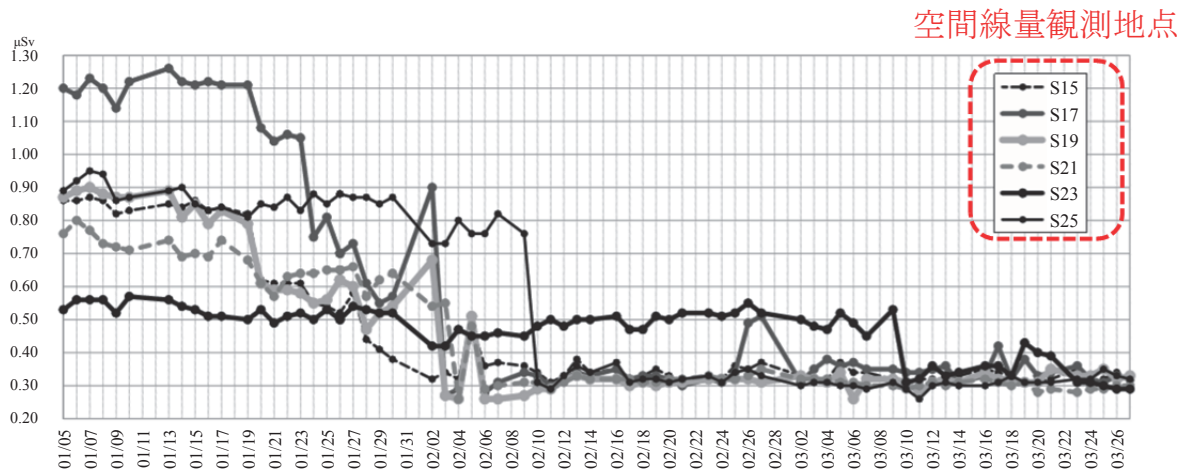
図-3.8 集積反転工法の施工イメージ



施工開始

施工終了

図-3.9 固化反転工法の空間線量率測定結果



施工開始

施工終了

図-3.10 集積反転工法の表層剥ぎ取り箇所空間線量率測定結果

3.2.2.3 現状の課題

農業水利施設のうち溜池については、流域、規模や構造等により放射性物質の堆積実態が異なるとともに、利用や管理実態も異なるため、画一的な対策が困難であると考えられる。また、施工費用や仮置場確保等の問題もあり、放射性物質が吸着した汚染土壌をすべて除去することが困難であるなどの課題がある。例えば、農業用水の水源となる河川、湖沼等の水の放射性セシウム濃度については、環境省が平成23年9月より公共用水域の水質等のモニタリングを実施³⁻²³⁾し、その結果、水から放射性セシウムが検出(検出下限値 1Bq/L)される割合は年々低下し、河川、湖沼、ダムにおいてはほとんど不検出の状況となっている。しかしながら、農業用溜池についても検出割合は年々

低下しているものの、浜通り地域の溜池で放射性セシウムが検出される状況が続いている。

農林水産省および福島県においても、福島県内の農業用溜池の水質等について、環境省のモニタリング方法を参考に平成 24 年から調査を実施している。

平成 25 年、26 年には、福島県内の溜池の汚染実態を把握するため、避難指示区域を含む広い範囲で水質調査を実施した（平成 25 年は 1819 カ所、平成 26 年は 2576 カ所）。貯留水中の放射性セシウムについては、灌漑期を中心に溜池取水口地点において貯留水を採水し分析を行い、放射性セシウムが検出された場合は 0.45 μ m のフィルターでろ過した後のろ液についても分析し、水溶性放射性セシウムの有無について確認を行った。

避難指示区域外においては 95%以上の溜池で検出下限値（セシウム 137 及び 134 とも 1Bq/L）未満であった。放射性セシウムが検出された溜池でもろ過後のろ液についてはほとんどが検出下限値未満であり、検出された放射性セシウムについては土粒子や有機物に吸着している固定態であると考えられた。一方、避難指示区域内においては、7 割程度の溜池において検出下限値未満であったが、調査箇所全体の 1 割程度の溜池においてろ過後のろ液から溶存態の放射性セシウムが確認された。

用水中の放射性セシウムについては、主に土粒子等に付着したもの（固定態）とイオンとして浮遊しているもの（水溶性）が存在する。水稲との関係を見ると、溶存態の放射性セシウムは作物が直接吸収できるのに対して、固定態の放射性セシウムは作物が直接吸収しにくく、作物への移行は基本的に小さいこと確認された。

福島県内におけるこれまでの調査によって、農業用水中の放射性セシウムは通常は検出下限値未満であること、大雨時などの濁水では固定態のセシウムにより濃度上昇が見られることは一時的であること、濁水をろ過した水に含まれる溶存態の放射性セシウムは検出下限値未満であることが確認されており、用水についてこのような水質の状況であれば作物への影響は小さいと考えられている。

一方溶存態放射性セシウムについては、溶存態が検出された農業用水を実際の圃場で使用している事例は確認されておらず、作物影響については知見が不十分な状況にあり、慎重な対応が必要と考えられている。

また、施工費用や仮置場確保等の問題もあり、放射性物質が吸着した汚染土壌をすべて除去することが困難であるなどの課題がある。放射性物質は、半減期を経て収束していく以外になくなることはないに等しい。つまり、放射性物質で汚染された瓦礫や土壌は別の場所へ移動させることはできても、完全に除去することはできないと考えられる。さらに図-3.11 のようにフレコンに詰められた放射性物質は、福島県ならび全国へ搬出され中間貯蔵施設にて保管されている。これらの最終処分地は未だ決められていない状況にある。本章の中性固化材を使用した底泥固化により、放射性物質の流出防止を実証できれば放射性物質に汚染された物質を全国に拡散せずして、その場で半減期を迎え収束するまで、固定させることが可能になると考えられる。



毎日新聞 積み上がる除染物質より引用 (2015)

図-3.11 フレコンに詰められた汚染物質

3.3 中性固化材の物理・化学的性質

3.3.1 中性固化材の概要

現在の中性固化材と称されている材料の主成分には、半水石膏や酸化マグネシウムが使用されていることが多く³⁻²⁴⁾、対象土の pH を変化させることなく固化処理を行うことが可能である。したがって、セメント系固化材や石灰系固化材は、改良後の対象土の pH をアルカリ性に変化させ、周辺環境に悪影響を及ぼすという懸念点は中性固化材を使用することによって解消できると考えられている。しかしながら、中性固化材を用いた改良土の強度特性は、セメント系、石灰系の固化材を用いた場合と比較すると、強度発現においては劣ると言われている³⁻²⁵⁾。したがって、中性固化材である程度の強度を求められた場合、添加量はセメント、石灰系に比べて大幅に多くなることが課題のひとつであると考えられる。また、セメント系固化材は、放射性セシウムの溶出を防止することが可能であることが既往の研究³⁻²⁶⁾で示されているが、中性固化材にその可能性の有無の評価は未だ解明されていない。

本章は、まず中性固化材を使用し、放射性物質で汚染された溜池の底泥を固化させることで放射性物質の流出防止を行える可能性を検討するものである。

3.3.1.1 中性固化材の材料特性

本章において使用する中性固化材は、ペーパースラッジ系（以降 PS 系と表記する）中性固化材と石膏系中性固化材の 2 種類である。下記にそれぞれの材料特性を示す。

(1) PS 系中性固化材の材料特性³⁻²⁷⁾

- ・セメントは一切しようしていないため、六価クロム溶出の心配がない。
- ・溜池の浚渫などの高含水比土壌を改良できる。
- ・混合直後から発熱もなく団粒化させ素早く改良できる。
- ・無機質系の粉体で、臭気や有害物質を封じ込め、反応が終了すると中性域を示す。
- ・鉛汚染土壌は PS 系中性固化材を混合することにより、溶出を抑えることができる。
- ・改良土は透水・保水性に優れ、既存土壌との融合性に富み、植生を促進する。
- ・改良土は地表はもとより、海底、湖底に戻しても再溶出・再懸濁しない。

(2) 石膏系中性固化材の材料特性³⁻²⁸⁾

- ・固化処理が早いいため、泥土の固化処理工程の連続化が可能になり、処理コストを削減できる
- ・固化と粒状化を同時に行い、処理土に適度の透水性や保水性を与え、リサイクルに適する土壌に改質する。
- ・固化処理によって原泥の pH を変化させない中性固化材であるため、原泥の持っている植生を阻害することなく、処理土は植生に適した土壌に改質される。
- ・処理土に魚毒性がないため、水中の生態系に害を与えない。

3.3.1.2 固化のメカニズム

PS 系中性固化材は、図-3.12 のような手順で含水汚泥や不良土に混合攪拌すると、急速に水分を吸収し、水和反応及びポゾラン反応によりエトリンガイトが生成され、図 3.13 のように団粒化を促進する。これにより建設汚泥や浚渫汚泥等の不良土を透水性に優れた泥濁しない良質土に変換することができ、転圧することにより地盤に強度を与えることもできる。



図-3.12 PS 系中性固化材の混合・攪拌

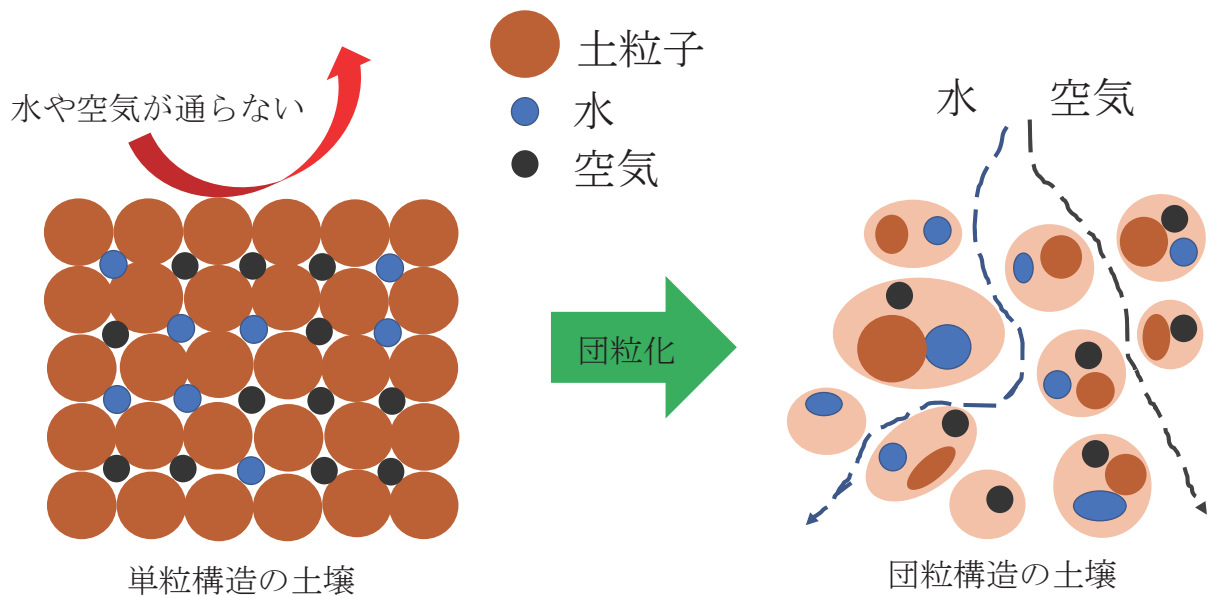


図-3.13 土壌中における団粒化のイメージ

PS系中性固化材は主原料として結晶体表面積が広く、吸水・吸着性能の高いシリカパウダーを使用している。シリカパウダーとは、製紙会社からでるPS灰を加工して、有害物質を除去した粉末のことを示す。その結果、図-3.14～3.16の流れでシリカパウダーのもつアルカリ性質により水和反応が進行し多量の水を結晶水として取り込み、含水比を低下させ土粒子を架橋し強固な骨格を形成する。土壌中の水分がアルカリに触れるとポゾラン反応として土の成分であるシリカとアルミナが溶出しカルシウムシリケート水和物、カルシウムアルミネート水和物となり長期に渡り土粒子を固定する。また、副添加物中の天然鉱物との反応により図-3.17のようなエトリンガイト（針状結晶）が生成され重金属を封じ込め不溶化する。上記反応を化学式で表すと、以下のようにになると考えられる。

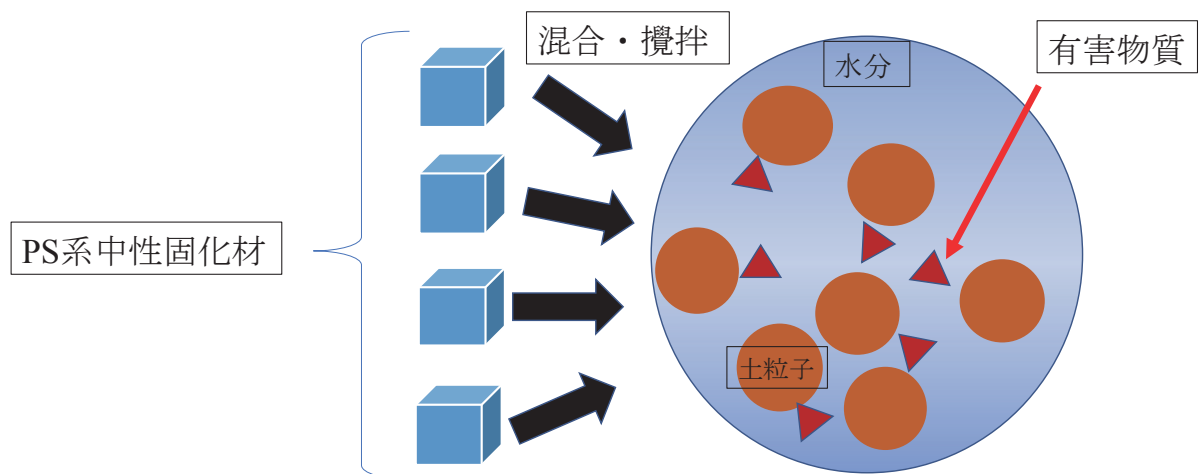


図-3.14 対象の土壌におけるPS系中性固化材の混合・攪拌

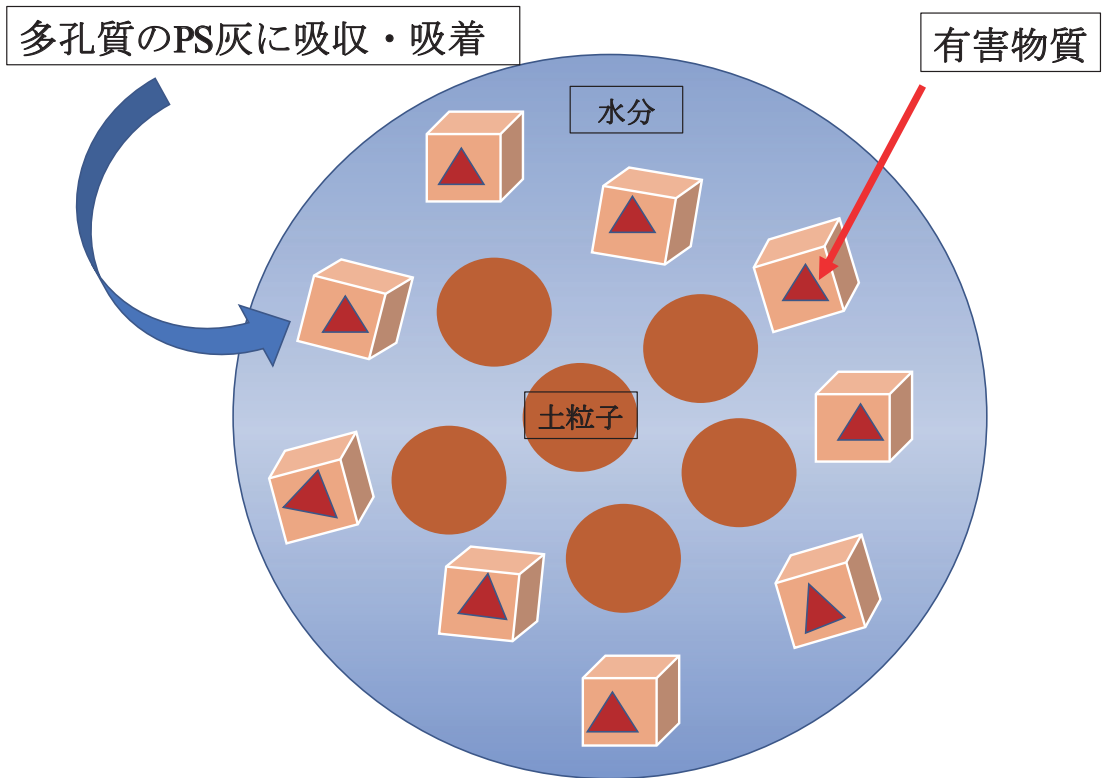


図-3.15 PS 灰による有害物質の吸着

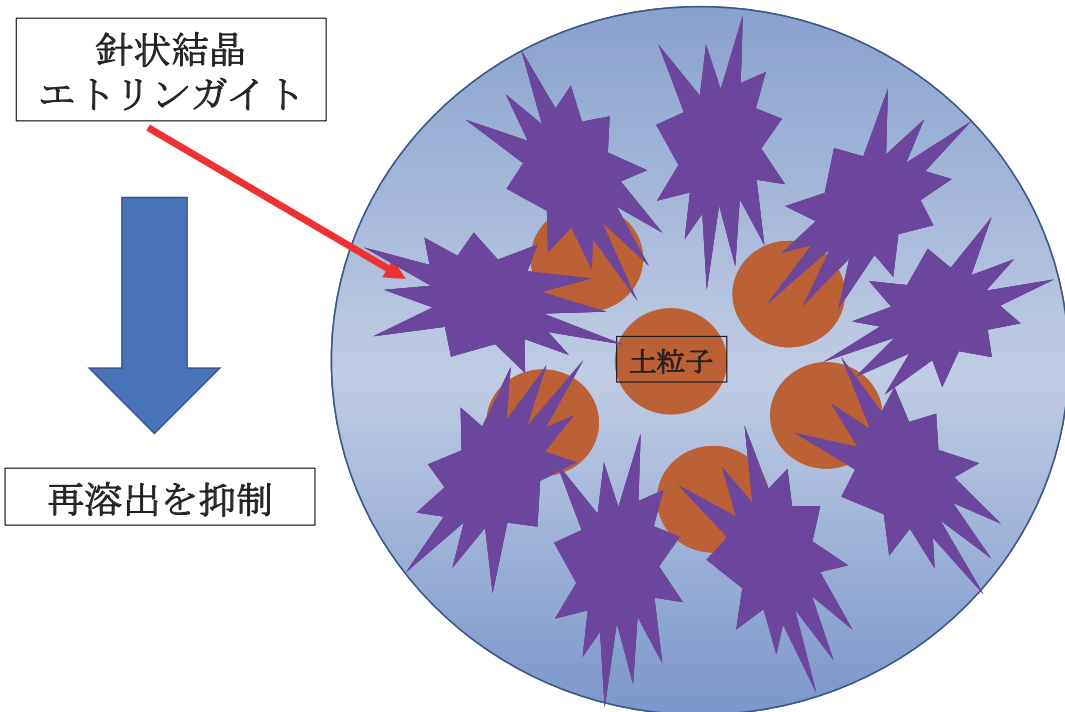


図-3.16 エトリンガイトによる再溶出の抑制

針状結晶
エトリンサイト

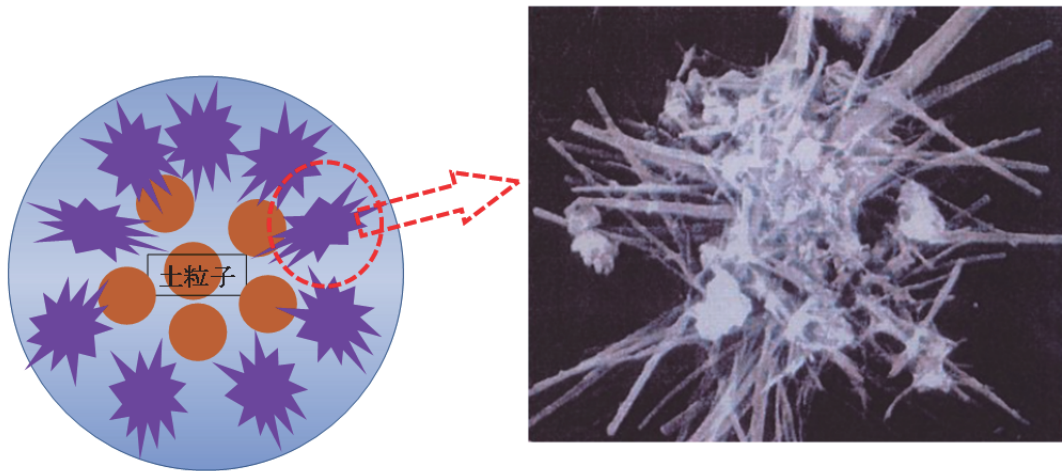
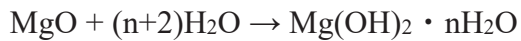
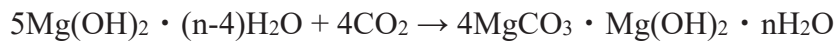


図-3.17 エトリンサイトの針状結晶構造

まず、PS系中性固化材の構成割合が高い、酸化マグネシウムが土壌中の水と水和反応起こし、水酸化マグネシウム水和物を生成する。



生成された水酸化マグネシウム水和物は、土壌中のリン酸や大気中の炭酸ガスと反応してリン酸マグネシウムあるいは塩基性炭酸マグネシウムとなり、固化強度を増大させる。



従って、PS系中性固化材はアルカリ化合物を生成するため、アルカリ性質を持つことが判る。したがって、アルカリ性質を持つ物質を中性固化材と表現することに矛盾が生じているが、本章では、固化後のpHを変化させない性質を持つ材料を中性固化材と表現する。

続いて、石膏系中性固化材は、原料の二水石膏（ $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ）を焼成し半水石膏（ $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$ ）となったものを粉砕し粉末にしたものである。焼成した半水石膏は水と混合攪拌することで、図-3.18のような流れで短時間のうちに再び水和反応で二水石膏となり、その際に硬化することで対象土を固化できる。以下に反応式を示す。

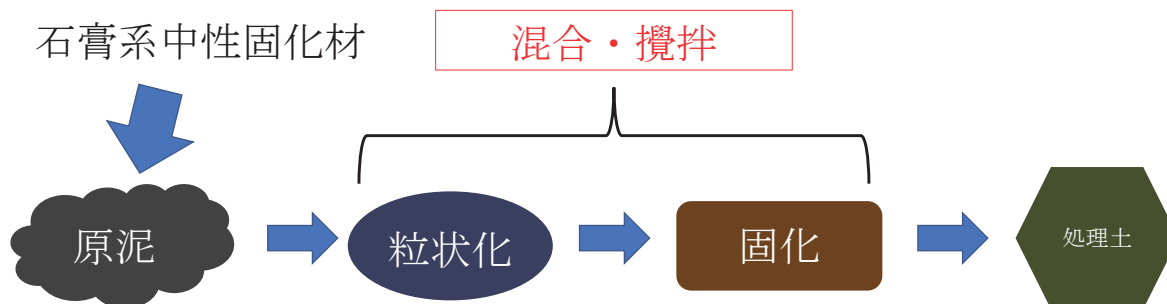


図-3.18 石膏系中性固化材の固化に至るまでの流れ



また、石膏系中性固化材は固化材自身が中性であるうえ、固化反応が中性域のまま終了するため、セメント系固化材等に比べて、周辺環境への影響を変化させないことが考えられる。また、反応時における発熱量が小さいため、発熱による発火・火傷の恐れがないということがいえる。

石膏系中性固化材はこのような利点がある一方で、日本国内において天然石膏は、ほとんど産出しないため、石膏系中性固化材を製造する場合は、図-3.19 に示すように、一般的に副産の化学石膏（排煙脱硫石膏、リン酸石膏、フッ酸石膏等）を原料として利用することになる。しかしながら、主要な化学石膏は、フッ素化合物が含まれており、それらを原料とした固化材により施工された改良土が新たなプランフィールドを生み出すことが懸念されている。そのため、石膏系中性固化材におけるフッ素溶出問題における対策について考える必要がある。フッ素含有中の石膏にフッ素不溶化剤（ $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ）を入れないとフッ素が溶出してしまうため、この問題を解決するために、石膏系中性固化材の製造企業では高機能フッ素不溶化剤を開発し、石膏系中性固化材のフッ素溶出低減対策には万全を期しているため、土壌の環境基準に対して安全に利用できる。このフッ素溶出防止対策として添加される不溶化剤は、図-3.20 に示すように、化学反応によりフッ素アパタイトととなり処理土中のフッ素の溶出を基準値未満に減少することが可能である。また、添加する不溶化剤は、主成分が生体内にも存在するリン酸カルシウム塩（ $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$ ）で、安全な物質であり、その不溶化のメカニズムが明確であり、その効果は（一社）土壌環境センターが提案している硫酸・消石灰添加溶出試験に耐えられる性能を有しているが確認されている。

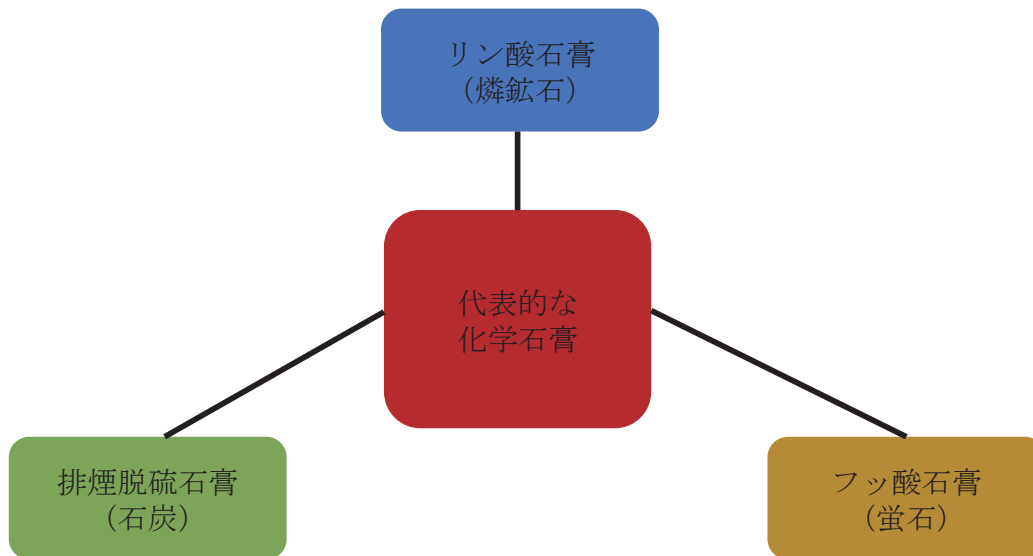


図-3.19 化学石膏の原料

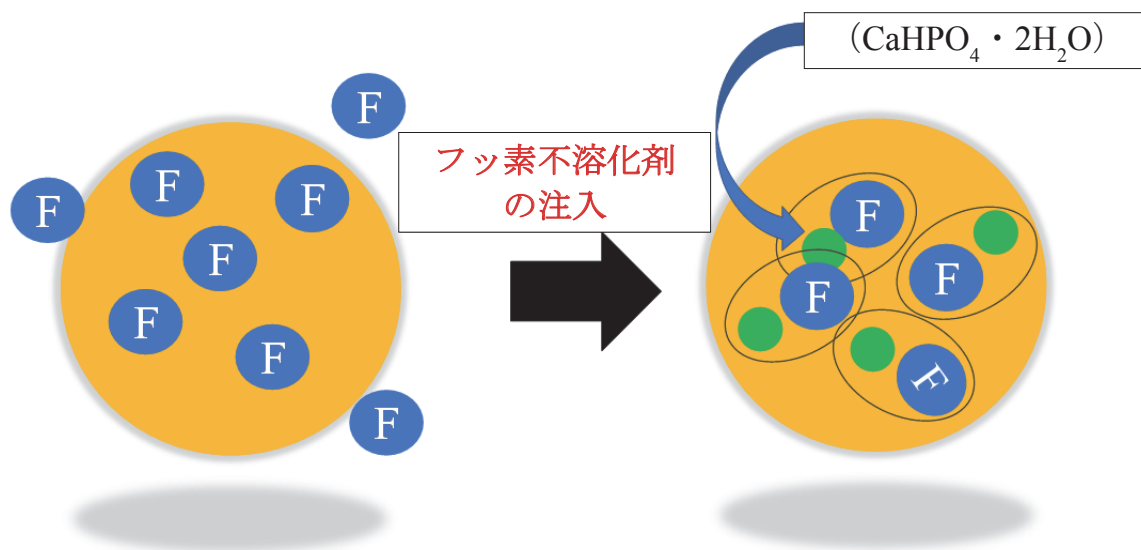


図-3.20 フッ素不溶化剤の注入

3.3.2 一般的な固化材との違い

固化材という用語の起源は、地盤改良用に生産したセメント系固化材や石灰系固化材であるため、中性域で土を固めようとする発想から生まれたものではない。強度発現や固化のメカニズムから述べると、中性固化材とは、凝集効果を固化として表現したものが多く、軟弱地盤のトラフィカビリティの確保、基礎地盤までの造成を行うための強度発現性と経済性においては、セメント系固化材等に比べると劣るため、特殊な現場事情から使用されるケースが多いのである。したがって、pHの値が周辺に与える影響が大きく、それを最優先しなければならないような場合を除いて、中性固化材が使用される状

況は少ない。そのため、本章のように原発事故による放射性物質対策のような非常時において、あえて、中性固化材を使用するには、まず固化材あるいは改良土そのものの pH が環境に対して、あるいは放射性物質の溶出に対してどの程度影響を与えてしまうのかを把握し、中性固化材がそれを解決できる材料であることを実証することが重要であると考えられる。

また、中性固化材の使用でセメント系固化材と同程度の強度発現を求められた場合、添加量はセメント、石灰系に比べて大幅に多くなることが課題のひとつであると考えられる。これらを考慮して中性固化材を用いて放射性物質の流出防止における研究に取り組む必要がある。

3.4 試験概要と試験結果・考察

3.4.1 試験対象

試験対象は、PS 系中性固化材と石膏系中性固化材の 2 種類の中性固化材である。PS 系中性固化材と石膏系中性固化材の構成成分は図-3.21 と図-3.22 に示す。なお、図-3.21、図-3.22 の凡例は含有割合が高い順に並べている。加えて、pH 試験においては、比較対象として生石灰とセメント系固化材も使用している。

試験は土のコーン指数試験と土懸濁液の pH 試験を行う。以下にそれぞれの試験方法を示す。

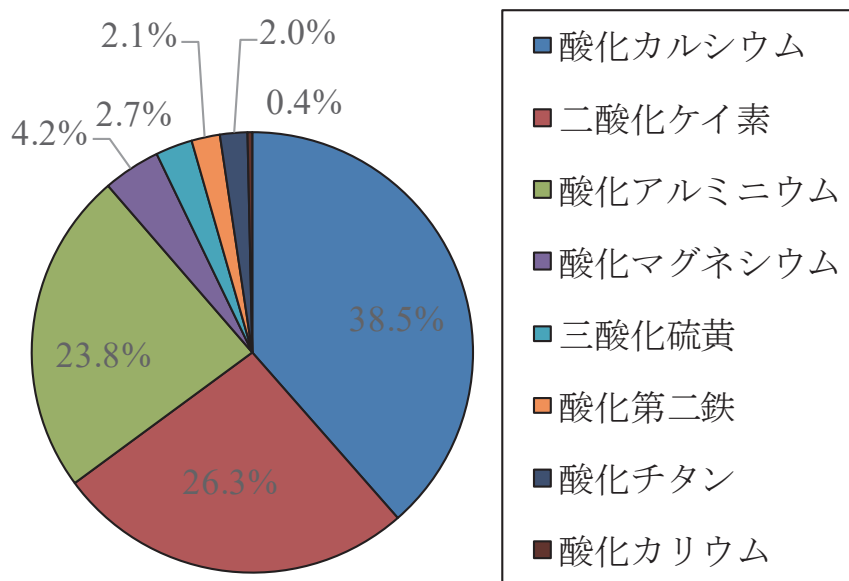


図-3.21 PS 系中性固化材の構成成分

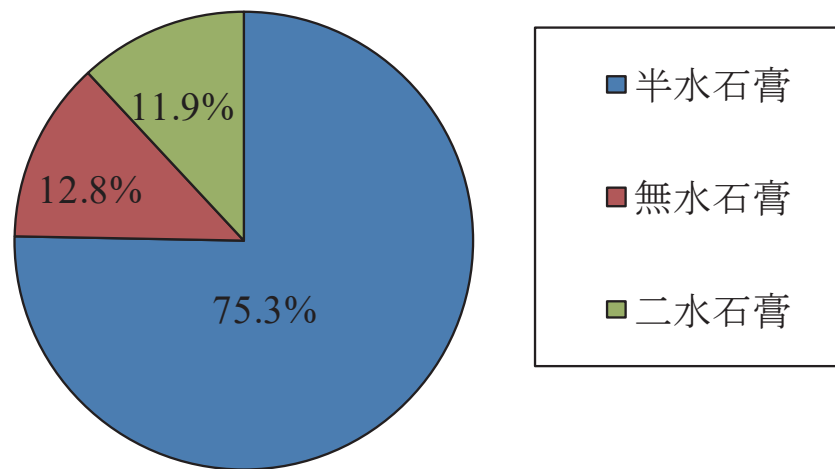


図-3.22 石膏系中性固化材の構成成分

3.4.2 試験方法

3.4.2.1 コーン指数試験

コーン指数は、図-3.23 に示すようなコーンペネトロメーターを土中に押し込む際の貫入抵抗力度である。平成3年10月に施行された「再生資源の利用の促進に関する法律」を背景に、建設発生土を粒度組成や強度特性に応じて分類し有効利用することが求められており、コーン指数はこの分類のための強度指標である。コーン指数試験に用いた供試体の諸量については表-3.3 に示す。また pH 試験に使用した供試体の対象土も同様の土を用いた。供試体に用いた対象土は単位体積重量が 1.6kN/m^3 、含水比が 58.2% の船橋シルトである。本章のコーン指数試験では、PS 系中性固化材と石膏系中性固化材の比較を JIS A 1288 「締め固めた土のコーン指数試験方法」 に即して、試験を行った。PS 系中性固化材と石膏系中性固化材の添加量はそれぞれ供試体の重量比の 15% を添加した。養生時間(1 時間, 3 時間, 24 時間, 48 時間) の異なる 4 つの供試体を作製し、貫入量(5.0cm, 7.5cm, 10.0cm) ごとの貫入抵抗力を図-3.24 の目盛から読み取り、平均貫入抵抗力を算出し、コーン底面積の値 3.24cm^2 で除することでそれぞれのコーン指数を求めた。



図-3.23 コーン指数試験の実施様子

表-3.3 両試験に用いた供試体の物理諸量

供試体	試料名	船橋シルト
	含水比(%)	58.2
	湿潤密度(g/cm^3)	1.462
	乾燥密度(g/cm^3)	0.924

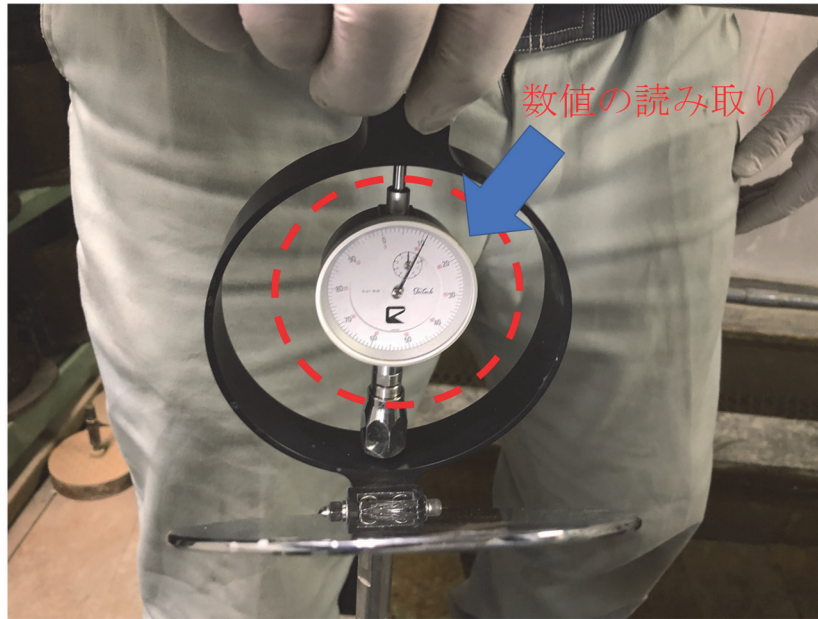


図-3.24 コーン貫入力を読み取る

3.4.2.2 pH 試験

pHを比較する対象として、生石灰、セメント系固化材を加えた。まず、対象土はコーン指数試験の時に使用した船橋シルトを同様に使用した。対象土 165g に中性固化材は供試体の重量比の 7%を、生石灰とセメント系固化材は 200kg/m^3 を添加した。図-3.25 は PS 系中性固化と含水比 99%の船橋シルトを混合攪拌させ、団粒化した様子を示している。本章では、溜池を想定しているため、供試体のそれぞれを水で浸した状態（図-3.26, 図-3.27, 図-3.28, 図-3.29 に示す）で時間経過ごと（1h, 3h, 24h, 48h）の pH 濃度を pH メーターで測定を行った。



図-3.25 PS系中性固化材の団粒化の様子

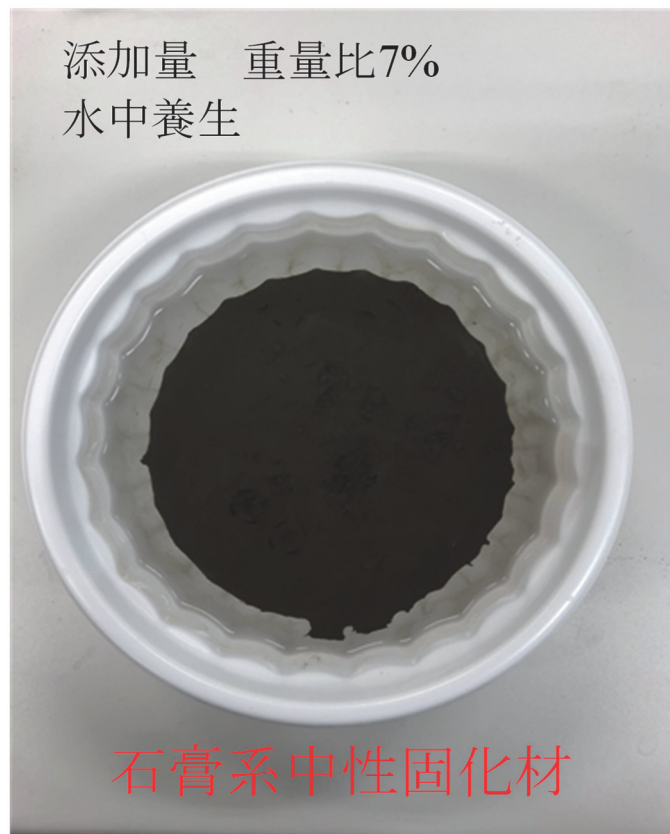


図-3.26 石膏系中性固化材を添加した供試体の水中養生

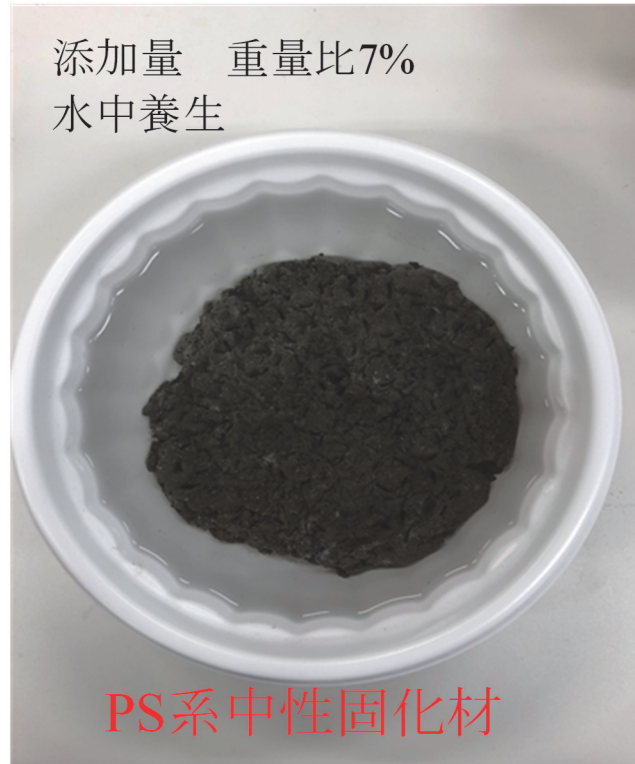


図-3.27 PS系中性固化材を添加した供試体の水中養生

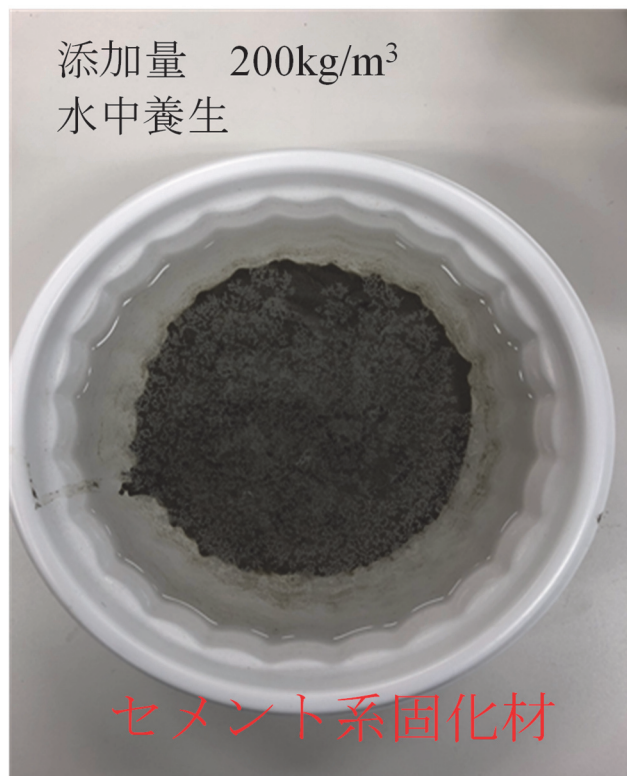


図-3.28 セメント系固化材を添加した供試体の水中養生

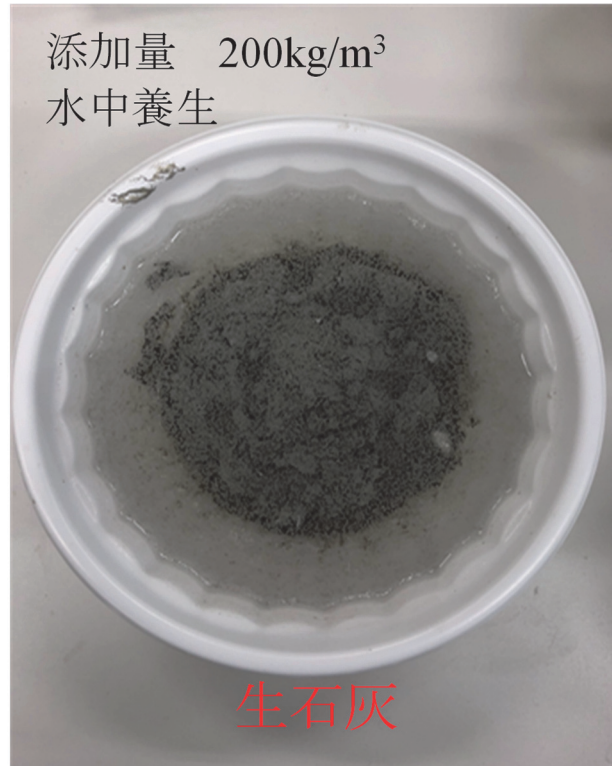


図-3.29 生石灰を添加した供試体の水中養生

3.4.3 試験結果と考察

3.4.3.1 コーン指数試験の結果と考察

コーン指数試験の結果は図-3.30 に示す。今回のコーン指数試験において、初期強度が発現してから 24 時間が経過するまではコーン指数は変化せず、48 時間経過したところで強度が増加したことが図-3.30 より読み取れる。それゆえ、初期強度が発現するまでは短時間で済むが、最終的な反応が終了するまでには、48 時間以上を有する必要があることが確認できた。また、今回の試験結果においては、改良土として十分なコーン指数を得ることができなかった。表-3.4 はコーン指数による建設発生土の土質区分基準を表している。この表-3.4 と今回得られた試験結果を参照すると、2 種類の中性固化材はどちらもコーン指数 200kN/m² 以上を満たしていないことが読み取れる。それゆえ、今回の試験結果では、中性固化材の使用による標準仕様ダンプトラックでの搬出や、改良後の上を重機が移動できるためのトラフィカビリティを確保することも厳しいという結果となった。中性固化材のみで強度を発現させるためには、添加量をさらに増やすか、あるいはセメントを補強材として混合させるか等の検討が必要であると考えられる。

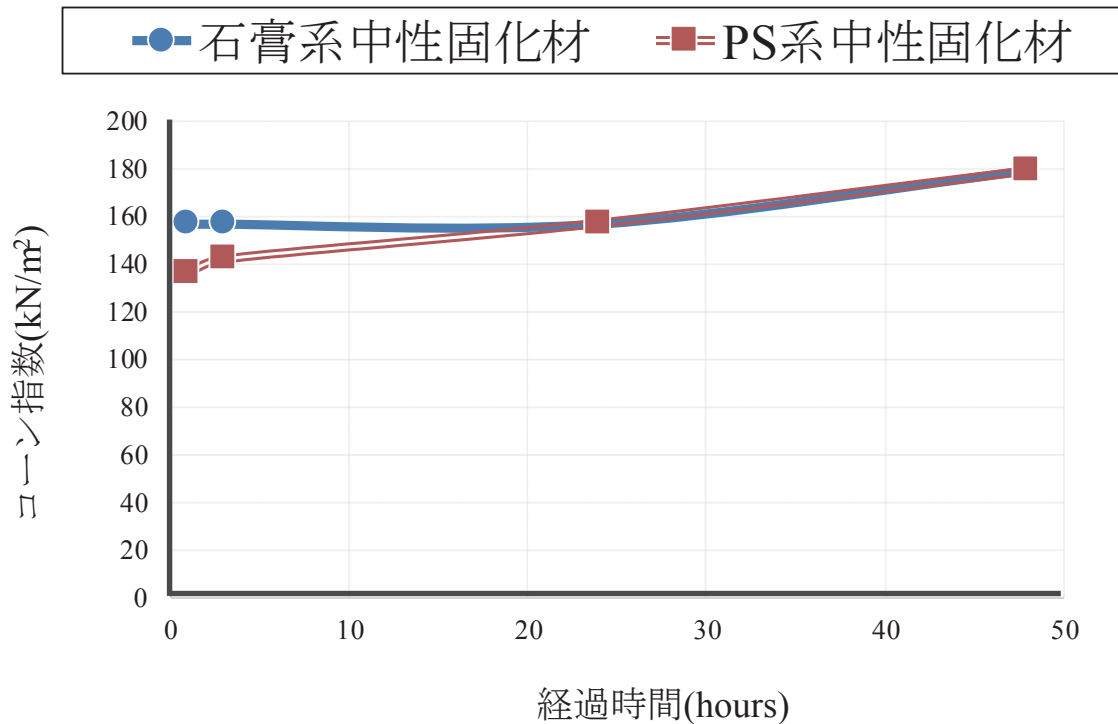


図-3.30 コーン指数試験の結果

表-3.4 建設発生土のコーン指数基準値

区分	第1種	第2種	第3種	第4種	泥土
コーン指数 q_c (kN/m ²)		800以上	400以上	200以上	200以上

対象土の特性が同じ場合、PS系・石膏系中性固化材を用いた改良土の強度特性は、セメント系、石灰系の固化材を用いた場合と比較すると、最終的な強度発現性においては大きく劣ると先行研究³⁻²⁹⁾で明らかとなっている。したがって、中性固化材である程度の強度を求められた場合、中性固化材の添加量はセメント、石灰系に比べて大幅に多くなるものと考えられる。

固化材という用語は、もともと地盤改良用に生産したセメント系固化材や石灰系固化材が根源であり、中性領域で土を固めようとするニーズから生まれたものではない。つまり、強度発現や固化のメカニズムから述べると、中性固化材は、「凝集効果を固化として表現したもの」が多く、軟弱地盤のトラフィカビリティの確保、基礎地盤までの造成を行うための強度発現性と経済性においては、セメント系固化材に比べると劣る。したがって、特殊な現場事情から使われるケースが多いと考えられる。

この結果を鑑みて述べられることは、中性固化材という「固化材」という表現で強度発現性も良いという誤解が生じる場合もあるということである。これは凝集効果を固化とした表現しているものがあるため、固化メカニズムや効能・効果から固化材の役割を

明確にしていなかったため、どうしても固化材＝強度発現性に優れるというイメージが強く、「固化材」という表現は勘違いしやすくなる恐れがある。そのため、各種固化材の品質や効果を把握した上で使用する事が望まれる。すなわち、中性固化材とは、「改良土自体が中性でなければならぬ際に使用する凝集効果の大きい改質材」であり、「セメント・石灰系は、一般の各種処理工で用いられるように、地盤の地耐力増大を考慮した固化材」であると言える。

3.4.3.2 pH 試験の結果と考察

pH 試験の結果は図-3.31 に示す。pH 試験では、4 種類すべてが 1 時間後に測定した後から、72 時間後に測定しても pH の値はほとんど変化しなかった。また、2 種類の中性固化材の pH を比較すると、石膏系中性固化材より PS 系中性固化材の方が高い pH 値を示した。これは、PS 系中性固化材の原料であるシリカパウダーの持つアルカリ性質により水和反応が進行したものであると考えられる。また石膏系中性固化材においては固化処理後の処理土の pH (8.0) をほとんど変化させなかった。これは図-3.22 から、構成する主成分、反応後の生成物が中性を示すため、反応後の改良土も中性域を保つのではないかと推察できる。PS 系中性固化材は石膏系固化材に比べるとやや pH が高い値を示した。これは、PS 系中性固化材の原料であるシリカパウダーのアルカリ性質が水和反応する際にわずかにアルカリ生成物を生じさせるためだと考えられる。また、セメント系固化材と生石灰は改良土と加えた水の水質をアルカリ性に变化させたことを確認できた。

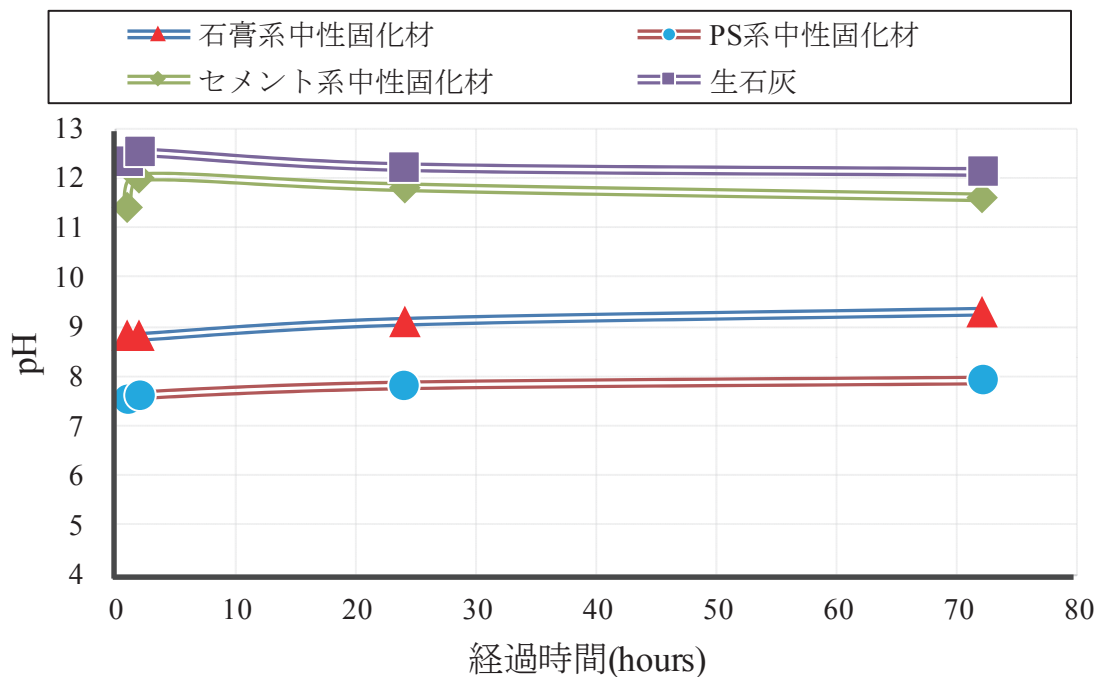


図-3.31 pH 試験の結果

ここで、pH の値に影響する土壌塩基類がどのように土壌中に存在しているのかを再考する。土壌のごく微細な部分においては、粘土鉱物と腐植物質が結合して、粘土・腐植複合体を形成している。通常この状態を土壌コロイドと呼んでいる。この土壌コロイドは図-3.5 のように、表面にマイナス (-) の荷電を持っており、プラス (+) の荷電をもつカルシウム、マグネシウム、カリウムなどの陽イオンを吸着保持している。この土壌コロイドによって吸着保持され、かつ容易にほかの陽イオンに置き換わる陽イオンのうち、水素イオン以外のものを交換性塩基と呼ぶ。交換性塩基は、農作物にもっとも吸収利用されやすいことから、一般に農業において、交換性塩基を多く含んでいる土壌は肥沃であると認知されている。上記で述べた腐植物質とは、落葉、落枝などの動植物遺体として土壌に入った有機物の多くが土壌微生物のはたらきによって水と炭酸ガスに分解され、残った一部の高分子化合物を総称したものである。本章の土壌は溜池の底泥を想定しているためこのような土壌状態で存在していると考えられる。たいていの土壌環境では、腐植に含まれる酸性官能基の一部が、水素イオンを解離することで負電荷を発現しているため、腐植が放射性セシウムの吸着体となり得る。

次に、交換性塩基と土壌の pH の関係について述べる。土壌には酸性を示すもの、中性を示すもの、アルカリ性を示すものがある。土壌の反応、すなわち酸性またはアルカリ性の程度を、数値として表現するのに pH が用いられる。pH は水素イオン指数といい、 $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$ 、ここで $[\text{H}^+]$ は水溶液中の H^+ 濃度という関係であるとしてここで定義する。土壌における pH 値は重要な性質の一つで、土壌の pH 条件によって、土壌成分の化学形態と溶解度が変わる。降雨量の多い日本では、酸性を示す土壌が広く分布している。土壌が酸性を示す原因は、土壌中に溶解している酸性物質（硝酸、硫酸、炭酸、酢酸）と土壌コロイドに吸着保持されている交換性のアルミニウムイオンや交換性水素イオンである。土壌コロイドのマイナス荷電が交換性塩基で飽和されたときは、中性の状態であるが、外的要因で塩基が溶脱され、塩基のかわりに水素イオンが土壌コロイドに吸着され酸性土壌となる。このような酸性土壌では、すでに土壌コロイドに吸着された放射性物質が陽イオンとして溶出されやすいことがわかっている³⁻³⁰⁾。

また、このように一度土壌に吸着した放射性セシウムには、主に、土との静電的な力による引き合わせによって結合しているものと、土壌の微細な結晶構造の隙間に挟まって動けなくなっているものがあると考えられている³⁻³¹⁾。

静電的な力によって土に引き寄せられている放射性セシウムは、より強い力をもつ化学物質にさらされると、土はその化学物質を引き付けるかわりに、ひっついていた放射性セシウムを放す恐れがある（イオン交換）。しかしながら、身近に存在する化学物質の中でセシウム以上の強い力をもつもの（セシウムよりもイオン半径が大きいもの）はほとんど無いので、一度土壌に吸着したセシウムがイオン交換で再溶出する可能性は少ないと推察できる。

また土には、数 nm の厚さの薄い板が積み重なった構造をもつものが多く、その板と

板の隙間に放射性セシウムが入り込むと、その隙間の間隔によっては放射性セシウムをぴったりと挟みこみ、図-3.32のように固定させることができる。特に、雲母鉱物にはこのような放射性セシウムの固定態をもつと考えられている³⁻³²⁾。

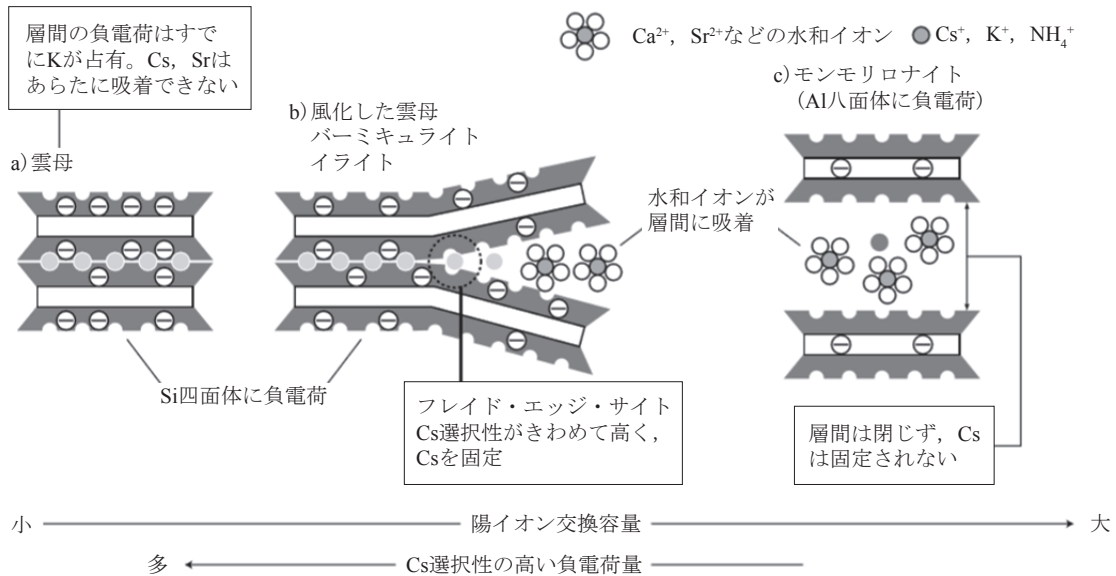


図-3.32 土壤鉱物による放射性セシウムの吸着
(参考文献 3-32) から引用)

このように吸着した放射性セシウムは容易に土から離れることはないので、土に留まった放射性セシウムは自身の自然減衰性によって放射能が少なくなっていくと推測できる。

3.4.3.3 供試体の状態からの考察

試験中に供試体を作成した際に、PS系中性固化材の固化の様子から試験試料に加水し、溜池の底泥を模擬した状態にPS系中性固化材を添加し攪拌したところ、供試体が瞬時に水分を吸収し団粒固化する様子を確認できた。この団粒固化という作用は、中性固化材が放射性物質を封じ込めることができる重要な要因になると考えられる。従来、放射性物質を封じ込めることができる材料としてゼオライトが認知されている。ここでゼオライトが放射性物質をはじめとする有害物質を吸着するメカニズムについて説明しておく。

ゼオライトは、ケイ素 (Si) が酸素 (O) を介して結合した籠のような基本骨格 (一部アルミニウム) をしており、全体としてはマイナスの電荷を帯びている。そこで、そのマイナスとのバランスを取るために骨格構造の中に陽イオン (プラスの電荷を帯びた原子) を取り込んでいる。ゼオライトの籠の中にナトリウムイオンが入っている形となっ

ている。また、骨格構造の中に入る陽イオンはナトリウムイオンに限らず、水素イオン (H^+)、カリウムイオン (K^+)、カルシウムイオン (Ca^{2+}) など、電荷のバランスが取れる陽イオンであれば何でも入ることができる。そのゼオライトの実際の骨格構造は、ケイ素 (Si)、アルミニウム (Al)、酸素 (O) が三次元的に組み合わせられて形成されており、実際の見た目としては建築物の骨組みのように、内部に空洞 (細孔) を持つ籠状の構造となる。

ゼオライトが有害物質を効率よく吸着できる理由の第1はその籠状の骨格構造にあり、第2はそこに含まれる陽イオンの働きにある。

ゼオライトが放射性物質を効率よく吸着することができる理由として、ゼオライトの骨格構造に含まれる陽イオンの働きによるものが挙げられる。放射性物質の多くはプラスの電荷を帯びた陽イオンであるため、そこにゼオライトの粒子が近づくと、マイナスに荷電した骨格構造に引き付けられることになる。そのとき、もともと骨格構造の中にあつた陽イオンよりもマイナス電荷に捕らえられやすい物質であれば、もとの陽イオンは追い出されて後から来た放射性物質が細孔に収まるのである。このように、陽イオン同士で中身が入れ替わることをイオン交換というが、これはゼオライトの働きを理解する上で重要な言葉である。一般的には電荷数が大きいほど、同じ電荷数なら原子番号が大きいほど、イオン交換によって吸着されやすいといわれる。それが放射性物質を吸着しやすいことに関係していると考えられる。

これらのメカニズムについては、すでに国内外の数多くの論文で検証されている³⁻³²⁾。

中性固化材が上記に述べた事柄と類似する作用を生じることによって、放射性物質を封じ込めることが可能であると期待できる。3.3 で述べた、PS系中性固化材の固化メカニズムは、底泥に中性固化材を混合し攪拌すると急速に水分を吸収し、水和反応及びポゾラン反応によりエトリングライトが生成され、団粒固化を促進するものであつた。ここで述べた水和反応とは、物理的吸水作用と吸水作用によって起こる化学反応のこととする。物理的吸水作用とは、ペーパースラッジの多孔質に有害物質等を吸収することを示し、吸水作用によって起こる化学反応とは、吸水したペーパースラッジは水和化合物によってエトリングライトを生成することを示す。また、エトリングライトの生成は土質の含水比を低下させる等の働きがあるため、ペーパースラッジと土粒子に妨げられることなく進む。その結晶は針状結晶で、ペーパースラッジと土粒子とを包囲しながら土質を迅速に固化していく。つまり、PS系中性固化材によって団粒固化し、処理された汚染土の形状が無数の粒子構造、つまり多孔質粒子をもち、放射性物質を吸着した土粒子を針状のエトリングライトで包囲したため、保水性と吸着性を保持できると考えられる。

3.5 おわりに

繰り返し述べることになるが、放射性セシウムによる環境汚染が深刻な問題となっており、溜池における除染も必須になっている現状である。放射性セシウムは高い水溶性を備えているため、環境に放出されると、気圏・水圏循環を介し、広範囲の土壤汚染をもたらす。そのため、近年まで行われていた緊急除染作業の次の段階として、汚染表土から抽出・濃縮した放射性セシウムを安定的に閉じ込め、環境への再拡散を防止する技術の確立が急務である。本章は 3.1 から 3.4 にわたって、中性固化材を用いた除染対策の可能性について言及してきた。以下にその結果を記述するが、初めに、過去の土壤中の放射性セシウムのデータ³⁻³³⁾から、その挙動についてまとめる。

(1) 放射性セシウムの土壤中の深度分布に関する従来知見

- ・ 土壤中における放射性セシウムの深度分布のデータは、1950～60年代の大気圏核試験による拡散と 1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故を対象に国内外に多数存在する。
- ・ チェルノブイリ事故を対象としたデータでは、事故後 6～8年で未攪乱土壤中の放射性セシウムの大部分は表層 10cm まででとどまっている。
- ・ 過去の大気圏核試験に伴う拡散によるデータでは、耕作などによる土壤が攪乱されても、放射性セシウムは耕作層より深い層には 30年以上かかっても浸透しない。

(2) 放射性セシウムの土壤中での動態

- ・ 放射性セシウムは、土壤中では主に固定態、イオン交換態、水溶態として存在する。固定態とイオン交換態は移動しにくく（吸着とみなす）、水溶態は移動しやすい。
- ・ 大部分の放射性セシウムは、固定態として、土に含まれる雲母などの鉱物の層間に脱水とイオンの形で固定されており、他の陽イオンとは容易に交換されず、溶出しない。
- ・ 一部の放射性セシウムは、土壤有機物（腐植）や鉱物にイオン交換態として吸着されており、他の陽イオンと交換されてそのごく一部が水溶態に変わる可能性がある。

(3) 放射性セシウムの存在形態の変化

- ・ 水溶態の放射性セシウムが土壤中に付加されると、そのほとんどは数時間でイオン交換態や固定態に変化し、その後も緩やかに水溶態の割合は減少する。
- ・ イオン交換態も時間の経過とともに固定態に変化し、その割合は減少する。

(4) 放射性セシウムの存在形態ごとの割合

- ・ 多くの土壤を対象に、放射性セシウムの存在形態を調べるための抽出試験がなされている。
- ・ 土壤中の放射性セシウムの存在形態は、大部分の土壤で 90%以上が固定態として保持されている。イオン交換態は概ね 10%以下であり、水溶態は極めてわずかである。

(5) 土壌によって異なる放射性セシウムの吸着能力

- ・分配係数は、放射性セシウムなど物質の土壌への吸着しやすさを表す指標であり、値が大きいほど吸着能力が高いことを意味する。
- ・放射性セシウムに対する国内の土壌の分配係数は、土壌の種類や放射性セシウム濃度により異なるが、ほとんどが 1000ml/g 以上である。なかでも土壌中の細かい粒子が放射性セシウムをよく吸着する。
- ・放射性セシウムの分配係数は、カドミウム等の多くの有害物質と比較して大きな値である。したがって、放射性セシウムは多くの有害物質と比較して土壌に吸着しやすいといえる。

(6) 環境条件による溶出・吸着性能の変化

- ・カリウムイオン (K^+) やアンモニウムイオン (NH_4^+) の存在は、放射性セシウムの分配係数を低下させ溶出率を増加させるが、一般環境で想定される濃度 ($1 \times 10^{-3} \text{mol/L}$ 以下) では溶出を促進するほどではないと考えられる。
- ・土壌に草木類などが混入した場合の放射性セシウムの溶出は、土壌のみの場合とほぼ変わらない。これは、草木類そのものからの放射性セシウムの溶出、あるいは NH_4^+ の影響による土壌等からの放射性セシウムの溶出があっても、土壌に再び吸着されるためと考えられる。

(7) 表層から地中における放射性セシウムの移動性

- ・土壌の表層は人・動植物の影響を受けやすく、放射性セシウムは概ね数 cm の深さに存在する。
- ・表層より下に到達した放射性セシウムの降雨浸透に伴う移動速度は、年間数 mm 以下である。

(8) 放射性セシウムの時間経過による移動

- ・汚染土壌中に僅かに存在する水溶性放射性セシウムは、水の移動に伴い下部土壌に浸透するが、速やかに下部土壌に吸着される。
- ・100,000Bq/kg の汚染土壌の埋設を想定して保守的な計算を実施した結果、10cm 下方の間隙水中の放射性セシウム濃度は、100 年を通じて 1Bq/L を下回った。

続いて、本章で得られた中性固化材の知見について以下にまとめる。

(1) 2種類の中性固化材の固化強度

- ・本章で使用した2種類の中性固化材のコーン指数試験結果では、建設発生土として搬出するためのコーン指数 200kN/m^2 を満たすことができなかった。
- ・同様に、建設重機に耐えられるトラフィカビリティを確保する強度発現もみられなかった。
- ・初期強度が発現するまでは短時間で済むが、最終的な反応が終了するまでには、48時間以上を有する必要があることが確認できた。
- ・中性固化材のみで強度を発現させるためには、添加量をさらに増やすか、あるいは

セメントを補強材として混合させる等の検討が必要である。

(2) 中性固化材の定義

- ・ 固化材という用語は、地盤改良用に生産したセメント系固化材や石灰系固化材が根源であり、中性領域で土を固めようとするニーズから生まれたものではない。
- ・ 中性固化材は、凝集効果を固化として表現しているため、必ずしも強度特性に優れるわけではない。
- ・ すなわち、中性固化材とは、改良土自体が中性でなければならない際に使用する凝集効果の大きい改質材であり、セメント・石灰系は、一般の各種処理工で用いられるように、地盤の地耐力増大を考慮した固化材であると言える。

(3) 中性固化材の pH 特性

- ・ pH 試験結果から、石膏系中性固化材は供試体の pH を変化させることなく、中性域を維持することが確認できた。PS 系中性固化材は、固化反応時にアルカリ生成物が生じるため、pH は弱アルカリ性を示す結果となった。
- ・ pH 試験では、4 種類すべてが 1 時間後に測定した後から、72 時間後に測定しても pH の値はほとんど変化しなかったことが確認できた。

上記の結果を考慮すると、本章では、放射性セシウムの環境拡散を長期にわたって抑制するためには、化学的に安定な固体化合物（固化体）内部にセシウムイオンを閉じ込め、安定化した上で、土壌中に埋設する等の処理・処分をする必要があると結論付けた。あるいは、中性固化材の添加量を増やし、建設発生土として搬出できる固化強度を発現できるならば、固化させた汚染土壌を除去・搬出し、中間貯蔵施設で保管させる方法も可能性として考えられる。

また、現行の技術では、ホウケイ酸を主成分とするガラス固化体にセシウムを閉じ込める「ガラス固化法」³⁻³⁴⁾や、酸化モリブテン熔融体に酸化チタン加えを電気分解し、針状のチタン酸固化体にセシウムを閉じ込める「酸化チタン」を用いる方法³⁻³⁵⁾で高レベル（数万年単位で高濃度であり続ける）の放射性物質を処理する場合においても類似した封じ込めのメカニズムが適用されている。しかしながら、高レベルの放射性物質の溶出を抑制するためには、いずれも高度な処理装置が必須なため、溜池に付着している放射性物質とは除染対策としては比較できないように考えられるが、放射性セシウムを封じ込めるメカニズムとしては、参考にできるため中性固化材にも類似したメカニズムの発現が可能であるならば、中性固化材による放射性物質の流出防止にも期待できると推察できる。

溜池の放射性物質対策では、現場条件に即して、工法の施工性、効果性・経済性等を総合的判断して対策工法は決定される。現状の施工実績においては底質除去が採用され、底質固化が工法として選定されるケースは極めて少ないことがわかっている。しかし、図-3.7、3.8 に示した工法を実施し対策を行えば底質固化によって放射線物質を封じ込める対策も可能性があると考える。今後の試験により、中性固化材が、コーン指数を満た

すことが証明できれば、溜池の水環境に配慮できるため、今後の溜池の除染対策の展開として、中性固化材を使用した工法も規模や程度に応じて使い分けていく必要は十分にあると考える。

参考文献

- 3-1) 環境省：放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料（平成 26 年度版），第 1 章，放射線の基礎知識と健康影響，2014.
- 3-2) 農林水産省：森林内の放射性物質の分布状況調査結果について，農林水産省，2014.
- 3-3) 農林水産省：農地土壌の放射性物質除去技術（除染技術）作業の手引き，農林水産省農林水産技術会議 第 1 版，2011.
- 3-4) 今中哲二：チェルノブイリと福島 事故プロセスと放射能汚染の比較，科学，2016.
- 3-5) 農林水産省：福島県内におけるため池中の放射性物質 に関する実態と対策について，農林水産省農村振興局，2013.
- 3-6) 農林水産省農村振興局：福島県内におけるため池中の放射性物質に関する実態と対策について中間とりまとめ概要，2013.
- 3-7) ため池等の放射性物質に関する実態と対策について：農林水産省農村振興局，2014.
- 3-8) 農林水産省：ため池の放射性物質対策技術マニュアル基礎編，2014.
- 3-9) 河田直美・柴野一則・遠藤修・椿雅俊：ため池の底泥固化による放射性物質の流出防止技術，農業農村工学会誌，2016.
- 3-10) 群馬県：農作物の放射性セシウム濃度低減対策について，群馬県農政部技術支援課，2012.
- 3-11) 中尾淳・山口紀子：放射性物質の土壌中での動き，農文協刊，最新農業技術 土壌施肥 vol.4，2011.
- 3-12) 奥村博司・山本純之・稲垣昌代・山西弘城・伊藤哲夫：福島における小規模農業用ため池の放射性 Cs 汚染とその除去，スマートプロセス学会誌 第 4 巻 第 6 号，2015.
- 3-13) 公益社団法人：地盤工学会，土壌中の放射性セシウムの挙動に関するレビュー，2015.
- 3-14) 福島県：福島県内のため池における放射性物質の測定結果について，2016.
- 3-15) 東北農政局：福島県内のため池及び農業用水路における放射性物質の測定結果について，2012.
- 3-16) 福島県：平成 25 年度福島県内のため池等における放射性物質の調査結果について，2014.
- 3-17) 福島県：平成 26 年度福島県内のため池等における放射性物質の調査結果について，2015.

- 3-18) 小原ひとみ・吉川夏樹・小笠真理恵・宮津進：流域面源からの放射性セシウムの流出特性，農業農村工学会大会講演会要旨集，2013.
- 3-19) 塩沢昌・財津卓弥・山野康明：放射性セシウムはどこから水系に流出したのか，農業農村工学会大会講演会要旨集，2013.
- 3-20) 佐藤圭輔・菊地綾華・棚橋弘：夏井川流域における放射性 Cs の発生源と動態予測に関する研究，土木学会論文集，2013.
- 3-21) 吉永育生・島崎昌彦・常住直人：ため池底質における Cs の堆積状況と粒径別 Cs 濃度の比較，農業農村工学会誌，2013.
- 3-22) 杉山浩司：底質の固化・被覆（反転・集積反転工法）によるため池放射性物質の汚染拡散防止，地盤改良 292 号，2016.
- 3-23) 柵木環・青山健治・二平聡・菊池裕貴・福田晃：ため池等農業水利施設の放射能汚染の実態と対策，農業農村工学会誌，2015.
- 3-24) 中村正博・松岡武男・羽田準一・後藤陽八郎：中性固化材を用いた汚泥のリサイクル施工例，地盤工学会 発表講演集，2003.
- 3-25) 今山真治・中村吉男・奥村哲夫・藤田巧・西野博次：港湾浚渫土の粒状固化における石膏系固化材の適用性について，土木学会第 64 回年次学術講演会，2009.
- 3-26) 柵木環・青山健治・二平聡・菊池裕貴・福田晃：ため池等農業水利施設の放射能汚染の実態と対策，農業農村工学会誌，2015.
- 3-27) PS 系 中性固化材「アクアリファイン」カタログ・技術資料
- 3-28) 石膏系 中性固化材「エコハード」カタログ・技術資料
- 3-29) 佐藤健一・押方利郎・武下俊宏：再生半水石膏により改良された土質材料の力学・溶出特性，土木学会西部支部研究発表会資料，2009.
- 3-30) 奥村雅彦・中村博樹・町田昌彦：放射性セシウムの土壌吸着反応における数値シミュレーション解析の進展，RIST ニュース，2013.
- 3-31) 中尾淳：セシウムの土壌吸着と固定，学術の動向，2012.
- 3-32) 西村拓：土壌中の放射性 Cs の移動，土壌物理学会資料，2014.
- 3-33) 公益社団法人地盤工学会：土壌中の放射性セシウムの挙動に関するレビュー，2016.
- 3-34) 小山秀美・平井和彦・池田沙織・櫻井昇・永川栄泰・岡澤立夫・島地英夫・田旗裕也：CRT ガラスを使った放射性廃棄物の固化，東京都立産業技術研究センター研究報告，2013.
- 3-35) 阿部英樹：セシウム吸蔵・安定閉じ込め材料の開発，独立行政法人物質・材料研究機構，2011.

4 復興再開発事業における地盤改良の高度管理

4.1 はじめに

現在、全国的な地震対策として防潮堤補強工事が急務であるが、補強工事の主たる工法は、改良体造成による地盤改良を施すものである。しかし、改良体造成は不可視部であるため、改良体が端部まで造成されているかを確認する必要がある。中でも、ジェット噴流による地盤切削のため、改良径が土質条件等で変わることがある高圧噴射攪拌工法においては、改良径の確認の重要性が特に大きい。そのためには、高圧噴射攪拌工法に適した改良径の確認技術を開発しなければならない。

地震対策としては、防潮堤補強の他に杭基礎の補強なども挙げられる。しかし、杭基礎の補強は地盤中であることや敷地制限・空頭制限などのため、補強方法が限られているのが現状である。このような条件下で行われる杭基礎補強工事の1つに杭基礎耐震補強工法（CPR工法）がある。この工法は、杭の深さ方向の中間付近の地盤をセメント系の材料を用いて改良することで、地震に強い杭基礎構造を構築する工法である。CPR工法の改良体も高圧噴射攪拌工法により造成するが、この出来形を確認する方法として音による確認方法が存在する。その方法とは、改良体の外周部になる計画の位置にガイド管を建て込み、その内部に水中マイクロフォンを挿入し、観測された音によって固化材の到達を判定する方法である。

本章では、このような確認方法をより確実なものとするべく、新たな改良径確認手法を提案する。高圧噴射の改良体造成状況を「見える化」する技術の開発し、またその状況をリアルタイムで示す手法を提案することで、高圧噴射攪拌工法による地盤改良が計画通りに行われているのかを確認できるようにすることを目的とする。

改良体造成状況を確認する実験は、実際に地盤改良を行う現場にて行った。本章では、2重管式高圧噴射攪拌工法による改良体の造成を対象とした。

高圧噴射攪拌工法は、一般に噴射ロッドの先端に取り付けられた噴射ノズルより硬化材とエアを水平方向に噴射することにより地盤を切削して土と固化材を混合攪拌する地盤改良工法である。通常は、噴射ロッドを回転させ、一定時間ごとの数 cm ずつ段階的に引き上げることにより円柱状の大口徑改良杭を造成する。小さなボーリング孔から直徑 2~5m の改良杭を造成できることが大きな特徴であるが、改良杭の径は噴射仕様や地盤強度に左右され、さらに施工技術による部分も少なくないため、施工時に切削状態を把握して、設計造成径が確保されていることを把握することが、品質管理の上で非常

に重要になる

実験は、高圧ジェットであるセメントスラリーが改良径想定位置に届くことを利用して、GSM システムを用い動態計測と多項目水質計を用いた水質測定の種類を行った。

4.2 計測項目

4.2.1 GSM 計測システム

4.2.1.1 GSM 計測システム

GSM 計測システムとは Generalized Spline Measurement Method の略で、地盤や構造物の連続的な変位分布を高精度かつリアルタイムに計測するシステムであり、地盤については地表・地中計測が可能な計測システムである。GSM 計測システムの概念図を図-4.1 に示す。

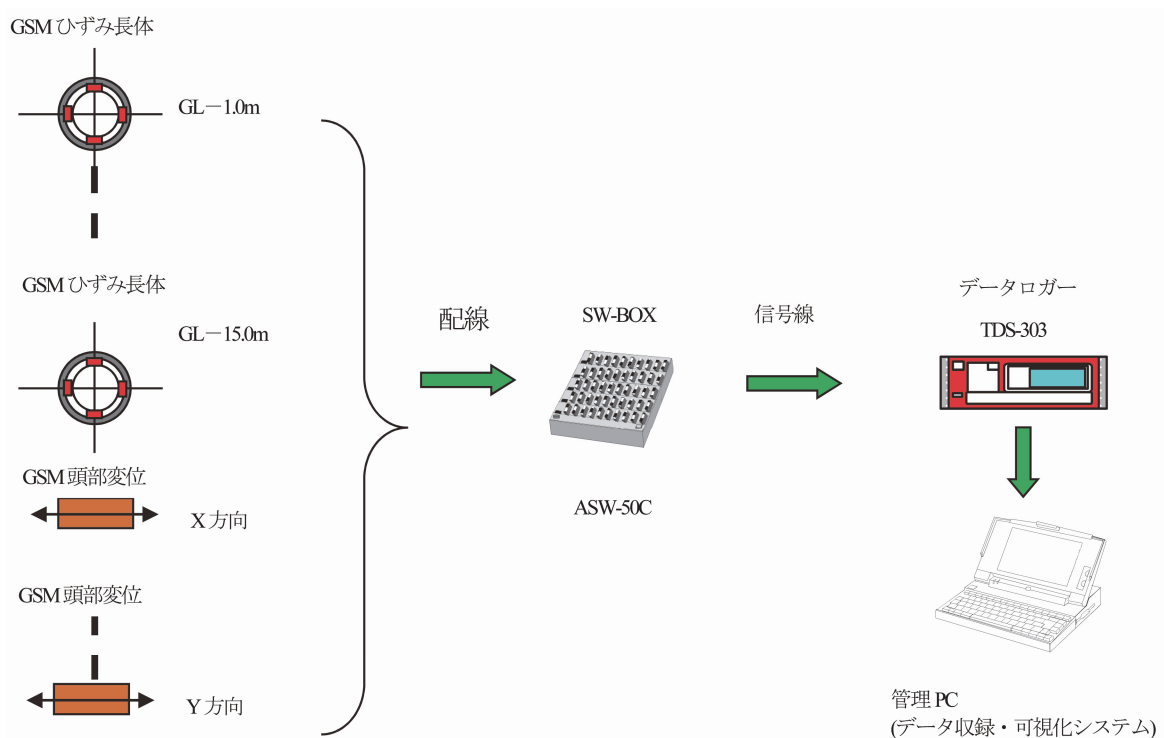


図-4.1 GSM 計測システムの概念図

4.2.1.2 ひずみ長体の設置

ひずみ長体の設置法を図-4.2 に示す。

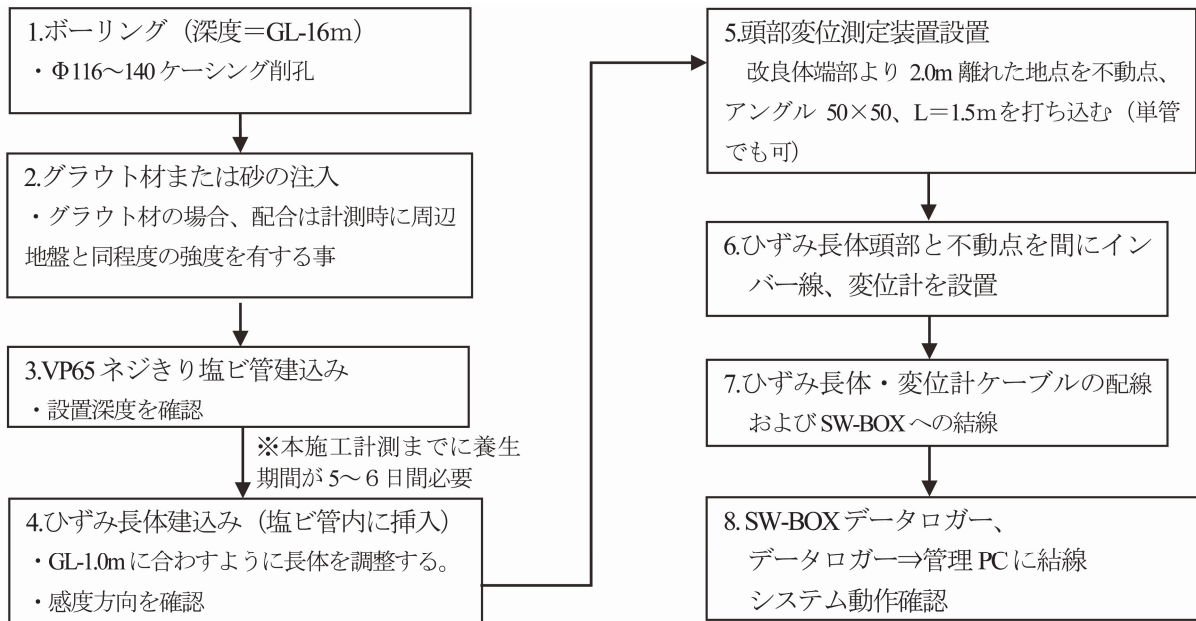


図-4.2 ひずみ長体の設置法

4.2.2 多項目水質計

本章では水質計に pH, DO, 電気伝導率, 濁度, 塩分, 水温など 8 項目を同時測定でき、かつモニタリング及び長時間記録が可能な「ポータブル多項目水質計 WQC-24」(図-4.3 参照) を用いた。



図-4.3 ポータブル多項目水質計 WQC-24

4.3 見える化とリアルタイム計測

4.3.1 現地概要

本章における計測は、神崎川防潮堤現場内にて、GSM 計測システムを用いた動態計

測と、多項目水質計を用いた水質測定のため2回に分けて行った。
 図-4.4、図-4.5に現地のボーリング図を示す。

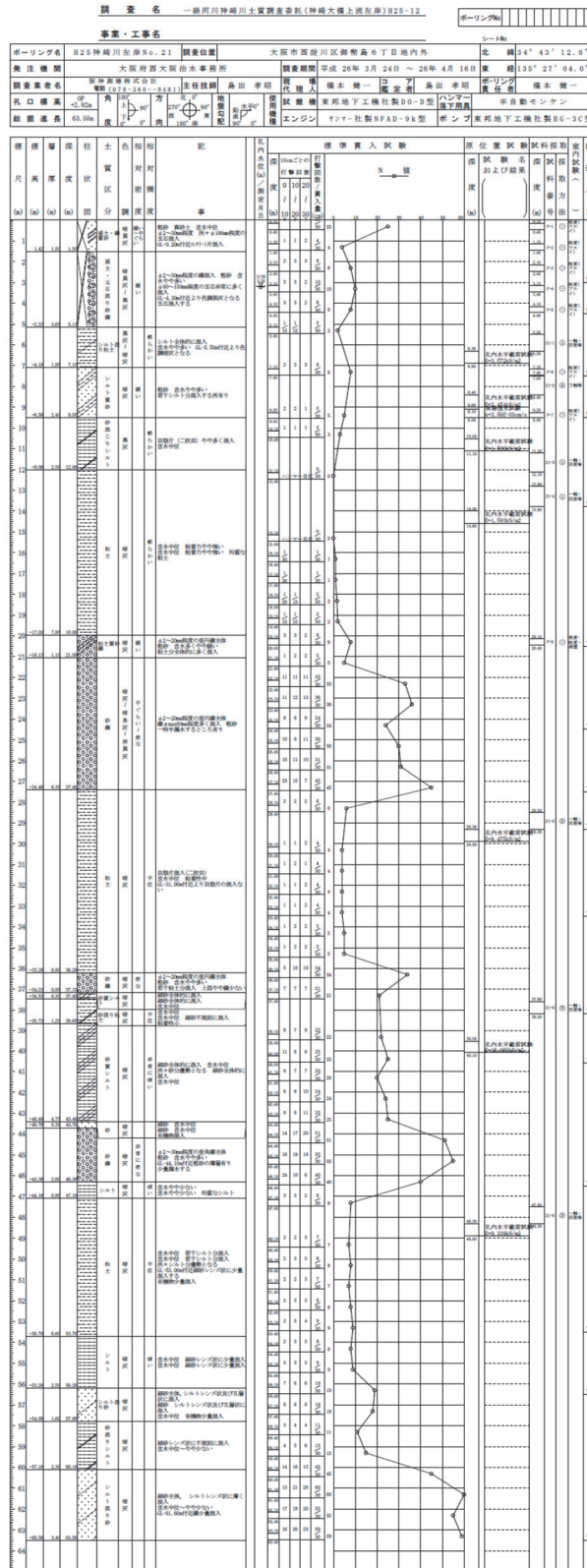


図-4.4 動態測定現場ボーリング図

ニル管 4 本のうち、3 本には底部付近に長さ 5cm 間で $\phi 10$ mm の孔を 17 箇所設置してセメントスラリーが入れるようにストレーナ部分を設けた (pH 測定用)。ストレーナ部分を設けた塩化ビニル管 3 本に pH 測定器 3 台 (設置深度は GL-9.0m, GL-6.0m, GL-3.0m の 3 箇所) を、残りの 1 本にひずみ長体 1 体をそれぞれ設置した。pH 測定位置は深度が深いものから順に 1CH, 2CH, 3CH と表記する。地下水位は 2CH と 3CH の間に存在する。

計測器の配置図を図-4.6 に示す。

造成工程を表-4.1 に示す。

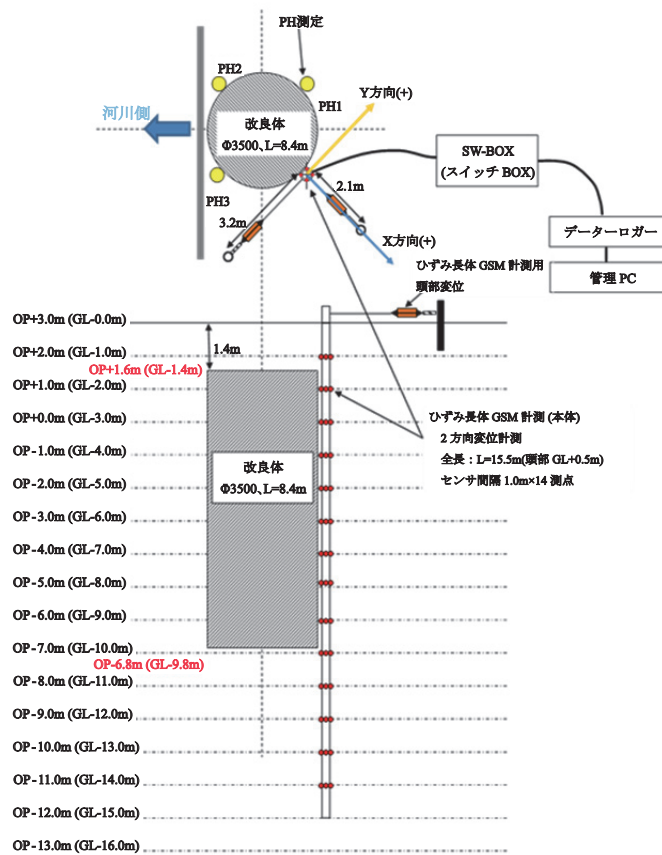


図-4.6 計測器配置図

表-4.1 造成工程

番号	時刻	イベント
(1)	11:04:01	削孔開始
(2)	11:21:01	削孔完了
(3)	11:22:01	造成開始
(4)	11:43:01	中断1回目
(5)	12:02:01	再開1回目
(6)	12:26:01	PH上昇 造成深度GL-5.83m
(7)	12:30:01	中断2回目
(8)	12:33:01	再開2回目
(9)	13:17:01	PH上昇 造成深度GL-2.6m
(10)	13:25:01	造成完了
(11)	15:00:01	計測終了

4.3.2.3 計測結果

動態計測の変位分布図を図-4.7～図-4.10 にそれぞれ示す。

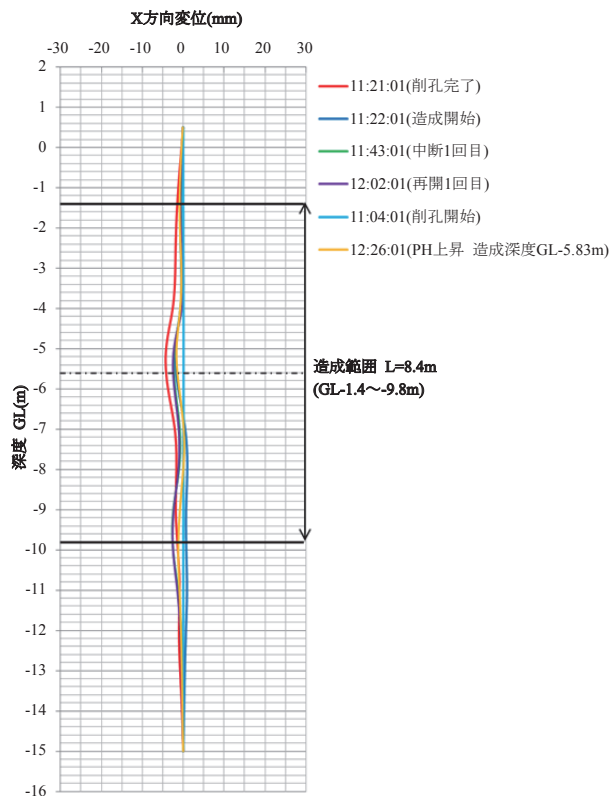


図-4.7 X方向変位（造成前半）

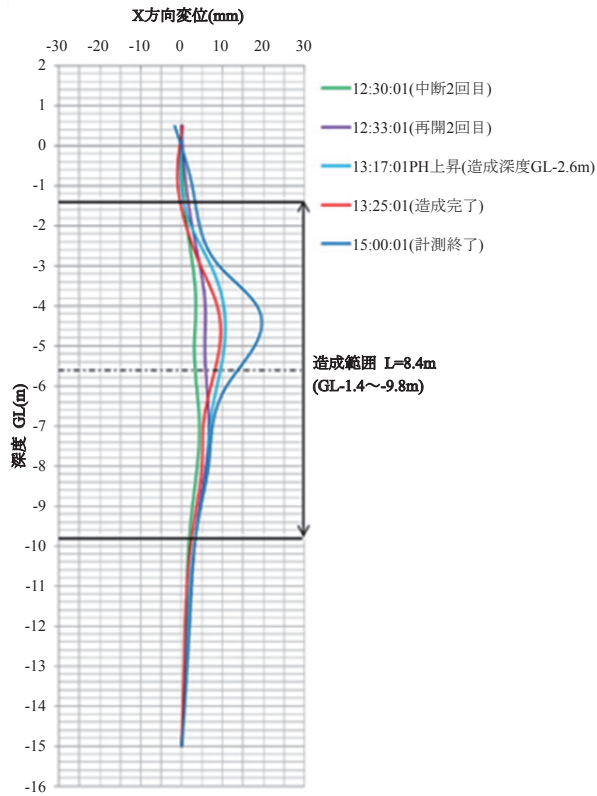


図-4.8 X方向変位 (造成後半)

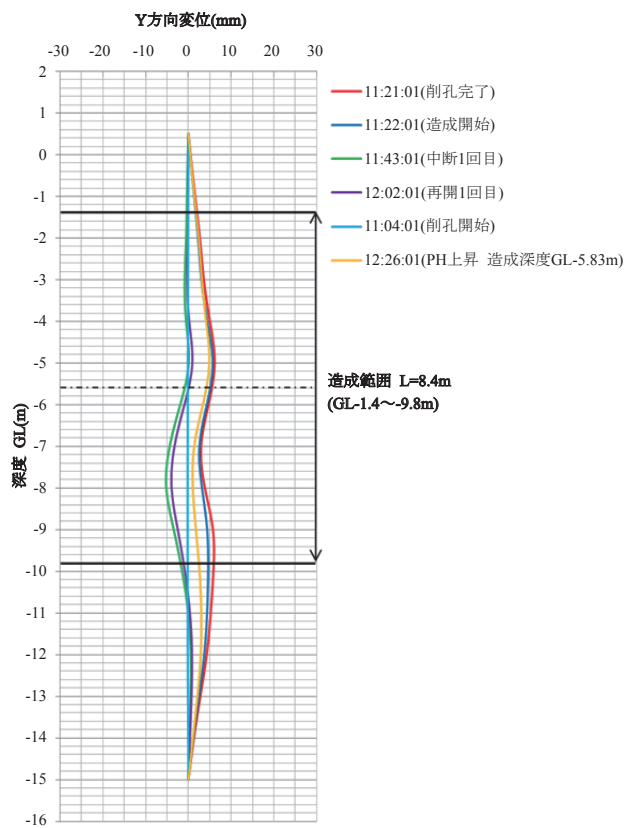


図-4.9 Y方向変位 (造成前半)

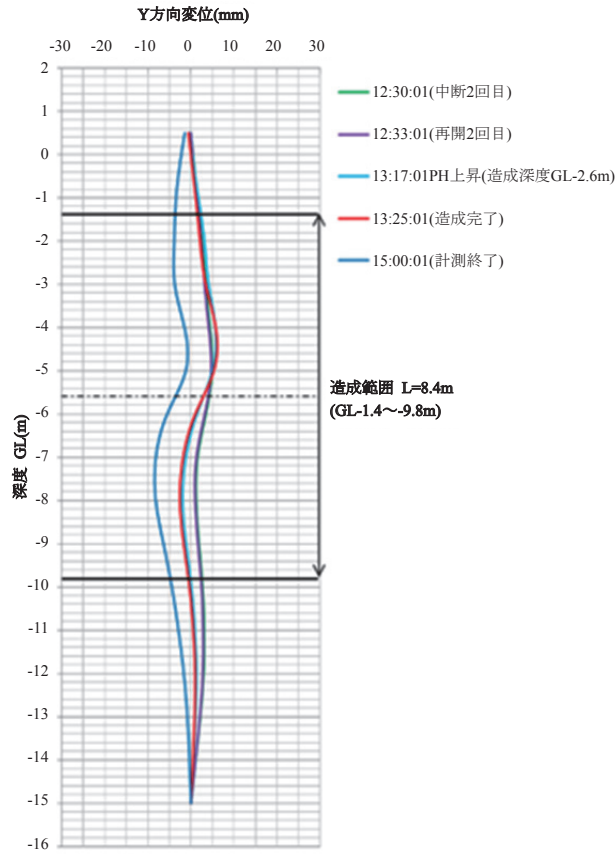


図-4.10 Y方向変位（造成後半）

pH測定結果を図-4.11に示す。

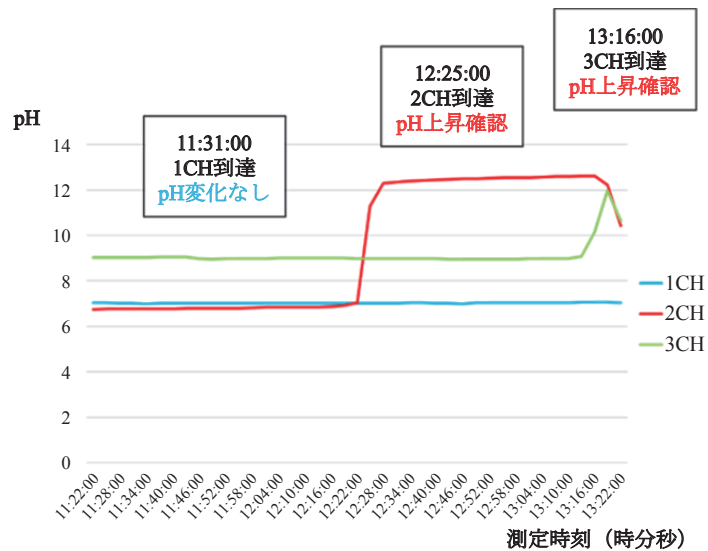


図-4.11 pH測定結果

X方向の変位は掘削が開始されると、一旦、改良体側へ変位したが、造成が開始されると高圧噴射の影響により改良体外側へ変位した。

Y 方向の変位は掘削が開始されると、一旦、回転方向と逆方向（左回り）に変位したが、造成が開始されると、右回りの高圧噴射の影響を受けて回転方向（右回り）へ変位した。

1CH では測定箇所へ到達後、pH の上昇が検出されなかった。原因として次のようなことが考えられる。

- ①直近周辺の既設の改良体造成時に噴射された固化材が、地下水脈などを伝って検出用塩ビ管の周辺までたどり着き、ストレーナ部分を塞いだ。
- ②塩ビ管を建て込む際に、削孔した孔内に残存する泥水の土粒子分が、管設置後に管内に沈降・沈殿し、ストレーナ部分を塞いだ。

2CH と 3CH では各々測定箇所へ到達直後に pH の上昇が確認できた。2CH は 11.3～13.4 程度、3CH は 10.1～12.3 程度まで上昇した。

3CH の pH が最初から高かったのは、砂礫層であり、既に改良された周囲の地下水が影響したものと考えられる。

2CH と 3CH では試験終了後に塩ビ管を引き抜き、ストレーナ部を観察したところ、周囲にセメントスラリーが付着しており、塩ビ管まで高圧ジェットが届いていたことが目視でも確認できた。また、改良体の上部を掘出し改良径も確認したが、ほぼ所定どおりの改良径が造成されていたことも確認した。

以上の結果より、改良径の確保が確認出来たため、GSM 計測システムによる動態計測はリアルタイム計測に用いることが可能である。

4.3.3 多項目水質計による水質測定

4.3.3.1 計測器具

- ・センサーモジュール WMS-24-1×1
- ・ターミナル WQC-24-1×1
- ・管理 PC ×1
- ・塩化ビニル管×3

4.3.3.2 計測方法

4.3.2.2 の pH 測定と同様に、長さの異なる塩化ビニル管 3 本の先を、ストレーナ状に加工し所定の位置に建て込んだ後、水質計 1 台を 1CH の塩化ビニル管に設置する。こちらの計測では造成深度が上がるにつれて、水質計を引き上げ、別の深度の塩化ビニル管に設置し直して計測を行う。

本章における計測項目は、pH、溶存酸素、濁度、電気伝導率、温度、塩分の 6 項目

とし、pH測定値を基準にグラフを作成する。

4.3.3.3 計測結果

1CHの水質計測結果を図-4.12～図-4.16に示す。

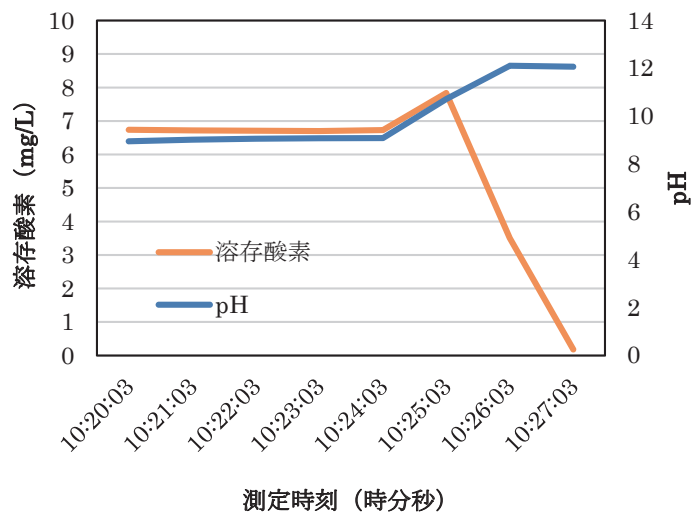


図-4.12 pHと溶存酸素

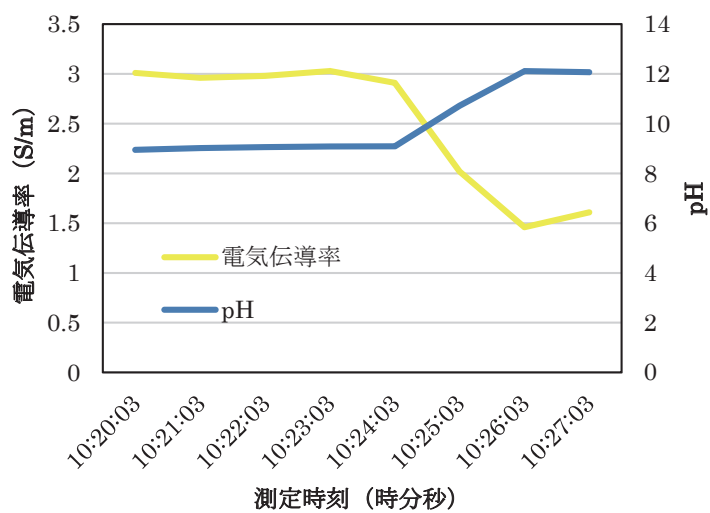


図-4.13 pHと電気伝導率

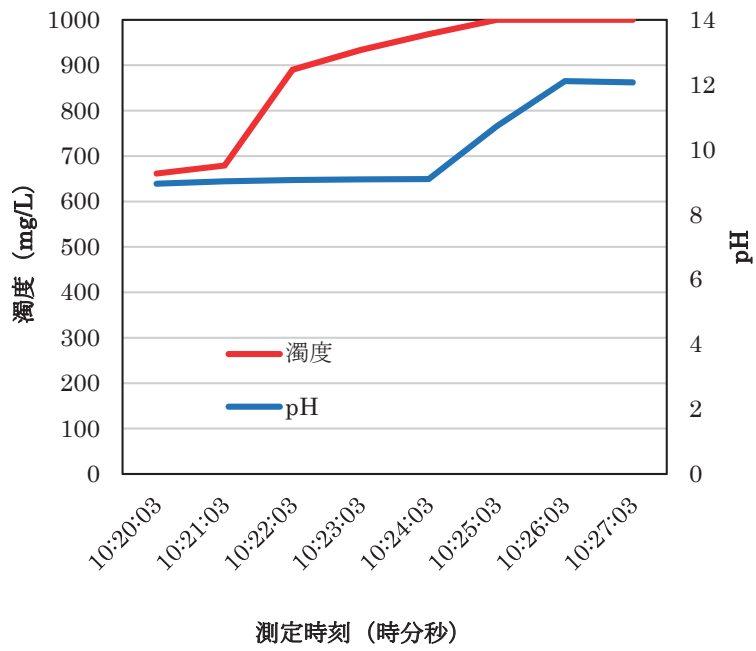


図-4.14 pH と濁度

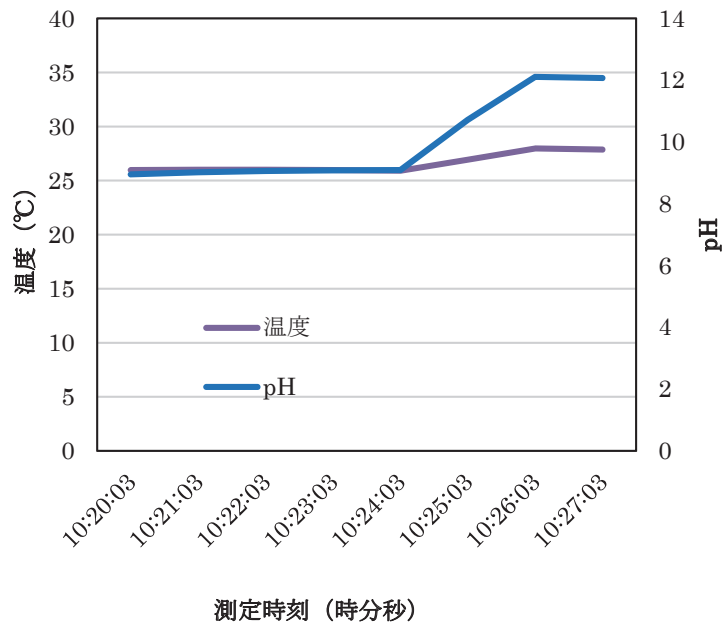


図-4.15 pH と温度

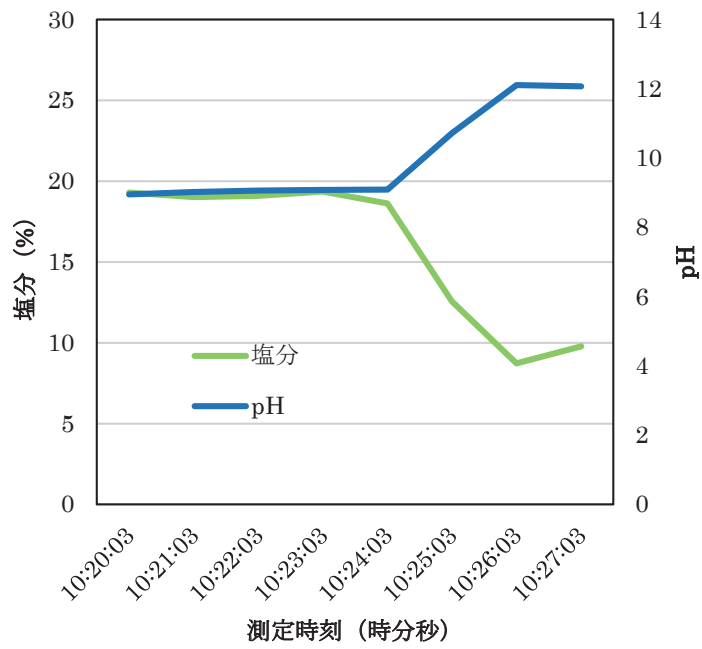


図-4.16 pH と塩分

2CH の水質計測結果を図-4.17～図-4.21 に示す。

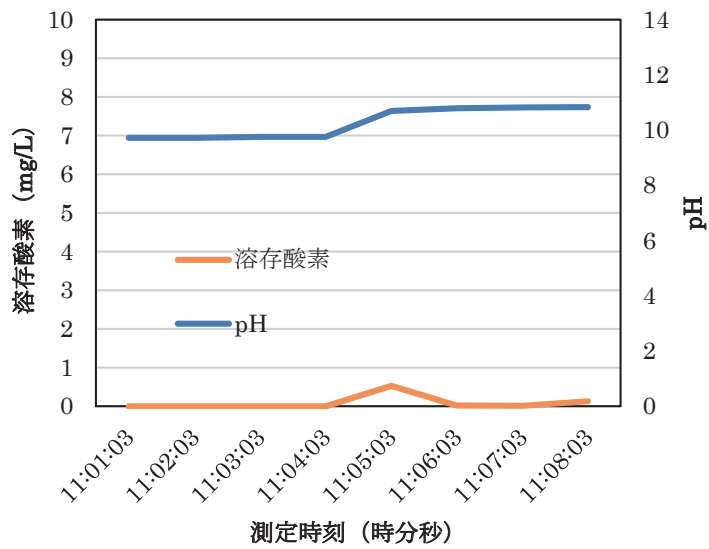


図-4.17 pH と溶存酸素

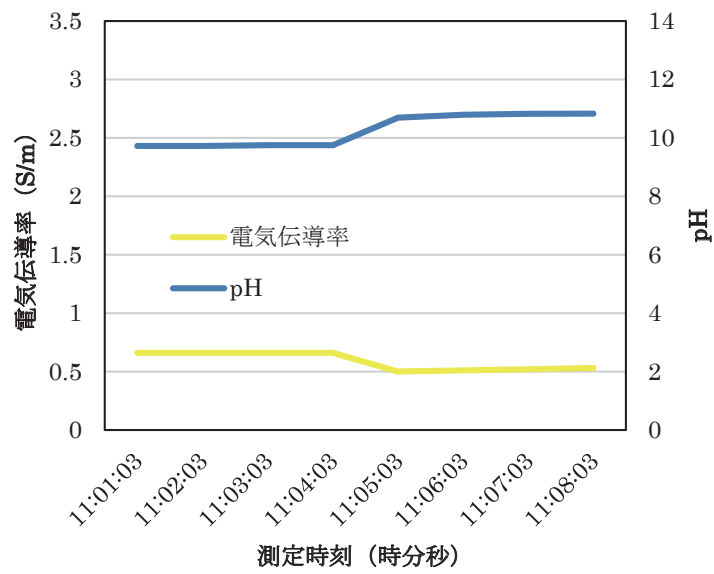


図-4.18 pHと電気伝導率

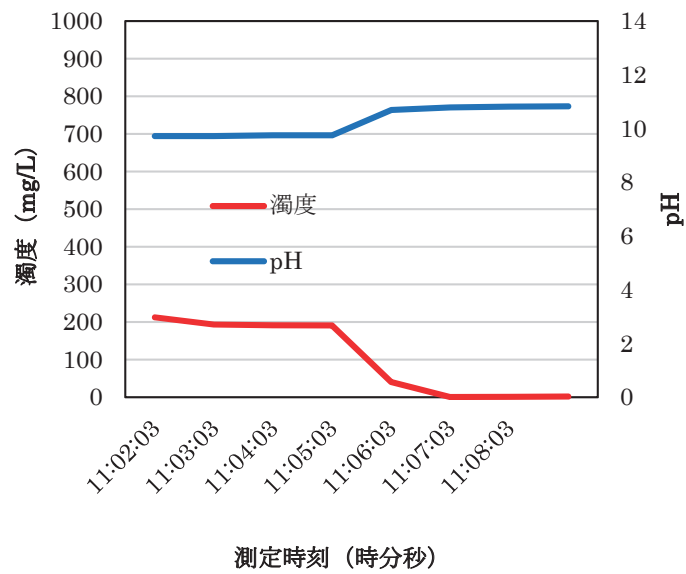


図-4.19 pHと濁度

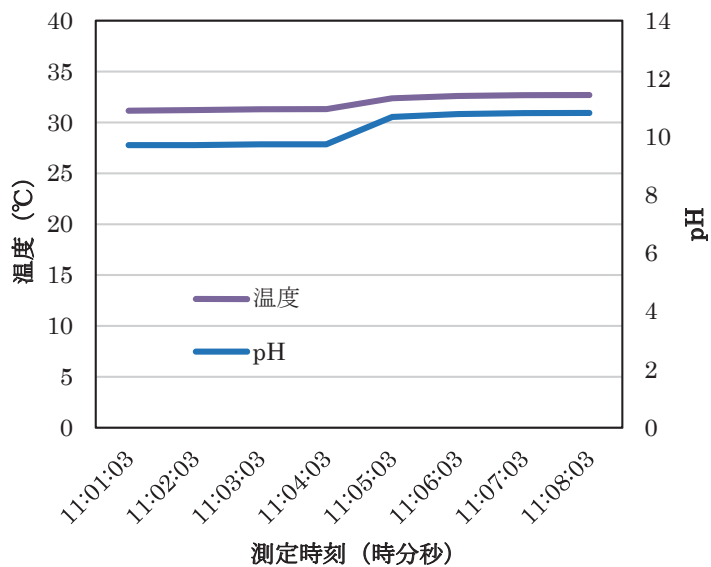


図-4.20 pH と温度

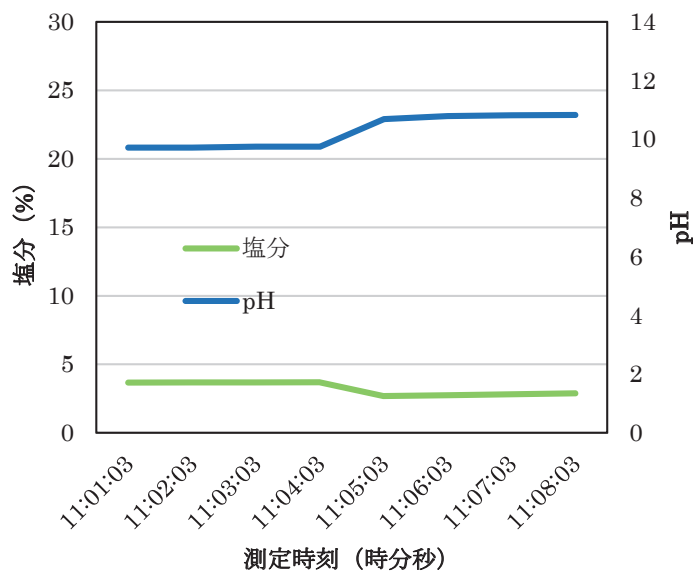


図-4.21 pH と塩分

3CH の水質計測結果を図-4.22～図-4.26 に示す。

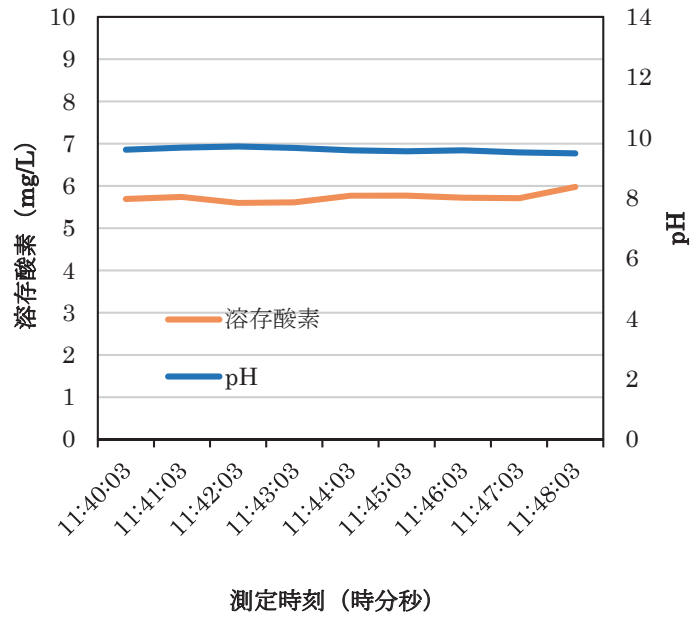


図-4.22 pH と溶存酸素

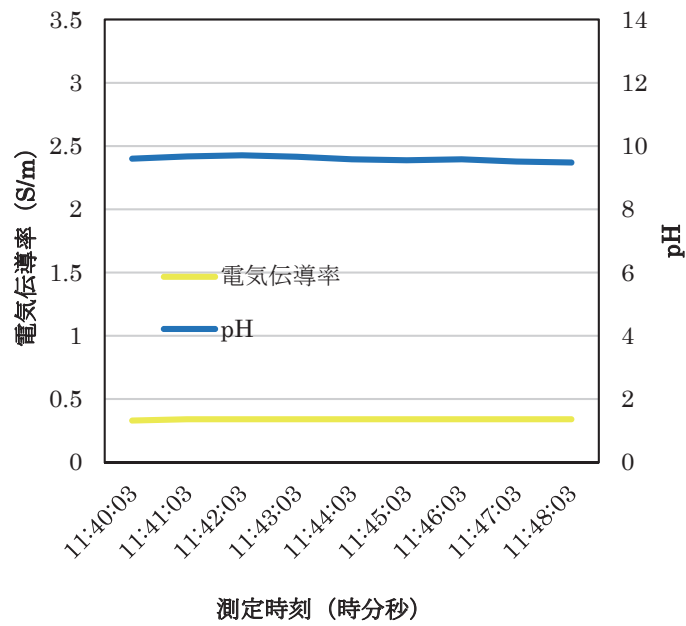


図-4.23 pH と電気伝導率

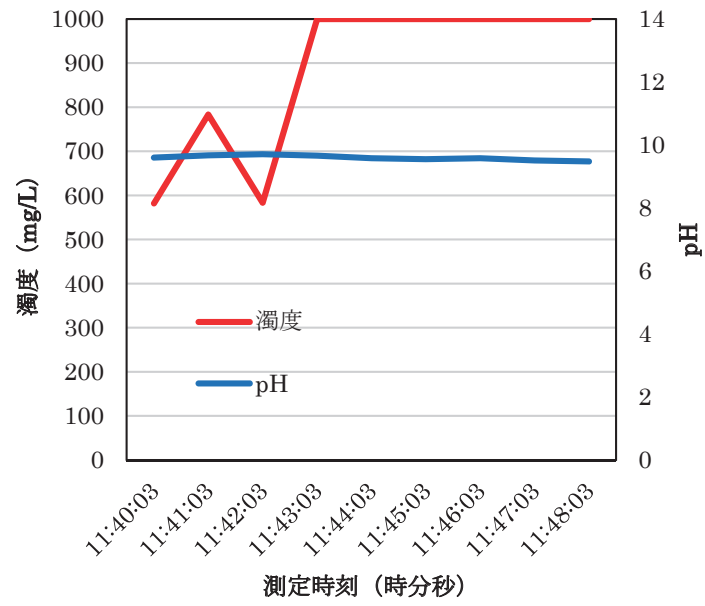


図-4.24 pH と濁度

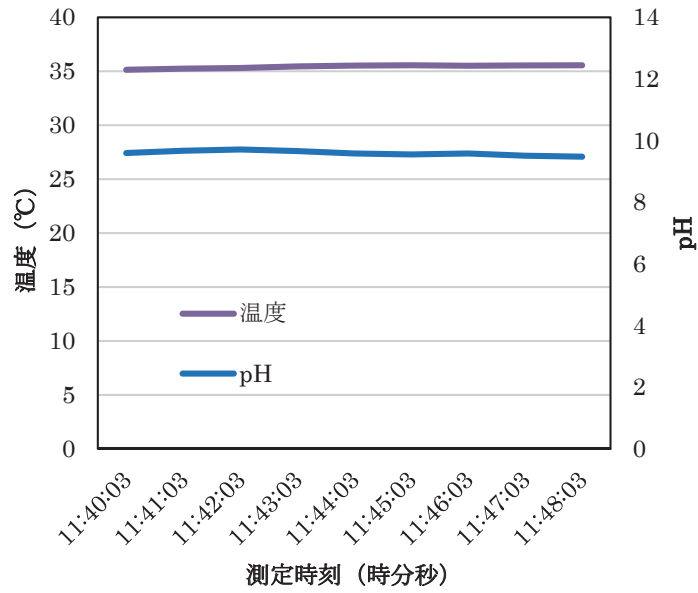


図-4.25 pH と温度

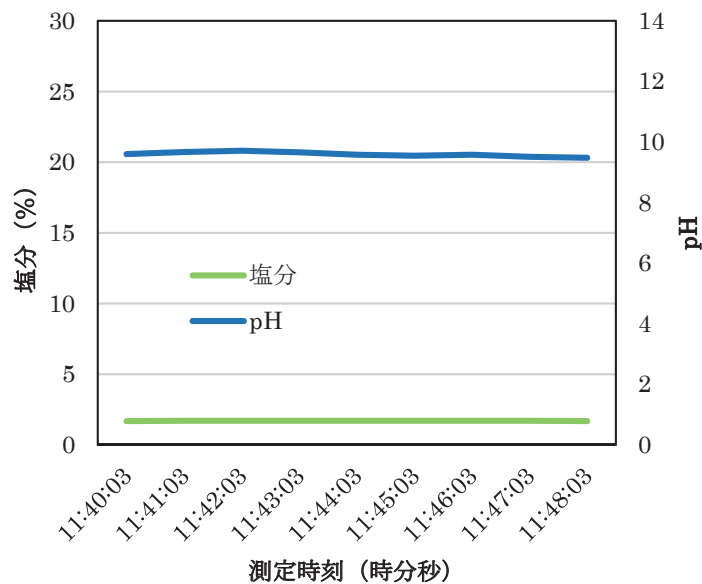


図-4.26 pH と塩分

これらの結果は動態測定でも用いた pH を基準と、他の値と比較したものである。結果の想定としては、溶存酸素は噴射が到達するとその影響により値が減少、電気伝導率はセメントの性質からセメントスラリーが混合することで電気を伝えやすくなり、濁度はセメントスラリーが到達することで急激に上昇し、温度はセメントと水の水和反応により上昇、塩分は地下水がほとんど海水であるためそこにセメントスラリーが混合すると割合として減少すると考えた。

1CH では溶存酸素は減少、電気伝導率は値が低下、濁度は上限まで上昇し、温度は上昇、塩分は減少する結果となった。これは事前に立てた予想と同じ結果となり、またその変化のタイミングが pH の上昇のものと等しかったため、改良径の確認ができたと言える。

2CH では pH の上昇が小さく、他の値の変化もそれに順ずる形となった。計測した値を見ると、到達前の値がすでに 1CH の上昇した値と近かったため、完全に造成が到達する前から検出管にセメントスラリーが浸入していたと考えられる。実際の現場でも到達以前にセメントスラリーが噴出していたという確認がとれたため、この考察は概ね正しいと考えられる。しかし濁度の値はこの考察に当てはまらないため、確実なものとは言えないだろう。

3CH では 2CH 以上に pH 及びその他の値の変化が小さかった。これは 2CH であった到達前のセメントスラリー噴出が影響していると考えられる。また造成が完全に到達後も値の変化がなかったことから、3CH の計測では 2CH 以上にセメントスラリーの事前噴出量が多かったと考えられる。

以上の結果から、1CHについては改良径の確認がリアルタイムで確認できたが、2CH及び3CHでは改良径の確認はできたもののリアルタイム確認ができたとは言えない。しかしこの問題点は、水質計1台を使いまわすのではなく、事前に水質計を削孔数分用意し設置しておくことで回避できる問題なのでこの方法での改良径の見える化及びリアルタイム確認は可能であると考えられる。

4.4 おわりに

本章では、GSM計測システムを用いた動態計測と多項目水質計を用いた水質測定を行った。

GSM計測システムを用いた動態計測では、噴射攪拌が行われる地盤内にひずみ長体を設置することで、地盤とともに変位するひずみ長体の変位を計測し、それを地上で確認するという方法で改良状況をリアルタイム計測できるか実験を行った。計測結果から、噴射方向及び噴射方向に直角な方向の両方において、噴射の動きに応じた変位を確認できた。また同時に測定を行ったpHも、セメントスラリーの到達とともに上昇が確認できたことから、GSM計測システムを用いた動態計測による改良状況のリアルタイム計測は可能であると言える。

多項目水質計を用いた水質測定では、pH、溶存酸素、濁度、電気伝導率、温度、塩分の6項目と改良状況との関係を検証した。測定結果から、動態計測の際に用いたpHと他の5項目の変化のタイミングが等しかったことや、その変化がセメントスラリーの到達によるものであると確認できたため、今回行った水質測定により改良径の見える化が可能であると言える。

GSM計測システムによる動態計測では、改良されている状況を確認することは可能であるが、噴射が地盤を削って押していても変位は生じるため、直接改良径の見える化できるわけではない。そのため、改良径の見える化まで行くとすると、今回のようにpHや他の指標を用いた測定も同時に行わねばならない。

一方、水質測定では見える化とリアルタイム計測が可能であるという反面、動態計測の1CHにおける検出管の詰まりのような測定不良が生じる可能性がある。よって今後は上記のような弱点を補うことのできる計測手法を追究していかねばならない。

また、本章では2重管式高圧噴射攪拌工法による改良体の造成を対象としたが、地盤改良の種類はこれに限らない。よって今後の課題としては2重管式高圧噴射攪拌工法だけでなく、多種多様な地盤改良の状況確認に利用可能な計測方法を追究していくことである。また、多様な現場で利用できるだけでなく、それを手軽にかつ低コストで利用可能な方法を研究し提案していかねばならない。

参考文献

- 4-1) ライト工業株式会社：<http://www.raito.co.jp/project/doboku/jiban/kikai/index.html>,
- 4-2) CPR 工法研究会：<http://www.cpr-m.jp/gaiyou.html>,
- 4-3) 浦野和彦，塚越浩三，佐久間孝夫，万仲茂，峯岸淳一：杭基礎耐震補強工法 CPR 工法の概要と適用事例，基礎工 Vol.44，No.5，pp.42-45，2016.5
- 4-4) 日本基礎技術株式会社：高圧噴射攪拌工法，<http://www.jafec.co.jp/solution/improvement/highpress.php>，2018.11.05
- 4-5) 株式会社オリオン計測：GSM 計測システム，<https://isabou.net/sponsor/godai/gsm/about.asp>,
- 4-6) 株式会社レックス：ポータブル多項目水質計 WQC-24，<http://www.rex-rental.jp/sui/wqc-24.html>，2018/11.05

5 復興再開発事業に伴う建設発生土等の再利用

5.1 はじめに

昨今、建設副産物の廃棄・再利用等の問題が多く取り上げられている。国土交通省による平成 24 年度の建設副産物実態調査を表-5.1 に示している⁵⁻¹⁾。これによると、建設発生土の再利用率は平成 24 年度の再利用率は 88.3%と、平成 17 年度の 80.1%、平成 20 年度の 78.6%に比べ向上はしているものの、より一層の改善が必要となっている。

表-5.1 建設副産物実態調査

(万 ³ m)	H7年度	H12年度	H14年度	H17年度	H20年度	H24年度
土砂利用量	20,474	18,029	30,808	23,367	14,771	22,466
工事間利用	6,120	7,219	6,443	4,986	3,425	4,332
土質改良土	360	942	914	876	744	706
建設汚泥処理土	0	0	0	34	24	26
再生砂	144	324	312	182	147	144
新材	13,850	7,130	5,243	4,650	3,159	2,633
搬入土砂利用量	20,474	15,615	12,912	10,728	7,498	7,841
現場内利用		2,414	17,896	12,639	7,273	14,625
建設発生土利用率	32.4%	60.5%	83.0%	80.1%	78.6%	88.3%

ここで、「建設発生土」とは、建設工事から搬出される土砂であり、廃棄物処理法に規定する廃棄物には該当しない。しかしながら、建設発生土を無改良で廃棄すると、周辺環境に多大な影響を与える。これは、建設発生土が強アルカリ土なためである。建設発生土には主に建設工事時に混入するセメントが混入しているセメントの主成分は水酸化カルシウムで、これが強いアルカリ性を示す。また、建設発生土の分類を表-5.2 に示している⁵⁻²⁾。本章では、この中でも特に発生が多いとされる第 2 種建設発生土の第 2b 種を扱う。

都市域で行われる建設工事で発生する建設発生土の大部分は埋め戻し土に適さないために廃棄物として投棄され、埋め戻しや整地のためには新たに採取した山砂等が搬入される場合が多い。建設発生土は近年増加傾向にあり、環境保全および循環型社会の構築という側面から発生の抑制と再利用の推進が急務とされている^{5-3)、5-4)}。

本章では、上記のような現状を掴み、建設発生土の問題点を具体的に把握したうえで、改良が経済的で、かつ植生基盤層として再利用をする検討を行っている。改良について

は、現在の改良方法を理解したうえで、より経済的な改良を施すことを前提としている。すなわち、中和剤を使用することによって建設発生土の問題点を克服する。さらに、植生基盤層としての再利用の有用性を表す指標として、pH、EC、排水性能、硬度の4種の試験を実施し、また、植栽試験を行うことで以上4種の項目と比較、検証を行うことができ、建設発生土の植生基盤層としての再利用への妥当性を図ることができる。

表-5.2 建設発生土の分類

区分	細区分	コーン指数 q _c (kN/m ²)	土質材料の工学的分類		備考	
			大分類	中分類 土質 {記号}	含水比 w _a (%)	掘削方法
第1種建設発生土 (砂、礫及び これらに準ずるもの)	第1種	-	礫質土	礫 {G}, 砂礫 {GS}	-	排水に考慮するが、降水、浸出地下水等により、含水比が増加すると予想される場合は、1ランク下の区分とする。 水中掘削等による場合は、2ランク下の区分とする。
	第1種改良土		砂質土	砂 {S}, 礫質砂 {SG}	-	
			人工材料	改良土 {I}	-	
第2種建設発生土 (砂質土、礫質土及び これらに準ずるもの)	第2a種	800以上	礫質土	細粒分まじり礫 {GF}	-	
	第2b種		砂質土	細粒分まじり砂 {SF}	-	
	第2種改良土		人工材料	改良土 {I}	-	
第3種建設発生土 (通常の施工性が 確保される粘性土 及びこれに準ずるもの)	第3a種	400以上	砂質土	細粒分まじり砂 {SF}	-	
	第3b種		粘性土	シルト {M}, 粘土 {C}	40%程度以下	
	第3種改良土		火山灰質粘性土	火山灰質粘性土 {V}	-	
第4種建設発生土 (粘性土及びこれに準ずるもの (第3種建設発生土を除く))	第4a種	200以上	人工材料	改良土 {I}	-	
			砂質土	細粒分まじり砂 {SF}	-	
	第4b種		粘性土	シルト {M}, 粘土 {C}	40~80%程度	
			火山灰質粘性土	火山灰質粘性土 {V}	-	
粘土		200未満	有機質土	有機質土 {O}	40~80%程度	
	泥土a		人工材料	改良土 {I}	-	
	泥土b		砂質土	細粒分まじり砂 {SF}	-	
			粘性土	シルト {M}, 粘土 {C}	80%程度以上	
	泥土c		火山灰質粘性土	火山灰質粘性土 {V}	-	
			有機質土	有機質土 {O}	80%程度以上	
			高有機質土	高有機質土 {Pt}	-	

5.2 建設発生土とその処理状況

建設発生土は「再生資源の利用の推進に関する法律」(1991)に関わる建設省令で土質により4種(ずり、掘削土砂、浚渫土砂、現場内改良処理後の土砂)に区分され、それぞれの再利用にあたっての条件が各専門機関によって用途ごとに整理されている(5-5)・(5-6)。

さらに、平成14年には中央環境審議会より、「今後の廃棄物、リサイクル制度の在り方について」が意見され、その中で、汚染土壌以外の建設工事に伴い生ずる土砂については、現在、その約9割が公共事業に伴い生ずるものであることから、まず、その発注者である公共主体が発生土砂の適正な利用や処分を明確にする試みが必要である。具体的には、国の直轄工事において導入され、地方公共団体にも普及しつつあるように、発注者が契約業者に土砂の搬出先を指定するという指定処分を徹底することが必要である。また、掘削土砂の埋め戻し等による建設発生土砂の搬出の抑制や、発生土砂とその土砂利用に係る情報交換の促進およびストックヤードの整備等による工事間利用の促進等の取組を進めるとともに、民間事業についても、指定処分をはじめ、同様の取組を促していくことが必要である。こうした取組を体系的に進め、発生土砂の搬出抑制、適正

な利用および処分を実態的に確保していくことを中心に必要な対策を講じていくことが適当である、との指摘を受けているところである⁵⁻⁷⁾。

一方、建設発生土の再利用されていないものの、一部ではあるが大量の土砂の放置や不法投棄等の形で不適正に処理されており、自然環境、生活環境に多大な影響を及ぼしていることも現状としてはある。また、大量の建設発生土を内陸受入地に搬出する一方、その2割弱の量の新材を購入するといった極めていびつな状況が、さまざまな弊害をもたらしていることも看過できない。新材の購入分を建設発生土、又は建設副産物の再利用で補っていくことでより経済的かつ環境負荷の低減にも繋がると考えられる。

建設発生土が産業廃棄物とされる主な要因としては pH が高く、強アルカリとなることである。植物が生育するうえでの最適 pH は弱酸性から中性程度である。また、アルカリ土壌の場合は土壌中のリン酸が不溶化してしまい、植物が吸収できない形になる。リン酸は植物にとっては重要な要素であり、それが吸収できなくなってしまうことは生育に多大な影響を及ぼすが、リン酸だけでなく、金属が必要とする金属元素もアルカリ土壌では不溶化するため、鉄やマンガン不足による葉の黄色化がみられるようになる。これは植物が行う光合成が順調に行われていないことでもあるため、生育にとっては非常に重要な点である。これらの現状を踏まえると、建設発生土の今後の課題としては以下が挙げられる^{5-8)、5-9)}。

(1) 建設発生土の不適正処理による自然環境への影響

(2) 工事間利用が進んでいないことに起因する、新材採取に伴う自然環境への影響

この課題について昨今議論されているが、確立した手法がないのが現状である。

これまでの建設発生土の改良工法の問題点としては、コンクリート塊やセメントは、pH12 といった高いアルカリ性を示し、土中に入ることで、植物生育に障害を及ぼす。しかしながら、これまでアルカリを中和する決定打に欠けていたというのが現状である。伝統的な手法としては、硫酸第一鉄、硫酸アルミニウム、酸性石膏等、土中で強酸性を示す資材が使われているが、これらは土中で硫酸根が水と反応して硫酸を生成して pH を下げると同時に、残った酸がアルカリ分と反応して塩類を生成し、EC（電気伝導度）を上げる結果となる。EC が上がると塩類過多によって、植物に大きな影響が出る。また pH が元に戻ってしまうリバウンド現象が現れることが多く、アルカリ改良資材の開発は難しい点が多く存在した。このことから、これまでの改良工法よりもより施工性の向上と経済性の向上を目標としている。

5.3 植生基盤層に要求される環境条件

本章で目指す建設発生土の改良後は、植生基盤層として植生の有無であるが、その植生を表す指標として、4種類（pH、EC、排水性能、硬度）を挙げ、それぞれの指標で植生可能な範囲を環境条件（植生条件）とした。

5.3.1 pH

水素イオン濃度指数を示し、一般的な水溶液であれば0～14を示す。pH7を中性とし、値が小さくなるにつれて酸性、値が大きくなるにつれてアルカリ性を示す指標である。極度の酸性、アルカリ性域では植物が育つことは難しい。また、pHの概要を図-5.1に示す。

一般的な建設発生土は、pH12程度なので強アルカリを示す。本章では、このpHを植生に適している中性程度（pH=6～8）にすることが第一目標である。

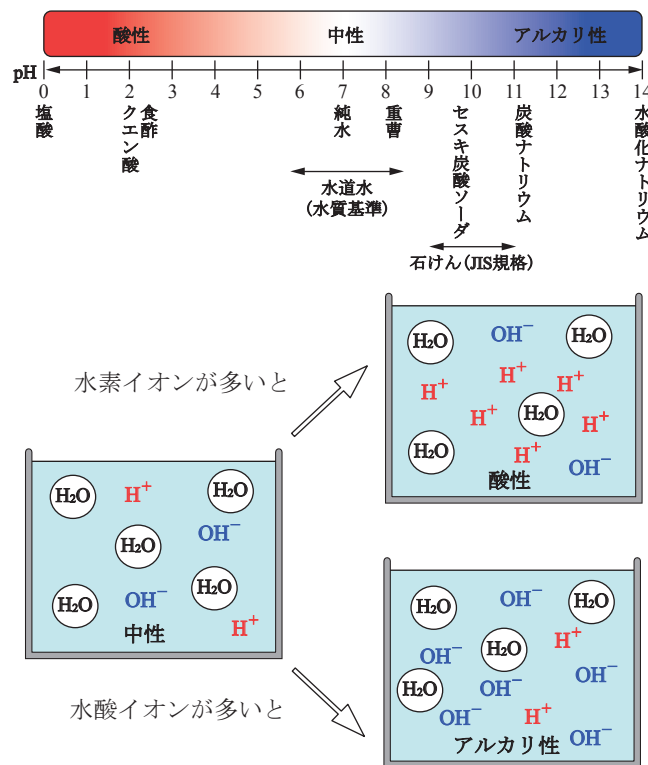


図-5.1 pH概要

5.3.2 EC

一般に電気伝導度と呼ばれる指標で、塩類が溶液になると解離してイオン状態になり、イオンが多くなるほど電気がとおりやすくなることを利用して、土壤溶液中の塩類濃度を

測定する手法である。単位は $\mu\text{S}/\text{cm}$ であり、ジーメンズは電気抵抗の逆数である^{5-10), 5-11)}。

また、作物の根は肥料成分を含んだ土壌水、土壌溶液を通じて大部分の養分を吸収するため、土壌溶液を調べることによって、作物に供給される土壌養分の状態を知ることができる。EC が高すぎると、土中の塩類濃度が必要以上に存在するので植物が育つことは難しい。また、EC が低いと十分な塩類が供給されなくなるため、植物が育つことは難しいと考えられる。

建設工事で発生する建設発生土の EC は植生に大きく影響を与えることはない。しかしながら、これまでの改良工法では、pH を下げる時にこの EC が高くなり、植生に影響を与えるケースが多いため、まずは、pH を下げつつ EC も安定させなければならない。

5.3.3 排水性能

植物の育成に欠かせないものが水分であり、植物の生育過程に影響を与える。このため、排水性能を測定することによって、土壌の植生を知ることができる。

この項目は、これまでの改良工法で大きく取り上げられることは少なかったが、植生の点において水に関する項目は重要であると考えられる。この値が小さいと、土中に水分が保水しにくいということであり、この値が高いと、植物が根から水分を吸い上げ辛い指標になる。

5.3.4 硬度

土壌の硬さを表す指標で、値が大きくなるほど硬いとされている。植物が根を張るという点において、値が大きすぎれば植物は育つことは難しい。こちらの項目も排水性能と同じく、大きく取り上げられることは少なかったが、植生の点において、植物が育つためには根を張ることが必要不可欠であるため重要であると考えられる。

また、既往の研究によるこれらの項目の条件を表-5.3 に示す⁵⁻¹²⁾。

表-5.3 環境条件および植生条件

pH	6~8
EC($\mu\text{S}/\text{cm}$)	400~1500
排水性能(sec)	20~90
硬度(kg/cm^2)	0.0~1.0

5.4 建設発生土および中和剤

本章では、試験結果に統一性を持たせることを考え、建設発生土として使用した試料を現場で採取した建設発生土を元に模擬的に作製した。その成分および植生条件の各項目は、表-5.4 に示している。さらに、本章では建設発生土の pH をアルカリ性から中性に下げることがを目的として 4 種類の中和剤を扱う。

表-5.4 建設発生土の諸特性

使用固化材	セメント系固化材
土質分類	砂
密度(g/cm ³)	1.7
水セメント比(%)	80
pH	11
EC(μS/cm)	600
排水性能(sec)	90
硬度(kg/cm ²)	0.6

5.4.1 クエン酸

一般に、柑橘系に含まれる有機化合物で、ヒドロキシ酸のひとつである。化学式は C₆H₈O₇ である。カルボキシル基を 3 つ有する弱酸性で、食品添加物等で多用されているものである。また、クエン酸の塩はカルシウムイオンとキレート結合するため、水酸化カルシウムが主成分であるセメントとの反応を期待して本章の中和剤として利用している⁵⁻⁸⁾。また、クエン酸には大きく工業用と食品添加用の 2 種類があり、主に不純物の量に違いがある。工業用の方が不純物が少なく、食品添加物の方には不純物が多いとされている⁵⁻⁸⁾。

5.4.2 LCS

発酵によって糖類から多量の乳酸を産生し、かつ、悪臭の原因になるような腐敗物質を作らないものを乳酸菌という。乳酸菌は一般に 6 属に分類されるが、いずれも発酵によって多量の乳酸を産生するだけでなく、比較的低い pH 条件下でよく増殖している。本章では 6 属に分類されるうちの、水溶液にすると酸性を示すアルコールに強い耐性を持っているラクトバシラス属に分類される LCS を用いている。

また、LCS は 40°C 前後が最も繁殖しやすい環境だと言われているが、40°C を超えるとほぼ死滅する。しかしながら、低い温度であれば繁殖は低減されるが、生存状態を維持できる高温に対して脆弱である。他に、LCS は好塩性で塩分濃度が高い環境下では

さらによく増殖している。

5.4.3 木材腐朽菌

木材腐朽菌とは、木材を腐朽させる腐生菌のうち、特に、木材に含まれる難分解性のリグニン、セルロース、ヘミセルロースを分解する能力を持つものである。特にリグニンの分解は現状この菌類のみに限られている。この木材腐朽菌を中和剤として用いるために、建設リサイクル法により、再資源化等が義務付けられている建設発生木材を中和剤として用いた。また、木材腐朽菌の繁殖条件は、適度の水分、温度、酸素および栄養分であり、湿度 85%以上、木材含水率が 20%以上で温度は 20～30℃、高温多湿の環境を好み、酸素を必要とし栄養分は木材に含まれるリグニン、セルロース、ヘミセルロースであるため、本章で用いる試料の環境と合致する。

5.4.4 クエン酸+木材腐朽菌

上で述べたクエン酸と木材腐朽菌を混合したものを試料に加えた。先に、上記 3 つでの試験を行ったのだが、pH の結果において、両者の特徴を生かせるのではと考えた結果、クエン酸と木材腐朽菌を混合させることにした。

また、中和剤の初期 pH と試料に対する重量比を表-5.5 に示す。

表-5.5 中和剤の初期 pH と試料に対する重量比

混合剤	初期pH	重量比
クエン酸	1	12%
LCS	4	50%
木材腐朽菌	6	50%
クエン酸 +木材腐朽菌		12%+50%

5.5 植生基盤層への適用性に関する実験的検討

5.5.1 pH 試験

建設発生土 200g に中和剤をそれぞれの分量（クエン酸 24g，LCS100g，木材腐朽菌 100g，クエン酸+木材腐朽菌 24g+100g）混合し十分に攪拌したものの内、100g を取り出し、それを 250g の水に混合した時を混合直後とし、混合直後、材齢 2 日，4 日，10

日、28日における pH をそれぞれ pH メーターを使用して測定を行う。これにより、混合直後から材齢 28 日までの pH の推移が示され、中和剤の pH の指標についての妥当性を図る。

pH メーターは、ガラス電極と比較電極が存在し、ガラス電極は電極をガラス薄膜で覆ったもので、中は pH7 に調整した塩化カリウム (KCL) で満たされている。ガラス電極内外の溶液の pH が異なることで起電力 (pH が 1 異なると約 60mV) が生じ、ガラス電極外の溶液 (pH を求めたい溶液) に比較電極で浸け、発生した起電力を測定することでその溶液の pH を求めるものである。使用上の注意としては、測定する前後で処理を行う必要がある点である。電極は KOH に浸された状態で保管されているため、まずはイオン交換水で電極を洗浄する。次に、電極の校正を行う。まず、pH7 に調整された標準液に浸し、イオン交換水で再度洗浄した後、pH4 に調整された標準液に浸し、値が安定するまで待つ。値が安定したら校正は完了で、イオン交換水で再度洗浄した後、pH を測定したい溶液に浸し、pH を測定する。使用後は、イオン交換水で洗浄し、KOH に浸すことが重要で、この操作を行わなければ正確な値を測定することは難しい。

5.5.2 EC 試験

建設発生土 200g に中和剤をそれぞれの分量 (クエン酸 24g, LCS100g, 木材腐朽菌 100g, クエン酸+木材腐朽菌 24g+100g) 混合して十分に攪拌したものの内、100g を取り出し、それを 500g の水に混合した時を混合直後とし、混合直後、材齢 2 日、4 日、10 日、28 日における EC を EC 計により測定を行う。これにより、それぞれの中和剤を混合した時の EC の推移が示され、中和剤の EC についての妥当性を図ることができる。

EC 計は、現在実用化されている電気伝導率の測定方式としては、交流 2 電極方式、交流 4 電極方式および電磁誘導方式が存在するが、本章で使用した EC 計は携帯型で交流 4 電極方式のものである。電気伝導度を測定するには被検液中に一对の通電用電極をもった電気伝導度セルを浸漬し、これに電流を流し抵抗を測定し、その逆数を電気伝導度とするものである。直流では電極面と被検液との間に分極と呼ばれる現象が生じて被検液の真の抵抗が測定できなくなるため、測定は交流で行われる。



図-5.2 pH試験ならびにEC試験の概要



図-5.3 pHメーター



図-5.4 ECメーター

5.5.3 排水性試験

建設発生土 200g に中和剤をそれぞれの分量（クエン酸 24g，LCS100g，木材腐朽菌 100g，クエン酸+木材腐朽菌 24g+100g）混合して十分に攪拌したものの内，100g を取り出し，試料を湿潤状態にし，その試料を合成樹脂の濾過容器に入れ，その試料を100g の水が通過するのに要する時間の測定を行う。これにより，試料の排水性能が示され，中和剤の排水性能の妥当性を図ることができる。濾過容器を合成樹脂製のものを使用することによって容器が水分を吸収することを妨げている。



図-5.5 排水性能試験の様子



図-5.6 硬度メーター

5.5.4 硬度試験

建設発生土 200g に中和剤をそれぞれの分量（クエン酸 24g，LCS100g，木材腐朽菌 100g，クエン酸+木材腐朽菌 24g+100g）混合して十分に攪拌したものの内，100g を取り出し，合成樹脂の容器に入れ，硬度計を使用して硬度の測定を行う。

本章では，硬度計はリバウンド式のものを用いている。このリバウンド式の硬度計は，ばねの力でインパクトボディを試料表面にあて，インパクトの位相速度とリバウンドの

位相速度とを被接触で測定し、その測定値から硬度を算出するものである。また、このリバウンド式硬度計での測定は、表面が粗く結晶組織の粗大なものや不均質な表面状態のもの測定にも適しているため本章で使用している。

5.5.5 植栽試験

建設発生土 200g に中和剤をそれぞれの分量（クエン酸 24g, LCS100g, 木材腐朽菌 100g, クエン酸+木材腐朽菌 24g+100g）混合して十分に攪拌したものに、ハツカダイコンの種子を植栽し、発芽の観測を行う。ハツカダイコンは発芽までの期間が 5 日程度と他の植物に比べて短期間である部類になるため、本章で用いた。植栽から 5 日後の発芽の状況を観測し、その他の試験結果と比較する。

5.6 植生基盤層への適用性に関する考察

5.6.1 pH 試験

pH 試験の結果を図-5.7 に示している。pH の植生条件は中性域である 6~8 であった。建設発生土の pH の時間推移は 11 で一定であったため、植生としての効果は期待できないと考えられる。これに中和剤を混合させて pH の変化をみる。

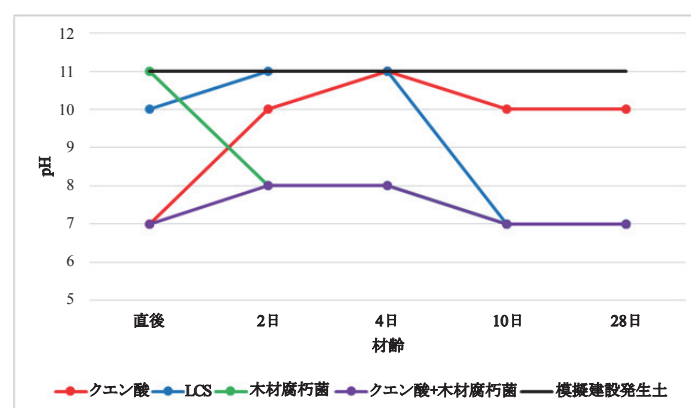
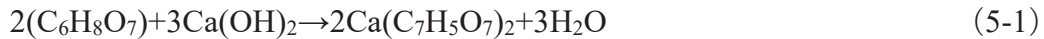


図-5.7 pH 試験の結果

5.6.1.1 クエン酸

図-5.7 より赤で示しているクエン酸を混合した時の pH の時間推移をみると、混合直後に pH が 7 となり低下がみられた。これは以下の化学反応式によるものだと考えられる。

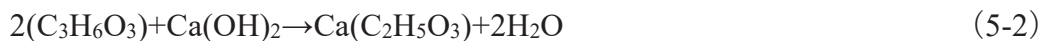


クエン酸に含まれるカルボキシル基がセメントに含まれる水酸化カルシウムと反応し、水を形成することでの中和反応だと考えられる。

しかしながら、材齢が 2 日、4 日と日が増すごとに pH が 10, 11 と上昇し、pH10 で安定していることがみて取れる。クエン酸には大きく 2 種類あり、工業用のものと食品添加用のものがあるが、本章では食品添加用のものを用いたため不純物が多く含まれていたため、上記の中和反応以外に水酸化カルシウムと反応が起きたと考えられる。それによって、クエン酸と反応することがなかった水酸化カルシウムの pH に推移したと考えられる。また、このクエン酸を混合した時の pH の時間推移から、2 日目以降の pH がアルカリ域に戻っているため植物が育つのは難しいと考えられる。

5.6.1.2 LCS

図-5.7 より青で示している LCS を混合した時の pH の推移をみると、混合直後、材齢 2 日、4 日と pH は 10, 11, 11 と変化はみられないが材齢 10 日で pH が 7 まで低下し、さらに 28 日後も安定していることがみて取れる。LCS を建設発生土に混合した時の化学反応式は以下のようなになる。



これは、LCS にとっては低温環境下の中で少量ずつ繁殖し、4 日から 10 日にかけて水酸化カルシウムと反応を起こすのに適した量になり、それが有機物としての役割を担っているため、pH の低下がみられたと考えられる。また、10 日から 28 日にかけて pH が安定したことについても乳酸菌の繁殖が要因にあると考えられる。LCS を混合した時の pH の時間推移より、材齢 4 日以降に pH が減少していることから、材齢 4 日以降であれば植栽は可能であると考えられる。材齢 4 日以前に植栽すると、pH は高アルカリ域にあるため種子が腐食すると考えられる。

5.6.1.3 木材腐朽菌

図-5.7 より緑で示している木材腐朽菌を混合した時の pH の推移をみると、混合直後には pH11 と、LCS と同じく pH に変化はみられないが、木材腐朽菌の場合は 2 日以降、pH が 8, 8, 7, 7 と、中性域で安定していることがみて取れる。これは、前述した木材腐朽菌の繁殖条件（湿度 85%以上、木材含水率 20%以上、温度 20~30℃、高温多湿、酸素の含有）の点においての全てを満たしているためであると考えられる。混合直後に

pH の低下がみられないのは直後では木材腐朽菌の繁殖が十分に行われなかったためであると考えられる。また、木材腐朽菌を混合した時の pH の時間推移より、材齢 2 日目を以降の pH が中性域で安定していることから植物が育つことは可能であると考えられる。また、混合直後では pH の減少はみられないが、混合直後から 2 日目にかけて pH が減少してくることを考えると混合直後から植栽を行っても植栽が可能であると考えられる。

5.6.1.4 クエン酸+木材腐朽菌

図-5.7 より紫で示しているクエン酸と木材腐朽菌を混合した時の pH の推移をみると、混合直後から材齢 28 日まで、pH が 7, 8, 8, 7, 7 と常時中性域であることがみて取れる。混合直後にはクエン酸の効果が発揮され、一時的に pH が減少する。その後 2 日目からは木材腐朽菌が繁殖しているためクエン酸によって減少した pH が安定するということが考えられる。また、木材腐朽菌に対してクエン酸も混合しているため、クエン酸が木材腐朽菌の繁殖を大きく促進させていることも考えられる。クエン酸と木材腐朽菌を混合させた時の pH の時間推移より、混合直後から材齢 28 日まで pH は中性域で安定しているため、植栽が可能であると考えられる。

5.6.1.5 pH 試験結果のまとめ

pH の指標において最も有効であるのは混合直後から中性域で安定していたクエン酸と木材腐朽菌の両者を混合させた場合であることがいえる。また、植生の点で考えると木材腐朽菌と LCS も材齢が経過した後には植生があるとみられるため、有効である。クエン酸のみを混合した場合には材齢 2 日目から強アルカリ域に戻ったため、植生を持たせるのは難しいといえる。

5.6.2 EC 試験

EC 試験の結果を図-5.8 に示している。まず、前述した植生の条件として、EC は 400 ~1500 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) であった。建設発生土の EC をみると 600 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) と条件を満たしている。これに中和剤を混合させた時の EC の変化をみる。

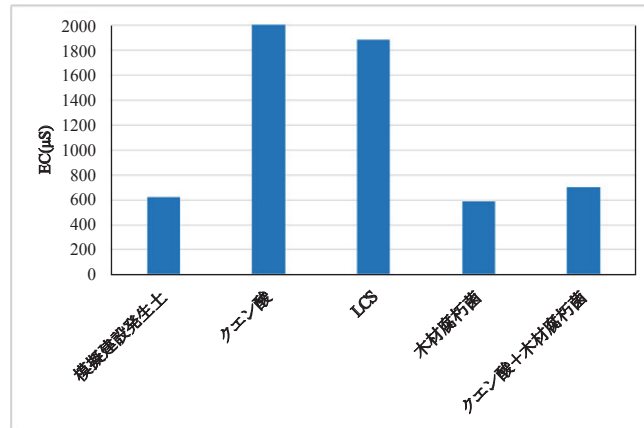


図-5.8 EC 試験の結果

5.6.2.1 クエン酸

クエン酸を混合した場合、EC が大きく上昇し、2000 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) という結果となった。EC は試料の塩類濃度を測定する指標であるため、クエン酸に含まれている塩が EC を大きく上昇させる要因になると考えられる。また、植生の点において、この EC では植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.2.2 LCS

LCS を混合した時の EC であるが、こちらもクエン酸を混合した時と同様に、1900 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) と、中和剤無混合の建設発生土の EC より大きく上昇していることがみと取れる。これは、LCS に含まれている塩が大きく影響していると考えられる。また、LCS は好塩性であることからこの EC は繁殖につながると考えられるが、植生を持たせるといふ観点においてはこの EC が要因となり植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.2.3 木材腐朽菌

木材腐朽菌を混合した時の EC であるが、590 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) と、中和剤無混合の建設発生土と比べると 10 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 減少する結果となっている。これは、木材腐朽菌を混合するために加えた建設発生木材に含まれている、木材腐朽菌が分解することのできなかったセルロース、ヘミセルロース、リグニンが塩を分解したと考えられる。また、本章で用いた EC の単位は ($\mu\text{S}/\text{cm}$) であることから 10 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) というのは微小であるため、木材腐朽菌は EC にはほとんど影響しないと言い換えることができるため、植生の点から、この EC であると植栽が可能であると考えられる。

5.6.2.4 クエン酸＋木材腐朽菌

クエン酸と木材腐朽菌を混合した時の EC であるが 700 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) と、中和剤無混合の建設発生土の EC から 100 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 増加していることが見て取れる。これは、クエン酸に含まれる塩類を建設発生木材中にあるセルロース、ヘミセルロース、リグニンが分解したため、クエン酸のみを混合した時の EC のように大きく増加する現象がみられなかったと考えられる。また、植生の点からこの EC であると植栽が可能であると考えられる。

5.6.2.5 EC 試験結果のまとめ

EC の指標において有効であると考えられるのは、植生条件範囲内に入っていた木材腐朽菌のみを混合する場合とクエン酸と木材腐朽菌を混合する場合である。また、クエン酸のみを混合する場合と LCS のみを混合する場合には、EC が植生条件範囲を大きく上回っているため、植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.3 排水性能試験

排水性能の試験結果を図-5.9 に示している。この指標の植生条件は 20～90 (sec) であったが、建設発生土の排水性能は 90 (sec) であるため条件を満たしている。これに中和剤を混合させた時の排水性能の変化をみる。

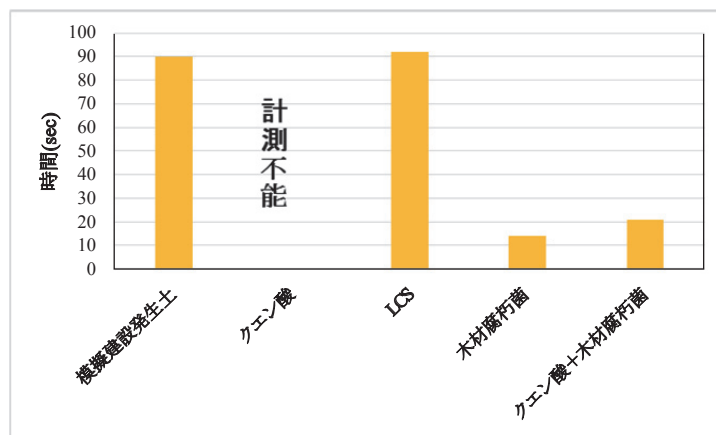


図-5.9 排水性能試験の結果

5.6.3.1 クエン酸

クエン酸を混合した時の排水性能であるが、目視できるほど試料が固結し、排水性能

試験でも 15 分以上水が全て流れることがなかったため、計測不能としている。これは、建設発生土に含まれているセメントの成分である水酸化カルシウムのカルシウムイオンとクエン酸がキレート結合したためであると考えられる。キレート結合とは、金属イオンに対して、1 つの分子が、イオン結合や配位結合による複数の結合を形成し、金属イオンを挟み込むような形で結合したものを指す。このキレート結合によって試料が固結したため、植生の点において、これは水をほとんど通さないということであるため、植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.3.2 LCS

LCS を混合した時の排水性能であるが、90 (sec) と中和剤無混合の建設発生土の排水性能と変化のみられない結果となった。これは LCS には試料を固結させ、または、空隙を開けるといった効果がないためであるといえる。植生の点においては、植生条件を満たしていることから、この排水性能で植栽が可能であると考えられる。

5.6.3.3 木材腐朽菌

木材腐朽菌を混合した時の排水性能であるが、15 (sec) と、中和剤無混合の建設発生土の排水性能の結果を大きく下回る結果となった。これは、木材腐朽菌を加えるために混合した建設発生木材の影響により、試料内に空隙が多く発生したためであると考えられる。空隙が発生することによって、水を通しやすくなったため、排水性能が小さくなったといえる。また、植生の点においては、植生条件範囲内に入っていないため、植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.3.4 クエン酸+木材腐朽菌

クエン酸と木材腐朽菌を混合した時の排水性能であるが 20 (sec) と、中和剤無混合の建設発生土の結果を大きく下回る結果となったが、植生条件の範囲内には入っていた。これは、木材腐朽菌を混合する際に混合した木くずに含まれるセルロース、ヘミセルロース、リグニンによってクエン酸に含まれる塩が分解され、キレート結合が小程度しか発生しなかったことがクエン酸の結果のように固結しなかった要因として挙げられ、建設発生木材による試料内の空隙の増加が排水性能を大きく減少させる大きな要因であると考えられる。また、この排水性能の結果では植生の点において、植生条件範囲内に入っているため植栽が可能であると考えられる。

5.6.3.5 排水性能試験結果のまとめ

排水性能の指標で植生の有効性がある中和剤は、植生条件範囲内に入っている LCS の場合とクエン酸と木材腐朽菌を混合した場合である。また、クエン酸のみを混合した場合では試料が固結するため、植生としての効果は期待できないと考えられる。木材腐朽菌のみを混合した場合は 5 (sec) ではあるが植生条件の範囲外であるため、植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.4 硬度試験

硬度における試験結果を図-5.10 に示している。この指標の植生条件は 0.0～1.0 (kg/cm^2) であったが、建設発生土の硬度は 0.6 (kg/cm^2) であるため条件を満たしている。これに中和剤を混合させた時の硬度の変化をみる。

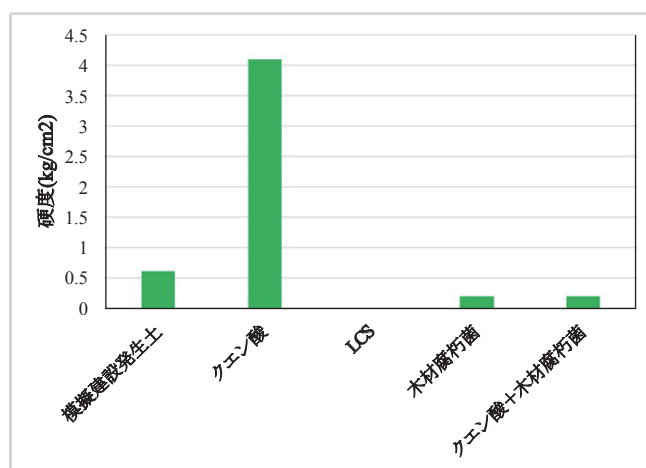


図-5.10 硬度試験の結果

5.6.4.1 クエン酸

クエン酸を混合した時の硬度の結果であるが、4.6 (kg/cm^2) と、中和剤無混合の建設発生土の硬度の結果を大きく上回る値となり、また、植生条件の範囲を大きく外れていることがみて取れる。これは、排水性能の項でも述べた、クエン酸の塩とセメントのカルシウムイオンがキレート結合したためであると考えられる。排水性能試験をした時と同様、硬度試験を行った際にも目視で確認できるほど試料が固結していた。これらの塩とイオンの結合によって硬度が増加したといえる。また、植生の点においては、植生条件範囲を大きく上回る結果となったため、植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.4.2 LCS

LCS を混合した時の硬度の結果であるが 0.0 (kg/cm²) と、中和剤無混合の建設発生土の硬度をさらに下回る結果となった。これは、LCS を液体として混合し、かつ LCS が試料を固結させたり空隙を開けたりする反応をしなかったためであると考えられる。また、植生の点においては、植生範囲内に入っているため、植栽が可能であると考えられる。

5.6.4.3 木材腐朽菌

木材腐朽菌を混合した時の硬度の結果であるが 0.2 (kg/cm²) と、中和剤無混合の建設発生土の硬度を下回る結果となった。これは排水性能の項でも述べた、木材腐朽菌を混合する際に混合した建設発生木材が空隙を作り出したためであると考えられる。この空隙が開くことで土粒子密度が低下し、硬度の減少に繋がると考えられる。また、植生の点においては、植生条件範囲内に入っていることから、植栽が可能であると考えられる。

5.6.4.4 クエン酸+木材腐朽菌

クエン酸と木材腐朽菌を混合させた時の硬度の結果であるが、木材腐朽菌のみを混合させた時と同様、0.2 (kg/cm²) と、中和剤無混合の建設発生土の硬度を下回る結果となった。これは排水性能の項でも述べた、木材腐朽菌を混合する際に混合した木くずに含まれるセルロース、ヘミセルロース、リグニンによってクエン酸に含まれる塩が分解され、キレート結合が小程度しか起こらなかったことがクエン酸の結果のように硬度が増加しなかった要因として挙げられ、木くずによる試料内の空隙の増加が硬度を減少させる大きな要因であると考えられる。また、植生の点においては、植生条件範囲内に入っていることから、植栽が可能であると考えられる。

5.6.4.5 硬度試験結果のまとめ

硬度の指標で植生の有効性がある中和剤は、植生条件範囲内に入っている LCS を混合した場合と木材腐朽菌のみを混合する場合とクエン酸と木材腐朽菌を混合する場合である。また、クエン酸のみを混合した場合には試料が固結したため、植生としての効果は期待できないと考えられる。

5.6.5 植栽試験

植栽試験の結果を図-5.11 に示している。図-5.11 (a) が建設発生土における植栽試験の結果であるが、ハツカダイコンは種子から芽が出ることがなく腐食してしまっている。また、試料はそれぞれ容器の線部分まで投入している。これにそれぞれの中和剤を混合した時の植栽状況の変化をみる。

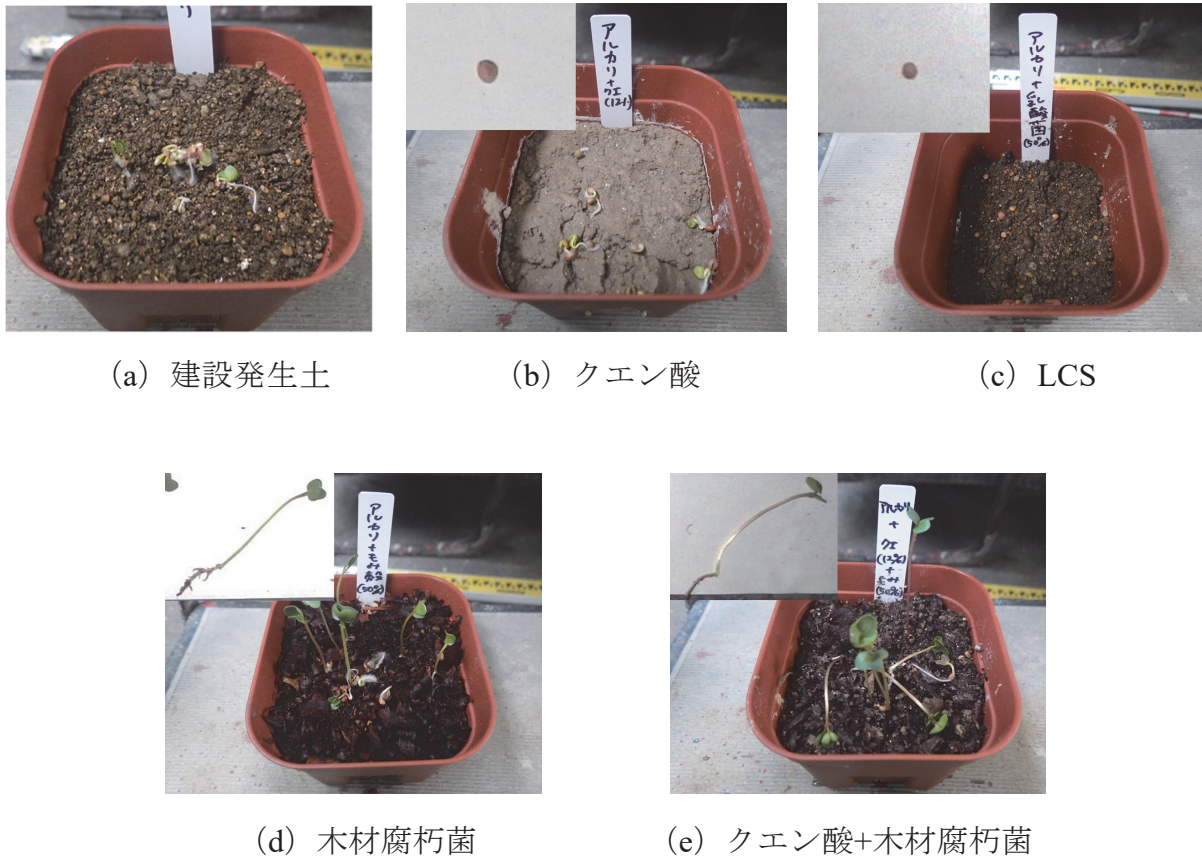


図-5.11 植栽試験の結果

5.6.5.1 クエン酸

クエン酸を混合させた時の植栽試験の結果を図-5.11 (b) に示している。排水性能と硬度の項で述べたように、試料が固結していることがみて取れる。このため、ハツカダイコンの根が張れないため、育つことができなかったと考えられる。また、図-5.11 (b) 左上にあるのが種子の写真であるが、芽が出る様子がみられないことがわかる。これは EC が植生条件を大きく上回っていたことと、試料の pH がアルカリ域であることが要因として挙げられる。また、試料の状態をみると容器の線部分から小程度試料が下がっていることがわかる。これはクエン酸の塩とセメントの水酸化カルシウムによるキレート結合によって、試料の容積が減少したためであると考えられる。

5.6.5.2 LCS

LCS を混合させた時の植栽試験の結果を図-5.11 (c) に示している。左上にあるのが種子の写真であるが、クエン酸を混合した時と同じく種子から芽が出る様子がみられない。LCS はクエン酸の場合と違い、pH は低下していたが、EC はクエン酸の場合と同じく植生条件を大きく上回っていた。また、LCS の場合では植生条件の範囲内になかった項目が EC のみであった。これを踏まえると、植生には pH も大きな要因であるが、EC も重要な指標であることの裏付けになる。また、試料の状態をみると、容器の線部分から大きく下に下がっていることがみて取れる。これは、LCS を液体として混合したため試料の空隙が満たされたため、容積の減少が起こると考えられる。

5.6.5.3 木材腐朽菌

木材腐朽菌を混合させた時の植栽試験の結果を図-5.11 (d) に示している。クエン酸の場合と LCS の場合と比べると木材腐朽菌を混合した場合にはハツカダイコンは発芽していることがみて取れる。左上の種子の状態をみても、発芽が行えており、根も伸びている。このことから木材腐朽菌のみを混合させた場合では植生があるといえる。しかしながら、木材腐朽菌を混合した時の排水性能の指標をみると植生条件の範囲には入っていないが、ハツカダイコンが育つことが観測できる。このことから、排水性能が 15 (sec) であっても植生の点においては問題を持たないといえる。また、試料の状態をみると、容器の線部分から変化していないため、容積の変化はないと考えられる。

5.6.5.4 クエン酸+木材腐朽菌

クエン酸と木材腐朽菌を混合させた時の植栽試験の結果を図-5.11 (e) に示している。木材腐朽菌の植栽試験の結果同様、ハツカダイコンは発芽していることがみて取れる。左上の種子の状態をみても、発芽が行えており、根も伸びている。このことから、クエン酸と木材腐朽菌を混合した場合には植生があるといえる。また、他の 4 つの指標をみてもすべての項目において植生条件の範囲内であることから、この結果は妥当であるといえる。試料の状態は、容器の線部分から変化していないため、容積の変化はないと考えられる。

5.6.5.5 植栽試験結果のまとめ

植栽試験を通して、植栽が可能な中和剤は木材腐朽菌を混合する場合とクエン酸と木材腐朽菌を混合する場合である。また、これらは容積の変化もないことから試料を増加、

減少させるといった作業を省くことができる。クエン酸を混合する場合と LCS を混合する場合では、pH や EC 等の要因から植生がないと考えられる。

5.6.6 中和剤の経済性に関する検討

本章で使用する中和剤は4種であるが、材料については3種である。それぞれの経済性について検討する必要がある。はじめに、クエン酸であるが、本章で使用しているクエン酸は食用性であるため、入手方法は比較的容易でかつ経済性にも優れるかつ環境性にも適していると考えられる。LCS についても本来食用で使用されるものを中和剤として使用しているため、こちらも経済性に優れるかつ環境性にも適していると考えられる。次に、木材腐朽菌であるが、これを建設発生土に混合するために、建設副産物に含まれる建設発生木材を混合しているが、この建設発生木材も建設発生土同様に建設リサイクル法に規定される再資源化重要項目とされている⁵⁻¹⁴⁾。建設発生木材の再資源化率を表-5.6に示しているが、こちらも建設発生土と同様に平成17年度68.2%、平成20年度80.3%、平成24年度89.2%と再資源化率の増加がみられるが改善の余地は多くみられる⁵⁻¹⁾。この再資源化されていない建設発生木材は一般に廃棄物として処理するため、建設発生木材を建設発生土に混合させることで、建設発生土の再資源化率が向上すると同時に建設発生木材の再資源化率も向上させることが可能である。このことから、木材腐朽菌を混合するためにかかる費用は少額、若しくは発生しないと考えられる。このことから、本章で使用する中和剤の経済性は優れていると考えられる。

表-5.6 建設発生木材の再資源化率

(万トン)	H7年度	H12年度	H14年度	H17年度	H20年度	H24年度
場外排出量	632	477	464	471	410	500
再資源化量	234	182	284	321	329	446
縮減率	11	213	131	106	37	26
最終処分場	387	82	50	44	43	28
再資源化率	37.2%	38.0%	61.6%	68.2%	80.3%	89.2%
再資源化縮減率	38.8%	82.3%	90.2%	90.7%	89.4%	94.4%

5.7 おわりに

本章では、高アルカリの建設発生土に中和剤を混合することで植生基盤層としての再資源化を図ることを目標としている。まず、それぞれの中和剤を混合することによって得られた各試験項目における結果について述べる。

クエン酸のみを建設発生土に混合する場合であるが、一番の特徴としては試料の固結である。これはクエン酸に含まれる塩とセメントに含まれる水酸化カルシウムのキレート結合が要因にあるが、このキレート結合による試料への影響として、試料の固結以外に、試料の容積が減少することが観測される。また、第一目標として掲げている pH の中和効果が一時的である。さらには EC 値の多大な増加も観測される。これらの影響が要因となり、クエン酸のみを混合する場合には建設発生土を植生基盤層として再資源化する効果はないと考えられる。

次に、LCS のみを建設発生土に混合する場合であるが、植栽試験においてハツカダイコンの発芽が観測されない。これの主な要因としては、EC 値の多大な増加が挙げられる。電気伝導度として挙げられるこの指標は、試料中の塩類濃度を表す指標であり、植栽における指標として塩類濃度は肥料の濃度と同等である。LCS にはリン酸が含まれているが、リン酸はカルシウムとの結合が非常によく行われるためであると考えられる。リン酸がカルシウムと結合することによって植生の重要元素であるリン酸、カルシウムが欠如するため、発芽が行われないことが考えられる⁵⁻¹⁵⁾。

5 つの試験を通して建設発生土を植生基盤層として再利用するための中和剤で有効であるものが以下の 2 種であった。

- (1) 木材腐朽菌
- (2) クエン酸+木材腐朽菌

(1) の場合では、排水性能の指標において植生条件の範囲外であったにも関わらず植栽試験の項目でハツカダイコンが発芽するところをみると、排水性能の指標において植生条件の 20~90 (sec) を 15~90 (sec) にすることが可能であると考えられる。また、(2) の場合では本章で取り扱う全ての試験において植生条件を満足する結果であったため、植栽試験での結果は妥当なものであると考えられる。

植生基盤層として再利用するにあたっては上記の 2 種が妥当であることが確認できるがそれぞれの経済性について考える必要がある。経済性については 6 章でも述べているように各中和剤においての経済性の問題点はないと考えられる。また、木材腐朽菌に関しては建設リサイクル法に規定されている再資源化の項目である建設発生木材に含まれていることから、建設発生土の再資源化率を増加させると同時に、建設発生木材の再資源化率も増加させることが可能である。

現場での施工性の有無であるが、(2) の場合では混合直後から pH が中性域まで減少するため、現場での施工も容易であると考えられる。また、本章では植生を持たせるとい点から、(1) の場合も混合して 2 日目には pH が下がるため、施工は容易であると考えられる。

参考文献

- 5-1) 国土交通省：平成 24 年度建設副産物実態調査結果参考資料， p.6-8， 2012.
- 5-2) 国土交通省：発生土利用基準について， p1-2， 2006.
- 5-3) 金大雄， 宋ゼェタク， 薛孝夫， 上田智行， 朴錫坤：建設発生土と有機物系廃棄物を用いた植栽基盤の生成について， *Kyushu J. For. Res.*， No. 57， p.1-3， 2004.
- 5-4) 建設省大臣官房技術調査室監修：発生土利用促進のための改良工法マニュアル， 土木研究センター， 1997.
- 5-5) 国土交通省：建設業に属する事業を行う者の再生資源の利用に関する判断の基準となるべき事項を定める省令（平成 3 年 10 月 25 日建設省令第 19 号）， <http://law.e-gov.go.jp/htmldata/H03/H03F04201000019.html>， （2018.11.10 参照） .
- 5-6) 建設省九州地方建設局：建設副産物のリサイクルに向けて， p.1-3， 1995.
- 5-7) 国土交通省：建設発生土等の有効利用に関する行動計画， p.1-3， 2003.
- 5-8) 経済産業省：建設廃棄物リサイクルの現状と課題（第 1 章）， p.1-6， 2000.
- 5-9) 嶋一徹：特集「緑化工におけるリサイクル」にあたって， *日本緑化工学会誌* 第 27 巻第 4 号， p.1-2， 2002.
- 5-10) 斉藤真一， 岸上太樹， 赤木寛一：植物の生育状況から見た高アルカリ建設発生土の中和による土壌性能の改良， 第 40 回地盤工学研究発表会， p.1， 2005.
- 5-11) 田中佑昌， 遠山怜奈， 赤木寛一：強アルカリ土壌の中和とその植生特性に基づく評価， 第 42 回地盤工学研究発表会， p.1， 2007.
- 5-12) 国土交通省都市局公園緑地・景観課：植栽基盤の整備手順案， p7-10， 2012.
- 5-13) 桜井明彦， 今井弘， 江尻哲男：表面培養法によるクエン酸生成の速度について， 北海道大学工学部研究報告第 154 号， p.1-3， 1991.
- 5-14) 環境省：木くずの現状について， p.1-7， 2013.
- 5-15) 日本林業肥料：土壌と土壌の改良材， 植物の栄養と肥料（第 2 章）， 農薬土壌・特殊緑化技術講習会資料， p.1-3， 2010.

6 結 論

本研究による災害復興に資する地盤環境マネジメントの提案は、以下の4項目である。

1) 復興再開発事業における放射性物質の地盤内挙動の評価

本研究では、使用した解析断面において表層部の掘削除去による除染を行う場合、地盤がシルト層・粘土層であるときは、放射性物質は粘土層の上部に滞留してほとんど浸透しないため、その除去方法は効果的である。また、粘土層と砂層が互層であると放射性物質は粘土層の上部に滞留するため、粘土層まで掘削除去すると効果が期待できる。砂層断面の場合、1年経過時では、地盤表層が最も濃度が大きい地点であるが、2年経過以降は、波型に分布し地盤内部に濃度が大きい地点が発生する。砂層の掘削除去による除染を行う場合、経過年数と共に放射性物質の浸透が進行しており、掘削除去の方法は不適切と考える。

砂層の放射性物質の対策工法として、締固め等による透水係数 k を小さくすることで浸透を抑制する方法や、地盤内に遮水工の設置が挙げられる。遮水工を設置することにより放射性物質が遮水工に滞留し、浸透抑制の効果が期待できる。

現在、建設されている中間貯蔵施設には、膨大な量の放射性物質が運搬されるため、高濃度の汚染土が集積される。そのため、Cs セシウムのみを考えても半減期が約30年と長いため、透水係数の低い地盤改良などで造る改良地盤で囲む必要がある。また、貯蔵する放射性汚染土は、十分に乾燥させ、透水係数を下げる必要がある。立地条件としては、地下水に放射性物質が浸透すると広範囲に広がってしまうため、地表面より1m程度下の地盤を採用すべきと考える。地盤要素としては、透水係数の低い粘性土がよいと考える。

本研究では、風雨による飛散・流出、植物等による吸収を考慮していない。これらも考慮した解析を行うと、放射能の濃度がさらに小さくなると考えられる。そのためには、新たなファクターが必要となる。本解析断面は、局所的な地盤であるので、十分に大きな断面においてと、さらには遮水工等の除染対策手法を施した断面で、解析を実施すること重要であると考えられる。

2) 復興再開発事業における溜池除染における放射性物質の流失防止

本研究では、中性固化材が放射性物質を封じ込めることの可能性について論じてきた。ゼオライトが放射性物質を効率よく吸着できる理由として、ゼオライトの骨格構造に含まれる陽イオンの働きによるものが挙げられる。このゼオライトの陽イオンの働きに、イオン同士で中身が入れ替わるイオン交換があるが、イオン交換によって放射性物質が吸着されやすいと言われている。このメカニズムを中性固化材のひとつである PS 系のもので考えると、底泥に PS 系の中性固化材を混合すると、急速に水分を吸収し水和反応とポゾラン反応によりエトリングライトが生成され団粒固化を促進する。また、物理的吸水によってペーパースラッジの多孔質に有害物質等を吸収することが考えられる。

PS 系の中性固化材によって団粒固化し、混合攪拌された汚染土の形状が無数の粒子構造の多孔質粒子を持ち、放射性物質を吸着した土粒子を針状のエトリングライトで包囲しながら、保水性と吸水性を保持できると考えられる。

溜池の放射性物質対策では、現場条件に即して、工法の施工性・効果・経済性等を総合的に判断して対策工法が決定される。溜池で放射性物質の濃度の高い上層と放射性物質の濃度の低い下層を入れ替える対策方法を行えば、底質固化によって放射性物質の封じ込めることも可能であると考ええる。その場合の施工方法、上層部は剥ぎ取り、セメント系固化材で混合・攪拌し、下層部の低濃度部は中性固化材で混合・攪拌して表面に掘りあげて置き、その後、上層部と下層部を入れ替えて各層を十分に転圧する。中性固化材で固められた上層部は下層部を覆土する役割を担う。こうすることで、放射性物質の濃度の高い部分は、下層部となり強度的にも封じ込めることができると考える。上層部は放射性物質の濃度の低いものとなり、中性固化材によって固化され封じ込められると考える。

現在まで滞留水のある溜池除染の多くは、ポンプによる吸引・吸い上げによる底質除去が採用されてきたが、今日の社会情勢の変化等により、かなり滞留水の少ない溜池の除染工事が発注されてきている。こうした場合には、従来のポンプ吸引による底質除去だけでなく、セメント系固化材と中性固化材を併用した固化方法で上層部と下層部の入れ替えによる放射性物質の流失防止を行う方法が良いと考える。

3) 復興再開発事業における地盤改良の高度管理

本研究では、地盤改良工法のひとつである二重管式の高圧噴射工法の GMS 計測システムによる動態計測を行い、施工状況を「見える化」することは出来た。ただし、噴射の圧力によって対象地盤を削って押していても変位は生じるため、直接的に改良径を「見える化」できているわけではない。そのため、噴射時の高圧ミルクの到達による pH の測定を同時に並行で行われなければならない。pH の測定は、施工中の噴射圧の上昇に伴

い噴射ミルクの到達による pH の上昇も確認できるため、施工の「見える化」としては GMS 計測との併用がよいと考える。また今回の施工場所が河川ということもあり、pH と他の 5 項目（溶存酸素、濁度、電気伝導率、温度、塩分）についての関連性について検討してみると、今回の施工で GL-10m の施工底から 2m 上部にある最初のポイントでは、pH の上昇に伴い、溶存酸素が減少し、濁度と温度が上昇し、塩分濃度が低下している。これは、施工中の pH の上昇との関連においても、各項目の変化にマッチしているといえる。

地盤改良の高度管理という視点から見ると、高圧噴射工法は施工状況の「見える化」と改良径の「見える化」が高度管理に深く繋がっており、今回は、二重管式高圧噴射工法による改良体の造成を対象としたが、高圧噴射工法の種類はこれに限らない。二重管噴射工法だけでなく単管式高圧噴射工法、三重管式噴射工法などの適用性について考えるてみると、二重管式高圧噴射は、高圧ミルク+エアの吐出であり、単管式高圧噴射は高圧ミルクのみの吐出であり、三重管式高圧噴射は高圧ミルク+エア+水の吐出の施工である。単管式や三重管式でも噴射圧の管理や pH の到達・上昇といった項目は施工中にも出現することでもあり、高度管理の視点からも二重管式高圧噴射工法と同様な管理が求められる。したがって、二重管式による高圧噴射工法の高度管理は、単管式高圧噴射工法及び三重管式高圧噴射工法にも適用が可能と考える。

4) 復興再開発事業に伴う建設発生土等の再利用

本研究では、復興再開発事業における建物の移設・新築工事の地盤改良工事等で発生するアルカリ性の高い建設発生土を中和剤と混合することにより、植生基盤層としての再資源化を図ることを目標としてきた。植生基盤層として、その植生を示す 4 つの指標として、pH、EC（電気伝導度）、排水機能、硬度を挙げて各指標で可能な範囲を植生条件として研究を重ね、本研究では、アルカリの高い建設発生土の pH を下げる目的で実験を行い、4 種類（クエン酸、LCS、木材腐朽菌、クエン酸+木材腐朽菌）の中から最も有効であったものは、クエン酸+木材腐朽菌であった。また、植栽試験では、ハツカダイコンを用いて試験を行い、植栽が可能なものは、木材腐朽菌とクエン酸+木材腐朽菌の場合であった。本研究における、中和剤として有効なものは、木材腐朽菌、クエン酸+木材腐朽菌であることが確認できた。

中和剤を使用した建設発生土を植生基盤層としての機能を持たせることが可能であることが示された中で、災害復興事業の現場における瓦礫や災害復興事業の建設現場で発生した木材で中和剤として有効な木材腐朽菌を取り出すことは十分に可能と考えられる。植生基盤層を再資源化の観点から考えると、災害復旧の現場で発生した瓦礫を再利用することは、建設発生木材の再資源化率も増加させることに繋がり、同様の現場で地盤改良等で発生するアルカリ性の高い建設発生土も再利用すれば、同時に再資源化率の増加

も期待できる。

中和剤の経済性の観点から見た場合、本研究で使用したクエン酸は食用で比較的容易に手に入りかつ経済性優れ、環境性能にも適している。木材腐朽菌については、災害復興の現場の瓦礫や建設現場で発生する木材を使用することが可能なため経済性は優れているといえる。今後、中和剤の持つ経済性を追究して行けば、更なる向上が期待できる。

謝 辞

社会人として博士課程の地域環境システムを専攻を進めるにあたり、まず、稲積真哉教授に感謝の意を述べさせていただきます。色々と面倒をおかけしましたが、誠にありがとうございました。また、ご指導頂いた諸先生方にも大変深く、感謝申し上げます。社会人で博士課程を専攻することは、会社の業務との両立することが求められ、会社の業務が多忙で非常に苦しいときもありました。その都度、自分自身に問いかけながら、研究を進めてまいりました。そんな折に、稲積先生の励ましの言葉やメールを頂き、幾度となく勇気づけられたことがありました。私が、博士論文をなんとか最後までやり遂げることができましたことは、稲積先生のサポートがあつてのことと、改めて深く御礼申し上げます。最後まで何事も諦めずにやり遂げることの大切さを、この歳になつても感じることができましたことは、私の心の中に糧として残り、今後の自分自身の仕事に立つと考えております。この様な機会に巡り合い、そして、研究を進めることができたことに、しみじみと感謝の念が湧いてきます。

また、同じ時期に入学した久保様には何かと、お世話になり大変感謝いたします。やはり、ひとりよりも二人の方が何かと助け合うことができました。久保様は、人生の大先輩でもあり、研究者としても大先輩でありますから、教えていただくことばかりでしたが、私自身本当に大変に参考になり、ありがとうございました。私も年齢を重ねても、久保様のような、いつまでも探求心を持ちつづけていけたらと思います。

同じ稲積研究室の学生の皆様にも、時には助けて頂き、誠に感謝を申し上げます。若い世代の人と机を並べることなど、考えたこともなかったのですが、若い世代のひとの新鮮な考えに触れて、私自身もフレッシュな発想を持つことができました。今後の仕事などにも役立つと思っております。

最後になりますが、稲積先生をはじめ諸先生のご指導で、論文をまとめることができましたことを改めて感謝を申し上げます。また、家族の支援がかなり大きかったことも忘れることもできません。改めて、家族に感謝を申し上げ謝辞とします。

